

資源循環における有害物の概念と
環境への影響

遠藤小太郎

目 次

第1章	緒言	1
1.1	人類の石油及び金属資源利用の歴史.....	1
1.1.1	石油利用の歴史.....	1
1.1.2	石炭利用の歴史.....	1
1.1.3	金属利用の歴史.....	2
1.2	資源の偏在と枯渇.....	3
1.3	循環型社会形成推進基本法と資源リサイクル.....	5
1.4	拡散とエントロピー.....	7
1.5	毒物と環境汚染.....	7
1.6	環境問題の変化とハザード管理・リスク評価.....	8
1.6.1	リスク評価と環境基準について.....	9
1.6.2	金属の規制と欠乏障害.....	10
1.6.3	予防原則.....	10
1.7	材料が持つベネフィットの側面.....	11
1.8	環境と情報の関係.....	12
1.9	本研究の目的.....	12
第2章	研究方法	16
2.1	調査研究	16
2.2	実験的研究における実験装置.....	16
2.3	解析における手法.....	18
2.3.1	分離作業量.....	19
2.3.2	分離のエントロピーと分離作業量の関係.....	21
2.3.3	水銀当量.....	23
第3章	非鉄金属資源の循環・資源性・環境影響	25
3.1	インジウムの循環解析と資源性の考察.....	26
3.1.1	緒言	26
3.1.2	調査及び解析方法.....	26
3.1.3	結果	28
3.1.4	解析と考察.....	35
3.1.5	結論	38
3.2	物質循環と環境毒性からの鉛の利用に関する評価.....	39
3.2.1	研究の目的.....	39

3.2.2	調査方法.....	40
3.2.3	結果.....	41
3.2.4	考察.....	48
3.2.5	結論.....	56
3.3	物質循環と環境影響に関するアンチモンの評価.....	58
3.3.1	調査方法.....	58
3.3.2	アンチモンの物質循環.....	58
3.3.3	アンチモンの毒性と環境影響.....	64
3.3.4	考察.....	66
3.3.5	結論.....	69
第4章	材料の安全・安心に関する新たな統合評価の概念.....	81
4.1	高分子による環境汚染の予防的研究－高分子分解生成物の環境に対する毒性.....	81
4.1.1	研究の前提と目的.....	81
4.1.2	実験及び調査.....	83
4.1.3	結果.....	85
4.1.4	考察.....	96
4.1.5	結論.....	102
4.2	高分子材料の形状が着火に及ぼす影響.....	104
4.2.1	緒言.....	104
4.2.2	実験.....	104
4.2.3	結果.....	106
4.2.4	考察.....	111
4.2.5	結論.....	116
4.3	臭素系難燃剤の規制及びリスク・ベネフィット解析.....	117
4.3.1	緒言.....	117
4.3.2	RoHS/WEEE指令の経緯と概略.....	117
4.3.3	火災安全に関わる法規制.....	122
4.3.4	臭素系難燃剤の環境側面を考慮したリスクトレードオフ.....	128
4.3.5	結論.....	135
4.4	第4章のまとめ.....	136
第5章	安全・安心の価値を統合した社会を実現するための課題.....	142
5.1	緒言.....	142
5.2	微量添加に基づく難燃化技術.....	142
5.3	高温ガス化改質技術の適用可能性.....	143

5.4	自然循環と長期循環の研究.....	145
第6章	環境と情報の関係についての考察.....	146
6.1	極地の氷の融解と海面水位変動に見る環境情報の伝達問題.....	146
6.1.1	調査方法.....	146
6.1.2	結果と解析.....	149
6.1.3	考察.....	152
6.1.4	結論.....	156
6.2	都市の安全・安心と社会技術.....	157
6.2.1	緒言.....	157
6.2.2	物理的要因が主となる都市の物理的安全性.....	157
6.2.3	物理的要因と人的要因が絡む都市の安全性.....	161
6.2.4	人的要因が主たる都市の物理的安全性.....	163
6.2.5	原因の存在する都市の心理的安心.....	167
6.2.6	原因の存在しない都市の不安.....	170
6.2.7	都市における社会技術存在の意義.....	173
6.3	物質と情報の資源価値に関する相関性.....	178
6.3.1	緒言.....	178
6.3.2	前提、調査及び解析方法.....	178
6.3.3	結果.....	179
6.3.4	考察.....	184
6.3.5	結論.....	186
第7章	結論.....	192
7.1	非鉄金属の資源循環と環境影響.....	192
7.2	安全・安心の統合の概念.....	192
7.2.1	高分子汚染.....	192
7.2.2	形状と着火.....	193
7.2.3	臭素系難燃剤と火災.....	193
7.3	安全・安心の統合の概念を実現するための課題.....	193
7.4	環境と情報.....	194
7.5	総括.....	194

謝辞

研究業績

第1章 緒言

1.1 人類の石油及び金属資源利用の歴史

1.1.1 石油利用の歴史

紀元 668 年、天智天皇に越の国から「燃える土、燃える水」が献上されたことが、日本書紀に出ており、これが文献に出てくる石油の最も古い事例であるが¹⁾、秋田県豊川の槻木遺跡から出上した縄文土器にアスファルトでひび割れを修理した縄文土器が発見されている。江戸時代の見聞録には石油を「くそうず」（草生水・臭生水・草水）と呼び、元禄年間の「北越奇談」に火井（天然ガスの炎）が記録されている。日本国内の石油開発事業は、近代石油産業の発祥（1859 年、ドレーク(Drake, E.L.)のペンシルバニア州での石油井掘削）から 12 年後の明治 4 年（1871 年）、長野県善光寺で綱式掘削機を使って石油井を掘ったのが始まりで、近代的石油鉱業として開発が行われたのは、1891 年に新潟県出雲崎海岸の尼瀬油田の発見からとされている。

1.1.2 石炭利用の歴史

石炭については、12 世紀から 13 世紀にかけて、イギリスやドイツの炭田地帯で採掘が始まり、鍛冶屋やレンガ・ガラス・陶器などの作業場では燃料として石炭が使われるようになった。イギリスの製鉄業では当初木炭が使われていたが、18 世紀になると木材資源が不足するようになり、石炭からコークスを製造して利用する方法が見いだされた。

同じく 18 世紀には、よく知られるように蒸気機関が発明されて産業革命が始まったが、蒸気機関の燃料には石炭が使われた²⁾。19 世紀になるとコークスの製造方法が改良され、石炭の蒸し焼きの際に出てくる可燃性ガスやタール分（つまりコールタール）が回収出来るようになった。タールはやがて蒸留分離された揮発性軽質油がゴムの溶剤として、重質油（クレオソート油）も木材の防腐剤として利用されるようになった。さらに 19 世紀の後半には、タール分が染料の原料になることが発見され、近代有機合成化学工業が誕生した。20 世紀になるとカルシウムカーバイド（ CaC_2 ）の出現によってアセチレンが合成され、アセトンなど種々の有機溶剤の原料となった他に、合成繊維や合成ゴムの原料としても用いられた。

一方、石炭からコークスを作る際に得られる可燃性ガス（コークス炉ガス）は、メタンと水素が主成分であり、照明用に利用され、有名な当時のロンドンのガス灯にも使われた。19 世紀の末になると、赤熱したコークスあるいは石炭に水をかけると、水素と CO の混合ガス（水性ガスと呼ぶ）が得られることがわかり、大規模な都市ガス事業が始められるようになった。

戦後しばらくして、エネルギー革命と呼ばれるように安い石油が大量に得られる時代が訪れたが、1970 年代には 2 度に亘る石油危機があって、石油価格は高騰し、その結果、わが国でも石炭が見直されるようになって、電力や製紙業など燃料需要量の多い分野では再び石炭が使われるようになった。ただし、都市ガスの分野では、石炭ガスに替わって液化天然ガス（LNG）の使用が主流になってきた。

1.1.3 金属利用の歴史

金属資源については、人類は石器時代に金を発見し、その後紀元前 6,000 年頃、西アジアで高温の火を扱う技術が発明され、スズと銅の合金、すなわち青銅文明が誕生した。紀元前 3000 年には西南アジアのヒッタイト族が鉄の精製技術を発明した。酸化還元電位の低いアルミニウムについては、1886 年にアメリカのホール(Hall, C. M.)とフランスのエルー(Heroult, P. L. T.) がアルミナと氷晶石を用いた融解塩電解法を発明してから商業的に利用されるようになった。人類の金属発見の歴史は、金 (酸化還元電位: 1.7eV)、銅 (0.4eV)、鉄 (-0.5~0.3eV)、アルミニウム (-1.7eV) と酸化還元電位が高く、容易に還元し易い順に発見し、利用していった。これに対し、生物における金属の利用は逆の順番で、酸素分子を用いた高効率のエネルギー生産が容易な、酸化還元電位の低い金属から利用してきたと整理されている³⁾。

エネルギー資源、金属資源共に、人類は有史以来利用してきたが、その利用が飛躍的に伸びたのは、18 世紀の産業革命以降である (図 1.1-1)。

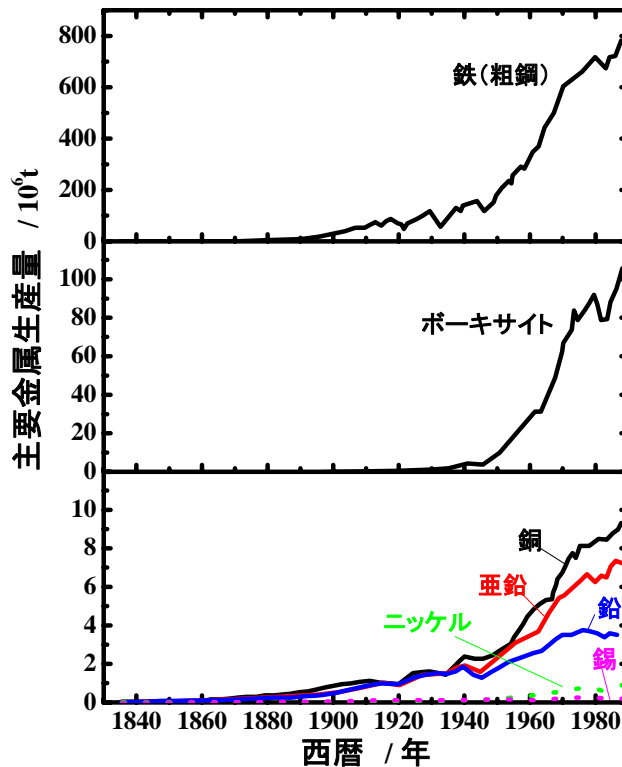


図 1.1-1 金属資源の生産量の増加

このような資源利用のスケールを、千年単位の長期の期間で俯瞰すると、図 1.1-2 のようになる⁴⁾。有史以来のスケールで見ても、僅か 200 年程度の間で急激に資源・エネルギー利用量が増加しているのが明瞭に分かる。

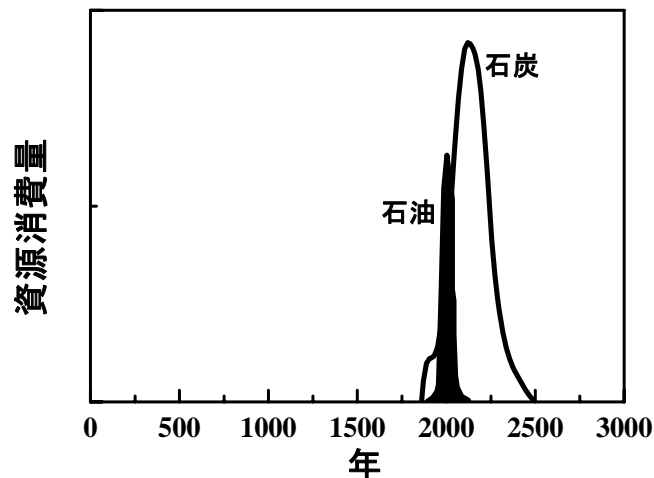


図 1.1-2 長期スケールでの石油・石炭の利用 (Perutz, M.F., 1989)

1.2 資源の偏在と枯渇

人類が急激な経済成長を遂げる一方で、1960年代には、公害等の問題も顕著になり、地球規模での人類が共有する持続性の問題についての議論が生じた。

アメリカの経済学者ボールディング(Boulding, K. E.)らは「宇宙船地球号」という概念を1965年に提唱し、地球を1隻の宇宙船になぞらえ、地球も宇宙船と同様に一種の閉鎖された生態系をなしており、ひとたびその生態学的バランスがくずれると、乗組員である人類は死に至るしかないと警告した。

1969年、国連事務総長のウ・タント(Thant, U.)氏は、次のように演説した。「私は芝居がかっていると思われたくはないけれども、事務総長として私が承知している情報から次のような結論を下し得る。すなわち、国際連合加盟諸国が、古くからの係争を差し控え、軍拡競争の抑制、人間環境の改善、人口爆発の回避、を目指して世界的な協力を開始するために残された年月は、おそらくあと10年しかない。もしもそのような世界的な世界的な協力が今後10年のうちに進展しないならば、私が指摘した問題は驚くべき程度にまで深刻化し、われわれは、われわれ自身の未来を見いだせなくなるだろう。」

1968年に、世界の科学者、経済学者などが集まって、環境、人口問題等の地球的規模の課題により想定される人類の危機をいかに回避するかを探ることを活動目的とした民間組織「ローマクラブ」が組織され、1972年には、国連からの委託を受けたM.I.T.のMeadows夫妻(Meadows, D. L., Meadows, D. H.)らが、システムダイナミクス理論を用いて環境・エネルギー・食料・人口等、人類を取り巻く諸問題をシミュレーションした結果(図 1.2-1)を「成長の限界」として著し発表した⁵⁾。

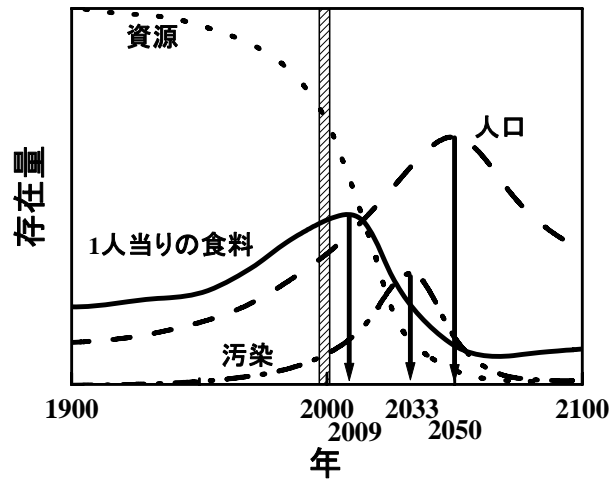


図 1.2-1 Meadows らの世界予測シミュレーション結果

コンピュータ・シミュレーション等の手法は、まだ黎明期と言える時期だったにも関わらず、Meadows らが、概ね現在の 2000 年直後の時期の状況を言い当てている点は驚きである。幸いにも、ウ・タント総長の警告のように 1980 年時点では破綻しなかったし、2006 年の時点では、資源・エネルギーに関する明瞭な現実的破綻の証左は現れていないが、Meadows らの予測に従うとするならば、2009 年以降食糧不足が生じ、その後資源の不足問題が急速に顕在化することになる。

ただし、資源枯渇問題の兆しは、近年、「石油ピーク」という形で、専門家の間では認識され始めた。主要な資源が、その時点で、枯渇までの静的耐用年数をどのように評価されていたかを表 1.2-1 に示す^{6),7)}。石油の耐用年数が、“40 年前も 40 年、今も 40 年で変わらない”ことにより楽観論が主張されることもあり、また西山が主張するように、「資源とは、技術的・経済的に利用し得るものを言う」ので⁸⁾、耐用年数は大いに変動し得る。さらに、鉛のように、比較的価格が安い資源の場合には、過剰供給にならないように、「耐用年数がそうなるように計画して鉱山の開発、閉山が計画される」ような資源もある。

表 1.2-1 静的耐用年数の変遷

	1962年 ⁵⁾	1971年 ⁵⁾	2000年 ⁵⁾	1990～ 1997 ⁶⁾
金	20	11	18	—
銅	54	36	26	28
鉛	60	26	20	21
鉄	464	240	121	132
アルミニウム	397	100	185	202
石炭	1755	2300	227	216
石油	41	31	40	44

しかしながら近年、石油の生産量が最大値のピークを越える、いわゆる「石油ピーク」が認識され始めた⁹⁾。図 1.2-2のように、石油の生産量の推移はハバート曲線に従い正規分布で、石油の全埋蔵量 2 兆バレルのうち、半分の 1 兆バレルを既に消費したことになる。加えて、油田の新規発見量は生産量を下回っており、新しく発見される油田 1 つ当たりの規模も小さくなって来ている。

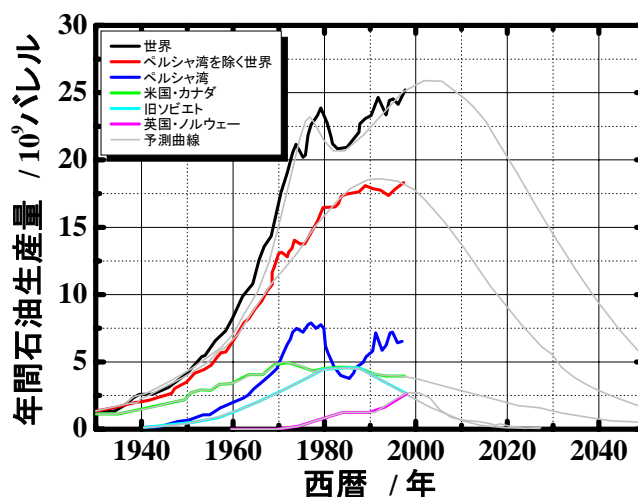


図 1.2-2 ハバート曲線に従った石油の生産量の推移

中国のエネルギー消費の急激な増加などが需要となって、新規の油田の探鉱・開発が活発化する可能性はあるが、それでも消費が大きく伸びれば、石油の枯渇の 40 年という刻限が、真実として迫ってくる可能性がある。

一方で、金属資源に関しても、いくつかの鉱種で、およそ 20 年以下の耐用年数のものが見られる。本研究で取り上げたインジウムでは 5~10 年、鉛・亜鉛でも 20~30 年程度である。資源・エネルギーは、一方では、先物取引市場に見られるように、戦略的・投機的な商品としての側面も持っており、当該資源の稼行可能品位が経済によって左右され、その結果経済的可採鉱量が大きく変化することがある。

以上のように、資源・エネルギーの枯渇の問題は、非常に変動要因や不確実性も多く、楽観論も悲観論もあるが、若干、枯渇が有限の将来に兆しとして見えて来ている、というのが現状である。

1.3 循環型社会形成推進基本法と資源リサイクル

わが国では、2000 年を契機に循環型社会形成推進基本法が施行され、関連するリサイクル 6 法（容器包装、食品、建設、自動車、家電、グリーン購入）も、改正施行を含め本格的に施行された。このような動きはその後、エコタウン等のリサイクルの大規模拠点の整備、家電リサイクル施設の整備・稼働など、循環型社会形成・推進を目的とした静脈産業

の展開へと繋がった。

一方で、中国のような劇的な経済発展を遂げる国が出現し、資源輸出国から資源輸入国へと転換し、石油、石炭、金属資源等の消費量は増大し、廃棄物でさえも資源として飲み込むまでになっている。従って、2000年当時とは大きく様相が異なり、例えばスクラップや廃PETボトル等を中国人バイヤーが買い付ける等の動きや、習志野市など一部の自治体で、国内のリサイクルシステムへの有償処理依頼ではなく、中国に廃棄物資源として売却する等の動きまで生じた。経済産業省は、2005年に産業構造審議会国際資源循環ワーキンググループを組織し、アジア域内の資源循環のあり方を検討し始めた¹⁰⁾。

リサイクルにおける問題は、リサイクルシステムそのものが、本来の目的である「資源・エネルギーの節約」に資するかどうかという点と、それが成立するための必要条件（リサイクル工場に回収される量、質とその変動）を満たすかどうかにある。リサイクルは、1980年代から提唱され始めた概念であるが¹¹⁾、着目する資源については一次資源依存量を減らす効果があるものの、そのために必要な資源やエネルギーの成立条件については、当初はあまり深い議論はなされなかった。

中村は、一次資源と、リサイクルにより利用する「人工資源」の特徴を表1.3-1のように比較している¹²⁾。ここで指摘されているように、現在、リサイクルが成立している鉄スクラップやアルミ缶等は、天然の鉱物に比べれば鉄やアルミニウムの濃度は高い。ただし、天然資源が鉱床に濃集しているのに対し、人工資源は社会全体で薄く広く、時間的広がりも伴って排出されるため、資源・エネルギー使用量を評価する初期状態を、再資源化工場に集められた状態に置くか、社会にちらばっている状態に置くかで評価は大きく変わってくる。

表 1.3-1 天然資源と人工資源の比較

特性	天然資源	人工資源
量	多い。ものによっては枯渇の不安がある。	最近増加。枯渇製の資源ほど相対的には多い。
存在場所	集中しており、機械力で効率よく採取できる。	分散しており収集に手間が掛かる。
必要成分	人工資源に比較し低濃度	天然資源に比較し高濃度。
不純物	人工資源に比較し高濃度の場合もあるが一定している。	天然資源に比較し不安定。

すべての資源は、石油・石炭のようなエネルギー資源でも、鉄・銅・亜鉛・鉛・金のような金属資源でも、人間が利用出来るのは自然の作用により濃集した鉱脈に限られる。主要な資源の最低稼行品位を表1.3-2に示す。地表の存在量（＝クラーク数）が小さい一部の金属資源は、より鉱石中の濃度が高い別の資源の製錬過程で濃縮され、副産物として回収される。

表 1.3-2 主要な金属元素の存在量と稼行品位

元素	地球表面の存在量 %	稼行品位等
Cr	0.02	22.5%Cr ₂ O ₃
Mn	0.09	30%、鉄鉱石中(30%Fe)のものは18%
Cu	0.01	自然銅0.01%、硫化銅鉱1%、酸化銅鉱(湿式製錬)0.5~2%
Ag	1×10 ⁻⁵	Au、Pb、Cu、Zn鉱の副産物
Au	5×10 ⁻⁷	珪酸鉱の場合10g/t、Pb、Cu、Ni、Zn硫化鉱の副産物
Zn	4×10 ⁻³	3%
Cd	5×10 ⁻⁵	Zn製錬の中間物から回収
Hg	2×10 ⁻⁵	0.3%
Sn	4×10 ⁻³	1%
Pb	1.5×10 ⁻³	3%
As	5×10 ⁻⁴	硫化鉱石中の副産物
Sb	5×10 ⁻⁵	25~30%。Pb、Zn製錬の副産物

1.4 拡散とエントロピー

循環型社会における物質循環と環境影響を考えた場合、金属等の拡散は、以下のように分類出来る。まず、環境拡散として、大気、水質、土壌への移動がある。これに基づいて、いわゆる「環境汚染」が生じる。次に、製品形態での拡散として、製品が社会に流通し存在位置が広域化する地理的拡散、製品が購入されてから廃棄物として排出されるまでの時間差が生じて拡がる時間的拡散である。環境中に拡散してしまったものは、基本的に回収は不可能なほど資源としては低濃度である。しかしながら環境汚染としてヒト等への有害な影響を及ぼす可能性がある。一方で製品中で使われる材料は一般に製品使用中に環境に拡散する可能性は低く、しかしながら地理的拡散と時間的拡散があるために、資源としての初期濃度において薄く、かつ古い廃棄物から新しい廃棄物までが混合した状態になって排出されてくる。

薬師寺は、循環型社会をエントロピーの観点から論じ、エントロピーが小さいものは利用可能性が残っているので資源であり、エントロピーが大きいものは廃棄物となる、と述べており、循環型社会の形成として、大気・水の循環と生物圏の循環を通じ廃棄物のエントロピーを捨てる方法を主張している¹³⁾。槌田も、人類は宇宙へ余分なエネルギーを捨てている系で成り立っていると言う定常-開放系エントロピー論を述べている¹⁴⁾。

1.5 毒物と環境汚染

本研究は、1998~2003年に掛けて行われた那須の研究を基礎としている¹⁵⁾。那須は、わが国の工業材料の循環と毒物の関係を論じた。本研究はこれを基礎としており、自然界や人体への影響まで考慮しているが、毒物の定義は同じとしている。1つは、容易に理解されるようにヒトや生物に対して有害な作用を及ぼすもの、もう1つは、他の材料に混入して循環材料としての質を劣化させるものである。後者の典型的な例が、鉄鋼における銅・

スズなどのトランプエレメントである。本研究における毒物の定義の範囲を表 1.5-1に示す。

表 1.5-1 本研究における毒物の定義の範囲

毒物の分類		循環				廃棄
		資源	生産・製造	使用	リサイクル時の混入	
人に有害	元素系	As, Pb, Cd, Hg, Cr ⁶⁺ , Se				As, Pb, Cd, Hg, Cr ⁶⁺ , Se, Mn, U, Pr
	化合物系	—	フタル酸エステル 難燃剤 シアン化物	ビスフェノール-A ダイオキシン類 ダイオキシン類の 前駆体	DDT プラスチック 殺菌剤 発がん物質 混合物 (PCDDs/農薬) (PVC/医療廃棄物)	DDT マラトン パラチオン PCB ダイオキシン類
	感染性	—	—	O-157 細菌 ウイルス 酵母	プリオン	—
材料の劣化	金属の劣化	硫黄 (S)	Ga, As/Si	(粉砕, 分散)	Cu, Sn/Fe Ni, As, Bi, Hg, Pb, Sb/ Cu, Fe/Al Fe/Zn	—
	樹脂の劣化	バナジウム(V) 硫黄(S)	顔料 添加剤	(高分子鎖) (酸化, 光分解) (褪色) (PBDDs/PBDEs)	非混合系プラスチック 顔料 添加剤 グルコース, PVC/PET	—
	ガラスの劣化	—	—	(結晶粒界破壊)	Al, Fe, Cu, Cr, Pb 岩石 有機物 セラミックス 耐熱性ガラス	—

1.6 環境問題の変化とハザード管理・リスク評価

15 世紀の錬金術師で医師であったパラケルスス(Paracelsus)は「すべてのものは毒物である。ある物質が薬か毒かは用量で決まる」と述べた。これは、化学物質の毒性や、リスクを専門とする研究者の間ではリスクの考え方の原点、と位置づけられている。リスクは、物質そのものが持つ有害な性質である「ハザード」と、それに曝露される機会及び曝露量により決まる。公害等の状況と、リスクの考え方の発展について表 1.6-1にまとめた。

表 1.6-1 環境問題の変遷とリスク管理の発達

公害問題/環境問題の変遷		リスク管理の変遷	
1950~1970	激甚公害の時代	1950年	毒物劇物取締法
1960ごろ	じん肺訴訟などが起こり始める	1970年	公害国会 (14法成立)
1973年	オイルショック	1970年代	化審法 (1973)、TSCA (1976)
1980年代前半	公害問題ほぼ解決	1980年	OECD既存科学物質
1985年	オゾンホール、フロン問題		
1989年	PCBの微量汚染問題		
1992年	地球サミット、環境基本法	1992年	予防原則 (リオ宣言)
1990年代中盤	ダイオキシン類、環境ホルモン	2002年	予防原則ガイドライン (EU)
2000年	循環型社会形成推進基本法	2002年	生物多様性を考慮するようOECDが日本に勧告
2000~2010年	オイルピーク	2006年	RoHS/WEEE指令施行 (EU、7月)

産業革命以降の工業化の中で、化学物質や金属による健康被害が起こり、1960~70 年代

に採られた措置は「ハザード管理」であり、物質の有害性を動物実験により試験して判定し、有害ならばそれをヒトに応用して規制する、という方法が主であった。日本では「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」（化審法、1973）、米国では「有毒物質規制法」（Toxic Substances Control Act: TSCA、1976）、欧州連合(Europian Union: EU)では「届出物質による人と環境に対するリスク評価のための諸原則を定める委員会指令」（Comission Directive 93/67/EEC、1993）等である。

1980年代以降、リスク管理の研究が進み、物質の性質として有害なハザードの大きい化学物質であっても、曝露量をコントロールすることで危険は回避出来る、というリスク管理の考え方が進展し、近年では更に、リスクとベネフィットを比較したり、コストの観点から、リスクを減じるために必要な措置の費用対便益分析等も行われるようになった。

1.6.1 リスク評価と環境基準について

非発がん性物質は、作用－容量関係がある（曝露量が増えると有害な作用が強く現れる）と考え、ある一定曝露量以下は無害として扱われる。それに対し、発がん性物質ではそのような閾値がないものとして長期慢性毒性を考慮することになっている。

非発がん性物質の環境基準を定める場合、ヒトの耐用一日摂取量（Tolerable Daily Intake: TDI）を算定し、それを元に環境基準を設定する。ヒトの耐用一日摂取量は、ラット、マウス等の動物試験による無毒性量（Non-Observable Adverse Effect Level: NOAEL）に、種の違いによる10倍、同じ種の個体差間の10倍、併せて100倍の不確実係数を乗じ、日本人の場合、体重を50kgとして定められる。個体差間の10倍の内容はさらに、ルート10（3.16、代謝能力の差）×ルート10（3.16、感受性の個人差）と説明されている¹⁶⁾。

一方で、遺伝子毒性を持つ発がん物質の場合は、閾値がないと見なされており、数学的に量とリスクの関係を導き、一定のリスク（例えば、 10^{-5} であれば10万人に1人が生涯曝露で発がんするリスク）に対応する量を元に環境基準を設定する¹⁷⁾。

工場等の煙突や排水口での排出基準は、拡散を考慮し、環境基準の10倍とされるのが普通である。

実験動物による毒性試験方法は、ヨーロッパにおいては、動物愛護の考え方から、代替試験法が導入されつつあるが、アメリカ等ではラット、マウス、モルモット、ウサギ等による動物試験は従来通り行われている。化学物質の数は10万種を超えるとされ、そのうち毒性試験データがある物質はおよそ5,000種である。経済協力開発機構(Organization for Economic Co-operation and Development: OECD)により、1980年を境に既存化学物質と新規化学物質に分けられ、新規化学物質に対しては、上市前に毒性試験を行うことが義務付けられている。動物実験に基づくLD₅₀等のデータは多く蓄積されているので、当面は動物実験も有効な毒性試験方法として残るものと考えられる。実験動物とヒトとの化学物質に対する感度差を定量的に設定することが出来ないために、上記のような不確実係数が採用される。実験動物の異なる動物種間でも、同じ化学物質に対する感度は大きく違う。

1.6.2 金属の規制と欠乏障害

金属に関して言えば、ヒトの曝露経路は大気、水、土壌、食物であり、つまり資源を利用する際に排出された環境放出分が拡散したものに曝露されることになる。ヒトが金属類を過剰摂取すると、無機金属類は消化器系や肝臓・腎臓系、有機金属類は神経系にダメージを及ぼす。

一方で亜鉛のように、必須金属の場合には、ヒトにとっての主要曝露経路（食物の場合にはそれが生育する媒体）を厳重に規制しすぎると、却って欠乏による障害が生じることがある。金属元素でにおける必須性が証明されているのは 9 元素であり、おそらく必須と考えられているのは 14 元素である¹⁸⁾。代表的な必須金属の例を表 1.6-2 に示す。

表 1.6-2 金属の必須性と体内濃度

区分	元素	必須性	体内濃度
微量元素	鉄	○	85.7mg/g-体重
	亜鉛	○	28.5
	鉛	△	1.71
	銅	○	1.14
超微量元素	カドミウム	×	714ng/g-体重
	水銀	×	186
	セレン	○	171
	クロム	○	28.5
	砒素	△	28.5

注：○の必須性あり、△：哺乳実験動物で必須性あり、×：の必須性なし or 不明

1.6.3 予防原則

予防原則は、1984 年の国際北海保護会議以来、スウェーデンなど、環境に関しては急進的と言える国から端を発した考え方で、1992 年のリオデジャネイロでの地球サミットで原則 15 に次のように記された。

「環境を保護するため、予防的方策（Precautionary Approach）は、各国により、その能力に応じて広く適用されなければならない。深刻な、あるいは不可逆的な被害のおそれがある場合には、完全な科学的確実性の欠如が、環境悪化を防止するための費用対効果の大きい対策を延期する理由として使われてはならない。」

予防原則には、ある有害性が科学的に証明されていないことを根拠に対策の遅延を招くことを防ぐ目的があるが、使い方を誤るといかなる規制も可能であることになるため、ヨーロッパにおいて、予防原則が、何ものにも優先する原則なのか、それとも、政策を決めて行く上での 1 つの手法なのか議論になり、その結果、2002 年に予防原則のガイドライン（予防原則に関するコミュニケーション）が制定され、予防原則は 1 手段であるとの位置づけに落ち着いた¹⁹⁾。そこでは、予防原則をリスク管理の 1 戦略と位置付け、以下の 5 点が予防原則を適用する際の原則として述べられている。

- 1) 釣り合いが取れていること (proportionality) : 対象となるリスクの大きさに対して不釣り合いなリスク削減目標をおいてはならない。
- 2) 不公平な取り扱いをしないこと (non-discrimination) : 客観的理由がない限り、似たような状況では似たような対応を、異なる状況では異なる対応をすべき。
- 3) 首尾一貫性 (consistency) : 同様な状況において過去に採られた対策と矛盾がないこと。
- 4) 対策を行った場合と行わない場合の便益と費用の検討 : 実施が適切で可能である場合は経済学的な費用便益分析を実施すべき。他の分析手法も適用可。
- 5) 科学的知見の発展についての検討 : より完全なデータを求めて科学的探究を続けるべき。予防原則に基づいて実施された対策は、科学的研究の結果に基づいて再検討され、必要ならば修正すべきである。

しかし、現在でも、予防原則の意味や目的を誤っている著書等も散見される。

1.7 材料が持つベネフィットの側面

本研究では、材料が持つ毒物（生体への毒物、材料としての毒物）としての負の面と対比する要素として、材料が持つベネフィットの面として、難燃化による火災防止効果を比較・検討した。もとより材料の持つ社会への貢献は難燃化にとどまらず多くの点を挙げる事が出来るが、典型的なものとして選定した。図 1.7-1に示すように、先進国の中で日本は、火災の犠牲者数が漸増している事実があり、犠牲者数が減少傾向にあるアメリカとは対照的である。犠牲者の絶対数では多いアメリカであるが、人口百万人当たり直すと日本を下回る。難燃化技術が持つ環境負荷の側面と共に、難燃剤の使用によってある程度守られている火災防止のベネフィット面について比較した。

また、臭素系難燃剤やアンチモンについて、リスクが実在しないダイオキシン類等の「懸念」や、ハロゲン化合物の忌避傾向に基づいて使用しないことが妥当であるのかどうかを検討した。

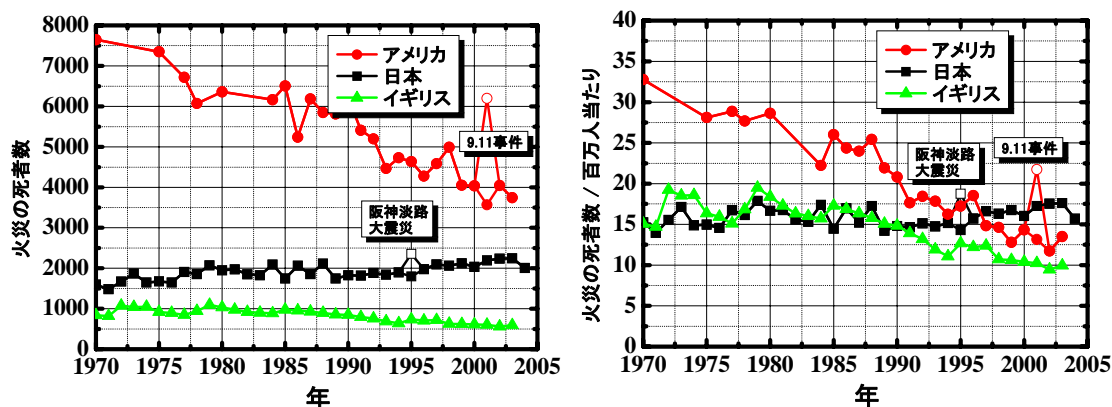


図 1.7-1 火災の犠牲者数の推移 (左図：犠牲者数、右図：百万人当たり犠牲者数)

1.8 環境と情報の関係

環境問題が公害から地球環境に変移したことによって、環境問題の大部分が、人の感覚に直接知覚し難くなった。地球温暖化等の地球規模での環境問題は、一般の人々には直接知覚し難い上に、専門家にとっても、あまりにも膨大かつ複雑な系の長期の問題であり、議論が分かれている。

またダイオキシン類に象徴される微量物質の問題は、被害の実態がないのに猛毒である、という考え方が世間を覆ってしまい、極微量であったために分析精度の確保も難しく、さらに、今となれば誤った認識が大量に報道され、リスクは少なくとも「恐ろしい物質」として認識された典型例である。

また、最近言われだしている「安全・安心な社会」の概念も、十分な安全の実態があっても安心が確保出来なかつたり、逆に大きなリスクが存在しても、十分なベネフィットがあるものとして認められていたり、慣れにより人の感覚に不安を及ぼさないものもある。前者の典型はガラス貼りのビルであり、後者の典型はたばこ、お酒、自動車である。

このように、現在の環境問題は、複雑で分かり難い上に、将来の方向を誤り得る可能性を持っている。もとより、政治家やマスコミは科学者とは立場が異なるが、また、科学者として判断を誤ることはあるが、情報を発信することにおいては、専門家としての倫理を持つことが望まれる。

一方で情報には、物質利用の効率を向上させ、物質の使用を減らす可能性がある。本論文ではこの点も考察を加えた。

1.9 本研究の目的

産業革命以降、人類の資源・エネルギーの利用は飛躍的に増大した。わが国も明治の開国後の富国強兵策、さらに第二次世界大戦後の1950年代からの目ざましい経済成長により、世界一の経済大国に発展した。1950年代から1970年頃までは、真に健康被害をもたらす「公害」が相次いだが、1970年の公害国会における環境関連14法の成立以降、急速に改善され、1980年代の半ば頃までには概ね激甚被害は撲滅されたと言える程度にまで改善された。

わが国の場合、単一民族・単一言語、宗教対立がないこと、適度な国土の広さ、森林が豊富で河川の傾斜が急峻、勤勉で教育水準が高い、道徳心の高さなど、いくつもの風土・文化的な特徴に加え、経済発展が順調に進展したために、公害対策に充当出来る投資と技術に対応出来たことで、激甚公害を解決出来る条件が揃っていた。

環境問題は1985年のオゾンホールが発見を契機として「地球環境問題」へと転移し、その後、地球温暖化、ダイオキシン類、環境ホルモン、と次々に新たな問題が提起された。日本では、1992年に環境基本法が制定され、それまでの公害行政に代わって、地球環境も視野に入れた環境行政の枠組みを定義し直した。有害化学物質関係では、1999年にPCB特別措置法、2001年にダイオキシン類対策特別措置法、2003年にOECD勧告を受ける形で化審法が改正された。

一方、資源有効利用の観点からは、国内では2000年を契機に循環型社会形成推進基本法が制定され、容器包装、家電、自動車、食品、建設廃材についてリサイクルが国策として推進されている。ところが中国やインド等の急激な経済成長に伴い、特に中国が資源消費大国に転じ、日本の廃棄物資源が流出すると共にリサイクル施設の稼働率を圧迫し、リサイクル業者が倒産に追い込まれるような事態も起こっている。国内のリサイクルの資源・エネルギー保全の目的達成度を評価すべき時期に来ているのに加え、世界的にもエネルギーや金属資源の枯渇に関して、石油や一部の非鉄金属で数十年以内の有限なスケールのところに見えて来ており、これらの問題に対応するための議論や解決策の模索が必要である。

もとより、化学物質の毒性データでさえ、およそ5,000物質程度について動物試験に基づくデータが存在する程度であるが、このように、リスクの実態が希薄化し、別々のリスクのトレードオフの関係もあって、ますます複雑になってきており、リスクをゼロに根絶するのではなく、どの程度までなら許容すべきか、という価値判断が重要になってきている。

以上のような現状認識を踏まえて、本研究の目的は、公害問題や健康被害をもたらす汚染が概ね改善されている状況を踏まえつつ、現在の材料や化学物質の利用方法が、どのような危なさ、もしくは安全度を有しているのか、というマージンを整理し、新しい安全・安心の基準の総合化を提案することである。環境汚染が顕著である場合は、その該当物質を規制したり、使用を禁止・制限することが有効な方法であるが、社会が成熟し環境汚染が一定の程度まで改善されると、様々な材料の資源採掘、製造、使用、廃棄、循環利用等のライフサイクルを俯瞰し、異なるリスク同士のトレードオフを含めて評価し、安全・安心の確保に資するための新しい概念が必要になる。1970年代頃に作られた化学物質規制に見られたハザード管理（物質そのものが持つ有害性に基づいて規制する概念）から、近年はリスク管理（曝露が小さければ問題は生じないので毒物でも使っても良い）へと規制概念が進歩しているが、さらに今後は、混合物の毒性評価、材料を使用するシステム全体の効率、資源枯渇への影響度なども視野に入ってくると考えられる。

本論文で取り上げた材料は、代表的な非鉄金属として鉛、インジウム、アンチモン、有機材料として、生産量が多い主要な高分子化合物である。さらに、高分子と非鉄金属を共に使う系として、臭素系難燃剤とアンチモンの系を取り上げた。

一方で、環境に関する安全・安心の認識を誤らせる可能性、及び物質効率を向上させる可能性の両面から、情報との関係を整理した。現在の環境問題の一部には、危なさの実態がないのに、世間には危ないと認識されている問題が存在している。そのような問題が、どのような情報認識から生まれているかを解析した。情報化社会といわれている今日、誤った情報や認識が普及する速度は速く、影響も大きい。誤った情報を基にして、法律のような社会全体に影響する仕組みが動いてしまうと、資源・エネルギー・環境・生態系の健全な均衡を理念としては掲げつつ、現実には乖離して行くことが懸念される。従来、毒物忌避に画一化された考え方から脱却し、適切なリスク管理と、社会の総合的な資源・エネルギー・材料利用のあり方を統合し、科学的に構築して行く方向性を示した。

本論文の構成を以下に示す。

第2章では、研究・実験方法について記述した。

まず、第3章では、物質循環に特徴のある代表的な非鉄金属としてインジウム、鉛、アンチモンを取り上げ、利用と環境の関係を整理した。

第4章では、安全と安心に関する総合的な価値を含めた新しい規制概念の統合化について検討した。具体的には、4.1章で高分子材料に関して、主要な汎用・エンジニアリング高分子材料の分解生成物について整理し、高分子産業全体が持つ潜在環境影響ポテンシャルを求めた。4.2章では、材料の化学的性質でなく形状による着火性への影響と評価方法について示した。4.3章では、非鉄金属材料と有機材料の混合系として使われる臭素系難燃剤と難燃助剤である三酸化アンチモンの系を取り上げ、火災リスク低減とダイオキシン類等のリスクの関係を整理した。

第5章では、前章の統合化された概念に基づいて、安全・安心な社会を形成するために必要な課題を羅列した。5.1章では、難燃化について、少量添加の系における難燃化技術を示した。5.2章では、有害物質の浄化を実現する技術的手段の1つとしてガス化改質炉の適用可能性を示した。5.3章では、今後の研究の課題を含め、循環型社会のエントロピー論について整理した。

第6章では、環境と情報の関係について整理した。「情報化社会」と言われる今日、膨大な情報は、新しい価値として認められていると共に、中には環境に関する誤った情報も存在している。6.1章では、情報の負の面について、情報に基づく環境認識の錯誤について、温暖化と海面上昇の関係を例に整理した。6.2章では、安全と安心の乖離の関係について整理した。6.3章では、情報のプラス面として、その利用が物質の利用効率の向上に資する可能性を検討した。

第7章に結論をまとめた。

参考文献

- 1) 石油連盟ホームページ：“石油の基礎知識”，
<http://www.paj.gr.jp/html/paj/pdf/sekiyukisoshiryo2006.pdf>
- 2) (財)エネルギー総合工学研究所ホームページ：“新エネルギーの展望 石炭の高度利用”，
<http://www.iae.or.jp/publish/pdf/1992-2.pdf>
- 3) 桜井 弘：“金属はなぜ人体に必要か”，p.38，講談社（1996）
- 4) Perutz, M. F.：“Is Science Necessary? —Essays on Science and Scientists—”，The New of Reviews of Books, (1989).
- 5) Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J.：大来佐武郎訳，“人類の危機 成長の限界”，ダイヤモンド社（1972）

- 6) 原田幸明：“経済外物質フローシンポジウム”，配布資料（2005）
- 7) Tilton, J. E.：西山 孝，安達 毅，前田正史 共訳，“持続可能な時代を求めて－資源枯渇の脅威を考える－”，p.26，オーム社（2006）
- 8) 西山 孝：“資源経済学のすすめ 世界の鉱物資源を考える”，中公新書（1993）
- 9) 石井吉徳，大矢 暁，内田盛也：（社）日本工学アカデミー・環境フォーラム編，“豊かな石油時代が終わる 人類は何処へ行くのか”，丸善（2004）
- 10) 産業構造審議会環境部会廃棄物・リサイクル小委員会：“国際資源循環ワーキング・グループ報告書”，経済産業省産業技術環境局リサイクル推進課（平成16年10月）
- 11) （社）資源・素材学会：“資源リサイクリング”（1988）
- 12) 中村 崇：非鉄製錬から見た廃棄物処理と重金属の資源化，金属，Vol.74, No.11（2004）
- 13) 薬師寺敬済：「循環型社会形成推進基本法」の問題－一定常開放系のエントロピー論の視座から－，名城論叢，Vol.3, No.4（2003）
- 14) 槌田 敦：“エコロジー神話の功罪－サルとして感じ、人として歩め”，ほたる出版（1997）
- 15) 那須昭子：“Poisonous Materials in a Recycling Society and Their Purification（循環型社会における有害物質の蓄積と浄化）”，名古屋大学博士論文，平成16年3月
- 16) 吉田喜久雄，中西準子：“環境リスク解析入門 化学物質編”，東京図書（2006）
- 17) 市原 学，那須民江：産業衛生技術講座 毒性学入門，産業衛生学会誌，Vol.44, A71（2002）
- 18) 桜井 弘：“金属はなぜ人体に必要か”，p.63，講談社（1996）
- 19) 中西準子，蒲生昌志，岸本充生，宮本健一：“環境リスクマネジメントハンドブック”，p.412，朝倉書店（2003）

第2章 研究方法

2.1 調査研究

本研究は、文献調査を中心として既存研究や調査資料を収集し、各種の専門分野の知見を横断的に集約して、物質循環、材料の利用、資源枯渇、資源の再利用性、リスクの相互の関係を俯瞰、比較し、総合的に評価する方法を主体としている。

物質循環については、2000年の循環型社会形成推進基本法の成立前後から、マテリアルフローの研究や調査が盛んになった。資源統計年報等の国の統計資料、環境白書に加え、(独)国立環境研究所の森口、寺園らのこの分野での先駆的な研究成果、(独)石油天然ガス・金属鉱物資源機構(JOGMEC、旧・金属鉱業事業団)が作成している鉱物資源マテリアルフロー、(独)新エネルギー・産業技術総合開発機構(NEDO)の詳細マテリアルフロー調査、環境省・経済産業省が公開している特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律(PRTR法)に基づく届出データ、その他各種調査資料、学会誌、定期刊行物等を参照した。

