特集「日本LCA学会の研究会活動」

総説(Review Article)

世界におけるライフサイクル影響評価手法のレビュー：
手法の枠組みに関する比較検討中谷 隼^{1,*}・本下 晶晴²A Critical Review of Life Cycle Impact Assessment Methods around the World:
Comparisons of Methodological FrameworksJun NAKATANI^{1,*} and Masaharu MOTOSHITA²

Synopsis:

Background and Objective. Since the early 1990s, a number of methods of life cycle impact assessment (LCIA), including both midpoint and endpoint approaches, have been developed especially in European countries. For facilitating LCA practitioners' thoughtful choices of methods, advantages and drawbacks of respective methods should critically and systematically be investigated. The objective of this series of articles is to review and compare the LCIA methods of the world so as to provide supportive information for LCA practitioners.

Results and Discussion. In this article, the definition of terminology relevant to LCIA is revisited among methods, especially between European and Japanese methods, and their methodological frameworks and impact categories comprised in those methods are summarized. Technical terms in English and their Japanese translations are provided side by side. Reviews and comparisons among the LCIA methods indicate that their frameworks and choices of impact categories are influenced, or sometimes restricted, by various conditions under which those methods have been developed. Those conditions include, not only practical reasons such as availability of characterisation models of impact categories, but factors directly linked to "goal and scope" of LCA such as motivation of method developments, adopted approaches of weighting steps, and environmental laws and regulations of countries where those methods have been developed.

Conclusions. Characteristics of the LCIA methods of the world are reviewed and compared from the viewpoint of their methodological frameworks. It is indicated that an appropriate method depends on the goals of LCA practitioners, which suggests that they should be careful in the choice of methods about the backgrounds of their frameworks.

Keywords: Area of protection; damage category; endpoint approach; impact category; midpoint approach

1. はじめに

LCAの国際標準規格 (ISO 14040: 2006およびISO 14044: 2006) において「影響評価 (impact assessment)」とは、目標と調査目的の設定 (goal and scope definition) とインベントリ分析 (inventory analysis) に続く段階であり、「環境負荷の発生を通して、どのような環境影響がどの程度あるかについて、定量的に評価する段階」と位置付けられる (伊坪ら2007)。1990年代の前半から、欧州を中心として、様々なライフサイクル影響評価 (LCIA: life cycle impact assessment) の手法の開発が進められてきた。そ

れらの開発は、ミッドポイント型 (midpoint approach) およびエンドポイント型 (endpoint approach) と呼ばれる手法を中心に2000年前後にピークを迎え、2009年のReCiPe 2008と2010年のLIME 2の公表をもって、方法論の構築という意味では、一段落したように見受けられる。最近では、IMPACT 2002+およびLIME 2の開発者によって、それぞれ「IMPACT World+」「LIME 3」という名称で、世界規模での影響評価への展開が進められている (IMPACT World+, 伊坪ら2013)。

こうした様々な手法の中からどれを選択するべきかは、

1 東京大学 / 〒113-8656 東京都文京区本郷 7-3-1

2 独立行政法人 産業技術総合研究所 / 〒305-8569 茨城県つくば市小野川 16-1

1 The University of Tokyo / 7-3-1 Hongo, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8656

2 The National Institute of Advanced Industrial Science and Technology / 16-1 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8569

*連絡先 (Corresponding author), nakatani@env.t.u-tokyo.ac.jp

LCA実施者にとって必ずしも自明ではない。世界的に普及しているLCAソフトウェアのGaBi (PE INTERNATIONAL)やSimaPro (PRe Consultants (b))のデータベースでは、欧州や米国で開発された様々なLCIA手法の係数が利用可能である。日本のLCAソフトウェアであるMiLCA (産業環境管理協会) にも、日本で開発されたLIME 2の係数の他に、資源消費や酸性化、富栄養化については、オランダで開発されたCML 1992やCML 2002の係数も搭載されている。各手法の特徴については、例えば伊坪ら (2007) など既往の文献にも網羅的に整理されており、手法間の比較を目的としたケーススタディ (Dreyer *et al.* 2003) も存在するが、特に重み付け (統合化) を含む手法において、それぞれのアプローチには長所と短所があることをLCA実施者が十分に理解した上で手法を選択するためには、体系的かつ批判的な視点からのレビューも必要であるというのが、筆者の問題意識である。

本稿では、世界における様々なLCIA手法をレビューし、それらの比較検討を通して、それぞれの特徴と長所・短所を明らかにすることで、LCA実施者の手法の選択にとって有用な情報として提示することを目的とする。まず、LCIAにおける用語の定義について再検討した上で、手法の枠組みや影響領域の項目を整理する。表1に、レビューの対象とするLCIA手法の一覧と概要を示す。専門用語については、欧州で用いられる英語の対訳を併記することで、それらの手法の理解の一助となることを意図した。特性化 (characterisation) や、正規化 (normalisation) および重み付け (weighting) といったLCIAの各段階の詳細については、機会を改めて論じたい。

2. 用語の定義

本論に入る前に、LCIAにおける用語の定義について明確にしておく。影響評価の段階を表す用語について、欧州で開発されたLCIA手法のうちEPS 2000およびReCiPe

2008と、日本のLIME 2における用法の対応関係を表2に整理した。CML 2002やIMPACT 2002+, Eco-indicator 99については、characterisation at the endpoint levelおよびendpoint impact categoryが、それぞれdamage characterisationおよびdamage categoryと表記されることがあること以外は、概ねReCiPe 2008の用語と同じである。

(1) 特性化に関する用語

「特性化」「影響領域」という用語について、ISO 14040や欧州のLCIA手法における定義と、LIME 2における定義 (伊坪ら2007、伊坪・稲葉2010) の間に相違が見られる。

LIME 2においては、運命分析 (fate analysis) および暴露分析 (exposure analysis) の段階が「特性化」と呼ばれ、影響分析 (effect analysis) および被害分析 (damage analysis) の段階が「被害評価 (damage assessment)」と呼ばれている。一方、欧州ではcharacterisationという用語で括られることが多く、両者を区別する必要がある場合、例えばReCiPe 2008においてはcharacterisation at the midpoint level (またはmidpoint characterisation)、characterisation at the endpoint level (またはendpoint characterisation) という用語が用いられている。

同様に、LIME 2では「影響領域」はミッドポイントのみを指す用語であるが、ReCiPe 2008においてはmidpoint impact categoryおよびendpoint impact categoryというように、エンドポイントにも適用される用語である。

また、damage assessmentという用語が、影響領域のグループ分け (grouping) に相当する段階を意味することや (PRe Consultants (a))、正規化および重み付けによって被害領域を集約する段階を指していることもある (Goedkoop & Spriensma 2001a)。

(2) エンドポイントと保護対象の関係

また、主にエンドポイント型の手法で用いられる「保護対象」という用語について、手法によって位置付け (特にエンドポイントとの関係) に若干の相違があるように思われる。

表1 レビューの対象としたLCIA手法の概要

LCIA 手法	出版年	開発国	開発者 (所属機関)
EPS 2000 *	1999	スウェーデン	Steen (チャルマース工科大学)
Eco-indicator 99 **	1999	オランダ	Goedkoop <i>et al.</i> (PRe Consultants)
CML 2002 **	2002	オランダ	Guinée <i>et al.</i> (ライデン大学)
IMPACT 2002+ **	2003	スイス	Joliet <i>et al.</i> (スイス連邦工科大学)
TRACI **	2003	米国	Bare <i>et al.</i> (米国環境保護庁)
EDIP 2003 **	2005	デンマーク	Hauschild & Potting (デンマーク工科大学)
Ecological Scarcity 2006 **	2009	スイス	Frischknecht <i>et al.</i> (ESU-services)
ReCiPe 2008 **	2009	オランダ	Goedkoop, Heijungs <i>et al.</i>
LIME 2	2010	日本	伊坪・稲葉 (産業技術総合研究所)

* : SimaPro 7 に搭載, ** : GaBi 6 と SimaPro 7 に搭載
出典) 伊坪・稲葉 (2010) をもとに著者追記

表2 影響評価の段階を表す用語の対応関係

影響評価の段階		EPS 2000	ReCiPe 2008	LIME 2
分類化	Classification	Classification	–	分類化
運命分析	Fate analysis	Characterisation	Characterisation at the midpoint level	特性化
暴露分析	Exposure analysis			
影響領域	Impact category	–	Midpoint impact category	影響領域
影響分析	Effect analysis	Characterisation	Characterisation at the endpoint level	被害評価
被害分析	Damage analysis			
–	–	–	–	カテゴリエンドポイント
被害領域	Damage category	Impact category	Endpoint impact category	保護対象
保護対象	Safeguard subject	Safeguard subject	Area of protection	
正規化	Normalisation	–	Normalisation	(正規化)
重み付け	Weighting	Weighting	Weighting	統合化

