

국내 두 폐금속 광산의 중금속오염 인체위해성평가 비교 Comparative Study on the Human Risk Assessment of Heavy Metal Contamination between Two Abandoned Metal Mines in Korea

임태용 · 이상우 · 박미정* · 이상환* · 김순오[†]
Tae-Yong Lim · Sang-Woo Lee · Mi Jeong Park* · Sang-Hwan Lee* · Soon-Oh Kim[†]

경상대학교 지질학과 및 기초과학연구소 · *한국광해관리공단 광해기술연구소
Department of Geology and Research Institute of Natural Science (RINS), Gyeongsang National University (GNU)

*Institute of Mine Reclamation Technology, Mine Reclamation Corporation (MIRECO)

(Received November 3, 2015; Revised November 26, 2015; Accepted November 30, 2015)

Abstract : This study was conducted to propose the methodology of human risk assessment specialized to domestic mine areas and to quantify the human risk of heavy metal (As, Cd, Cu, Pb, and Zn) contamination around two abandoned metal mines. To attain the goals, we established a relevant exposure scenario, including 7 exposure pathways and extracted a variety of exposure factors reflecting the characteristics of inhabitants around abandoned metal mine areas. Finally, carcinogenic and non-carcinogenic risks were compared between two areas, exposure pathways, heavy metal contaminants, and receptors. The total excess carcinogenic risks of two mine areas of concern were calculated to be larger than the acceptable carcinogenic risk (1×10^{-6}), indicating those two areas are not safe for carcinogenic hazard. In addition, the hazard indices of two areas were computed to be higher than unit risk (1), suggesting that the areas of concern have non-carcinogenic risk. Ingestion of crop and intake of groundwater were evaluated to be main exposure pathways contributing to carcinogenic and non-carcinogenic risks within the areas. Also, the results show that carcinogenic and non-carcinogenic hazards were mostly attributed to As and As, Cd, and Pb, respectively.

Key Words : Human Risk Assessment, Abandoned Metal Mines, Heavy Metal Contamination, Carcinogenic Risk, Non-carcinogenic Risk

요약 : 본 연구는 국내 폐금속 광산에 특화된 인체위해성평가 방법을 제시하고, 두 폐금속 광산 지역에 시범적으로 적용하여 광산별 중금속 오염물질(As, Cd, Cu, Pb, Zn)에 대한 인체위해도를 정량적으로 산출하고자 수행되었다. 이를 위해 폐금속 광산에 적합한 7가지 노출경로 등의 노출시나리오를 설정하고, 폐금속 광산 지역 거주 주민의 특성에 맞는 노출인자를 추출하여 인체위해성평가에 활용하였다. 또한 최종적으로 얻어진 발암 및 비발암 위해특성을 광산별, 노출경로별, 오염물질별, 수용체별로 비교 분석하였다. 두 광산 모두에서 총 초과발암위해도가 허용 가능한 위험도인 1×10^{-6} 의 값보다 크게 나타나서 발암위해성이 있는 것으로 판명되었으며, 두 광산에서의 발암위해성은 유사한 것으로 조사되었다. 또한 두 광산 모두에서 성인에 대한 위험지수가 1보다 큰 값을 보여 비발암위해성이 있는 것으로 나타났고, 어린이의 경우에는 위험지수가 1보다 작은 값을 보여 상대적으로 비발암위해성이 낮은 것으로 조사되었다. 비발암위해성은 대정광산에서 봉광산보다 상대적으로 큰 것으로 나타났다. 그리고 발암 및 비발암위해성을 유발하는 주요한 노출경로는 농작물섭취와 지하수섭취로 평가되었다. 어린이의 경우에는 성인에 비해 상대적으로 표토섭취와 표토피부접촉 경로에 의한 발암 및 비발암 위해성이 큰 것으로 조사되었다. 오염물질별 위해성을 살펴보면, 발암위해성은 As, 비발암위해성은 As, Cd, Pb 등으로부터 주로 유발되어 As가 발암 및 비발암위해성의 주요한 오염물질로 조사되었다.

주제어 : 인체위해성평가, 폐금속 광산, 중금속오염, 발암위해도, 비발암위해도

1. 서론

현재, 국내에는 많은 휴·폐 광산이 존재하고 있으며, 그 중 다수의 광산들이 적절한 환경오염 방지시설 없이 방치되어 있는 실정이다.¹⁾ 1990년대 중반 이후로 광산지역의 중금속 오염물질에 의한 환경오염 문제가 제기되면서 이에 대한 복원 및 관리가 주요한 관심사로 대두되어 오고 있다.²⁾

휴·폐 금속광산에 존재하는 폐석 및 광미들은 다양한 유해 금속 및 비금속 성분들을 고농도로 함유하고 있으며, 적절한 환경오염 방지시설 없이 방치된 이러한 폐석 및 광미로부터 중금속 오염물질들이 유출되어 주변 환경 및 생태계에 악영향을 미쳐오고 있다. 특히, 강우나 강풍에 의해

중금속 오염물질을 고농도로 함유한 폐석 및 광미들이 주변 지표수, 지하수 및 토양으로 유출되어 농작물에 전이됨으로써 인근 거주 주민들의 인체 건강에 심각한 위해를 초래하고 있다.^{1,3)}

미국 등 선진국에서는 오래전부터 환경오염이 인체에 미치는 부정적인 영향을 정량적으로 평가하기 위한 시도와 연구들이 활발히 진행되어 다양한 위해성 평가 기법과 프로그램이 개발되었다.⁴⁻⁸⁾ 그러나 우리나라의 경우 1990년대 중반부터 오염토양의 위해성평가에 대한 중요성을 인식하고, 위해성평가에 포함되어 있는 세부적인 변수에 대한 연구를 시작하였고, 2006년에 들어 환경부 토양오염 위해성 평가지침을 제정하여 인체위해성평가를 위한 법적 기반이

[†] Corresponding author E-mail: sokim@gnu.ac.kr Tel: 055-772-1477 Fax: 055-772-1479

마련되었다.⁹⁾ 하지만 이러한 지침을 준용한 위해성평가는 아직까지 활발하게 이루어지지 않고 있는 실정이다.

특히, 오염된 토양의 인체위해성평가를 위해서는 대상 지역의 환경 및 실정을 고려한 노출경로 설정과 더불어 그에 적합한 노출인자들이 사용되어야 한다. 하지만 국내에서는 아직까지 수용체, 환경매질, 오염물질 각각의 특성을 반영한 노출인자들에 대한 설정이 미비되어 국외에서 활용되어진 값들을 이용하여 인체위해성평가가 이루어져 왔다. 이로 인하여 최종적으로 획득된 위해도에 대한 신뢰성을 확보하는데 어려움이 있어 왔다.

따라서 본 연구는 국내 폐금속 광산에 특화된 인체위해성평가 모델을 마련하고자 수행되었다. 이를 위해 폐금속 광산에 적합한 노출경로 등의 노출시나리오를 설정하고, 폐금속 광산 지역 거주 주민의 특성에 맞는 노출인자를 추출하여 인체위해성평가를 수행하였다. 또한 이렇게 마련된 인체위해성평가 모델을 두 폐금속 광산 지역에 적용하여 광산별 중금속 오염토양의 인체위해도를 정량적으로 산출하고, 각 광산별 위해도를 노출경로별, 오염물질별, 수용체별 로 비교하여 평가하였다.

2. 연구방법

2.1. 연구지역

본 연구에서는 두 개의 폐금속 광산을 대상으로 인체위해성평가를 수행하였다. 첫 번째 연구대상 광산인 봉(봉산)광산은 1994년에 폐광되었으며 경상남도 함천군 봉산면 솔곡리에 위치하고 있다. 8개의 갱구에서 광산 활동이 이루어졌으며, 주요광종은 금, 은, 구리, 납, 아연이다. 봉(봉산)광산 지역의 주요한 지질은 시대미상의 편마암상 화강암과 선캄브리아기 편마암으로 구성되며, 백악기 후기에 염기성 암맥이 이들을 관입하고 있다. 광산은 편마암상 화강암 내에 발달하는 열극을 충진한 함금은 석영맥으로 이루어져 있다.^{10,11)} 이 광산은 1926년에서 1931년까지 금 41 kg과 Au, Ag 광석 372 톤을 채광하였고, 1943년에서 1945년까지는 Au 45 kg, Cu 64톤을 생산하였으며, 1981년에는 Au, Ag, Cu 총 3 kg, 1982년에서 1994년까지는 Au 140 g, Ag 4 g을 생산하였다.^{10,11)}

다른 연구대상 광산은 대정(대장)광산으로 경상남도 진주시 지수면 청원리에 위치하고 있으며, 1992년에 폐광되었다. 이 지역에는 13개의 갱구가 발견되며, 주요한 광종은 상기한 봉(봉산)광산과 동일한 금, 은, 구리, 납, 아연이다. 대정(대장)광산 일대 주요 지질은 백악기 경상누층군의 함안층 및 후기에 이를 관입한 불국사 화강암류인 진동화강암(화강섬록암)으로 구성되며, 광산은 함안층 및 화강섬록암 내의 열극을 충진한 함금은 석영맥으로 발달되어 있다.^{10,11)} 이 광산에서는 1967년에서 1968년까지 Au 197 g, Ag 24 kg, Cu 5,935 kg을, 1984년에는 Au 190 g, Ag 104 kg을 생산하였다.^{10,11)}

