

금속광산지역 독성 중금속원소들의 인체 위해성 평가

이진수* · 전효택

서울대학교 지구환경시스템공학부

Human Risk Assessment of Toxic Heavy Metals Around Abandoned Metal Mine Sites

Jin-Soo Lee* and Hyo-Taek Chon

School of Civil, Urban and Geosystem Engineering, Seoul National University, Seoul 151-744, Korea

In order to estimate the post-ingestion bioavailability of heavy metals and to assess the risk of adverse health effects on human exposure to toxic heavy metals, environmental geochemical surveys were undertaken around the Dogok Au-Ag-Cu and the Hwacheon Au-Ag-Pb-Zn mine sites. Human risk assessment of toxic heavy metals was performed with the results of the SBET(simple bioavailability extraction test) analysis for soil and chemical analytical data for crop plant and water. Arsenic and other heavy metals were highly elevated in tailings from the Dogok(218 As mg/kg, 90.2 Cd mg/kg, 3,053 Cu mg/kg, 9,473 Pb mg/kg, 14,500 Zn mg/kg) and the Hwacheon(72 As mg/kg, 12.4 Cd mg/kg, 578 Pb mg/kg, 1,304 Zn mg/kg) mines. These significant concentrations can impact on soils and waters around the tailing dumps. The quantities of As, Cd and Zn extracted from paddy soils in the Hwacheon mine using the SBET analysis were 55.4%, 20.8% and 26.4% bioavailability, respectively, and for farmland soils in the Dogok mine, 40.8%, 37.6% and 33.0% bioavailability, respectively. From the results of human risk assessment, HI(Hazard Index) value exceeded 1.0 for As in the Hwacheon mine and for Cd in the Dogok mine. Thus, toxic risks for As and Cd exist via exposure(ingestion) of contaminated soil, water and rice grain in these mine sites. The cancer risk for As by the consumption of rice and groundwater in the Hwacheon mine area was $8E-4$ and $1E-4$, respectively. This risk level exceeds the acceptable risk(1 in 100,000) for regulatory purpose. Therefore, regular ingestion of locally grown rice and groundwater by the local population can pose a potential health threat due to long-term arsenic exposure.

Key words : heavy metal, bioavailability, human risk assessment, toxic risk, cancer risk

본 연구에서는 폐금속광산인 도곡 Au-Ag-Cu 광산과 화천 Au-Ag-Pb-Zn 광산을 대상으로 광산주변 광미, 토양, 자연수 및 농작물 시료를 채취하여 독성 중금속원소들의 오염수준을 규명하고, 토양에 대한 SBET 분석을 통해 인체의 위에서 흡수되는 중금속들의 흡수비를 평가하고자 하였다. 또한 이들 지역 주민에 대한 인체 노출경로를 파악하여 독성 중금속들에 노출된 주민들의 건강에 미치는 악영향(독성 및 발암성)을 정량적으로 산출하는 위해성평가를 수행하고자 하였다. 도곡광산의 광미내 중금속의 평균함량은 218 As mg/kg, 90.2 Cd mg/kg, 3,053 Cu mg/kg, 9,473 Pb mg/kg, 14,500 Zn mg/kg으로 매우 높은 함량을 나타내었다. 화천광산의 광미의 경우, 그 평균함량은 72 As mg/kg, 12.4 Cd mg/kg, 34 Cu mg/kg, 578 Pb mg/kg, 1,304 Zn mg/kg으로 나타나, Cu를 제외한 원소들이 높은 함량을 나타내고 있다. 따라서 As 및 중금속을 다량 함유하고 있는 이들 광산의 광미들이 강우나 바람에 의해 하류로 유실됨으로써 주변 토양과 수계를 오염시키고 있다. SBET 분석결과에 의하면, 화천광산의 논토양내 As, Cd, Zn의 인체흡수도는 각각 55.4%, 20.8%, 26.4%로 나타났으며, 도곡광산의 밭토양의 경우는 각각 40.8%, 37.6%, 33.0%로 나타나 As의 인체흡수도가 가장 높은 것으로 판단된다. 독성(비발암성)위해도 평가 결과, 화천광산에서는 As의 HI 지수가 5.38로, 도곡광산에서는 Cd의 HI 지수가 3.25로 1 이상으로 나타나 이 지역에 거주하는 주민들이 지속적으로 오염된 농작물(쌀알), 지하수, 토양을 섭취한다면 As 및 Cd에 대한 독성위해도가 발생할 가능성이 큼을 시사하고 있다. 발암위해도 평가 결과, 화천광산 지역의 쌀알 및 지하수(식수) 섭취를 통한 As의 초과 발암위해도가 각각 만명중의 8명 및 1명으로 높게 나타났다. 이는 US-EPA에서 제시한 허용발암위해도보다도 크므로 이 지역 주민들이 As에 의해 오염된 쌀알이나 지하수를 식수로 계속적으로 장기간 섭취하게 된다면 As의 발암성 확률이 크다고 판단된다.

주요어 : 중금속원소, 인체흡수도, 인체위해성 평가, 독성위해도, 발암위해도

*Corresponding author: jsoolee@snu.ac.kr

1. 서 론

산업이 발달하고 도시화가 진행됨에 따라 다양한 형태의 유독성 중금속원소를 비롯한 오염물질들이 인위적으로 생성, 배출된다. 이들은 물, 대기, 토양 등의 이동매체를 통하여 수권, 대기권, 토양권, 생물권을 포함하는 지구화학적 환경으로 분산됨에 따라 잠재적으로 인간을 비롯한 유기생명체에 치명적인 피해를 입히고 있다(Thornton, 1983; Alloway, 1990). 현재 알려진 유독성 중금속들(As, Cd, Cu, Cr, Co, Hg, Pb, Se, Mo, Zn)은 다양한 이동 매체를 통해서 생태계에 축적되어 동식물과 인간의 건강에 악영향을 미치고 있다. 특히 폐금속광산에서는 과거 채광이나 선광·제련과정 등의 광산활동으로 인하여 배출된 광산폐기물들(폐석, 광미, 광산폐수 등)이 대부분 오염방지시설이 갖추어지지 않은 채 광산주변에 방치되어 있어 집중 강우나 강풍에 의해 하부로 분산되어 광산하부의 농경지와 수계의 유독성 중금속오염을 계속적으로 일으키고 있다(민정식 등, 1997; 환경부, 1998; 황은하 등, 2000).

국외의 경우 광산활동으로 인해 오염된 토양, 지하수 및 농작물 등의 환경매체내 유독성 중금속들이 지역주민의 건강에 미치는 독성 및 발암성을 정량적으로 평가하는 분석 기법과 위해성평가 기법의 개발이 선도적으로 활발하게 진행되고 있다(Imber, 1993; Ruby *et al.*, 1993, 1996, 1999; Medlin, 1997; Williams *et al.*, 1998; Kimmel *et al.*, 1999; Akagi *et al.*, 2000; Alcock *et al.*, 2000; Green *et al.*, 2000; Lee *et al.*, 2000; Sweeney *et al.*, 2000). 특히, 미국에서는 위해성평가 연구가 최근 활발하게 진행되고 있으며 노출평가 및 위해성평가 모델은 Crystall Ball, @RISK, TISKPRO, TOX-RISK, CalTOX, SmartRISK 등이 개발되어 있고, 유해화학물질의 규제와 관련된 기관에서는 위해성평가를 정책결정(decision-making) 수단으로 사용하고 있다.

국내의 경우 그 동안 수행된 폐광산에 대한 환경오염 관련 연구들은 1990년대에 들어 많이 진행되었으나(김상현과 전효택, 1993; Cheong and Thornton, 1994; 황호승과 전효택, 1995; 김경웅 등, 1995; 민정식 등, 1995, 1997; Jung and Thornton, 1996, 1997; 전효택 등, 1997, 1998; 정명채와 전효택, 1998; 정예진과 이상훈, 2001), 이들 연구의 대부분이 폐광산지역에서 발생한 토양 및 수계와 같은 지구화학적 환경에서의 독성 중금속들의 오염정도를 조사하는 수준에 그치고 있다. 특히, 이들 오염지역에서의 독성

중금속들의 인체 노출경로를 파악하여 인간의 건강에 위해영향을 정량화하는 인체위해성 평가 연구는 전무한 상태이다. 따라서 현재 각 지방별 환경관리청에서 수행하고 있는 폐광지역의 오염조사에 대한 후속사업으로 광산지역의 주변 오염토양과 수계에 대한 정화기술 개발, 현장적용성에 대한 연구 및 이들 지역 주민에 대한 독성 중금속원소들의 인체위해성 평가 연구가 시급한 실정이다.

