

국내 휴 · 폐금속광산 주변 백미의 비소 및 중금속 함량과 일일 섭취량

권지철¹ · 이군택¹ · 김정욱² · 정명채^{2*}

¹서울대학교 농생명과학공동기기원

²세종대학교 에너지자원공학과

Concentrations and Daily Intake of Arsenic and Heavy Metals in Polished Rice Around Abandoned Metal Mines in Korea

Ji Cheol Kwon¹ · Goontaek Lee¹ · Jeong Wook Kim² · Myung Chae Jung^{2*}

¹NICEM, Soil and Water Quality Analysis Center, Seoul National University

²Dept. of Energy and Mineral Resources Engineering, Sejong University

ABSTRACT

Rice is a staple food source in Asian countries. In paddy field, rice plant can take up toxic elements through its roots from contaminated soils, and its leaves and grain can absorb the toxic elements deposited on the soil surface. A total of 40 soil and polished rice samples were collected around four abandoned metal mines in Korea and analyzed for As, Cd, Cu, Pb and Zn by atomic absorption spectrophotometer (AAS). The average contents of As, Cd, Cu, Pb and Zn in rice grain grown on the contaminated soils were 0.247, 0.174, 4.694, 0.804 and 16.78 mg/kg, respectively. These levels are higher than worldwide average concentrations. Assuming the rice consumption of 169 g/day by overall households in Korea, the estimated daily intakes from the rices were found to be 33, 48, and 63% for As, Cd, and Pb, respectively, of the acceptable daily intake (ADI) suggested by the FAO/WHO Joint Food Additive and Contaminants Committee.

Key words : As and heavy metals, Agricultural soil, Polished rice, Daily intake

1. 서 론

20세기에 들어오면서 인구의 증가, 산업화, 도시화에 의해 다양한 종류의 환경오염물질들이 배출되고 있다. 특히, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Pb, Se, Zn 등과 같은 유독성 원소들의 환경피해가 가중되고 있다. 특히, 폐금속광산에서는 과거 채광이나 선광·제련과정 등의 광산 활동으로 인하여 배출된 광산폐기물들이 그대로 방치되어 있어 집중 강우나 강풍에 의해 하루로 분산되어 농경지와 수계의 환경오염을 일으키고 있으며, 오염된 토양에서 자란 농작물은 비소와 중금속을 포함하고 있다(Jung et al., 2001). 이러한 모든 과정에서 발생하는 환경오염물질은 바로 우리의 먹거리에 영향을 미치고 있으며, 오염지역에서 재배된 농작물의 중금속 농축 현상은 심각한 수준에 있다(Jung, 1995). 그러므로 식품의 안정성 확보는 모든 국가

에서 절실히 필요한 것이 되었으며, 계속 심각해지는 지구의 환경오염은 수자원과 함께 식품의 안정성에 관한 문제의 중요성을 더욱 부각시키고 있다(KFDA, 2004).

쌀은 중국, 일본, 한국 그리고 다른 아시아 국가를 포함한 다양한 사람들의 주식으로 사용되고 있다. 전 세계 쌀 생산량은 6억9천6백만 톤이며 국내 2016년 쌀 총 생산량 420만 톤으로 0.6%를 차지하고 있다(Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs and Korea Rural Community Corporation, 2012). 2007년부터 2016년까지 국내의 미곡생산량은 최소 400만 톤에서 최대 490만 톤이 생산되었으며, 시도별 연간 생산량을 보면 전라남도가 84만 톤으로 가장 높았으며, 제주도가 358톤으로 가장 적은 생산량을 보이고 있다. 또한 1인당 1일 소비량은 농가의 경우 하루에 약 275 g을 소비하며, 비농가에서는 187 g이 소비되고 있다(KOSTAT, 2018). 비록 식생활이 서구식

*Corresponding author : jmc65@sejong.ac.kr

Received : 2018. 1. 17 Reviewed : 2018. 2. 13 Accepted : 2018. 2. 20

Discussion until : 2018. 4. 30

식사형태의 변화에 의해 상대적으로 감소하는 경향을 보이고 있지만 아직도 쌀은 우리의 주식으로 확고한 자리를 차지하고 있기 때문에 쌀에 미량의 중금속이 함유되어 있다면 우리의 건강에 치명적인 결과를 초래할 수도 있다. 대표적인 예로 Cd 중독에 의한 일본의 이따이이따이병이 발생되었으며, 국내의 일부 광산주변에 재배된 벼에서도 1 mg/kg 이상의 Cd가 검출된 바 있다.

광산활동에 의해 유래된 원소들의 위해성에 대하여 다양한 연구가 수행되었으며(Liu et al., 2005a, b; Wang et al., 2005; Yang et al., 2006; Sipter et al., 2008), 많은 연구자들은 광산지역과 같은 위험한 지역에 거주하는 주민들의 건강 위해성평가에 주력한 바 있다(Cui et al., 2004; Sipter et al., 2008; Zheng et al., 2007; Zhuang et al., 2009). 또한 방글라데시(Meharg and Rahman, 2003; Meharg et al., 2009), 캐나다(Heitkemper et al., 2001), 중국(Chen et al., 1999; Liu et al., 2005a,b; Yang et al., 2006; Zeng et al., 2008; Qian et al., 2010; Zhao et al., 2010), 인도(Roychowdhury et al., 2003; Mondal and Polya, 2008; Pal et al., 2009), 자메이카(Johann et al., 2012), 일본(Shimbo et al., 2001), 필리핀(Zhang et al., 1998), 스웨덴(Jorhem et al., 2008) 및 미국(Williams et al., 2005, 2007)을 포함한 다양한 국가들의 백미에 대한 미량원소 농도 조사가 수행되었다. 또한 최근에 백미 뿐만 아니라 현미에 대한 섭취량이 증가함에 따라 다양한 연구가 수행되었다(Huang et al., 2016; Fu et al., 2011; Fan et al., 2010).

한편, 다른 국가와 달리 쌀 소비량이 많음에도 불구하고 우리나라의 경우 쌀에 대한 미량원소 농도 조사가 미흡한 수준이다(Moon et al., 1995; Jung and Thornton, 1997; Jung et al., 2005, Kwon et al., 2013; 2015). 그러므로 본 연구에서는 국내 휴·폐광산 주변 농경지에서 재배된 쌀에 함유된 비소 및 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn) 함량을 국내외의 자연배경값, 마켓 및 오염된 필지 등의 함량과 비교·조사하고, 1일 평균 쌀소비량에 근거한 1일 평균 중금속에 의한 인체섭취량을 조사하였다.

2. 시료채취와 화학분석

이 연구에서는 우리 국민이 주식으로 소비하고 있는 쌀에 함유된 As, Cd, Cu, Pb 및 Zn의 함량을 조사하기 위하여 국내 휴·폐광산에서 광종별로 Au-Ag 광산 2개소, Cu-W 광산 1개소 및 Pb-Zn 광산 1개소 총 4개소를 선정하였으며(Fig. 1), 시료채취는 광산 주오염원(갱구, 폐



Fig. 1. Map showing the locations of four studied metalliferous mines in Korea.