이 두 광산을 연구대상 지역으로 선정한 이유는, 이 두 광산은 대표적인 비철금속 및 귀금속광산으로서 유해 중금속을 포함한 황화광물이 다량 존재함으로써 광산 활동으로 인한 주변 환경에 대한 중금속 오염 잠재성이 높기 때문이었다. 이러한 중금속 오염에 대한 우려 때문에 환경부에서 수행한 폐금속 광산 환경오염실태조사에서 조사대상 광산으로 선정되어 조사가 이루어진 바 있다.^{10,11)}

2.2. 시료 채취 및 분석

2.2.1. 토양시료 채취 및 분석

봉(봉산)광산 184개, 대정광산 252개 표토시료를 폴리에틸렌 용기에 채취하였다. 광산으로부터 하류방향으로 인접한 농경지를 위주로 표토를 채취하였다. 표토시료 내 중금속 함량 측정을 위해 채취한 토양시료를 풍건시킨 후 100 mesh (0.15 mm)의 표준체로 체거름 하였다. 체거름 한 건조 토양시료 3 g과 질산용액 7 mL, 염산용액 21 mL을 혼합하여 온도를 서서히 올려 환류조건에 도달하도록 하고 2시간 동안 추출과정을 거쳤다. 분해가 완료된 후에 추출액에 적당량의 증류수를 첨가하여 7,000 rpm으로 원심 분리하여 상등액을 0.45 µm 실린지 필터로 여과하여 분석용 시료용액을 제조하였다. 그리고 유도결합플라스마분광기(ICP-OES, 4300, 5300DV, Perkin Elmer, USA)를 이용하여 대상 중금속의 총 함량을 분석하였다.

2.2.2. 수질시료 채취 및 분석

본 연구지역에서 지하수(봉산광산 6개, 대정광산 6개) 및 지표수(봉산광산 5개, 대정광산 5개) 시료는 현장에서 0.45 µm 필터를 이용하여 부유물질을 제거하고 농질산(HNO₃)을 첨가하여 채수병에 채취하였다. 지표수 및 지하수의 인체위해성평가를 위하여 토양시료와 동일하게 유도결합플라스마분광기(ICP-OES, 4300, 5300DV, Perkin Elmer, USA)를 이용하여 대상 중금속의 총 함량을 분석하였다.

2.3. 인체위해성평가 수행방법

일반적으로 인체위해성평가는 유해성 확인(hazard identification), 노출평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment) 또는 독성 평가(toxicity assessment), 위해도 결정(risk characterization)의 4단계로 수행된다.

2.3.1. 유해성 확인

1단계 유해성확인(hazard identification)은 평가대상 부지, 본 연구에서는 폐금속 광산 지역 내 오염물질의 존재여부와 오염물질 종류, 존재하는 오염물질의 유해성을 확인하는 단계이다. 본 연구에서는 위해성평가 대상오염물질로 As, Cd, Cu, Pb, Zn을 선정하였다. 이러한 5종의 중금속 오염물질을 선정한 이유는 크게 세 가지였다. 첫째로 이러한 5종의 중금속은 국내 폐금속 광산 지역에서 가장 빈도가 높게 나타나는 오염물질이기 때문이었다. 두 번째 이유로는

이러한 오염물질들이 본 연구의 위해성평가 대상인 두 폐금속 광산 지역에서 공통으로 존재하는 오염물질이었다. 마지막으로 다른 중금속 오염물질에 비해 인체위해성평가를 위한 독성자료가 비교적 풍부하다는 것이었다.

2.3.2. 노출평가

본 연구에서 고려한 폐금속 광산 지역 중금속 오염에 대한 인체위해성평가를 위한 노출시나리오를 Fig. 1에 요약하였다. 폐금속 광산 지역의 주요한 오염원으로 광미, 폐석, 갱내수, 침출수 등을 고려하였으며, 이러한 오염원들로부터 표토, 지하수, 지표수, 농작물, 실외공기 등의 매체를 통하여 오염물질이 주변 환경으로 전이되는 것으로 노출시나리오를 산정하였다. 또한 인체로 오염물질이 유입되는 주요한 노출경로로서 표토섭취, 표토피부접촉, 표토호흡(비산), 지하수섭취, 지표수피부접촉, 농작물섭취, 실외공기호흡(휘발) 등의 7가지를 고려하였다. 마지막 노출경로인 휘발에 의한 실외공기호흡 경로는 수온과 같이 휘발성이 큰 중금속 오염물질이 포함된 경우에 고려할 수 있는데, 본 연구에서는 휘발성이 없는 5종의 중금속 오염물질을 대상으로 하였기 때문에 마지막 노출경로는 고려하지 않았다. 그리고 오염물질에 노출되는 수용체는 크게 어린이와 성인, 성인의 경우에는 남성과 여성, 그리고 거주자와 작업자로 구분하였다. 본 연구에서는 광산지역 거주자를 대상으로 하였고, 성인 남성과 여성, 그리고 어린이 등의 세 종류의 수용체를 평가 대상으로 고려하였다.

먼저 각 노출경로별 인체 노출량, 즉 일일 평균 노출량 (average daily dose, ADD)은 각 환경매체별 시료로부터 측정된 중금속 오염물질의 농도로부터 산정한 노출농도와 Table 1에 주어진 식들을 이용하여 계산하였다. Table 1의 노출량 산정식들에 포함된 다양한 노출인자들은 각 인자들이 나타내는 특성을 반영하여 수용체 인자(Table 2), 오염물질 인자(Table 3), 그리고 환경매질 인자(Table 4) 등으로 구분하여 여러 자료들을 이용하여 획득한 후 정리하였다. 특히 수용체 인자는 평가대상 지역 거주민들의 특성을 잘 반영한 값들이 이용되어야 인체위해성평가의 신뢰성을 확보할 수 있지만, 지금까지 수행된 대부분의 인체위해성평가들에

Table 1. Equations for calculating the average daily dose of each exposure pathway

Media	Exposure pathway	Equation for average daily dose*
	① Oral (mg/kg-day)	$\frac{C_s \times CR_s \times CF_1 \times ABS_{GI} \times EF \times ED}{BW \times AT}$
Surface soil	② Dermal (mg/kg-day)	$\frac{C_s \times (AF \times ABS_D \times CF_1) \times SAe \times EF \times ED}{BW \times AT}$
	③ Inhalation (suspended soil) (mg/m ³)	$\frac{C_s \times ABS_{mh} \times (TSP \times fr_s \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1}{AT}$
Ground water	④ Oral (mg/kg-day)	$\frac{C_w \times CR_w \times EF \times ED}{BW \times AT}$
	⑤ Dermal (mg/kg-day)	$\frac{C_{sw} \times Th_w \times SA_w \times ABS_D \times EF \times ED \times CF_2}{BW \times AT}$
Crop	⑥ Oral (mg/kg-day)	$\frac{C_c \times BCF \times CR_p \times ABS_{GI} \times EF \times ED}{BW \times AT}$
	⑦ Inhalation (volatilization) (mg/m ³)	$\frac{C_s \times EF \times ED \times 1/VF}{AT}$, where, $VF = \frac{Q/C_{vol} \times \sqrt{(3.14 \times D_A \times T)} \times 10^{-4} (m^2/cm^2)}{2 \times \rho_b \times D_A}$ $D_A = \frac{(\theta_a^{10/3} \times D_i + H + \theta_w^{10/3} \times D_w)/n^2}{(\rho_b \times K_d + \theta_w + \theta_a \times H)}$

*C_s: Exposure conc. of surface soil (mg/kg);
 C_w: Exposure conc. of groundwater (mg/L);
 C_{sw}: Exposure conc. of surface water (mg/L);
 C_c: Exposure conc. of crop (mg/kg); The other parameters in the equations are given in Table 2~4

서는 국외 자료 또는 우리나라 전체 인구에 대한 통계값을 이용하였다. 따라서 본 연구에서는 우리나라 폐금속 광산 지역 주변에 거주하는 주민들의 특성을 반영한 수용체 인자를 추출하기 위하여 국립환경과학원에서 2007년에서 2011년까지 5년간 수행한 폐금속 광산 주민건강영향조사 결과를 활용하였다.¹²⁻¹⁶⁾ 성인남성 2,834명, 성인여성 4,248명, 그리고 어린이 285명을 대상으로 하여 체중, 신장, 노출기간, 평균시간 등을 획득하였다(Table 2). 먼저 체중(body weight, BD)의 경우 국내 오염토양 위해성평가지침에서는 한국 노

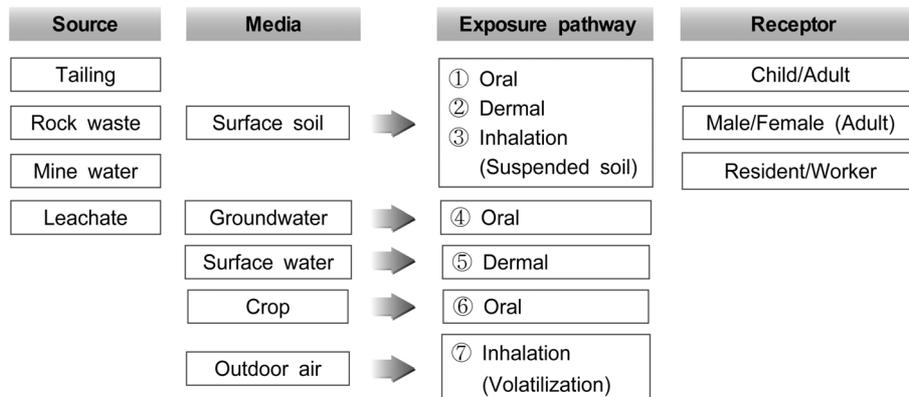


Fig. 1. Exposure scenario for human risk assessment of heavy metal contamination in abandoned mining areas.

