

# 수질 및 토양오염 모니터링 결과를 이용한 카드뮴의 환경위해성평가

박 광 식\*, 신 동 천\*

동덕여자대학교 약학대학, \*연세대학교 의과대학 예방의학교실

## Environmental Risk Assessment of Cadmium using National Monitoring Data

Kwangsik Park\* and Dong-chun Shin\*

College of Pharmacy, Dongduk Women's University, Seoul 136-714, Korea

\*Institute for Environmental Research, Yonsei University, Seoul 120-752, Korea

### ABSTRACT

Environmental risk assessment of cadmium compounds was conducted using national monitoring data of aquatic and terrestrial compartments of local area. Aquatic and terrestrial toxicities of cadmium compounds on algae, daphnid, fish, earthworm, springtails and other species were evaluated. The toxicity data evaluated in this study were mainly from ECOTOX database provided by US EPA. Assessment factors were determined according to the EU technical guidance document and/or OECD proposal. Predicted no effect concentration (PNEC) values of aquatic and terrestrial toxicity were 25 µg/L and 0.2 mg/kg, respectively and they were compared with cadmium exposure data of several local areas, which were used as Predicted exposure concentration (PEC) values. Most of the local area were found to be not risky. However, the risk values (PEC/PNEC) of some metropolitan areas were greater than 1 when the most conservative PNEC value was applied.

**Key words :** cadmium, risk assessment, predicted no effect concentration, monitoring data

### 서 론

화학물질의 환경위해성평가란 환경중에 서식하는 생물체에 미치는 화학물질의 악영향을 평가하고 악영향이 일어나지 않을 수준의 농도와 환경오염농도를 비교하는 과정이라 할 수 있다(Waeterschoot *et al.* 2003; Naito *et al.* 2003; Eason *et al.* 2002). 유럽의 화학물질 위해성평가 지침서는 유해

성확인 (Hazard identification), 용량반응평가(Dose-response assessment), 노출평가 (Exposure assessment) 및 위험도 결정 (Risk characterization) 4단계를 위해성평가 과정으로 제시하고 있으며 이는 수질 뿐만 아니라 토양 및 대기 등 모든 환경매체에 대해 적용할 수 있도록 구성되어 있다(EC guidelines, 1993). 위해성평가 과정중 유해성확인이란 평가대상 화학물질이 수계 또는 토양계에 서식하는 생물 중에 나타내는 독성을 평가하는 것이며 용량반응평가는 환경중에서 악영향이 나타나지 않을 무영향농도 (PNEC, Predicted No Effective Concen-

※ To whom correspondence should be addressed.  
Tel: +82-2-940-4522, E-mail: kspark@dongduk.ac.kr

tration)를 결정하는 것으로서 이때 PNEC은 반수 치사량(LC50, Lethal Concentration), 최대무영향농도(NOEC, No Observed Effect Concentration) 또는 최소영향농도(LOEC, Lowest Observed Effect Concentration) 등의 값에 적절한 안전계수를 고려하여 얻을 수 있다. 노출평가란 환경 중에 존재하는 농도를 실측하거나 예측하는 과정이며 대개 예측 값(PEC, Predicted Exposure Concentration)을 산출하기 위해서는 그 지역의 생산량, 수입량, 제형, 용도, 순도, 처리공정 자료, 물리화학적 성질 자료, 분해산물, 변형(전이)산물, 노출경로, 흡착, 분해, 노출빈도, 기간 등 다양한 형태의 정보가 필요하다. 위해도 결정은 본질적으로 무영향 농도와 노출농도를 직접 비교하는 것으로서 PEC과 PNEC의 비율로써 결정되는 데 그 비가 1보다 클 경우 위해의 우려가 있는 것으로 판단한다.

본 연구에서는 카드뮴의 생태독성자료를 바탕으로 PNEC값을 결정하고 환경부의 수계 및 토양 모니터링 결과를 노출 값으로 하여 국내 생태계에 미치는 위해도를 평가하였다.

## 재료 및 방법

### 1. 유해성확인 및 용량반응평가

본 연구에서는 CdCl<sub>2</sub> 등 카드뮴 화합물 10종에 대해 ECOTOX 자료를 중심으로 생태독성을 평가하였다. 미국 환경청 자료인 ECOTOX는 AQUIRE(수생생태독성DB), PHYTOTOX(육상식물독성DB), TERRETOX(육상동물독성DB)의 독립된 3개 데이터베이스를 통합한 것으로서 현재까지 가장 광범위한 자료를 포함하고 있는 생태독성 데이터베이스로 알려져 있다(EPA, 2003).

