



# 플라스틱 포장용기 LCA 연구

## Study on LCA of Plastic Containers

(사)한국폐기물학회 자료제공

제조와 폐기단계에서 유해한 물질의 발생, 그리고 유해폐기물의 처리 문제가 현장의 새로운 애로기술로 부각되면서 플라스틱 포장산업은 플라스틱 포장재에 대한 규제가 강화되는 어려움에 직면하고 있다.

(사)한국폐기물학회와 (사)한국플라스틱포장용기협회는 플라스틱 포장용기 LCA(Life Cycle Assessment) 기법을 이용하여 정량화된 평가를 수행하고, 기존에 수행했던 지류 재질의 포장용기 LCA 수행 결과와 비교함으로써 플라스틱과 지류제품의 환경적 측면을 과학적으로 비교, 분석했다.

본 고에서는 플라스틱 포장용기 LCA 연구보고서의 일부를 발췌, 게재한다

- 편집자 주 -

### 3. 플라스틱 포장용기에 대한 LCA

#### 3-1. LCA 개요

##### 3-1-1. LCA 정의 및 목적

환경보호의 필요성이 증가하고, 일반 소비자의 환경친화적인 제품을 구입하고 사용하려는 욕구가 증가하면서 기업은 환경친화적인 제품을 소비자에게 공급하려 노력하고 있다. 그러나 동일한 제품 또는 동일한 용도의 대체 제품 중에서 어떤 제품이 환경친화적인지를 결정하고 판단하는 것은 매우 어려운 일이다.

폐기 단계에는 환경부하가 적으나, 원료획득, 제조, 가공 단계에서 환경부하가 큰 경우에 이 제품은 종합적으로 환경부하가 크다고 판단해야

할 것이다.

동일 제품이라도 사용하는 원료, 생산 방법, 운송 수단, 사용 방법 및 폐기 방법에 따라 서로 다른 환경영향이 발생하므로 제품의 환경성을 파악할 때는 제품의 전과정에서 발생하는 환경영향을 총체적으로 평가하여야 한다. 결국, 특정한 제품이나 서비스의 전과정에서 발생하는 환경영향과 자원 및 에너지소비량을 객관적으로 파악할 수 있는 도구가 필요하게 되었고, 이러한 요구에 가장 유용하게 이용될 수 있는 LCA 기법이 널리 이용되게 되었다.

LCA는 원료 획득에서부터 제품 생산, 운송, 사용 및 폐기까지의 제품의 전과정에서 환경에 미치는 영향을 평가하는 방법이다. 즉, 어떤 제

품, 공정, 활동과 관련된 환경적 부담을 사용된 물질 및 에너지 그리고 환경에 배출된 오염물질들을 규명하여 정량화하고, 이러한 에너지, 물질의 사용과 환경배출의 영향을 평가하여 환경 개선을 위한 기회를 찾아 평가하는 일련의 과정을 의미한다.

### 3-1-2. LCA 구성 요소

완전한 LCA는 상호 연관된 네 가지의 요소로 구성되어 있다. 따라서, LCA를 수행하기 위해서는 각각의 과정에서 필요한 자료와 절차, 방법 등을 정립할 필요성이 있다.

ISO 14040 시리즈에서 규정하고 있는 LCA의 실시 순서는 크게 목록 및 범위 설정(Goal Definition and Scope), 목록분석(Inventory Analysis), 영향평가(Impact Assessment), 결과해석(Interpretation)의 4단계와 보고(Reporting) 및 검토(Critical Review)로 구성된다. LCA의 구성요소를 아래 [그림 3]에 나타

내었다.

#### (1) 목적 및 범위설정

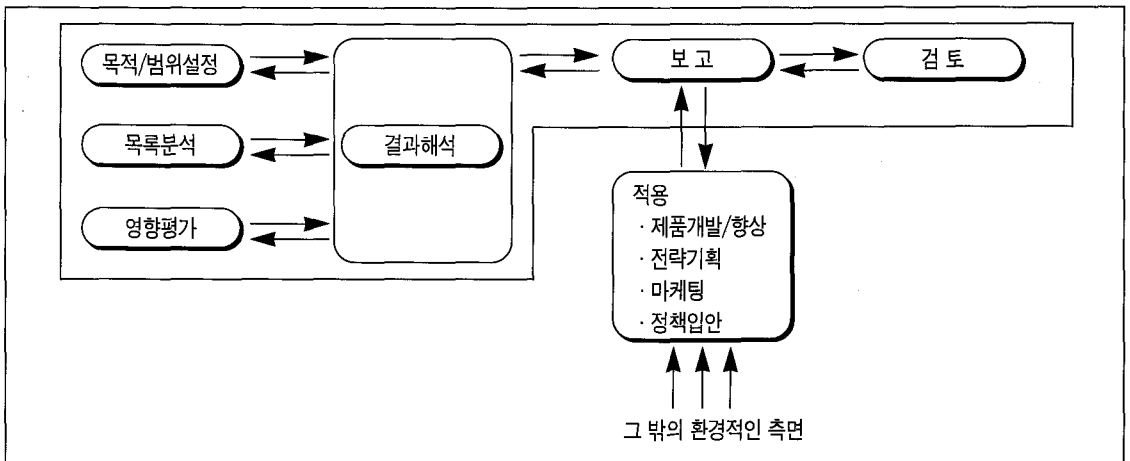
목적정의 및 범위설정 과정은 전과정평가의 목적 및 범위를 결정하는 과정이다.

전과정평가의 목적 및 범위에 따라 수행하여야 할 연구의 범위 및 깊이가 결정되므로 명확하게 목적을 정의하고 평가할 범위를 결정하여야 한다.

이에 따라 수집하는 자료, 분석방법, 결과가 다르기 때문에 전제 조건 등이 제시되어야 하며, 그 내용에는 LCA 수행의 이유, 도출된 결론의 용도 및 사용주체, 사용 자료의 신뢰도, 검토 등이 포함된다.

연구 범위의 설정 단계에서는 시스템의 기능 및 범위, 기능단위(functional unit), 관련흐름(reference flow), 영향평가 방법, 자료의 요구 조건, 연구의 가정 및 제한요인 등이 포함되어 있다. 연구범위의 폭과 깊이는 평가목적에 충분히 달성할 수 있도록 설정해야 하며, 모든 가정

[그림 3] LCA 구성





## 세미나

과 전제조건은 근거를 제시하여 투명성이 보장 될 수 있도록 해야 한다.

기능단위란 환경성 평가의 기본이 되는 단위이고, 시스템이 나타내는 성능의 지수를 의미한다. 이것은 목적을 서술할 때 발생할 수 있는 모호성을 피하고 범위 선정의 근거를 확실히 하기 위해 필요하며, 기능단위를 정할 때에는 측정가능하며 입출력 데이터와 연관성을 가질 수 있게 설정하여야 한다.

또한 기능단위는 제품의 효율, 제품의 내수성과 수명, 질적 기준 등을 고려하여 제품을 표현하는 가장 적절한 단위로 설정해야 한다. 기능단위의 설정은 동일기능의 복수제품을 비교할 때 특히 중요하다.

### (2) 목록분석

목록분석은 목적 및 범위설정 단계에서 설정된 연구대상 시스템에 대하여 자료를 수집하고 기능단위에 적합하게 계산하여 제품이나 서비스의 전과정에서 발생하는 환경부하를 파악하는 단계이다. 파악된 데이터들은 영향평가 단계에서 잠재적인 환경영향을 평가하는데 사용된다.

제품이나 서비스의 전과정에 걸친 자료의 수집 시에는 정보부족 및 회사의 기밀정보 등의 이유로 모든 자료의 수집이 불가능할 수도 있다.

이러할 경우에는 앞서 정의한 목적 및 범위설정을 수정하거나 가정함으로써 문제를 해결할 수 있다.

여기에서 가정은 객관적이며, 과학적이어야 한다.

또한, 목록분석 과정은 반복적인 작업이다.

이러한 반복적인 작업에서는 수많은 양의 데이터를 취급하기 때문에 일반적으로 관련 DB를

이용하여 데이터를 처리한다. 목록분석에는 제품이나 서비스의 전과정에 대한 설명, 자료 수집 방법 및 결과, 데이터의 품질평가 결과, 데이터 처리 및 계산방법, 사용한 가정, 목록분석에서 얻은 결과 등을 모두 포함해야 한다.

### ① 목록분석 수행방법

#### 가. 전과정 흐름도 작성

전과정 흐름도의 범위는 제품의 원료 채취단계, 제조단계, 수송단계, 사용단계 및 폐기단계로 하되 개별기준에서 정하는 범위로 한다.