Table 2. Exposure factors specified for residents around abandoned metal mine area

Parameter	Abbreviation in Table 1	Unit	Value			Reference
			Adult male	Adult female	Child	
Body weight	BW	kg	59.9	57.7	36.0	12~16
Exposure duration	ED	years	48.4	41.9	8.2	12~16
Average time	AT	days	28,656	31,047	29,908	17
Exposure frequency	EF	days/year	350	350	350	18
Surface area of body for dermal contact of soil	SA _e	cm ² /day	4,212	3,903	2,978	12~16, 19
Surface area of body for dermal contact of water	SA _w	cm ² /day	23,000	21,312	16,261	20, 21
Soil-skin adsorption coefficient	AF	mg/cm ²	0.07	0.07	0.20	22
Water-skin adsorption thickness	Th _w	cm	2.34E-03			22
Retention of soil particles in lung	Fr	-	0.75			6
Intake rate of soil	CR _s	mg/day	50	50	118	20
Intake rate of ground-water	CR _w	L/day	1.66	1.35	1.00	20
Intake rate of crop (cereal)	CR _p	kg/day	0.440	0.386	0.336	20

Table 3. Exposure factors related to the properties of heavy metal contaminants

Parameter	Abbreviation in Table 1	Unit	Value					Reference
			As	Cd	Cu	Pb	Zn	
Gastrointestinal absorption coefficient	ABS _{GI}	-	0.950	0.025	0.570	ND	ND	25
Dermal absorption coefficient	ABS _D	-	0.030	0.140	0.100	0.006	0.020	26
Inhalation absorption coefficient	ABS _{IH}	-	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	6
Soil-crop bio-concentration factor	BCF	-	0.029	0.081	ND	0.007	0.100	27, 28

ND=not determined

Table 4. Exposure factors related to the properties of environmental media and conversion factors

Parameter	Abbreviation in Table 1	Unit	Value	Reference
Amount of suspended particles in air	TSP	mg/m ³	0.07	6
Fraction of soil in suspended particles in air	frs	-	0.50	6
Conversion factor 1	CF ₁	kg/mg	1.00E-06	-
Conversion factor 2	CF ₂	L/m ³	1.00E+03	-

출계수 핸드북(ME)²⁰의 값인 성인 62.8 kg, 어린이 16.8 kg을 제시하고 있다. 본 연구에서 사용한 수용체의 체중은 폐금속 광산 주민건강영향조사의 자료를 바탕으로 통계처리한 후에 얻어진 평균 체중인 성인남성 59.9 kg, 성인여성 57.7 kg, 그리고 어린이 36.0 kg값을 이용하였다. 또한 노출기간

(exposure duration, ED)은 일생을 통해 오염물질에 노출되는 총 연수를 의미하는데, 미국의 경우 주거용지에서는 30년, 상업·공업용지에서는 25년을 기본값으로 제시하고 있으며(US EPA),²¹⁾ 호주에서는 토지이용도를 구분하지 않고 30년을 기본값으로 제시하고 있다(NEPC).²³⁾ 우리나라의 경우 대표값이 제시되기 전까지 주거지역 30년 그리고 상업·공업지역의 경우 25년을 적용할 것을 권고하고 있으나,⁹⁾ 폐금속광산 주민건강영향조사의 자료를 통해 주민들의 평균 거주기간인 성인남성 48.4년, 성인여성 41.9년, 그리고 어린이 8.2년을 적용하는 것이 보수적인 위해성평가 결과를 얻는데 타당할 것으로 보았다. 평균시간(average time, AT)은 사람의 평생 동안의 노출을 고려하는 발암위해도 평가에서 중요한 인자로, Table 1의 노출량 산정식들에서 보는 바와 같이 평균시간이 짧으면 노출량이 증가하여 잠재적 발암위해도가 커지고, 평균시간이 길어지면 잠재적 발암위해도는 작아진다. 미국 환경청(US EPA),²¹⁾ 호주(NEPC),²³⁾ 영국(EA)²⁴⁾ 등에서는 위해성평가 시 실제 평균수명보다 적은 70년을 권장하고 있으나, 본 연구에서는 의료기술의 발전에 따른 평균 수명 증가 현상을 반영하기 위하여 2013년 기준 기대수명자료¹⁷⁾인 성인남성 78.51년, 성인여성 85.06년, 그리고 성인남성과 성인여성의 기대수명의 평균인 81.94년을 어린이의 평균시간으로 적용하여 각각 일수로 환산하였다. Table 1에 나타난 바와 같이 표표피부접촉에 의한 노출량 산정 시 토양 피부접촉체표면적(SA_e)과 지표수피부접촉에 의한 노출량 산정 시 물 피부접촉체표면적(SA_w)을 이용하고 있다. 이들 인자들을 계산하기 위해 먼저 체표면적을 산정하였다. 본 연구에서는 우리나라 성인남성, 성인여성, 어린이의 체표면적을 산출하기 위하여 폐금속 광산 주민건강영향조사 보고서의 폐광산주민의 평균 체중(BW)과 신장(height, HW)을 Lee¹⁹⁾에 의해 제시된 체표면적 산출공식(식 (1))에 대입하여 계산하였다.¹²⁻¹⁶⁾ 그 결과 체표면적은 성인남성 16,848 cm², 성인여성 15,612 cm², 그리고 어린이 11,912 cm²로 산정되었다.

$$\text{체표면적} = 73.31 \times \text{BW}^{0.425} \times \text{HT}^{0.725} \quad (1)$$

US EPA²¹⁾은 성인과 어린이의 체중과 신장을 이용하여 산출된 체표면적에서 의복착용을 제외한 체표면적의 25%를 토양 피부접촉체표면적(SA_e)으로 제시하고 있다.²⁾ 본 연구에서도 이와 같은 폐광산 지역 주민의 신장과 체중을 적용하여 산출된 체표면적의 25%를 토양 피부접촉체표면적(SA_e)으로 고려하여, 성인남성 4,212 cm², 성인여성 3,903 cm², 그리고 어린이 2,978 cm²의 값을 도출하였다. 지표수 피부접촉에 의한 노출량 산정 시 이용되는 물 피부접촉체표면적(SA_w)은 국내 자료의 부족하여 US EPA²¹⁾에서 제시한 성인남성 23,000 cm²를 기준으로 하였으며, 성인여성과 어린이의 경우 토양 피부접촉체표면적(SA_e)에서의 성인남성에 대한 성인여성과 어린이 체표면적의 비를 고려하여 계산하였다. 그 외 토양-피부간 흡착계수(AF)와 물-피부간

흡착두께(Thw)의 경우 국내 자료의 부족으로 US EPA 자료²²⁾로부터 획득하였다. 또한 본 연구에서는 토양, 지하수, 농작물 섭취에 의한 노출경로를 고려하여, 이들에 의한 오염물질 인체노출량 산정에 있어 Table 1과 같이 일일토양섭취량(CRs), 일일지하수섭취량(CRw), 일일농작물섭취량(CRp)이 필요하다. 일일토양섭취량(CRs)은 오염된 토양의 섭취에 의한 경로 고려 시 중요한 인자로서 본 연구에서는 국내 제안된 자료가 없는 성인남성과 성인여성의 토양 섭취량은 US EPA²¹⁾ 제시값과 동일하게 50 mg/day를 이용하였으나, 어린이의 경우 ME²⁰⁾의 한국 노출계수 핸드북에 분별 내 알루미늄 분석을 통해 추정된 값인 118 mg/day을 이용하였다. 일일지하수섭취량(CRw)은 미국과 네덜란드의 경우 위해성 평가 시 2 L/day, 어린이 1 L/day로 적용할 것을 권장하고 있으나, 여기에서는 ME²⁰⁾ 한국 노출계수 핸드북의 자료를 이용하여 성인남성 1.66 L/day, 성인여성 1.35 L/day, 그리고 어린이의 경우에는 자료 부족으로 국내 오염토양 위해성평가지침에서 제시한 1 L/day를 그대로 사용하였다. 농작물섭취는 폐광산지역의 인체위해성평가 시 중요한 노출경로로서 이에 의한 노출량을 산정하기 위해서는 일일농작물섭취량(CRp)이 검토되어야 한다. 본 연구에서는 두 폐금속 광산 지역 인근 농경지에 공통적으로 넓게 분포된 논에서 생산되는 쌀만 고려하였다. 쌀의 섭취량(CRp)은 ME²⁰⁾ 한국 노출계수 핸드북의 자료에서 제시된 곡류의 섭취량을 참고하여 성인남성 0.440 kg/day, 성인여성 0.386 kg/day, 어린이 0.336 kg/day 값을 이용하였다. 그리고 토양-농작물 생축적 계수(bio-concentration factor, BCF)는 국내외 자료^{27,28)}를 이용하여 획득하였으며, Table 1의 6번째 노출경로인 농작물섭취에 의한 노출량은 Table 3에 제시된 각 중금속 오염물질별 BCF와 Table 6의 표토노출농도(Cs)를 이용하여 계산하였다. 지금까지 언급한 수용체 특성과 관련된 노출인자의 오염물질 및 환경 매질 특성과 연관된 노출인자들은 각각 Tables 3과 4에 정리하였다. 대부분의 노출인자들에 대한 국내 자료가 없어서 주로 국외 자료를 적용하였다. 특히 상술하였듯이 Fig. 1과 Table 1에 있는 노출경로들 중 마지막 7번째 경로는 본 연구에서 고려되지 않았기 때문에 이와 관련된 노출인자와 노출량은 본 논문에서 제시하지 않았다.

