

카드뮴과 납의 다경로 노출량 추정 및 통합 위해성 평가

유창우¹ · 권훈정^{1,2*}

¹서울대학교 식품영양학과, ²서울대학교 생활과학연구소

Estimation of Multi-Route Exposure and Aggregated Risk Assessment for Cadmium and Lead

Changwoo Yu¹, Hoonjeong Kwon^{1,2*}

¹Department of Food and Nutrition, Seoul National University, Seoul, Korea

²Research Institute of Human Ecology, Seoul National University, Seoul, Korea

(Received December 23, 2019/Revised February 4, 2020/Accepted November 23, 2020)

ABSTRACT - Exposure to hazardous substances occurs through multiple pathways. Aggregated risk assessment, which includes all potential exposure pathways to a single toxicant, is necessary to prevent exposure to harmful substances. We aimed to estimate cadmium and lead exposure through various media, such as food, water, air, smoking, cosmetics, and female hygiene products. This study covered 10,733 subjects from the Seventh Korea National Health and Nutrition Examination Survey(2016, 2017). Dietary exposure was estimated using 24-hour recall data. For water and inhalational exposure, regional variations were considered. Water was classified as tap, bottled, and public water. Inhalational exposure was estimated using the ‘2014 Time Use Survey’ based on daily lifestyle and social status. The frequency and volume of cosmetic usage were randomly approximated by sex and age. Post-menarcheal and premenopausal women were assumed to use feminine hygiene products. Non-carcinogenic aggregated risks were estimated using the Aggregate Risk Index from EPAs and the Total Exposure Hazard Index from Korean government guidelines. For carcinogenic risk assessment, excessive cancer risk was estimated. Ingestion, especially food, was the major route for both cadmium and lead exposure. Smoking was also associated with high cadmium exposure. Exposure to lead from cosmetics was remarkable but not critical. In aggregate risk assessments, median cadmium and lead exposure did not exceed the reference value. Sex, age, smoking status, and income affected exposure levels, unlike to regional variations.

Key words : Cadmium, Lead, Exposure estimation, Aggregated risk assessment

유해물질은 음식이나 물과 같이 경구를 통해 섭취되거나, 호흡 및 피부를 통해 흡수되는 등 그 유입 경로가 매우 다양하므로, 다경로(multi-media) 노출 혹은 통합(Aggregated) 노출의 범주로 국내외에서 지속적으로 연구되어왔다. 그 중 카드뮴과 납은 비의도적 오염물질로써 일상 중 흔하게 검출될 수 있다. 카드뮴과 납의 주요 노출

경로는 식품으로 알려져 있으며^{1,2)}, 물과 호흡을 통한 공기 또한 주요한 노출 경로이다^{3,4)}. 특히 흡연 시 높은 농도의 카드뮴에 노출될 수 있으며⁵⁾ 화장품에 포함된 납이 피부를 통해 흡수되어 혈 중 납 농도를 높일 수 있다는 연구 결과도 발표되었다⁶⁾. 국제암연구기관(International Agency for Research on Cancer, IARC)은 폐암, 신장암과 전립선암 발생에 영향을 미친다는 점을 근거로 카드뮴을 ‘carcinogenic to human’인 1급 발암물질로 분류하였다⁷⁾. 카드뮴은 발암성 외에도 주로 신장에 축적되어 요단백증 등의 신장독성을 나타낸다¹⁾. 또한 무기 납의 경우, IARC는 유전독성을 근거로 ‘possibly carcinogenic to humans’인 2B 등급으로 분류하였다⁸⁾. 여러 노출 경로를 통해 흡수된 납은 혈 중 납 농도를 높이며, 이는 신경, 인지 장애 등의 독성을 나타내는 것으로 알려져있다⁹⁾.

*Correspondence to: Hoonjeong Kwon, Department of Food and Nutrition, Seoul National University, 1 Gwanak-ro, Gwanak-gu, Seoul 08826, Korea
Tel: +82-2-880-6835, Fax: +82-2-884-0305
E-mail: hjkwon@snu.ac.kr

Copyright © The Korean Society of Food Hygiene and Safety. All rights reserved. The Journal of Food Hygiene and Safety is an Open-Access journal distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License(<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

카드뮴과 납의 단일 경로 노출 연구는 쉽게 찾아볼 수 있으나, 다경로 노출 연구는 제한적으로 이루어졌다. 미국의 국민환경노출조사(National human exposure assessment survey, NHEXAS)를 바탕으로 Clayton 등¹⁰⁾은 경로 별 납 등 유해물질의 농도를 보고하였으며, 혈액, 소변 등의 생체지표와의 상관관계를 분석하였으나, 대상자 개개인의 노출량을 계산하지 않았다. Eleonora 등¹¹⁾는 폴란드 내 카드뮴, 납 등의 중금속으로 오염된 광산 주변 환경에 대해 흡기 및 경구 노출에 대한 위해평가를 실시하였다. 다만, 식품, 지하수 등을 고려하지 않고 토양 중 중금속 농도만을 이용하여 위해평가를 실시하였으며, 전체 인구에 대한 평가는 이루어지지 않았다. 국내의 경우 Jeong 등¹²⁾은 유해물질 25종의 관리 우선순위를 제시하였으나 실제 노출량 및 위해평가는 이루어지지 않았다. Kwon¹³⁾은 식품, 한약, 건강기능식품 등을 통한 납과 카드뮴의 경구 노출량을 계산하였으나 흡기, 경피 노출 등과 같은 다른 노출 경로는 고려하지 않았다. Oh 등¹⁴⁾은 식품, 공기, 물에 대한 모니터링 자료를 실측하여 노출량 평가를 실시하였다. 다경로 노출에 대해 개인의 생활 환경 자료를 실측하여 노출량을 계산하고, 식품의 전체 기여율을 고려하였으나 표본 수가 적고 위해평가로 이어지지 못하였다.

이러한 제한점을 바탕으로 본 연구에서는 대한민국 국민 개개인에 대한 경로 별 노출 추정량을 개략적으로 구하고, 위해평가를 수행하고자 하였다. 2016-2017년 제7기 국민건강영양조사 자료를 이용하여 식품, 물, 호흡, 담배, 화장품, 여성용 위생용품을 통한 카드뮴과 납의 노출 추정량을 구하였다. 노출 경로 별 카드뮴, 납의 농도는 ‘식품 중 중금속 안전관리 연구’¹⁵⁾ 등 과 같이 기존에 발표된 논문, 국가 보고서, 데이터 베이스 등을 참고하였다. 이 후 2016, 2017년 국민건강영양조사¹⁶⁾를 바탕으로 개인 별 노출 시나리오를 구성한 후, 통합 노출 추정량을 구하여 주요 노출원을 확인하였다. 또한 통합 위해평가를 실시하여 다경로 노출의 위해 수준을 확인하였다. 마지막으로 대상자를 특성에 따라 집단 간 노출 추정량의 차이점, 혹은 특이사항이 존재하는지 확인하고자 하였다.

Materials and Methods

노출량 추정 대상자 선정

노출량 추정을 위해 2016, 2017년의 7기 국민건강영양조사¹⁶⁾에 참여한 12세 이상을 대상으로 하였으며, 나이, 직업을 바탕으로 9개 그룹으로 분류하였다. 초, 중, 고등학생의 경우 재학 여부를 기준으로 분류하였으며 현재 대학에 재학 중인 인원은 취업 여부와 관계없이 대학생으로 분류하였다. 20세 이상의 학생이 아니며, 직장이 없는 인원은 자택근무로 분류하였으며, 그 중 65세 이상은 노년으로 따로 구분하였다. 직장인의 경우, 표준직업분류코드

에 따라 실내, 실외, 실내외 노동자로 구분하였다. 이 외에도 성별, 체중, 월경 여부, 직업, 거주 지역, 흡연 여부와 간접 흡연 노출 상태¹⁷⁾ 등의 자료와 식품 24시간 회상 자료를 수집, 분석하여 최종적으로 10,733명에 대해 경로 별 노출량 추정 및 통합 위해평가를 실시하였다.

농도 자료 수집

본 연구에서는 기 보고된 다양한 논문과 보고서의 평균 농도 자료를 인용하여 노출량을 추정하였다. 조사대상 시료의 60% 이상이 불검출일 때 농도를 0으로 계산하는 것은 노출 추정량을 과소평가할 우려가 있다¹⁸⁾. 따라서 불검출에 각각 0과 검출 한계의 1/2값을 적용하여 노출 추정량을 구하였으며, 각각의 경우를 하한값(Lower bound, LB)과, 상한값(Upper bound, UB)으로 나타내었다.

식품

식품군 별 카드뮴, 납의 농도는 2016년 보고된 ‘식품 중 중금속 안전관리 연구’의 연구결과¹⁵⁾를 인용하였다. 568종의 농, 수, 축산물과 가공식품의 평균 중금속 농도를 24시간 회상 자료의 3차 식품코드와 매칭하여 식품 중 노출 추정량을 구하였다.

물

환경부는 먹는 물에 대해 수도물, 먹는 샘물, 먹는 염지하수, 먹는 해양 심층수로 분류하여 규제하고 있다¹⁹⁾. 이를 바탕으로 본 연구에서는 먹는 물의 중금속 농도 자료를 수도물, 생수, 그리고 지하수, 약수 등의 먹는 물 공동시설의 3 종류로 구분하였다. 각 농도 자료는 시도와 조사 년도에 따라 수집하였다.