#### 나. 데이터 범주

a. 투입물의 데이터 범주는 제품제조에 사용되는 물질(원료물질, 보조물질), 용수 및 에너지로 한다.

b. 산출물의 데이터 범주는 제품 및 부산물, 환경배출물(대기배출물, 수계배출물, 폐기물 등)로 한다.

c. 환경배출물 중 환경오염물질의 데이터범주는 대기환경보전법, 수질환경보전법, 폐기물관리법 등에서 규제하는 환경오염물질을 포함하며, 폐기물은 매립, 소각, 재활용 폐기물로 구분한다.

d. 물질명은 IUPAC(International Union of Pure and Applied Chemistry)명 혹은 관용명으로 기재한다.

#### 다. 데이터 품질요건

a. 데이터는 현장데이터(측정치, 계산치 등) 사용을 원칙으로 하며, 현장데이터가 없는 경우 유사제품 또는 유사공정 데이터를 사용할 수 있다.

b. 현장데이터는 최초 데이터 수집일을 기준으로 3년 이내의 최근 1년 누적평균데이터로 한

다. 다만, 생산기간이 1년 미만인 신제품의 경우에는 생산시점부터 데이터 수집 시점까지 누적 평균데이터를 사용할 수 있다.

c. 제품생산, 데이터 측정 기술 및 방법 등의 기술적 범위는 현장에서 사용되고 있는 기술수준 및 공법을 적용한다.

d. 현장데이터 또는 유사제품 또는 유사공정 데이터 사용이 어려운 경우에는 정부가 구축한 제품의 전과정목록분석 데이터베이스(이하 "LCID/B"라 한다) 등 공개된 일반데이터를 사용할 수 있다.

e. 일반데이터는 지역적 범위, 시간적 범위, 기술적 범위 순으로 적용한다.

f. 유사제품 데이터 사용, 유사공정 데이터 사용, 일반데이터 사용, 데이터가 누락(data gap)된 경우 그 사유 및 타당성 등을 검토하고 이를 명시하여야 한다.

#### 라. 데이터 수집 및 계산

a. 데이터 수집 항목은 데이터 범주에서 명시한 항목들을 포함하여야 하며 측정이 어려운 데이터 항목은 타당한 방법으로 산출하고 산출근거를 명시하여야 한다.

b. 데이터 출처 및 수집방법, 데이터(누락데이터 포함) 처리과정, 가정, 처리방법 및 결과를 명시하여야 한다.

c. 전과정 단계별 데이터 수집 및 계산은 다음에서 정하는 바와 같다.

#### - 수송단계

투입물에 대한 공급자와 수송수단이 복수인 경우 모든 공급자와 수송수단을 고려하여 대표공급자 및 수송수단을 적용할 수 있고 회차(回車)는 고려하지 아니한다.

수송수단별 수송량 및 수송거리는 실제 데이터를 수집하여 사용한다.

#### - 제품제조단계

제품제조단계의 데이터 수집은 현장데이터 수집을 원칙으로 하고, 단위공정별 투입물과 산출물 값은 물질수지 또는 에너지수지를 활용하여 데이터의 타당성을 검증한다.

현장데이터 수집 범주의 하나인 이산화탄소의 배출량이 측정되지 않는 경우에는 연소 데이터베이스 또는 기후변화에 관한 정부간 패널(Intergovernmental Panel on Climatic Change, IPCC)에서 규정한 배출계수를 적용함을 원칙으로 하되 인증 신청제품의 특성을 효율적으로 반영할 수 있는 이산화탄소 배출량 계산방법이 있는 경우, 이 방법으로 이산화탄소 배출량을 계산할 수 있다.

소각 및 폐수 처리공정은 현장데이터 수집을 원칙으로 하되, 현장데이터 수집이 어려운 경우에는 일반데이터를 사용할 수 있다.

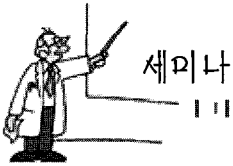
이때, 폐기물을 일반폐기물과 지정폐기물로 구분하여 소각하는 경우에는 일반폐기물과 지정폐기물 데이터를 사용하고, 폐기물을 물질별로 소각하는 경우에는 물질별로 구분된 데이터를 사용하여야 한다.

#### 마. 할당

a. 제품제조단계에서 할당이 발생하는 경우에는 ISO 14041에서 규정하고 있는 기준으로 할당을 수행한다.

b. 보조공정 및 폐수, 폐기물 처리 공정 등의 할당은 생산량(제품중량 또는 생산량)을 기준으로 한다.

c. 열병합발전의 할당은 에너지를 기준으로



한다.

바. 전과정 목록분석 결과 산출

a. 단위공정에서 수집되는 현장데이터 중 상위공정이 있는 경우에는 이를 연결하고, 대상제품별 기능단위에 맞게 환산하여 전과정 목록분석 결과를 산출한다.

b. 목록분석은 투입물과 산출물로 구분하여 표시하고, 투입물은 천연자원, 용수 및 에너지로 하되 해당되는 상위 데이터베이스가 없는 경우에는 추적 불가능한 투입물로 표시하며, 산출물은 제품, 부산물 및 환경배출물(대기배출물, 수계배출물, 폐기물 등)로 하되 측정 또는 계산할 수 없는 물질은 추적 불가능한 배출물로 구분하여 표시한다.

c. 소수점 이하 전과정 목록분석 결과 값을 표현할 때는 지수형태(○.○○ E-○○)로 표시하고 무게(g), 부피(cm<sup>3</sup>), 에너지(MJ), 방사능(Bq) 등의 단위를 사용하여 비교가 가능하도록 한다.

(3) 영향평가

전과정 목록분석만으로는 비교대상이 되는 제품들의 상대적인 환경성 순위만을 인지할 수 있을 뿐이고, 대상 제품 자체의 환경성을 파악하기는 곤란하다. 영향평가는 전과정 목록분석 결과를 이용하여 잠재적인 환경영향을 평가하는 것을 목적으로 한다. 즉, 환경에 미치는 영향 정도를 정량적이고 정성적으로 추산하여 주어진 시스템이 환경에 미치는 영향을 종합적으로 평가하는 것이다.

또한, 전과정 영향평가를 통해 대상제품의 Life Cycle에서 환경적 key factor(중요 공정, process, 부품, material, option 등)를 규명할

수 있으며, 상이한 제품이나 시스템간의 환경적 우위성을 평가할 수 있다.

영향평가는 목적과 범위의 정의에 일치하도록 수행되어야 하며, 영향평가의 결과로 연구의 목적이 달성 될 수 없다고 판단되는 경우에는 해당 연구의 목적과 범위의 정의를 수정하는 반복적인 과정이 진행된다.

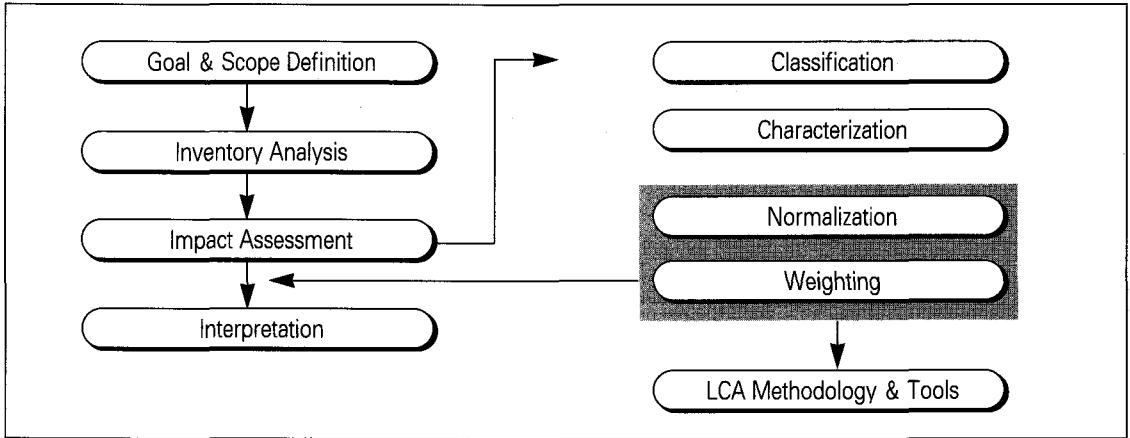
영향평가방법은 현재 계속 개발 중에 있지만, ISO에서 제시하고 있는 영향평가 단계는 목록항목을 영향범주에 배정하는 분류화(Classification), 영향범주 내에서 목록항목의 환경영향을 나타내는 특성화(Characterization), 지역적, 시간적인 기준을 설정하는 정규화 및 특성화 결과를 합산하는 가중치 부여(Valuation)로 구분할 수 있다.