2.3.3. 독성자료

본 단계에서는 선정된 5종의 중금속 오염물질에 대한 독성자료를 획득한다. 먼저 각 오염물질들의 발암성 여부는 미국 환경보호청(EPA)의 통합위해정보시스템(integrated risk information system, IRIS)과 국제암연구소(international agency for research on cancer, IARC)의 자료를 바탕으로 하여, 본 연구에서는 As(섭취, 피부접촉 및 호흡 경로), Cd(호흡 경로), Pb(섭취 및 호흡 경로) 등 3종의 오염물질을 발암물질로 고려하였다. 그리고 각 오염물질별 독성자료를 통합위해정보시스템(integrated risk information system, IRIS) 자료를 바탕으로 하여 발암성 오염물질과 비발암성 오염물질별로 Table 5에 정리하였다.

Table 5. Toxicity values of each heavy metal contaminant

	As	Cd	Cu	Pb	Zn	
Carcinogenic	Oral slope factor (SF _o) (mg/kg-day) ⁻¹	1.5E0	ND	ND	8.5E-3	ND
	Dermal slope factor (SF _{abs}) (mg/kg-day) ⁻¹	6.1E+1	ND	ND	ND	ND
	Inhalation unit risk (URF _{inh}) (µg/m ³) ⁻¹	4.3E-3	1.8E-3	ND	1.2E-5	ND
Non-carcinogenic	Oral reference dose (RfD _o) (mg/kg-day)	3.0E-4	5.0E-4	1.4E-1	5.0E-4	3.0E-1
	Dermal reference dose (RfD _{abs}) (mg/kg-day)	2.9E-4	1.3E-5	ND	ND	ND
	Inhalation reference dose (RfC) (mg/m ³)	ND	7.0E-4	1.0E-3	ND	ND

ND=not determined

2.3.4. 위해도 결정

본 단계에서는 Table 1에 주어진 각 노출경로별 노출량 산정식과 Table 2~4에 제시된 노출인자들을 이용하여 계산된 노출량(일일 평균 노출량, ADD)과 독성자료(Table 5)를 이용하여 발암 및 비발암위해도를 계산한 후 최종적으로 위해여부를 판단하였다. 먼저 발암위해성을 나타내는 초과발암위해도(excess cancer risk, ECR)는 노출량과 발암독성치 자료를 이용하여 식 (2)와 같이 계산하여 노출경로별 값을 구하였다. 그리고 식 (3)을 이용하여 평가대상 지역의 발암위해성을 결정할 수 있는 총 초과발암위해도(total excess cancer risk, TCR)를 계산하였다. 최종적으로 TCR값과 일반적인 허용 가능한 발암위해도인 1×10⁻⁶과 비교하여 발암위해성 여부를 판단하였다.

$$\text{초과발암위해도(ECR)} = \text{SF(or URF)} \times \text{ADD} \tag{2}$$

$$\text{총 초과발암위해도(TCR)} = \sum \text{ECR} \tag{3}$$

또한 비발암위해도를 산정하기 위하여 일일 평균 노출량(ADD)과 비발암독성치, 식 (4)를 이용하였다. 이로부터 노출경로별 위험비율(hazard quotient, HQ)을 구하고, 모든 위험비율(HQ)을 식 (5)와 같이 합산하여 위험지수(hazard index, HI)를 산출하였다. 최종적으로 위험지수(HI)가 1보다 큰 경우에는 비발암위해성이 있는 것으로 판단하였다.

$$\text{위험비율(HQ)} = \text{ADD} / \text{RfD(or RfC)} \tag{4}$$

$$\text{위험지수(HI)} = \sum \text{HQ} \tag{5}$$

3. 결과 및 고찰

3.1. 노출농도

인체위해성평가를 위한 토양, 지표수, 지하수의 중금속(As, Cd, Cu, Pb, Zn)에 대한 농도 분석결과를 Table 6에 제시하였다. 먼저, 토양시료는 봉광산의 경우, As 0~29.9 mg/kg,

Table 6. Exposure concentration of heavy metal contaminants contained in environmental media

Media	Mine	Statistics	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Surface soil (mg/kg)	Bong mine (N=184)	Minimum	ND	ND	ND	ND	ND
		Maximum	29.9	10.4	73.4	159.5	552.4
		Median	3.3	4.2	22.0	31.5	87.4
		Average	3.8	4.4	25.7	36.0	116.6
	Daejung mine (N=252)	Exposure concentration (Cs)	4.3	4.5	27.7	38.7	126.8
		Minimum	0.9	1.4	10.5	10.5	31.6
		Maximum	24.4	6.5	103.5	123.2	166.4
		Median	4.3	3.2	23.9	30.0	51.1
		Average	5.3	3.3	31.0	31.2	55.7
		Exposure concentration (Cs)	5.7	3.4	33.2	32.8	58.2
Ground-water (mg/L)	Bong mine (N=6)	Minimum	ND	ND	ND	ND	0.020
		Maximum	0.060	ND	0.020	ND	0.120
		Median	ND	ND	0.010	ND	0.075
		Average	0.010	ND	0.010	ND	0.077
	Daejung mine (N=6)	Exposure concentration (Cw)	0.010	-	0.010	-	0.077
		Minimum	ND	ND	ND	ND	0.015
		Maximum	ND	0.004	0.024	0.088	0.075
		Median	ND	ND	ND	ND	0.020
		Average	ND	0.001	0.008	0.029	0.036
		Exposure concentration (Cw)	-	0.001	0.008	0.029	0.036
Surface water (mg/L)	Bong mine (N=5)	Minimum	ND	ND	ND	ND	ND
		Maximum	ND	ND	ND	ND	0.020
		Median	ND	ND	ND	ND	ND
		Average	ND	ND	ND	ND	0.006
	Daejung mine (N=5)	Exposure concentration (Csw)	-	-	-	-	0.006
		Minimum	ND	ND	ND	ND	0.121
		Maximum	ND	ND	ND	ND	0.165
		Median	ND	ND	ND	ND	0.139
		Average	ND	ND	ND	ND	0.138
		Exposure concentration (Csw)	-	-	-	-	0.138

ND=not detected

Cd 0~10.4 mg/kg, Cu 0~73.4 mg/kg, Pb 0~159.5 mg/kg, 그리고 Zn 0~552.4 mg/kg의 농도 범위를 보였으며, 대정광산은 As 0.9~24.4 mg/kg, Cd 1.4~6.5 mg/kg, Cu 10.5~103.5 mg/kg, Pb 10.5~123.2 mg/kg, 그리고 Zn 31.6~166.4 mg/kg의 범위를 나타내었다. 지하수의 경우를 살펴보면, 봉광산에서는 Cd와 Pb는 검출되지 않았고 Cu와 As는 0.01 mg/L 수준, Zn은 0.02~0.12 mg/L 정도의 농도분포를 나타냈다. 대정광산에서는 As가 검출되지 않았으며, Cd 0~0.004 mg/L, Cu 0~0.024 mg/L, Pb 0~0.088 mg/L, 그리고 Zn 0.015~0.075 mg/L 범위의 농도를 보였다. 하천수의 경우 두 광산 모두에서 As, Cd, Cu, Pb은 검출되지 않았으며, Zn은 봉광산에서 0~0.02 mg/L, 대정광산에서 0.121~0.165 mg/L의 농도분포를 나타냈다.