석, 광물찌꺼기적치장 등)을 기점으로 하부 2 km 이내에서 벼시료를 광산당 10개씩 총 40개를 채취하였다.

채취된 식물시료는 증류수로 3회 이상 세척한 후 상온에서 7일 이상 자연건조 시키고, 식물용 분쇄기를 이용하여 미분쇄하였다. 천칭으로 정확하게 시료 1.0 g을 취하고, 유리관에 콘덴서를 부착하고 휘발성 질산 10 mL를 넣고 완전 건조 될 때까지 Heating block에서 가열하여 유기물을 제거하였다. 이후 왕수로 시료를 분해한 후 증류수로 최종부피 20 mL로 정량한 시료를 원자흡광분광광도계(Varian AA240, 호주)를 활용하여 As, Cd, Cu, Pb 및 Zn을 분석하였다. 분석에서 자료의 정확도와 정밀도를 확보하기 위하여 중국 NCS(National Analysis Center for Iron and Steel)의 국제표준시료(ZC73008, rice)를 사용하였으며, 정도관리결과를 Table 1에 정리하였다. 표에서 보는 바와 같이 모든 원소에서 정확도 90% 이상으로서 통계적으로 유의한 수준으로 조사되었다.

3. 결과 및 고찰

백미시료에 대한 As, Cd, Cu, Pb 및 Zn의 함량을 광

Table 1. Chemical results of As, Cd, Cu, Pb and Zn in certified reference material (NCS ZC73008, rice grains, China) analyzed by AAS

Elements (mg/kg)	Certified value (A)	Measured value (B)	Accuracy (B/A) (%)
As	0.102 ± 0.008	0.101	99
Cd	0.087 ± 0.005	0.08	92
Cu	4.9 ± 0.3	5.13	104
Pb*	0.08 ± 0.03	0.01	-
Zn	23 ± 2	20.034	87

*Noncertified

Table 2. Concentrations of As, Cd, Cu, Pb and Zn in rice grains sampled from around four abandoned metal mines in Korea (unit in mg/kg, dry weight)

Mines		As	Cd	Cu	Pb	Zn
Dalsung mine (N=10)	Range	0.212 ~ 0.454	0.020 ~ 0.120	2.060 ~ 4.200	0.180 ~ 3.340	7.284 ~ 38.03
	Mean ^a	0.314 ± 0.087	0.052 ± 0.032	3.024 ± 0.822	1.136 ± 0.966	13.32 ± 8.913
Yeongdae mine (N=10)	Range	0.162 ~ 0.280	0.060 ~ 0.980	2.320 ~ 7.120	0.080 ~ 1.800	10.25 ~ 20.60
	Mean ^a	0.218 ± 0.040	0.344 ± 0.316	4.316 ± 1.456	0.748 ± 0.670	15.58 ± 3.476
Munmyung mine (N=10)	Range	0.124 ~ 0.442	0.020 ~ 0.800	3.480 ~ 29.56	0.020 ~ 1.290	14.51 ~ 32.95
	Mean ^a	0.217 ± 0.091	0.180 ± 0.228	7.804 ± 2.006	0.655 ± 0.418	19.78 ± 5.592
Sambo mine (N=10)	Range	0.104 ~ 0.774	0.010 ~ 0.320	2.000 ~ 7.500	0.010 ~ 1.090	12.02 ~ 34.05
	Mean ^a	0.238 ± 0.195	0.114 ± 0.145	3.630 ± 1.530	0.676 ± 0.358	18.43 ± 6.821
Overall (N=40)	Range	0.104 ~ 0.774	0.010 ~ 0.980	2.000 ~ 29.56	0.010 ~ 3.340	7.284 ~ 38.03
	Mean ^a	0.247 ± 0.120	0.174 ± 0.228	4.694 ± 4.410	0.804 ± 0.654	16.78 ± 6.746

N = number of samples

^a = arithmetic mean ± standard deviation

산별로 Table 2에 정리하였다. 전체 백미시료에 대한 건조무게(dry weight, DW) 기준으로 측정된 평균 함량은 As 0.247, Cd 0.174, Cu 4.694, Pb 0.804 및 Zn 16.78 mg/kg으로 조사되었으며, 최대 함량은 As 0.774, Cd 0.980, Cu 29.56, Pb 3.340 및 Zn 38.03 mg/kg으로 검출되었다.

3.1. 백미

3.1.1. 비소(As)

폐광산에서 발생하는 다양한 오염물질 중 비소는 인체에 매우 유독한 발암물질로 환경 중에 유기비소와 무기비소 형태로 존재하며, 무기형태가 유기형태보다 더 독성을 띄는 것으로 알려져 있다(Smith et al., 1998). 비소는 다른 곡류에 비해 쌀의 흡수가 높는데 주된 원인은 환원 상태의 농경지 토양에서 높은 생물학적 이용성을 보이기 때문이다(Williams et al., 2007; Su et al., 2010). 비소로 오염된 농경지 토양에서 자란 쌀은 높은 수준으로 축적될 수 있어 이를 규칙적으로 소비한 주민들의 건강에 영향을 미칠 수 있다(Xie and Huang, 1998; Abedin et al., 2002).

한국을 포함한 다양한 국가들의 쌀에 대한 평균 농도를 Table 3에 정리하였다. 나라별로 마켓이나 가정에서 수집한 쌀의 농도에 대한 다양한 연구가 수행되었다. 중국에서는 총 712개의 백미시료를 분석한 결과 0.008~0.49 mg/kg의 범위와 평균 0.119 mg/kg의 As가 검출된 바 있으며(Qian et al., 2010), 스웨덴의 조사결과에 의하면 0.09~0.24 mg/kg의 As가 검출되었다(Jorhem et al., 2008). 캐나다는 0.11 mg/kg(Heitkemper et al., 2001), 방글라데시는 0.13 mg/kg(Meharg et al., 2009) 등 전반적으로 낮은 비소 함량을 보이고 있다. 국내에서 수행된 연구 결과 역시 다른 국가와의 평균함량과 비슷한 함량을 보였다(Jung et al., 2005). 반면, 중국의 연-아연 광산주변 지역에서 채취한 쌀의 함량은 0.49 mg/kg의 비소 함량을 보였으며(Liu et al., 2005a), 인도에서는 0.25 mg/kg의 비소가 검출되었다(Pal et al., 2009). Fu et al.(2011)에 의하면 현미 농도가 0.116 mg/kg으로 국내의 자연함유량과 비슷한 값을 보이고 있는 반면 광산 주변에서는 백미가 더 높은 값을 나타내 광산에 의한 영향이 큰 것으로 판단된다. 이 연구에서 조사된 백미의 경우 0.104~0.774 mg/kg의 넓은 범위를 나타내고 있으며, 평균 0.247 mg/kg이 검출