毒性に関しては、環境省、厚生労働省、(独)製品評価基盤技術機構(NITE)、(財)化学物質評価研究機構(CERI)等の化学物質の安全性情報のデータベース、世界保健機関(World Health Organization: WHO)の環境保健クライテリア、環境省の化学物質ファクトシート等を参照し、動物実験のデータ、LD₅₀値、適用されている法規制等について調査した。

有害な物質に関する医学・疫学的な臨床的評価、及び労働衛生の知見については、主に産業衛生学会誌を参照した。

2.2 実験的研究における実験装置

4.1章の高分子の分解毒物に関する研究、及び、4.2章の着火と形状に関する研究では、高分子の熱分解と、着火試験及び燃焼状態の観察を行った。ここでは、共通して用いた実験装置について記し、実験条件を含めた実験方法は該当する各章(節)で示す。

まず、熱分解装置(Pyrolyzer)は(株)島津製作所製PYR-4A型で、高分子試料をPt製バスケットに試料を入れてセットし、所定の温度で加熱し、樹脂の熱分解生成物が直結されたガスクロマトグラフ質量分析計(GC/MS、(株)島津製作所製QP-5000型)で同定される直結システムとなっている。

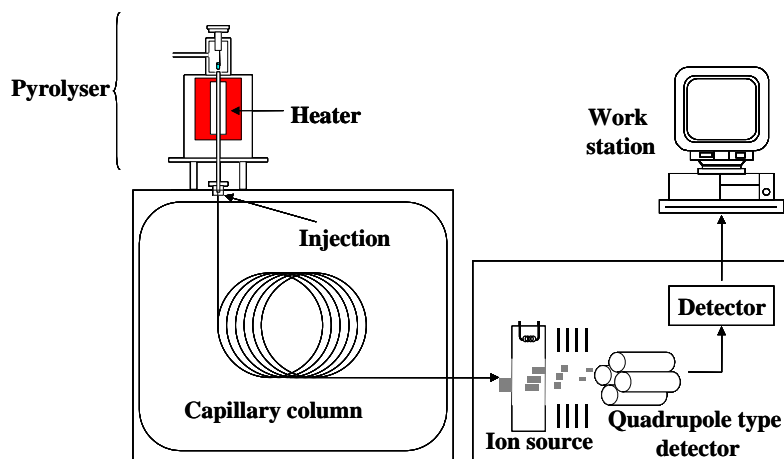


図 2.2-1 Py-GC/MSの直結システムの構成図



図 2.2-2 Py-GC/MS の外観写真

コーンカロリメーターについては、(株) 東洋精機製作所製のコーンカロリメーター Type-3 を使用した。成形した樹脂試料をセットし、着火・燃焼状態の観察と、熱流束の測定を行った。

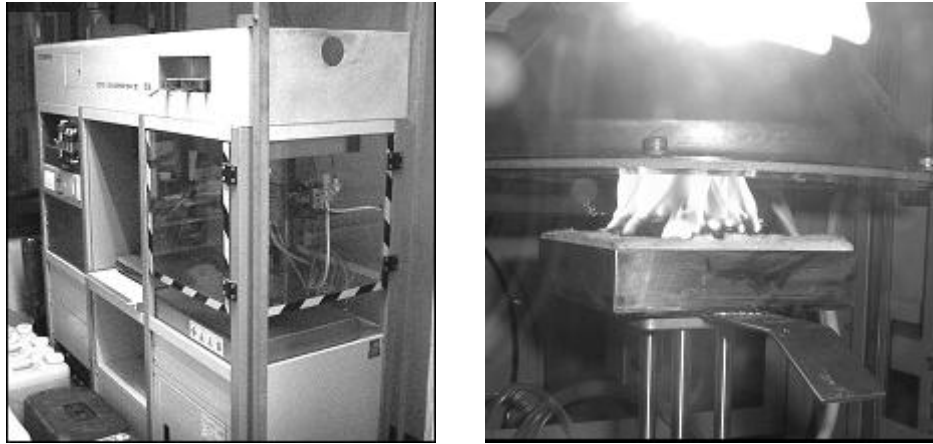


図 2.2-3 コーンカロリメータの外観写真と測定状況

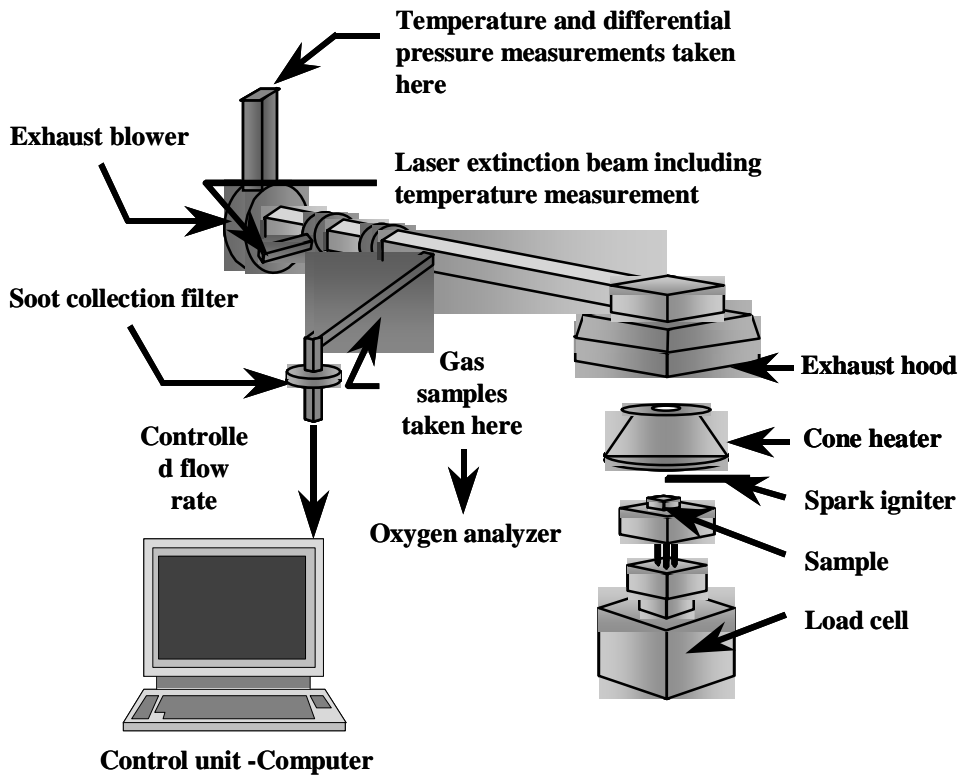


図 2.2-4 コーンカロリメータの構成図

2.3 解析における手法

ここでは、本研究で用いている主要な2つの解析手法について述べる。

2.3.1 分離作業量

天然資源の生成濃縮、リサイクル時の廃棄材からの資源回収、循環に伴い蓄積する毒物の除去には、分離が必要である。分離作業量 (Separative Work Unit: SWU) は、元々は原子力分野における同位体分離プラントの分離評価のために構築された概念で、1945年以來重水や石油の精製に適用されてきた¹⁾。蒸留、抽出、吸着、膜分離などの分離を理想的な系と見なして理論的に評価出来る尺度である。

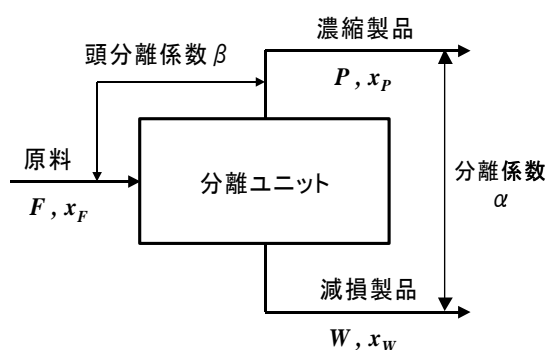


図 2.3-1 分離ユニット

まず、分離に必要な単位を分離ユニットと呼び、図 2.3-1 に示す。ここで、 P, F, W, x_P, x_F, x_W はそれぞれ、製品量、投入量、廃棄量 (残渣)、製品のモル分率、投入物のモル分率、廃棄物のモル分率である。

分離作業量の概念は、製品だけでなく、原料と、廃品の量と価値をも合わせ加味した評価尺度であり、次のように表せる。

$$\begin{aligned}
 \text{分離作業量} &= \text{製品量} \times \text{製品濃度} \text{ に対応する「価値」} \\
 &\quad + \text{廃品量} \times \text{廃品濃度} \text{ に対応する「価値」} \\
 &\quad - \text{原料量} \times \text{原料濃度} \text{ に対応する「価値」}
 \end{aligned}
 \tag{2.1}$$

分離ユニットを組み合わせ、ノーミキシング条件 (一旦分離したものは再混合しない)、投入したものはすべて濃縮側と減損側に分かれ、外部に廃棄しない、の2条件を満たす理想分離系を“理想カスケード”と呼ぶ (図 2.3-2)。理想カスケードでは、原料を製品と減損品に分ける分離ユニットの数が最小となる。

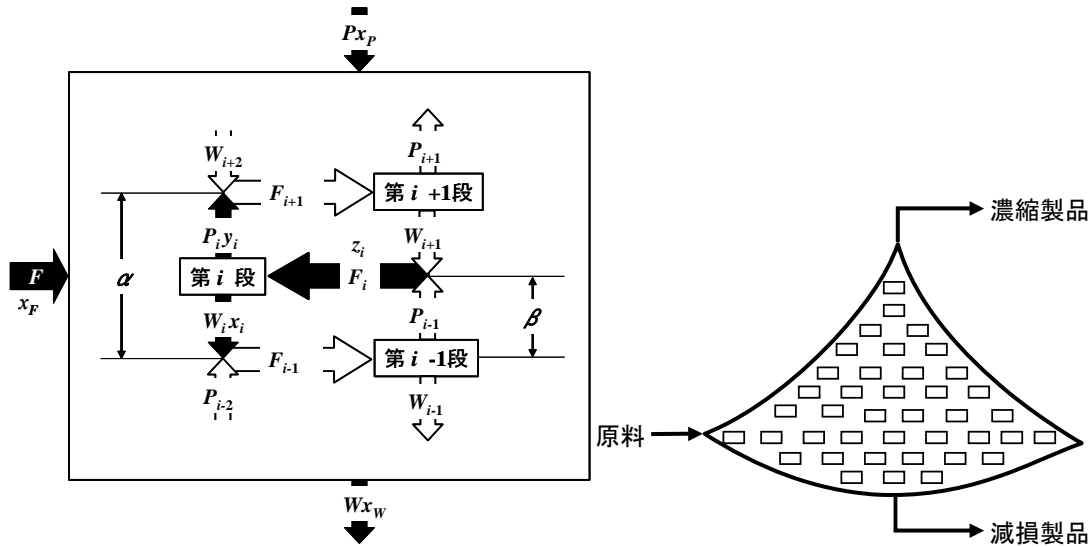


図 2.3-2 分離ユニットの組み合わせ (左図) と理想カスケード (右図)

理想カスケード内を流れる総流量 ΣL は、原料の流量 F に必要ユニット数 U を掛けたもので、これを理想カスケードの2条件を満たす前提で解くと、次式となる²⁾。

$$\begin{aligned} \sum L = f \cdot V_f = f \cdot & \left[P(2x_p - 1) \ln \left(\frac{x_p}{1 - x_p} \right) \right. \\ & \left. + W(2x_w - 1) \ln \left(\frac{x_w}{1 - x_w} \right) - F(2x_f - 1) \ln \left(\frac{x_f}{1 - x_f} \right) \right] \end{aligned} \quad (2.2)$$

ただし、

$$f = \frac{\beta + 1}{(\beta - 1) \ln \beta} \quad (2.3)$$

f は、製品中の投入物に対する目的成分の割合の比 (β をヘッド分離係数と呼ぶ) により決まる。分離が理想的なカスケードを成す場合 β は一定、従って f も一定である。

(2.2) 式は、装置の客観的性能を表す f の項と、人間が「このように分離したい」という欲望を表す価値関数項 V_f とに明確に分かれている。 V_f の項は、(2.1) 式の形をしている。

ここで、(2.2) 式の価値関数の各項は次の (2.4) 式の形で表されている。 x は濃度であり、(2.2) 式の x_p, x_f, x_w に対応し、濃度が 0 または 100 % に近づくとき ∞ (価値が高い)、50 % で極小 (=0、価値が低い) となる。

$$V(x) = (2x-1) \ln\left(\frac{x}{1-x}\right) \quad (2.4)$$

図 2.3-1 で量と成分は、物質の化学量論的バランスに基づき導かれる (2.5) 式、(2.6) 式の関係を満たさなければならない。

$$F = P + W \quad (2.5)$$

$$Fx_F = Px_P + Wx_W \quad (2.6)$$

(2.5) 式、(2.6) 式より、(2.7) 式、(2.8) 式が得られ、これらを用いて (2.2) 式を変形して (2.9) 式を得る。

$$\frac{W}{P} = \frac{x_P - x_F}{x_F - x_W} \quad (2.7)$$

$$\frac{F}{P} = \frac{x_W - x_P}{x_F - x_W} \quad (2.8)$$

$$\frac{V_f}{P} = \frac{(x_F - x_W)(2x_P - 1) \ln\left(\frac{x_P}{1-x_P}\right) + (x_W - x_P)(2x_F - 1) \ln\left(\frac{x_F}{1-x_F}\right) + (x_P - x_F)(2x_W - 1) \ln\left(\frac{x_W}{1-x_W}\right)}{x_F - x_W} \quad (2.9)$$

V_f/P が分離作業量であり、製品 1kg を得るために必要な総流量に比例する。 $P=1$ とおくと、製品を 1kg を取り出すのに必要な分離作業量を計算し易い。

分離作業量は一般的に分離処理の負荷を表す指標である。Kingにより、分離作業量が社会的負荷、例えばコストと両対数グラフで比例関係にあることが検証されている³⁾。

2.3.2 分離のエントロピーと分離作業量の関係

ここで、分離前後の状態を示す指標としてのエントロピーと分離作業量の関係を考える。混合前後の状態変化を図 2.3-3 に示した。aとbは状態 I と II におけるモル数である。

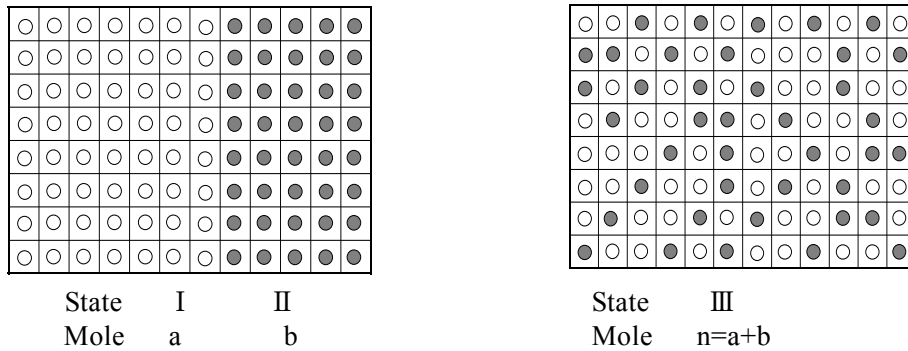


図 2.3-3 混合前後の状態変化図

理想気体 ($PV=aRT$) の等温変化では、状態 I、II、III のエントロピーがそれぞれ与えられる。もし m 種類の物質が混合している場合、分離（混合）のエントロピーは全体の量とモル分率で表される。

$$\Delta S = n \ln n - \sum_{i=1}^m n_i \ln n_i \quad (2.10)$$

蒸留のような分離作業はカスケードモデルで表され、流れの総量は分離作業量に置き換えられる。天然資源の量 F 、生産される製品量 P 、廃棄物量 W 、ユニットへの投入物濃度 x_f 、製品濃度 x_p 、減損品濃度 x_w として、天然資源、製品、廃棄物のそれぞれの混合エントロピーは、それぞれ次式で表現される。

天然資源の混合エントロピーは、

$$\Delta S_1 = -F \{ x_f \ln x_f + (1 - x_f) \ln(1 - x_f) \} \quad (2.11)$$

製品の混合エントロピーは、

$$\Delta S_2 = -P \{ x_p \ln x_p + (1 - x_p) \ln(1 - x_p) \} \quad (2.12)$$

廃棄物の混合エントロピーは、

$$\Delta S_3 = -W \{ x_w \ln x_w + (1 - x_w) \ln(1 - x_w) \} \quad (2.13)$$

従って (2.11) 式～ (2.13) 式により全体のエントロピー変化は次のようになる。

$$\Delta S = (\Delta S_2 + \Delta S_3) - \Delta S_1 \quad (2.14)$$

(2.11) 式～ (2.13) 式で得られる全エントロピー変化は、次式になる。

$$\Delta S = -\frac{P}{x_F - x_W} \left[\begin{array}{l} (x_F - x_W)\{x_P \ln x_P + (1 - x_P)\ln(1 - x_P)\} \\ + (x_P - x_F)\{x_W \ln x_W + (1 - x_W)\ln(1 - x_W)\} \\ - (x_P - x_W)\{x_F \ln x_F + (1 - x_F)\ln(1 - x_F)\} \end{array} \right] \quad (2.15)$$

分離のエントロピーと分離作業量との関係を調べるため、(2.9) 式と (2.15) 式からそれぞれの値を求め 図 2.3-4 に示した。F=100、P=1、W=99、 $x_f=0.01$ %と仮定した。

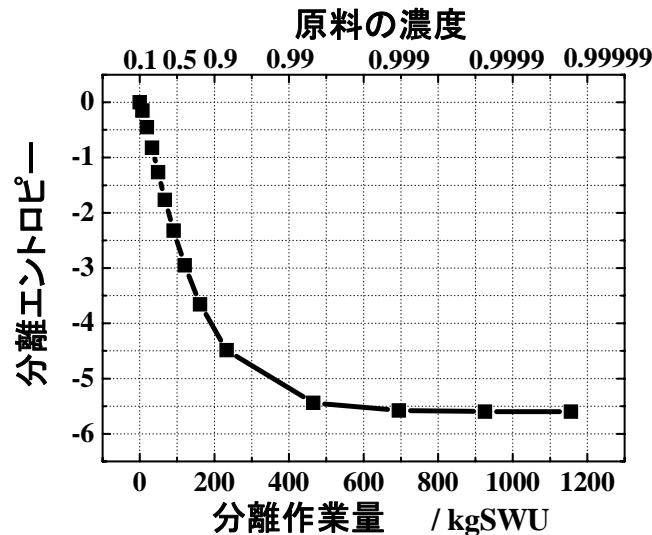


図 2.3-4 分離作業量とエントロピーの関係

図 2.3-4 より、分離のエントロピーは x_p が 0.01 から 0.99 まで増加すると減少し、 x_p が 0.99 以上ではほぼ一定の値となる。このことは、エントロピーは状態量であるので、 x_p が 0.99 以上では余り変化しないが、分離を評価する 1 つの指標としての分離作業量は変化することを示している。従って、工業製品から高い純度で毒物を除去する場合、分離作業量を考慮すれば良いことを示している。

2.3.3 水銀当量

水銀当量は、異なる物質間の毒性の総量を、水銀の毒性に換算して表すために定義したもので、(2.16)式で表され、ちょうどダイオキシン類の毒性等価量TEQ (Toxicity Equivalent

Quantity) と同様の概念である⁴⁾。水銀の許容濃度を着目成分の許容濃度で割り、それに着目成分の量に乗じて、単一成分の水銀当量とする。高分子の分解毒物の評価においては、ある高分子樹脂の潜在毒性を、分解生成物の個別成分の水銀当量の和で表した。

$$Hgq = \sum_{i=1}^n q_i \frac{f_{Hg}}{f_i} \quad (2.16)$$

ただし、 q_i は着目成分の量、 f_{Hg} は水銀の許容濃度 (=0.025 mg/m³)、 f_i は着目成分の許容濃度とする。許容濃度は米国産業衛生専門家会議(American Conference of Governmental Industrial Hygienists: ACGIH) や日本産業衛生学会の推奨値を参照した。水銀当量のディメンションは重量であり、単位を「水銀毒性当量トン」の意味で MET (Mercury Equivalent Ton) と表記することにする。

参考文献

- 1) Benedict, M., Pigford, T. H., Levi, H.W. : “Nuclear Chemical Engineering”, p.647, McGraw-Hill, New York (1981)
- 2) 武田邦彦 : “分離のしくみ”, 共立出版 (1998)
- 3) King, C. J. : “Separation Processes”, p.23, McGraw-Hill, New York (1971)
- 4) 那須昭子 : “Poisonous Materials in a Recycling Society and Their Purification (循環型社会における有害物質の蓄積と浄化)”, 名古屋大学博士論文, 平成 16 年 3 月

第3章 非鉄金属資源の循環・資源性・環境影響

本章では、非鉄金属のうち、インジウム、鉛、アンチモンを取り上げ、それぞれの循環、資源性、リサイクル性、毒性を整理した。研究対象とした金属の特徴を表にまとめた。これら3種の金属を選択した理由は、共通する特徴として、最大シェア8割以上を占める主用途があることである。例えば亜鉛や銅等の汎用的な金属も、資源としての存在価値は高く、枯渇や毒性の観点から研究対象としては面白いが、用途が極めて多様であるため、初期の研究対象としては前述の3種を選択した。

表 2.3.0-2.3-1 本研究の対象として非鉄金属資源の特徴

	国内使用量／耐用年数	用途／主用途製品中の含有量	リサイクル	毒性情報	社会的忌避
インジウム	生産400～700トン、耐用年数：5～11年	液晶パネルの透明電極用（8割） In:0.09g/15inch	ITOターゲットをほぼ100%リサイクル	不明の点が多い。情報が限定されている。	なし。
鉛	生産25万トン、耐用年数:20年	鉛蓄電池（9割） Pb:40～60%	鉛バッテリーをほぼ100%リサイクル	最も古くから研究されて来た。有害性あり。	あり。例えばRoHS規制やグリーン調達等。
アンチモン	生産8,000トン、耐用年数：18年	難燃助剤（8割） Sb ₂ O ₃ :5～15%	鉛バッテリー随伴分以外のリサイクルなし	弱い毒性の疑い。水質規制の監視物質。	臭素系難燃剤との関係であり。

これら3種の金属間では、使用量、リサイクル状況、毒性研究の情報量の点で順位付けをすることが出来る。インジウムとアンチモンについては、社会全体における使用量は比較的少量で、かつ毒性情報が少ない。反対に鉛は、25万トン程度の使用量で、その毒性が最も古くから認識され研究されてきた重金属の1つであり、多くの環境規制を受けている6種の重金属（水銀、鉛、カドミウム、六価クロム、砒素、セレン）のうちでは最も使用量が多く、かつ循環構造が単純な元素として選択した。

インジウムは、高機能・高純度材料の典型であり、製品の品質確保のためにITO（Indium Tin Oxide）ターゲットを3割だけスパッタリングに使用し、残り7割の使用済みターゲットをリサイクルしている点、製品への歩留まりが3%と非常に低い点が特徴である。

アンチモンは、高分子材料の難燃助剤、特に臭素系難燃剤との組み合わせで高い難燃効果を発揮する特徴があり、4.3章で無機材料と有機材料の混合使用系としてリスクとベネフィットの比較検討を加えた。

鉛とアンチモンは、近年社会的忌避が認められ、これら資源の有害性と資源としての有用性について検討した。

3.1 インジウムの循環解析と資源性の考察

3.1.1 緒言

典型的な稀少金属であるインジウムは、融点と沸点の差が大きいこと、確認埋蔵量が少ないこと、最近まで日本に有力な鉱山が存在したこと¹⁾、さらに電子材料関係でその工業的価値が大きく増大していることなど、資源と環境という視点から検討を加えるべき対象として象徴的な元素である。

すなわち、比較的狭い領域に於ける限定された資源量からの鉱石の採取では、足尾銅山の例にも見られるように比較的短時間でマスマランスの制約から資源の枯渇が起こる²⁾。また元素や物質がもたらす社会への影響は工業的に新しい用途が見いだされると大きく変化し³⁾、それによっても枯渇が問題となったり⁴⁾、地球の循環浄化系のバランスが崩壊することによる地域性の高い公害問題や^{5,6)}、広範囲の健康被害をもたらす可能性がある⁷⁾。そのため、物質循環に関する研究が不十分な場合には予防原則が適応され工業的発展が著しく制約されることもある。

本章ではインジウム元素について資源としての状態、工業的使用、循環の解析、及び環境汚染に関する考察を通じてインジウム元素の日本の社会との関係における素材としての解析を行った。

3.1.2 調査及び解析方法

(1) インジウムの資源、物流、製造技術などに関する調査方法

インジウムの資源の存在や形態、埋蔵量などの資源状況の調査については(独)石油天然ガス・金属鉱物資源機構⁸⁾、(社)メタル経済研究所^{9,10)}、アメリカの機関¹¹⁾、及び経済産業省などの統計と¹²⁾、豊羽鉱山¹³⁾、五加鉱山¹⁴⁾、などの個別の文献を用いた^{15,16)}。次に製錬・生産工程での技術については、既に1970年代より回収¹⁷⁾、精錬^{18,19)}、溶媒抽出²⁰⁾、亜鉛との関係などが解析され^{21,22)}、成書としても整理されている²³⁾。また、金属材料としての基本的な需要^{11,24)}、マテリアル・フローについて調査を行った。

まず、(独)石油天然ガス・金属鉱物資源機構によるマテリアル・フローを参照して、概略のフロー構造、用途と資源量を把握し²⁵⁾、次に、インジウムの代表的な用途である電子材料、液晶パネル用の透明電極膜材料について、需要予測²⁶⁾、技術^{27,28,29)}、技術と資源^{30,31)}、代替材料^{32,33)}などを調査、検討し、資源採掘から製品製造に至るまでのフローを作成した。

また近年、循環利用の要素技術の研究が行われており、抽出^{34,35)}、吸着³⁶⁾、膜分離³⁷⁾、メカノケミカル³⁸⁾、循環システム^{39,40)}、などが報告され、その総合的な状況解析^{41,42)}やリサイクル率の検討⁴³⁾、課題設定なども進んでいる。

(2) 製品と資源の需要予測

将来のインジウムの需要予測については、一般的な資料の他⁴⁴⁾、液晶4製品(液晶テレビ、パソコンのディスプレイ、携帯電話、カーナビゲーション)については2009年までは(社)電子情報技術産業協会による予測値を用い⁴⁵⁾、2010年から2025年までは世界を地域

ブロックに分け、人口、普及率、1家庭当たりの所有台数、テレビ等の大きさの分布、買い替え年数を設定して需要台数の予測値を算出した⁴⁶⁾。

次に需要台数からリサイクル率と歩留まり⁴¹⁾、製品中のインジウム含有量の値(15インチ辺り 0.09 g⁴²⁾)を設定し、インジウムの地域別需要量を求めた。さらに、インジウム製品の生産シェアを、2003年の実績値⁴⁷⁾と2025年の設定値の内挿値として与え、世界での需要合計量を生産国別に割り当て、生産国で必要なインジウム資源量を求めた。生産国の生産量の世界合計と需要国の需要量の世界合計は同一であるので、ある地域の需要量が生産量を上回る場合不足分は残る地域の生産比率で配分して輸入量として割り当てる方法を採用した。これを全地域について重ね合わせることで正味の地域間の移動量を求めた。

ターゲットリサイクルの回転率は、2003年度において透明電極向けのインジウムの供給量²⁵⁾は360トンであり、一方、同年度の液晶4製品(液晶テレビ、パソコン用ディスプレイ、携帯電話、カーナビゲーション)の生産台数実績から、単位画面当たりのインジウム含有量と、ITOから製品への歩留まり3%として逆算したインジウム量は約371トンと計算されほぼ同程度であることから、ターゲットリサイクルの回転率は1回/年とした。

廃製品から排出されるインジウムは、ワイブル分布で製品寿命(年)に分布を持たせているため、「その年の廃製品から排出されるインジウム」は、液晶テレビでは平均6.3年前の購入品、製品購入時から3~11年の間に廃棄されるインジウム量を重ね合わせたものである。

(3) 資源枯渇の予測方法

ある年にITOターゲットに使用したインジウムの70%が次年度にリサイクルされ生産に使われるとし、一次資源使用量の累積値が埋蔵量を超えた年を枯渇年と定義した。

枯渇の予測に当たっては、2025年まで現状を放置した場合(シナリオ0)と、工程内・廃製品リサイクルを2011年から開始するシナリオ1、さらにシナリオ1に加えて2015年から段階的にインジウム使用量を減らすシナリオ2(製品中のインジウム含有量を減らす、インジウムを他の材料で代替する)を検討した⁴⁶⁾。

(4) インジウムの毒性に関する調査方法

インジウム精錬中の環境への拡散及びインジウムを含む工業製品からの排出を整理した^{48),49)}。また、元素循環と有害物除去率、蓄積に関しては那須らの研究を参照した⁵⁰⁾。

インジウムとその化合物による毒性については、一般毒性と^{51),52)}、呼吸器系の障害に関する研究^{53),54)}、スズとの酸化物の毒性^{55),56)}や、インジウムの毒性、微量分析⁵⁷⁾、リスクマネジメントなどに関する集中的研究^{58),59)}から、動物実験に基づく毒性評価、人体に対する疫学的評価、その他データベース等を参照した。また、(独)石油天然ガス・金属鉱物資源機構による希少金属データブック⁸⁾等の総説的なデータを参照した。

(5) インジウムの資源価値と回収妥当性の検討方法

インジウムの資源価値と回収妥当性に関しては、資源関係で使用される分離作業量を用いた価値関数計算を行った^{60),61)}。

3.1.3 結果

(1) インジウム元素利用の全体像

インジウム元素の利用に関して本研究の解析の前提となる部分を整理した。

インジウムは稀少金属であり元素を10%以上含む鉱石で工業的に利用し得る鉱脈は存在しない。北海道の豊羽鉱山は金-亜鉛系の鉱山でインジウムが600 ppmと濃厚な良質鉱石がとれたが2006年3月に閉山した。現在ではインジウム元素の多くは閃亜鉛鉱の精錬時に発生する精鉱残渣から抽出回収され、銅の鉱石から抽出される場合もある。亜鉛や亜鉛鉱石中のインジウム濃度は平均10~20 ppm程度であり、亜鉛の精錬工程の副産物の段階では300 ppm程度にまでインジウムが濃縮されている。亜鉛粗鉱から亜鉛精鉱にする際に出るコーディングダスト等を集め、湿式精錬法でインジウムを抽出するのが普通で、抽出率は約40%強程度である。

亜鉛の需要はメッキ鋼板の需要が代表的で、長く需要量は安定していたが1990年代後半から上昇傾向にある。インジウムは耐用年数が5~10年とされ、一方インジウムの代替材料として亜鉛系の材料が有望と見られているが、亜鉛の耐用年数も21~28年とされ、見かけ上耐用年数はそう長い訳ではない。ただし、亜鉛の年生産量(世界)は約1,000万トンであり、インジウムの400~700トンに比べて圧倒的に多く、地殻中の存在量であるクラーク数もインジウムの0.1 ppmに対し亜鉛は40 ppmであり⁶²⁾、亜鉛系材料への代替が可能になれば資源枯渇性は相対的には緩和される。

一方、インジウムの工程内リサイクルではITOターゲットを用いたスパッタリング時に蒸着膜の品質の確保と言う意味から約30%のみが使用され、残部はターゲットメーカーに戻され再生される。同和鉱業系の秋田レアメタル(株)ではスパッタリングターゲット材のリサイクル生産設備を増強し150トン/年規模のインジウム回収設備を整えたとされている⁶³⁾。

その他の工程リサイクルは、スパッタリング時のマスク材、内壁への付着物からのインジウムの回収が検討されている。エッチング廃液からの回収は夾雑物の問題で高精度・高品質素材には戻されていないと考えられる。

廃製品からのインジウムの回収は液晶テレビのリサイクルを(財)機械システム振興協会、(財)クリーン・ジャパン・センター、シャープ(株)などが検討してきた。

液晶テレビの重量構成はガラスが約85%である。リサイクル目標が重量ベースで設定されると予測しパネルガラスリサイクルを行う場合、インジウムを溶かす等して分離し、廃液処理を亜鉛精錬の設備に依存することが考えられる。

(2) インジウムから液晶パネルまでの製造工程

インジウム利用の特徴は、汎用金属に比較して用途が限定され 2005 年時点では電子材料、すなわち透明電極向けのITO用途が 80 %以上を占める。本章ではインジウムのITO用途のみに着目し、その亜鉛鉱石から派生する資源採掘から回収利用までの工程フローを図 3.1-1 に示した。

精錬段階で 99.99 %以上の純度高められたインジウムはスズとの酸化物に加工され、続いて焼結・成型して ITO ターゲットが作られる。これをガラス基板上にスパッタリングにより成膜する。この時にターゲット材の 30 %を使用し 70 %は使用済みターゲット材としてリサイクルされる。スパッタリング時のマスク材及び装置内壁への付着、エッチング廃液、組み立て時の不良パネルの発生分それぞれインジウムの一部が廃棄物となり、合計 27 %のロスが生じるため、ITO ターゲット中のインジウム分を 100 とした場合、最終製品に含まれるインジウムの歩留まりは平均的に 3 %である。

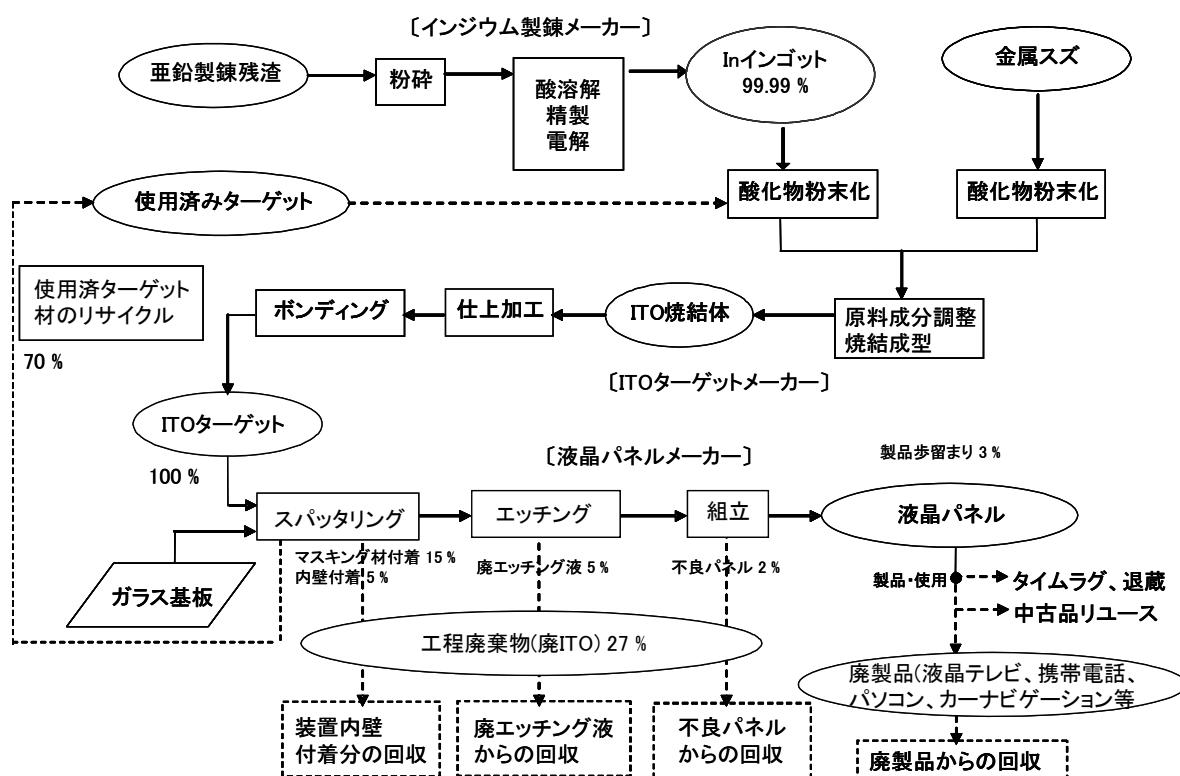


図 3.1-1 ITO 透明電極を用いたディスプレイパネルの製造工程

スパッタリング・ターゲットに用いる ITO (インジウムスズ酸化物合金(Indium for sputtering target (略称:”IST”, 以下同じ)) は、2003 年における生産シェアにおいて、日本が 81%、アメリカが 9%、韓国と台湾がそれぞれ 5 %であり、液晶パネルの生産シェアは 2003 年において日本 14.3 %、韓国 43.7 %、台湾 42 %、プラズマディスプレイパネルの生産シ

シェアは同じく日本 50.5%、韓国 49.5 %である(“Indium used in Flat panel (IFP)”)。液晶製品の材料と製品について、日本、韓国、台湾のアジア諸国が大きなシェアを占めている。使用済みターゲット材の回収(“Recycled indium directly (RID)”)は 70 %であり、貴重な高純度材料であることから、確実に実施されていると見られる。

廃液晶製品から排出されるインジウム量 (“Discharged Indium from Waste Goods (DIW)”)は、製品中のインジウム量が 15 インチ当たり 0.09 g と少ないので、現在は回収するには採算性がないものと考えられる。

インジウムの資源性を定量的に考慮するために、2003 年に於けるデータを基礎として 2025 年までのインジウムの需要を推定した。まずターゲット材としては 2025 年におけるターゲット材のシェアを日本・アメリカ・台湾がそれぞれ 10 %、韓国が 20 %、中国・東南アジア諸国がそれぞれ 30 %と設定した。また、2004 年から 2024 年までの各年のターゲット材のシェアは内挿した。

液晶パネルの生産シェアは、2025 年におけるシェアを日本、中国、韓国、台湾に液晶／プラズマテレビの別、画面の大きさ別に仮定し、各年の値は 2003 年値との内挿を取った。大型のテレビの日本の生産シェアを高く設定した⁴⁶⁾。

これらの計算を 2003 年度から 2025 年度まで行った。表 3.1-1 に、2025 年におけるターゲット材の生産 (IST)、ターゲット材のリサイクル分 (RID)、液晶パネル向けインジウム量 (IFP)、廃製品から排出されるインジウム量 (DIW) を整理した。また、2025 年の世界の「インジウムのネット移動量」を図 3.1-2 に示した。図 3.1-2 において実線はITOターゲット材としての移動、破線はフラットディスプレイパネル (FDP) としての移動である。

表 3.1-1 2025 年における世界のインジウム需要量とリサイクル量の予測

地域・国	IST	RID	RID/IST	IFP	DIW	DIW/IFP
	t/y		%	t/y		%
日本	270	187	69	267	1.4	0.52
東南アジア	90	81	90	116	0.6	0.52
韓国	180	138	77	197	0.1	0.05
中国	180	138	77	198	1.9	0.96
ヨーロッパ	0	0	—	0	3.1	—
U.S.A	90	0	0	0	3.4	—
台湾	90	84	93	120	0.2	0.17
その他の地域	0	0	—	0	3.6	—

- 凡例
- IST: Indium for sputtering target (ITO ターゲット向けインジウム)
 - IFP: Indium used in Flat panel (FDP に利用されるインジウム)
 - RID: Recycled indium directly (ITO リサイクルされるインジウム)
 - DIW: Discharged Indium from Waste goods (廃製品に含まれて排出されるインジウム)

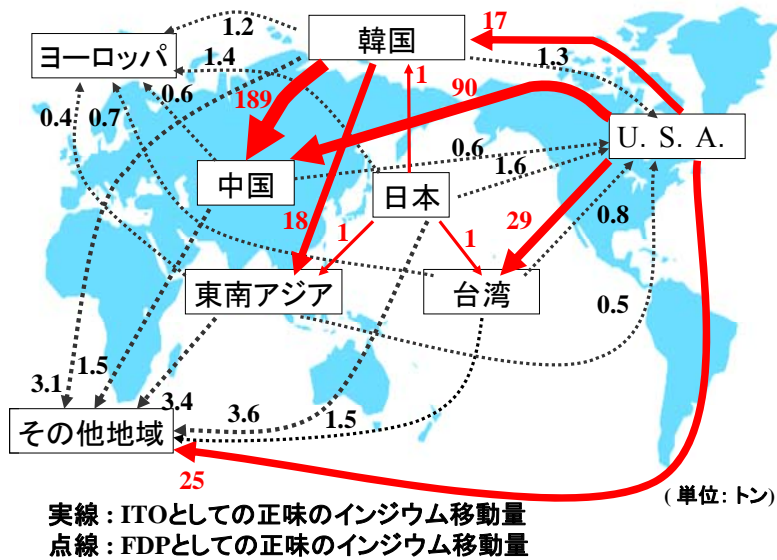


図 3.1-2 2025 年における世界のインジウムのネット移動量の予測結果
 (実線: ITO 向けインジウムのネット移動量, 点線: FDP として移動するインジウム)

(3) インジウムの資源価値

資源の消費量は基本的には地殻に於ける存在量との関係で決定されるが、さらに現実的には長期的な需要と市場価格に支配される。また埋蔵量の少ないものは生産量だけではなく、埋蔵量の将来予測によって市場価格が決定される。インジウムについて金属材料の基準となる鉄、インジウム生産と関係する亜鉛や銅、及び貴金属としての金、銀と比較すると埋蔵量と価格を整理すると表 3.1-2 になる^{(64),(65),(66),(67),(68),(69),(70),(71),(72),(73)}。既によく知られているが鉄は圧倒的に多い埋蔵量を持ち、銅と亜鉛が中間的で、貴金属や稀少金属は少ない。また生産量は基本的に資源量に比例し、価格は生産量に反比例している。その中でインジウムは資源量、生産量が少ないのにも関わらず価格は低い。

表 3.1-2 主要金属資源の量と価格の比較

金属元素	可採埋蔵量	生産量	価格
	10 ³ トン	10 ³ トン/年	10 ³ 円/トン
鉄	232,000,000	120,000	50
銅	940,000	14,900	938
亜鉛	200,000	10,000	441
銀	570	20	41,200
金	42.5	2.5	2,177,000
インジウム	2.8	0.4	115,000

このようなことからインジウムの資源量の推定が正しいとすると資源量に対する価格が低いので早期に枯渇する可能性があり、資源の循環利用の必要性は高い。既に日本では液晶テレビとプラズマテレビが家電リサイクル法の枠組みに加えられることが予想される⁷⁴⁾。従来の家電リサイクル法の枠組みでは重量でリサイクル目標が設定されており、例えば薄型テレビは液晶パネルのガラス重量比が約85%であるので、パネルガラスのリサイクルは必須検討項目になると予想される。希少金属類ではインジウムが最も多いといえども全重量の0.2%に過ぎず、技術的には抽出回収が可能であるが⁷⁵⁾、現在は経済的妥当性が得られない状態にある。

(4) インジウムの有害性

インジウムの有害性に関しては、動物実験に基づく知見が殆どであり、ヒトに対する有害性の情報は少ない。ラットのLD₅₀は単体のインジウムで4.2 g/kg⁷⁶⁾であるが、酸化インジウムについてはLD₅₀値が報告されておらず、最小致死量LDLoは表3.1-3に示すようにラットで10 g/kgとされている。ヒトの健康影響についてはインジウムの粉じんによると思われる肺炎が本間らによって初めて報告されている⁷⁷⁾。それによれば、ITO焼結体の湿式研削に3年間従事した喫煙歴のある27歳の男性が、間質性肺炎と診断され気胸が進行して死亡している。厚生労働省は、この事例に基づき、「インジウム・スズ酸化物等取扱い作業における当面のばく露防止対策について」を告示し⁵²⁾、時間加重平均による許容濃度(Threshold Limit Value-Time Weighted Average: TLV-TWA⁷⁸⁾)としてACGIH推奨値の管理濃度を採用し0.1 mg/m³としている。

表 3.1-3 インジウムの毒性

毒性	指標	単位	実験動物			ヒト
			ラット	マウス	ウサギ	
急性毒性	LDLo	g/kg	10(経口)	5(腹腔)	—	—
亜急性毒性	肺浮腫	mg/kg	24-97(経口)	—	—	—
	遅発性致死	mg/m ³	—	—	100(静注)	—
暴露限界濃度(ACGIH)	TWA	mg/m ³	—	—	—	0.1

なお、粉じん作業におけるじん肺は、多くの無機性・有機性の粉じんに見られる疾病であり、インジウム酸化物、スズ酸化物の管理濃度は一般的な値で特別に毒性が強い訳ではない。

インジウムには上記のように労働衛生上の管理濃度の規定があるだけであり、大気や水質の環境濃度値や規制値が存在しないが、環境影響評価を試みた。まず、PRTR法対象の金属について、2004年の国内供給量(生産量+輸入量-輸出量、ただし金属純分換算)に対する大気、水質への排出率の関係を図3.1-3に整理した^{25), 79)}。なお、図3.1-3の排出率は、

PRTR法に基づく届出対象の事業所のみからの報告値によるものであることに留意が必要である。供給量と排出率の間には明確な相関は見られず、大気と水質の排出率の比にも特段の傾向は見られないが、大気、水質へのそれぞれの排出率の加重平均値を求めた。

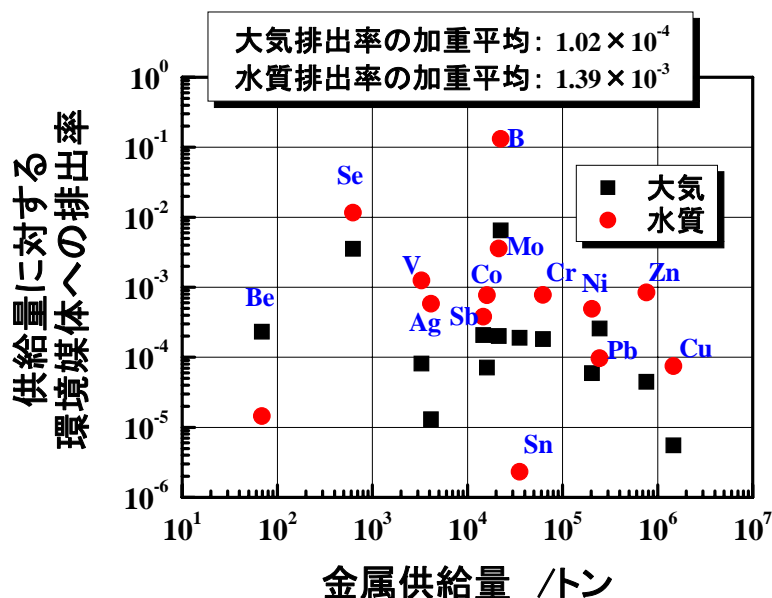


図 3.1-3 2004 年度の金属供給量に対する大気・水質への排出率の傾向

一方、井上らは、鉛のサブスタンスフローを作成し、製錬、製造、使用、廃棄等の各段階で排出率を推定しており⁸⁰⁾、これを重ね合わせてライフサイクルを通じた環境排出率を計算した。インジウムの環境排出量について、供給量を 700 トン（2004 年推定値）とし、上述のPRTR法届出データからの推定と、井上らの成果から計算される排出率とで試算すると、表 3.1-4 のようになる。

表 3.1-4 インジウムの環境排出平均濃度の推定

		排出率	媒体中試算量 トン/年	平均濃度試算量 C		許容濃度 Ca		マージン Ca/C
PRTRデータ 平成16年 度を参考	大気	1.02×10^{-4}	7.14×10^{-2}	9.40×10^{-4}	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.1	mg/m^3	106,431
	水質	1.39×10^{-3}	9.71×10^{-1}	2.31	ng/L	—	—	—
	土壌	1.81×10^{-7}	1.27×10^{-4}	1.23×10^{-6}	mg/kg	—	—	—
井上らを 参考	大気	5.50×10^{-3}	3.8	0.051	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.1	mg/m^3	1,975
	水質	7.69×10^{-3}	5.4	12.8	ng/L	—	—	—
	土壌	1.11×10^{-2}	7.8	0.076	mg/kg	—	—	—

