

전과정위해성평가 방법론 개발 및 적용

김경환, 김 익, *고지연, 김만영, **허 탁

(환경마크협회, *한국 CM 컨설팅, **건국대학교 화학생물공학부)

Development and Application of Life Cycle Risk Assessment Method

Kyung-hwan Kim, Ik Kim, *Ji-yeon Gho, Mann-young Kim, **Tak Hur

(Korea Environmental Labelling Association, *Korea Construction Management Consulting, **School of Chemical and Biological Engineering, Konkuk University)

ABSTRACT

This study is intended to develop a life cycle impact assessment method, named as Life Cycle Risk Assessment (LCRA), that can evaluate the potential risk from hazardous chemicals exposed to human and ecosystem throughout product's life cycle. For this, this study considered three risk categories such as human cancer, human non-cancer and eco-toxicity. In addition, it developed the technical procedures that can calculate not only the potential risks of three categories but also total potential risk integrating each quantified risks. For calculating the potential risks under domestic environmental condition, this study developed exposure indices by applying both 146 Toxic Release Inventories (TRI) published from the ministry of environment and the data associated with domestic atmosphere volume, domestic waterborne volume, average span of life and duration time. Also a case study of laundry detergent is presented below as an example to explain the application of the LCRA method.

Key words : life cycle assessment, risk assessment, human cancer, human non cancer, ecosystem toxicity

요 약 문

본 연구는 제품 시스템의 전과정에서 발생하는 유해화학물질이 인체 및 생태계에 노출되어 나타나는 잠재적 위험도를 평가할 수 있는 방법론을 개발하는 것이다. 이를 위하여 본 연구에서는 인체 발암과 인체 비발암, 생태계 독성 등 3개 영향범주를 고려하였고, 각각에 대하여 잠재 위험도를 산출하고 이를 통합한 총 위험도를 산출하는 방법을 개발하였다. 한편, 국내 환경상태를 반영한 잠재적 위험도를 산출하기 위하여 환경부에서 발표한 146개 독성물질 목록과 국내의 대기 및 수계부피, 평균수명, 노출기간 등을 고려한 노출지수를 개발하였다. 또한 전과정위해성평가 방법론의 적용 가능성을 설명하기 위하여 세탁용 세제를 활용한 사례연구를 수행하였다.

주제어 : 전과정평가, 위해성평가, 인체 발암, 인체 비발암, 생태계독성

1. 서 론

인류는 인간활동에 필요한 다양한 제품과 서비스를 생산하는 동안에 발생하는 각종 유해화학물질에 직접적으로 노출되어 암을 비롯한 각종 질병 및 생태

계 독성 영향으로 인한 피해를 입고 있다. 이러한 피해를 사전에 예방하기 위해서는 제품 시스템의 전과정에서 배출되는 유해화학물질로 인한 영향을 과학적이고 정량적으로 평가하고 이를 토대로 제품에 대한 위험도 및 독성영향을 체계적으로 관리하는 것이 필요하

다. 유럽을 비롯한 선진국들에서는 이미 1990년대 초반부터 화학제품들에 대한 체계적인 위해도 관리를 위하여 이들을 과학적으로 평가할 수 있는 방법론을 개발하고 이를 활용하여 왔다. Eco-point(Ahbe et al., 1990; Braunschweig et al., 1994), Eco-indicator 99(Goedkoop & Spriensma, 1999; Hofstetter, 1998), EDIP(Wenzel et al., 1997; Hauschild & Wenzel, 1998), EPS(Steen, 1999)를 비롯하여 Fh-iuct(Walz et al., 1998; Keller et al., 1998; Herrchen et al., 1997), USES-LCA(Huijbregts, 1999), CalTOX(McKone, 1993), GLOBOX(Wegener-Sleeswijk, 2001), IMPACT 2002(Crettaz et al., 2002), Eco-sense(Rabl & Spadaro, 1999) 등이 지금까지 알려진 대표적인 방법론이다.

본 논문에서는 위와 같은 국제적인 흐름에 부합하기 위하여 국내 상황을 반영한 전과정위해성평가(Life Cycle Risk Assessment, LCRA) 방법론을 개발하고 이를 세탁용 분말세제를 대상으로 사례연구를 수행하였다.

