한국환경농학회지 제28권 제2호 (2009)
Korean Journal of Environmental Agriculture Vol. 28, No. 2, pp. 131-138

연구보문

탑라이스 생산지역 논 토양 중 잔류중금속의 벼 흡수이행

박상원* · 양주석[1)] · 류승원[1)] · 김대연[1)] · 신중두[1)] · 김원일[1)] · 최주현 · 김선림 · Andrew Flynn Saint

농촌진흥청 연구정책국, [1)]국립농업과학원

(2008년 9월 16일 접수, 2009년 6월 16일 수리)

Uptake and Translocation of Heavy Metals to Rice Plant on Paddy Soils in "Top-Rice" Cultivation Areas

Sang-Won Park*, Ju-Seok Yang, Seung-Won Ryu, Dae-Yeon Kim, Joung-Du Shin, Won-Il Kim, Ju-Hyeon Choi, Sun-Lim Kim, and Andrew Flynn Saint[1)] (Research Policy Bureau, High-Tech Agriculture Division, RDA, Suwon 441-707, Korea, [1)]GBC Scientific Equipment Pty Ltd., 12 Monterey Road Dandenong VIC 3175 Australia)

ABSTRACT: Heavy metal residues in soil, rice straw, unhulled rice, rice hull, polished rice, and rice barn on the rice paddy in the "Top rice production complex which is non-contaminated area were evaluated. It was observed that the average concentrations of As, Cd, Cu, Pb, and Hg in the paddy soils were 1.235, 0.094, 4.412, 4.728 and 0.0279 mg/kg, respectively. There were no cultivation areas exceeded of the threshold for soil contamination designated by "The Soil Environment Conservation Law" in Korea. For the polished rice, there were no samples exceeded of a permissible level of heavy metal residues such as 0.051 mg/kg of As, 0.040 mg/kg of Cd, 0.345 mg/kg of Cu, 0.065 mg/kg of Pb and 0.0015 mg/kg of Hg. For the uptake and translocation of heavy metals to rice plant, a main part of heavy metal accumulation was rice straw, and then rice bran. Furthermore, it shown that accumulation of heavy metals in unhulled rice, rice hulls, brown rice, and polished rice was approximately similar as low. The slopes of translocation of heavy metals from soil to polished rice were following order as Cd, 0.4321 > Cu, 0.054 ≒ Hg, 0.052 > As, 0.021 > Pb, 0.008. It was observed that potential ability of Cd uptake in rice plant and then its translocation into polished rice was very high. Concentrations of copper and mercury absorbed in the rice plant were moderate for translocating into the polished rice, while the arsenic and lead in the plant were scarcely translocated into the polished rice. The distribution of heavy metals absorbed and translocated into aboveground parts of rice plant was appeared that there were remained at 63.3-93.4% in rice straw, 6.6-36.9% in unhulled rice, 0.6-5.7% in rice hulls, 3.2-31.3% in brown rice, 0.8-4.6% in rice bran and 1.1-26.7% in polished rice. The accumulation ratio of Cd in the aboveground parts of rice plant was remained at 26.7-31.3% in brown and polished rice.

Key Words: Heavy metals, Arsenic, Cadmium, Copper, Lead, Mercury

서 론

우리나라를 포함한 대부분의 국가에서 산업화, 도시화, 그리고 생활수준의 향상으로 인하여 환경 및 먹을거리 전반에 걸쳐 오염이 심화되고 있으며 중금속에 대한 국민들의 관심이 크게 늘어나고 있다. 농경지에 유입된 유해물질은 농작물을 오염시킬 뿐만 아니라, 먹이사슬을 통하여 동물 및 인간의 체내에 축적되어 각종 질병을 유발시키기도 한다. 특히, 중금속은 작물의 초기생육을 심하게 억제시키고, 심한 경우 농경지로서의 기능을 상실시키는 주된 요인으로 오래전부터 관심의 대상이었고 오늘날에도 많은 연구가 진행되고 있다[1-5].

중금속이 크게 문제시 되고 있는 이유는 첫째, 유기오염물질들은 미생물에 의해 어느 정도 분해가 가능하나 중금속과 같은 무기오염 물질들은 생화학적으로 안정하기 때문에 토양 중에서 제거가 용이하지 않으며, 둘째 동식물의 체내에 들어간 무기 이온들이 phytochelatin 등의 단백질과 결합하여 안정한 착화물을 형성하여 배출이 쉽지 않고 낮은 농도로도 치명적인 중독을 유발 할 수 있기 때문이다[6,7]. 중금속에 의한 대표적인 중독 사례로 수은에 의한 "미나마타"병과 카드뮴에 의한 "이따이이따이"병을 들 수 있는데, 일본의 후지

*연락저자:
Tel: +82-31-299-1944 Fax: +82-31-299-1951
E-mail: swpark@rda.go.kr

야먀 현에 있는 진츠가와에서 발생한 집단적 중독증세인 "이타이이타이"병의 원인이 카드뮴에 의한 만성중독으로 밝혀져 "농경지 토양오염 방지법"이 1972년에 제정되는 계기가 되었고, 중금속에 대한 전 세계인의 관심을 불러 일으켰다[8].

한계량 이상 흡수되면 작물에 피해를 주지만 지상부로 이행성이 적은 구리, 니켈, 망간, 아연 등과 같은 중금속과 작물 생육에는 영향이 적지만 미량으로도 인체에 유해한 비소, 카드뮴, 크롬, 납, 셀레늄, 수은 등과 같은 중금속으로 구분하기도 한다[9]. 특히 카드뮴은 자연환경에서 산소, 염소 및 황 등과 결합하여 여러 가지 화합물 형태로 존재하여 철, 망간, 마그네슘 및 질소의 흡수를 방해하여 직간접적으로 작물에 해를 끼친다. 또한, 뿌리로 흡수된 카드뮴은 작물체내에 축적되며 쉽게 가식부로 이행, 축적될 가능성이 높다고 알려져 있다[10-13]. 그리고 코발트, 구리, 불소, 철, 요오드, 망간, 몰리브덴, 셀레늄 및 아연 등은 사람 또는 동식물의 필수영양소로 알려져 있는데 필수영양소들도 동식물체에 과량으로 축적되면 독성을 유발한다고 알려져 있다[14]. 따라서 중금속의 농경지 오염은 농작물의 생육저해 및 수량감소 등 직접적인 피해보다 오염된 농식품을 섭취한 동물과 사람에 나타나는 간접적인 피해가 우려된다고 할 수 있다.