본 연구에서는 폐금속광산인 도곡 Au-Ag-Cu 광산과 화천 Au-Ag-Pb-Zn 광산을 대상으로 광산주변 광미, 토양, 하상퇴적물, 자연수 및 농작물 시료를 채취하여 독성 중금속원소들의 오염수준을 규명하고, 토양에 대한 SBET 분석을 통해 인체의 위에서 흡수되는 중금속들의 인체흡수도를 평가하고자 하였다. 또한 이들 화학분석자료와 SBET 분석자료를 바탕으로 지역 주민에 대한 인체 노출경로를 파악하여 유독성 중금속들에 노출된 주민들의 건강에 미치는 악영향(독성 및 발암성)을 정량적으로 산출하는 인체위해성 평가를 수행하고자 하였다. 이를 통해 궁극적으로 폐금속광산 오염 환경에서 독성 중금속들의 위해도평가 시스템을 구축하고자 한다.

2. 연구방법 및 이론

2.1. 연구지역 개요

폐금속광산 지역에서 독성 중금속들의 인체 위해성을 평가하기 위해 도곡광산과 화천광산을 연구대상으로 선정하였다.

도곡광산은 행정구역상 경북 영덕군 축산면 축산리 산 185-6에 소재하며, Au, Ag, Cu를 주 개발 대상으로 하는 광산이었다. 도곡광산 일대 지질은 백악기초의 오촌동층 중의 퇴적암과 불국사통의 석영반암으로 구성되어 있다. 또한 광산은 오촌동층 중 역암내 충진된 석영맥으로 구성된 열극충진광상으로 맥의 주향은 북으로 연장되어 있고 경사는 서측으로 완경한다. 광체는 알코스사암과 역암 내에 각력화 작용이 있는 후 석영, 방해석, 황동석, 황철석, 섬아연석 및 방연석으로 광화되었으며, 1942년부터 1945년까지 가행된 Cu 2.5 % 광석 500톤이 생산되었다(대한광업진흥공사, 1968). 이 광산의 주변은 80년대에 있었던 도로개설 등의 각종 공사로 인해 대부분의 갱도가 함몰, 붕괴되어 있고, 광미 및 폐석더미 등이 유실방지시설이 설치되지 않아 그대로 유실되고 있고 골짜기를 통해서 흐르는 하천을 따라 주변 농경지로 유입되기도 한다.

화천광산은 행정구역상 경북 영덕군 영덕읍 화천1리 56번지에 소재하며, Au, Ag, Pb, Zn를 주 개발 대상으로 하는 광산이었다. 화천광산 일대 지질은 상부 주라기와 하부 백악기에 속하는 것으로 보이는 오촌동층의 알코스질 역암, 회색사암 및 적색 또는 흑색 셰일로 구성되어 있으며 이들의 주향 경사는 대체로 N60°E, 10-15 SE이다. 역암은 규화작용을 심하게 받고 있거나 부분적으로 건운모화 작용을 받았다. 또한 광상은 셰일 혹은 사암층의 열극을 충진한 열수광상으로 사암 또는 역암이 각력화된 곳으로 부분적으로 모암편들을 교대하고 있으며 2개조의 맥이 존재한다(대한광업진흥공사, 1968). 이 광산의 주변에는 과거에 선광장을 가동한 것으로 확인되는 흔적이 남아 있으며 광미로 보이는 잔재가 선광장 하류의 하천 바닥에 그대로 침전되어 있다. 그리고 광미면 자리는 복토를 하여 논으로 이용하고 있으나 일부에서는 벼의 생육이 안 되는 것으로 알려져 있다.

2.2. 시료채취 및 화학분석 방법

도곡광산과 화천광산에서 모두 1차(2002년 10월)와 2차(2003년 5월)에 걸쳐 시료들을 채취하였다. 도곡광

산에서는 폐석 적치 더미에서 광미를 채취하였고, 오염가능성이 높을 것으로 예상되는 광미 주변의 산토양과 밭토양을 채취하였다(Fig. 1). 하천수 시료는 폐갱구 내의 갭내수와 함께 수계를 따라 6개의 시료를 채취하였다. 또한 수계를 따라 갭구로부터 영향을 받을 것으로 예상되는 밭토양에서 농작물(고추, 고추잎, 무잎)들을 함께 채취하였다. 화천광산에서도 오염가능성이 높을 것으로 생각되는 본갱 주변의 광미와 수계를 따라서 토양 및 물시료를 채취하였고, 각각의 논토양과 밭토양에서 자라는 농작물(벼이삭, 벼줄기, 고추, 콩 등)들을 토양과 같이 채취하였다(Fig. 2).

광미 및 토양 시료들은 자연 건조하여 -10 mesh (<2 mm)로 채질하고, 이 중에서 축분하여 일부는 80 mesh(180 μm) 이하의 입도로 미분쇄하여 각각의 시료를 왕수로 분해하였다. 왕수를 이용한 추출은 -80 mesh 건조토양 0.25g에 염산 3ml와 질산 1ml를 넣어 70°C로 1시간 가열하고 증류수로 채워 10 ml로 만든 용액을 화학분석용으로 준비하여(Ure, 1995) ICP-

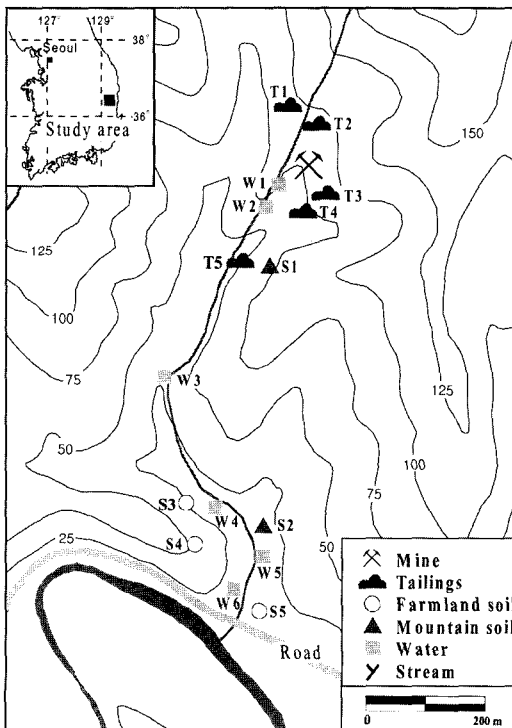


Fig. 1. Sampling location map in the vicinity of the Dogok Au-Ag-Cu mine.

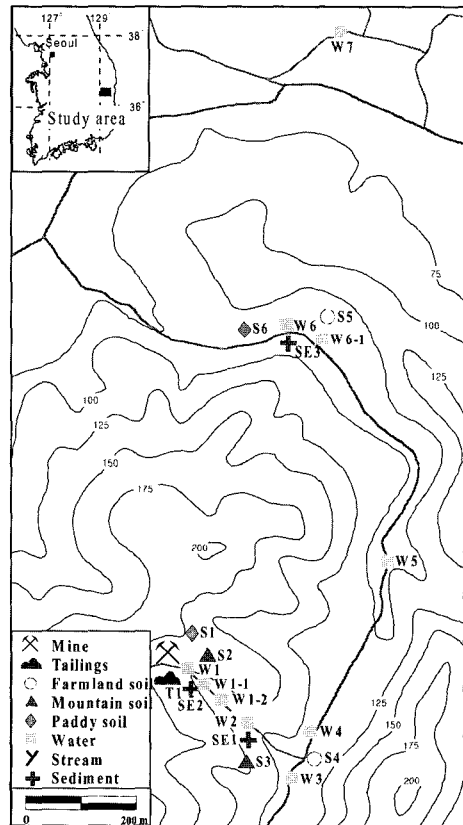


Fig. 2. Sampling location map in the vicinity of the Hwacheon Au-Ag-Pb-Zn mine.

MS를 이용하여 As, Cd, Cu, Pb, Zn의 함량을 측정하였다.

식물시료는 3회 이상 증류수로 세척한 후 자연 건조하여 식물용 분쇄기를 이용하여 미분쇄하여 분말시료를 제작하였다. 미분쇄한 식물 2.0 g을 취하여 100 ml 삼각플라스크에 넣고 유기물을 처리하기 위하여 5 ml의 질산을 넣고 24시간 이상 방치하였다. 시료의 분해는 휘발성 질산 5 ml씩 3번으로 나누어 최종 15 ml를 넣어 시험관을 50°C에서 3시간, 100°C에서 3시간, 150°C에서 10시간, 그리고 160°C에서 완전 건조하고, 3 ml의 과염소산을 넣고 다시 50°C에서 10분, 100°C에서 18시간 가열하고 190°C에서 완전 건조시켰다. 플라스크를 냉각시킨 후 5 M 염산을 넣고 70°C에서 30분 가열하여 용출시킨 후, 증류수를 넣어 최종용액을 만들어 ICP-MS를 이용하여 As, Cd, Cu, Pb, Zn의 함량을 측정하였다(Thompson and Walsh, 1988).