Table 3. Arsenic concentrations in rice grains from various countries (unit in mg/kg, dry weight)

Country	Mean	Sampling site	References
Bangladesh	0.13	Market	Meharg et al. (2009)
Canada	0.11	Market	Heitkemper et al. (2001)
	0.14	Market	Meharg et al. (2009)
China	0.12	Market	Qian et al. (2010)
	0.93	Contaminated area	Liu et al. (2005a)
France	0.28	Market	Meharg et al. (2009)
	0.25	Contaminated area	Pal et al. (2009)
India	0.13	Market	Mondal and polya (2008)
Korea	0.12	Household and market	Jung et al. (2005)
Sweden	0.16	Market	Jorhem et al. (2008)
USA	0.26	Market	Williams et al. (2005)
This study	0.25	Contaminated area	

Table 4. Cadmium concentrations in rice grains from various countries (unit in mg/kg, dry weight)

Country	Mean	Sampling site	References
	0.08	Paddy field	Cheng et al. (2006)
China	0.05	Market	Qian et al. (2010)
	0.24	Contaminated area	Yang et al. (2006)
	0.40	Contaminated area	Zeng et al. (2008)
Jamaica	0.08	Market	Johann et al. (2012)
Japan	0.05	Market	Shimbo et al. (2001)
Korea	0.02	Household and market	Jung et al. (2005)
Philippines	0.02	Household	Zhang et al. (1998)
This study	0.17	Contaminated area	

되었다. 이는 마켓이나 가정에서 수집한 쌀의 함량에 비해 평균 농도가 2배 이상의 함량을 보이고 있으며, 스웨덴의 최대 농도보다 3배 이상 높은 함량을 보였다. 다만 Liu et al.(2005)의 조사 결과보다는 낮은 함량을 보였으며, 인도의 연구 결과와는 동일한 값을 나타내었다. 또한 Huang et al.(2008)이 제시한 한계허용량인 0.7 mg/kg보다는 낮은 함량을 보였지만, 자연함유량보다는 높은 농도로 검출되었다. 이러한 일련의 비교 결과는 광산 활동으로 인하여 오염된 토양에 함유된 비소가 식물(백미)로 이동한 결과로 판단된다.

3.1.2. 카드뮴(Cd)

카드뮴은 모든 독성 중금속들 중 독성과 이동성이 가장 높은 원소로 알려져 있다(Zhao, et al., 2010). 카드뮴이 함유된 음식을 과도하게 섭취하면 신장손상과 다른 만성 독성을 유발하는 것으로 알려져 있다(Yeung and Hsu, 2005). 이에 다양한 국가에서는 오염원에 대한 연구뿐만 아니라 백미의 Cd 농도에 대한 연구를 수행한 바 있으며,

일부 국가들의 쌀에 대한 평균 농도를 Table 4에 정리하였다. Jung(1995)에 의하면 비오염토양에서 재배된 다양한 식물에서 카드뮴의 함량은 1.0 mg/kg 이하로 검출되는 것으로 알려져 있다.

백미에 대한 Cd 문헌조사 결과 다양한 국가에서 이루어졌으며, 일본의 경우 총 1,198개의 백미시료를 분석한 결과 0.05 mg/kg의 Cd이 검출된 바 있다(Shimbo et al., 2001). Cheng et al.(2006)의 조사에 의하면 총 269개 백미 시료 분석 결과 0.08 mg/kg의 Cd이 검출되었으며, 자메이카는 0.08 mg/kg(Johann et al., 2012), 국내에서는 0.04 mg/kg로 검출되었다(Jung et al., 2005). 한편, Zeng et al.(2008)와 Yang et al.(2006)의 조사에 의하면 오염 지역에서 채취한 백미에서 자연함유량 보다 2배~3배 정도 높은 0.24 mg/kg, 0.40 mg/kg Cd이 각각 검출되었다.

이 연구에서 조사된 백미에서는 평균 0.174 mg/kg의 Cd이 검출되었으며, 0.01~0.980 mg/kg의 범위를 보였다. 이러한 결과는 Zeng et al.(2008)와 Yang et al.(2006)이 조사한 함량보다는 낮지만 다른 연구자들이 제시한 자연

함유량 값보다는 상대적으로 높은 함량을 나타내었다. 또한 Huang et al.(2008)이 제시한 한계허용량 0.1mg/kg보다는 높은 함량을 보였으며, 유럽연합(EC, 2002)이 제시한 한계허용값인 0.24 mg/kg 보다는 낮은 농도로 검출되었다.

3.1.3 구리(Cu)

구리는 식물 성장에 필수 원소이지만 높은 농도를 가진 식물에는 독성을 나타내고, 보통의 비오염토양에서 재배된 식물의 경우 통상 5~20 mg/kg를 함유하고 있으며 (Adriano, 1986), Jung(1995)의 자료에 의하면 비오염토양에서 재배된 식물내의 함량은 대부분 10 mg/kg 전후의 함량을 갖는 것으로 알려져 있다(Table 5).

문헌조사 결과 Kabata-Pendis and Mukherjee(2007)의 조사에 의하면 쌀에 함유된 구리의 함량은 4.7 mg/kg이며, 자메이카의 Johann et al.(2011)의 연구에 의하면 마켓에서 수집한 쌀의 평균함량은 1.65 mg/kg로 조사되었다. 또한 Jung et al.(2005)의 연구결과에서는 1.85 mg/kg의 함량을 보였으며, 비오염지역 필지에서 채취한 쌀의 경우 중국에서는 3.09 mg/kg(Zhao et al., 2010), 인도에서는 3.33 mg/kg이 검출되었다(Roychowdhury et al., 2003). 반면, 광산주변에서 채취한 쌀의 평균 7.46 mg/kg의 Cu가 검출된 바 있다(Liu et al., 2005a,b).

이 연구에서 조사된 백미의 경우, 2.0~29.56 mg/kg의 범위를 보였으며 평균 4.69 mg/kg의 Cu가 검출되었다. 이

러한 결과는 FAO/WHO(1994)가 제시한 한계허용량인 3.0 mg/kg 보다는 높은 함량이며, Huang et al.(2008)의 10 mg/kg보다는 낮은 함량을 나타내었다.

3.1.4 납(Pb)

다양한 국가들의 쌀에 검출된 Pb의 평균농도를 Table 6에 정리하였다. 문헌조사 결과 Jung(1995)의 자료에 의하면 비오염토양에서 재배된 식물의 납함량은 대부분 1~2 mg/kg 전후의 값을 보였다. 이외에도 Lin et al. (2004)의 조사에서는 0.01 mg/kg의 Pb이 검출되었고, Jorhem et al.(2008)의 조사에서는 0.004 mg/kg, Shimbo et al.(2001)의 조사에서는 0.002 mg/kg의 Pb이 검출되었다. Jung et al.(2005)의 결과에 의하면 평균 0.2 mg/kg의 Pb이 검출되었으며, 필리핀에서는 0.014 mg/kg의 Pb이 검출된 바 있다(Zhang et al., 1998). 반면에 광산주변에 채취한 쌀에서의 Pb 함량은 0.8 mg/kg으로 조사되었으며 (Liu et al., 2005a; b), Zeng et al.(2008)의 조사결과에서는 3.10 mg/kg의 Pb이 검출된 바 있다.