토양잔류 중금속의 흡수 이행성은 기본적으로 작물별로 다르고 중금속 함량, 화합물의 형태, 유효도, 온도, 토양의 pH, EC, CEC, 점토 및 유기물 함량, 공존하는 중금속 종류 및 수분함량 등 다양한 물리화학적 성질에 영향을 받는다고 알려져 있다[15-21]. 현재까지 우리나라 일반농경지에서 카드뮴 등 중금속에 의한 직접적인 피해가 발생하였다는 보고는 없었지만 1980년대 이후 경제성 악화로 휴광 또는 폐광된 금속광산들이 적절한 조치 없이 방치되고 있어 인근 농경지 및 농작물의 오염이 우려된다. 실제로 일부 휴·폐 금속광산의 광미 및 침출수가 인근 논토양으로 유입되어 그 곳에서 생산된 쌀의 일부가 오염된 경우가 있었고[22], 오염된 농식품 섭취에 따른 중금속에 대한 노출 가능성이 증가되고 있는 시점에서 토양잔류 중금속의 동태와 작물로의 흡수이행성은 중요한 관심사가 아닐 수 없다.

본 논문는 농촌진흥청이 2005년부터 최고품질의 쌀 생산을 목표로 의욕적으로 추진하고 있는 "탑라이스(Top-rice)" 생산단지의 논토양 중 잔류중금속의 흡수이행 특성을 조사하여 영농교육을 위한 기초자료로 활용하고 소비자들에게 우리나라 쌀의 안전성을 널리 알리고자 수행한 연구결과의 일부이다.

재료 및 방법

시료채취

본 연구에서는 2006년 탑라이스 생산단지 및 인근 관행재배 농가에서 채취한 토양, 볏짚, 정조, 왕겨, 현미, 쌀겨 및 백미 등의 중금속 함량을 각각 분석하여 흡수이행 특성을 파악하고자 하였다. 분석용 시료는 전국 33개단지의 탑라이스 생산단지에서 관할지역 농업기술센타 및 대표농가들의 도움을 받아 직접 방문하여 채취하였다(Table. 1).

시료조제

작토층 10 cm 이내의 토양을 20여개 지점에서 채취 후 혼합하여 분석용 토양시료를 준비하였고, 시료의 조제는 토양 및 식물체 분석법[23]과 토양오염공정시험법[24]에 준하여 실시하였다. 채취된 토양시료는 음건 후 막자와 유발을 이용해 뭉쳐진 부분을 분리시켜 10 mesh (<2 mm)로 체질한 후 시료의 4분의 1을 취하여 소량정밀분쇄기(Micro Hammer-Cutter Mill, Culatti AG Co. Swiss)를 이용하여 곱게 분쇄한 뒤, 다시 200 mesh(<0.074 mm) 입도로 체질하여 분석용 시료로 사용하였다. 한편, 건조 후 잘게 자른 볏짚은 분쇄기로 곱게 갈아 분석시료로 하였고, 벼는 현미기(SYTH88, Ssangyong Instrument, Korea)를 이용하여 현미와 왕겨로 분리하였다. 분리된 현미는 실험용 도정기(McGill miller, HT McGill Inc., USA)를 이용하여 도정하였고, 도정과정에

Table 1. Sampling locations of "Top-rice" brand produced in 2006

ID	Location	ID	Location	ID	Location
1	Gyeonggi Yeoju	12	Choongnam Seochen	23	Jeonnam Yeonggwang
2	Gyeonggi Hwaseong	13	Choongnam Yesan	24	Gyeongbuk Uiseong
3	Gyeonggi Icheon	14	Choongnam Dangjin	25	Gyeongbuk Sangju
4	Gyeonggi Hongcheon	15	Jeonbuk Iksan	26	Gyeongbuk Gyeongju
5	Gangwon Cheorwon	16	Jeonbuk Gunsan	27	Gyeongbuk Yecheon
6	Gangwon Goseong	17	Jeonbuk Kimje	28	Gyeongbuk Andong
7	Choongbuk Okcheon	18	Jeonbuk Jeongeup	29	Gyeongbuk Kimcheon
8	Choongbuk Jincheon	19	Jeonnam Gangjin	30	Gyeongnam Hadong
9	Choongbuk Eumseong	20	Jeonnam Naju	31	Gyeongnam Hamyang
10	Choongnam Asan	21	Jeonnam Haenam	32	Gyeongnam Sancheong
11	Choongnam Seosan	22	Jeonnam Jangheung	33	Gyeongnam Sacheon

서 발생한 부위별 쌀겨와 백미(10분도미)를 각각 채취하여 폴리에틸렌 병에 보관하였다. 쌀겨를 제외한 모든 식물체 시료는 분쇄기(Cyclone Sample Mill, UDY Co. USA)를 이용하여 0.5 mm의 체를 통과한 분말로 만든 다음 분석을 실시하였다.

토양 중금속 분석

조된된 분석용 시료 10 g을 칭량하여 100 ml 삼각플라스크에 넣고 비소의 경우는 1N 염산용액 50 ml를, 카드뮴, 납 및 구리의 경우는 0.1N 염산용액 50 ml를 첨가하여 항온수평 진탕기(100 rpm, 진폭 10 cm)를 사용하여 30℃를 유지하면서 1시간 진탕한 다음 여과하였다. 여과된 시료는 ICP-AES(Integra XL Dual, GBC, Australia)로 분석하였다. 비소의 경우 수소화물생성장치를 이용하여 비소가스(AsH_3)를 생성한 뒤 ICP-AES에 도입하여 분석을 수행하였다.