자연수 시료는 수동펌프를 이용하여 동일 압력 하에서 0.45 µm membrane filter로 여과하여 부유물질을 제거한 후 양이온 분석용과 음이온 분석용으로 나누어 보관하였으며, 양이온 분석용 시료는 시간의 경과에 따라 시료용기 벽면에 양이온이 흡착되는 것을 방지하기 위하여 농질산을 가해 pH를 2 이하로 조정하였다. 양이온 정량분석은 AAS로 Na와 K를, ICP-AES 및 ICP-MS를 이용하여 As, Al, Ba, Ca, Cd, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Pb, Si, Zn 등의 함량을 분석하였고, 음이온 정량분석은 IC를 이용하여 F⁻, Cl⁻, NO₂⁻, Br⁻, NO₃⁻, PO₄²⁻, SO₄²⁻를 분석하였고, HCO₃⁻와 CO₃²⁻는 적정법으로 측정하였다.

본 연구에서 광미, 토양, 농작물, 자연수 시료에 대한 화학분석 결과는 분석과정에 필수적인 Quality control system을 이용하여 평가되었으며(Ramsey *et al.*, 1987), 중복시료와 참고시료를 이용하여 평가한 정밀도와 정확도는 10% 미만으로 계산되어 수용할만한 결과를 얻었다.

2.3. SBET(Simple Bioavailability Extraction Test)

분석 방법

폐금속광산 지역에 거주하는 주민들의 위(stomach)에서 흡수되는 독성 중금속들의 인체흡수도를 평가하기 위해 SBET 분석을 실시하였다. 이 SBET 분석방법은 Ruby *et al.*(1993, 1996, 1999)에 의해 제시되고 발달된 PBET(Physiologically Based Extraction Test) 분석방법을 영국지질조사소에서 단순화하여 개발한 분석 방법으로써 본 연구에서 이용한 구체적인

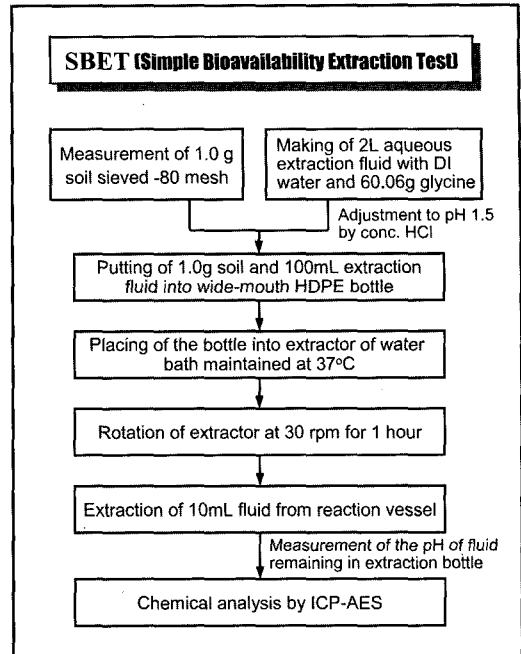


Fig. 3. Flowchart showing the procedure of the SBET analysis.

SBET 분석절차는 다음과 같으며, 이를 나타내는 모식도는 Fig. 3과 같다.

- ① 인공위산(synthetic stomach solution)을 제작하기 위하여 글리신(glycine) 60.06g에 증류수를 넣어 2L의 추출용액을 만든다.
- ② 제작된 인공위산은 인체의 위의 pH와 맞추기 위해 37°C로 유지되고 있는 수조 안에서 염산(HCl)를 사용하여 pH를 1.5에 맞춘다.
- ③ HDPE 시료용기에 -80 mesh로 체질한 토양시료 1.0 g과 pH 1.5로 맞춘 인공위산, 즉 추출용액 100 ml을 넣는다.
- ④ HDPE 시료용기의 뚜껑은 새지 않게 꼭 닫은 후(폐쇄계 상태 유지), 수조내 회전반응기에 고정시켜서 인체의 온도와 같은 37°C가 유지되는 수조 안에 완전히 잠기도록 한다.
- ⑤ 수조내 회전반응기는 1시간 동안 30 rpm으로 회전시켜 반응이 일어나도록 한다.
- ⑥ 1시간 후에 시료용기를 수조에서 꺼내어 다시 pH를 측정하고, 반응이 완료된 시료용기로부터 분석하기 위한 용액을 주사기로 채취하고 필터를 사용하여 분석용 시험관으로 옮긴다.
- ⑦ ICP-AES 기기를 이용하여 추출된 용액으로부터 As, Cd, Cu, Pb 및 Zn 등의 함량을 분석한다.

2.4. 위해성 평가 과정

가장 보편적으로 받아들여지고 있는 위해성 평가 방법은 미국 국가연구위원회(NRC: National Research Council)와 국립과학원(NAS: National Academy of Sciences)에 의해 고안되었으며(NRC/NAS, 1983), 이는 유해성 확인(hazard identification), 노출평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment) 및 위해도 결정(risk characterization)의 주요 4 단계로 구성되어 있다(Fig. 4).

2.4.1. 유해성 확인(hazard identification)

위해성 평가의 첫 단계인 유해성 확인 과정은 사람이 어떤 오염물질에 노출되었을 경우, 과연 유해한 영향을 유발시키는지 여부를 결정하는 단계로서, 그 물질의 물리적, 화학적 성질을 파악하고 이에 따른 물질의 환경 중 이동기구 및 인체내 영향기구 등을 파악함으로써 물질이 가지고 있는 유해도(hazard)를 규명하는 것을 목적으로 한다.

따라서 유해 오염물질에 대한 모든 동물 실험자료 및 인체에 대한 역학조사 연구에서 보고되고 있는 정보를 수집하여 유해성의 여부 및 각각의 오염물질과 관련된 유해도 수준을 확인하는 과정이다.

2.4.2 노출 평가(exposure assessment)

노출평가 단계는 노출된 인구집단의 크기, 노출의 강도, 빈도 및 기간, 그리고 노출경로를 통해 인체노출량을 추정하는 과정이다. 노출평가의 주요 단계는 우선, 노출발생과 관련된 상황을 설정하는 노출시나리오를 구성하며, 다음으로 오염물질과의 접촉후 이 물질이 인

체내로 침투하는 노출경로를 규명한다. 그리고 나서 노출인구집단의 특성을 파악하고, 인체노출과 관련된 모든 변수들을 조사한다. 마지막으로 각 노출경로에 따른 특정 오염물질에 대한 인체노출량을 산출한다. 특정 오염물질에 대한 각각의 노출경로에 따른 정량적인 노출량은 다음과 같은 일일평균노출량 또는 섭취량인 ADD(average daily dose, unit: mg/kg-day) 식을 이용하여 구할 수 있다.

$$ADD = \frac{C \times IR \times ER \times EF}{BW \times AT \times 365 (\text{day/year})}$$

C = Concentration of contaminant in the environmental sample(e.g. soil, water, in mg/kg, mg/L, etc.)

IR = Ingestion rate per unit time(kg/day, L/day)

ED = Exposure duration(years)

EF = Exposure frequency(days/year)

BW = Body weight of the receptor(kg)

AT = Averaging time(years)

2.4.3. 용량-반응 평가(dose-response assessment)

독성평가 단계는 유해 오염물질의 용량과 노출된 인구집단에서의 유해건강영향 발생간의 관계를 규명하고 노출로 인한 유해건강영향의 발생수준을 예측하는 과정이며, 이는 주로 동물실험이나 역학연구결과를 토대로 한다.

용량-반응평가에서는 유해 오염물질에 대한 인체영향을 threshold 존재의 유무에 기본 가정을 두고 발암물

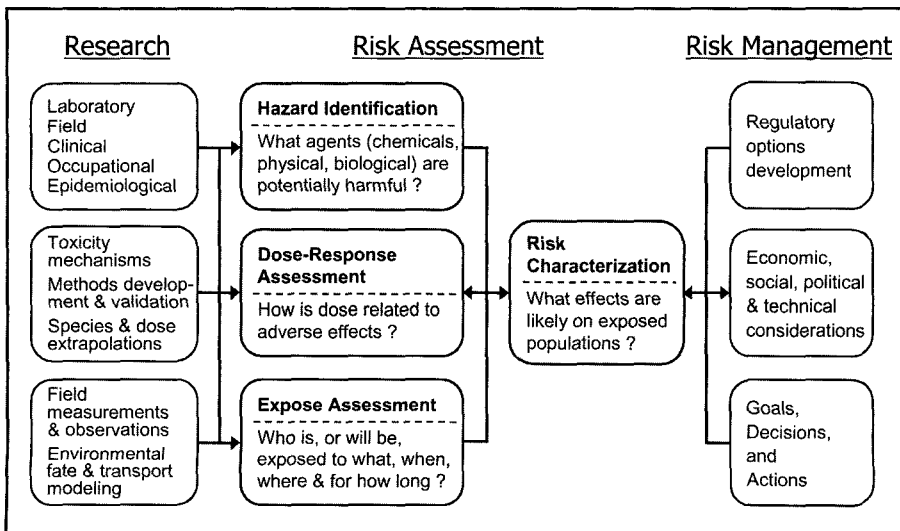


Fig. 4. Risk assessment and management model(NRC/NAS, 1983).

