

환경매체별 카드뮴의 생태위해성평가

이병우 · 이병천 · 윤효정[†] · 박경화 · 김필제
국립환경과학원 환경건강연구부 위해성평가연구과

Ecological Risk Assessment for Cadmium in Environmental Media

Byeongwoo Lee, Byoungcheun Lee, Hyojung Yoon[†], Kyunghwa Park, and Pilje Kim

Risk Assessment Division, Environmental Health Research Department,
National Institute of Environmental Research, Korea

ABSTRACT

Objectives: We conducted ecological risk assessment for cadmium, a heavy metal and carcinogen, to identify safety standards by environmental media and to determine its impact on ecosystems by estimating and evaluating exposure levels.

Methods: Species sensitivity distributions (SSDs) were generated using ECOTOX DB. A hazardous concentration of 5% (HC5) protective of most species (95%) in the environment was estimated. Using this estimate, predicted no effect concentrations (PNECs) were calculated for aquatic organisms. Based on the calculated PNECs for aquatic organisms, PNEC values for soil and sediment were calculated using the partition coefficient. Predicted exposure concentrations (PECs) were also calculated from environmental monitoring data with hazard quotients (HQs) calculated using PNECs for environmental media.

Results: Chronic toxicity data were categorized into four groups and 11 species. In species sensitivity distribution (SSD) analysis, HC5 was 0.340 µg/L. Based on this value, the PNEC value for aquatic organisms was calculated as 0.113 µg/L. PNEC values for soil and sediments using a partition coefficient were calculated as 15.02 mg/kg and 90.61 mg/kg, respectively. In an analysis of environmental monitoring data, PEC values were calculated as 0.017 µg/L for water, 1.01 mg/kg for soil, and 0.521 mg/kg for sediment.

Conclusions: HQs were 0.150, 0.067 and 0.006 for water, soil and sediment, respectively. HQs of secondary toxicity were 0.365 for birds and 0.024 for mammals. In principle, it is judged that an HQ above 1 indicates a high level of risk concern while an HQ less than 1 indicates an extremely low level of risk concern. Therefore, with HQs of cadmium in the environment being <1, its risk levels can be considered low for each media.

Keywords: Cadmium, chronic toxicity, SSD, PNEC, PEC

I. 서 론

최근 환경문제에 대한 일반인의 관심이 높아지면서 위해성평가라는 분야가 중요하게 고려되고 있다. 위해성 평가는 과거 발생원 중심의 환경오염 관리에서 소위 수용체 중심의 환경오염 관리로의 개념적

변환이 이루어지게 되는데 있어서 매우 중요한 도구로 제시되고 있다. 대부분의 환경문제가 궁극적으로는 인체영향으로 연결되는 까닭에 가용한 과학적 기초 자료를 근거로 하여 특정한 환경문제와 인체영향의 상관관계를 비교적 합리적으로 규명하고, 그 결과를 토대로 위해관리를 하기 위한 수단으로서 위해

[†]Corresponding author: Department of Risk Assessment, National Institute of Environmental Research, Hwanggyeongro 42, Incheon, 22689, Republic of Korea, Tel: 82-32-560-7179, E-mail: hyojay97@korea.kr
Received: 16 November 2018, Revised: 07 December 2018, Accepted: 18 December 2018

성 평가의 방법이 제안되고 있다.¹⁾ 즉, 위해성평가는 어떤 독성물질이나 위험상황에 노출되어 나타날 수 있는 개인 혹은 집단의 건강피해 확률을 추정하는 과학적인 과정이며, 사람이 환경적 위험에 노출되었을 경우, 발생 가능한 영향을 정성 또는 정량적으로 추정하는 과정으로 영향 또는 피해를 계량적으로 평가하고 이를 전달하는 것이다. 위해성평가는 화학물질이나 오염물질 또는 독성물질에 노출되었을 때 인체 또는 환경에 미칠 수 있는 위해의 정도를 평가하는 과정으로,²⁾ 일반적으로 인간건강 위해성평가(Human health), 생태학적 위해성평가(Ecological), 산업장 위해성평가(Industrial), 환경 위해성평가(Environmental)로 구분할 수 있다.³⁾

환경오염 등으로 인한 국민의 건강 영향과 질환발생우려가 증가함에 따라 수용체인 국민의 건강과 생태계의 안전에 중점을 둔 환경보건 정책을 추진하기 위해 2008년 「환경보건법」을 제정하고 2009년부터 시행하였다. 환경보건법에 따라 환경보건종합계획(201-2020)이 수립되었으며,⁴⁾ ‘환경유해인자의 위해성평가를 위한 절차와 방법 등에 관한 지침’에는 사람의 건강이나 생태계에 영향을 주는 유해인자에 대해 위해성평가를 실시하도록 명시되어 있다.