一般に、法規制における排出規制濃度は、拡散を加味して環境基準値の 10 倍となっている⁸¹⁾。インジウムの場合、作業環境における大気中の許容濃度しか参照出来ないが、表 3.1-4

のマージンをさらに拡散の安全率 10 倍を加味しても、環境濃度に関しては十分な安全マージンがあると考えられる。

一方、社会で循環する材料全体としての潜在インパクトを、(3.1) 式で定義した水銀当量で比較を試みたものを図 3.1-4 に示す。

$$Hgq = \sum_{i=1}^n q_i \frac{f_{Hg}}{f_i} \quad (3.1)$$

ただし、 q_i は着目する金属の量、 f_{Hg} は水銀の許容濃度 ($=0.025\text{mg/m}^3$)、 f_i は着目する金属の許容濃度である。なお、個別の金属は化学種は加味していない。この理由は、現在は法規制や許容濃度が「鉛及びその化合物」、「鉛分として 0.1 mg/m^3 」というように、グループ化して取り扱われているためである。

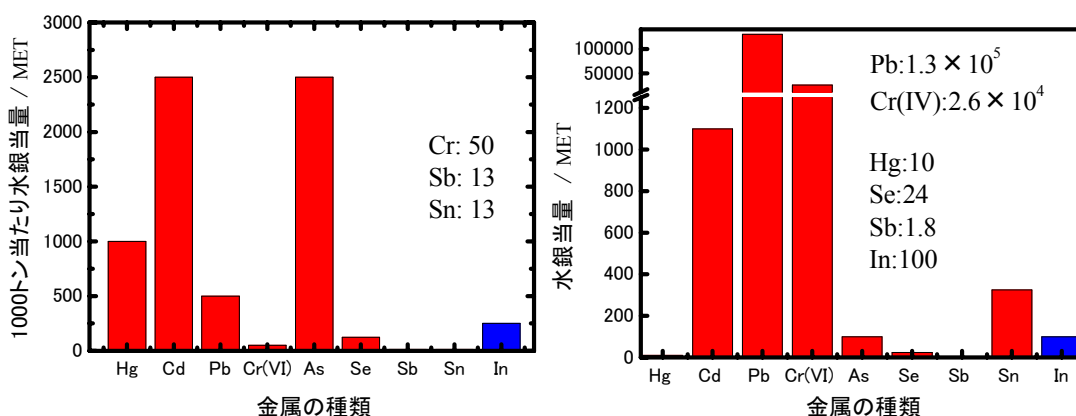


図 3.1-4 水銀当量によるインジウムの潜在毒性の評価
(左図：1,000 トン当たり、右図：需要量当たり)

図 3.1-4 の左図は、金属 1,000 トン当たり ($q_i=1,000$)、右図は q_i を個々の金属の需要量として算出したものである。インジウムは、殆どの環境法規制の対象となっている 6 つの重金属（水銀、カドミウム、鉛、六価クロム、砒素、セレン）と比較して重量当たり及び需要量を加味しても、水銀当量は相対的に低い。

このようにインジウムはヒトや他の動物にとって全く無害ではないが、社会におけるインジウムがもたらす環境への負荷やヒト健康リスクは、インジウム資源の総量が少ないこともあり、他の金属資源との比較においては相対的には低いと考えられる。

従って、インジウムの毒性が問題になり得るのは、製品中の“濃度”が高く、曝露機会がある ITO ターゲットの製造段階における金属酸化物の粉じん曝露等に限定されると考えられ、リサイクルなどによって拡散し、それが汚染の原因になる可能性は低い。

3.1.4 解析と考察

(1) 資源枯渇の予測計算

インジウムの資源枯渇の検討を行った。現状のITOリサイクルと製品歩留まりをそのままとする（これを“シナリオ0”とする）と表 3.1-2 に示す可採埋蔵量 2800 トンを 2011 年までに上回る。そこで2つの改善シナリオを想定し検討した。シナリオ1は、「リサイクル推進シナリオ」と呼べるケースで、1) 工程内リサイクル率(R_i)を現行のITOターゲットリサイクルのみの 70 %から 85 %（現状より 15%上昇）に高め、2) 海外も含めて製品リサイクル率(R_w)を 50 %、すなわち製品に行く 3%インジウムの半分をリサイクル出来、これらを 2011 年から行い得たとして計算した。またシナリオ 2 は「使用量低減シナリオ」であり、シナリオ1のリサイクルに加えてさらに、1) 製品中のインジウム使用量を、0.09 g/インチから、0.06 g/インチに下げ得る、2) インジウムを使わずに、酸化亜鉛等の代替材料を一定の代替率で 5 年間かけて段階的に導入する、について 2015 年から行い得たとした。以上の仮定に基づいて 図 3.1-5 に示すスキームで、2003 年より 2025 年まで逐次計算を行って推算しその結果を 図 3.1-6 に示した。

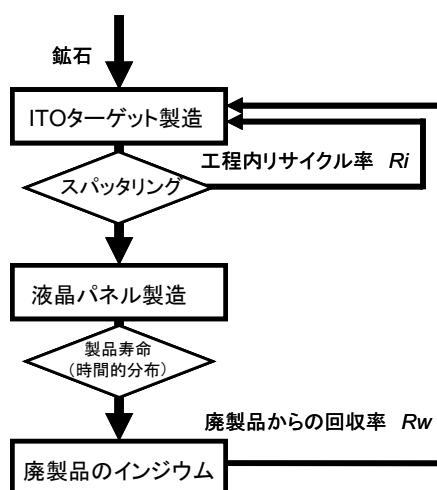


図 3.1-5 改善されたプロセスでの計算スキーム

表 3.1-5 各シナリオのパラメータ設定

	シナリオ0 ^(注1) (現状放置)	シナリオ1 ^(注1) (リサイクル推進)	シナリオ2 ^(注2) (シナリオ1+使用量低減)
導入時期	—	2011年	2015年
工程内リサイクル率 R_i	70%	85%	85%
廃製品からのリサイクル率 R_w	0%	50%	50%
面積当たり使用量	0.09g/inch	0.09g/inch	0.06g/inch
インジウム代替	なし	なし	あり

(注1) ITO ターゲットリサイクルのみ

(注2) 2015→2019年に段階的に代替（29インチ以上の大型テレビの50%と、それ以外の液晶製品全てを代替）

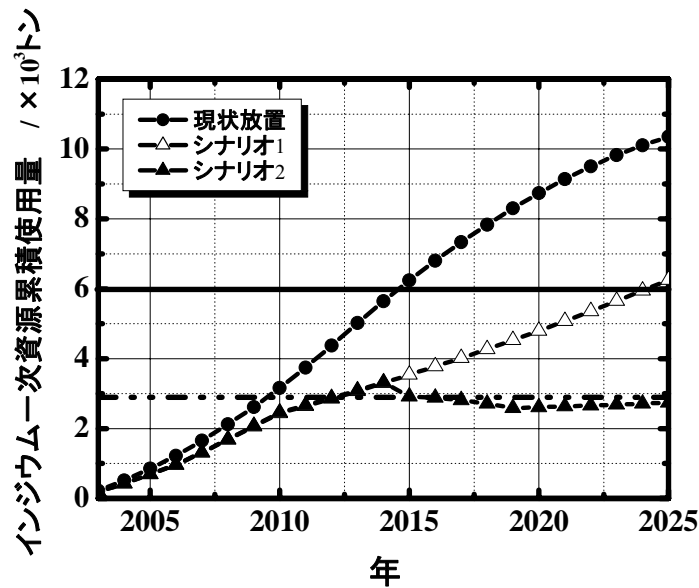


図 3.1-6 3つのシナリオに基づくインジウム需要の将来予測

その結果、可採埋蔵量 2,800 トンが資源の上限とすると、現状の状態では 2011 年頃に枯渇の懸念を生じる。開発途上国の資源需要の増加に伴って亜鉛の需要が伸びたり、未利用の亜鉛精錬残渣からインジウムを回収することによってインジウムの生産量が上がる可能性があるが、シナリオ 0 では確認埋蔵量ベースで考えても殆ど枯渇を先延ばし出来ない。シナリオ 1 では 2013 年頃に、シナリオ 2 でもほぼ同時期に資源はタイトになると考えられる。このように、資源回収や製品による使用量削減などの方法によってもインジウムの資源枯渇が回避し難い理由は、1) インジウムが可採埋蔵量に対する年生産量が大きいの、つまり耐用年数が短いこと、2) 液晶テレビや携帯電話などの需要の伸びが大きく 2010 年頃までに総資源量の大半のインジウム資源が使用されることによる。また自動車の排気ガス用の白金族触媒のように技術開発が進み製品中の稀少元素の含有量が低下すると技術的にも経済的にも回収率が低下する可能性もある。

(2) インジウムの循環負荷の解析

インジウムの資源性、回収性を解析するために分離作業量の計算を行い、金属関係元素との横断的な評価を行った。計算は天然資源からと廃棄物からの分離作業量を求め、天然資源の場合は標準的な鉱石品位と考えられる数値を、廃棄物の場合は自動車のスクラップを基準とした^{82),83),84),85),86)}。インジウムは亜鉛精錬残渣段階で総量が約 20 万トン、インジウムは約 300 ppmとした。15 インチのテレビでは、インジウム量は 1g程度との記載があり²⁵⁾、テレビ全体の重量を 22 kgとすると濃度は 50 ppm程度である。回収される廃棄物中の品位はプロセスが固定されていないが 50 ppmとした。また製品純度は用途によって異なるが、本研究ではインジウムの資源性、循環性を検討するという目的から工業的に用いられるイ

インジウムの標準的純度である 99.99 % とし、廃棄材純度は資源回収率を 90 % に設定して求めた⁸⁷⁾。

分離作業量の式は分離係数項と価値関数項に分かれるが⁸⁸⁾、元素間の比較を行うために分離係数項は 1.0 とし、(3.2)式で計算した⁸⁹⁾。

$$\frac{V_F}{P} = \frac{(x_F - x_W)(2x_P - 1) \ln\left(\frac{x_P}{1 - x_P}\right) + (x_W - x_P)(2x_F - 1) \ln\left(\frac{x_F}{1 - x_F}\right) + (x_P - x_F)(2x_W - 1) \ln\left(\frac{x_W}{1 - x_W}\right)}{x_F - x_W} \quad (3.2)$$

ここで、鉱石又は廃棄物の供給流量を F 、精錬後の濃縮流量を P 、精錬時に生じる減損流量を W 、またそれぞれの品位を x_f 、 x_p 及び x_w とした。その結果、表 3.1-6 に示すように天然資源から製品を得る場合の分離作業量は鉄で 9.7 と最も低く、銅と亜鉛は 34 から 46 程度、銀は 5,690 で金は銀の約 10 倍である。これに対してインジウムは金と銀の間に位置し、やや金に近い分離作業量を必要とする。

表 3.1-6 インジウム及び主要金属の鉱物資源、廃棄物からの分離作業量

	元素	各項の値			分離作業量 kgSWU	価格 円/ kg
		x_f	x_p	x_w		
天然資源	Fe	0.65	0.9999	0.1600	9.7	50
	Cu	0.10		0.1100	34	938
	Zn	0.07		0.0075	46	441
	Ag	4.5×10^{-4}		4.50×10^{-5}	5690	41,200
	Au	5×10^{-5}		5.05×10^{-6}	51200	#####
	In	3×10^{-4}		3×10^{-5}	8540	115,000
廃棄物	Fe	0.0649	0.9999	6.98×10^{-3}	48	—
	Cu	8.12×10^{-4}		8.13×10^{-5}	3164	—
	Zn	0.0097		9.79×10^{-4}	275	—
	In	5×10^{-5}		3×10^{-5}	51180	—

一方、廃棄材の方は鉄、銅、亜鉛は自動車ダストからの計算で⁹⁰⁾、インジウムは本章に記載した現在の回収系の数値を使用した。自動車のボディーなど鉄が材質の殆どを占めるものからの回収では分離作業量は小さいが、自動車のダストの鉄の含有量は数%であることから、分離作業量は 48 と大きい。同じく銅や亜鉛もダストからの回収は天然資源より分離作業量が増大する傾向にある。インジウムは天然資源の品位も社会から回収される含有量も数十から数百 ppm のオーダーと低いが、天然資源側を、亜鉛精鉱中の若干濃縮された濃度を取っていることで、分離作業量は廃棄物側が若干増大する。

天然資源の価格が鉱石の品位からの分離作業量の計算値とほぼ合致することは既に知ら

れているが⁶¹⁾、図 3.1-7 に示すようにインジウムも含めて分離作業量と価格はほぼ直線上に乗っている。このことは現在のインジウムは用途が限定されていること、資源が特定の鉱山や鉱石から得られるという特殊な環境下にあるが、それでも分離作業量との原則的な関係を保っていることを示している。インジウム資源の品位 300 ppm、廃製品中の品位 50 ppm の仮定の下では、表 3.1-6、図 3.1-7 より、分離作業量と価格の関係からは、廃棄材側の品位に対応する価格が見合わないことになるが、資源の枯渇に伴って鉱石品位が低下した場合、両者の品位が近づくことから、積極的な回収が進む可能性があると推定される。

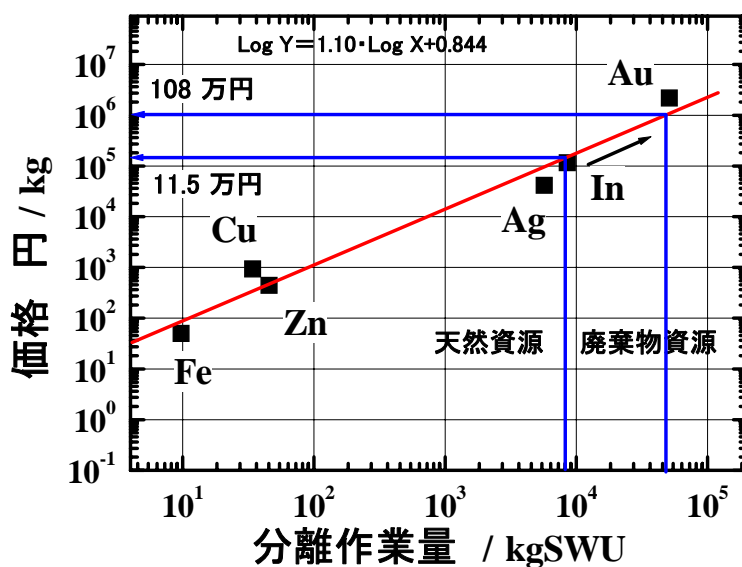


図 3.1-7 廃棄物の濃度とインジウム回収の分離作業量

3.1.5 結論

インジウムの物質循環と環境汚染について調査・解析を行い、インジウムの資源性・環境性について考察を行った結果、以下のことが明らかになった。

- 1) インジウムは金、銀などより既知の埋蔵量が小さく、特定の用途に使用されることから生産量も少ない。
- 2) 高品位を求める用途が多いので、今後は工程内回収が進むと考えられ、また液晶などの製品からのリサイクルも進むと考えられる。
- 3) インジウムの価は鉄、銅、亜鉛などの代表的な金属材料、金、銀などの貴金属と比べて埋蔵量、資源の形態、用途に特徴があるが、分離作業量と価格の両対数の直線関係は満たされており、価格は一般的な値に設定されている。
- 4) インジウムの毒性情報は限られているが、資源量、使用量が共に小さいことからリサイクルを進めても社会や自然の汚染の原因にはならないと考えられる。
- 5) インジウムは特定の電子製品用途に必要な元素であり、亜鉛の資源性との関係が強く、2010年から2020年の間に資源枯渇の問題が起こると考えられる。

3.2 物質循環と環境毒性からの鉛の利用に関する評価

鉛は多くの元素のうちでも人類が長い歴史の中で使ってきたものである。鉛は、その利用の歴史も古く、毒性に関して最も多くの研究が行われている重金属である。本研究で取り上げているインジウム、アンチモンと比較すると、低濃度で非顕性（外見からは症状が分からない）の神経系への影響が指摘され、その点では“毒性”は認識されている金属である。

しかし近年、環境への拡散と健康障害の恐れから鉛フリーはんだや EU の RoHS 指令（電気電子機器に含まれる特定有害物質の使用制限：EU Directive on the Restriction of the use of certain Hazardous Substances in electrical and electronic equipment）および WEEE 指令（電気・電子機器廃棄物処理指令：EU Directive on Waste from Electrical and Electronic Equipment）に見られるように鉛の使用を忌避する傾向が見られる。

本章では、鉛の利用に関する科学的合理性に基づく評価を行った。鉛は資源の埋蔵量と使用量は中位に位置し、重要な用途に使用されている。2000 年近傍における日本の鉛の利用は年に約 25 万トンであり、ここ 30 年ほどではそれほど生産量は変動していないが⁹¹⁾、鉛の環境汚染が懸念されて近年の生産量は漸減傾向である。物質循環における鉛は、その用途が限定され、物流が管理出来ることから、他の元素や物質に比較して環境への拡散は少ないと考えられる。大気、水、土壌の環境媒体中では鉛は土壌に移行する割合が高いとされている。

一方、人体への毒性は小児の障害を防止する観点から基準が定められているが、主に作業環境管理の進展によって職業曝露が防止されたことにより、一般には障害は見られなくなっている。ただし鉛は、安全側を考えた場合に、比較的許容範囲が狭い元素であり、主要な曝露ルートである食物、土壌の経口摂取、大気とも蓄積をもたらす摂取量に達する可能性がある。

一般環境濃度におけるリスク評価に関しては、詳細評価をまとめた立派な成書が出ているので⁹²⁾、本章では、材料利用の立場からの合理性を併せて考察した。

3.2.1 研究の目的

鉛は、人類の金属利用の中では極めて古くから利用されている金属の 1 つである。人類は、酸化還元電位の低い金、鉄、銅、アルミニウムの順に発見し、それを利用して来た⁹³⁾。鉛については、紀元前 1500 年頃にイベリア半島で鉛が製錬されており、釉薬、顔料等に使用されていた⁹⁴⁾。わが国では弥生時代に鉛の製錬技術が存在していたとされる⁹⁵⁾。中世以後においても、スズとアンチモンを加えた合金が印刷用活字に使われ、低い融点を活かしてステンドグラスや銅配線の接着剤、19 世紀に考案されたダムダム弾、そして大量に使用された自動車のアンチロック剤としての四エチル鉛、そして水道管などを挙げる事が出来る⁹⁶⁾。

このように鉛の有用性は整理するまでもないような金属であるが、同時に古くからその毒性も指摘されている。ローマ貴族の鉛中毒⁵⁾、ダムダム弾による人体汚染、そして四エチ

ル鉛による空気中の鉛の濃度の上昇である⁹⁷⁾。

文化に貢献し環境を汚染するという相反する性質が社会一般に流布されている材料という点で鉛は特徴的であるが、膨大な医学・疫学的データや社会に於ける取り扱いとは別に、鉛のマテリアルフローと一般環境や職業曝露に晒されない一般人への影響の関係についての総合的な研究や報告はそれほど多くない。アメリカでは産業上の疾病の研究としてAlice Hamiltonの一連の研究と著作が著名であるが、主として産業上での鉛障害の研究を進めている⁹⁸⁾。

本章では日本における鉛の物流と循環、それによる環境への拡散などから、科学的合理性をもって考察した場合、鉛が環境に有害であるという理由で忌避されるべきものかについて評価した。

3.2.2 調査方法

(1) 鉛の物質循環に関する調査

物質循環や分配に関しては、古くは地球化学の立場から 1970～1980 年代頃に行われた Nrigauらの研究を参照した^{99),100)}。資源関係の基本情報として国の統計を参照した¹⁰¹⁾。ここ数年は、森口・寺園らに代表されるようにマテリアルフロー研究がさかんに行われるようになり¹⁰²⁾、環境省は毎年、国全体のマテリアルバランスを環境白書で公表するようになった。本格的な鉛のマテリアルフローについては 1998 年の(社)メタル経済研究所の銅・鉛・亜鉛に関するマテリアルフロー調査や¹⁰³⁾、岡田らの報告が最初である¹⁰⁴⁾。その後、日本における主要な金属のマテリアルフローは(独)石油天然ガス・金属鉱物資源機構が 2001 年と 2004 年に鉱物資源マテリアルフローとして公表している^{105),106)}。一般的な鉛に関する情報は膨大であり、鉛循環中での環境(大気、水、土壌)への放出については(独)国立環境研究所の井上らのサブスタンスフロー調査があり⁸⁰⁾、(株)三菱総合研究所もNEDO研究の一環として鉛の詳細マテリアルフロー調査を行っている¹⁰⁷⁾。岡本と伊坪は、LCA研究の一環として、鉛フリーはんだへの代替の環境インパクトについて評価するために、マッケイ(Mackay, D.)らの環境動態モデル¹⁰⁸⁾を用いて環境中の鉛の移動を推定している¹⁰⁹⁾。ヒト健康の曝露にまで踏み込んだリスク評価としては、(独)産業技術総合研究所の小林らが詳細なリスク評価調査を行っている⁹²⁾。平成 13 年度に始まったPRTR法に基づく環境排出量、移動量も参照した¹¹⁰⁾。那須の研究では、産業内の循環に着目したが¹¹¹⁾、自然の環境媒体への排出比率と、それがに摂取される量について拡大検討した。

(2) 鉛の毒性に関する調査

鉛は、その毒性に関しては最も多くの研究がなされている元素であり、多くの既刊の総説的で詳細な書籍を参考にした^{112),113),114)}。リスクに関しては、中西らの著書を参考にした¹¹⁵⁾。

3.2.3 結果

(1) 産業関連の物質フロー

鉛の埋蔵量は、世界でおよそ 6.7 億トン（可採埋蔵量）、14 億トン（確認埋蔵量）であり、可採埋蔵量を生産量で除した静的耐用年数はおよそ 20 年である¹¹⁶⁾。産業革命以降、鉄・非鉄金属を含め金属の使用量は飛躍的に増大し、鉛に関しては世界の年間生産量 3,280 万トン（2005 年）となっている¹¹⁶⁾。主要な用途は蓄電池、無機薬品、電線被覆材、はんだ、鉛管板等である。鉛の最も大きな用途は、自動車のバッテリーであり、日本ではおよそ年間 20 万トンの鉛が使用される。これは、鉛の総生産量 25.6 万トンの 78 %に当たる¹⁰⁶⁾。

既に日本における鉛の静的及び動的な物質量とフローについては詳細な報告が出ている^{80),107)}。鉛に限らず、材料は様々な形で製品に利用され、一旦社会に蓄積し、製品寿命に幅を持って廃棄される。このため、マテリアルフローには推定が伴い、ばらつきも見られる。図 3.2-1 に小林らによる詳細リスク調査におけるマテリアルフローを編集して示した⁹²⁾。

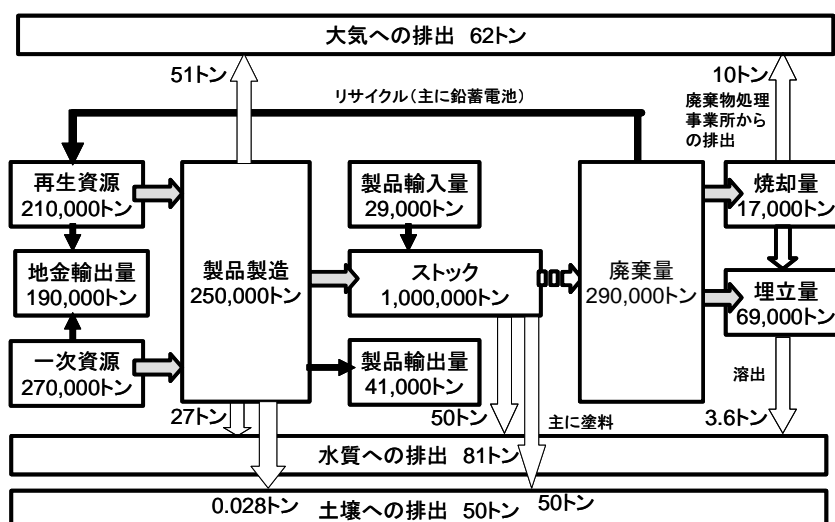


図 3.2-1 鉛のマテリアルフローと環境排出量 (2003)

(2) 鉛の需給の変化

亜鉛と鉛に関しては、1970 年頃からほぼ需要先が飽和し、生産量が一定であったが、亜鉛の需要が高まる一方で、鉛に関しては、1998 年の EU の RoHS/WEEE 指令の草案（電機電子機器への重金属含有禁止）提示に端を発し、鉛はんだの鉛フリー化の技術開発が進みつつある¹¹⁷⁾。2006 年 7 月に施行となったこの指令に対し、輸出品の製造メーカー等は、独自にグリーン調達基準を設け、除外対象を除いた部品・素材中に鉛等の重金属が含まれていないことを調達元に求める傾向にある。テレビのブラウン管は、CRT については長く鉛ガラスが使われていたが、近年は液晶テレビ・プラズマテレビへの転換が進み、かつ、鉛ガラスを用いたブラウン管テレビはアジア諸国での外製化が進んでおり、国内生産量は 1997 年

をピークに下降に転じている。以上のような事情から、鉛全体の需要量は、図 3.2-2 のように漸減傾向にある。価格はおよそ 7.5 万円～15 万円/トンの変動している⁹¹⁾。

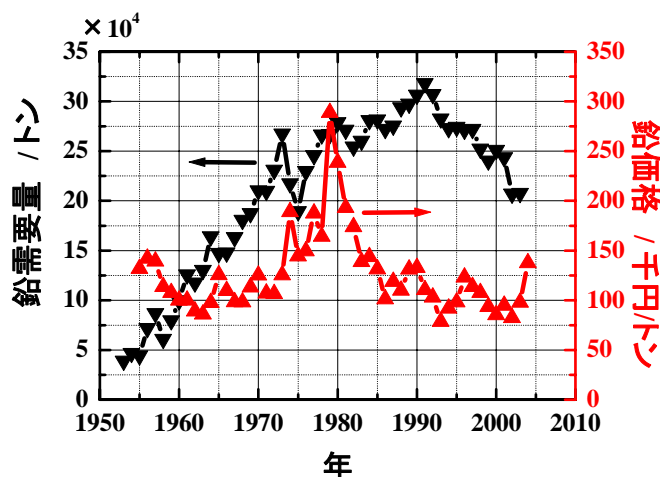


図 3.2-2 鉛の需要量と価格の推移

(3) 鉛のリサイクル

鉛バッテリーのリサイクルについては、自主的に行われていたが、1990 年頃から鉛蓄電池が鉛-カルシウム電極を用いたメンテナンスフリー (MF) 型にシフトし、鉛価格が 1992 年に 2 割程度下落したため不法投棄が懸念され、通商産業省 (当時) は 1994 年 3 月、業界に改善を指示し、蓄電池業界、一次製錬業界、再生業界が協力して、同年 10 月にリサイクルシステムが構築され発足した¹¹⁸⁾。

日本国内では亜鉛・鉛鉱山が 2001 年の岐阜県・神岡鉱山の閉山に伴って無くなり、鉛の粗鉱や地金を輸入するようになり、同時に自動車の鉛バッテリーリサイクルを開始した事例もある。他に、鉛製の遮音版のリサイクルが実施されている例もあるが¹¹⁹⁾、日本全国の規模でフローを見れば、鉛バッテリーリサイクルが殆どを占めている。

(4) 環境への拡散も含めた鉛の物質フロー

(a) 環境排出率と動態に関する情報

鉛の環境への拡散も含めたフローとして、Nrigauらの研究、PRTR法に基づく届出データ、井上らの研究、小林らの研究を比較した。鉛の国内供給量に対して、大気、水圏、土壌への排出割合は表 3.2-1 のようになっている^{105), 106), 107)}。

表 3.2-1 鉛の国内供給量に対する環境排出量の割合

	対照年	国内供給量 10 ⁴ トン	リサイクル量 10 ⁴ トン	ストック量 10 ⁴ トン	埋立量 ^(注1) 10 ⁴ トン	環境排出量 トン/年		
						大気	水域	土壌
PRTRデータ等 2001～2004年	2001	30.7	20.7	—	1.66	41 0.0135 %	17 0.0055 %	0.034 0.00001 %
	2002	25.9	22.0	165.1	1.66	41 0.0160 %	17 0.0065 %	0.034 0.00001 %
	2003	25.6	19.0	—	1.75	51 0.0199 %	14 0.0055 %	0.0278 0.00001 %
	2004	(25.0) (注2)	—	—	1.66	63 0.0253 %	13 0.0050 %	0.055 0.00002 %
小林ら, 2006	2003	23.0	20.0	100.0	6.9	62 0.0270 %	81 0.0352 %	50 0.0217 %

(注 1) PRTR の埋立は、「自社埋立+他者への移動」の量を記した。

(注 2) 設定値

井上、Nrigauの研究も合わせ、環境媒体への放出量の比を、水域への排出量を 1 として比較したものを表 3.2-2 に示す。

表 3.2-2 大気・水域・土壌への排出量の比 (水を 1 とした配分比)

	大気	水域	土壌
13年度PRTR	2.47	1	2.03×10^{-3}
14年度PRTR	2.47	1	2.03×10^{-3}
15年度PRTR	3.62	1	1.98×10^{-3}
16年度PRTR	5.04	1	4.42×10^{-3}
井上2003	0.71	1	1.44
小林2006	0.77	1	0.62
Nrigau1989	2.41	1	5.9～7.9

鉛の排出は、PRTRデータからは年間およそ 1 万トンであるが¹¹⁰⁾、多くは自社埋立であり、鉱山や製錬所でのいわゆる鉱滓の埋め戻しである。PRTRデータで土壌への移行が相対的に非常に少ないのは、事業所から鉛を含む製品（例えば顔料に鉛を含む塗料）の土壌への漏洩は少ないためと考えられる。小林の報告では、最終処分場に移行する鉛はおよそ 69,000 トンで、使用量に対して 30%が管理された土中に埋め立てられていることになる。また、土壌への移行は 50 トンとしている⁹²⁾。(独) 国立環境研究所の井上は、30 年程度の長期的な蓄積は、大気、水、土壌それぞれ 1,000 トンから 2,000 トンと推定している⁸⁰⁾。

自然界におけるバックグラウンドや人為排出との比較は、例えば貴田らがまとめている¹²⁰⁾。地殻中の鉛は 13～20 mg/kgで、地質の風化と火山から 1.9 万トン/年、人為的な 300 万トンの消費と、人為排出量 12.6 万トン¹²¹⁾であり、人為発生源の寄与が 9 割以上を占める。存在量は表層土に多い¹¹⁴⁾。自然界の各媒体中のバックグラウンド濃度は表 3.2-3 のようである。大気中のバックグラウンド¹²²⁾、海水中の鉛濃度¹²³⁾、公共用水域の最大値¹²⁴⁾、土壌

の正常値および高濃度土壌の値^{114),125)}、地殻中の鉛の平均濃度^{121),126)}が報告されている。

表 3.2-3 各媒体中の鉛のバックグラウンド濃度と測定値

媒体	分類	濃度
大気	バックグラウンド	0.0005 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
水質	海水中の鉛	0.0024~0.0006 ppm
	一般環境の測定値	0.11 mg/L(最大値)
土壌	自然濃度 (鉱床付近を除く)	2~220 ppm
	正常な土壌	15~30 mg/g
	路傍	5,000 mg/g
	工場地帯	30,000 mg/g
	地殻中の存在量	13 mg/kg
		20 mg/kg

大気からの鉛は、微粒子は滞留、一部は土壌に沈着降下する。水圏での鉛は、殆どの化学形態では水には難溶で、多くは底泥に移行する。鉛は堆積物及び土壌に強く吸着され、生物による利用は少なく、移動速度は小さい。土壌への流入は、降水から $1 \mu\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{年}$ 、降下ダスト $0.2 \mu\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{年}$ 、年間 $0.04 \sim 4 \mu\text{g}/\text{g}$ とされる。

低レベルの栄養状態の水生生物の生物濃縮係数は 10 万以上に達する。水圏の鉛のヒトへの曝露は、魚等の水生生物を経由して食物を通じてであるが、食物連鎖での濃縮はない¹²⁵⁾。

(b) 廃棄物処理

一般廃棄物中の鉛の由来については、小型の回路基板を含むおもちゃや OA 用品等が考えられる。埋立地にどのような廃棄物が搬入されるかは、自治体によって分別の仕方が異なるために違いがあり、鉛を含む廃棄物の流入量にも差がある。家電リサイクルにおける電子基板の処理からは、鉛はミックスメタルに混入するが、埋立処理になるケースもある。基本的には埋立地での浸出水は排水基準を遵守するよう処理が行われ、水処理後の鉛は沈殿残渣等の形で埋立地に埋め戻される。また、重金属をキレート処理し、溶出を抑制する措置が取られる。

土壌の鉛の溶出特性は周辺雰囲気によって大きく変わり、pHと周辺の有機炭素化合物の存在が主たるものである¹²⁷⁾。重金属の溶出量はpHに依存し、pHは酸性側でもアルカリ側でも溶解度が上がる。PbではpH7以下、及びpH11以上で溶出量が増加するU字型である¹²⁸⁾。土壌中の含有量と溶出量の間には明確な相関関係はない。法規制における検定方法は、中性の水溶出の条件で行うようになっており、溶出量を過小評価する可能性がある。

廃棄物処理過程から大気への移動については、清掃工場（焼却）での鉛の挙動として、投入量の 0.4 %が大気へ移行する、という報告がある¹²⁹⁾。

(5) ヒトへの曝露と影響

ヒトの曝露量と体内濃度について表 3.2-4 にまとめた^{95),114),126),130),131)}。

摂取量は、大気・水・土壌などの環境媒体中の濃度 (=曝露濃度) に加え、媒体摂取量、代謝を加味した吸収率により決まる。呼吸量は子供の安静時から大人の軽度の付加を伴う運動時までで 10.8~22.8m³/日程度の範囲にある¹¹⁴⁾。水の摂取量は幼児で 0.5L、成人で 2~4L 程度である¹¹⁴⁾。土壌の捕食量は欧米人では 100~200mg/日が標準的であるが、日本人は生活習慣の違いにより 50mg/日程度であるとされる。

表 3.2-4 鉛の曝露濃度と人体内の存在量

区 分	濃 度
人体内の存在量	体内濃度 2 ppm 体内総鉛量 男子84 mg、女子74 mg 血液中の平均濃度 0.2 ppm 血中鉛の測定値の幾何平均 男性4.9 µg/dL 女性3.2 µg/dL (農村、2500名) 毛髪中の濃度 20 ppm 最大許容量 500,300 µg/日
大気	呼吸 1.1 µg~57.0 µg
水	飲料水濃度 20 µg/L
土壌	土壌の自然界値 17.2 mg/kgDW
食品	食品からの摂取 300 µg/日 食品からの摂取 70~170 µg程度 食品中鉛濃度 最大値でイカ、アサリ、カキ、海藻類、柑橘類等が1.3mg/kg程度
蓄積・代謝・排泄	腸管吸収 5~10 % 呼吸器の肺胞からの吸収率 30~40 % 排泄量 糞便 100~200µg/日、尿中 10~15 µg/日 尿中排泄量は摂取量の10 % 骨に身体負荷量の95 %が蓄積、ほとんど拡散しない 90 %以上が骨に沈着、半減期 約5年

ヒトの体内には、成人男性でおよそ 120 mgの鉛が存在している¹²⁶⁾。堀内によれば、日本人の鉛摂取量は 1977~78 年には 100 µg/日であったが、その後 1979 年から 1997 にかけて 82 µg/日から 37 µg/日¹³²⁾ に低下した。

血中鉛濃度の正常値の上限は成人で 60 µg/dL、とされ、長時間曝露でも 40 µg/dL以下であれば、健康影響は殆ど生じないとされている¹³³⁾。鉛は、実験動物では、欠乏により発育不良に加え、皮膚と体毛異常が生じる報告例があるが¹³⁴⁾、ヒトにおける必須性は証明されていない。

ヒトへの摂取経路に関しては、食物を通じての土壌の摂取が 8 割を占め、2 割が呼吸による吸入で、無機性の鉛は経皮摂取は無視しても良いとされる⁹²⁾。水溶性の酢酸鉛、オレイン酸鉛、四エチル鉛は皮膚から吸収がある¹³⁵⁾。肺胞からの吸収率は 30~40 %、消化器官からの吸収は 10 %程度とされている。成人の場合、主要な曝露経路は土壌と食品であるが、人工栄養の乳児の場合は飲料水の寄与率が高くなる。

四エチル鉛は、ヒトの場合、無機鉛と異なり、経皮吸収も起こり、体内に入った四エチ

ル鉛は脳に濃集する。揮発性が高く、18 °Cでも近傍で 5 mg/Lの濃度を示し、0.1 %以上の曝露で致命的な影響を及ぼし得る。工業的に四エチル鉛を取り扱う場合は、特に作業者防護が必要である¹³⁵⁾。

ヒトがどの程度の鉛に曝露されているかを示す指標としては、血中鉛濃度 (PbB) が最も一般的である。大気中の四エチル鉛の減少と共に、血液中の鉛濃度が低下したデータがあり、一般的傾向としては曝露濃度の上昇で血中濃度は上がるが¹³⁶⁾、その度合いは個人差があり、作業場における大気中鉛濃度に対する血中鉛濃度の回帰直線の傾きは、大気中鉛濃度 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 当たり血中鉛濃度 $\mu\text{g}/\text{dl}$ として 0.03 から 0.19 まで変化するとの報告がある¹³³⁾。

FAO/WHO合同食品添加物専門家会議 (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, JECFA) は、暫定耐容 1 週間摂取量 (PTWI) を 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重と定めた。これは、体重 50 kg のヒトに当てはめると 179 $\mu\text{g}/\text{日}$ (体重 50 kg)¹³²⁾ に相当する。

塗料の顔料として使用される黄鉛などの甘味のある鉛を、子供がはがして食べ中毒になったことが報告されている¹¹⁴⁾。塗料中の鉛は 1995 年時点で 12,000 トン程度だったが、OECD の鉛リスクリダクション活動に対応する形で削減が図られた¹³⁷⁾。鉛は古代から釉薬として使われており、不良な鉛入り釉薬による死亡例も報告されている¹³⁸⁾。

(6) 鉛の健康障害・環境基準と現状解析

(a) 鉛の健康障害の整理

金属製錬業者の腹痛 (疝痛) の原因が鉛であることをヒポクラテスは紀元前 370 年頃に指摘した¹³⁹⁾。

鉛中毒に関する症例は、明治時代の文献から散見され、1 つには鉛を吹く工場の職人が鉛蒸気への経常的な曝露により中毒になったもの、もう 1 つは役者が化粧に鉛の入った白粉を使用し、恐らく粉の飛散したものを吸入する等して中毒になった例が報告されている¹¹³⁾。また、有機鉛については、四エチル鉛について事故的な職業曝露に基づく死亡事例も報告されている。鉱山、製錬所、金属加工の分野では、鉱物性粉じんや金属ヒューム、金属の粉じんを吸入曝露する機会があるため、労働衛生の立場から作業環境管理及び作業者防護が図られている。

鉛の中毒症状に関して、表 3.2-5 にまとめた^{95),114),140)}。ヒトの死をエンドポイントにすれば別であるが、集中力の欠如、神経の発育の遅れなど、比較的低濃度の範囲から非顕性障害が起こるのが特徴である。OECDが推奨する血中鉛濃度 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ 以下の範囲では、幼児といえども症状は起こらず、一方で 10~20 $\mu\text{g}/\text{dL}$ でも、学習機能障害が起こり得る。米国防疫センター (U.S. Centers for Disease Control: CDC) は、「血中鉛濃度が 10~20 $\mu\text{g}/\text{dL}$ の小児はIQ減少及びその他の微妙な作用の危険性が増加することが示唆され、このような小児の環境を評価し、血中鉛濃度を 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ 未満に減少させる努力を行う必要がある」と勧告している¹³³⁾。母体または臍帯血中鉛濃度 20~30 $\mu\text{g}/\text{dL}$ の範囲で出生前鉛ばく露量が増加すると、出生後及び新生児期の認識機能障害を引き起こすという報告がある¹³³⁾。

表 3.2-5 鉛による中毒症状

濃度		中毒症状
大気濃度	0.5 mg/m ³ 以上	中毒症状が発生
血中鉛濃度	0.3 mg/L	知能低下等
	50~60 µg/dL	末梢神経伝達速度の低下
	50~80 µg/100g	軽度の中毒症、疲労感、不眠、神経過敏、頭痛、消化管障害、特に脳の成長阻害
	80 µg/100g	中毒症状
	100 µg/100g	臨床症状
	150 µg/dL	腹部疝痛発作が起こり得る

(注) 血中鉛濃度の単位はµg/dLが一般的に使われるが出典のままとした。

(b) 環境基準と作業環境における許容濃度

鉛に関連する基準値を表 3.2-6 にまとめた。環境媒体の他、廃棄物からの溶出基準と¹¹²⁾、食品の基準値が定められている¹⁴¹⁾。

表 3.2-6 鉛に関する基準値

区分	規制値
大気汚染防止法	ばい煙排出施設 鉛およびその化合物10~30 mg/Nm ³
水質汚濁防止法	0.01 mg/L以下
水道水質基準	0.05 mg/L以下
土壌汚染防止法	溶出0.01 mg/L以下、直接摂取150 mg/kg以下
廃棄物処理法	特別管理産業廃棄物-特定有害廃棄物 廃油・廃酸・廃アルカリ以外のもの 0.3 mg/L-溶出を超えるもの
	廃酸・廃アルカリ 1 mg/L-含有 を超えるもの ²³⁾
食品安全衛生法	食品中の基準値 食品衛生法で残留農薬基準値として設定 柑橘類、ばれいしょ、トマト、きゅうり等に設定 ⁵¹⁾

鉛の環境基準は水質汚濁防止法で 0.01 mg/L と定められている。また、水道水基準は 0.005 mg/L となっている。摂取量 5 µg/kg・日以上で蓄積性があるとされ、耐用 1 日摂取量 (TDI) は 3.5 µg/kg・日と評価されている¹⁴²⁾。1 日に 0.75 L の飲料水を消費する体重 5 kg の人工栄養児で 3.5 µg/kg・日の 50% を飲料水からと仮定すると 0.01 mg/L となる¹⁴⁰⁾。

一方、作業環境上の許容濃度については、ACGIH が鉛及び無機鉛化合物 0.05 mg/m³ (TLV-TWA、1993¹³³⁾)、血中鉛 20 µg/dL、生物学的曝露指標を血中鉛 30 µg/dL としている。成人では 40 µg/dL 以下なら問題ないとされる¹¹²⁾。日本産業衛生学会では、許容濃度を鉛分として 0.1 mg/m³ (1988 年) とした。

「職業性の無機鉛ばく露に関する第 2 回国際ワークショップ」において、血液鉛濃度と鉛によって引き起こされる生体影響との関係によると血液鉛レベルは 60 µg/dL を越えるべきではないことが報告されている等、血液鉛 60 µg/dL あるいはそれ以下の値をもって、生物学的許容濃度と見なす意見が多い¹³³⁾。

なお、最近、製品中の鉛等重金属の含有量を制限する法律が出現した。EU の RoHS 指令

(2007年6月施行)である。RoHS指令は、重金属4種(水銀、鉛、カドミウム、六価クロム)の含有率を平均濃度を示す部材ごとに0.1%以下(六価クロムは0.01%以下)、臭素系難燃剤のうち、ポリ臭素化ビフェニル(Polybrominated Biphenyls: PBB)と、ポリ臭素化ジフェニルエーテル(Polybrominated diphenyl ether: PBDE)のうち2種(Penta-BDE、Octa-BDE)について0.1%以下の閾値を設け、実質的にバックグラウンドとしての混入以上の含有禁止を定めたもので、これに適合しない製品はEU域内に上市出来ない。国際貿易に影響することから、日本企業も対応を余儀なくされた。

3.2.4 考察

(1) 環境排出の程度

環境放出量について、媒体中の平均濃度を評価した。日本の環境媒体量を大気 $7.6 \times 10^{13} \text{ m}^3$ (低層 200 mまでの大気)、水 $4.2 \times 10^{14} \text{ m}^3$ (年間降水量-蒸散量¹⁴³⁾、土壌 $1.0 \times 10^{11} \text{ kg}$ (表層 10 cmまでの深さ)として、小林らの排出推定値を濃度に換算すると、それぞれの媒体中の平均濃度と規制値に対するマージンは表 3.2-7 のようになる。ただし、土壌の場合は、環境基準値が水への溶出量で定められているので、希薄と見なし $1 \text{ L} \approx 1 \text{ kg}$ とし、かつ、土壌中の鉛が全量溶出すると仮定した場合の値である。

環境媒体に数十トンレベルの鉛が排出された場合、それが十分に拡散・混合した状態では一定の安全マージンがあるが、拡散の安全率 10 倍を加味し、発生源近傍では 10 倍程度の濃度になると仮定すると、安全マージンは 2~12 程度の範囲となり比較的小さく、環境基準に対しては、適切な排出削減・管理が図られていないと遵守出来ない可能性がある。

表 3.2-7 日本の環境媒体量に対する鉛の平均濃度の試算と環境基準に対するマージン

	媒体量	排出試算量 トン/年	平均濃度試算量 C	環境基準 Ca	マージン Ca/C
大気	$7.6 \times 10^{13} \text{ m}^3$	62	0.82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.1 mg/m^3	123
水質	$4.2 \times 10^{14} \text{ L}$	81	0.19 $\mu\text{g}/\text{L}$	0.01 mg/L	51.9
土壌	$1.0 \times 10^{11} \text{ kg}$	50	0.49 mg/kg	0.01 mg/L -溶出	20.5

なお、鉛の需要量は、日本で約 20~25 万トン/年であり、この程度の鉛が毎年使われ、その一部が環境へ排出されているが、環境濃度は蓄積して年々上昇している訳ではない。大気中に有鉛ガソリン中の鉛が百トンオーダーで排出された 1960 年代に比べて、ガソリンの無鉛化と環境対策を講じたことで環境濃度は下がっている。このことは、有機鉛の使用減少により、大気中に浮遊しやすい微粒子が減少し、無機鉛に比べて相対的に水に溶けやすい有機鉛が減少したことが寄与しているものと考えられる。

また、他の金属元素との比較では、環境規制値が設定されている重金属 6 元素と、本論文で取り上げたアンチモン、インジウム等と併記して水銀当量で比較すると 図 3.2-3 のよ