질과 비발암물질로 나누어 평가한다. 발암물질의 용량-반응곡선은 threshold를 전제하지 않는다. 즉, threshold가 존재하지 않는다는 것은 아주 저농도에서도 유해한 반응이 발생할 가능성이 존재한다는 것이며, 비발암물질의 경우는 일정용량 즉, threshold 용량 이상에서 노출되어야 유해영향이 관찰된다는 것이다. 이들 물질들에 대한 인체노출량을 이용하여 발암위해도와 비발암(독성)위해도를 결정하기 위해서는 용량-반응평가를 통해 산출된 특정물질에 대한 발암잠재력(SF; cancer slope factor)과 참고섭취량(RfD; reference dose) 수치가 필요하다. 발암잠재력이란 적절한 용량-반응자료(동물실험자료 등)를 수집하고 수학적모델을 활용하여 용량-반응곡선을 나타내었을 때 해당하는 곡선의 기울기를 의미하며, 참고섭취량이란 만성인체노출시 유해영향이 일어나지 않을 것으로 예측되는 용량을 의미한다.

용량-반응평가를 수행하기 위해 가능한 방법 가운데 하나는 미국 환경보호청(EPA)에서 제시한 유해오염물질에 대한 독성자료(발암잠재력, 참고섭취량 등)들을 검토하는 것이다. 이들 독성자료들에 대한 데이터베이스를 구축한 정보원은 다음과 같다. 국내에서는 오염물질에 대한 용량-반응평가를 통한 이들 수치들의 연구가 미비하여 신뢰성 있는 자료를 얻을 수 없으므로 IRIS와 같은 독성자료 데이터베이스를 활용하여 독성평가를 실시할 수 있다.

- ① EPA Integrated Risk Information System (IRIS) on-line database(updated monthly)
- ② EPA Health Effects Assessment Summary Tables(HEAST)(updated periodically)
- ③ EPA Environmental Criteria and Assessment Office(ECAO)

2.4.4. 위해도 결정(risk characterization)

위해도 결정은 인체 위해성 평가 4단계의 마지막 과정으로, 앞의 3가지 단계의 모든 정보를 종합하는 과정이다. 즉, 각 과정을 통해 나타난 결과를 활용하여

예측된 노출량에 대한 유해건강영향의 발생수준을 위해도로 나타내는 과정이다. 사람이 다양한 환경매체(음용수, 식품, 토양 등)를 통해 유해성이 확인된 오염물질에 과연 얼마나 노출되는가를 결정하는 노출평가과정을 거쳐 용량-반응 평가에서 도출된 정보를 통합하여 특정 오염물질의 특정농도에 노출되었을 경우, 개인이나 인구집단에서 유해영향(독성이나 발암)이 발생할 확률을 결정한다.

(1) 발암위해도의 정량화

실제 오염물질의 노출에 따른 초과 발암위해도를 산정한다. 초과 발암위해도가 일반적인 허용위해도로서 무시해도 좋은 10⁻⁵의 위해도(de minimis risk)를 초과하면, 허용가능한 수준으로 간주하지 않는다. 발암위해도는 유해오염물질에 의한 장기간의 인체노출의 결과 암이 발생할 수 있는 확률을 10의 (-)지수값으로 산출하며, 이 위해도는 다음과 같은 식으로 계산된다.

$$\text{Cancer risk} = \text{ADD(average daily dose)} \times \text{SF(slope factor)}$$

(2) 비발암위해도의 정량화

비발암물질의 노출에 따른 위해도 결정은 용량-반응평가를 통해 산출된 참고섭취량(RfD)과의 비교를 통해 평가할 수 있으며, 비발암(독성)위해도는 위험성몹인 HQ(Hazard Quotient) 지수로 나타내며, 또한 모든 노출경로나 모든 오염물질에 따른 비발암위해도는 이들 HQ 지수들을 총합한 HI(Hazard Index) 지수로 나타내며 이들 지수들은 다음과 같은 식으로 구할 수 있다. 이들 수치가 1.0을 초과하는 경우에는 유해영향(독성)이 발생할 가능성이 있음을 제시해 주며, 1.0 이하인 경우에는 발생할 가능성이 없음을 나타낸다.

$$\text{HQ} = \text{ADD(from exposure assessment)} / \text{RfD (from IRIS of US EPA)}$$

$$\text{HI} = \sum \text{HQs(sum of hazard quotients)} = \{ \text{ADD}_1 / \text{RfD}_1 + \text{ADD}_2 / \text{RfD}_2 + \dots + \text{ADD}_i / \text{RfD}_i \}$$

Table 1. Mean concentrations of heavy metals in tailings and soils from the Dogok and the Hwacheon mines (unit in mg/kg).

Mine	Sample type	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Dogok	Tailings (9)*	218	90.2	3053	9473	14500
	Mountain soils (2)	34	5.8	53	288	346
	Farmland soils (6)	8	3.0	37	47	137
Hwacheon	Tailings (2)	72	12.4	34	578	1304
	Mountain soils (4)	19	2.3	16	137	135
	Farmland soils (6)	13	2.9	19	142	154
	Paddy soils (7)	26	4.7	37	327	357

*Number of samples in parentheses

3. 결과 및 고찰

3.1. 중금속 원소들의 지구화학적 특성

3.1.1. 광미 및 토양

도곡 및 화천광산의 광미 및 토양내 중금속 원소들의 평균함량을 Table 1에 나타내었다. 도곡광산의 경우, 상부개과 본갱 주변의 광미내 중금속 원소들의 평균함량은 218 As mg/kg, 90.2 Cd mg/kg, 3,053 Cu mg/kg, 9,473 Pb mg/kg, 14,500 Zn mg/kg으로 매우 높은 함량을 나타내었다. 화천광산의 광미의 경우, 그 평균함량은 72 As mg/kg, 12.4 Cd mg/kg, 34 Cu mg/kg, 578 Pb mg/kg, 1,304 Zn mg/kg으로 나타나, Cu를 제외한 원소들이 높은 함량을 나타내고 있다.

도곡광산 주변에서 채취한 산토양내 중금속 원소들의 평균함량은 34 As mg/kg, 5.8 Cd mg/kg, 53 Cu mg/kg, 288 Pb mg/kg, 346 Zn mg/kg으로, 밭토양의 경우, 8 As mg/kg, 3.0 Cd mg/kg, 37 Cu mg/kg, 47 Pb mg/kg, 137 Zn mg/kg으로 모든 원소들이 Bowen (1979)이 제시한 자연토양 내 평균함량(6.0 As mg/kg, 0.35 Cd mg/kg, 30 Cu mg/kg, 35 Pb mg/kg, 90 Zn mg/kg)을 초과하는 값을 나타내고 있다(Table 1). 화천광산 주변에서 채취한 산토양내 중금속 원소들의 평균함량은 19 As mg/kg, 2.3 Cd mg/kg, 16 Cu mg/kg, 137 Pb mg/kg, 135 Zn mg/kg으로, 밭토양의 경우, 13 As mg/kg, 2.9 Cd mg/kg, 19 Cu mg/kg, 142 Pb mg/kg, 154 Zn mg/kg으로, 논토양의 경우, 26 As mg/kg, 4.7 Cd mg/kg, 37 Cu mg/kg, 327 Pb mg/kg, 357 Zn mg/kg으로 Cu 평균함량을 제외한 모든 원소들이 Bowen(1979)이 제시한 자연토양 내 평균함량을 초과하는 값을 나타내

고 있다(Table 1). 특히 논토양내 중금속 함량이 산토양이나 밭토양에서보다 더 높은 함량을 나타내 이들 논토양에서 재배되는 벼의 성장에 문제를 야기시킬 가능성이 있다.

3.1.2. 농작물

도곡 및 화천광산 주변의 경작지 토양에서 재배되고 있는 농작물 시료들내 중금속 원소들의 평균함량을 Table 2에 제시하였다. 전반적인 농작물 시료들내의 중금속의 함량은 As과 Cd의 경우를 제외하고는 일반적으로 오염되지 않은 식물 배경값(Kabata-Pendias and Pendias, 1984)의 범위에 들어가며, 우리나라 평균 식물 함량(Jung, 1995)보다는 약간 높은 값을 보였다. 도곡광산 식물의 경우, Cd은 모든 시료에서 식물 내 평균함량을 초과하여 부화되어 있었다. 또한 무이는 Cd뿐만 아니라, Zn도 이 평균 함량을 초과하여 나타났다. 화천광산 주변 농작물의 경우, 쌀알내 As 함량은 우리나라 평균 쌀알내 As 함량(0.09 mg/kg)보다 높게 나타났고, 특히 벼줄기는 모두 오염되지 않은 식물 배경값보다 최대 4배를 넘는 것으로 나타나 화천광산의 벼줄기내 As이 농축되었음을 알 수 있다. 토양 내에 Pb와 Zn의 함량이 부화되어 있던 것과는 달리, 농작물내에서 이들 원소들의 함량은 식물 배경값보다는 낮은 함량을 나타내고 있었으며, 유일하게 껏잎에서만 Zn가 이 기준을 초과한 함량을 나타내고 있다.