카드뮴에 대한 생태독성자료를 검색하기 위해서는 우선 각 카드뮴 화합물에 대한 적절한 독성종말점(endpoints)을 선정하는 것이 중요하다. 데이터베이스에 등재된 모든 독성자료의 신뢰도를 평가한다는 것은 현실적으로 불가능하며 따라서 위해성평가에 필요한 독성 값을 사전에 선별할 수 있는 기법이 필요하다. 본 연구에서는 수생생태 독성자료로서 수생생태계의 먹이연쇄를 이루는 조류, 물벼룩, 어류에 대한 독성값을 선별하였으며 육상생태계에 대한 독성자료로는 토양서식 생물류인

지렁이, 특특이류 등에 대한 독성값을 선별하였다.

카드뮴의 생태독성자료는 ECOTOX에 기재된 건수만 하더라도 총 1만 건을 상회하는 것으로 나타났다. 독성시험에 대한 결과 값이 다수일 경우가운데서 위해성평가에 활용될 수 있는 신뢰성이 확보된 독성값의 선정이 매우 중요하다. 본 연구에서는 자료의 양(quantity)이라는 관점에서는 먹이연쇄의 3단계 생물을 선택(조류, 물벼룩, 어류)한 시험결과를, 자료의 질적 측면(quality)에서는 GLP 원칙준수 및 해당 테스트가이드라인을 준수한 시험법을 사용한 경우에 그 신뢰도를 인정하였으며 GLP 시험이 아닌 경우에는 시험결과 신뢰성을 평가할 수단이 적절하지 않아 자료의 세부내용 검토에 따른 본 연구자의 판단에 의존하였다.

PNEC은 LC50 또는 NOEC값을 적정한 안전계수(또는 평가계수 Assessment Factor)로 나눈 것으로 이때 안전계수는 제한된 동물을 사용한 실험실 결과를 바탕으로 환경 중에서 일어날 수 있는 결과를 추론하기 위해 필요한 불확실성을 반영하는 것이다(Heugens, 2001). 불확실성은 데이터의 불확실성과 제한성으로 인해 발생하는 데 이때 데이터의 불확실성은 데이터의 질과 상관성을 충분히 평가함으로써 극복된다. 데이터의 제한성이란 위해성 평가에 이용할 수 있는 적정 데이터가 충분히 존재하지 않음을 뜻하는 데 특히 환경위해성평가에 필요한 생태독성자료는 대개 수생(수서)생태독성자료가 많고 대기오염을 반영할 수 있는 독성자료나 육상생물(토양생물)을 이용한 실험데이터는 매우 적어 대기나 토양에 대한 위해성평가의 어려움이 따르는 경우가 많다. 토양중에 서식하는 생물체를 이용한 독성시험이 충분하지 않을 경우 수생생태독성 시험결과를 외삽하는 방법을 적용하는 기법도 있다(Tarazoma *et al.* 2002).

PNEC을 결정하는 데 필요한 안전계수는 데이터의 신뢰성, 자료의 풍부성에 따라 결정된다. 원래 안전계수의 설정은 실험실의 단일 종 실험결과를 환경 중의 다수 종으로 추론하기 위해 생기는 불확실성을 고려한 것인데 추론의 과정에서 고려되는 불확실성은 다음과 같다. 즉, 실험실간 또는 실험실내에서의 독성자료의 차이, 중간 또는 종내에서의 생물학적 차이, 단기노출에 대한 자료를 장기간 만성노출로 외삽시 발생하는 차이, 실험실내에서 생산된 자료를 환경중(field)으로 적용할 때 발

**Table 1.** Proposed assessment factors for application to aquatic toxicity data for estimating a PNEC

Available information applied	Assessment factor applied to the lowest value		
	OECD workshop	EU technical guidance document	ECETOC proposal
One acute L(E)C50 for acute toxicity from one trophic level	1,000	—	—
At least one acute L(E)C50 from each of three trophic levels of the base-set (fish, daphnia and algae)	100	1,000	200
One chronic NOEC (either fish or daphnia)	—	100	—
Two chronic NOECs from species representing two trophic levels (fish and/or daphnia and/or algae)	—	50	5
Chronic NOECs from at least three species (normally fish, daphnia and algae) representing three trophic levels	10	10	—
Field data or model ecosystems	—	case by case	1