식물체 중금속 분석

조제된 분석용 시료 0.25 g을 취하여 마이크로웨이브(Mars5, CEM, USA) 분해용기(XP1500 vessel)에 넣고 진한 질산 9 ml와 과산화수소 1 ㎖을 첨가한 뒤 분해용기를 후드 안에서 1일간 정치시켜 발생하는 가스를 제거하였다. 규산 함량이 높은 볏집, 정조 및 왕겨 등에는 추가로 1 ml의 불산을 첨가하여 분해를 수행하였다. 가스제거 후 분해용기의 마개와 밸브를 조인 후 마이크로웨이브 회전판에 장착시키고 온도와 압력을 설정한 뒤 분해를 시작하였다. 휘발성 중금속들의 회수율을 높이기 위해 분해가 끝난 분해용기를 -20℃ 조건에서 1시간 얼려 녹스(NOx) 가스 속에 있는 중금속 성분을 분해액 속으로 침강시켰다. 분해 후 분해용기를 얼리면 밸브 개방시 녹스(NOx) 가스의 발생이 현저하게 감소하고 회수율이 높아짐을 실험적으로 발견하였다. 기기보호 차원에서 산농도를 낮추기 위하여 농축장치(MicroVap, CEM, USA)를 이용하여 분해액을 1 ml 이하로 농축하였다. 농축시료에 탈이온수를 가하여 50 ㎖로 희석한 뒤 리티움, 인디움 및 비스무스 등 내부표준물을 첨가하고 ICP-TOF-MS (Optimass 8000, GBC, Australia)를 이용하여 분석을 수행하였다.

비소의 경우 수소화물 생성장치를 이용하여 비소가스(AsH_3)를 생성한 뒤 기기에 도입하여 분석을 수행하였다. 비소는 다른 동위체(Isotope)가 존재하지 않고 순수하게 ^{75}As 뿐이다. 따라서 비소를 정량할 때 $^{40}Ar^{35}Cl+$의 polyatomic 방해와 $^{75}Se+$의 isobaric 방해를 받을 수 있고, 또한 카드뮴의 경우는 $^{114}Sn+$ 또는 $^{114}MoO+$의 방해를, 구리는 $^{47}Ti^{16}O$의 방해를 받을 수 있어 필요한 경우 보정하였다[25,26].

수은분석

수은의 경우는 미국 EPA method 7473을 만족시키는 자동수은분석기(DMA80, Milestone, Italy)에 조제된 토양, 볏짚, 정조, 왕겨, 쌀겨, 현미 및 백미 시료를 직접 넣어 분석을 수행하였다[27].

분석조건 및 회수율 검정

기기분석 분석법의 정확도와 정밀도를 확보하기 위하여 미연방표준국(NIST)에서 보증 판매하는 국제표준시료 SRM 1568a (rice flour)와 캐나다의 NRC-CNRC에서 판매하는 MESS-3 (marine sediment)를 이용하여 분석법을 검정하였고, 90% 이상의 회수율 조건에서 분석을 수행하였다.

결과 및 고찰

토양 및 벼 부위별 중금속 함량

2005년-2007년 탑라이스 생산단지 토양 및 생산된 쌀에 함유된 중금속 함량에 대한 연구 결과를 학회지에 발표하였다.[28,29] 비오염 농경지인 2006년 탑라이스 생산단지 논토양에서 채취한 시료를 각각 구분하여 토양, 볏짚, 정조, 왕겨, 현미, 쌀겨 및 백미 중 중금속 함량을 분석한 결과를 요약하면 Table 2와 같다.

논토양 중 중금속 평균 함량은 비소 1.235 mg/kg, 카드뮴 0.094 mg/kg, 구리 4.412 mg/kg, 납 4.728 mg/kg 및 수은 0.0279 mg/kg으로 우리나라 토양환경보전법상 농경지 토양의 중금속 오염 우려기준(As 6, Cd 1.5, Cu 50, Pb 100, Hg 4 mg/kg)과 대책기준(As 15, Cd 4, Cu 125, Pb 300, Hg 10 mg/kg)을 초과하는 지역은 한곳도 없었다[24]. 한편, 백미 중 중금속 함량 역시 비소 0.051 mg/kg, 카드뮴 0.040 mg/kg, 구리 0.345 mg/kg, 납 0.065 mg/kg 및 수

Table 2. Concentrations of heavy metals in soil, rice straw, unhulled rice, rice hulls, brown rice, rice bran and white rice from produced in Top-rice area in 2006 (unit: mg/ kg)

Heavy metals	Soil	Rice straw	Unhulled rice	Rice hulls	Brown rice	Rice bran	Polished rice
As	1.235±0.689	0.361±0.222	0.080±0.034	0.078±0.032	0.080±0.039	0.107±0.073	0.051±0.009
Cd	0.094±0.071	0.079±0.032	0.048±0.031	0.045±0.022	0.049±0.034	0.069±0.013	0.040±0.030
Cu	4.412±2.557	2.035±0.595	1.010±0.295	0.432±0.116	1.124±0.344	1.534±0.539	0.345±0.123
Pb	4.728±2.103	2.601±1.106	0.207±0.065	0.109±0.042	0.111±0.040	0.703±0.330	0.065±0.015
Hg	0.0279±0.0208	0.0090±0.0030	0.0018±0.0007	0.0019±0.0009	0.0017±0.0008	0.0045±0.0027	0.0015±0.0004

은 0.0015 mg/kg으로 우리나라의 식품위생법상 잔류허용기준(Cd 0.2, Cu 1 (drinking water), Pb 0.2 mg/kg) 및 중국의 잔류허용기준(As 0.15, Hg 0.02 mg/kg)을 초과하는 백미는 1점도 없었다.