ReCiPe 2008においては、保護対象はAoP (area of protection) という用語で表され、「エンドポイントと関連していて表面的には同一であるが」としつつ、「AoPは社会にとって認識可能な価値を持つエンドポイントの分類（例えば、人間健康、自然環境、天然資源、人工環境）」であると定義されている (Goedkoop *et al.* 2013)。エンドポイントは「AoP (の一部) の定量化できる表現」と定義され、人工環境を除く3つの保護対象について、それぞれ1つずつのエンドポイントと指標が選定されている。また、EPS 2000における保護対象 (safeguard subject) は、単に評価手順の観点からはエンドポイント影響領域のグループといった位置付けであるが、手法の開発の段階では、まず保護対象を設定した上で、それぞれ被害の種類ごとに複数のエンドポイント影響領域と指標が選定されている (Steen 1999a)。

一方、LIME 2における「保護対象」は、この用語自体に対する解釈は上記の手法と同様であるが、「エンドポイント」との概念の差異が明確に定義されず、保護対象そのものに対して指標が設定されていることに、欧州のLCIA手法との相違が見られる。そのため、単純に評価手順や項目の対応の観点からは、Eco-indicator 99やIMPACT 2002+、ReCiPe 2008における被害領域 (エンドポイント) に近い。

保護対象の位置付けの相違によって、LIME 2において「カテゴリエンドポイント」という用語で表される段階が、ISO 14040において定義される category endpoint (自然環境、人間健康、資源の属性または側面) とは若干の齟齬があるように思われる。ISO 14040の定義は、上記のReCiPe 2008における「エンドポイント」の定義に近い。一方、伊坪・稲葉 (2010) において「影響領域と保護対象の間はカテゴリエンドポイントによって関連付けられる」と述べ

られていることから、また具体的な項目を見ても、LIME 2における「カテゴリエンドポイント」は、EPS 2000における特性化の「経路 (pathway)」と類似したものになっている。IMPACT 2002+では、impact pathway という用語が、LCIからミッドポイントを経由して被害領域に至る経路という位置付けで用いられているが、具体的な影響評価の段階や項目を指しているわけではない。LIME 2における「カテゴリエンドポイント」に相当する段階を適切に表現する対訳は、欧州の手法には存在しないようにも思われる。

以上の (1) と (2) における用語の整理に基づき、特性化や影響領域、保護対象に関わる用語については、本稿では以下の用法に従うものとする。

- 「特性化」とはLCIAの必須要素に相当する段階で、運命分析、暴露分析、影響分析および被害分析を含む。
- 必要に応じて、「ミッドポイント特性化」「エンドポイント特性化」と区別する。
- 「被害評価」という用語は、混乱を避けるために用いない。
- 基本的には、「ミッドポイント」は影響領域 (impact category) に対応し、「エンドポイント」は被害領域 (damage category) に対応する。
- エンドポイントも「影響領域」と呼んでいる手法 (EPS 2000、ReCiPe 2008) の場合は、必要に応じて「エンドポイント影響領域 (endpoint impact category)」と表記する。
- 「保護対象」は、人間健康、自然環境、天然資源といったエンドポイントの分類であり、各保護対象への被害 (の一部) を単一または複数の項目・指標で定量化したものを「被害領域」または「エンドポイント」と呼ぶ。

(3) 重み付けに関する用語

「重み付け」については、類似した用語に「統合化」や「単一指標化」がある。LIME 2の枠組みでは、統合化とは「影響領域間の重み付けを行って単一指標化を行う」と定義されており、結果が単一指標で表されトレードオフの関係が発生しないことが利点として挙げられている（伊坪ら2007、伊坪・稲葉2010）。ただし、欧州などのLCIA手法においてintegrationという用語は一般的ではなく、あくまでweightingという単語が当てられている。また、複数の影響領域を少数または単一の指標に集約していく手順は、aggregationと呼ばれることもある。そこで本稿における用語は、以下のような用法に従うものとする。

- 複数の影響領域を集約するLCIAの最終段階は、「重み付け (weighting)」と表記する。
- 「重み付け係数 (weighting factor)」は、(正規化された) ミッドポイントやエンドポイントの影響領域を単一指標に集約するための係数を指す。
- 「統合化」という用語は、混乱を避けるために用いない。
- ただし、LIME 2で用いられている「統合化係数」という用語は、特性化から正規化および重み付けまでの係数を乗算・加算することで求められる、ライフサイクルインベントリ (LCI: life cycle inventory) を単一指標に集約するための係数を表す。

3. LCIA 手法の枠組み

3.1 手法の分類

まず、レビューの対象とする手法の影響評価の手順を

表3に示した。これらのうち、「エンドポイント特性化」の列が「+」の手法がエンドポイント型、それ以外で「ミッドポイント特性化」の列が「+」の手法がミッドポイント型に当てはまる。また、ミッドポイント型およびエンドポイント型のうち「重み付け」の列が「+」の手法を、それぞれ「問題比較型」「被害算定型」と呼ぶことがある（伊坪ら2007）。「エンドポイント特性化」および「ミッドポイント特性化」の列が「-」で「重み付け」の列が「+」の手法は、「物質比較型」と呼ばれる。こうした影響評価の枠組みと重み付けの有無の観点から、手法を以下のように分類した。本稿で枠組みについてレビューする手法（表1参照）には、下線を付してある。

①重み付けしない手法

- ミッドポイント型：特性化のみ
TRACI
- ミッドポイント型：特性化+正規化
CML 2002
- エンドポイント型：特性化+正規化
IMPACT 2002+
ReCiPe 2008

②重み付けできる手法

- 物質比較型：負荷を重み付け
Ecological Scarcity 1997, Ecological Scarcity 2006
EPS 2000(非生物資源)
- 問題比較型：ミッドポイントを重み付け
Eco-indicator 95
EDIP 97(影響領域のグループごと)

表3 各LCIA手法の影響評価の手順

LCIA 手法	特性化		正規化	重み付け
	ミッド ポイント	エンド ポイント		
EPS 2000	>	+	-	+
Eco-indicator 99	>	+	+	+
CML 2002	+	-	+	-
IMPACT 2002+	+	+	++	*
TRACI	+	-	-	-
EDIP 97 / 2003	+	-	+	#
Ecological Scarcity 2006	(+)	-	+	+
ReCiPe 2008	+	+	++	**
LIME 2	+	+	>>	+

- 注) +: 係数の提示あり, -: 対象としない
 (+): 一部の影響領域のみ
 ++: ミッドポイントおよびエンドポイントに対して
 >: エンドポイント特性化への経路として
 >>: 重み付けにおけるプロファイルの基準として
 #: 影響領域のグループごとに集約
 *: 係数の提示なし (自ら決定してもよい)
 **: 係数の提示なし (他手法を参照できる)

EDIP 2003(EDIP 97の重み付け係数を利用)

Ecological Scarcity 2006(一部の影響領域)

- 被害算定型：エンドポイントを重み付け

ExternE

EPS 2000

Eco-indicator 99

LIME 1、LIME 2

③代替指標を用いる手法

MIPS、CED、Ecological Footprint

これらのLCIA手法のうち、Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995) やEDIP 97 (Wenzel *et al.* 1997)、Ecological Scarcity 1997、LIME 1 (伊坪・稲葉 2005) といった、すでに更新版が公表されている手法は、必要に応じて更新版のレビューにおいて言及することにして、詳細なレビューは割愛する。また、「③代替指標を用いる手法」に該当する評価手法については、分類化や特性化といったLCIAの必須要素を含まないことから、レビュー対象に含めなかった。