Table 1에 주어진 각 노출경로별 노출량 산정식을 보면 각 매질별 노출농도가 필요하다. 본 연구에서는 두 가지 방법으로 각 매질별 노출농도를 결정하였다. 먼저 표토의 노출농도(Cs)를 산정할 때는 본 위해성평가를 위해 분석된 표토시료(봉광산 184개, 대정광산 252개)에 대하여 국내 토양오염물질 위해성평가지침²⁹⁾에서 제시하고 있는 통계처리를 이용하여 상위 95% 신뢰값을 표토노출농도(Cs)로 결정하였다(식 (6)). 하지만 지하수와 지표수의 경우 시료개수가 충분하지 않아서 분석된 결과의 평균농도를 지하수노출농도(Cw)와 지표수노출농도(Csw)로 사용하였다.

$$Cs = \text{상위 95\% 신뢰값} = x + t_{95\%,df} \frac{\sigma}{\sqrt{N}} \quad (6)$$

여기서, x와 σ 는 각각 분석농도의 평균값과 표준편차이고, $t_{95\%,df}$ 는 토양오염물질 위해성평가지침에서 제시하는 95% t-통계값, N은 토양오염물질 위해성평가지침에서 요구하고 있는 통계학적으로 유의한 시료채취개수이다.

3.2. 노출량

Table 1에 제시된 노출량 산정식과 Table 2~4의 노출인자, Table 6에 주어진 각 매체별 노출농도를 이용하여 각 광산별 노출량(일일 평균 노출량, ADD)을 계산하여 그 결과를 Table 7과 8에 정리하였다. 몇 가지 노출경로의 경우 노출량

Table 7. The results of average daily dose (ADD) for the Bong mine

	Surface soil oral (mg/kg-day)	Surface soil der-mal (mg/kg-day)	Surface soil inhalation (mg/m ³)	Ground-water oral (mg/kg-day)	Surface water der-mal (mg/kg-day)	Crop oral (mg/kg-day)	
As	Adult male	2.02E-06	3.75E-07	6.67E-08	1.64E-04	ND	5.15E-04
	Adult female	1.67E-06	2.89E-07	5.33E-08	1.11E-04	ND	3.74E-04
	Child	1.28E-06	2.05E-07	1.08E-08	2.67E-05	ND	1.06E-04
Cd	Adult male	5.55E-08	1.83E-06	6.98E-08	ND	ND	3.96E-05
	Adult female	4.60E-08	1.41E-06	5.58E-08	ND	ND	2.88E-05
	Child	3.54E-08	1.00E-06	1.13E-08	ND	ND	8.17E-06
Cu	Adult male	7.79E-06	8.06E-06	4.30E-07	1.64E-04	ND	ND
	Adult female	6.46E-06	6.20E-06	3.43E-07	1.11E-04	ND	ND
	Child	4.97E-06	4.40E-06	6.98E-08	2.67E-05	ND	ND
Pb	Adult male	ND	6.76E-07	6.01E-07	ND	ND	ND
	Adult female	ND	5.19E-07	4.80E-07	ND	ND	ND
	Child	ND	3.69E-07	9.75E-08	ND	ND	ND
Zn	Adult male	ND	7.38E-06	1.97E-06	1.26E-03	6.37E-08	ND
	Adult female	ND	5.67E-06	1.57E-06	8.51E-04	4.90E-08	ND
	Child	ND	4.03E-06	3.19E-07	2.05E-04	1.22E-08	ND

ND=not determined

Table 8. The results of average daily dose (ADD) for the Daejung mine

	Surface soil oral (mg/kg-day)	Surface soil dermal (mg/kg-day)	Surface soil inhalation (mg/m ³)	Ground-water oral (mg/kg-day)	Surface water dermal (mg/kg-day)	Crop oral (mg/kg-day)	
As	Adult male	2,67E-06	4,98E-07	8,85E-08	ND	ND	6,82E-04
	Adult female	2,22E-06	3,82E-07	7,07E-08	ND	ND	4,96E-04
	Child	1,70E-06	2,71E-07	1,44E-08	ND	ND	1,41E-04
Cd	Adult male	4,19E-08	1,39E-06	5,28E-08	1,64E-05	ND	2,99E-05
	Adult female	3,48E-08	1,06E-06	4,22E-08	1,11E-05	ND	2,17E-05
	Child	2,67E-08	7,56E-07	8,56E-09	2,67E-06	ND	6,17E-06
Cu	Adult male	9,34E-06	9,66E-06	5,15E-07	1,31E-04	ND	ND
	Adult female	7,75E-06	7,43E-06	4,12E-07	8,84E-05	ND	ND
	Child	5,95E-06	5,27E-06	8,36E-08	2,13E-05	ND	ND
Pb	Adult male	ND	5,73E-07	5,09E-07	4,75E-04	ND	ND
	Adult female	ND	4,40E-07	4,07E-07	3,20E-04	ND	ND
	Child	ND	3,12E-07	8,26E-08	7,73E-05	ND	ND
Zn	Adult male	ND	3,39E-06	9,03E-07	5,90E-04	1,47E-06	ND
	Adult female	ND	2,60E-06	7,22E-07	3,98E-04	1,13E-06	ND
	Child	ND	1,85E-06	1,47E-07	9,60E-05	2,80E-07	ND

ND=not determined

이 산정되지 않았는데 노출인자, 노출농도 등이 부재한 까닭이다. 먼저 노출인자가 없어서 노출량이 산정되지 않은 경우를 살펴보면, Cu의 농작물섭취경로에 따른 노출량은 Table 3과 같이 생축적계수(BCF)가 없기 때문이고, Pb와 Zn는 역시 Table 3에서 보는 바와 같이 체내흡수계수(ABS_{GI})에 대한 자료의 부재로 인하여 표토섭취와 농작물섭취 경로에 의한 노출량을 결정할 수 없었다. 그리고 매질 내 중금속 오염물질이 검출되지 않아 노출농도를 결정할 수 없기 때문에 노출량이 계산되지 않은 경우들로는 먼저 지하수섭취경로에서 붕광산 Cd와 Pb, 대정광산 As이었다. 지표수피부접촉경로에서는 두 광산 모두 Zn을 제외한 나머지 4종의 오염물질(As, Cd, Cu, Pb)은 노출농도가 없어서 노출량을 결정할 수 없었다.

노출경로별 노출량을 비교하면 As의 경우에는 농작물섭취 ≈ 지하수섭취 > 표토섭취 > 표토피부접촉 > 표토흡입, Cd인 경우 농작물섭취 ≈ 지하수섭취 > 표토피부접촉 > 표토섭취 ≈ 표토흡입, Cu인 경우 지하수섭취 > 표토섭취 ≈ 표토피부접촉 > 표토흡입, Pb는 지하수섭취 > 표토피부접촉 ≈ 표토흡입, 마지막으로 Zn은 지하수섭취 > 표토피부접촉 ≈ 표토흡입 > 지표수피부접촉 등의 순위로 나타나서, 농작물섭

취와 지하수섭취가 주요한 노출경로로 조사되었다.

동일한 노출경로에서 중금속 오염물질 종류별 노출량을 비교하면, 표토섭취인 경우 Cu ≈ As > Cd, 표토피부접촉 Cu ≈ Zn ≈ Cd > Pb ≈ As, 표토호흡 Zn > Pb ≈ Cu > Cd ≈ As, 지하수섭취 Zn ≈ Pb > Cu > Cd, 지표수피부접촉 Zn 등의 순서로 나타났다. Table 6에 제시된 각 중금속별 노출농도는 표토의 경우 Zn > Pb ≈ Cu > As ≈ Cd, 지하수는 Zn > Pb > Cu ≈ As ≈ Cd, 지표수는 Zn 등의 순으로 높게 나타난다. 앞에서 살펴본 중금속별 노출량은 노출농도의 분포양상과는 다소 상이한 결과를 보인다. 이는 중금속 오염물질별 노출량은 각 중금속별 노출농도에 의해서 영향을 받지만, 그 보다는 Table 3에 제시된 각 오염물질별 특성을 반영한 노출인자, 특히 체내흡수계수(ABS_{GI}), 피수흡수계수(ABS_D) 호흡흡수계수(ABS_{inh})에 더 영향을 받는 것으로 판단된다.

또한 수용체별 노출량은 비교해 보면, 예상되는 바와 같이 동일한 노출경로와 동일한 중금속 중에서 성인남성 > 성인여성 > 어린이 순으로 나타났다. 이는 노출경로와 오염물질의 노출농도가 동일하지만 Table 2에 제시된 수용체별 특성이 반영된 결과이다. 마지막으로 두 광산별 노출량을 비교하면, 각 노출경로별 동일한 중금속 중의 노출농도에 따라 상이하게 나타나는 것으로 판단된다. 즉 노출인자 값들은 동일하게 적용되기 때문에 각 매질별 노출농도가 두 광산별 노출량을 좌우한다. 예를 들어, Pb의 경우 Table 6에 제시된 표토노출농도(Cs)가 붕광산과 대정광산에서 각각 38.7과 32.8 mg/kg으로 유사하기 때문에 두 광산의 표토피부접촉 및 표토호흡 노출량이 비슷하게 결정되었다. 이와는 다르게 Zn의 두 광산별 표토노출농도(Cs)는 붕광산에서 126.8 mg/kg, 대정광산에서 58.2 mg/kg으로 산정되어, 이러한 노출농도가 반영된 표토피부접촉 및 표토호흡 경로의 노출량은 대정광산보다는 붕광산에서 더 크게 나타났다.

