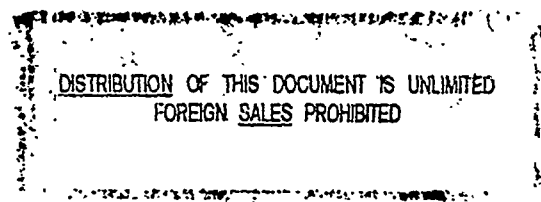


MASTER

エネルギー使用合理化手法国際協力調査



平成9年3月

新エネルギー・産業技術総合開発機構
委託先 社団法人産業環境管理協会

DISCLAIMER

**Portions of this document may be illegible
electronic image products. Images are
produced from the best available original
document.**

エネルギー使用合理化手法国際協力調査

平成 9 年 3 月

新エネルギー・産業技術総合開発機構
委託先 社団法人産業環境管理協会

ま え が き

本報告書は、新エネルギー・産業技術総合開発機構（NEDO）からの委託により、社団法人産業環境管理協会が平成8年度に実施した「エネルギー使用合理化手法国際協力調査」の成果をとりまとめたものである。

本調査研究においては、社団法人産業環境管理協会内に、学識経験者並びに専門家より構成される「エネルギー使用合理化手法国際調査委員会」を設置し、調査検討を行った。環境への負荷量の評価を考慮したエネルギーを合理的に使用するための手法として注目されているLCA（ライフサイクルアセスメント）について、平成6年度よりインベントリ分析・インパクト評価を実施してきたが、本年度はこの実施内容が国際標準化項目に整合するかを検査し、また、LCA以外の環境分析評価方法について、その特徴を調べ、LCA手法の有用性を確認した。

本調査実施に当たり、御協力いただいた多くの関係者の方々に対し感謝申し上げます。

平成9年3月

社団法人 産業環境管理協会

[委員会名簿]

エネルギー使用合理化手法国際調査委員会

委員長	稲葉 敦	資源環境技術総合研究所 燃料物性研究室長
委員	赤井 誠	機械技術研究所エネルギー部 研究調査官
〃	乙間 末広	国立環境研究所 資源管理研究室長
〃	瀬戸口 泰史	(株)富士総合研究所研究開発第2部 主任研究員
〃	宇郷 良介	日本電気(株)資源環境技術研究所 研究課長
〃		

委員会事務局 (社)産業環境管理協会調査企画部

調査実施責任者 (社)産業環境管理協会常務理事 中山 哲男

エネルギー使用合理化手法国際調査

目 次

まえがき

委員会名簿

概 要 (Summary)

本 編

序	1
1. 持続的発展に係わる評価手法と其中での L C A	3
1.1 L C A 研究の現状	3
1.1.1 L C A の現状	3
1.1.2 L C A におけるインパクト評価の手法	6
1.1.3 L C A におけるインパクト評価の問題点	14
1.2 持続的発展に係わる環境影響の評価手法	19
1.2.1 持続的発展の概念	19
1.2.2 持続的発展を支えるコンセプトとツール	29
1.2.3 「コンセプト」の比較	34
1.2.4 「ツール」の比較	38
1.2.5 L C A と他の手法の融合化の可能性	46
1.3 L C A と他の手法のインパクト評価の比較	48
1.4 L C A の今後の展開	56
2. 冷蔵庫 L C A の I S O 規格への整合性について	58
2.1 冷蔵庫のライフサイクル・インベントリ発表文	59
2.2 国際標準規格の求める内容の検討	80
2.2.1 一般原則の要求	80
2.2.2 L C A 結果の報告書が具備すべき内容	80
2.3 インベントリ分析に関する規格 I S O 1 4 0 4 1	95
3. む す び	135

概要

SUMMARY

It is considered important to reduce environmental impact of human activities and to continue sustained growth. LCA is a tool for analyzing environmental burden of industrial goods and services throughout their life cycles and for assessing their environmental impact. Chapter 1 compares a range of tools for supporting sustained growth with LCA to reveal LCA's features and significance.

Chapter 2 examines, in the light of the progress at ISO forums, methods for making public the case studies of the inventory analyses pursuant to the ISO Standards, and presents ways for documentation of the outcomes of the studies completed in the previous fiscal years, in order to demonstrate how case studies should be pursued in future.

CHAPTER 1

The issues relating to LCA are summarized as follows :

(a) LCA describes the entire system.

LCA is a tool that quantifies energy carriers, wastes and discharges and, therefore, is conducive to revealing opportunities for efficient use and management of natural resources as well as for reduction of environmental impact.

(b) LCA deals with a variety of environmental categories.

LCA is designed to assess a variety of environmental impacts ranging from those on a global scale like greenhouse effects to those on a micro scale like effects on human health of working environment. Since the existing assessing method of each category is not necessarily rigorous and accurate from scientific viewpoints, frameworks have yet to be established to compute the accuracy and confidence level of the assessment of each category.

(c) Potential damages are assessed.

Since LCA assesses damages to be inflicted in the distant future such as greenhouse effects, the assessment is made not in terms of real damages but in terms of potential damages due to

time constraints. Though the method for assessing the impact on human health resembles the risk assessment techniques, which is designed to estimate real damages, it has limited application for assessing such damages because of its spacial constraints, namely, inability to identify sources of discharge.

(d) Emphasis on the life cycle makes it difficult to assess damages on a micro scale.

If the chains of manufacturing and other economic activities are emphasized, it is difficult to identify every source of discharge throughout the entire life cycle, and, therefore, so is to assess damages on a micro scale.

LCA is not capable of assessing every environmental impact by itself.

Because there are many other tools for assessment concerning sustained growth, LCA has to be used with such other tools in a mutually complementary manner.

CHAPTER 2

Comparative examination has been made between the description in CD14041.2, which has become nearly final through discussions at ISO / TC207 / SC5, and that in a series of LCA case studies into a refrigerator presented in this paper.

In the beginning, the description and interpretation made by CD14041.2 are summarized, followed by the evaluation of the case studies into a refrigerator corresponding to each ISO clause, so that its contents will be understood concretely and this study report will serve as a text book in conducting LCA analysis in accordance with the ISO Standards. Because the study has been made through international cooperation, the English translation has also been provided, so that it will be readily used by overseas researchers and others.

概 要

人間の活動による環境への影響を低減し、持続的な発展を維持することが重要と考えられている。ライフサイクルアセスメント（LCA）は、工業製品およびサービスのライフサイクルにおける環境への負荷を分析し、環境影響を評価する手法である。平成6年度はLCAのインベントリ分析を、平成7年度はLCAのインパクト評価を電気冷蔵庫について実施し、LCAの知見と問題点を把握した。本年度は以下の調査を行い、報告書にまとめた。

本報告書の第1章では、持続的な発展を支援するさまざまなツールとLCAを比較し、LCAの特徴とLCAの位置づけを明確にした。

また、第2章では、ISOでの議論の進捗を鑑み、現在議論されているISO規格に準じたインベントリ分析のケーススタディの公表方法を検討し、前年度までの研究結果の文書化の方法を提示した。今後のケーススタディの在り方を示すためである。

第1章

LCAの特徴と問題点を整理すると次のようになる。

a) LCAはシステム全体を記述する。

LCAは、システム全体のエネルギー物質、廃棄物、排出物を数量化できるツールである。したがって、LCAは、資源の利用と管理を効率的に行い、環境インパクトを低減させる機会を明らかにする上で役立つ。

b) LCAはさまざまな環境カテゴリを取り扱う

LCAにおけるインパクト評価は、地球温暖化のような地球規模のものから、労働環境における健康への影響のような局所的なものまで多岐にわたる。現状の各カテゴリの評価手法は必ずしも科学的に厳密で、正確であるという訳ではない。したがって、精度と各影響カテゴリの評価の信頼性を算定するためのフレームワークが必要である。

c) 被害の可能性（ポテンシャル）が評価される。

地球温暖化のように長期的将来の被害を評価対象とするため、時間的制約から、直接の被害ではなくその可能性として評価される。人体への影響は、手法としては直接的な被害を推定するリスクアセスメントの手法に近いが、排出源を特定することができないという空間的制約から、直接的な影響を評価することには限界がある。

d) ライフサイクルの観点を重視すれば、局所的被害を評価することは困難である。

製品および経済における連鎖を重要視する場合は、ライフサイクル全体にわたって、排出場所を特定することは困難である。したがって、局所的被害を評価することは困難にならざ

るを得ない。

LCAはそれだけで独立して全ての環境へのインパクトを評価し得るツールではない。持続的発展に係わる評価ツールはLCA以外にも数多く存在する。LCAは持続的発展に係わる他ツールと相互補完的に使用されるべきである。

第2章

ISO/TC207/SC5の審議によりほぼ内容の固まったCD14041.2における記述と、一連の本調査による冷蔵庫のLCA事例研究の記述内容を比較検討した。

CD14041.2の記述と解釈を述べ、次に各条文ごとに対応する冷蔵庫事例の記述の評価を行った。その結果、ISOの条文の内容を具体的に理解でき、かつLCAをISO規格に従って行う場合の教科書としての役割を本調査報告書が果たすことができる。また、LCA実施の結果は海外へも出さなくてはならない。そのため、わが国のLCA実施者および研究者がすぐ役立つように英文で示した。なお、この英文は、きっと海外のLCA実施者、研究者にも役立つはずで、国際協力調査としての役割りを果たすと考えている。

編 本

先進国における大量消費・大量廃棄や、途上国でみられる人口の急増などが今後も続く限り、21世紀には地球規模で環境負荷の増大、自然の資源・エネルギー制約が顕在化し、人類社会や地球生態系は大きな影響を受けると予想される。1992年に開催されたUNCEDでは、今後は、持続的発展（開発）という考え方で進むべきであると提案している。しかし、そのためには持続的発展のための具体的な方策を検討し、それらの方策の実現に向かって今から取り組むことが重要と思われる。

ライフサイクルアセスメント（LCA）は、工業製品およびサービスのライフサイクルにおける環境への負荷を分析し、環境影響を評価する手法である。環境問題に対処する手法という点では、持続的発展を支援する一つのツールと考えられる。

その具体的手法については、ISO14040シリーズとして国際標準化に向けて議論されており、国際標準規格としての成立が間近となっている。

本調査研究では、前年度までに、LCAの実施の具体的方法を明らかにすることを目的として、冷蔵庫を例題としたインベントリの作成手法、およびインパクト評価の手法を調査した。

本年度は、LCAの特徴と、持続的発展を支援するさまざまなツールの中でのLCAの位置づけを明確にすることを目的として、第1章で環境影響評価に係わるLCA以外の手法とLCAを比較する。今後のLCAの発展のためには、LCAと他の手法との相違を明確にする必要があると考えるためである。

また、ISOでの議論の進捗に鑑み、第2章で現在議論されているISO規格に準じたインベントリ分析のケーススタディの公表方法を検討し、前年度までの研究結果の文書化の方法を提示する。

LCAの実施の具体的方法およびその公表の方法は、ISOでの議論により明確になって来ている。今後は、LCAを真に持続的発展を支援するツールとして育てることが必要とされよう。LCAの特徴を活かしたケーススタディの蓄積が望まれる。

1. 持続的发展に係わる評価手法と其中的のLCA

1.1 LCA研究の現状

1.1.1 LCA研究の現状

ライフサイクルアセスメント(LCA)は、製品・サービスの設計および材料調達段階から廃棄に至る間の各段階におけるエネルギーおよび資源の投入と排出物量を把握することにより、製品あるいはサービスの環境への負荷を分析し環境影響を評価するとともに、その負荷の少ない生産に移行することを検討する手法である。排出物とその量の推定(ライフサイクルインベントリ)、環境影響評価(インパクトアセスメント)からなり、製品の評価・改善(インタープリテーション)に活かされることが期待されている。その実施方法の国際標準化がISO14040シリーズとして議論され、ISO14040(概念・全体の枠組み)については、1997年4月に発効となる予定である。また、ISO14041(インベントリ)は規格としてのドラフト作成が終了し各国による投票を経て、1997年中には発効する予定、ISO14042(インパクト評価)も規格としてのドラフト作成が終了段階となっている。

わが国のLCA研究については、ここ数年各研究機関・組織の活動が活発化し、先行する欧米の水準に近づきつつある。昨年(1996年)11月に、(社)産業環境管理協会、(社)未踏科学技術協会、(社)環境情報科学センターが主催し、つくば市の通産省工業技術院で開催された「第2回エコバランス国際会議」では、約130件の研究発表が行われ、参加者は300名を越えている。

我が国では、特に、インベントリの分野でのLCAの概念に基づいたケーススタディの実施が民間企業を主体として積極的に行われるようになった。しかし、我が国では、LCAはCO₂排出削減対策と抱き合わせで論じられることが多く、エネルギー消費量とCO₂排出量以外のデータが不足している状況は否めない。これが、インパクト評価の分野で、わが国が欧米の研究事例に比して不十分な状況にある原因となっている。

LCAにおけるインパクト評価で対象とする環境カテゴリは、地球温暖化だけではない。第1.1.1-1表にノルデック諸国のガイドライン¹⁾の環境カテゴリを、第1.1.1-2表にオランダのライデン大学²⁾の環境カテゴリを示す。両者に共通のカテゴリと相違しているカテゴリがあり、LCAで扱う環境カテゴリが統一されていない状況がみてとれる。しかし、欧米では、LCAは単にCO₂の排出量とそれによる地球温暖化を評価する手法ではないことは明確である。

第 1.1.1 - 1 表 ノルデックガイドライン¹⁾による影響カテゴリのリスト

1. 資源枯渇-エネルギーと物質
2. 資源枯渇-水
3. 資源枯渇-土壌（湿地帯を含む）
4. 人間の健康-毒性影響（労働環境を除く）
5. 人間の健康-非毒性影響（労働環境を除く）
6. 労働環境における人間の健康
7. 地球温暖化
8. オゾン層破壊
9. 酸性化
10. 富栄養化
11. 光化学オキシダント生成
12. 生態系への有害性
13. 環境の変化と生物的多様性への影響

第 1.1.1 - 2 表 ライデン大学によるカテゴリとキャラクターゼーション²⁾

影響カテゴリ	負荷の単位	負荷係数
非生物系資源の枯渇	-	1/reserves
生物系資源の枯渇	yr ⁻¹	BDF
地球温暖化	kg CO ₂ -equivalent	GWP
オゾン層の破壊	kg CFC-11-equivalent	ODP
人間毒性	kg body weight	HCA, HCW, HCS
生態系毒性	m ³ water, kg soil	ECA, ECT
光化学オキシダント生成	kg C ₂ H ₄ -equivalent	POCP
酸性雨	kg SO ₂ -equivalent	AP
富栄養化	kg PO ₄ ³⁻ -equivalent	NP
排熱	MJ	1
臭気	m ³ air	1/OTV
騒音	Pa ² ·s	1
生態系および景観の破壊	m ² ·s	1
事故	-	1

I S Oの進捗をみても、リサイクルの取り扱い手法などの問題は残されているが、インベントリ手法についてはほぼ合意が得られた段階とみることができる。インベントリの問題は、データの収集に移行している。L C Aの結果として得られる排出物量の推定は計算手法および使用するデータに大きく依存するので、L C A手法の標準化とわが国のデータベースの構築についての全産業界ベースでの議論が急務である。1995年10月に発足したL C A日本フォーラムが今後産業界の意志の融合を図る機関として活動することが期待される。

現在は、L C Aのインパクト評価として、何をどのように評価するかは現在議論されている段階にある。環境への影響を評価する手法は、L C Aのインパクト評価以外にも多くの手法が存在する。L C Aとしての独自の手法を確立するためには、L C Aと他の手法との相違が明確にされなければならない。

参考文献

- 1) Nordic Council of Ministers: "Nordic Guidelines On Life-Cycle Assessment", 1995
- 2) Heijungs, R., Guinee, J. B., Huppes, G., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A., Sleeswijk, A., Ansems, A. M. M., Eggels, P. G., van Duin, R., and de Goede, H. P.: Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide and Backgrounds. October 1992. CML, Leiden University, Leiden The Netherlands, 1992

1.1.2 LCAのインパクト評価の一般的手続き

影響評価の目的は、インベントリー分析で認識された環境負荷の環境影響を分析、評価することである。SETAC（環境毒物化学学会）によって発表された'Code of Practise'（実施規約）によると、影響評価は次の3つの部分に分割される¹⁾。

1. クラシフィケーション (Classification)
2. キャラクターゼーション (Characterisation)
3. バリュエーション (Valuation)

クラシフィケーションでは、資源消費や排出物を予想される環境影響の種類に基づいたカテゴリーに振り分ける。キャラクターゼーションでは、排出物が指定されたカテゴリーに対して果たす役割を相対的に評価し、カテゴリー内での役割を数値化して総計する。すなわち、カテゴリー内での影響の定量化を行う。統合評価では、それぞれの環境カテゴリーにおけるキャラクターゼーション結果に基づき、システムによる種々の環境影響の重要性を相対的に評価する。この段階では、自然科学に加え、政治的および倫理的価値による評価がなされる。

キャラクターゼーションとバリュエーションの間の部分として、「ノーマリゼーション (normalisation)」も提案されている。たとえば、対象地域における全排出量により対象製品の排出量を除すことが行われる。カテゴリーごとに地域全体への影響との相対値を知ることができる。

(1) クラシフィケーション

クラシフィケーションは、予想される環境影響に基づいたカテゴリーに、インベントリーデータを当てはめることである。第1.1.1－2表にライデン大学の例が示されている。非生物および生物資源の枯渇、地球温暖化およびオゾン層の破壊という地球環境問題、人間への毒性、酸性雨や湖沼の富栄養化という地域環境問題、臭気や騒音というローカルな環境問題と多岐にわたっている。LCAで扱う影響カテゴリーはまだ定まっていない。各研究機関がそれぞれ提案している段階にある。

(2) キャラクターゼーション

キャラクターゼーションは、第1.1.1－2表のようなカテゴリーに当てはまる排出物のカテゴリー内での重みづけ係数を決め、総和を算出することである。以下にそれぞれのカテゴリーでの重みづけ係数を主として第1.1.1－2表を例にとって紹介する。

a. 資源の枯渇とエネルギーの消費

第 1.1.1 - 2 表では非生物資源と生物資源を分け、非生物資源は 100 年以内に枯渇が懸念される資源だけが可採埋蔵量の逆数を重み付け係数として評価される。石油、天然ガス、ウランが含まれるが石炭は含まれない。エネルギー消費としてではなく資源の枯渇を評価する手法であると言える。この例のように対象とする資源を限定する場合としない場合があるが、「資源の枯渇」はそれぞれの資源(j)の賦存量(R_j)の逆数を重み係数(W_j)として評価されることが多い。

$$W_j = (1 / R_j) \quad [1]$$

この手法では製品 1 台당に使用される金属量が賦存量に対してどの程度かが評価される。しかし、「資源の枯渇」という概念からは、賦存量そのものではなく、賦存量に対する現状での消費速度(G_j)の比を重み係数に使用の方が適当とも考えられる。

$$W_j = (G_j / R_j) \quad [2]$$

この評価では、現状の消費速度が早い金属資源の消費をさらに加速する速度が評価される。ライデン大学でも、最近はこの基礎として基準物質との相対値を使用する評価法を提案している³⁾。さらに、(4) の賦存量に対する比を重み係数として使用する場合がある。

$$W_j = (G_j / R_j) / R_j \quad [3]$$

この評価では、製品に使用される金属が消費を加速する程度を賦存量と比較して評価することになる。

一般には、賦存量として金属量に換算した可採埋蔵量を使用することが多い。可採埋蔵量はその経済・技術の状況下で採掘可能な量として定義される。したがって、絶対的な量ではなく現在の社会システムを反映した量と見ることができる。

第 1.1.1 - 2 表にはエネルギー消費量の評価は含まれない。エネルギー消費量は環境への影響を直接表す指標ではないので、エネルギーを消費する結果として排出される物質による影響を評価するという立場である。エネルギー消費量を評価の対象とする場合には、その結果排出される物質のインパクト評価とダブルカウントとなる可能性がある。

エネルギー消費を評価する場合には、消費される電力量の取り扱い手法に注意する必要がある。電力消費量を電源構成に分け、それぞれを一次エネルギーとしての熱量に換算する方

法と、そこから水力など再生可能エネルギーを除外し、消費された化石燃料の発熱量だけを計量する場合とがある。再生可能エネルギーは環境へのインパクトはないという立場である。いずれにせよ、エネルギー消費量には電源構成や発電効率など社会全体のエネルギーシステムが反映されやすい特徴を持つ。製品間の比較として使用時の電力消費量だけを比較する場合は問題がないが、使用素材の製造段階まで含めて評価する時には、生産国によるエネルギーシステムの相違、生産効率の相違などに注意する必要がある。

一方、第 1.1.1 - 2 表の例では象、鯨などの生物資源が生物資源枯渇係数(B D F:Biotic depletion factor)を重み付け係数として評価されている。B D Fは(生産量/資源量)と(1/資源量)の積と定義されている。

生物および非生物資源の消費とエネルギーの消費を経済価値として同一の指標で評価するシステムがE P Sシステムである⁴⁾。E P Sシステムは、統合評価システムであるが、その一部はキャラクターゼーション法としても使用される。影響はE L U (Environmental Load Units=環境負荷単位)の単位で評価され、1 E L Uが1 エキューに相当する。対価を払うことは、現行の市場価格に匹敵するものとみなされ、穀物、木材、肉と魚などはO E C D諸国の時価により評価される。言い替えれば、重みづけ係数は時価に匹敵する。「資源」の中には化石燃料や金属も含まれる。その評価は、①穀物と木材は、前述されているように現行の市場価格に応じて評価する。②石油は穀物で代用される。1 kgの石油は2 kgの穀物に相当する。③石炭は木材で代用される。1 kgの石炭は4 kgの木材に相当する。④金属産出は、アルミニウムと鉄が20%であり、他の金属は地殻の平均濃度の10倍であると仮定された金属濃度を保持しているケイ酸塩岩からの採取とみなす。岩石から金属を取り出すエネルギーだけが10 MJ/kg-岩石と評価される。エネルギー源は木材と仮定されている。

最近、金属の種別を明確にし、それぞれの資源の枯渇の指標とするために、金属の持つエクセルギーで資源を評価する手法が提案されている^{5,6)}。エコシステムからのエクセルギーの消費として資源の消費を評価するシステムであると考えられる。しかし、実際に使用されるに至っていない。

b. 地球温暖化、オゾン層の破壊、富栄養化、酸性化、および光化学オキシダント生成

第 1.1.1 - 2 表ではこれらのカテゴリーはそれぞれ、温室ガス効果指数(G W P:global warming potential)、オゾン層破壊指数(O D P:ozone depletion potential)、富栄養化ポテンシャル(N P:nutritification potential)、酸性化ポテンシャル(A P:Acidification potential)、光化学オゾン生成ポテンシャル(P O C P:photochemical ozone creation potential)を重み付け係数として使用している。これらはいずれも基準物質を持つ指数である。富栄養化、酸性化、および光化学オキシダント生成の指数の決定に議論の余地はあるが、

これらの指数を重み付け係数に使用することの合意は得られているものと考えられる。

c. 人間の健康への影響

第 1.1.1 - 2 表の例では、化学製品 j からの人間の毒性に複合寄与するものは次式で算出される。

$$C_j = HCA_j \times E_{ja} + HCW_j \times E_{jw} + HCS_j \times E_{js} \quad [4]$$

HCA、HCW、HCSは(kg/kg)を単位とするそれぞれ大気、水、土壌に関するパラメータである。E は排出物(kg)、インデックス a、w および s はそれぞれ大気、水、土壌を示す。それぞれのパラメーターは、おおよそ摂取許容量を基準に決定されている。

また、Tellus 研究所⁷⁾では、発癌性物質の評価係数(carcinogenic potency ranking)を EPA のデータに基づき「イソホロン同価」として使用している。さらに、非発癌性効果に関して、経口摂取基準係数(Oral reference dose ranking)を「キシレン同価」として使用している。

人間への健康影響は、広い環境へ排出された物質の評価と労働環境での評価を分ける考え方もあり、クラスシフィケーションそのものが定まっていないと考えられる。

d. 生態系への影響

第 1.1.1 - 2 表の評価では水圏排出物と土壌への排出物が分けられ、それぞれ ECA (ecotoxicological classification factor for aquatic ecosystem)、ECT (ecotoxicological classification factor for terrestrial ecosystem)という重み付け係数が定義されている。これらはともに動物への毒性データを基に作成されている。生態系への影響を評価する研究はまだ少なく、今後の研究課題と言える。

e. その他の評価カテゴリー

第 1.1.1 - 2 表では臭気が臭気閾値(OTV:odor threshold values)(kg/m³)の逆数を重み付け係数として、また、騒音が(Pa²s)として測定されたインベントリーデータを直接用以て評価されている。これらは、ノルデックの諸国では労働環境または人間への非毒性影響カテゴリーとして取り扱われるべきとされている⁸⁾。

さらに第 1.1.1 - 2 表では景観および事故による被害も上げられているが、実際の評価に使用し得るほど詳細に検討されてはいない。また、第 1.1.1 - 2 表には含まれていないが、土地利用を評価する研究もある⁹⁾。

(3) ノーマリゼーション

Guinee¹⁰⁾は前述のライデン大学によるキャラクターゼーションで評価されたそれぞれのカテゴリーごとの評価スコアを、地球規模の排出量が同様のキャラクターゼーションで与えるスコアで割り算し、それぞれのカテゴリーを評価する手法を提案している。地球全体での排出量が不明の場合には、オランダでの排出量をG N P 比で全世界に換算し代用している。ノーマリゼーションを行うことで、カテゴリーごとに対象とする全体の影響との相対値を知ることができる。

(4) バリュエーション

キャラクターゼーションはそれぞれのカテゴリーごとに行われるので、これらを総合的に判断することが必要となる。総合的に判断する手法は大きく3つに分類できる。

- * 専門家が構成するパネルで決定する方法
- * ターゲットとする値と現実の排出量を比較する方法(distance to target)
- * 経済価値(金額)に換算する方法

また、総合評価の前段階としてカテゴリー別に地域全体での排出量によるポイントを用いてノーマリゼーションすることが行われる場合もある。

a. 専門家が構成するパネルで決定する方法

この方法では、それぞれのカテゴリーでの評価を基に専門家が重み付けを行い判断を下す。自然科学ではなく政治的および倫理的価値に基づき評価されることが多い。L C A 実施の目的によって判断基準が異なることになる。永田ら¹¹⁾はアンケート調査によってカテゴリー間の重要性を決定する方法を提案している。

b. ターゲットとする値と現実の排出量を比較する方法(distance to target)

代表的な方法は、「環境希少性評価」と「臨界ボリューム法」である。いずれもターゲットとなる値を設定することに特徴がある。

「環境希少性評価(eco-scarcity)」

Ahbe ら(1990)¹²⁾は、式5によって算出される物質 j への統合評価重み付け係数「エコファクタ」を用いてエコポイントを算出することを提案している。

$$\text{エコファクタ } j = (1 / F_{k j}) (F_j / F_{k j})^c \quad [5]$$

ここで、 $F_{k j}$ は物質 j の「クリティカル・フロー」であり、 F_j は物質 j の「アクチュア

ル・フロー」である。c は数値が極端に小さくなることを避けるための定数である。「クリティカル・フロー」と「アクチュアル・フロー」の両方がスイスの状況で設定されている。オランダ、スウェーデンおよびノルウエーで設定された例がある。

「臨界ボリューム法(critical volume)」

臨界ボリューム法では、重み付け係数として水圏、大気、土壌それぞれに対する排出限界濃度が用いられる。これを総合的に判断するためには、それぞれの容量を決定し濃度を質量に変換する必要がある。

c. 経済価値(金額)に換算する方法

「E P S - システム」が代表的な例である。そこでは、生物の変化、生産、人間の健康、資源、美的価値観の5つを対象とし、対象物を正常な状態に戻したいという意志に基づいた価格(willingness to pay)が決定される⁶⁾。排出物、資源の利用そして他の人間の活動は、この5つの対象の中での寄与によって評価される。E P S - システムでは、環境の指標が、kg 当たり、または他の単位あたりのE L U (環境負荷単位)として示される。1 E L U は、ほぼ1 E C U (ヨーロッパ流通単位)と対応しており、E P S - システムは環境影響の経済的統合評価になっている。E P S - システムの特徴は、支払いの意志が評価されることである。これは、科学的評価として示すこともできるが、自然科学よりも社会科学に基づくものと言える。

d. エコインディケーター95

1995年、各素材の製造工程での排出物の環境影響を総合評価し、素材のインディケーターとして示す「エコインディケーター'95」と名付けられた手法が提案された¹³⁾。これは、カテゴリーごとの評価を環境希少性評価の考え方で統合化する手法である。カテゴリーごとにヨーロッパ全域での影響を削減する目標値が定められている。この目標値の定量化の妥当性が議論されなければならない。しかし、環境調和型製品の開発のためには、素材ごとの環境指数が決定されていると便利である。L C A を応用する今後の方向性を示すものと考えられる。

(5) まとめ

インパクト評価のステップは、定性的なクラシフィケーション、定量的なキャラクターゼーションに分けて考えることができる。キャラクターゼーションの役割は、クラシファイされた影響カテゴリー内の評価指数を決定することである。キャラクターゼーションは、科学的知見の集積によりなされるべきものと考えられるが、地球環境に関しては、それが不確

実である段階で影響を算定しなければならないことが、本質的な問題となる。したがって、排出から影響に至る過程を科学的に解明する努力を続けることが必要である。

カテゴリー間の重要性を考慮してバリュエーションがなされるが、バリュエーションにはLCA実施者の意思が反映されることが多い。これは、一つはカテゴリー間を統一する科学的根拠がないことが原因であり、また一つはLCAはそもそも実施者の意思決定の手段であるためである。

参考文献

- 1) SETAC: "Guidelines for Life-Cycle Assessment: A code of Practice", 1993
- 2) Heijungs, R., Guinee, J. B., Huppes, G., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A., Sleeswijk, A., Ansems, A. M. M., Eggels, P. G., van Duin, R., and de Goede, H. P.: Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide and Backgrounds. October 1992. CML, Leiden University, Leiden The Netherlands, 1992
- 3) Jeroen B. Guinee and Reinout Heijungs; A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product life-cycle assessment, Environmental Toxicology and Chemistry, 14(5)917-925(1995)
- 4) Steen, B. and Ryding, S.-O.: The EPS-Enviro-Accounting method. An application of environmental accounting principles for evaluation and valuation of environmental impact in product design. IVL Report no B1080, IVL, Gothenburg, Sweden, 1992
- 5) Goeran Finnveden; Life-Cycle Assessment as an environmental systems analysis tool with a focus on system boundaries, AFR-report 137, 1996
- 6) Goeran Finnveden; Solid Waste Treatment Within the Framework of Life Cycle Assessment - Metal in Municipal Solid Waste Landfills, Int. J. LCA, 1(2)74-78 (1996)
- 7) Tellus Institute: The Tellus Packaging Study. Tellus Institute, Boston, MA, U.S.A., 1992
- 8) Nordic Council of Ministers: "Nordic Guidelines On Life-Cycle Assessment", 1995
- 9) H. A. Udo de Haes; Towards a methodology for life cycle impact assessment, pp. 43-45, SETAC, 1996
- 10) Guinee, J.: Data for the Normalization Step Within Life Cycle Assessment of

Products. CML Paper no.14.CML,Leiden,The Netherlands.,1993

- 11) 永田勝也,横田隆一郎,服部君弥,嬉野通弥:LCAにおける指標統合化への試み,廃棄物学会 第6回研究発表会講演論文集,114-117,神戸,1995
- 12) Ahbe,S.,Braunschweig,A.and Muller-Wenk,R.: Methodik fur Oekobilanzen auf der Basis okologischer Optimierung.Schriftenreihe Umwelt Nr.133.Bundesamt fur Umwelt,Wald und Landschaft(BUWAL),Bern.1990
- 13) Mark Goedkoop,"Eco-indicator 95",NOH 9523 and 9524(1995)

1.1.3 インパクト評価の問題点

現在インパクト評価の主流となっているオランダで使用されている方式(CML方式¹⁾と呼ばれる)では、インベントリで計量された排出物量または採取物量は、次式でインパクトに変換される。

$$\text{インパクト } i = \sum_j \text{ファクタ } i_j \cdot \text{エージェント } j \quad (1)$$

ここで、エージェント j は、インベントリ・ステップで計算された排出物/採取物の量を表している。ファクタ i_j は、エージェント間の相対的な重要度を表す相対値である。したがって、インパクト評価の問題点はインベントリ分析と密接な関係がある。

LCAの大きな特質は、機能単位で評価することである。LCAの実施においては、同一機能の製品の比較が行われることが多い。したがって、インベントリ分析においては、使用される場所、時間は特定されるが、その他のライフサイクルステージ(製造、廃棄など)の場所や時間の設定が問題になることが多い。

インパクト評価では、実際のインパクトと潜在的なインパクトを区別して考える必要がある。実際のインパクトとは、直接測定して評価することができるインパクトを指している。実際のインパクトは、空間と時間が異なれば異なる。空間については、従来LCAは地球温暖化のような地球規模のインパクトを対象としてきたが、現在では局所的な問題をも包括する必要があることが指摘されている。時間については、LCAでは排出の時間パターンが無視され、しかも未来の現象を対象とすることが多く、実際のインパクトを評価することが困難であることが指摘されている。空間、時間のいずれの場合も、LCAは潜在的なインパクトしか扱うことができないという議論もある²⁾。

ここでは、インパクト評価に係わる問題点を、時間的側面と空間的側面から概観する。

(1) 時間的側面

LCAのインベントリは、一般にある特定の時点で分析される。したがって、長期間に渡る排出を計量することが困難であることが多い。特に、埋め立てによる排出物のように、排出が永久に継続する場合に問題となる。このような場合には、時間の範囲を限定して(明示して)排出を推定する方法がとられることが多い。

インパクトは、排出物が排出された時間からさらに時間を経て実際の影響が顕れることが多い。環境プロセスの時間特性に関する問題である。これには、次の3つの対処が考えられる³⁾。

- a) すべてを無視する（現在、人間への毒性で取られている手法）
- b) 無限の期間にわたるインパクトを組み込む（オゾン層破壊で取られている手法）
- c) 限定された（可変の）期間にわたるインパクトを組み込む（地球温暖化で取られている手法）

不確実性のために無限の期間に設定できない場合は、最後の方法が推奨される。しかし、地球温暖化以外のカテゴリーは、インパクトの時間依存性を評価することが困難である。

また、現在の排出の将来的被害は、将来の排出量に依存することがある。たとえば、CO₂の排出による地球温暖化の被害は、排出の積算量によるCO₂濃度によって決定されるだろう。このような長期的被害を推定するためには、将来の排出シナリオが不可欠となる。そのためには、インベントリ分析の段階で、電源構成などの社会的インフラストラクチャの変化を考慮する必要がある。Mollら⁴⁾は、社会的変化を考慮する動的ライフサイクル分析を提案している。

さらに、地球温暖化のように影響が長期的将来に顕在化すると考えられる現象を金銭化により評価する場合には、割引率が問題となる。たとえば、人的影響については、割引率を0%とする考え方が人道的であるとされ、その他の影響については割引率は1.5%と評価される例がある⁵⁾。地球規模の長期的インパクト評価は、現在の排出量だけで決定されない。将来の社会・経済に関する深い洞察が必要とされよう。

（2）空間的側面

インパクトは、地球、地域、局所といった様々なレベルの空間スケールで分析することができる。放出物の場合、この空間スケール・レベルは、少なくとも次の3つの要素に関係している³⁾。

- a) 環境内でのプロセスの空間分布（運搬、生物への蓄積、吸収、分解）
- b) 特定の負荷に対する環境受容体（レセプタ）の感度（センシティビティ）
- c) 放出物質の（自然の、人為的な）背景レベル。

LCAでは従来、地球温暖化など地球規模のインパクトが評価されてきたが、現在、地球規模以外の空間スケールレベルのインパクト評価を組み込む方法が検討されている⁶⁾。その理由は、寿命（fate）プロセスの差異（上記a）、最終受容体（レセプタ）の感度（センシティビティ）の差異（上記b）、背景レベルの差異（上記c）によって、排出物が与える被害に大きな相違が生じるからである。たとえば、地面に塩をまくと被害が発生するかも知れないが、海中に塩を投棄しても問題は起こらない。このような環境の感度の差異をインパクト評価にどのように反映させるかが問題となる³⁾。

まず、敏感な区域と敏感でない区域を差別するという方法が考えられる。この差別化は、イ

ンパクト・カテゴリ別にそのカテゴリの規模レベルに応じて行う必要がある。たとえば、スモッグ問題については、都市部と非都市部に分け、酸性化問題については、大陸別に地域レベルの分析を実施する方法が提案されている³⁾。しかし、このような空間の差別化にも限界がある。区域タイプの差別化はおおまかにして、区域の総数（つまり、組合せの数）が10～15を超えないようにすることが实际的と考えられる³⁾。

地球規模以外のインパクトを評価するためには、インベントリ分析でも排出される場所を特定しなければならない。たとえば、海岸に位置する工場と内陸にある工場からのSO_xの排出は、海上へ飛散する量の推定をしなければ酸性化への影響を論じることができない。この時、インベントリをどこまでサイトスペシフィックに分析するかという問題が生じる。もちろん、地球規模のインパクト評価でも、輸送距離に関する正確な情報や製品の製造場所を特定した具体的な情報を収集することは十分にあり得る。また、これらの情報に關与する局所的なインパクトを評価することも可能である。しかし、製品の製造に使用される素材や燃料の製造場所を特定することは實際上困難である。LCAの特質は「ゆりかごから墓場まで」を分析することである。この特質を重視する場合には、LCAのインパクト評価では、ある特定の河川への影響のような局所的な詳細な特性を反映させるのには限界があることに注意しなければならない。

（3）インパクト評価における不確実性

インパクト評価の信頼性は、インベントリ分析の信頼性と、キャラクターゼーションファクターの信頼性の両面から論じる必要がある。

インベントリデータとして、關与する全てのプロセスについて実測によりデータを用意することは不可能である。したがって、インベントリ分析においては、推定、代用などの便宜的手段を用いなければならないことが多い。このような場合には、データの質の評価を行い信頼性を評価することが必要である。

Weidamaら⁷⁾は、關与するプロセスのそれぞれのデータを、信頼度(Reliability)、データ収集の企業数、取得期間等で判断した完全性(Completeness)、データ取得の時期(Temporal correlation)、地理的密着度(Geographical correlation)、技術的整合性(Technological correlation)の面から5点法によりランク付けしたインディケータ(Data quality indicator)を付加することを試みており、インベントリ分析の結果はこれらを考慮した幅を持ったデータとして示すことを提案している。

インパクト評価においても同様の考え方で、Owens⁸⁾は、地球温暖化、オゾン層の破壊、酸性化、富栄養化、光化学スモッグ、生態系毒性の環境カテゴリについて、空間的特性(Spatial characteristics)、時間的特性(Temporal characteristics)、ドーズレスポンスと閾値特