ExternEについては、エネルギー消費による被害を貨幣換算して外部費用として定量化することが目的であり、環境影響についてはIPA (impact pathway approach) という手法が用いられている (Bickel & Friedrich 2005)。この手法では、例えばエネルギー消費に伴う汚染物質の排出の場合、排出源から大気拡散モデルによる濃度評価、用量反応関数を用いた影響評価という手順は、エンドポイント型のLCIA手法と同様である。しかし、あくまで特定の排出源に対する外部費用の算定がIPAの目的であり、インベントリの段階で排出源の上流や下流での汚染物質を積算してから地域に依存しない係数を乗じる (通常の) LCAとは異なる手法であるとされている。そのため、本稿ではExternEについての詳細なレビューは割愛するが、1995年版における人間健康 (余命および疾病) についての支払意思額 (WTP: willingness to pay) の推定値がEPS 2000における重み付けに引用されるなど、影響評価の個々の段階はLCIAとの類似性や親和性の高い手法である。

3.2 重み付けしない手法の枠組み

まず、上記の分類のうち重み付けしない (重み付け係数が提示されていない) LCIA手法について、それらの概要と枠組みをレビューする。これらの手法には、ミッドポイント型のCML 2002およびTRACIと、エンドポイント型のIMPACT 2002+およびReCiPe 2008が含まれる。影響評価の枠組みは、ミッドポイント型の2つの手法間で類似しており、同様にエンドポイント型の2つの手法間にも類似性が見られる。

(1) CML 2002

ライデン大学・環境科学センター (CML) の研究グループは、LCIAの草創期である1992年に影響領域ごとの特性化係数を発表し (CML 1992)、その更新版が2002年に公表された (Guinée 2002)。この中で提示されている影響領域 (ミッドポイント) ごとの特性化係数および影響評価の手引きが、CML 2002と呼ばれる手法である。特性化の方法が示されている影響領域と、それぞれの指標の単位を表4に示す。CML 2002には影響分析や被害分析は含まれておらず、問題指向型 (problem-oriented) のアプローチによる典型的なミッドポイント型の手法とすることができる。

影響領域の選定は、欧州環境毒性化学会 (SETAC: Society of Environmental Toxicology and Chemistry) の影響評価ワーキンググループによる実践可能な影響領域のリストに基づき、適切な特性化モデルの利用可能性などを考慮して、影響領域を以下のグループに区別している。

- A. 基準 (baseline) : 多くのLCA事例に含まれる影響領域
- B. 事例固有 (study-specific) : 事例ごとのgoal and scopeやデータの利用可能性によっては含める価値がある影響領域
- C. その他 : 基準となる特性化の方法が提案されていない影響領域

グループAには「非生物資源 (depletion of abiotic resources)」「気候変動 (climate change)」「人間毒性 (human toxicity)」など、グループBには「イオン化放射線 (ionising radiation)」「騒音 (noise)」など、グループCには「生物資源枯渇 (depletion of biotic resources)」「乾燥 (desiccation)」などの影響領域が含まれている。

CML 2002では、CML 1992には含まれていなかった影響領域として「イオン化放射線」が追加されている。また、「人間毒性」「生態毒性」「酸性化」については、CML 1992では物質固有の性質に基づいた特性化係数が提示されており、負荷 (intervention) に近い点での特性化であったが、CML 2002では運命分析や暴露分析を含めた特性化へと発展している。例えば、CML 1992における酸性化の特性化においては、酸性化物質ごとの潜在的な水素イオン (H^+) 生成の物質量がAP (Acidification Potential) と定義されていたが、CML 2002では、酸性化物質の輸送・沈着 (輸送係数) や沈着地域の感受性 (最大臨界負荷量) まで考慮したAPが提示されている。ただし、CML 1992の酸性化の特性化係数は地域に依存しない (物質依存的) という特徴から、CML 2002でも特性化係数の代替的な選択肢として示されており、1.で述べたようにMiLCAにも搭載されている。

表4 欧州のLCIA手法の影響領域および被害領域の対応関係

CML 2002	Eco-indicator 99	IMPACT 2002+	ReCiPe 2008
影響領域 (ミッドポイント)			
気候変動 [kg CO ₂ eq]	気候変動 *	地球温暖化 [kg CO ₂ eq] *	気候変動 [kg CO ₂ eq]
成層圏オゾン枯渇 [kg CFC-11 eq]	オゾン層枯渇 *	オゾン層枯渇 [kg CFC-11 eq] *	オゾン枯渇 [kg CFC-11 eq]
酸性化 [kg SO ₂ eq] * 富栄養化 [kg PO ₄ ³⁻ eq] **	酸性化・富栄養化 ***	陸域酸性化・富栄養化 [kg SO ₂ eq] *** 水系酸性化 [kg SO ₂ eq] * 水系富栄養化 [kg PO ₄ ³⁻ eq] **	陸域酸性化 [kg SO ₂ eq] 淡水富栄養化 [kg P eq] 海域富栄養化 [kg N eq]
人間毒性 [kg 1,4-DCB eq]	発癌性物質	人間毒性 (発癌・非発癌) [kg C ₂ H ₄ eq]	人間毒性 [kg 1,4-DCB eq]
光化学オキシダント生成 [kg C ₂ H ₄ eq]	呼吸器影響: 有機物 * 呼吸器影響: 無機物 **	光化学オキシダント [kg C ₂ H ₃ Cl eq] * 呼吸器 (無機物) [kg PM _{2.5} eq] **	光化学オキシダント生成 [kg NMVOC eq] 粒子状物質生成 [kg PM ₁₀ eq]
陸域生態毒性 [kg 1,4-DCB eq] 淡水水系生態毒性 [kg 1,4-DCB eq] 淡水底質生態毒性 [kg 1,4-DCB eq] 海域生態毒性 [kg 1,4-DCB eq] 海域底質生態毒性 [kg 1,4-DCB eq]	生態毒性物質	陸域生態毒性 [kg TEG eq] 水系生態毒性 [kg TEG eq]	陸域生態毒性 [kg 1,4-DCB eq] 淡水生態毒性 [kg 1,4-DCB eq] 海域生態毒性 [kg 1,4-DCB eq]
イオン化放射線 [DALY]	イオン化放射線 *	イオン化放射線 [Bq C ¹⁴ eq] *	イオン化放射線 [kg U ²³⁵ eq] *
土地利用影響 [m ² ・年] * #	土地占有 ** 土地改変	土地占有 (耕地) [m ² ・年] ** #	農業土地占有 [m ² ・年] * # 都市土地占有 [m ² ・年] * # 自然土地改変 [m ²] * #
-	-	-	水枯渇 [m ³] #
非生物資源枯渇 [kg Sb eq]	鉱物枯渇 * 化石燃料枯渇	鉱物資源 (追加エネルギー) [MJ] [kg Fe eq] * 非再生資源 [MJ] [kg 原油 eq]	鉱物資源枯渇 [kg Fe eq] 化石資源枯渇 [kg 石油 eq]
その他 #	-	-	-
被害領域 (エンドポイント)			
-	人間健康 [DALY] 生態系の質 [PDF・m ² ・年] - 鉱物・化石資源 [MJ]	人間健康 [DALY] 生態系の質 [PDF・m ² ・年] 気候変動 [kg CO ₂ eq] # 鉱物・化石資源 [MJ]	人間健康 [DALY] 生態系多様性 [種・年] - 資源利用可能性 [米ドル]

注) *、** または *** で示した影響領域は、それぞれ手法間で同じ特性化モデルが用いられている。
で示した影響領域は、特性化係数がなく負荷がそのまま指標となる。同様に、# で示した被害領域は、被害係数がなく影響領域がそのまま指標となる。
CML 2002 の影響領域の「その他」は、廃熱 (水系) [MJ]、悪臭 (大気) [m³]、騒音 [Pa²・秒]、大事故 [件]。
Eco-indicator 99 におけるミッドポイントは、被害領域への経路であり、特性化係数は示されていない。
出典) Goedkoop & Spriensma (2001a)、Guinée (2002)、Jolliet *et al.* (2003)、Goedkoop *et al.* (2013) をもとに著者作成

また、CML 2002では正規化が推奨されており (Guinée 2002)、1997～98年のオランダ、1995年の西欧州 (当時のEU加盟15ヶ国およびノルウェー、スイス)、1990年および1995年の世界全体を参照年および地域とした、各影響領域の正規化係数 (参照値) が算定されている (Huijbregts *et al.* 2003)。また、それぞれの参照地域および参照年における人口で割った1人当たりの正規化係数も利用可能である (Guinée 2002)。

(2) IMPACT 2002+

国際連合環境計画 (UNEP: United Nations Environment Programme) およびSETACによるUNEP/SETAC Life Cycle Initiativeが、ミッドポイント型と被害指向型 (damage-oriented) のアプローチの利点を生かした手法開発について提言したことを受けて、それを実行可能にするために構築されたLCIA手法がIMPACT 2002+である