3.3. 발암 및 비발암 위험도

각 중금속 오염물질별 독성자료(Table 5), 노출량(Table 7, 8), 그리고 식 (2)~(5)를 이용하여 계산한 각 광산별 발암 및 비발암위험도를 Table 9~10, Fig. 2~5에 제시하였다. 지표수피부접촉경로에 대한 발암 및 비발암위험도가 결정되지 않은 이유는 지표수에서 Zn만이 검출되어 Table 6에서 보는 바와 같이 Zn에 대한 노출농도만 존재하고, 따라서 이 경로에 대한 노출량은 Zn만이 계산되었다(Table 7, 8). 하지만, Table 5에 제시된 바와 같이 Zn의 피부흡수발암계수(SF_{abs})와 피부흡수비발암참고치(RfD_{abs})가 없기 때문에 지표수피부접촉경로에 대한 발암 및 비발암위험도는 결정할 수 없었다.

먼저 발암위험도를 살펴보면 두 광산 모두에서 총 초과 발암위험도(total excess cancer risk, TCR)는 모든 수용체에 대하여 허용 가능한 발암위험도인 1×10⁻⁶의 값보다 크게 조사되어 발암위해성이 있는 것으로 판명되었다. 또한 앞서 언급한 지표수피부접촉경로를 제외한 모든 노출경로에서 허용 가능한 발암위험도보다 높은 초과발암위험도(excess

Table 9. Carcinogenic and non-carcinogenic risks

			Excess cancer risk (ECR)					Total excess cancer risk (TCR)	
			Surface soil oral	Surface soil dermal	Surface soil inhalation	Groundwater oral	Surface water dermal		Crop oral
Carcinogenic	Bong mine	Adult male	3,02E-06	2,29E-05	4,20E-07	2,46E-04	ND	7,72E-04	1,04E-03
		Adult female	2,51E-06	1,76E-05	3,35E-07	1,66E-04	ND	5,61E-04	7,47E-04
		Child	1,93E-06	1,25E-05	6,81E-08	4,00E-05	ND	1,59E-04	2,14E-04
	Daejung mine	Adult male	4,01E-06	3,04E-05	4,81E-07	4,04E-06	ND	1,02E-03	1,06E-03
		Adult female	3,32E-06	2,33E-05	3,85E-07	2,72E-06	ND	7,44E-04	7,74E-04
		Child	2,55E-06	1,66E-05	7,81E-08	6,57E-07	ND	2,11E-04	2,31E-04
			Hazard quotient (HQ)					Hazard index (HI)	
Surface soil oral	Surface soil dermal	Surface soil inhalation	Groundwater oral	Surface water dermal	Crop oral				
Non-carcinogenic	Bong mine	Adult male	6,89E-03	1,42E-01	5,30E-04	5,51E-01	ND	1,76E+00	2,46E+00
		Adult female	5,71E-03	1,09E-01	4,23E-04	3,72E-01	ND	1,28E+00	1,76E+00
		Child	4,39E-03	7,76E-02	8,60E-05	8,97E-02	ND	3,62E-01	5,34E-01
	Daejung mine	Adult male	9,06E-03	1,08E-01	5,91E-04	9,86E-01	ND	2,30E+00	3,41E+00
		Adult female	7,51E-03	8,32E-02	4,72E-04	6,65E-01	ND	1,67E+00	2,43E+00
		Child	5,77E-03	5,91E-02	9,59E-05	1,60E-01	ND	4,76E-01	7,01E-01

ND=not determined

Table 10. Relative contribution of each exposure pathway to the carcinogenic and non-carcinogenic risks (unit: %)

			Excess cancer risk (ECR)					Total excess cancer risk (TCR)	
			Surface soil oral	Surface soil dermal	Surface soil inhalation	Groundwater oral	Surface water dermal		Crop oral
Carcinogenic	Bong mine	Adult male	0,29	2,19	0,04	23,53	-	73,94	100
		Adult female	0,34	2,36	0,04	22,18	-	75,08	100
		Child	0,90	5,84	0,03	18,70	-	74,52	100
	Daejung mine	Adult male	0,38	2,86	0,05	0,38	-	96,34	100
		Adult female	0,43	3,02	0,05	0,35	-	96,15	100
		Child	1,11	7,17	0,03	0,28	-	91,41	100
			Hazard quotient (HQ)					Hazard index (HI)	
Surface soil oral	Surface soil dermal	Surface soil inhalation	Groundwater oral	Surface water dermal	Crop oral				
Non-carcinogenic	Bong mine	Adult male	0,28	5,79	0,02	22,45	-	71,46	100
		Adult female	0,32	6,20	0,02	21,10	-	72,35	100
		Child	0,82	14,54	0,02	16,80	-	67,83	100
	Daejung mine	Adult male	0,27	3,18	0,02	28,93	-	67,61	100
		Adult female	0,31	3,42	0,02	27,36	-	68,89	100
		Child	0,82	8,43	0,01	22,89	-	67,85	100

cancer risk, ECR)를 보였다(Table 9). 각 광산별로 발암위해도를 좀 더 세밀하게 검토해 보면, 봉광산의 경우 농작물섭취경로의 ECR이 가장 큰 것으로 나타났으며 TCR에 대한 기여율은 수용체별로 약 73.9~75.1%로 나타났다(Table 10). 그 다음으로 지하수섭취경로(기여율 18.7~23.5%, Table 10)에 의한 ECR이 크게 나타났다(Fig. 2(a)). 따라서 이 두 경로의 TCR에 대한 기여율은 약 93.2~97.5%로 봉광산에서 대부분의 발암위해도는 농작물섭취와 지하수섭취에 의한 것으로 조사되었다. 또한 중금속 오염물질 중에서는 As가

가장 큰 ECR을 나타냈는데(Fig. 2(b)), 이는 Table 6에 제시된 As의 노출농도와 Table 7과 8에 나타난 As의 노출량이 다른 오염물질에 비해 높지 않지만, 다른 중금속 오염물질과 비교하여 노출경로별 발암독성치가 모두 존재하기 때문이다(Table 5). 즉 As의 경우에는 모든 노출경로에 대한 발암위해도가 계산되기 때문에 상대적으로 다른 중금속 오염물질보다 큰 ECR값을 나타낸다. 대정광산의 경우에도 발암위해도가 유사하게 나타났는데, 역시 농작물섭취경로의 ECR이 가장 높게 나타났다(Fig. 3(a)). 이 경로의 TCR에 대한 기

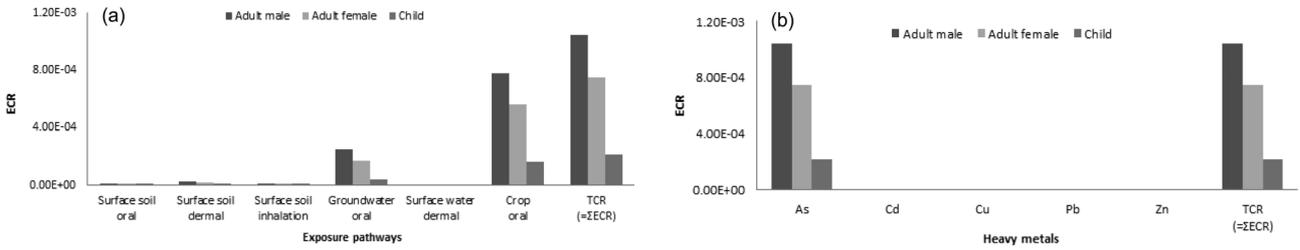


Fig. 2. Carcinogenic risk of each exposure pathway (a) and heavy metal contaminant (b) for the Bong mine.

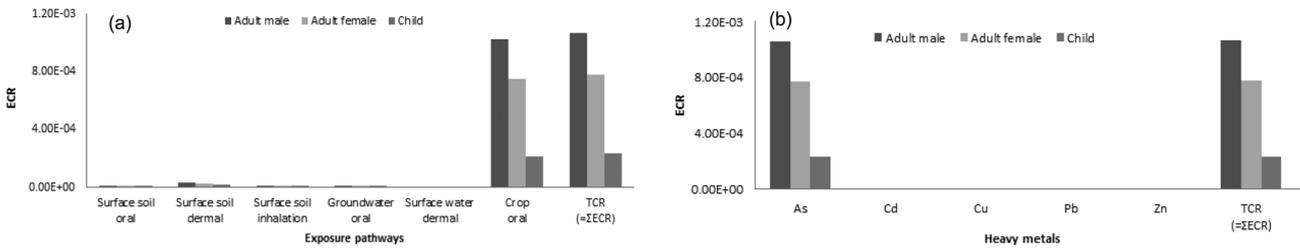


Fig. 3. Carcinogenic risk of each exposure pathway (a) and heavy metal contaminant (b) for the Daejung mine.

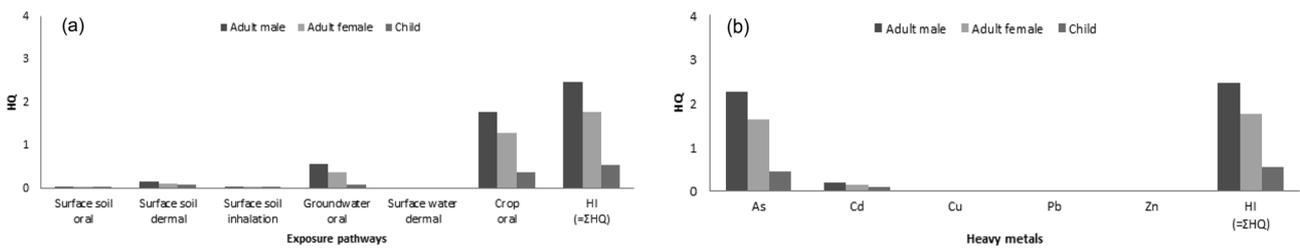


Fig. 4. Non-carcinogenic risk of each exposure pathway (a) and heavy metal contaminant (b) for the Bong mine.