본 연구는 중금속 물질로서 발암 및 독성물질인 카드뮴에 대해 환경 매체별(수질, 토양, 퇴적물) 안전수준을 규명하고, 노출수준의 예측 및 평가를 통해 카드뮴이 생태계에 미치는 영향이 어느 정도인지 살펴보기 위해 생태학적 위해성평가를 실시하고자 한다. 카드뮴은 주로 신장 독성을 일으키는 물질로서 일반적으로 니켈-카드뮴 배터리, 안료, PVC 안정제, 합금 등으로 제조·사용되어지고 있으며,⁵⁾ 원석의 채광·제련과정, 재활용, 폐기, 담배 연소 등을 통해 환경매체로 배출되어진다. 카드뮴의 생산 및 이용이 여러 분야에서 편의를 제공해 주지만 공기, 물, 토양, 피부접촉 등에 의해 직접적으로 노출되면 인체에 유해하다는 것이 많은 연구를 통해 보고되어졌다.⁶⁾

처음 카드뮴이 유해하다는 것이 밝혀진 것은 1955년 일본에서 발생한 이따이이따이 질병이었으며, 갱년기 여성들을 중심으로 요통이나 하지근육통의 발생이 대표적인 증상이었다. 그리고 만성독성 영향으로 폐기종, 신부전증, 당뇨병을 유발하는 것으로 보고되고 있다.⁷⁾ 카드뮴에 대한 독성연구는 대부분 실험동물을 이용하여 생체 내 침입, 대사, 독성작용 및

타 금속과의 관련성 등을 검토한 결과이며, 수중에서의 어류를 이용한 독성작용과 생태계 내 생물군에 미치는 영향에 대한 연구는 많지 않다.⁸⁾ 최근 한 연구에서는 카드뮴은 양서류 배아에 대한 높은 기형유발성을 가지며, 배아의 발생, 성장, 유생의 변태에 걸쳐 높은 독성을 나타내며, 주로 배아의 체축형성에 악영향 및 산화적 스트레스를 가중시켜 하위 독성기작 활성화를 유발시킬 것으로 예상된다고 보고하였다.⁹⁾

이와같은 카드뮴이 생태계에 미치는 위해도를 평가하기 위해 만성독성 자료 수집 후 환경매체별 예측무영향농도(PNEC, Predicted no effective concentration) 및 예측환경농도(PEC, Predicted exposure concentration)값을 산출하여 환경위해도를 도출하였다.

II. 연구내용 및 방법

1. 생태독성자료 수집

카드뮴과 관련된 만성독성자료 수집은 ECOTOX DB¹⁰⁾를 위주로 활용하여 수집하였다. 카드뮴을 검색어로 하여 수집된 독성자료는 다음과 같은 순서에 의하여 분류하였다. 첫째 담수와 해수로 구분되는 매체(Media type)는 오로지 담수종에 대한 자료로 수집하였다. 둘째 급성영향과 만성영향으로 나눈 후 만성영향 자료만 활용하였으며, 생태독성종말점(Endpoint)은 성장(Growth), 치사(Survival), 생식(Reproduction) 및 생리(Physiology) 등을 기반으로 수집하였다. 마지막으로 각 항목에서 독성값, 기간, 독성종말점, 독성영향 등 독성파라미터가 없는 자료 및 불확실한 자료는 모두 제외하였으며, 원문자료 확인 및 동일종 중 가장 민감한 값을 선택하였다.

2. 종민감도분포(SSD, species sensitivity distribution)

ECOTOX DB의 자료로부터 수집 정리한 생태독성자료를 가지고 네덜란드 국립공중보건환경연구소(RIVM)의 ETX 2.0 program을 사용하여 SSD 평가를 실시하였다. 각각의 환경내 95%이상의 종의 보호수준(HC5, hazardous concentration 5%)으로 추정하였으며, 평가결과의 정규성 확인 및 도출된 결과인 HC5를 이용하여 PNEC 값을 도출하였다. 또한

SSD 평가결과인 HC5의 불확실성을 보정하기 위하여 평가계수(AF, Assessment factor)를 적용하였다.