수도물의 카드뮴, 납 농도 자료는 시도별로 매년 발간되는 수도물 품질보고서를 참고하였다^{20,43)}. 세종, 제주시를 포함한 8개의 광역, 특별시와 각 도 별 인구 상위 2개 도시의 카드뮴, 납 농도 평균값을 사용하였다. 생수의 카드뮴, 납 농도자료는 국립환경과학원에서 발표한 2017년 먹는 샘물 검사 결과를 참조하였다⁴⁴⁾. 다만, 2017년 자료만 공개되었고, 그 결과는 모두 불검출이었으므로, 2016년 생수내의 카드뮴, 납 농도 또한 불검출로 가정하였다. 먹는 물 공동시설에는 약수와 음용 가능한 지하수를 포함하였다^{45,47)}.

공기 및 담배

실외와 실내의 공기 중 카드뮴 및 납 농도를 각각 고려하였다. 실외의 경우, 물과 동일하게 지역별로 농도를 적용하였다. 매년 발간되는 대기환경연보^{48,49)}를 참고하여 각 시도의 연평균을 사용하였다. 다만, 세종시와 제주시의 카드뮴, 납 농도는 측정되지 않아, 가장 가까운 지역인 대전시와 전라남도의 검출 결과를 적용하였다. 실내의 카드뮴,

납 농도 자료는 ‘산모와 영유아의 환경유해인자 노출 및 건강 영향 연구’⁵⁰⁾에서 발표된 값을 사용하였다. 실내와 실외가 명확히 구분되지 않은 경우 실외, 실내의 평균값을 사용하였다.

2017년에 발표된 식약처 보도자료에서 주류연 중 카드뮴과 납은 모두 정량 한계 이하로 검출되었다. 따라서 주류연 시험법에 기재된 정량 한계의 1/2를 카드뮴, 납의 농도로 사용하였다^{51,52)}. 또한 부류연 중 카드뮴, 납의 농도는 2013년 식품의약품안전처 연구 보고서의 결과를 참고하였다⁵³⁾.

화장품 및 여성 위생용품

화장품의 카드뮴, 납 농도는 2018년 연구 보고서인 ‘유통화장품 안전관리 연구’와 ‘화장품 위해평가 가이드라인’을 참조하였다^{54,55)}. 눈 화장용 메이크업 제품, 색조 화장용 메이크업 제품, 사용 후 씻어내지 않는 두발 및 기초 화장용 제품, 인체 세정용 제품, 사용 후 씻어내는 인체 세정 및 두발용 제품, 손발톱용 제품 등 총 7가지 제품군의 평균 함량을 적용하였다. 여성용 위생용품 내 카드뮴, 납의 농도는 물에 용출되는 중금속의 농도를 적용하였다⁵⁶⁾.

노출 시나리오

각 대상자 p에 대해 경로에 대한 노출량을 추정하였다. 앞서 언급한 바와 같이 물과 호흡은 거주 지역 r을 고려하여 지역에 해당하는 중금속 농도를 적용하였다. 추정된 노출 추정량은 체중(bw_p)으로 나누어 표기하였다.

식품

식품을 통한 노출 추정량(E_{fp})은 국민건강영양조사 24시간 회상자료의 식품섭취량과 식품 코드 별 농도를 매칭하여 구하였다(Equation 1). 육수와 같이 물을 사용하는 식품은 그 무게를 보정하였으며(α_i), 영양제나 건강보조식품은 추정에서 제외하였다.

$$E_{fp} = \sum_i \left(\frac{FC_i \times FI_i \times \alpha_i}{bw_p} \right) \quad (1)$$

E_{fp} : 식품을 통한 카드뮴, 납 노출 추정량($\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}$)

FC_i : 식품 i의 카드뮴, 납 농도($\mu\text{g}/\text{g}$)

FI_i : 대상자 p의 식품 i 섭취량(g)

bw_p : 대상자 p의 체중(kg)

α_i : 육수 무게 보정 계수

물

물을 통한 노출 추정량(E_{wp})은 마신 물과 조리 시 사용된 물로 구분하였다. 마신 물(WI_d)의 양은 컵 단위로 조사된 국민건강영양조사의 결과를 이용하였다. 조리 시 사용된 물(WI_f)의 양은 24시간 회상 자료 내 음식 섭취량에

서 재료 무게를 제외한 무게가 조리 시 사용한 물의 양이며 1g의 물은 1mL와 동일하다고 가정하였다. 섭취 패턴은 앞서 언급한 수도물, 생수, 먹는 물 공동시설의 세 가지 섭취 집단으로 나누어 고려하였다. 2016년에 발표된 설문조사를 바탕으로⁵⁷⁾, 전체 대상자의 49.4%가 수도물을, 47.4%가 먹는 샘물을, 3.2%가 먹는 물 공동시설의 물을 섭취한다고 가정하여 각 대상자를 비율에 따라 무작위적으로 분류하였다. 이 후 지역과 조사 년도에 따른 물의 카드뮴, 납 농도(WC_r)를 적용하였다 (Equation 2).

$$E_{wp} = \frac{WC_r \times (WI_d \times 200 + WI_f)}{bw_p} \quad (2)$$

E_{wp} : 물을 통한 카드뮴, 납 노출 추정량($\mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}$)

WC_r : 지역 r의 물 중 카드뮴, 납 농도($\mu\text{g}/\text{ml}$)

WI_d : 마시는 물의 양(cup)

WI_f : 조리식품을 통해 섭취하는 물의 양(ml)

bw_p : 대상자 p의 체중(kg)

호흡 및 흡연

호흡을 통한 개인의 노출 추정량(E_{ap})을 고려하기 위해, 2014 생활시간조사를 사용하였다⁵⁸⁾. 성별과 집단별로 수면, 식사, 개인유지, 이동, 가정관리, 가족 돌보기, 여가, 일(학습)의 8개 행동군 생활 시간을 적용하였다. 수면(T_{slp})과 식사, 개인유지, 가정관리 및 가족 돌보기 활동은 실내 활동 시간(T_{in})으로, 여가, 학습은 실내외의 활동 시간($T_{in/out}$)으로 분류하였으며, 이동은 실외 활동 시간(T_{out})으로 분류하였다. 일의 경우 직장에 따라 다르게 적용하였다. 각 활동 종류에 따라 수면(AC_{slp}) 및 실내(AC_{in}), 실내외($AC_{in/out}$), 실외(AC_{out})상황에서의 공기 중 카드뮴, 납 농도를 적용하였다.

본 연구에서는 호흡률을 휴식(안정), 저강도(IR_{L1}), 중강도(IR_{M1}), 고강도(IR_{H1})의 4단계로 나누었다. 수면 시에는 휴식 시의 호흡률을 적용하였으며(IR_{slp}), 실내 활동의 경우 저강도의 호흡률(IR_{in})을 적용하였다. 또한 이동, 즉 실외 활동 시에는 중강도의 호흡률(IR_{out})을 사용하였다. 개 개인의 활동량 차이를 고려하고자 국민건강영양조사에서 개략적으로 제공하는 고강도(T_{H1}), 중강도(T_{M1}), 휴식 시간(T_{L1})을 바탕으로 평균적인 호흡률을 계산하였다($IR_{in/out}$) (Equation 3, 4).

담배의 경우 흡연과 간접흡연에 의한 노출을 모두 고려하였다. 노출 시나리오는 호흡의 노출 시나리오와 동일하나 공공장소나, 직장에서 간접 흡연에 의한 공기 중 중금속 농도 변화(ETS_k)와 그로 인한 노출을 고려하였다. (Equation 5) 흡연자 가정의 공기 중 카드뮴 농도는 비흡연자의 경우에 비해 $0.0007 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 높은 것으로 보고되었다⁵⁹⁾. 따라서 실내외 구분 없이, ETS는 공기 중 카드뮴의 농도를 $0.0007 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 높이는 것으로 가정하였다. 반면, ETS에 의한 납의 농도 변화는 아직까지 보고된 바 없다. 따라서

ETS는 17%의 주류연과 83%의 부류연으로 구성된다는 연구 결과⁶⁰⁾를 바탕으로 납의 농도 변화를 계산하였다. 따라서 ETS에 의한 납의 농도 변화는 약 0.0004 µg/m³로 가정하였다(Equation 6). 직접 흡연에 의한 노출은 주류연에 포함된 모든 카드뮴, 납에 노출되는 것으로 가정하였으며, 일일 흡연 담배 개비 수를 곱하여 노출 추정량을 구하였다.

$$IR_{in/out} = \frac{(T_{HI} \times IR_{HI}) + (T_{MI} \times IR_{MI}) + (T_{LI} \times IR_{LI})}{T_{sum}} \quad (3)$$

$$\sum_k E_{ap} = \frac{(IR_k \times T_k \times AC_k)}{bw_p} \quad k \ni \{slp, in, in/out, out\} \quad (4)$$

$$\sum_k E_{ssp} = \frac{(IR_k \times T_k \times ETS_k)}{bw_p} \quad k \ni \{slp, in, in/out, out\} \quad (5)$$

$$(Cd_{ETS} = 0.0008): 0.13 \times Cd_{MS} + 0.87 \times Cd_{SS} \\ = Pb_{ETS}: 0.13 \times Pb_{MS} + 0.87 \times Pb_{SS} \quad (6)$$