전체적으로 벼에 흡수이행된 중금속은 대부분 볏짚에 높게 축적되었고 그 다음으로 쌀겨 부위가 약간 높게 분포 하였다. 그 밖에 정조, 왕겨, 현미, 쌀겨 및 백미 중에는 비슷한 농도로 낮게 분포하는 것을 알 수 있었다. 다만, 카드뮴과 구리의 경우 볏짚 뿐만 아니라 벼의 다른 부위에도 비교적 비슷한 농도로 분포하는 것으로 보아 식물체내에 이행성이 상대적으로 큰 것으로 나타났고, 단백질과 지방의 함량이 상대적으로 높은 쌀겨 부분에 중금속이 축적될 가능성이 있음을 의미하지만 쌀겨가 차지하는 비율이 미미하기 때문에 비오염 농경지인 탑라이스 생산단지에서 생산된 쌀에 잔류허용기준 이상의 중금속의 축적 가능성은 없는 것으로 판단되었다.

벼의 중금속 축적

토양 중 무기원소들이 식물체로 흡수이행되는 정도는 토양의 성질과 식물의 종류에 따라 그 정도가 다르기 때문에 무기원소 흡수정도에 대한 생리학적 메카니즘을 이해해야 무기원소들의 축적정도를 효과적으로 해석할 수 있다. Brooks[30]에 의해 제안된 생물학적 흡수계수인(BAC, biological absorption coefficient) 식물체의 무기원소의 흡수와 이동성 연구에 있어 널리 이용되고 있는 식으로 다음과 같이 표현된다[10,30,31].

$$BAC=[M(mg/kg)_{plant}]/[M(mg/kg)_{soil}]$$

식에서도 알 수 있듯이 생물학적 흡수계수(BAC)는 식물내의 원소함량을 토양내의 원소함량으로 나눈 값으로 토양으로부터 식물로 이동되는 무기원소들의 상대적인 흡수비를 의미한다. 벼 식물체의 각 부위별 중금속의 생물학적 농축계수(BAC)를 비교해 본 결과 Fig. 1과 같았다.

비소의 생물학적 흡수계수(BAC)는 볏짚 0.292 >> 쌀겨 0.086 > 현미 0.065 ≥ 정조 0.065 > 왕겨 0.063 > 백미 0.041 순으로 식물체에 흡수이행된 비소는 볏짚에 높게 분포하지만 다른 부위로는 거의 이행이 되지 않았다(Fig 1a). Liu 등[32]은 벼의 부위별 비소, 카드뮴, 크롬, 납 및 수은의 함량을 조사하고 쌀(rice grain) 중 중금속 함량은 뿌리나 볏짚에서 보다 항상 낮다고 하였다. 또한 벼 뿌리는 비소, 카드뮴 및 수은을 축적시키며, 뿌리에 축적된 비소는 다른 부위로 거의 이행되지 않지만 수은은 볏짚과 쌀로 쉽게 이행된다고 보고하였다. Abedin 등[33]은 벼가 3가 비소(III)와 5가 비소(V)를 능동적으로 흡수하는데 거의 같은 속도로 흡수하지만 일부 품종은 3가 비소(III)를 많이 흡수하고, 5가 비소(V)의 흡수는 인(P)에 의해 흡수가 크게 억제되지만 3가 비소(III)는 인에 의해 영향을 받지 않는다는 사실을 근거로 서로 다른 흡수 메카니즘을 가진다고 하였다. 또한, Meharg & Jardine[34]도 3가 비소(III)와 5가 비소(V)의 흡수 메카니즘이 다르며 수은(Hg^{2+})에 의해 3가 및 5가 비소의 흡수가 억제되고, 비소의 흡수이행 메카니즘은 Michaelis-Menten Kinetics로 설명이 가능하다고 하였다.

카드뮴의 생물학적 흡수계수(BAC)는 볏짚 0.839 > 쌀겨 0.740 > 현미 0.520 ≥ 정조 0.514 > 왕겨 0.480 > 백미 0.428 순으로 비소와 달리 흡수된 카드뮴이 다른 부위로 쉽게 이행될 수 있다는 기존의 보고[5,35,36]와 유사한 결과를 얻었다(Fig. 1b). 벼에 흡수된 비소, 구리, 납 등은 볏짚에 상당량이 축적되고 다른 부위로 이행성은 작지만 카드뮴과 수은은 쌀로의 이행성이 매우 크다고 하였고[35], 벼의 생물학적 흡수계수(BAC)는 카드뮴 > 아연 > 구리 > 납 순으로 카드뮴이 식물로 가장 쉽게 이동되어 축적된다고 하였다.[10] Hassan 등[5]은 카드뮴은 벼로 쉽게 흡수축적되어 먹이사슬로 들어가며 카드뮴에 오염된 토양에 아연, 황, 질소 등의 필수원소를 적절히 시용하면 카드뮴 흡수 및 독성을 줄일 수 있다고 하였고, He 등[37]은 비소에서와 같이 카드뮴의 흡수이행을 Michaelis-Menten Kinetics로 설명이 가능하다고 하였다.

Liu 등[38]은 벼에 흡수된 카드뮴 중 0.73% 만이 쌀(grain)로 이행되었고, 벼 뿌리, 줄기 및 잎 중 카드뮴 농도는 품종

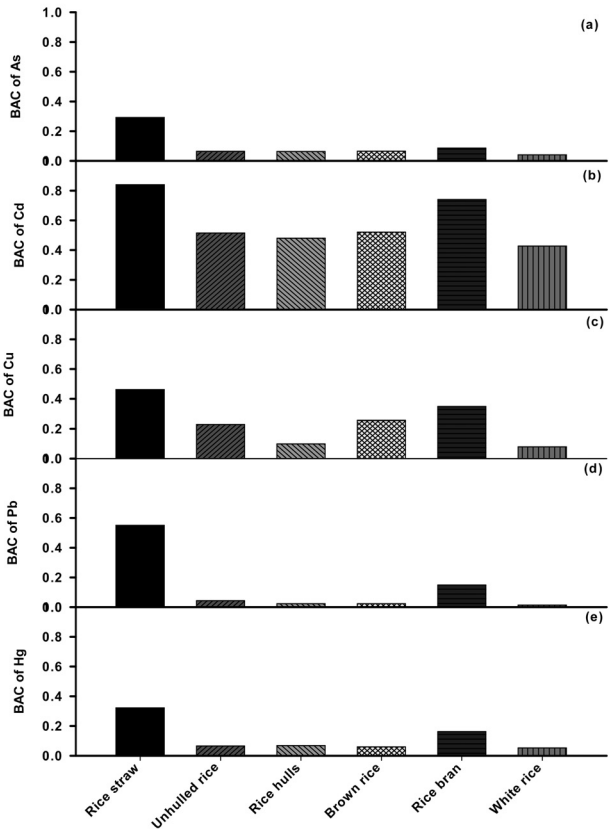

Fig. 1. Biological absorption coefficient (BAC) of heavy metals in rice straw, unhulled rice, rice hulls, brown rice, rice bran and white rice from produced in Top-rice area in 2006.