영향평가는 전과정 목록분석에서 작성된 투입 및 배출 항목들을 지구온난화, 오존층파괴, 산성화, 부영양화, 생태독성, 자원고갈 등과 같은 영향범주에 미치는 잠재적 영향을 연계시키는 과정이며, (그림 4)와 같이 4가지의 부분으로 나누어진다.

영향평가 실시순서 중 첫 단계인 분류화 단계에서는 자원소비와 배출물을 예상되는 환경영향의 종류에 기초한 환경범주로 분류하며, 특성화 단계에서는 배출물이 지정된 환경범주에 대해 미치는 역할을 상대적으로 평가하여 대상 환경범주 내에서의 역할을 수치화한 값을 산출한다.

즉, 환경범주 내에서의 영향을 정량적인 수치로서 나타내는 것이다. 가치평가에서는 각각의 환경범주에서의 특성화 결과에 기초하여 시스템에 의한 여러 종류의 환경영향에 대한 중요성을 상대적으로 평가한다.

[그림 4] 영향평가 실시순서



이 단계에서는 자연과학적인 것 이외에 정치적, 윤리적인 가치에 의한 평가도 동시에 이루어지게 된다.

이러한 평가 수행시 모든 환경영향범주를 고려할 경우, 이전 단계인 목록분석 단계에서 요구되는 데이터가 너무 광범위해지기 때문에 정량적인 평가가 이루어지지 못할 우려가 있다. 따라서 환경영향범주에 대한 선택은 목적 및 범위 설정 단계에서 연구의 목표에 맞도록 환경영향범주를 선택할 필요가 있다.

① 분류화(Classification)

분류화는 [그림 5]에 나타난 바와 같이, 목록분석에서 도출된 목록항목들을 해당 영향범주로 모으는 과정으로 크게 2단계로 나눌 수 있는데, 첫째는 문헌상으로 알려진 사실에 입각하여 목록항목을 환경에 미칠 수 있는 영향과 정성적으로 연결시키는 것이다.

예를 들어 CO<sub>2</sub>가 목록항목일 경우 문헌상으로 CO<sub>2</sub>는 지구온난화의 원인이 되므로 지구 온난화에 연결시키는 것이다. 둘째는 해당 영향범

주내로 연결된 모든 항목들을 지구온난화라는 영향범주로 취합하는 과정이다.

예를 들어 CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CFC 및 NO<sub>x</sub> 등의 목록항목들을 지구온난화라는 영향범주로 취합하는 것이다. 결과적으로 분류화 과정을 통해 목록항목이 환경에 미치는 영향의 형태를 알 수 있게 된다. 이러한 분류화 과정은 과학적 근거에 의하기 때문에 비교적명료한 작업이라 할 수 있다. 일반적으로 사용되는 환경영향범주를 세부적으로 분류하여 [그림 5]에 나타내었다.

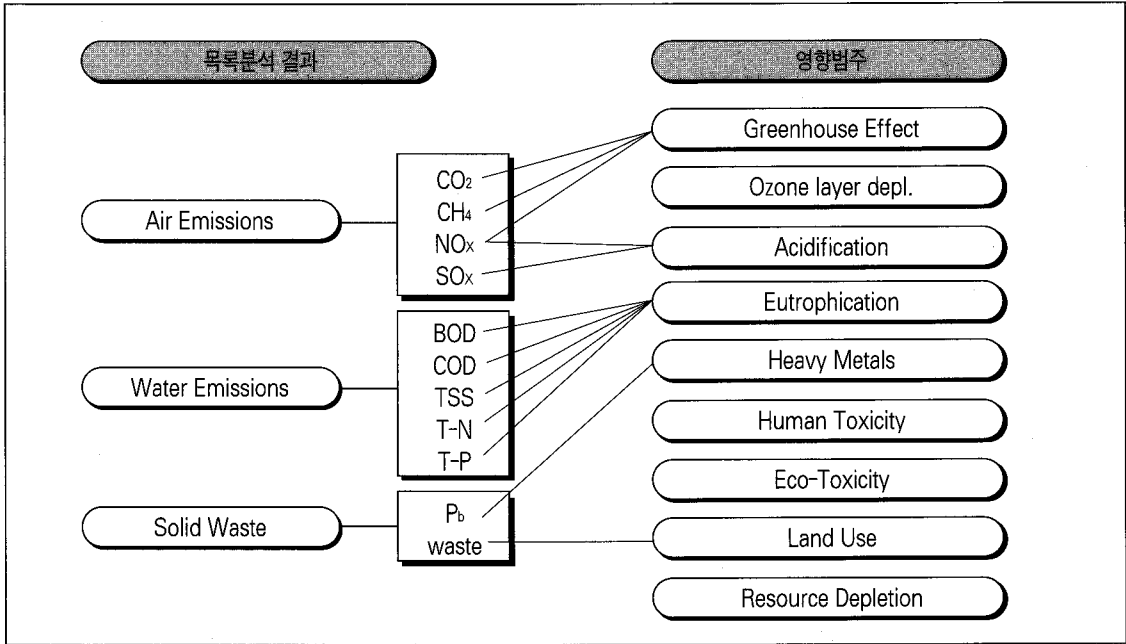
② 특성화(Characterization)

특성화란 영향범주별로 분류된 항목들이 각각의 영향범주에 미치는 영향을 정량화하는 과정을 말한다. 분류화 단계에서 목록항목을 각 환경영향범주에 연결시켰으나, 아직 영향의 크기를 알 수 있는 것은 아니므로 영향의 정도를 파악하는 과정이 필요하다.

예를 들면, 지구온난화라는 영향범주에 분류된 목록항목이 CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CFC11이라 하면, CO<sub>2</sub> 1g이 지구 온난화에 미치는 영향을 1



[그림 5] 영향평가 분류화 단계



GWP (Global Warming Potential: g CO<sub>2</sub>-eq/g CO<sub>2</sub>)이라 할 때 CH<sub>4</sub> 1g의 GWP는 24 gCO<sub>2</sub>-eq이며, CFC11 1g의 GWP는 4,500 gCO<sub>2</sub>-eq이 된다. 이는 IPCC에서 과학적인 근거를 토대로 결정한 값이다.

따라서, 이러한 값들을 목록항목의 부하량에 곱하면 지구온난화라는 영향범주 내에 각 목록항목이 미치는 영향을 정량적으로 산정할 수 있다.

특성화 과정은 두 부분으로 나누어지는데, 하나는 목록항목이 영향범주에 미치는 영향의 크기를 정량화하는 단계이고, 다른 하나는 특정 영향범주에 속하는 모든 항목들의 영향을 합산하는 단계이다.

이것을 수식으로 표현하면 다음과 같이 나타

낼 수 있다.

목록항목 *j*가 영향범주 *i*에 미치는 영향의 크기를  $C_{ij}$ 라 정의하면

$$C_{ij} = Load_i \cdot eq_{vij}$$

여기서,

$Load_i$  = 목록항목 *j*의 환경부하량, g/f.u

$eq_{vij}$  = *i*라는 영향범주에 속한 목록항목 *j*의 상응인자 값(equivalency factor, g-eq/g)

특정 영향범주 *i*로 분류된 모든 목록항목들이 소속된 영향범주에 미치는 영향의 크기  $C_i$ 는 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$C_i = \sum_j C_{i,j} = \sum_j (Load_i \cdot eq_{vij})$$

[표 6] 영향범주와 상응인자의 단위

Impact category		Equivalency factor (unit)
Natural Resources	Abiotic Resources Depletion	ADP (1/yr)
Ecosystem	Global Warming	GWP (CO <sub>2</sub> -eq./g), 20, 100, 500year
	Ozone Layer Depletion.	ODP (CFC11-eq./g)
	Acidification	AP (SO <sub>2</sub> -eq./g)
	Eutrophication	NP(T) (N-eq./g), NP(A)(PO <sub>4</sub> -eq./g)
	Photochemical Oxidant Formation	POCP (Ethene-eq./g)
	Eco-Toxicological Impacts	ECA (m <sup>3</sup> water/g), ECT(kg soil/g)
	Biodiversity	Not defined
Human	Human Toxicological Impact	HCA (kg body wt/kg)
		HCW (kg body wt/kg)

영향범주 내로 분류된 목록항목의 환경부하가 환경에 미치는 정도를 나타내는데 특성화모델이 사용된다. 특성화 모델은 목록항목이 세부 영향 범주에 미치는 영향을 정량화(또는 정성화)하는 도구이며, 이러한 특성화 모델을 선택할 때 고려해야 할 사항은 다음과 같다.