うになる。鉛の水銀当量が大きいのは、他の元素に対して、相対的に需要量が多いことによる。

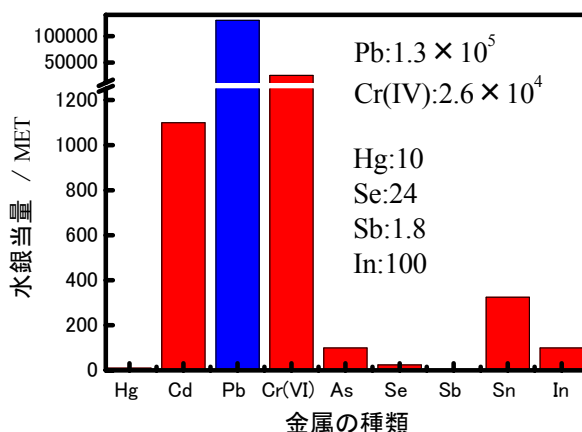


図 3.2-3 水銀当量による各種金属元素の比較

(2) 鉛による障害者発生とその可能性

(a) 四エチル鉛による大気汚染に伴う障害事例について

四エチル鉛はガソリンのアンチノック剤として、三エチル鉛と共に広く使われていた。わが国では1970年5月に新宿区牛込柳町の沿道地域において民間医師団から、周辺住民の49名中13名の血中鉛濃度が鉛中毒認定基準値（60 μg/dL以上）を超過したことが発表されたが、その後の東京都公害研究所の調査では、交差点の四つ角の大気中鉛の測定値は最大0.5 mg/m³であり¹⁴⁴⁾、住民203名の血中鉛濃度も最大36μg/dL以下で正常な範囲にあり、因果関係がないことが明らかにされた¹¹²⁾。なお、四エチル鉛に汚染された人体の血液中の鉛濃度はあまり変化せず、尿中の鉛が著しく増加する¹³⁵⁾との記述もある。

有機鉛は揮発性があり、ガソリンから大気中に拡散する量が非常に多く、健康被害が懸念されたことから、ガソリンの無鉛化が先進国では進み、わが国では比較的早い1975年に完全に無鉛化が達成された。なお、自動車のエンジンで有機鉛ガソリンが燃えると、排ガスから鉛は排出されるが、有機鉛の直接曝露と異なり、混合を終わった燃料の取り扱いやエンジンの排気ガス中の鉛についてはあまり危険はないとする記述もある¹³⁵⁾。

牛込柳町の件は、実際に中毒患者がいたとは結論されていない。当時の新聞では、鉛を根絶せよとの見出しも見られる¹⁴⁵⁾。1970年当時は、化審法も制定前であり、リスクはおろか、ハザード管理の考え方も芽吹いてはおらず、顕在化する公害問題に対してようやく公害国会において大々的な法制度が整備されたばかりの時期であった。

環境濃度と人体中の濃度の関係や、実際の中毒患者の有無の点で、少々この問題は複雑であるが、科学的知見が後付けになったものの、結果として大気拡散性の大きな有機鉛のガソリンへの使用を禁止するきっかけになり、大気中濃度が改善され、リスクが減少したことは好ましいと言える。

(b) 日本における鉛水道管の使用に関する整理

水道水に関しては、鉛製の水道管からの溶出に伴う経口曝露が古くから問題とされて来た。ただし、水道水の摂取に伴って中毒症状が出たという例は報告されていない。水道管の材質は、鉛管に次いでメッキ鉛管、合金鉛管、ポリエチレンライニング管と鉛の溶出を防ぐ新しいものが次々に規格に加えられ、平成元年6月27日の厚生省通達により、鉛給水管の新規使用を禁止された¹⁴⁶⁾。水道水の基準値は鉛を含め、厳しい安全基準下で運用されている。鉛管内に水が滞留した後は一時的に鉛濃度が上昇し、基準値を上回ることがあるので、朝一番の水を10リットル程度流してから飲むように薦められている¹⁴⁰⁾。

鉛製の給水管は2003年4月現在で総延長1万5千キロメートル、575万世帯が使用((社)日本水道協会調べ)¹⁴⁷⁾となっている。小林らの鉛の詳細リスク評価では、現在の鉛の状況は、直ちに対策を講じるほどのレベルではなく、通常の水道管交換工事を継続することで十分である、との結論になっている⁹²⁾。

(c) 高濃度曝露が想定される一般環境

より实际的にリスクを評価しようとする場合は、製錬所や焼却炉の周辺住民や、食物由来の土壌の摂取量が多い地域などを考慮することが望ましいと考えられる。武長らによる製錬所周辺の土壌中の鉛濃度¹⁴⁸⁾、浅見らによる大都市圏の道路わき粉塵中の鉛濃度¹³²⁾、齋藤らによるごみ焼却場から1kmの最大着地濃度地点での大気中の鉛濃度¹⁴⁹⁾、小林らによる製錬所付近での大気中予測濃度の最大値⁹²⁾を、吸収率(肺:35%、腸管:10%)を加味して土壌摂取量(50mg/日)、大気呼吸量(2.37~22.8m³)から摂取量に換算し、1日耐用摂取量3.5μg/kg-体重/日とのマージンを評価すると表3.2-8になる。

表 3.2-8 排出源近傍の高濃度値の報告例とその安全マージンの評価

	媒体	濃度	子供		大人		備考
			1日摂取量換算 μg/kg-体重	1日耐用摂取量 とのマージン	1日摂取量換算 μg/kg-体重	1日摂取量換算 μg/kg-体重	
武長ら (1984)	土壌	132mg/kg	33	1.9	3.3	1.9×10 ⁻²	製錬所周辺土壌 1km以遠の最大値
浅見ら (1986)	土壌	215~465mg/kg	54~116	3.1~6.3	5.4~11.6	3.0×10 ⁻² ~6.6×10 ⁻²	大都市道路脇粉じん
齋藤ら (2002)	大気	0.014 ~0.091μg/m ³	2.3×10 ⁻³ ~1.5×10 ⁻²	1.3×10 ⁻⁴ ~8.6×10 ⁻⁴	2.2×10 ⁻³ ~1.5×10 ⁻²	1.3×10 ⁻⁵	ごみ焼却場から1km での大気中濃度
小林ら (2006)	大気	300ng/m ³	5.0×10 ⁻³	2.9×10 ⁻⁴	4.8×10 ⁻³	2.7×10 ⁻⁵ ~8.6×10 ⁻⁵	製錬所周辺大気濃度 (予測値)

ここでは、体重5kgの幼児の土壌摂取量を大と同一の50mg/日として計算しているので過大評価と思われるが、大人の体重が子供の10倍程度あることから、子供の安全マージンは同じ濃度に晒されても1桁小さく、危険側になる。大人の場合は、一定の安全マージン

があることが確認された。

(3) 科学的合理性を有した鉛利用の評価

(a) 資源利用量と環境放出量との関連

鉛に限らず金属資源の使用量が一般に産業革命以降急激に増大したことは良く知られているが、その一方で鉛に基づく健康障害が比例して増加した訳ではない。Hongらは、グリーンランドの雪氷中の鉛濃度を解析し、500B.C.から300A.D.の8世紀の間に自然値の4倍の鉛濃度が見られ、この間の降下量は1930年代からのアルキル鉛より15%高かったと報告している¹⁵⁰⁾。Morozumiらは、1750年頃の製錬方法では、製錬量10万トンに対し2,000トン(2%)の鉛が大気中にエアロゾルとして損失していたが、1966年では、製錬量310万トンに対して0.06%、2,000トン以下になっていると報告している¹⁵¹⁾。

すなわち、有史前後の時代と産業革命後の時代では製錬方法の違いに基づいて、そして1960年代以降の変化としては、中毒事例等を契機として、環境への排出と曝露を抑制する方策が採られたことを意味している。有機鉛は四エチル鉛が典型的で、大気拡散性が大きかったことから、ガソリンの無鉛化が測られることで環境濃度が大きく低下した。拡散性の高い用途の制限と、職業上の高濃度曝露を防止する管理がなされたことで、ヒト健康の安全性は確保されて来ている。

(b) 製品中の鉛の制限と、廃棄物中の鉛の回収可能性に関する検討

製品中の鉛が直接的に製品の使用中の曝露によって障害を引き起こした事例は見当たらないが、EUのRoHS指令では原則含有禁止となっており、輸入禁止のビジネスリスクを招くことから、製品を輸出する日本企業にまで影響が及んでいる。ただし、安井は過去に既に環境に放出された有機鉛が数百万トンに及ぶのに対し、RoHS指令に基づく鉛の環境排出の削減効果は4万トン程度に過ぎず、管理のために要する新たな資源・エネルギーの使用が別のリスクを引き起こすトレードオフが生じると指摘している¹⁵²⁾。

鉛が管理型処分場に埋められることは、排水処理等の管理が適切であるという前提では懸念されるようなリスクは引き起こさない。焼却灰中の鉛の濃度はばらつきがあり、250～2,210 mg/kg、飛灰中で435～19,900 mg/kgという報告がある¹⁵³⁾。自然資源の最低稼行品位は3%以上であり¹⁵⁴⁾、現在は、濃度だけの点でも、資源として利用出来る経済性を有していないが、将来、廃棄物をより積極的に再利用することを想定すると、焼却灰を埋め立てることは、有機物がエネルギー利用されつつ減容化され、鉛濃度が上がり、定まった箇所に集中的に貯めることになるので、合理的な方法と考えられる。

都市ごみなど一般廃棄物の焼却灰及びそれを溶融固化する際に生じる溶融飛灰は、鉛を含んでいる。廃棄物の焼却灰中の鉛の化学形態が高岡らにより研究されており、酸化物と塩化物が主体である¹⁵⁵⁾。溶融飛灰資源研究会では、焼却残渣全量が溶融処理されたとすると、平成30年には約11万9,000～35万5,000トンの溶融飛灰が発生し、溶融飛灰中の鉛の

濃度は 1 %以下～十数%になると予測している。数値の中間をとって、溶融飛灰の発生量を約 25 万トンとし、鉛の濃度を 3.2 %とすると、溶融飛灰中には鉛が約 8,000 トン含有されることになる。これは平成 12 年の国内鉛需要の約 2.5 %に相当する。同研究会では、鉛の回収方法について検討を行っている¹⁵⁶⁾。貴田は、焼却灰中の鉛を資源利用する場合、前処理としての塩化物の除去が採算性を阻害すると指摘している¹⁵⁷⁾。

製品中の鉛含有量が試算されており^{158),159)}、その鉛を 99.99 %まで再度精製し利用することを想定し、分離作業量で整理した結果を図 3.2-4 に示す。

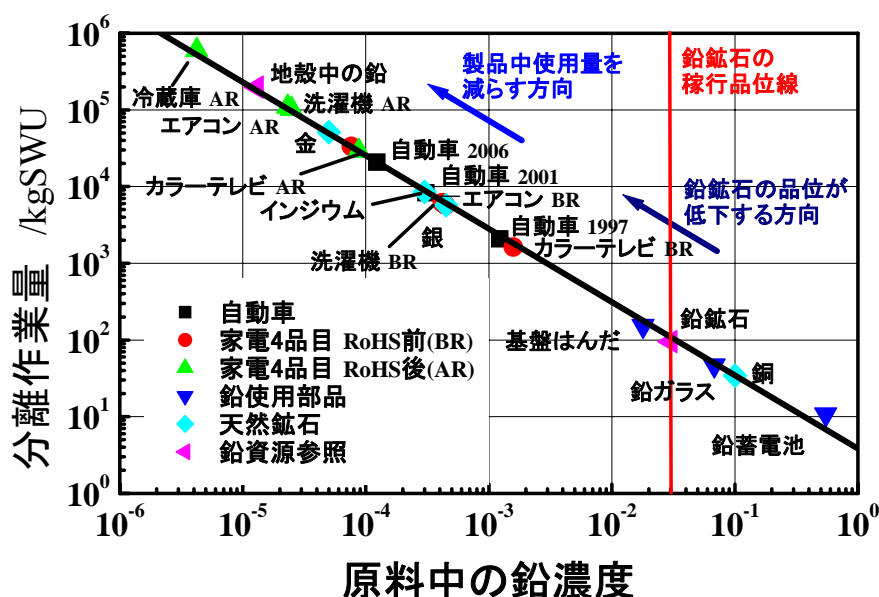


図 3.2-4 鉛製品から鉛を回収するための分離作業量の比較

図 3.2-4 には、天然資源の分離作業量を併せて示した。製品の場合、これらの廃製品がリサイクル工場に収集・運搬され、不純物等が取り除かれた状態での値であるので、これを考慮すると鉛鉱石を上回る鉛ガラスと鉛蓄電池でも、リサイクル性が低下する。同伴する材料の影響については次節にて述べる。

(c) 製品中の各種材料の多段分離に関する検討

鉛に関しては、比較的価格が低いいため、廃製品の再資源化時に有価物として回収した場合の経済メリットがそもそも少ない可能性がある。そこで、家電製品の主要な材質と使用割合、価格を整理し、製品中の使用割合が多い材質から順に回収する際の回収性を分離作業量を用いて検討した。

分離作業量は、エントロピーのような状態量ではなく、理想的なプロセスを加味した評価値であるので、濃度の濃いものから順に取り出した場合と、濃度が薄いものから取り出した場合では値が後者が大きい。つまり、最初に濃度が高い材料を低い分離作業量で分離

することで、残りの材料の濃度を高めることが出来、その結果、後段での分離作業量が少なくて済むからである。

ここで、4つの家電製品（テレビ、冷蔵庫、洗濯機、エアコン）を比較するために、分離システムへのフィード量を同一の1kgとし、濃度の濃い材質から順次分離し、最後に鉛を取り出すフローとして鉛の分離作業量を比較検討した。一例として、冷蔵庫（RoHS指令対応前）の分離フローと分離作業量計算のイメージを図3.2-5に示す。こうした多段分離の各段の分離作業量について、家電4品目の計算結果を表3.2-9～表3.2-12に示す。表3.2-9～表3.2-12に示した含有率は元々の製品中の濃度であるが、分離作業量を求めるに当たっては、分離を進めるにつれ、濃度が濃くなっていることに留意が必要である。

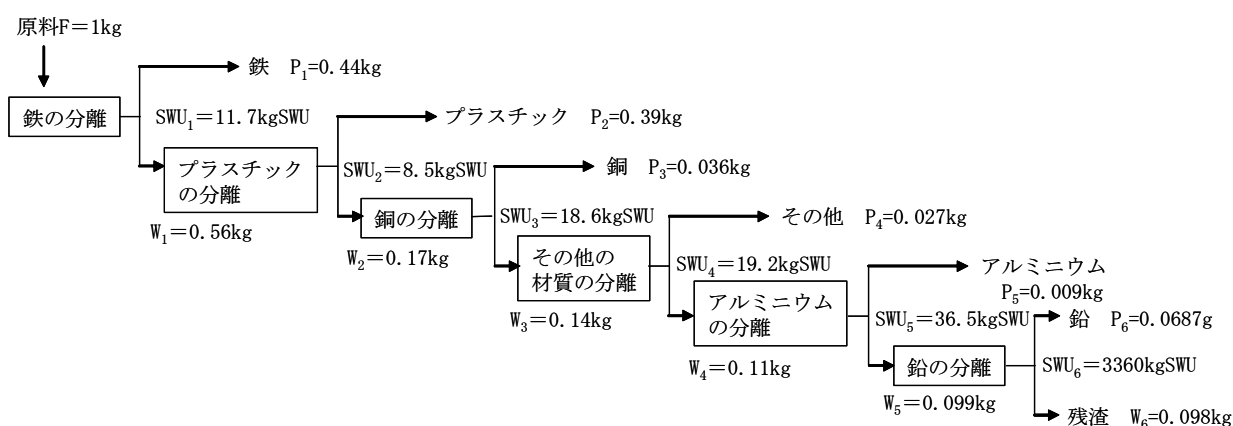


図 3.2-5 廃家電製品からの資源の分離回収フローのイメージ（RoHS 指令対応前冷蔵庫）

表 3.2-9 ブラウン管テレビを多段分離した場合の分離作業量と資源回収評価

ブラウン管テレビ 重量：25kg/台		各分離段の 分離作業量 kgSWU	1kgからの 回収量 kg	一次資源 価格 円/kg	回収価格 円	SWU対応 回収価格 円
材質	含有率%					
鉛ガラス	37	13.8	3.33×10^{-1}			42.1
プラスチック	26	13.4	2.34×10^{-1}	120	28.1	28.5
非鉛ガラス	16	13.9	1.44×10^{-1}			18.2
鉄	12	12.9	1.08×10^{-1}	50	5.4	12.6
その他	5	16.6	4.50×10^{-2}			7.0
銅	3	19.2	2.70×10^{-2}	938	25.3	4.9
アルミニウム	1	36.5	9.00×10^{-3}	300	2.7	3.3
鉛 (RoHS前)	1.58×10^{-1}	1.72×10^2	9.43×10^{-3}	150	0.2	2.9
鉛 (RoHS後)	8.80×10^{-3}	2.92×10^3	7.92×10^{-5}	150	0.0	3.6
合計 (円)					61.7	123.2

表 3.2-10 冷蔵庫を多段分離した場合の分離作業量と資源回収評価

冷蔵庫 重量：59kg/台		各分離段の 分離作業量 kgSWU	1kgからの 回収量 kg	一次資源 価格 円/kg	回収価格 円	SWU対応 回収価格 円
材質	含有率%					
鉄	49	11.7	4.41×10^{-1}	50	22.1	46.1
プラスチック	43	8.52	3.87×10^{-1}	120	46.4	28.6
銅	4	18.6	3.60×10^{-2}	938	33.8	6.3
その他	3	19.2	2.70×10^{-2}			4.9
アルミニウム	1	36.5	9.00×10^{-3}	300	2.7	3.3
鉛 (RoHS前)	7.63×10^{-3}	3.36×10^3	6.87×10^{-5}	150	0.0	3.7
鉛 (RoHS後)	4.24×10^{-4}	6.03×10^4	3.81×10^{-6}	150	0.0	4.9
合計 (円)					105.0	97.9

表 3.2-11 洗濯機を多段分離した場合の分離作業量と資源回収評価

洗濯機 重量：25kg/台		各分離段の 分離作業量 kgSWU	1kgからの 回収量 kg	一次資源 価格 円/kg	回収価格 円	SWU対応 回収価格 円
材質	含有率%					
鉄	52	11.2	4.68×10^{-1}	50	23.4	47.0
プラスチック	33	10.0	2.97×10^{-1}	120	35.6	26.3
その他	9	13.5	8.10×10^{-2}			10.0
アルミニウム	4	17.3	3.60×10^{-2}	300	10.8	5.8
銅	2	23.1	1.80×10^{-2}	938	16.9	4.0
鉛 (RoHS前)	4.18×10^{-2}	6.24×10^2	3.76×10^{-4}	150	0.1	3.2
鉛 (RoHS後)	2.32×10^{-3}	1.10×10^4	2.09×10^{-5}	150	0.0	4.2
合計 (円)					86.8	100.4

表 3.2-12 洗濯機を多段分離した場合の分離作業量と資源回収評価

エアコン 重量：51kg/台		各分離段の 分離作業量 kgSWU	1kgからの 回収量 kg	一次資源 価格 円/kg	回収価格 円	SWU対応 回収価格 円
材質	含有率%					
鉄	54	11.0	4.86×10^{-1}	50	24.3	47.5
銅	18	14.3	1.62×10^{-1}	938	152.0	21.3
プラスチック	16	12.2	1.44×10^{-1}	120	17.3	15.8
アルミニウム	9	12.6	8.10×10^{-2}	300	24.3	9.2
その他	3	18.4	2.70×10^{-2}			4.7
鉛 (RoHS前)	4.48×10^{-2}	5.82×10^2	4.03×10^{-4}	150	0.1	3.1
鉛 (RoHS後)	2.49×10^{-3}	1.03×10^4	2.24×10^{-5}	150	0.0	4.1
合計 (円)					217.9	105.8

金属スクラップの取引価格は一般に、一次資源の 30 %～50 %程度で取引されているようであるが¹⁶⁰⁾、ここでの資源価格は、一次資源の価格として評価した。また、SWU対応回収価格は、3.1 章で示した分離作業量 (SWU) と価格との関係から求まる次の回帰式により、各分離段で必要な分離作業量に見合った単価に回収量を乗じて求めたものである。

$$Price = (SWU)^{1.10} \times 6.99 \quad (3.3)$$

テレビ、冷蔵庫、洗濯機の 3 品目では、一次資源価格で評価した場合、含有率が高い主要材料の回収だけでは、分離作業量に見合う価格をぎりぎり回収出来るか、若干劣るといった結果となった。テレビについては、鉛ガラス、非鉛ガラスの回収価格評価が出来なかったが、鉛ガラスのカレット価格が安い (20 円/kg 程度) 上に、ブラウン管及びブラウン管テレビの製造拠点が殆ど海外に移転しているため、仮に日本国内の家電リサイクル施設でリサイクルしても製造拠点までの輸送費を考慮すると採算性が見込めないようである。エアコンについては、冷却フィンの材質として、比較的単価の高い銅とアルミニウムが多用されているため、他の 3 品目より回収妥当性が高くなったものと考えられる。

鉛については、使用量が少なく価格も低いために、製品 1 台の重量当たりに換算しても回収される価格が小さいが、RoHS 指令対応などで製品中の濃度を減らすと、分離作業量も 1 桁から 2 桁上昇し、単体での回収妥当性は全く見込めなくなる。

家電 4 品目に関しては、貴金属の使用量が不明であったので、使用量が示された別製品の報告に基づいて希少資源の同伴効果について検討した。電子回路基板に用いられる代表的な貴金属として、金、銀、銅、パラジウムが挙げられる。これらの含有量の報告¹⁶¹⁾を参考に、表 3.2-9 等と同様に分離作業量と資源回収の評価を行ったものを表 3.2-13、表 3.2-14 に示す。

表 3.2-13 携帯電話からの貴金属の分離回収の効果の検討

携帯電話		各分離段の 分離作業量 kgSWU	1kgからの 回収量 kg	一次資源 価格 円/kg	回収価格 円	SWU対応 回収価格 円
貴金属	%					
銅	0.7	3.77×10^2	6.30×10^{-3}	938	5.9	30.3
銀	0.2	1.29×10^3	1.79×10^{-3}	41200	73.7	33.5
金	0.015	1.71×10^4	1.34×10^{-4}	1220000	163.4	43.1
パラジウム	0.01	2.56×10^4	8.93×10^{-5}	2177000	194.3	44.9
合計 (円)					437.3	151.8

表 3.2-14 電子制御基板からの貴金属の分離回収の効果の検討

電子制御基板		各分離段の 分離作業量 kgSWU	1kgからの 回収量 kg	一次資源 価格 円/kg	回収価格 円	SWU対応 回収価格 円
貴金属	%					
銅	31	1.54E+01	2.79×10^{-1}	938	261.7	39.8
銀	0.57	4.60×10^2	3.70×10^{-3}	41200	152.4	22.2
金	0.143	1.80×10^3	9.23×10^{-4}	1220000	1126.3	24.9
パラジウム	0.043	5.96×10^3	2.77×10^{-4}	2177000	603.6	28.0
合計 (円)					2144.0	114.9

貴金属の場合、一次資源の品位が低いため、分離作業量が大きく、価格が高い。表 3.2-13 のように廃製品中の濃度が一次資源濃度を上回っていると、廃製品から低い分離作業量で高価な資源を回収出来るため利潤が生まれ、資源回収が可能になる。また、携帯電話の銅のように、それだけでは分離作業量に対応した価格に見合わない場合でも、他の希少資源で大幅に利潤が見込める場合には回収の実施が可能になる。なお、OA機器やエアコンの基板は貴金属を多く含み、テレビ、洗濯機の基板は貴金属が少ないとされている¹⁶⁰⁾。

廃棄物を資源利用することの困難さは、その存在が社会に分散しているために、まずはそれを集める収集運搬を行って再資源化施設への位置的な濃集を図らなければならない、それに要する資源・エネルギー・コストを考慮してなお、自然が濃縮してくれた一次資源の利用と比肩し得る経済的条件が満たされ難いことにある。また、品質が劣ればカスケード利用になり、価格も落ちる。ただし、一次資源が枯渇に向かって鉱石品位が落ち、廃棄物資源との濃度差が小さくなった場合には、エネルギーを投じて資源化することが考えられる。その際、空間的に集積されていることが資源利用性を高めるので、現状では資源性を見込めない濃度でも、集約して集めておくことが適当と考えられる。例えば、社会システムとして定着し機能している鉱山の鉱滓の埋立地、ごみ処理の埋立地、特定の製品に対するリサイクル施設を集積拠点として利用し、計画的に埋め立てることで、現在ただちに経済性は見込めないが、将来の潜在資源としての利用可能性を高めることが方途として考えられる。

3.2.5 結論

人類にとってその使用の歴史が長く有用な元素である鉛について、その利用が科学的合理性を有しているかについて、資源、マテリアルフロー、用途、環境中への拡散、健康障害、循環による蓄積などの検討を行った。その結果、以下のことが分かった。

- 1) 鉛は資源、マテリアルフロー、用途など工業社会で大きな貢献をなし、また将来とも貢献出来るポテンシャルを有する。

- 2) 用途が限定されていることもあり、物質循環による拡散は少ない。
- 3) 環境中への拡散の後、土壌への蓄積が行われるが化学的性質から移動範囲が小さい。
- 4) 現在の年間 25 万トン程度の鉛利用が、鉛バッテリーリサイクルと適切な管理埋立を前提にすれば、環境への放出は数十トン程度であり、これを大気・水・土壌の平均濃度に換算すると $0.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $0.19 \mu\text{g}/\text{L}$ 、 $0.49 \text{mg}/\text{kg}$ 程度であり、拡散の安全係数 10 を加味すると、環境基準に対する安全マージンは 2~12 程度の範囲となる。
- 5) 健康障害を生じ得るのは、鉱山労働者、金属加工従事者、有機鉛の取扱作業員などの高濃度曝露群であり、作業環境の管理の進展と作業員防護により、障害事例が報告されない程度まで環境は改善されて来ている。
- 6) 一般人の高濃度曝露の可能性として、幼児の土壌摂取が最も安全マージンが低いことが分かる。大人の場合は一定の安全マージンがあり、また大気からの寄与は相対的に小さい。
- 7) 廃棄物中の鉛の再利用は、リサイクル妥当性から限定される。ただし、貴金属が同伴する廃製品の場合には、採算性が見込まれることがある。
- 8) 廃棄物中の鉛、焼却灰中の鉛は、現在では稼行品位に達しておらず、技術的にも塩化物の前処理が必要であるが、将来の資源化利用を考慮するならば、焼却等により減容化し、集約的に埋立てる方策が考えられる。

以上の事実と整理から鉛は社会的にはその利用が忌避されているが、そのハザードを認識しつつ十分な管理が可能であり、科学的合理性から評価すると利用の制限をするのは適切ではないと考えられる。

3.3 物質循環と環境影響に関するアンチモンの評価

人間が使う資源には、それが無機物や有機化合物、あるいは自然由来である人工物であれ、何らかの毒性を有すると共に¹⁶²⁾、微量でも必須の元素である場合も多い¹⁶³⁾。また人間以外の生物をも対象とする場合には、まだ「毒性」というもの自体の包括的な概念が明確ではない状態であると考えられる¹⁶⁴⁾。このような中でアンチモンは毒性の研究は盛んではないが、応用用途の多くが火災の防止であり、使用の促進によって社会の安全性が増し、抑制によって元素の拡散が防止されるという両面を有する非鉄金属元素として特徴的である。その意味で単純なリスクとハザードの関係に追加した特徴があり、環境と物質を検討する上で興味ある対象である¹⁶⁵⁾。

本章では、非鉄金属元素としてはその生産量が比較的少なく、用途が高分子材料の難燃剤や重合触媒に使用されているアンチモンについて、その物質循環と資源、環境への関係について整理したものである。特にアンチモンが環境に拡散した場合と、アンチモンの使用が安全の向上へ寄与することの関係について考察を加え、科学的合理性からアンチモンの活用についての評価を試みた。

3.3.1 調査方法

アンチモンについては資源、製錬、製品及び用途と、高分子燃焼、リサイクルの問題の調査に分かれ、資源、製錬、製品については既に示されている文献や報告書の他にアンチモン製品の製造メーカーの聞き取り調査を行った¹⁶⁶⁾。

高分子燃焼に用いるアンチモンとその効果及び高分子合成触媒などについては難燃材料研究会、日本難燃剤協会の報告¹⁶⁷⁾、さらにハロゲン系の環境に関する諸機関への個別の調査を実施した¹⁶⁸⁾。

3.3.2 アンチモンの物質循環

(1) 資源

地球上におけるアンチモンの存在形態は表 3.3-1 に代表的な還元状態のアンチモン（自然アンチモン）と硫化物・酸化物を示したが、その他酸化物として存在するものや水銀、鉛、銀、銅、鉄、ビスマスなどの元素と同伴するものが多い¹⁶⁹⁾。

表 3.3-1 アンチモンの代表的な鉱石

鉱物名	化学式	含有量%	色	形状
自然アンチモン	Sb	100.0	白	塊状、葉片状
輝安鉱	Sb ₂ S ₃	71.4	鉛色	斜・粒・塊
方安鉱	Sb ₂ O ₃	83.3	灰白	塊・皮殻
アンチモン華	Sb ₂ O ₃	83.3	雪白	柱・短冊
白安鉱	Sb ₂ O ₃ ・Sb ₂ O ₅	78.9	黄～白	微細結晶
黄アンチモン華	H ₂ Sb ₂ O ₅	74.5	淡黄	塊・粉
硫安水銀鉱	HgS・2Sb ₂ O ₃	53.0	赤色半透明	小針
毛鉱	2PbS・Sb ₂ O ₃	29.5	灰黒	毛・繊維
濃紅銀鉱	Ag ₂ SbS ₃	22.3	深紅	柱
四面銀鉱	(Cu, Fe) ₁₂ Sb ₄ S ₁₃	25-29	暗灰	塊
バーシェライト	FeSb ₂ S ₄	56.6	暗鋼灰	柱・微細
車骨鉱	PbCuSbS ₃	24.9	鋼灰	短柱
幌別石	(Bi, Sb) ₂ S ₃	28.5	灰	柱

一方、資源の量としては世界生産量が純アンチモン換算で 14.2 万トン前後、可採埋蔵量が 180 万トンとなっており^{170),171)}、いずれにしても計算される資源枯渇の時期は早い。しかし現実的には採鉱が行われ枯渇を防ぐことになると考えられている。主要な資源国である中国は国内のアンチモン資源を保護し原料を輸入する政策を講じている。中国のアンチモン鉱石は、湖南、雲南省などでは輝安鉱（硫化物）、その他広西省などでは亜鉛の複雑鉱もある。広西省南丹の水没事故の影響で亜鉛生産量が低下し、それに連動してインジウムとアンチモンの生産量が低下した¹⁷¹⁾。このことはアンチモンの資源性が他の元素の影響を大きく受けることを示している。

表 3.3-2 アンチモンの生産量

国名	資源量	
	Gt	%
1 中国	1900	59.4
2 ロシア	370	11.6
3 ボリビア	320	10.0
4 南アフリカ	250	7.8
5 キルギスタン	150	4.7
6 アメリカ	90	2.8
7 タジキスタン	60	1.9
上位7カ国合計	3140	98.1
全世界合計	3200	100.0

(注) 資源量は純分量

わが国においてアンチモンの生産量が最も大きいのは日本精鉱（株）の中瀬製錬所である。中瀬鉱山は 400 年以上の歴史を持ち、金が主体でアンチモンが随伴する熱泉鉱床で、1935 年から 1948 年まで採鉱されたが 1969 年に鉱量が枯渇して閉山した。輝安鉱 (Stibnite,

Sb₂S₃) を原料とする製錬は国内で継続されていたが、1996年に製錬も停止して金属アンチモンの輸入に切り替わっている。金属アンチモンは2004年に中国から8,092トンが輸入され日本の需要の100%に相当する¹⁷⁰⁾。この他に三酸化アンチモンとしての輸入量は7,878トン程度と見られる。また、輸出は商社を通して販売する場合等があるため国内からの直接輸出は明確ではないが、通関統計では2003年に2,320トンの酸化アンチモンが輸出されており、主に海外の日本企業への輸出と言われる。

(2) 製錬及び製品製造

金属アンチモンの製錬は乾式法と湿式法があり、代表的な製錬工程である前者について図3.3-1に示した¹⁶⁶⁾。アンチモン鉱石は硫化物で得られることから空気の下で酸化培焼して三酸化アンチモンとして揮発させ、次にコークスまたは木炭を加えて反射炉で還元する二段階製錬が行われる。なお、かつては日本において硫化鉱を使用して酸化培焼-還元を実施していたが、現在では、鉱石の前処理、カラミの後処理アンチモンの回収工程あるいは硫化物に起因する硫酸化物の脱硫工程等を勘案して、鉱山の存在する他国で酸化・還元法が採用されている。

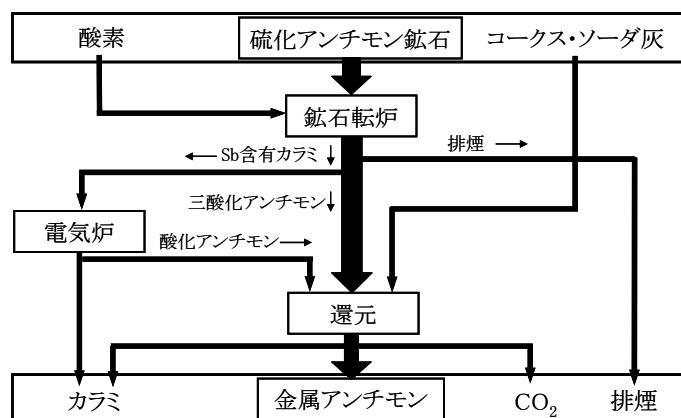


図 3.3-1 アンチモンの製錬工程

製錬時に原料として使用する物質は鉱石の他、酸素、コークス、ソーダ灰等であり、用益としては電力等を使用する。従って製錬時には、廃水、硫酸化物を含んだ排煙、二酸化炭素(CO₂)、カラミ等が廃棄物として発生する。アンチモンの製錬ではその排煙中に二酸化硫黄が発生し、かつては国内でのアンチモン生産の最も大きな問題の一つであった。現在では主として資源国での現地処理であることから、その地域に合わせた脱硫を行っている。

2004年におけるアンチモンの製品としての化学形態、用途及び出荷量を表3.3-3に示したが、地金が約500トン、三酸化アンチモンが約8,700トンであり、三酸化アンチモンの生産量が圧倒的に多い¹⁷²⁾。地金の用途は蓄電池用と特殊鋼向けが主で、その他少量の用途が

ある。また三酸化アンチモンは難燃助剤として使用されるものが三酸化アンチモン全体の93%であり、アンチモン全体の88%に達する。酸化物はその他にも塗料、顔料、ガラスなどに使用される。テレビのブラウン管のガラスは、旭硝子（株）、日本電気硝子（株）の2社がマレーシアなどで製造しており、薄型テレビと蛍光灯他のガラス清澄剤については、現在も亜ヒ酸が良く使われているが、亜ヒ酸の毒性の問題からアンチモンに代替される可能性がある。

表 3.3-3 アンチモン地金の生産量と用途

アンチモン地金 Sb		三酸化アンチモン Sb ₂ O ₃	
	トン/年		トン/年
蓄電池	184	難燃助剤	8129
特殊鋼	165	塗料・顔料	275
硬鉛鋳物	80	ガラス	42
その他	58	その他	270
計	487	計	8716

図 3.3-2 に日本におけるアンチモン製品の代表的なフローを示す¹⁷³⁾。海外から輸入される粗原料をそのまま硫化プラントで三硫化アンチモンに、またソーダプラントでアンチモン酸ソーダにする工程が1段処理の工程である。またアンチモンは揮発性が高く容易に酸化されるので、揮発炉（＝転炉）で酸化物を得る。この三酸化アンチモンの約80%が難燃助剤向けの汎用品になる。汎用品は製造工程も簡単で、生産量も4,800トンと多い。難燃助剤として使用される三酸化アンチモンは粒度や白色度等により複数のグレードが存在する。難燃助剤として使用される以外には20%が、①ポリエステル重合触媒、②バリスター材料（避雷器/可変抵抗体）、③ガラスの清澄剤（高級ガラス等の泡抜き、砒素の代替として伸びている）、④摩擦助剤（ブレーキパッドなど、酸化物または硫化物を使用）、⑤顔料、として利用される。

合金としては490トン程度の需要があり、自動車に190トン、化学関係に250トンが主要な用途である。なお、かつては活字合金・鉛バッテリー格子などの金属アンチモンの用途が多かったが2000年には殆ど製品は作られておらず、現在は酸化物がシェアの多くを占めている。

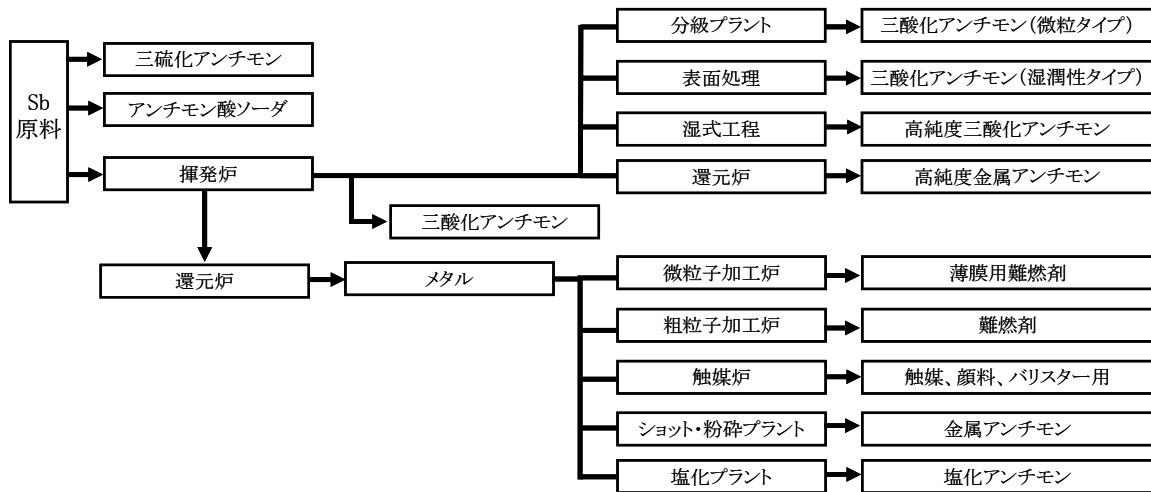


図 3.3-2 アンチモン製品の製造フロー

一方、一度酸化したものを再度還元し（還元炉）、再びメタル化して純度を高め、微粒子加工炉、粗粒子加工炉、触媒炉のいずれかで高付加価値品を製造する。高純度金属アンチモンは、DVD向けのターゲット材等に使われる。この用途では99.99～99.999%の純度が要求される。またペルチェ素子（熱電変換素子）にも使われる。三硫化アンチモンはブレーキパッド、塩化アンチモンは触媒の反応中間体を作るためのものとして使われる。図 3.3-2の工場では製造されていないが、日本では繊維の固着媒染剤として酒石酸アンチモンカリウムが100トン程度作られている。

アンチモンの製造企業は、日本精鉛（株）の他は、製錬・製造が2社、その他銅・鉛・亜鉛製錬の副産出企業として酸化アンチモンを製造する企業が2社あり、製造量は500トンほどである。その用途は殆どがガラス清澄剤である。

以上のように地上に存在する元素はその元素特有の性質を持ち、電子的な特性、磁気的特性、化学的特性など他の元素では代替出来ない性質を有するのが一般的である。このことはアンチモンでも同様であり、特に今後の情報化社会におけるアンチモン元素の特性は極めて重要であると考えられる。

(3) アンチモンの物質循環

アンチモンのリサイクル率を決定する主要な要因は酸化物、特に難燃助剤として使用されるアンチモンの回収である。高分子材料を難燃化する時に添加される量は一般に1～7wt%程度が一般的である。高分子材料の難燃性に及ぼすアンチモンの効果は顕著で1940年代に発見されて以来、表 3.3-4に示すように主力の難燃剤として用いられている。臭素系難燃剤－アンチモン系以外の難燃剤としてリン系化合物¹⁷⁴⁾、水酸化マグネシウム、水酸化アルミニウム¹⁷⁵⁾、ホウ素化合物などが知られているが、いずれも難燃性能においてはアンチモン系に劣っており、このことがアンチモンが長く使用されている理由となっている。

表 3.3-4 難燃剤の種類別の需要量

分類	タイプ	需要量
		トン/年
無機系	水酸化アルミニウム	42,000
	三酸化アンチモン	17,000
	その他の化合物	21,000
	小計	80,000
	臭素系	74,100
	塩素系	4,900
	リン系	30,500
	合計	189,500

従って、難燃剤としてのアンチモンの需要は今後も継続的に高まると考えられる。しかし、難燃剤として使用されるアンチモンのリサイクルが進まないのは使用後の高分子材料からアンチモンを回収するシステムと技術が存在しないことによると考えられる。アンチモンはテレビのキャビネットなどの電気製品や情報通信機器分野で多く使用されるが、これらの高分子材料はリサイクル法などによって回収され、一部マテリアルリサイクルされているものもあるが、その数量を把握することは出来ていない。また、現実にも難燃性高分子材料から難燃剤を回収することは殆ど行われていない¹⁷⁶⁾。

一方、塗料、顔料、清澄剤、触媒等の用途では使用量が少なく、さらに廃製品からアンチモンを分離・リサイクルすることは技術的にも経済的にも不可能な状態が続いている。

このような社会システム及び技術的状况からアンチモンのリサイクルは、既存の他の物質でリサイクルが行われている場合、その副産物として回収される。例えば、鉛バッテリーのリサイクルルートの中でアンチモンが回収され、この量は 330 トンと推定されている¹⁷⁰⁾。また、量的には不明確だがフィリピンやベトナムでの鉛再生業者によって回収されていると言われる。鉛の電解精錬においても少量のアンチモンが必要とされるので鉛精錬の過程でアンチモンが処理される。また金属アンチモンから作る合金は鉛かスズにアンチモンを添加すると硬化作用があり、この合金は鉛のリサイクル過程で処理されている。

また、DVD の光相変化型記録膜などのターゲット材料には、インジウム、テルル等と共に使用される。この用途は数トン/年のオーダーであり、インジウムの価格が高いことからインジウムの回収と共にアンチモンも回収されることが期待される。電子基板のはんだは、基板中の金、銀、白金等の貴金属の回収を主体とし、この場合もアンチモンが同時に回収される。金、銀は、価格が高い上に、精錬プロセス上の分離が比較的容易であるため、これらを含む電子基板等はリサイクル性が高いことがアンチモンの回収にも寄与している。また触媒用途は 200~300 ppm で、これは経済性の観点からリサイクルされていない。

このように個別の製品ではアンチモンの回収が見られるものの、全体としては回収が進んでいない。一般的な物流の中では廃棄物処理のバグフィルターで補集した焼却灰の処理

が、光和精鉱（株）で行われている。ダイオキシン類対策特別措置法の影響もあり、排ガス処理系統が強化されていることから、バグフィルターやその後の洗浄スクラバー等でアンチモンは捕集されている。

以上のように、アンチモンの元素循環については次のようにまとめられる。

- 1) 鉛バッテリーリサイクルのように、鉛含有量も多くリサイクルルートが確立されているケースについては、それに付随して回収が可能と考えられる。
- 2) アンチモンを含む廃棄物中に、リサイクルの採算性を確保出来る高価な金属が含まれている場合は回収が可能であるが、それ以外では現実的に回収されない可能性が高い。
- 3) アンチモンと同時に回収される希少金属が伴う場合、資源産出国の偏在やその国における政治的不安定、投機的な要素に基づく価格の乱高下など、技術以外の要素によって循環が進まない場合がある。

アンチモンの一部が、銅・鉛・亜鉛製錬の副産物として生産されていることから非鉄製錬技術を利用しての物質循環は技術的には可能であると考えられる。ただし廃製品等からの循環使用が可能となるためには、

- 1) 廃製品からアンチモン、またはその製品へのリサイクルが技術的に可能で、かつ経済性があること。
- 2) リサイクルがカスケードリサイクルであり品質が落ちる場合でも、その需要先が確保出来ること。

が必須条件であり、現時点で一般にはこれらの可能性が低いためにリサイクル率が低迷していると考えられる。また、日本の場合、安価な鉱物資源・エネルギー資源と高度な技術を用いて、高い性能・品質・特性を持つ材料、部品、製品を作ることによって産業競争力を確保している一面があり、アンチモンはこの典型的な元素である。

3.3.3 アンチモンの毒性と環境影響

(1) 毒性に関する一般的情報

アンチモンの環境分布、毒性について、世界的にはWHOのアンチモン飲料水基準値見直し評価提案書、国内では既に浅見・久保田らの製錬所付近の粉塵汚染に関する研究^{177),178)}、前田の水生環境影響の研究¹⁷⁹⁾、堀内の水-土壌環境中でのアンチモンの存在形態及び汚染対策に関する研究^{132),180),181),182)}及び田中らのアンチモン化合物の毒性影響評価試験^{183),184),185),186)}がある。さらに、三酸化アンチモンについては、2000年10月にEU既存化学物質リスク評価の第四次優先リストに指定され、科学定量的なリスク評価が進行中で、その進捗状況の一部が国際酸化アンチモン協会 (International Antimony Oxide Industry Association:

IAOIA) で紹介されている¹⁶⁶⁾。

代表的な工業製品である三酸化アンチモンについては、医薬用外劇物指定物質として、の健康に対する有害な影響としては急性毒性及びその他有害性物質とされ、日本産業衛生学会では基本的に国際がん研究機関 (International Agency for Research on Cancer: IARC) 分類に従って「人間に対しておそらく発がん性があると考えられるが、証拠が比較的に十分ではない物質」(第2群B) に分類されている。三酸化アンチモンは通常の取り扱いでは特に危険性はないが、劇物として、目、鼻、喉、皮膚に刺激性があり、かぶれる場合があるとされている。毒物・劇物等についての説明を加えるとあたかも特別に厳しい毒性を有すると受け取られることもあるが、過剰に摂取した場合、日常的に使用される醤油等も同様な表現になることに注意する必要がある。

また、法律で定められた管理濃度はないが、許容濃度としては日本産業衛生学会で「アンチモン及びアンチモン化合物」に対してアンチモンとして 0.1 mg/m^3 ¹⁸⁷⁾、ACGIHでは「アンチモン化合物及び三酸化アンチモンの取り扱い及び使用」に対してTLV-TWA値がアンチモンとして 0.5 mg/m^3 ¹⁸⁷⁾である。

次に、ヒトについての症例、免疫学的情報等の分野では、急性毒性についてLD₅₀ (ラット、経口) >20,000 mg/kg、急性経口中毒の症状には、鼻、口腔、胃等の刺激症状、嘔吐等がある^{181),187),188)}。局所影響では刺激性として、目、皮膚、気道を刺激すること、皮膚、特に汗で湿った部位への反復または長期間の接触は皮膚炎を起こすことがあり、“アンチモン斑”として知られる皮膚炎は痒みの後に発疹を起こし、皮膚の痒み、化膿、結膜炎、頭痛等の症状を引き起こす¹³²⁾。

また慢性毒性では、急性毒性と同一の文献によると、長期経気曝露により肺が冒されることがあり、肺、肝臓、腎臓及び心臓への影響を与えることがであるとされる。一方、アンチモンの有害性が議論される多くの場合、発がん性について挙げられ、日本産業衛生学会やACGIH、米国環境保護庁(U. S. Environmental Protection Agency: EPA)、米国国家毒性プログラム(National Toxicology Program: NTP)、EU、さらにIARC等が発がん性、変異原性¹⁸⁷⁾、生殖毒性¹⁸⁷⁾などについて整理している。それらによると、下記のように分類されているが、いずれも発がんの可能性が若干認められるもののその程度は高くない。

表 3.3-5 4つの団体によるアンチモンの毒性分類の定義と区分

機関名	分類	内容
日本産業衛生学会	第2群B	ヒトに対しておそらく発がん性があると考えられる物質のうち、その証拠が比較的十分でない物質
ACGIH	A2	Sb ₂ O ₃ 製造工程のみについて、ヒトに対して発がん性が疑われる物質、Sb ₂ O ₃ の取り扱い、使用面では発がん性分類されていない
EU	カテゴリー3	発がん影響を及ぼす可能性があるためヒトに対して懸念されるが利用出来る情報が十分な評価を行うためには適切でない物質
IARC	グループ2B	ヒトに対して発癌性があるかも知れない