2. 전과정위해성평가 방법론

2.1 개요

LCRA 방법론은 제품 시스템의 전과정에서 발생되는 유해화학물질들이 인체 및 생태계에 직·간접적으로 노출되어 나타나는 잠재적 위해도(potential risk)를 평가하는 방법론이다. 본 연구에서는 잠재적 위해도를 평가하기 위하여 Nordic guideline(1994)에 제시된 Table 1과 같은 5가지 유형의 위해성평가 방법

들 중에서 Type IV를 활용하여 LCRA 방법론을 개발하였다. 즉, 본 연구에서 개발한 LCRA 방법론은 상응인자(equivalency factor)법과 같은 전통적인 위해성평가 방법인 Type II와 같이 경로분석과 노출분석을 고려한다. 하지만 화학물질이 아닌 화학제품의 전과정에서 야기된 각종 유해물질에 의한 영향을 고려해야 하기 때문에 Type V와 같은 특정지역(site-specific)에 대한 경로분석 대신에 국내 대기 및 수계 환경을 동일한 상태로 간주한 Type IV와 같은 경로분석을 고려하였다.

2.2 전과정위해성평가 방법론 개발

Fig. 1은 LCRA 방법론에 대한 기본골격이다. 본 연구에서는 제품에 대한 잠재적 위해도를 정량적으로 평가하기 위하여 위해도 범주로 인체 비발암, 인체 발암, 생태계 독성 등을 선택하였다. 세부적인 수행절차를 보면, 각 영향범주별로 노출량을 산정한 후에 이를 토대로 잠재적 위해도를 산출하고, 산출된 잠재적 위해도는 각 영향범주별 기중화 인자와 곱하여 총 위해도를 산출한다.

2.2.1 노출 평가

대기 및 수계, 토양으로 이동한 유해화학물질은 여러 경로를 통하여 인체 및 생태계에 직·간접적으로 노출된 양에 비례하여 위해도가 결정된다. 따라서 위해도 산출 결과의 신뢰도를 높이기 위해서는 정확한 노출량 산정이 필수적이다. 인체에 노출된 유해화학물질의 양은 평생일일노출량(lifetime average daily exposure, LADE) 지표로 나타내며, 생태계에 노출된 유해화학물질의 양은 환경 중 예상농도(predicted environmental concentration, PEC)로 표현된다.

Table 1. Types of risk assessment.

Types	Scope of study
Type I	Only emission, no further exposure analysis, no effect analysis
Type II	Emission data, no fate data, effect analysis
Type III	Emission data, some fate analysis, effect analysis
Type IV	Emission data, generic fate analysis, effect analysis
Type V	Emission data, site-specific fate analysis, effect analysis

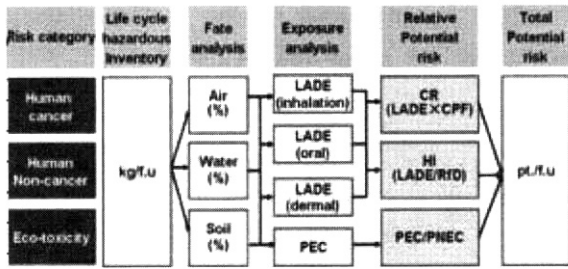


Fig. 1. Technical framework of LCRA.

(가) 인체독성

유해화학물질이 인체에 노출되는 경로는 제품의 사용에 따른 직접노출과 환경 수용체를 통한 간접노출로 구분된다. 간접노출은 제품의 사용단계 이전에서 배출된 유해화학물질이 여러 환경 수용체로 이동된 후에 인체 및 생태계에 노출되는 것뿐만 아니라 제품을 폐기한 후에 제품에 포함된 유해화학물질이 음용수 및 음식물 섭취, 호흡 등에 의해서 인체에 노출되는 것을 포함한다.