상응인자 모델은 여러 종류의 특성화 모델 중 하나에 불과하지만 정량적인 결과를 도출할 수 있고, 사용상의 편리함 때문에 널리 이용되고 있다. 그러나 상응인자의 개발은 아직 완료되지 않았으며, [표 6]에서는 지금까지 개발된 영향범주와 상응인자의 단위를 나타내었다.

가. 자원고갈(Abiotic Resources Depletion) 무생물 자원고갈에 대한 특성화 방법에는 다양한 접근 방법이 제시되고 있다.

이들 방법들은 가중치를 두지 않는 방법, 매장량과 현 소비량에 근거하는 방법, 가상의 공정을 통해 미래의 환경부하에 근거를 두는 방법 등으로 나눌 수 있다.

그러나 해당 영향범주의 특성화 방법들은 모든 형태의 목록항목들에 공통적으로 적용시킬 수 없다. 이러한 한계는 모든 특성화 모델의 한계이기도 하다.

여기서는 상응인자모델을 이용한 매장량과 소비량을 근거로 하는 접근방법에 대해 기술하고자 한다.

무생물 자원 고갈에 관한 상응인자는 Abiotic Resources Depletion Potential(ADP)로 나타내며, 각각의 접근 방법에 따라 ADP의 정의가 달라진다. 첫 번째, Reserve-Base 접근방법에 의한 상응인자는 다음 식에 의해 구할 수 있다.

이것은 자원의 매장량으로 상응인자를 구하는 방법이다.

$$\text{여기서, } ADP = \frac{I}{R_j}$$

$R_j$  = 현재 경제적으로 채굴할 수 있는  $j$ 라는 자원의 매장량(kg)

두 번째, Reserve-to-Use 접근 방법에 의한 상응인자는 다음 식에 의해 구할 수 있다. 이것





은 위의 식에 자원의 소비량을 감안하여 만들어진 방법이다.

$$\text{여기서, } ADP = \frac{U_j}{R_j}$$

$U_j$  =  $j$ 라는 자원의 전세계 연간 사용량, kg/yr

세 번째로 개선된 Reserve-to-Use 접근방법은 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$ADP = \frac{1}{R_j} \cdot \frac{U_j}{R_j}$$

이 방법은 Reserve-Base 방법의 자원의 소비량을 감안하지 않고 매장량만을 감안하였기 때문에 합리적이지 않다. 또한, Reserve-to-Use 방법의 경우 자원의 양을 나타내는 단위(무게 또는 부피)에 따라 특성화 결과에 차이를 가져온다. 자원고갈 범주는 매년 세계 자원 매장량을 조사하여 발표하고 있는 World Resource 1996~97년도 자료를 기준으로 Reserve basis

방법으로 equivalent factor값을 도출하여 [표 7]에 나와 있는 값을 적용할 수 있다. World Resource에선 Crude Oil을 다루고 있지 않다.

#### 나. 지구온난화(Global Warming)

지구온난화는 범지구적 환경문제로 공간적 분포에 무관하고, 다만 시간에 따라 영향의 정도가 달라진다. 따라서 특성화 값에서는 온난화 가스의 대기중 체류시간과 가스의 흡수성질이 고려 대상이 된다. 지구온난화를 유발하는 물질의 적외선 흡수 능력을 이산화탄소를 기준으로 지수화하여 나타내어 이를 GWP(Global Warming Potential)라 한다. GWP는 다음 식에 의해서 구할 수 있다.

$$\text{여기서, } GWP = \frac{\int a_j \cdot M_j dt}{\int a_{CO_2} \cdot M_{CO_2} dt}$$

$a_j$  = 지구온난화기여 물질의 적외선 흡수 계수

$M_j$  = 시간에 따른 대기의 농도

$a_{CO_2}$  = CO<sub>2</sub>의 적외선 흡수 계수

[표 7] 자원고갈 범주의 평형 상수값

목록항목	특성화값(1/g)	비고
Copper	3.23E-15	World Resource 1996-97
Coal	5.47E-19	World Resource 1996-98
Zinc	7.14E-15	World Resource 1996-99
Aluminum	4.35E-17	World Resource 1996-100
Cadminum	1.85E-12	World Resource 1996-101
Mercury	7.69E-12	World Resource 1996-102
Nickel	2.13E-14	World Resource 1996-103
Lead	1.59E-14	World Resource 1996-104
Tin	1.43E-13	World Resource 1996-105
Uranium	4.48E-13	World Resource 1996-106
Iron ore	6.67E-13	World Resource 1996-107

출처 : World Resource 1996-97, reserve basis

[표 8] 지구 온난화 범주의 평형 상수값

분류 항목	특정화값 (g CO <sub>2</sub> -eq/g)	비고
Carbon Dioxide(CO <sub>2</sub> )	1	1995
Methane(CH <sub>4</sub> )*	21	1995
Nitrous Oxide(N <sub>2</sub> O)	310	1995
CFC-11(trichlorofluoromethane, CFC1 <sub>1</sub> )	4,000	1994
CFC-12(dichlorodifluoromethane, CF <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> )	8,500	1994
CFC-13(chlorotrifluoromethane,CClF <sub>3</sub> )	11,700	1994
CFC-14(tetrafluoromethane,CF <sub>4</sub> )	4,500	1992
CFC-113(trichlorotrifluoroethane, C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub> )	5,000	1994
CFC-114(dichlorotetrafluoromethane, C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub> )	9,300	1994
CFC-115(chloropentafluoroethane, C <sub>2</sub> F <sub>5</sub> Cl)	9,300	1994
CFC-116(hexafluoroethane, CFC <sub>3</sub> CF <sub>3</sub> ,C <sub>2</sub> F <sub>6</sub> )	6,200	1992
HCFC-22(chlorodifluoromethane, CF <sub>2</sub> HCl)	1,700	1994
HCFC-123(C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> HCl <sub>2</sub> )	93	1994
HCFC-124(C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> HCl)	480	1994
HCFC-141b(C <sub>2</sub> FH <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub> )	630	1994
HCFC-142b(C <sub>2</sub> F <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl)	2,000	1994
HCFC-225ca(C <sub>3</sub> F <sub>5</sub> HCl <sub>2</sub> )	170	1994
HCFC-225cb(C <sub>3</sub> F <sub>5</sub> HCl <sub>2</sub> )	530	1994
Carbon Tetrachloride(CCl <sub>4</sub> )	1,400	1994
Methylchloroform(CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub> )	110	1994
H-1301(bromotrifluoromethane, CF <sub>3</sub> BR)	5,600	1994
HFC-23(CHF <sub>3</sub> )	11,700	1995
HFC-32(CH <sub>2</sub> F <sub>2</sub> )	650	1995
HFC-41(CH <sub>3</sub> F)	150	1995
HFC-43-10mee(C <sub>5</sub> H <sub>2</sub> F <sub>10</sub> )	1,300	1995
HFC-125(C <sub>2</sub> HF <sub>5</sub> )	2,800	1995
HFC-134(C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> F <sub>4</sub> )	1,000	1995
HFC-134a(CH <sub>2</sub> FCF <sub>3</sub> )	1,300	1995
HFC-152a(C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> F <sub>2</sub> )	140	1995
HFC-143(C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> F <sub>3</sub> )	300	1995
HFC-143a(C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> F <sub>3</sub> )	3,800	1995
HFC-227ea(C <sub>3</sub> HF <sub>7</sub> )	2,900	1995
HFC-236fa(C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>6</sub> )	6,300	1995
HFC-245ca(C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>5</sub> )	560	1995
Chloroform(CHCl <sub>3</sub> )*	5	1994
Methylene chloride(CH <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> )*	9	1994
Sulfur hexafluoride(SF <sub>6</sub> )	23,900	1995
Perfluoromethane(CF <sub>4</sub> )	6,500	1995
Perfluoroethane(C <sub>2</sub> F <sub>6</sub> )	9,200	1995
Perfluoropropane(C <sub>3</sub> F <sub>8</sub> )	7,000	1995
Perfluorobutane(C <sub>4</sub> F <sub>10</sub> )	7,000	1995
Perfluorocyclobutane(c-C <sub>4</sub> F <sub>8</sub> )	8,700	1995
Perfluoropentane(C <sub>5</sub> F <sub>12</sub> )	7,500	1995
Perfluorohexane(C <sub>6</sub> F <sub>14</sub> )	7,400	1995

\*표시는 Indirect effect 값을 포함하고있음

출처 : IPCC(Intergovernmental Panel on Climatic Chang 1994/5, direct effect), the Time horizon 100 year CO<sub>2</sub>-equivalents.