- IR_k: 호흡률(m³/hr)
- T_k: 활동 시간(hr)
- E_{ap}: 공기를 통한 카드뮴, 납 노출 추정량(µg/kg·bw/day)
- E_{ssp}: 간접 흡연을 통한 카드뮴, 납 노출 추정량(µg/kg·bw/day)
- AC_k: 공기 중 카드뮴, 납 농도(µg/m³)
- ETS_k: 간접 흡연을 통한 카드뮴, 납 노출 농도(µg/m³)
- Cd_{ETS}: 간접 흡연을 통한 카드뮴 농도(µg/m³)
- Cd_{MS}: 주류연 중 카드뮴 농도(µg/m³)
- Cd_{SS}: 부류연 중 카드뮴 농도(µg/m³)
- Pb_{ETS}: 간접 흡연을 통한 납 농도(µg/m³)
- Pb_{MS}: 주류연 중 납 농도(µg/m³)
- Pb_{SS}: 부류연 중 납 농도(µg/m³)
- bw_p: 대상자 p의 체중(kg)

화장품 및 여성 위생용품

화장품을 통한 전신 노출 추정량(E_{cp})은 화장품의 사용 패턴을 바탕으로 계산하였다(Equation 7). 2014년 식품의약품안전처 보고서⁶¹⁾에서 조사된 67종의 화장품의 사용 비율과 일일 사용량 및 사용 빈도를 바탕으로 20대 이상의 성인을 화장품군 사용 비율에 따라 사용군과 미사용군, 두 개의 집단으로 무작위적으로 배정하였다. 67종의 화장품은 앞서 언급한 7개의 제품군으로 나뉘어 사용량과 빈도를 곱하여 각 제품군의 일일 총 사용량(CU_j)을 가정하였고 이를 제품군의 평균 농도(CC_j)와 곱하여 화장품을 통한 총 노출 추정량을 구하였다. 씻어내는 화장품에는 잔류계수(β_j)로써 0.01을 적용하였다⁶²⁾. 또한 물티슈의 경우, 실 사용량이 제시되어 있지 않았으나, 보수적 접근을 위해 4.57 g/day의 사용량을 가정하였다⁵⁵⁾.

여성 위생용품을 통한 중금속 노출(E_{hp}) 또한 화장품과 유사한 방식으로 접근하였다. (Equation 8) 식품의약품안전처 보도자료를 배경으로⁶³⁾, 월경 중인 여성의 88%가 생

리대를, 나머지 12%가 탐폰을 사용하는 것으로 가정하여 무작위적으로 두 집단으로 분류하였다. 평균적으로 한 달 중 7일 동안 일일 7.5개의 여성용 위생용품이 사용되는 것으로 보고되었다⁶⁴⁾. 이는 한 달 동안 52.5개를 사용하는 것이며, 한 달을 30일로 가정하여 매일 1.75개를 사용하는 것으로 일일 노출 추정량을 계산하였다(HU_{hp}). 이 후 물에 용출되는 중금속 농도(HC_{hp})를 적용하였다.

$$E_{cp} = \sum \left(\frac{CC_j \times CU_j \times \beta_j}{bw_p} \right) \quad (7)$$

$$E_{hp} = \frac{HC_{hp} \times HU_{hp}}{bw_p} \quad (8)$$

- E_{cp}: 화장품을 통한 카드뮴, 납 노출 추정량(µg/kg·bw/day)
- CC_j: 화장품 중 카드뮴, 납 농도(µg/g)
- CU_j: 화장품 j 사용량(g)
- β_j: 화장품 j 잔류 계수
- E_{hp}: 여성용 위생용품을 통한 노출 추정량(µg/kg·bw/day)
- HC_{hp}: 여성용 위생용품 중 카드뮴, 납 농도(µg/g)
- HU_{hp}: 여성용 위생용품 사용량(g)
- bw_p: 대상자 p의 체중(kg)

통합 위해평가

통합 위해평가는 UB와 LB에 대해 각각 실시되었다. 비 발암성 통합 위해평가는 미국 환경보호청(Environmental protection agency, EPA)⁴⁾의 통합위해지수(Aggregated Risk Index, ARI)(Equation 9, 10)와 국내 식품의약품안전평가원²⁾의 총노출위해지수(Total Exposure Hazard Index, TEHI)를 이용하였다(Equation 11, 12). EPA는 ARI가 1 이하, 식품의약품안전평가원은 TEHI가 1 이상 인 경우를 위해 우려가 있는 수준으로 제시하였다. 발암성 통합 위해평가의 경우 노출 경로 별 slope factor를 이용하여 초과발암위해도를 산정하였다(Equation 13). 식품의약품안전평가원에서는 초과발암위해도의 총 합이 10⁻⁶과 10⁻⁴ 사이가, 국민 건강 보호에 적절한 수준이라고 언급하였으므로⁶⁶⁾, 본 연구도 동일하게 적용하였다.

$$Risk\ Index\ (RI) = Margin\ of\ Exposure/Uncertainty\ factor \quad (9)$$

$$Aggregated\ Risk\ Index = 1/\frac{1}{RI_1} + \frac{1}{RI_2} + \dots + \frac{1}{RI_n} \quad (10)$$

$$Hazard\ Index\ (HI) = Daily\ exposure\ level/Reference\ dose \quad (11)$$

$$Total\ Exposure\ Hazard\ Index = HI_1 + HI_2 + \dots + HI_n \quad (12)$$

$$Excess\ Cancer\ Risk = Daily\ exposure\ level \times Slope\ factor \quad (13)$$

카드뮴의 경구, 흡기 독성값은 미국 환경보건위해성평가국(Office of environmental health hazard assessment, OEHHA)의 참고노출량(Reference Exposure Level, REL)

인 0.5 µg/kg bw/day, 0.02 µg/m³을 각각 사용하였다⁶⁷⁾. 경구와 흡기 REL 모두 장기 노출 시 심각한 단백뇨를 유발하는 경우에 대한 최대무독성용량(No Observed Adverse Effect Level, NOAEL)을 기준으로 설정되었다. 경피 독성은 연구가 제한적이거나, 유럽화학물질청(European chemicals agency, ECHA)에서는 1 µg/day의 내적용량을 보수적인 위해평가 지표로서 제시하고 있다⁶⁸⁾. 따라서 본 연구에서도 경피 노출에 대한 0.3%의 카드뮴 흡수율⁶⁹⁾을 적용하여 위해성 평가를 진행하였다. 카드뮴의 slope factor는 흡기 노출에 대해서만 설정되어 있으므로, 발암성에 대한 통합 위해평가를 수행할 수 없었다.

납의 흡기 노출 독성값은 EPA의 대기환경기준(National Ambient Air Quality Standards, NAAQS)의 lead primary & secondary standard⁷⁰⁾값인 0.15 µg/m³를, 경구 노출 독성값은 BMDL₁₀인 0.63 µg/kg bw/day를 사용하여 위해평가를 진행하였다⁷¹⁾. 경피 독성은 보고된 바가 없었으므로 흡수율을 고려한 내적 용량으로써 경구 노출 독성값을 사용

하였다⁷²⁾. 경구, 흡기 발암력으로는 OEHHA에서 발표한 경구, 흡기 slope factor를 사용하였다⁷³⁾.

통계 분석

통계 분석은 IBM사의 SPSS statistics 25를 이용하였다. 집단 간의 노출 추정량 차이를 확인하기 위해 두 개의 집단의 경우 Mann-Whitney U 분석을, 세 개 이상의 집단인 경우 Kruskal-Wallis 분산분석을 실시하였다. Bonferroni correction method를 적용하여 쌍체 비교 사후 검정을 실시하였다. 유의 수준 0.05에서 통계분석을 실시하였다.

Results and Discussion

노출량 추정

노출 추정량은 µg/kg bw/day로 표기하였다(Table 1, 2). 또한 전체 노출 추정량 중 각 노출 경로가 차지하는 백분율과 그 비율을 표로 나타내었다(Table 3). 카드뮴과 납 모

Table 1. Estimated cadmium exposure levels by each medium

	N		Mean	Min	50th	95th	Max
(µg/kg·bw/day)							
Oral							
Sum	10733	LB ¹⁾	0.2793	0.0006	0.1628	0.9736	9.8252
		UB ²⁾	0.3225	0.0145	0.2000	1.0480	9.8512
Food	10733	LB	0.2793	0.0006	0.1628	0.9736	9.8252
		UB	0.2933	0.0016	0.1690	1.0153	9.8305
Water	10733	LB	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0055
		UB	0.0292	0.0019	0.0273	0.0509	0.1361
Inhalation							
Sum	10733	LB	0.0016	0.0000	0.0001	0.0120	0.0386
		UB	0.0016	0.0000	0.0001	0.0120	0.0386
Respiratory	10733	LB	0.0001	0.0000	0.0001	0.0002	0.0006
		UB	0.0001	0.0000	0.0001	0.0002	0.0006
Second-hand smoking	3915		0.0001	0.0000	0.0001	0.0002	0.0003
Smoking	1633		0.0097	0.0005	0.0090	0.0196	0.0383
Dermal							
Sum	10282		0.0051	0.0000	0.0052	0.0093	0.0156
Cosmetics	9938		0.0053	0.0006	0.0053	0.0093	0.0156
Hygiene products	3148		0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0001

1) LB : Lower Bound.

2) UB : Upper Bound.