(Jolliet *et al.* 2003)。全てのLCIが、図1に示したように、14項目のミッドポイント領域と4項目の被害領域 (エンドポイント) に関連付けられ、両段階での特性化係数が利用可能である。

IMPACT 2002+は、人間毒性 (発癌および非発癌) と生態毒性 (水系および陸域) の影響評価に重点を置いた手法であり、その他のミッドポイントおよび被害領域の特性化は、それぞれCML 2002およびEco-indicator 99から引用および適応させたものとなっている。それらの手法との対応関係が分かるように、IMPACT 2002+のミッドポイント領域および被害領域を表4に整理した。

ミッドポイントのうち「水系酸性化 (aquatic acidification)」および「水系富栄養化 (aquatic eutrophication)」については、被害領域 (生態系の質) への特性化係数は未構築であり、それぞれ二酸化硫黄 (SO₂) およびリン酸イ

図1 IMPACT 2002+の影響評価の枠組み

オン (PO_4) を基準とした $[\text{kg SO}_2 \text{ eq}]$ $[\text{kg PO}_4 \text{ eq}]$ 単位の特性化までにとどまっている。その他のミッドポイントの特性化係数は、単純にエンドポイントの特性化係数の参照物質 (reference substance) に対する比で表され、必ずしも2.(1) で述べたような「運命・暴露分析までがミッドポイントで、影響・被害分析を含むとエンドポイント」という定義とは合致していないことに注意が必要である。

この手法の枠組みで最大の特徴は、被害領域の1つとして「気候変動 (climate change)」という項目を設定したことにある。この被害領域への影響経路 (impact pathway) が存在するミッドポイント領域は「地球温暖化 (global warming)」のみであり、いずれの指標も二酸化炭素 (CO_2) を基準とした $[\text{kg CO}_2 \text{ eq}]$ 単位で表されるため、被害係数 (damage factor) は1 (無次元) である。これは、「生態系の質」や「人間健康」への被害の特性化モデルが十分に正確で信頼できる段階にはないとの理由であり、評価結果の解釈においては、それ自体で保護する価値がある「生命維持システム (life support system)」への被害と解釈するものとされている (Jolliet *et al.* 2003)。以下は筆者の私見であるが、複数のエンドポイントに様々な経路で (しばしば不確実な) 影響を及ぼす地球温暖化は、その影響の時間的範囲や付随する世代間公平性の問題も考

慮したとき、あえて他の影響領域と集約せずに独立した領域として解釈することには、積極的な合理性もあるものと思われる。

また、被害領域の特性化の後での正規化が推奨されているが、ミッドポイントまでの評価にとどめたいLCA実施者のために、両方の段階での正規化係数が利用可能である (Jolliet *et al.* 2003)。いずれも、基本的にはEco-indicator 99に従って、西欧州を参照地域として正規化係数が算定されている。

IMPACT 2002+は重み付け係数を提示しておらず、4つの被害領域を別々に考慮することを推奨しているが、それらの集約が必要で、他の社会的な重み付け係数が利用できない場合に限り、評価者 (LCA実施者) が自ら重み付けすることは否定していない。また、そうした場合の重み付け係数のデフォルト値として1を用いること、すなわち各被害領域の正規化の結果を単純に合計することにも言及しており、その方法を実際に適用した事例も見られる (Koci & Trecakova 2011)。

(3) TRACI

TRACI (Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other Environmental Impacts) は、米国環境保護庁 (U.S. EPA: Environmental Protection Agency) によって開発された独立したコンピュータプログラムであり、Microsoft Windowsで実行可能である (Bare *et al.* 2003, U.S. EPA)。影響領域はミッドポイントの段階で特性化されており、その理由として、組み込まれる予測モデルの数を最小限にすることで、モデル (因果関係) の不確実性や複雑さを減少させることが挙げられている。CML 2002と同様に、典型的なミッドポイント型の手法と行うことができる。

影響領域については、Bare *et al.* (2003) において選定の基準が記述されており、TRACIという手法の位置付けを理解する上でも重要な観点であると考えられるため、その概要を以下に簡単に述べる。前提として、U.S. EPAは影響領域の選定について「何に価値を置くかに依存する規範的な決定」であると認識しており、「世界的な合意がない以上、事例ごとのgoal and scopeの一部とされるか、手法の開発者の裁量に任される」ものとしている。

まず、従来の影響領域として、以下の項目が選定されている。その理由として、U.S. EPAにおける計画や規制において、これらの影響を最小化することの価値が認識されていることが挙げられている。

- オゾン枯渇 (ozone depletion)
- 地球温暖化 (global warming)
- 酸性化 (acidification) *
- 富栄養化 (eutrophication) *

- スモッグ生成 (smog formation) *
- 人間健康 (human health) *
- 生態毒性 (ecotoxicity)

人間健康については、米国 (U.S. EPA) における規制や指針と整合した影響評価とするために、「発癌 (cancer)」「非発癌 (noncancer)」「基準汚染物質 (criteria pollutants)」に分割されている。基準汚染物質とは、米国の環境規制において用いられる用語で、U.S. EPA が健康影響の許容可能レベルに基づく基準 (criteria) を設定している大気汚染物質、すなわちオゾン、一酸化炭素 (CO)、全浮遊粒子状物質、SO₂、鉛および窒素酸化物 (NO_x) を指しており、それらのうち TRACI では粒子状物質に着目している (Bare *et al.* 2003)。また、スモッグ生成は、それに関連する影響が埋没することを避けるため、他の人間健康への影響とは集約せずに、独立した影響領域とされている。

資源枯渇については、以下の項目が特に米国において重要であると認識されていることから、影響領域に含められている。

- 化石燃料枯渇 (fossil fuel depletion)
- 土地利用 (land use) *
- 水利用 (water use)

上記の影響領域のうち「*」で示した項目については、米国における潜在的影響を反映した特性化モデルが構築されている。また、悪臭、騒音、放射線、廃熱および事故 (いずれも CML 2002 の影響領域に含まれている) については、U.S. EPA の権限外であることから、対象外とされている。このように、TRACI における影響領域の選定では、U.S. EPA の計画や規制との整合性が強く意識されていることが分かる。

(4) ReCiPe 2008

オランダで開発された ReCiPe 2008 は、同じくオランダで開発されたミッドポイント型の手法である CML 2002 とエンドポイント型の手法である Eco-indicator 99 を、手法間での根本的なモデルの相違を解消し、モデルの原理や選択について“調和”させることを目的としたものである (Goedkoop *et al.* 2013)。ミッドポイント型とエンドポイント型の手法が共存することは、LCA が goal and scope に依存し、手法の選択は評価対象とも関連付けられることから正当化されるとして、ミッドポイントとエンドポイントの両段階の特性化係数が示されている。また、文化的視点ごとに特性化係数や正規化係数が算定されている点は、3.3.(2) で述べる Eco-indicator 99 と同様である。

ReCiPe 2008 におけるミッドポイント (影響領域) およびエンドポイント (被害領域) を、CML 2002 および Eco-indicator 99 との対応関係が分かるように、表 4 に整理した。基本的には、ミッドポイントの項目や指標の単位は CML

2002、エンドポイントは Eco-indicator 99 を踏襲したものとなっていることが分かる。ただし、これらの手法を調和させるために、少数のミッドポイントおよび 1 つのエンドポイント (イオン化放射線を経由した人間健康への被害) を除き、ほとんどの特性化モデルが再設計されている。

エンドポイント影響領域は、死亡と疾病を含む「人間健康 (human health)」、種の消失によって表される「生態系多様性 (ecosystem diversity)」、将来の採掘費用の増加によって表される「資源利用可能性 (resource availability)」への被害であり、それぞれ以下の AoP を代表するものである。

- 人間健康 (human health)
- 生態系 (ecosystems)
- 資源 (resources)

他に、AoP としては「人工環境 (man-made environment)」も想定されているが、具体的なエンドポイント影響領域は示されていない。

ミッドポイント影響領域は、表 5 に対応を示したように、それぞれ 1 つまたは 2 つのエンドポイント影響領域に関係付けられている。ただし、「海域富栄養化」や「水枯渇」のように、エンドポイントがモデル化できなかった影響領域も残されている。負荷 i をエンドポイント e の指標に直接的に換算する特性化係数 Q_{ei} は、負荷 i とミッドポイント m を結合する特性化係数 Q_{mi} と、ミッドポイント m をエンドポイント e に換算する“mid to end”の特性化係数 Q_{em} によって、以下のように記述される。