変異原性については、その試験手法によって古い試験で陽性結果が得られている文献も見られるが、WHO2003 年第3 版アンチモン飲料水基準提案書あるいは現在進行中の EU リスクアセスメント評価状況において、アンチモンは変異原性及び遺伝毒性はないという結論あるいはその方向にある。また、九州大学大学院医学研究院環境医学研究室でのラット及びマウスを用いた次世代影響試験でも毒性影響は見られず、変異原性あるいは遺伝毒性は否定的な結果である。総じてアンチモンの発がん性はタバコやその他の日常的に使用される食品や嗜好品等と比較してもかなり低いと評価し得ると考えられる。

(2) 環境への影響

EU においては金属化合物に対する分解性及び蓄積性評価は不適切という解釈であり、また EU リスクアセスメントでの生態環境影響評価では環境影響はかなり低いか、あるいは無しという評価である。一方、環境へのアンチモンに関する規制の法律では、毒物及び劇物取締法の指定令第2 条劇物、消防法第9 条の2 貯蔵等の届け出対象物質（1996 年9 月1 日施行）、水質汚濁防止法関連では要監視項目指定、バーゼル条約で対象有害廃棄物（Y27:アンチモン化合物）、PRTR 法で第1 種指定化学物質（No.25 アンチモン及びその化合物）、そして労働安全衛生法では第57 条の2 で化学物質安全データシート（Material Safety Data Sheet: MSDS）による名称等を通知すべき有害物（No.38 アンチモン及びその化合物）などがそれに相当する。

作業環境については、肺へのダスト吸入による発がん性の疑いのみが指摘されており、最近の WHO の毒性評価でも、特に経口曝露による他の臓器に対する影響は問題ないとされる。この点は、多くの金属について、金属製品の成型加工、研磨作業等における粉じん曝露に対して、吸入に基づく肺疾患の防止を企図して、作業環境における許容濃度が設定されている。ACGIH でも発がん性は A2 分類で、対象は製錬工程のみである。化学品の分類及び表示に関する世界調和システム（Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals: GHS）に基づく分類は IARC の 2B までの物質が対象となるので今後の状況が注目されている。

1993 年当時、砒素、鉛等の WHO 飲料水基準が 0.01 mg/L であったのに対して、旧厚生省はアンチモンに対して、0.002 mg/L（WHO は 0.005 mg/L;分析定量限界）の指針値を提示したため、一部にはアンチモンの方が毒性が強いという誤解を生む原因となった。その後、WHO は 2003 年第3 版において、アンチモンに関する最新の科学定量的データを広範に検証した大幅見直しを実施し、安全係数（率）を引き上げた上で、飲料水基準を 0.015 mg/L と日本の旧指針値より 7.5 倍緩和した。

3.3.4 考察

(1) アンチモンの全体の物流と変化

前述の製造・回収を総合すると 図 3.3-3 に示したようにアンチモンの物流は日本の総需

要が7,800トンで、そのうち合金に500トン、酸化物として7,300トンが利用され、2004年度に確認出来た回収量は330トンであり、リサイクル率は4.2%であった。

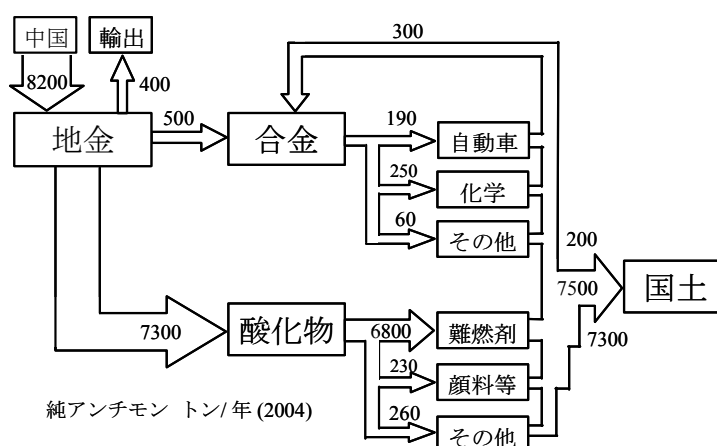


図 3.3-3 日本におけるアンチモンのマテリアルフロー (2004)

PRTR データにおけるバランスでは、製錬所における自社事業所内への埋め立ての比率が大きい。これは鉱滓と考えられ、製錬企業の管理下における処理となる。

物質循環という見地からアンチモン元素の移動状況を考えると、天然に存在する酸化物あるいは硫化物が資源国において採鉱され、かつては先進工業国に鉱石の形で運搬されて製錬されたが、次第に資源国において一次製錬、あるいは最終的に精錬された状態で工業国へ輸出される。2000年近傍では中国の資源量が圧倒的に大きいので中国で製錬されたアンチモンが世界に輸出されることになる。従ってアンチモン鉱石に同伴される硫黄の処理・堆積・環境への影響は中国、ロシア、南アフリカ、ボリビアなどに限定される。

工業国へ移動したアンチモンの多くは適切な製品に加工されてプラスチック工業へ供給され、樹脂製品の中に含まれて販売される。一般的には電気製品、電子製品が多く、自動車などの輸送機器、建築資材の一部にも使用される。樹脂製品の中に含まれるアンチモンはその量が少ないこと、回収技術が成熟していないことから前述のように殆どは回収されていない。

このことは廃棄側からの研究でも明らかであり、アンチモンの環境への流出は樹脂製品からが圧倒的で、次に少量ではあるが焼却灰、シュレッダーダスト、煤塵、石膏ボード、それに無機性汚泥からである¹⁸⁹⁾。これらの全体としての元素の流れを整理すると、鉱石から製錬、素材製造、加工、混練、アッセンブル、そして廃棄までを通じてほぼワンウェイの流れになっていることになる。

(2) 環境汚染の可能性

アンチモンが元素として極めて有用であることは既に述べたが、物質循環が進んでいな

いことから鉱石から一貫して下流に流れ、使用後は再び地表に拡散することになる。従って、その場合のリスクを評価する必要がある。前節で示したように環境中への拡散は主として樹脂の添加物として排出されるが、その場合のリスクはアンチモンが元素自体は発揮しないが、ハロゲンとの組み合わせで化合物を作り、気相に出ることが考えられる。

すなわち、アンチモンの難燃助剤としての効果は臭素系難燃剤との組み合わせで気相中の燃焼反応を阻害することであり¹⁹⁰⁾、残存するアンチモンと火災などによって気相中に拡散するアンチモンとがあることが分かる。アンチモンは金属の中では比較的低融点であるので、高温プロセスから大気へ移行する可能性があるが、Reimannによれば、ストーカー式の都市ごみ焼却炉においておよそ 50 %がSbまたはSb₂O₃の形態で焼却灰に残り、残りの約 50 %が飛灰となり、電気集塵機で捕獲された¹⁹¹⁾。集塵機、スクラバー、バグフィルター等の排ガス処理設備によって、大気排出を抑制することが可能である。

環境への放出量は、平成 16 年度のPRTR届出データでは、製錬所等の鉱滓の埋戻しと思われる 1,064 トン、樹脂等に含まれて廃棄される廃棄物処理の 858 トンが殆どを占め、環境媒体へは大気 3 トン、公共用水域へ 5.5 トン、下水道に 1.1 トンが放出されている。指針値 0.02 mg/Lを超過したのは公共用水域調査で 836 測定地点中の 3 地点（2002 年度環境省調査）、地下水では 376 測定地点で皆無（2002 年度環境省調査）であった¹⁹²⁾。

鉛の場合と同様に、アンチモンの環境媒体中の平均濃度を試算し、安全マージンを計算すると表 3.3-6 のようになり、水質で 1,000 程度、大気で 2,500 程度となった。一般環境に関しては十分な安全マージンが担保される排出状況と評価された。

表 3.3-6 アンチモンの環境媒体中平均濃度の試算と安全マージン

	媒体量	排出量 トン/年	平均濃度試算量 C	基準値 Ca	マージン Ca/C
大気	7.6×10 ¹³ m ³	3	0.04 μg/m ³	0.1 mg/m ³	2564
水質	4.2×10 ¹⁴ L	5.6	0.013 μg/L	0.015 mg/L	1154
土壌	1.0×10 ¹¹ kg	0.004	4.0×10 ⁻⁵ mg/kg	—	—

(注) 基準値は、大気は作業環境中の管理濃度、水質の基準値は指針値を使用した。

(3) アンチモンによる環境改善

すでに 図 1.7-1 に示したようにアメリカ、イギリス、日本の火災による犠牲者数を比較するとアメリカではかつて年間 8,000 人近くいた犠牲者が 3,500 人程度に減少しており、イギリスも 1980 年代から減少傾向にある。それに対して日本では一貫して増加しており、1950 年代から見ると約 4 倍に増加している¹⁹³⁾。先進各国では火災による犠牲者は減少傾向にあり、今後日本でも安全・安心への関心と共に難燃性に対する関心が高まると考えられる。

環境汚染との関係が懸念される元素の場合、その元素を使用することによって生じる環境汚染と生活や産業への寄与とのバランスが比較されることがある。いわゆる「リスク・

ベネフィット・バランス」という概念である。研究は継続的に続いているが、科学的合理性を有する研究結果が社会的な賛同を得ることは少ない。なぜならば、科学や工業の発展が国民の平均寿命を向上させ、疾病率を低下させることが歴史的事実であっても、それ故にある程度の毒性を有する物質をそれによる犠牲者が想定される状態で積極的に使用することが容認されないからである。

これに対してアンチモンの使用の問題はリスクとベネフィットの比較ではなく、使用することによる火災のリスクの軽減とアンチモンの有する毒性によるリスクの比較であり、リスクという同質の尺度同士の比較であることから、科学的合理性を持って判断することが可能になると考えられる。

アンチモンは臭素系難燃剤と共に使用され、臭素系難燃剤の方はEUにおける詳細な検討によってPBB、Penta-BDE、Octa-BDEの3種類の難燃剤を除き、ヒト健康リスクの可能性の少ない化合物として認められている。Hexa-BDE（臭素数6、通常、HBDEと表記する）については、蓄積性が認められているものの、有害性を有する十分な証拠は得られていない。さらにヨーロッパにおける火災の原因や延焼、それによる人的損害に関する詳細な研究によって、仮に可燃性材料の難燃性を後退させた場合には、人口100万人当たり1年で死者が10～15名、負傷者が110人増大すると推定されている^{194),195)}。これを日本に適用すると死者が1,200～1,800名程度増加し、負傷者は約14,000名増加する。

アンチモンの急性毒性は、粘膜刺激による嘔吐、下痢、呼吸数の減少により死亡した事例が報告されているが¹⁹⁶⁾、曝露濃度等の状況は明らかではない。急性毒性は、アンチモン製錬従事者等の高濃度曝露群に限られて観測され、粘膜刺激性、嘔吐、斑点等である。1%以上の濃度で致死的な影響を与えるスチビン（ SbH_3 、ガス状）¹⁹⁷⁾を除いてアンチモン及びその化合物の管理濃度 0.1 mg/m^3 が指定されている。一般環境に関しては、動物実験による飲料水投与試験を元に不確実係数を加味して指針値が 0.015 mg/L となっているが、公共用水域における指針値超過率は0.6%（平成6～13年度延べ4,880地点中31地点）であり¹⁹⁸⁾、高濃度曝露群を除いた一般人について、アンチモンに起因する健康障害事例を見出すことは出来ない。

仮に、アンチモンの発がん性を認め、その生涯曝露による発がんリスクを 10^{-5} にコントロールした場合、疾病が発生する可能性は最大で約120名となる。本章で示したように日本におけるアンチモンの使用状態から判断される状態は、高濃度曝露群において適切な作業環境管理がなされない場合を除いて、一般環境汚染の可能性は極めて低い。従って、科学的合理性から判断して、アンチモンの使用を中断することによって、アンチモンの環境汚染の最大可能性に対して日本の国民が火災の死者において約10～15倍以上の犠牲者の増分、火災による死亡リスクにして1.5～1.8倍増加することを意味する。

3.3.5 結論

アンチモンに関する物質循環、環境への影響を総合的に調査、整理、解析を行ったとこ

ろ、以下のことが明らかになった。

- 1) アンチモン資源は中国など数カ国に偏在しており、同伴する硫黄などの環境への影響は局所的である。
- 2) これに対してアンチモンの元素循環はその用途と技術の成熟性からその比率が低く、循環は成立していない。
- 3) 一部物質循環が成立しているのは、鉛バッテリーリサイクルのように既に社会的に確立している循環ルートと同時に行われる場合に限定されている。
- 4) 樹脂の添加物を中心として元素循環が試みられており、将来はある程度の循環が成立すると考えられる。
- 5) 従って、アンチモンは使用后、環境中に拡散すると考えられる。
- 6) アンチモンの環境への移行は、樹脂の焼却、廃棄などによるものが多く、その他の若干の工業からの廃棄物から環境中に流出する。
- 7) 人体に対するアンチモンの毒性は詳細な研究の結果、一般的な食品などに用いられている物質と同程度であり、環境への拡散が影響を与えるレベルではない。従って 2000 年近傍におけるアンチモンの物質移動に関して環境面での危険性は認められない。
- 8) アンチモンの毒性に関する古いデータの一部が科学的評価をされずに問題として取り上げられることがあり、このような評価はアンチモンの利用と危険回避にとってかえって阻害要因となる。
- 9) アンチモンは可燃物の燃焼を抑制する効果が高く、仮にアンチモンを使用しなければ日本の 1 年の火災の犠牲者である 2,200 名がさらに増加すると考えられる。
- 10) アンチモンの資源性、有用性、環境への拡散性、社会へのベネフィットから、総合的に見てアンチモンは適切な管理の下で有効に活用することが可能と判断出来る。
- 11) アンチモンを含む難燃材料の使用を中断することによるリスクの増大と環境汚染による最大可能損害の増分の比は 10~15 倍以上になり、アンチモン系難燃材料を使用することによって社会のリスクを減少させることが出来る。

参考文献

- 1) 楠田 啓, 日下部吉彦, 西山 孝: 豊羽鉱床におけるインジウム, 銀および錫について, 水曜会誌, Vol.20, No.4, p.249 (1985)
- 2) 武田邦彦: “科学技術は『環境と命』に何をもたらすか?”, 2006 年科学技術週間中部地区講演資料, 2006 年 4 月 19 日
- 3) 増子 昇: 金属, サイエンス, 2000 年 4 月号, p.76, 朝日新聞社 (2000)
- 4) 西山 孝: “資源経済学のすすめ”, 中央公論新社 (1994)

- 5) 大場英樹：“環境問題と世界史”，公害対策技術同友会（1979）
- 6) Tsubaki, T., Irukayama, K.: “Minamata disease, Methylmercury poisoning in Minamata and Niigata, Japan”, Elsevier, Amsterdam (1977)
- 7) Carson, R.: “Silent Spring”, Houghton Mifflin Company, Boston (2002) (原著 1963)
- 8) 金属鉱業事業団：“希少金属データブック 改訂版 インジウム (In)” (2002)
- 9) (社)メタル経済研究所：“非鉄金属製錬に伴う副産金属の現状について” (1999)
- 10) (社)メタル経済研究所：“中国の亜鉛産業の現状と今後の動向” (2005)
- 11) U.S.Geological Survey, Mineral Commodity Summaries, January 2005 (2005)
- 12) 経済産業省総合資源エネルギー調査会鉱業分科会：レアメタル対策部会資料 (2003)
- 13) 太田英順：豊羽鉱山におけるインジウム鉱物の産状と化学組成，鉱山地質，Vol.39, No.6, p.355 (1989)
- 14) 村尾 智，古野正憲：岐阜県五加鉱山産高品位インジウム鉱石について，鉱山地質，Vol.40, No.1, p.35 (1990)
- 15) 村尾 智，古野正憲，内田アンジェラ：インジウム鉱床の地質学的総括，鉱山地質，Vol.41, No.1, p.1 (1991)
- 16) 石原舜三：いまインジウムが面白いー札幌市の豊羽鉱山，地質ニュース 605 号，p.46 (2005)
- 17) 小野俊太郎，本島正博：安中製錬所におけるインジウムの回収について，日本鉱業会誌，Vol.90, No.5, p.377 (1974)
- 18) 阿部秀来：ガリウム、インジウムの製錬，日本鉱業会誌，Vol.93, No.4, p.323 (1977)
- 19) 末永近志，前田正俊，日野順三，波多野和浩：インジウム製造工程の操業改善について，日本鉱業会誌，Vol.105, No.5, p.389 (1989)
- 20) 山口浩二，富井奎司：溶媒抽出法によるインジウムの製造，日本鉱業会誌，Vol.96, No.4, p.257 (1980)
- 21) 沢口藤雄，恵美元明：飯島製錬所における亜鉛の生産について，日本鉱業会誌，Vol.97, No.8, p.691 (1981)
- 22) 阿部秀来：亜鉛製錬副産物からのガリウム、インジウムの回収，日本鉱業会誌，Vol.98, No.7, p.562 (1982)
- 23) 阿座上竹四，栗倉泰弘：“金属製錬工学ー金属化学入門シリーズ3ー”，p.155-162，(社)日本金属学会 (1999)
- 24) Roskill Information Services Ltd.: “The Economics of Indium, eighth edition” (2003)
- 25) (独)石油天然ガス・金属鉱物資源機構：“鉱物資源マテリアルフロー2004”，インジウム，pp.145-148 (2005)
- 26) 日経エレクトロニクス，2005年3月号，p.38 (2005)
- 27) 三尾 淳，仁平宣弘：クラスティオンビーム蒸着法による酸化インジウム膜の生成，東京都立工業技術センター研究報告，Vol.22, p.15 (1993)

- 28) 野々垣三郎, 山元 明: “ディスプレイ材料—プロセスと化学”, (社) 日本化学会編, 大日本図書, pp.92-93 (1995)
- 29) 中島光一: ITO ターゲットとインジウム資源 (特集 透明導電性セラミックス薄膜—最新技術を支える目に見えない主役, セラミックス), Vol.37, No.9, p.675 (2002)
- 30) 沖 猛雄: ガリウム、インジウムをめぐる技術進歩—機能材料としての有望なその前途(機能材料とレア・メタル), 金属, Vol.53, No.4, p.20 (1983)
- 31) (社) メタル経済研究所: “IT 機器に関する主要レアメタルのリサイクル動向” (1999)
- 32) 西条義司, 伊崎昌伸: 透明電極用酸化亜鉛膜の新規製造方法 (特集 ソフト溶液プロセス), 科学と工業, Vol.75, No.8, p.368 (2001)
- 33) 山本哲也, 粟井 清, 岸本誠一, 山田晃男: ZnO 透明導電膜の面積化—インジウムの代替材料として注目の新技術—, 工業材料, Vol.53, No.5, p.50 (2005)
- 34) 菊池昭二, 鎌上三郎: オクチルフェニルリン酸による硫酸溶液からのガリウム、インジウムおよびアルミニウムの抽出・分離, 日本鉱業会誌, Vol.104, No.9, p.601 (1988)
- 35) 井上勝利: 各種の酸性抽出剤によるインジウム(3)とガリウム(3)の溶媒抽出, 資源と素材, Vol.105, No.10, p.751 (1989)
- 36) 松田公昭, 青井正広, 秋吉芳朗: キレート樹脂による亜鉛・インジウム硫酸浸出液中のインジウムの回収, 日本化学会誌, No. 12, p.2012 (1989)
- 37) 宝沢光紀, 今石宣之, 塚田隆夫: 液膜を用いるガリウム、インジウムの分離濃縮プロセスに関する実験的、理論的研究, 旭硝子財団研究報告, No.57, p.101 (1990)
- 38) 張 其武, 青柳岳史, 永田長寿, 斉藤文良: メカノケミカル処理を利用した ITO スクラップからの非加熱酸浸出, 資源と素材, Vol.115, No.3, p.185 (1999)
- 39) (財) 機械システム振興協会: “液晶ディスプレイのリサイクル機械システム等の開発に関するフィージビリティスタディ報告書” (2001年3月)
- 40) 本馬隆道, 村谷利明: LCD 廃パネルよりのマテリアル回収, シャープ技報, 第 92 号, p.17 (2005)
- 41) 西田秀来: 液晶ディスプレイのリサイクルの現状と課題, 月刊ディスプレイ, 2002年4月号, p.36 (2002)
- 42) 小野浩之, 高柳和弘, 天間 毅: 工業系廃棄物リサイクルモデルに関する研究 (II) —FPD (フラットパネルディスプレイ) リサイクル技術に関する研究— (『知』の結集プロジェクト研究推進事業), 平成 15 年度青森県工業総合研究センター事業報告書, p.275 (2004)
- 43) 西田秀来: 液晶ディスプレイのリサイクルの現状と課題, (社) 溶接学会マイクロ接合研究委員会, 環境問題シンポジウム, p.25 (2001年11月)
- 44) 古郡悦子: レアメタルは日本のアキレス腱, 化学と工業, Vol.59, No.3, p.200 (2006)
- 45) (社) 電子情報技術産業協会 A B 世界需要予測 WG : “AV 主要品目世界需要予測 — 2009 年度までの世界需要展望” (2005年2月)
- 46) (独) 新エネルギー・産業技術総合開発機構: “平成 17 年度 廃棄物資源の再資源化・

集積化のためのグローバルモデル構築に関する先導調査報告書” (2006年3月)

- 47) Lazich, R. S., , Gale, T.: Market Share Reporter 2006 等から国別に(株)三菱総合研究所が推計
- 48) 川越 博, 吉井泰雄, 森原 淳: 廃 LCD の燃焼における排ガス処理の基礎検討—廃 LCD の燃焼処理を例として, 環境管理, Vol.37, No.2, p.31 (2001)
- 49) 小山 洋: 重金属 第11回 亜鉛とその化合物, 産業衛生学雑誌, Vol.41, No.2, A19 (1999)
- 50) 那須昭子, 行本正雄, 石川朝之, 武田邦彦: 循環型社会における有害物質の蓄積と浄化, 化学工学論文集, Vol.28, No.5, p.501 (2002)
- 51) 佐野有理, 大前和幸: 金属接合金新成分 ビスマス、インジウムの毒性, 産業医学ジャーナル, Vol. 25, No.1, p.81 (2002)
- 52) 厚生省労働基準局安全衛生部: ”インジウム・スズ酸化物等取り扱い作業における当面のばく露防止対策について”, 基安化発第 0713001 号, 平成 16 年 7 月 13 日
- 53) Tanaka, A., Hirata, M., Omura, M., Makita, Y., Inoue, N.: Pulmonary toxicity of indium-tin oxide and indium oxide after intratracheal instillations into the lungs of hamsters, 17th Asian Conference on Occupational Health (2002.11)
- 54) 田中昭代, 平田美由紀, 大村 実, 榎田裕之: 肺障害性元素インジウムの慢性影響, 第 44 回大気環境学会年会講演要旨集, pp422 (2003.09)
- 55) 田中昭代, 平田美由紀, 大村 実, 榎田裕之: インジウムによる呼吸器影響・1 インジウム・スズ酸化物, 酸化インジウムおよび水酸化インジウムの肺障害性, 産業衛生学雑誌, Vol.47, p.587, (2005)
- 56) Omura, M., Tanaka, A., Hirata, M., Makita, Y., Inoue N.: Testicular toxicity evaluation of indium tin oxide and indium trioxide, 17th Asian Conference on Occupational Health (2002.11)
- 57) 細田加那江, 大前和幸, 田中 茂, 仲座政宏, 宮内博幸, 永滝陽子, 山田憲一: インジウムによる呼吸器影響・4 黒鉛炉原子吸光法による空气中インジウム量の定量, 産業衛生学雑誌, Vol.47, p.590 (2005)
- 58) 田中昭代, 平田美由紀, 大村 実: インジウム化合物の経気道性曝露による肺毒性, 微量元素学会 (2003.07)
- 59) 大前和幸, 田中昭代, 平田美由紀, 浜口伝博, 菊池有利子, 武林 亨: インジウムによる呼吸器影響・3 リスクマネジメント, 産業衛生学雑誌, Vol.47, p.589 (2005)
- 60) King, C. J.: “Separation Processes”, McGraw hill, New York (1972)
- 61) 武田邦彦: “分離のしくみ”, 共立出版 (1990)
- 62) 増本 健: ”金属なんでも小事典”, p.34, 講談社 (1997)
- 63) 日刊産業新聞, 2004年7月16日
- 64) (株)三菱総合研究所: ”MRI Dairy Economic Comment”, 2005年3月3日
- 65) 政策投資銀行ホームページ: <http://www.dbj.go.jp/japanese/download/pdf/indicate/no091.pdf>

- 66) Mineral Commodity Summaries ホームページ :
<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/>
- 67) ADVEN ホームページ : 2006 年 10 月先物, <http://jp.advfn.com/p.php>
- 68) 東京工業品取引所ホームページ : 2006 年 10 月先物,
<http://www.tocom.or.jp/jp/index.html>
- 69) 日経産業新聞, 2006 年 9 月 6 日, 朝刊 11 面
- 70) (独) 物質・材料研究機構エコマテリアル研究センター : ”鉱物資源使用カテゴリーの特性化係数” (2004 年 3 月)
- 71) (独) 石油天然ガス・金属鉱物資源機構 : ”ベースメタル基礎資料集 2004”, p.167 (平成 17 年 8 月)
- 72) 日本経済新聞, 2006 年 3 月 7 日, 朝刊 30 面
- 73) 田中貴金属 (株) ホームページ : 2006 年 8 月月間概算平均値
<http://gold.tanaka.co.jp/commodity/souba/d-gold.php>
- 74) 朝日新聞, 平成 18 年 2 月 22 日, 夕刊 3 面
- 75) 日本電子機械工業会 (EIAJ) 調べ, 1999 年 1 月調査結果
- 76) “14504 の化学商品”, p.215, 化学工業日報社 (2004)
- 77) Homma, T., Ueno, T., Sekizawa, K., Tanaka, A., Hirata, M.: Industrial Pneumonia Developed in a Worker Dealing with particles Containing Indium-Tin Oxide, Journal of Occupational Health, No.45, p.137 (2003)
- 78) ACGIH ホームページ : <http://www.acgih.org/TLV/>
- 79) 経済産業省・環境省 : “特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律第 11 条に基づく開示”, 平成 16 年度 PRTR 届出データ (平成 18 年 2 月)
- 80) (株) 富士総合研究所 : “循環・廃棄物分野における化学物質のマテリアル/サブスタンスフロー作成 総括報告書” (平成 16 年 3 月)
- 81) “新・公害防止の技術と法規”, 大気編, 水質編, (社) 産業環境管理協会 (2006)
- 82) (財) JFE21 世紀財団ホームページ : http://www.jfe-21st-cf.or.jp/jpn/chapter_2/2c_1.html
- 83) (独) 石油天然ガス・金属鉱物資源機構金属資源情報センターホームページ :
http://www.jogmec.go.jp/mric_web/major/1998/16cominco.html
- 84) 九州大学大学院理学研究院地球惑星科学部門太陽惑星系物質科学講座希元素地球化学研究室ホームページ : ”鹿児島菱刈金鉱床の流体包有物”,
<http://coffee.geo.kyushu-u.ac.jp/kigenso/yokou/tasuke.htm>
- 85) 住友金属鉱山 (株) ホームページ : http://www.smm.co.jp/corp_info/touyo.html
- 86) 経済産業省ホームページ : 3R 政策調査資料, ”循環型社会システム動向調査ーアジア進出日系企業における廃棄物等の処理・リサイクルの実態に関する調査”,
http://www.meti.go.jp/policy/recycle/main/data/research/h17fy/170921-4_r-one_3.pdf
- 87) 大場大司, 石川朝之, 那須昭子, 行本正雄, 武田邦彦 : 循環型社会の物質フローの解

- 析, 化学工学論文集, Vol.28, No.5, p.493 (2002)
- 88) Cohen, K.: "The Theory of Isotope Separation", National Nuclear Energy Series, Div. III, Vol.1B, McGraw-Hill, New York (1951)
- 89) Benedict, M.: "Nuclear Chemical Engineering", McGraw-Hill Book, New York (1957)
- 90) 武田邦彦: "リサイクル幻想", 文芸春秋社 (2000)
- 91) (独) 石油天然ガス・金属鉱物資源機構: "ベースメタル基礎資料集 2004" (2004)
- 92) 中西準子, 小林憲弘, 内藤 航: "詳細リスク評価書シリーズ 9 鉛", 丸善 (2006)
- 93) 桜井 弘: "金属はなぜ人体に必要か", p.38, 講談社 (1996)
- 94) 村田徳治: "新訂 廃棄物のやさしい化学", p.52, 日報出版 (2003)
- 95) 友国勝麿: 鉛の生体影響—最近の進歩—, 産業医学レビュー, Vol.7, No.3, pp.99-112 (1994)
- 96) Oehme, F.W.: "Toxicity of heavy metals in the environment", Part1, Part2, Marcel Dekker Inc., New York (1978)
- 97) Hamilton, A., Reznikoff, P., Burnham, G.: Tetra Ethyl Lead, Journal of the American Medical Association, p.1481 (1925)
- 98) Sichertman, B.: "Alice Hamilton: A Life in Letters", Harvard University Press, Cambridge (1984)
- 99) Nrigau J. O., Pacyna J. M., Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals, Nature, Vol.333, No.12, p.134 (1988)
- 100) Nrigau J. O., A global Assessment of natural sources of atmospheric trace metals, Nature, Vol.338, No.2, p. 47 (1989)
- 101) 経済産業省: "資源統計年報", 平成 14 年度~16 年度 (2003-2005)
- 102) (独) 国立環境研究所: "マテリアルフローデータブック" (2001)
- 103) (社) 日本メタル経済研究所: "銅・亜鉛・鉛国内マテリアルフロー調査(II)" (1999)
- 104) 岡田光生, 大山 繁, 片桐 望, 島田正典, 前田さより: 銅、亜鉛、鉛、含有廃棄物の処理とリサイクルの実態, 資源処理技術, Vol.45, No.1, p.25 (1998)
- 105) (独) 石油天然ガス・金属鉱物資源機構: "鉱物資源マテリアルフロー2001 鉛", pp.33-37 (2002)
- 106) (独) 石油天然ガス・金属鉱物資源機構: "鉱物資源マテリアルフロー2004 鉛", pp.5-8 (2005)
- 107) (独) 新エネルギー・産業技術総合開発機構: "平成 16 年度 マテリアルフロー解析を用いる革新的環境評価システムに関する戦略調査研究報告書", 参考資料 A-105 (平成 17 年 3 月)
- 108) Mackay D., Shiu W. Y., Ma K. C.: "Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, Vol.II", Lewis Publishers Inc. (1992)
- 109) 岡本正英, 伊坪徳宏: 鉛フリーはんだのライフサイクル環境影響評価, 環境情報科学,

Vol.34, No.4, p.30 (2006)

- 110) 経済産業省・環境省：“特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律第 11 条に基づく開示”，平成 13～16 年度 PRTR 届出データ（平成 18 年 2 月）
- 111) 那須昭子，“Poisonous Materials in a Recycling Society and Their Purification (循環型社会における有害物質の蓄積と浄化)”，名古屋大学博士論文（平成 16 年 3 月）
- 112) 堀口俊一：“「鉛」環境中の鉛と生体影響”，（財）労働科学研究所出版部（1993）
- 113) 堀口俊一：“環境中の鉛と生体影響—最近の研究動向—”，（財）労働科学研究所出版部（1997）
- 114) National Research Council：桜井治彦，中村健一，大久保利晃訳，“環境汚染物質の生体への影響 10，鉛—大気中の鉛—”，東京化学同人（1979）
- 115) 吉田喜久雄，中西準子：“環境リスク解析入門 化学物質編”，東京図書（2006）
- 116) Mineral Commodity Summaries ホームページ：
http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/lead/lead_mcs06.pdf
- 117) （独）新エネルギー・産業技術総合開発機構：“平成 10 年度 廃棄物処理・リサイクル関連技術 鉛フリーはんだ規格化等研究開発 成果報告書”（1999 年 3 月）
- 118) 長井 寿：“金属の資源・製錬・リサイクル”，化学工業日報社（1996）
- 119) 遮音板リサイクル協会ホームページ：http://www.jlzda.gr.jp/namari/cy/cy_01.htm
- 120) 貴田晶子，酒井伸一：重金属類の環境排出と制御，廃棄物学会誌，Vol.13, No.5, p.264 (2002)
- 121) （財）クリーン・ジャパン・センター：“廃棄物減量化のための社会システムの評価に関する調査（製品に含まれる特定有害物質に関する社会システムのあり方の調査研究）”（平成 15 年 3 月）
- 122) Patterson C. C.: Contaminated and Natural Lead Environment of man, Archives of Environmental Health, Vol.11, p.344 (1965)
- 123) 環境省調査結果：“キャンプ・コートニー水域のヒジキに係る補完的調査結果について（評価書）”，http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=3679&hou_id=3421
- 124) 環境省環境保健部環境安全課：“化学物質ファクトシート 2002 年度版”，鉛およびその化合物（2002）
- 125) 国立医薬品食品衛生研究所ホームページ：“環境保健クライテリア 85 鉛—環境面からの検討—”，1989 年発行，
<http://www.nihs.go.jp/DCBI/PUBLIST/ehchsg/ehctran/tran1/lead-en.html#lead-en>
- 126) Lenihan J.：山越幸江訳，“証人席の微量元素”，地人書館（1991）
- 127) Van der Sloot, H. A.: Comparison of the Characteristic Leaching Behavior of Cements using Standard (EN 196-1) Cement Mortar and an Assessment of their long-term Environmental Behavior in Construction Products during Service Life and Recycling, Cement and Concrete Research, Vol.30,

Issue 7, p.1079 (2000)

- 128) 貴田晶子, 野馬幸生: 廃棄物の溶出特性, 廃棄物学会誌, Vol.7, No.5, p.410 (1996)
- 129) 中村一夫: 製品のライフサイクルから見た飛灰の性状—清掃工場における鉛, カドミウムの由来と挙動—, 廃棄物学会誌, Vol.5, No.1, p.60 (1994)
- 130) 浅見輝男, 久保田正亜, 南沢 究: 土壌中のカドミウム、アンチモン、ビスマスなどの重金属元素の自然界値, 日本土壌肥料学会誌, Vol.59, p.197 (1988)
- 131) 厚生労働省ホームページ: “水質基準の見直しにおける検討概要 鉛”,
<http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/kenkou/suido/kijun/konkyo0303.html>
- 132) 浅見輝男: “データで示す日本土壌の有害金属汚染”, アグネ技術センター (2001)
- 133) 厚生労働省: “第 1 回管理濃度等検討会資料 資料番号-7 日本産業衛生学会およびACGIHの提案理由の概要(暫定版)”, 平成 14 年 3 月 19 日
- 134) Reichlmayrlais AM, Kirchgessner M: Lead Deficiency in Lead-Depleted Rats and in their Offspring, Journal of Animal Physiology and Animal, Vol.70, No.4-5, p.246 (1993)
- 135) 日本鉱業協会鉛亜鉛需要開発センター: “鉛ハンドブック 改訂版” (2005)
- 136) 住まいの科学情報センターホームページ: “ガソリン中の鉛濃度の低下と血液中の鉛濃度変化”, <http://www.kcn.ne.jp/~azuma/news/Nov1999/991107.html>
- 137) (社) 日本塗料工業会: “塗料産業における鉛・クロム問題の現状とリスクリダクション報告書” (1995)
- 138) Klein, M., Namer, R., Harpur, E., Corbin, R.: Earthenware Containers as a Source of Fatal Lead Poisoning, Case Study and Public Health Considerations, New England Journal of Medicine, Vol.283, p.669 (1970)
- 139) 環境省環境保健部環境安全課: “化学物質ファクトシート 2004 年度版”, 鉛およびその化合物 (2004)
- 140) 黒木技術士事務所ホームページ: “鉛問題について”,
<http://homepage3.nifty.com/ryu1011/kankyo/ENV/env80.htm>
- 141) 農林水産省ホームページ: “食品安全に関するリスクプロファイルシート”, 平成 18 年 7 月 13 日更新版,
http://www.maff.go.jp/syohi_anzen/profiles/lead.pdf
- 142) 環境省ホームページ: “環境基準項目等の設定根拠等”,
<http://www.env.go.jp/council/toshin/t090-h1510/02.pdf>
- 143) コンクリートプロダクツネットワークホームページ: “水の話”,
<http://www.con-pro.net/readings/water/doc0028.html>
- 144) 国会会議録検索システムホームページ: “第 075 回国会公害対策並びに環境保全特別委員会第 20 号”, 昭和 50 年 8 月 8 日,
<http://kokkai.ndl.go.jp/SENTAKU/syugiin/075/0623/07508080623020c.html>
- 145) 朝日新聞, 1970 年 6 月 2 日, 朝刊 3 面

- 146) 厚生省水道環境部水道整備課長通知, 衛水第 177 号, 平成元年 6 月 27 日
- 147) (社) 日本水道協会: ”鉛製給水管布設替促進方策検討委員会報告書” (平成 17 年 3 月)
- 148) 武長 宏, 吉羽雅昭: 群馬県安中市の亜鉛製錬所周辺地域の重金属による土壌汚染とその経年変化, 日本土壌肥料学会誌, Vol.55, No.3, p.225 (1984)
- 149) 齋藤 貢, 高橋宏卓, 大塚尚寛: 固定発生源からの排ガス中に含まれる重金属成分の拡散予測に関する統計的考察, 安全工学, Vol.38, No.2, p.113 (1999)
- 150) Hong,S., Candelon, J. P., Patterson, C.C., Boutron, C.F.: Greenland Ice Evidence of Hemispheric Lead Pollution Two Millennia ago by Greek and Roman Civilizations, Science, Vol.265, p.1841 (1994)
- 151) Morozumi, M., Chow, T.J., Patterson, C. C.: Chemical Concentration of Pollutant Lead Aerosols, Terrestrial Dusts, and Sea Salts in Greenland and Antarctic snow strata, Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol.33, p.1247 (1969)
- 152) “RoHS 規制と材料開発”, 安井至ホームページ:
<http://www.yasuienv.net/RoHS4AmCeram.htm>
- 153) 宮脇健太郎: 廃棄物埋立地へ流入する金属とその再資源化可能性, 「名古屋大学 NatureCOE 自然と人工物における物質循環シンポジウム」—分散資源の利用—シンポジウム資料 (平成 17 年 6 月 28 日)
- 154) 阿座上竹四, 栗倉泰弘: “金属製錬工学—金属化学入門シリーズ 3—”, (社) 日本金属学会 (1999)
- 155) 高岡昌輝, 蔵本康宏, 武田信生, 藤原健史: X 線光電子分光分析による飛灰表面上の亜鉛, 鉛, 銅の化学形態の推定, 廃棄物学会論文誌, Vol.12, No.3, p.102 (2001)
- 156) (財) クリーン・ジャパン・センター: “廃棄物減量化のための社会システムの評価に関する調査研究—非鉄金属素材における「循環型経済システムのあり方」に関する調査研究—”, p.85 (平成 11 年 3 月)
- 157) 渡部 緑, 貴田昌子, 山根早百合: 熔融飛灰の精錬原料としての資源化の検討, 広島県保健環境センター研究報告, No.10, p.53 (2002)
- 158) (社) 日本自動車工業会ホームページ:
<http://www.jama.or.jp/stats/outlook/20060316/change2006fy.html>
- 159) 日本鋳業協会: “非鉄金属精錬の有する現状リサイクル情報整理および循環型社会の更なる構築に向けた活用策の検討報告書” (2004 年 3 月)
- 160) 神鋼リサーチ (株): “希少性資源の 3R システム化に資する技術動向調査報告書” (2006 年 3 月)
- 161) 高橋国彦, 最先端電子機器 (携帯電話等) からの貴金属リサイクル技術と環境, 埼玉大学総合科学分析支援センター第 1 回定例セミナー資料, 2004 年 2 月 20 日
- 162) Muller, P.: “Nobel Lectures : Physiology or Medicine 1942-1962”, Elsevier Publishing

Company, Amsterdam (1964)

- 163) 原口紘丞：“生命と金属の世界”，放送大学教育振興会 (2005)
- 164) 武田邦彦：“何を食べたら安全か？”，青春出版 (2004)
- 165) 中西準子：リスク評価と予防的配慮，環境管理，Vol.42, No.3, p.1 (2006)
- 166) 日本精鋇（株）ホームページ：<http://www.nihonseiko.co.jp>
- 167) 日本難燃剤協会ホームページ：<http://www.frcj.jp/whats/index.html>
- 168) 臭素科学環境フォーラムホームページ：<http://www.bsef-japan.com/index/>
- 169) 金属鋇業事業団：“アンチモン覚書” (1990)
- 170) (独) 石油天然ガス・金属鋇物資源機構：“鋇物資源マテリアルフロー2004 アンチモン”，pp.85-88, (2005)
- 171) “Mineral Commodity Summaries”, U. S. Geological Survey (1999, 2001)
- 172) 工業レアメタル，Vol.121, アグネ出版社 (2005)
- 173) 日本精鋇（株）カタログ：“The Best Antimony” (2005)
- 174) Takeda, K., Amemiya, F., Nanasawa, A.: Flame Retardancy and Rearrangement Reaction of Polyphenylene-ether/Polystyrene Alloy, Journal of Applied Polymer Science, Vol.64, p.1175 (1997)
- 175) Bourbigot, S., Le Bras, M., Leeuwendal, R., Shen, K. K., Schubert, D.: Recent advances in the use of zinc borates in flame retardancy of EVA, Polymer Degradation and Stability, Vol.64, p.419 (1999)
- 176) 廃棄物学会 リサイクルシステム・技術研究部会講演会予稿集，2006年3月15日
- 177) 久保田正亜，浅見輝男，松木正浩：秋田県のカドミウムなどによる汚染土壌のアンチモン、ビスマス含有量，人間と環境，Vol.15, p.28 (1989)
- 178) 久保田正亜，浅見輝男，松木正浩，樫村 亮，南澤 究：アンチモン製錬工場周辺の道路わき粉塵および土壌のアンチモン等重金属による汚染，日本土壌肥料学会誌，Vol.63, p.719 (1992)
- 179) 前田 滋：ヒ素・アンチモン化合物の環境影響(特集/新しい環境汚染物質の動向)，化学工業，Vol.49, No.12, p.941 (1998)
- 180) 堀内将人：水-土壌環境中でのアンチモンの存在形態および汚染対策に関する研究，大同工業大学 CRC ニュース，第17号, p.2 (2001)
- 181) 福谷 哲，颯田尚哉，堀内将人：アンチモンの土壌中挙動及び農作物への移行に関する考察，「施設・環境放射能動態」専門研究会報告書，KURRI-KR (京都大学原子炉実験所) 第87巻, p.85 (2002)
- 182) 堀内将人，長崎 晶，井上頼輝：アンチモンの土壌中での収脱着反応特性に関する実験的検討，環境衛生工学研究，Vol.10, No.3, p.140 (1996)
- 183) 田中昭代，平田美由紀，大村 実，尾方里香，榎田裕之，井上尚英：アンチモン化合物のラットおよびマウスを用いた連続経口投与実験-生体影響 体内分布-，第12回日本微量元素学会，Vol.12, No. 4, (2001)

- 184) 大村 実, 田中昭代, 平田美由紀, 井上尚英: 実験動物の繁殖能力に与えるアンチモン化合物の影響評価, 第 37 回日本水環境学会講演集 (2003)
- 185) 田中昭代, 大村 実, 平田美由紀, 榎田裕之, アンチモン化合物のマウスを用いた経口投与実験, 第 75 回日本衛生学会, (2005.3)
- 186) Tanaka, M., Hirata, A., Inoue, N.: Testicular Toxicity Evaluation of Two Antimony Compounds, Antimony Trioxide and Antimony Potassium Tartrate in Rats and Mice, *Environmental Health and Present Medicine*, Vol. 7, pp. 15-18, 2002.
- 187) 日本産業衛生学会ホームページ: <http://www.sanei.or.jp/>
- 188) (独) 国立環境研究所ホームページ: <http://w-chemdb.nies.go.jp/index.htm>
- 189) 結城 修, 雅楽川憲子, 富永泰子, 石橋幸三: 産業廃棄物処理施設における微量化学物質の共同に関する研究 (第 2 報) —最終処分場における微量化学物質について—, 新潟県保健環境科学研究所年報, Vol.17, p.112 (2002)
- 190) 武田邦彦, 西沢 仁: “高分子の難燃化技術”, シーエムシー出版, p.223 (2002)
- 191) 坂本広美, アンチモン—その起源と用途および都市ごみ・産業廃棄物へのルート, 都市清掃, Vol.51, No.226, p.521 (1998)
- 192) 環境省環境保険部環境安全課: “平成 14 年度版 化学物質ファクトシート”, pp.43-46, (2005)
- 193) 総務省消防庁: “平成 16 年版消防白書”, ぎょうせい (2004)
- 194) Anderson, P., Simonson, M., Rosell, L., Blomqvist, T., Stripple, Y.: Fire-LCA model, Furniture study, SP Report 2003-22, p.177 (2003)
- 195) Anderson, P., Simonson, M., Blomqvist, P.: Fire-LCA model: Furniture case study, Proceedings of the Flame Retardants 2004 Conference, p. 15 (2004)
- 196) Prager, J. C.: “Environmental Contaminant Reference Databook Volume 2.”, p.90, Van Nostrand Reinhold, New York (1996)
- 197) Browning, E.: “Toxicity of Industrial Metals. 2nd edition”, p.34, Appleton-Century-Crofts, New York (1969)
- 198) 環境省中央環境審議会水環境部会環境基準健康項目専門委員会 (第 3 回): “資料 5 個別項目について”, 平成 15 年 5 月 9 日

第4章 材料の安全・安心に関する新たな統合評価の概念

本章では、材料に関する毒物の規制概念を拡大して評価を試みた結果を示す。4.1章の高分子の分解毒物の評価では、従来、原料や製品そのものの化学物質を規制していた概念を拡大し、高分子材料の分解生成物中に含まれる規制物質に着目した新たな規制概念を提示した。次に4.2章では、高分子の難燃性に、物性ではない形や大きさが及ぼす影響に関して新たな評価方法を示した。4.3章では、有機材料と非鉄金属材料とを併せて用いる臭素系難燃材料—三酸化アンチモンの系に対するリスク—ベネフィット評価を示した。

4.1 高分子による環境汚染の予防的研究—高分子分解生成物の環境に対する毒性

4.1.1 研究の前提と目的

第二次世界大戦後、環境問題として高分子材料が注目されたのは三回あり、第一回は野山に放置される高分子材料が散乱し、しかも酸化や腐食などに対して耐久性に優れていることから国土や海に堆積することが問題となった時である¹⁾。

二回目はヨーロッパの埋め立て型廃棄物処理場について高分子製品が嵩高いために処理場が逼迫する第一の要因とされた時である²⁾。この問題はその後、日本でも問題になり現在の容器包装リサイクル法などを生んで来た³⁾。

また第三回目はポリ塩化ビニルによる環境汚染の可能性、ダイオキシン類などの塩素系化合物、そして俗に環境ホルモンと呼称される生物の内分泌の異常を来す可能性がある高分子化合物由来の多くの化学物質の問題である⁴⁾。第三回目の問題は1992年のリオデジャネイロ合意に基づく国際的な予防措置の原則が発端になっている⁵⁾。