3.1.3. 하천수 및 지하수

도곡광산의 갯내수(W1)와 갯내수에 직접적으로 영향을 받았을 것으로 판단되는 하천수(W2)의 경우 수질 환경보전법에 명시된 '광산개수 및 침출수별 수질과 오염물질 배출허용기준(‘가’ 지역)’인 0.5 As mg/L, 3 Cu

Table 2. Mean concentrations of heavy metals in crop plants from the Dogok and the Hwacheon mines (unit in mg/kg, dry weight).

Mine	Sample type	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Dogok	Red pepper (2) [*]	0.52	0.72	12.7	0.19	58.2
	Red pepper leaf (1)	0.40	1.52	21.5	0.26	124.1
	Radish leaf (1)	1.15	1.68	7.9	0.70	188.6
Hwacheon	Rice grain (3)	0.23	0.16	2.2	0.08	28.3
	Rice stalk (3)	5.23	0.45	3.3	1.28	47.9
	Sesame leaf (1)	0.42	0.20	23.0	1.27	275.6
	Red pepper (1)	0.06	0.60	14.1	0.55	53.4
	Soybean (1)	0.13	0.21	7.0	0.17	40.6
Normal value of plant ^a		1-17	0.05-0.2	5.0-30	5.0-10	27-150
Normal plant in Korea ^b		0.09	0.1-1.0	10	0.1-5.0	10-100

^aKabata-Pendias and Pendias(1984)

^bJung(1995)

^{*}Number of samples in parentheses

mg/L, 0.1 Cd mg/L, 1 Pb mg/L, 5 Zn mg/L와 비교하면, Cd와 Zn가 이 기준을 초과한 함량을 나타내고 있고, 나머지 원소들은 이 기준치보다 매우 낮은 값을 나타내고 있다(Table 3). 또한 상부갱과 본갱 주변의 광미적치장 인근에서 Cd와 Zn 등의 함량이 높게 나타났고, 하류로 갈에 따라 점차 그 함량이 감소하는 경향을 나타내고 있다. 한편 화천광산 하천수의 경우는 이 기준치보다 매우 낮은 함량을 나타내고 있어 수계 내에는 중금속의 오염이 진행되지 않았음을 알 수 있다(Table 3).

도곡 및 화천광산의 음용수로 사용되고 있는 지하수 시료를 음용수 수질기준(0.05 As mg/L, 0.01 Cd mg/L, 1.0 Cu mg/L, 0.05 Pb mg/L, 1.0 Zn mg/L)과 비교하면, 도곡광산의 지하수 시료는 Cd만 0.054 mg/L로 그 기준치를 초과한 것으로 나타났고, 화천광산의 지하수 시료는 모두 음용수 수질기준치를 만족하는 것으로 나타나 오염원의 지하수로의 유입은 없는 것으로 판단된다(Table 3).

3.2. 독성 중금속들의 인체흡수도

최근 많은 연구자들에 의해 모사된 인체의 위(stomach)와 같은 조건하에서 토양으로부터 용출되는 독성 중금속들의 분율을 측정하는 실험이 개발되어 연

구되고 있다(Imber, 1993; Ruby *et al.*, 1993, 1996, 1999; Medlin, 1997; Williams *et al.*, 1998). 본 연구에서는 Ruby *et al.*(1996)에 의해 제시된 PBET 분석방법을 단순화한 SBET 분석을 적용하여 토양내 독성 중금속들이 폐금속광산 지역에 거주하는 주민들의 건강에 미칠 수 있는 악(위해)영향을 평가하고자 하였다. 즉, 농사를 짓는 농부들은 잘 씻지 않은 더러운 손이나 채소 또는 호흡을 통해 무의식적으로 토양을 섭취하게 되는데, 오염된 토양은 일단 손을 통해 입으로 섭취하게 되고 인체의 위에 머무르게 된다. 위의 강산성 환경하에서 토양내 독성 중금속들은 빠르게 용출되어 인체로 흡수되고, 결국 인체내 축적되어 건강상의 문제점을 야기시키게 된다. SBET 분석 결과는 다음과 같은 식에 의해 백분율(%)로 인체흡수도(Bioavailability)를 산출할 수 있다. 또한 SBET 분석 결과는 인위적으로 오염된 지역에서 독성 중금속들에 대한 인체위해성 평가 모델링에 있어서 토양의 총함량 대신 투입 자료로 사용되므로 그 가치가 중요하다고 할 수 있다(Williams *et al.*, 1998).

인체흡수도(% Bioavailability)

$$= \frac{\text{SBET 실험에 의해 추출된 토양내 원소의 함량}}{\text{왕수에 의해 분해되어 측정된 토양내 원소의 총함량}} \times 100$$

Table 3. Mean concentrations of heavy metals in waters from the Dogok and the Hwacheon mines (unit in mg/L).

Mine	Sample type	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Dogok	Mine water (2)*	5	0.339	0.067	0.035	5.040
	Stream water (8)	24	0.204	0.029	0.014	3.695
	Groundwater** (2)	1	0.054	0.005	0.001	0.317
Hwacheon	Stream water (8)	2	n.d.	0.006	0.008	0.053
	Groundwater** (2)	7	n.d.	0.011	0.007	0.047

*Number of samples in parentheses

**Drinking water

Table 4. Arsenic and heavy metal concentrations leached from tailings and soils during *in vitro* simulation for the human stomach.

Mine	Sample type	As		Cd		Cu		Pb		Zn	
		SBET ¹⁾	%Bio ²⁾	SBET	% Bio	SBET	% Bio	SBET	% Bio	SBET	% Bio
Dogok	T (2)*	11.3	8.3	81.4	49.9	2102	51.2	2311	39.8	7620	23.4
	FS (3)	4.1	40.8	1.4	37.6	17	37.4	16	23.0	60	33.0
Hwacheon	T (1)	0.0	0.0	8.6	69.0	26	77.0	213	36.8	826	63.3
	FS (4)	1.3	12.3	1.2	35.1	13	74.2	68	38.5	70	36.7
	PS (3)	5.0	55.4	0.7	20.8	15	84.5	90	45.3	55	26.4

*Number of samples in parentheses

¹⁾ SBET : Extracted concentration (mg/kg) by the SBET analysis

²⁾ % Bio : % Bioavailability

T: Tailings, FS: Farmland soils, PS: Paddy soils

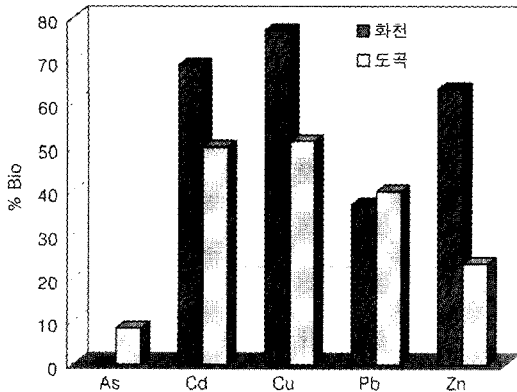


Fig. 5. Bioavailability of As, Cd, Cu, Pb and Zn extracted from tailings by the SBET analysis.

화천 및 도곡광산 주변지역의 광미 및 토양(밭토양, 논토양)에 대한 SBET 분석결과 및 인체흡수도를 Table 4에 나타내었다. 인공위산에서 1시간동안 반응하여 추출된 광산별 광미내 독성 중금속들의 인체흡수도는 As의 경우는 도곡광산에서 8.3%로, Cd, Cu, Zn의 경우는 화천광산에서 각각 69.0%, 77.0%, 63.3%로 높게 나타났다(Fig. 5). 중금속별 광미내 인체흡수도는 As의 인체흡수도가 다른 중금속들보다 낮게 나타났는데 이는 다른 중금속들은 낮은 pH에서 용해성이 좋으나, As은 높은 pH 환경에서 용해성 또는 인체흡수도가 좋기 때문으로 판단된다. 토양내 As, Cu, Pb의 인체흡수도는 화천광산의 논토양에서 각각 55.4%, 84.5%, 45.3%로 높게 나타났으며, Cd와 Zn의 경우 토양별 큰 차이가 나타나지 않았다(Fig. 6).

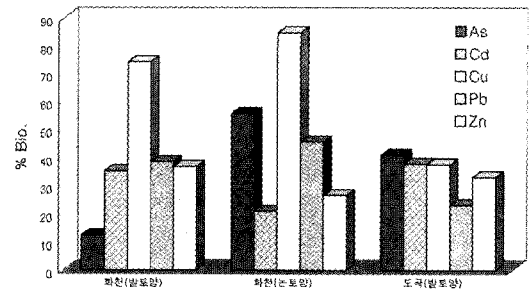


Fig. 6. Bioavailability of As, Cd, Cu, Pb and Zn extracted from soils by the SBET analysis.