3. 환경매체별 PNEC의 도출

3.1. 수 생태종에 대한 PNEC

생태독성 자료를 이용한 PNEC 값 도출은 수집된 국내의 생태독성자료 중에서 국내 서식종 생태독성자료와 국외 서식종의 생태독성자료를 구분하여 PNEC 값을 도출하고 도출된 값의 민감도 차이를 확인하고, 민감도 차이가 없는 경우 국내의 생태독성자료를 활용한 SSD를 통해 PNEC 값을 도출한다. 반대로 민감도 차이가 있는 경우 국내 서식종 자료만을 활용한 SSD를 통해 PNEC 값을 도출한다.¹¹⁾

3.2. 토양 생태종에 대한 PNEC

토양에서의 PNEC 값 도출은 수생태 PNEC 값 도출과 동일하게 평가계수와 SSD를 이용한 방법을 적용할 수 있지만, 토양 생태독성 자료가 부족한 경우 화학평형모형을 이용해서 수생태 PNEC 값으로부터 토양의 PNEC 값을 도출할 수 있다.¹¹⁾ ECOTOX DB에서의 토양에 대한 생태독성 자료가 충분하지 않기 때문에 국립환경과학원 화학물질의 위해성에 관한 자료작성 해설서에 제시되어 있는 토양 입자와 공극수 간 화학평형을 가정한 분배계수를 이용하였다(식 (1)).

$$PNEC_{soil} = (0.1176 + 0.01764 \times Koc) \times PNEC_{water} \quad (1)$$

3.3. 퇴적물 생태종에 대한 PNEC

퇴적물 PNEC 값은 SSD를 이용하여 도출할 수 있지만, SSD를 활용할 수 있는 퇴적물 생태독성 자료가 존재하지 않거나 자료가 존재하지 않을 경우 퇴적물 입자와 공극수 간 화학평형을 가정한 분배계수를 이용하여 수생태 PNEC 값으로부터 잠정적인 퇴적물 PNEC 값을 추정할 수 있다.¹¹⁾ ECOTOX DB에서의 퇴적물에 대한 생태독성 자료가 충분하지 않기 때문에 국립환경과학원 화학물질의 위해성에 관한 자료작성 해설서에 제시되어 있는 평행분배방법을 사용하여 퇴적물의 PNEC 값을 추정하였다(식 (2)).

$$PNEC_{sediment} = (0.783 + 0.0217 \times Koc) \times PNEC_{water} \quad (2)$$

3.4. 이차독성의 PNEC

이차독성은 생물축적이 잘 되거나, 상위 영양단계로 갈수록 생물확대현상이 나타나는 유해화학물질의 경우 주요 노출경로가 먹이생물이기 때문에 상위 포식자(조(鳥)류, 포유류)의 먹이 생물에 대한 $PNEC_{oral}$, 즉 이차독성 PNEC 값을 설정할 필요가 있다.¹¹⁾

$PNEC_{oral}$ 은 먹이내의 농도로 표현되어야 하며, 먹이생물에 대한 독성값에 평가계수를 적용하여 산출하게 된다.

$PNEC_{oral}$ 을 도출하기 위해서는 TGD-Part II¹²⁾에 제시되어 있는 아래의 식을 사용하여 추정하였다(식 (3)).

$$PNEC_{oral} = TOX_{oral} / AF_{oral} \quad (3)$$

4. 환경매체별 PEC의 도출

생태학적 위해성평가를 위한 노출평가는 전국규모의 환경모니터링 자료로 이용하여, 매질별 PEC 값을 산출하였다. “환경유해인자의 위해성평가를 위한 절차와 방법 등에 관한 지침”에 따르면 모니터링 결과의 대푯값을 산정하기 위해서는 시공간적 변이를 고려하며 조사지역 내 환경노출농도는 동일지점 내 상위 90분위수 간의 지역 평균값 또는 동일지점 내 연평균 값의 조사지역 내 90분위수로 사용한다고 제시하고 있다.

본 연구에서는 지점별 연평균 값을 계산하고 지역별 상위 90분위수를 도출하여 환경노출농도를 제시하였다. 수질에서의 카드뮴에 대한 PEC 값을 산출하기 위하여 국립환경과학원 물환경정보시스템의 수질측정망 결과(2016)의 자료에서, 하천수,¹³⁾ 호소수,¹⁴⁾ 산단하천,¹⁵⁾ 도시관류¹⁶⁾ 등 총 850개 지점의 카드뮴 측정값으로부터 환경농도를 산출하였다. 지점별 카드뮴 측정값은 대부분 불검출(ND)로서 보수적으로 평가를 하기 위해 불검출 지역은 해당 자료의 검출한계(MDL) 값인 0.017 µg/L로 하여 반영하였다.

토양 및 퇴적물에서의 카드뮴에 대한 PEC 값을 산출하기 위하여 국립환경과학원 “2015년 토양측정망 및 토양오염실태조사결과” 및 국립환경과학원 물환경정보시스템의 퇴적물측정망 자료(2015)¹⁷⁾를 활용하였다. 토양의 경우 토양측정망에서의 총 1000개 지점별 연평균 값을 계산하고, 이 값들의 지역별 상

Table 1. Default BMF values for organic substances

| log Kow | BCF _{fish} | BMF |
|---------|---------------------|-----|
| <4.0 | <2,000 | 1 |
| 4.0-5.0 | 2,000-5,000 | 2 |
| 5.0-8.0 | >5,000 | 10 |
| 8.0-9.0 | 2,000-5,000 | 3 |
| >9.0 | <2,000 | 1 |

위 90분위수를 사용하여 환경농도를 산출하였으며, 퇴적물의 경우 총 258개 지점별 연평균 값을 계산하고 이 값들의 지역별 상위 90분위수를 사용하여 환경농도를 산출하였다.