\*ECETOC; European Committee on Environmental Toxicology and Chemistry

생활 수 있는 차이 등이다. 이러한 차이를 고려할 때 본질적으로 안전계수란 데이터의 신뢰도에 따라 결정되는 것이며 먹이연쇄 단계별 시험 중에 대한 독성 값의 존재여부가 궁극적으로 중요하게 된다. 안전계수 설정시 독성 값은 중에 관계없이 가장 낮은 값을 적용(worst case)하며 단기간 노출에 의한 급성독성 시험값의 경우 LC50을, 장기간 노출에 의한 만성독성 값의 경우 NOEC를 선정하게 된다. 참고로, 유럽연합 및 OECD의 지침서에 제시된 안전계수의 설정값은 Table 1과 같다.

본 연구에서의 카드뮴 PNEC 결정은 카드뮴의 독성값(급성독성 또는 만성독성)에 대해 위의 방법론에 따라 설정된 안전계수로 나눈 값으로 하였다.

## 2. 노출평가 및 위해도 결정

카드뮴 노출자료는 환경부에서 1998~2000년 총 5개년 동안 실시한 전국의 수질 및 토양 측정망 결과를 사용하였다. 수질의 경우 전체 측정지역(샘플)수는 18,839개였으며 이중 94.7%의 값이 불검출 값이었고 토양의 경우 전체 측정 지역(샘플)수는 6,988개로 불검출 비율은 수질에 비해 낮은 편이었다. 불검출 값에 대한 위해도 값은 산술적인 0에 해당하므로 불검출 지역은 위해도가 없는 지역으로 간주하고 본 연구에서는 평가대상에서 제외하였다. 불검출 값을 제외한 검출지역에서의 수질 및 토양에 대한 카드뮴 농도의 평균값±편차값

을 구하고 이들 값에 대해 위해도 평가를 실시하였다. 위해도 값을 산출하기 위해서는 결정된 PNEC 값과 전국의 수질 및 토양 측정망을 통해 얻은 카드뮴농도 측정결과를 비교하였으며 PEC/PNEC 값이 1보다 큰 경우에는 위해의 우려가 있는 것으로 판정하였다.

## 결과 및 고찰

### 1. 수생생태독성

#### 1) 독성값 결정

ECOTOX 자료를 분석하여 1차적으로 선별된 자료 중 본 연구에서 검토된 자료는 어류 203건, 물벼룩 117건, 조류 192건, 지렁이류 39건 및 독특이류 13건이었다. 카드뮴 수생 생태독성 값의 결정은 여러 측면에서 불확실성이 개입되게 되는 데 특히 카드뮴화합물의 종류에 따른 독성 값의 차이, 시험에 사용된 어종에 따른 독성 값의 차이, 시험자에 따른 독성 값의 차이가 주된 불확실성요인으로 작용하였다. 위해성평가에 사용될 카드뮴의 수생 생태독성 값은 Table 2에 나타내었다(Fennikoh *et al.*, 1978; Spehar *et al.*, 1976; Nebeker *et al.*, 1986; Suedel *et al.*, 1997; Kuhn *et al.*, 1990; Chao *et al.*, 2000).

#### 2) 안전계수 결정

우리나라의 경우 안전계수에 대한 정부 또는 민간 전문가간의 합의를 도출하기 위한 시도가 이루

어지고 있으나 아직 결론에 이르지 못하는 못하고 있는 실정이다. 본 연구에서는 Table 1에 제시된 유럽연합 또는 OECD의 지침에 맞는 다양한 안전계수를 적용하여 사용하기로 하였다. 우선 먹이연쇄 3단계의 급성독성 값으로부터 하나의 급성독성 값을 선정하여 안전계수를 적용하고자 할 때 OECD는 100을, 유럽연합은 이보다 더욱 민감한 1,000값을

제시하고 있다. 따라서 Table 2에서 보는 바와 같이 카드뮴에 대한 급성독성 값은 먹이연쇄단계에 따른 3종의 급성독성 값이 존재하므로 이중 하나를 취하여 PNEC 값을 도출하고자 할 때 유럽연합의 1,000 또는 OECD의 100을 안전계수로 선정할 수 있을 것이다. 본 연구에서는 전반적으로 보다 보수적인 유럽연합의 지침을 따르기로 하고 급성독성