Table 2. Estimated lead exposure levels by each medium

		N		Mean	Min	50th	95th	Max
		(µg/kg·bw/day)						
Oral								
Sum		10733	LB	0.3318	0.0005	0.1751	0.9012	42.3852
			UB	0.4097	0.0263	0.2572	0.9964	42.4730
Food		10733	LB	0.3317	0.0005	0.1749	0.9005	42.3852
			UB	0.3367	0.0007	0.1802	0.9078	42.3895
Water		10733	LB	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0741
			UB	0.0730	0.0048	0.0683	0.1275	0.3403
Inhalation								
Sum		10733		0.0035	0.0003	0.0020	0.0140	0.0401
Respiratory		10733		0.0021	0.0003	0.0018	0.0044	0.0110
Second-hand smoking		3915		0.0001	0.0000	0.0001	0.0001	0.0001
Smoking		1633		0.0097	0.0005	0.0090	0.0196	0.0383
Dermal								
Sum		10282		0.0529	0.0000	0.0535	0.0884	0.1430
Cosmetics		9938		0.0545	0.0153	0.0547	0.0883	0.1430
Hygiene products				0.0006	0.0000	0.0007	0.0009	0.0013

1) LB : Lower Bound.

2) UB : Upper Bound.

두 경구를 통한 노출 추정량이 가장 높게 나타났다. 특히 식품의 UB를 적용한 노출 추정량은 물에서의 노출 추정량에 비해 약 10배였다. 흡기 노출은 담배에 의한 영향이 대부분을 차지하였으며, 화장품을 통한 경피 노출은 특히 납에서 높은 노출 추정량을 보였다.

식품의 평균 노출 추정량은 카드뮴의 경우 전체 노출 추정량의 83%, 납은 60%를 차지하였다. 식품의약품안전처에서 발간한 위해평가 보고서에서의 평균 카드뮴 섭취량은 0.292 µg/kg·bw/day로, 본 연구에서 LB를 적용한 식품의 평균 노출 추정량인 0.279 µg/kg·bw/day와 유사한 값을 보였다⁷⁴⁾. 반면, 본 연구의 납 노출 추정량은 0.337 µg/kg·bw/day로, 기존에 발표된 0.210 µg/kg·bw/day에 비해 1.5배 이상 높게 나타났다⁷⁵⁾. 이는 뼈를 이용한 육수에 의해 기인하였는데, 본 연구에서는 육수를 끓일 때 재료 중 납이 모두 용출된다고 가정하였기 때문이다. 물의 카드뮴 및 납의 농도는 대부분 불검출이며, 따라서 LB와 UB를 각각 적용한 노출 추정량과 백분율이 큰 차이를 보였다. WHO는 일반적으로 물을 통한 카드뮴과 납의 노출이 각

각 2.0, 3.8 µg/day 이하라고 보고하였다^{3,4)}. 본 연구 결과와 비교한 경우, 카드뮴은 이와 비슷한 수준이었으나 납은 보다 높게 추정되었다.

호흡을 통한 납 노출 추정량이 카드뮴에 비해 높게 나타났다. 직접 담배를 피우는 것은 상당히 높은 수준의 중금속에 노출되며, 간접 흡연의 경우에도 평소보다 높은 수준의 중금속 농도에 노출될 수 있는 것으로 나타났다. 흡연은 카드뮴의 주요 노출 경로이나, 간접흡연의 영향에 대해서는 상반된 의견이 공존한다. 어린이나 호흡기 취약 계층의 경우 혈 중 카드뮴, 납 농도가 유의적으로 높았다고 보고된 경우가 많았으나⁷⁷⁻⁷⁹⁾, 일부 보고서는 유의미한 상관 관계를 발견할 수 없었다⁸⁰⁾.

카드뮴의 경피 노출 추정량은 거의 무시해도 좋은 수준인 반면, 납의 노출 추정량은 흡기 노출보다 높은 수준으로 나타났다. 화장품을 통한 평균 노출 추정량은 카드뮴과 납 각각 5.12×10^{-3} , 52.89×10^{-3} µg/kg·bw/day였다. 기존 연구에서 계산된 카드뮴과 납의 전신 노출 추정량은 각각 7.38×10^{-3} , 66.67×10^{-3} µg/kg·bw/day이다⁵⁴⁾. 본 연구에서는

Table 3. Percentage of estimated exposure levels for each medium

	Median (%)	Range (%)
Cadmium		
Food	83.26	4.38-99.79
Water	13.51	0.21-85.09
Respiratory	0.03	0.00-0.80
Second-hand smoking	0.05	0.00-0.70
Smoking	3.75	0.05-45.67
Cosmetics	2.23	0.02-36.10
Female hygiene products	0.02	0.00-0.27
Lead		
Food	59.83	0.53-99.70
Water	21.98	0.20-88.10
Respiratory	0.54	0.00-7.60
Second-hand smoking	0.02	0.00-0.35
Smoking	2.65	0.02-19.94
Cosmetics	15.98	0.06-73.25
Female hygiene products	0.21	0.00-2.25

개인에 대해 실사용량을 고려하였으므로 기존 연구에 비해 화장품을 통한 노출 추정량이 더 적게 나타났다. 남성의 경우 화장품을 사용하는 빈도가 여성에 비해 적으므로, 남성의 화장품 노출 추정량이 기존의 연구에 비해 훨씬 낮게 평가되었다. 여성용 위생용품을 통한 노출은 화장품에 비해서 훨씬 낮게 추정되었다. 다만, 여성용 위생용품 내 중금속 규제는 이루어지지 않으며, 중금속 노출과 관련된 연구 또한 확인할 수 없었다.

국내에서도 여러 경로에 대한 통합 노출량 평가 연구가

수행된 바 있다. 오은하는 서울, 용인, 안산 지역의 사무직 지원자 30명에 대해 식품과 물, 그리고 실내, 실외에서의 호흡을 통한 노출 추정량을 구하였다⁷⁶⁾. 식품, 물, 호흡을 통해 노출되는 카드뮴은 12.61, 0.001, 0.082 $\mu\text{g/day}$ 로 추정하였으며 납은 16.40, 0.002, 5.06 $\mu\text{g/day}$ 였다. 본 연구 결과와 비교해보았을 때, 해당 연구의 식품과 물을 통한 카드뮴, 납 노출 추정량은 낮게 나타났으나 오히려 호흡은 더 높게 추정되었다. 각 경로 별 노출이 전체 노출에서 차지하는 비율은 본 연구 결과와 동일하게 식품에서 가장 높게 나타났는데, 카드뮴이 99.0%, 납이 73.6%를 차지하였다. 물의 경우 0.1% 정도만이 기여하는 것으로 보고하였으며 흡연을 고려하지 않은 호흡의 경우 20%정도 기여하는 것으로 보고하였다.

2012년 식품의약품안전청 보고서⁸²⁾에서는 납, 카드뮴, 수은에 대한 노출량 평가를 진행하였다. 식품 외에도 한약제제, 건강기능식품, 기타 식품 등 경구 섭취에 대한 통합 노출량 평가를 진행하였다. 해당 연구에서 식품을 통한 성인의 중금속 노출은 카드뮴과 납 각각 0.172, 0.133 $\mu\text{g/kg bw/day}$ 로 본 연구나 다른 연구에 비해 매우 낮은 노출량을 보였다. 통합 노출량 평가에서는 카드뮴과 납의 경구 노출에 대한 식품의 기여율이 90% 이상으로 나타났다. 결과적으로 본 연구에서 한약과 건강기능식품은 다루지 않았으나, 카드뮴과 납의 추정 노출 추정량에 큰 영향은 없을 것으로 보인다. 다만 이러한 기여율은 한약 및 건강기능식품은 국민 전체가 아닌, 일부 집단만 섭취하는 데에서 기인하였으며, 따라서 섭취 집단만의 노출량을 추정함으로써, 잠재적 위험 요소를 예방하여야 한다.

통합적 위해평가

EPA는 ARI가 1 이하일 경우 위해 우려가 있는 수준이라고 언급하였으며 식품의약품안전처는 TEHI가 1이상일

Table 4. Aggregated risk assessment of cadmium and lead

		Oral	Inhalation	Dermal	Oral+ Inhalation	Oral+ Inhalation+ Dermal
Cadmium						
ARI	Median	2.500	52.962	312.285	2.128	2.141
(US EPA)	95th	0.477	0.426	201.747	0.288	0.289
TEHI	Median	0.400	0.015	0.003	0.463	0.466
(Korea)	95th	2.096	1.956	0.005	3.109	3.111
Lead						
ARI	Median	2.450	23.121	11772.528	2.070	2.070
(US EPA)	95th	0.633	3.262	7129.341	0.602	0.602
TEHI	Median	0.408	0.043	< 0.001	0.483	0.483
(Korea)	95th	1.581	0.307	< 0.001	1.661	1.662
Cancer risk	Median	2.186×10^{-6}	8.405×10^{-8}	-	2.345×10^{-6}	-
	95th	8.466×10^{-6}	5.899×10^{-7}	-	8.568×10^{-6}	-

경우 위해 우려가 있다고 언급하였다.

카드뮴의 경우, LB, UB 모두 ARI와 TEHI의 중간값이 EPA와 식품의약품안전처의 권고값을 초과하지 않았다. 주요한 노출원은 경구 노출로 TEHI와 ARI의 중간값은 각각 2.5 이상, 0.7 이하로(Table 4) 기존의 식품의약품안전처 보고서^{74,75)} 결과와 비교하였을 때, 큰 차이가 나타나지 않았다. 담배를 포함한 흡기 노출 또한 중간값은 ARI와 TEHI 각각 53.0, 0.015였다. 다만 경구 노출과 흡기 노출 모두 상위 95% 노출군에서는 권고기준을 초과하였으며, 이는 식품과 흡연에서 기인하였다. 경피 노출의 경우 ARI와 TEHI 모두 기준치보다 낮았다.