에 관계없이 거의 비슷하였으며 쌀중 함량은 5~8배로 품종별로 변이가 크다고 하였다. 특히 쌀겨의 대부부인 배(embryo)에 존재하는 카드뮴 농도는 왕겨와 백미 중 농도의 평균 5배 이상 높았고, 벼 종실에 흡수된 절대량의 40%는 배, 45%는 백미 그리고 15%는 왕겨에 존재하였다고 하였다. 또한, 벼에 흡수된 중금속(Cd, Cr, Cu, Ni, Mn, Pb, Zn 등) 함량은 망간을 제외하고는 뿌리 > 경엽 > 쌀(현미) 순으로 축적되고[16], Koshino[39]와 Muramoto[40]도 카드뮴 오염 및 비오염지에서 벼의 카드뮴 함량을 조사한 결과 항상 뿌리 > 볏짚 > 쌀(grain) 순이었다고 보고하였다.

일반적으로 벼 재배에 있어서 유기질 비료보다는 무기질 비료를 시용한 경우[41], 멥쌀 보다는 찹쌀이[37], Japonica 품종보다 Indica 또는 Indica×Japonica 교잡종들이 볏짚 뿐만 아니라 쌀에 카드뮴을 높게 축적하는 경향이 있다고 하였고[42], Arao 등[42]은 벼의 어린 지상부중 카드뮴 함량과 성숙한 쌀 중 카드뮴 함량 간에는 상관성이 없어, 어린 지상부를 가지고 카드뮴과 관련된 유전학적 변이를 평가하려는 시도는 의미 없다고 하였다.

구리의 생물학적 흡수계수(BAC)는 볏짚 0.461 > 쌀겨 0.348 > 현미 0.255 > 정조 0.229 >> 왕겨 0.098 > 백미 0.078 순으로 카드뮴과 유사하게 다른 부위로 비교적 쉽게 이행되었다(Fig. 1c). 구리도 식물체내에 과량으로 축적되면 식물생육을 저해하기도 하며[1] 벼에 있어서 구리는 토양의 오염여부와 관계없이 필요량만 이행하는 성질이 있다고 보고하였다[45].

납의 생물학적 흡수계수(BAC)는 볏짚 0.550 >> 쌀겨 0.149 > 현미 0.023 ≥ 정조 0.044 > 왕겨 0.023 > 백미 0.014 순으로 볏짚 이외의 다른 부위로 거의 이행이 되지 않은 것으로 나타나, 일반적으로 식물체는 토양으로부터 납을 거의 흡수하지 않는다는 보고[43]와 같은 결과를 얻었다(Fig 1d). Lee 등[10]에 의하면 식물체의 필수원소들은 식물종에 따라 함량 차이가 크지 않으나, 독성원소인 카드뮴과 납은 식물종에 따라 함량 차이가 크게 나고, 식물체내 절대함량은 식물의 종류에 관계없이 대체로 아연 > 구리 > 납 > 카드뮴 순으로 감소하였다.

수은의 생물학적 흡수계수(BAC)는 볏짚 0.321 >> 쌀겨 0.162 >> 왕겨 0.068 ≥ 정조 0.065 > 현미 0.060 > 백미 0.052 순으로 볏짚 및 쌀겨에 수은이 높게 분포하였다(Fig 1e).

토양과 식물체 중금속간의 상관관계

토양잔류 중금속 함량과 볏짚, 왕겨, 현미, 쌀겨 및 백미 중 중금속 함량간 짝지은 순위상관을 분석한 결과 Table 3과 같았다.

토양 중 비소 함량과 볏짚 내 비소 함량은 고도로 유의한 정의 상관이, 정조 및 현미 내 비소 함량과는 유의한 정의 상관이 있었다. 그리고 토양 중 카드뮴은 정조, 현미, 백미 내 카드뮴 함량과 고도로 유의한 정의 상관이 있었다. 한편, 토양 중 납 함량은 정조, 쌀겨 및 백미 내 납 함량과 고도로 유의한 정의 상관을 보였으며, 토양 중 구리 함량은 어떤 부위와도 유의한 상관을 나타내지 못했다. 그리고 토양 중 수은 함량은 정조, 현미 내 수은 함량과 고도로 유의한 정의 상관을 쌀겨 및 백미와는 유의한 정의 상관을 나타내었다. 이상의 결과를 종합해 보면 토양 중 중금속 함량과 정조, 현미 및 백미 중 중금속 함량 간에는 정의 상관이 있음을 알 수 있었다.

현재 우리나라 공정시험법인 0.1N 염산 용출법에 의한 토양 중 카드뮴 함량과 현미 중 카드뮴 함량간에는 명확한 상관성이 없으므로 염산 용출법으로 토양중 카드뮴의 쌀로의 흡수 이행성을 예측하는 것은 적당하지 않다는 보고도 있으며[44], Alloway[43]는 일반적으로 식물내의 중금속 함량을 결정하는 가장 중요한 요소는 토양내의 중금속 함량이며, 그 다음으로 토양내의 중금속 원소의 존재형태가 제일 중요하다고 하였다.