이 연구에서 조사된 백미의 Pb 함량은 0.01~3.34 mg/kg의 범위를 갖고, 평균 0.8 mg/kg으로 조사되어 Liu et al.(2005)과 동일한 함량을 보였다. 유럽연합(EC, 2002)에서 제시한 한계허용량인 0.24 mg/kg과 Huang et al. (2005)의 한계허용량인 0.4 mg/kg보다는 2배 이상으로 검출되었으며, 기존에 보고된 여러 나라의 자연함유량 보다 상대적으로 높은 함량이 검출되었다.

Table 5. Copper concentrations in rice grains from various countries (unit in mg/kg, dry weight)

Country	Mean	Sampling site	References
China	7.46	Contaminated area	Liu et al. (2005a,b)
	3.09	Paddy field	Zhao et al. (2010)
India	3.33	Paddy field	Roychowdhury et al. (2003)
Jamaica	1.65	Market	Johann et al. (2012)
Korea	1.85	Household and market	Jung et al. (2005)
This study	4.70	Contaminated area	

Table 6. Lead concentrations in rice grains from various countries (unit in mg/kg, dry weight)

Country	Mean	Sampling site	References
China	0.800	Contaminated area	Liu et al. (2005a,b)
	3.100	Contaminated area	Zeng et al. (2008)
	0.062	Market	Qian et al. (2010)
Japan	0.002	Market	Shimbo et al. (2001)
Korea	0.206	Household and market	Jung et al. (2005)
Philippines	0.014	Household	Zhang et al. (1998)
Sweden	0.004	Market	Jorhem et al. (2008)
This study	0.800	Contaminated area	

Table 7. Zinc concentrations in rice grains from various countries (unit in mg/kg, dry weight)

Country	Mean	Sampling site	References
China	43.2	Contaminated area	Liu et al. (2005a,b)
	20.7	Paddy field	Zhao et al. (2010)
India	12.7	Paddy field	Roychowdhury et al. (2003)
Korea	17.0	Household and market	Jung et al. (2005)
Jamaica	15.6	Market	Johann et al. (2012)
This study	16.8	Contaminated area	

3.1.5. 아연(Zn)

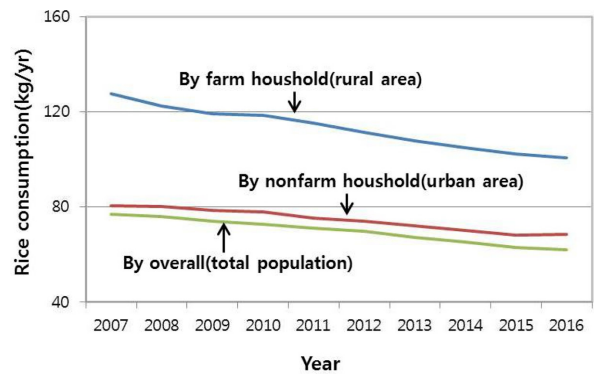
아연은 지구 지각에 24번째 많은 원소로 토양에는 평균 70 mg/kg이 함유되어 있으며(Krauskopf, 1979), 식물에서는 필수적인 영양분으로 인식되는 원소이다(Kochian, 1993). 다양한 국가들의 쌀에 대한 평균농도를 정리한 Table 7에서 보는 바와 같이 식물에 함유된 아연의 함량은 대부분 1.2~73 mg/kg으로 조사되었다(Kabata-Pendias and Pendias, 2000). 문헌조사 결과 기존에 연구된 쌀의 함량을 보면, Johann et al.(2012)의 조사에서는 마켓에서 수집한 쌀의 Zn 함량이 15.6 mg/kg이었으며, Jung et al.(2005)은 평균 17.0 mg/kg의 Zn 함량을 보였다. 또한, Roychowdhury et al.(2003)의 조사결과 비오염지역에서 채취한 쌀의 Zn 함량은 12.7 mg/kg이었으며, Zhao et al.(2010)의 조사결과 20.7 mg/kg으로 나타났다. 한편, 광산주변에서 채취한 쌀의 경우 43.19 mg/kg의 Zn이 검출되어 자연배경값에 비해 2배 정도 높은 함량으로 검출되었다(Liu et al., 2005a,b).

이 연구에서 조사된 국내 백미의 경우, 7.284~38.03 mg/kg의 범위와 평균 16.78 mg/kg의 Zn이 검출되었다. 이러한 결과는 FAO/WHO(1994)가 제시한 한계허용량인 27.4 mg/kg보다 낮은 함량을 보였으며, Huang et al. (2005)가 제시한 한계허용량인 50mg/kg보다는 낮게 검출되었다.

3.2. As 및 중금속의 1일 인체섭취량

2007년부터 2016년까지 국내의 미곡생산량 변화를 확인한 결과, 2012년에 최소인 400만 톤에서 2009년 최대인 490만 톤이 생산되었다(National Statistical Office, 2016). 이러한 생산량의 변화 원인으로 당해 연도의 기후적인 영향과 소비체계에 따른 것으로 판단된다. 한편, 국내의 주식인 쌀 소비량을 농가와 비농가지역으로 구분하여 2007년부터 2016년까지 쌀 소비량을 조사한 결과, 상대적으로 감소하는 경향을 보이며 특히 농가에 비해 비농가에서 쌀 소비량이 현저히 감소되는 추세이다(Fig. 2).

식품 중 유독성 오염물질에서 유래되는 건강피해를 예

**Fig. 2.** Variation on annual rice consumption in Korea.

측하기 위해 해당성분의 실제적인 식이섭취량이 독성학적으로 설정된 PTWI(provisional tolerable weekly intake: 주간섭취 잠정허용량)나(FAO, 1994), ADI(acceptable daily intake for man; 인체허용 1일 섭취량)를 이용하여 독성기준치에 대한 노출량 비율인 위해지수를 계산할 필요가 있다. 따라서 이 연구에서는 각 광산별 백미 시료 분석 결과를 기준으로 쌀 소비량에 의한 As, Cd, Cu, Pb 및 Zn의 섭취량을 다음과 같이 계산하였다.

$$\begin{aligned} & \text{쌀 소비량에 따른 각 원소의 1일 섭취량(mg/day)} \\ & = \text{1일 쌀 소비량(mg/day)} \times \text{원소의 함량(mg/kg)} \quad (1) \end{aligned}$$

(1)의 식을 적용하여 계산된 각 원소의 1일 섭취량을 농가, 비농가 및 전체로 구분하여 Table 8에 요약하였다.