## 세미나

$M_{CO_2}$  = CO<sub>2</sub>의 시간에 따른 대기에서의 농도 GWP값은 대부분 IPCC에 의해서 개발된 값이 일반적으로 사용되어진다. 그러나 기준물질로 선정된 CO<sub>2</sub>는 대기에서의 수명이 불안정하기 때문에 이로 인한 GWP 값들이 변할 수 있는 단점이 있다. 따라서 CO<sub>2</sub>의 수명(20년, 100년, 500년)에 따라 모든 물질의 GWP 값들이 다른 값으로 표현되는 것을 알 수 있다.

LCA에서는 대부분 CO<sub>2</sub>의 수명이 100년임을 가정하고 그에 따른 값들을 취하는 것이 보편화되어 있다. [표 8]은 UN 산하의 IPCC에서 1995년에 발표한 Direct Effect 값을 기준으로 하고 부족한 물질에 대해서는 1994년에 발표한 Indirect effect 값을 포함하는 equivalent factor

를 사용하여 나타낸 값이다. Time horizon은 100년을 기준으로 적용하였다.

### 다. 오존층 파괴(Ozone Depletion)

오존층 고갈에 대한 상응인자는 오존층을 파괴하는 물질의 정도를 CFC11에 의한 오존 감소 정도를 기준으로 나타내며, ODP(Ozone Depletion Potential)라 한다. ODP는 다음과 같은 식에 의해 구할 수 있다.

$$ODP = \frac{\text{이항목에 의한 성층권 오존 감소}}{\text{CFC11에 의한 성층권 오존 감소}}$$

오존층 파괴 범주는 WMO(World Meteorological Organization)와 UNEP (United

[표 9] 오존층 파괴물질들의 ODP값

목록 항목	특성화값(g CO <sub>2</sub> -eq/g)	비고
CFC-11(trichlorofluoromethane, CFC1 <sub>1</sub> )	1	
CFC-12(dichlorodifluoromethane, CF <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> )	0.82	
CFC-113(trichlorotrifluoroethane, C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub> )	0.9	
CFC-114(dichlorotetrafluoromethane, C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub> )	0.85	
CFC-115(chloropentafluoroethane, C <sub>2</sub> F <sub>5</sub> Cl)	0.4	
HCFC-22(chlorodifluoromethane, CF <sub>2</sub> HCl)	0.034	
HCFC-123(C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> HCl <sub>2</sub> )	0.12	
HCFC-124(C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> HCl)	0.026	
HCFC-141b(C <sub>2</sub> FH <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub> )	0.086	
HCFC-142b(C <sub>2</sub> F <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl)	0.043	
HCFC-225ca(C <sub>3</sub> F <sub>5</sub> HCl <sub>2</sub> )	0.017	
HCFC-225cb(C <sub>3</sub> F <sub>5</sub> HCl <sub>2</sub> )	0.017	
Carbon Tetrachloride(CCl <sub>4</sub> )	1.2	
Methylchloroform(CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub> )	0.11	
Halon-1301(bromotrifluoromethane, CF <sub>3</sub> Br)	12	
Halon-1211(CF <sub>2</sub> ClBr)	5.1	
Halon-1202(CF <sub>2</sub> Br <sub>2</sub> )	1.25	
Halon-2402(CF <sub>2</sub> BrCF <sub>2</sub> Br)	7	
HBFC-1201(CF <sub>2</sub> HBr)	1.4	
HBFC-2401(CF <sub>3</sub> CHFBr)	0.25	
HBFC-2311(CF <sub>3</sub> CHClBr)	0.14	
Methyl bromide(CH <sub>3</sub> Br)	0.37	

출처 : WMO(World Meteorological Organization, 1998)

Nations Environment Program)에서 1998년  
에 발표한 equivalent factor를 사용할 수 있다.  
그 값은 다음 [표 9]에 나타내었다.

라. 광화학 산화물생성(Photochemical  
Oxidant Creation)  
광화학 산화물은 주로 NO<sub>2</sub>나 VOC 등이 태양

광선과 반응함으로써 대류권 내에서 생성된 오  
존 등의 산화물로서, 식물에 피해를 주고, 스모  
그 현상을 일으키며, 인간보건에도 영향을 미친  
다. 광화학 산화물을 생성하는 물질에 대하여  
ethene(C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>)을 기준으로 상대적인 광화학물  
생성정도를 구하는데, 이를 POCP(Photo-  
chemical Oxidant Creation Potential)라 한

$$ODP = \frac{\text{i라는 목록항목 1g 배출로 인하여 생성되는 오존량 } gO_3/g_i}{\text{Ethene 1g 배출로 인하여 생성되는 오존량 } gO_3/g_{ethene}}$$

[표 10-a) 광화학 산화물 생성 범주의 평형 상수값

목록 항목	특성화값(g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -eq/g)	목록항목	특성화값(g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -eq/g)
Alkanes		Cyclohexanol	0.446
Methane	0.006	Alkenes	
Ethane	0.123	Ethylene	1.000
Propane	0.176	Propylene	1.123
Neopentane	0.173	But-1-ene	1.079
n-Hexane	0.482	cis-But-2-ene	1.146
2-Methylpentane	0.420	trans-But-2-ene	1.132
3-Methylpentane	0.479	Methylpropene	0.627
2,2-Dimethylbutane	0.241	cis-Pent-2-ene	1.121
2,3-Dimethylbutane	0.541	trans-Pent-2-ene	1.117
n-Butane	0.352	Pent-1-ene	0.977
i-Butane	0.307	2-Methylbut-1-ene	0.771
2-Methylhexane	0.411	3-Methylbut-1-ene	0.671
3-Methylhexane	0.364	2-Methylbut-2-ene	0.842
n-Pentane	0.395	Butyraldehyde	0.795
i-Pentane	0.405	i-Butyraldehyde	0.514
n-Octane	0.453	Pentanaldehyde	0.765
n-Heptane	0.494	Benzaldehyde	-0.092
n-Nonane	0.414	Ketones	
n-Decane	0.384	Acetone	0.094
n-Undecane	0.384	Methylethylketone	0.373
n-Dodecane	0.357	Methyl-t-butylketone	0.490
Cycloalkanes		Methylpropylketone	0.548
Cyclohexane	0.290	Diethylketone	0.414



(표 10-b) 광화학 산화물 생성 범주의 평형 상수값

목록항목	특성화값(g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -eq/g)	목록항목	특성화값(g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -eq/g)
Cyclohexanone	0.299	Methyl-i-propylketone	0.364
Hexan-2-one	0.572	Diisopropylether	0.476
Hexan-3-one	0.599	Hex-1-ene	0.874
Meth 1-t-butylketone	0.323	cis-Hex-2-ene	1.069
Alcohols		trans-Hex-2-ene	1.073
Methanol	0.131	Styrene	0.142
Ethanol	0.384	Dialkenes	
n-propanol	0.543	1,3-Butadiene	0.851
n-Butanol	0.612	Isoprene	1.092
l-propanol	0.140	Alkynes	
l-Butanol	0.375	Acetylene	0.085
s-Butanol	0.400	Aromatics	
t-Butanol	0.123	Benzene	0.218
3-Pentanol	0.422	Toluene	0.637
2-Methylbutan-1-ol	0.407	o-Xylene	1.053
3-Methylbutan-1-ol	0.412	m-Xylene	1.108
3-Methylbutan-2-ol	0.366	p-Xylene	1.010
2-Methylbutan-2-ol	0.142	Ethylbenzene	0.730
Diacetone alcohol	0.262	Propylbenzene	0.636
Glycols		l-Propylbenzene	0.500
Ethylene glycol	0.382	1,2,3-Trimethylbenzene	1.267
Propylene glycol	0.457	1,2,4-Trimethylbenzene	1.278
Ethers		1,3,5-Trimethylbenzene	1.381
Dimethylether	0.174	o-Ethyltoluene	0.898
Methyl-t-butylether	0.152	m-Ethyltoluene	1.019
Diethylether	0.467	p-Ethyltoluene	0.906
3,5-Dimethylethylbenzene	1.320	Esters	
3,5-Diethyltoluene	1.295	Methyl formate	0.033
Aldehydes		Methyl acetate	0.046
Formaldehyde	0.519	Ethyl acetate	0.213
Acetaldehyde	0.641	l-Propyl acetate	0.213
Propionaldehyde	0.798	n-Butyl acetate	0.241
Ethyl-t-butylether	0.214	s-Butyl acetate	0.267
Alcohol and glycol ethers		t-Butyl acetate	0.065
2-Methoxyethanol	0.300	Halocarbons	
2-Ethoxyethanol	0.387	Methyl chloride	0.005
1-Butoxypropanol	0.436	Methylene chloride	0.068
2-Butoxyethanol	0.438	Chloroform	0.023
1-Methoxy-2-propanol	0.368	cis-Dichloroethylene	0.447
Carboxylic acids		trans-Dichloroethylene	0.392
Formic acid	0.032	Tetrachloroethylene	0.029
Acetic acid	0.097	Trichloroethylene	0.325
Propanoic acid	0.150	Methyl chloroform	0.009