본 연구에서는 인체독성 영향을 발암과 비발암으로 구분하였다. 또한, 각 영향범주에서 노출량 산정을 위한 범주지표로 식(1)에서 제시된 LADE를 동일하게 적용하였다. 식(1)은 호흡에 따른 LADE 산출식이다. LADE는 발암과 비발암을 일으킬 수 있는 유해화학물질이 인체에 일생동안 하루평균 어느 정도로 노출되는지를 나타내는 지표로서, 섭취, 피부접촉 등의 노출 경로별로 LADE 결과를 통합하여 총 LADE를 산출한다.

$$LADE = \frac{(C \times IR \times EF \times ED)}{(BW \times AT)} \quad (1)$$

여기서, LADE의 단위는 [mg/kg/day]으로 표현되며, C는 섭취된 매체의 농도(mg/m³), IR은 매체의 섭취율¹⁾(l/day), EF는 노출빈도(days/year), ED는 노출기간(years), BW는 몸무게²⁾(57kg), AT는 평균수명³⁾(73.49년)을 나타낸다.

한편, LADE를 활용한 노출량 산정은 직접노출과 간접노출별로 다르게 적용하였다. 직접노출의 경우, 제

품에 대한 소비자의 일반적인 사용패턴을 중심으로 최악(worst case)의 시나리오를 적용하여 노출량을 산출한다. 간접노출은 제품 사용단계 이전과 사용단계 이후에 대하여 서로 다른 노출량 산정법을 적용하였다. 사용단계 이전의 경우에는 국내를 동일한 환경상태로 간주하여 작성한 노출지수를 활용하여 노출량을 산정한다. 반면에, 사용단계 이후는 제품에 대한 적절한 폐기 시나리오 및 음식물 또는 음용수 등에 의한 인체 노출을 적절하게 가정하여 노출량을 산정한다.

(나) 생태계 독성

환경으로 배출된 물질들은 일단 대기, 수계, 토양에 흡수된다. 극히 일부분이 서로 다른 경로를 통하여 인체로 이동할 뿐만 아니라 그 비율을 파악할 수 있는 자료를 찾기가 매우 어려운 실정이다. 이에 따라 본 연구에서는 환경으로 배출된 유해화학물질들은 전량 생태계에 영향을 주는 것으로 가정하였다.

2.2.2 위험도 평가

(가) 인체 발암

발암물질은 용량-반응 평가를 통해 산출된 발암잠재력(carcinogenic potency factor, CPF)값과 노출 평가를 통해 얻어진 LADE를 곱하여 식(2)와 같이 발암 위험도(cancer risk, CR)를 산출하고 노출경로별 CR 결과를 통합하여 총 발암 위험도를 산출한다.

$$TCR = \sum_i \sum_j CR_{ij} = \sum_i \sum_j (LADE_{ij} \times CPF_{ij}) \quad (2)$$

여기서, TCR은 총 발암위험도를 말하고, i는 유해화학물질, j는 노출경로를 의미한다.

한편, CPF는 용량-반응 곡선에서 기울기(slope factor) 또는 선형계수(linear coefficient)의 95% 상한값으로 단위노출용량(mg/kg/day)당 초과 발암 확률을 의미한다(EPA, 1989). 따라서 이는 유해영향을 받지 않을 일일 최대량을 의미하는 RfD의 역

1) US EPA의 성인평균 섭취량 데이터를 활용함.
 2) 한국표준과학연구원-국민체위조사 결과, 1997.
 3) 통계청, 1997년.

수로서도 표현될 수 있다. Table 2는 IRIS⁴⁾(1997)에서 발표한 흡입에 의한 발암잠재력을 나타낸다.

(나) 인체 비발암

비발암물질의 만성(chronic) 또는 비만성(subchronic) 영향과 발암물질의 비발암 영향은 인체 혹은 동물을 대상으로 한 실험 연구에서 확인된 최대 무작용량(no observed adverse effect level, NOAEL) 또는 최소작용량(lowest observed adverse effect level, LOAEL)으로부터 유도된 기준노출량(reference dose, RfD)을 이용하여 평가한다. RfD란 일생동안 어떠한 유해 영향도 받지 않고 인체가 일일 기준으로 노출될 수 있는 독성물질의 최대량(mg/kg/day)으로서 특정 요인에 노출되는 인구집단의 일일 '안전(safety)' 용량을 평가하는 수치이다.

Table 3은 IRIS(1996)에서 발표한 비발암물질의 만성영향에 대한 RfD의 예이다.