表 5 ReCiPe 2008 におけるミッドポイントとエンドポイントの対応関係

ミッドポイント 影響領域	エンドポイント影響領域		
	人間健康	生態系 多様性	資源利用 可能性
気候変動	+	+	
オゾン枯渇	+	-	
陸域酸性化		+	
淡水富栄養化		+	
海域富栄養化		-	
人間毒性	+		
光化学オキシダント生成	+	-	
粒子状物質生成	+		
陸域生態毒性		+	
淡水生態毒性		+	
海域生態毒性		+	
イオン化放射線	+		
農業土地占有		+	-
都市土地占有		+	-
自然土地改変		+	-
水枯渇			-
鉱物資源枯渇			+
化石資源枯渇			+

注) + : ReCiPe 2008 において定量的な関係を構築
 - : 重要な関連があるが、定量的な関係は未構築
 出典) Goedkoop *et al.* (2013)

$$Q_{ei} = \sum_m Q_{em} \cdot Q_{mi} \quad (1)$$

ReCiPe 2008は、当初は正規化を分析対象としていなかったが (Goedkoop *et al.* 2013)、別のプロジェクトとして正規化係数 (normalisation factor) の開発が進められ (Wegener Sleeswijk *et al.* 2008)、ミッドポイントおよびエンドポイントの影響領域について、それぞれ欧州 (当時のEU加盟25ヶ国およびアイスランド、ノルウェー、スイス) と世界全体を参照地域とした正規化係数が算定されている。いずれも、Eco-indicator 99と同様に文化的視点ごと (個人主義者、階層主義者、平等主義者) の係数が提示されている (ReCiPe)。

重み付けについては検討されていないが、ReCiPe (ホームページ) から利用可能な係数のリストの中にはEco-indicator 99の重み付け係数 (平均および文化的視点ごと) が示されており、「常に平均の重み付けを用いることを推奨する」との記載がある。Goedkoop *et al.* (2013) には「近い将来に重み付けに関する報告書が出る」との記述もあり、それまでの暫定的な値としてEco-indicator 99の重み付け係数が提示されているものと思われる。

3.3 重み付けできる手法の枠組み

次に、重み付けできる (重み付け係数が提示されている) LCIA手法について、それらの概要と枠組みをレビューする。3.2 でレビューした重み付けしない手法が影響評価の枠組みに類似性が見られたのに対して、ここでレビューする重み付けできる手法の枠組みは多様であり、いずれの手法間にも大きな相違がある。こうした相違の原因は、特性化の結果を単一または少数の指標へ集約するための重み付けのアプローチに、枠組み全体が制約を受けるためであると考えられる。

(1) EPS 2000

EPS (Environmental Priority Strategies in product development) の開発は、Volvoの要請によって1989年にスウェーデン環境研究所およびスウェーデン産業連合の協力によって開始された。その後、何度かの修正を経て、最終的な更新 (2000年版) はスウェーデンの製品・材料システム環境評価センター (CPM) によって行われた (Steen 1999a, Steen 1999b, Steen 2007)。EPS 2000はISO 14040 ~ 14043 (当時) の要件の遵守が図られており、影響評価は以下の手順で実施される (図2)。

- 影響領域と指標 (category indicator) の選定
- 分類化
- 特性化
- 重み付け

EPS 2000ではミッドポイントの特性化係数は示されて

おらず、同じエンドポイント型の手法でも、ReCiPe 2008やLIME 2とは枠組みが異なる。影響領域については、以下の4つの保護対象に対して、それぞれ複数のエンドポイントが設定されている。

- 人間健康 (human health)
- 生態系の生産能力 (ecosystem production capacity)
- 非生物資源 (abiotic stock resources)
- 生物の多様性 (biodiversity)

ただし、2. で述べたように、単純に評価手順の観点からはEPS 2000における保護対象はエンドポイント影響領域のグループといった位置付けであり、LIME 2における保護対象のように、それぞれに含まれるエンドポイントが同一の指標で評価されるわけではない。そのため、重み付けの段階の前に保護対象ごとに特性化の結果を集約することはできないことに注意が必要である。また、「文化的・レクリエーション的価値 (cultural and recreational value)」という保護対象も想定されているが、一般的な指標で表現することは困難であることから、具体的な影響領域や特性化係数は示されていない。

「人間健康」に含まれる影響領域は、「余命」「重大な疾病」「疾病」「重大な不快」「不快」である。死亡に関する影響を余命で表すことが一般的になってきていることを受けて、「余命」の指標は生命損失年数 (YOLL: years of life lost) とされている。「生態系の生産能力」に含まれる影響領域は「作物の成長能力」「木の成長能力」「魚と肉の生産能力」「土壌酸性化」「灌漑用水の生産能力」「飲料水の生産能力」であり、それぞれ異なる指標で表される。「非生物資源」については、それぞれの資源の枯渇が影響領域、消費量が指標となっている。「生物の多様性」に含まれる影響領域は「種の絶滅」のみであり、指標は1990年に絶滅した種の数によって標準化されたNEX (normalized extinction of species) と定義されている。

特性化係数は、それぞれのエンドポイント影響領域に至る経路 (pathway) ごとに算定されている。例えば、「余命」についての特性化係数は、物質ごとに「熱ストレス」「飢餓」「洪水」「マラリア」の4つの経路に対して、全て [年/kg] 単位で定義されている。そして、それぞれの影響領域の重み付け係数を乗じることで、ELU (Environmental Load Unit) という単一の重み付け指標 (weighting indicator) に換算される (1 ELUは1ユーロに相当)。影響評価の手順の例を、CO₂について図3に示した。

EPS 2000の影響領域の中には、「土壌酸性化」のように他の手法ではミッドポイントとされる影響領域や、資源消費量のように分類化や特性化の段階を経ずに、そのまま負荷 (インベントリ) が指標となるものも混在している。その背景には、この手法が貨幣換算による重み付けに重点を

図2 EPS 2000の影響評価の枠組み

置いていることから、適当な重み付け係数 (WTP) が得られることに主眼が置かれ、必ずしも影響領域間の相対的な比較を必要としないためと考えられる。

(2) Eco-indicator 99

Eco-indicator 99は、オランダ住宅空間計画環境省 (VROM) の委託によって、Eco-indicator 95における係数の値を改訂する目的で開発された (Goedkoop & Spriensma 2001a, Goedkoop & Spriensma 2001b, Goedkoop 2007)。図4に、Eco-indicator 99における影響評価の枠組みを示した。ここでは、以下に示す4つの段階によって負荷とエンドポイントが関係付けられる。正規化は、重み付けの準備段階として位置付けられている。

- 運命分析 / 土地利用分析 / 資源分析
- 暴露・影響分析

• 被害分析

• 正規化・重み付け

これらの中で重み付けの段階が最も困難で議論的となることから、Eco-indicator 99では、まず重み付けされる対象 (エンドポイント) を3つに限定することを開始点として、そこから影響領域を定義し特性化モデルを開発するという、トップダウン方式が採用されている。これらのエンドポイント (被害領域) および影響領域と、それぞれの指標の単位は、表4に示した通りである。被害領域のうち「人間健康 (human health)」の被害量は、障害調整生存年数 (DALY: Disability-adjusted Life Year) によって表される。「生態系の質 (ecosystem quality)」については、生態毒性による有機体への影響がPAF (Potentially Affected Fraction)、酸性化・富栄養化と土地利用による

図3 EPS 2000の影響評価の手順(CO₂の例)

図4 Eco-indicator 99の影響評価の枠組み

維管束植物種への影響がPDF (Potentially Disappeared Fraction) によって表され、それらが特定地域・期間におけるPDFを指標として集約されている。「資源(resources)」の被害量は、資源採取が将来の鉱物資源や化石資源の採取にかかるエネルギーを増加させることから、その超過エネルギー量を指標としている。

Eco-indicator 99において、被害係数 (damage factor) や正規化係数 (normalisation value)、重み付け係数が文

化的視点 (cultural perspective) ごとに設定されていることが、この手法の理解を困難にしているという指摘もある (Goedkoop 2007)。ここでは、文化的視点ごとに異なる係数を用いることの論拠について、Goedkoop & Spriensma(2001a) に従って説明する。