**Table 2.** Aquatic toxicities of cadmium chloride on fish, daphnia and algae.

Species	Acute toxicity	Chronic toxicity
Fish	LC50-96 h 2500 µg/L	LOEC-100 d 8.1 µg/L
Daphnia	EC50-48 h 146 µg/L	LOEC-14 d 4.0 µg/L
Algae	EC50-48 h 150 µg/L	LOEC-96 h 50 µg/L

**Table 3.** PNEC values of the cadmium chloride on aquatic toxicity with various assessment factors.

Toxicity value	Assessment Factor	PNEC
Fish, acute toxicity (LC50-96 h) 2,500 µg/L	1,000 (EU) 100 (OECD)	2.5 µg/L 25 µg/L
Daphnia, acute toxicity (EC50-48 h) 146 µg/L	1,000 (EU) 100 (OECD)	0.146 µg/L 1.46 µg/L
Daphnia, chronic toxicity (LOEC-14d) µg/L	10 (OECD, EU) 50	0.4 µg/L 0.08 µg/L

**Table 4.** Cadmium concentration in waters of national monitoring sites (ppm)

Year	1998	1999	2000	2001	2002
Seoul	ND (27)	3.5E-4±0.001 (27)	2.7E-4±0.001 (27)	4.8E-5±2.4E-4 (26)	ND (27)
Busan	0.001±0.003 (33)	0.001±0.003 (33)	3.9E-4±0.002 (34)	0.003±0.009 (34)	2.3E-4±8.7E-4 (34)
Daegu	ND (25)	2.4E-4±9.7E-4 (25)	8.0E-5±4.0E-4 (25)	ND (25)	0.008±0.042 (25)
Daejeon	ND (20)	4.1E-4±1.8E-4 (20)	2.5E-4±0.001 (20)	0.002±0.009 (19)	ND (19)
Incheon	0.002±0.004 (13)	0.012±0.024 (12)	0.003±0.006 (12)	0.002±0.006 (12)	6.5E-4±0.001 (11)
Gwangju	0.001±0.003 (11)	4.9E-4±7.2E-4 (11)	0.002±0.003 (11)	0.015±0.049 (11)	0.013±0.042 (11)
Ulsan	0.004±0.022 (38)	0.002±0.009 (38)	0.003±0.012 (38)	0.002±0.008 (38)	9.0E-4±0.005 (37)
Gangwon	4.2E-6±4.2E-5 (99)	2.7E-5±1.6E-4 (99)	ND (100)	ND (100)	ND (100)
Gyeonggi	0.004±0.035 (130)	3.9E-4±0.003 (131)	1.5E-4±8.7E-4 (130)	0.004±0.042 (130)	1.1E-4±9.9E-4 (130)
Jeonnam	8.3E-4±0.003 (60)	7.5E-4±0.002 (61)	0.001±0.005 (61)	0.008±0.035 (61)	6.9E-6±3.8E-5 (60)
Jeonbuk	5.0E-5±1.5E-4 (53)	ND (54)	2.8E-5±2.0E-4 (54)	ND (54)	ND (54)
Chungnam	ND (70)	ND (70)	ND (70)	4.9E-5±2.9E-4 (71)	ND (71)
Chungbuk	8.8E-6±8.0E-5 (83)	5.0E-5±2.6E-4 (82)	4.9E-5±2.6E-4 (82)	7.9E-5±4.2E-4 (82)	ND (82)

Concentration is represented as Mean±SD and ND means "Not Detected" in all the monitoring sites. Number in parenthesis represents the number of sampling sites in the designated local area.

값에 대해서는 1,000을 안전계수로 사용하였다. 만성독성 값으로부터 안전계수를 적용하고자 할 때 유럽연합은 한 종의 NOEC 값으로부터 도출할 경우 100, 2종일 경우 50, 3종일 경우 10을 적용하고 있다. Table 2에서 보는 바와 같이 3종의 먹이연쇄 단계 생물별에 대한 만성독성 값이 NOEC 값이 아닌 LOEC 값으로서 제시되어 있어 안전계수를 NOEC 값을 적용할 경우보다 보수적인 50으로 결정하였다. 아울러 NOEC값을 적용한 것과 동일하게 안전계수 10을 적용한 PNEC 값도 산출하여 보았다.