비발암물질에 대한 위해도(hazard index, HI)는 식(3)과 같이 노출평가를 통해 얻어진 LADE를 용량-반응 평가(dose-response assessment)를 통해 산출된 RfD로 나뉘어서 얻는다. 또한 각 물질별 각 경로별 위해도를 통합하여 총 위해도를 산출한다.

$$THI = \sum_i \sum_j HI_{ij} = \sum_i \sum_j \left(\frac{LADE_{ij}}{RfD_{ij}} \right) \quad (3)$$

여기서, THI는 총 비발암 위해도를 의미하며, i 는 유해화학물질, j 는 노출경로를 의미한다.

이렇게 도출된 HI값은 RfD와 같은 한계치(threshold)를 넘는 값이기 때문에 그 결과가 1보다 작은 경우에 인체에 무해하다고 판단할 수 있으며, 반

Table 2. Example of quantitative carcinogenic risk from inhalation exposure

Component	EPA class	CPF	Extrapolation method	Route	Species	Tumor type	Reference
As	A	15.05	Absolute-risk linear model	Inhalation, occupational exposure	Human, male	Lung cancer	Brown and Chu, 1983a,b,c ; Lee-Feldstein, 1983 ; Higgins, 1982 ; Enterline and Marsh, 1982
Cr ⁺⁶	A	42.0	Multistage, extra risk	Inhalation, occupational exposure	Human	Lung cancer	Mancuso, 1975
Cd	B1	6.30	Two stage ; only first affected by exposure ;extra risk	Inhalation, exposure in the workplace	Human, white male	Lung, trachea, bronchus cancer deaths	Thun et al., 1985

Table 3. Example of chronic reference dose for non- carcinogenic effects

	EPA class	RfD	UF	MF	Critical effect	Experimental doses (mg/kg/day)	Reference
As	A	3×10^{-4}	3	1	Hyperpigmentation, keratosis and possible vascular complications Human chronic oral exposure	NOAEL: 0.0008 LOAEL: 0.014	Tseng, 1977; Tseng et al., 1968
Be	B2	5×10^{-3}	100	1	No adverse effects Rat, chronic oral bioassay	NOAEL: 0.54 LOAEL: none	Schroeder and Mitchner, 1975
Cd	B1	5×10^{-4} (water) 1×10^{-3} (food)	10 10	1 1	Significant proteinuria Human studies involving chronic exposures	NOAEL(water): 0.005 NOAEL(food): 0.01	U.S. EPA, 1985

4) US EPA의 통합위해성정보시스템(Integrated risk information system)

면에 1보다 큰 경우에 인체에 영향을 미친다고 간주한다.

(다) 생태계독성

생태계독성은 식(4)와 같이 특정 종에 대한 노출농도를 특정 종에 영향을 나타내지 않는 최대 허용농도(predicted no effect concentration, PNEC)로 나누어서 산출한다. 또한 복수의 유해물질로부터의 영향을 통합하여 총 위해도를 산정한다. 생태계 독성도 인체 비발암과 같이 PNEC가 한계치의 의미를 가지기 때문에 위해도가 1보다 작은 경우에 영향이 없는 것으로 간주한다.

$$TET = \sum_i \sum_j \left(\frac{PEC_{ij}}{PNEC_{ij}} \right) \quad (4)$$

여기서, TET은 총 생태계 위해를 말하고, *i*는 유해 화학물질, *j*는 노출경로를 의미한다.

2.2.3 위해도 지표에 대한 고찰

인체 발암 및 인체 비발암, 생태계 독성에 대한 위해도지표는 식(2), (3), (4)와 같다. 앞서 언급한 바와 같이 인체 비발암과 생태계 독성에 대한 지표는 노출량을 ‘무영향최대허용농도’로 나누어서 무차원의 위해도 지수를 산출한다. 반면에, 인체 발암은 노출량에 발암확률을 곱하여 무차원의 위해도 지수를 산출한다. 그런데 인체 발암에서 CPF는 이미 설명한 바와 같이 의미상으로 RfD_{oral}의 역수이기 때문에 각 영향범주는 노출량을 무영향최대허용농도로 나누는 것과 동일한 의미가 부여된다. 그러나 인체 비발암 및 생태계 독성이 인체 발암과의 차이점은 독성영향이 1을 중심으로 독성 여부를 결정하는 정성적인 결과가 제시된다는 점이다. 이에 따라 본 연구에서는 세 영향범주의 위해도를 정량적으로 표현하여 서로간의 상대적인 중요도를 비교할 수 있도록 하기 위하여 인체 비발암 및 생태계 독성에 대한 정성적인 결과를 정량화시키는 방법인 절대위험 예측모형(absolute risk projection model)을 도입하였다. 이렇게 함으로써 세 가지 위해도범주에 대하여 유해물질들의 경로별 위해도를 통합한 단일 위해도 지수를 산출할 수 있다. 산출된 각 범주별 위해도는 가중화인자를 곱하여 총 위해도를 산출할 수