性(Dose-response and threshold characteristics)、データの必要性和マスローディングアプローチとの両立性(Data requirement and compatibility with a mass loading approach)の側面から、各環境カテゴリに固有の特徴を5点法により記述する品質記述子(Quality descriptor)を提案している。さらに、そのカテゴリのインパクト評価に使用する等価モデル(Equivalency model)、環境での半減期(Environmental Half-life)、毒性(Toxicity)についても、品質記述子(Quality descriptor)を提案している。

また、Van den Hout⁹⁾らは、インパクト評価の不確実性を、エージェントに依存する原因(微量影響物質の無視や時間特性の無視など)とサイトに依存する原因(空間的特性の無視)とに分けて、それぞれに不確実性ファクタを付加して評価することを提案している。

LCAでは、さまざまな影響カテゴリを考慮しなければならず、それぞれのカテゴリのインパクトの特質が異なっていることが大きな問題となる。

我が国の現状は、とりあえず使用できる公表データを収集してケーススタディを実施する段階にある。したがって、インベントリデータの質とインパクト評価の不確実性まで議論するに至っていない。しかし今後、企業でのデータ収集により質の高いデータを作成することが可能となると思われる。その段階を見通し、インベントリデータの質とそれを基にするインパクト評価の不確実性を評価する手法を議論しておくことが賢明と思われる。

(4) まとめ

LCAの特質は、「ゆりかごから墓場まで」を考えることにある。そのためには、インベントリ段階で、資源の採掘から、製品の製造・使用・廃棄の全段階におけるデータを収集することが求められる。しかし、このような多岐にわたるプロセスの場所を特定することはとても困難であり、排出源を特定しなければならない局所的インパクトを評価することには限界が生じる。

また、物質が排出された時点より長期的将来に実際の影響が現れるインパクトは、不確実性が高く、評価することが困難であることが多い。したがって、インパクトのポテンシャルを評価することが行われることになる。

LCAは、人間の活動(産業活動)が環境へ与える影響を評価するツールであると考えられるが、環境への影響を評価するツールは他にも数多くある。これらのツールとLCAを比較することで、LCAの特質をさらによく理解することができると考えられる。

参考文献

- 1) Heijungs, R., Guinee, J.B., Huppes, G., Lankreijer, R.M., Udo de Haes, H.A., Sleeswijk, A., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G., van Duin, R., and de

- Goede, H.P.: Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide and Backgrounds. October 1992. CML, Leiden University, Leiden The Netherlands, 1992
- 2) Heijungs, R., Guinee, J.B.: CML on actual versus potential risks, SETAC-Europe LCA News, 3 (1993)
 - 3) H.A. Udo de Haes and G. Huppes; Positioning of LCA in Relation to other Environmental Decision Support Tools, Proceedings of the LCA symposium held at Fourth SETAC-Europe Congress, 11-14 April 1994, The Free University, Brussels, Belgium, p.17-22(1994)
 - 4) Henri C Moll, Wouter Biesiot: DYMOS, 動的ライフサイクル分析法, 第2回エコバランス国際会議講演集 (日本語版), 1996年11月18-20日, つくば, p.575-579(1996)
 - 5) 天野明弘, 「社会経済的影響と政策のあり方(1)全体 展望, 公平性およびシナリオ」, 地球温暖化の防止に向けて-セミナー: IPPC 最新情報-, 平成6年12月2日, 東京, 虎ノ門パストラル, (財)地球・人間環境フォーラム, (財)地球産業文化研究所, p.61-65(1994)
 - 6) J. Potting, K. Blok: Spatial aspects of Life-Cycle Impact Assessment, Proceedings of the LCA symposium held at Fourth SETAC-Europe Congress, 11-14 April 1994, The Free University, Brussels, Belgium, p.91-98(1994)
 - 7) Weidama B.P. and M.S. Wesnaes, Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators-, J. Cleaner Production, submitted(1996)
 - 8) J.W. Owens, K. Tamaroushi, E. Namkung: ライフサイクルアセスメントにおける品質パラメータ, 第2回エコバランス国際会議講演集(日本語版), 1996年11月18-20日, つくば, p.232-235(1996)
 - 9) K.D. van den Hout; Uncertainties in LCA Impact Assessment, Proceedings of the LCA symposium held at Fourth SETAC-Europe Congress, 11-14 April 1994, The Free University, Brussels, Belgium, p.36-41(1994)

1.2 持続的発展に係わる環境影響の評価手法

1.2.1 持続的発展の概念

(1) 地球環境問題の現状と背景

既によく知られていることではあるが、地球環境の現状と問題の背景について大略をまとめておきたい。

・人口の急増

今から100年前の19世紀末、地球人はおよそ16.5億人であった。しかし、現在では57億人に達し、さらに毎年9千万人～1億人程の割合で増え続けているのが現状である(第1.2.1-1図)¹⁾。

・エネルギーと自然資源消費速度の急増

人口増加、科学技術の進歩、生活水準の向上により、石炭・石油などのエネルギー消費は100年前に比較してほぼ40倍と急速に増加している(第1.2.1-2図)²⁾。これに伴って、多くの有用な金属資源の消費も急増し³⁾、森林など多くの再生資源についても再生に要する時間を無視して利用し廃棄している。

・これらの原因による地球環境への影響

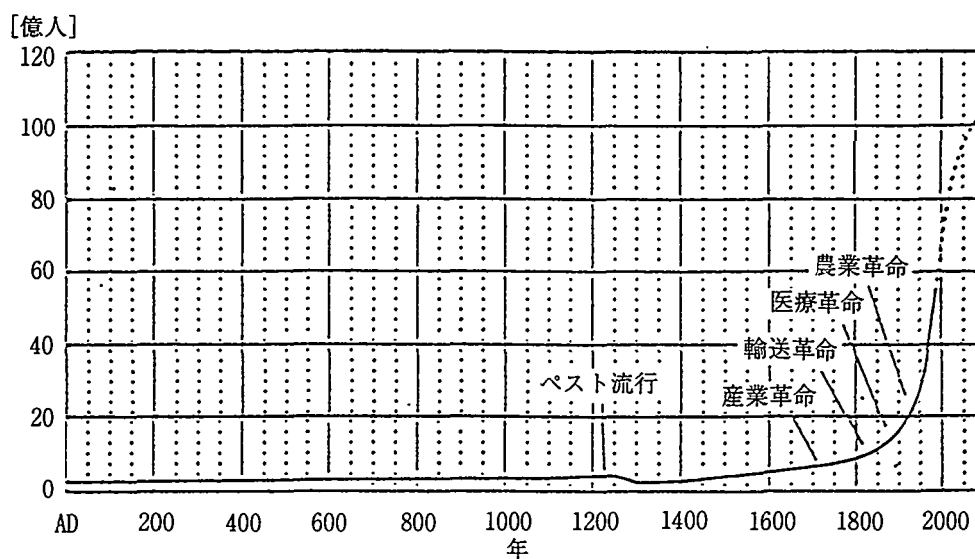
最近のオゾン層の破壊、酸性雨、砂漠化、大気中のCO₂濃度の増加などは、明らかに人間の活動が地球環境をも変化させ得る規模にまで発達したことを示している。人類が生み出した化学物質による環境負荷、産業活動に伴う様々な廃棄物は、増加の一途をたどっている。また、これらが現在の生態系を急速に破壊している。

(2) 懸念される3つの問題

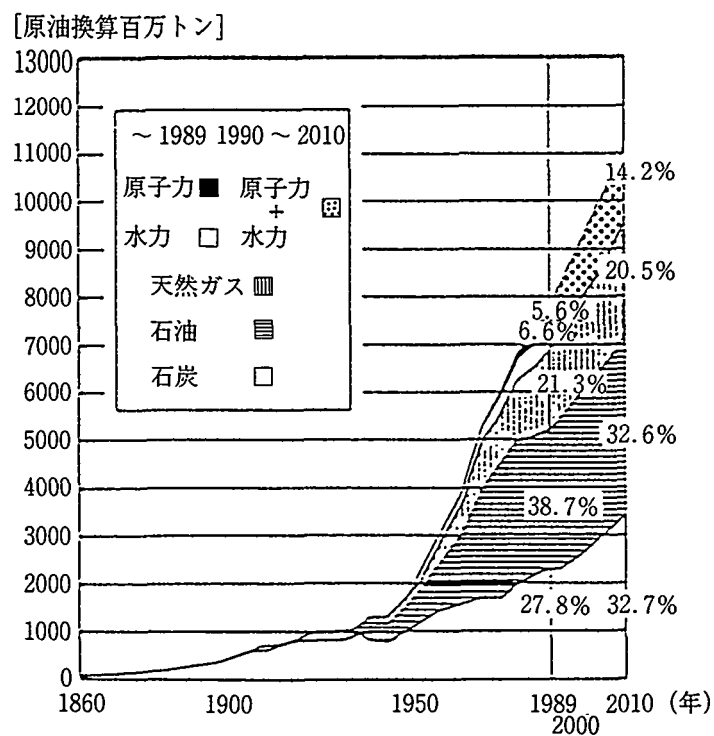
先に述べた状況・背景から将来は以下の点が懸念されている。

a. 後世代への影響

人口の増加は現在の57億人から2025年に85億人、21世紀中頃には100億人に達するであろうと予想される(第1.2.1-1図)。毎年ほぼ1億人の割合で増加する人々の生活を支えるために土地・森林・自然資源などはさらに多くの負担を強いられるに違いない。21世紀後半には自然資源のあるものは枯渇が懸念される。また、今後世界がよほど努力しない限り、100年以上にわたって大気中の温室効果気体濃度が増すことは避けられない(IPCC1995、第1.2.1-3図)⁴⁾。第1.2.1-4図は10万年前からの大気中二酸化炭素濃度と気温の変遷である。このような地球学的時間スケールに比べて極めて短い最近の



第 1.2.1 - 1 図 世界の人口の長期的変化と見通し
The Global Ecology Handbook, Beacon Press(1990)



第 1.2.1 - 2 図 世界のエネルギーの長期推移
経済企画庁「地球環境問題日本経済への提言」1992

100年間という時間内に二酸化炭素濃度がかってみたこともないような速度で上昇していることがわかる⁵⁾。

それに伴って気温も急上昇している様子がうかがえる。今後の気温の上昇により、大規模な気候変動・自然環境の変化が生じる可能性がある。その影響は計り知れない。

b. 貧困国・途上国との格差の拡大

先進国は全人口の1/4に満たないが、一次エネルギーの3/4あまりを使っている。一人当たりになると、途上国1に対し先進国10の割合である(第1.2.1-1表)。産業活動に必要な資源が途上国。貧困国から先進国へ輸出されている。原産地での環境破壊が進んでいる。貧困国・途上国では人口増加率がより高いこともあり、将来さらに経済格差が広がる可能性がある。

c. 生態系への影響

環境破壊による生態系への影響がより顕在化している。生物の多様性と遺伝子資源の喪失は急速に進行している。種の絶滅は世界的規模で進んでいる(第1.2.1-2表)。熱帯雨林は種の宝庫と言われている。しかし、世銀機関1996の報告によれば毎年1,500万ha以上の速度で消失している。

(3) 持続可能な開発(発展)へ

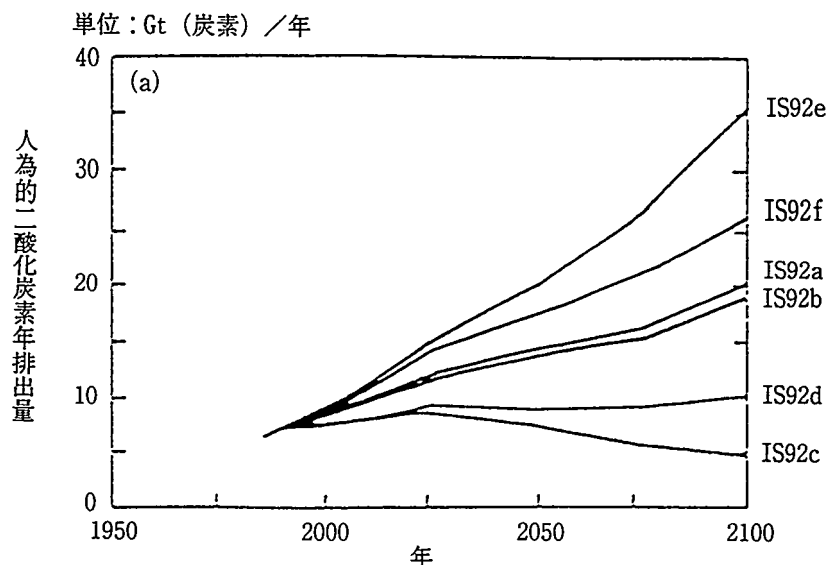
a. 共通認識の醸成と意識の変革

今後、人類が地球上で繁栄し、また他の生態系と永く共存して行くためには、地球固有の資源や環境上の制約条件—地球制約条件—を理解しそれらを率直に認めた上で、人類が望んでいる条件—人類要求条件—を満たす方策を探す必要がある。地球制約条件としては、例えば以下の条件があろう。

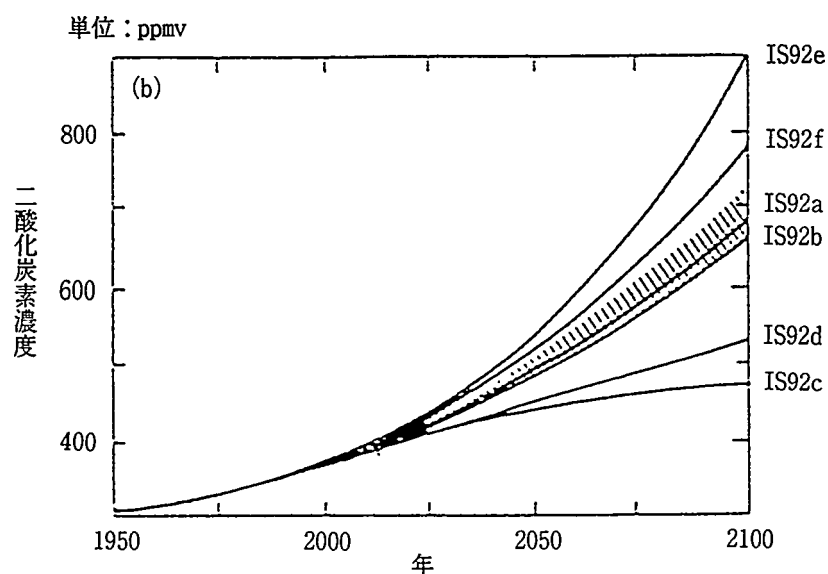
① 地球は有限の環境容量しか持っていない：環境容量とは、例えば環境へ何らかの負荷を与えた場合、環境が元の状態へ復元可能な負荷の最大量などで定義できる。環境容量を上回る負荷は環境に不可逆的な影響を与える。しかし、将来に生じるかもしれない環境への影響、例えば温室効果気体の濃度増加とその結果生じ得る地球の高温化とその影響などを精度よく予測することは、現実的には非常に困難である。

② 地球は有限の資源しか持っていない：有用な金属資源や化石燃料の中には21世紀中

に枯渇が懸念されているものがある。再生可能な森林なども、破壊速度が再生速度を上回れば有限資源である。しかし、具体的にいつまで各種の自然資源が利用可能かは予測困難である。



第 1.2.1-3 (a) 図 IPCC の IS92 シナリオで示された CO_2 の放出量（化石燃料、森林破壊、セメント生産）IS92a-f モデル：人口、経済成長率、土地利用、技術の変化などの予測をもとに、作成した将来の温室効果気体の排出量シナリオ。中庸シナリオ IS92a による気温上昇予測では、2100 年に約 2°C 上昇する。低シナリオ IS92c で 1°C 、高排出シナリオ IS92e では約 3.5°C 上昇と予測されている。



第 1.2.1-3 (b) 図 IS92a シナリオに示された排出量により試算された大気中 CO_2 濃度の変化。

（IS92a の曲線上には、いくつかのモデルの結果が斜線で示されている）

第1.2.1-1表 一次エネルギー消費率の比較（国連統計1985年より）

	一次エネルギー消費 (石油換算100万t)	人 口 (万人)	一人当り一次エネルギー 消費 (石油換算kg)
先 進 国	4,854 (76.0%)	117,400 (24.3%)	4,135
発展途上国	1,537 (24.0%)	366,300 (75.7%)	420
合 計	6,391 (100%)	483,700 (100%)	1,321

第1.2.1-2表 2000年までの野生生物絶滅予測（環境白書総説平成3年版）

地 域	種の総数 (千種)	種の消滅率 (%)	消滅量 (千種)
熱 帯 林			
中 南 米	300 ~ 1,000	33	100 ~ 333
アフリカ	150 ~ 500	13	20 ~ 65
南アジア、東南アジア	300 ~ 1,000	43	129 ~ 430
小 計	750 ~ 2,500	33	249 ~ 828 (57%)
他の生息環境			
海洋、河川、非熱帯林、島等	2,250 ~ 7,500	8	188 ~ 625 (43%)
合 計	3,000 ~ 10,000	15	437 ~ 1,453 (100%)

③ 現在の生態系の大枠を壊してはいけない：現在の地球生態系のバランスが大きく崩れるということは、大量の種が絶滅することを意味している。また、その影響は生態系の一構成員である人類にも及ぶと想像されるが、予測は極めて困難である。

将来起こり得る影響についての予測がこのように極めて困難であるため、これらの条件は将来の制約条件にならないという考え方も当然あり得る。影響が現れてから対策をとることが可能であるなら、あるいは可能なことが予めわかっているならば、現在何もしないのも一つの方法である。しかし、今まで経験したことのない地球規模での資源・環境問題に対しては、もし実際に問題が起こった場合何が解決策なのかは誰も知らない。それ故、今は、将来の事態に備えて可能なことから始めておくことが賢明と考えられるのである。これら地球制約条件を認めた場合、基本的な方策として次のような方向が考えられる。

- 環境負荷を徹底的に低減させる。
- 資源エネルギーは徹底的に有効に用いる。
- 資源・エネルギーは再生可能状態で利用する。
- 地球生態系との調和を図る。種の維持を図る。

次に、人類要求条件として例えば以下が考えられる。

④ 人口は増え続ける：人類は全体として子孫を増やしたいと考えているか、増えないまでも急激に減らしたくない、あるいは急激に減らすことは不可能と考えている。結果的に、現状は急激に増え続けている。

⑤ 経済は成長する：多くの人類は生活条件は少なくとも現状維持、可能ならば向上させたいと願っている。情報と交通手段の発達により、利便性や快適性を求めてより多くの人間が現代風消費社会の輪の中に入ってきたし、入ろうとしている。

これらの要求への対策の方向は、割り切って考えれば次のようなものであろう。

→ 人口増加率の低減を図る。

→ 生活の質と価値観の転換を図る。

人類要求条件への対策についてはこのような方向が認められたとしても、それぞれの具体的方策があまねく受け入れられるまでには多くの議論とコンセンサスが必要である。地球制約条件と人類要求条件をともに満たすことを理念として表現すると「持続的な発展」になろう。

b. 持続可能な開発とは

ここでは、持続可能な開発について比較的よく知られている二つの定義を示しておく。

定義1：将来の世代がそのニーズを充足する能力を損なうことなく、現代のニーズを充足させる開発をいう。－環境と開発に関する世界委員会（1987）⁷⁾より－

定義2：人々の生活の質的改善を、その生活基盤となっている各生態系の収容能力限度内で生活しつつ達成することである。持続可能な経済は、持続可能な開発の結果得られるものであり、これによって持続可能な開発のための自然資源基盤は維持される。－IUCN、UNEP、WWFかけがえのない地球を大切に（1991）⁷⁾より－

後者は生態系との調和について触れているだけ、定義1よりも具体的な表現となっている。これをさらに具体的に、どのような状態が持続的開発（発展）なのかを示した例がある。次に示すHerman Delay⁸⁾による単純化した原則がそれである。

・持続可能な発展の原則

① 再生可能な資源（水、森林など）：利用速度がその資源が再生し、増殖してゆく速度を

超えてはならない。例えば、魚はそれが増殖する速度以下で漁獲するなら、持続可能である。

- ② 再生不能資源（化石燃料や高品位の鉱石など）：持続可能な速度で利用し得る再生可能資源によって代替し得る速度以下で利用するなら、持続可能である。例えば、ある油田は以下のように利用すれば持続可能である。その油田からの石油消費の一部を、計画的に再生可能資源（太陽熱温水器・太陽電池・森林など）に投資することにより、その油田が枯渇したときに、毎年の石油消費量と等量の再生可能資源が利用できるようにすれば、持続可能である。

- ③ 汚染物質：持続可能な排出量（速度）は、その汚染物質が環境によって吸収され、無害化れる速度以下なら持続可能である。例えば、下水は河川や湖など自然の生態系により吸収され、養分になり得る以下の速度であれば、持続可能である。

これらの原則について特に反対する理由はないと思われるが、これだけで十分かといえそうでもないであろう。例えば、再生不能資源（高品位鉱石など）についていえば、リサイクルやリユースによる再利用も持続可能性があろう。即ち、

・リサイクル可能な状態で資源を使用すれば、その資源は持続可能である。ただし、リサイクルのためには何らかのエネルギーが必要となる。エネルギーの有効利用が不可欠である。

（４）エコロジーの法則

地球環境の現状・背景から見通された将来は、持続的発展を可能にする社会でなければならない。そのような社会を実現するために、今後の技術開発にエコロジー的発想を導入することが提案されている。生物活動の最中には食物の摂取と不要物の排泄があるが、排泄物や死体は環境中で他の生物の栄養源となったりバクテリアによる分解、微生物や植物への吸収を経て、以前とは違った形で生物界に再生してゆく。生態系が定常的に維持されるとき、生物は共存し、それらが生活している環境を通して物質はほぼ循環し、形態を変えて再生する。このシステムーエコシステムーは、従って循環と再生が基本でありその結果として生物の共存が保たれる。エコロジーの世界にはいくつかの法則があり、それらをまとめると次のようになる。

- ・エコロジーの法則（ゼロエミッション；Fritiof Capra, Gunter Pauli, 1996））
相互依存性：生態系の全てのメンバーは関係性の網の中で相互に接続している。そこで

はあらゆる生命のプロセスが互いに依存し合っている。

生態学的サイクル：生態系メンバーの相互依存性は、継続的なサイクルにおけるエネルギーと資源の交換を伴う。

エネルギーの流れ：植物の光合成により化学エネルギーに変換される太陽エネルギーは、全ての生態学的サイクルを動かしている。

パートナーシップ：生態系の全ての生命あるメンバーは、競争と協力という微妙な相互作用の関係にあり、そこでは無数の形態のパートナーシップが結ばれている。

柔軟性：生態系の全ての生活メンバーは、自らを柔軟な状態に保つ技能をもつ。すなわち、相互依存性を保ちながら自らのあり方を変化させて行く。

多様性：生態系の安定は、その関係性のネットワークが複雑なものであるほど、すなわち生態系が多様であればあるほど、よく保たれる。

共生進化：生態系のほとんどの種は、創造と相互適応の相互作用を通して共に進化する。

持続可能性：生態系の中のそれぞれの種の長期的生存は、有限の資源ベースに依存している。生態系は、前述の法則に従って自らを組織し、それによって持続可能性を最大限確保しようとする。

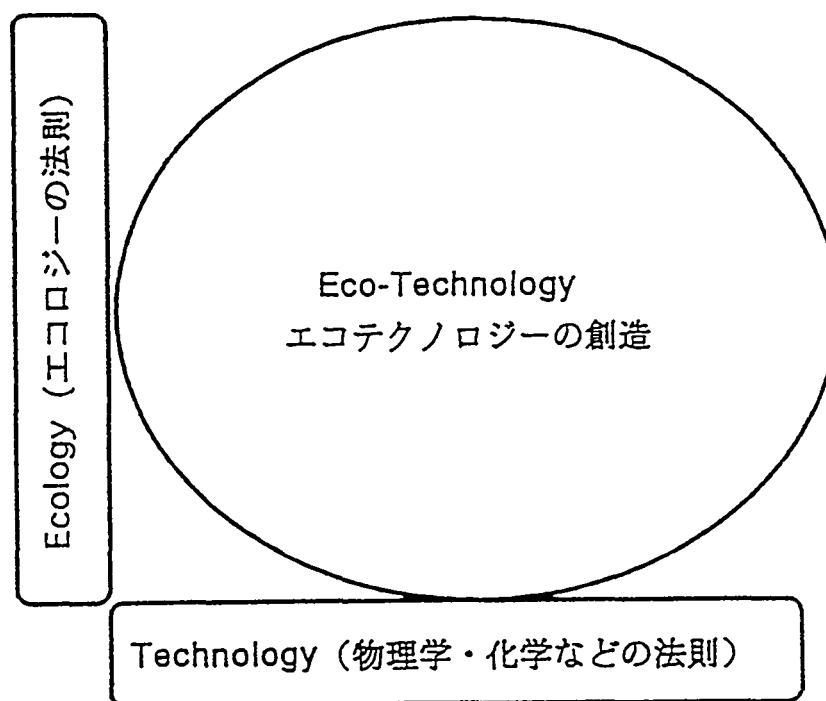
このような法則を持ちつつ地球生態系で成り立つエコシステムは、概念として工業化社会に対しても応用できる。通常あらゆる製品は資源の採掘から素材の合成を経て出来あがり、使用後にやがて廃棄される。現代の工業化社会では廃棄されたものの大部分が短時間で一般環境中に蓄積するため、廃棄量が増えると一般環境を急激に変化させる。エコシステムの考え方からいえば、あらゆる製品は有限の資源で生産され循環する。廃棄物は一般環境中へ無制限に排出されるのではなく、循環系にのせることになる。

（５）エコテクノロジーという概念

先に述べた広い意味でのエコロジー、あるいは循環・再生を基本としたエコシステムが科学技術としての「テクノロジー」と融和した理念が「エコテクノロジー」と呼ばれるものである。今までの科学技術の成果は、いわば物理や化学的法則の解明とその応用に基づいて発展してきたものである。エコテクノロジーは、そこに次元の異なるエコロジー的法則を導入することによって、新しい技術開発の枠組み（第1.2.1-4図）を創りあげようとするものである。

今後の技術革新は、資源制約と環境負荷制約の両者を一挙に解決するものを目指すものとならなければならない。ライフサイクルでの考え方と、そこから得られる環境影響評価に耐える製品開発へ変わって行く。これは、また、資源の採掘から廃棄へと一方方向へ流れる開

放系技術から、循環・閉鎖系技術への改革である。このような要請を満たす技術を開発し、それらが実際に適用できる社会システムを構築することによってのみ、持続的発展の問題を解決することが可能となろう。



第 1.2.1- 4 図 テクノロジーからエコテクノロジーへ

(6) まとめ

持続的社會の構築のための一つ概念がエコテクノロジーである。現状はまだその黎明期にあるとしか言えないが、これはやがて世界の大きな流れになると思われる。現に、ISO 14000 の発効により「環境を考慮した企業活動」が本格的に始まるとともに、環境負荷評価手法としての LCA も芽が出たところであり、産業や技術は一環して環境配慮の方向にある。

究極的なエコテクノロジーは、旧来型技術の継続を放棄して従来と全く異なった発想によって初めて到達出来るものかもしれない。なぜなら、生産段階から製品の最終処理まで含め「環境」という見地で貫かれた技術は、過去ほとんどないといってよいからである。新しい発想に基づいて、エコテクノロジーの基盤研究をすすめることが必要である。

参考文献

- 1) The Global Ecology Handbook : Beacon Press、1990
- 2) 経済企画庁：地球環境問題日本経済への提言、1992

- 3) 西山孝：資源経済学のすすめ、中公新書、1993
- 4) IPCC：地球温暖化第二次レポート，1995
- 5) A report by the Subcommittee on Global Change Research, Committee on Environment and Natural Resources Research of the National Science and Technology Council: Our Changing Planet , U.S. Global Change Research Program, 1996
- 6) 環境と開発に関する世界委員会：地球の未来を守るために、福武書店、1987
- 7) IUCN、UNEP、WWF：Careing for the Earth. A Strategy for Sustainable Living, gland and Nairobi, (邦訳) かけがえのない地球を大切に、1991
- 8) Herman E. Daly：Sustainable growth; An Impossibility Theorem, SID Journal No.3/4, 1990
- 9) Fritiof Capra, Gunter Pauli：Steering Business Toward Sustainability, (邦訳) ゼロエミッション、ダイヤモンド社、1996

1.2.2 持続的発展を支えるコンセプトとツール

ライフサイクル アセスメント（LCA）の起源は1960年代にさかのぼることができ、1970年代の石油危機への対応を出発点として、産業システムについてのエネルギー分析にその源流を見ることができる。1980年代の環境意識の高まりの中で、有力で貴重な環境管理ツールとしての能力を有するLCAがますます注目を集めるようになった。LCAが企業の環境管理システムに次第に組み込まれ、また政策決定の有力な支援ツールとして政府が利用するようになっていく。しかしLCAは依然として発展の初期段階にあり、今後の研究と応用によりLCA手法は展開し続けると考えられる。

LCAは、産業活動の環境への影響を推し量るツールの一つである。しかし、それが全てではない。1.2.1項で示したように、今後は持続的発展をめざすことが必要であると考えられ、それを実現するための、一つのツールとして活用されるにすぎない。持続的発展のためには、LCA以外の他の評価手法を用いることが不可欠と考えられ、LCA以外の評価手法について知ることが必要である。

さらに、LCA以外の手法を理解することは、LCAの特徴を理解することでもある。今後のLCAの発展のためには、持続的発展を支える他の多くの手法を理解するとともに、その中でのLCAの位置づけを明確にする必要がある。

本章では、主として、SETAC（Society of Environmental Toxicology and Chemistry、環境毒性化学会）により1993年に作成された「LCAと概念的に関連のあるプログラム（Conceptually Related Programmes）」についてのワーキンググループ内での検討結果を取り上げる¹⁾。同ワーキンググループは、ヨーロッパ8カ国の学術研究機関、企業および政府機関を代表する16人により構成されている。同ワーキンググループでは、LCAと関連がある各種の概念や評価ツールとLCAとの関係について調査し、1) 各種の手法を整合させることにより環境面での全般的意志決定プロセスを確立すること。2) データに共通性/互換性を持たせることにより作業の無駄な重複を避けることができる範囲を明らかにすること、を目的としている。

（1）LCAと概念的に関連のあるプログラム

LCAと概念的に関連がある環境影響の評価の概念と手法の主要なものを第1.2.2-1表に示す。研究が開始されたばかりの手法もあり、日本語訳が定着していないものが多い。

第 1.2.2 - 1 表 LCA と関連がある環境管理または環境影響評価手法

コンセプト

Life Cycle Thinking		ライフサイクル思考
Design for Environment	DfE	環境調和型設計
Cleaner Technology		クリーンテクノロジー
Industrial Ecology	IE	産業エコロジー
Total Quality Environmental Management	TQEM	全品質環境管理

ツール

Life Cycle Assessment	LCA	ライフサイクルアセスメント
Environmental Risk assessment	ERA	環境リスク評価
Environmental Impact Assessment	EIA	環境影響評価
Environmental Auditing	EaU	環境監査
Substance Flow Analysis	SFA	物質の流れの分析
Energy and Material Analysis	EMA	エネルギー・物質分析
Total Cost Assessment	TCA	トータルコストアセスメント
Environmental Performance Evaluation	EPE	環境パフォーマンス評価
Product Line Analysis	PLA	製品ライン分析
Integrated Substance Chain Management	ISCM	一体化物質連鎖管理
Cost Benefit Analysis	CBA	コストベネフィット分析

第 1.2.2 - 1 表は、「コンセプト」と「ツール」に分類できる。

「概念」は、持続性を維持するための考え方と定義できる。各概念はそれぞれ具体的な専門分野が基礎となっている。例えば、「環境調和型設計」は設計者としての取り組みであり、「クリーンテクノロジー」は工学的な側面からの取り組みである。1.2.1 項で述べた「エコテクノロジー」も一つの概念と考えられる。

「ツール」は、評価の手法を表わすものとして「コンセプト」よりさらに具体的である。「ツール」は、持続性に向けての進捗を測定するに当たり「コンセプト」をサポートするために用いられることが多い。例えば、「環境調和型設計」の中で LCA を用いることができる。

「ツール」は、体系的な手順またはコンピュータ計算アルゴリズムの形で表現され得るものと定義されることもできる。たとえば、範囲と限定(Definition and Scoping)、インベントリ(Inventory)、インパクト評価(Impact Assessment)および改善評価(Improvement)の各ステップは LCA 手順の個々のステップと認識され(SETAC、1993 年)²⁾、および物質の流れと揺籠から墓場までの間の排出物を計算するために使用する数値モデルはコンピュータ計算アルゴリズムとすることができる。

これらの相違を明確にするためには、それぞれの「コンセプト」と「ツール」が誰によって（実施者）、どのように（実施方法）行われるかを明確にすることが有効となる。

（２）実施者と実施方法

意志決定を行う状況を、次のような視点から表すことができる。

- 誰が意志決定者か
- 意志決定者がなぜその手法を選択するか
- その決定の目的は何か

意志決定者は、企業、行政、N G Oに大別することができる。

次に、意志決定に当たっての目的を明らかにする必要がある。たとえばL C Aが、製品の改善を目的とするなら、具体的な物品またはサービスに関して全ライフサイクルにわたる環境への影響についての情報が必要になる。

さらに、意志決定者が注目する対象で分類することもできる。“テクノスフィア”（材質、製品または技術上の選択または事業の成績に関係）と、“エコスフィア”（建設プロジェクトに伴う景観の再配置、土地と自然環境の管理など）のうちどちらに注目しているかの相違である。

また、実施する場合の「時間的側面」と「空間的側面」も「コンセプト」や「ツール」の差を理解する上で有効である。「時間的側面」からは、「回顧型(retrpspective)」と「展望型(prospective)」に大別できる。「回顧型」は、進行中の事柄を、例えば毎年の状況を理解し、改善の必要性を示し、代替案を創り出すことに利用できるのに対して、「展望型」は将来の予測を主眼とし、提案されている複数の案の比較に利用されることが多い。

「空間的側面」は、対象とする場所がはっきりしているかどうかの差である。例えば建設プロジェクトにおいては特定の建設現場が対象となっている。製品設計においては、具体的な製造場所は特定されないことが多い。また、設計変更の影響は多くの製造現場に及ぶ可能性がある。そして、その変化を評価する場合と評価しない場合とがある。したがって、「空間的側面」では、「現場固有(assite specific focus)」、「現場に無関係(non specific)」、「多現場(multi-site focus)」に分類される。

（３）手法論としての分類

「コンセプト」は、具体的な手法論を明示していない。したがって、「ツール」に関してだけ、手法論的視点での分類が可能となる。意志決定プロセスにおいて、「ツール」がどのようにまたは何を持って、支援するかという視点で分類する。

「ツール」が考慮する「影響」は、大まかに環境面、社会面および経済面の３種類に分類

できる。大半の「ツール」は、環境に対する影響を考慮する。したがって、使用する資源や生成される廃棄物の量の計測、専門的判断によるそれらの相対的評価、または対象とする有機物の環境中濃度や環境への曝露などが測定される。社会的および経済的影響を考慮に含める「ツール」もある。例えば、環境上の影響の調査にLCAが用いられるのに対して、3種類すべて(環境、社会、経済)の影響の調査にはEIA (Environmental Impact Assessment) が用いられる。

これらの客観的に測定されたものに基づく影響評価に加えて、通常は、影響の相対的重要性について、主観的な観点からの「解釈」がツールに付加される。

「ツール」は、何らか数学的モデルと手順の両方により構成されることが多い。「手順」に重点を置くツールもあれば、決められた構造のコンピュータ計算「アルゴリズム」を重視するものもある。手順は最良の意志決定法を表現することを目的とするのに対して、アルゴリズムはより良い意志決定を求める。例えばLCAは、使用するコンピュータ計算モデルの種類を定義する(物質とエネルギーの流れを機能単位と関連させたコンピュータ計算モデル)という点でアルゴリズム重視ツールであると言えることができる。これと対照的に、EIAにより表現される意志決定手順には様々なアルゴリズムを使用できるという点で、手順重視ツールであると言えることができる。

「ツール」は、通常、様々な方法による比較を含む。その時何らかの基準が必要となる。例えば、LCAにおける比較基準としては、社会が受け取る物品またはサービスの単位を表す「機能単位(functional unit)」がある。EIAの比較基準としては「建設現場」がある。

(4) LCAと他の手法を比較する場合の留意点

実施の目的と具体的な手法とは密接に関係している。主として、次の点が指摘できる。

一意決定のプロセスでの目的が、比較する時の基礎となる。

一テクノスフィアが対象である場合、通常は排出量またはその潜在的影響が「影響」として考慮される。エコスフィアに重点が置かれている場合は、実際の影響を考慮する。

一「空間的側面」は、結果についての「解釈(interpretation)」の中で問題になることが多い。たとえば、数多くの場所が関係する場合は、環境面の影響を全体的に評価することが困難となる。

具体的なツールに用いられる具体的なデータは様々なツールの関連性を示す時に役立つ。例えば、あるツールの出力データを別のツールの入力データとして利用することができる。LCAデータを出力するツールと、LCAデータを利用できるツールを連続させれば相補効果がある。LCAにとって様々な種類のデータ(社会的データまたは経済的データ)を利用するツールは、分析した目標についての情報を深めるという意味で相補的である。同じ種類

の比較に利用されるか同じ種類のデータを利用するツールは互いに競合する可能性がある。

LCA以外のアルゴリズムを重視するツールは、LCAとモデル化の問題を共有する可能性がある。例えばLCAと共通な「割り振り問題(allocation problems)」が起こる可能性がある。LCAにおいては、産業プロセスにおいて複数の製品が生産される場合に割り振りが問題になる。

環境問題は複雑なために、環境の影響全体を単一の方法で測定することが難しい。このためLCI (Life Cycle Inventory) の結果を、LCAの環境影響として翻訳するための影響評価法がいくつか開発された。たとえば、物理化学的当量を用いて環境負荷を環境影響に翻訳する環境テーマ法(environmental thema method) (NOH、1992年)³⁾や、人々の支払意志(willingness to pay)を用いて環境負荷を社会的コストに翻訳する環境重点システム (Environmental Priority System) (Steen & Ryding, 1992年)⁴⁾がある。他のツールの解釈法を比較することにより、結果を解釈する考え方を参考にすることができる。

ツール間には何らかの一般的関係を見いだすことができる。潜在的環境影響の評価と数値化および改善案の評価も含むLCAには、LCA全体の範囲内での流入と流出を明らかにして定量化するLCIが存在する。LCA内でのLCIの役割は、SFA (Substance Flow Analysis) とISCM (Integrated Substance Chain Management) の関係、およびEMA (Energy and Material Analysis) とEPE (Environmental Performance Evaluation) または環境課金 (Environmental Accounting) との関係に相似している。

参考文献

- 1) Bea De Smet, Christine Hemming, Henrikke Bauman, Sarah Cowell, Carlo Pessa, Lars Sund, Vanja Markovic, Tuula Moilanen, Dennis Postlethwaite, Life cycle assessment and conceptually related programmes, SETAC, (1996)
- 2) SETAC(1993). Guidelines for Life-cycle assessment: A 'Code of Practice', Brussels, Belgium, SETAC
- 3) NOH(1992). Environmental life cycle assessment of products, Guide-October 1992
NOH report 9266, National Reuse of Waste Research Programme, Heijungs, R (ed.), Centrum voor Milieukunde, Leiden, NL
- 4) Steen, B. and S.-O. Ryding(1992). The EPS Enviro-Accounting Method. An application of environmental accounting principles for evaluation and valuation of environmental impacts in product design. AFR report 11, Swedish Waste Research Council, Stockholm.