そもそも複数のモデルによる係数が必要とされた理由は、理論や仮説に求められる科学的証拠の程度や、考慮すべき期間、年齢によって健康問題の重大さが異なるかといっ

た問題に対して主観的な判断が避けられない一方で、そうした主観的判断は個人の立場（価値体系）によって結論が異なりうることにある。このような異なる価値体系 (value system) を区分するものとして、Eco-indicator 99ではHofstetter (1998) により提案された「文化理論 (cultural theory)」を用いて、グループ（集団との関係の強さ）とグリッド（外的な規定に制限を受ける程度）による類型に基づき、価値体系を5つの元型 (archetype) に区別している。それらのうち、他人の意見に流されやすく特定の選好を持たないと考えられる運命論者 (fatalist) と、流動的かつ少数であるため捕捉が困難とされた自治論者 (autonomist) を除く、以下の3つの文化的視点の元型を考慮している。

- 個人主義者 (individualist)
- 階層主義者 (hierarchist)
- 平等主義者 (egalitarian)

それぞれの定義を概観すると、個人主義者は「グループともグリッドとも関係は弱く、全ての制限は暫定的かつ交渉次第であり、他人の支配は受けないが、しばしば他人を支配する」、階層主義者は「グループともグリッドとも関係が強く、他人を支配し、かつ他人の支配を受ける」、平等主義者は「グループとの関係は強いがグリッドとの関係は弱く、内部での役割の差別化がされず、グループ内での関係が曖昧」とされている。このような根本的な定義との関連性は（少なくとも筆者には）必ずしも自明ではないものの、Eco-indicator 99のモデルは、文化的視点ごとに以下のように区別されている。

- 個人主義者のモデルには、証明された因果関係のみが含まれ、複数の選択肢があるときには短期間の影響のみを考慮する。また、人間健康に関しては、年齢による重み付け (20～40歳の価値を高く評価) を適用する。
- 階層主義者のモデルには、科学的・政治的な主体によって十分に認知された事実のみが含まれ、科学者や政治家には最も一般的な視点とされる。
- 平等主義者のモデルには、一貫して予防原則 (precautionary principle) を用いて、少しでも疑わしい影響は全て含める。将来の問題についても回避不可能と考えているので、非常に長期間の影響を考慮する。

こうした区別は、特性化の段階で、地球温暖化係数 (GWP: Global Warming Potential) やオゾン層破壊係数 (ODP: Ozone Depletion Potential) の時間的範囲が個人主義者は階層主義者や平等主義者よりも短く設定されていることや、DALYの評価において個人主義者は年齢による重み付けをする（若年層の健康を重視する）こと、個人主義者については化石燃料を考慮しないこと（その枯渇は実際には問題ではないと考えているため）といった差異に

反映されており、被害係数が文化的視点ごとに異なる値となっている。

LCA実施者は、これらの中から最も適当な文化的視点を選択することが可能であり、それらの係数の平均値や加重平均値を用いることもできる。ただし、長期的および短期的な視点のバランスを考慮して、階層主義者の係数をデフォルト値とすることが推奨されており、その場合、残りの2つの文化的視点の係数は頑健性分析や感度分析に用いられる。重み付け係数については、パネルの標本数が少ないことから平均値を用いることが推奨されており、文化的視点ごとの係数は感度分析に用いられる。

(3) EDIP 2003

デンマークのEDIP (Environmental Design of Industrial Products) プログラムは、デンマーク工科大学などのチームによって構成され、1997年にLCAの方法および手引きと事例から構成される書籍が出版された (Wenzel *et al.* 1997)。この中で述べられている影響評価を含んだ方法がEDIP 97と呼ばれる手法であり、DtT法 (distance to target) による重み付けが採用された代表的な手法である。

EDIP 97のプログラムの中では、LCAにおいて空間的な情報を除外することが誤った結果を導くものと認識されていたものの、特性化における空間的な区別は可能ではなかった。EDIP 2003は、負荷の排出源と影響を受ける環境についての空間的な情報を含めた影響評価のために、EDIP 97を代替する手法として開発された (Hauschild & Potting 2005)。ただし、EDIP 97で対象とされた影響領域のグループには「環境影響 (environmental impacts)」「資源消費 (resource consumption)」「労働環境への影響 (impacts on the working environment)」があったが、EDIP 2003における更新は「環境影響」のうち「廃棄物 (waste)」以外の影響領域のみを対象としている (表6)。

この手法では、EDIP 97における影響領域の選定の段階から、「地球規模 (global)」「地域的 (regional)」「局所的 (local)」という地理的な影響範囲に基づく区別が強調されてきた。これは、影響評価の最終段階である正規化および重み付けにおいて、地理的範囲の考慮が求められるためである。EDIP 2003においても、「地球規模」と「非地球規模 (non-global)」に影響領域が分類されており、前者に含まれる「地球温暖化 (global warming)」および「オゾン枯渇 (ozone depletion)」については、EDIP 97の特性化係数が更新されている。後者に含まれる残りの影響領域については、空間的な情報を含めた影響評価を目的として、欧州における国または地域レベル (150～500 km規模) の地域依存的な (site-dependent) 特性化係数が開発されている。さらに、地域依存的な特性化係数を地域ごとの排出量で加重平均した、地域包括的な (site-generic) 特性

表6 EDIP 97とEDIP 2003の影響領域(環境影響)の対応関係

	EDIP 97	EDIP 2003
地球規模	地球温暖化 [kg CO ₂ eq]	地球温暖化 [kg CO ₂ eq]
	オゾン枯渇 [kg CFC-11 eq]	オゾン枯渇 [kg CFC-11 eq]
	光化学オゾン生成 [kg C ₂ H ₄ eq]	光化学オゾン生成 - 植物 [m ² ・ppm・時] * - 人間健康 [人・ppm・時] *
	酸性化 [kg SO ₂ eq]	酸性化 [m ² UES] *
	-	陸域富栄養化 [m ² UES] *
	富栄養化 [kg NO ₃ ⁻ eq] - 窒素等量 [kg N eq] - リン等量 [kg P eq]	水系富栄養化 [kg NO ₃ ⁻ eq] * - 窒素等量 [kg N eq] * - リン等量 [kg P eq] *
	人間毒性 [m ³ 大気] - 大気	人間毒性 - 大気 [-] *
	残留毒性 [m ³ 水 or 土壌] - 人間毒性 (水系) - 人間毒性 (土壌)	- 水 [m ³ 水] - 土壌 [m ³ 土壌]
	- 生態毒性 (水系・慢性) - 生態毒性 (土壌)	生態毒性 [m ³ 水 or 土壌] - 水系・慢性 * - 土壌 *
	生態毒性 [m ³ 水] - 水系・急性 - 廃水処理施設	- 水系・急性 -
地域的・局所的 (非地球規模)	廃棄物 [kg] - 大型廃棄物 - 有害廃棄物 - スラグ・灰 - 核廃棄物	-

注) * で示した影響領域は、地域依存的な特性化係数が利用できる。

UES: 非保護生態系 (unprotected ecosystem)

出典) Wenzel *et al.* (1997), Hauschild & Potting (2005) をもとに著者作成

化係数も利用可能である。両者の間には互換性が確保されており、プロセスが立地する国が不明である場合や、欧州以外の地域に立地するプロセスに対して地域包括的な特性化係数を適用するといった利用方法が例示されている (Hauschild & Potting 2005)。ただし、地域依存的な特性化のためには、インベントリ分析の段階で物質ごとに排出量を合計せずに、各プロセスの立地を特定できる形でLCIが影響評価の段階に渡される必要があることに注意が必要である。

こうした地域依存的な特性化が可能になったことは、EDIP 97からEDIP 2003への更新における最大の進展と言える。Hauschild & Potting (2005) は、地域依存的な特性化を適用するかどうかは、それぞれの事例の goal and scopeに依存することを前提としつつ、その意義と限界について以下のように述べている。

- 多くの事例においては、空間的な要因による変動を減少させて、環境影響の最大限可能な予測をすることは目的に合致する。
- 一方で、製品の環境宣言や環境ラベルの基準などにおいては、企業が真剣に製品ライフサイクルでの排出量

の削減に取り組んでいるかの判断が求められることから、地域包括的な特性化が推奨される。

- LCAの根本的な視点は排出量の削減にあり、EDIP 2003の地域依存的な特性化係数は、影響を受ける環境が頑強である地域へ汚染源を移動させることを意図していない。