3. 사례연구

본 연구에서 제안한 전과정위해성평가 방법론의 실행가능성 검토를 위하여 가정에서 사용되는 대표적인 화학제품들 중의 하나인 세탁용 분말세제를 중심으로 사례연구를 수행하였다.

먼저 세제에 대한 기능단위는 “세탁용 분말 농축세제 1kg 생산”이라고 정의하였고 시스템경계는 원료채취에서부터 최종 폐기까지를 고려하여 전과정 유해물질 목록표를 작성하였다.

3.1 노출 평가

노출평가는 세제의 사용단계 이전과 이후로 구분하여 수행하였다. 사용단계 이전에서 배출된 유해화학물질은 간접노출에 의하여 인체 및 생태계에 노출되는 것으로 정의하였다. 인체독성에 대한 간접 노출평가를 용이하게 수행할 수 있도록 하기 위하여 식(1)에서 1kg의 유해물질이 대기 또는 수계로 이동된 후에 서로 다른 경로를 통하여 인체에 노출된 농도를 중심으로 노출계수를 개발하고 이를 활용하여 LADE_{inhal, oral}를 산정하였다. 한편, 생태계 독성에 대한 노출평가는 목록표상의 수계로 이동된 유해화학물질이 전량 환경에 노출되는 것으로 가정하고 PEC_{aquatic}를 산출하였다. Table 4와 5는 인체 및 생태계로의 간접노출에 따른 LADE_{inhal, oral}와 PEC_{aquatic}의 결과이다.

Table 4. Indirect exposure to human per hazardous substance

Substances	CAS No.	LADE(inhal.)	LADE(oral)
		mg/m ³	mg/kg/day
Acrylamide	79-06-1	3.95E-11	5.55E-15
Trichloroethylene	79-01-6	3.24E-12	0.00E+00
Carbon disulfide	75-15-0	7.98E-12	5.15E-17
Dichloromethane	75-09-2	5.17E-10	1.11E-15
Acetaldehyde	75-07-0	1.17E-12	0.00E+00
Vinyl chloride	75-01-4	3.96E-13	3.61E-15
...

인체로의 직접노출은 세제 사용에 대한 설문조사 결과와 Fig. 2의 세제 사용에 대한 시나리오를 활용하여 Table 6과 같이 노출량을 산정하였다. Fig. 2를 보면, 인체로의 직접노출 경로는 애벌빨래 및 세탁기 사용, 세탁물 착용 등의 과정에서 발생되고, 생태계 노출은 세탁기에서 배출된 폐수를 통하여 세제 성분 전량이 환경으로 배출되는 것으로 가정하였다.

Table 5. Exposure to environment per hazardous substance

Substances	CAS No.	PEC(aquatic)
		mg/ℓ
Acrylamide	79-06-1	8.84E-09
Trichloroethylene	79-01-6	0.00E+00
Carbon disulfide	75-15-0	8.20E-10
Dichloromethane	75-09-2	1.76E-08
Acetaldehyde	75-07-0	0.00E+00
Vinyl chloride	75-01-4	5.74E-08
...

3.2 위험도 평가

Table 4, 5, 6에서 산출된 인체 및 생태계로의 노출량을 토대로 인체 발암과 인체 비발암, 생태계 독성에 대한 위험도를 산출하였다.