1.2.3 「コンセプト」の比較

ここ数年、各種の「コンセプト」が提案され、新しい「コンセプト」が文献に発表されている状況にある。各「コンセプト」は具体的な専門分野から出発している。このため、それぞれの「コンセプト」は独立的に発展し、それぞれの間の交流は比較的少ない。第1.2.3-1表には、SETACのワーキンググループによるそれぞれの「コンセプト」の相違を示す¹⁾。

(1) ライフサイクル思考(Life cycle thinking)

LCAは、「コンセプト」と「ツール」の両者と解釈されている(SPOLD、1995年)。LCAは「コンセプト」としては、ライフサイクル思考と呼ばれることもある。社会にとって必要なサービスの環境への影響を理解する概念である。これは、あらゆる活動を「ゆりかごから墓場まで」という観点で考慮するため、活動の意義を環境問題の分野の枠を越えて広げざるを得なくなる基礎を持っている。

ライフサイクル思考には、社会において活動する人々が、製品、プロセスまたはサービスのライフサイクルの中で、各自が直接関与する部分のみに責任を限定できないという観点が含まれている。したがって、加工業者、製造業者、流通業者、小売業者、ユーザそして廃棄物管理者すべてがライフサイクルのなかで責任を共有することになる。

(2) 環境調和型設計(DFE)

環境設計は、設計段階で環境を考慮する方法を表す一般用語になっている。DFEが重視される背景には、次の3点の一般的な傾向がある(OECD、1995年)。第1は、設計者が設計上の選択を行うに当たっては、製品性能とコストという従来の基準ばかりでなく、環境上の意義も考える必要があるという認識の広まりである。第2は、設計の初期段階だけではなく、製品開発全体の一連の流れとして問題を解決しようという傾向である。第3は、環境に対して責任ある姿勢を顧客に示すという製品設計の意識の高まりである。これら3つの動向はすべて、製品設計が将来の問題解決に役立つという事実が反映されている。

(3) クリーンテクノロジー

クリーンテクノロジーは、製造および加工において汚染と廃棄物を根源で絶つために用いられる概念である。廃棄物管理と汚染緩和を対象とする末端の環境負荷削減技術とは異なる。クリーンテクノロジーは、経済的に競合する他の方法に比べて、資源の利用を減らし環境被害を減少させることにより人間に利益をもたらす手段と定義されることもある(クリフト、1995年)²⁾。製造技術を改善したとしても、そのために上流側または下流側のプロセスに

第 1.2.3 - 1 表 S E T A C による各種「コンセプト」の相違

CONCEPT	Life cycle thinking	DFE	Cleaner technology	Industrial ecology	TQEM
Overall objective	Linking environmental effects generated along the life cycle of a human activity	Designing products with the environment in mind	Cleaner and more efficient process technology	Understanding synergies between industrial activities, i. e. industrial metabolism	Reapplying TQM principles to environmental management: optimising the use of technical and human resources for environmental performance
Use by: Industry	-To broaden the environmental debate from single issues. -Strategic product activity planning	-Product design applications	-To improve/design processes	-To establish environmental synergies with other industrial partners	-in operational implementation
Government	-Strategic policy planning without adverse effects -Understanding the life cycle implications of political decisions	Not applicable	-Policy objective for instruments, incentives, education etc.	-General policy objective to facilitate implementation -Local planning	-Not applicable
NGOs	-Environmental NGOs use concept in support of their thinking -To identify a single issue focus	Not applicable	-Awareness raising -Technology diffusion	-Concept diffusion	-Not applicable
Object analysed	Human activities	Marketed products	Industrial processes	Industrial processes, industrial activities	Industrial operations/services
Focus	Technosphere	Technosphere	Technosphere (sector specific)	Technosphere	Technosphere
Time axis	Not specified	Future	Limited by economic feasibility	Not specified	Continuous
Spatial axis	Not specified	Not specified	Site specific applications	As in ecology: from site specific to general	Site/organisation specific
Strengths	Forces consideration of trade-offs along the life cycle	Facilitates consideration of environmental factors in design	Encourages focus on process efficiency & waste minimisation at source	Encourages establishment of symbiotic links	Harnesses available human and financial resources towards continuous improvement
Weaknesses	Lack of spatial and temporal detail	Design focus limits general applicability	Process/technology focus could constrain search for solutions	Power to implement is often dispersed amongst different players	Requires attitude changes and maintenance of momentum

おける環境面の影響が増大するような技術を排除するには、ライフサイクル思考による視点が不可欠になる。したがってクリーン テクノロジーの定義に当たってはライフサイクル的概念が中心的な役割を果たす必要がある。クリーンテクノロジーにおいては、工業プロセスと工業技術が対象であることが特徴的である。クリーンテクノロジー手法の起源はエンジニアリングであるため、ライフサイクル思考の場合よりも経済性に重点が置かれる場合が多い。

（４）産業エコロジー

互いに影響を及ぼし合い、かつ経済的な意味ばかりでなく、材料と廃棄物を互いに利用し合うという意味で共存関係にある工業プロセスのネットワークを、産業におけるエコロジーと定義することができる（アウスウーベル、１９９２年）³⁾。これは、物質と資源を自給自足するという点で、人間活動が生物学的システムをまねたものになる技術と経済システムの発展と考えることもできる。したがって、工業プロセス間の関係を一体化する必要性を重視し、廃棄物の流れを介して異なる製造プロセスをリンクさせ、物質の循環を促進させる形で環境への影響を低下させる可能性に重点を置く（グレーデル、アレンビー、リンハルト、１９９３年）⁴⁾。これは、工業プロセスをライフサイクルの途上でとらえ、環境改善の機会を強調するという点でライフサイクル思考にも関係する。持続可能な社会を形成することを目的とし、ＬＣＡのようにシステム全体を強調した取組み手法を支援し、また（ライフサイクル思考と同様に）ミクロ、メソ、マクロのスケールでの意志決定に利用することができる概念といえる。サービスではなくむしろ工業プロセスがその分析対象となる。

（５）全品質環境管理

全品質環境管理（ＴＱＥＭ）とは、環境管理と全品質管理（ＴＱＭ）の原理を組み合わせた環境管理概念である。ＴＱＥＭはＴＱＭと同一線上にあり、次のようないくつかの基礎的要素を共通に持っている。

- １） 顧客の識別： 顧客（すなわち消費者、議員、環境グループおよび社会全体）が望むものにより品質が決まる。
- ２） 継続的改善： 常に、システムティックに、プロセスの改善を実行する。
- ３） 初めて発生したときに処置する： 現象ではなく原因を明確にし、環境上の問題発生の可能性を明らかにしてそれを絶つ。品質を損なうと、顧客へのサービスは増えずに財務上のコストがかさみ、浪費となる。
- ４） システムとして扱う： 環境管理の各部分はシステムと考えられる。１つのシステムには、目的を達成するための装置、人員、人々の相互作用、そして意志決定が存在する。システムとして扱うことにより、その中での弱点が明瞭となり改善が可能となる。

継続的な改善プロセスを誘導するためにTQEMはアクションプランを必要とする。これは、P - D - C - A (Plan, Do, Check, Act) サイクルと言われる。この体系的な方法は、プロセスを改善する (Do-Act) ためには、それを理解する (Plan-Check) 必要があるとの認識が基礎となっている。TQEMは、具体的なデータに基づき行動する概念である。

参考文献

- 1) Bea De Smet, Christine Hemming, Henrikke Bauman, Sarah Cowell, Carlo Pessa, Lars Sund, Vanja Markovic, Tuula Moilanen, Dennis Postlethwaite, Life cycle assessment and conceptually related programmes, SETAC, (1996)
- 2) Clift, R. (1995). Clean Technology-An Introduction. J.Chem.Tech.Biotechnol. 62, 321-26
- 3) Ausubel, J.H. (1992). Industrial Ecology: Reflection on a Colloquium. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 89:879-884
- 4) Graedel, T.E., B.R.Allenby and P.B. Linhart (1993). Implementing Industrial Ecology. IEEE Technology and Society Magazine, Spring 1993.

1.2.4 「ツール」の比較

持続的発展という全般的な目標に向けて「コンセプト」を支援するために、様々な「ツール」が用いられる。「ツール」は、データまたは情報の収集のための体系的な手順から成っている。また、計算アルゴリズムが含まれることも多い。「ツール」は、意志決定主体に効果的に知識と情報を与える道具である。第1.2.4-1表に、SETACにより検討された各種の「ツール」の比較を示す¹⁾。

第1.2.4-1表以外にも、実際に使われている「ツール」がある。しかし、その大半が、取り上げられているツールのいずれかに非常に類似している。たとえば、エココントロールング(eco-controlling)は、EPEによく類似している。

さらに、トータルコスト評価(total cost assessment)、フルコスト課金(full cost accounting)、ライフサイクルコストイング(life cycle costing)、環境課金(environmental accounting)などの経済的評価技術もここでは個別には取り上げられていない。これらもすべて、第1.2.4-1表のツールのいずれかに類似しており、主な違いは環境面の影響の程度に対する金銭的な値の割り振り方である。

(1) ライフサイクル アセスメント (LCA)

分析的ツールとしてのLCAを用いて、具体的な製品、物品またはサービスの全ライフサイクルにわたって必要とされる重要な物質とエネルギーおよび生成される廃棄物の記録と評価を試みる。その中心的な長所は、特に具体的な製品、物品またはサービスについての環境面での改善についての戦略的な洞察と意志決定を可能にする客観的データを提供するという点にある。改善の努力が、問題点をライフサイクルの中のある場所から他の場所に移動させるだけに終ることなく、またサービスまたは機能を最も環境面で効率的に提供する方法を明らかにすることが、LCAデータにより保証される点が重要である。

LCAは、具体的な製品、物品またはサービスの全ライフサイクル（揺籃から墓場）にわたって利用されるあらゆる資源と生成される廃棄物を環境の全分野（空気、水、土）について明らかにする環境管理ツールである。LCAには具体的な長所が二つある。第1に、特性が理解しやすいために、特定の環境上の問題を解決すると、ライフサイクルの別の場所または別の環境分野の悪化を招くという“問題のすり替え”の防止に役立つ。第2に、利用される資源すべてと排出される廃棄物を顧客にとっての“価値”の単位当たりで表すことができるため、価値-影響型の評価が可能になる。

LCAの最初のステップであるLCI (Life Cycle Inventory) 分析においては、検討対象のシステムに持ち込まれるものすべて（自然環境から抽出される資源にまでさかのぼる）

第 1.2.4 - 1 表 S E T A C による環境管理ツールの相違 (1/2)

TOOL	LCA	ERA	EIA	EaU
Overall objective	To ensure improvements on a lifecycle basis To identify improvement priorities To understand the environmental profile of a system	To evaluate the likelihoods of adverse effects on the environment associated with a specific hazardous situation	To assess the positive and negative impacts on the environment of a planned(future)project	To verify compliance with given requirements and that common standards are being used, by means of third party checking
Use by: Industry	-Communication -Focus for improvement plans -Long term strategic planning	-To check the acceptability of the risk	-To meet legislative requirements -To identify the need for changes to the project to mitigate impacts	-To check and demonstrate compliance with legislation, policy and/or a standard
Government	-To support lifecycle thinking uses	-To define acceptability criteria -in allocating regulatory resource priorities	-As an input to decisions on planned projects	Not applicable
NGOs	-Support use of lifecycle thinking but sceptical of applications	-To challenge the acceptability of hazardous situations	-To challenge the acceptability of planned projects	Not applicable
Object analysed	Specific good or service	Specific hazardous situation	Specific planned(usually construction)project	Company or site operations
Focus for change/improvement	Technosphere	Technosphere	Technosphere and ecosphere	Technosphere and ecosphere
Time axis	Not specified	Specific current or future situations	Future	Past and current activities and future trends
Spatial axis	Not site specific	Defined site/area	Defined site/area	Specific to company or site operations
Strengths	Considers global and regional impacts. Facilitates consideration of impacts in terms of service to society	Assesses local and regional effects on specific targets	Assesses both positive and negative effects Considers local impacts of project	Provides a means for third party, independent, checking
Weaknesses	Cannot address time and location dependent effects	Can be time and resource consuming Cannot address whole life cycle	Cannot easily address regional/global effects or effects along the life cycle	Compliance focus means emphasis is more on weaknesses than on improvement
Which effects are considered?	Overall potential environmental impacts of all resources used and wastes generated	Effects on the health of specific human and environmental targets	All effects of the planned project on the local environment (including humans and other species)	The local environmental effects of the activity being audited
Input/output focus	Input and output	Output	Input and output	Output
Interpretation	impact assessment, Valuation	Comparison with acceptability standard	Environmental costs and benefits	
Procedure/algorithm focus	Algorithm	Algorithm	Procedure	procedure
Basis for comparison	Functional unit	Actual or predicted risk with acceptability standard	Input to political decision	Current performance versus requirements

第 1. 2. 4 - 1 表 S E T A C による環境管理ツールの相違 (2/2)

TOOL	EPE	SFA	EMA	ISCM	PLA
Overall objective	To provide reliable, objective and verifiable information about the environmental performance of an organisation	Accounting of inflows and outflows of one particular substance through the material economy	To assess the energy and material balances associated with a specific operation	To assess and reduce the overall environmental impact of substance chains	To evaluate potential environmental, economic & social impacts of a good or service along its whole life cycle
Use by: Industry	-To measure environmental performance and its improvement -To identify strategic business opportunities	-To highlight opportunities for environmental improvement related to the substance	-To identify opportunities for improvements	-To develop a practical action plan for reducing environmental impacts of substance chains, products and/or companies	-To identify improvement priorities for products or services
Government	-To track progress towards policy objectives	Not applicable	Not applicable	-To establish improvement targets for companies and industrial sectors	-To define policy objectives and targets
NGOs	Not applicable	Not applicable	Not applicable	Not applicable?	Are pushing its use
Object analysed	Activities of an organisation	Specific substance	Specific operation or phase of life cycle	Substance chains, but also products, companies, industrial sectors	Specific good or service
Focus	Technosphere and ecosphere	Technoshere	Technosphere	Technosphere	Technosphere
Time axis	Past and current activities and future trends	Not specified	Not specified	Current situation and future options	Current situation
Spatial axis	Specific to the activities of the organisation	Not site specific	Specific to operation or phase of life cycle	Not site specific	Not site specific
Strengths	Provides measure of environmental performance with direct link to policy objectives and targets	Can take account of potential environmental impacts along the life cycle	Provides structured way of identifying and assessing potential impacts of operation etc.	Enables consideration of economic and environmental aspects in integrated tool	Integrates environmental, economic and social aspects within one tool
Weaknesses	Provides relative not absolute measure of performance	Focus on one substance could give misleading results	Focus on one phase of life cycle	Is a macro-scale not a micro-scale tool	Cannot assess specific, local impacts
Which effects are considered?	Those most relevant to the organisation's activities	Potential environmental impacts of all resources used and wastes generated	Use of energy and materials and wastes generated	Potential environmental impacts of all resources used and wastes generated, impacts	Potential environmental impacts of all resources of all resources used and wastes generated, economic and social impacts
Input/output focus	Input and output	Input and output	Input and output	Input and output	Input and output
Interpretation	Identifying most relevant measures of performance	?	Environmental impacts of energy and material flows	Impact assessment, economic effects	Impacts on environment, society and economy
Procedure/algorithm focus	Procedure	Algorithm	Algorithm	Algorithm	Algorithm
Basis for comparison	Trends over time	Substance	Defined system	Current vs. future	Functional unit

と、システムから持ち出されるものすべて（自然環境に放出される廃棄物まで追跡）を明らかにして定量化する。LCAには、数多くの国の非常に様々なデータソース（産業界、国家の統計、工学ハンドブックなど）から得た、精度がまちまちなこともあるデータを必要とすることが多い。次にこれらのデータを、ライフサイクルの全箇所により、またある期間によりまとめることにより最終的なLCIの結果を得る。このマクロな取組み手法により、問題のすり替えを避けて全般的戦略の開発に役立つ非常に有用なデータが得られるが、ライフサイクルの一部が起こる具体的な箇所の局所的特性についての詳細、または自然環境からの抽出または自然環境への放出の時間的分散についての詳細だけは得られない。

環境に対する影響の観点からLCIデータを解釈するために、ライフサイクル影響アセスメント（LCIA）モデルが開発の途上にある。LCIデータは時間および空間面で詳細でないため、現在のところLCAを用いて“現実の”影響の評価は行わず、“潜在的”影響の評価にとどまっている。

（２）環境リスク評価（ERA）

リスク評価は広範囲にわたる用途を対象とする。例えば、1点または広がりのある排出源について、人間にとってのリスクまたはエコロジー面のリスクに関する評価を行うことができる。作業員の環境（職業上のリスクについての評価）または公衆にとっての環境のリスクについてこれを行うことができる。

リスクそのものは、不都合なできごとの発生確率を表す尺度である（ロイアル ソサエティ、1992年）²⁾。したがって環境への不都合な影響の発生確率が環境にとってのリスクとなる。リスクが存在するためには、不都合な影響を生じ得る何らかの障害がなければならない。しかし障害の存在は必ずしも不都合な影響の発生を意味するわけではなく、その可能性があるというだけでしかない。個体または物体が障害にさらされるかどうか必ずしも確実でなく、また障害にさらされても必ずしも確実に不都合な影響が生じるわけではない。

多くの場合にERAは二つの部分に分けて実施される。第1段階では、環境中の危険な物質との接触またはその濃度などに適用される一般的基準を、このレベルの接触によりもたらされるリスクを推定し、受容可能なリスクレベル以下であることを保証することにより定める。第2段階では、具体的な状況をもたらし接触のレベルまたは環境中の濃度レベルを推定してそれを一般的基準と比較する。

専門的判断にしたがってERAを直感的に実施できる場合もあり、優先順位設定のために定量的または半定量的ERAを利用する例は数多い。しかしERAについてはたいいていの場合に、具体的な量の特定の物質が排出に及ぼす実際の影響を左右する可能性がある時間的および空間的な細部すべてを考慮に入れた詳細な分析的手法がとられる。ERAには、実際に

起こり得る影響を予想できるという長所がある。しかし、このような予想のために詳細を必要とするという点は、このツールにとって非常な制約になる。このために時間と資源を費やし、必要なデータすべてを入手することは難しい。その結果通常は、大量または高リスクの物質に対してE R Aが行われる。またその複雑さのために、このツールを使って製品全体の全ライフサイクルについて包括的に検討することが難しい(ほとんど不可能な場合もある)。

(3) 環境影響評価 (E I A)

建設プロジェクト(発電所、ハイウェイ、鉄道、工業生産地など)によるものなど、具体的な場所における環境の変化の調査にE I Aが用いられる(マセラ&コロombo、1992年³⁾/ ヴァルタン、1988年⁴⁾)。このようにE I Aは立案(将来展望)ツールを中心としたものであり、また物理的立案指向のツールの形で土地の管理にかかわる。このE I Aは、工事期間中とプラント稼働時の環境に対する影響を考慮対象とする。E I Aを、操業ライセンス取得の要件の1つにするのが普通である。

E I Aは立法的経緯の中で発展した。E I Aによる表現は、現地特有の環境をどう表現するかという手順に焦点が置かれる。そしてこの手順の多くは、どのような環境への影響を調査するかについてのチェックリストにより構成される。国によっては、社会的影響もE I A手順により調査するところもある(ペリツォーニ、1992年)⁵⁾。E I Aにおける比較の基準は“現地”であり、工事/変更の前後または現地の選定に当たって比較を行う。L C AとE I A両方に環境データが利用されるが、E I Aにおいては汚染物質の排出期間と濃度が考慮されるために、E I A用の環境データの方が詳細になるのが普通である。

(4) 環境監査 (E A u)

環境監査の用語はいくつかの文脈で用いられ、様々に異なる事柄を意味するために用いることができる。現地が法律に適合しているかどうかチェックし、大きなリスクと履行責任が付随しているかどうかを明らかにするための物理的検査にE A uの起源がある。しかし環境管理システム規格(B S 7 7 5 0、I S O 1 4 0 0 0、E Uのエコ管理&監査スキームなど)の発展にともない、環境管理システムが規格要件に合致しているかどうか点検する意味にも環境監査の用語が用いられるようになっていく。I S O 1 4 0 0 0においては環境監査を、「指定された環境活動、行事、条件、管理システムまたはこれらについての情報が監査基準を満足しているかどうか調べるための監査上の証拠を客観的に入手して評価し、またその結果をクライアントに連絡するために文書化された体系的な検証プロセス」と定義している。この意味での監査は典型的な“トータルクオリティ”管理の補助となり、設置されたシステムが正しく稼働しているかについてのチェックがこれに含まれ、また設定目標に比した進捗評価

も可能にする。

用語の定義と用法すべてに共通な要素として、監査には独立な第三者を当たらせるという点と、法規であれ、方針に盛り込まれたものであれ、規格の規定であれ、決められた要件に基づいてチェックを行うという概念がある。

(5) 環境性能評価 (E P E)

E P Eは社内ツールであり、これを使って信頼性があり検証可能な客観的情報を経営陣に提供することにより、組織が環境上の目標をどの程度達成しつつあるかを調べることができる。経営陣が環境性能面の動向とその理由を重視する上でE P Eが役に立つ。E P Eプロセスが効果的なものであれば、組織が戦略的な機会を見出だし、環境性能の継続的改善を達成し、環境性能についての報告と意志疎通に関する組織のニーズをサポートするという形でも組織の役に立つ。

E P Eを実施するに当たっては、組織の環境性能を、経営陣が同意した基準と比較して測定/評価し、連絡するための適切な指標を選ぶとよい。この基準は、組織の環境面の活動にとって重要である必要があり、通常は組織の環境上の目的/目標とリンクしている。E P Eは、組織の活動すべて、すなわち組織が利用する資源とプロセスすべて、およびあらゆる生成廃棄物を含めたライフサイクル全体にわたる製品とサービスを表すことができる。

E P Eは環境管理システム (E M S) の代替ではない。しかし正規のE M Sが本来の場所に備えられていない組織ではE P Eを採用することができる。E P Eは、組織のE M Sに入力を行う上で重要であり、また組織のE M Sからの出力を利用することもできる。E M S規格の文脈では、予備環境レビューとそれに続く環境レビュー時に見出だされる組織における環境上の重大な影響と性能指標とが関係づけられ、またこれにより、システムがもたらす目標/目的に焦点が当てられる。

E P E、環境監査および環境レビューは、組織の経営陣が改善場所を見いだす上で役に立つ。E P Eにおいてはデータと情報の継続的な収集と評価に基づくことにより、環境性能の現状および時間により変化する動向を提供する。環境監査とレビューはこれと対照的に、特定の時点における情報を提供するために実施される。

(6) 物質の流れの分析 (S F A)

S F Aの目的は、物質収支を通して1つの特定の物質の流入と流出のバランスをとることにある。このようにS F Aにおいては、物質の生産と使用の連鎖の途上における物質を検討するに際してライフサイクル取組み手法が用いられるが、一つの物質に焦点を当てるために全体論的ではない。しかし、システム内の流入と流出の大きな節を明らかにすることにより、

その物質に関する環境面の改善の機会が強調される。そのためにシステムが変更になり、他の物質の使用量が増大した結果として、様々な環境上の影響が生じるという間違いが起り得る。LCAにおいては、分析の機能単位に関連した重要物質の流れすべてについて検討を行い、影響評価段階においてこのような流れが環境影響に翻訳されるためにこのような問題は起らない。にもかかわらずSFAとLCAとは、データの利用とモデル作成手法の面で重なり合う部分があり、そのためSFAとLCAについての個々の検討は両方のツールの実務者にとって有益である可能性が高い。

(7) エネルギー・物質分析 (EMA)

検討対象のシステムから出入りする物質とエネルギーすべてを定量化するに当たってEMAには、LCAのインベントリと本質的に同じアルゴリズムが使用される。しかしLCAのインベントリにおける機能ユニットは社会に対するサービスに関連し、このサービス提供のライフサイクルにおける意義が考慮されるのに対して、EMAにおいては例えばそのライフサイクルの具体的な一つの段階だけが検討される。利用上の観点でも、このような検討においてはエネルギー消費や物質の持込み/持出しが明確には環境への影響に翻訳されないという点でLCAとは異なっている。しかし引き続くEMAとLCAの両方の出力データの解釈は、様々な環境排出物の環境に対する影響についての仮定に基づいて行われる。このように、EMAとLCAの実務者が、方法論的な取組み手法についての考えの交換やデータの共有をすることができる範囲が存在する。

(8) 一体化物質連鎖管理 (ISCM)

ISCMにおいては方法論の重点が意志決定ツールとしての役割に置かれており、最終検討結果として環境分析ではなくむしろ実地的な行動計画が作成される。ISCMは製品、企業産業分野その他に適用できるが、その目的は、環境に対する物質連鎖の全体的な影響についての分析と低減の形で表される(VNCI、1991年)⁶⁾。このツールの働きの一部として、様々な改善案の環境面と経済面の影響が比較され、行動計画が作成される。このようにして、ISCMの方法論には環境への影響に加えて経済的次元が組み込まれることによりLCAを越える。

ISCMの方法論は本質的にLCAと同じになっているが、いわゆる80/20ルールを適用する、すなわち全体に対して80%の影響を及ぼす20%の要素に検討を限定する、ことによりLCA型分析全体を縮小できる(VNCI、1991年)⁶⁾。これは、LCAの方法論の合理化についての現在の研究に関係しており、このように、LCAとISCMの実務者は、この種類の取組み手法についての考え方を交換することによりお互いに利益を得ること

ができる。

(9) 製品ライン分析 (P L A)

P L Aはドイツで “Produktlinienanalyse (製品ライン分析)” の名称で開発され (オスノウスキー&ルービック、1987年)、同国で実用化されている。

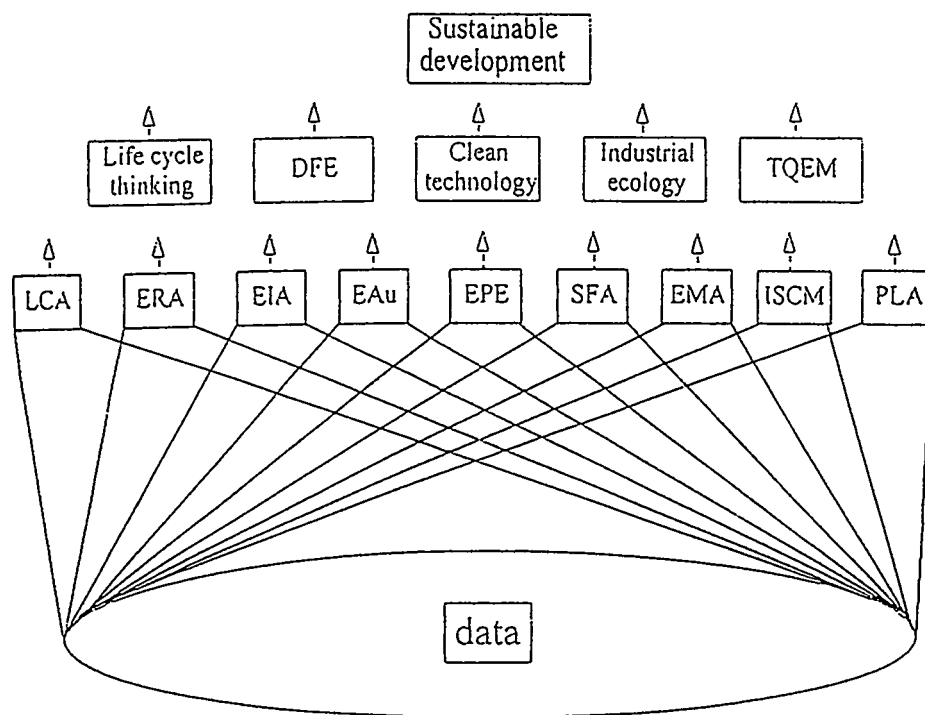
P L Aは数多くの面でL C Aに似ている。P L AはL C Aと同様に将来展望立案ツールであり、社会に対する特定のサービスの環境への影響を取り上げる (ルービック&バウムガルトナー、1992年)。両方共に機能単位を比較の基礎にしている。しかしP L Aにおいては、社会と経済への影響について調査する。つまり、P L Aは、環境についてのL C Aと社会のおよび経済的L C Aを組み合わせたツールであると言うことができる。

参考文献

- 1) Bea De Smet, Christine Hemming, Henrikke Bauman, Sarah Cowell, Carlo Pessa, Lars Sund, Vanja Markovic, Tuula Moilanen, Dennis Postlethwaite, Life cycle assessment and conceptually related programmes, SETAC, (1996)
- 2) Royal Society(1992). Risk: Analysis, Perception, Management. Report of a Royal Society Study Group. London:Royal Society.
- 3) Masera, M. and A.G. Colombo(1992). "Contents and phases in an EIA study". In Environmental Impact Assessment., Colombo, A.G. (ed.). Dordrecht, NL: Kluwer Academic Publishers.
- 4) Walther, P. (1988). "An industry guide to IEA". In Environmental Impact Assessment. Theory and Practice. Walther, P., ed. London:Routledge.
- 5) Pellizoni, L. (1992) "Sociological Aspects of Environmental Impact Assessment", In Environmental Impact Assessment., Colombo, A.G. (ed.). Dordrecht, NL: Kluwer Academic Publishers.
- 6) VNCI(1991). Integrated Substance Chain Management. Leidschendam, NL: Association of the Dutch Chemical Industry(VNCI)

1.2.5 LCAと他の手法の融合化の可能性

計測できないものは管理できない。しかし、持続可能な発展を全体的目標とする管理上の意思決定をサポートする役割を果たす概念とツールを階層構造で考えると、構造全体が最終的にはデータに依存する。この観点を第1.2.5-1図に示す。



第1.2.5-1図 概念とツールおよびデータの階層構造

従来、種々の「コンセプト」と「ツール」は、それぞれが独立に発展する途上で、データも独立に要求されて来た。しかしこれらのデータはすべて基礎となる活動の状況を表すことに変わりない。ツールはすべて、基礎的活動の上にかぶせられた何種類ものフィルタと考えることができ、それぞれ必要とする具体的データを抽出し、そのデータをモデルまたは手順にしたがって分析し、高レベルの情報として経営陣の意思決定のために入力する。データ提供の需要は年々増加している。その用途は、ここで取り上げたツールへの入力用ばかりでなく、様々なパラメータの監視と記録を行う法規上の要件であったり、環境への排出物について内外の報告への入力であったりする。

「コンセプト」と「ツール」の一体化を考慮し、データを共通化することで、データ収集の労力の重複防止が図られるばかりでなく、データの品質向上と、データ処理、取扱、公開が迅速化される。これらには専門的知識と経験が必要とされる。

さらに、ツールに使用するモデルの一体化を進めることにより、経験を共有することで、類

似したモデル化相互の問題点を迅速に克服できる可能性がある。ツールにはすべて、データを類似する上での問題点がある。特に、経済的価値の評価手法に関する知見を共有化することが必要であると思われる。

種々の「コンセプト」と「ツール」は、環境問題に対し様々な種類の意志決定をサポートするために様々なグループにより独立に開発されてきた。持続可能な発展（環境、社会、経済的に持続可能な発展）の諸側面の範囲が広がるにつれて、それらの間での重複が見られることが多くなっている。したがって、様々な手法の実務者の間の意志疎通と協力を広げ、重複を避けることが重要であると思われる。

1.3 LCAと他の手法のインパクト評価の比較

(1) 比較する手法

LCAとその構成要素（インベントリやインパクト評価）の役割を定義するためには、LCAと他の環境評価決定支援ツールの役割や構造と比較してみることが有効である。Udo de Haes¹⁾は、他のツールとして、サブスタンスフロー分析（SFA）、テクノロジー・アセスメント（TA）、環境インパクト・アセスメント（EIA）、環境リスク・アセスメント（RA）、環境監査（EA）を取り上げ、比較している。これらのツールにはすべて、具体的な形態（form）と、より概念的応用（application）との両面がある。つまり、独自の具体的なツールとしてのライフサイクルアセスメント（LCA）とライフサイクル・アプローチ全般（“概念としてのLCA”）とを区別して考えることができる。Udo de haes¹⁾は、具体的な形態に限定して論じている¹⁾。以下にその論点を要約する。

(2) 各種ツールの主要な目的

比較の最初のポイントは、分析の主な目的である。これは、第1.2節ですでに分析されている。以下に簡単に要約する。

LCAでは、製品（より厳密に言えば、製品が機能するために必要なシステム）のライフサイクル全体にわたって環境に与えるインパクトを分析する。これは、民間企業の戦略や公的な政策の分析にも応用できる。

SFAは、たとえば水銀のような1つの物質（あるいは、無機N化合物のような関連物質の集合体）の流れ（フロー）と蓄積について分析する。着目物質は、経済界（“アントロポスフィア”または“テクノスフィア”）、環境（“エコスフィア”または“バイオスフィア”）、基質（“リトスフィア”または“ジオスフィア”）の内部での流れと、この3界の相互間の流れの両方について分析される。対象となる空間は、全世界であることもあれば限定された地理的区域であることもある。また、流れの分析の対象期間が指定される。

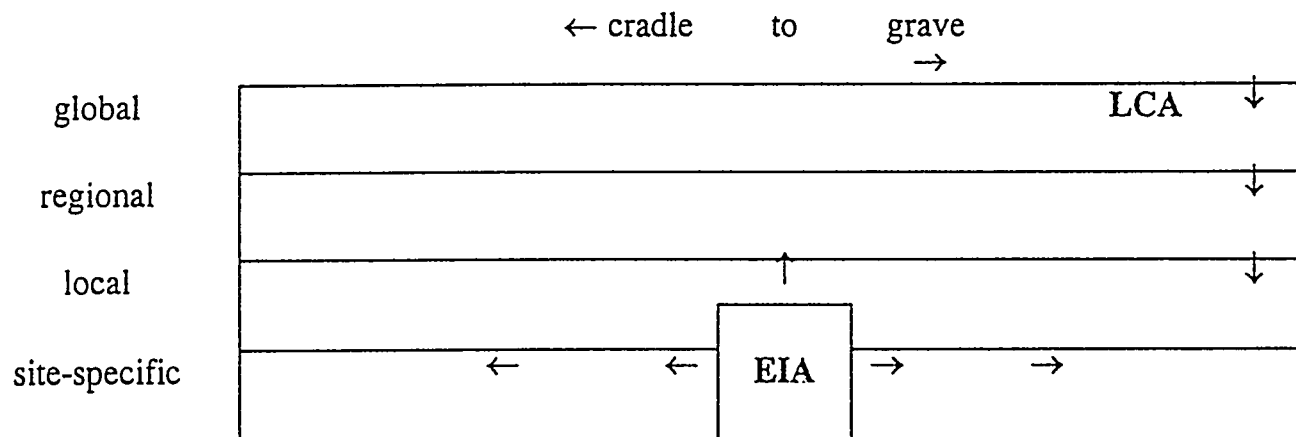
TAは、未来の技術について、環境面、社会面、経済面、その他の関連する側面から（それぞれの側面の相互依存関係に注意を払いながら）評価する。

EIAは、特定の場所に予定されている投資や計画が環境に与えるインパクトを、実際に存在する可能性がある代替案を考慮しながら分析する。公的な活動についての意志決定や、大規模な民間活動に対する許認可などに応用できる。

RAは、具体的なツールとして、非常に広範な用途に使用することができる（RMNO、1993）²⁾。2種の応用に大別できる。最初のツール（RA-ss）は、最も厳格な意味での用途で、ある設備における極めて発生確率の低い極端な悪影響について分析する（その施設

EAも、EIAやRA（EAの手順（procedure）以外の部分）と同様に、個別の経済活動について分析する。EA分析では、投資計画や設備との関連からではなく、事業単位や企業との関連から経済活動を分析する。この分析は、主として既存の事業単位を発展させるために、過去を見直す方向（回顧的）に適用されることが多い。将来のために計画された特定の活動についての意志決定（展望的）に利用されることは比較的少ない。

次の比較要素は、分析の対象が経済界における全プロセス連鎖であるのか、あるいは1つのプロセスまたは関連する2、3のプロセスに限定されるのかの相違である(第1.3.1-1図)。



LCAとSFAは、揺りかごから墓場までのプロセスの分析に基づいて“連鎖を管理”する代表的なツールである。程度は低くなるが、TAもこの範疇に入る。ただし、対象となる連鎖のタイプはそれぞれ異なっている。LCAでは、原則として、揺りかごから墓場までに必要なすべてのプロセスのすべての連鎖が考慮される（ただし、すべての物質に該当するわけではない）。実務上の理由から、多くの流れを切り捨てるが必要になる場合が多い。そ

うしないと、どの研究も世界全体を対象にすることになる。S F Aでは、完全な物質連鎖が追跡されるが、対象となる地理的単位の境界が限定されている場合が多い。全世界であれば、真に完全な連鎖になる。地理的単位が小さい場合、連鎖はインポートとエクスポートに分けられる。テクノロジー・アセスメント（T A）は、技術（テクノロジー）のプロセスのみに限定される。ただし、ライフサイクル・アプローチを適用することも可能である。その場合、“連鎖の管理”は展望的なL C Aに似た機能をもつことになる。

E I Aでは、意志決定に係わるプロセスのみが考慮される。通常は経済的な連鎖は含まれないが、原理的にはある程度の考慮は可能である。そうすれば、建設段階に関する情報を（使用する資材のタイプとともに）組み込むといったことも可能になる。また、大きな相違がある選択肢（たとえば、鉄道と道路）を比較する場合は、必然的に考慮されるプロセス連鎖が非常に長くなる。

R Aは、厳密な意味では、1つの施設、あるいはその施設に直接的に関連するプロセス（たとえば、原子力発電所における使用済み燃料棒の処理）のみに限定される。広い意味では、原則的にはライフサイクル全体を含めるまで拡張が可能である。ただし、実際上はまだ実現されていない。その原因は、方法論の問題が未解決であることと、L C Aに比べて膨大な数のデータが必要になることにある。

最後に、E Aは、原則的には企業に関連する全製品のライフサイクル全体を対象にすることが可能であるが、実際には部分的な連鎖にとどまっている。

以上から、L C A、S F A、および（程度は低い）T Aは、経済連鎖の分析と管理のために重要な役割を果たすことができる。E I A、2種類のR A、およびE Aは、機能が限定されるか、適用できないと言える。

（4）環境内での連鎖

環境上の因果関係の連鎖の長さは、モデル化された環境へのインパクトの深さを示す指標である。環境への放出やその他のインパクト（実施コードにおける“ストレス因子”）を“最後まで”追跡すれば、人間の健康、生態系の健康、および環境資源（実施コードにおける“保護領域”）とインパクトを直接的に関連づけて解釈することができる。しかし、分析で考慮される連鎖はこれより短いことが多い。