3) PNEC 결정

급성독성에 대한 가장 민감한 영향을 나타내는 것은 물벼룩류로서 LC50-48h 값이 146 µg/L으로 나타났다. 이 값에 대해 안전계수 1,000을 적용하면 PNEC 값은 0.146 µg/L가 산출된다. 참고로 OECD에서 제시한 안전계수 100을 적용할 경우 1.46 µg/L로 나타나 우리나라 하천수, 호소 및 먹는 물의 기준인 10 µg/L의 1/6에 근접한 값이 산출됨을 알 수 있다. 만성독성값을 이용하여 PNEC을 결정할 경우, 가장 민감한 독성값을 나타낸 14일노출-물벼룩 독성값 4 µg/L에 안전계수는 10을 적용하였을 때 0.4 µg/L가 얻어졌다. 물벼룩독성값 4 µg/L가 NOEC 값이 아닌 LOEC값임을 감안하여 안전계수를 50으로 적용하여 보면 0.08 µg/L가 산출되어 급성독성값의 경우에 비해 보다 보수적인 PNEC 값이 산출된다. 본 연구에서는 단일 PNEC 값을 제시하는 것보다는 각각의 경우에 맞는 PNEC 값을 제시함으로써 보다 다양한 사례에 대해 적절한 위해성평가를 수행할 수 있도록 제시하였다 (Table 3).

4) 위해도 결정

Table 4는 1998년부터 2002년까지 환경부 수질 모니터링의 결과중 불검출 지역을 제외한 검출 지역만의 오염농도 값을 평균±편차로 나타낸 것이다. 위해도는 최저 PNEC 값을 이용한 가장 보수적인 경우와 최대 PNEC 값을 이용한 가장 낙관적인 경우에 대해 각각 실시하였다. PEC 값은 측정지역의 평균 농도값을 사용하였으며 위해도평가는 PEC/PNEC 비를 산출한 것으로서 본 연구에서는 1보다 큰 경우와 작은 경우로 구분하여 나타내었다. 가장 낮은 PNEC 값을 이용하여 위해도를 평가

한 결과는 Table 5에 나타내었으며 전북, 충남, 충북 및 강원에서는 '98년부터 2002년까지 모든 측정값에서 위해도가 1 이하로 나타나 카드뮴에 의한 수생생태계의 위해우려는 없는 것으로 나타났다. 반면, 광주, 울산, 경기 및 부산에서는 측정기간 전 기간동안 위해도가 1 이상으로 나타나 카드뮴에 의한 수생생태계의 위해우려가 있을 것으로 나타났다. 유럽의 위해도 평가지침에 따르면 위해도 값이 1 이상인 경우 노출 값을 확대하여 조사하거나 PNEC 값의 불확실성에 대한 재평가 등을 통해 그 값을 변경할 여지가 있는지 평가하도록 하고 있다. 본 연구에서 광주, 울산, 경기 및 부산에서 비록 위

Table 5. Risk assessment of cadmium chloride in aquatic system using worst case of PNEC value (0.08 µg/L).

Chemical	Area	1998	1999	2000	2001	2002
Cd	Seoul	<1	>1	>1	<1	<1
	Busan	>1	>1	>1	>1	>1
	Daegu	<1	>1	1	<1	>1
	Daejeon	<1	>1	>1	>1	<1
	Incheon	>1	>1	>1	<1	>1
	Gwangju	>1	>1	>1	>1	>1
	Ulsan	>1	>1	>1	>1	>1
	Gangwon	<1	<1	<1	<1	<1
	Gyeonggi	>1	>1	>1	>1	>1
	Jeonnam	>1	<1	>1	>1	<1
	Jeonbuk	<1	<1	<1	<1	<1
	Chungnam	<1	<1	<1	<1	<1
	Chungbuk	<1	<1	<1	<1	<1

Table 6. Risk assessment of cadmium chloride in aquatic compartment using highest PNEC value (25 µg/L)

Chemical	Area	1998	1999	2000	2001	2002
Cd	Seoul	<1	<1	<1	<1	<1
	Busan	<1	<1	<1	<1	<1
	Daegu	<1	<1	<1	<1	<1
	Daejeon	<1	<1	<1	<1	<1
	Incheon	<1	<1	<1	<1	<1
	Gwangju	<1	<1	<1	<1	<1
	Ulsan	<1	<1	<1	<1	<1
	Gangwon	<1	<1	<1	<1	<1
	Gyeonggi	<1	<1	<1	<1	<1
	Jeonnam	<1	<1	<1	<1	<1
	Jeonbuk	<1	<1	<1	<1	<1
	Chungnam	<1	<1	<1	<1	<1
	Chungbuk	<1	<1	<1	<1	<1