3.2.1. 비소(As)

비소는 지각에 20번째로 함유되어 있으며, 특히 토양, 물 및 동식물에 함유되어 있으나 식품에 함유되어 있는 형태는 대부분 독성이 적은 유기비소 형태로 알려져 있다(Reilly, 1991). 쌀 작물 비소 흡수와 결합의 영향요인은 재배종과 토양 형태에 따라 결정된다(Ahmed et al., 2011). 농경지 토양에서 비소의 생물학적 유효도(bioavailability)는 쌀의 비소에 대한 화학종과 화학결합을 이해하는데 매우 중요하며, 지리적 위치, 토양특성, 산화

Table 8. Estimated daily intake of As, Cd, Cu, Pb and Zn by rice consumption in this study

Mine	Daily consumption (g)			As	Cd	Cu	Pb	Zn
		Mean (µg/g)						
			-	0.314	0.052	3.024	1.136	13.32
Dalsung mine	Daily intake (µg/day)	Farm household	275	0.086	0.014	0.832	0.312	3.663
		Nonfarm household	187	0.058	0.010	0.565	0.212	2.491
		Overall	169	0.053	0.009	0.511	0.192	2.251
		Mean (µg/g)	-	0.218	0.344	4.316	0.748	15.58
Yeong dae mine	Daily intake (µg/day)	Farm household	275	0.060	0.095	1.187	0.206	4.284
		Nonfarm household	187	0.041	0.064	0.807	0.140	2.913
		Overall	169	0.041	0.064	0.807	0.140	2.913
		Mean (µg/g)	-	0.217	0.180	4.936	0.655	19.78
Mun myung mine	Daily intake (µg/day)	Farm household	275	0.060	0.049	1.357	0.180	5.439
		Nonfarm household	187	0.040	0.033	0.923	0.122	3.698
		Overall	169	0.037	0.030	0.834	0.110	3.342
		Mean (µg/g)	-	0.238	0.114	3.630	0.676	18.43
Sambo mine	Daily intake (µg/day)	Farm household	275	0.065	0.031	0.998	0.186	5.068
		Nonfarm household	187	0.044	0.021	0.679	0.126	3.446
		Overall	169	0.040	0.019	0.613	0.114	3.114
		Mean (µg/g)	-	0.247	0.174	4.694	0.804	16.78
Overall mine	Daily intake (µg/day)	Farm household	275	0.068	0.048	1.292	0.221	4.620
		Nonfarm household	187	0.046	0.032	0.881	0.151	3.149
		Overall	169	0.042	0.029	0.796	0.136	2.846
		Mean (µg/g)	-	0.122	0.021	1.85	0.206	17.0
Jung et al. (2005)	Daily intake (µg/day)	Farm household	375	0.046	0.008	0.694	0.077	6.375
		Nonfarm household	244	0.030	0.005	0.451	0.050	4.148
		Overall	256	0.031	0.005	0.473	0.053	4.352
Guide line (µg/day)				0.126 ¹⁾	0.06 ¹⁾	30 ²⁾	0.214 ¹⁾	60 ¹⁾

¹⁾WHO (2011), ²⁾WHO (1972)

환원 상태 및 작물시기 등에 의해 많은 영향을 받는 것으로 조사되었다(Meharg and Rahman, 2003). 세계보건기구(WHO)에서는 60 kg 성인을 기준으로 1일 비소 섭취량을 0.126 mg 이하로 규정하고 있다(WHO, 2011). 이 연구에서 전체 광산에 대한 조사된 자료를 세계보건기구와 비교한 결과, 농가에서 WHO 허용량의 약 54% 수준의 섭취량을 나타냈으며, 비농가에서는 36.5%의 섭취량을 보였다. 또한 우리나라 전체 값은 0.042 mg/day로 허용량 대비 33.3%의 섭취량을 보이고 있으며 광산별로 비교한 결과 달성광산이 68%로 가장 높은 섭취량을 보이고 있다. 따라서 쌀의 소비가 비소의 인체 섭취량에 중요한 역할을 하고 있음을 확인하였다. 또한 국내 백미의 자연함유량(Jung et al., 2005)과 비교한 결과 이번 연구지역에서 상대적으로 높은 섭취량을 보였다.

3.2.2. 카드뮴(Cd)

Satio(1977)의 연구 결과에 의하면 카드뮴 오염지역에 거

주하는 주민의 22%에서 신장 당뇨와 저분자량 단백뇨 같은 근위 신세뇨관 기능 장애 징후가 나타났으며, 7%는 다중 근위 신세뇨관 기능 장애가 나타났다. 특히 많은 연구자들은 식물에 의한 카드뮴 흡수에 대한 연구를 수행한 결과 총 금속 농도 이상으로 카드뮴의 생물학적 유효도에 직접적인 영향을 미치는 것으로 조사되었다(Erwin et al., 2007).

세계보건기구(WHO)에서는 60 kg 성인을 기준으로 카드뮴의 1일 섭취 허용량을 0.06 mg/day로 규정하고 있으며(WHO, 2011), 중국의 경우 0.021 mg/day(Ikeda et al., 2000), 영국은 0.018 mg/day(MAFF, 1998) 및 브라질은 0.018 mg/day(Santos et al., 2004)로 조사되었다. 이 연구에서는 농가의 경우, 0.048 mg/day로서 WHO 허용량의 80% 수준의 섭취량으로 나타났으며, 국내 자연함유량 0.008 mg/day에 비해 상대적으로 높은 섭취량을 보였다. 비농가의 경우 WHO 허용량의 53%로서 높은 섭취량을 보이고 있으며, 국내 자연배경값 보다 6배 높은 섭취량을 보였다. 전체 값은 0.029 mg/day로서 WHO 제시

한 허용량의 약 48%의 섭취량을 보였으며, 국내 자연배경값 보다 6배 높은 섭취량을 보였다. 광산별로 비교한 결과 영대광산에서 100% 이상의 섭취율을 보이고 있어 주요한 섭취 경로 중 하나로 조사되었다.

3.2.3. 구리(Cu)

구리는 자연계에 널리 분포되어 있는 필수 금속으로서 결핍될 경우 저색소성 빈혈이 발생하지만 과량으로 섭취할 경우에는 구토, 저혈압, 혼수 및 황달 등을 일으킨다(Chio, 1994).

세계보건기구(WHO)에서는 60 kg 성인을 기준으로 구리의 1일 섭취 허용량을 30 mg/kg 이하로 규정하고 있고(FAO/WHO, 1972), 네덜란드의 경우 1일 구리의 섭취량은 1.2 mg/kg(Ellen et al., 1990)으로 조사되었으며, 영국에서는 1.4 mg/kg(MAFF, 1998), 인도에서는 1.0 mg/kg(Raghunath, 2006)으로 조사되었다. 이 연구의 결과를 농가에 적용한 경우 1.29 mg/day로서 WHO 허용량의 4.3% 수준의 섭취량으로 추정되었으며, 국내 자연배경값 보다는 약 2배 높은 수치를 나타냈다. 비농가의 경우는 0.881 mg/day로서 WHO 허용량의 2.9%의 수준으로 예상되었다. 광산별로 비교한 결과 문명광산에서 4.5%의 섭취율을 보이고 있었다. 전체적으로는 WHO 허용량의 4.5% 이하로 섭취하는 것으로 조사되었지만 국내 자연배경값 보다는 상대적으로 높았다.