L C Aでは、インパクト分析は中位の範囲で実施される。たとえば、地球温暖化と酸性化は、それ自体は問題ではなく、将来的に起こり得る因果関係の連鎖の最終結果に向かう過程である。唯一の例外は毒性の扱いで、この場合は最終受容体（レセプタ）の感度（センシティブティ）がモデルに組み込まれる。

S F Aでは、流れや蓄積について調査された物質の寿命（fate）のみが連鎖に組み込まれ、

連鎖の中の最終的な保護領域に及ぼす影響 (effect) についてはほとんど考慮されない。T Aも連鎖は短いが、現在L C Aで開発中のクラシフィケーションおよびキャラクタライゼーション方式を採用すれば拡張が可能と考えられる。

E I Aでは、連鎖の長さはインパクトのタイプによって異なっている。危険物質は直接評価されるのに対して、生態系へのインパクトは、先行プロセスとの関係ではなく、最終目標の可変要素（たとえば、希少種）に与えるインパクトとして分析される。

R A - s sでは、人間の健康に対する完全なインパクト連鎖がモデル化されている。広義のタイプのR A（R A - s l）では、インパクト連鎖のモデル化がまだなされていない。

環境監査（E A）では、インパクト連鎖の長さは限定されているが、L C Aに匹敵する“中”までの拡張が可能と思われる。

（５）インパクト・アセスメントの空間スケール・レベル

インパクトは、地球、地域、局所といった様々なレベルの空間スケールで分析することができる。放出物の場合、この空間スケール・レベルは、少なくとも次の三つの要素に関係している。

- a) 環境内でのプロセスの空間分布（運搬、生物への蓄積、吸収、分解）
- b) 特定の負荷に対する環境受容体（レセプタ）の感度（センシティビティ）
- c) 放出物質の（自然の、人為的な）背景レベル。

地球規模、地域的、および局所的な環境問題を検討し、分析に適した空間スケール・レベルを選択するためには、最初の二つのポイント、つまり分布のメカニズムとインパクトのメカニズム（つまり、環境の感度の差異）が重要である。資源の場合、空間スケール・レベルは、資源の量を評価する領域を表し、商取引が行われる領域によって決まる。現在、L C Aのインパクト・アセスメントは主として地球レベルで行われているが、より狭い空間スケールの情報を組み込む方法が目下検討されている。

S F Aのインパクト・アセスメントは、現実的なレベルに調整することが可能であり、必要に応じて地理的単位を縮小することができる。

T Aは、L C Aと同様に、現在は主として地球規模で実施されている。

E I Aは、主として局所的にインパクトを分析し、地域レベル程度には拡大することもある。R A - s sは局所レベルであるが、ときには地域レベルで行われることもある。R A - s lは、管理できる状態を維持するために、概して広いスケール・レベルが使われる。L C Aタイプのインパクト分析にまで拡張することも可能である。

E Aは、一部の一般的な環境問題のみを対象にしており、地域レベル（または、それ以上のスケール・レベル）で実施されている。ただし、局所レベルの分析を行い得る可能性は十

分にある。

現在、地球規模以外の空間スケール・レベルのインパクト・アセスメントをLCAに組み込む方法が検討されている (Potting & Blok, 本書)。その理由は、寿命 (fate) プロセスの差異 (上記a))、最終受容体 (レセプタ) の感度 (センシティビティ) の差異 (上記b))、背景レベルの差異 (上記c)) によって、与える被害に大きな相違が生じるからである。地面に塩をまくと被害が発生するかも知れないが、海中に塩を投棄しても問題は起こらない。問題は、このような環境の感度の差異をどのように反映させるかである。当該インパクト・カテゴリについて、敏感な区域と敏感でない区域を差別するという方法が考えられる。この差別化は、インパクト・カテゴリ別にそのカテゴリの規模レベルに応じて行う必要がある。たとえば、スモッグ問題については、都市部と非都市部に分けることができる。酸性化問題については、大陸別に地域レベルの分析を実施できる。しかし、このような空間の差別化にも限界がある。もし、すでにインベントリ・ステージで直接この差別化が行われているとすれば、それに関連するすべてのプロセスを指定することが必要になるので、差別化の種類が増えるにつれてインベントリの複雑度が増大することになる。区域タイプの差別化はおおまかにして、区域の総数 (つまり、組合せの数) が10～15を超えないようにすることが必要である。このようなアプローチを“区域依存 (area dependent)” と呼ぶことができる。

第1.3.1-1表は、一例として、LCAとEIAについて、経済の連鎖特性と空間スケール・レベルをマトリックスとして表示したものである。基本的な位置と拡張の可能性が示されている。

第1.3.1-1表 LCAとEIAの経済の連鎖特性と空間スケール・レベル

TYPE OF TOOL	PRIME ECONOMIC OBJECT	CHAIN CHARACTER WITHIN ECONOMY	CHAIN CHARACTER WITHIN ENVIRONMENT	SPATIAL SCALE LEVEL OF IMPACT ASSESSMENT	TIMEPATH SPECIFYABLE ?
LCA	function of product (or other system)	whole life-cycle, consisting of all processes required for one function	medium / long	global / regional	not possible
SFA	substance	whole life-cycle of one substance within a defined region	short	full range possible	possible
TA	technology	partial to full function-based life-cycle chain	short / medium	global	possible
EIA	localised new activity	limited chain	short / long	local / regional	possible
RA-ss	installation	limited chain or none	long	local / regional	possible
RA-sl	installation	limited chain or none	medium	regional / global	possible
EA	firm	limited chain or none	short / medium	regional / global	possible

E I Aで分析された連鎖プロセスを拡張し、特定の負荷状況を見捨すれば、E I Aを段階的にL C Aに変換することができる。あるいは、その逆も可能である。

インパクト・アセスメントの空間レベルの詳細度（細分化）については、多くの誤解がある。まず最初に、製品システムのプロセスに関する情報の詳細度と、インパクト・アセスメントの空間的な詳細度とを混同してはならない。地球規模のインパクト・アセスメントでも、輸送距離に関する正確な詳細情報や、企業AまたはBのプロセスに関する具体的な詳細情報を収集することは十分にあり得る。この場合は場所（ロケーション）はインパクト・アセスメントには無関係というだけのことである。第2に、L C Aのインパクト・アセスメントでは局所的な詳細（特性）を反映させるのには限界があるということは、決して局所的なインパクト・カテゴリを取り扱えないことを意味するものではない。一般的な方法で処理されていれば、L C Aのインパクト・アセスメントでもこの種のカテゴリの（局所的な）環境問題を十分に考慮することができる。つまり、典型的な局所的・地域的環境問題であるスモッグ発生のような問題でも、「問題のある区域」と「問題のない区域」についての一般的な区別を適用できる環境情報を入手できれば、十分に考慮することができる。したがって、等価ファクタのモデルを作成するに当たっては、決して広範囲なインパクト・カテゴリのみに限定すべきではない。

（6）時間的な側面

“時間的な側面”を考察することで、各ツール間の様々な相違点を明確に示すことができる。

第1点は、ツールの分析目的の期限の指定である。製品、設備、活動、技術はすべて、100年後には現在のものとは異なっているであろう。従って、ツールの分析対象を特定の時期（年）に固定する必要がある。これは、比較されたすべてのツールに当てはまる。

第2点は、個々の経済プロセスごとに時期を指定する必要があることである。分析対象が特定の時期（年）に固定されている場合（L C Aでは、この時期（年）は近い将来に設定される）、基本的なプロセスのすべてがその年に発生するわけではない。実際上は、分析対象に定義された年を中心として一連のプロセスの流れが分析される。この点については、これまではほとんど注意が払われていない。L C Aでは、通常、製品に定義された年にすべてのプロセスが発生するものと解釈されている。

第3点は、分析目的（製品、物質、活動、設備、企業など）が環境に与える負荷の単位（ユニット）を定義することである。この点については、L C Aはきわめて特異な立場にある。つまり、負荷は時間単位ではなく機能単位で定義される。これとは対照的に、S F Aでは、負荷は厳密に時間単位（たとえば、指定された年）で定義される。S F Aは、負荷の期間（タ

タイムパス)を指定することによって動的(ダイナミック)に実行することもできる。T Aは、負荷が“テクノロジーの単位”で定義されている場合は、L C Aに類似している。ただし、テクノロジー・アセスメントの時間シナリオが指定されている場合は、T Aでは、負荷を時間単位(期間)で定義することが必要になる。E I A、R A、E Aも、負荷に関しては2通りの方法で定義することができる。つまり、時間単位での数量、あるいは、活動単位または機能単位での数量で定義できる。たとえば、R Aでは、死者数を年間的人数で算出することも、MWh当たり的人数で算出することもできる。E Aも同様に、ある企業の環境負荷を1年単位で評価することも、環境監査に関する英国規格7750に準拠して生産単位で評価することもできる。

最後の点は、環境プロセスの時間特性に関することである。この点については、いくつかのオプションが考えられる。第1の方法は、すべてを無視することである(現在、人間への毒性で取られている手法)。第2の方法は、無限の期間にわたるインパクトを組み込むことである(オゾン層破壊で取られている手法)。第3の方法は、限定された(可変の)期間にわたるインパクトを組み込むことである(地球温暖化で取られている手法。この場合は、20年、50年、100年の期間が採用されている)。不確実性のために無限の期間に設定できない場合は、最後の方法が推奨されるが、このアプローチは、地球温暖化以外の環境問題については、まだ実現されていない。

第1.3.1-1表に、各ツールについて、期間(タイムパス)の指定が可能かどうかを示されている。L C Aは指定不能であるが、その他のツールは指定可能である。ただし、S F Aを除いて、他のツールはL C Aと同様の方法で適用することも可能である。

(7) 実際のインパクトと潜在的なインパクト

実際のインパクトと潜在的なインパクトを区別して扱われる場合がある。実際のインパクトとは、直接測定して評価することができるインパクトを指している。実際のインパクトは、空間と時間に関連づけて指定することが必要である。空間については、L C Aでは局所的な問題は考慮する必要があるが、局所的な環境特性は無視して一般的(総合的)な方法で処理することが行われることが多い。時間については、L C Aではストレス因子の過去の歴史(または、時間パターン)を無視して未来の現象を対象としており、時間単位でストレス因子を表すことはない。空間、時間のいずれの場合も、L C Aは潜在的なインパクトしか扱うことができず、他のすべてのツールと対照的である(Heijungs & Guinee, 1993)³⁾。他のツール(S F Aを除く)には融通性があり、L C Aと同様の方法で適用することも可能である。その場合には、それらのツールも潜在的なインパクトしか扱えないものとなる。

参考文献

- 1) H.A. Udo de Haes and G.Huppes, Positioning of LCA in Relation to other Environmental Decision Support Tools, In Integrating Impact Assessment into LCA. p.17-22, SETAC,1994
- 2) RMNO 89(1993), Risk profile of a life cycle. A programming study on possible combinations of life cycle assessment and risk assessment, Rijiswijk, NL
- 3) Heijjungs, H. and J.B.Gunee: CML on actual versus potential risks. SETAC Europe LCA News, 3(1993)

1.4 LCAの今後の展開

LCAの特徴と問題点を整理すると次のようになる。

a) LCAはシステム全体を記述する。

LCAは、システム全体のエネルギー物質、廃棄物、排出物を数量化できるツールである。したがって、LCAは、資源の利用と管理を効率的に行い、環境インパクトを低減させる機会を明らかにする上で役立つ。

b) LCAはさまざまな環境カテゴリを取り扱う

LCAにおけるインパクト評価は、地球温暖化のような地球規模のものから、労働環境における健康への影響のような局所的なものまで多岐にわたる。

現状の各カテゴリの評価手法は必ずしも科学的に厳密で、正確であるというわけではない。したがって、精度と各影響カテゴリの評価の信頼性を算定するためのフレームワークが必要である。

c) 被害の可能性（ポテンシャル）が評価される。

地球温暖化のように長期的将来の被害を評価対象とするため、時間的制約から、直接の被害ではなくその可能性として評価される。人体への影響は、手法としては直接的な被害を推定するリスクアセスメントの手法に近いが、排出源を特定することができないという空間的制約から、直接的な影響を評価することには限界がある。

d) ライフサイクルの観点を重視すれば、局所的被害を評価することは困難である。

製品および経済における連鎖を重要視する場合は、ライフサイクル全体にわたって、排出場所を特定することは困難である。したがって、局所的被害を評価することは困難にならざるを得ない。

LCAでの各影響カテゴリは本質的に独自のものであり、個々に対処、解釈されなければならない。しかし、持続的発展を念頭におくと、各影響カテゴリを統一し評価することが必要となると思われる。

最近では「エコシステム」と「人体への影響」のように、被害を受ける（保護する）対象を明確にして、その対象を保護する観点から評価することが行われている。この観点からは、「土地の利用」および「資源の消費」も分類されるべき保護対象と考えられる。このように考

える場合は、これらを総合的に評価・判断することができるかどうか問題となる。

我が国のLCA研究の現状は、とりあえず使用できる公表データを収集してケーススタディを実施する段階にある。したがって、インベントリデータの質とインパクト評価の不確実性を直視し、インパクト評価の統合化の可能性までを議論するに至っていない。しかし今後、企業でのデータ収集により質の高いデータを作成することが可能となると思われる。その段階を見通し、インベントリデータの質とそれを基にしてインパクトを評価する手法を議論しておくことが賢明と思われる。

LCAはそれだけで独立して全ての環境へのインパクトを評価し得るツールではない。持続的発展に係わる評価ツールはLCA以外にも数多く存在する。LCAは持続的発展に係わる他ツールと相互補完的に使用されるべきである。

2 冷蔵庫 L C A の I S O 規格への整合性について

L C A の実施手法に関する基本的な要求事項の規格化として I S O 1 4 0 4 0 シリーズの国際標準規格化が I S O / T C 2 0 7 / S C 5 (L C A) の国際会議の場で急ピッチに進められている。1 9 9 7 年内には、基本原則に関する I S O 1 4 0 4 0 が 6 ～ 7 月頃にも発効予定であるし、インベントリ分析に関する I S O 1 4 0 4 1 も早ければ年内に D I S 化がなされようとされている。このように、L C A 実施手法に関する基本的な要求事項は国際標準規格としてほぼ確定されつつある。

昨年 (1 9 9 5 年) 度、本委員会では具体的なライフサイクルアセスメントの実例として「冷蔵庫のライフサイクルインベントリ」の分析を既に実施している。これはインパクト分析こそその対象に含まれていないが、国内の諸条件および製造者特有のデータを反映させたケーススタディであり、現在わが国におけるインベントリ分析の一典型と考えて良い。

ここではこの研究事例を具体的な題材として、国際規格により求められる L C A あるいは L C I (Life cycle inventory) 実施手法における基本的要求事項の具体的な記述を検討した。これは、研究的な見地から記された報告が、L C A あるいは L C I 分析手法として

① どの程度規格を満足するものであるかを再検討すること

と同時に、

② 抽象的な表現にとどまっている規格の内容に対して、具体的表現の例示

の二点を目的として行うものである。そもそもの「冷蔵庫のライフサイクルインベントリ」分析は大冊であるが、改めてその内容を凝縮したものが、「環境管理」1 9 9 6 年 7 月 : (産業環境管理協会) にて発表されている。これを具体的な題材として I S O 1 4 0 4 0 および 1 4 0 4 1 で求めている「報告 (Reporting) 」に関する要求項目に沿った再構成を試みた。現状では L C A に関する国際標準規格が要求している各項目の内容の理解自体もまだ確定されたものではないため、ここで再構成した内容が最終的に各項目の要求に対応した内容となっているか否かについては流動的な面があることも否めず、さらに十分な検討が必要とされることを強調しておきたい。しかしながら、規格の要求する諸項目に従ったドキュメントをここに提示することで、今後の L C A 結果のドキュメンテーション・フォーマットの確立に多少とも資することを期待したい。

2.1 冷蔵庫のライフサイクル・インベントリ発表文

国際標準規格の要求する諸項目の検討のための具体的な題材とした冷蔵庫のライフサイクルインベントリ分析の原文を、雑誌「環境管理」（1996年6月及び7月）より再掲する。

冷蔵庫のライフサイクルインベントリー —代替フロン使用による環境排出物の量的変化の分析—

エネルギー使用合理化手法国際調査小委員会

エネルギー使用合理化手法 国際調査小委員会委員メンバー

委員長	稲葉 敦	工業技術院資源環境技術 総合研究所燃料物性研究 室長
委員	赤井 誠	工業技術院機械技術研究 所主任研究官
〃	阿部 光延	新日本製鐵㈱技術開発本 部フェロー
〃	高市 侃	昭和電工㈱ガス事業部主 幹
〃	高柳 卓	(社)電線総合技術センタ ー技師
〃	佐々木隆夫	松下冷機㈱冷蔵庫事業部 技術部企画室副参事
〃	蛇拔 信雄	松下電器産業㈱環境保護 推進室副参事
〃	原田 幸明	科学技術庁金属材料技術 研究所主任研究官
〃	伴瀬 忠敏	㈱東芝住空間システム事 業本部主幹
〃	三森 輝夫	東洋エンジニアリング㈱ 産業システム事業本部部 長
〃	山本 良一	東京大学生産技術研究所 教授
〃	和田 安彦	関西大学工学部土木工学 科教授

は じ め に

ライフサイクルアセスメントは、各種工業製品の製造に必要な原材料の採掘からその製品の

廃棄に至るライフサイクルでの排出物を算定し、環境への影響を評価する手法である。工業製品の環境影響評価手法として今後の発展が期待され、国際的にも規格化を目指してISOで議論されているが、公表された具体的実施例が少なく、その手法が必ずしも明確ではない。

産業環境管理協会では、新エネルギー・産業技術総合開発機構(NEDO)委託研究として、冷蔵庫を例にLCAの実施を試みる研究を進めている。ここでは、その中間報告として、フロン対策前後での冷蔵庫に関するCO₂及びSO₂の排出量を検討する。

本研究で使用する各種素材の製造に関するデータは、別報¹⁾として報告されている。いうまでもなく、LCAで評価される製品に関する排出量は、使用するデータに大きく依存する。本研究で構築した素材の製造データが一般の使用に耐え得る健全なものであるかどうか、公表により評価を受けている段階にあり、本報告で記述する排出量はその評価結果を基に再度検討されなければならない。ここでは、排出量算出の手法を公表し、LCA研究の議論に資することを目的とする。

1. データの作成

1.1 冷蔵庫の製造・販売・使用に関するデータ

本研究では、日本電機工業会冷蔵庫技術専門委員会が冷蔵庫メーカー各社の同意を得て、1994年9月に調査・整備した電気冷蔵庫の諸元データを使用した。この調査では、可能な限り外注を含む全製造過程を調査対象とし、日本

の冷蔵庫業界として横断的な標準値を求めるよう努力されている。ただし、調査対象が多岐にわたるものは、主要対象の精査データを基礎に、合理的と思われる手法で推算が行われている。

具体的には、横断的データが出そう可能性が高いものとして、各社で主力機種としてラインアップされ、設計の基本となっている 1) 冷凍冷蔵庫、2) 有効内容積 400 l 前後、3) 4 扉トップフリーザータイプ、4) 各社の標準仕様のもの（製氷装置等のオプションはないもの）が調査対象に選定されている。

代替フロン使用による排出量の変化を検討するためには、冷蔵庫のフロン対策前後のデータを収集することが必要である。しかし現実には各社とも、代替フロン化による性能特性及びコストアップの対策を実施しているので、該当機種で全く同一仕様のもものは存在しない。したがって上記の調査では、フロン対策後の最新データをベースにして、従来の特定フロンの仕様に置き換えた場合を想定し、理論値を把握し積算比較する方法が採用されている。

素材使用量については、冷凍冷蔵庫の 1 台当たりの素材使用量から、使用素材が明確でないもの及び素材の製造工程が明確でないものを表 1 のように処理し計算に使用した。また、材料調達及び製造段階のエネルギー使用・排出物についても、上記調査で得られた結果を表 2 のように処理し使用した。

冷蔵庫の流通は、ほかの商品との混載や異運送業者との相互乗り入れなど、合理的な手段が運用されており、実態の把握は困難である。そこで、全国への搬送を平均する値として、東京・大阪を全数無条件で輸送すると仮定し、そこで消費される軽油量を各社推定して、その平均値として算出されている。ここでは 10 t トラックが使用されるものとして処理した。表 3 に示す。

使用段階の消費電力量については、製品表示の家庭用品品質表示法の改正告示（1995 年 4 月）に合わせ、フロン対策後の製品から ISO 規格に準拠した測定法である「JIS-B 法」による値が使用されることになっている。上記調

表 1 冷蔵庫の原材料質別重量(梱包材を含む)

材料・材質名		製品出荷質量		計算上の処理
		フロン対策前	フロン対策後	
	塗装鋼板	10.31	10.82	電気めっき+熱延
	めっき鋼板	11.18	11.07	電気：非電気=1：1
	ステンレス鋼板	0.24	0.56	
	電磁鋼板	2.96	2.95	
	冷間圧延鋼板	8.62	8.73	
	その他鉄鋼	3.59	4.10	冷延鋼板に加算
鉄鋼	小計	36.90	38.22	
	銅線	1.38	1.56	区別せず 銅圧延製品
	銅管ほか	1.80	1.68	
銅	小計	3.18	3.24	
	アルミ	0.98	1.07	
	その他金属	0.07	0.07	無視
	ABS	6.27	6.19	
	PS	8.71	8.65	
	PP	8.55	8.66	
	PE	0.40	0.40	
	PVC	2.20	2.20	
	PET	0.01	0.01	
	その他熱可塑性樹脂	1.38	1.40	PS に加算
	PUR	6.82	7.66	
	フェノール系	0.06	0.06	PUR に加算
	ポリエステル系	0.00	0.00	PUR に加算
	アクリル系	0.14	0.14	PUR に加算
	その他熱硬化性樹脂	0.16	0.16	PUR に加算
冷媒	特定フロン	0.20		FC-12
	代替フロン		0.18	HFC-134a
発泡剤	特定フロン	0.84		CFC-11
	代替フロン		0.69	CFC 141b
冷凍機油	鉱物油	0.18		無視
系油	エステル		0.24	無視
	ガラス	0.24	0.24	
	木材	0.34	0.33	
	紙	6.53	6.76	
	その他	1.70	1.81	無視
	合計	85.84	88.40	

査ではその準備作業として、JQA（日本品質保証機構）に新たに設置した標準試験装置で

表2 冷蔵庫の原材料調達・製造段階

エネルギー・環境負荷物質		消費・排出量		計算上の処理	
		対策前	対策後		
電気	kWh	70.76	70.76		
重油	l	1.83	1.83		
灯油	l	0.41	0.41	軽油として処理	
都市ガス	m³	2.19	2.19	LNG として処理	
LPG	m³	5.45	5.45	LNG として処理	
水	t	4.87	4.87		
洗浄剤	アルカリ系	kg	0.05	0.05	無視
	塩素系	kg	0.04	0.04	無視
塗料	kg	0.19	0.19	無視	
溶剤	kg	0.04	0.04	無視	
表面処理剤	kg	0.08	0.08	無視	
触媒	kg	0.00	0.00	無視	
接着剤	kg	0.00	0.00	無視	
防さび剤	kg	0.01	0.01	無視	
潤滑剤	kg	0.10	0.10	無視	
その他	kg	0.05	0.05	無視	
梱包材	木材・紙				
	・繊維	kg	0.01	0.01	無視
	発泡 PS・PE	kg	0.00	0.00	無視
輸送用燃料 (軽油)	l	0.78	0.78	10 t トラック	
廃油	kg	0.06	0.06		
廃液 (ウレタン洗浄液)	kg	0.19	0.19		
汚泥	kg	0.22	0.22		
屑金属	鉄系	kg	2.90	2.90	
	銅・アルミ	kg	0.04	0.04	材料重量比で振り分け
部品くず (プラスチックほか)	kg	0.23	0.23	不特定固体廃棄物	
雑ごみ	kg	0.12	0.12	不特定固体廃棄物	
その他	kg	0.17	0.17	無視	

表3 冷蔵庫の流通・販売段階の投入エネルギー

エネルギー・環境負荷物質		消費・排出量		計算上の処理
		対策前	対策後	
軽油	l	4.68	4.68	10 tトラック

1994年8月に測定した結果を流用、一部データを補正加工することにより、約63 kWh/月・台と算出されている。フロン対策前の電力消費量は、フロン対策による仕様変更により実機での比較は事実上不可能なので、フロン対策後の実測値をベースに、フロン対策以前はフロン対策後より消費電力が5%少ないものと推算されている。これを表4に示す。ここでは、冷蔵庫のライフタイムを12年として消費電力量を算出した。

1.2 冷蔵庫の廃棄に関するデータ

冷蔵庫の廃棄処分の実態を把握することが困難であったので、本研究では、今後進むと考えられる中間処理業者による破碎処理を想定した。処分のフローを図1に示す。特定フロンは回収業者又は中間処理施設で回収し、分解処理されるものとした。

中間処理施設では、再生材料として鉄、アルミニウム、銅が回収されるものとし、冷蔵庫1台当たりのそれぞれの回収率を、表5のように仮定した。

表4 冷蔵庫の使用段階の消費エネルギー

エネルギー・環境負荷物質	消費・排出量		計算上の処理
	対策前	対策後	
電気 kWh/台・月	63.4	66.7	
ライフタイム 12年として kWh	9129.6	9604.8	

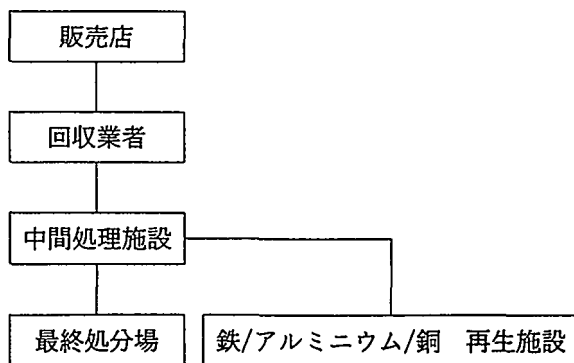


図1 冷蔵庫の冷蔵庫の処分のフロー

表5 中間処理施設での鉄鋼、銅、アルミニウムの回収率

再生材料	鉄鋼	銅	アルミニウム
回収率(%)	97.4	36.4	36.4

中間処理施設での使用エネルギーは、表6を基に、冷蔵庫1台の重量に比例配分した。回収されるもの以外は最終処分場に輸送されるもの

とした。

シュレッダーダストの埋め立てに使用されるエネルギーは、受け入れごみ1kg当たりの数値として表7を使用した。また最終処分場からの浸出水処理に掛かるエネルギー消費と環境負荷の原単位には表8を使用した。浸出水処理で消費する薬品等の製造行程は考慮しなかった。

輸送はトラックで行われるものとし、その必要量を表9のように仮定する。フロン対策前後

表6 中間処理施設での使用エネルギー

項 目	条 件	備 考
全搬入量	約 1000 t/d	
消費エネルギー	電力 34 万 kWh/月 =1.55 万 kWh/d 軽油 600 l/d	シュレッダー等の稼動用 稼動日数 22 d/月 油圧ショベル等

表7 埋立作業時のエネルギー原単位

プロセス	投 入 物
埋立作業 受け入れごみ 1 kg	軽油 9.4×10^{-4} l/kg

表8 量終処分場から浸出水処理に掛かるエネルギー消費と環境負荷原単位

プロセス	投 入 物	排 出 物
浸出水処理 受け入れごみ 1kg	浸出水処理時の消費電力 2.0×10^{-3} kWh/kg	
	浸出水処理で消費する薬品等	放流負荷
	FeCl ₃ 1.3×10^{-4} kg/kg	BOD* 2.8×10^1 mg/kg
	高分子 2.6×10^{-6} kg/kg	COD* 6.8×10^1 mg/kg
	メタノール(50%) 8.5×10^{-5} kg/kg	SS* 6.0×10^1 mg/kg
	活性炭 1.6×10^{-4} kg/kg	
		汚泥** 1.6×10^{-3} m ³ (Wet)/kg

(注) * 浸出水処理後放流負荷(排出濃度に関しては「～以下」というデータであるので、最大値を採用した)

** 浸出水処理に伴い発生する汚泥

表9 トラック輸送の軽油必要量

プロセス	運ぶ物	車両	積載可能量	往復輸送距離
販売店→回収業者	冷蔵庫	2 t	1.2 t(6 割)	30 km
回収業者→中間処理施設	冷蔵庫	4 t	2.4 t(6 割)	50 km
中間処理施設→再生業者	鉄/アルミ/銅	20 t	12 t(6 割)	40 km
中間処理施設→再生業者	アルミニウム	20 t	12 t(6 割)	40 km
中間処理施設→最終処分場	シュレッダーダスト	10 t	6 t(6 割)	10 km

で使用量が異なるので冷蔵庫 1 台当たりの鉄鋼、銅、アルミニウムの回収量も異なり、トラック輸送の必要エネルギーも異なる。

特定フロンの破壊処理に必要なエネルギー及び排出物は、表 10 を使用した。

1.3 素材の製造とエネルギー使用に関するデータ

(1) 素材の製造と電気使用による排出

素材の製造にかかわる排出量の算出は別報¹⁾に述べた。海外での資材の生産は考慮せず、生産国での輸出以降の排出が算出されている。日

表 10 特定フロンの破壊処理

		フロン-11	フロン-12
投入			
Ca(OH) ₂	kg	0.00123	0.00140
HCl(35%)	kg	0.00007	0.00008
水	kg	0.033	0.033
電気	kWh	0.650	0.650
灯油	m ³	0.00018	0.00018
排出物			
蛍石	kg	0.00028	0.00064
CaCl ₂	kg	0.00120	0.00091
CO ₂	m ³ _N	0.000162	0.000184

本国内の陸上輸送は考慮されていない。

電気の使用による排出及び重油など化石燃料の使用による排出も別報¹⁾に述べた。

全体として、CO₂と SO₂の排出については我が国のデータとして見直し、その他の排出については BUWAL²⁾の引用となっている。

(2) トラック輸送に関する排出

本報告では、素材の冷蔵庫組立工場への輸送、販売店への輸送、廃棄処分にかかわる輸送が考慮されている。国内陸上輸送は、主としてトラックが使用される。国内の使用車種別の排出原単位はプラスチック処理促進協会の報告³⁾から引用し SO_x を SO₂として処理した。表 11 に示す。このデータは BUWAL²⁾のデータと比較し、CO₂の排出が若干少なく、SO₂はほぼ同量となっている。

2. 計 算 結 果

本研究でのデータ作成は、概略 BUWAL の排出データに従い、CO₂と SO₂について我が国のデータとして見直している。表 12 に CO₂と SO₂の排出の計算結果を示す。

CO₂の全排出量はフロン対策後の方が大き

表 11 陸上輸送の排出原単位

	燃料消費	CO ₂		SO ₂		NO _x	
	(km/l)	(kg/km)	(kg/l)	(kg/km)	(kg/l)	(kg/km)	(kg/l)
20 t トラック(軽油)	2.2	1.180	2.596	0.00145	0.00319	0.00364	0.008008
15 t トラック(軽油)	2.7	0.962	2.5974	0.00118	0.003186	0.00297	0.008019
10 t トラック(軽油)	3.5	0.742	2.597	0.00091	0.003185	0.00229	0.008015
4 t トラック(軽油)	6.5	0.472	3.068	0.00056	0.00364	0.00145	0.00943
2 t トラック(軽油)	8.0	0.323	2.584	0.00040	0.0032	0.00100	0.00800
BUWAL(軽油)	(km/l)	(kg/MJ)	(kg/l)	(kg/MJ)	(kg/l)	(kg/MJ)	(kg/l)
	2.63	0.07603	2.96	0.0000941	0.00362	0.0011706	0.0450

(軽油 9200 kcal/l=38.484 MJ/l)

表 12 CO₂と SO₂の排出の計算結果(1 台当たり)

	フロン対策前				フロン対策後			
	全排出量	製造	使用	廃棄	全排出量	製造	使用	廃棄
CO ₂	4070.74 kg	5.32%	94.60%	0.08%	4274.55 kg	5.16%	96.78%	0.06%
SO ₂	3.413 kg	7.39%	92.50%	0.11%	3.582 kg	7.20%	92.71%	0.09%

い。CO₂は冷蔵庫の使用時の電気に由来する排出が大部分であり、フロン対策前の方がフロン対策後より使用電力が5%少ないと仮定したことが全排出量をほぼ決定している。SO₂もほぼ同様の傾向を示す。

各段階でのCO₂の排出を表13に示す。製造段階の排出量のうち約7割が素材の製造時に排

出される。製造時に使用される素材はフロン対策後はフロン対策前より若干重量が増加しており、その差がCO₂排出量に影響を与えているが、素材による排出比に大きな変化はない。図2にフロン対策前の各素材の製造時での寄与を示す。プラスチック類が最も多く、約53%を占める。鉄鋼と合わせると約87%となる。梱

表13 CO₂ 排出量((kg/台)

	フロン対策前	フロン対策後
全排出量	4070.74	4274.55
製造工程	216.43(5.32 %)	220.47(5.16 %)
鉄鋼	51.81	52.40
プラスチック	78.12	78.92
銅	4.02	4.09
アルミ	1.98	2.16
ガラス	0.46	0.46
紙	10.91	11.29
木	0.04	0.04
フロン類	2.74	4.76
(小計)	(150.08)	(154.12)
組み立て	51.60	51.60
輸送	14.75	14.75
使用	3851.09(94.60 %)	4051.56(94.78)
廃棄	3.23(0.08 %)	2.52(0.06 %)
シュレッダー	0.64	0.66
埋め立て	0.11	0.11
水処理	0.04	0.04
輸送	1.66	1.71
(小計)	(2.45)	(2.52)
フロン処理	0.78	

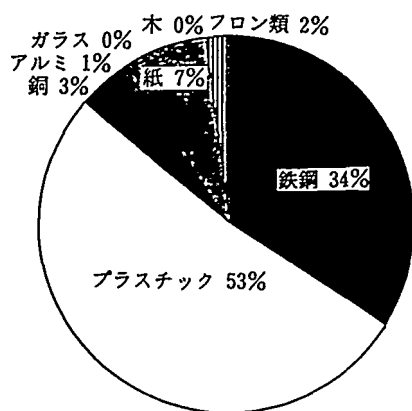


図2 製造時の各素材の寄与(フロン対策前)

包材として使用されるダンボールが約7%を占めている。

現段階の使用データでは、代替フロンの製造は特定フロンの製造の約2倍のCO₂排出を引き起こす。特定フロンの分解によるCO₂排出を含めても代替フロンの製造で排出されるCO₂よりは少なく、特定フロンをすべて回収することができるならば、CO₂排出抑制としては特定フロンを使用の方がCO₂排出は少ない。ただし、CO₂排出抑制は地球温暖化の観点で、また特定フロンの排出抑制はオゾン層の保護の観点で進められており、CO₂排出量だけから単

純に比較することは危険である。

廃棄段階での排出は少ないが、輸送に基づく排出が約半分となる。

お わ り に

フロン対策前後の冷蔵庫のライフサイクルでのCO₂とSO₂の排出量を算出した。冷蔵庫の製造・使用に関するデータは、日本電機工業会冷蔵庫技術専門委員会の協力を得て作成した。廃棄段階のデータは、処分の実態を把握することが困難だったので、全量が破砕処理されることが想定されている。

使用素材重量及び消費電力量を基に排出量を算出すると、当たり前のことではあるが、素材使用量及び消費電力量が少ない方が排出量も少ない。冷蔵庫の場合は使用時の電力消費に起因するCO₂排出が全体の約95%に達しており、見掛け上、耐用年数が短いほどCO₂排出量も少ない結果となる。このような家電製品に関しては、排出量の比較以外の評価手法が必要とされよう。

本報告の計算結果は、別報に示した現段階での素材製造に関するデータを基礎としている。その評価結果を持って、再度詳細に検討する予定である。

なお、ここに本研究のご支援をいただいた新エネルギー・産業技術総合開発機構に対して感謝の意を表する。また、膨大なデータ整理を手伝っていただいた成蹊大学の田原君に感謝を申し述べる。

(文責；稲葉 敦)

参 考 文 献

- 1) エネルギー使用合理化手法国際調査小委員会：「ライフサイクルアセスメントにおける基礎素材の製造データ」，(社)産業環境管理協会，環境管理，31，6，p. 72～84(1995)
- 2) “OEKOBILANZ VON PACKSTOFFEN STAND 1990”，Schriftenreihe Umwelt Nr. 132，herausgegeben vom Bundessamt für Umwelt，Wald und Landschaft (BUWAL)，Bern Februar (1991)
- 3) 「プラスチック製品の使用量増加が地球環境に及ぼす影響評価」，プラスチック処理促進協会，平成5年3月(1993)

ライフサイクルアセスメントにおける基礎素材の製造データ

エネルギー使用合理化手法国際調査小委員会

エネルギー使用合理化手法
国際調査小委員会メンバー

委員長 稲葉 敦 工業技術院資源環境技術
総合研究所主任研究官

委員 赤井 誠 工業技術院機械技術研究
所主任研究官

委員 阿部 光延 新日本製鐵(株)技術開発本
部フェロー

委員 高市 侃 昭和電工(株)ガス事業部主
幹

委員 黒柳 卓 (株)電線総合技術センタ
ー技師

委員 佐々木隆夫 松下冷機(株)冷蔵庫事業部
技術部企画室副参事

委員 蛇坂 信雄 松下電器産業(株)環境保護
推進室副参事

委員 原田 幸明 科学技術庁金属材料技術
研究所主任研究官

委員 伴瀬 忠敏 (株)東芝住空間システム事
業本部主任

委員 三森 輝夫 東洋エンジニアリング(株)
産業システム事業本部長

委員 山本 良一 東京大学生産技術研究所
教授

委員 和田 安彦 関西大学工学部土木工学
科教授

イクルでの排出物を算定し、環境への影響を評
価する手法が「ライフサイクルアセスメント
(LCA)」として話題になっている。LCAで
は、まず評価する製品に関する排出物量及び資
源使用量の一覧表を書き出すことが必要であ
る。これはライフサイクルインベントリー
(LCI)と呼ばれる。一般に、工業製品は、各
種素材の集合体として製造されることが多く、
その素材の製造に関するLCIデータが必要と
なるが、公表されたデータが乏しく、LCA実
施の大きな障害となっている。

エネルギー使用合理化手法国際調査小委員会
は、新エネルギー・産業技術総合開発機構
(NEDO) 委託研究として、冷蔵庫を例題に
LCAの実施を試みる研究を進めており、その
中で冷蔵庫の製造にかかわる各種素材の製造に
関するデータを構築している。LCAで評価さ
れる製品に関する排出量は、使用するデータに
大きく依存する。したがって、著者らが構築し
ている素材の製造データが一般の使用に耐え得
る健全なものであるかどうか評価を受けること
が必要である。