3.3. 광산지역 독성 중금속원소들의 인체 위해성 평가

폐금속광산 지역의 중금속에 대한 인체위해성 평가 모델링 과정도 앞서 언급한대로 4 단계로 구분된다(Fig. 7). 1 단계는 폐금속광산 주변 중금속으로 오염된 환경 매체(토양, 자연수, 농작물 등)에 대한 화학분석 및 SBET 분석 자료를 수집, 평가하여 독성 중금속들의 유해성을 확인한다. 2 단계에서는 폐금속광산 지역에 거주하는 주민(농부)들이 이들 환경 매체와의 접촉 및 섭취를 통해 중금속에 노출되는 경로를 파악하는 개념적 모델을 구성하고(Fig. 8), 파악된 노출경로에 따라 인체 노출량을 산출하는 노출평가를 실시한다. 3 단계에서는 발암물질과 비발암물질의 중금속에 대한 용량-반응평가(독성평가) 정보를 수집한다. 마지막 4 단계에서는 노출 평가 및 독성평가 결과를 종합하여 중금속에 대한 독성 및 발암위해성을 정량적으로 결정한다(이진수 등, 2000, 2003).

연구지역인 도곡 및 화천광산 지역들의 주요오염원은

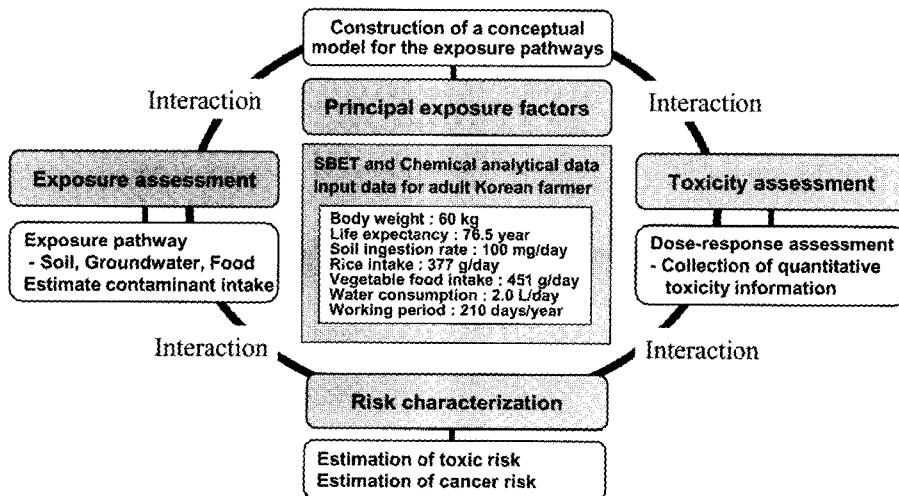


Fig. 7. Human risk assessment modeling for the abandoned metal mine sites.

광산폐기물인 광미로서, 이들 광미가 바람이나 강우에 의해 비산되어 광미땀 하부에 위치한 농경지를 오염시키고, 이들 오염된 농경지에서 재배되는 농작물이 중금속에 의해 오염된다. 또한 광미장으로 유입된 물은 광미장을 거치면서 다량의 중금속을 함유한 광산배수가 생성되어 광미장 하부 수계(지표수 및 지하수)를 오염시킨다. 따라서 이들 폐금속광산 주변에 거주하는 주민들은 오염된 농작물, 지하수(식수) 및 토양을 섭취함으로써 독성 중금속에 의한 위해성에 노출된다.

3.3.1. 화학분석자료 수집 및 유해성 확인

도곡 및 화천광산 지역의 광미, 토양, 농작물(쌀알)

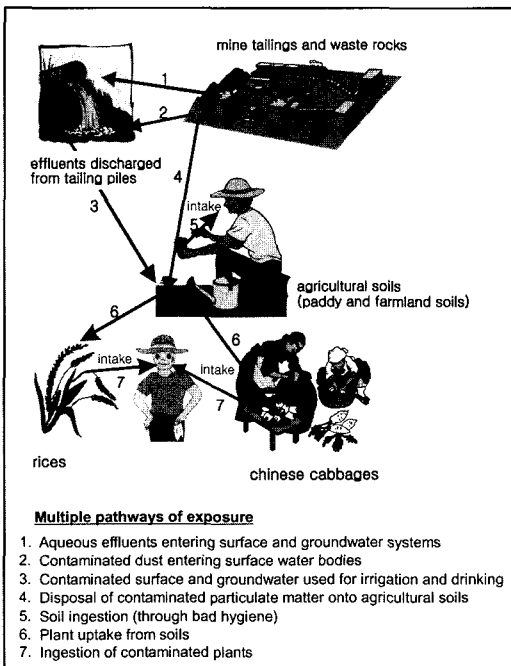


Fig. 8. Conceptual model for the exposure pathways to the Korean farmer associated with living close to mine.

및 식수로 사용되는 지하수에 대한 중금속 원소들(As, Cd, Cu, Pb, Zn)의 화학분석자료는 앞서 제시한 Tables 1, 2, 3에 나타나 있다. 또한 농경지 토양에 대한 SBET 분석 자료는 Table 4에 제시되어 있다. 그러나 이들 자료중 As, Cd, Zn에 대한 분석자료만이 인체 위해성평가 모델링을 위한 오염물질(중금속원소)로 이용되었고, Cu와 Pb의 분석자료는 용량-반응평가(독성평가)에서 참고섭취량(RfD)의 정보 부족으로 본 연구에서는 고려되지 않았다.

3.3.2 노출 평가

노출평가는 오염원으로부터 파악된 독성 중금속들의 다중노출경로에 의해 지역주민이 섭취하게 되는 독성 중금속들의 섭취량을 정량적으로 산출하는 것이다. 각각의 노출경로에 따른 노출평가는 2.4.2절에서 제시한 인체노출량인 ADD를 산출함으로써 수행할 수 있다. 본 연구지역 주민들이 오염원으로부터 독성 중금속들에 노출되는 경로는 주로 섭취(ingestion)에 의한 노출로 그 경로는 토양섭취(soil pathway), 지하수(식수)섭취(groundwater pathway), 농작물(쌀알)섭취(rice grain pathway) 등 3가지로 파악할 수 있다(Fig. 8).

(1) 노출인자

폐금속광산 지역의 인체위해성 평가에서 대상이 되는 수용체는 한국 성인(농부)들로서 이들에 대한 평균체중, 평균수명, 일일음식섭취량 등의 인체노출인자들을 투입하여 인체노출량을 산정해야 하므로 이들 인자들에 대한 자료를 Table 5에 제시하였다. Table 5에 제시된 한국인의 평균체중에 대한 자료는 산업자원부 기술표준원에서 조사한 국민표준체위 조사보고서의 1997년의 통계자료를 사용하였으며, 성인 남자의 평균체중은 65.7 kg, 성인 여자의 경우는 54.2 kg이었으며, 평균 성인의 체중은 60 kg이었다. 한국인의 평균수명은 통계청의 2001년도 자료에 의하면, 남자는 72.8세, 여자는

Table 5. Exposure factors for an adult Korean farmer.

Factor/Parameter	Symbol	Units	Residential/Agricultural	Data source
Exposure Duration	ED	years	30	US EPA, 1997
Exposure Frequency	EF	days/year	350	US EPA, 1997
Averaging Time				
Carcinogens	ATc	years	76.5	KNSO, 2001
Non-carcinogens	ATnc	years	30	US EPA, 1997
Body Weight	BW	kg	60	MOCIE, 1997
Ingestion rate				
Soil	IRs	kg/day	100×10^{-6}	US EPA, 1997
Rice (Farmer)	IRp	kg/day	0.377	KNSO, 2001
Drinking water	IRw	L/day	2.0	KOWACO, 2001

80.0세로 평균수명은 76.5세로 보고하고 있다. 한국인의 쌀 섭취비의 경우는 2001년도 통계청의 자료를 이용하였으며, 1인 하루 평균 쌀 소비량은 243.8g이나, 농가의 경우는 377.5g, 비농가의 경우는 231.5g으로 보고하고 있다. 한국인의 물 섭취비는 한국수자원공사의 조사자료에 의하면 1인 하루 평균 물 섭취량은 2.0L이었다. 이외 인체노출량 산출을 위한 인자들은 미국 EPA에서 발행한 노출인자 핸드북(Exposure Factors Handbook)에서 제시한 자료를 사용하였다(US EPA, 1997).

(2) 노출경로

토양노출경로: 오염된 토양에 노출되는 경로는 농업 활동 동안에 토양과 직접적으로 접촉함으로써 더러운 손이나 호흡을 통해 발생한다. 따라서 더러운 손을 통해 섭취된 토양이 인체의 위에서 위산과 반응하여 용출된 토양내 독성 중금속들이 인체로 흡수되는 양을 측정하여 ADD 식에 투입하여야 한다. 인체흡수도는 SBET 분석실험에 의해서 측정할 수 있으며, 3.2절의 Table 4에 그 결과가 제시되어 있다. 따라서 본 연구에서는 이를 적용하여 토양노출경로에 따른 ADD 산출시 토양내 중금속의 함량을 SBET 분석에 의해 추출된 중금속 함량을 투입하였다. 토양노출빈도는 한국 농부들의 연평균 농사기간이 약 7개월(210 days)이므로 이를 노출빈도로 투입하였다. 토양섭취비는 미국 EPA에서 제시한 100 mg/d(100×10⁻⁶ kg/d) 수치를 이용하였다.