地域依存的な特性化の他に、EDIP 97とEDIP 2003の重要な違いは、影響領域の指標が環境影響の因果関係の初めの方の段階に設定されているか、より後ろの段階に設定されているかにある。すなわち、EDIP 97の特性化が排出される物質の特性のみに基づいていたのに対して、EDIP 2003の特性化モデルには物質の拡散や暴露が含まれている。それらの特性化モデルの詳細については、機会を改めて論じたい。

また、EDIP 2003の正規化の参照値は、Laurent *et al.* (2011) によって1994年および2004年を参照年として更新されている。ここでは、地球規模の影響領域については世界、非地球規模の影響領域については欧州大陸が地理的範囲とされている。重み付けについては、更新版の係数が利用可能になるまでは、EDIP 97の重み付け係数で代用

するものとされている (Hauschild & Potting 2005)。この重み付け係数の算定においては、非地球規模の(地域的・局所的な)影響領域についてデンマークを地理的範囲とした参照値が用いられており、正規化と重み付けで地理的範囲が混在することには注意が必要である。

(4) Ecological Scarcity 2006

Ecological Scarcityは、もともとは民間の主導で1990年に開発された後、スイス連邦環境局 (FOEN) に認知され、環境関連のデータや法律に記された環境目標に関する情報の提供を受けて、手法の改良が進められてきた。ここでは、2006年を対象として係数が更新され、対象物質も拡張された最新版のEcological Scarcity 2006 (Frischknecht *et al.* 2009) について述べる。この手法は、「Ecoscarcity手法」「EP (eco-point) 手法」、またはドイツ語でeco-pointを意味するUmweltbelastungspunkteから「UBP手法」と呼ばれることもあるが、本稿ではFrischknecht *et al.* (2009) に従って、手法の名称をEcological Scarcity、その重み付け係数をEco-factor、重み付け指標の単位をUBPと表記する。

重み付けのアプローチの観点からは、Ecological Scarcity 2006はDtT法に分類され、現状フロー (current flow) と臨界フロー (critical flow) によって定められるEco-factorによってLCIが重み付けされる。現状フローにはスイスにおける現状の排出量、臨界フローにはスイスにおける政策的な目標値、またはスイスが支持している国際的な目標値が用いられる。

本稿では、Eco-factorの値や算定方法の詳細については割愛するが、1997年版のEco-factorからの更新に係する点に絞って、その算定式について解説する。2006年版における更新では、対象物質の拡張や係数の更新の他に、ISO 14040における影響評価の構造 (特性化、正規化、重み付け) への適合が図られており、以下のような修正がなされている。

- 特性化の段階が、Eco-factorの算定式の中で系統立てられた (更新前にも一部で特性化が含まれていたが、算定式には示されていなかった)。
- 一般的な方法に合わせて、現状の排出量を正規化フロー (normalization flow) とした。
- それに伴い、重み付け係数 (現状フローと臨界フローの比) が2乗された。

上記の修正の結果、2006年版のEco-factorは(2)式によって算定されている。この式において、右辺の第1項が特性化、第2項が正規化、第3項が重み付けの段階を表している。

$$Eco-factor = K \cdot \frac{1}{F_n} \cdot \left(\frac{F}{F_k} \right)^2 \cdot c \quad (2)$$

ここで、

K : 汚染物質または資源の特性化係数

F_n : 正規化フロー (スイスにおける年間の現状フロー)

F : 現状フロー (参照地域における年間の現状フロー)

F_k : 臨界フロー (参照地域における年間の臨界フロー)

c : 10^{12} /年 (数量を表示しやすくするための定数)

上記のような修正はあったものの、(2) 式を (3) 式で表される更新前のEco-factorと比較すれば分かるように、参照地域がスイスの場合、(特性化を考慮しなければ) 同じデータから得られるEco-factorの結果は更新前後の算定式で同一となる (Frischknecht *et al.* 2009)。

$$Eco-factor = \frac{1}{F_k} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot c \quad (3)$$

ここで、(2) 式において K で表されている特性化は、全ての物質について適用されるわけではないことに注意が必要である。Frischknecht *et al.* (2009) には、Ecological Scarcity 2006という手法の原理を示す、特徴的な適用条件が述べられている。すなわち、特性化は「それが立法者の意図に合致する場合に」許容されるものであり、(a) 科学的に認められ、なおかつ (b) 政策的な目標値からも引用されうるものでなければならない。例えば、温室効果ガス (GHG: greenhouse gas) の場合は、法律に削減目標が記されている物質は CO_2 のみであるが、立法者の目的は地球規模での気候変動を抑制することにあるため、GWPを用いた特性化は適切とされる。一方で、非メタン揮発性有機化合物 (NMVOC: non-methane volatile organic compound) の場合、スイスの立法者は、この領域に含まれる全ての物質に対して均一に課税していることから、光化学オキシダント生成係数 (POCP: Photochemical Oxidation Potential) などを用いた特性化は不適当となる。以上の適用条件に従って、下記の影響領域に限って特性化係数が提示されている。

- 地球温暖化 (global warming)
- オゾン枯渇 (ozone depletion)
- 酸性化 (acidification)
- 放射性物質 (radioactive emission)
- 内分泌攪乱物質 (endocrine disruptor)
- 植物保護製品 (plant protection product)
- 一次エネルギー資源 (primary energy resource)
- 土地利用による生態系被害 (ecosystem damage through land use)

このように、Ecological Scarcity 2006という手法は、枠組み全体がスイスにおける法規制を前提として構築され

ていることが分かる。係数の地域依存性は、他のLCIA手法における特性化モデルや重み付け方法などでも見られることであるが、影響領域ごとの特性化の有無まで地域に依存する手法である以上、Ecological Scarcity 2006のスイス以外の国・地域への適用には、慎重な検討が求められるものと考えられる。

(5) LIME 2

我が国においては、日本版被害算定型影響評価手法（LIME: Life cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling）が、第1期LCAプロジェクト（1998～2003年）において（独）産業技術総合研究所により開発された（伊坪・稲葉2005、伊坪2007）。LIMEはミッドポイントの特性化係数に加えて、EPS2000やEco-indicator 99、IMPACT 2002+、ReCiPe 2008と同様に、エンドポイントに対する特性化係数も示されている。LIME 2は、LIME 1の更新版として第2期LCAプロジェクト（2003～2006年）において開発され、ミッドポイントの段階における「室内空気汚染」「騒音」を加えた13項目の影響領域への拡張、影響評価係数の不確実性分析および統合化係数の更新が大きな変更点として挙げられる（伊坪2007、伊坪・稲葉2010）。図5に、LIME 2の影響評価の枠組みを示す。

ミッドポイントの特性化係数の開発において、LIME 2は地域的な影響領域では国内の環境条件を考慮したモデル化が行われているが、様々な環境負荷をそれぞれの影響領域において単一の指標に集約する基本的アプローチは他の

手法と同様である。エンドポイントにおいて、LIME 2ではEco-indicator 99と同様に、エンドポイントを定義した上で各影響領域に関わる被害を算定するトップダウン方式のアプローチが採用されているが、エンドポイントの定義およびエンドポイントの被害に対する重み付けの方法に特徴がある。

LIME 2におけるエンドポイントの定義では、これまでの環境問題に対する対応や環境思想を網羅的に調査し、それらを整理することで保護すべき対象は「人間社会」と「生態系」に分類することができ、それぞれの生存権を代表する要素を「人間健康」「生物多様性」、さらにそれぞれの維持に不可欠な要素を「社会資産」「一次生産」と定義し、それらの4つの保護対象に対する被害をトップダウン方式で算定するアプローチを採用している。「人間健康」はEco-indicator 99と同様にDALYを指標として採用し、人間社会の生活を維持するための鉱物資源、燃料、農作物、森林資源、水産資源などの代表である「社会資産」は、統一的な指標としての経済価値〔日本円〕を採用している。また「生物多様性」については、個体数の変化などにより変化する種の平均余命の逆数で表される絶滅確率を用いた絶滅種数増分期待値（EINES: Expected Increase in Number of Extinct Species）を被害指標として採用し、「一次生産」は植物の光合成における純一次生産量（NPP: Net Primary Production）として乾燥重量〔dry-kg〕を採用している。