1. データ作成手法

本報告では、資源環境技術総合研究所で開発
されたライフサイクルアセスメント用ソフト
エア「NIRE-LCA」を使用する。このソフト
ウェアは、プロセスごとに投入及び排出物のデ
ータを入力し、それをツリー状に検索すること
で、ある製品のライフサイクルでの全投入量及
び全排出量を算出するものである¹²⁾。
基本的計算手法がツリー状のデータ検索なの

産業部門における省エネルギーは、エネルギー
一低減対策技術開発により多大の効果をもち
しているが、地球環境を維持する観点から市場
に投入される製品のライフサイクルでの環境負
荷を見極めた上でのエネルギー使用合理化が求
められている。各種工業製品の製造に必要な原
材料の採掘からその製品の廃棄に至るライフサ

はじめに

で、各データは主製品1単位当たりのデータとして作成されなければならない。副製品がある場合には、重量比による配分を基本とした。また、ナフサ分解による水素の製造のように、熱回収の結果、スチームが得られる場合には、スチーム生産にかかわる排出が削減されるものとして処理した。

さらに、ツリー状の検索では、あるデータからそれより上位に既に存在するデータを検索するよう指示されると、無限のループに入り計算が不可能となる。例えば、重油火力発電では「入力-参照DB」に重油があり、これを検索すると石油の精製にゆき当たるが、ここでは電気が必要とされ、重油火力発電がまた検索される。この無限ループを回避するため、重油火力で必要とされる電気は「入力-原材料」に記載し、それ以降の検索から除外した。スクラップを使用するリサイクルでも、スクラップを「原材料」としてデータに記載した。これはスクラップの原単位を0とみなすことを意味している。

本報告では、輸入物資の生産国で生産を考慮せず、海外での輸出以降のLCIを実施する。海上輸送にかかわる排出は算出するが、輸送用燃料の生産も考慮しない。したがって、完全なLCIを知る必要がある場合には、1)物資が海外から輸入される量が最終結果に表れるので、これらの生産にかかわるLCIを実施する、2)物資の海上輸送に使用されるエネルギーの量が最終結果に表れるので、これらの生産にかかわるLCIを実施することが必要となる。国内の陸上輸送も考慮しなかった。

2. 素材の製造工程とそのデータの作成

2.1 共通データ（資材輸入・エネルギー関連技術）

各素材の製造工程では、生産国での輸出以降を取り扱う。ここでは、海外で生産される物資の海上輸送、各プロセスに共通して使用される電気・ボイラー用燃料・スチームの取り扱いについて述べる。

(1) 輸入に必要な船種とそのエネルギー

物資の海上輸送に必要なエネルギーは、輸入

国とその量を勘案して物資1kg当たりとして算出している化学経済研究所のデータ³⁾を引用した。クロム鉱石、ニッケル鉱石など鉄鋼関係の資源の海上輸送のエネルギーは鉄鉱石相当とした。燃料としての重油使用による排出は、BUWAL⁴⁾から引用した。LNGタンカーの燃料使用量は内山ら⁵⁾からボイルオフのLNGと重油の割合を得、LNGのボイルオフによる排出は、BUWAL⁴⁾の天然ガスの燃焼による排出を、天然ガスとLNGの熱量換算により補正して使用した。

(2) 化石系燃料の製造と燃焼

石油系燃料の製造データは化学工学会の報告書⁶⁾から引用した。コークスの製造データはコークス炉の物質収支より算出した。鉄鋼の項に後述する。

化石燃料の種類別発熱量とCO₂排出原単位は、湯浅ら⁷⁾及び化学経済研究所³⁾によった。

重油、軽油、石炭、天然ガスの燃焼に関するデータはBUWAL⁴⁾を基に、我が国の使用燃料の熱量に換算して作成した。さらに、CO₂については排出原単位を用い、SO₂については、科学技術庁の報告書⁸⁾から引用した燃料種別のSO₂排出係数と各燃料中の硫黄含有量から生成量を求め、これに安藤ら⁹⁾から引用した84%の脱硫率を考慮することで排出量を求めた。LNGの燃焼は、CO₂、SO₂に関してのみ上記の見直しを行い、ほかの排出物は天然ガスの排出量を熱量換算して求めた。

(3) 電気

電気1kWhを3.6MJとし、電力1MJを製造するための排出は、燃料種別のそれぞれの発電による排出を電源構成により比例配分した。日本の電源構成は、平成6年電気事業審議会による1992年度実績値を用いた。地熱発電は少ないので無視した。

それぞれの燃料による電力1MJを製造するための排出は、燃料の発熱量と我が国の発電効率により燃料使用量を求め、排出量が燃料使用量に比例するものとして算出した。

石油火力については、使用量は「平成5年度電力需給の概要」の使用量と発熱量より、原油45.2%と重油54.8%を使用するものとし、排

出については原油炊きも重油なみとして計算した。

表1に燃料種別の発電の収支を示す。日本の化石燃料の重量当たりのCO₂排出原単位は、湯浅ら⁷⁾によるCO₂排出原単位を用いた。SO₂については、化石燃料の燃焼による排出と同様、安藤ら⁹⁾を基に脱硫率を日本では87.9%とした。

水力発電では、1 MJの電気を得るために100 kgの水が必要であるものとし、排出はないものとした。原子力発電のデータはBUWAL⁴⁾及びPre-Simapro¹⁰⁾から引用した。原子力発電の入力はすべて原材料として記載されている。原子力発電の排出データは、水圏排出物を含み、火力発電に比べて詳細なデータとなっている。CO₂、SO₂以外の発電に関する排出量は、BUWAL⁴⁾から引用しているので、ヨーロッパでの平均的燃料及び技術と考えることができる。表2に、計算結果として得られる1 kWh当たりのCO₂とSO₂の排出を示す。内山らの計算¹¹⁾では、電力のCO₂の排出は0.3923 kg/kWhであり、本計算の方がCO₂排出が大きい。本試算では発電効率を統計値から求めている。その影響と思われる。

(4) スチーム

スチームは、圧力等によって必要となるエネルギーが異なるが、ここではスチーム1 kg当たり重油3.3 MJとして扱った。

2.2 鉄 鋼

図1のようにデータを構成した。それぞれの鋼板に特有の合金鉄は溶鋼の後に加えられ、インゴットが製造されるものとした。これは、合金鉄の溶鋼原単位が含まれていないことを意味する。

(1) コークスの製造

末踏科学技術協会の報告書¹²⁾を参考にしてコークス製造の原単位を表3のように定め、炭素のバランスからCO₂排出量を求めた。SO₂の排出量は石炭のみの硫黄バランスから発生コークス炉ガスのS含有量を算出し、そのうちコークス炉で使用される59.915 m³に相当する量が排出され、84%脱硫される⁹⁾ものとした。原料石炭のS含有量は0.67%とし、コークス

に62%、コークス炉ガスに38%分配されるものとした⁸⁾。CO₂、SO₂以外の排出はBUWAL⁴⁾より引用した。

(2) 高炉及び転炉

高炉及び転炉の燃料使用原単位を末踏科学技術協会の報告書¹²⁾を参考にして表3のように定めた。各プロセスでのCO₂排出量は、投入燃料の発熱量とCO₂排出原単位からバランスで求めた。高炉ガスに含まれる硫黄分は、焼結鉱、鉄鉱石、コークス、石炭を入力とし、銑鉄、高炉ガス、スラグを出力としたバランスにより算出した。燃結鉱、鉄鉱石、コークス、石炭、銑鉄、スラグの硫黄含有量はそれぞれ0.01、0.05、0.6、0.67、0.02、0.99%と仮定した。

これらの結果を整理すると、コークス炉ガス、コークス、高炉ガス、転炉ガス燃焼によるSO₂排出係数を求めることができる。表4に示す。これらの燃焼ではCO₂、SO₂以外の排出は考慮されていない。

(3) 粗鋼の製造

焼結鉱・ペレット・銑鉄・粗鋼の製造原単位を表5に示した。粗鋼のデータは、電気炉と転炉を含んでいる。

(4) インゴットの製造

粗鋼にフェロアロイを混入することで各鋼種のインゴットができる。それぞれの構成割合は資源調査所の資料¹³⁾から引用した。またフェロアロイの製造に必要な鉱石と燃料も資源調査所の資料¹³⁾から引用した。

(5) 鋼板製造

熱延、冷延、溶融めっき、電気めっきの工程で必要となる燃料を末踏科学技術協会の報告書¹²⁾を参考にして表6のように定めた。次に各鋼板製造では、表7のように工程を行うものとした。塗装工程の必要エネルギーが不明なので、熱延工程と同等と仮定した。

以上の仮定の下で各鋼板の製造データを作成した。ここで、電炉ガスの使用量は少ないので無視し、高炉ガス及び転炉ガスは副産物なのでその製造工程は無視した。また、炭化水素油及びLPGを熱量で重油換算した。各工程で必要となる酸素の製造には、0.75 kWh/m³の電気

表1 燃料種別の発電の収支

項目名	石炭火力	石油火力	LNG火力	原子力	水力
投入するもの	石炭 1 kg	原油 0.548 kg 電力重油 0.452 kg	LNG 1 kg	電気 0.55555 kWh ウラン鉱石 0.00272 kg 石炭 2.467 MJ 重油 0.009 MJ 天然ガス 1.159 MJ	水 100 kg
大気圏排出物	Particle 0.00126 kg CO ₂ 2.351 kg SO ₂ 0.00158 kg C _x H _y 0.00003 kg NO _x 0.00850 kg N ₂ O 0.00044 kg CO 0.00293 kg	Particle 0.00082 kg CO ₂ 3.089313 kg SO ₂ 0.00264 kg C _x H _y 0.00004 kg NO _x 0.0082 kg N ₂ O 0.00062 kg CO 0.00062 kg	Particle 0 kg CO ₂ 2.6884 kg SO ₂ 0.00000145 kg C _x H _y 0.00027 kg NO _x 0.00874 kg N ₂ O 0.00023 kg CO 0.00138 kg	Particle 0.000236 kg CO ₂ 0.3273 kg NO _x 0.000761 kg SO ₂ 0.001545 kg NO _x 0.000761 kg C _x H _y 0.000034 kg CO 0.000019 kg HF 0.000005 kg	
水圏排出物				F 0.001005 kg SO ₄ 0.000213 kg NO ₃ 0.000238 kg CL 0.000013 kg Na 0.000165 kg NH ₃ 0.000466 kg Fe 0.000002 kg CaF ₆ 0.001173 kg 固体 0.001903 kg	
固体排出物					
発電電力量	電気 25.93×F _{coal} MJ	電気 43.08×F _{oil} MJ	電気 54.38×F _{gas} MJ	電気 1000.0 MJ	電気 1.0 MJ

表2 1 kWh 当たりの排出

	CO ₂ (kg/kWh)	SO ₂ (kg/kWh)
electricity Japan kWh	0.421825	0.000345757

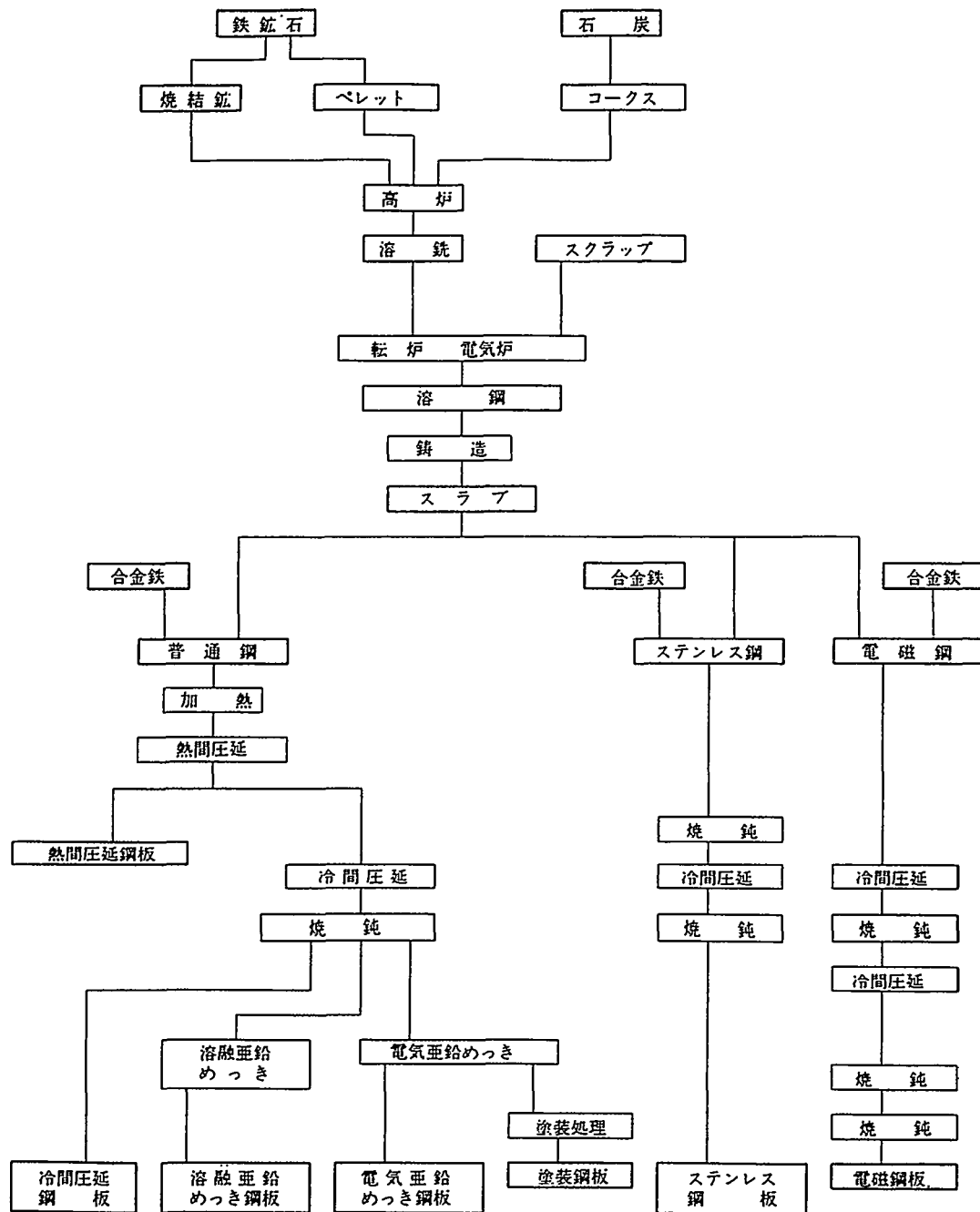


図1 鉄鋼材料製造工程のデータ構成

が必要なものとし、電力には自家発電分が含まれるが、全量を購入電力とした。

2.3 非鉄金属

(1) 銅

銅の製造工程を図2のように簡略化した。銅精鉱は輸入される。粗銅、電気銅、銅製品の製造原単位は、表8のように定めた。

(2) アルミニウム

表3 高炉・転炉・コークス炉の使用燃料原単位

	高炉	転炉	コークス炉
焼結鉱	1239.82 kg	1.834 kg	
ペレット	121.976 kg	0.001 kg	
銑鉄		1031.6 kg	
鉄鉱石	264.206 kg	146.24 kg	
ケイ石	3.474 kg	0.863 kg	
石灰石	2.559 kg	361.16 kg	
蛍石	0.085 kg	2.193 kg	
ドロマイト	1.702 kg	138.74 kg	
スクラップ	10.778 kg	113.162 kg	
灯油		0.003 l	
軽油		0.026 l	
炭化水素油			2.82 l
A重油	0.018 l	0.149 l	0.053 l
C重油	1.861 l	0.005 l	
LPG	0.174 kg	0.742 kg	0.01 kg
原料炭	21.394 kg	0.049 kg	1451 kg
石炭	70.355 kg	2.391 kg	
コークス	427.594 kg	3.277 kg	
石油コークス	1.859 kg		
コークス炉ガス	19.657 kg	4.497 m ³	59.915 m ³
高炉ガス	385.052 m ³	0.065 m ³	575.231 m ³
転炉ガス	16.141 m ³	0.077 m ³	9.305 m ³
電力	62.166 kWh	50.118 kWh	36.744 kWh
転炉ガス		106.167 m ³	
高炉ガス	1594.894 m ³		
コークス炉ガス			408.198 m ³
銑鉄	1000 m ³		
粗鋼		1000 kg	
コークス			1000 kg
スラグ	310 kg	130 kg	

表4 コークス炉ガス・コークス・高炉ガス・転炉ガスの燃焼による SO₂排出係数

	コークス炉ガス	コークス	高炉ガス	転炉ガス
SO ₂ 排出係数(kg-S/m ³)	0.00905	0.0060274	0.0001388	0.00179
SO ₂ 排出係数(kg-SO ₂ /m ³)	0.0181	0.0012054	0.0002766	0.00358
84%脱硫後(kg-SO ₂ /m ³)	0.002896	0.000192864	0.0000442	0.0005728

アルミニウムの製造原単位は、化学経済研究所³⁾を引用した。圧延製品の製造での新地金と再生地金の比率は資源統計年報¹⁴⁾の受け入れの比率から算出し、新地金は全量輸入されるものと仮定した。

2.4 プラスチック類と化学品

プラスチック類については、既に化学工学⁶⁾とプラスチック処理促進協会¹⁵⁾の優れた研究例があり、ポリエチレン (PE)¹⁵⁾、ポリプロピレン (PP)¹⁵⁾、ポリスチレン (PS)⁶⁾、ポリ塩化ビニル (PVC)¹⁵⁾、ポリエチレンテレフタ

表5 焼結鉱・ペレット・銑鉄・粗鋼の製造原単位

製品		焼結鉱 1 kg	ペレット 1 kg	銑鉄 1 kg	粗鋼 1 kg
焼結鉱	kg			1.23982	0.00123
ペレット	kg	0.002818		0.121976	0.000002
銑鉄	kg				0.712114
鉄鉱石	kg	0.0943836	0.897087	0.264206	0.009812
ケイ石	kg	0.00187		0.003474	0.000579
石灰石	kg	0.155903	0.030664	0.002559	0.035573
蛍石	kg			0.000085	0.002101
ドロマイト	kg	0.027256	0.061572	0.001702	0.009634
スクラップ	kg			0.010778	0.377745
軽油	l				0.000688
重油	l			0.001716	0.000538
LPG	kg				
原料炭	kg				
石炭	kg	0.007764	0.018797	0.091749	0.001647
コークス	kg	0.04493	0.008516	0.427594	0.004129
石油コークス	kg			0.001859	0.000153
コークス炉ガス	kg	0.00002	0.013591		0.003308
高炉ガス	m³	0.001683			0.000051
転炉ガス	m³	0.000554			0.000085
LNG	kg				0.000057
電力	kWh	0.036637	0.064968	0.062166	0.183698
酸素	m³			0.019679	0.049567

表6 熱延・冷延・溶融めっき・電気めっき工程での必要燃料量

		熱延	冷延	溶融めっき	電気めっき
軽油	kg	0.000656	0.00149	0.000913	0.000033
重油	kg	0.005524	0.00422	0.00765	0.00009
高炉ガス	m³	0.01056	0.00737	0.01463	0.00057
コークス炉ガス	m³	0.02557	0.01786	0.03543	0.00137
転炉ガス	m³	0.00766	0.00535	0.01062	0.00041
LNG	kg	0.00218	0.00152	0.00302	0.00012
酸素	m³	0.00082	0.00057	0.00113	0.00004
電気	kWh	0.0931	0.1454	0.0957	0.1526

表7 各種鋼板製造の必要プロセス

	冷延鋼板	溶融めっき鋼板	電気めっき鋼板	塗装鋼板	ステンレス鋼板	電磁鋼板
熱延	1回	1回	1回	2回	1回	1回
冷延	1回	1回	1回	1回	1回	2回
溶融めっき		1回				
電気めっき			1回	1回		

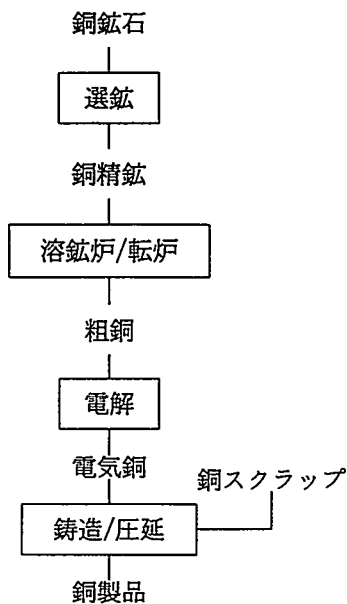


図2 簡略化した銅製品の製造工程

表8 粗銅・電気銅・銅製品の製造原単位

		粗銅 1 kg	電気銅 1 kg	銅製品 1 kg
銅精鉱	kg	2.33612		
粗銅	kg		1.27516	
電気銅	kg			0.4176
銅スクラップ	kg	0.27418	0.00672	0.5981
軽油	kg	0.001559		0.0170637
重油	kg	0.0791297	0.006291	0.00589
LNG	kg	0.00315		0.03612
石油コークス	kg	0.01209		
石炭	kg	0.10761	0.00205	0.0268
コークス	kg	0.01011		
電気	kWh	0.34579	0.26853	1.19383

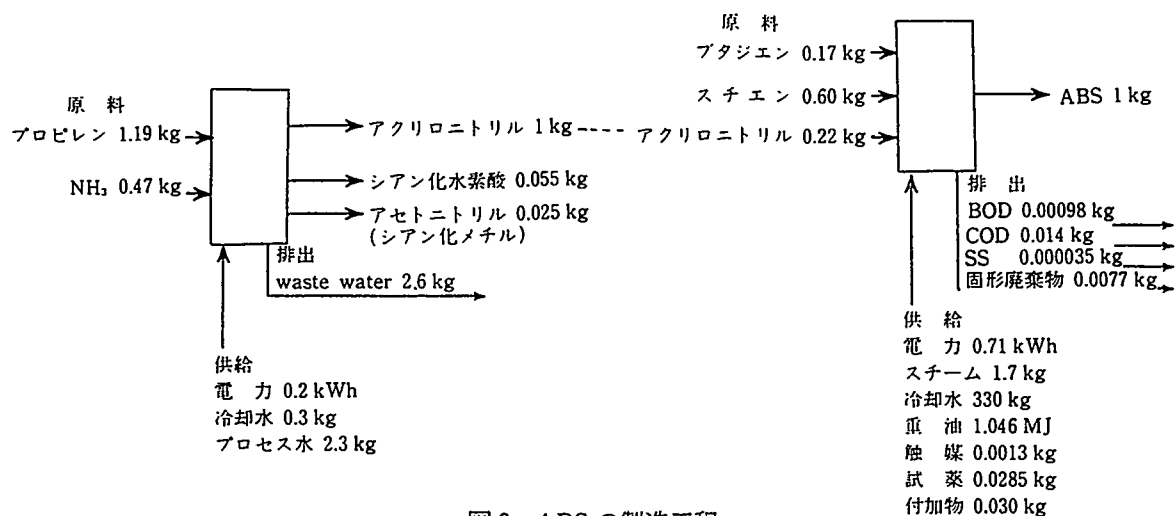


図3 ABSの製造工程

レート (PET)¹⁴⁾についてはこれらを引用した。アクリロニトリルブタジエンスチレン樹脂 (ABS)、ポリウレタン (PUR) は新たに作成した。

プラスチック類の原料となる原油の蒸留及びナフサ分解のデータは、化学工学会⁶⁾から引用した。ただし、ナフサを原料とするプロセスでは、ナフサの供給は国内の石油精製で35%が、残り65%は、中東から輸入されるものとした¹⁶⁾。

(1) ABS (アクリロニトリル/ブタジエン/スチレン)

ABSの製造工程の収支を図3に示す。

(2) PUR (ポリウレタン)

ポリウレタンの主原料は、TDI (トルエンジイソシアネート) とPPG (ポリプロピレンジオキサイド) から製造される。図4に示す。TDI, PPG, POの収支はCMCの資料¹⁷⁾を参考に作成した。

(3) ABSとPURの原料

ABSとPURの原料となる原料は、塩素¹⁵⁾を除いて新たに作成した。表9に示す。

2.5 ガラス

ガラスの製造データはセラミックス¹⁸⁾を参考に作成した。ガラスの製造工程を図5に示す。

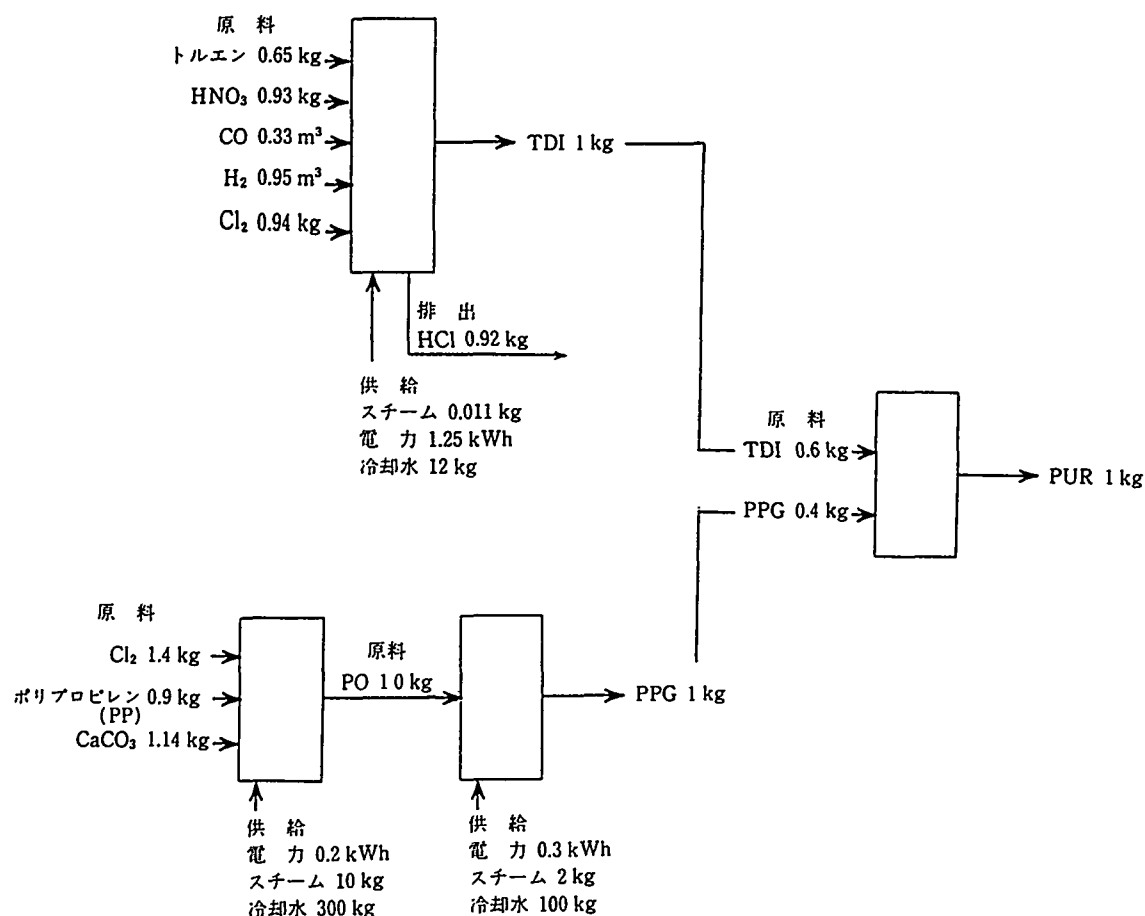


図4 ポリウレタンの製造工程

表9 ABSとPURの原料の製造原単位

製品	水素	1	1 m ³	CO	1	m ³	合成ガス	1	m ³	ブタジエン	1	kg
併製品	スチーム	0.68	kg	水素	0.7	m ³						
投入	ナフサ	0.333	kg	合成ガス	1.429	m ³	ナフサ	0.32	m ³	C4	2	kg
	電気	0.013	kWh	電気	0.263	kWh	電気	0.015	kWh	電気	0.16	kWh
排出	CO ₂	0.7	kg				スチーム	0.1	kg	トルエン	0.0006	kg
	NOx	0.0002	kg							BOD	0.0001	kg
										COD	0.00044	kg

(表9 つづき)

製品	アンモニア	1	m ³	硝酸	1	kg
併製品						
投入	ナフサ	0.68	kg	アンモニア	0.28	kg
	電気	0.2	kWh	電気	0.055	kWh
				重油	1.673	MJ
排出	CO ₂	0.95	kg			
	NOx	0.001	kg			
	SOx	0.00084	kg			

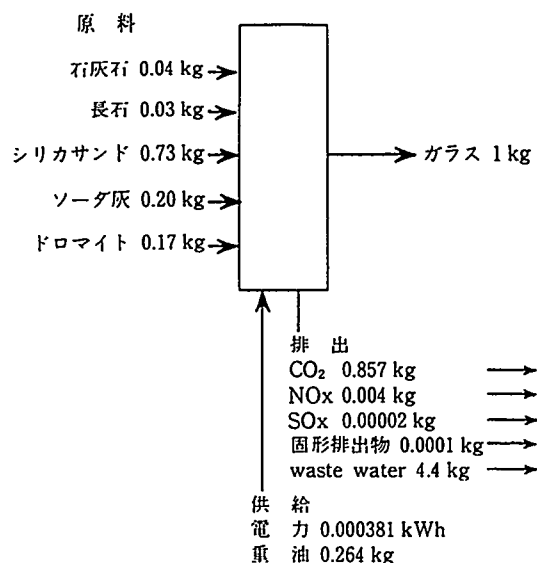


図5 ガラスの製造工程

す。

2.6 ダンボール・木材

ダンボールと木材のデータは、プラスチック処理促進協会¹⁵⁾から引用した。ダンボールの原料となる木材のチップの海上輸送についてはN材とL材がほぼ同量使用されると仮定し、化学経済研究所³⁾より、 0.3225×10^6 kcal/tとした。

2.7 フロン類

フロン使用冷蔵庫では、フロン11、フロン12が使用されるものとし、代替フロン冷蔵庫では、HFC-134a、HCFC-141bが使用されるものとしてデータを作成した。

(1) フロン11、フロン12

フロン11 (CFC-11) 及びフロン12 (CFC-12) の製造原単位は、シーエムシー¹⁹⁾より引用した。これらは、四塩化炭素とフッ化水素を原料として製造される。塩酸が併産されるが、これは製品とみなさず排出物として処理した。

四塩化炭素の製造原単位も、シーエムシー¹⁹⁾より引用した。メチルクロライドとメチレンクロライドが併産される。これらは製品とみてデータを作成した。原料となる硫酸は、原材料として処理した。メタノールは全量輸入される。フッ化水素の製造原単位は文献が見当たらないので、関連企業からの情報で作成した。以上のプロセスの収支を図6に示す。

(2) HFC-134a

代替フロンであるHFC-134aの製造原単位は、“Process Evaluation/Research Planning”²⁰⁾から得た。CFC-11, 12の場合と同じく、塩酸は排出物とみなした。原料となるトリクロロエチレンの製造原単位は、シーエムシー¹⁹⁾より引用した。トリクロロエチレンとパークロロエチレンが生産される。未反応エチレンは循環利用するものとしてデータを処理した。図7に示す。

(3) HCFC-141b

HCFC-141bの製造原単位は文献が見当たらないので、関連企業からの情報で作成した。図8に示す。

3. CO₂ 及び SO₂ 排出量

本研究では、各工程のCO₂ 及びSO₂ の排出を我が国のデータとして見直している。ほかの排出については、多くはBUWAL⁴⁾を引用している。したがって、CO₂ とSO₂ 以外は精度が低いと思われる。

本研究で得られた素材の製造のCO₂ とSO₂ の排出、及び素材の製造に必要な化石燃料を表10に示す。また、図9にCO₂ とSO₂ の排出量をグラフ化して示す。

本研究のデータの健全性を評価するためには、今後ほかの研究結果と比較検討することが

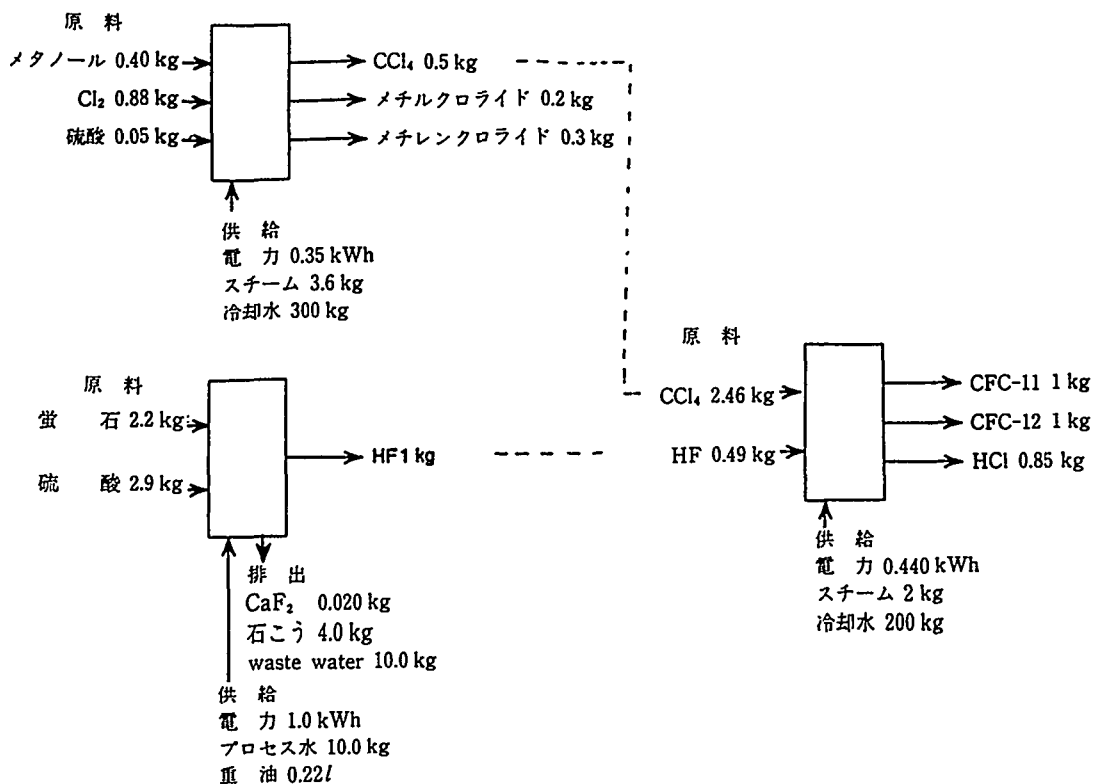


図6 フロン 11, フロン 12 の製造工程

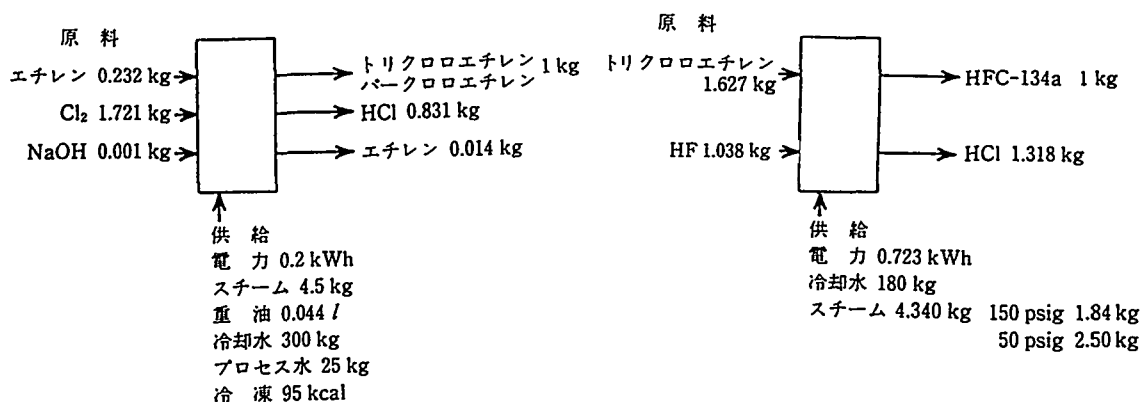


図7 HFC-134a の製造工程

必要である。

おわりに

本研究では、既往の LCA の研究事例で得られているデータの引用・整理を中心として、不足の部分を調査により補足している。その意味では、ここに示したデータはいままでの LCA の事例研究での代表例の整理と位置付けられる。しかし、引用文献以外にも内外に LCA の研究事例は多い。今後それらのデータとの比較を行う予定である。

なお、ここに本研究の御支援をいただいた新エネルギー・産業技術総合開発機構に対して感謝の意を表する。また、膨大なデータ整理を手伝っていただいた成蹊大学の田原君に感謝を申し述べる。

(文責：稲葉 敦)

参考文献

- 1) 小林光雄, 稲葉 敦, 中山哲男: ライフサイクルアセスメントソフトウェア “NIRE-LCA” の開発, 日本エネルギー学会誌, 73, 12, 1075~1079 (1994)

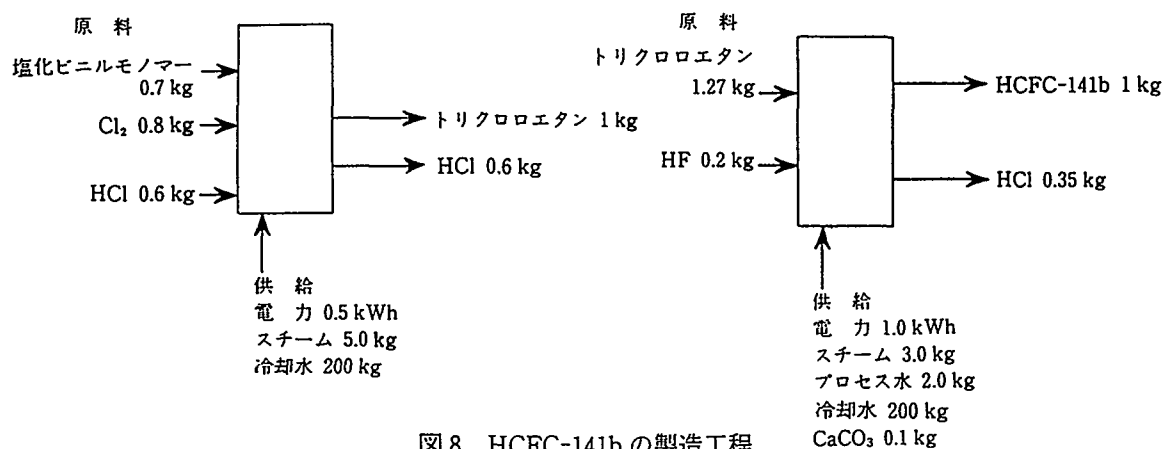


図8 HCFC-141bの製造工程

表10 素材製造の原単位

	排出量		化石燃料				海上輸送用	
	CO ₂ (kg/kg)	SO ₂ (g/kg)	石炭 (kg/kg)	石油 (kg/kg)	LNG (kg/kg)	ナフサ (kg/kg)	重油 (kg/kg)	LNG (kg/kg)
プラスチック類								
PUR	3.375	5.047	0.1017	1.1894	0.0989	0.7665	0.0760	0.0034
PET	2.798	3.363	0.0457	1.0937	0.1658	0.7517	0.0541	0.0058
ABS	2.541	3.643	0.0392	1.1628	0.0381	0.7391	0.0548	0.0013
PS	2.290	3.042	0.0256	0.9566	0.0249	0.3756	0.0383	0.0009
PVC	1.478	2.294	0.0483	0.5815	0.0470	0.3484	0.0278	0.0016
PE	1.254	2.084	0.0184	0.7781	0.0179	0.8045	0.0453	0.0006
PP	1.078	1.989	0.0176	0.7558	0.0052	0.7984	0.0444	0.0002
鋼板類								
ステンレス	3.273	4.903	0.4026	0.4198	0.1287		0.0697	0.0045
電磁	1.545	1.608	0.5316	0.0871	0.0440		0.0235	0.0015
塗装	1.468	1.584	0.5485	0.0800	0.0399		0.0228	0.0014
溶融めっき	1.430	1.569	0.5422	0.0727	0.0345		0.0203	0.0012
電気めっき	1.356	1.445	0.5446	0.0678	0.0339		0.0225	0.0012
冷延	1.288	1.387	0.5382	0.0578	0.0276		0.0220	0.0010
非鉄金属								
アルミ	2.020	3.494	0.0335	0.5466	0.0376		0.0158	0.0013
銅製品	1.265	1.921	0.1470	0.1722	0.0981		0.0275	0.0034
その他								
ガラス	1.928	2.182	0.0293	0.3119	0.0014		0.0257	0.0001
ダンボール	1.671	1.454	0.0610	0.1305	0.0145		0.0216	0.0005