2006년 탑라이스 생산단지 및 인근 관행재배 농가에서 채취한 벼 시료를 각 부위별로 건조한 뒤 무게를 측정한 결과 지상부에서 볏짚이 차지하는 비율이 51.2%로 가장 컸으며, 정조 48.8% > 현미 40.8% > 백미 36.5% > 왕겨 8.1% > 쌀겨 4.2% 순이었다(Table 4). 벼의 지상부로 흡수·이행된 중금속 중 63.3-93.4%는 볏짚에 존재하였으며, 정조에는 6.6-36.7%, 왕겨에는 0.6-5.7%, 현미에는 3.2-31.3%, 쌀겨에는 0.8-4.6%, 백미에는 1.1-26.7%가 분포하는 것으로 나타났다. 특히 지상부로 흡수된 카드뮴의 26.7-31.3%가 백미 또는

Table 3. Correlation of spearman rank order with paired levels of heavy metals among soil, rice straw, unhulled rice, rice hulls, brown rice, rice bran and white rice from produced in Top-rice area in 2006

Heavy metals in soil	Rice straw	Unhulled rice	Rice hulls	Brown rice	Rice bran	Polished rice
As	0.488**	0.374*	-0.008	0.394*	0.316	0.588
Cd	0.179	0.558**	0.214	0.575**	0.226	0.505**
Cu	0.146	0.092	-0.184	0.107	0.162	0.191
Pb	0.261	0.529**	0.143	0.408	0.622**	0.417**
Hg	0.243	0.439**	0.223	0.444**	0.372*	0.391*

* Values significantly different at $P < 0.05$ according to Spearman's rank correlation coefficient tests.
** Values significantly different at $P < 0.01$ according to Spearman's rank correlation coefficient tests.

Table 4. Relative distribution of heavy metal accumulated into the rice plant per hill

Item		Aboveground parts	Rice straw	Unhulled rice	Rice hulls	Brown rice	Rice bran	Polished rice
Dry weight (g)		77.457 ±11.971	39.641 ±5.731	37.815 ±6.926	6.242 ±1.306	31.573 ±5.632	3.291 ±0.552	28.282 ±5.547
Relative dry weight (%)		100	51.2±2.7	48.8±2.7	8.1±0.7	40.8±2.2	4.2±0.8	36.5±2.4
As	Uptaken (mg)	0.0459	0.0429	0.0030	0.0005	0.0025	0.0004	0.0022
	Rel. distribution (%)	100	93.4±1.8	6.6±1.8	1.1±0.2	5.5±2.3	0.8±2.9	4.7±2.7
Cd	Uptaken (mg)	0.0049	0.0031	0.0018	0.0003	0.0015	0.0002	0.0013
	Rel. distribution (%)	100	63.3±1.5	36.7±1.5	5.7±1.2	31.3±1.9	4.6±2.7	26.7±1.9.
Cu	Uptaken (mg)	0.1188	0.0807	0.0382	0.0027	0.0355	0.0050	0.0304
	Rel. distribution (%)	100	67.9±2.8	32.1±2.8	2.3±0.2	29.9±3.2	4.2±0.7	25.6±1.9
Pb	Uptaken (mg)	0.1109	0.1067	0.0042	0.0007	0.0035	0.0023	0.0012
	Rel. distribution (%)	100	96.2±1.0	3.8±1.0	0.6±0.1	3.2±0.4	2.1±0.6	1.1±0.5
Hg	Uptaken (mg)	0.0004	0.0004	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000
	Rel. distribution (%)	100	83.9±3.1	16.1±3.1	2.8±0.9	12.7±5.0	3.5±1.7	9.2±2.7

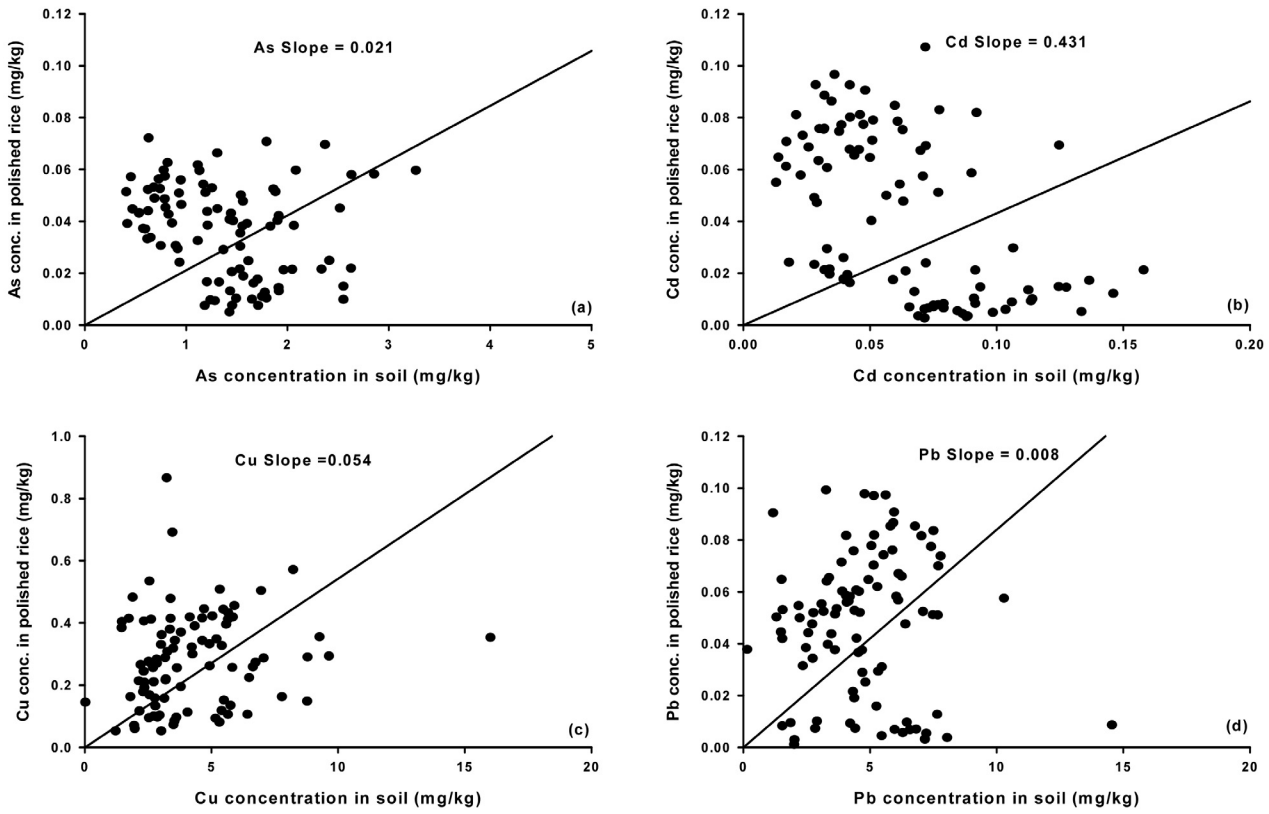

Fig. 2. Relationship of heavy metals concentrations between the polished rice and soil in Top-rice cultivation area.