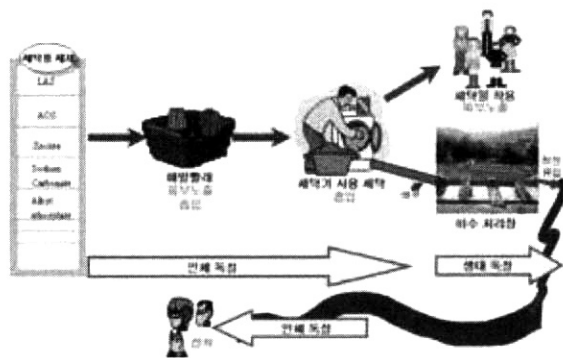


Fig. 2. Use scenario of laundry detergents.

Table 7은 세탁용 분말세제에 대한 각 영향범주의 노출경로별 위험도 및 총 위험도를 나타낸 것이다. 이에 따르면, 생태계에 미치는 독성영향이 4.33E-05 pt로 인체 비발암에 의한 영향보다 상대적으로 약 20배

정도 높게 나타났으며, 인체 발암에 비해서는 1만 배 이상의 차이를 보이는 것을 알 수 있었다. 이처럼 비록 생태계 독성과 인체 비발암에 의한 영향이 인체 발암에 비하여 높게 나타났다고 하더라도 이들의 총 위험도가 1을 넘지 않기 때문에 인체 및 생태계에 미치는 영향은 거의 없는 것으로 분석되었다.

Table 6. Direct exposure to human per detergent substance

Detergent ingredients	LADE(inhal.)	LADE(dermal)
	μg/kg/day	μg/kg/day
LAS ⁵⁾	5.69E-04	1.37E-05
AES ⁶⁾	1.08E-03	2.61E-05
Sodium carbonate	3.16E-03	7.63E-05
Sodium sulphate	1.24E-04	2.08E-06
Zeolites	2.46E-03	5.93E-05
AOS ⁷⁾	2.92E-05	7.04E-07
...

생태계 독성의 영향을 세부적으로 보면, 사용단계 이전에서만 나타나는 것으로 분석되었다. 이는 사용 후에 방류되는 하수처리장 등을 거치면서 세제 성분들이 생분해가 되어 생태계에 미치는 영향이 거의 없기 때문으로 풀이된다. 반면에 사용단계 이전에서 미치는 영향이 상대적으로 높게 나타난 이유는 제조단계에서 고려된 화학물질들의 생분해성이 낮아 환경으로 노출된 이들 화학물질이 생태계에 누적된 후에 영향을 미치기 때문이다.

인체 비발암 영향을 보면, 사용단계 이전과 이후의 영향이 거의 동일하였다. 사용단계 이전에서는 acrolein, chromium 및 manganese에 의한 영향이 지배적이었지만 이들의 출처가 명확치 않기 때문에 현실적인 개선 가능성을 찾는 것은 매우 어려울 것으로 여겨진다. 한편, 사용단계 이후에서의 위험도는 가루로 된 세제 성분들을 소비자가 직접 세탁기에 주입할 때 극소량의 세제 성분이 호흡을 통하여 인체로 흡수되기 때문에 발생된다. 특히 세제 성분들 중에서 세척력 증강제(builder)로 사용되는 탄산나트륨과 제올라이트에 의한 영향이 가장 큰 것으로 분석되었다. 또한 인체

5) LAS : Linear Alkylbenzene Sulphonate
 6) AES : Alcohol Ethoxy Sulphates
 7) AOS : Alpha Olefin Sulphonate

Table 7. Risk characterization per risk categories on pre/post use stage.

	chemicals	HI		CR		PEC/PNEC
		inhalation	oral	inhalation	oral	fish.aquatic
사용 단계 이전	1,3-Butadiene	1.01E-07		1.61E-10	8.10E-12	
	Acrolein	1.10E-06				
	Ammonia	7.65E-09				
	Benzene	2.17E-11	2.03E-12	1.11E-14	1.92E-16	4.53E-08
	Cadmium		7.97E-12	3.29E-12		5.34E-06
	Chromium	1.57E-06	1.30E-11			3.63E-05
	Dichlorvos(DDVP)	3.01E-08	2.36E-11	3.55E-12		3.60E-07
	Ethylene oxide			4.58E-12		
	Manganese	1.12E-06	3.10E-14			

	sub-total	4.49E-06	9.84E-11	1.89E-10	8.16E-12	4.33E-05
total	4.49E-06		1.97E-10		4.33E-05	
사용 단계 이후	Linear alkyl benzene sulphonate	1.01E-07				
	Alcohol ethoxysulphates	1.75E-07				
	Zeolites	4.13E-06				
	Benzenesulfonic acid, 2,2'-(4,4'-biphenylylene)divinylene)di-,diso- dium salt	2.44E-10				
	Fatty acid(C12~C18)	7.52E-09				
	total	4.41E-06				
TOTAL		8.91E-06		1.97E-10		4.33E-05