납의 경구 노출에 대한 위해도는 LB, UB를 적용한 상위 노출군에서도 기준치를 초과하지 않았다⁷⁵⁾(Table 4). 납의 경피 노출 추정량은 카드뮴에 비해 높게 나타났으나, 위해평가에서는 기준치를 초과하지 않았다. 발암력 위해평가는 어떠한 경우에서도 10^{-6} 를 넘지 않아, 식약처에서 제시한 범위 내에 포함되었다.

2010년 식품의약품안전평가원의 연구보고서는 카드뮴의 식품, 토양, 공기 등의 환경 노출 위해평가를 수행하였다⁸³⁾. 식품을 통한 노출은 본 연구와 동일하게 위해 지수가 1을 넘지 않았다. 또한 해당 연구에서는 흡연을 고려하지 않아 흡기 노출이 위해 기준을 초과하지 않았다.

집단 별 노출 추정량 비교

앞선 통합 노출량 추정과 위해평가를 종합해보면, 카드뮴은 경구, 흡기 노출이, 납은 경구 노출이 주요 노출원이었다. 경구 노출은 주로 식품을 통해 이루어졌으며 흡기 노출은 흡연이 높은 비중을 차지하였다. 따라서 각 집단 별 추정 노출 추정량을 비교할 때 경구, 흡기, 경피 노출 외에도 가장 높은 노출 추정량을 보인 상위 10개 식품군의 기여율을 확인하였다. 집단 별로 UB를 적용한 노출 추정량의 중간값을 사용하여 분석을 실시하였다.

집단의 특성 별로 비교하기 앞서 전체 연구 집단에 대해 식품군 별 노출 추정량을 검토한 결과(Table 5) 카드뮴은 수산물, 특히 두족류에서 가장 높은 노출 추정량을 보였다. 그 외에도 해조류, 갑각류, 패류 등의 수산물에서도 높은 노출 추정량을 나타냈으며 곡류 또한 높은 노출 추정량을 보였다. 납은 축산물, 그 중에서도 소고기, 돼지고기 부산물에서 높은 노출 추정량을 보였다. 이는 앞서 언급한 바와 동일하게 육수에서 사용된 뼈에서 기인한 것으로 추측되며 이외에도 두족류, 엽채류, 인과류 순으로 높은 노출 추정량을 보였다.

카드뮴과 납은 공통적으로 농산물과 수산물에서 높은 노출 추정량을 보였다. 특히, 곡류와 김치류는 카드뮴, 납 농도가 낮음에도 섭취량이 많아 높은 기여율을 나타냈다. 반면 두족류와 패류 같은 무척추 해양 생물의 경우는 높은 카드뮴, 납 농도로 높은 노출 추정량을 보였다.

성별 및 연령에 따른 노출 추정량 비교

남성과 여성 간의 노출 추정량 비교에서는 모든 경로에서 통계적으로 유의미한 차이를 보였다(Table 6). 카드뮴과 납 모두 남성이 더 높은 경구, 흡기 노출을 보였다. 두족류, 어패류 등 무척추 해양 생물을 통한 카드뮴, 납의 노출이 남성에서 더 높았다. 또한 남성의 체중 및 체중 당 호흡량이 여성보다 많고, 흡연자 비율이 더 높았으므로 더 높은 흡기 노출 추정량을 보였다. 반면 경피 노출은 여성이 많았는데, 이는 여성 용품의 사용 외에도 화장품 사용량과 빈도 모두 더 높은 것에서 기인하였다. 남녀 간 카드뮴과 납 모두 곡류나 김치류 등의 섭취량은 통계적으로 차이를 보이지 않았으나, 두족류, 어패류 등의 무척추 해양 생물의 섭취량에서 차이를 보였다.

연령별 경구 노출의 경우, 카드뮴과 납 모두 20대가 다른 집단에 비해 낮은 노출 추정량을 보였다. 카드뮴과 납 모두에서 10대의 경구, 흡기 노출이 다른 집단에 비해 높

Table 5. Specific food categories ranking by exposure values

	Food category	Exposure levels	Percentage	Food category	Exposure levels	Percentage
	Cadmium	($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$)	(%)	Lead	($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$)	(%)
1	Cephalopod	0.0914	31.1	Cattle byproducts	0.0978	29.0
2	Grain	0.0424	14.4	Swine byproducts	0.0255	7.6
3	Shellfish	0.0273	9.3	Cephalopod	0.0197	5.9
4	Noodles	0.0152	5.2	Green vegetables	0.0187	5.5
5	Cattle byproducts	0.0121	4.1	Pome fruits	0.0176	5.2
6	Kimchi	0.0116	3.9	Kimchi	0.0127	3.8
7	Root vegetables	0.0091	3.1	Grain	0.0123	3.6
8	Crustacean	0.0079	2.7	Shellfish	0.0107	3.2
9	Green vegetables	0.0072	2.4	Potatoes	0.0096	2.9
10	Seaweed	0.0060	2.0	Root vegetables	0.0078	2.3

Table 6. Estimated median exposure level by sex and age

	N	Cadmium ($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$)						Lead ($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$)					
		Oral ²⁾	Inhalation ²⁾	Derma ²⁾	Oral ²⁾	Inhalation ²⁾	Derma ²⁾						
Sex													
Male	4,589	0.2111	0.0002	0.0028	0.2624	0.0030	0.0342						
Female	6,144	0.1911	0.0001	0.0068	0.2534	0.0016	0.0668						
<i>P</i> -value		< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.002	< 0.001	< 0.001						
Age													
12-19	976	0.2045	bc	0.0002	e	0.0001	a	0.2228	a	0.0034	d	0.0009	a
20-29	1,032	0.1875	ab	0.0001	d	0.0052	b	0.2193	ab	0.0018	b	0.0534	b
30-39	1,607	0.1987	c	0.0001	b	0.0054	b	0.2544	c	0.0015	a	0.0557	b
40-49	1,826	0.2096	c	0.0001	b	0.0054	b	0.2723	cd	0.0016	ab	0.0549	b
50-59	1,842	0.2091	c	0.0001	cd	0.0054	b	0.2883	e	0.0020	c	0.0555	bc
60-69	1,763	0.2042	c	0.0001	bc	0.0052	b	0.2757	de	0.0021	c	0.0535	b
70-80	1,687	0.1835	a	0.0001	a	0.0054	b	0.2311	b	0.0020	c	0.0562	c
<i>P</i> -value		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Smoking Status													
Current	1,633	0.2069	b	0.0093	c	0.0030	a	0.2557	0.0112	c	0.0358	a	
Secondhand	2,282	0.1980	a	0.0002	b	0.0050	b	0.2513	0.0019	b	0.0520	b	
Non	6,818	0.1991	ab	0.0001	a	0.0059	c	0.2594	0.0017	a	0.0592	c	
<i>P</i> -value		0.027	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.103	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Childbearing age¹⁾													
O	3,148	0.1959		0.0001		0.0067		0.2487		0.0015		0.0658	
X	2,996	0.1867		0.0001		0.0069		0.2592		0.0017		0.0677	
<i>P</i> -value		0.005	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.002	< 0.001	0.002	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001

1) Only for female.

2) Different letters meaning significant differences at $P < 0.05$ by Bonferroni correction method.

게 추정되었다. 식품군 별 노출 추정량은 10대와 20대가 유사한 경향을 보였으며, 60대와 70대, 30-50대가 비슷하게 나타났다. 섭취 패턴으로는 10대, 20대는 가공식품을 많이 섭취하였으며, 50-70대는 높은 빈도의 장류, 근채류 섭취를 보였다. 카드뮴의 경우 연령과 상관없이 모두 두 족류, 곡류, 패류를 통해 많은 중금속 노출이 이루어졌다. 곡류를 통해 가장 많이 노출되는 70대를 제외하고는 다른 연령 집단은 모두 두족류에서 가장 많은 카드뮴에 노출되었다. 납은 모두 공통적으로 소고기 부산물에서 가장 높은 노출 추정량을 보였다. 축산물 부산물을 통한 노출을 제외하고는 10-40대는 두족류에서, 50-70대는 엽채, 인과류에서 높은 노출 추정량을 보였다. 경피 노출은 카드뮴과 납 모두 화장품 노출량 추정을 실시하지 않은 10대를 제외한 모든 연령대에서 통계적으로 유의미한 차이를 보이지 않았다.

남녀 모두 비흡연자의 비율이 제일 높았으며, 남성의 48%, 여성의 75%가 비흡연자였다. 남성은 약 30%가 흡

연자인 반면, 여성의 경우는 5%가 채 되지 않았다. 간접 흡연의 영향을 받는 사람들은 두 집단 모두 비슷한 비율을 보였다. 흡연자 중 남성의 비율이 높은 만큼 흡연 집단의 경우 노출 추정량은 높게 나타난 반면, 경피 노출 추정량은 적게 나타났다.

여성 중, 카드뮴 노출 추정량은 경구, 흡기 노출이 모두 월경을 하는 집단에서 높게 나타났으나, 납의 경우는 월경을 하지 않는 집단에서 경구, 흡기 노출 모두 더 높은 것으로 분석되었다. 월경 시에는 철의 손실 등의 생체 지표의 변화를 야기하는데, 체 내의 철이 부족한 경우, 카드뮴의 흡수가 더 높게 나타나는 것으로 알려져있다^{84,85)}. 반면 납의 경우 오히려 폐경 후 골 흡수 작용으로 골 조직 내 축적되어있던 납이 용출되어 혈 중 납 농도가 증가한다⁸⁶⁾. 결론적으로 여성 중 월경을 하는 집단에서의 카드뮴 노출과 월경을 하지 않는 집단에서의 납 노출이 더 높음과 더불어, 카드뮴과 납이 인체에 미치는 영향은 노출 추정량 보다 더 심각할 수 있음을 암시한다.