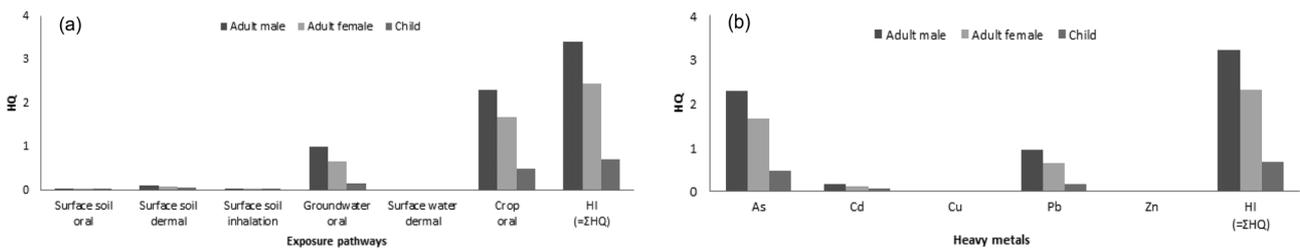


Fig. 5. Non-carcinogenic risk of each exposure pathway (a) and heavy metal contaminant (b) for the Daejung mine.

여율은 91.4~96.3%(Table 10)로 조사되어져 대정광산의 경우에는 대부분의 발암위해성이 농작물섭취에 의한 것으로 판단된다. 또한 대정광산에서도 As가 발암위해도가 가장 큰 오염물질로 나타났다(Fig. 3(b)).

비발암위해도를 살펴보면, 두 광산 모두에서 성인에 대한 위험지수(hazard index, HI)가 1보다 큰 값을 보여 비발암위해성이 있는 것으로 나타났고, 어린이의 경우에는 HI가 1보다 작게 나타나 상대적으로 비발암위해성이 낮은 것으로 조사되었다(Table 9). 봉광산의 경우, 노출경로별 위험비율(hazard quotient, HQ)을 비교해 보면 농작물섭취경로와 지하수섭취경로에서 높게 나타났으며(Fig. 4(a)), 이들 두 경로의 HI에 대한 기여율은 각각 67.8~72.4%와 16.8~22.5%인 것으로 조사되었다(Table 10). 따라서 봉광산에서는 비발암위해성의 84.6~93.9%가 농작물섭취 및 지하수섭취에 의해서 초래되는 것으로 나타났다. 오염물질별 HQ를 살펴보면,

발암위해도와 유사하게 As가 가장 큰 비발암위해성을 야기하는 것으로 나타났으며(Fig. 4(b)), As의 HI에 대한 기여율은 수용체별로 83.9~92.4%로 계산되었다. 발암위해도와 비교했을 때 상대적으로 Cd의 HI에 대한 기여율(7.4~16.0%)이 좀 더 크게 나타났는데, 이는 Table 5에서 보는 바와 같이 Cd에 대한 비발암 독성자료가 As를 제외한 다른 오염물질보다 더 많기 때문인 것으로 사료된다. 즉 Cd의 경우 모든 노출경로에서 HQ를 산정할 수 있기 때문에 그에 따라서 비발암위해성에 대한 기여율이 증가한 것으로 판단된다. 대정광산의 비발암위해도를 살펴보면, 농작물섭취경로(기여율 67.6~68.9%, Table 10)와 지하수섭취경로(기여율 22.9~28.9%, Table 10)의 HQ가 가장 높게 나타났다(Fig. 5(a)). 봉광산과 비교하였을 때 상대적으로 지하수섭취경로의 기여율이 좀 더 큰 것으로 조사되었다. 대정광산의 오염물질별 HQ를 검토해 보면, As와 Pb의 HQ가 가장 높게 나타났으며

(Fig. 5(b)), 이들 오염물질의 HI에 대한 기여율은 각각 67.0~68.4%, 22.1~27.9%로 계산되었다. 그리고 Cd의 기여율은 5.0~9.9%로 나타났다. 봉광산과 비교하여 대정광산에서 Pb의 HQ가 Cd보다 크게 나타난 것은 Table 6에서 보는 바와 같이 Pb의 지하수노출농도(Cw)가 봉광산에서는 산정되지 않지만 대정광산에서는 상대적으로 높은 수준이기 때문에 그에 따라서 Table 8에 제시된 것처럼 지하수섭취경로에 대한 노출량이 증가했기 때문인 것으로 판단된다.

두 광산별 발암 및 비발암위해도를 비교해 보면, 먼저 발암위해도 경우, 두 광산의 각 수용체별 TCR이 큰 차이를 보이지 않기 때문에 두 광산에서의 발암위해성은 유사할 것으로 판단된다(Table 9). 그리고 비발암위해도를 나타내는 HI를 살펴보면 큰 차이는 없지만 다소나마 봉광산보다 대정광산에서 크게 나타나 대정광산의 비발암위해성이 상대적으로 큰 것으로 판단된다.

특이할 만한 사항은 Table 10에 제시된 발암 및 비발암위해도에 대한 노출경로별 기여도를 수용체별로 비교하였을 때, 어린이의 경우에는 성인남성과 성인여성에 비해 상대적으로 표토섭취 및 표토피부접촉의 기여율이 다른 노출경로에 비해서 크다는 사실이다. 먼저 발암위해도에서 두 경로별 기여도를 살펴보면, 표토섭취경로의 경우, 봉광산에서 어린이(0.9%) > 성인여성(0.3%) ≈ 성인남성(0.3%), 대정광산에서 어린이(1.1%) > 성인여성(0.4%) ≈ 성인남성(0.4%)로 나타났다. 그리고 표토피부접촉경로의 경우를 비교해보면, 봉광산에서 어린이(5.8%) > 성인여성(2.4%) ≈ 성인남성(2.2%), 대정광산에서 어린이(7.1%) > 성인여성(3.0%) ≈ 성인남성(3.0%)로 계산되었다. 비발암위해도의 경우도 살펴보면, 먼저 표토섭취경로의 경우, 봉광산에서 어린이(0.8%) > 성인여성(0.3%) ≈ 성인남성(0.3%), 대정광산에서 어린이(0.8%) > 성인여성(0.3%) ≈ 성인남성(0.3%)로 나타났다. 또한 표토피부접촉경로의 경우를 비교해보면, 봉광산에서 어린이(14.5%) > 성인여성(6.2%) > 성인남성(5.8%), 대정광산에서 어린이(8.4%) > 성인여성(3.4%) ≈ 성인남성(3.2%)로 계산되었다. 이 두 노출경로를 제외한 나머지 노출경로에서는 모두 성인남성 및 성인여성의 기여도가 어린이보다 더 컸다. 어린이인 경우에 이러한 두 노출경로에서 기여율이 상대적으로 크게 나타난 이유는 Table 1에 제시된 노출량 산정식과 Table 2의 수용체 특성을 반영한 노출인자로부터 유추해 낼 수 있다. 먼저 표토섭취경로를 살펴보면, Table 1의 첫 번째 노출량 산정식에서 분자에 포함되어 노출량과 정의 상관관계에 있는 표토섭취량(CRs)을 Table 2에서 검토해 보면 어린이의 값(118)이 성인남성과 성인여성의 값(50)에 비해서 약 2.4배 가량 크다. 그리고 두 번째 표토피부접촉경로에 대한 노출량 산정식의 토양-피부간 흡착계수(AF)를 Table 2에서 수용체별로 비교해 보면 역시 어린이의 값(0.20)이 성인남성과 성인여성의 값(0.07)보다 2.8배 크다. 그 외 다른 노출인자는 모든 노출경로별로 동일하게 적용되기 때문에 결국에는, 이 두 가지 노출인자에 의해서 성인남성과 성인여성에 비해 어린이의 표토섭취경로와 표토피부접촉경로에 의한 노출량이

증가하게 되고, 이에 따라서 이 두 노출경로의 발암 및 비발암위해도에 대한 기여율이 커지는 것으로 판단된다.

4. 결론

본 연구는 국내 폐금속 광산에 특화된 인체위해성평가 방법을 제시하고, 두 폐금속 광산 지역에 시범적으로 적용하여 광산별 중금속 오염물질에 대한 인체위해도를 정량적으로 산출하고자 수행되었다. 이를 위해 폐금속 광산에 적합한 노출경로 등의 노출시나리오를 설정하고, 폐금속 광산 지역 거주 주민의 특성에 맞는 노출인자를 추출하여 인체위해성평가 시 활용하였다. 또한 최종적으로 얻어진 발암 및 비발암 위해특성을 광산별, 노출경로별, 오염물질별, 수용체별로 비교 분석하였다.