지하수노출경로: 오염된 지하수에 노출되는 경로는 지하수를 직접 식수로 사용함으로써 인체로 흡수되어 발생한다. ADD 식에 투입되는 지하수의 섭취비는 한국수자원공사의 조사자료를 인용하였으며, 지하수내 중금속들의 함량(Table 3)도 이용하였다.

농작물노출경로: 오염된 토양에서 재배된 농작물(쌀알)에 노출되는 경로는 이들 오염된 농작물을 직접 섭취함으로써 인체로 흡수되어 발생한다. 한국인(특히 농촌 성인)의 주식은 밥과 김치이나 여기서 음식노출경로는 쌀알에 대해 국한하여 계산하였다. 그러나 도곡광산 주변 지역에서는 논토양이 존재하지 않아 벼를 채취하지 못하였고, 화천광산에서만 벼를 채취하여 농

작물(쌀알)에 대한 노출경로를 파악하였다. 이번 위해성 평가에서는 농작물에 대한 섭취흡수계수를 100%로 가정하고 실시하였다. 2001년도 쌀 소비량의 통계자료를 인용하였으며, 쌀알내 중금속들의 함량(Table 2)도 이용하였다.

(3) 인체노출량

폐금속광산인 도곡과 화천광산 지역에서의 토양, 지하수, 음식(쌀알)의 노출경로에 따른 중금속들의 인체노출량 산출 결과를 Table 6에 나타내었다. 지하수 섭취에 의한 As의 인체노출량은 도곡광산에서보다는 화천광산에서 더 높게 나타났으며, Cd과 Zn의 경우는 도곡광산에서 더 높게 나타났다. 토양의 섭취에 의한 중금속의 인체노출량은 두 광산에서 큰 차이를 보이지 않았다. 화천광산에서의 쌀알 섭취의 경우는 다른 노출경로에 의한 섭취보다 상대적으로 As, Cd, Zn의 인체노출량이 높게 나타났다.

3.3.3. 독성평가(용량-반응평가)

노출평가를 통해 산출한 중금속의 인체노출량을 이용하여 발암위해도와 비발암(독성)위해도를 결정하기 위해서는 용량-반응평가를 통해 산출된 중금속의 발암잠재력(SF)과 참고섭취량(RfD) 수치가 필요하다. 앞서 2.4.3절에서 언급한 미국 EPA 독성자료중 IRIS 데이터베이스의 자료를 인용하였다(Table 7). 단, 이 자료에 의하면 SF의 값은 발암물질인 As에 대해서만 산정되어 있으므로 본 연구에서는 As에 대한 발암위해도만을 결정할 수 있었다.

3.3.4. 위해도 결정

(1) 비발암(독성)위해도의 정량화

도곡 및 화천광산 지역들에 대한 As, Cd, Zn의 독성위해도에 대한 HI 지수를 Table 8에 제시하였다. Table 8에 제시한 대로 화천광산에서 As의 HI 지수가 5.38로

Table 7. Reference doses and slope factors of As, Cd and Zn obtained from US-EPA IRIS database.

Element	RfD (mg/kg-day)	SF (mg/kg-day) ⁻¹
As	3×10 ⁻⁴	1.5
Cd	1×10 ⁻³ (food)/5×10 ⁻⁴ (water)	n.a.
Zn	3×10 ⁻¹	n.a.

Table 6. Results of ADD (average daily dose) for As, Cd and Zn with different exposure pathways (unit in mg/kg-day).

Pathway	Mine	As	Cd	Zn
Soil pathway	Dogok	1.44×10 ⁻⁶	1.67×10 ⁻⁶	4.49×10 ⁻⁵
	Hwacheon	2.11×10 ⁻⁶	1.61×10 ⁻⁶	5.12×10 ⁻⁵
Groundwater pathway	Dogok	3.20×10 ⁻⁵	1.73×10 ⁻³	1.01×10 ⁻²
	Hwacheon	2.24×10 ⁻⁴	n.d.	1.47×10 ⁻³
Rice grain pathway	Hwacheon	1.39×10 ⁻³	9.65×10 ⁻⁴	1.71×10 ⁻¹

1 이상을 나타내었으나 Cd와 Zn의 경우는 1 이하로 나타났다. 또한 도곡광산의 경우는 Cd의 HI 지수가 3.25로 나타났으나 As과 Zn은 1 이하로 나타났다. 따라서 도곡광산에서는 Cd에 대해, 화천광산에서는 As에 대해 독성위해도가 존재하는 것으로 판단된다. 이는 도곡광산 지역에서 인체에 미치는 유해오염물질은 Cd이며, 화천광산의 경우는 As으로 이들 지역에 거주하는 주민들이 지속적으로 농작물(쌀알), 지하수, 토양을 섭취한다면 As이나 Cd에 대한 독성위해도가 발생할 가능성이 큼을 시사하고 있다.

(2) 발암위해도의 정량화

Table 7에 제시한 것 같이 SF의 값이 발암물질인 As에 대해서만 산정되어 있어 본 연구에서는 각각의 노출경로에 따른 As의 발암위해도만을 평가하였다 (Table 9). 이 결과에 의하면 화천광산 지역의 쌀알 섭취를 통한 As의 초과 발암위해도는 만명중의 8명 (8.2×10^{-4})으로 높게 나타났으며, 지하수 섭취의 경우는 만명중의 1명 (1.3×10^{-4})으로 나타났다. 도곡광산의 경우 모든 노출경로를 통한 As의 초과 발암위해도는 십만명중의 2명 이하로 나타났다. 미국 EPA에서 제시한 위해성에 근거한 허용발암위해도는 1×10^{-5} (십만명중의 1명)으로 화천광산의 경우 지하수(식수) 및 쌀알의 섭취를 통한 As의 발암위해도가 이 허용발암위해도를 초과하고 있으므로 이 지역 주민들이 As에 의해 오염된 농작물이나 지하수를 지속적으로 장기간 섭취하게 된다면 As의 발암성 확률은 크다고 판단된다.

4. 결 론

폐금속광산인 도곡 Au-Ag-Cu 광산과 화천 Au-Ag-Pb-Zn 광산 주변의 광미, 토양, 지하수 및 농작물에 대한 화학분석결과를 토대로 인체위해성을 평가한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

Table 8. Hazard indices (HI) for As, Cd and Zn in the Dogok and the Hwacheon mine sites.

Mine	As	Cd	Zn	HI
Dogok	0.12	3.45	0.03	3.61
Hwacheon	5.38	0.97	0.57	6.92

Table 9. Cancer risk for As in the Dogok and the Hwacheon mine sites.

Mine	Soil pathway	Groundwater pathway	Rice grain pathway
Dogok	2.3×10^{-6}	1.9×10^{-5}	-
Hwacheon	1.8×10^{-6}	1.3×10^{-4}	8.2×10^{-4}

(1) 도곡광산의 광미내 중금속의 평균함량은 218 As mg/kg, 90.2 Cd mg/kg, 3,053 Cu mg/kg, 9,473 Pb mg/kg, 14,500 Zn mg/kg으로 매우 높은 함량을 나타내었다. 화천광산의 광미의 경우, 그 평균함량은 72 As mg/kg, 12.4 Cd mg/kg, 34 Cu mg/kg, 578 Pb mg/kg, 1,304 Zn mg/kg으로 나타나, Cu를 제외한 원소들이 높은 함량을 나타내고 있다. 따라서 As 및 중금속을 다량 함유하고 있는 이들 광산의 광미들이 강우나 바람에 의해 하류로 유실됨으로써 주변 토양과 수계를 오염시키고 있다.

(2) SBET 분석결과에 의하면, 중금속별 광미내 인체 흡수도는 As의 인체흡수도가 다른 중금속들보다 낮게 나타났는데 이는 다른 중금속들은 낮은 pH에서 용해성이 좋으나, As은 높은 pH 환경에서 용해성 또는 인체흡수도가 좋기 때문으로 판단된다. 토양내 As, Cu, Pb의 인체흡수도는 화천광산의 논토양에서 높게 나타났으며, Cd와 Zn의 경우 토양별 큰 차이가 나타나지 않았다.

(3) 독성 중금속들의 인체노출평가 결과, 지하수 섭취에 의한 As의 인체노출량은 도곡광산에서보다는 화천광산에서 더 높게 나타났으며, Cd와 Zn의 경우는 도곡광산에서 더 높게 나타났다. 토양의 섭취에 의한 중금속의 인체노출량은 두 광산에서 큰 차이를 보이지 않았다. 화천광산에서의 쌀알 섭취의 경우는 다른 노출경로에 의한 섭취보다 상대적으로 As, Cd, Zn의 인체노출량이 높게 나타났다.