- 小林光雄, 稲葉 敦, 中山哲男: "NIRE-LCA" によるアルミニウムの製造に及ぼす電源構成の影響, 日本エネルギー学会誌, 74, 1, 46~52 (1995)
- 「基礎素材のエネルギー解析調査報告書」, ㈱化学経済研究所, p. 38 (1993.9)
- "OEKOBILANZ VON PACASTOFFEN STAND 1990", Schriftenreihe Umwelt Nr. 132,

herausgegeben vom Bundessamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, Februar (1991)

- 内山洋司, 山本博己: 「発電プラントのエネルギー収支分析」, 電力中央研究所報告, Y90015 (1990)
- 化学工学会: 「梱包材におけるEPS (発泡ポリスチレン) のパルプモウルトの環境影響評価」, ㈱化学

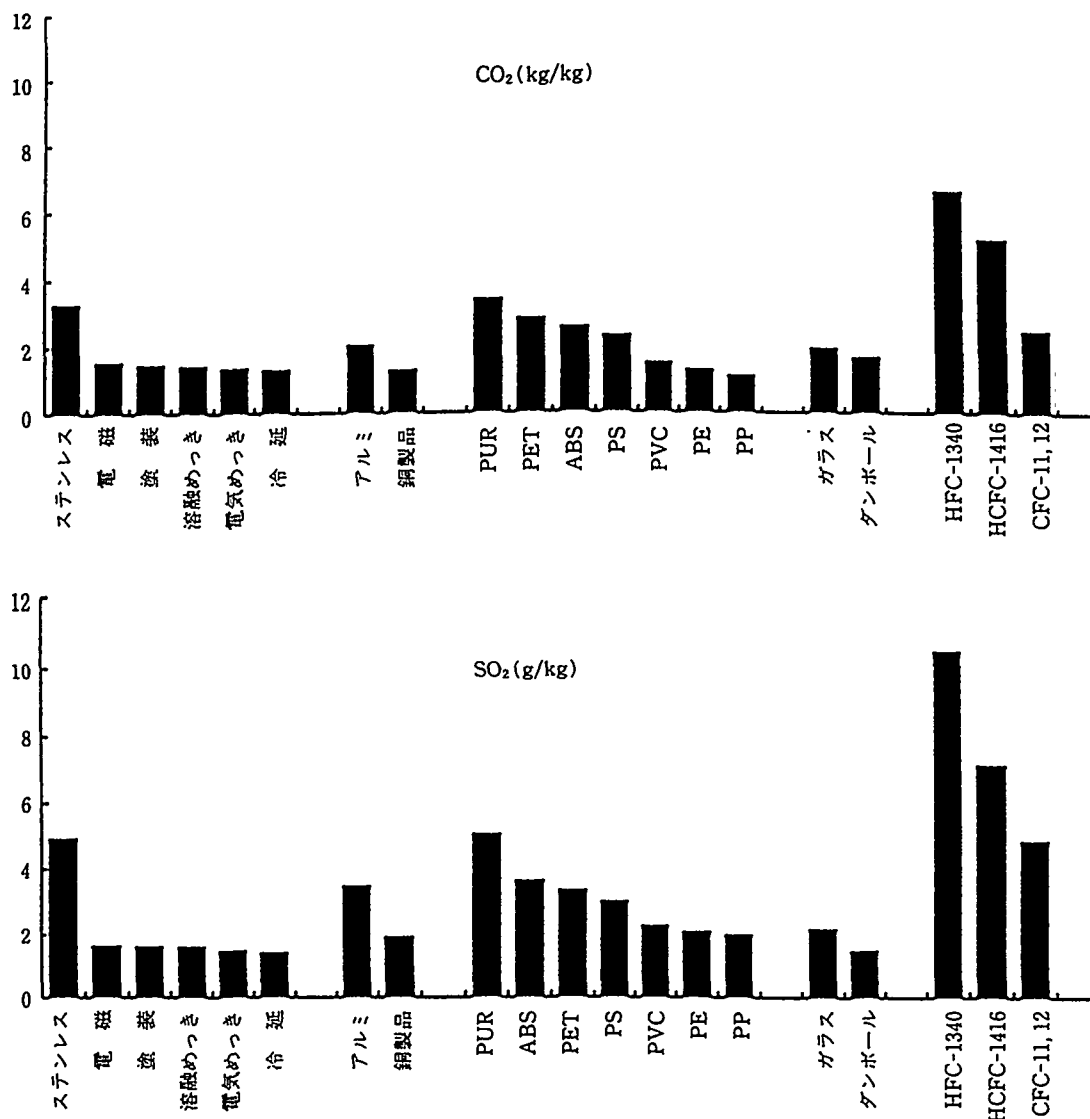


図9 各素材のCO₂及びSO₂排出原単位

工学会, (1993.3)

- 7) 湯浅俊昭, 高橋 勝: 地球環境問題と電源構成, エネルギー経済, 17, 8, 27~39 (1991)
- 8) 「アジアのエネルギー利用と地球環境」, 科学技術庁科学技術政策研究所編, 大蔵省印刷局 (1991)
- 9) 安藤淳平: 世界の排煙浄化技術, 石炭技術研究所 (1990)
- 10) "Simapro, the software tool to analyse and develop environmentally sound product", Pre Consultants, Bergstraat 6, 3811 NH Amesfoort, The Netherlands, (1993)
- 11) 内山洋司, 山本博己: 「発電プラントの温暖化影響分析」, 電力中央研究所報告, Y91105 (1990)
- 12) 「環境負担性評価システム構築のための基礎調査研究」, 調査報告書—金属素材インベントリーデータ—, 未踏科学技術協会環境負担性評価調査委員会, 平成7

年3月

- 13) 「資源・エネルギー面からの超伝導技術に関する調査—超伝導発電機を中心として—」, 科学技術庁資源調査所
- 14) 資源統計年報, 通産省大臣官房調査統計部 (1993)
- 15) 「プラスチック製品の使用量増加が地球環境に及ぼす影響評価」, プラスチック処理促進協会 (1993.3)
- 16) 石油化学工業の現状, 石油化学工業協会, p. 4 (1992)
- 17) 「'94 日米化学品のコストと価格」, シーエムシー (1994)
- 18) セラミックス: 13, 3, p. 214 (1973)
- 19) 「80年代の化学品コスト—第2巻脂肪族製品」, シーエムシー (1979)
- 20) "Process Evaluation/Research Planning"

2.2 国際標準規格の求める内容の検討

2.2.1 一般原則の要求

I S O 1 4 0 4 0 で記される一般原則には、抽象的あるいはあいまいな表現がなされている部分も多く、比較的自由度の高いという性格を有している。しかし、第三者への報告（レポートニング、具体的には開示、公開である。）を行う際には公開者自己に偏重したレポートとなることを防ぐために多くの明確化された制約を設けている。これはD I S（Draft for International Standard）においては主に

shall

という表現でなされる。通常国際規格がJ I S化される際にはshallは

「・・・とする」

「・・・による」

「・・・すること」

「・・・(の) こと」

「・・・(し) なければならない」

「・・・とおりとする」

「・・・する」

などと訳される、指示あるいは要求である（以上J I S Z 8 3 0 1－1 9 9 0より引用）ことから、その対応が必須となる。

2.2.2 L C A結果の（第三者への）報告書が具備すべき内容

D I S 1 4 0 4 0によれば、「第三者報告書は、以下の項目を記述していなければならない(Shall)」とある。したがって、ここでは各項目に関して逐一原調査に立ち返り、その記述を具備させることで再構成を行うこととする。項目によっては特に触れられていないもの、不完全なものも混在するが、改めて記述可能なものは「 」書きで記した。また、インパクトアセスメントなど、そもそもの研究で全く触れられていない項目もあるが、それについても項目の存在だけは明記している。

[一般項目]

(1) LCA委員、LCA実施者

「エネルギー使用合理化手法国際調査小委員会」

(2) 報告日

「1995年7月」

(3) 本研究が本国際規格に準拠して実施されたことの宣言

これに関しては現時点で記載することは不能である。

[目的 (Goal) と範囲 (Scope) の定義]

(1) 目的 (Goal)

① LCAスタディ実施の理由 (shall)

「日本国におけるLCA研究の議論に資するため」

② LCA結果の用途 (shall)

「代替フロンの使用前後による環境負荷の比較」

③ 対象報告者 (shall)

「報告書の一般読者」

(2) 範囲 (Scope)

① 正当性を有する変更内容

これに関しては、報告自体が第1次検討のため特に該当しない。

② 機能

a: 性能特性の記述 (shall)

「以下に示すわが国で最も標準的な冷蔵庫

- ・ 冷凍冷蔵庫
- ・ 有効内容積400l前後
- ・ 4扉トップフリーザータイプ

・その他各社の標準仕様のもの（製氷装置等のオプションはないもの）」

b：比較における付加的機能の省略内容（shall）

これに関しては報告中には特に具体的な記述はなされていない。

③ 機能単位

a：定義（shall）

「前述の機能を有する通常の冷蔵庫
1台が有する包括的機能」

b：目的と範囲との整合性（shall）

「整合性を確保している」

c：性能測定の結果（shall）

「想定される一般的な冷蔵庫の性能
は各々同等である」

④ システム境界

a：環境基本流としての製品システムへの
入力および出力項目

報告中にはシステム境界における
入出力に関して環境基本流としての
整理・定義は特に行われていないが、
その代わりとしてエネルギー、基本
構成素材を第2.2.1表に掲げている。

b：データの採用・不採用の判断基準

これについては報告中には記述さ
れていない。

c：ライフサイクル中の省略段階項目、省
略プロセス、省略データ（shall）

「以下の事項に基づき、外注を含む
可能な限りの全製造過程を調査対象
とした。

第2.2.1表 冷蔵庫の原材料質別重量
（梱包材を含む）

材料・材質名		製品出荷質量		計算上の処理
		フロン 対策前	フロン 対策後	
鉄鋼	塗装鋼板	10.31	10.82	電気めっき+熱延
	めっき鋼板	11.18	11.07	電気：非電気=1：1
	ステンレス鋼板	0.24	0.56	
	電磁鋼板	2.96	2.95	
	冷間圧延鋼板	8.62	8.73	
	その他鉄鋼	3.59	4.10	冷延鋼板に加算
鉄鋼 小計		36.90	38.22	
銅	銅線	1.38	1.56	区別せず
	銅管ほか	1.80	1.68	銅圧延製品
銅 小計		3.18	3.24	
アルミ		0.98	1.07	
その他金属		0.07	0.07	無視
ABS		6.27	6.19	
PS		8.71	8.65	
PP		8.55	8.66	
PE		0.40	0.40	
PVC		2.20	2.20	
PET		0.01	0.01	
その他熱可塑性樹脂		1.38	1.40	PSに加算
PUR		6.82	7.66	
フェノール系		0.06	0.06	PURに加算
ポリエステル系		0.00	0.00	PURに加算
アクリル系		0.14	0.14	PURに加算
その他熱硬化性樹脂		0.16	0.16	PURに加算
冷媒	特定フロン	0.20		FC-12
	代替フロン		0.18	HFC-134a
発泡剤	特定フロン	0.84		CFC-11
	代替フロン		0.69	CFC 141b
冷凍機油	鉱物油	0.18		無視
	エステル		0.24	無視
系油				
ガラス		0.24	0.24	
木材		0.34	0.33	
紙		6.53	6.76	
その他		1.70	1.81	無視
合計		85.84	88.40	

- ・海外での資材調達範囲外とする
- ・製造は日本国の内生に限定。
- ・生産国からの輸出以降を考慮
- ・日本国内での素材・原料の陸上輸送は省略」

d：単位プロセスの初期表示（shall）

「資材・部品等の海外生産地からの輸出以降、可能な限り外注を含む全製造過程、輸送段階、使用段階、および廃棄段階」

ただし、全体のフローチャートを添付することが望ましい。

e：負荷配分の決定（shall）

「物理的パラメータ（製品重量）による負荷配分を採用」

⑤ データカテゴリ

a：データカテゴリの決定

「大気汚染物質」

b：各データカテゴリの詳細記述

「大気汚染物質：CO₂およびSO₂」

c：エネルギー単位によるエネルギー入出力の定量化（shall）

これに関しては報告中にまとめられていない。

d：電力に関する前提条件（shall）

「以下に示すとおり。

- ・電力 1 MJ の製造にかかわる汚染物質の排出

燃料種別のそれぞれの発電による排出量を電源構成に応じて比例配分して算出。

- ・日本の電源構成

平成 6 年電気事業審議会による 1992 年度実績値を採用。ただし地熱発電は無視。

- ・燃料別電力 1 MJ の製造にかかわる排出

燃料の発熱量と我が国の平均的な発電効率により燃料使用量を求め、汚染物質の排出量が燃料使用量に比例するものとして算出。

- ・石油火力発電

「平成 5 年度電力需給の概要」の石油使用量とその発熱量の数値に基づき、原油対重油の利用比率を 45.2：54.8 と設定した。また単位使用量に対する汚染物質の排出については原油焚きの場合も重油焚きと同等と仮定して計算。

・水力発電

水力発電により 1 MJ の電力を得るために 100 kg の用水が用いられるものと設定。この場合汚染物質の排出はなし。

・原子力発電

B U W A L 4) 及びPre-Simapro 10) から引用。また原子力発電における入力はすべて原材料として記載した。CO₂、SO₂以外の汚染物質の排出は同様にB U W A L 4) から引用。

第 2.2.2 表および第 2.2.3 表に、上記の前提で算出された電力 1 kWh 当たりのCO₂とSO₂の排出量を示す。」

第 2.2.2 表 燃料種別の発電の収支

項目名	石炭火力	石油火力	LNG火力	原子力	水力
投入するもの	石炭 1 kg	原油 0.548 kg 電力重油 0.452 kg	LNG 1 kg	電気 0.55555 kWh ウラン鉱石 0.00272 kg 石炭 2.467 MJ 重油 0.009 MJ 天然ガス 1.159 MJ	水 100 kg
大気圏排出物	Particle 0.00126 kg CO ₂ 2.351 kg SO ₂ 0.00158 kg C _x H _y 0.00003 kg NO _x 0.00850 kg N ₂ O 0.00044 kg CO 0.00293 kg	Particle 0.00082 kg CO ₂ 3.089313 kg SO ₂ 0.00264 kg C _x H _y 0.00004 kg NO _x 0.0082 kg N ₂ O 0.00062 kg CO 0.00062 kg	Particle 0 kg CO ₂ 2.6884 kg SO ₂ 0.00000145 kg C _x H _y 0.00027 kg NO _x 0.00874 kg N ₂ O 0.00023 kg CO 0.00138 kg	Particle 0.000236 kg CO ₂ 0.3273 kg NO _x 0.000761 kg SO ₂ 0.001545 kg NO _x 0.000761 kg C _x H _y 0.000034 kg CO 0.000019 kg HF 0.000005 kg	
水圏排出物				F 0.001005 kg SO ₄ 0.000213 kg NO ₃ 0.000238 kg CL 0.000013 kg Na 0.000165 kg NH ₃ 0.000466 kg Fe 0.000002 kg CaF ₂ 0.001173 kg 固体 0.001903 kg	
固体排出物					
発電電力量	電気 25.93×Fcoal MJ	電気 43.08×Foil MJ	電気 54.38×Fgas MJ	電気 1000.0 MJ	電気 1.0 MJ

第 2.2.3 表 1 kWh 当たりの排出

	CO ₂ (kg/kWh)	SO ₂ (kg/kWh)
electricity Japan kWh	0.421825	0.000345757

e : 燃焼熱 (shall)

この項目に関しては本報告にはまとめられていない。

f：含まれる漏洩排出物

「本調査では考慮せず」

⑥ 初期入力および出力の初期に含まれる項目の閾値

a：閾値および前提条件の記述 (shall)

「前出 第 2.2.1 表参照」

ただし入出力選択に関する明確な閾値の記述はなされていない。

b：結果に関する選択の影響 (shall)

この項目に関しては記述がなされていない。

c：採用された質量、エネルギーおよび環境負荷閾値

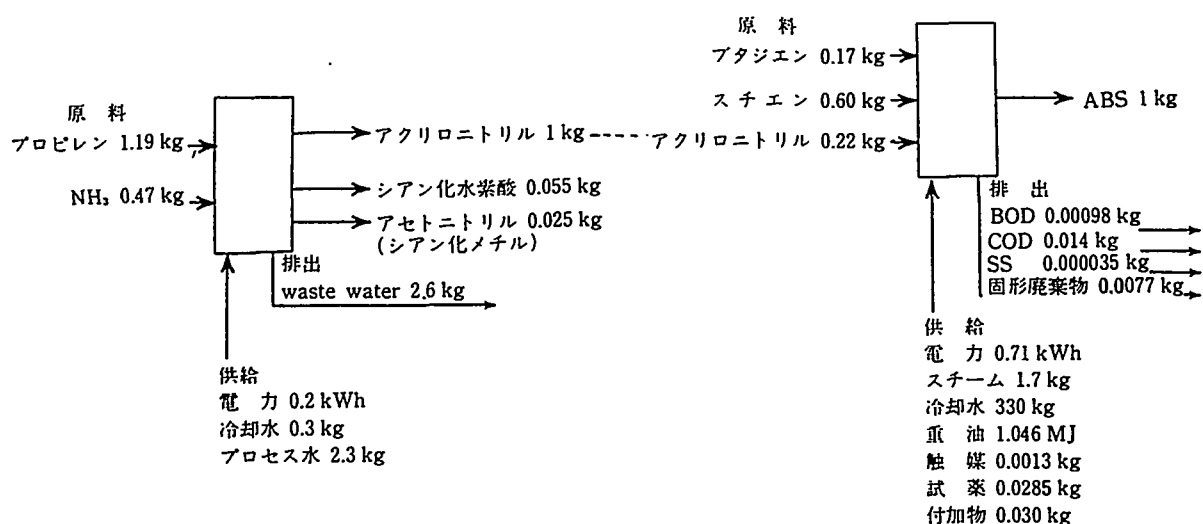
「第 2.2.1 表 (前出) および第 2.2.1～2.2.6 図に示す」

ただし、特定に閾値に関しては記述されていない。

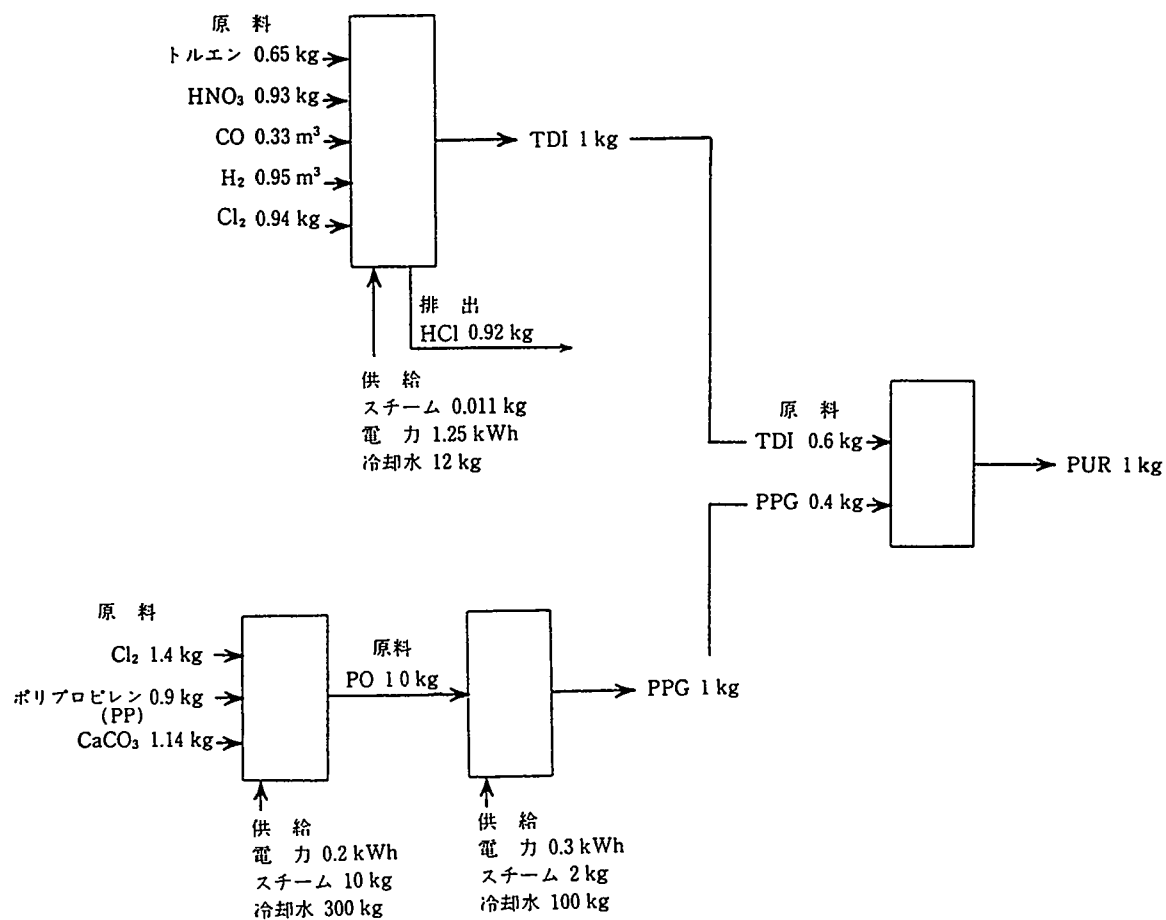
⑦ データ品質に関する要求事項

この事項に関しては ISO 14040 の要求に基づく記述はなされていないが、代わって以下のように記載されている。

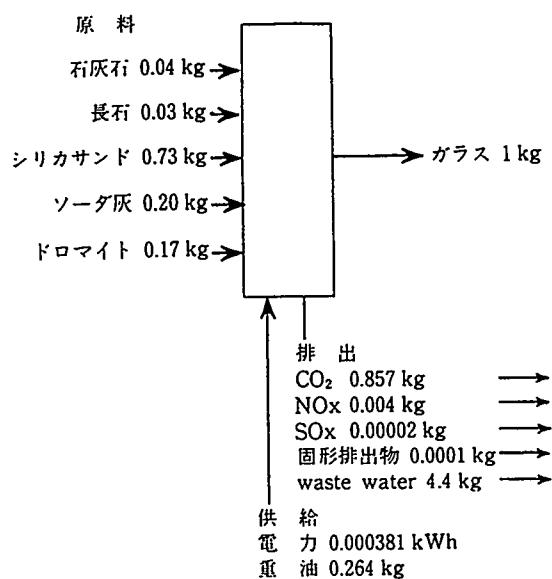
- ・日本電機工業会冷蔵庫技術専門委員会が冷蔵庫メーカー各社の同意を得て、1994 年 9 月に調査・整備した電気冷蔵庫の諸元データを使用。
- ・日本の冷蔵庫業界として横断的な標準値を使用。
- ・調査対象が多岐にわたるものは、主要対象の精査データを基礎に、合理的と思われる手法で推算。



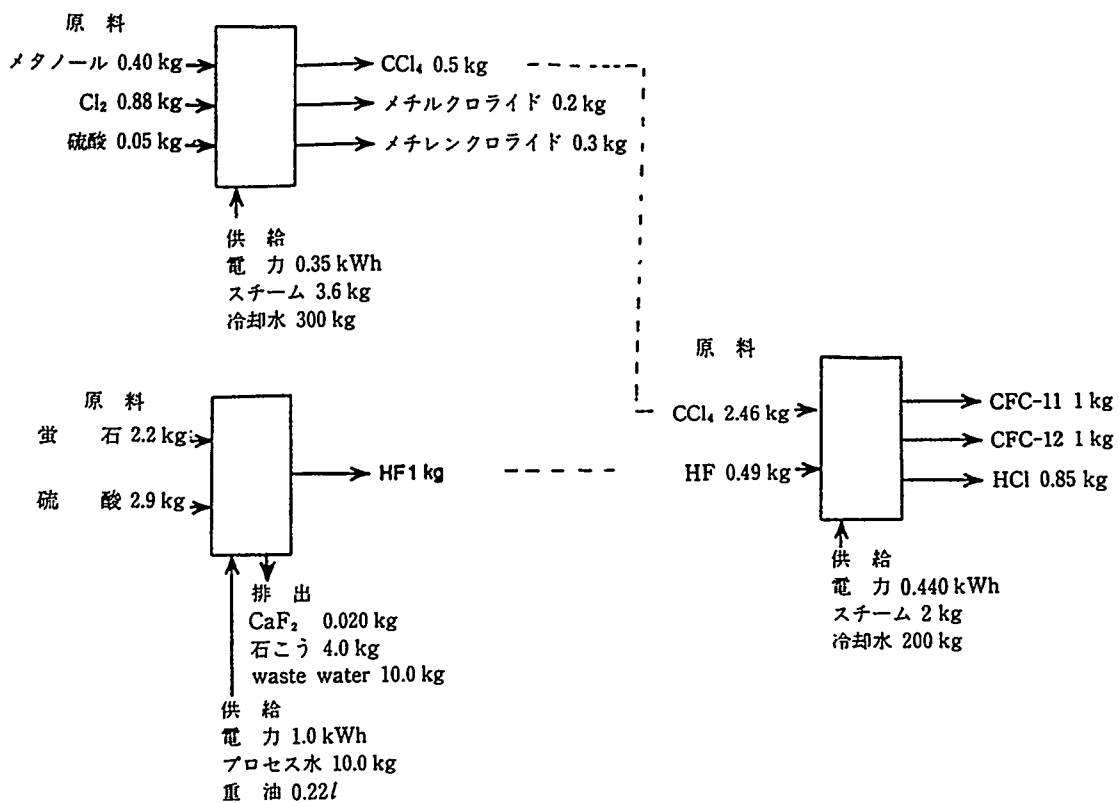
第 2.2.1 図 ABS の製造工程



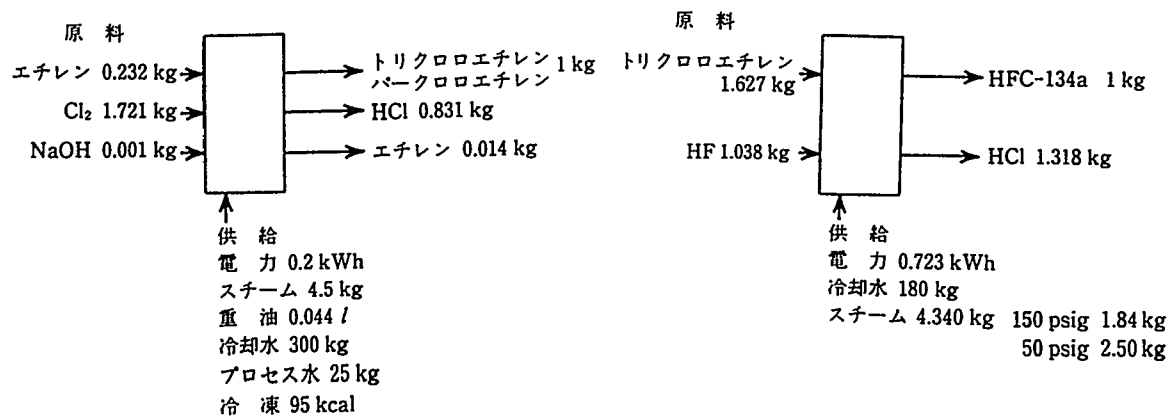
第 2.2.2 図 ポリウレタンの製造工程



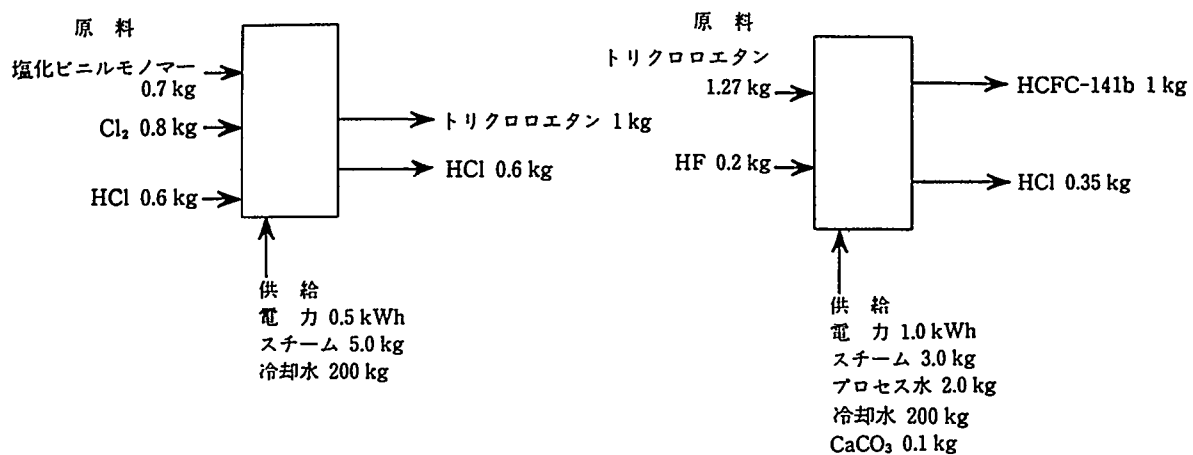
第 2.2.3 図 ガラスの製造工程



第2.2.4図 フロン11、フロン12の製造工程



第2.2.5図 HFC-134aの製造工程



第2.2.6図 HCFC-141bの製造工程

[インベントリ分析]

(1) データ収集と算出法

① データ収集法

a : 材料調達及び製造段階のエネルギー使用・排出物

「日本電機工業会冷蔵庫技術専門委員会の調査・整備（１９９４年９月実施）による日本の冷蔵庫業界として横断的な電気冷蔵庫データの標準値を使用。

ただし、調査対象が多岐にわたるものは、主要対象の精査データを基礎に、合理的と思われる手法で推算。その結果を第 2.2.4 表に示す。」

b : 素材の製造と電気使用による排出

「エネルギー使用合理化手法国際調査小委員会・報告書：“ライフサイクルアセスメントにおける基礎素材の製造データ”を使用。

CO₂とSO₂の排出に関しては日本国内データとして見直し。

その他の汚染物質の排出に関してはBUWAL⁴⁾を引用。

これらの内容を第 2.2.3 表（前出）および第 2.2.5 表に示す。」

c : 流通段階

「東京・大阪間の全数無条件輸送、10 tトラック使用（軽油消費）を仮定。

その内容を第 2.2.6 表に示す。」

第 2.2.4 表 冷蔵庫の原材料調達・製造段階

エネルギー・環境負荷物質			消費・排出量		計算上の処理
			対策前	対策後	
電気 kWh			70.76	70.76	
重油 l			1.83	1.83	
灯油 l			0.41	0.41	軽油として処理
都市ガス m³			2.19	2.19	LNG として処理
LPG m³			5.45	5.45	LNG として処理
水 t			4.87	4.87	
洗浄剤	アルカリ系	kg	0.05	0.05	無視
	塩素系	kg	0.04	0.04	無視
塗料 kg			0.19	0.19	無視
溶剤 kg			0.04	0.04	無視
表面処理剤 kg			0.08	0.08	無視
触媒 kg			0.00	0.00	無視
接着剤 kg			0.00	0.00	無視
防さび剤 kg			0.01	0.01	無視
潤滑剤 kg			0.10	0.10	無視
その他 kg			0.05	0.05	無視
梱包材	木材・紙・繊維	kg	0.01	0.01	無視
	発泡 PS・PE	kg	0.00	0.00	無視
輸送用燃料（軽油） l			0.78	0.78	10 tトラック
廃油 kg			0.06	0.06	
廃液（ウレタン洗浄液） kg			0.19	0.19	
汚泥 kg			0.22	0.22	
屑金属	鉄系	kg	2.90	2.90	
	銅・アルミ	kg	0.04	0.04	材料重量比で振り分け
部品くず（プラスチックほか） kg			0.23	0.23	不特定固体廃棄物
雑ごみ kg			0.12	0.12	不特定固体廃棄物
その他 kg			0.17	0.17	無視

第 2.2.5 表 素材製造の原単位

	排出量		化石燃料				海上輸送用	
	CO ₂ (kg/kg)	SO ₂ (g/kg)	石炭 (kg/kg)	石油 (kg/kg)	LNG (kg/kg)	ナフサ (kg/kg)	重油 (kg/kg)	LNG (kg/kg)
プラスチック類								
PUR	3.375	5.047	0.1017	1.1894	0.0989	0.7665	0.0760	0.0034
PET	2.798	3.363	0.0457	1.0937	0.1658	0.7517	0.0541	0.0058
ABS	2.541	3.643	0.0392	1.1628	0.0381	0.7391	0.0548	0.0013
PS	2.290	3.042	0.0256	0.9566	0.0249	0.3756	0.0383	0.0009
PVC	1.478	2.294	0.0483	0.5815	0.0470	0.3484	0.0278	0.0016
PE	1.254	2.084	0.0184	0.7781	0.0179	0.8045	0.0453	0.0006
PP	1.078	1.989	0.0176	0.7558	0.0052	0.7984	0.0444	0.0002
鋼板類								
ステンレス	3.273	4.903	0.4026	0.4198	0.1287		0.0697	0.0045
電磁	1.545	1.608	0.5316	0.0871	0.0440		0.0235	0.0015
塗装	1.468	1.584	0.5485	0.0800	0.0399		0.0228	0.0014
溶融めっき	1.430	1.569	0.5422	0.0727	0.0345		0.0203	0.0012
電気めっき	1.356	1.445	0.5446	0.0678	0.0339		0.0225	0.0012
冷延	1.288	1.387	0.5382	0.0578	0.0276		0.0220	0.0010
非鉄金属								
アルミ	2.020	3.494	0.0335	0.5466	0.0376		0.0158	0.0013
銅製品	1.265	1.921	0.1470	0.1722	0.0981		0.0275	0.0034
その他								
ガラス	1.928	2.182	0.0293	0.3119	0.0014		0.0257	0.0001
ダンボール	1.671	1.454	0.0610	0.1305	0.0145		0.0216	0.0005

第 2.2.6 表 冷蔵庫の流通・販売段階の投入エネルギー

エネルギー・ 環境負荷物質	消費・排出量		計算上の処理
	対策前	対策後	
軽油 l	4.68	4.68	10 tトラック

d：使用段階の消費電力量

「以下の測定に伴い、約 63kwh/月・台と定めた。

測定法：「JIS-B法」(ISO規格準拠)による測定値(一部データを補正加工)

測定装置：JQA(日本品質保証機構)保有の標準試験装置

測定時期：1994年8月

フロン対策前の電力消費量：フロン対策後の実測値に対して-5%ものと推算。

冷蔵庫使用期間：12年

これらの内容を第2.2.7表に示す。」

第 2.2.7 表 冷蔵庫の使用段階の消費エネルギー

エネルギー・ 環境負荷物質	消費・排出量		計算上の処理
	対策前	対策後	
電気 kWh/台・月	63.4	66.7	
ライフタイム 12 年として kWh	9129.6	9604.8	

e：廃棄処分段階

「中間処理業者による破碎処理を想定した。

- ・ 特定フロンに関しては回収業者又は中間処理施設で回収、分解処理される。
- ・ リサイクル材料は鉄、アルミニウム、および銅のみとした。
- ・ 冷蔵庫一台当たりの回収率を第 2.2.8 表のように仮定した。
- ・ 中間処理段階での使用エネルギーは第 2.2.9 表に基づき、冷蔵庫 1 台の重量に比例配分を行った。
- ・ 非回収物に関しては全て最終処分場に輸送されるものとした。
- ・ シュレッダーダスト埋め立て時の使用エネルギーに関しては、受け入れごみ 1 kg 当たりの数値を単位と考え、第 2.2.10 表に示す値を使用した。
- ・ 最終処分場の浸出水処理にかかるエネルギー消費と環境負荷に関しては第 2.2.11 表に示す値を使用した。ただし浸出水処理で消費する薬品等の製造工程に関しては省略した。
- ・ 廃棄物の輸送に関しては全てトラックによるものとし、その必要量を第 2.2.12 表のように仮定した。トラック輸送に際しての汚染物質排出データはプラスチック処理促進協会の報告書に基づいて算定したが、その際 SO_x を機械的に SO_2 として処理を進めた。その内容を第 2.2.13 表に示す。
- ・ 特定フロンの破壊処理に必要なエネルギー及び汚染物質の排出物は第 2.2.14 表に示す値を使用した。」

第 2.2.8 表 中間処理施設での鉄鋼、銅、アルミニウムの回収率

再生材料	鉄鋼	銅	アルミニウム
回収率(%)	97.4	36.4	36.4

第 2.2.9 表 中間処理施設での使用エネルギー

項 目	条 件	備 考
全搬入量	約 1000 t/d	
消費エネルギー	電力 34 万 kWh/月 =1.55 万 kWh/d	シュレッダー等の稼動用 稼動日数 22 d/月
	軽油 600 l/d	油圧ショベル等

第 2.2.10 表 埋立作業時のエネルギー原単位

プロセス	投 入 物
埋立作業 受け入れごみ 1 kg	軽油 9.4×10^{-4} l/kg

第 2.2.11 表 最終処理場から浸出水処理に掛かるエネルギー消費と環境負荷原単位

プロセス	投 入 物	排 出 物
浸出水処理 受け入れごみ 1kg	浸出水処理時の消費電力 2.0×10^{-3} kWh/kg	
	浸出水処理で消費する薬品等	放流負荷
	FeCl ₃ 1.3×10^{-4} kg/kg	BOD* 2.8×10^1 mg/kg
	高分子 2.6×10^{-6} kg/kg	COD* 6.8×10^1 mg/kg
	メタノール(50%) 8.5×10^{-5} kg/kg	SS* 6.0×10^1 mg/kg
	活性炭 1.6×10^{-4} kg/kg	
		汚泥** 1.6×10^{-3} m ³ (Wet)/kg