출처 : Derwent R.G.et.al., 1998 Photochemical Ozone Creation Potential for Organic Compounds in Northwest Europe Calculation with a Master Chemical Mechanism. Atmospheric Environment

[표 11] 산성화 유발물질의 AP(Acidification Potentials)

Substance	Reaction	MW(g/mole)	AP(kgSO <sub>2</sub> /kg)
Sulfur dioxide(SO <sub>2</sub> )	SO <sub>2</sub> +H <sub>2</sub> O→H <sub>2</sub> SO <sub>3</sub> →2H <sup>+</sup> +SO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	64.06	1.00
Sulfur trioxide(SO <sub>3</sub> )	SO <sub>3</sub> +H <sub>2</sub> O→H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> →2H <sup>+</sup> +SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	80.06	0.80
Nitrogen dioxide(NO <sub>2</sub> )	NO <sub>2</sub> +1/2H <sub>2</sub> O+1/4O <sub>2</sub> →H <sup>+</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	46.01	0.70
Nitrogen oxide(NO)	NO+1/2H <sub>2</sub> O+O <sub>3</sub> →H <sup>+</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +3/4O <sub>2</sub>	30.01	1.07
Hydrogen chloride(HCl)	HCl→H <sup>+</sup> +Cl <sup>-</sup>	36.46	0.88
Hydrogen nitrate(HNO <sub>3</sub> )	HNO <sub>3</sub> →H <sup>+</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	63.01	0.51
Hydrogen sulfate(H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> →2H <sup>+</sup> +SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	98.07	0.65
Hydrogen phosphate(H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> )	H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> →3H <sup>+</sup> +PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	98.00	0.98
Hydrogen fluoride(HF)	HF→H <sup>+</sup> +F <sup>-</sup>	20.01	1.60
Hydrogen sulfide(H <sub>2</sub> S)	H <sub>2</sub> S+3/2O <sub>2</sub> →2H <sup>+</sup> +SO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	34.03	1.88
Ammonium(NH <sub>3</sub> )	NH <sub>3</sub> +2O <sub>2</sub> →H <sup>+</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +H <sub>2</sub> O	17.03	1.88

1) ※ source : Hauschild & Wenzel (1997)

다. POCP는 다음 식에 의해 구할 수 있다.

1998년 Derwent R.G.et.al가 대기학회에 발표한 논문에서 제시하고 있는 equivalent factor를 [표 10]에 나타내었다. 이 값은 지금까지 발표된 광화학 산화물생성에 대한 가장 최근의 자료이며, 스웨덴의 EPD(Environmental Product Declaration) Program에서도 이 데이터를 채택하여 사용했다. 그러나 VOC 또는 탄화수소처럼 일반적으로 사용되는 배출항목은 평가되지 못하는 단점이 있다.

마. 산성화(Acidification)

산성화에 대한 상응인자는 산성화를 유발하는 물질에서 방출되는 proton(H<sup>+</sup>)의 수를 SO<sub>2</sub>의 당량으로 나타내며, 이를 AP(Acidification Potential)이라 하며, 이에 대한 식은 다음과 같고, 그 결과는 [표 11]에 나타내었다.

$$AP\ of\ 물질\ X = \frac{32g\ SO_2-eq}{g\ X - eq}$$

바. 부영양화(Eutrophication)

토양과 수중에서 영양상의 균형이 깨지는 현상을 말하며, 수중과 퇴적층에서 산소결핍 등의 현상을 야기시킨다.

부영양화를 초래하는 원인물질로는 대기중으로 배출된 질소 화합물, 수중으로 배출되는 질소, 인 및 유기물질 등이 있다. 여기서는 영향범주를 토양 부영양화와 수중 부영양화의 세부 범주로 나누었다. 토양 부영양화는 대기중으로 배출되는 NO<sub>x</sub>와 토양 속의 질소와 인에 의한 것이며, 자동차 배기가스가 NO<sub>x</sub>의 주요 원인이 되고 있다.

수중 부영양화는 하폐수로부터 유입되는 질소나 인에 의해 발생하며, 댐이나 호수와 같은 폐쇄형 수역에서 일어난다.

부영양화값(EP : Eutrophication potential)은 total-N, total-P 또는 NO<sub>3</sub>의 당량으로 나타낼 수도 있고, O<sub>2</sub>, PO<sub>4</sub>의 당량으로 나타내는 두 가지 방법을 아래의 [표 12]과 [표 13]에 나타내고 있다.



[표 12] T-N, T-P 또는 NO<sub>3</sub>의 당량으로 나타낸 EP

Substance	MW(g/mole)	EP(N)(kg N/kg)	EP(P)(kg P/kg)	EP(NO <sub>3</sub> )(kg NO <sub>3</sub> /kg)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	62	0.23	0	1
NO <sub>2</sub>	46	0.30	0	1.35
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	46	0.30	0	1.35
NO	30	0.47	0	2.07
NH <sub>3</sub>	17	0.82	0	3.64
CN <sup>-</sup>	26	0.54	0	2.38
Total-N	14	1	0	4.43
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	95	0	0.33	10.45
P <sub>2</sub> O <sub>7</sub> <sup>2-</sup>	174	0	0.35	11.41
Total-P	31	0	1	32.03

※ source : www.eea.eu.int

[표 13] O<sub>2</sub>, PO<sub>4</sub>의 당량으로 나타낸 EP

Substance	N to air (kgO <sub>2</sub> /kg)	P-limited (kgO <sub>2</sub> /kg)	N-limited (kgO <sub>2</sub> /kg)	N-limited+air (kgO <sub>2</sub> /kg)	Maximum (kgO <sub>2</sub> /kg)	Maximum (kgPO <sub>4</sub> <sup>-</sup> /kg)
N to air	20	0	0	20	20	0.42
NOx to air	6	0	0	6	6	0.13
NH <sub>3</sub> to air	16	0	0	16	16	0.35
N to water	0	0	20	20	20	0.42
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> to water	0	0	4.4	4.4	4.4	0.1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> to Water	0	0	15	15	15	0.33
P to water	0	140	0	0	140	3.06
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0	46	0	0	46	1
COD	0	1	1	1	1	0.022

※ source : www.eea.eu.int

### 사. 생태계 독성(Ecototoxicological Impacts)

생태계 독성은 화학적·생물학적 물질이 생태계에 영향을 끼치므로 나타나는데, 생태독성지수는 환경에 배출된 물질의 종류와 양에 의존하게 된다. 영향 지수(S)는 다음의 식으로 나타낼 수 있다.

$$S_i^{nm} = E_i^m \cdot F_i^{nm} \cdot M_i^n$$

여기서,

M = 공기나 토양, 수중이라는 최초 매개체인

n에 배출되는 물질 i의 양

E = 공기나 토양, 수중이라는 매개체인 m에 대한 물질 i의 영향지수

F = 최초의 매개체 n에서 m으로 전환될 때 배출되는 물질 i에 대한 노출인자와 비율

아. 인간독성의 상응인자

인간독성의 영향범주에 널리 사용되는 접근 방법은 Heijungs et al.(1992)이 제안한 방법으로, Fate Analysis를 포함하지 않는다. 인간 독성에 대한 상응인자는 대기, 수질 및 토양에 미

치는 오염물질의 영향으로 세분하여 나타낸다.

여기서 상응인자를 계산할 때 오염물은 완전히 확산되며, 어떠한 감소현상도 발생되지 않는다고 가정한다.

또한 토양오염물을 제외하고 다른 매체와의 분리는 없다고 가정한다.

이로 인해 상응인자는 상수와 효과계수에 의해 계산되고, 상수는 세 가지 영향범주에 대해 상응인자가 같은 단위(kg Body- Weight / kg Substance)를 갖게 하기 위하여 사용한다.