3.2.4. 납(Pb)

대표적인 환경유해물질인 납은 인간, 동물 그리고 생태계에 다양한 경로를 통해 생명체에 위대한 영향을 미치고 있다(Kabata-Pendias and Mukherjee, 2007). 세계 전체 납의 70% 정도는 자동차나 산업기계에 쓰이는 납 건전지를 생산하는데 쓰이고 있지만(Bingham et al., 2001), 납 중독으로 인한 사망과 더불어 심각한 장기적 독성으로 인한 두개골내압 증가를 수반하는 급성 뇌장액이 발생하기도 한다(Kokori et al., 1999).

이에 세계보건기구(WHO)에서는 60 kg 성인을 기준으로 납의 1일 섭취 허용량을 0.214 mg/day 이하로 규정하고 있다(WHO, 2011). 그동안 납의 섭취에 대한 다양한 연구가 수행된 바 있으며, 중국은 0.032 mg/day(Ikeda et al., 2000), 이탈리아는 0.052 mg/day(Alberti et al., 2003), 인도는 0.032 mg/day(Raghunath et al., 2006) 그리고 영국은 0.03 mg/day(MAFF, 1998) 등으로 조사되었다. 이 연구의 결과에서 보는 바와 같이 농가의 경우 0.22 mg/day로 WHO의 허용량 기준에 100% 수준의 섭취량을 보

였으며, 국내 자연배경값과 비교하면 3배 정도 높은 섭취량으로 조사되었다. 비농가의 경우에도 0.151 mg/day로서 WHO 허용량의 70% 수준의 섭취량으로 예상되었으며, 국내 자연배경값과 비교하면 2배 정도 높은 섭취량으로 예상되었다. 전체 값에서도 0.136 mg/kg이 예상되어 WHO의 허용량 대비 63%로 조사되었으며, 광산별로 확인한 결과 달성광산에서 100% 이상의 섭취율을 보이고 있었다. 국내 자연배경값 보다는 상대적으로 높은 섭취량으로 예상되었다.

3.2.5. 아연(Zn)

아연은 인간에게 필수원소로 인지되고 있으며, 가장 광범위하게 사용되는 미량원소 중 하나이다. 아연은 결핍 및 초과 상태에서 감수성을 높이고, 저용량~중간 정도 용량을 보충하게 되면 보호기능을 높이는 방식으로 발암반응을 조절하는 작용을 한다(Clayton and Clayton, 1994). 세계보건기구(WHO)에서는 60 kg 성인을 기준으로 아연의 1일 섭취 허용량은 60 mg/day 이하로 규정하고 있으며(WHO, 2011), 국가별로 살펴보면, 네덜란드는 8.4 mg/day(Ellen et al., 1990), 브라질은 4.8 mg/day(Santos et al., 2004) 및 인도는 6.26 mg/day(Raghunath et al., 2006)으로 조사되었다. 이 연구의 결과를 활용하여 예상한 Zn의 섭취량을 분석한 결과, 농가의 경우 4.62 mg/kg으로서 WHO 허용량 대비 5.2% 수준의 섭취량으로 예상되었으며, 국내 자연합유량 보다는 다소 높은 값을 보였다. 전체의 경우에도 2.846 mg/kg로서 WHO 허용량 대비 4.7%의 섭취량을 보였으며, 광산별로 비교한 결과 문명광산에서 9.0%의 섭취량을 보였으며, 국내 자연배경값 보다는 상대적으로 낮은 섭취 정도를 보였다.

4. 결 론

이 연구에서는 국내의 대표적인 4개의 휴폐금속광산 주변 토양에서 재배된 백미시료에 대한 As 및 중금속(Cd, Cu, Pb 및 Zn)의 함량을 조사하고, 이를 섭취함으로써 예상되는 각 원소들의 1일 평균섭취량을 조사하였으며 그 결과를 종합하면 다음과 같다.

백미시료의 평균 함량은 As 0.247, Cd 0.174, Cu 4.694, Pb 0.804 및 Zn 16.78 mg/kg으로 조사되었으며, 이는 기존에 연구된 국내외의 자연합유량보다는 상대적으로 높은 농도를 보였다. 또한 현미 농도랑 비교한 결과 광산주변 지역에서는 백미농도가 더 높은 것으로 나타나 광산에 의한 영향이 큰 것으로 판단된다.

우리 국민의 농가 1일 평균 쌀 소비량인 275 g을 기준으로 As 및 중금속의 1일 섭취량을 예상한 결과, As 0.068, Cd 0.048, Cu 1.292, Pb 0.221 및 Zn 4.620 mg/day로 계산되었으며, 비농가에서 쌀 소비량인 187 g을 기준으로는 As 0.046, Cd 0.032, Cu 0.881, Pb 0.151 및 Zn 3.149 mg/day로 조사되었다. 한편, 전체 쌀 소비량인 169 g을 기준으로는 As 0.042, Cd 0.029, Cu 0.796, Pb 0.136 및 Zn 2.846 mg/day로 계산되었다. 광산 전체에 대한 인체허용 1일 섭취량(ADI : acceptable daily intake)을 WHO의 허용량을 기준으로 전체 국민을 대상으로 비교한 결과 비소는 33.3%, 카드뮴은 48%, 구리는 2.6%, 납은 63% 그리고 아연은 4.7%를 섭취하는 것으로 계산되었다. 특히 조사대상 광산지역의 환경에 따라 다소 차이는 있지만 영대광산의 경우 최대 100%의 카드뮴 섭취량, 달성광산은 납에서 100%으로 섭취량을 보였으며, 비소에서도 50% 이상의 섭취량을 보여 토양오염에 의한 식물로의 전이로 인하여 쌀이 이들 원소들의 주요한 섭취 경로 중 하나로 조사되어 이들에 대한 환경관리가 필요할 것으로 평가되었다.