(注) * 浸出水処理後放流負荷(排出濃度に関しては「～以下」というデータであるので、最大値を採用した)

** 浸出水処理に伴い発生する汚泥

第 2.2.12 表 トラック輸送の軽油必要量

プロセス	運ぶ物	車両	積載可能量	往復輸送距離
販売店→回収業者	冷蔵庫	2 t	1.2 t(6 割)	30 km
回収業者→中間処理施設	冷蔵庫	4 t	2.4 t(6 割)	50 km
中間処理施設→再生業者	鉄/アルミ/銅	20 t	12 t(6 割)	40 km
中間処理施設→再生業者	アルミニウム	20 t	12 t(6 割)	40 km
中間処理施設→最終処分場	シュレッダーダスト	10 t	6 t(6 割)	10 km

第 2.2.13 表 陸上輸送の排出原単位

	燃料消費	CO ₂		SO ₂		NO _x	
	(km/l)	(kg/km)	(kg/l)	(kg/km)	(kg/l)	(kg/km)	(kg/l)
20 tトラック(軽油)	2.2	1.180	2.596	0.00145	0.00319	0.00364	0.008008
15 tトラック(軽油)	2.7	0.962	2.5974	0.00118	0.003186	0.00297	0.008019
10 tトラック(軽油)	3.5	0.742	2.597	0.00091	0.003185	0.00229	0.008015
4 tトラック(軽油)	6.5	0.472	3.068	0.00056	0.00364	0.00145	0.00943
2 tトラック(軽油)	8.0	0.323	2.584	0.00040	0.0032	0.00100	0.00800
BUWAL(軽油)	(km/l)	(kg/MJ)	(kg/l)	(kg/MJ)	(kg/l)	(kg/MJ)	(kg/l)
	2.63	0.07603	2.96	0.0000941	0.00362	0.0011706	0.0450

(軽油 9200 kcal/l=38.484 MJ/l)

第 2.2.1 4 表 特定フロン破壊処理

		フロン-11	フロン-12
投入			
Ca(OH) ₂	kg	0.00123	0.00140
HCl(35%)	kg	0.00007	0.00008
水	kg	0.033	0.033
電気	kWh	0.650	0.650
灯油	m ³	0.00018	0.00018
排出物			
蛍石	kg	0.00028	0.00064
CaCl ₂	kg	0.00120	0.00091
CO ₂	m ³ _N	0.000162	0.000184

⑧ 単位プロセスの定量的、定性的表示 (shall)

「本研究で検討した単位プロセスに関し、各素材に関する製造工程ごとに示した(前出第 2.2.1 ~ 2.2.6 図)」

⑨ 公開文献データ源 (shall)

「本研究で用いられたデータ源は以下のとおりである。

- a : エネルギー使用合理化手法国際調査小委員会：「ライフサイクルアセスメントにおける基礎素材の製造データ」、(社)産業環境管理協会、環境管理、31、6、p. 72 ~ 84 (1995)
- b : B U W A L : “OEKOBILANZ VON PACKSTOFFEN STAND 1990”, Schriftenreihe Umwelt Nr.132, herausgegeben vom Bundessamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern Februar (1991)
- c : 「プラスチック製品の使用量増加が地球環境に及ぼす影響評価」、プラスチック処理促進協会、平成 5 年 3 月(1993)」

⑩ 計算手法 (shall)

「通商産業省 工業技術院 資源環境技術総合研究所によるソフトウェアプログラム：N I R E - L C A を用いて実施した」

⑪ データの検証

- a : データ品質の評価 (shall)

これに関しては実施していない。

b：欠損データの取り扱い法の確認 (shall)

これに関しては特に記述されていない。

⑫ システムの再設定のための感度分析 (shall)

これに関しては実施していない。

⑬ 負荷配分の原則と手法

a：手法の記述と公正化 (shall)

「複数製品を持つプロセスに対しては重量比による負荷配分を適用した。」

b：手法の一般的な適用 (shall)

「重量比による負荷配分を全てのプロセスに対して適用した。」

(2) L C I スタディの制約条件の定義

① データ品質評価と感度解析

これに関してはデータ品質評価、感度解析のいずれも未実施のため特に記述されていない。

② 製品機能と機能単位

特に記述されていない。

③ システム境界

「以下をシステム境界と定めた。

・資材・部品等の海外生産地からの輸出以降、可能な限り外注を含む全製造過程、輸送段階、使用段階、および廃棄段階」

ただし、全体のフローチャートを添付することが望ましい。

④ データ品質評価と感度分析によって得られた制約条件

これに関しては未実施のため特に記載無し。

⑤ 結論と提言

これに関しては特に記載されていない。

[環境影響評価]

環境影響評価に関しては以下の項目が検討・記述されていなくてはならないが、本調査ではいずれも未実施であり触れられていない。

- (1) 評価手法
- (2) 影響評価結果

[解釈]

解釈に関して、以下の項目が記述されるべきであるが、本調査では未実施のため触れられていない。

- (1) 結果
- (2) 手法とデータに関連した結果の解釈に関する前提条件と制約条件。
- (3) データ品質評価。

[クリティカル・レビュー]

LCA結果の公表に関してクリティカルレビューは必須であり、以下の項目があるがこれに関しては本調査では未実施であり、特に触れられていない。

- (1) 審査員 (reviewer) の氏名と所属。
- (2) クリティカル・レビュー報告書。
- (3) 推奨事項に対する意見 (responses)

[比較主張における要件]

比較主張においては、以下の問題点を報告しなければならない (Shall) とされているが、本調査では特に触れられていない。しかし、本調査はそもそも比較主張を目的としたものではないため、記載自体が必要とされない。

- (1) 原材料流およびエネルギー流の分析
- (2) データの精度、完全性、代表値の評価
- (3) 製品システムの等価性の記載
- (4) クリティカル・レビュープロセスの記載

2.3 インベントリ分析に関する規格ISO14040

ISO14040は一般原則に関する規格であるが、14041は特にインベントリ分析に焦点をあてたより具体的な規格が検討されている。また、ISO/TC/207/SC5の国際会議ではその下にワーキンググループ(WG)2および3が組織され、WG2においてはGeneric、WG3においてはSpecificな議論がなされている。特にWG3はわが国がそのコンビーナの役割を果たしており、今後の規格化作業に果たす役割は大きい。

このような中で、本委員会のメンバーが中心となってインベントリ分析の主要な事項に関して、その理解を助けるためにその記述方法に関する例解を作成した。これは

- ① 機能、機能単位の導出
- ② 製品、システムの比較のための機能の取り扱い
- ③ 機能単位における入出力とシステム境界
- ④ 負荷配分とリサイクルの取り扱い
- ⑤ データ検証
- ⑥ 感度解析

に関して記されたもので、いずれも規格(案)中の抽象的な記述では理解が難しいとされているものである。この内容が1997年春におけるTC207京都総会にも反映され詳細な議論がなされることを期待する。以下に、英語表記でその要部を掲げる。

1. Examples of developing functions, functional units and reference flows

In order to define a functional unit, the following steps must be distinguished :

- functions
- functional unit
- ways of calculating performance
- reference flow.

The flow of these steps is depicted in Figure 1-1 with an example of paint.

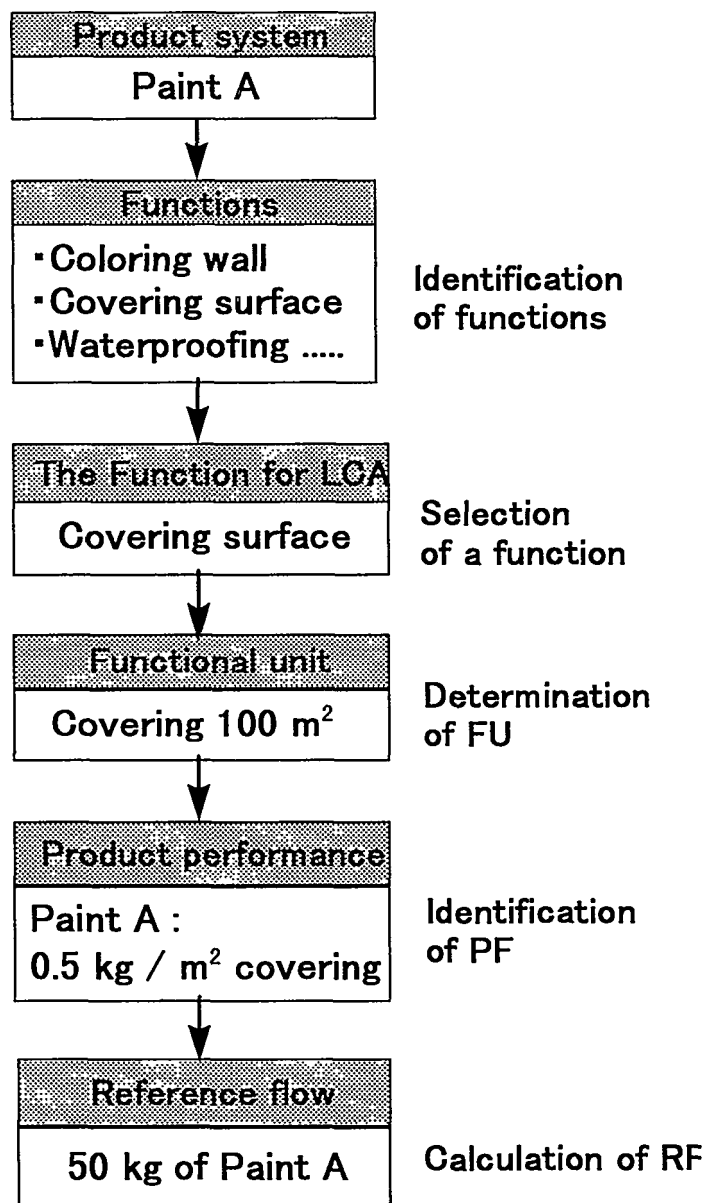


Figure 1-1 Calculation procedure for reference flow

1.1 Context of the Standard

DIS14041 states in 5.2.1 that :

- In defining the scope of an LCA study a clear statement on the specification of the performance characteristics (functions) of the product shall be made.
- The functional unit defines the quantification of these identified functions. The functional unit shall be consistent with the goal and scope of the study.
- One of the primary purposes for a functional unit is to provide a reference to which the input and output data are normalised.
- Assuming a given functional unit the amount of product which is necessary to fulfil the function shall be measured. The result of this measurement is the reference flow.

and in 6.3.3 that :

- Based on the refined flow chart and systems boundary, unit processes are interconnected to allow calculations of the complete system. This is accomplished by normalising the inputs and outputs of a unit process in the system to the functional unit. The calculation should result in all system input and output data being referenced to the functional unit.

1.2 Functions

The purpose of the functional unit is to quantify the service delivered by a product. The first step is thus to define the purpose served by the product, i.e. its function.

Examples :

- light bulb : to provide the consumer with a certain quantity of luminosity during a certain period of time,
- glass bottle : to deliver food beverage to the consumer,
- paper towels and hot air drying machine : to dry one's hand.

There might exist systems fulfilling more than one function. In case of comparisons between several technologies or processes, it is then important to ensure the consistency of the systems, by taking into account several functions.

Examples :

- paper recycling : dispose of wastepaper and produce de-inked pulp,
- cogeneration plant : produce steam and electricity.

In these examples, the same functions could be supplied by equivalent systems such as:

- incineration + newsprint production from virgin fiber,
- electric power plant + steam boiler

1.3 Functional unit

The functional unit is the quantification of the previously identified function, which may be the combination of different parameters.

Examples :

- bottle : 150,000 liters of food liquid delivered to the consumer (or 1 liter),
- hand drying products : 1,000 pairs of hand whose moisture must be decreased from 90 % down to 25 % (or 1 hand pair).

In the case of multifunctional units, the different quantities are sometimes linked together.

Examples :

- paper recycling system : dispose of 1 tone wastepaper and product 800kg newsprint,
- cogeneration plant : produce 300 ton/h steam at 125degrees Celsius, 3 bar and 100 MW electricity.

1.4 Product performance

Assuming a certain functional unit, the purpose is then to define the number, amount or quantity of product which are necessary to fulfill the quantified function represented by the functional unit. This is obviously related to the product's performance, which may be expressed in various ways.

Examples :

- glass bottle : it will be a certain number of bottles, taking into account their capacity, their break rate, their return and reuse rate.

Scenario 1 : If the bottles were only one-way, the performance would only be calculated by dividing the volume to pack (150,000 liter) by the unit

capacity of bottle (1 or 1.5 liter).

Scenario 2 : Another scenario would be that 1 % of 1 liter bottles and 2 % of 1.5 liter bottles break during transport.

Scenario 3 : A third one would be that additionally the bottle are collected with respective return rates of 80 % and 90 % (which means that in average each bottle serves respectively 5 and 10 times).

- hand drying : this will be in one case the number of paper towels (knowing their mass, their absorbency, their strength).

The running time of the drying machine, which defines subsequently the electric power consumed (operating cost), plus the life span, which is obviously to be taken into account in the calculation of performance (off-paying of the investment costs).

1.5 Reference flow

When comparing different products whose purpose is to fulfill the same functional unit, a similar way of calculating the performance is used (typically a standardize test), as described above. But of course, the results of this calculation are different depending on the products.

Examples :

- Paints : Dealing with paints and varnishes, for the single following functional unit :
 - covering 20 m² of wall with an opacity of 98 %

There will be different reference flows depending on the different paints. These will be, for instance,

- 2.31 kg of paint A,
- 1.86 kg of paint B,
- 1.74 kg of paint C, etc.

These reference flows will have been calculated thanks to a standardized test which will determine the performance of each paint.

- glass bottle: If we calculate the reference flows for the different scenario dealing with bottles exposed in the above section, the results are the following, respectively for the 1

and 1.5 liter bottle :

- one way bottles without breaks: 150,000 and 100,000 bottles,
- one way bottles with breaks: 151,515 and 102,041 bottles,
- multi way bottles with breaks: 30,303 and 10,204 bottles.

Recycling of reusing, breaks and losses are obviously linked to the technical quality (solidity ...) of the product but also all the operating chain. They must therefore be integrated in the calculation of the performance of all the system.

1.6 Functional unit and goal of the study

All this shows that the definition of the functional unit is closely bound to the goal of the study. If the goal is to compare equivalent product, a special care will have to be paid in order to ensure that all functions are fairly taken into account. A study focusing on waste management, for instance, should not forget that recycling systems perform other functions than simply disposing of waste, function which should be specifically addressed.

There are many cases where the goal definition of a study gains much and efficiency when getting a feedback of a first approach of the functional unit.

2. Examples of distinguishing functions of comparative systems

2.1 Context of the Standard

DIS14041 states in section 5.2.1 that:

- Comparisons between systems shall be done on the basis of the same function, measured by the same functional unit in the form of their reference flows.
- If additional functions of one or other of the systems are not taken into account in the comparison of functional units then these omissions shall be documented. For example, systems A and B perform functions x and y which are represented by the selected functional unit, but system A also performs function z which is not represented in the functional unit. As an alternative, systems associated with the delivery of function z may be added to the boundary of system B to make the systems more comparable. In these cases, the processes selected shall be documented and justified.

2.2 Worked examples from case study on refrigerators

2.2.1 Overview

Purpose of the study: analysis of variations of environmental emissions by adopting alternative refrigerant.

Systems to be compared:

- refrigerator using refrigerant-A,
- refrigerator using refrigerant-B

Specifications of the products are as follows:

refrigerator with freezer,
effective inner volume of 400 liters,
4-door, top-freezer type,
no optional accessories such as ice maker,
lifetime: 12 years

This type of refrigerator is most popular for household use and be regarded as a “standard” refrigerator by manufacturers. In the analysis, material recycle is not taken into account.

2.2.2 Definition of function, functional unit and reference flow

According to the study of the refrigerators, both systems are assumed to perform the same function, which is “to conserve a given amount of food stock by freezing and refrigerating in a given time”.

The functional unit may be defined as “to ensure the conservation of an average food stock for a day, in normal conditions”.

Since no additional function had been taken into account, the reference flows for each type of refrigerator can be simply defined as follows:

Refrigerator-A : one “standard” refrigerator using refrigerant-A
Refrigerator-B : one “standard” refrigerator using refrigerant-B

Some examples are introduced to show how the reference flow will be influenced when additional functional units are taken into account.

2.2.3 Adjusting performance difference

Example-1 A need of rapid cooling down

If a refrigerator performs to cool down the internal food stock rapidly, it may be a powerful advantage for retailing. To evaluate such performance, the functional unit will be defined as follows:

functional unit : to ensure the conservation of an average food stock for a day, in normal conditions *...by cooling down the food stock within 30 minutes*

It may be possible that a refrigerator using alternative refrigerant has lower ability for rapid cooling down because of its disadvantage of running efficiency. For simplification, assuming that refrigerator-A has an ability to cool down the average food stock within 30 minutes, while refrigerator-B requires 60 minutes, some modification should be needed for the definition of new functional unit. Although it might be lacking some physical accuracy (an accurate estimation should be held considering their heat capacity, heat transfer etc. in order to evaluate the difference between their performance), approving the additional simplified assumption that refrigerator-B has an ability to cool the half of the average stock within 30 minutes, another couple of reference flow provides the equivalent basis.

Refrigerator-A : one “standard” refrigerator using refrigerant-A
Refrigerator-B : two “standard” refrigerators using refrigerant-B

In this brief discussion, additional influences, e.g. increase of the floor occupation, additional requirements of peripheral such as a wall socket for AC power, are neglected.

Example-2 Difference of product’s lifetime

If refrigerator-B is inferior in terms of lifetime duration, it is assumed that refrigerator-B will be replaced earlier than refrigerator-A terminates its life. Obviously, the substitute should have the same specification as refrigerator-B.

Assuming that the lifetime duration of refrigerator-B is only 6 years, which corresponds to just a half of the term described in definition of function, rearranged reference flow leads the equivalency.

Refrigerator-A : one “standard” refrigerator using refrigerant-A
Refrigerator-B : two “standard” refrigerators using refrigerant-B

Example-3 Difference of performance of rapid cooling down and lifetime

Finally, if the refrigerator-B is assumed to be inferior in both ability of rapid cooling and lifetime duration, the last couple of reference flow is introduced.

Refrigerator-A : one “standard” refrigerator using refrigerant-A
Refrigerator-B : four “standard” refrigerators using refrigerant-B

2.2.4 Reconsideration of function or system boundary

When the functions of the life cycle of each systems are compared, there might be some obvious differences. In some cases, the differences are not relate to their mass, volume or performance, it is impossible to normalize the functional unit by numerically arranging the reference flow as described above. In such cases, the function or the system boundary should be reconsidered.

Example-4 Incompatibility of functions

For instance, assume to conduct LCA for the two types of refrigerator shown below. The initial goal of the study is to compare each refrigerator from the LCA point of view. It is clear that the systems describing the life cycle of these refrigerators can not be compared directly

since the services provided by each system are different. Therefore, these functions are not equivalent.

Refrigerator-C : Without freezer
 3-door
 Volume:300 liters
 with standard specifications

Refrigerator-D : With freezer
 3-door for the refrigerator part
 1-door for the freezer part
 Volume: 300 liters for the refrigerator
 100 liters for the freezer part
 with standard specifications

In order to achieve the functions to “refrigerate and freeze”, the life cycle of a freezer can be added to the life cycle of the refrigerator-C. Taking a freezer whose capacity is 100 liters into account, the services provided by refrigerator-C are rearranged, and the comparison can carry out on the basis of the same function (Figure 2-1).

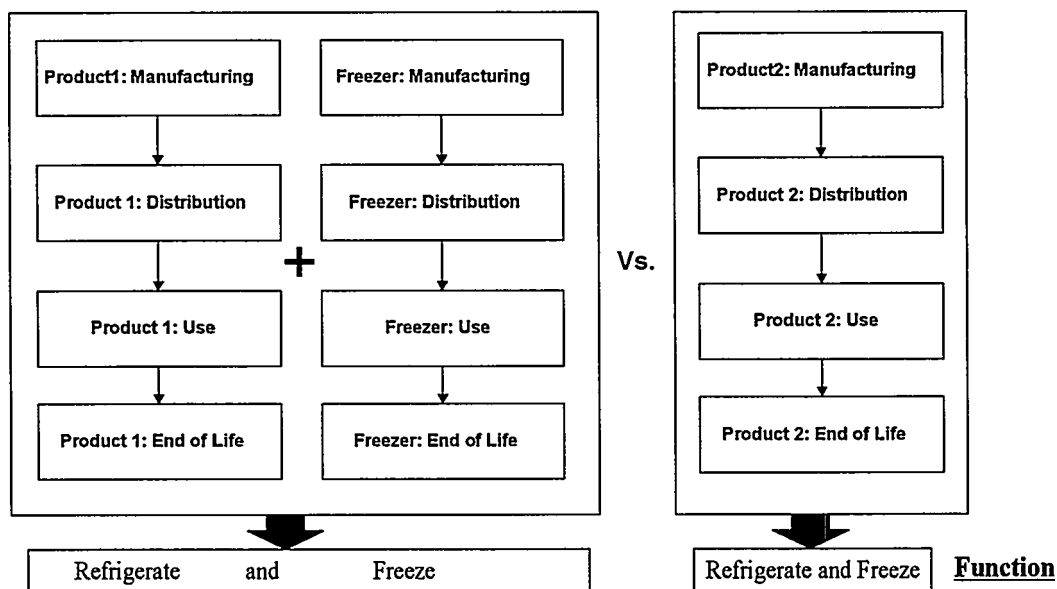


Figure 2-1 Adding the life cycle of a freezer to achieve the same function

Example-5 Handling of co-product

In order to compare the whole life cycle of products, co-products which are produced in manufacturing processes of the materials should be also examined. In the scope of this study, since the manufacturing processes of refrigerant are different from each other, the sorts or the

amount of the co-produced substances also vary. Table.2-1 shows the co-products from each processes to produce two types of refrigerant. Each amount corresponds to manufacturing one “standard” refrigerator.

Consider the case where a chemical product-X (co-product) is produced 0.7 kg more in the process of producing refrigerant-A than in the process for refrigerant-B as shown in Table 2-1. It is possible to deal with the generation of co-product (X) as an additional function. The systems might be regarded to serve “refrigerate, freeze and provide some amount of product-X” (Figure 2-2). In this point of view, the functional unit will be as follows.

functional unit : to ensure the conservation of an average food stock during one day, in normal conditions, *and deliver 1.4kg of product-X*

Table 2-1 Summary of generated co-products from each production system

Refrigerator-A		Refrigerator-B	
Product			
Ref.-A	0.8kg	Ref.-B	0.7kg
Co-products			
Product-X	0.7kg	Product-X	1.4kg
Others	0.64kg	Others	0.58kg

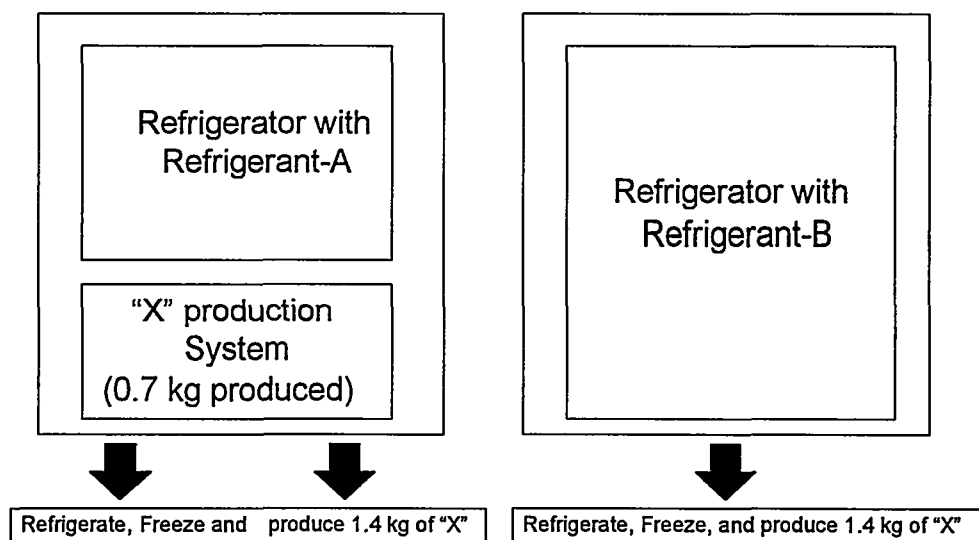


Figure 2-2 Example of consistent system with co-product-X

3. Examples of establishing Inputs, outputs and boundary of unit process

The goal of an LCA study provides direction for the selection of the individual data categories. The selection of individual data categories may include a comprehensive listing of inputs and outputs or may be specific to the particular questions that the study is examining.

All energy flows are typically included in an LCA study since information on these flows are readily available and energy flows have a significant effect on natural resource use and on emissions. While emissions to land, air and water are mainly goal dependent.

Decisions regarding the material flows that are selected for inclusion in the scope of an LCA study will impact on the results. It is important to include all material flows that could affect the interpretation of the study. However, LCA studies have budgetary and time constraints that force an analyst to concentrate only on those material flows that have a significant effect on the questions that the study is examining

3.1 Context of the Standard

DIS 14041 states in 5.2.4 that :

- The initial identification will typically be made using available data, and inputs and outputs should be more fully identified after additional data are collected during the course of the study, and subjected to a sensitivity analysis.
- The criteria and the assumptions on which they are established shall be clearly described.

and in section 5.2.4 that :

- 1) Mass : an appropriate decision rule, when using mass as a criterion, would require the inclusion in the study of all inputs that cumulatively contribute more than a defined percentage to the mass input of the product system being modelled.
- 2) Energy : similarly, a criterion should be established to require the inclusion in the study those inputs that cumulatively contribute more than a defined percentage of the product system energy inputs.
- 3) Environmental relevance : decision rules for environmental relevance criteria should be established to include inputs that contribute more than an additional defined percentage to the estimated quantity of each individual data category of the product system.

and in section 5.2.4 that :

- All of the selected inputs identified by this process should be modeled as elementary flows.

3.2 Determining the unit processes

The unit processes that comprise a product system may be established by reviewing previous published studies. If such studies are not available, an description of the product flow is completed for the product supply and use chains. With this information, specific processes that perform the transformations may be established. Subsequently, a listing of specific sites that are relevant to the goal of the study is prepared.

In order to establish the unit process boundaries, the sites within the population of interest may be contacted to determine the smallest portions of the product system for which data are available. Since there is variability in the specific processes that are performed by a particular site, unit process boundaries are established with a view to minimizing the need for allocation procedures.

Once the unit process boundaries are established, it is necessary to determine the individual data categories for the inputs and outputs that are applicable to each unit process. This may be accomplished by the use of a data availability survey. A data availability survey is sent to a representative sample of sites to establish those inputs and outputs for which information is available. The data availability survey may include information on the material flows, energy flows and individual emissions to land, air and water together with actual or estimated data applicable to those inputs and outputs.

Since there is normally a large number of possible material inputs that could be included on the survey, guidance is provided to the sites to only include those material inputs that will be significant to the goal of the study. It is helpful therefore to establish a suitable cut off criteria. A typical cut off criteria is to include material inputs that have a mass greater than one percent of the output from the unit process. For example if the intermediate or final product from the unit process is 100,000 tonnes per year then only those material inputs that have a consumption of greater than 1 000 tonnes per year need to be listed. However, if there is a specific individual material of interest to the goal of the study then those materials should be included regardless of consumption (e.g., chlorinated solvents).

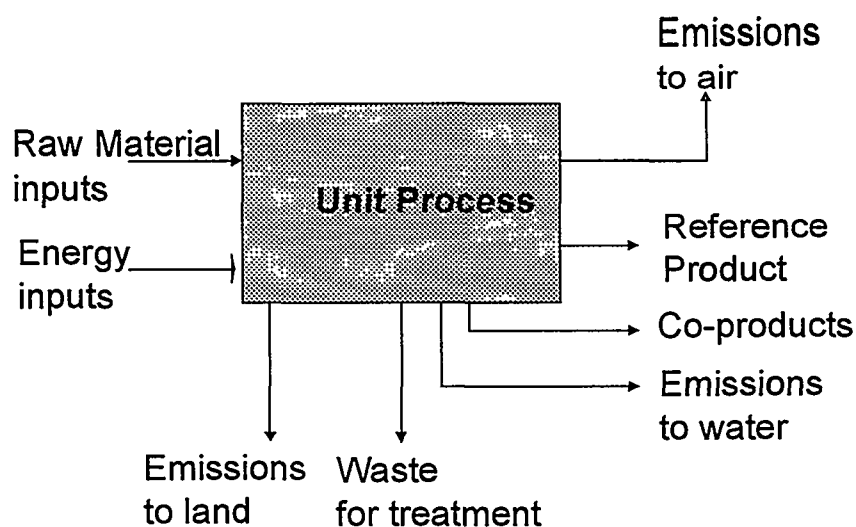


Figure 3-1 Example of unit process description

3.3 Decision rules for inputs to a unit process

The initial scope of a study will establish the process flow and related data categories as outlined above. In the generic process flow diagram found to the right, the product system comprises three unit processes, (Unit Process A through Unit Process C). The main process flow is depicted by the raw material No.1 which is processed through Unit Process A into intermediate product No.5.

Subsequently, No.5 is further refined into the final product in the system. In addition to the raw material inputs, the ancillary inputs to each unit process are shown to the left of each unit process block. For example, Unit Process A has three ancillary inputs, namely, No.2 through No.4.

After preparing the process flow diagram, an initial estimate of the material and energy flows for the product system is prepared.

The information is established from a survey of sites associated with these three unit processes as mentioned above or could be developed from published secondary sources. The inputs to the product system are then related to the functional unit and Table 3-1 is prepared.

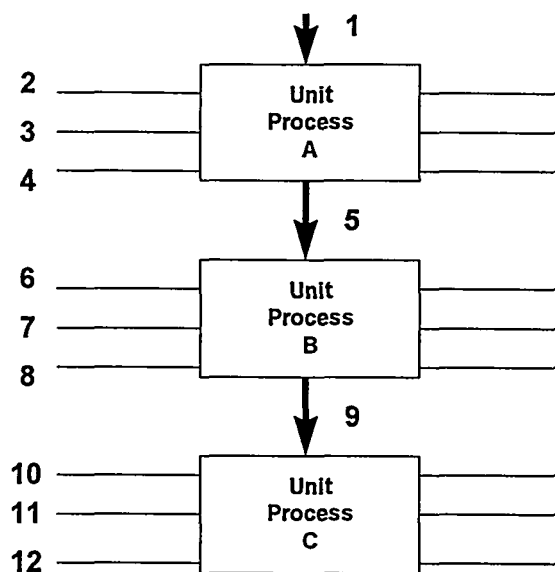


Figure 3-2 Example of process flow diagram

Table 3-1 An example of analysis of material inputs

Material Flow	Total Mass Contribution	Total Energy Contribution
Raw/Intermediate		
1	73.8	12.0
5	****	54.7
final product 9	****	23.4
Ancillary		
2	1.2	0.9
3	0.1	0.1
4	0.1	< 0.1
6	1.7	0.6
7	1.4	0.7
8	0.2	2.7
10	19.8	4.5
11	1.7	0.4
12	< 0.1	< 0.1

*included in the mass of primary raw material No. 1

3.4 Decision rules for mass contribution

Decisions for excluding material inputs based on mass have been used frequently. Rules of thumb such as excluding materials that contribute less than five percent to the mass of a unit process or those that contribute less than one percent to the overall mass of the system have been popularized in the literature. However, from a data quality viewpoint, preference should be given to decision rules that are based on the cumulative contribution to the system under study rather than the contribution of any individual materials. An appropriate decision rule would be to require the inclusion of all materials that have a cumulative total of more than a fixed percentage of the total mass in the product system.

Example 1 :

In Table 3-1, one may establish that the sum of all materials to be included in the study shall be more than 99 % of the total identified mass in the system. Based on this decision rule, material

Nos.3, 4, 8, and 12 may be deemed negligible ancillaries since the cumulative mass of the remainder is over 99.5 % of the total. Negligible ancillaries can be removed from further analysis. If the resulting number of inputs to be examined is still too large for the budget and time available, the cumulative target could be reduced to say 95 % or lower.

Example 2 :

Another method of reducing the effort while maintaining the quality of the study is to make a distinction between material inputs that require data from primary sources and those that could be accounted for with secondary data sources. A decision rule could be established that requires primary data sources for all raw materials that have a cumulative mass greater than 90 %. In this case, raw material No.10 would be held as a primary ancillary and Nos.2, 6, 7, and 11 would become secondary ancillaries. This distinction is important since the treatment of secondary ancillaries may be less rigorous than primary ancillaries.

3.5 Decision rules for energy contribution

Some LCA practitioners end the scoping exercise with an analysis of the mass contribution. This practice can however result in valuable data being discounted. While mass is an important indicator of the significance of materials, some materials are much more energy intensive than others. It is therefore advisable to repeat the mass contribution exercise using energy as the main criteria.

Example 3 :

A decision rule for inclusion may require that the cumulative total of the energy contributed by raw materials exceed 99 %. That being the case, the previous decision to treat material No.8 as a *negligible ancillary* would be overturned due to its energy contribution.

As with the mass contribution decision rule, the threshold value for the energy contribution could be reduced to make the analysis more manageable. The same analysis to distinguish between primary and secondary ancillaries can be performed using the energy contribution criteria.

3.6 Decision rule for environmental relevance

An appropriate decision rule for including material inputs based on environmental relevance is contingent on the purpose of the study. In general terms, a decision rule is formulated based

on percentage of additional loading which the material may contribute to the quantity of an individual data category. A possible decision rule is to include materials whose additional contributions exceed 5 % of the calculated quantity of an individual data category. This analysis is based on the elementary flow of the materials flows in question. Estimates may be taken from published sources or the threshold values may be calculated to determine which materials may surpass that threshold. This analysis is performed for each individual data category in the scope of the study.

4. Examples of applying allocation procedures and handling recycling

Examples of different allocation procedures are included in Annex B of DIS 14041. This section provides additional examples of allocation and recycling.

4.1 Allocation procedure

4.1.1 Context of the Standard

For allocation procedures, DIS 14041 states in section 6.4.2 that:

- [...], the following stepwise procedure shall be applied:
 - (1) Wherever possible, allocation should be avoided by
 - dividing the unit process to be allocated into two or more sub-processes [...].
 - expanding the product system to include the additional functions related to the co-products [...].
 - (2) Where allocation cannot be avoided, the system inputs and outputs should be partitioned between its different products or functions in a way which reflects the underlying physical relationships between them; i.e., they must reflect the way in which the inputs and outputs are changed by quantitative changes in the products or functions delivered by the system. [...].
 - (3) Where physical relationship alone cannot be established or used as the basis for allocation the inputs should be allocated between the products and functions in a way which reflects other relationships between them. For example, environmental input and output data might be allocated between co-products in proportion to the economic value of the products.

4.1.2 Example-1 Physical basis (1)

Distribution transports of packages filled with food from packaging industry to wholesalers/retailers cause significant energy consumption and air-borne emissions. If a life cycle inventory study on the packages is carried out separately from that on their contents, then it is needed to allocate the inventory data between the packages and contents for ascertaining the environmental impacts caused exclusively by the packages.

The amounts of fuel consumption and emission releases by the transports depend upon various factors such as load, speed and road conditions, but this example focuses on weight and volume of the load only. For simplicity, a linear interdependence of the fuel consumption and the load

weight is applied to the truck with load. On the other, the fuel amount consumed by the truck without load on the return way is assumed to be constant, regardless of what is transported (see Figure 4-1). Emissions are also assumed to be caused correspondingly by the transports.

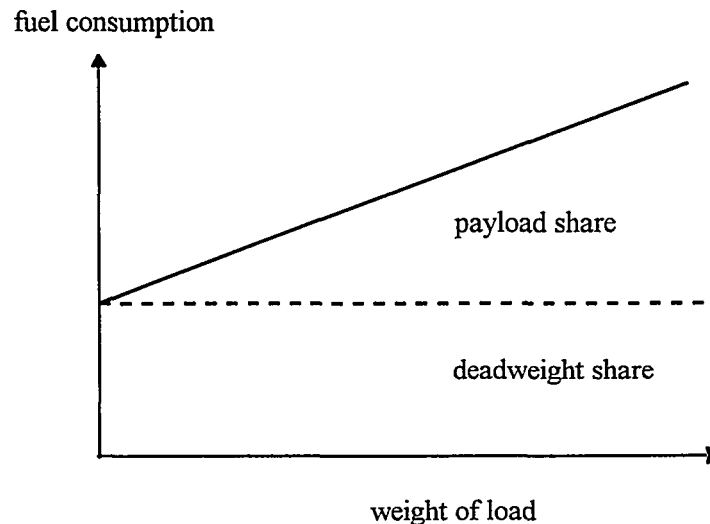


Figure 4-1 Fuel consumption of a track in dependence on the load

The purpose of a transport is moving the largest possible amount of commodities, but a part of the truck capacity is always consumed by packages needed for the transport. Hence, the mass of packages as well as their design have a considerable effect on the maximum load of commodities. For the allocation, first, it has to be checked whether the truck is used up to mass capacity or volume capacity, and the share of the package must be determined. This requires five basic values as follows:

- maximum mass capacity of the truck
- maximum volume capacity of the truck
- density of the contents
- actual load of the contents
- actual load of the packages

The followings are two examples of allocation for mass and volume capacity uses of the truck on the assumption that the maximum capacity of the truck is equal to the actual load:

- 1) Mass capacity use: A truck with a maximum load weight of 40 tons and a maximum payload of 25 tons transports 25 tons of filled packages, i.e., its full mass capacity. The share of packages is 5 tons. This means that 20% of the capacity is consumed by

packages, and, correspondingly, 20% of environmental impacts caused by this transport (deadweight and payload) have to be assigned to the packages.

- 2) Volume capacity use: The same truck is loaded up to volume capacity and carries 17 tons of packages filled with the same commodity. 2 tons of 17 tons of the maximum payload are package. Due to the large volume of the packaging material used, the load of commodities carried is only 15 tons which corresponds to 60% of the maximum payload. 40% of the truck capacity are consumed by packages and, in correspondence to this, 40% of the deadweight transportation of the truck are partitioned to packages. With regard to the overall payload, however, the percentage of packages is only 12%, which means that only 12% of environmental impacts caused by the payload are assigned to the packages.

4.1.3 Example-2 Physical basis (2)

In the LCA study of the following production step:

Crude Milk	=>	Cream	+	Low Fat Milk
1000 g		100 g		900 g
12.6 % fat		99 % fat		3 % fat

inventory data of the production process can be allocated to the cream and low fat milk either in mass or in % fat. The choice of this allocation rule changes largely the impacts allocated to the cream and the low fat milk.

The choice must be made according to the goal of the study, and can be tested using a sensitivity analysis as shown in Example-3 of Section 8.3. However, considering the cream which contains 99% of fat is more economically significant product of the process, the allocation procedure based on the fat content might be appropriate in some cases for this process. The allocation factor for the cream is calculated as $(0.99 \times 100) / (0.126 \times 1000) = 0.79$. This is a physical allocation procedure in cooperation with economical consideration.