여기서는 대기 배출물의 인간 독성을 규명하기 위해서 HCA(Air Emission for Human Toxicity)라는 상응인자를 사용하며, 다음과 같은 효과계수를 이용하여 구할 수 있다.

· Tolerabel Concentration in Air(TCL) by RIVM

· Air Quality Guide-Lines(AQG) by WHO

· Tolerable Daily Intake(TDI) by RIVM

· Acceptable Daily Intank(ADI) by WHO

수계배출물의 독성 상응인자는 HCA(Water Emission for Human Toxity)가 쓰이고, 상응인자는 TDI 또는 ADI를 이용하여 구할 수

있다.

그리고 토양배출물의 독성에는 HCS (Soil Emission for Human Toxity)라는 상응인자가 사용된다.

### ③ 정규화(Normalization)

환경영향의 상대적인 크기에 대한 명확한 정보를 얻기 위해, 정규화 단계를 수행하게 된다.

정규화단계에서는 특성화 단계에서 구한 영향범주별 Effect Score를 정규화 값으로 나누어 각 영향범주별로 정규화된 영향값을 구하게 되는데, 정규화 단계를 통해 제품생산과 관련된 환경오염의 상대적인 기여도를 알 수 있게 된다.

정규화 값은 일정기간동안에 일정지역에서 평균적인 개인에 의해 야기되는 영향을 의미하는 것으로 정규화를 수행하기 위해서는 먼저 해당 지역의 정규화 값(Normalization Score: NS)을 알아야한다.

정규화 값은 영향범주별로 분류된 목록 항목의 환경 부하량에 해당하는 상응인자를 곱하여 환경영향범주별로 도출한다.

$$N_i = \sum_k (Load_k \cdot eqv_{i,k})$$

[표 14] 1995년을 기준년도로 한 정규화 값

Impact Category	Value	unit
Abiotic Resource Depletion	2.94E+03	g/person · yr <sup>2</sup>
Global Warming	5.66E+06	g CO <sub>2</sub> eq/person · yr
Stratospheric Ozone Depletion	8.26E+01	g CFC11 eq/person · yr
Photochemical Oxidant Creation	7.37E+03	g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq/person · yr
Air Acidification	5.64E+04	g SO <sub>2</sub> eq/person · yr
Eutrophication	2.83E+04	g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq/person · yr
Ecotoxicity _ Water	4.17E+04	m <sup>3</sup> water eq/person · yr
Human toxicity _ Air	6.67E+04	body wt eq/person · yr
Human Toxicity _ Water	6.41E+00	body wt eq/person · yr





여기서,

$Load_k = i$ 라는 영향범주에 속하면서 해당지역에서 일정기간 배출되는  $k$ 라는 목록항목의 환경부하량( $g/yr$ )

$eqv_{i,k} = i$ 라는 영향범주에 속한 목록항목  $k$ 의 상응인자 값( $g-eq/g$ )

정규화를 수행하는 이유는 각 영향범주별로 영향정보의 단위를 동일하게 함으로써 특성화 결과의 오차를 검토 가능하게 하기 때문이다. 동시에 각각의 영향범주에 관계되는 영향 크기의 해석을 용이하게 하며, 정규화된 영향 크기를 가치평가 단계에서 가중치의 적용시점으로 사용할 수 있기 때문이다.

한편 정규화의 문제점은 모든 영향범주가 다 같이 중요하다는 묵시적인 가정에 있다. 즉, 영향범주의 가중치가 "1"이라는 점이다. 또한 정규화값을 얻기 위해서는 해당지역에서 특정 영향범주의 모든 항목들을 파악해야 한다는 어려움이 있다.

본 연구에서 사용된 정규화값은 [표 14]에서와 같이 1995년을 기준년도로 하였으며, 지리적 범위는 영향범주가 영향을 미치는 범위에 준하여 결정되었고, 정규화 기준값 표시 방법은 EDIP(Environmental Design of Industrial Products)에서 사용된 인구당량으로 나누는 방법을 사용하여 계산되어진 자료를 이용하였다.

#### ④ 가중치(Valuation)

정규화를 통해 환경영향에 대한 이해도를 높일 수 있지만, 환경범주별로 환경오염 수준이 다르기 때문에, 최종적인 환경영향을 산정할 때, 모든 환경범주들의 영향, 즉 정규화 영향값을 단순히 합산하는 것만으로는 최종적인 결론을 내

릴 수는 없다. 따라서 영향평가의 마지막 단계에서 가중치를 적용하게 된다.

가중치 부여는 각각의 영향범주들이 환경전반에 미치는 영향을 고려하여 영향범주간에 상대적인 순위, 즉 중요도를 결정하는 과정이다. 다음에서와 같이 가중치부여방법은 특성화 결과( $C_i$ )에  $i$ 라는 영향범주의 상대적인 중요도  $V_i$ 를 곱하면 시스템이  $i$ 라는 영향범주에 미치는 환경영향을 구할 수 있다.

$$I_i = C_i \cdot V_i$$

여기서,

$I_i = i$  번째 영향범주의 상대적인 중요도가 고려된  $i$ 번째 영향범주에 미치는 시스템의 환경영향

$V_i = i$  번째 영향범주의 상대적인 중요도

시스템 전체의 환경영향은 모든 영향범주의 환경영향을 합하면 된다.

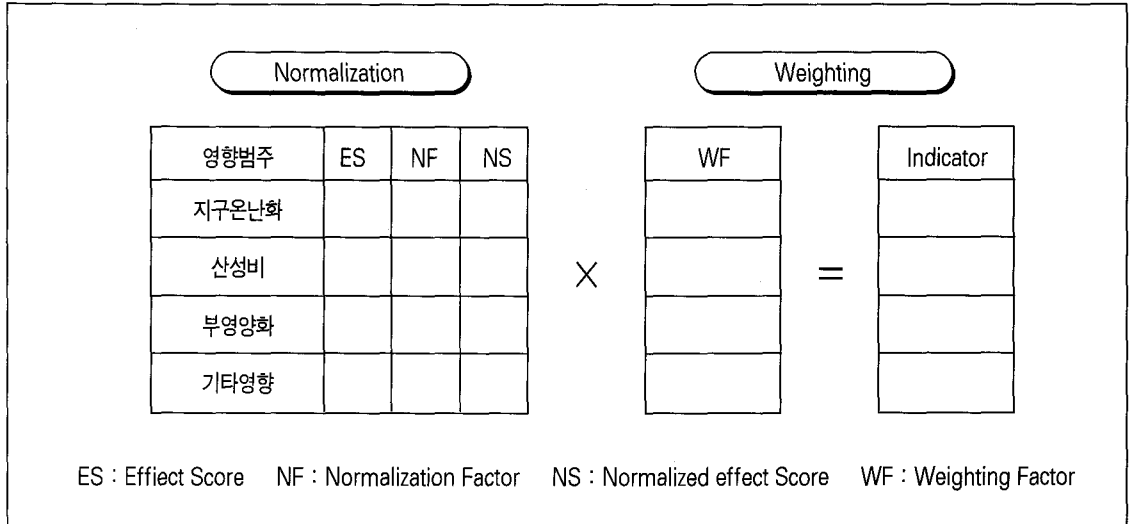
$$T_i = \sum_i I_i = \sum_i (C_i \cdot V_i)$$

예를 들어, 오존층 파괴가 심각할 경우, 정부기관에 의한 규제나 소비자의 관심이 오존층 보호에 집중되게 된다. 그에 따라 정부기관의 환경규제 방향이 오존층 보호에 역점을 두어 설정됨으로써, 오존층 파괴물질의 사용이나 배출은 엄격히 통제될 것이다.

또한 소비자의 제품 구매시에도 오존층 파괴에 큰 영향을 미치지 않는 친환경상품에 선호가 집중될 것이다.

그에 따라 LCA 가치평가 시에도 오존층 파괴를 유발시키는 제품이나 공정을 중점적으로 파악하기 위해 오존층파괴를 유발시키는 물질의

[그림 6] 가중치 부여 단계



사용이나 배출에 가중치를 높게 부여하여 평가하게 된다.

이를 통해 오존층파괴를 유발시키는 물질이나 공정이 환경적 key factor로 부각되게 되고 기업의 환경경영 활동도 이러한 key factor 개선에 중점을 두게 된다.

현재까지 제품의 전과정에 걸친 영향평가에 대한 국제적인 합의는 형성되어 있지 않으며, 국가별, 전문기관별, 추진단계별로 상이한 영향평가 방법을 사용하고 있다.