그리고 이차독성으로서 먹이생물에서 PEC 값을 도출하기 위해서는 생물농축계수(BCF, bioconcentration factor), 생물축적계수(BAF, bioassimilation factor), 생물확대계수(BMF, biomagnification factor)를 이용

하여 추정할 수 있으며, 이들 계수에 대한 실측자료가 없는 경우 관련계수로부터 추정할 수 있다.¹¹⁾ 이차독성의 PEC 값은 아래의 표와 같이 문헌¹⁸⁾에서 발췌한 BCF_{fish} 또는 BMF 값을 TGD-Part II¹²⁾에 제시되어 있는 아래의 식을 대입하여 추정하는 식을 이용하였다(식 (4), Table 1).

$$PEC_{oral, predator} = PEC_{water} \times BCF_{fish} \times BMF \quad (4)$$

III. 결 과

위해성평가의 대상물질 선정기준, 절차 및 방법 등에 관한 지침에 의하면 SSD 평가를 활용하기 위해 필요로 하는 최소자료는 중요 분류군별 생태독성 자료가 최소 4개 분류군 이상 충족되고 총 5종 이상의 자료가 확보되어야 한다라고 명시되어있다.

이에 ECOTOX DB의 자료로부터 수집된 만성독

Table 2. Chronic toxicity data of aquatic ecology

| Taxon | Species | Endpoint (Duration) | Toxicity Value (µg/L) | Effect | References |
|--------------|--|---------------------|-----------------------|--------|--|
| Algae | <i>Chlamydomonas reinhardtii</i> | NOEC (1 d) | 10 | Pop | Stoiber TL, Shafer MM and Armstrong DE. 2010 |
| | <i>Parachlorella kessleri</i> | NOEC (2 d) | 2 | Pop | H.T.T. Ngo et al. 2009 |
| | <i>Scenedesmus acutus</i> var. <i>acutus</i> | NOEC (2 d) | 300 | Pop | Butler. 2012 |
| Crustaceans | <i>Ceriodaphnia dubia</i> | NOEC (1 d) | 19 | Mor | Jop KM, Askew AM and Foster RB. 1995 |
| | <i>Daphnia pulex</i> | NOEC (70 d) | 5 | Pop | Joseph, Christopher and Lyman. 1987 |
| | <i>Daphnia magna</i> | NOEC (7 d) | 0.2 | Rep | Barata and Baird. 2000 |
| Fish | <i>Cyprinus carpio</i> | NOEC (115 d) | 440 | Gro | Christine et al. 1988 |
| | <i>Lepomis macrochirus</i> | NOEC (22 d) | 37.3 | Gro | Bryan et al. 1995 |
| | <i>Salvelinus fontinalis</i> | NOEC (10 d) | 8 | Gro | Jop KM, Askew AM and Foster RB. 1995 |
| Invertebrate | <i>Ankistrodesmus falcatus</i> | NOEC (4 d) | 10 | Rep | Baer et al. 1999 |
| | <i>Brachionus calyciflorus</i> | NOEC (4 d) | 10 | Rep | Preston et al. 2000 |