図5 LIME 2の影響評価の枠組み

LIME 2では、各エンドポイントに対する重み付けの方法として、日本国民の環境思想を代表する重み付け係数を求めるため、日本国民の無作為抽出によるアンケート調査を用いたコンジョイント分析を用いている。コンジョイント分析では、現状の活動により生じている4つのエンドポイントに対する被害を低減する環境政策について、各エンドポイントの被害の低減量と追加的な税金支出についての様々な組み合わせを提示することで、各エンドポイントを保護することに対する重要度を定量化している。アンケートの被験者による各エンドポイントに対する重要度にはばらつきが見られているが、全体の中央値を日本の環境思想を代表する重み付け係数として採用している。

4. まとめ

本稿では、手法の枠組みと影響領域の項目を中心として、世界における様々なLCIA手法をレビューし、それらの比較検討を通して、それぞれのアプローチの特徴を明らかにした。以上で述べてきたように、LCIA手法の枠組みや影響領域の項目は、特性化モデルの開発や利用可能性といった実務的な制約のみならず、ミッドポイント型とエンドポイント型の結合といった手法開発に当たって設定された目的 (IMPACT 2002+, ReCiPe 2008)、採用される重み付けのアプローチ (EPS 2000, Eco-indicator 99)、さらには開発国における環境に関する法規制 (TRACI, Ecological Scarcity 2006) といったLCAの“goal and scope”に直結する要因のもとで設定されていることが分かる。言い換えれば、LCA実施者の目的ごとに適合する手法は異なることになり、それぞれの枠組みの背景を十分に理解した上で手法を選択する必要がある。また、特性化モデルや重み付け方法に地域依存的条件が含まれている手法が多いことも考えれば、場合によっては、LCA実施者の目的と評価対象の地域的な条件 (製品ライフサイクルの地理的な広がり) の両方を満たすLCIA手法が存在しないこともありえる。

同様の指摘をGoedkoop *et al.* (2013) は、「これまでのLCAの方法の開発によって、どんな状況にも適用可能な“gold standard”な単一の手法は存在しないことが明らかになった」と述べている。特に、程度の差はあれ、いずれの手法でも主観的価値判断に基づく重み付けの段階は、LCA実施者のgoal and scopeと合致する方法かどうか、慎重な判断が求められる。また、科学的知見に基づくものとされる特性化モデルについても、前述のように地域的な条件 (多くの場合は手法が開発された地域) に依存している事例も少なくない。こうしたLCIAの各段階の詳細については、機会を改めて論じたい。

謝辞

本稿の内容は、日本LCA学会「インパクト評価研究会」の活動の一環としてまとめられた。本稿を執筆するに当たり多くの有意義なご意見をいただいた、稲葉敦氏をはじめとするインパクト評価研究会のメンバーの方々に謝意を表す。

各手法についての記述内容は十分に精査しているが、もし筆者の事実誤認などがあれば、ご指摘いただければ幸甚である。

(平成25年3月18日受付)

参考文献

- Bare, J.C., Norris, G.A., Pennington, D.W., McKone, T. (2003): Journal of Industrial Ecology, 6(3), 49-78
- Bickel, P., Friedrich, R. eds. (2005): ExternE – Externality of Energy. Methodology 2005 Update, European Commission, Luxembourg, ISBN 92-79-00423-9
- Dreyer, L.C., Niemann, A.L., Hauschild, M.Z. (2003): International Journal of Life Cycle Assessment, 8 (4), 191-200
- Frischknecht, R., Steiner, R., Jungbluth, N. (2009): The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006. A Method for Impact Assessment in LCA, Environmental Studies No. 0906, FOEN, Bern, CH, 188pp.
- Goedkoop, M. (1995): The Eco-Indicator 95, Final Report, 85pp.
- Goedkoop, M., Spriensma, R. (2001a): The Eco-Indicator 99. A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report, Third Edition, 132pp.
- Goedkoop, M., Spriensma, R. (2001b): The Eco-Indicator 99. A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Annex, Third Edition, 83pp.
- Goedkoop, M. (2007): 日本LCA学会誌, 3(1), 32-38
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R. (2013): ReCiPe 2008, A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level, First Edition (revised), Report I: Characterisation, 130pp.
- Guinée, J.B. ed. (2002): Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht,

- NL, 692pp.
- Hauschild, M., Potting, J. (2005): Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment – The EDIP 2003 Methodology, Environmental News No. 80, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, DK, 195pp.
- Hofstetter, P. (1998): Perspectives in Life Cycle Impact Assessment; A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere, Springer, New York, US, 484pp.
- Huijbregts, M.A.J., Breedveld, L., Huppes, G., De Koning, A., Van Oers, L., Suh, S. (2003): Journal of Cleaner Production, 11(7), 737-748
- IMPACT World+, IMPACT World+, IMPACT World+ホームページ, 入手先 <<http://www.impactworldplus.org/en/index.php>>, (参照 2013-6-24)
- 伊坪徳宏, 稲葉敦 編著 (2005): ライフサイクル環境影響評価手法 LIME-LCA, 環境会計, 環境効率のための評価手法・データベース, 産業環境管理協会, 東京, 384pp.
- 伊坪徳宏, 田原聖隆, 成田暢彦 (2007): LCAシリーズ LCA概論, 産業環境管理協会, 東京, 305pp.
- 伊坪徳宏 (2007): 日本LCA学会誌, 3(1), 39-44
- 伊坪徳宏, 稲葉敦 編著 (2010): LCAシリーズ LIME 2 – 意思決定を支援する環境影響評価手法, 産業環境管理協会, 東京, 666pp.
- Itsubo, N., Sakagami, M., Kuriyama, K., Inaba, A. (2012): International Journal of Life Cycle Assessment, 17(4), 488-498
- 伊坪徳宏, 湯龍龍, 村上佳世, 本下晶晴, 栗山浩一, 吉田謙太郎, 時松宏治 (2013): 第8回日本LCA学会研究発表会講演要旨集, 草津, 282-283
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., Rosenbaum, R. (2003): International Journal of Life Cycle Assessment, 8(6), 324-330
- Koci, V., Trecakova, T. (2011): International Journal of Life Cycle Assessment, 16(2), 113-124
- Laurent, A., Olsen, S.I., Hauschild, M.Z. (2011): International Journal of Life Cycle Assessment, 16(5), 401-409
- PE INTERNATIONAL, Life Cycle Impact Assessment (LCIA) Methods, GaBi Softwareホームページ, 入手先 <<http://database-documentation.gabi-software.com/support/gabi/gabi-lcia-documentation/life-cycle-impact-assessment-lcia-methods/>>, (参照 2013-3-18)
- PRe Consultants (a), Introduction to LCA with SimaPro 7, report version 4.5, PRe Consultantsホームページ, <<http://www.pre-sustainability.com/download/manuals/SimaPro7IntroductionToLCA.pdf>>, (参照 2013-3-18)
- PRe Consultants (b), About SimaPro, PRe Consultantsホームページ, 入手先 <<http://www.pre-sustainability.com/content/simapro-lca-software/>>, (参照 2013-4-17)
- ReCiPe, ReCiPe, ReCiPeホームページ, 入手先 <<http://www.lcia-recipe.net/>>, (参照 2013-3-18)
- Risk Science Center, University of Michigan, Risk and Impact Modeling: IMPACT 2002+, School of Public Health, University of Michiganホームページ, 入手先 <<http://www.sph.umich.edu/riskcenter/jolliet/impact2002+.htm>>, (参照 2013-3-18)
- 産業環境管理協会, 新LCAソフトウェア MiLCA, 産業環境管理協会ホームページ, 入手先 <<http://www.milca-milca.net/index.php>>, (参照 2013-3-18)
- Steen, B. (1999a): A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000 – General System Characteristics, CPM Report 1999:4, Gothenburg, SE, 66pp.
- Steen, B. (1999b): A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000 – Models and Data of the Default Method, CPM Report 1999:5, Gothenburg, SE, 312pp.
- Steen, B. (2007): 日本LCA学会誌, 3(1), 17-31
- U.S. EPA, Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts (TRACI), U.S. EPAホームページ, 入手先 <<http://www.epa.gov/nrmrl/std/traci/traci.html>>, (参照 2013-3-18)
- Wegener Sleeswijk, A., Van Oers, L.F.C.M., Guinée, J.B., Struijs, J., Huijbregts, M.A.J. (2008): Science of the Total Environment, 390(1), 227-240
- Wenzel, H., Hauschild, M.Z., Alting, L. (1997): Environmental assessment of products. Vol.1: Methodology, Tools and Case Studies in Product Development, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA, US, 553pp.