현미에 분포하는 것에 유의할 필요가 있다. 이는 토양잔류 카드뮴이 다른 중금속들에 비해 쉽게 벼 체내로의 흡수이행됨을 시사한다고 할 수 있다.

토양잔류 중금속 함량과 백미 중 중금속 함량간에 유의한 1차 회귀식을 통계적으로 얻지는 못했지만 흡수기울기는 카드뮴(Cd 0.431) > 구리(Cu 0.054) ≒ 수은(Hg 0.052) > 비소(As 0.021) >> 납(Pb 0.008) 순으로 나타났다(Fig. 2). 흡수기울기가 크다는 것은 토양 중 중금속 함량에 따라 흡수이행 되는 정도가 크다는 것을 의미한다. 따라서 토양 중 카드뮴이 벼에 흡수되어 쌀로 쉽게 이행되어 축적될 가능성이 제

일 크며, 구리와 수은도 흡수이행될 가능성이 높을 것으로 예측되었고, 벼에 흡수된 비소와 납은 거의 쌀로 이행되지 않음을 알 수 있었다.

요 약

비오염 지역인 '06년 "탑라이스(Top-rice)" 생산단지 논토양에서 채취한 토양, 볏짚, 정조, 왕겨, 현미, 쌀겨 및 백미를 분석한 결과 다음과 같다. 논토양 중 비소 1.235 mg/kg, 카드뮴 0.094 mg/kg, 구리 4.412 mg/kg, 납 4.728 mg/kg 및 수은 0.0279 mg/kg으로 우리나라 토양환경보전법상 중금속 오염 우려 및 대책기준을 초과하는 지역은 없었다. 백미 중 비소 0.051 mg/kg, 카드뮴 0.040 mg/kg, 구리 0.345 mg/kg, 납 0.065 mg/kg 및 수은 0.0015 mg/kg으로 잔류허용기준을 초과하는 시료는 없었다. 벼에 흡수이행된 중금속은 대부분 볏짚에 높게 분포하였고 그 다음으로 쌀겨 부위가 약간 높게 분포 하였다. 그 밖에 정조, 왕겨, 현미 및 백미 중에는 비슷한 농도로 낮게 분포하는 것을 알 수 있었다. 토양 중 중금속과 백미 중 중금속간 흡수기울기는 카드뮴(Cd 0.431) > 구리(Cu 0.054) ≒ 수은(Hg 0.052) > 비소(As 0.021) >> 납(Pb 0.008) 순으로 토양 중 카드뮴이 벼에 흡수되어 쌀로 쉽게 이행되어 축적될 가능성이 제일 컸다. 벼에 흡수된 구리와 수은도 흡수이행이 용이하였고, 비소와 납은 거의 쌀로 이행되지 않았다.

벼의 지상부로 흡수이행된 중금속 중 63.3-93.4%는 볏짚에 존재하였으며, 정조에 6.6-36.7%, 왕겨에 0.6-5.7%, 현미에 3.2-31.3%, 쌀겨에 0.8-4.6% 그리고 백미에 1.1-26.7%가 분포하는 것으로 나타났다. 카드뮴의 경우 지상부로 흡수된 양의 26.7-31.3%가 백미 또는 현미에 분포하였다.

참고문헌

1. Kim, B. J., Ha, Y. L., Kim J. O. and Han, K. H. (1978) Influence of toxic heavy metals on germination of rice seeds and growth of rice seedling. *Korean J. Soil Sci. Fert*. 11(2), 119-126.
2. Ratcliffe, J. M. (1981) Lead in man and the environment. Ellis Horwood Series in Environmental Science, Chichester, John Wiley & Sons Ltd., New York, USA, p.34-56.
3. Hale, M. G. and Orcutt, D. M. (1987) The physiology of plants under stress. John Wiley & Sons Inc., New York, USA, p.77-92.
4. Jackson, P. J., Unkefer, P. J., Delhaize, E. and Robinson, N. J. (1990) Mechanisms of trace metal tolerance in plant. In Katterman F.(eds), Environmental injury to plants, Academic Press Inc., New York, USA, p.231-255.
5. Hassan, M. J., Zhu1, Z., Ahmad, B. and Mahmood, Q. (2006) Influence of cadmium toxicity on rice genotypes as affected by zinc, sulfur and nitrogen fertilizers. *Caspian J. Env. Sci.* 4(1), 1-8.
6. Grill, E., Gekeler, W., Winnacker, E-L. and Zenk, M. H. (1986) Homo-phytochelatins are heavy metal-binding peptides of homo-glutathione containing Fabales. *FEBS Lett*. 205, 47–50.
7. Robinson, N. J. and Jackson, P. J. (1986) "Metallothio-like" metal complexes in angiosperms: their structure and function. *Physical Plant* 67, 499-506.
8. 宮島信夫 (1983) 日本による公害の歴史と環境計量證明事業の現狀に関する. 技術士 16(4), 74-77.
9. Adriano, D. C. (1992) Biogeochemistry of trace metals. Lewis publishers.
10. Lee, J. S., Chon, H. T. and Kim, K. W. (1998) Geochemical behaviour of toxic elements in soils and plants in areas underlain by black shales and slates of the Okchon zone, Korea. *Korean J. Mineral and Energy Resources Engineers* 35(3), 287-300.
11. Smith, S.R. (1996) Agricultural recycling of sewage sludge and the environment, WRC Marlow Bucking-hamshire, UK.
12. Kitagishi, K. and Yamane I. (1981) Heavy metal pollution in soil of Japan. Japan Scientific Societies Press, Tokyo.
13. Naidu, R. R. S., Kookana, M. E., Summer, R. D. Harter and Tiller, K. G. (1997) Cadmium sorption and transport in variable charge soils: a review. *J. Environ. Qual*. 26, 602-617.
14. Lee, D. G. and Lim, G. T. (1977) Heavy metals in the rice paddy soil of Kyung Nam district. *Korean J. Food Sci. Nutr.* 6(1), 73-79.
15. Kim, M. K., Kim, W. L., Jung G. B., Park K. L., Yun S. G., and Eom K. C. (2004) Effect of lime and humic acid on the cadmium availibility and its uptake by rice in paddy soils. *Korean J. Environ. Agri.* 23(1), 28-33.
16. Kim S. J. (1983) Effects on the growth, yield and uptake of the rice plant related to concentration of heavy metals (Cd, Pb, Cr, Cu, Zu, Mn, Ni) in paddy soil. *Wonkwang These* 17(2), 173-192.
17. Deng, H., Ye, Z. H. and Wong, M. H. (2004) Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal contaminated sites in China. *Environ. Pollut.* 132, 29-40.
18. Liu, H., Probst, A. and Liao, B. (2005) Metal contamination of soils and crops affected by the

Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). *Sci. of the Total Environ.* 339, 153-166.
19. Kashem, M. A. and Singh, B. R. (2001) Metal availability in contaminated soils: I. Effects of flooding and organic matter on changes in Eh, pH and solubility of Cd, Ni and Zn. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61, 247-255.
20. Walker, D. J., Clemente, R. and Bernal, M. P. (2004) Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere* 57, 215-224.
21. Clemente, R., Walker, D. J. and Bernal, M. P. (2005) Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): The effect of soil amendments. *Enviro. Pollut.* 138, 46-58.
22. 박용하 (1994) 휴폐광 금속광산지역의 오염관리대책. 한국환경기술개발원 보고서, 5-14.
23. 농업과학기술원 (2000) 토양 및 식물체 분석법.
24. Ministry of Environment (2003) Soil environmental conservation act. 3-23. http://www.me.go.kr
25. EPA (1998) Method 6020a Induced coupled plasma-mass spectrometry. U.S. Environmental Protection Agency.
26. Talbot, J. and Weiss, A. (1994) Laboratory methods for ICP-MS analysis of trace metals in precipitation. Hazardous Materials Lab. Hazardous Waste Research and Information Center. Champaign, Illinois, USA.
27. EPA (1998) Method 7473 Mercury in solid and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry. U.S. Environmental Protection Agency.
28. Park, S. W., Yang J. S., Kim, J. K., Park, B. J., Kim, W. I., Cho, J. H., Kwon, O. K. and Ryu, G. H. (2008) Mercury contents of paddy soil in Korea and its uptake to rice plant. *J. Fd Hyg. Safety* 23(1), 6-14.
29. Park, S. W., Yoon, M. Y., Kim, J. K., Park, B. J., Kim, W. I., Shin, J. D., Kwon, O. K. and Chung D.H. (2008) Rice safety and heavy metal contents in the soil on "Top-Rice" cultivation area. *J. Fd Hyg. Safety* 23(3), 239-247.
30. Brooks, R. R. (1983) Biological methods of protecting for minerals. John Wiley & Sons, New York, USA, p321.
31. Fergusson J. E. (1990) The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press, Oxford, UK
32. Liu, W. X., Shen, L. F., Liu, J. W. and Wang, Y. W. (2007) Uptake of toxic heavy metals by rice (*Oryza sativa* L.) cultivated in the agricultural soil near Zhengzhou city, people's republic of China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 79, 209–213.
33. Abedin, M. J., Feldmann, J. and Meharg, A. A. (2002) Uptake kinetics of arsenic species in rice plants. *Plant Physiology* 128, 1120–1128.
34. Meharg, A. A. and Jardine L. (2003) Arsenite transport into paddy rice (*Oryza sativa*) roots. *New Phytologist* 157, 39-44.
35. Lee, T. S. and Lee, Y. W. (1982) A study on translocation of heavy metals in rice. *Korean J. Publ. Health* 8(2), 39-46.
36. Muramoto, S. (1990) Comparison of metal uptake between glutinous and non-glutinous rice for cadmium chloride, oxide and sulfide at the critical levels. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 45, 415-421.
37. He, J. Y., Zhu, C., Ren, Y. F., Jiang, D. A. and Sun, Z.X. (2007) Root morphology and cadmium uptake kinetics of the cadmium-sensitive rice mutant. *Biologia Plantarum* 51(4), 791-794.
38. Liu, J., Qian, M., Cai, G., Yang, J. and Zhu, Q. (2007) Uptake and translocation of Cd in different rice cultivars and the relation with Cd accumulation in rice grain. *J. Hazard. Materials* 143, 443–447.
39. Koshino, M. (1973) Cadmium uptake by rice plant and wheat as affected by the application of phosphate and several metal elements. *Bull. Nat'l Agric. Exp. Stn.* B24, 1-51. (in Japanese)
40. Muramoto, S. (1989) Hevy metal tolerance of rice plants (*Oryza sativa* L.) to some metal oxides at the critical levels. *J. Environ. Sci. Health* 24, 559-568.
41. Rahaman, A. K. M. M., Alam, M. S., Mian, M. J. A. and Haque, M. E. (2007) Effect of different fertilizers on concentration and uptake of cadmium by rice plant. *J. Agric. Res.* 45(2), 129-134.
42. Arao, T. and Ishikawa, S. (2006) Genotypic differences in cadmium concentration and distribution of soybean and rice. *JARQ* 40(1), 21–30.
43. Alloway, B. J. (1995) "Heavy metals in soils" 2nd ed. Blackie Academic & Professional, Glasgow, UK.
44. Chen, Z. S. (2000) Relationship between heavy metal concentrations in soils of Taiwan and uptake by crops. Food & Fertilizer Technology Center for the Asian and Pacific Region, Taipei, Taiwan. (http://www.agnet.org/library/tb/149/)