(4) 독성(비발암성)위해도 평가 결과, 화천광산에서는 As의 HI 지수가 5.38로, 도곡광산에서는 Cd의 HI 지수가 3.25로 1 이상을 나타내었다. 따라서 이들 지역에 거주하는 주민들이 지속적으로 농작물(쌀알), 지하수, 토양을 섭취한다면 이들 원소에 대한 독성위해도가 발생할 가능성이 큼을 시사하고 있다.

(5) As에 대한 발암위해도 평가 결과, 화천광산 지역의 쌀알 및 지하수(식수) 섭취를 통한 As의 초과 발암위해도가 각각 만명중의 8명 및 1명으로 높게 나타났다. 이는 US-EPA에서 제시한 허용발암위해도보다도 크므로 이 지역 주민들이 As에 의해 오염된 쌀알이나 지하수를 식수로 지속적으로 장기간 섭취하게 된다면 As의 발암 확률은 크다고 판단된다.

사 사

본 연구는 한국과학재단 우수여성과학자 도약지원연구과제(과제번호: R04-2002-000-00161-0)의 연구비 지원에 의해 이루어졌으며, 이에 한국과학재단에 감사드립니다.

참고문헌

- 김경웅, 백성희, 이현구 (1995) 유구-광천 금은광화대지역에서의 토양 및 농작물의 중금속오염. *자원환경지질*, 28권, p. 389-394.
- 김상현, 전효택 (1993) 삼보 연-아연-중정석 광산 주변 토양에서의 중금속 오염 연구. *한국자원공학회지*, 30권, p. 228-237.
- 대한광업진흥공사 (1968) 한국의 광상 1호. p. 212-213.
- 민정식, 정영욱, 이현주, 송덕영 (1995) 광산지역 광해 대책연구-금속광산의 환경오염 실태조사 및 대책연구. 한국자원연구소, KR-95(C)-37, 156p.
- 민정식, 정영욱, 이현주, 이동남 (1997) 광산지역 광해조사와 대책연구. *자원연구소 연구보고서 KR-97 (C)-32*, 한국자원연구소, 479p.
- 이진수, Klinck, B.A., Moore, Y., 전효택 (2000) 다덕광산 주변지역에서의 독성원소들의 환경오염 및 인체흡수도. *자원환경지질*, 33권, p. 273-282.
- 이진수, 전효택, 김경웅, 김주용, 2003, 폐금속광산 지역에서의 독성중금속에 대한 위해성평가. *한국지구시스템공학회지*, 40권, p. 264-273.
- 전효택, 김주용, 최시영 (1998) 폐석탄광 주변 지구화학적 환경의 중금속 오염 평가-강릉 탄전 입곡천 일대를 중심으로. *자원환경지질*, 31권, p. 499-508.
- 전효택, 안주성, 정명채 (1997) 국내 일부 합금석영맥 광상주변에서의 잠재적 독성중금속원소들의 환경오염 특성. *박희인 교수 정년퇴임 기념집*, p. 182-188.
- 정명채, 전효택 (1998) 삼보 연-아연광산 주변 농경지에서의 중금속함량의 계절적 변화와 환경오염. *한국자원공학회지*, 35권, p. 19-29.
- 정예진, 이상훈 (2001) 폐광산 복구지역 잔류광미로 인한 주변 지하수 토양 오염 가능성-시흥광산 사례. *자원환경지질*, 34권, p. 461-470.
- 환경부 (1998) 폐금속광산 오염실태 정밀조사 결과 보고서.
- 황은하, 위수민, 이평구, 최상훈 (2000) 서성 연-아연광산 주변 농경지 토양의 중금속 오염연구. *한국토양환경학회지*, 5권, p. 67-85.
- 황호승, 전효택 (1995) 시흥 Cu-Pb-Zn 광산 주변에서의 중금속원소들의 분산 및 존재형태와 흡착처리. *자원환경지질*, 28권, p. 455-467.
- Akagi, H., Castillo, E.S., Cortes-Maramba, N., Francisco-Rivera, A.T. and Timbang, T.D. (2000) Health assessment for mercury exposure among schoolchildren residing near a gold processing and refining plant in Apokon, Tagum, Davao del Norte, Philippines. *Sci. Tot. Environ.*, v. 259, p. 31-43.
- Alcock, R.E., Sweetman, A.J., Juan, C.Y. and Jones, K.C. (2000) A genetic model of human lifetime exposure to persistent organic contaminants: development and application to PCB-101. *Environ. Pollution*, v. 110, p. 253-265.
- Alloway, B.J. (1990) Heavy metals in soils. Blackie and Son Ltd.
- Bowen, H.J.M. (1979) Environmental chemistry of the elements. Academic Press, New York.
- Cheong, Y.W. and Thornton, I. (1994) Acid mine drainage and heavy metal contamination of stream sediments in the Okdong-cheon stream, Sangdong area, South Korea. *Eco. Environ. Geol.*, v. 27, p. 101-113.
- Green, E., Short, S.D., Stutt, E. and Harrison, P.T.C. (2000) Protecting environmental quality and human health: strategies for harmonisation. *Sci. Tot. Environ.*, v. 256, p. 205-213.
- Imber, B.D. (1993) Development of a physiologically relevant extraction procedure. Prepared for BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Environmental Protection Division, Victoria, BC. CB Research International Corporation, Sidney, BC.
- IRIS (Integrated Risk Information System). <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris>
- Jung, M.C. (1995) Environmental contamination of heavy metals in soils, plants, waters and sediments in the vicinity of metalliferous mine in Korea. PhD thesis, Univ. of London.
- Jung, M.C. and Thornton, I. (1996) Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea. *Appli. Geochem.*, v. 11, p. 53-59.
- Jung, M.C. and Thornton, I. (1997) Environmental contamination and seasonal variation of metals in soils, plants and waters in the paddy fields around a Pb-Zn mine in Korea. *Sci. Tot. Environ.*, v. 198, p. 105-121.
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. (1984) Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, 315p.
- Kimmel, G., Ohanian, E. and Vu, V. (1999) Framework for human health risk assessment. *Human and Ecological Assessment*, v. 5, p. 997-1001.
- KNSO (2001) <http://www.nso.go.kr>
- KOWACO (2001) <http://www.kowaco.or.kr>
- Lee, J.S., Klinck, B., Moore, Y. (2000) Dispersal, risk assessment modelling and bioavailability of arsenic and other toxic heavy metals in the vicinity of two abandoned mine sites in Korea. *British Geological Technical Report WE/00/1*, 91p.
- Medlin E.A. (1997) An in vitro method for estimating the relative bioavailability of lead in humans. Master thesis. Department of Geological Sciences, University of Colorado, Boulder.
- MOCIE (1997) <http://www.standard.arts.go.kr>
- NRC(National Research Council)/NAS(National Academy of Sciences) (1983) Risk assessment in the Federal Government : Managing the process. National Academy Press, Washington.
- Ramsey, M.H., Thompson, M. and Banerjee, E.K. (1987) Realistic assessment of analytical data quality from induced coupled plasma atomic emission spectrometry. *Anal. Proc.*, v. 24, p. 260-265.
- Ruby, M.W., Davis, A., Link, T.E., Schoof, R., Chaney, R.L., Freeman, G.B. and Bergstrom, P. (1993) Development of an in vitro screening test to evaluate the in vitro bioaccessibility of ingested mine-waste lead. *Environ. Sci. Technol.*, v. 27, p. 2870-2877.
- Ruby, M.W., Davis, A., Schoof, R., Eberle, S. and Sellstone, C.M. (1996) Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environ. Sci. Technol.*, v. 30, p. 422-430.
- Ruby, M.W., Schoof, R., Brattin, W., Goldade, M., Post, G., Harnois, M., Mosby, D.E., Casteel, S.W., Berti, W., Carpenter, M., Edwards, D. and Cragin, D. (1999) Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganic in soils for use in human health risk assessment. *Environ. Sci. Technol.*, v. 33, p. 3697-3705.

- Sweeney, L.M., Sheets, B.A., Tomljanovic, C. and Grose-close, R.D. (2000) Industrial health risk assessment for routine workers in a military paint shop. *Human and Ecological Assessment*, v. 6, p. 643-670.
- Thompson, M. and Walsh, J.N. (1988) *A handbook of inductively coupled plasma spectrometry*. 2nd ed., Blackie.
- Thornton, I. (1983) *Applied environmental geochemistry*. Academic Press, London, 501p.
- Ure, A.M. (1995) Methods of analysis for heavy metals in soils. In Alloway B.J.(ed.) *Heavy metals in soils*, p. 401-436.
- US EPA (1997) *Exposure factors handbook (EPA/600/P-95/002Fa)* (Update to Exposure Factors Handbook (EPA/600/8-89/043). Environmental Protection Agency Region I, Washington, D.C., USA.
- Williams, T.M., Rawlins, B.G., Smith, B. and Breward, N. (1998) In-vitro determination of arsenic bioavailability in contaminated soil and mineral beneficiation waste from Ron Phibun, southern Thailand : A basis for improved human risk assessment. *Environ. Geochem. Health*, v. 20, p. 169-177.

2003년 11월 28일 원고접수, 2004년 2월 6일 게재승인.