References

- Abedin, M.J., Cresser, M.S., Meharg, A.A., Feldmann, J., and Cotter-Howells, J., 2002, Arsenic accumulation and metabolism in rice (*Oryza sativa* L), *Environ. Sci. Technol.*, **36**, 962-968.
- Ahmed, Z.U., Panauallah, G.M., Gauch Jr, H., McCouch, S.R., Tyagi, W., Kabir, M.S., and Duxbury, J.M., 2011, Genotype and environment effects on rice (*Oryza sativa* L) grain arsenic concentration in Bangladesh, *Plant Soil.*, **338**, 367-382.
- Alberti, F.A., Burini, G., Perriello, G., and Fidanza, F., 2003, Trace element intake and status of Italian subjects living in the Gubbio area, *Environ Res.*, **91**, 71-77.
- Adriano, D.C., 1986, Trace Elements in the Terrestrial Environment, Springer-Verlag, New York Inc.
- Bingham, E., Chorsson, B., and Powell, C.H., 2001, *Patty Toxicology*, Vol. 2, 5th ed, John wiley and Sons, New York.
- Chen, H.M., Zheng, C.R., Tu, C., and Zhu, Y.G., 1999, Heavy metal pollution in soils in China: status and countermeasures, *Ambio.*, **28**, 130-134.
- Cheng, F.M., Zhao, N.C., Xu, H.M., Li, Y., Zhang, W.F., and Zhu, Z.w., 2006, Cadmium and lead contamination in japonica rice grains and its variation among the different locations in southeast China, *Sci. of the Tot Environ.*, **359**, 156-166.
- Cui, Y.J., Zhu, Y.G., Zhai, R.H., Chen, D.Y., Huang, Y.Z., Qiu, Y., and Liang, Z.L., 2004, Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China, *Environ. Int.*, **30**, 785-791.
- Clayton, G.D. and Clayton, F.E., 1994, *Patty Industrial Hygiene and Toxicology*, 4th ed, 2C, John Wiley and Sons, New York.
- Chio, S.Y., 1994, Food contamination, *Ulsan University Publisher*, Ulsan.
- Ellen, G., Egmond, E., Van, L., Saherhiand, E.T., and Tolsma, K., 1990, Dietary intakes of some essential and non-essential trace elements, nitrate, nitrite and N-nitrosoamines by Dutch adults estimated via a 24h duplicate portion study, *Food Addit Contam.*, **7**, 221.
- Erwin, J., Kalis, J., Erwin, J., Temminghoff, M., Visser, A., and Willem, H., 2007, Metal uptake by *Lolium perenne* in contaminated soils using a four-step approach. *Environ. Toxicol. Chem.*, **26**, 335-345.
- European Commission, Commission Regulation., 2002, Setting Maximum Levels for Certain Contaminants in Foodstuffs. No. 466/2001.
- Fan, J.L., Hu, Z.Y., Ziadi, N., Xia, X., and Wu, C.Y.H., 2010, Excessive sulfur supply reduces cadmium accumulation in brown rice (*Oryza sativa* L.). *Environ. Pollution.*, **158**, 409-415.
- Fu, Y., Chen, M., Bi, X., He, Y., Ren, L., Xiang, W., Qiao, S., Yan, S., Li, Z., and Ma, Z., 2011, Occurrence of arsenic in brown rice and its relationship to soil properties from Hainan Island, China, *Environ. Pollution.*, **159**, 1757-1762.
- FAO., 1994, Summary of evaluations performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JE-CFA). ILSI, Geneva.
- FAO/WHO., 1972, Evaluation of certain food additives and the contaminants mercury, lead and cadmium. Sixteenth report of the Joint FAO/WHO expert committee on food additives. World Health Organization Geneva (4-12 April 1972).
- Heitkemper, D.T., Vela, N.P., Stewart, K.R., and Westphal, C.S., 2001, Determination of total and speciated arsenic in rice by ion chromatography and inductively coupled plasma mass spectrometry, *J Anal At Spectrom.*, **16**, 299-306.
- Huang, M., Zhou, S., Sun, B., and Zhao, Q., 2008, Heavy metal in wheat grain: assessment of potential health risk for inhabitants in Kunshan, China, *Sci. Total Environ.*, **405**, 54-61.
- Huang, Y., Tong, C., Xu, F., Chen, Y., Zhang, C., and Bao, J., 2016, Variation in mineral elements in grains of 20 brown rice accessions in two environments, *Food Chemistry.*, **192**, 873-878.
- Ikeda, M., Zhang, Z.M., Shimbo, S., Watanabe, T., Nakatsuka, H., and Moon, C.S., 2000, Urban population exposure to lead and cadmium in east and south-east Asia, *Sci Total Environ.*, **249**, 373-384.
- Johann, M.R., Antoine, Leslie, A., Hoo, F., Charles, N., Grant,

- Haile T., Dennis, Gerald, C., and Lalor., 2012, Dietary intake of minerals and trace elements in rice on the Jamaican market, *Food Composition and Analysis.*, **26**, 111-121.
- Jorhem, L., Astrand, C., Sundstrom, B., Baxter, M., Stokes, P., and Lewis, J., 2008, Elements in rice from the Swedish market: 1. Cadmium, lead and arsenic(total and inorganic), *Food Additives and Contaminants.*, **25**, 284-292.
- 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. Total Environ.*, **198**, 105-121.
- Jung, M.C., Ahn, J.S., and Chon, H.T., 2001, Environmental contamination and sequential extraction of trace elements from mine wastes around various metalliferous mines in Korea. *Geosystem Eng.*, **4**, 50-60.
- Jung, M.C., Yun, S.T., Lee, J.S., and Lee, J.U., 2005, Baseline study on essential and trace elements in polished rice from South Korea, *Environ Geochemistry and Health.*, **27**, 455-464.
- Jung, M.C., 1995, Environmental contamination of heavy metals in soils, plants, waters and sediments in the vicinity of metalliferous mine in Korea. *unpublished PhD thesis*, Univ. of London, U.K., 455p.
- Kokori, H., Giannakopoulou, C.H., and Hatzidaki, E., 1999, An unusual case of lead poisoning in an infant: nursing-associated plumbism. *J Lab Clin Med.*, **134**, 522-525.
- Kwon, J.C., Jung, M.C., and Kang, M.H., 2013, Contents and Seasonal Variations of Arsenic in Paddy soils and Rice crops around the Abandoned metal mines, *Econ. Environ. Geol.*, **46**, 329-338.
- Kwon, J.C., Park, H.J., and Jung, M.C., 2015, Correlation of Arsenic and Heavy metals in Paddy soils and Rice crops around the Munmyung Au-Ag Mines, *Econ. Environ. Geol.*, **48**, 337-349.
- Kabata-Pendias, A., 2000, Trace Elements in Soils and Plants, 3rd edn. New York : CRC Press.
- Kabata-Pendias, A. and Arum, B. Mukherjee., 2007, Trace Elements from soil to human, Springer, New York.
- Kochian, L.V., 1993, Zinc absorption from hydroponic solutions by plant roots. In: Robson, A.D. (Ed), Zinc in soils and plants. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, p. 45-47
- Krauskopf, K.B., 1979, Introduction to Geochemistry. third ed. McGraw-Hill, New York.
- Korea Food and Drug Administration., 2004, Dietary Intake and Risk Assessment of Contaminants in Korean Foods.
- KOSTAT (Statistics Korea), <http://kostat.go.kr>. [accessed 18.01.15]
- Lin, H.T., Wong, S.S., and Li, G.C., 2004, Heavy metal content of rice and shellfish in Taiwan, *J. of Food and Drug Analysis.*, **12**, 167-174.
- Liu, H., Probst, A., and Lial, B., 2005a, Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China), *Sci. Total Environ.*, **339**, 153-166.
- Liu, J., Zhu, Q., Zhang, Z., Xu, J., Yang, J., and Wong, M.H., 2005b, Variations in Cadmium accumulation among rice cultivars and types and the selection of cultivars for reducing cadmium in the diet, *J. Sci. Food Agric.*, **85**, 147-153.
- Meharg, A.A. and Rahman, M.M., 2003, Arsenic contamination of Bangladesh paddy field soils: implications for rice contribution to arsenic consumption. *Environ. Sci. Technol.*, **37**, 229-234.
- Meharg, A.A., Williams, P.N., Adomako, E., Lawgali, Y.Y., Deacon, C., and Villada, A., 2009, Geographical variation in total and inorganic arsenic content of polished (white) rice, *Environ Sci Technol.*, **43**, 1612-1617.
- Moon, C.S., Zhang, Z.W., Shimbo, S., Watanabe, T., Moon, D.H., Lee, C.U., Lee, B.K., Ahn, K.D., Lee, S.H., and Ikeda, M., 1995, Dietary intake of cadmium and lead among the general population in Korea, *Environ. Res.*, **71**, 46-54.
- Mondal, D. and Polya, D.A., 2008, Rice is a major exposure route for arsenic in Chakdaha block, Nadia district, West Bengal, India: a probabilistic risk assessment, *Appl Geochem.*, **23**, 2987-2998.
- MAFF., 1998, Lead, arsenic and other metals in food. *Food Surveillance Paper*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food.
- Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs and Korea Rural Community Corporation, 2012, Statistical yearbook of land and water development for agriculture.
- Pal, A., Chowdhury, U.K., Mondal, D., Das, B., Nayak, B., and Ghosh, A., 2009, Arsenic burden from cooked rice in the populations of arsenic affected and nonaffected areas and kolkata city in West-Bengal, India, *Environ Sci Technol.*, **43**, 3349-3355.
- Qian, Y.Z., Chen, C., Zhang, Q., Chen, Z., and Li, M., 2010, Concentrations of cadmium, lead, mercury and arsenic in Chinese market milled rice and associated population health risk, *Food Control.*, **21**, 1757-1763.
- Raghunath, R., Tripathi, R.M., Suseela, B., Sunil Bhalke, Shukla, V.K., and Puranik, V.D., 2006, Dietary intake of metals by Mumbai adult population, *Sci. of the Tot Environ.*, **356**, 62-68.
- Roychowdhury, T., Tokunaga, H., and Ando, M., 2003, Survey of arsenic and other heavy metals in food composites and drinking water and estimation of dietary intake by the villagers from an arsenic-affected area of West Bengal, India, *Sci Tot Environ.*, **308**, 15-35.
- Reilly, C., 1991, Metal contamination of food. *Applied Science*