해도 값이 1 이상으로 나타나긴 하였으나 이는 PNEC 값이 현재의 수질환경기준에 비해 극히 낮은 최악의 경우를 산정한 것이므로 PNEC 값의 적절한 변경여지가 발생할 경우 위해도 값이 달라질 것으로 보인다. 본 연구에서 사용한 PNEC 값 0.08 µg/L는 현재 카드뮴에 대한 하천기준인 10 µg/L에 비해 약 55배 정도 낮은 값이며 따라서 Table 5에 나타난 결과는 극히 보수적인 위해성평가 결과라 할 수 있겠다. 그러나 어류급성 독성 값에 OECD 안전계수를 적용하여 얻은 PNEC 값(25 µg/L)를 이용하여 위해도 평가를 수행한 결과는 Table 6에서 보는 바와 같이 전지역, 전기간에 걸쳐 1 이하로 나

타나 수생생태계에 대한 위해의 우려가 낮을 것으로 판단되었다.

## 2. 육상생태독성

육상생태독성의 PNEC 값 설정에 필요한 안전계수는 기본적으로 수생생태독성평가에서의 안전계수에 준하여 설정된다. 즉, 육상생태독성의 안전계수도 본질적으로는 급성독성(단기독성)과 만성독성(장기독성)의 차이, 먹이연쇄별 생물종에 대한 독성값의 존재여부가 안전계수 설정에 가장 중요한 기준이 된다.

**Table 7.** Cadmium concentration in terrestrial compartment of national monitoring sites (mg/kg)

Area	1998	1999	2000	2001	2002
Seoul	0.09±0.05 (5)	0.14±0.09 (15)	0.12±0.13 (15)	0.07±0.11 (45)	0.07±0.10 (45)
Busan	0.14±0.06 (8)	0.13±0.11 (27)	0.20±0.14 (27)	0.08±0.05 (21)	0.09±0.08 (21)
Daegu	0.15±0.09 (25)	0.12±0.11 (35)	0.17±0.08 (35)	0.08±0.07 (58)	0.12±0.10 (58)
Daejeon	0.12±0.05 (19)	0.12±0.09 (25)	0.20±0.09 (25)	0.05±0.03 (86)	0.06±0.06 (86)
Incheon	0.10±0.07 (28)	0.14±0.09 (40)	0.21±0.14 (39)	0.15±0.15 (29)	0.09±0.05 (29)
Gwangju	0.11±0.10 (26)	0.33±0.19 (37)	0.17±0.43 (38)	0.09±0.07 (8)	0.12±0.07 (8)
Ulsan	0.11±0.06 (28)	0.22±0.09 (48)	0.27±0.14 (48)	0.23±0.15 (16)	0.16±0.10 (16)
Gangwon	0.11±0.12 (74)	0.17±0.27 (135)	0.15±0.14 (136)	0.08±0.10 (183)	0.08±0.12 (183)
Gyeonggi	0.10±0.17 (141)	0.21±0.61 (197)	0.22±1.32 (197)	0.13±0.43 (205)	0.10±0.36 (205)
Gyeongnam	0.14±0.22 (152)	0.17±0.26 (175)	0.17±0.14 (175)	0.14±0.35 (76)	0.10±0.11 (76)
Gyeongbuk	0.13±0.12 (141)	0.24±0.19 (209)	0.16±0.16 (209)	0.10±0.09 (189)	0.12±0.12 (189)
Jeonnam	0.11±0.10 (123)	0.15±0.14 (171)	0.12±0.11 (172)	0.11±0.15 (181)	0.90±0.10 (181)
Jeonbuk	0.14±0.07 (49)	0.33±1.16 (96)	0.31±0.94 (96)	0.16±0.12 (162)	0.08±0.10 (162)
Chungnam	0.12±0.12 (85)	0.14±0.13 (147)	0.17±0.15 (147)	0.09±0.11 (96)	0.08±0.07 (96)
Chungbuk	0.84±0.12 (69)	0.28±0.49 (109)	0.26±0.19 (109)	0.14±0.13 (109)	0.12±0.13 (109)
Jeju	0.20±0.08 (19)	0.10±0.06 (31)	0.17±0.10 (31)	0.15±0.15 (36)	0.18±0.26 (36)

Concentration is represented as Mean±SD and ND means "Not Detected" in all the monitoring sites. Number in parenthesis represents the number of sampling sites in the designated local area.