Pop: Population, Mor: Mortality, Gro: Growth, Rep:Reproduction

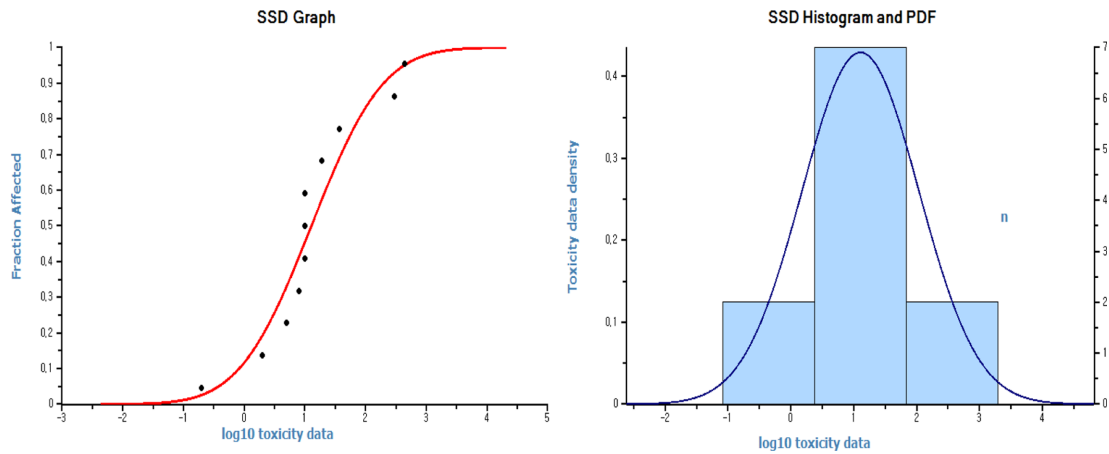


Fig. 1. Species sensitivity distribution for Cadmium

Table 3. Result of HC5 to chronic toxicity

| Name | Value | log10 (value) | Description |
|--------|----------|---------------|----------------------------|
| LL HC5 | 0.030954 | -1.50928 | Lower estimate of the HC5 |
| HC5 | 0.339543 | -0.4691 | Median estimate of the HC5 |
| UL HC5 | 1.377627 | 0.139132 | Upper estimate of the HC5 |
| sprHC5 | 44.50532 | 1.648412 | Spread of the HC5 estimate |

성 자료는 성장, 치사, 생식 및 군집 등을 기준으로 한 생태독성종말점으로부터 독성값 부재, 기간 및 원문 미확인 등의 불확실성 자료를 제외하였으며, 그 결과 총 4개 분류군, 11종으로 분류되었다(Table 2).

분류되었던 자료를 바탕으로 수생태 만성독성에 대한 PNEC 값을 도출하기 위해 SSD를 평가하였으며(Fig. 1, Table 3), 그 결과 HC5 값은 0.340 µg/L로 산출되었다. 위해성평가의 대상물질 선정기준, 절차 및 방법 등에 관한 지침에 따르면 AF는 일반적으로 SSD 평가에 사용되는 생태독성자료가 최소요건을 충족할 경우 적용되는 것으로, 만성독성 자료들로 SSD 평가를 활용할 경우 AF는 1에서 5까지 적용할 수 있다. 즉 자료가 충분히 있는 경우 1을, 대표성이 부족하거나 충실하지 않는 자료들인 경우 5를 적용하며 일반적으로 3을 적용한다¹¹⁾. 이에 본 연구에서는 카드뮴에 대한 독성자료는 최소요건을 충족하였으나 대표성을 가질만한 자료가 충분하지 않으므로 일반적으로 적용되는 AF 값인 3으로 하여 적용하였다. 그 결과 수생태의 PNEC 값은 0.113 µg/L로 산출되었다.

SSD 평가에 의해 산출된 HC5에 대한 통계적 검

증은 정규성 검증을 통해 실시하였다. Anderson-Darling test와 Kolmogorov-Smirnov test 등의 결과, 자료수는 11, 유의수준 0.1 (90% 유의수준)에서 정규성은 수용, 유의수준 0.05 (95% 유의수준)에서 정규성 수용, 유의수준 0.025 (97.5% 유의수준)에서 정규성 수용, 유의수준 0.01 (99% 유의 수준)에서 정규성 수용이라는 결과를 보였다(Table 4).

도양 및 퇴적물은 생태독성자료 부족으로 인해 평행분배방법을 사용하여 PNEC 값을 도출하였다. 평행분배방법을 적용하기 위해서는 카드뮴의 유기탄소 분배계수(K_{oc})가 필요하다. 이에 미국 환경보호청(US EPA)에서 제공하는 EPI Suite™ V4.11 프로그램을

Table 4. Normality test for SSD based on chronic toxicity data

| Anderson-Darling test for normality (N=11) | | |
|--|----------|-----------|
| Sign. level | Critical | Normality |
| 0.1 | 0.631 | Accepted |
| 0.05 | 0.752 | Accepted |
| 0.025 | 0.873 | Accepted |
| 0.01 | 1.035 | Accepted |

Table 5. PEC by Environment media

| Media | Number of location | Geometric mean (µg/L) | Minimum value (µg/L) | Maximum value (µg/L) | PEC (µg/L) |
|----------|--------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|------------|
| Water | 850 | 0.017 | 0.017 | 0.018 | 0.017 |
| Soil | 1,000 | 0.348 | 0.020 | 13.670 | 1.012 |
| Sediment | 258 | 0.313 | 0.05 | 10.51 | 0.521 |

Table 6. Hazard Quotient Results by environmental media

| Environmental media | PEC | PNEC | HQ |
|---------------------|-------------|-------------|------------|
| Water | 0.017 µg/L | 0.113 µg/L | 0.150 |
| Soil | 1.01 mg/kg | 15.02 mg/kg | 0.067 |
| Sediment | 0.521 mg/kg | 90.61 mg/kg | 0.006 |
| Secondary toxicity | 2.431 µg/kg | Bird | 6.67 µg/kg |
| | | Mammalia | 100 µg/kg |