Publisher Ltd, London.

Santos, E.E., Lauria, D.C., and Porto da Silveira, C.L., 2004, Assessment of daily intake of trace elements due to consumption of foodstuffs by adult inhabitants of Rio de Janeiro city, *Sci Total Environ.*, **327**, 69-79.

Satio, H., Shioji, R., Hurukawa, Y., Nagai, K., Arikawa, T., Sasaki, Y., Furuyama, T., and Yoshinaga, K., 1977, Cadmium-induced proximal tubular dysfunction in a cadmium-polluted area. *Nephology.*, **6**, 1-12.

Shimbo, S., Zhang, Z.W., Watanabe, T., Nakatsuka, H., Naoko, M.I., Higashikawa, K., and Ikeda, M., 2001, Cadmium and lead contents in rice and other cereal products in Japan in 1998-2000, *Sci Total Environ.*, **281**, 165-175.

Sipter, E., Rozsa, E., Gruiz, K., Tatrai, E., and Morvai, V., 2008, Site specific risk assessment in contaminated vegetable gardens, *Chemosphere.*, **71**, 1301-1307.

Smith, E., Naidu, R., and Alston, A.M., 1998, Arsenic in the soil environment, *Adv. Agron.*, **64**, 149-195.

Su, Y.H., McGrath, S.P., and Zhao, F.J., 2010, Rice in more efficient in arsenite uptake and translocation than wheat and barley, *Plant Soil.*, **328**, 27-34.

Wang, X.L., Sato, T., Xing, B.S., and Tao, S., 2005, Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish, *Sci. Total Environ.*, **350**, 28-37.

Williams, P.N., Price, A.H., Raab, A., Hossain, S.A., Feldmann, J., and Meharg, A.A., 2005, Variation in arsenic speciation and concentration in paddy rice related to dietary exposure, *Environ Sci Technol.*, **39**, 5531-5540.

Williams, P.N., Villada, A., Raab, A., Figuerola, J., Feldmann, J., and Meharg, A.A., 2007, Greatly enhanced arsenic shoot assimilation in rice leads to elevated grain levels compared to wheat and barley, *Environ. Sci Technol.*, **41**, 6854-6859.

WHO., 2011, Joint FAO/WHO food standards programme

codex committee on contaminants in foods. Fifth Session. The Netherlands (21-25 March 2011).

Xie, Z.M. and Huang, C.Y., 1998, Control of arsenic toxicity in rice plants grown on an arsenic polluted paddy soil, *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **29**, 2471-2477.

Yang, Q. W., Lan, C. Y., Wang, H. B., Zhuang, P., and Shu, W. S., 2006, Cadmium in soil-rice system and health risk associated with the use of untreated mining wastewater for irrigation in Lechang, China, *Agricultural Water Management.*, **84**, 147-152.

Yeung, A.T. and Hsu, C.N., 2005, Electrokinetic remediation of cadmium contaminated clay, *J. Environ. Eng.*, **131**, 298-304.

Zeng, F.R., Mao, Y., Cheng, W.D., Wu, F.B., and Zhang, G.P., 2008, Genotypic and environmental variation in chromium, cadmium and lead concentrations in rice, *Environ. Pollut.*, **153**, 309-314.

Zhang, Z.W., Subida, R.D., Agetano, M.G., Nakatsuka, H., Inoguchi, N., Watanabe, M., Shimbo, S., Higashikawa, K., and Ikeda, M., 1998, Non-occupational exposure of adult women in Manila, the Philippines, to lead and cadmium, *Sci. of the Total Environment.*, **215**, 157-165.

Zhao, K., Liu, X., Xu, J., and Selim, H.M., 2010, Heavy metal contaminations in a soil-rice system: identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields, *J. Hazard. Mater.*, **181**, 778-787.

Zheng, N., Wang, Q., and Zheng, D., 2007, Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc plant in China via consumption of vegetables, *Sci. Total Environ.*, **383**, 81-89.

Zhuang, P., McBride, M.B., Xia, H.P., Li, N.Y., and Li, Z.A., 2009, Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China, *Sci. Total Environ.*, **407**, 1551-1561.