4.1.4 Example-3 Economic basis

Bitumen is produced from petroleum refineries as well as other co-products such as gasoline, kerosene, gas oil and fuel oil. The refinery process may yield 5 % by mass of bitumen and 95 % by mass of the other co-products. For simplicity, the petroleum extraction, transportation and refinery process are considered as one unit process with a set $\{D_i\}$ of input and output data, including depletion of petroleum resources, fuel consumption and emissions by

transportation and emissions, e.g., VOC, and waste, e.g., spent catalysts, from the refinery process, as shown in Figure 4-2.

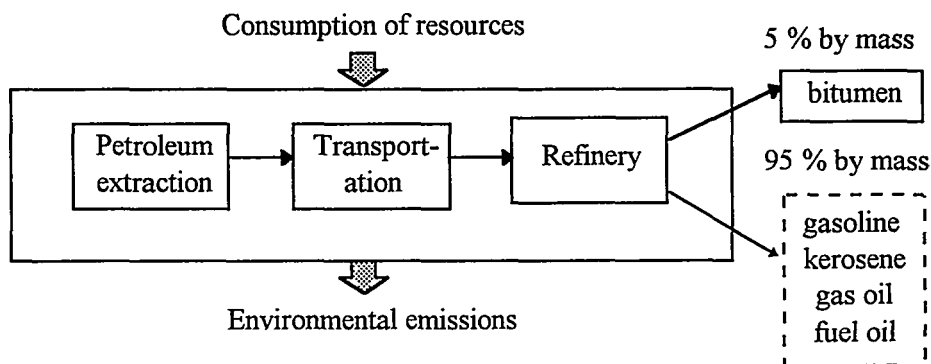


Figure 4-2 Example of bitumen production

There is no way to avoid allocation by identifying a process which only produces bitumen, because all the co-products are made from the same input as crude oil. It would not make sense either to expand the studied system to include all the other co-products, since the bitumen is used for purposes fully different from those of the other co-products.

Therefore, an allocation factor F has to be found which shares the set $\{D_i\}$ of data into bitumen and the other co-products in an appropriate way. All data $\{D_i\}$ multiplied by this factor F will represent of the environment loads which have to be attributed to the bitumen.

The next step is to find out a procedure of physical allocation, i.e., to identify (and justify) a physical parameter which can be used as a basis for calculating the allocation factor. According to ISO 14041, these physical relationships must reflect the way in which the inputs and outputs are changed by quantitative changes in the products delivered by the system.

One procedure which is used to find such a physical parameter is to vary the ratio between the different co-products in order to find out which parameter should be kept constant to keep the data set $\{D_i\}$ unchanged. In the example of the lacquering of different metal parts A and B (see ISO/DIS 14041, Annex B, example 6), a physical parameter (the specific surface of the products to be lacquered) could be identified and justified by such quantitative changes in the products delivered by the system, i.e., by varying the ratio of the two sorts of lacquered metal pieces.

This procedure fails because the ratio between the mass of bitumen and the mass of the other co-products can only be varied in a small range which involves a significant change of the

process parameters including energy consumption. A variation within this small range which keeps all data $\{D_i\}$ unchanged is not possible.

In such a case, any physical parameter, e.g., mass, feedstock energy, thermal conductivity, viscosity, specific mass, etc., could be taken into consideration in order to identify the physical parameter which reflects the underlying physical relationship between bitumen and the other co-products, but none of all these parameters can be justified to be preferable to the other ones. The fact that in this example the ratio between the bitumen and the other co-products cannot be varied with all data $\{D_i\}$ being unchanged, indicates that the physical allocation cannot be applied.

Therefore, the third choice proposed in ISO/DIS 14041, i.e., the economic allocation, can be applied. It may be assumed that, as an average of the last three years, the market price of 1 kg of bitumen is 50 % of the market price of the average of the other co-products. This means that the causation of drilling, pumping, transporting and refining oil is rather the production of the other co-products than the production of bitumen. Then the allocation factor is $F = 0.5 \times 0.05 = 0.025$, which means that 2.5 % of each of the data $\{D_i\}$ will be allocated to the bitumen and 97.5 % of these data to the other co-products. Note that in the case of mass allocation bitumen would have carried 5 % of each of the data $\{D_i\}$.

4.2 Recycling

4.2.1 Context of the Standard

For recycling, DIS 14041 states in section 6.4.3 that:

- The above mentioned allocation principles and procedures also apply to reuse and recycling situations. However, these situations require additional elaboration for the following reasons:
 - (1) Reuse and recycling (as well as composting, energy recovery and other processes which can be assimilated to reuse/recycling) may imply that the inputs and outputs associated with unit processes for extraction and processing of raw materials and final disposal of products are shared by more than one product system.
 - (2) Reuse and recycling may change the inherent properties of materials in subsequent use and these changes shall be taken into account into the calculation.
 - (3) Also, specific care is needed for system boundary definition regarding recovery processes.

- Several allocation procedures are applicable to reuse and recycling, some of which [...] are distinguished in the following to illustrate how the above constraints can be addressed:
 - (1) A closed loop allocation procedure applies to closed product systems. It also applies to open loop product systems, where no changes occur in the inherent properties of the recycled material(s). In such cases, the need for allocation is avoided since the use of secondary materials displaces the use of virgin materials.
 - (2) An open loop allocation procedure applies to open loop product systems where the material is recycled into other product systems and the material undergoes a change in its inherent properties. The allocation procedures for the shared unit processes mentioned above should use, as the basis for allocation:
 - physical properties,
 - economic value (for example scrap value in relation to primary value), or
 - the number of subsequent uses of the recycled materials (for example, rubber used in a tire to rubber in a shoe sole to energy recovery from rubber incineration)
- In addition, particularly for the recovery processes between the original and subsequent product system, the system boundary shall be identified and justified.
 - physical properties,
 - economic value (for example scrap value in relation to primary value), or
 - the number of subsequent uses of the recycled materials (for example rubber used in a tire to rubber in a shoe sole to energy recovery from rubber incineration).

4.2.2 Example-4 A closed loop assumption

A manufacturing process for HFC-134a, used as an alternative fluorocarbon refrigerant, is supplied with ethylene as one raw material, but a portion of the ethylene leaves without reaction and is handled as substance to be recycled.

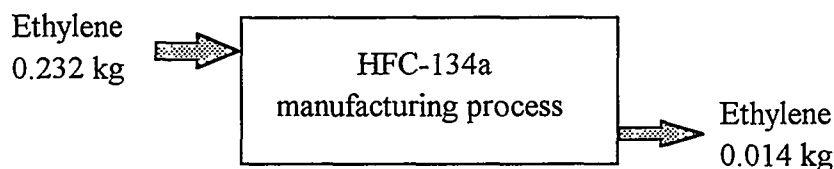


Figure 4-3 Example of ethylene input and output for production of 1 kg

A closed loop allocation procedure can be applied to this scenario. The ethylene of the output displaces some of the input ethylene needed for the next batch, and the net consumption of ethylene is decreased to 0.218 kg per manufacturing cycle.

The ethylene leaving the process is possibly not as clean as the virgin ethylene entering the input stream. A cleaning step might be added to the process to bring the recycled ethylene to the same level of quality as in the virgin material, which results in an expansion of the boundaries of the system studied. The closed loop allocation procedure remains applicable to the expanded system and avoids the need for allocation.

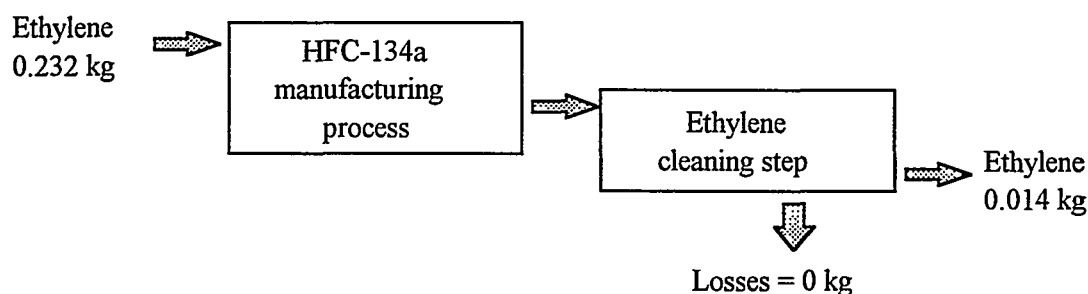


Figure 4-4 Example of adding a unit process

The net consumption of ethylene remains the same in the example, but other consumption and releases, for example electricity consumption, are added to the studied life cycle inventory of this system.

4.2.3 Example-5 Expansion of the system boundaries (1)

There are cases where recycling in a product-specific system participates in product-independent material pools for glass, steel, aluminum, etc.. The product-specific system delivers secondary raw material as a co-product into that pool and is supplied with secondary material from that pool. If the export and import of secondary raw material between the pool and product-specific system are equivalent, the product-specific system can be modeled as a closed loop recycling without any problem. If there is a net export or import of secondary raw material, an allocation problem comes up and further considerations are necessary regarding the handling of the co-product recycling. The following example is to clarify the problem and give a possible approach.

Figure 4-5 is an example of tinplate production based on the BOF (Basic Oxygen Furnace) steel production. Tinplate scrap displaces virgin metals, but the BOF technology allows only a fixed percentage of scrap input. Therefore, the amount of scrap metal recovered is significantly higher than the input capacity of the steel and tinplate production process. The net scrap output into the pool is a co-product. That is why a net scrap output participates in

an open loop recycling outside the product-specific system.

The key question is “What is the benefit of the net scrap output in the steel production?” The answer is that the additional amount of scrap in the steel market:

- displaces pig iron, and
- increases the percentage of the EAF (Electric Arc Furnace) steel production, as the EAF steel production is relevant on the average steel market as well.

With an expansion of the system boundary to avoid allocation it can be modeled as a closed loop recycling system based on a technology split of the BOF and EAF steel productions (Figure 4-6). This closed recycling model can be established with the following conditions:

- to produce the same amount of tinplate as in Figure 6-5, namely 100 kg.
- to recover the same amount of scrap as in Figure 6-5, namely 80 kg.
- to observe the fixed scrap rate on the BOF process, namely 11%.
- to adjust a split between the BOF and EAF steel productions, which split is determined by the remains of scrap outside of the BOF steel process, namely 76 kg.

Note that this kind of the system expansion may change the original object and scope of the study as well as the system boundaries.

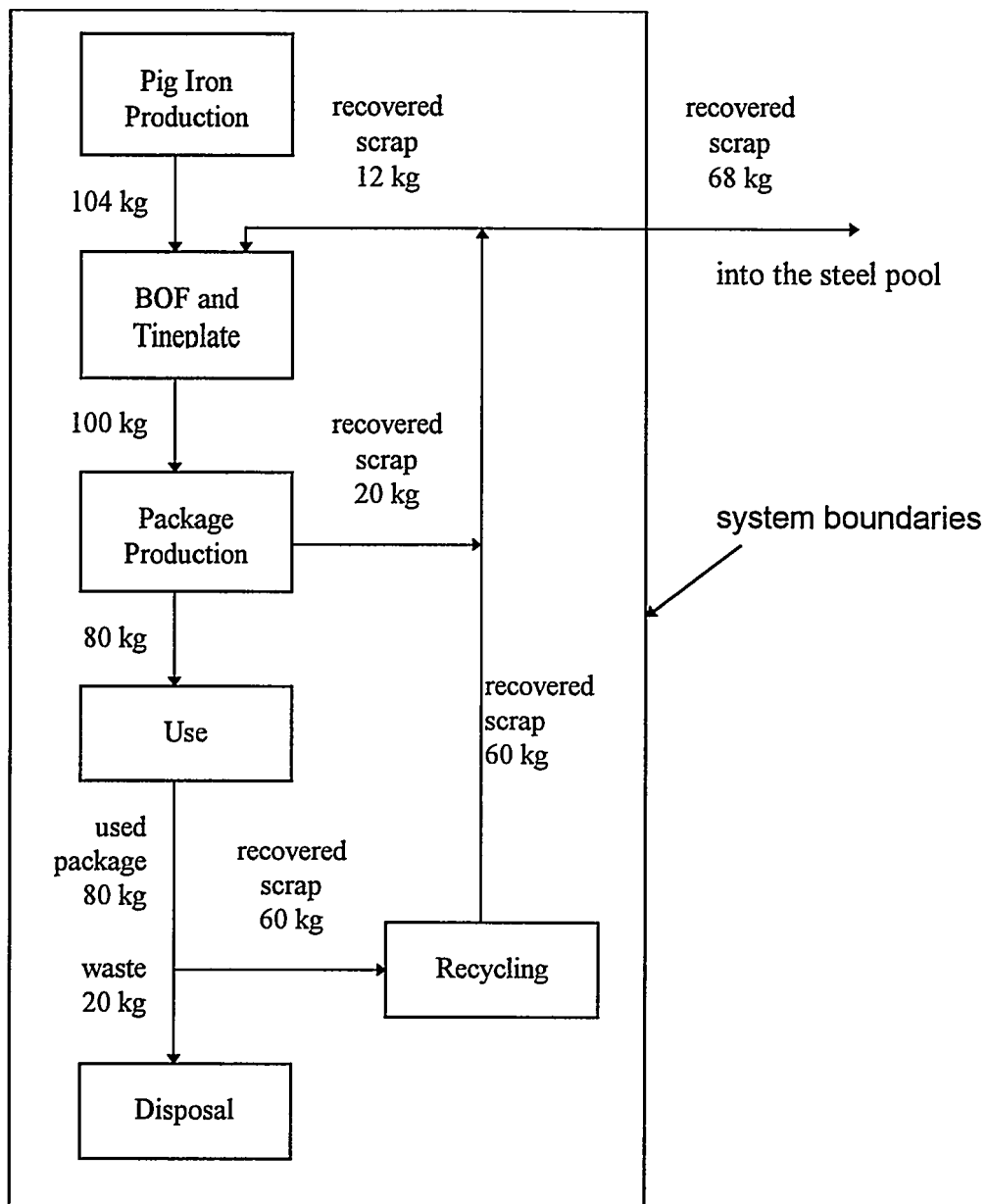


Figure 4-5 Recycling in case of tinplate packages

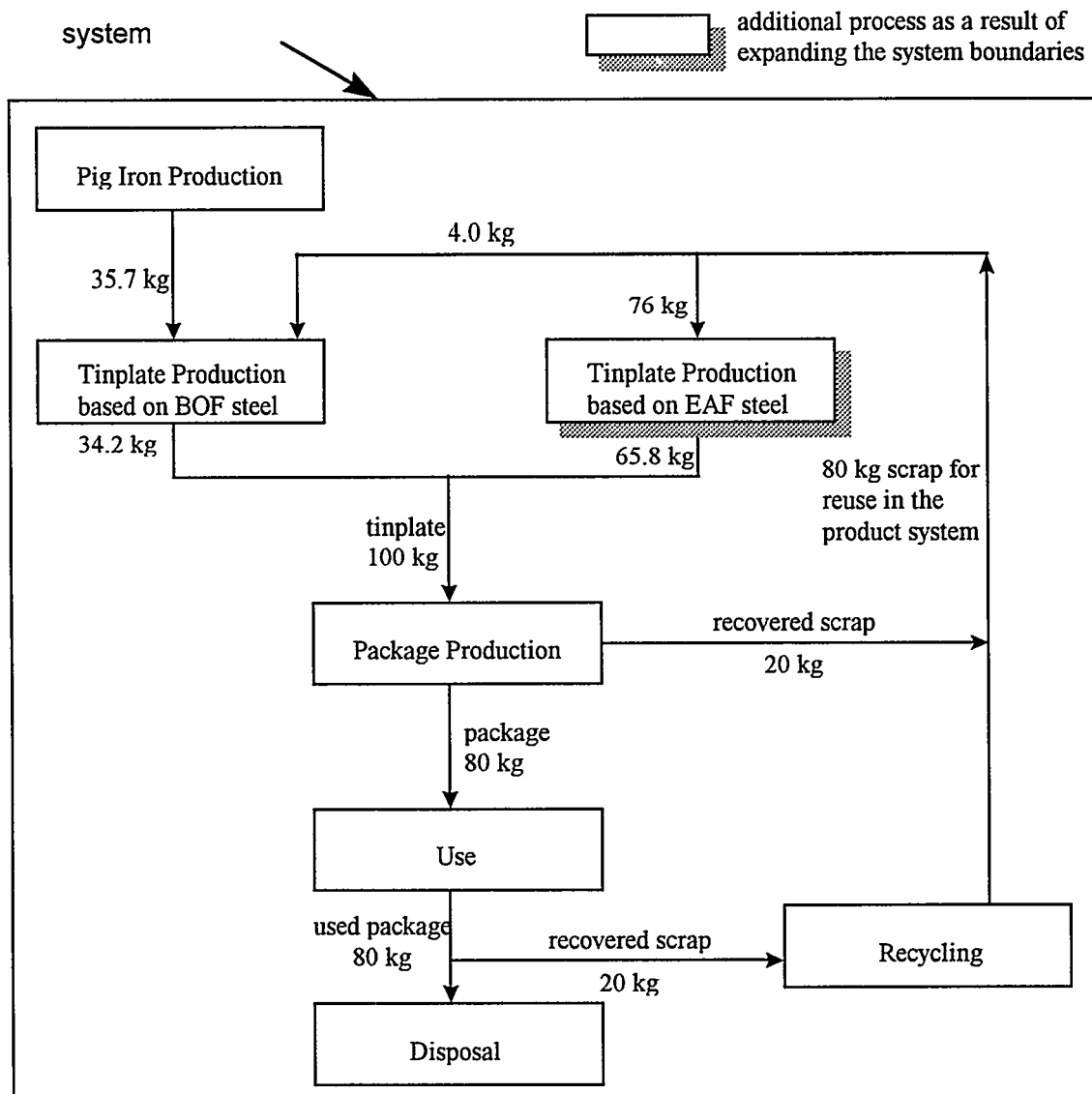


Figure 4-6 Closed loop recycling model for tinplate packages recycling with a product-specific rate and adjusted technology

4.2.4 Example-6 Expansion of the system boundaries (2)

A product system may include a recycling process that produces a product different from the recovered product or material from which it is derived.

A way to account for this type of recycling is to subtract from the inventory of the studied life cycle, the inputs and outputs of an equivalent production process using raw materials. This is an example of expansion of system boundaries to avoid an allocation issue.

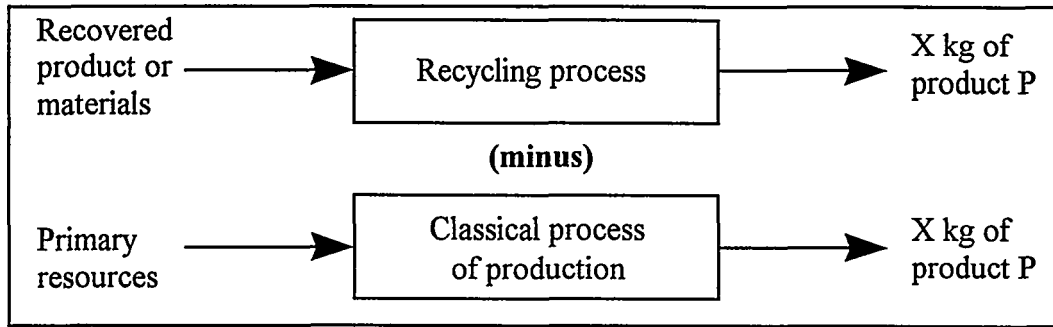


Figure 4-7 Example of subtracting an equivalent

4.2.5 Example-7 Expansion of the system boundaries (3)

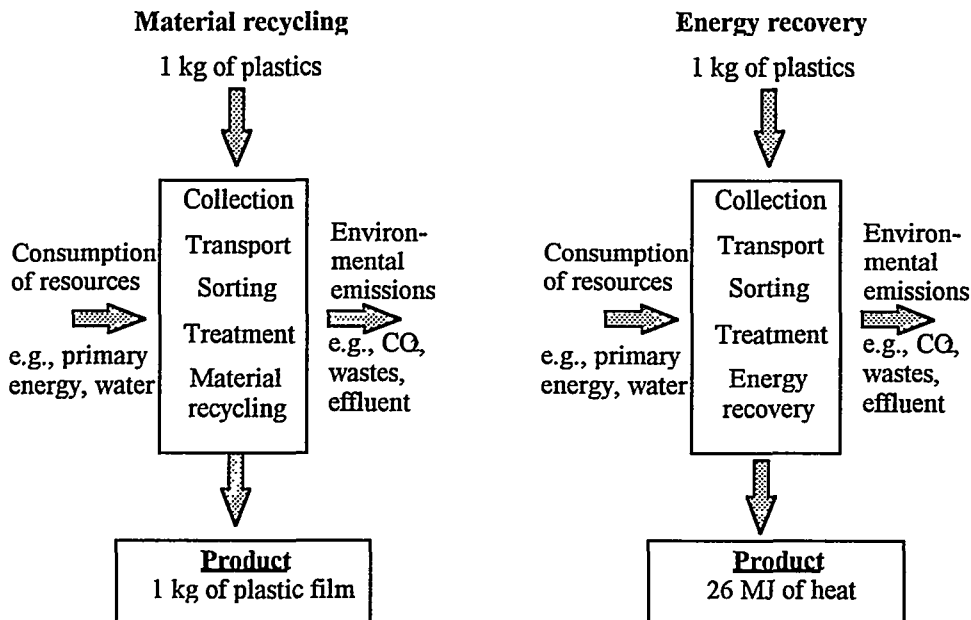


Figure 4-8 Example of material recycling and energy

Plastic packaging materials, after consumer use, can be processed into different products, depending on the recovery option. As an example, Figure 4-8 shows inputs and outputs associated with either material recycling to produce plastic film and heat energy recovery. Since material recycling and energy recovery yield different products, the consumption of resources and the environmental emissions due to these two options cannot be compared directly.

To facilitate a comparison of the inventories of these two options, an expansion of the system

boundaries can be applied, as illustrated in Figure 4-9.

This method expands the system boundaries so that the two modified options produce the same amounts of the same final products. The material recycling pathway is supplemented with an equivalent process (also known as a complementary process) generating 26 MJ of heat from primary resources. Likewise, an equivalent process generating 1 kg of plastic film from primary resources is added to the energy recovery pathway. Since this method guarantees that both the options produce the same amounts of plastic and heat, the overall resource consumption and environmental emissions can be compared.

The same approach can be used for comparisons of more than two recycling options with different products.

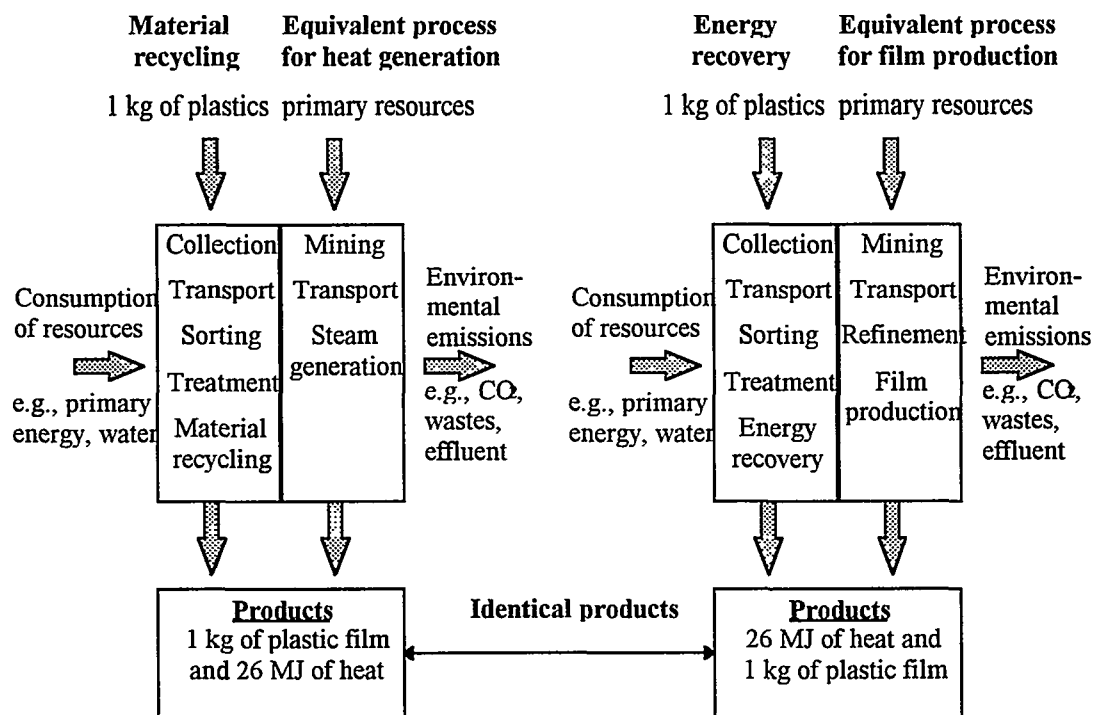


Figure 4-9 Example of an expansion of the system boundaries

5. Examples of conducting data quality assessment

5.1 Context of the Standard

DIS14041.2 states in section 5.2.5 that

- Data quality requirements should be established which define the following parameters:
 - time-related coverage;[...]
 - geographical coverage;[...]
 - technical coverage;[...]
- In all studies, the following additional data quality requirements shall be considered [...]
 - Precision;[...]
 - Completeness;[...]
 - Representativeness;[...]
 - Consistency;[...]
 - Reproducibility;[...]
- When data are collected from published literature, the source shall be specified. For those data collected from literature which are significant for the conclusions of the study, the published literature which supplies details about the relevant data collection process, about the time when data have been collected and about further data quality indicators, shall be specified. If such data don't meet the initial data requirements, this shall be stated.
- For each data category and for each reporting location where missing data are identified, the treatment of the missing data and data gaps should result in:
 - a data value which is justified;
 - a "zero" data value if justified; or
 - a calculated value based on the reported values from unit processes employing similar technology.
- The interpretation shall include a data quality assessment and sensitivity analyses on significant input and outputs in order to understand the uncertainty of the results.

5.2 Data requirements to establish the specific listing of sites

In general, a comprehensive life cycle inventory involves the collection and integration of hundreds upon thousands of pieces of data regarding the product, process, or activity under

study. Depending on the scope of the study, information is gathered from different companies and even continents. As such, it is essential that the management of data quality is an integral part of the overall process.

The following describe several data quality requirements and data quality indicators that may be used in a life cycle inventory. The goal of the study establishes the basis for defining the time-related, geographical and technology requirements of a study. This scoping activity is an important first step to establish data quality requirements.

5.2.1 Time-related coverage

Several decision needs to be taken regarding the vintage and source of the data to be used in the study. A distinction may be on the age of the primary which are site specific, and secondary (e.g., published sources).

Example-1 The targets may be established using both type of sources

The targets may be established using both type of data collected from different sources. They are,

- a) primary data collected from specific company within the last year
- b) secondary data using published sources within the last five years

When the age of data deviates from these targets, it should be noted.

Actual measured data is considered the best since it provides an understanding of variability inherent in the processes to be modeled. However, properly documented ,calculated, or estimated data provide valuable input. Where possible, data are collected for a minimum period representing 12 consecutive month. Such data provide clarity on potential seasonal effects, natural process variation and accidental events. In addition to specific period of study, it is useful to review the previous 12 month period to check the consistency and to help identify any anomalies or potential reporting errors.

5.2.2 Geographical coverage

The spatial boundary may included the site specific facilities that are part of the product system for a study, which may be further specified to a specific region or market sector. A study could equally extend to a local. In a site specific situation, each participating company initially determines the amount of product that is included, which is subsequently traced back through the supply chain and forward to recovery, recycling and disposal. The supply chain may extend beyond the specific region where the product is sold, especially when raw material suppliers are participating in the study.

The documentation of this product flow is important since it sets the framework for the management of information and subsequent data quality assessment. This list also provide the basis for the assessment of completeness.

5.2.3 Technology Coverage

The listing of the specific sites that report data is used to define the inherent characteristics of the production, process and environmental control technologies. Summaries from trade associations and government agencies provide a useful inspection for subsequent review of representativeness of the industry sectors.

This outline is used to decide the mixture of technology and the number of locations by technology type that will be included. The goal of the study will dictate the mixture (e.g. best available, maximum age). Generally, a production weighted actual mixture is preferred, since it provides a good baseline for subsequent evaluation and sensitivity analysis to define the other possibilities, assuming sufficient participation in each category.

5.3 Requirements to characterize the quality of the data

DIS14041 shows the five indicators to characterize the quality of the data and the collection and integration methods.

5.3.1 Precision

This is a measure of the variability of data values for each data category expressed. It measures the spread or variability of the data set values about the mean of the data set. For each data category, the mean and the standard deviation of reported values is calculated and reported for each unit process in the product system. These precision measures may be used to assess the uncertainty of reported values and aid the sensitivity analysis of the study results.

5.3.2 Completeness

The percentage of locations reporting primary data from the potential number in existence for each data category in a unit process. The completeness is assessed by the portion of the primary

data values used in the analysis divided by the number of possible data points associated with each data category for each unit operation. The quotient is the actual number of reported data values divided by the listing of possible sites that was compiled as part of the spatial boundary activity. An agreed target is generally defined before data collection begins in a comparative study. With the goal that each product system have the equivalent level of completeness. Targets should typically set at a certain level (i.e.70%). As with the precision measure, completeness is also used to assess the uncertainty of the reported values.

5.3.3 Representativeness

An indicator of the qualitative assessment of degree to which the data set reflects the true population of interest. This indicator measures the degree to which the data values used in the study present a true and accurate measurement of the population of interest. The degree of representativeness is normally judged by the comparison of values determined in the study with existing reported values in other analyses or published data sources dealing the subject matter. Any major variances identified are examined and explained.

Example-2 Biased sampling with completeness

In order to introduce the unit emission of carbon dioxide per regulated electric energy (per kWh) in a certain region, surveying each conversion plant to summarize for averaged value may be a proper approach. Nevertheless, if the survey is achieved to investigate the majority according to the number of the power plant, the result must be less representative when almost all samples are restricted to nuclear or hydropower.

This assessment may also determine the level of production represented by the participants in relation to the population of interest. In essence, this assessment is similar to completeness but is focused on the geographic, temporal and technological dimensions of the product system.

5.3.4 Consistency

Consistency is a qualitative understanding of how uniform the study methodology is applied to the various components of the study. This quality measure is one of the most important to manage in the inventory process. There are a number of steps that must be taken to ensure consistency. The most significant of these is communication. In a study which involves a number of different companies which in turn collected data from different sites in different countries and continents, there must be a clear understanding of what data is being requested, how it is measured, how it is reported, and how it is used.

Example-3 Reported value from a number of manufacturers

In order to assemble the energy consumption of each material for input of the production process, it is required to collect numerical data from a number of manufacturers. Some of them may be reported using the published data such as national standard, while others introduce their own status by actual measuring. Since they are not uniform in collecting method or precision, if it is difficult to avoid mixing of distinct approach, a preliminary assessment should be held to check the deviation.

For instance, investigating the emissions to air, the comparison may show that the emission of CO₂ reported by individual measure is slightly smaller than the published value of national standard while that of SO₂ is identical.

5.3.5 Reproducibility

This measure describes the qualitative assessment of the extent to which information about the methodology and data values allows an independent practitioner to reproduce the results reported in the study.

This quality measure is used when some form of public claim is to be made regarding the results of a study. Anti-trust legislation may also excluded the attainment of the level of transparency needed to satisfy its' use in the public arena.

5.3.6 Identification of Anomalies/Missing Data

Anomalies are extreme data values within a data set. These values are normally identified through statistical analysis and/or as the result of expert review. Whenever anomalies or missing data are identified and either removed from the data set or replaced by a calculated value, they are identified in the study report. These data values may exist as a result of misinterpreted requests for data input, misreported data values, improper analysis of data samples or simply not available.

The anomalies are identified during a comprehensive review of each data category for each unit process. The anomalies are returned to the reporting location or internal company experts to determine their validity for inclusion in the database. Where the anomaly is explained in terms of a process upset or accidental release, they are retained in the data set. If an explanation cannot be found or a reporting error cannot be corrected, the anomaly is removed from the data set and properly documented.

Once the anomalies are dealt with, missing data are evaluated to determine the appropriate

inputs for individual data categories. A basic guideline is that each data category for each reporting location shall have either:

- an acceptable reported data value
- a zero value where applicable
- a calculated value based on the average of reported
- values from unit processes with similar technology

6. Examples of performing sensitivity analysis

6.1 Context of the Standard

CD14041.2 states in 5.2.4 that:

- Where the study is intended to support a comparative assertion made to the public, the final sensitivity analysis of the inputs and outputs data shall include the mass, energy and environmental relevance criteria, as outlined in this section.

and in 6.3.4 that:

- Reflecting the iterative nature of LCA, decisions regarding the data to be included shall be based on a sensitivity analysis to determine their significance,[...]

6.2 Needs to conduct the sensitivity analysis

A sensitivity analysis has to be made when a significant result of the inventory analysis depends on values which are either:

- determined by a choice,
- or with an uncertainty range
(or when the effect of a choice or an uncertainty is not clear).

This decision is related to the goal of the study.

The sensitivity analysis may result in:

- the exclusion of life cycle stages or sub-systems when the lack of significance can be shown by the sensitivity analysis,
- the exclusion of material flows which lacks significance to the outcome of the results of the study,
- the inclusion of new units processes that are shown to be significant in the sensitivity analysis.

6.3 Possible approaches

Example-1 General

Sensitivity analysis can be carried out by changing a key parameters of the Life Cycle analysis and recalculating inventory in order to compare the results to the reference situation. More specifically,

- 1) introducing parameters corresponding to the key points to be tested,
- 2) changing those parameters in order to recalculate the inventories for each analysis,
- 3) evaluating the sensitivity of the parameters by comparing the resulted inventories.

In conducting the sensitivity analysis, some parameters have to be determined to characterize each analysis. The number of calculations depends on the number of sensitivity analysis the user determined.

The examples of key elements to be considered include:

- the choice of the functional unit
- uncertainty of data value (inside a range)
 - electricity consumption, transport distance, etc.
- uncertainty of system boundaries (geographic, time)
 - choice of the electricity production model (e.g. OECD average for 1994, or Statistics of Country-A's Electricity Demand and Supply (1993)), etc.
- other methodological choices
 - allocation rules , cut-off rules, recycling rules, avoiding the study of the production step of a non-elementary flow, etc.

Example-2 Prioritization of the parameters to be tested

Sensitivity analyses are performed to test the effect which key assumptions and data variability have on the results of an life cycle inventory study. A common approach to sensitivity analysis is to change the data input for a selected independent variable by plus or minus a defined percentage (e.g., change the fuel oil consumption in a unit process by plus or minus 10%).

Assuming a life cycle inventory has 15 unit processes with an average of 10 material inputs, 4 energy inputs and 25 individual emissions per unit process; this would results in 15,000 combinations that could impact the results of the inventory calculations. The brute force approach of changing each variable individually to determine the effect on the inventory results is neither cost effective nor necessary. Therefore, a method to identify the important few independent variables that should be included within a sensitivity analysis would be beneficial.

In an attempt to prioritize the independent variables, a variance Index may be utilized to

determine which of these variables strongly influences the results of the study. The conceptual thinking behind a variance index suggests that four factors may influence the significance that an independent variable has on the results of the study:

- the contribution of the quantity of a unit process data category to the quantity of a product system data category,
- the relative importance of the data category (sensitivity factor),
- the variability of the unit process data to the unit process data category,
- the completeness of the inputs to the data category.

Unit processes with higher percentage contribution have greater influence on the inventory results. Data categories have different environmental effects related to material flows, energy flows and emissions. The precision of a data set is directly correlated to the uncertainty of the inventory results while the completeness of a data set has an inverse correlation.

Example-3 Selection of allocation procedure

In the LCA study of the following production step:

Crude Milk	=>	Cream	+	Low fat milk
1000 g		100 g		900 g
		99 % fat		3 % fat

Inventory data of the production process can be allocated to Cream and Low fat milk either in mass or in % fat. The choice of this allocation rule changes the impacts allocated to cream and Low fat milk.

This choice can be tested using a sensitivity analysis. If the goal of the study is to compare two butter productions using Cream, the results of the comparison will not be sensible to the allocation rule (because it is the same for both productions). However, if the goal of the study is to compare butter with vegetal oil as cooking agents, the results of the comparison will highly depends on the allocation rule.

If the results of the sensitivity analysis shows that the results for Cream Life Cycle are always under the results of Vegetal Oil Life Cycle, then the choice of the allocation rule is indifferent (results #1). If not (results #2), then it will have to be documented (e.g. choose an allocation rule based on fat (%) because fat is the active principle that cook)

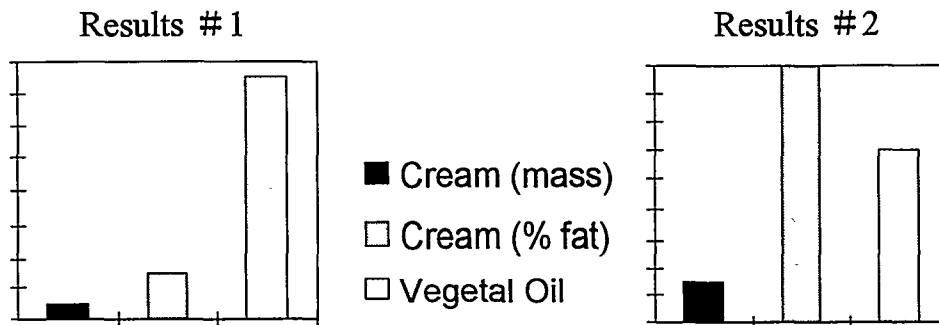


Figure 6-1 Sensitivity to allocation rule selection

Example-4 Energy consumption

When electricity consumption (E) on a site ranges from 1 MJ to 3MJ to produce 1 kg of product (average: 2 MJ, uncertainty range: +/- 100%), a possible approach of the sensitivity analysis is to compare the results when $E = 1$ MJ and $E = 3$ MJ.

If the results of the comparison of the inventory data show a small deviation (e.g. 5%) around the reference value, then the inventory results are not sensible to this parameter E , and the average value can be taken ($E = 2$ MJ).

On the contrary, if the results show a large deviation (e.g. 100%), then this electricity consumption has to be studied in more details (the global results have no significance at all).

3. むすび

ライフサイクルアセスメント（LCA）はわが国では新しい概念であるとして、平成5年度より、概念研究、具体的製品についてインベントリ分析の実施、インパクト評価の実施を行い、本年度は、ほぼまとまってきた国際標準規格との整合性を把握できるまでになった。

LCAは急に出現した訳ではなく、似た手法の中から生まれたものである。他の手法の中にはすたれてしまったもの、発展途上のものもある。これらの手法とLCAを比較することによってLCAの有用性を把握した。

ここまで、LCA研究してきてはっきりしたことは、LCAを実効あるものにするために、インベントリデータベースの構築とインパクト評価方法の開発を早急に実施すべきということである。来年度以降データベース構築の調査研究に入るべきと考える。