1) 독성값 및 안전계수 결정

본 연구에서는 지렁이에 대한 12주노출 만성독성값 LOEC 10 mg/kg과 톡톡이(톡토기라고도 한다)류에 대한 28일 만성독성값 2,110 mg/kg을 PNEC 산정에 이용할 독성값으로 결정하였다. 유럽 연합의 지침에서 안전계수는 1종의 만성독성자료가 얻어질 경우 100, 2종의 만성독성자료가 얻어질 경우 50, 3종의 만성독성자료가 얻어질 경우 10으로 정하고 있다. 따라서 본 연구에서는 지렁이와 톡톡이류에 대한 만성독성값을 얻을 수 있었으므로 안전계수를 50으로 결정하였다(Van Gestel *et al.*, 1991; Wohlgemuth *et al.*, 1990)

2) PNEC 결정

본 연구에서는 지렁이류와 톡톡이류에 대한 독성값중 보다 민감한 지렁이류의 만성독성값 10 mg/kg과 안전계수 50을 사용하여 PNEC 값을 0.21 mg/kg으로 산정하였다. PNEC값은 향후 보다 다양한 독성값에 대한 신뢰도 평가 후(예, 지렁이, 톡톡이 외에 다른 토양서식생물종에 대한 독성값이 얻어질 경우) 안전계수를 10으로 낮춘다면 PNEC값은 1 mg/kg 수준이 되어 환경부고시 토양오염우려기준의 가지역과 유사한 값이 될 것으로 보인다.

3) 위해도 결정

Table 7에서 제시된 노출값을 이용하여 토양생태계에 미치는 카드뮴의 영향을 평가한 결과를 Table 8에 나타내었다. 보는 바와 같이 울산지역에서 3회, 경기지역 2회, 전북 2회, 충북 3회, 전남 1회 및 광주지역 1회를 제외하고는 전 측정지점에서 전 측정 기간동안 위해도는 1보다 낮게 나타났다. 위해도평가에 활용한 노출값은 측정지역 평균값을 사용하였으며 PNEC 값은 0.2 mg/kg을 사용하였다.

결 론

수생생태계에 대한 위해성은 물벼룩 만성독성값으로부터 얻어진 가장 보수적인 PNEC 값을 사용한 경우 여러 지역에서 위해도가 1이상으로 나타났다. 그러나 이는 지나치게 보수적인 평가결과로 판단되며 따라서 PNEC 값을 새롭게 결정할 수 있는 수생생태독성자료의 생산이 필요하다 하겠다. 반면, 어류 급성독성 값에 OECD 안전계수를 적용

Table 8. Risk assessment of cadmium chloride in terrestrial compartment using PNEC value of 0.2 mg/kg.

Chemical	Area	1998	1999	2000	2001	2002
Cd	Seoul	<1	<1	<1	<1	<1
	Busan	<1	<1	=1	<1	<1
	Daegu	<1	<1	<1	<1	<1
	Daejeon	<1	<1	=1	<1	<1
	Incheon	<1	<1	=1	<1	<1
	Gwangju	<1	>1	<1	<1	<1
	Ulsan	<1	>1	>1	>1	<1
	Gangwon	<1	<1	<1	<1	<1
	Gyeonggi	<1	>1	>1	<1	<1
	Gyeongnam	<1	<1	<1	<1	<1
	Gyeongbuk	<1	>1	<1	<1	<1
	Jeonnam	<1	<1	<1	<1	>1
	Jeonbuk	<1	>1	>1	<1	>1
	Chungnam	<1	<1	<1	<1	<1
	Chungbuk	>1	>1	>1	<1	<1
Jeju	=1	<1	<1	<1	<1	

하여 얻은 PNEC 값을 사용할 경우에는 전 지역, 전 기간 동안 위해도가 1 이하로 나타나 이와 대조적인 결과를 보여주었다. 토양생태계에 대한 위해성은 지렁이 만성독성값으로부터 얻은 PNEC 값을 사용하여 평가하였으며 일부 지역에서 측정기간에 따라 위해도가 1 이상인 경우가 있었으나 전반적으로 1 이하로 나타나 측정지점에 대한 위해의 우려는 낮은 결과를 보여주고 있다.