これらの高分子材料と環境問題の従来認識は、先に三点を例示したように社会が高分子材料の持つ問題点を指摘し、その指摘に基づいて高分子に関係する学会や産業界がそれらの対応に追われたというのが事実であると考えられる⁶⁾。これに対して本章では、環境という対象物が多くの学問や産業について関心を向けなければならないテーマであることから、まだ社会的に指摘を受けていない高分子材料の持つ環境に対する負の影響を明らかにすることを目的としている。

より具体的には、高分子物質の分解に伴う毒性物質の発生と蓄積に関する従来研究を進め^{7),8)}、工業的に使用される代表的高分子材料について環境への影響を「分解によって生じる毒性物質」という視点から研究した結果をまとめたものである。

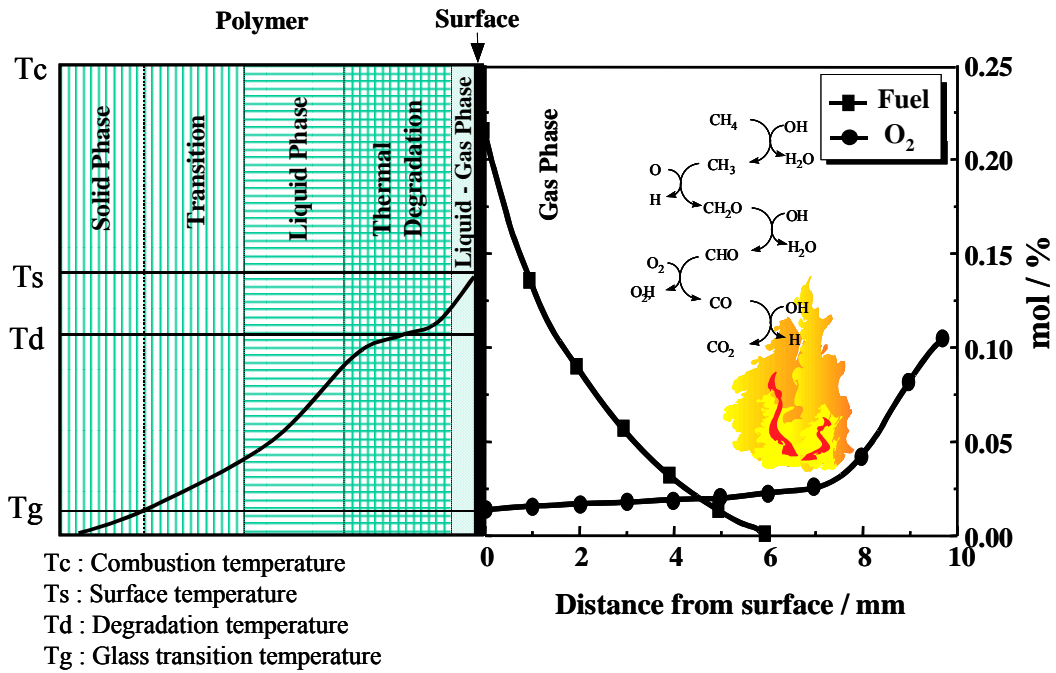


図 4.1-1 高分子材料の燃焼と表面近傍の燃焼サイクル

高分子材料の燃焼の概念図を 図 4.1-1 に示す。燃焼現象は、

- 1) 樹脂表面近傍での不活性雰囲気での熱分解
- 2) 熱分解で生成した“燃料”の酸素による燃焼

の 2 つに分けて考えられ、本研究で着目しているのは、前者である。高分子材料の表面から 6mm 程度までは酸素濃度が低く、爆発限界以下で、不活性な状態にある。一方、材料表面からおよそ 6mm 以遠では、ラジカル反応による酸化燃焼が起こっている。酸化燃焼の領域では、一般に、有機化合物は燃えて CO_2 と水になり、ごく一部の酸素を含む化合物等が“毒物”として認識されるが、これについては 4.3 章にて若干触れることとし、ここでは材料からの不活性雰囲気下での熱分解生成物に着目した整理を行った。なお、本研究の目的は、実際の初動火災時の熱分解生成ガスによる実際の曝露の評価ではなく、熱や光等による高分子材料の分解現象（ただし、生物分解を除く）を実験的にも検討しやすい熱分解で代表させ、分解生成物を規制や評価の概念に組み入れることについて検討したものである。

熱分解の実験条件については、温度領域によって熱分解の挙動は異なるが、材料からの熱分解が最も激しく、熱分解生成物の種類と生成量が大きいと思われる完全熱分解温度付近（50%熱分解温度+70 °C）で熱分解実験を行った。

4.1.2 実験及び調査

(1) 高分子の分解生成物の実験

高分子の分解生成物は熱劣化を中心として多くの書籍に示されている⁹⁾。本章においては、従来定性的な評価が中心であった分解生成物をより定量的に整理することと、環境に与える影響が懸念される一部の高分子についてはより正確な分解生成物を得るためにカラムで捕捉されない物質について構造計算に基づいて補正した。

対象とした高分子は、一般的に汎用高分子と言われるポリエチレン(PE)、ポリプロピレン(PP)、ポリスチレン(PS)とエンジニアリング・プラスチックとして工業的に量産されているポリアミド(PA)、ポリカーボネート(PC)、ポリブチレンテレフタレート(PBT)、ポリフェニレンエーテル(PPE)、さらに非石油系原料を使用するポリ乳酸(PLA)である。各高分子のメーカー名、グレード名、平均分子量を表 4.1-1 に示す。

表 4.1-1 実験に用いた高分子材料のグレード

種類	製造企業	グレード	平均分子量
ポリエチレン (PE)	東ソー (株)	Niporon hard 4010	76,000
ポリプロピレン (PP)	チソン (株)	Chisso polypro K4017	-
ポリスチレン (PS)	旭化成 (株)	Styron 685	168,000
ポリアミド (PA)	旭化成 (株)	Leona 1700S	15,000-30,000
ポリカーボネート (PC)	GE [®] プラスチックジャパン (株)	Lexan 121	25,000
ポリブチレンテレフタレート (PBT)	帝人 (株)	TEIJIN PBT C7000	20,000
ポリフェニレンエーテル (PPE)	旭化成 (株)	Xyron M powder	69,800
ポリ乳酸 (PLA)	三井化学 (株)	Lacea H100J	130,000-150,000

なお、ポリ塩化ビニル(PVC)、ポリオキシメチレン(POM)、ポリエチレンテレフタレート(PET)については一般的知見を利用した^{10),11),12)}。

実験では高分子の熱分解生成物を調べるために Py-GC/MS を使用した。Py-GC/MS は熱分解装置(Pyrolyser)とガスクロマトグラフ(Gas Chromatograph:GC)と質量分析器(Mass Spectrometry :MS)の三つを組み合わせたものである。本研究では熱分解装置としてマイクロ加熱炉型熱分解装置である(株)島津製作所製、PYR-4Aを使用した。また GC/MS は(株)島津製作所製の QP-5000 を使用した。

試料は白金製のバスケットに 100 µg の試料を入れて熱分解装置の上部から自由落下させることによって導入した。カラムにはジメチルシロキサンを充填した汎用のキャピラリーカラムを使用し、キャリアガスとしてはヘリウム(He)を用いた。分解生成物がイオン化室に導入されると電子衝撃法によりイオン化され、四重極質量分析装置によって検出される。

熱分解装置とガスクロマトグラフの間のインターフェイス部は二次反応を抑制するために 280 °C に設定した。また、分解生成物の重量割合 (%) は熱分解により高分子がすべて分解し、それをすべて観測出来たと仮定して求めた。

(2) 高分子の熱分解生成物の毒性

化学物質の毒性に関しては化審法を中心とした法律的規制や¹³⁾、薬物学生理学などを中心とした毒物学の資料から得られる¹⁴⁾。本章では主としてアメリカのACGIH及び日本産業衛生学会(JSOH)に記載された毒性表記に従って整理を行った^{15),16)}。整理に当たって、高分子と毒性物質に関係する事項をそれらの発生時点に注目して表 4.1-2 に示した。

表 4.1-2 生産・使用・回収の過程における毒物

分類	小分類	全循環				
		資源	人工循環			廃棄
			製造時	使用中	循環	
生体への毒性物質 (環境への毒性物質)	元素系 化合物系	—	難燃剤 安定剤 毒性の原料 残留触媒	As, Pb, Cd, Hg, Cr ⁶⁺ , Se 発癌性物質 毒性分解生成物	発がん性物質 洗浄剤 回収時の有害物質の混入 毒性の分解生成物	As, Pb, Cd, Hg, Cr ⁶⁺ , Se, Mn, P 発がん性物質 毒性の分解生成物
材料の劣化要因物質	プラスチック	V, S	—	高分子鎖切断 酸化, 光劣化 転位, 着色 生分解	非相容プラスチック 着色剤 添加物	—

毒性物質という点では、人体や生物などの生命材料に影響を与えるものと、人工的材料を劣化させるものがある。これらの毒性物質を発生する時点という意味で分類すると製造時に混入するもの、使用中または回収時に新たに発生するものがある^{17),18)}。

また材料を使い捨てる場合には回収過程で混合による劣化や汚染が生じる機会が少ないが、リサイクルなどの過程では、1) 材料中に新たに発生した劣化構造が材料全体に及ぶ、2) 特定の材料に混合されていた毒性物質が他の材料に混入する、などによって汚染が拡散する。

また表 4.1-2 の問題点としては、例えばダイオキシン類の毒性については種々の学術的報告や著書があり¹⁹⁾、学術的には毒性の弱い物質に分類するのが適当であるが、社会的認識を加味して毒性物質として示した。さらに社会的に環境ホルモンと呼称される一群の化合物は学術的に環境への負の影響は極めて疑わしいが、未検討部分が存在するので毒性物質として示した。また汚染物質の蓄積については那須らの報告に詳述されているので本章では定性的に述べるにとどめた²⁰⁾。

(3) 高分子の「毒性」の定義とその取り扱い

PVC は環境を汚染する高分子に分類されることがあるが、PVC 自体は化学的に比較的安定で毒性は認められていない。また環境中で分解し難いことから科学的には環境を汚染する高分子に分類することは難しい。これに対して生分解性高分子は環境に優しい高分子に分類されることがあるが、環境中の微生物の餌になることから環境に直接的に影響を与える。また容易に分解することから環境中における分解生成物の濃度が高く、その毒性も明らかではない。

このように高分子の環境に対する毒性は社会的評価が先になったことから科学的分類が困難な状況にある。本章では高分子材料の毒性に対する一般的社会的評価よりも分解生成物などからの具体的なデータに基づいて分類、整理を行った。

また、高分子そのもの、すなわち「分解も反応もしない状態で環境中に存在する高分子」については、PEを原料とする袋がいつまでも腐食も溶解もせずに環境中に存在し、目立つことによって環境に影響を与えているとされる例もあり、これらについても科学的なデータに基づいて整理をした。

(4) 高分子の添加物と毒性

高分子の添加物にも毒性を持つものがある。例えば鉛、亜鉛などの元素系のものと顔料や充填剤などに使用される無機酸化物系、染料や紫外線吸収剤などの有機化合物の一部がそれである。元素系の添加物のうち、高分子材料に使用され、かつ毒性が懸念される元素については次の法律について調査を行った。なお日本の法律については英語表記との関係が難しいので、本文中及び表などでは次の略語を使用した。

“略号”、英語表記、日本語表記、所轄官庁名の順で以下に示す。

- 1) ”PDSCL” : Poisonous and Deleterious Substances Control Law ; 毒物及び劇物取締法(毒劇法)、厚生労働省、
- 2) “ISHL” : Industrial Safety and Health Law ; 労働安全衛生法、厚生労働省、
- 3) “LSL” : Labor Standards Law ; 労働基準法、厚生労働省、
- 4) “LCERM” : The Law Concerning the Examination and Regulation of Manufacture etc. of Chemical Substance ; 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律(化審法)、経済産業省、
- 5) “WPCL” : Water Pollution Control Law ; 水質汚濁防止法、環境省、
- 6) “LRPMPAMD” : Law Relating to the Prevention of Marine Pollution And Maritime Disasters ; 海洋汚染防止法、環境省、
- 7) ”APCL” : Air Pollution Control Law ; 大気汚染防止法、環境省、
- 8) “Basel” : Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their disposal ; バーゼル条約、(国際条約) とした。

4.1.3 結果

(1) 高分子の分解生成物

高分子材料は使用環境で劣化し、それに伴って分解生成物が生成する。劣化の主たる要因は、熱、光、酸素及び力学的負荷であり、それぞれ劣化機構は異なるものの、熱分解生成物及び酸化分解生成物に整理することが出来る。光による分解生成物は熱酸化生成物に類似の化合物が発生する場合が多い²¹⁾。

著者らは従来から行われている高分子材料の熱分解の文献などを参照して対象となる高分子の熱分解生成物の定性及び定量を行った。これまでの劣化実験は人工的材料の性能低下などを調べる目的でなされているので、分解生成物はその割合が多いものに注目している。整理に当たっては、1) 主要な分解生成物を表記すること、2) 微量でも強い毒性を持ったものは表記すること、3) 毒性のデータが調べられているものに関しては出来るだけ表記すること、4) 毒性のデータが不十分でも毒性があるという疑いが強いものや今後さらに調査を要すると考えられるものは表記すること、に留意して表を作成した。

まずPEにおいては既に柘植や村田らの研究があるが^{22),23)}、それらを参照しつつ、著者らの分析結果を中心に整理した結果を表 4.1-3 に示す。

PE の分解生成物は C₁~C₅ の低級炭化水素と中級炭化水素、高級炭化水素などが生成する。低分子量の生成物は重量割合でいずれも少量である。中級炭化水素は低い毒性を持っており、1-ペンタン、1-ヘキセン、1-ヘプテン、n-ヘプタンは海洋汚染防止法の規制対象にもなっている。また、高級炭化水素の 1-デセン、1-ウンデセンなども海洋汚染防止法の規制対象となっている。

表 4.1-3 には側鎖をもたない分解生成物のみを記したが実際の分解では側鎖を持ったものも生成される。また許容値が定められているものは少なく、それらの値はいずれも大きな値となっている。

表 4.1-3 PE の分解生成物と毒性

CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat, oral mg/ kg	LCERM	PDSCl	WPCL	LRPMPA MD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	ISOH mg/m ³
109-67-1	1-pentene	CH ₂ =CH(CH ₂) ₂ CH ₃	0.5	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	C	n.a.	n.a.
592-41-6	1-hexene	CH ₂ =CH(CH ₂) ₃ CH ₃	0.6	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	C	n.a.	n.a.
592-76-7	1-heptene	CH ₂ =CH(CH ₂) ₄ CH ₃	0.7	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	C	n.a.	n.a.
142-82-5	<i>n</i> -heptane	CH ₃ (CH ₂) ₅ CH ₃		D	n.a.	222 (Mouse)	—	—	—	C	n.a.	820
3710-30-3	1,7-octadiene	CH ₂ =CH(CH ₂) ₃ CH=CH ₂	0.5	n.a.	n.a.	14696	—	—	—	—	n.a.	n.a.
111-66-0	1-octene	CH ₂ =CH(CH ₂) ₄ CH ₃		n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
111-65-9	<i>n</i> -octane	CH ₃ (CH ₂) ₆ CH ₃		n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	C	1400	n.a.
124-11-8	1-nonene	CH ₂ =CH(CH ₂) ₅ CH ₃	0.6	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
111-84-2	<i>n</i> -nonane	CH ₃ (CH ₂) ₇ CH ₃		n.a.	n.a.	218 (Mouse, intravenous injection)	—	—	—	C	1050	n.a.
872-05-9	1-decene	CH ₂ =CH(CH ₂) ₆ CH ₃	1.2	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	B	n.a.	n.a.
124-18-5	<i>n</i> -decane	CH ₃ (CH ₂) ₈ CH ₃		n.a.	n.a.	72300 (mouse, LC ₅₀)	—	—	—	—	n.a.	n.a.
821-95-4	1-undecene	CH ₂ =CH(CH ₂) ₇ CH ₃	1.3	n.a.	Carcinogenic , anesthesia	n.a.	—	—	—	B	n.a.	n.a.
1120-21-4	<i>n</i> -undecane	CH ₃ (CH ₂) ₉ CH ₃		n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
112-40-3	<i>n</i> -dodecane	CH ₃ (CH ₂) ₁₀ CH ₃	1.4	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	<i>n</i> -tridecane	CH ₃ (CH ₂) ₁₁ CH ₃	1.5	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
629-59-4	<i>n</i> -tetradecane	CH ₃ (CH ₂) ₁₂ CH ₃	2.1	n.a.	Carcinogenic , anesthesia	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
629-62-9	<i>n</i> -pentadecane	CH ₃ (CH ₂) ₁₃ CH ₃	2.4	n.a.	n.a.	>1000 (Rat, Oral)	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	higer hydrocarbon	n.a.	87.2	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.

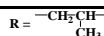
ここで、許容値の定義は、“ACGIH TLV-TWA”が、「1日8時間、1週40時間加重平均濃度。この濃度では殆どすべての労働者は毎日繰返し曝露しても健康に害や悪影響を受けない。」、 “日本産業衛生学会許容濃度”が「1日8時間、1週40時間加重平均濃度。この濃度では殆どすべての労働者は毎日繰返し曝露しても健康に害や悪影響を受けない。」とそれぞれされている。なお、表中の略語のC.LはCarcinogenic level (発がん性レベル)を示している。他の略語は前述した。

次にPPについて整理した結果を表4.1-4に示す。PPの熱分解生成物については大谷やBockhornらが研究しており^{24),25)}、その分析結果を参照しつつ著者らの分析結果を中心に整理した²⁶⁾。PPの熱分解では低級炭化水素の分解生成物とメチル基を側鎖に有する炭化水素の分解生成物が生成される。分解生成物の中でも2,4-ジメチル1-ヘプテンが主な分解生成物である。*n*-ペンタンは海洋汚染防止法でも規制されており、弱い毒性を持っている。分解生成物の中で許容値が定められているのは*n*-ペンタンのみであり、その値はACGIH許容値で1,770 mg/m³である。

PE と PP という 2 つの代表的なポリオレフィンの熱分解生成物については n-ペンタンなどを除いて、1) 比較的毒性が低いと考えられる物質が多い、2) 具体的な毒性のデータが殆どない、という状態であることが分かる。歴史的に長く使用されているこれらの合成高分子がこれまで大きな環境問題を起こしていないのは、熱、光、化学反応に対して安定であることが原因していると考えられる。しかし開発途上国の生産量が格段に増大するなど世界全体での消費量が膨大になると分解生成物の環境に対する影響が顕著になる可能性がある。

表 4.1-4 PP の分解生成物と毒性




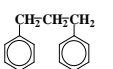
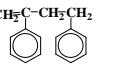
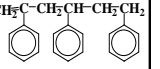
CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat, oral mg/ kg	LCERM	PDSCL	WPCL	LRPMPA MD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	ISOH mg/m ³
109-66-0	n-pentane	CH ₃ (CH ₂) ₃ CH ₃	0.9	n.a.	n.a.	446 (mouse)	—	—	—	C	1770	880
n.a.	2,4-dimethyl-1-butene	CH ₂ C(CH ₃)=CHCH ₃	1.5	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	2,4-dimethyl-1-heptene	CH ₂ C(CH ₃)=CHCH ₂ CH ₂ CH ₃	10.6	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	2,4,6-trimethyl-1-heptene	CH ₂ C(CH ₃)=CHCH ₂ CH ₂ CH ₃	1.6	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	2,4,6,8-tetramethyl-1-undecene	CH ₂ C(CH ₃)=CHCH ₂ CH ₂ CH ₂ CH ₂ CH ₃	4.3	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	higher hydrocarbon	n.a.	74.2	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.



次にPSについて分解生成物の評価を行った。柘植やMcNeillらのデータがあるが^{23),27)}、加えて分析結果を中心として表 4.1-5 に示した。PSの主要な分解生成物はスチレンモノマーやスチレンダイマー、スチレントリマーのような単量体構造のものが主である。また、毒劇法で劇物の指定を受けているトルエンなどの芳香族化合物が発生する。海洋汚染防止法では、α-メチルスチレンが最も毒性の高い物質に分類され、スチレンとトルエンも毒性の高い物質として指定を受けている。トルエンのACGIH許容値は 188 mg/m³、スチレンの許容値は 213 mg/m³、α-メチルスチレンの許容値は 242 mg/m³ と定められている。スチレンダイマーやスチレントリマーに関する許容値は定められていない。

一時、スチレンダイマーなどの内分泌攪乱物質が社会的に問題になったが、その後の科学研究によって否定されている²⁸⁾。PSは側鎖にベンゼン環を持つことから分解生成物はPEやPPのようなポリオレフィンに対して環境中の分解率が同一の場合には毒性が高い高分子と言える。

表 4.1-5 PS の分解生成物と毒性

CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat, oral mg/ kg	LCERM	PDSCL	WPCL	LRPMPA MD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	JSOH mg/m ³
108-88-3	toluene		0.7	D	3	636	—	○	—	C	188	188
100-42-5	styrene		34.9	n.a.	2B	2650	—	—	—	B	213	210
98-83-9	α-methyl styrene		0.1	n.a.	n.a.	4900	—	—	—	A	242	n.a.
n.a.	diphenylpropane		1.1	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	1,3-diphenyl-1-butene		17.0	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	1,3,5-triphenyl-1-hexene		43.2	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.

いわゆる環境ホルモンに関する PS 忌避運動は学術的根拠のないものだったが、PS 自体の持つ環境への影響について高分子科学側での準備が不足していたことも騒動の一因になっている。

次にPVCについて文献の整理に基づき表 4.1-6 に分解生成物を示した²⁹⁾。PVCの主な分解生成物としては、塩化メチルが最も多く、続いてベンゼン、トルエンなどである。ベンゼンやスチレンは発がん性物質であり、また塩化メチルやトルエン、*m*-キシレン、*o*-キシレンは毒劇法により劇物の指定を受けている。また、ベンゼンは水質汚濁防止法に、トルエン、エチルベンゼン、スチレン、ナフタレンは海洋汚染防止法の規制をそれぞれ受けている。また、ACGIH許容濃度はベンゼン、インデン、ナフタレンでそれぞれ 32、48、52 mg/m³と低い値になっており、PVCの分解生成物の中には法律的な規制を受けているものも含まれている。

表 4.1-6 PVC の分解生成物と毒性

CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat, oral mg/ kg	LCERM	PDSCL	WPCL	LRPMPA MD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	JSOH mg/m ³
74-87-3	methyl chloride	<chem>H3C-Cl</chem>	52.5	n.a.	3	1800	—	○	—	—	103	100
71-43-2	benzene	<chem>c1ccccc1</chem>	28.4	A	1	930	—	—	○	C	32	32
108-88-3	toluene	<chem>c1ccccc1C</chem>	4.6	D	3	636	—	○	—	C	188	188
100-41-4	ethyl benzene	<chem>c1ccccc1CC</chem>	0.7	D	n.a.	3500	—	—	—	C	434	430
108-38-3	<i>m</i> -xylene	<chem>Cc1cccc(C)c1</chem>	0.6	D	3	4300	—	○	—	—	434	430
100-42-5	styrene	<chem>C=Cc1ccccc1</chem>	1.3	n.a.	2B	2650	—	—	—	B	213	210
95-47-6	<i>o</i> -xylene	<chem>Cc1ccccc1C</chem>	1.2	D	3	4300	—	○	—	—	434	430
95-13-6	indene	<chem>C1=CC=C2C=CC=CC12</chem>	3.5	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	48	n.a.
91-20-3	naphthalene	<chem>C1=CC=C2C=CC=CC2=C1</chem>	5.3	D	n.a.	490	—	—	—	A	52	n.a.
208-96-8	acenaphthene	<chem>C1=CC=C2C=CC=C2C=C1</chem>	0.7	D	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
86-73-7	fluorene	<chem>C1=CC=C2C=CC=C3C=CC=C23</chem>	0.5	D	3	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
120-12-7	anthracene	<chem>C1=CC=C2C=CC=CC2=C1</chem>	0.7	D	3	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.

- a) 1-メチルインデン、3-メチルインデンを含む
 b) 2-メチルナフタレン、1-メチルナフタレンを含む

また、PVC からは微量ではあるがアセナフテン、フルオレンやアントラセンなど、まだ毒性の研究がないものも生成する。これらの構造はナフタレン等と似ており、同様の毒性を持つ可能性があることから表中に記載した。

このようにPVCではその熱分解生成物に多くの毒性物質が見られるが、このこととPVCが環境を汚染するとされる原因とは大きく異なる。すなわちPVCはダイオキシン類などの塩素系化合物の発生原因とされ、社会的にはそれらの毒性が高いと認識されている。しかし、現在環境中に残留しているダイオキシン類の多くは、過去に製造された塩素系農薬の製造時の不純物に由来することが明らかであると共に³⁰⁾、ダイオキシン類の人体に対する毒性自体が学術的に根拠のないものだったことが明らかになっている²⁰⁾。

以上のように PVC の毒性に関するこれまでの社会的認識は根拠の薄いものであるが、材料や化学の専門学会誌などに提出される論文の多くに社会的認識に基づく PVC の毒性が記述されている。本来、高分子に関する学術的結果は専門学会誌がより高度で信頼性の高い情報を提供するのが当然であるが、社会的認識が科学の研究を経ずして論文に掲載されるという現実が存在する。

次に主要なエンジニアリング・プラスチックであるPAの分解生成物について整理した。

既にMackerron、Hornsbyらによって研究されているが^{31),32)}、著者らが分析したものを基に整理した結果を表 4.1-7 に示す。PAの分解生成物は主にシクロペンタノンで、微量ではあるがε-カプロラクタムやシアノ化合物が分解生成物として生成する。ε-カプロラクタムは毒性を有することから海洋汚染防止法の規制対象にもなっており、ACGIHの許容濃度は23mg/m³である。その他の化合物に関してはまだ厳密な研究がなされておらず、その毒性の度合いはまだ明確になってはいない。

PAの毒性については、生体関連物質として評価する必要がある。動物のタンパク質はPAの一種であり、従って動物のタンパク質は環境を汚染しないことからPAの環境汚染は概念的に存在しないとも考えられる。一方、生体類似物質は生体との相互作用があり、それ故に毒性が認められるという点では、炭素数が6の原料を使用する人工的なPAから発生するε-カプロラクタムについては注意を要する。しかし、シアノ化合物は生体関連物質の分解生成物に同様に認められることから毒性があっても環境汚染物質に分類すべきかは検討を要する。

PVCの解析でも明らかにしたように、学術的評価を受けていない段階で、単に社会的に有害と誤解されている物質の場合、それをそのまま専門分野で受け入れるのは逆方向であることが明らかである。従ってPAの分解生成物から発生するシアノ化合物をPAの環境汚染に分類するのは不適切である。

表 4.1-7 PAの分解生成物と毒性










CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat, oral mg/ kg	LCERM	PDSCL	WPCL	LRPMP AMD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	JSOH mg/m ³
120-92-3	cyclopentanone		35.6	n.a.	n.a.	1950 (mouse)	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	n.a.	NH ₂ (CH ₂) ₇ CH=CH ₂	1.5	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	n.a.	N≡C(CH ₂) ₇ CH ₃	2.2	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	n.a.	N≡C(CH ₂) ₄ C≡N	0.8	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
105-60-2	ε-caprolactam		1.7	n.a.	n.a.	1210	—	—	—	D	23	n.a.
n.a.	n.a.	N≡C(CH ₂) ₄ C(=O)NHCH ₂ CH=CH ₂	3.2	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	n.a.	N≡C(CH ₂) ₄ C(=O)NH(CH ₂) ₃ CH=CH ₂	4.5	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	n.a.	N≡C(CH ₂) ₄ C(=O)NH(CH ₂) ₄ CH=CH ₂	12.0	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	n.a.	NH ₂ (CH ₂) ₆ NH-C(=O)(CH ₂) ₂ CH=CH ₂	5.4	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	n.a.	CH ₂ =CH(CH ₂) ₄ NH-C(=O)(CH ₂) ₄ C(=O)NH ₂	33.1	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.

PCの分解生成物の研究と^{33),34)}、著者らの分析を基に表 4.1-8 に分解生成物を整理した。主な分解生成物はビスフェノール-Aやフェノール、クレゾール類である。また微量ではあるが、ベンゼンやトルエンも生成している。トルエン、フェノールやp-クレゾールは毒劇法

により劇物の指定を受けており毒性が高い。ベンゼンは発がん性物質である。

また、ベンゼン、フェノール、*p*-クレゾールは水質汚濁防止法の規制対象となっており、ベンゼン、トルエン、エチルベンゼン、フェノール、*p*-クレゾールは海洋汚染防止法の規制対象となっている。フェノール、ベンゼン、*p*-クレゾールなどは ACGIH 許容値がそれぞれ 19、32、22 mg/m³ と低い値となっている。*p*-クレゾールに似た構造のものは毒性が分かっているが、*p*-クレゾールと同様の毒性を持つ可能性が指摘されていることから表中に記載した。

表 4.1-8 PC の分解生成物と毒性

CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat, oral mg/ kg	LCERM	PDSCL	WPCL	LRPMPA MD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	JSOH ³ mg/m ³
71-43-2	benzene		0.5	A	1	930	—	—	○	C	32	32
108-88-3	toluene		0.8	D	3	636	—	○	—	C	188	188
100-41-4	ethyl benzene		0.4	D	n.a.	3500	—	—	—	C	434	430
108-95-2	phenol		10.3	D	3	317	—	○	○	B	19	19
106-44-5	<i>p</i> -cresol		8.4	C	n.a.	207	—	○	○	A	22	22
n.a.	<i>p</i> -ethyl phenol		4.2	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	<i>p</i> -vinyl phenol		2.9	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	4-isopropyl phenol		12.2	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
80-05-07	bisphenol A		50.7	n.a.	n.a.	3250	—	—	○	—	n.a.	n.a.

PC も PS と同様に、社会的には分解生成物中に含まれるビスフェノール-A に内分泌攪乱効果が見られるとされた。このことについては PS ほど明確ではないもののほぼ否定されている。

ビスフェノール-A の内分泌攪乱性の否定と共に社会的には PC の毒性に対して注目されなくなったが、PC の分解生成物は芳香族環を有する毒性物質を含むことは明らかである。PC は環境中で加水分解を受けやすく、特に酸性雨との関係は明らかになっていない。この場合も社会的認識より高分子科学として環境への影響に関する定量的評価が重要であることが明らかになった。

POMの分解の研究も進んでおり、一部生分解についても研究されているので³⁵⁾、それらのデータを中心にまとめた結果を表 4.1-9 に示した。POMは高分子鎖末端を保護して分解を防止しているが、末端以外の箇所が開裂すると分解する。そのため分解生成物としては合成原料であるホルムアルデヒドとメタノールが主で、前者は発がん性が認められている。また毒劇法で劇物の指定を受けており、ホルムアルデヒドの許容濃度は 0.37mg/m³ と極めて

低く、微量でも人体に被害をもたらす。しかし、ホルムアルデヒドは食品中にも多く含まれており、人体構成化合物の合成原料でもあることから、POMから環境に流出するホルムアルデヒドが現実に影響を与える程度は不明であり、直ちに2000年時点での消費量から現実的な環境汚染の要因になるとは推定出来ない³⁶⁾。

表 4.1-9 POMの分解生成物と毒性

CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat, oral mg/ kg	LCERM	PDSCL	WPCL	LRPMP AMD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	JSOH mg/m ³
50-00-0	formaldehyde	$\begin{array}{c} \text{H} \\ \diagdown \\ \text{C}=\text{O} \\ \diagup \\ \text{H} \end{array}$	65.9	B1	2A	100	—	○	—	—	0.37	0.61
67-56-1	methanol	$\text{CH}_3\text{-OH}$	34.1	n.a.	n.a.	5628	—	○	—	—	262	260

PBTは従来の分解生成物の研究では主要な分解生成物であるカルボン酸についての定量性に問題があり^{37),38)}、著者らが分析したものを中心にまとめた結果を表4.1-10に示す。分解生成物の主要なものとしては、ブチルテレフタレート、1,3-ブタジエン、ジブチルフタレートや安息香酸などがある。ベンゼンやテトラヒドロフラン、ビフェニルなども僅かに認められる。

ベンゼンを含めてテトラヒドロフラン、ビフェニルは海洋汚染防止法などの規制物質である。ACGIH許容濃度は1,3-ブタジエン、ジブチルフタレートではそれぞれ4.4 mg/m³、5 mg/m³と低く毒性が高いとされ、分解生成量も多い。一方、ブチルテレフタレートやブチルベンゾエートなどは毒性が厳密に調査されていない。すなわちこれらの化合物は分解生成量が多いこと、毒性のあるジブチルフタレートなども構造が似ていることから毒性を持つ可能性がある。

従来の化学物質規制は「工業的に生産されている物質」を主として対象としており、少なくともこれまで有機合成などの手段で合成されたものに絞られる。従って高分子の分解によって生成するが、合成的手段によっては得られていない物質については規制の対象になっていない。しかし、環境への影響はそれが工業的な製品となるものばかりではなく、何万トンと製造される製品の分解生成物も同様に影響を与える。高分子の製造にあたっては環境との関係で注目すべきことであることを指摘する。

表 4.1-10 PBT の分解生成物と毒性

CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat. oral mg/kg	LCERM	PDSCL	WPCL	LRPMP AMD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	JSOH mg/m ³
106-99-0	1,3-butadiene	<chem>CH2=CH-CH=CH2</chem>	5.3	B2	2A	5480	—	—	—	—	4.4	n.a.
84-74-2	dibutyl phthalate	<chem>CH3CH2CH2CH2OC(=O)c1ccc(cc1)C(=O)CH2CH2CH=CH2</chem>	25.8	D	n.a.	8000	—	—	—	—	5	n.a.
65-85-0	benzoic acid	<chem>c1ccccc1C(=O)O</chem>	5.7	D	n.a.	1700	—	—	—	—	n.a.	n.a.
71-43-2	benzene	<chem>c1ccccc1</chem>	0.2	A	1	930	—	—	○	C	32	32
109-99-9	tetrahydrofuran	<chem>C1CCOC1</chem>	0.1	n.a.	n.a.	1650	—	—	—	D	590	590
92-52-4	biphenyl	<chem>c1ccc(cc1)-c2ccccc2</chem>	0.2	D	n.a.	2400	—	—	—	A	1.3	n.a.
n.a.	butyl terephthalate	<chem>HOOC-C6H4-CO-CH2CH2CH=CH2</chem>	58.8	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	butyl benzoate	<chem>c1ccccc1C(=O)CH2CH2CH=CH2</chem>	3.9	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.

PETはPBT類似のポリエステルであり、既に研究例が多いので^{12),39)}、それらを参考にして整理した結果を表 4.1-11 に示す。分解生成物の主要なものとしては安息香酸やアセトアルデヒド、ビニルテレフタレートなどである。アセトアルデヒド、ベンゼン、ビフェニルは海洋汚染防止法の規制を受けている。アセトアルデヒドやベンゼンは発がん性が認められている。アセトアルデヒドやベンゼン、ビフェニルはACGIH許容値がそれぞれ45、32、1.3 mg/m³と低い値を示しており、その毒性の強さが指摘されている。また、毒性がまだ確認されていない物質もある。

表 4.1-11 PET の分解生成物と毒性












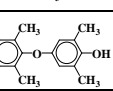
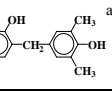
CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat. oral mg/kg	LCERM	PDSCL	WPCL	LRPMP MD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	JSOH mg/m ³
74-85-1	ethylene	<chem>CH2=CH2</chem>	5.5	—	3	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
75-07-0	acet aldehyde	<chem>CH3-C(=O)H</chem>	18.0	B2	2B	661	—	—	—	C	45	90
71-43-2	benzene	<chem>c1ccccc1</chem>	2.5	A	1	930	—	—	○	C	32	32
65-85-0	benzoic acid	<chem>HO-C(=O)-c1ccccc1</chem>	37.0	D	n.a.	1700	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	vinyl benzoate	<chem>H2C=CH-O-C(=O)-c1ccccc1</chem>	4.9	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
92-52-4	biphenyl	<chem>c1ccc(cc1)-c2ccccc2</chem>	1.2	D	n.a.	2400	—	—	—	A	1.3	n.a.
n.a.	divinyl terephthalate	<chem>H2C=CH-O-C(=O)-C6H4-C(=O)-O-CH=CH2</chem>	2.3	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	vinyl terephthalate	<chem>H2C=CH-O-C(=O)-C6H4-C(=O)OH</chem>	11.3	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.

PPEについても研究がされており^{40),41),42)}、表 4.1-12 に分解生成物を示した。2,6-ジメチルフェノールや2,4-ジメチルフェノールなどのフェノール類、ベンゼンやクレゾール等発がん性のある物質が生成する。また毒劇法により劇物の指定を受けているトルエンや*m*-キシ

レン、フェノール、クレゾールなども生成する。ベンゼン、フェノール、*o*-クレゾール、*m*-クレゾール、2,6-ジメチルフェノール、2,4-ジメチルフェノール、3,5-ジメチルフェノールは水質汚濁防止法の規制物質となっている。またベンゼン、トルエン、1,3,5-トリメチルベンゼン、フェノール、クレゾールなどは海洋汚染防止法の規制物質であり、ACGIH許容値はいずれも低い。

一方、フェノール類などは樹木の成分として多く含まれ、人工的に発生する場合と自然界に存在する場合との関係が明確になっていない。PAの分解生成物と同様に生体関連物質についての毒性評価は環境学という点から再評価が必要であると考えられる。

表 4.1-12 PPEの分解生成物と毒性

CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat, oral mg/kg	LCERM	PDSCL	WPCL	LRPMPA MD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	JSOH ⁵ mg/m ³
71-43-2	benzene		0.1	A	1	930	—	—	○	C	32	32
108-88-3	toluene		0.3	D	3	636	—	○	—	C	188	188
108-38-3	<i>m</i> -xylene		3.7	D	3	4300	—	○	—	—	434	430
108-67-8	1,3,5-trimethylbenzene		0.6	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	B	n.a.	120
108-95-2	phenol		0.7	D	3	317	—	○	○	B	19	19
95-48-7	<i>o</i> -cresol		10.5	C	n.a.	121	—	○	○	A	22	22
108-39-4	<i>m</i> -cresol		1.0	C	n.a.	242	—	○	○	A	22	22
576-26-1	2,6-dimethyl phenol		15.4	n.a.	n.a.	296	—	—	○	—	n.a.	n.a.
105-67-9	2,4-dimethyl phenol		12.4	n.a.	n.a.	3200	—	—	○	—	n.a.	n.a.
108-68-9	3,5-dimethyl phenol		0.3	n.a.	n.a.	608	—	—	○	—	n.a.	n.a.
n.a.	2,4,6-trimethyl phenol		10.0	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	2,2',4,6,6'-Pentamethyl-4-hydroxydiphenylether		6.1	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	n.a.		34.8	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.

a) 類似構造の化合物を含む

非石油系資源を原料とすること、生分解性を有することなどで近年注目されているPLAはWestphalやKopinkeによって研究がなされているが^{43),44)}、著者らの分析を含め表 4.1-13に整理した。PLAの主要な熱分解生成物はアセトアルデヒドやアクリル酸、ラクチドなどで

ある。

特にアクリル酸は強い毒性が認められており、微量であっても人体に影響を及ぼすことから毒劇法により劇物に指定されている。アセトアルデヒド、アクリル酸は海洋汚染防止法の規制を受けている。ACGIH 許容濃度はアセトアルデヒドやアクリル酸でそれぞれ 45、5.9 mg/m³と低い。また工業的には新しい高分子であることもあり、ラクチドやその他の物質に関しては厳密な毒性調査は進んでいない。

PLA は生分解性を持つことから社会的には環境に優しいとされるが、分解が速いことは環境中に放出される分解生成物の濃度が高いことを意味する。この点で毒性を持つとされている物質が生成すること、分解生成物の環境評価の研究が進んでいないことなど、社会的評価とは別に高分子科学としては注意を要するものである。

表 4.1-13 PLA の分解生成物と毒性

CAS No.	Chemical	Structure	Ratio wt%	CL		LD ₅₀ Rat, oral mg/ kg	LCERM	PDSCL	WPCL	LRPMPA MD	Allowable concentration	
				EPA	IARC						ACGIH mg/m ³	JSOH mg/m ³
64-19-7	acet aldehyde	<chem>CC=O</chem>	33.9	B2	2B	661	—	—	—	C	45	90
79-10-7	acrylic acid	<chem>C=CC(=O)O</chem>	24.3	n.a.	3	33.5	—	○	—	D	5.9	n.a.
n.a.	lactide	<chem>CC1OC(=O)OC1=O</chem>	34.4	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	2,3-hydroxy pentane	<chem>CC(O)C(O)CC</chem>	4.3	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.
n.a.	n.a.	<chem>[*]C(C)C(=O)O[*]</chem>	1.1	n.a.	n.a.	n.a.	—	—	—	—	n.a.	n.a.

4.1.4 考察

(1) 分解生成物の整理

前節までの結果から高分子材料の分解生成物が環境に与える整理を総合的に行い、日本における高分子材料の工業生産量と分解生成物の割合から水銀当量で高分子材料が環境に与えるインパクトを計算することが可能である。日本で生産される高分子のうち、日本国内で使用されるもの、部品の生産過程で海外に輸出され、製品で輸入されるものなどその用途と使用状況は多種多様であるが、ここでは日本国内で生産される高分子材料が日本を中心にして世界全体の環境へのインパクトを評価することとする。前節で整理した個別の高分子材料の分解生成物から環境への評価を行う上で支配的な寄与をする生成物をまとめて表 4.1-14 に示す。

表 4.1-14 毒性を有する分解生成物のまとめ

樹脂の種類	分解生成物	分解生成物の生成割合 wt%	許容濃度	
			ACGIH	JSOH
			mg/m ³	mg/m ³
PE	<i>n</i> -heptane	0.7	n.a.	820
	<i>n</i> -octane	0.5	1400	n.a.
	<i>n</i> -nonane	0.6	1050	n.a.
PP	<i>n</i> -pentane	0.9	1770	880
PS	toluene	0.7	188	188
	styrene	34.9	213	210
	α -methyl styrene	0.1	242	n.a.
PVC	methyl chloride	52.5	103	100
	benzene	28.4	32	32
	toluene	4.6	188	188
	ethyl benzene	0.7	434	430
	xylene	1.8	434	430
	styrene	1.3	213	210
	indene	3.5	48	n.a.
	naphthalene	5.3	52	n.a.
PA	ϵ -caprolactam	1.7	23	n.a.
PC	benzene	0.5	32	32
	toluene	0.8	188	188
	ethyl benzene	0.4	434	430
	phenol	10.3	19	19
	<i>p</i> -cresol	8.4	22	22
	bisphenol A	50.7	n.a.	n.a.
POM	formaldehyde	65.9	0.37	0.61
	methanol	34.1	262	260
PBT	1,3-butadiene	5.3	4.4	n.a.
	dibutyl phthalate	25.8	5	n.a.
	benzene	0.2	32	32
	tetrahydrofuran	0.1	590	590
	biphenyl	0.2	1.3	n.a.
PET	acet aldehyde	18.0	45	90
	benzene	2.5	32	32
	biphenyl	1.2	1.3	n.a.
PPE	benzene	0.1	32	32
	toluene	0.3	188	188
	<i>m</i> -xylene	3.7	434	430
	1,3,5-trimethylbenzene	0.6	n.a.	120
	phenol	0.7	19	19
	<i>o</i> -cresol	10.5	22	22
	2,6-dimethyl phenol	15.4	n.a.	n.a.
	2,4-dimethyl phenol	12.4	n.a.	n.a.
	3,5-dimethyl phenol	0.3	n.a.	n.a.
PLA	acet aldehyde	33.9	45	90
	acrylic acid	24.3	5.9	n.a.