발암에 의한 영향이 상대적으로 낮게 나타난 이유는 세제 성분 중에 발암물질이 함유되어 있지 않기 때문으로 풀이된다.

4. 요약

본 연구는 국내에서 처음으로 화학제품들에 대한 위해도를 과학적이고 체계적으로 평가하고 관리할 수 있는 방법론을 개발하는 것을 목적으로 한다. 이를 위해 Type IV의 위해성평가 방법론을 접목하였으며, 위해도범주 및 지표로 인체발암(CR) 및 인체 비발암(HI), 생태계 독성(PEC/PNEC)를 선택하였다. 또한 이들을 활용하여 위해도 범주간의 상대적인 잠재 위해도를 평가한 후에 범주별 가중치를 곱하여 총 위해도를 산출하였다. 이와 더불어 개발된 방법론에 대한 실행가능성을 검토하기 위하여 세탁용 분말세제를 대상으로 사례연구를 수행하였다.

사례 연구 결과는 본 연구에서 개발한 전과정위해성평가 방법론의 적용성을 평가하기 위하여 수행된 것

으로, 위해도 산정하는 과정에서 적용된 사용 및 폐기 시나리오에 많은 가정이 내포되어 있음을 유념해야 한다. 또한 유해화학물질에 대한 위해성정보가 한정되어 있어 산출된 결과가 해당 제품에 대한 잠재적인 위해도를 정확히 대표할 수 있도록 하기 위하여서는 보다 많은 데이터의 확보가 있어야 할 것이다.

5. 사 사

본 논문은 환경기술진흥원의 차세대핵심환경기술개발사업의 지원으로 수행되었습니다. 이에 감사드립니다.

참 고 문 헌

- [1] Environmental management Life cycle assessment Principles and framework, 1997.
- [2] Michael Hauschild and Henrik Wenzel, Environmental Assessment of Products, CHAPMAN & HALL, Vol. 2, pp 461-508.
- [3] Guido Sonnemann et. al., Integrated life cycle and

- risk assessment for industrial process, LEWIS PUBLISHERS, 2004.
- [4] Anderson, E. L. et al. Quantitative Approaches in Use to Assess Cancer Risk, Risk Analysis, Vol. 3, NO. 4, 1983.
- [5] Lars-Gunnar Lindfors, K. Christiansen, L. Hoffman, V. Juntala, A. Leskinen, Ole-Jorgen Hanssen, A. Ronning and T. Ekvall, Nordic Guidelines on the Life-Cycle Assessment, Nord, 1995.
- [6] Environmental Protection Agency(EPA), Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures, 51 Fedral Regoster 34014, 1986.
- [7] 강광화, 산업연관분석, 연암사, 2000.
- [8] 최원욱, A Study on the Health Risk Assessment of Hazardous Air Pollutants in an Industrial Area, 1998.
- [9] 정 용, 박중세, 김윤신, 김신도 등, 대기오염물질의 위해성 평가 및 관리기술개발, 환경부, 1997.
- [10] 한성현, 신동천, 보건과학 연구방법론, 수문사, 1996.
- [11] 화학물질 배출량조사 지침, 환경부, 2003
- [12] Arjan de Koning et al., Methods and typology report Part A: Inventory and classification of LCA characterization methods for assessing toxic releases, <http://www.omniitox.net>, 2002.
- [13] Guide Sonnemann, Francesc Castells and Marta Schumacher, Integrated life cycle and risk assessment for industrial processes, Lewis publisher 2004.
- [14] John D. Walker, Quantitative structure- activity relationships for pollution prevention, toxicity screening, risk assessment, and web applications, SETAC, 2003.