상기에 나타난 방법도 여러 가지 영향평가 방법중의 하나이며, 국제적으로 유용한 환경평가 방법으로 받아들여지고는 있지만 절대적인 환경영향을 나타내는 지표는 아니다. 그렇게 때문에 이러한 영향평가 결과값을 이용해 의사결정을 할 때에는 세심한 주의가 필요하며, 이를 위해 전문가에 의한 객관적인 세밀한 검토를 행하게 되는 Critical review가 필요하다.

#### (4) 결과해석

결과해석의 목적은 목록분석이나 영향평가 단계로부터 얻은 결과를 분석하여 보고하고 결론을 도출하는 것이다. 또한 이때 LCA의 결과가 갖는 한계점들을 설명하고, 목록분석 연구나 영향평가에 대한 건의사항을 제공한다. 이와 같은 결과해석은 다음과 같은 요건을 항상 만족시켜야 한다.

- 해석의 결과는 이해하기 쉬어야 한다.
- 완전하고 일관성이 있어야 한다.
- 정의된 연구의 목적 및 범위에 부합되어야 한다.

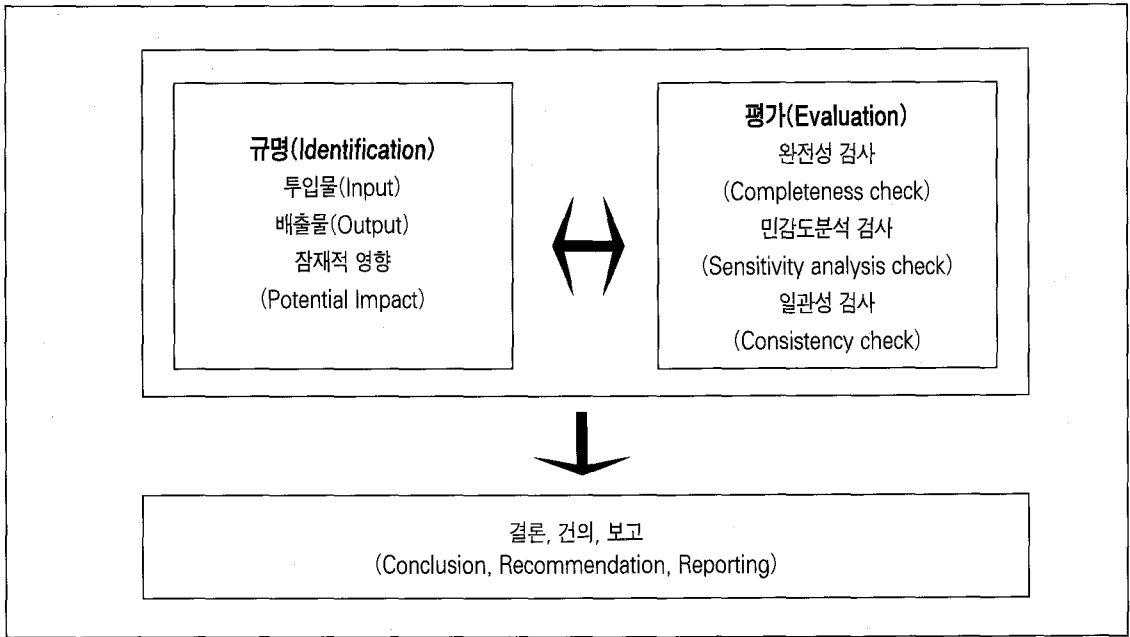
이를 바탕으로 결과해석은 다음의 [그림 7]와 같은 절차에 따라 수행하게 된다.

##### ① 규명화(Identification)

규명화의 목적은 가장 중요한 출입무과 잠재적 환경영향을 결정하기 위해 목록분석과 영향평가 단계의 데이터를 구성하는데 있다.



(그림 7) 결과해석의 단계



전과정 해석단계의 규명화 단계는 다음에 이르는 평가단계와 상호 보완적으로 일어난다.

결과해석 단계에서 발생하는 모든 데이터는 수집하여 집산화하지 않고 각각 독립적으로 관리한다.

다음의 단계로 진행해 나가기 위해서는 실제 연구의 타당성이 평가될 수 있도록 가능한 갭(gap)을 규명하고 일관성을 살피면서 지금까지 취합된 데이터와 목적 및 정의 단계에서 저장된 데이터를 비교하는 것이 필요하다.

목록분석으로부터 도출된 투입물 및 배출물이나 영향평가 단계로부터의 잠재적 영향들에 대한 지식들이 전과정평가의 목적 및 범위 정의에 부합될 수 있을 정도로 충분해지면 이 투입물 및 배출물들의 상대적 중요성이 결정되어야 한다.

이 과정은 다음 단계인 평가 단계와 상호 협조적인 과정을 통해 수행되어야 한다.

### ② 평가(Evaluation)

평가의 목적은 해석단계 이전의 전과정평가를 구성하는 초기 3단계(목적 및 범위설정, 목록분석, 영향평가)와 해석의 첫 단계인 중요한 출입물과 환경영향의 규명화 단계에서 적절히 구성된 데이터에 기초하여 연구를 종합하는 것이다.

결과는 감독관이나 연구결과에 관심을 가지는 사람들에게 명확하고 이해하기 쉬운 연구결과를 제공하는 형태로 발표되어야 한다.

평가 단계는 연구가 의도하고 있는 적용 방향인 최종적 이용을 고려하면서 목적 및 범위설정 단계에 부합되게 구성되어야 한다. 이 단계에서

는 다음의 3가지 요소들을 이용한 검사를 통해 강화된다.

- 완전성 검사
- 민감도 분석 검사
- 일관성 검사

위의 세 가지 요소로 구성된 평가단계는 반복적인 과정이다.

또한 이 세가지 분석은 과학적이고 객관적인 결론을 얻기 위해 필요한 과정이다.

그러나, 방대한 양의 자료를 다루어야 하므로 소요되는 시간과 비용의 문제도 고려해야 할 사항이다.

#### 가. 완전성 검사

평가 단계에서의 첫 번째 요소로서 이전의 단계에서 규명된 가장 중요한 투입물 및 배출물과 잠재적 영향이 목적 및 범위설정 단계에서 정의된 대로 목록분석과 영향평가로부터 정보를 충분히 나타내고 있는가를 확인하는 과정이다.

#### 나. 민감도 분석

민감도 분석의 목적은 가장 주요한 투입물 및 배출물과 잠재적 영향으로 판명된 연구결과와 파라미터 값들의 편차에의 영향을 평가하는 과정이다.

일반적으로 이결과의 편차는 백분율로 나타나게 된다.

민감도 분석은 또한 이용한 데이터의 품질요건을 결정하는 중요한 방법이라고 하겠다.

평가를 통해서 방대한 양의 입력자료들이 각 단계를 거치면서 합산되고 결국에는 각 범주별 잠재적 환경영향 값으로 나타나거나, 더 나아가

서는 가치평가를 통해 대상 시스템에 대해 하나의 수치로 나타나게 된다.

이러한 과정에서 만약 초기 입력자료의 신뢰도가 의심스럽다면 결국 그 불확실한 데이터들이 각 단계를 거치면서 합산됨에 따라 나타나게 되는 결과값은 엄청난 편파를 나타내게 될 것이다.

따라서 한 파라미터의 편차가 전체 결과값에 미치는 편차의 변화 정도를 살펴보았을 때 큰 폭의 변화가 생겼다면 이는 입력 파라미터의 품질이 전체 결과의 신뢰성을 높이는데 큰 영향을 가지고 있음을 의미한다. 이 경우에는 입력 파라미터의 품질요건을 보다 높게 잡을 필요가 있을 것이다.

이와 같이 민감도 분석의 수행을 통하여 가장 중요한 것으로 판명된 투입물 및 배출물과 잠재적인 영향들의 확고함과 안전성들이 검사되어 질 것이다.

#### 다. 일관성 검사

평가의 세 번째 요소인 이 과정에서의 목적은 판명된 가장 중요한 투입물 및 배출물과 잠재적 영향이 목적 및 범위설정 단계에서 정의된 대로 연구의 조건에서의 변화가 수용할 만한 형태로 목록분석과 영향평가의 결과를 대표하고 있는지의 여부를 결정하는 것이다.

즉, 대체되는 결과와 비교할 때 결과의 중대성을 평가하는 것이다.

만약, 파라미터들의 작은 변화가 다른 결론을 나타낸다면 연구 수행을 통해 얻은 결과가 중대하지 않거나 일관성이 없는 것으로 보아야 한다. ☐ (다음호에 계속)