PE の毒性物質は *n*-ヘプタンや *n*-オクタン、*n*-ノナンなどであり、いずれも毒性が低い。
PP では *n*-ペンタンが毒性物質として生成する。PS の毒性物質はトルエン、スチレン、 α -

メチルスチレン等であり毒性は高い。PVC では塩化メチルやベンゼン、トルエン、スチレン、インデン、ナフタレン等がある。PET ではアセトアルデヒド、ベンゼン、ビフェニル等が毒物として生成し、PA ではε-カプロラクタムが生成する。

PC についてはベンゼン、トルエン、エチルベンゼン、フェノール、クレゾールが発生していずれも毒性が高い。またビスフェノール-A も発生している。PBT の毒性物質は1,3-ブタジエン、ジブチルフタレート、ベンゼン、テトラヒドロフラン、ビフェニル等である。

PPE ではトルエン、*m*-キシレン、1,3,5-トリメチルベンゼン、フェノール、*o*-クレゾール等が毒性のある分解生成物として生成する。POM についてはホルムアルデヒドやメタノールが毒性を有する分解生成物として生成し、ホルムアルデヒドでは許容濃度が高分子の分解生成物中で最も小さな値となっている。

PLA についてはアセトアルデヒドやアクリル酸、ラクチドなどが毒性物質として生成する。

(2) 環境影響の定量的解析

以上の整理に基づいて、高分子材料の分解生成物が環境に与える影響を定量的に評価した。多種類の毒性物質の総合的な危険性を示す方法として一般の化学で使用する加重平均と同様の概念で整理する方法が知られている。有機物関係ではダイオキシン類の量を示す尺度(pg-TEQ) がそれに当たる。本章では(4.1)式を用いて「水銀当量」の計算を行い、高分子分解生成物の混合物を評価した。

$$Hgq = \sum_{i=1}^n q_i \frac{f_{Hg}}{f_i} \quad (4.1)$$

ここで、 f_{Hg} は水銀の許容濃度、 f_i は*i*番目の物質の許容濃度、 q_i は*i*番目の物質の生成量である。高分子材料の場合は、右辺は分解生成物ごとの分解生成量と許容濃度比で表される。後に示す非鉄金属材料の場合は、右辺は例えば金属化合物の和を取るのが妥当であるが、金属の基準値や許容濃度が個別の化学形態ごとになっていない（例えば「鉛及びその化合物」と括られていたり、化合物中の鉛分として許容濃度が定められている）ため、単純に金属元素の値を用いた。(4.1)式に基づいて計算より求められた高分子産業の環境への影響を水銀当量で表 4.1-15 に示す。なお、用いた許容濃度はACGIHの定める許容濃度であり、水銀の許容濃度は0.025 mg/m³とした。

表 4.1-15 水銀当量で示した高分子産業全体の環境インパクト

樹脂	1000トン当たりの 水銀当量	生産量	生産量当たりの 水銀当量
	EMT	10 ³ t	EMT
PE	0.00044	3238	1.4
PP	0.00013	1151	0.1
PS	0.041	2908	120
PVC	0.40	2153	870
PET	0.36	720	260
PA	0.019	251	4.7
PC	0.24	411	97
PBT	1.6	144	240
PPE	0.14	46	6.6
POM	45	154	6900
PLA	1.2	8.8	11
合計	0.76	11185	8500

高分子の分解生成物についてその生成割合と生産量、毒性評価から高分子の分解によって発生する物質の環境への危険性について計算したところ、高分子の単位重量当たりの水銀当量では POM が最も大きく、ついで PBT、PLA、PVC の順になっている。POM では分解生成物中にホルムアルデヒドが含まれており、水銀当量を EMT (Equivalent Mercury Ton) で示すと、この化合物の水銀当量が約 6,860 EMT で、分解生成物として生成する量が 101,500 トンであることによる。また PBT については、ジブチルフタレートの水銀当量が 186 EMT で、分解生成物として生成する量が約 37,100 トンであることによる。また、PLA についてはアクリル酸やアセトアルデヒドが含まれていることによる。アクリル酸は 9 EMT で、分解生成量は約 2,140 トンであり、アセトアルデヒドは 1.6EMT で生成量は約 2,980 トンである。また一般的に環境を汚染する高分子として注意されている PVC は 1,000 トン当たり水銀当量が 0.4 EMT と中位に位置する。

これに対して PE、PP、PS などのいわゆる汎用高分子の分解生成物の水銀当量が低いことは構造が単純であることや構造中に酸素などの毒性物質の構造元素を含まないことによる。大量生産されるこれらの汎用高分子の毒性が低いのは高分子産業として望ましい方向であると推察される。

総生産量を考慮すると高分子産業全体で約 8,470 EMT となる。

なお、本章では熱分解が湿度や pH などの環境条件に依存しないことから、熱分解生成物を基準として毒性の計算を行ったが、環境中での分解では微生物による分解や加水分解による分解が行われる。加水分解時間は POM や生分解性プラスチックでは分解速度が一般に速く、環境中への影響も大きくなると考えられる。

(3) PVCの熱分解におけるダイオキシン類が水銀当量に与える影響の検討

PVCが有害な物質であるという社会的認識の一端は可塑剤の溶出と燃焼時のダイオキシン類の発生である。本章の熱分解実験では、高分子材料は全てNeat材料（標準グレード）を用いており、可塑剤等の検討は行っていない。また、本章の研究では、材料からの熱分解生成物に着目しており、燃焼・酸化時の生成ガスに関しては考慮していないが、ここでは、評価の試みとして、Aracilらによる流通試験管を用いたPVCの窒素雰囲気での熱分解実験の文献を参考に⁴⁵⁾、PVCの通常の熱分解にダイオキシン類を加味した場合に、PVCの水銀当量がどのように影響を受けるかを検討した。ダイオキシン類の量は、毒性等価量（Toxicity Equivalent Quantity: TEQ）で表されるので、様々な異性体の質量の和ではないが、TEQが、“2,3,7,8-TCDDに換算した質量”と見なして評価した。

ダイオキシン類の生成量については、塩素の形態及び量との関係について、ある、ないの両論があったが、最も生成量に影響を与える因子は、燃焼条件と銅などの触媒の存在の有無であり、食塩などの無機塩素からも、条件によってはダイオキシン類が生成することが分かっている⁴⁶⁾。従って、材料から生成するダイオキシン類量の原単位を単純に決めることは出来ない。Aracilらは酸素が少ない場合の熱分解と、通常の酸化燃焼の2条件でダイオキシン類の生成量を求めており、この両者について水銀当量の変化を計算した。

表 4.1-16 ダイオキシン類を加味した PVC の水銀毒性等量による評価

		DXNs生成量 (文献値) pg-TEQ/g-sample	PVC1000t当たり		PVC生産量当たり	
			DXNs生成量 g-TEQ	水銀当量 EMT	DXNs生成量 g-TEQ	水銀当量 EMT
Neat PVC	熱分解, 550°C	—	—	870	—	1.87×10 ⁶
Aracilら (2005)	熱分解, 850°C	215	2.15×10 ²	8.96×10 ⁻¹	4.62×10 ⁵	1.93×10 ³
Aracilら (2005)	燃焼, 850°C	4583	4.58×10 ³	19.1	9.85×10 ⁶	4.11×10 ⁴

結果は、PVCの熱分解由来のダイオキシン類の水銀当量は、Neat材料でダイオキシン類を考慮しなかった場合に比べて3桁小さい値を取り、またPVCの燃焼由来のダイオキシン類の水銀当量は、Neat材料でダイオキシン類を考慮しなかった場合に比べて50分の1程度の値となった。つまり、ダイオキシン類を新たに考慮に入れても、PVCの水銀当量は殆ど変化しないことが分かった。

(4) 非鉄金属産業と高分子産業の水銀当量の比較

高分子材料に添加される無機酸化物、有機化合物はその数が膨大であること、毒性の評価基準が様々ではないことなどがあり本章では詳述しないが、高分子材料の分解生成物の水銀当量評価と高分子添加物などに関係する非鉄金属を製造する産業との関係を整理した。

非鉄金属のうち、特に法規制が厳しい重金属類と、法規制対象になっていないが環境にある程度のインパクトを有すると考えられている元素について、主要用途、許容濃度、単

位重量当たりの水銀当量、需要量、そして総合的な水銀当量を表 4.1-17 に示した。

水銀、鉛、六価クロム、砒素、セレンの 5 元素は、環境や労働に関係する多くの法規の規制対象になっている。また環境学、毒物学などの研究の進展に伴い、今後、新たに法規規制対象になるものが出ると考えられる。

表 4.1-17 非鉄金属産業の水銀当量

元素	主な用途	ACGIH 許容濃度 mg/m ³	1000トン当たり の水銀当量 EMT	需要量 トン	需要量当たり の水銀当 量 EMT
Hg	電池、電気製品	0.025	1000	10	10
Cd	電池	0.01	2500	430	1100
Pb	鉛蓄電池、無機薬品	0.05	500	260000	130000
Cr(VI)	合金、無機薬品	0.5	50	520000	26000
As	半導体、合金添加剤	0.01	2500	40	100
Se	ガラス、整流器	0.2	130	190	24
Sb	合金、難燃剤	2	13	140	1.8
Sn	青銅鋳物、すずはんだ	2	13	26000	320
合計				810000	160000

表 4.1-17 から非鉄産業で生産される主要元素の水銀当量は約 16 万トン程度であり、そのうち、鉛と六価クロムがその 90 %以上を占める。特に鉛の水銀当量が突出していることが理解される。仮に鉛と六価クロムについて何らかの方法で環境へのインパクトが低い状態に保つことが出来れば、水銀当量は約 1,500 トンになり、毒性を持つとされる元素の環境に及ぼすインパクトは小さくなる。事実、鉛のうち、自動車用バッテリー、テレビのブラウン管などは組織的な回収が進んでおり、表 4.1-18 で分かるようにその回収率も高い。社会からの元素の回収率は使用される用途が単一で多くの量を使うものや産業で使用されるものが多く、一般的用途に使用され、分散性が高いものは回収率が低い傾向がある。ただし、かなり進んだ回収システムを有していても多くの物質の回収の上限は販売量の 3 分の 1 程度であり、総合的には半分程度が回収されるにとどまる。従って、回収によって環境に対するインパクトが軽減されるとしても、非鉄金属産業から社会に出される元素の水銀当量としてのインパクトは 8 万トン程度と考えられる。

表 4.1-18 各重金属元素の回収率

元素	需要量 トン	リサイクル量 トン	回収率 %
Hg	10.4	1	10
Cd	433	180	42
Pb	260000	145000	56
Cr(VI)	520000	196000	37
As	40	0	0
Se	188	25	13

一方、表 4.1-15 に示したように、高分子材料の分解生成物による環境へのインパクトは水銀当量で約 8500 EMTであり、総量で比較すると非鉄金属産業は高分子産業に対して約 19 倍の水銀当量に相当する環境へのインパクトを与え得る。非鉄金属元素は元素回収が進んでいるが、一方で高分子材料は使用後に焼却されてCO₂と水に分解されれば水銀当量はほぼ 0 になる。反対に完全にリサイクルされ長期にわたって循環使用されれば水銀当量は 8500 EMTに近くなる。高分子産業が環境に与え得る毒性インパクトの大きさが本章で明らかになった。

社会における環境への関心は 1960 年代から急激に高まり、まだ 40 年ほどしか経過していない。従って工業製品とそれが環境に与えるインパクトという意味では、1) 何がインパクトなのか、2) インパクトをどのような尺度で評価すればよいのか、3) 環境へのインパクトをどのような方法で回避出来るのか、そして、4) 現実に回避されているのか、などを順次精密に研究を進めることが必要である。また本章で整理を進めたように工業製品そのものではなく、工業製品が劣化することで分解し、あるいは使用中、循環中に生じる毒性物質によって環境へのインパクトが増大する場合に、工業は何を考慮しなければならないか、社会システムとしてはどのようなシステムが必要なのかについての研究が極めて重要と考えられる。

また本章の研究を進める過程で、法律で定められている毒性のデータに不完全なものが多いことが分かった。既にダイオキシン類や環境ホルモンなどの毒性データが不十分であることは指摘されているが、水銀や鉛などの従来から毒物と言われてきた元素についてですら、日本人の健康に及ぼす影響は必ずしも明らかではない。従って、厳しく評価すれば法律で定められた許容値を使用して水銀に換算し、水銀当量で示すこと自体の是非も含めて研究が必要である。

4.1.5 結論

産業で大量に製造されている高分子材料の分解生成物が環境に与える影響について実験と調査によって解析し、水銀当量を用いて毒性評価を行った。その結果、

- 1) PE、PP、PS などポリオレフィン系高分子材料の分解生成物の毒性は小さい。
- 2) PVC の分解生成物の毒性は工業的に製造される高分子のうち、中位に評価される。熱分解生成物については、ダイオキシン類を加味しても水銀当量は殆ど変わらない。
- 3) PA、POM、PPE など生体化合物類似の分解生成物を発生する高分子の毒性指標は高いが、これはこれらの環境への影響の研究が不十分であることによる可能性が高い。
- 4) PLA は環境中で生分解しやすいので、水銀当量が高くなる。

などが分かった。以上の個別の高分子材料の環境に与える影響と共に、

- 5) 高分子材料の環境への影響は社会的認識が先行し、それに学術的認識が追従するという逆転現象が見られる。
- 6) これまでのいわゆる毒性物質の評価は「産業上、製造される化合物」に注目されており、分解生成物は規制の概念にない。しかし環境や自然界にとってはそれが製品として販売されるか、あるいは分解して生成するかの区別はなく、純粋に環境への影響として評価するのが適当である。
- 7) 現在の毒性物質規制ではホルムアルデヒドのように自然界に存在する化合物についての評価が単独の動物実験などを元にして定められており、環境汚染を評価する方法としては不十分である可能性が高い。

4.2 高分子材料の形状が着火に及ぼす影響

4.2.1 緒言

火災における発火の原因は電気のショート、小さな規模のガス爆発等であり、それが木、繊維、紙、高分子材料、ゴム等を燃やす形で延焼する。着火や延焼を防止するために、例えば、ハロゲン化炭化水素と酸化アンチモンの系⁴⁷⁾、水酸化マグネシウム⁴⁸⁾、有機リン化合物⁴⁹⁾などが高分子材料に添加され、効果を発揮しているが、経験的には、高分子材料の形状が、より直接的に燃焼と着火に影響する要因であることがある。本章では、ポリプロピレン(PP)、高耐衝撃性ポリスチレン(HIPS)、アクリロニトリル・ブタジエン・スチレン共重合コポリマー(ABS)、ビスフェノールA型ポリカーボネート(PC)の4種の高分子について、形状と大きさが着火に及ぼす影響について検討した。

高分子材料の形状が着火性に影響を及ぼし、“細く、尖った形状の部分は着火しやすい”ということは経験的に知られていたが、本章ではそれを初めて定量的に解析する方法を提示した。本章の結果は、火災リスクの少ない電子部品の設計に役立つと考えられる。

4.2.2 実験

(1) 供試した高分子材料

本章の実験で用いた4種類の高分子材料について示す。全て標準グレードである。

表 4.2-1 供試した高分子材料のグレード

種類	製造企業	グレード
ポリプロピレン (PP)	新神戸電機 (株)	Kobe poly-sheet PP標準品
高耐衝撃性ポリスチレン (HIPS)	東洋スチレン (株)	ToyoStyrol HIPS-E640
ABS樹脂 (ABS)	新神戸電機 (株)	Kobe poly-sheet ABS-NMW
ポリカーボネート (PC)	GE [®] ラスタックスジャパン (株)	Lexan 121

(2) 熱重量測定

熱重量測定には(株)島津製作所製のTGA-50型を使用した^{50),51)}。供試試料は5mgとし、50 mL/minの流量で窒素雰囲気とした。昇温速度は90 °C/minで800 °Cまでとした。この昇温速度は一般の熱分解試験よりは非常に速いが、その理由は火災時の分解を想定しているからで、そこでは昇温速度は100 °C/minにも達すると考えられる。

(3) 燃焼試験

燃焼時間、着火時間は樹脂の燃焼試験としてよく知られているUL94 (Underwriter laboratory) 規格によった。燃え易さを観察するため、(株)東洋精機製作所製のコーンカロリメータtype-3を用いた。BabrauskasとHuggettは、1982年にほぼすべての有機物で燃焼熱は13.1 kJ/gで、エラーは5%以下に収まる、というThorntonの原理を応用してコーンカロリメータを発明した^{52),53),54)}。熱放散速度については、放散される熱の直接観測から計算するのではなく、燃焼チャンバー内の酸素濃度を燃焼の前後で測定することで計算した。

(4) 着火試験装置

着火試験装置は、着火時間と試験片の位置を観測出来るように新しく設計された。装置の模式図を図 4.2-1 に示す。

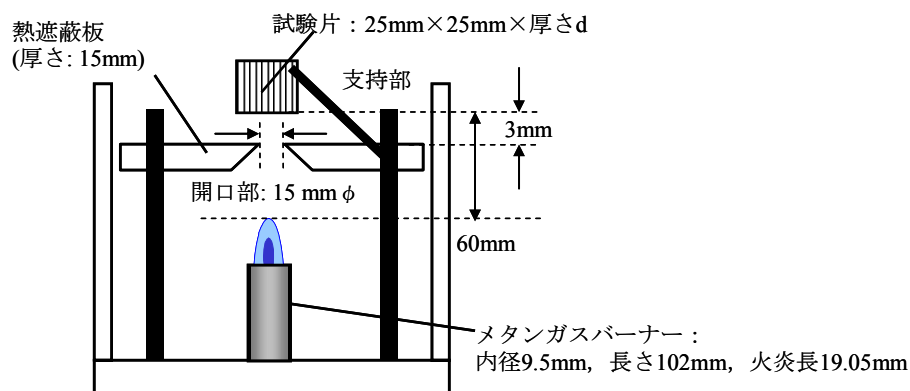


図 4.2-1 着火試験装置

試験片とバーナーの間に熱遮蔽板を設置し、中央に 15 mm 径の穴を開けた⁵⁵⁾。熱遮蔽板と試験片の距離は 3 mm、試験片からバーナーまでの距離は 60 mm である。熱流束は Schmidt-Boelter 型の熱流束ゲージを試験片の設置位置の中央に置き、メタンガスの流量により一定の熱流束になるように調整した。より具体的には、遮蔽板の穴にはシャッターが付いており、試験片下端中央部の位置に熱流束計を設置してシャッターを開け、熱流束を測定後シャッターを閉め、次に試験片をセットして再度シャッターを開いた時間を 0 秒として着火時間を測定した。

試験片は 50mm×50mm の正方形で、厚みを 1mm～10mm まで変化させた。試験片の長軸方向を水平に設置する試験を“水平位”と呼び、鉛直に設置する試験を“側面位”と呼ぶこととする。図 4.2-2 にこれらの配置の様子を模式的に示した。

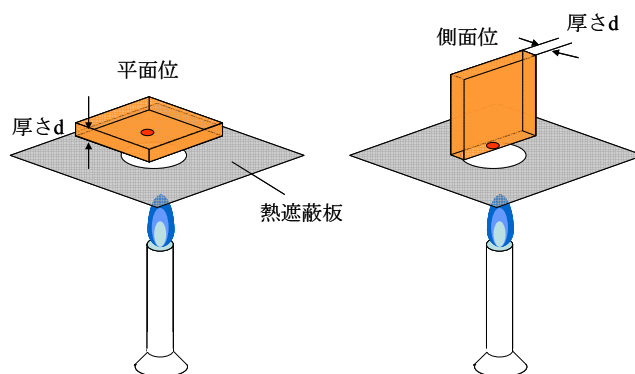


図 4.2-2 着火形態 (左図: 平面位試験, 右図: 側面位試験)

4.2.3 結果

(1) PP、HIPS、ABS、PC の熱分解

高分子の燃焼は、固体高分子と酸素の直接の酸化反応からの熱だけでは継続しない。気相の酸化反応場からの輻射熱で熱分解して切断され揮発した生成物が酸素と反応し、大きなエンタルピーを生成する。高分子材料は気相のエンタルピーによって熱せられ、切断された生成物は高分子材料の表面から継続的に噴出する。それ故に、高分子材料の燃焼性は、熱分解物性に強く依存する⁵⁶⁾。

Lyonは、熱分解装置と燃焼反応装置が別々に設置された装置を用いて、熱分解が燃焼に及ぼす影響を報告している⁵⁷⁾。彼は、燃焼熱の殆どは分解生成物の酸化エンタルピーであると指摘している。それ故に、熱重量測定は燃焼現象を解析するための最も基本的な試験方法であり、その結果を表 4.2-2 に示す。

表 4.2-2 各種高分子材料の TG 測定結果

	単位	PP	HIPS	ABS	PC
上限点	°C	481	448	455	561
50%熱分解温度	°C	509	479	488	595
下限点	°C	540	512	524	613
800°Cにおける残渣率	%	1	0	0	23

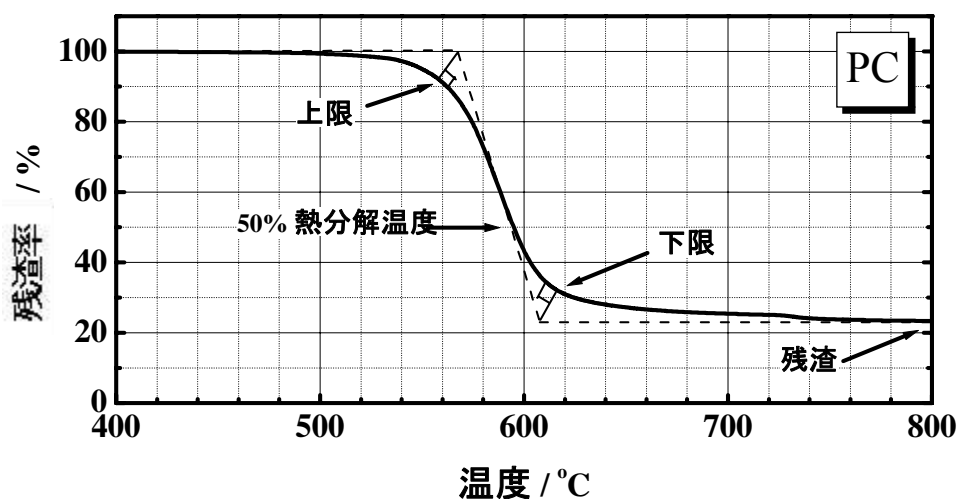


図 4.2-3 TG 測定によって得られる物性値の定義

図 4.2-3 に示すように、比較的耐熱性の高い樹脂であるPCは、550 °Cで分解し始め、600 °Cで50%が熱分解して揮発している。この温度を、50%熱分解温度と呼ぶことにした。PP、HIPS、ABSの熱分解は400 °Cから起こり、50%熱分解温度は480~500 °Cの範囲で、PCよりおよそ100 °C低い。

PCの熱分解のもう一つの特徴は、50%熱分解温度と同様に高温域でのPC分解残渣の生成が顕著であるということである。これは700 °C以上の温度で観測される。PCの残渣の21%は、800 °C以上の温度まで分解しない⁵⁸⁾。PCの試験片の79%だけが、揮発物の気相への移動、酸化エンタルピーにより燃焼の継続に寄与する。表面における炭化層（チャー）のような組織が、燃焼の拡大を妨げる⁵⁹⁾。

一方、PP、HIPS、ABSはPCより熱分解温度が低く、残渣も少ない。つまり、気相で燃料になる分解生成物がより低い温度で生成し、燃焼を助長する。

(2) UL 試験及びコーンカロリメータによる燃焼試験

UL試験に基づいて着火時間、炎を発して燃焼する時間、ドリップを起こす時間をまとめて表 4.2-3 に示した。PCの着火時間は他の3種の樹脂より非常に長い。着火時間は図 4.2-3 の上限点が示す初期熱分解温度に比例すると考えられる。

表 4.2-3 各種高分子材料の UL 燃焼試験結果

	単位	PP	HIPS	ABS	PC
着火時間	s	6.3	7.6	5.2	18.5
燃焼時間	s	163	341	285	27
ドリップ	s	5.7	40.3	60.3	-22
消炎状態 ^(注)	—	BO	BO	BO	GOS

(注) BO : BurinigOut, GOS:Going Out Suddunly

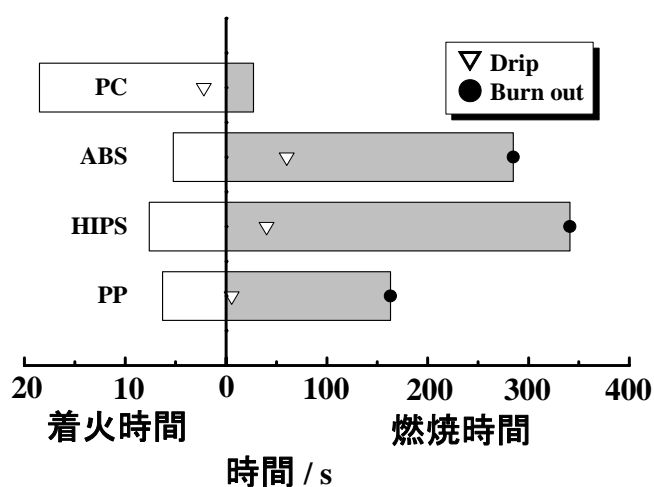


図 4.2-4 UL 試験結果

着火時間、熱流束、最大熱流束は、コーンカロリメータを用いて得られた（表 4.2-4）。

表 4.2-4 各種高分子材料の燃焼試験結果

	単位	PP	HIPS	ABS	PC
着火時間	s	32.5	40.6	41.2	98.2
最大熱流束	kW/m ²	2651	1732	1680	1020
総放射熱量	MJ/m ²	104.7	102.6	102.5	77.9

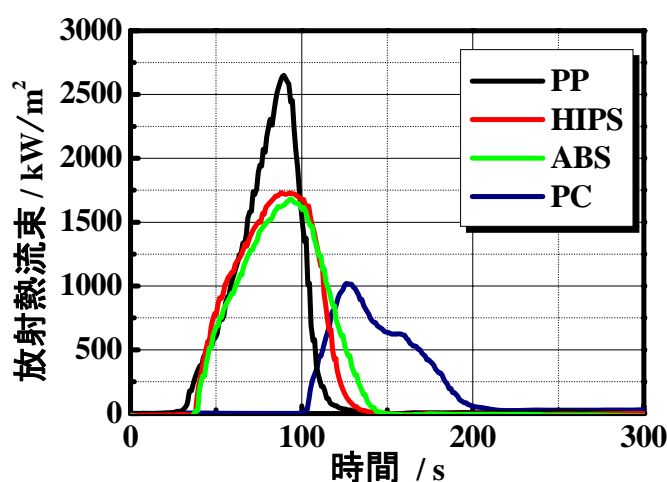


図 4.2-5 燃焼試験結果

PP、HIPS、ABS の着火時間は短く、着火後に熱流束は直ちに上昇し、90 秒以降に最大値を取る。その後は試験片は完全に燃え尽きてしまい、熱流束は下がる。特に PP の場合、着火直後に熱流束は 2,600 kW/m² まで上昇し、試験片はすぐに燃え尽きる。

これらのデータは、PEやPSのような他の炭化水素系の高分子でも同様に観測される⁶⁰⁾。HIPSとABSでも同じような現象が観察されるが、熱流束の増加速度はPPほどではない。PCの着火時間は4つの樹脂では最も長い。加熱後の着火時間は100秒程度で始まり、熱流束はただちに1,000 kW/m²まで達し、やがて630 kW/m²まで落ちて消火する。

PCの燃焼は若干複雑な様相を示し、PC鎖の2つの水素原子と1つの酸素原子が脱水、脱水素反応を生じ、高分子表面に形成されるチャーが、高分子材料内部から生成する分解生成物の気相への放出を阻害する。しかしながら、チャーの構造は弱いので、内部からの生成ガスはチャーを破壊し、再び炎が広がる⁶¹⁾。

(3) 新たに製作した装置を用いた着火試験

材料の形状と燃焼性との関係は、長い間その傾向が認識されていたにも関わらず、定量

的研究は少ない。この理由は、定量的な観測が難しいためである。本研究では、材料の形状が着火時間と照射熱流束に及ぼす影響を、新しく設計した装置を用いて研究した。4つの高分子材料について、厚みの異なる試験片を水平位及び側面位でバーナーで熱して一定の熱流束を与え、着火時間を測定した。横軸に照射熱流束を、縦軸に着火時間の逆数を取ってデータをプロットした。

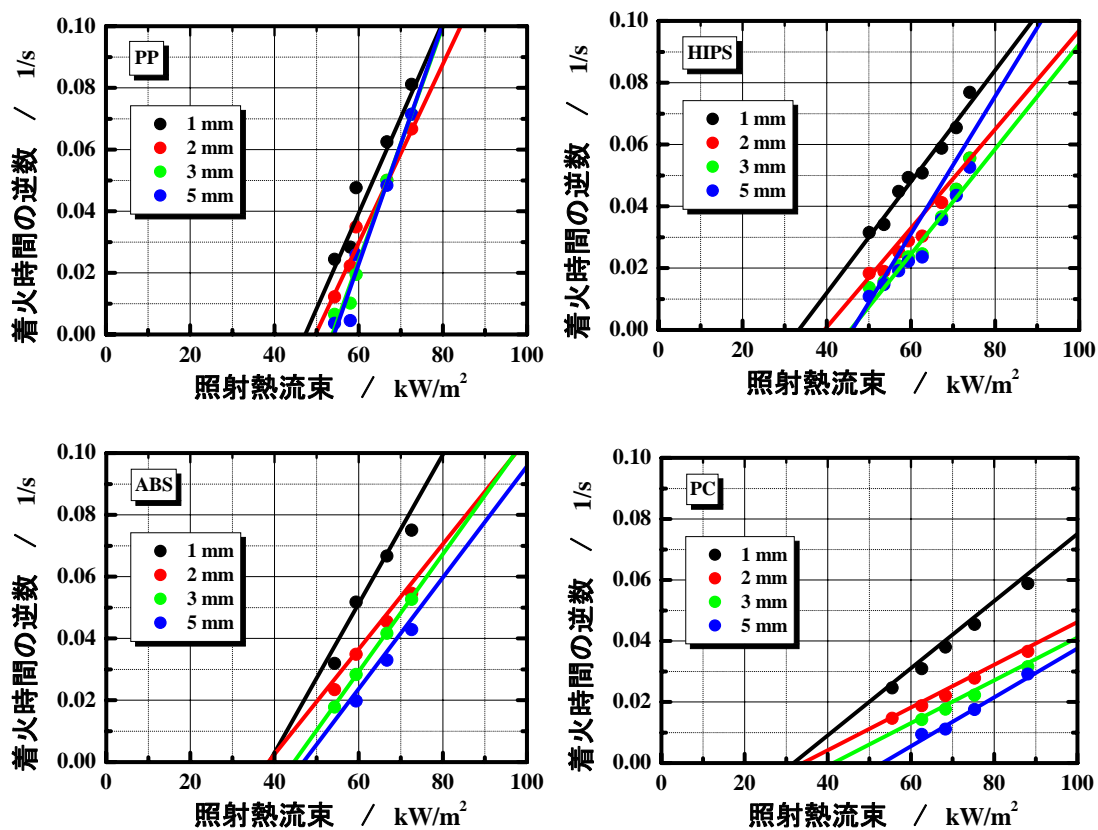


図 4.2-6 着火時間の逆数と照射熱流束の相関 (平面着火)

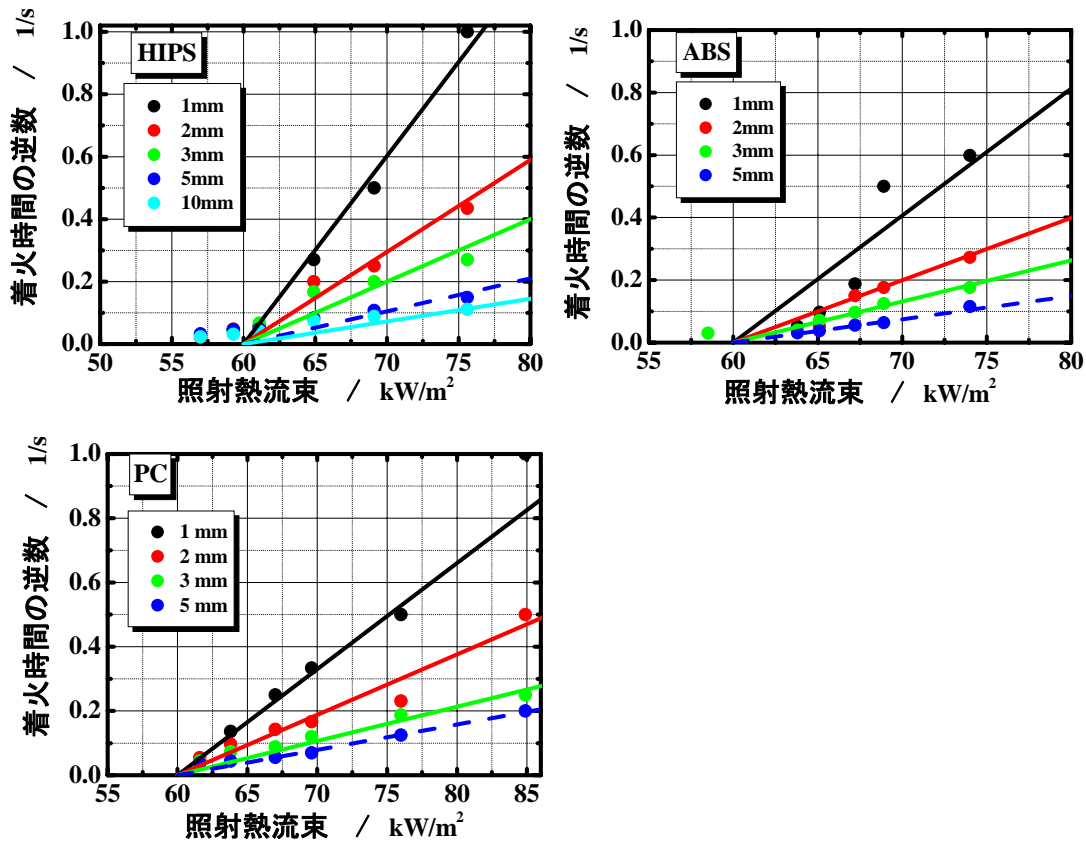


図 4.2-7 着火時間の逆数と照射熱流束の相関 (側面着火)

激しくドリップを起こし、データが取得出来なかった PP の側面位試験を除いて、着火時間の逆数と照射熱流束の関係は直線関係が得られた。

実験装置内で試験片へ照射される熱量 Q は、熱流束 H_i と着火時間 T_i の積であり、(4.2) 式で表される。

$$\frac{1}{T_i} = \frac{1}{Q} \cdot H_i \quad (4.2)$$

従って、図 4.2-6、図 4.2-7 のグラフの傾きの逆数は熱量を表す。

一方、水平軸のゼロ点と交わる外挿点は、 $T \rightarrow \infty$ に相当し、永久時間熱したときに着火する点を示し、この値を臨界熱流束 (Critical Heat Flux: CHF) と呼ぶこととした。臨界熱流束以下の熱流束では、どんなに長時間熱しても材料は着火せず、安全な領域ということになる。

重要な発見は、水平位では傾きつまり過剰総熱量が一定であることと、材料が薄いほど水平軸切片つまり臨界熱流束は小さいことである。側面位の試験では、水平位と異なり、

過剰総熱量が試料片の厚さに依存し、臨界熱流束は一定の値となった。

4.2.4 考察

前述のように、高分子材料の分解生成物が気相で燃えるのであり、高分子の化学種そのものが燃えるのではない。このことは何人かの研究者によって明らかにされている^{62),63)}。化学構造の影響に関する研究、分解生成物と様々な高分子の燃焼研究が行われている^{64),65)}。この問題に関する成書も出ている^{66),67)}。材料の燃焼現象は、高分子の熱分解と、分解生成物の酸化燃焼反応に分けて考えることが出来る。

一方で、熱量と着火の速さは、着火を解析する上で重要な非平衡現象である。

(1) 水平位着火試験データの解析

着火時間の逆数と照射熱流束の直線関係が各高分子で観察され、水平位では傾きはほぼ一定であった。傾きの逆数は“高分子に着火する過剰総熱量 Q_E ”で、(4.3) 式で表される。

$$Q_E = (H_i - H_c) \cdot T_i \quad (4.3)$$

(4.3) 式で H_c は臨界熱流束を意味する。傾きの逆数 Q_E が一定ならば、臨界熱流束は照射熱流束に依存しない。その場合、着火と火災のリスクは、熱流束ではなく、過剰総熱量だけで決まることになる。

PPの着火に必要な過剰総熱量は4つの樹脂の中では最も小さい。HIPSとABSの過剰総熱量は表4.2-5に示すように600~650 kJ/m²程度であった。PCが着火するまでの過剰総熱量は、PPの4.9倍、HIPS/ABSの2.4倍であった。

表 4.2-5 平面着火における過剰総熱量

材質	過剰総熱量
	kJ/m ² 1~10mm
PP	300
HIPS	640
ABS	580
PC	1460

一方、臨界熱流束は、図4.2-6の直線を水平軸に外挿した交点として計算され、図4.2-8(左図)に示した。臨界熱流束は、試験片の厚さが増すほど増加した。例外はHIPSの厚さ5mmと10mmのケースだけであった。

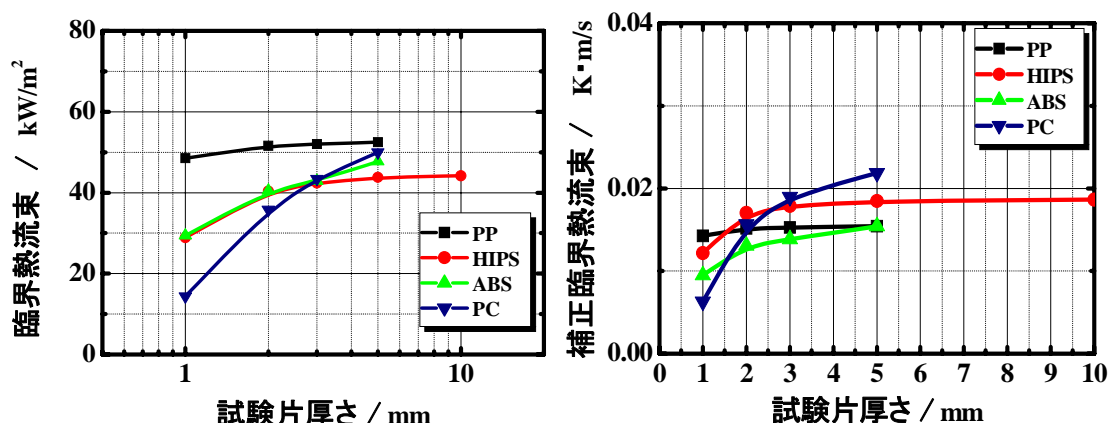


図 4.2-8 平面着火における臨界熱流束 (右図：比熱・比重による補正後)

試験片に着火する温度は、熱分解温度に依存すると考えられる。なぜなら分解生成物の濃度が混合ガスの爆発限界に達するからである。よって、着火時間は一定熱流束における昇温速度に依存する。

試験片が外部から熱せられると、試験片の温度は照射熱量、比熱、密度、熱伝導率などにより決まる。比熱と比重が大きければ、温度上昇速度は小さい。そこで、個々の樹脂に特有な物性値で補正し、厚みや形状だけによる傾向を見るために、臨界熱流束を比熱と密度の積で除した補正臨界熱流束をプロットしたものを図 4.2-8 (右図) に示した。試験片厚みによる上昇傾向はあるものの、材料間の上昇カーブの傾きのばらつきは少なくなる。

高分子材料の熱物性の温度依存性は、Cleveren 等が詳細にまとめているが、熱照射によって着火に至る現象の解釈は複雑である。高分子材料は繊維状の高分子が複雑に絡まった構造を持ち、表面から熱せられる場合、表面近傍と内部での分子構造や熱物性が異なり、かつ時間的に分解や熔融等の変化を起こすため、剛体の熱伝導のような均一系の取り扱いが出来ない複雑な非定常現象である。

(2) 側面位着火試験データの解析

側面位試験では、より複雑なデータが得られた。図 4.2-7 の傾きの逆数、つまり過剰総熱量は個々の試験片の厚みと樹脂の種類によって異なった。しかし、臨界熱流束は、着火前に熔融してドリップを起こすPPを除いて厚さに依存せず、高分子の種類にも拠らなかった。

すなわち、3つの樹脂の臨界熱流束はおおよそ 60 kJ/m^2 であり、弱い熱流束の場合では着火時間は 16~22 秒であった。

水平位試験で熱遮蔽板の穴の大きさは $15 \text{ mm}\phi$ であり、試験片の厚みが大きい場合は、幅が 15 mm で十分な厚みがある側面位試験と見なすことが出来ると考えられる。図 4.2-9 は、 10 mm 厚さの水平位試験を側面位試験と見なしたときのプロットである。

厚みが 5 mm 以下の試験片では、臨界熱流束に及ぼす厚みの影響はないことが観察される。

側面位試験では、垂直方向の長さの影響は無視してよく、十分な長さが取られていることが分かる。

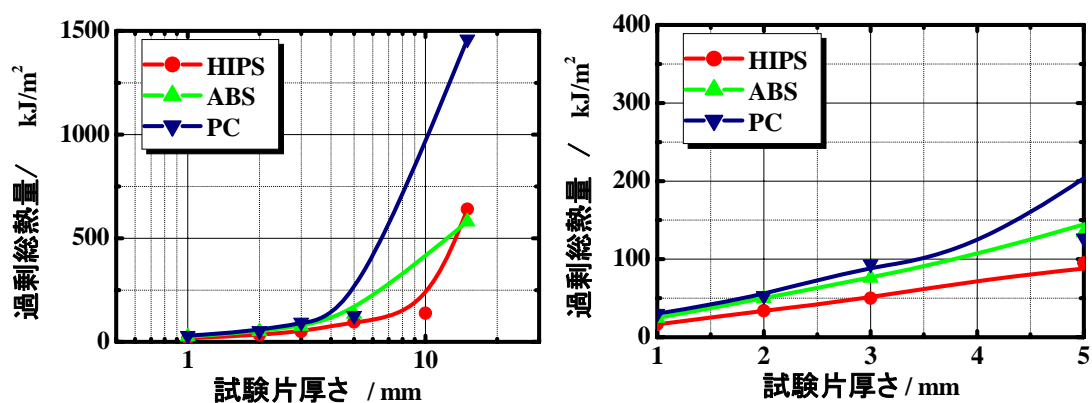


図 4.2-9 着火に必要な総熱量と試験片厚さの相関 (右図：厚さ 5mm 以下の拡大図)

図 4.2-9 (左図) より、高分子材料を用いる際の着火リスクを考える上で異なる領域が認識された。1 つは試験片の大きさが小さく、厚みが 5 mm 以下と小さいと、リスクは形状と高分子の種類に拠らない。図 4.2-9 (左図) の右側の領域では、リスクが高分子の種類に強く依存し、形状にはあまり影響されない領域である。

(3) 平面位と側面位における臨界熱流束、過剰総熱量の傾向に対する現象の考察

平面位と側面位では、臨界熱流束、過剰総熱量の厚み依存性の傾向が逆であった。臨界熱流束のデータを表 4.2-6 に、過剰総熱量のデータを表 4.2-7 にそれぞれまとめて示す。

表 4.2-6 臨界熱流束データ

樹脂	水平位					側面位
	kW / m ²					kW / m ²
	1mm	2mm	3mm	5mm	10mm	1~10mm
PP	48.5	51.6	52.0	52.5	—	63.0
HIPS	28.9	40.4	42.4	43.8	44.2	54.9
ABS	29.4	40.5	42.9	47.7	—	62.0
PC	14.4	35.8	43.4	50.0	—	59.8

表 4.2-7 過剰総熱量データ

樹脂	水平位	側面位				
	kJ/m ²	kJ/m ²				
	1~10mm	1mm	2mm	3mm	5mm	10mm
PP	300	25.6	47.6	55.0	—	—
HIPS	640	23.3	50.2	73.3	136.8	178.6
ABS	580	23.7	43.8	65.9	113.8	—
PC	1460	28.4	52.9	96.2	128.9	—

まず、水平位では、臨界熱流束が厚みに依存し、過剰総熱量が一定であった。実験装置においては、火源であるバーナーからの距離によって熱流束が一定になるように加熱している。従って、水平位では、15mmφの穴を通じて熱が当たる面積部分は火源からの距離が等しく、周辺部を除けば熱流束が一定で、ほぼ面内が均一に加熱されている。

臨界熱流束は、無限時間かけて試料を加熱する場合に、最も着火しやすい微小部分が温度上昇し、爆発限界温度に至るために必要な熱の強さと考えられる。臨界熱流束以下の熱の強さでは、着火部位が温まるとしても周辺部に熱が逃げ、あるいは材料の外部の空気に熱が逃げ、爆発限界温度までは温度が上昇しない。着火する微小領域における熱の収支を考えた場合、与えられる熱流束による熱のうち、材料内部に伝導する熱は“着火に寄与せずに材料を暖める熱”であり、残りが当該部分の温度上昇に寄与する。

水平位において、最も着火しやすい部位は、熱が照射される15mmφの円の中心付近と考えられる。ここでの着火部位周辺の微小部分での熱の収支を考えると、水平方向は均一に加熱されているので殆ど差異はなく、空気よりは高分子材料の方が熱伝導率は高く、そのために厚みが大きいほど厚み方向には熱が伝わり、また熱容量もあるので、臨界熱流束が厚みに依存するものと考えられる。

過剰総熱量は、着火する微小な部位だけでなく、実際に着火するまでに材料全体や周辺の空気を暖めるのに消費された熱の量と考えられる。水平位の過剰総熱量は、側面位に比べて非常に大きな値を示す。この大きな違いは、試料が加熱される面積の差と考えられる。水平位で過剰総熱量が厚みに拠らないのは、臨界熱流束に相当する熱量がそれぞれの厚みに応じて与えられ、そこでは熱の鉛直方向の熱のバランスが取れているので、それ以上の一定熱量を与えることによって、着火する微小部分の温度上昇が与えられるためと考えられる。つまり、着火に寄与しているのは熱が照射される下面の微小部分であり、そこでの着火までに必要な熱量は、バランスの位置（＝臨界熱流束）からは一定、ということになる。

一方、側面位であるが、臨界熱流束が厚みによらずほぼ一定で、過剰総熱量が厚みに依存して増加した。

臨界熱流束では、無限時間後に着火部位の温度がとうとう爆発限界温度に達して着火するのであるが、側面位の場合、角部から着火することが観察された。このことは、水平位が“面の均一加熱”であるのに対し、側面位では立体構造の辺部の温度上昇が大きいことによると考えられる。側面位では、試料厚みを変えても、火源と試料下端の距離は変わらないので、孔の面積内で辺部がどの位置にあっても同じ熱流束で角部が熱にさらされている条件となり、着火の支配要因である辺部の条件が変わらないので、従って臨界熱流束は厚みによらないと解釈出来る。

側面位での過剰総熱量は、試料厚みに依存している。過剰総熱量は、着火部位への熱量に加え、材料全体や周辺空気を暖めるのに使われた熱も考慮に入れた際の、実際の着火までに加えた熱量である。試料厚みが変われば比例して熱流束を与えられる試料面積が増えるために、過剰総熱量が増加するものと考えられる。着火の開始自体は辺部に大きく依存するが、そこまで消費された熱量は厚みに依存している。

(4) 形状に依存する火災のリスク

産業用の部品に使われる可燃性材料に基づく着火と火災のリスクは、ある種の高分子の燃焼継続性から考えられて来た。この理由は、1940年代から難燃剤の研究が盛んになり、高分子材料に練り込むより良い難燃剤を見出すための多くの研究や開発が行われたからである。同時に、火災のリスクを抑えるために高分子材料の化学的構造と物理的な構造との関係を見出そうとして来た。

しかしながら、火災のリスクは必ずしも難燃化処理された高分子材料固有の可燃性から予想出来る訳ではない。特に電子部品の大きさや装置内部の空間が最近ではどんどん小さくなっている。このことは、小さな電子部品に使われる高分子材料部品も小さくなっていることを意味する。大きさが5 mm以下になると、材料の難燃性が十分なものであっても、火災リスクが存在する。このことは図 4.2-9 が示す最も重要な概念である。

材料の難燃性が試験片の大きさと形状に影響を受けることは、経験的には知られており、一般的に試験片が小さいほど、可燃性は高いと言えるが、材料の形状と立体的な位置関係が材料の着火に及ぼす影響に関して、系統的に解析・整理したのは本研究が最初である。着火部位の局所的な熱の収支、材料全体での伝熱を含めた熱の収支、温度上昇については、より詳細に検討する余地があるが、高分子材料を加熱して着火までに至る際、比熱、密度、熱伝導率は共に温度に依存して変わり、かつその温度依存性は実験式や予測値を立てられるほど単純ではない。“鉄のブロックの加熱”など均一剛体の加熱とは異なり、温度上昇と共に材料内部が軟化し、表面では熱分解が生じ始め、構造も組成も変化して行く。ガラス転移温度など、構造や組成の急激な変化を起こす温度近傍では、物性値の変化も大きい。本研究の範囲では、定性的な考察に留め、今後の研究の課題としたい。

4.2.5 結論

4つの樹脂について着火に及ぼす部品形状の影響を照射熱流束の観点から解析し、以下の結論を得た。

- 1) 着火時間の逆数と照射熱流束との関係は直線関係を示す。
- 2) 直線の傾きは、水平位試験においてほぼ一定であった。
- 3) 側面位試験では、傾きは試験片の厚みに依存した。
- 4) 臨界熱流束(臨界熱流束)は着火時間の逆数と照射熱流束とのプロットから求められる。
- 5) 水平位試験での臨界熱流束は試験片の厚みに比例した。
- 6) 側面位試験での直線は臨界熱流束が厚みによらない値であることを示した。
- 7) 高分子を着火するための過剰な熱は着火時間と照射熱流束を決定する。
- 8) 4つの異なる高分子で着火に必要な臨界熱流束と過剰熱量は、比熱と比重により補正出来る。
- 9) 部品が小さい場合は、火災を防止するために、高分子材料部品の形状と配置が、可燃性よりもより重要である。

4.3 臭素系難燃剤の規制及びリスク・ベネフィット解析

4.3.1 緒言

臭素系難燃剤は、第二次世界大戦において、戦闘機のパイロットの人命保護を目的にアメリカで開発されたものである。近年、EUにおけるRoHS/WEEE指令を契機として、また、ハロゲン系化合物に対する忌避の動きと相まって、臭素系難燃剤の使用を企業が制限する動きがある。

一方、アンチモンは5A属の非鉄金属で、輝安鉱 (Sb_2S_3)、あるいは亜鉛の複雑鉱に同伴して産し、難燃助剤として三酸化アンチモン (Sb_2O_3) の化学形態で使用されるのが主用途で、臭素系難燃剤の添加量を少なく抑える効果を有している。アンチモンに関しては、水質汚濁防止法の監視項目として、環境省によるモニタリング調査が行われている。