통해 카드뮴의 K_{oc} 값을 구하였으며, 그 결과 카드뮴의 K_{oc} 값은 0.8687로 산출되었다. 도출한 $PNEC_{water}$ 값과 K_{oc} 값을 식에 적용하여 토양(식 (1)) 및 퇴적물(식 (2))에서의 PNEC 값을 산출하였다. 그 결과 토양의 $PNEC_{soil}$ 은 15.02 mg/kg, 퇴적물의 $PNEC_{sediment}$ 은 90.61 mg/kg로 나타났다. 카드뮴의 이차독성에 대해 살펴보았으며, 생태독성자료 중 조(鳥)류의 $NOEC_{oral}$ 값은 0.2 mg/kg, 포유류 경우 3 mg/kg의 $NOEC_{oral}$ 값이 확인되었다.¹⁸⁾ 노출기간이 만성일 경우 TGD-Part II¹²⁾에 따라 평가계수 30을 적용하였으며, 식 (3)에 따라 조(鳥)류의 $PNEC_{oral}$ 값은 0.006 mg/kg 포유류의 $PNEC_{oral}$ 값은 0.1 mg/kg으로 산출되었다.

수질에서의 카드뮴에 대한 PEC 값을 산출하기 위하여 총 850개 지점에 대한 모니터링의 수질측정망 자료를 분석한 결과, 기하평균은 0.017 µg/L, 최소-최대값은 0.017-0.018 µg/L으로 나타났으며, 수질의 PEC 값은 0.017 µg/L로 산출되었다(Table 5).

토양에서의 카드뮴에 대한 PEC 값을 산출하기 위해 토양측정망 자료를 이용하였으며 총 1000개 지점별 연평균 값을 계산하고, 이 값들의 지역별 상위 90분위수를 사용하였다. 퇴적물에서의 카드뮴에 대한 PEC 값을 산출하기 위하여 퇴적물측정망 자료를 이용하였으며, 총 258개 지점별 연평균 값을 계산하고 이 값들의 지역별 상위 90분위수를 사용하였다. 그 결과 토양 및 퇴적물의 PEC 값은 각각 1.01 mg/kg 및 0.521 mg/kg으로 산출되었다(Table 5).

문헌에서¹⁸⁾ 발췌한 카드뮴의 BCF_{fish} 값은 143 L/kg (wet weight, wwt)이며, 카드뮴의 $\log(K_{ow})$ 값은 -0.07 이므로 Table 1에서 BMF 값은 1이 된다. 따라서 수질의 PEC_{water} 값을 이용하여 식 (4)에 대입하면, 카드뮴의 이차독성 PEC_{oral} 값은 2.431 µg/kg (wwt)으로 산출되었다.

카드뮴에 대한 환경위해도 산정은 PEC 값과 PNEC 값을 비교하여 유해지수(HQ=PEC/PNEC)로서 위해도를 산정할 수 있다. 유해지수는 1.0 이상인 경우 해당 물질의 생태위해 가능성이 있다고 판정하며 (unacceptable), 유해지수가 1.0 이하 혹은 0.02 이상인 경우 위해가능성은 낮으나 생태위해도 관리가 필요하다고 판정할 수 있다(acceptable but need risk management). 한편 유해지수가 0.02 미만인 경우 해당 물질의 생태위해도를 무시할 수 있다(negligible)¹⁹⁾. 따라서 수질의 유해지수는 0.150로 위해가능성은 낮으나 주의할 필요성이 있으며, 퇴적물 및 토양의 유해지수는 각각 0.006 및 0.067로 위해도는 미미한 것으로 평가되었다. 이차독성의 유해지수는 조(鳥)류의 경우 0.365, 포유류의 경우 0.024로 평가되었다(Table 6).

IV. 고 찰

2009년에 시행된 ‘환경보건법’에서는 환경유해인자(제11조), 새로운 기술 및 물질의 적용 또는 사용 제한(제12조)에 대하여 위해성평가를 실시하고 이를 관리하기 위한 대책을 마련할 것으로 명시하고 있으

며, ‘환경유해인자의 위해성평가를 위한 절차와 방법 등에 관한 지침’을 마련하여 생태계의 위해성평가를 수행하도록 하고 있다.