Table 7. Estimated median exposure level by career and income

N	Cadmium ($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$)						Lead ($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$)						
	Oral ¹⁾		Inhalation ¹⁾		Dermal ¹⁾		Oral ¹⁾		Inhalation ¹⁾		Dermal ¹⁾		
Career													
University	258	0.1849	ab	0.0002	cd	0.0044	ab	0.2137	a	0.0026	c	0.0467	ab
At home	2,058	0.1959	b	0.0001	b	0.0064	d	0.2599	b	0.0016	b	0.0633	d
Indoor	2,417	0.2093	c	0.0001	a	0.0048	b	0.2702	c	0.0011	a	0.0499	b
In/outdoor	2,154	0.2068	c	0.0002	d	0.0041	a	0.2672	bc	0.0025	d	0.0457	a
Outdoor	1,351	0.2029	bc	0.0002	c	0.0050	b	0.2638	bc	0.0034	e	0.0523	b
Senior	1,700	0.1830	a	0.0001	ab	0.0057	c	0.2404	a	0.0018	c	0.0575	c
p-value		< 0.001		< 0.001		< 0.001		< 0.001		< 0.001		< 0.001	
Income													
First quartile ²⁾	2,002	0.1783	a	0.0001	a	0.0055	b	0.2224	a	0.0020	bc	0.0562	b
Second quartile ³⁾	2,623	0.1976	b	0.0001	c	0.0051	a	0.2573	b	0.0021	c	0.0533	a
Third quartile ⁴⁾	2,975	0.2068	c	0.0001	bc	0.0051	a	0.2618	b	0.0020	b	0.0528	a
Fourth quartile ⁵⁾	3,133	0.2119	c	0.0001	ab	0.0051	a	0.2744	c	0.0018	a	0.0529	a
p-value		< 0.001		< 0.001		< 0.001		< 0.001		< 0.001		< 0.001	

1) Different letters meaning significant differences at $P < 0.05$ by Bonferroni correction method.

2) $750,000 > (\text{won})$.

3) $750,000 \leq, 1,500,000 > (\text{won})$.

4) $1,500,000 \leq, 2,463,100 > (\text{won})$.

5) $2,463,100 \leq (\text{won})$.

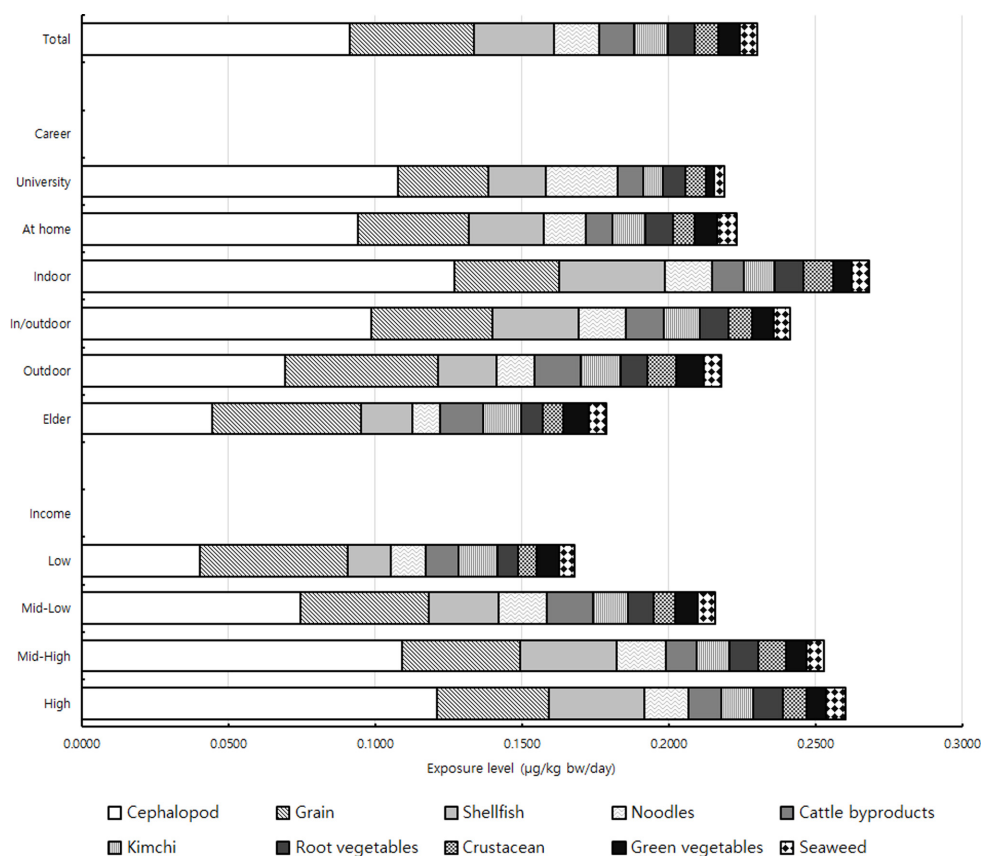


Fig. 1. Cadmium exposure from food by career and income characteristics.

직업, 소득 특성에 따른 노출 추정량 비교

경구를 통한 카드뮴, 납 노출 추정량은 소득 수준이 증가할 수록 증가하였다. 흡기 노출의 경우, 2소득 분위 집단에서 가장 높게 나타났으며 이후 소득이 증가할수록 감소하였다(Table 7). 경피 노출은 1소득 분위 집단을 제외하고는 통계적으로 유의미한 차이를 보이지 않았다. 식품군 별로 살펴보았을 때, 소득이 증가할수록, 두족류 및 해조류, 패류의 섭취가 유의미하게 증가한 반면 곡류는 감소하였다(Fig. 1).

실내 근무자에서 카드뮴, 납의 경구 노출 추정량이 제일 높게 나타났다. 이는 흡기 노출은 카드뮴의 경우 실외의 근무자 집단에서, 납은 실외의 근무자 집단에서 가장 높게 나타났다. 카드뮴과 납의 경피 노출 추정량은 모두 자택 근무자에서 가장 높은 수치를 보였다. 이는 해당 직업군에 주부가 포함되어 있으며, 주부의 대부분이 여성인 점에서 기인하였다. 각 직업 별로 주요 노출 식품군을 검토하였을 때, 노년층과 실외 근무자 집단에서 곡류와 소고

기 부산물 섭취가 높게 나타났다. 반면, 실내 근무자의 경우 두족류와 패류의 섭취가 높게 나타났다. 이는 노년층과 실외 근무자 중 1소득 분위 인원이 많은 반면, 실내 근무자 중 40% 이상이 4 소득 분위에 해당하는 것에서 기인하는 것으로 보인다.

지역적 특성에 따른 노출 추정량 비교

시도 간 추정된 노출 추정량을 비교하였을 때, 의도적으로 지역별 카드뮴, 납 농도를 적용한 흡기 노출을 제외하고 경구, 경피 노출이 통계적으로 유의하지 않게 나타났다. 납의 경구 노출은 시도 간 통계적으로 유의미한 차이가 있는 것으로 분석되었으나, 사후검정 결과 통계적으로 유의미한 차이를 보이는 집단이 나타나지 않았다 (Table 8). 동과 읍면을 비교하였을 때에도, 납의 흡기 노출을 제외하고는 통계적으로 유의적인 차이는 나타나지 않았다.

식품군 별로 노출 추정량을 비교하더라도, 지역적으로 특이한 점은 나타나지 않았다. 본 연구 결과와는 다소 다

Table 8. Estimated median exposure level by regional characteristics

N	Cd ($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$)			Pb ($\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}/\text{day}$)			
	Oral ¹⁾	Inhalation ¹⁾	Dermal ¹⁾	Oral ¹⁾	Inhalation ¹⁾	Dermal ¹⁾	
City / Province							
Seoul	2,100	0.1990	0.0001 df	0.0052	0.2614 a	0.0019 eg	0.0538
Busan	668	0.1959	0.0001 cd	0.0056	0.2598 a	0.0015 bc	0.0570
Daegu	517	0.1938	0.0002 i	0.0054	0.2425 a	0.0020 efh	0.0553
Incheon	627	0.2031	0.0001 cdfg	0.0051	0.2558 a	0.0021 efh	0.0523
Gwangju	332	0.1883	0.0000 a	0.0049	0.2515 a	0.0011 a	0.0502
Daejeon	350	0.1956	0.0001 cd	0.0050	0.2518 a	0.0018 de	0.0526
Ulsan	209	0.2028	0.0001 ghi	0.0054	0.2754 a	0.0023 hi	0.0555
Sejong	257	0.2093	0.0001 bcd	0.0050	0.2678 a	0.0019 cde	0.0521
Gyeonggi	2,545	0.2022	0.0002 i	0.0052	0.2600 a	0.0029 i	0.0545
Gangwon	352	0.1939	0.0001 cdfg	0.0048	0.2464 a	0.0015 bcd	0.0521
Chungbuk	307	0.2027	0.0001 fgh	0.0051	0.2616 a	0.0019 de	0.0524
Chungnam	382	0.2111	0.0001 hi	0.0049	0.2604 a	0.0018 de	0.0519
Jeonbuk	350	0.1974	0.0001 cdfg	0.0049	0.2635 a	0.0013 ab	0.0510
Jeonnam	350	0.1955	0.0000 a	0.0048	0.2515 a	0.0017 cde	0.0499
Gyeongbuk	551	0.1903	0.0000 a	0.0050	0.2373 a	0.0023 fh	0.0536
Gyeongnam	615	0.2112	0.0001 c	0.0055	0.2703 a	0.0012 a	0.0556
Jeju	221	0.2003	0.0000 ab	0.0050	0.2422 a	0.0017 defg	0.0508
<i>P</i> -value		0.402	< 0.001	0.095	0.040	< 0.001	0.060
Urban / Rural							
Urban	8,738	0.1997	0.0001	0.0052	0.2574	0.0020	0.0539
Rural	1,995	0.2017	0.0001	0.0050	0.2562	0.0020	0.0521
<i>P</i> -value		0.489	0.720	0.997	0.356	< 0.001	0.940

1) Different letters meaning significant differences at $P < 0.05$ by Bonferroni correction method.