본 연구에서 제시된 위해도평가 결과에 대한 불확실성은 생태독성값, 노출값 및 안전계수의 결정 과정에서 다양하게 발생할 수 있다. 따라서 독성값의 신뢰도에 대한 정밀평가를 실시하여야 하며 향후 보다 면밀한 실험기초자료를 확보할 경우 본 연구에서 선정한 독성값의 신뢰도를 확인할 수 있으리라 판단된다. 경우에 따라서는 국내 환경에 적절한 PNEC 값의 결정을 위해 국내산 어류(붕어 또는 잉어) 및 조류에 대한 만성독성자료 생산(GLP data)이 필요하다고 판단된다. 노출농도와 관련하여 평가대상지점의 노출값(PEC)으로 사용한 평균농도 값은 95 percentile값에 비해 낮은 값이므로 위해도 평가시 상대적으로 위해도가 낮게 평가된 점도 본 연구의 불확실성을 높이는 부분이라 할 수 있다. 아울러 안전계수에 대한 보다 광범위한 의견 수렴과정을 마련하고 합의된 안전계수도출방법이 확립되면 보다 정확하고 신뢰성 있는 위해성평가

를 수행할 수 있을 것으로 판단된다.

### 감사의 말

본 연구는 환경부의 『위해우려물질 선정 및 평가연구』사업의 지원에 의해 수행되었으며 이에 감사드립니다.

### 참고 문헌

- Chao MR and CY Chen. No-Observed-Effect Concentrations in Batch and Continuous Algal Toxicity Tests, *Environ.Toxicol.Chem.* 2000; 19 (6):1589-1596.
- Eason C and O'Halloran K. Biomarkers in toxicology versus ecological risk assessment, *Toxicology* 2002; 181-182, 517-521.
- EC, Technical guidance documents in support of the commission regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances in accordance with council regulation (EEC) No 793/93, 1993.
- EPA, USA, [http://www.epa.gov/ecotox/help/overview\\_help.htm](http://www.epa.gov/ecotox/help/overview_help.htm), 2003.
- Fennikoh KB, Hirshfield HI and Kneip TJ. Cadmium Toxicity in Planktonic Organism of a Freshwater Food Web, *Environ. Res.* 1978; 15(3): 357-367.
- Heugens EH, Hendriks AJ, Dekker T, van Straalen NM and Admiraal W. A review of the effects of multiple stressors on aquatic organisms and analysis of uncertainty factors for use in risk assessment, *Crit. Rev. Toxicol.* 2001; 31(3): 247-284.
- Kuhn R and Pattard M. Results of the Harmful Effects of Water Pollutants to Green Algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the Cell Multiplication Inhibition Test, *Water Res.* 1990; 24(1): 31-38 (OECDG Data File).
- Naito W, Miyamoto K, Nakanishi J, Masunaga S and Bartell S Evaluation of an ecosystem model in ecological risk assessment of chemicals, *Chemosphere* 2003; 53: 363-375.
- Nebeker AV, Cairns MA, Onjukka ST and Titus RH. Effect of Age on Sensitivity of *Daphnia magna* to Cadmium, Copper and Cyanazine, *Environ. Toxicol. Chem.* 1986; 5(6): 527-530.
- Spehar RL. Cadmium and Zinc Toxicity to *Jordanella floridae*. EPA-600/3-76-096, US EPA, Duluth, MN: 34 (1976)/M.S. Thesis. Univ. of Minnesota, Minneapolis, MN : 67p.
- Suedel BC, Rodgers JH Jr and Deaver E. Experimental Factors that may Affect Toxicity of Cadmium to Freshwater Organisms, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1997; 33(2): 188-193.
- Tarazona JV and Vega MM. Hazard and risk assessment of chemicals for terrestrial ecosystems, *Toxicology* 2002; 181-182, 187-191,
- Van Gestel CAM, Dirven-Breemen EM, Sparenburg PM and Baerselman R. Influence of Cadmium, Copper and Pentachlorophenol on Growth and Sexual Development of *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Annelida), *Biol. Fertil. Soils* 1991; 12: 117-121.
- Waeterschoot H, Van Assche F, Regoli L, Schoeters I and Delbeke K. Environmental Risk Assessment of metals for international chemicals safety programs; a recent and fast growing area of regulatory development, requiring new science concepts, *J. Environ. Monit.* 2003; 5(5): 96N-102N.
- Wohlgemuth D, Kratz W and Weigmann G. The Influence of Soil Characteristics on the Toxicity of an Environmental Chemical (Cadmium) on the Newly Developed Mono-Species Test with the Springtail *Folsomia candida* (Willem), In: J.Barcelo (Ed.), *Environmental Contamination 4th Intl.Conf.*, Barcelona, EDP Press, Edinburgh, 1990; 260-262.