본 연구에서 활용되어진 유해화학물질인 카드뮴은 화학물질정보시스템의 유해화학물질 분류표시에 따라 수생생물에 매우 유독하며(H400), 장기적 영향에 의해 수생생물에 매우 유독한 물질(H410)로 분류되어있고,²⁰⁾ 해양 조(鳥)류 및 포유류, 인간 이외의 말이나 사슴과 같은 육상포유류들의 신장과 간에 카드뮴이 축적되어진다고 보고하였다.¹⁸⁾

이에 카드뮴에 대해 환경 매체별 안전수준을 규명하며, 카드뮴에 의해 생태계에 영향이 일어나지 않을 수준의 농도를 결정하고, 환경매체 중에 실제로 존재하는 농도와 비교하는 생태학적 위해성평가를 실시하였다. 먼저 카드뮴에 의한 만성독성 결과로부터 SSD를 도출하였다. SSD 평가는 유해화학물질에 대한 생태학적 위해성평가를 수행하는데 있어서 가장 유용한 방법으로 알려져 있으며, 생물군집 안에서 유해화학물질에 대한 다양한 범위의 민감도들을 포괄할 수 있고, 서로 다른 분류군을 대표할 수 있는 선택된 종을 이용하여 수행할 수 있는 생태독성영향 평가자료의 집합이다.¹¹⁾ SSD에 따른 위해성평가는 크게 결정론적 접근법과 확률론적 접근법을 근거로 하고 있으며, 생물종의 생태독성 자료를 활용할 수 있도록 하고 있다. 결정론적 방법은 독성자료가 부족한 독성물질에 대하여 수질환경기준 또는 사전 단계로 PNEC 값을 산출하는데 일반적으로 적용한다. 즉 독성 값이 부족하거나 환경 중 농도 값이 부족하여 단일 값을 사용하여 위해성을 결정하는 방법이다. 확률론적 방법은 충분한 독성자료로 인해 많은 가능성의 시나리오를 생성하며, 생성된 시나리오에 따라서 가중치 등을 토대로 노출 또는 PNEC 값 등을 산출한다. 즉 결정론적 위해성 평가 방법에서 활용하는 PEC 값과 PNEC 값이 각각 노출농도 분포와 SSD와 같은 확률 분포로 전환되어 사용된다는 것을 의미한다.⁴⁾

본 연구에서는 카드뮴에 대한 독성데이터가 충분하지 않기 때문에 대표 생물종의 한 종의 독성 값을 선정하고 안전계수를 적용하여 수질기준 값을 도출하였으며, 토양 및 퇴적층에 대해서는 평행분배방법을 이용하여 도출하였다. 수질의 경우 하천수, 호소수, 산단하천, 도시관류 등 물환경정보시스템의 수질측정망 결과의 자료를 이용하였으며, 이는 국내의 경우 하천,

호소 등의 생활환경 기준과, 하천 호소 등 사람의 건강보호 기준으로 구분 되어져 있기 때문이다. 토양과 퇴적물도 위해성평가의 대상물질 선정기준, 절차 및 방법 등에 관한 지침에 따라 생태학적 위해성평가를 실시하였으며, 토양의 경우 토양측정망 및 토양오염 실태조사결과, 퇴적물에서는 물환경정보시스템의 퇴적물측정망 자료를 활용하였다. 카드뮴은 생물 영양 단계가 올라갈수록 농도가 올라가는 생물축적성이 예상되어지는 물질이므로²¹⁾ 이차독성에 대해 고려할 필요가 있다. 이차독성은 실측자료가 없기 때문에 문헌에서 발췌한 BCF_{fish} 또는 BMF값을 대입하여 추정하는 식을 이용하여 값을 도출하였다.

매체별 카드뮴에 대한 PEC 값과 PNEC 값을 산출한 후 생태계에 미치는 환경위해도를 도출하였다. 화학물질 배출량 정보를 이용한 초기 위해성평가 해설서에 따르면 환경위해도는 용량-반응 평가의 결과 값과 노출평가에서 추정한 노출량(농도)을 비교하여 평가하는 것으로 추정된 노출량(농도)이 용량-반응 평가 기준치보다 높은지 낮은지를 살펴보면, 이를 통해 인체건강과 환경에서의 위해성이 우려되는지를 결정하는 것이라고 제시되어 있다. 환경위해도를 판정하는 방법은 유해지수가 사용되어지는데 유해지수 값을 1과 비교하여, >1일 경우 위해우려가 높으며, <1일 경우 위해우려가 낮다고 판정한다.

V. 결 론

본 연구는 카드뮴에 대해 수생태종의 만성독성 자료를 수집하여 분류한 후 SSD를 평가하여 매체별 PNEC 값을 산출하였으며, 환경 모니터링 자료의 결과를 이용하여 PEC 값을 산출하였다. 또한 카드뮴에 대한 환경위해도는 환경모니터링 자료로부터 도출된 PEC 값에 환경매체별 도출된 PNEC 값을 나누어 유해지수를 산정하였다.