본 연구에서는 As, Cd, Cu, Pb, Zn 등 5종의 중금속 오염물질을 대상으로 하여 토양(표토), 지하수, 지표수(하천수) 등의 환경매질 내 이들 오염물질의 농도를 분석한 후 이로부터 각 매질별 노출농도를 산정하였다. 오염물질별 노출농도와 노출량 산정식, 그리고 다양한 노출인자를 이용하여 각 노출경로별 노출량을 결정하였다. 특히, 수용체와 관련된 노출인자는 폐금속 광산 주변 거주 주민의 특성을 최대한 반영하기 위하여 5년간 수행된 폐금속 광산 주민건강영향조사 결과로부터 각 노출인자를 획득하여 사용하였다. 그리고 각 오염물질별 발암 및 비발암독성치와 계산된 노출량을 비교하여 발암 및 비발암위해도를 결정하였다.

먼저 광산별 노출량을 비교하면, 노출농도가 두 광산별 노출량을 좌우한 것으로 판단된다. 노출경로별 노출량은 농작물섭취와 지하수섭취가 주요한 노출경로로 조사되었으며, 노출농도와 노출인자 모두로부터 영향을 받는 것으로 판단된다. 중금속 오염물질별 노출량을 비교했을 때 오염물질별 노출량은 노출경로에 따라서 상이하게 나타났고, 오염물질별 노출량은 노출농도보다는 체내흡수계수(ABS_{GI}), 피수흡수계수(ABS_D), 호흡흡수계수(ABS_{in}) 등과 같은 노출인자에 더 영향을 받는 것으로 판단된다. 수용체별 노출량을 비교해보면, 성인남성 > 성인여성 > 어린이 순으로 높게 나왔으며, 이는 각 수용체별 특성이 반영된 결과로 사료된다.

최종적으로 산출된 발암위해도를 살펴보면 두 광산 모두에서 총 초과발암위해도가 모든 수용체에 대하여 허용 가능한 발암위해도인 1×10^{-6} 의 값보다 크게 나타나서 발암위해성이 있는 것으로 판명되었다. 두 광산별 발암위해도를 비교해 보면, 두 광산의 각 수용체별 총 초과발암위해도가 큰 차이를 보이지 않아 두 광산에서의 발암위해성은 유사할 것으로 판단된다. 농작물섭취와 지하수섭취에 의한 초과발암위해도가 다른 노출경로들에 비해 월등히 높게 나타났는데, 이는 노출경로별 노출량의 차이가 반영된 결과라 생각된다. 오염물질들 중에서는 As의 초과발암위해도가 가장 높게 나타났다. 비발암위해도를 살펴보면, 두 광산 모두에

서 성인에 대한 위험지수가 1보다 큰 값을 보여 비발암위해성이 있는 것으로 나타났고, 어린이의 경우에는 상대적으로 비발암위해성이 낮은 것으로 조사되었다. 두 광산별 비발암위해도를 비교해 보면, 큰 차이는 없지만 다소나마 봉광산보다 대정광산에서 크게 나타나 대정광산의 비발암위해성이 상대적으로 큰 것으로 판단된다. 노출경로별 비발암위해도는 발암위해도와 유사하게 농작물섭취와 지하수섭취에 의한 노출경로에서 높게 나타났다. 그리고 주요한 비발암위해성 오염물질은 As, Cd, Pb로 조사되었다. 수용체별로 살펴보면, 어린이의 경우 표토섭취와 표토피부접촉 경로에 의한 발암 및 비발암위해성이 큰 것으로 나타났다.

본 연구에서 수행한 폐금속 광산의 중금속오염 인체위해성평가의 한계점은 Cu, Pb, Zn과 같이 매질별 노출농도가 존재하더라도 생축적계수, 체내흡수계수 등과 같은 노출인자의 부재로 인하여 노출량이 산정되지 않은 경우가 있다. 따라서 기본 노출인자 획득을 위한 연구들이 수행되어야 할 것으로 생각된다. 뿐만 아니라 농작물섭취 경로의 경우, 본 연구에서는 표토 노출농도와 생축적계수를 이용하여 노출량이 산정되었으나, 실제 농작물 내 노출농도를 이용한 노출량이 도출되어야 할 것으로 판단된다. 그리고 환경부의 토양오염공정시험법 및 토양오염 위해성평가지침에는 전함량 분석법에 기반한 토양 노출농도를 위해성평가에 이용하도록 되어 있는데 인체 및 농작물로의 흡수정도를 고려한 분석법에 의한 노출농도를 이용하여 위해성평가가 이루어지는 것이 바람직할 것으로 사료된다. 따라서 위해성평가를 위한 적절한 분석법의 개발 및 평가가 선행되어야 할 것으로 판단된다. 본 연구에서 도출된 인체위해성평가 결과는 향후 폐금속 광산의 복원 및 관리 계획 수립을 위한 의사결정과정에 활용될 것으로 기대된다. 현재는 위해성과 상관없이 토양오염 우려기준 또는 대책기준 등의 법적 규제치에 근거하여 복원목표를 설정하고 있다. 따라서 이러한 오염부지의 위해성을 고려하지 않고 복원 및 관리 계획이 수립됨으로써 불필요한 사회경제적 비용부담이 증가할 수 있으며, 최종적으로는 복원 후에도 주민건강에 대한 무해화를 보증할 수 없는 결과를 초래할 수 있다. 따라서 위해성에 근거한 복원 및 관리 계획을 마련할 때 본 연구의 결과가 활용될 것으로 판단된다.

Acknowledgement

본 연구는 한국광해관리공단의 광해방지기술개발사업의 지원을 받아 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

KSEE

References

1. Jung, M. C. and Jung, M. Y., "Evaluation and management

method of environmental contamination from abandoned metal mines in Korea," *J. Korean Soc. Mineral Energy Res.*, **43**(5), 383~394(2006).

2. Ministry of Environment, "Investigation of soil contamination in abandoned mine (chungbuk province),"(2004).
3. Hwang, E. H., Wee, S. M., Lee, P. K. and Choi, S. H., "A study on the heavy metal contamination of paddy soil in the vicinity of the seosung Pb-Zn mine," *J. Soil and Groundwater Environ.*, **5**(2), 67~85(2000).
4. US EPA, "Framework for inorganic metals risk assessment (EPA/630/P-04/068),"(2004).
5. An, Y. J., Baek, Y. W., Lee, W. M., Jeong, S. W. and Kim, T. S., "Comparative study of soil risk assessment models used in developed countries," *J. Soil Groundwater Environ.*, **12**(1), 53~63(2007).
6. Brand, E., Otte, P. F. and Lijzen, J. P. A., "CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination (A model description) (RIVM report 711701054/2007),"(2007).
7. Environmental Agency, "CLEA software (version 1.05) handbook,"(2009).
8. ASTM, "Standard guide for Risk-Based Corrective Action (RBCA),"(2010).
9. Ministry of Environment, "Guidelines for risk assessment of soil contaminants,"(2006).
10. Ministry of Environment, "Investigation of environments of abandoned mines,"(2005).
11. Ministry of Environment, "Investigation of environments of abandoned mines,"(2007).
12. National Institute of Environmental Research (NIER), "Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines,"(2007).
13. National Institute of Environmental Research (NIER), "Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines,"(2008).
14. National Institute of Environmental Research (NIER), "Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines,"(2009).
15. National Institute of Environmental Research (NIER), "Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines,"(2010).
16. National Institute of Environmental Research (NIER), "Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines,"(2011).
17. Korean Statistical Information Service (KOSIS), "KOSIS 100 indices," http://kosis.kr/nsportalStats/nsportalStats_0102Body.jsp?menuId=6&NUM=156,(2013).
18. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), "A protocol for derivation of environmental and human health,"(2006).
19. Lee, J. Y., "A study on the body surface area of Korean adults," Ph.D Thesis, Seoul National University, Korea,(2005).
20. Ministry of Environment, "Korean exposure factor handbook,"(2007).
21. US EPA, "Exposure factor handbook,"(1997).
22. US EPA, "Risk assessment guidance for superfund volume

- I : Human health evaluation manual, Part F, Supplemental guidance for inhalation risk assessment,”(2009).
23. NEPC, “Guideline on exposure scenarios and exposure setting, National Environment Protection Council,” Adelaide, South Australia,(1999).
 24. EA, “CLEA UK Handbook (Draft), Support document for the CLEA UK software Beta Version 1.0,” Environmental Agency, Bristol, United Kingdom,(2005).
 25. US EPA, “Risk assessment guidance for Superfund Volume I : Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment),”(2004).
 26. Health Canada, “Federal contaminated site risk assessment in Canada. Part I : Guidance on human health preliminary quantitative risk assessment,”(2007).
 27. Kim, J. Y., Lee, J. H., Kunhikrishnan, A., Kang, D. W., Kim, M. J., Yoo, J. H., Kim, D. H. and Lee, Y. J., “Transfer factor of heavy metals from agricultural soil to agricultural products,” *Korean J. Environ. Agric.*, **31**(4), 300~307(2012).
 28. US EPA, “Soil screening guidance: Technical background document,”(1996).
 29. Ministry of Environment, “Guidelines for risk assessment of soil contaminants,”(2015).