르게 국내외에서 도시 크기가 커질수록 혈 중 납 농도는 증가하는 것으로 조사되었다^{80,87}. 혈 중 카드뮴 농도는 시골이나 대도시보다 오히려 중소도시에서 높은 것으로 보고되었다⁸⁰.

Conclusion

통합 노출량 추정 및 통합 위해평가를 실시한 결과, 카드뮴과 납의 주요 노출원은 식품이었다. 흡연을 통한 카드뮴 노출의 경우 노출 추정량은 식품보다 낮았으나, 통합 위해평가 결과 식품을 통한 노출 수준과 유사한 수준의 위해도로 나타났다. 화장품을 통한 납의 노출의 경우, 노출 추정량은 흡기 노출에 비해 높았으나 위해도는 1/6 정도로 낮게 나타났다. 본 연구 결과 발암성과 비발암성 독성에 대한 위해도는 모두 안전한 수준으로 나타났으나, 식품 외에도 담배와 같은 다른 노출원으로부터의 영향이 확인되었다. 따라서 예측할 수 없는 국민 건강의 위해를 방지하기 위해 본 연구에서 실시한 노출 경로 외에도 장난감, 한약제제 등 다른 경로를 포함한 통합 노출 추정이 필요할 것으로 보인다. 특히, 카드뮴, 납은 어린이에게 더 치명적으로 작용할 수 있으므로 집단 별 노출 추정량 평가와 이를 위한 개인별 생활, 환경 자료 수집이 요구된다.

Acknowledgement

본 연구는 2018년도 식품의약품안전처의 연구개발비(18182MFD511)로 수행되었으며 이에 감사드립니다.

국문 요약

국내외적으로 유해물질의 통합 노출에 대한 관심은 높아지고 있다. 이러한 흐름에 따라 다양한 경로를 통해 노출될 수 있는 중금속에 대한 통합 노출 연구가 필요하다. 카드뮴과 납은 각각 신장 독성과 인지 장애 등 다양한 독성을 나타낼 수 있으며 또한 발암 물질로 알려져 있다. 따라서 본 연구에서는 카드뮴과 납의 노출량 추정 및 통합 위해성 평가를 진행하였다. 2016, 2017년의 7기 국민건강영양조사에 참여한 10,733명의 식품, 물, 흡연과 간접흡연, 호흡, 화장품, 여성용 위생용품을 통한 중금속 노출 추정량을 계산하였다. 결과적으로 카드뮴과 납 모두 식품을 통한 노출이 제일 높게 나타났다. 이외에도 흡연은 카드뮴의 주요한 노출원이었으며, 납은 화장품을 통해 높은 농도로 노출되었다. 통합 위해평가에서도 식품이 가장 큰 영향을 미쳤다. 지역적 특성의 차이는 노출 추정량의 차이를 보이지 못하였으나, 연령 별, 성별 간 노출 추정량은 큰 차이를 보였다. 특히, 월경 중인 성인 여성의 경우 카드뮴, 월경 중이지 않은 여성은 납의 노출 추정량이 더 높

으며 신체 대사를 고려하였을 때, 그 위험성이 더 클 수 있음을 암시하였다. 결론적으로 노출량 추정 및 통합 위해평가 모두 식품이 주요 노출원이었다. 다만, 잠재적 위험을 방지하기 위해 다른 경로에 대한 노출량 추정 및 위해평가가 요구된다.

Conflict of interests

The authors declare no potential conflict of interest.

ORCID

Changwoo Yu <https://orcid.org/0000-0002-1369-1029>
Hoonjeong Kwon <https://orcid.org/0000-0001-8689-898X>

References

1. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2012. Toxicological profile for Cadmium. US Department of Health and Human Services, Atlanta, GA, USA.
2. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2019. Toxicological profile for Lead. US Department of Health and Human Services, Atlanta, GA, USA.
3. World Health Organization, 2011. Cadmium in drinking water. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
4. World Health Organization, 2011. Lead in drinking water. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
5. International Agency for Research On Cancer, 2012. IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100E : Personal Habits and Indoor Combustions. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France, pp. 43-211.
6. Sprinkle, R.V., Leaded eye cosmetics: a cultural cause of elevated lead levels in children. *J. Fam. Practice*, **40(4)**, 358-362 (1995).
7. International Agency for Research On Cancer, 2012. IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100C : Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France, pp. 121-145.
8. International Agency for Research On Cancer, 2006. IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 87 : Inorganic and Organic Lead Compounds. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France, pp. 39-468.
9. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, 2011. Safety evaluation of certain food additives and contaminants : lead. World Health Organization, Geneva, Switzerland, pp. 381-497.
10. Clayton, C.A., Pellizzari, E.D., Whitmore, R.W., Perritt, R.L., Quackenboss, J.J., National human exposure assessment survey (NHEXAS); distributions and associations of

- lead, arsenic, and volatile organic compounds in EPA region 5. *J. Expo. Sci. Env. Epid.*, **9(5)**, 381-392 (1999).
11. Eleonora, W., Dawn, I., Rafal, K., Jerzy, S., Human health risk assessment case study; an abandoned metal smelter site in Poland. *Chemosphere*, **47(5)**, 507-515 (2002).
 12. Jeong, J.Y., Jung, Y.K., Hwang, M.S., Jung, K.K., Yoon, H.J., Prioritizing management ranking for hazardous chemicals reflecting aggregate exposure. *J. Food Hyg. Saf.*, **27(4)**, 349-355 (2012).
 13. Kwon, H.J., 2012. A study on the integrated exposure to hazardous materials for safety control. National institute of food and drug safety evaluation, Cheongju, Korea.
 14. Oh, E.H., Lee, E.I., Lim, H.S., Jang, J.Y., Human multi-route exposure assessment of lead and cadmium for Korean volunteers. *J. Peve. Med. Public Health*, **39(1)**, 53-58 (2006).
 15. Park, K.S., Yang, J.Y., Lee, G.H., Kim, K.S., Yang, J.S., 2016. Study of heavy metals in food safety control. Ministry of Food and Drug Safety, Cheongju, Korea.
 16. Korea Centers for Disease Control and Prevention, 2016-17. The seventh Korea national health and nutrition examination survey. Cheongju, Korea.
 17. Lin, Y.S., Caffrey, J.L., Chang, M.H., Dowling, N., Lin, J.W., Cigarette smoking, cadmium exposure, and zinc intake on obstructive lung disorder. *Respir Res.*, **11(1)**, 53 (2010).
 18. Global Environment Monitoring System/Food-Euro, 1995. Reliable Evaluation of Low-Level Contamination of Food. Global Environment Monitoring System/Food-EURO, Kulmbach, Germany.
 19. Ministry of Environment, 2019. Drinking water management Act. (No. 16079), Sejong, Korea.
 20. Asan Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Asan customer confidence report. Asan water and waterwater establishment, Asan, Korea.
 21. Busan Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Busan customer confidence report. Busan water and waterwater establishment, Busan, Korea.
 22. Changwon Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Changwon customer confidence report. Changwon water and waterwater establishment, Changwon, Korea.
 23. Cheonan Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Cheonan customer confidence report. Cheonan water and waterwater establishment, Cheonan, Korea.
 24. Cheongju Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Cheongju customer confidence report. Cheongju water and waterwater establishment, Cheongju, Korea.
 25. Chuncheon Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Chuncheon customer confidence report. Chuncheon water and waterwater establishment, Chuncheon, Korea.
 26. Chungju Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Chungju customer confidence report. Chungju water and waterwater establishment, Chungju, Korea.
 27. Daegu Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Daegu customer confidence report. Daegu water and waterwater establishment, Daegu, Korea.
 28. Daejeon Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Daejeon customer confidence report. Daejeon water and waterwater establishment, Daejeon, Korea.
 29. Gimhae Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Gimhae customer confidence report. Gimhae water and waterwater establishment, Gimhae, Korea.
 30. Gumi Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Gumi customer confidence report. Gumi water and waterwater establishment, Gumi, Korea.
 31. Gwangju Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Gwangju customer confidence report. Gwangju water and waterwater establishment, Gwangju, Korea.
 32. Iksan Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Iksan customer confidence report. Iksan water and waterwater establishment, Iksan, Korea.
 33. Incheon Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Incheon customer confidence report. Incheon water and waterwater establishment, Incheon, Korea.
 34. Jeju Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Jeju customer confidence report. Jeju water and waterwater establishment, Jeju, Korea.
 35. Jeonju Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Jeonju customer confidence report. Jeonju water and waterwater establishment, Jeonju, Korea.
 36. Pohang Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Pohang customer confidence report. Pohang water and waterwater establishment, Pohang, Korea.
 37. Sejong Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Sejong customer confidence report. Sejong water and waterwater establishment, Sejong, Korea.
 38. Seoul Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Seoul customer confidence report. Seoul water and waterwater establishment, Seoul, Korea.
 39. Suncheon Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Suncheon customer confidence report. Suncheon water and waterwater establishment, Suncheon, Korea.
 40. Suwon Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Suwon customer confidence report. Suwon water and waterwater establishment, Suwon, Korea.
 41. Wonju Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Wonju customer confidence report. Wonju water and waterwater establishment, Wonju, Korea.
 42. Yeosu Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Yeosu customer confidence report. Yeosu water and waterwater establishment, Yeosu, Korea.
 43. Yongin Water and Waterwater Establishment, 2017-18. Yongin customer confidence report. Yongin water and waterwater establishment, Yongin, Korea.
 44. National environment science institute, (2019, May 22). Mineral water quality examination results. Retrieved from: <https://www.data.go.kr/dataset/15034521/fileData.do>
 45. National environment science institute, 2017. Underground water quality evaluation report in 2016. Ministry of Environment, Sejong, Korea.
 46. National environment science institute, 2018. Underground water quality evaluation report in 2017. Ministry of Environment, Sejong, Korea.