이에 따라 다음과 같은 결과를 도출하였다. 수질 만성 독성의 유해지수는 0.150으로 위해가능성은 낮으나 주의할 필요성이 있으며, 토양과 퇴적물의 유해지수는 각각 0.067 및 0.006으로 위해도가 낮은 것으로 나타났다. 이차독성의 유해지수는 조(鳥)류의 경우 0.365, 포유류의 경우 0.024로 수질과 마찬가지로 위해가능성은 낮으나 주의할 필요성이 있는 것으로 나타났다.

감사의 글

본 연구는 국립환경과학원의 『생활공감 유해물질의 매체통합 위해성평가』 연구사업의 지원(과제번호: NIER-SP-2014-223)에 의해 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

References

- Shon JG, Lee CM. The Risk Assessment of Hazard Chemicals in Environment. *J of Korean Soc Environ Eng.* 2007; 29(5): 477-488.
- Jo AR, Kim TS, Seo JK, Yoon HJ, Kim PJ, Choi KH. Uncertainty Analysis and Application to Risk Assessment. *J Environ Health Sci.* 2015; 41(6): 425-437
- Yang WH. Risk Assessment in Environmentla Health. *J of Korean Soc Environ Eng.* 2007; 29(5): 489-495.
- Gwangju Institute of Science and Techmi. Development of Toxicity Data and Recommended Water Quality Guideline for Protection of Aquatic Species in National Freshwater (Dissemination). Establishment of Yeongsan and Seomjin River System management committee. 2007. p.1-241.
- Vieira C, Morais S, Ramos S, Delerue-Matos C, Oliveira MBPP. Mercury, cadmium, lead and arsenic levels in three pelagic fish species from the Atlantic Ocean: Intra- and inter-specific variability and human health risks for consumption. *Food Chem Toxicol.* 2011; 49(4): 923-932.
- Lee SM, Seo YR. Overview on the Mechanism of Molecular Toxicity and Cellular Defense System Induced by Cadmium Exposure. *Cancer Preve Res.* 2009; 14(2): 93-98.
- Bertin G, Averbeck D. Cadmium:cellular effects, modifications of biomole cules, modulation of DNA repair and genotoxic onswquences (review). *Biochimie.* 2006; 88: 1549-1559.
- Park SH, Song IS, Cho YC. Experimental study on the Accumulation of cadmium and other metals in the fish bodies (*Oryzias latipes*). *Kor J Env Hlth Soc.* 2000.26(3): 25-31
- Park CJ, Ahn HM, Gye MC (2012). Effects of heavy metals on amphibian embryos, tadpoles, and adults. *korean J Environ Biol* 30(4): 287-306
- ECOTOX database. [cited 2018 September 14]. Available from: URL: http://arc.hive.epa.gov/med/med_archive_03/web/html/ecotox.html.
- National Institute of Environmental Research. Risk Assessment Guidebook. 2011. p.1-387.
- European Commission. Technical Guidance Document on Risk Assessment. Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notifiable substance. Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substance. Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part ?. 2003. p.1-328.
- Water Environment Information System. [cited 2018 September 10]. Available from: URL: http://www.water.nier.go.kr/waterData/generalSearch.do?menuldx=3_2_1&siteTypeCd=A.
- Water Environment Information System. [cited 2018 September 10]. Available from: URL: http://www.water.nier.go.kr/waterData/generalSearch.do?menuldx=3_2_1&siteTypeCd=B.
- Water Environment Information System. [cited 2018 September 10]. Available from: URL: http://www.water.nier.go.kr/waterData/generalSearch.do?menuldx=3_2_1&siteTypeCd=E.
- Water Environment Information System. [cited 2018 September 10]. Available from: URL: http://www.water.nier.go.kr/waterData/generalSearch.do?menuldx=3_2_1&siteTypeCd=F.
- Water Environment Information System. [cited 2018 September 10]. Available from: URL: http://www.water.nier.go.kr/waterData/generalSearch.do?menuldx=3_2_1&siteTypeCd=R.
- Smit CE, Van Wezel AP, Jager T and Traas TP. Secondary poisoning of cadmium, copper and mercury: implications for the Maximum Permissible Concentrations and Negligible Cocentrations in water, sediment and soil. RIVM report601501 009. 2000. p.1-61
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final. office of Emergency and Remedial Response U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. 20450. 1989. p.1-288.
- National Chemical Information System. [cited 2018 September 20]. Available from: URL: http://www.ncis.go.kr/main.do.CAS_7440-43-9
- Song SH, LEE MS, Choi KH, Jung YH. Chemical risk assessment report- Cadmium. National institute of environmental research. 2007. p. 1-259.

저자정보

이병우(전문위원), 이병천(환경연구사), 박경화(환경연구관), 김필제(기술서기관) 윤효정(환경연구사)