- ronment, Sejong, Korea.
47. National environment science institute, (2019, March 18). Soil groundwater information system. Retrieved from: <http://sgis.nier.go.kr>.
 48. Ministry Of Environment, 2017. Annual Report of Air Quality in Korea : 2016. Ministry of Environment, Sejong, Korea.
 49. Ministry Of Environment, 2018. Annual Report of Air Quality in Korea : 2017. Ministry of Environment, Sejong, Korea.
 50. Ha, E.H., 2011. Environmental exposures and health effects in mother and infant population (I). National institute of environmental research, Incheon, Korea.
 51. Ministry of Food and Drug Safety, (2017, April 11). Hazardous materials contents of cigarettes and E-cigarettes. Retrieved from: https://nifds.go.kr/brd/m_21/view.do?seq=10798&srchFr=&srchTo=&srchWord=&srchTp=&itm_seq_1=0&itm_seq_2=0&multi_itm_seq=0&company_cd=&company_nm=&page=31.
 52. National institute of food and drug safety evaluation, 2018. Method for analyzing tobacco mainstream. Ministry of Food and Drug Safety, Cheongju, Korea, pp. 62-77.
 53. Lee, B.M., Shin, H.S., 2013. Study of analysis methods establishment on harmful constituents from sidestream smoke. National institute of food and drug safety evaluation, Cheongju, Korea.
 54. Son, K.H., Min, C.S., Lee, R.D., Choi, Y.K., Kim, S.S., Han, K.M., Kim, H.J., Park, S.M., Choi, J.Y., Yang, J.Y., Jeong, J.Y., Lee, S.Y., Baek, E.J., Kang, S.J., Ha, S.J., 2018. Studies of safety management and risk assessment in cosmetics. Ministry of Food and Drug Safety, Cheongju, Korea.
 55. National institute of food and drug safety evaluation, 2017. Cosmetics risk assessment guideline. National institute of food and drug safety evaluation, Cheongju, Korea.
 56. Jeoung, H.S., Kyu, K.L., Chung, M.H., Determination of Heavy Metals in Sanitary Products of Women. *J. Korean Soc. Cloth Text*, **33(6)**, 853-859 (2009).
 57. Water journal, (2019, September 27). Drinking water survey in 2017. Retrieved from: <http://www.waterjournal.co.kr/news/articleView.html?idxno=39656>.
 58. Statistics Korea, (2019, January 17). Time use survey in 2014. Retrieved from: <http://meta.narastat.kr/metasvc/svc/SvcMetaDc-DtaPopup.do?orgId=101&confimNo=101052&kosisYn=Y>.
 59. Antje, B., Rudolf, S., Juergen, D., Christoph, K., Gabriele, B., Mandy, K., Hermann, F., Dennis, N., High concentrations of cadmium, cerium and lanthanum in indoor air due to environmental tobacco smoke. *Sci. Total Environ.*, **414**, 738-741 (2012).
 60. Park, K.H., Distribution of mainstream smoke and side-stream smoke in tobacco. *Journal of the Korean Society of Tobacco Science*, **12(2)**, 103-118 (1990).
 61. Dankook University, 2014. Globalization of risk assessment of cosmetics. Ministry of Food and Drug Safety, Cheongju, Korea.
 62. Scientific Committee on Consumer Safety, 2018. The SCCS notes of guidance for the testing of cosmetic ingredients and their safety evaluation. European Commission, Luxemburg, pp. 20-22.
 63. Ministry of Food and Drug Safety, (2017, May 24). Survey and safety information for female hygiene products. Retrieved from: http://www.nifds.go.kr/brd/m_21/view.do?seq=11007&srchFr=&srchTo=&srchWord=&srchTp=&itm_seq_1=0&itm_seq_2=0&multi_itm_seq=0&company_cd=&company_nm=&page=10
 64. Kim, M.Y., Baek, S.H., Park, H.J., Jeong, H.K., Hong, C.M., Pyo, J.S., Cheon, H.I., Noh, B.R., Lee, J.Y., Nam, H.W., Moon, S.W., Park, S.E., Oh, J.H., Jeong, A.R., Bae, O.N., Shin, Y.J., 2018. Study on the management of component materials in and quality control of sanitary products. National institute of food and drug safety evaluation, Cheongju, Korea.
 65. Environmental Protection Agency, 2001. General principles for performing aggregate exposure and risk assessments. Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA.
 66. National institute of food and drug safety evaluation, 2019. Guideline for risk assessment of human adaptable products, Cheongju, Korea.
 67. Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2008. Technical supporting document for noncancer RELs, Appendix D3 : Chronic RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines. Office of Environmental Health Hazard Assessment, Sacramento, CA, USA, pp. 59-65.
 68. European Chemicals Bureau, 2008. Cadmium metal and cadmium oxide. European Commission, Ispra, Italy, pp. 30.
 69. International Council on Mining & Metals, (2019, January 14). Factsheet 01 : Assessment of occupational dermal exposure and dermal absorption for metals and inorganic metal compounds. Retrieved from: <https://www.icmm.com/web-site/publications/pdfs/chemicals-management/herag/herag-fs1-2007.pdf>
 70. Environmental Protection Agency, 2008. National Ambient Air Quality Standards for lead: Final Rule. Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA.
 71. Efsa Panel on Contaminants in the Food Chain, Scientific Opinion on Lead in Food. *EFSA Journal*, **8(4)**, 1570 (2010).
 72. Kennedy, M.C., Glass, C.R., Bokkers, B., Hart, A.D.M., Hamey, P.Y., Kruisselbrink, J.W., Boer, W.J., Voet, H., Garthwaite, D.G., Klaveren, J.D., A European model and case studies for aggregate exposure assessment of pesticides. *Food Chem. Toxicol.*, **79**, 32-44 (2015).
 73. Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2011. Technical support document for cancer potency factors, Appendix B : Chemical-specific summaries of the information used to derive unit risk and cancer potency values. Office of Environmental Health Hazard Assessment, Sacramento, CA, USA, pp. 368-375.
 74. National institute of food and drug safety evaluation, 2016. Risk assessment of cadmium, Cheongju, Korea.
 75. National institute of food and drug safety evaluation, 2016. Risk assessment of lead, Cheongju, Korea.
 76. Oh, E.H., Lee, E.I., Lim, H.S., Jang, J.Y., Human Multi-route exposure assessment of Lead and Cadmium for Korean volunteers. *J. Prev Med Public Health*, **39(1)**, 53-58 (2006).

77. Kwon, H.J., 2010. Korean Environmental Health Survey for Children. National institute of environmental research, Incheon, Korea.
78. Joe, A.R., Associations between dietary intake and environmental pollutants levels in Korean women of reproductive age. Master thesis, Ehwa womans university graduate school, Seoul, Korea (2016).
79. Park, M.K., Son, B.S., Risk assessment for hazardous compounds obtained from indoor air of respiratory patients' houses. Master thesis, Soonchunhyang university graduate school, Asan, Korea (2017).
80. Kim, B., Evaluation for exposure of heavy metal from diet in children and adolescence. Master thesis, Kangwon National University graduate school, Chuncheon, Korea (2014).
81. International Programme on Chemical Safety, 2009. Assessment of combined exposures to multiple chemicals: Report of a WHO/IPCS International Workshop. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
82. Kwon, H.J., 2012. A study on the integrated exposure to hazardous materials for safety control. National institute of food and drug safety evaluation, Cheongju, Korea.
83. Jeong, G.G., 2012. Integrated risk assessment for management of hazardous chemical in food and drug. National institute of food and drug safety evaluation, Cheongju, Korea.
84. Kim, J.Y., Shin, M.S., Kim, S.H., Seo, J.H., Ma, H.S., Yang, Y.J., Association of iron status and food intake with blood heavy metal concentrations in Korean adolescent girls and women: Based on the 2010~2011 Korea National Health and Nutrition Examination Survey. *J. Nutr. Health*, **50(4)**, 350-360 (2017).
85. Olsson, I.M., Bensryd, I., Lundh, T., Ottosson, H., Skerfving, S., Oskarsson, A., Cadmium in blood and urine-impact of sex, age, dietary intake, iron status, and former smoking-association of renal effects. *Environ. Health Perspect*, **110(12)**, 1185-1190 (2002).
86. Won, S.Y., The change of blood lead levels in menopausal women and its association with relevant factors. Doctor thesis, Soonchunhyang university graduate school, Asan, Korea (2013).
87. Hoffmann, K., Becker, K., Friedrich, C., Helm, D., Krause, C., Seifert, B., The german environmental survey 1990/1992 (GerES II); cadmium in blood, urine and hair of adults and children. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, **10**, 126-135 (2000).