三酸化アンチモンを臭素系難燃剤に添加した難燃剤は、気相で燃焼サイクルを阻害する機構であるため、難燃化を図る母材となる樹脂の材質によらず非常に広範囲の材料に難燃効果を付与出来る特徴を持っている。

臭素系難燃剤の使用目的は火災の防止であり、初期火災の拡大防止である。社会的なベネフィットを有しているにも関わらず、近年化学物質としてのリスクが懸念された典型的な材料である。

本章では、まず、臭素系難燃剤をめぐる最近の法規制としてRoHS/WEEE指令の経緯と概略を概観した上で、有機化合物としての臭素系難燃剤に関し、物質循環と毒物との関連から考察を加えると共に、三酸化アンチモンを併用した臭素系難燃剤の使用・不使用による相反する火災と環境のリスク・ベネフィットのトレードオフについて考察した。

4.3.2 RoHS/WEEE 指令の経緯と概略

EUにおける1997年以降のRoHS/WEEE指令案の起草は、当初臭素系難燃剤の全面禁止など日本企業にとっても極めて影響の大きい内容であり、無鉛はんだの開発やハロゲンフリー難燃剤の模索の契機となったが、5年余の草案の練り直しを経てドラフトが改正され、2003年2月13日に官報公布された。この期間に単独国としても、スウェーデンやオランダ等で臭素系難燃剤の厳しい規制を定めようとする動きがあったものの、軌道修正が図られている。EUにおいては、難燃材料に留まらず化学物質全般の規制のあり方について、在欧日系ビジネス協議会 (Japan Business Council in Europe: JBCE) などの産業界のロビー活動が一定の成果を挙げ、予防原則ならびに代替原則によるものの、その乱用を控え、リスクアセスメント (Risk Assessment: RA) による科学的検証を経て適用を図る方向に変化して来ている。すなわち、一般に、規制第1案では厳しい内容が盛り込まれるが、見直し可能とする条項が盛り込まれ、識者や産業界等からの科学的、若しくは経済的に合理的な反論が受け入れられ、修正・収束して行く方法論がEUの主流となっている点は、欧米の諸規制に適切に対応する上で極めて重要である。本節ではまず、これら難燃材料の規制動向について経緯を踏まえて概観する。

(1) ヨーロッパにおける難燃剤規制の経緯

(a) OSPAR条約⁶⁸⁾

OSPAR条約(Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic: OSPAR Convention)は、北東大西洋の海洋環境を保護することを目的に1992年に採択され、1998年に発効している(締約国:ベルギー、フランス、アイスランド、ルクセンブルグ、ノルウェー、スペイン、スイス、デンマーク、フィンランド、ドイツ、アイルランド、オランダ、ポルトガル、スウェーデン、イギリス、EU)。これが、ヨーロッパにおける予防原則に基づく規制の最初の動きと言って良い。

この条約の狙いは、海域への排出を持続的に低下させることによって汚染を防止することにある。その一環として、15種類の優先取組物質や約250種類の取組候補物質がリストアップされており、この中に臭素系難燃剤及びリン化合物が含まれている。1998年に開催されたOSPAR閣僚会議では、「有害物質に関するOSPAR戦略」(OSPAR Strategy with regard to Hazardous Substances)が合意され、有害物質の定義の明確化、OSPARにおける有害物質対策の目標と達成のためのスケジュールについて定められた。スクリーニングの結果、リン系難燃剤のトリフェニルホスフェート(Triphenyl phosphate: TPP)が優先取組物質分類B群(その他(注:A群以外)の選択された物質で、PBT特性(化学物質の分解性(Persistent)、蓄積性(Bio-accumulative)、有害性(Toxic))の重要性がより低く、使用又は曝露量も小さい物質)に含まれている。

(b) 単独国としての規制の試み⁶⁸⁾

スウェーデン政府は、1986年に予防原則と代替原則を基本として、環境配慮型の化学物質管理を求める化学物質法を制定し、有害性の低い物質への代替、化学物質の詳細検討、化学物質取扱情報の提供、有害製品の安全な取り扱い対策を示すことなどを謳った。1990年6月にこの法の対象となる候補物質として、ジクロロメタン(塩化メチレン)、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、鉛、水銀、カドミウム、有機スズ化合物、塩素化パラフィン、フタル酸エステル、ノニルフェノールエトキシレート、砒素、クレオソート、臭素系難燃剤を示した。

オランダ政府は、同国内で起きた新たな臭素系難燃剤FR-720(テトラブロモビスフェノールA-ビス, CAS No.21850-44-2)のオランダ国内での生産の企図を阻止するため、この使用禁止通達を2002年3月に時限立法化した。アメリカ・日本によるWTO違反との指摘・抗議、EU委員会の抗議(EU域内統一市場の確保)を受け、1年間でこれを廃止した。

ノルウェーはEU非加盟国であるが、水産資源が豊富で、北海の魚介類への臭素系難燃剤等の蓄積を問題視している。2003年1月にノルウェー汚染管理局は臭素系難燃剤の使用規制に関するアクションプランを発表した。このプランは、①Penta-BDE、Octa-BDE、Deca-BDE、ヘキサブロモシクロドデカン(Hexabromocyclododecane: HBCD)、テトラブロモビスフェノールA(Tetrabromo-bisphenol A: TBBPA)の5種類が監視リストに入っており、2010年までに使

用禁止を含めた規制を行う。②HBCD、TBBPAはEUでリスクアセスメント中であるが、水生生物への有害性、難分解性があるとされ、予防原則の観点から使用制限の法律を施行予定。③臭素系難燃剤を含む製品に義務付けられている環境ラベルの強化や、代替品への移行指導を進める、との内容であったが、この発表の1ヶ月後、ノルウェー政府は、EUリスクアセスメントの結果を待つとの方針を発表した。

ドイツは1994年に臭素化ダイオキシン法令を施行した。この法令は、特定物質の使用禁止ではなく、塩素系及び臭素化ダイオキシン類を含む物質及び製品の禁止であり、2003年現在、第4グループの2,3,7,8-Tetra-BDD、1,2,3,7,8-Penta-BDD、2,3,7,8-Tetra-BDF、2,3,4,7,8-PentaBDFの4種が1ppb以下、第5グループの1,2,3,4,7,8-Hexa-BDD、1,2,3,7,8,9-Hexa-BDD、1,2,3,6,7,8-Hexa-BDD、1,2,3,7,8-Penta-BDFの4物質が5ppb以下で、かつ第4グループと第5グループの合計が共に5ppb以下、となっている。

(c) 環境ラベル^{69),70)}

ドイツの環境ラベル「ブルーエンジェル」(BAM)は、1993年にドイツ連邦環境庁とドイツ商品安全・品質表示協会(RAL)が始めたもので、UZ-62によるコピー機その他、FAX、プリンター、パソコンの外装材料への臭素系難燃剤の使用禁止を一旦は決定したものの、1997年末の改正で「コピー機に限定し、従来どおりPBDEのみを禁止」に改められた。その後の再改定で、すべての機器の外装材料への全ての臭素系難燃剤の使用を禁止した。

スウェーデンのパソコン関連のエコラベル(TCO-95)は25g以上のプリント基板を除く樹脂部品への臭素系難燃剤の使用に制限を付けたが、次の改訂時期にはEUの法規制やリスクアセスメントの結果を受け、改正することを宣言した。

北欧5カ国(アイスランド、スウェーデン、デンマーク、ノルウェー、フィンランド)でのノルディックスワンは1989年から運用されており、OA機器(コピー、FAX、プリンター)に関して1997年から、PBB、PBDE、高塩素化短鎖長型塩素化パラフィンの使用を禁止している。これらは日本のエコマークと相互認証されることになっている。

こうした一国または特定の国での特に厳しい規制を定める動きは、結局当該地域のみへの特別仕様の製品を別途製造することは非効率であることから、日本の電機・電子機器メーカーが最も厳しい規制に対応せざるを得ない側面を生む危険を孕んでいる。また、環境ラベルは、法的な拘束力は有していない(「環境ラベルに基づく物質の使用禁止」とは、環境ラベルの認可要件として、という意味である)が、サプライチェーンの下流側が、これに依拠してグリーン調達を求めた場合、サプライヤー側は対応せざるを得ないケースが考えられる。しかしながらEU全体としては、その一部の厳しい規制や先行規制のためにEU全体の産業競争力が落ちることを懸念し、EU全体としての規制に統一を図る方向になりつつあると言って良い。後述するRoHS指令は欧州共同体設立条約(アムステルダム条約)第95条を根拠としており、加盟国はその国単独で指令の内容を改変出来ないこととされている。

(2) 予防原則と代替原則⁷¹⁾

EUにおける化学物質規制政策は、予防原則と代替原則の2つを基本原則として定められている。

予防原則 (Precautionary Principle) は、1984年の国際北海保護会議以来使われるようになり、有名な1992年の地球サミットのリオ宣言では、その第15原則として、「重大な、或いは不可逆的な損害の恐れがあるときには、完全な科学的確実性に欠けていることが、環境悪化を防ぐための費用効果的な対策を延期するための理由として用いられてはならない」と表現されている。欧米等の条約・法律の中にも、予防原則を明文化しているケースが見られる。ただし、その適用の仕方について解釈がまちまちであったため、EUは2000年2月にガイドライン (予防原則に関するコミュニケーション) を制定し、予防原則をリスク管理の1戦略と位置付けた。そこでは、

- 1) 釣り合いが取れていること (proportionality) : 対象となるリスクの大きさに対して不釣り合いなリスク削減目標をおいてはならない。
- 2) 不公平な取り扱いをしないこと (non-discrimination) : 客観的理由がない限り、似たような状況では似たような対応を、異なる状況では異なる対応をすべき。
- 3) 首尾一貫性 (consistency) : 同様な状況において過去に採られた対策と矛盾がないこと。
- 4) 対策を行った場合と行わない場合の便益と費用の検討 : 実施が適切で可能である場合は経済学的な費用便益分析を実施すべき。他の分析手法も適用可。
- 5) 科学的知見の発展についての検討 : より完全なデータを求めて科学的探究を続けるべき。予防原則に基づいて実施された対策は、科学的研究の結果に基づいて再検討され、必要ならば修正すべき。

という予防原則を適用する際の原則が述べられている。

(3) EU リスクアセスメント

化学物質の適正な管理を行う上では、化学物質に関する科学的知見、すなわちリスクアセスメントの充実が必須である。EUのRoHS指令の前文においても、科学的知見の充実に配慮する旨が記されている。

リスクアセスメントの評価手法としては、化学物質そのもののPBT特性を判断するPBTアプローチと、エンドポイントの閾値濃度と環境濃度を比較してリスクの程度を評価するMoE (Margin of Exposure) アプローチとに大別される。EUリスクアセスメントはPBTアプローチとMoEアプローチを併用している。一方、化審法ではPBTアプローチのみであるが、平成15年の改正化審法では、新規化学物質について、開放系用途では予防原則的観点から事前審査を経て監視物質に指定される場合があるが、環境汚染のおそれがない閉鎖系用途では曝露しないので監視対象外、と言うように、予防原則とMoEアプローチ的な考え方が

一部採られ始めている。

日本ではカネミ油症事件（1968）を契機に PCB の有害性が問題にされ、結果、化審法が 1973 年に制定された。新規の化学物質を審査・登録する仕組みとしてはヨーロッパより先行していたと言える。また、OECD 化学品グループは、1970 年以来、化学品の安全性確認のための試験方法統一・情報交換・削減活動を展開してきていた。

化学物質の評価に関して EU では、「危険物質の分類・包装、表示に関する指令」（67/548/EEC、1992 改正）と、「既存化学物質の評価と管理に関する理事会規則」（793/93/EEC、1993）がある。

67/548/EEC は、新しく上市される新規化学物質に関する EU 域内の法や規則を概ね統一するためにのものである。1981 年 9 月以降市場に投入された物質を、「新規製品」とし、指令に基づくリスクアセスメントを行い、きちんと表示されない限り市場に投入してはならないこととなった。1981 年 9 月より前に市場投入された「既存製品」がおよそ 10 万種であるのに対し、その後の 20 年間で開発された 2 万種類余に対し、上市された物質は 2,700 種類程度であり、しかもうち 70 %は危険と見なされるものであった。

一方、793/93/EEC は、1981 年 9 月以前に流通していたいわゆる既存化学物質の一定の方法に基づく評価の詳細を規定したものである。これに基づき、現在までに第 1 次～4 次のリスクアセスメントが行われ、優先リスト 141 物質中 67 物質につき終了している（2004 年 3 月現在）。

臭素系難燃剤では、優先リストに Deca-BDE、Penta-BDE、HBCD、TBBPA が含まれ、前者 2 つはリスクアセスメントを終えている。Deca-BDE では EU リスクアセスメントの結論は「2）これ以上の調査研究は必要なし」であり、一方 Penta-BDE は結論は「3）リスクを減じる必要がある」であった。EU は Penta-BDE について、「危険な物質及び調剤の上市と使用の制限に関する理事会指令」（76/769/EEC）に従い 2004 年より EU 域内の生産と使用を禁止した。更に RoHS 指令でも 2006 年 7 月より、電気電子機器の新製品への Penta-BDE 及び Octa-BDE の使用を禁止した。

RoHS/WEEE 指令が、当初案の「臭素系難燃剤全面禁止」から最終的に臭素系の 1 部の 3 種禁止にまで変化したのは、個々の物質のリスクアセスメントの進捗状況及び結果が影響している。

リン系難燃剤のリスク評価については、EU リスクアセスメントの優先リストに（リン酸トリス（2-クロロエチル）（TCEP））など 4 種のリン酸エステル系難燃剤が挙げられているが、TCEP について 2003 年 12 月以降にドラフト審査が始まったところである⁷²⁾。

これら以外の難燃剤は、今後後述の REACH 戦略の枠組みの中で評価されるものと考えられる。

一方、や生物に対する影響リスクは、ハザード（悪い影響を起こす潜在可能性）と曝露量との積で表され、適当なエンドポイントの設定と、不確実性解析（＝安全係数）を加味することで算定される。また、リスク評価と共に、利益（ベネフィット）を考慮すること

が重要である。難燃剤の添加について言えば、難燃剤を使用する・しない場合それぞれについて、リスク・ベネフィットの両面から考える必要がある。

4.3.3 火災安全に関わる法規制

本節では主に、難燃剤の使用規制に係る内容をまとめているが、ここで、高分子材料製品に係る火災安全に係る規格について簡単に触れる。国際電気標準 IEC60950 をベースに、米国の UL60950、EU の EN60950、日本の J60950 など各国の電気安全規格が制定されている。この国際標準のベースとなったのが米国の UL 規格であり、高分子材料関連では UL94（材料の燃焼性に関するもの）、UL746（電氣的な性質と燃焼性を評価するもの）とある。この他に、各国の PL 法や消防法等に配慮した製品設計が求められる。

(1) 最終決定された RoHS 指令、WEEE 指令

RoHS 指令の前文 (11) では、「代替原則の適用除外は、代替が科学的見地から不可能な場合、及び代替により生じる環境ならびに健康への負の影響(リスク) が、代替によりもたらされる人及び環境への利益(ベネフィット)を上回る場合に認められるべきである。また、電気電子機器 (Electrical and Electronic Equipment: EEE) に含まれる有害物質の代替は、ある意味では電気電子機器ユーザーの健康及び安全性との互換性を持つように実行されるべきである」とされている。

RoHS/WEEE 指令は当初は 2 つに分かれておらず、1998 年に最初のドラフトが発表されたが、2000 年春の段階で第 3 ドラフトが出され、そこでは「全臭素系難燃剤」ではなく、PBB 及び PBDE の一部 (Penta, Octa, Deca) へと限定された。なお、欧州域内でもこの時点で PBB は自主的に生産・使用を中止していた。さらに最終的には、PBB と、Penta 及び Octa-BDE の 3 種類が規制対象となり、Deca-BDE はリスク評価を経て、2005 年 10 月に除外となった。なお TBBPA もリスクアセスメント対象であるので、その結果は注視する必要がある。

最終的には、WEEE 指令は 2002/96/EC、RoHS 指令は 2002/95/EC として公布された。2004 年 8 月 13 日までに EU 加盟国が国内法を整備することとされている。

RoHS 指令では、重金属 (鉛、水銀、カドミウム、六価クロム)、PBDE 及び PBB を含まない電気電子機器の技術開発を考慮すべきこと、科学的証拠が得られれば速やかに有害物質の使用禁止、及び適切な代替物質を検討すること (前文 (10))、加盟国は 2006 年 7 月以降上市される新しい電気電子製品が、鉛、カドミウム、六価クロム、PBB、PBDE を含まないことを保証すること (第 4 条 (1))、Deca-BDE につき評価を行うこと (第 7 条 (2)) などが定められた。

一方 WEEE 指令では、臭素系難燃剤を含むプラスチック及び 10 cm² を超える面積のプリント基板等は WEEE から分別し、別途適切な処理を行うこととされた (付属書 II)。廃棄物の分別処理を消費者負担なしで実現するシステムを構築し、生産者は独自又は共同で WEEE からの液体除去や分離処理等の義務を負い、機器の再使用や再利用について数値目標が掲

げられている。2005年8月13日までにWEEE生産者義務の開始、2006年12月31日までに再生率等のWEEE目標を達成することとなっている。

WEEE及びRoHS指令の対象製品の categorie を表 4.3-1 に示す。なお、8と9の category (医療機器、監視及び制御機器) については、2005年2月13日までに対象範囲に含めることを提案することが定められている。他にRoHS指令の除外項目として、法施行前に販売された製品のスペアパーツは除外となっている。EUリスクアセスメントを踏まえた、臭素系難燃剤に対する規制を表 4.3-2 に示す⁷²⁾。

表 4.3-1 RoHS/WEEE 指令における対象製品カテゴリー

カテゴリー	RoHS対象	WEEE対象
1.家庭用大型電化製品	○	○
2.家庭用小型電化製品	○	○
3.情報通信機器	○	○
4.民生用機器	○	○
5.照明器具	○	○
6.電気・電子工具類 ^{注1}	○	○
7.玩具、レジャー・スポーツ機器	○	○
8.医療機器 ^{注2}	×	○
9.監視及び制御機器	×	○
10.自動販売機	○	○

(注1) 産業用設置型大型工具を除く

(注2) 移植用機器(心臓ペースメーカーなど)、汚染された機器を除く

表 4.3-2 EU リスクアセスメント(RA)結果に基づく臭素系難燃剤の規制

種類	RA	法規制	判断/経過	備考
PBB	実施せず	規制対象	蓄積性あり	・難分解性、蓄積性
Penta-BDE	終了	規制対象	蓄積性あり	・vPvB (難分解性、高蓄積性) (Penta)
Octa-BDE		・使用禁止 (2004/8/15～、76/769/EEC) ・E&E製品使用禁止 (2006/7/1～、RoHS指令)	(母乳、魚類、ミミズ)	・毒性は不確か ・米国カリフォルニア州で2008年より禁止
Deca-BDE	2004年 第2四半期	除外 ・使用継続許可 (2005/10)	蓄積性なし	・難分解性 ・神経性ガス発生の可能性を評価
TBBPA	2004年 第4四半期 RA中	対象外	未評価	・難分解性 ・水生生物への毒性・長期影響 (R50/53) を評価、ただし法的規制はなし
HBCD	2004年12月 RA中	対象外	未評価	・難分解性の可能性、蓄積性 ・感作性問題なし ・水に不溶か確認 ・良分解性 (OECD Method)

最終決定を見たWEEE/RoHS指令による難燃剤の世界市場への影響を考えると、表 4.3-3 のように、規制対象であるPenta-BDEとOcta-BDEを合わせても 5 %程度に留まる⁷³⁾。プリント基板等の需要が多いTBBPAは対象外であり、主要難燃剤であるDeca-BDEも人体影響を評価中であつたが、2005年10月に正式に問題なしと判定され、除外された。

また、日本においては PBB と Penta-BDE は製造・輸入は行われておらず、Octa-BDE も 2002 年には使用されなくなっている。

WEEE の中での臭素系難燃剤を含むプラスチックの処理については、リサイクルの他、今後、EU 諸国では、熱エネルギー回収、セメント原料や非鉄金属の製錬での燃焼等で高温処理されるようである。

表 4.3-3 各種臭素系難燃剤の使用量 (2001 年、単位：トン)

種類	アメリカ	欧州	アジア	他	合計
TBBPA	18,000	11,600	89,400	600	119,700 (59%)
HBCD	2,800	9,500	3,900	500	16,700 (8%)
Deca-BDE	24,500	7,600	23,000	1,050	56,100 (28%)
Octa-BDE	1,500	610	1,500	180	3,790 (2%)
Penta-BDE	7,100	150	150	100	7,500 (3%)
合計	53,900 (26%)	29,460 (15%)	117,950 (58%)	2,430 (11%)	203,740 (100%)

補足事項であるが、難燃助剤の三酸化アンチモンについては、ブルーエンジェルエコラベルにおける認可条件あるいはバーゼル条約における越境移動規制を受けており、EU リスクアセスメントの優先取組対象物質となっているものの、67/548/EEC の水生環境毒性分類警句 R51-53 非該当となっており、その使用を禁止する法規制は現在のところ存在しない。

(2) 米国、日本での動向

ヨーロッパの化学物質規制が環境や健康影響への懸念を動機としているのに対し、アメリカでは火災発生に伴う製造者責任 (PL) による賠償問題が大きな関心事であり、むしろ難燃性を強化してきた経緯がある。リビングでの火災延焼に関する研究も盛んで、アメリカにおける火災による死者数は 1989 年の 5,410 名 (うち住宅火災 4,335 名) から 1998 年の 4,035 名 (うち住宅火災 3,220 名) とほぼ単調減少の傾向にある。日本は図 4.3-1 のように漸増傾向で、死者数は 2,000 名/年を超え、建物火災だけでも平成 14 年度は 1,420 名に上る⁷⁴⁾。

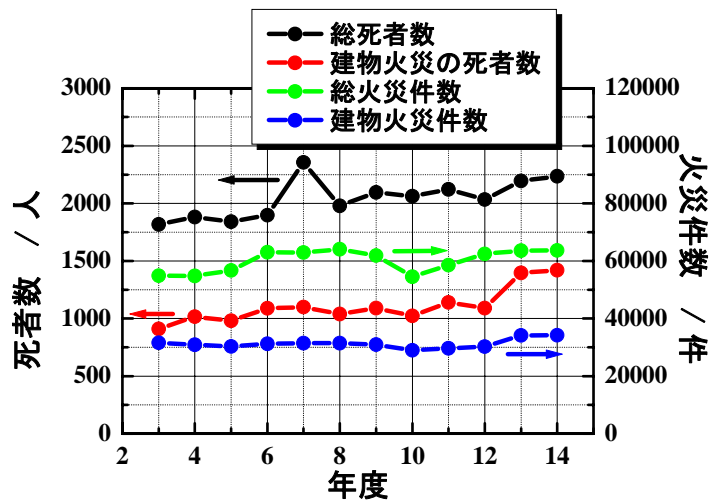


図 4.3-1 日本における火災の死者数の推移

アメリカでは、連邦レベルでは、有害物質規制法（TSCA）で既存物質として登録されている物質は規制を受けない。電気・電子機器のリサイクルについても、連邦レベルでの規制はない。

しかしながら、州や地方自治体レベルでは電子機器の廃棄及びリサイクルに関して種々の規制があり、一例として陰極線管（CRT）は鉛の溶出問題から有害物質とされ、カリフォルニア州では2001年に州法により埋め立てを禁止している。

難燃剤に関しては使用規制よりむしろ火災安全性の担保が重視され、Underwriter Laboratories 社（UL）の第三者認証が古くから定着している。

日本では、法的に使用を禁止されている難燃剤はない。しかし、1989年に起きた世田谷での通信ケーブル火災を機に、この分野ではいち早く電線工業界がエコケーブル規格（EM）を制定・運用した。また、ヨーロッパのエコラベルやダイオキシン類（例えば、ドイツでの臭素化ダイオキシン法等）に対する関心の高まりを契機に、E&Eメーカー、自動車、建築業界がノンハロゲン化等の対応を行う傾向が出ている。

国内外のエコマーク、RoHS/WEEE指令をまとめて、規制動向を表 4.3-4に示す⁶⁹⁾、⁷⁰⁾。

表 4.3-4 エコマーク及び EU 指令による規制経緯

規制・区分		1993	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
EU 指令					▼ハロゲン系難燃剤使用禁止 ▼PBB,PBDE 使用禁止					→	適用除外 →
ブルー エンジェル (BAM)	複写機		▼50g 以上の部品への PBB,PBDE 使用禁止		▼PBB,PBDE,塩素化パラフィン使用禁止 外装部材へのハロゲン系化合物の使用禁止					→	適用 (2006 年度)
	プリンター			▼PBB,PBDE,塩素化パラフィン使用禁止 外装部材へのハロゲン系化合物の使用禁止						→	
	FAX				▼外装部材へのハロゲン系化合物の使用禁止					→	
ノルディック スワン	複写機	▼PBB 使用禁止		▼PBB,PBDE,塩素化パラフィン使用禁止 外装部材へのハロゲン系化合物の使用禁止 25g 以上部品へのハロゲン系難燃剤の使用禁止						→	適用除外
	プリンター、 FAX			▼外装とシャーシへの塩素系プラスチック材使用禁止 外装とシャーシへのハロゲン系難燃剤及び塩素化パラフィン使用禁止 25g 以上部品へのハロゲン系難燃剤の使用禁止						→	適用除外
日本エコマーク	複写機				▼外装部材への PBB,PBDE, 塩素化パラフィン使用禁止					→	

(注1) 塩素化パラフィンの範囲は、BAM は全塩素化パラフィン、ノルディックスワンは高塩素化短鎖長型塩素化パラフィン、日本エコマークは(財)日本環境協会の「難燃剤規定」により短鎖塩素化パラフィン(鎖状C数が10~13、含有塩素濃度が50%以上)

(注2) エコマークでの「使用禁止」は、法的規制ではなく、エコマーク認可要件として、の意。

(3) REACH 戦略、化審法改正

EU は 2002 年 9 月 10 日付け官報告示により第 6 次環境行動計画を発表し、その一環として、2005 年以降 10 年間を目処にほぼ全ての化学物質を総点検しようとの戦略案を打ち出した。この REACH (Registration, Evaluation, Authorization of Chemicals) 戦略は 3 万種におよぶ既存及び新規化学物質を登録、審査し、代替又は上市の可否を判断することを定めるものである。①発がん性、変異原性、生殖毒性を有するもの(CMR)、②残留性有害化学物質(POPs)、③難分解性、高蓄積性、慢性毒性を有するもの(PBT)、④難分解性、高蓄積性を有するもの(vPvB)、⑤特定の内分泌攪乱作用の懸念がある物質が、原則上市禁止対象候補となっている。従来の EU リスクアセスメントでの化学物質審査が遅々として進まないことに対応したものであるが、審査費用を民間企業が負担するなど、議論すべき点も多い。

上記REACH規制への動きと、OECDから 2002 年 1 月に生態系保全の観点からの措置を行うよう勧告が行われたこともあって、日本では産業構造審議会、厚生科学審議会、中央環境審議会等での論議を経て、2003 年 5 月に、以下の内容を主とする化審法の改正が行われ、2004 年 4 月から施行された。主要な改正点は以下 4 点である⁷⁵⁾

1) 環境中の動植物への影響に着目した審査・規制制度の導入

動植物への毒性を化学物質の審査項目に加え、難分解性で動植物への毒性があると判断された化学物質に対しては監視措置を講じ、必要な場合は製造・輸入の制限等を行う。

2) 難分解・高蓄積性の既存化学物質に関する規制の導入

人や動植物への毒性は不明だが、難分解性・高蓄積性を有する化学物質(vPvB)について、製造・輸入実績の届出義務を課し、開放系用途の使用削減を指導・助言し、必要に

応じ毒性調査を求める。

3) 環境中への放出可能性に着目した審査制度の導入

従来、環境放出性に関わらず課していた事前審査を改定する。

- ① 環境放出性が極めて低い化学物質（全量が他の物質に変化する中間生成物、閉鎖系工程での使用物質）について、事前審査に代え、事前確認・事後監視を前提に製造・輸入出来る。
- ② 高蓄積性がないと判定された化学物質は、事前確認・事後監視を前提に、毒性試験を行わずに一定数量までの製造・輸入が出来る。

4) 事業者が入手した有害性情報の報告の義務付け

従来は、新規化学物質の審査時以外に限られていた試験データ等の報告を拡大し、製造・輸入業者が化学物質の有害性情報を入手した場合は国へ報告することを義務付ける。

化学・高分子材料等のメーカー・ユーザーとしては、これに対応すると共に、個々の物質に関しては、国際標準である MSDS の整備が有効であると考えられる。MSDS では、一部化審法の届出項目が記載されていないことも考えられるが、今後企業における記載が進むものと予想される。

(4) 今後の規制動向の問題点

これまで難燃剤の環境汚染性のみで判断されてきた規制が、難燃剤の添加によって救われる火災の犠牲者数に検討が及ぶようになったのはこれまでの環境関係の検討の成果と考えられる。加えて、経済活動への関心が高まってきたこと、環境問題が成熟化してきたことにより、当面、リスクアセスメントを主体としたより合理的で総合的な評価に進むものと考えられる。しかしさらに次の段階では、リスク自体の内容が吟味されることが考えられる。その理由は、有害物質のリスク管理としては先行している原子力分野の世界動向が徐々にリスク自体の吟味に入ってきているからである。

様々な動物はそれぞれの構造、生理によって毒性物質が異なるので、化学物質の毒性試験の充実に伴い「全ての化学物質がどれかの動物の何らかの障害に結びつく」という結論が得られる可能性がある。例えば有機スズ化合物がイボニシの生殖器に影響を及ぼすこと、ヒラタカゲロウが垂鉛に対して感度が高いということ等が「環境」にどのようなリスクとして参入することが適当かは極めて困難な問題である。

このように学術的な結論が出ないデータがこれからのハザードデータには多く見られると考えられ、それとリスクとの適切な関係付けを行うことがさらに困難になると考えられる。このような場合、解決は政治的に行われるので、リスクアセスメントの進展による規制の合理化は毒性試験制度の充実と相反する内容をも含んでいると言える。

4.3.4 臭素系難燃剤の環境側面を考慮したリスクトレードオフ

臭素系難燃剤をはじめとする難燃材料は樹脂や繊維に添加され火災の防止を目的として利用されている。その一方で、臭素系難燃剤は気相における燃焼サイクルを阻害するメカニズムであるため、不完全燃焼によってCOの生成量が増加する。COは火災時の生成ガスのうち最も主要なものであり、火災の死因の最も多くを占める。特に近年、わが国の住宅構造が高層化・密閉化し、酸素の供給不足によりCOが滞留しやすい傾向にある。

一方で、臭素系難燃剤は、1990年代以降にハロゲン系物質を忌避する傾向や、環境ホルモン、POPsなどへの社会的関心が高まったことから、使用の自主的な禁止や、不使用を環境ラベルの認定要件とする等の傾向が見られる。またEUのRoHS指令では、臭素系難燃剤のうち、PBB、Penta-BDE、Octa-BDEが含有禁止となっている。

本節では、難燃剤がもたらす環境リスクと火災防止のベネフィットに着目して、そのトレードオフに関する考察を行った。

(1) ハザード情報の整理と結果

使用量の多い主要な臭素系難燃剤について、文献等からハザード情報を整理した結果を表4.3-5に示す^{76),77),78),79)}。

臭素系難燃材料の生産量は減少傾向にあり、臭素系34%、リン系19%、無機酸化物系44%の需要シェア(2003年推定値)となっている⁸⁰⁾。EUのRoHS指令での規制対象となっている臭素系難燃剤3種のうち、PBBは世界的にも生産・使用されておらず、Penta-BDE、Octa-BDEが使用禁止の規制を受けている。2005年10月に臭素数が10のDeca-BDEは除外されている⁸¹⁾。

化学物質のハザードを評価する指標は、Persistence(難分解性)、Bio-Accumulative(生物蓄積性)、Toxicity(毒性)の3つ(PBT)である。臭素系難燃剤は一部の物質で蓄積性は認められており、臭素科学環境フォーラム(Bromine Science and Environmental Forum: BSEF)では自主的な排出削減プログラムのもとで環境排出量の低減に努めている。

表 4.3-5 主要な臭素系難燃剤のハザード分類

分類	物質名 (カッコ内は臭素数)	日本での年間使用量(トン)	LD ₅₀	安全性点検		EUリスクアセスメント	
				分解性	蓄積性	生態	ヒト健康
PBB	ホリブ [®] ロモビ [®] フェニル (2~5)	0	>1,430mg/kg (ラット経口)	良	高	(生産中止)	
PBDE	ペンタブ [®] ロモシ [®] フェニルエーテル (5~6)	0	>5,800mg/kg (ラット経口)	難	中 (6)	健康リスクの不確実性が高い	
	オクタブ [®] ロモシ [®] フェニルエーテル (7~9)	0	>5,000mg/kg (ラット経口)	難	低		
	デカブ [®] ロモシ [®] フェニルエーテル	2,500	>2,000mg/kg (ラット経口)	難	低		
TBBPA	テトラブ [®] ロモビ [®] スフェノールA	22,000	>5,000mg/kg (ラット経口)	難	低	検討中	問題なし
	TBBPAエホ [®] キシリコ [®] マー	8,000	>2,000mg/kg			—	—
	TBBPAカーボ [®] ネトオリコ [®] マー	3,000	—	—	—		
	TBBPAビス (シブ [®] ロモブ [®] ロビ [®] ルエーテル)	700	>2,000mg/kg	難	低	—	—
HBCD	ヘキサブ [®] ロモシ [®] クロ [®] デ [®] カン	3,400	—	難	高	検討中	

(2) 通常時におけるリスク

通常の家環境で曝露の可能性があるのは、溶剤（液体）の残留分からの揮発や非常に細かい粒子の飛散（ハウスダスト等）によるものである。最近の主要な問題はシックハウス問題であったが、2000年以降、ホルムアルデヒド等の揮発を抑えるために、接着剤中の溶剤の代替や建材の施工方法が検討され、5年程度で大きな改善が見られた。一般に、固体である高分子材料や、添加剤（難燃剤、可塑剤等）が常温下で分解・飛散する速度は無視して良いほどに小さいと考えられる。家電製品では、内部の温度上昇で重金属類や難燃剤、可塑剤、臭素系ダイオキシン類等の飛散が懸念され、(独)国立環境研究所で調査が行われた。それによるとテレビ内の塵から臭素化ダイオキシン類が検出されているが⁸²⁾、健康障害が生じたという報告はない。

臭素化ダイオキシン類については、比較的濃度が高い樹脂工場やリサイクル施設周辺においても測定された濃度は環境基準の192分の1~5分の1の範囲にあり、曝露量についてはヒトが摂取する経路を合計しても耐容1日摂取量(Tolerable Daily Intake: TDI)に対して4.3分の1程度とされている⁸³⁾。なお、環境基準やTDIは、一定の安全係数が見込まれた値である。

臭素化ダイオキシン類はダイオキシン国際会議2006において、その毒性等価係数(TEF)が見直される見通しであるが、それまでは塩素化ダイオキシン類と同じ値を使用して良い。平成15年に改正された化審法では、当該化学物質が高分子化合物(分子量1,000以上)の場合は、環境中で安定である限り、分子直径から判断して生体膜を通過し得ない物質であり蓄積性の懸念は低いとしている⁸⁴⁾。また、臭素化ダイオキシン類の半減期は塩素化ダイオキシン類よりも短く(2,3,7,8-Tetra-BDD: 2.9~10.8年(平均: 5.9年)、2,3,7,8-Tetra-BDF: 1.1~1.9年(平均: 1.5年)(Zober et al., 1992)、2,3,7,8-Tetra-CDDでは5.8年(Ott and Zober 1996)~11.3年(Wolf et al., 1994))、環境中での光分解性も高く、不安定である。従って臭素化ダ

イオキシシ類を塩素化ダイオキシシ類のTEFで毒性等価量 (TEQ) に換算することは過大評価の可能性が高いが、この評価方法でも問題のない環境濃度レベルと言える。

環境省の「臭素化ダイオキシシ類排出実態調査」において、臭素化ダイオキシシ類に加えて、臭素系難燃物質についても排出調査が行われ、臭素系難燃剤の測定値の一部を表 4.3-6 に示す⁸⁵⁾。

表 4.3-6 環境省調査による臭素系難燃剤の濃度

発生源種別	媒体		検体数	濃度範囲	
				PBDEs	TBBPA
難燃プラスチック製造工場	排出ガス	ng/m ³	11	5.4~230	3.1~620,000
	排出水	ng/L	19	0.15~7600	6.7~220,000
	周辺環境大気	ng/m ³	8	0.032~42	0.12~10
	降下ばいじん	ng/m ² /日	7	100~29,000	210~3,300
	公共用水域	ng/L	11	0.40~83	0.22~62
	底質	ng/g-dry	11	0.48~520	0.42~66
家電リサイクル工場	排出ガス	ng/m ³	7	3.9~1,400	13~300
	排出水	ng/L	7	110~190,000	18~25,000
	建屋内大気	ng/m ³	10	89~19,000	2.3~250
	周辺環境大気	ng/m ³	7	0.44~3.3	0.13~1.1
	降下ばいじん	ng/m ² /日	7	510~22,000	130~1,700
	公共用水域	ng/L	5	0.46~27	0.24~9.3
	底質	ng/g-dry	5	0.041~96	0.037~13

PBDEのうちDeca-BDEとTBBPAについては、表 4.3-5 のようにヒト健康に関しては問題ないと判断されているが、仮に最も安全側のラットのLD₅₀値 2,000 mg/kgを用い、体重 50 kg、呼吸量 15 m²/日、飲料水量 3 L/日、土壌摂取量 50 mg/日として、LD₅₀/測定値の比を計算すると、最低でも 175 万倍であり、全く問題ない濃度レベルであることが分かる。

(3) 火災時におけるリスクとベネフィット

(a) 火災時の室内環境におけるガスの評価

イギリスのDepartment of Trade and Industry (DTI) のレポートでは、1988 年にポリウレタンフォームなどの詰め物をした家具 (ソファ、ベッド、クッション等) に厳しい難燃性を付与する規則を導入した効果を分析しており、その結果を表 4.3-7 に示す⁸⁶⁾。

表 4.3-7 イギリスにおける難燃性規格の導入による火災防止効果の試算例

項目	導入前	導入後
死者数の減少	— (1988年：基準年)	138人減少 (1997年) 710人減少 (1988～1997年累積)
負傷者の減少	— (1988年：基準年)	1126人減少 (1997年) 5770人減少 (1988～1997年累積)
全死亡率	約17pmpで一定 (1960～1988)	1997年までに12pmp程度まで 減少
煙の吸入による致死率	6→12pmpまで増加傾向 (1960～1988)	12pmp→7pmpまで減少傾向 (1988～1997)

(注) pmp：百万人当たりの人数

イギリスでの火災の件数は1997年時点では増加傾向にあったが、人口と火災報知機の導入率による補正を行い100万件当たりの死傷者数に換算すると、規制導入の1988年を境にして明瞭な改善が見られた、とされている。ここで、火災報知機の導入による効果は2～3%に過ぎないとされている。難燃性付与の効果が大いなのは、家具が最初の発火源である場合は、乳幼児や年配者が発火の原因を作りやすく、かつ逃げる際に援助を必要とするため、難燃性を付与された場合にこれら火災の弱者における生命の保全と負傷の回避の改善が著しいからである。

臭素系難燃剤を添加すれば、火災件数が減り、また火災時にはフラッシュオーバーまでの時間を遅延することで避難時間を稼ぐベネフィットを有しているが、一方で臭素系難燃剤の負の側面として燃焼の気相反応を阻害するメカニズムであるためにCO等の有毒ガスの生成量が増加する可能性がある。Williamsは実験で難燃剤不添加の樹脂に難燃剤を添加した場合、CO生成量が増加し、CO₂生成量は減少すると報告している⁸⁷⁾。

一方で、実際の火災の状況に近い例として難燃剤の有無による発生ガスの違いについて消防庁消防研究所が耐火住宅内に置く防災製品と非防災製品の割合を0%、50%、100%と変えて着火後の時系列で各種のガス濃度を測定した例があり、整理して図4.3-2に示した⁸⁸⁾。

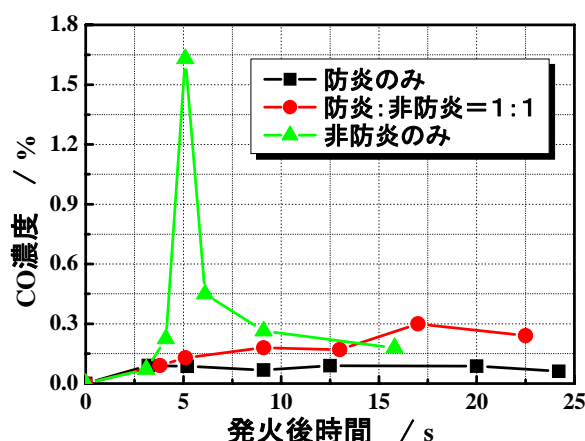


図 4.3-2 防災材料の割合を変えた火災実験における CO 濃度の比較

図 4.3-2 より、非防炎材料が増えるほどCO濃度が高くなる傾向を示している。難燃剤の添加によって増加するCO量よりも、難燃剤の非添加によって燃える材料量が増加することによるCO量が多いことが分かる。

ヨーロッパのテレビ火災に関して、Simonsonは、LCA手法を用いてテレビの筐体への難燃剤の添加の有無によるリスクとベネフィットの比較を行っている⁸⁹⁾。それによれば、UL94規格による難燃ランクがHB（水平配置の着火試験のみに合格）であるヨーロッパ製のテレビでは年間 165 名のテレビ火災に基づく死者数であるのに対し、難燃化されたV0 ランク（UL94規格の垂直配置着火試験における最上位の難燃ランク）のアメリカ製テレビの火災に基づく死者は年間僅かに2名であった。

以上のような簡単な比較からも、難燃剤添加がもたらす火災の防止効果の方が、ベネフィットが大きいと考えられる。火災時において様々な材料から生成するガスは、CO、CO₂の他に、主なものとしてはシアン化水素、塩化水素、アンモニア等が挙げられる。実際の火災時には、各種の材料が燃え、複雑な組成の有毒ガスが生成するため、燃焼ガスの毒性を示す指標としては①混合ガスを吸入した場合の50%致死濃度(LC₅₀)、②曝露濃度と動物が行動を停止する時間の積（ECT：Effective Concentration Time）、③動物の死に至る時間等がある。有機ハロゲン化合物の一例としてPVC製品を取ると、これら3つの指標による燃焼時の毒性は、非塩ビ製品と比較して同等ないしはやや平均より低めであると評価されている⁹⁰⁾。

(b) 塩素系及び臭素系ダイオキシン類

火災の初期に室内は*De Novo*合成の温度帯（300～500℃程度）を通過する。しかし典型的には15分程度までにフラッシュバックが起こり、温度は1,000℃以上に急激に上がり、酸素濃度が激減し、CO、CO₂濃度が急上昇する。このような条件ではダイオキシン類の生成はない。従って、最大15分程度の曝露によるダイオキシン類の急性毒性のみを考慮すればよい。塩ビ工業・環境協会は、火災時のダイオキシン類の発生量と吸入量から、安全サイドのラットのLD₅₀（22 µg-TEQ/kg）をヒトに当てはめて半数致死量/吸入量の安全マージンを計算しており、通常火災で400万倍（1時間吸入量0.27 ng-TEQ）、難燃剤使用が多い火災でも34万倍（1時間吸入量3.2 ng-TEQ）となると試算している⁹⁰⁾。すなわち火災においてダイオキシン類の曝露がヒト健康に被害を及ぼす影響は全く問題にならない。

また火災に伴う塩素系のダイオキシン類が一般環境に及ぼす影響に関しては、国内のダイオキシン類排出量に対して日本では0.3%程度、アメリカでも0.2%程度に留まると報告されている⁹¹⁾。

(c) 化学物質と火災のリスク

化学物質のリスクは、ハザード（物質そのものが持つ有害性のポテンシャル）と曝露（や生物がそれに曝露される機会及び濃度）の積で表される。一般に非発がん性物質は閾値

(NOAEL: Non-Observed Adverse Effect Level) があり、それ以下は無影響領域と考えハザード比や Margin of Exposure (MOE) 等により安全度を評価する。これに対し発がん性物質では閾値がないと考え、生涯の長期曝露での発がん確率で表される。

火災のリスクは化学物質によるリスクと異なり、人が火災に遭う機会は均等ではなく、また常時それに晒される性質のものではない。人為的な要因も絡むが、つまり Accidental な現象であると言える。

そこで、異なる化学物質のリスクや、化学物質以外のリスクも統一的に表せる損失余命 (対象集団が化学物質曝露によってどの程度平均寿命から損失するか) の概念を用いて、火災のリスクの大きさを評価することとした。化学物質のリスクの表現方法では発がんリスクなどが一般的であるが、例えばが死亡するリスクを考えると、ヒトが死ぬ確率は結局は 100% である。そこで、平均寿命からの損失によってリスクの大きさを表そうとしたものが損失余命である。蒲生は、損失余命を用いて、代表的な化学物質についてリスクランキングを示している⁹²⁾。下頁は、化学物質以外の交通事故のリスクについて簡易的な表現を試みており⁹³⁾、ここではこれと同様な考え方で、火災のリスクを損失余命で表現した。簡易的な損失余命の算出の概念を図 4.3-3 に示す。

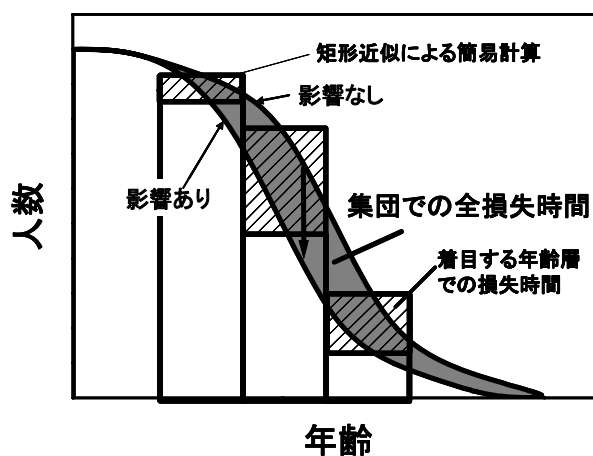


図 4.3-3 損失余命の概念

火災統計の年齢層別の犠牲者数から、その平均年齢における平均寿命からの損失の総和を取り、総人口で割ることにより、年間 2000 人規模の死者数という事象の大きさを、日本人 1 人当たりが平均的に蒙る平均寿命の損失日数に換算出来る。平成 14 年度の年齢層別の火災の死者数データを用いて日本の人口 1.2 億人、平均寿命を 78 歳とすると、火災という事象がもたらす損失余命は表 4.3-8 に示すように 6.2 日/人と計算される。

表 4.3-8 火災の損失余命

年齢層 歳	平均年齢 歳	寿命との差 A 年	火災死者数 B 人	損失日数 C=A×B×365 日	年平均損失余命 D=C/総人口 日	平均損失余命 D×平均寿命 日
0～15	7.5	70.5	83	2.14×10 ⁶	1.78×10 ⁻²	1.39
16～30	23	55	71	1.43×10 ⁶	1.19×10 ⁻²	0.93
31～45	38	40	133	1.94×10 ⁶	1.62×10 ⁻²	1.26
46～64	55	23	402	3.37×10 ⁶	2.81×10 ⁻²	2.19
65～	75	3	683	7.48×10 ⁵	6.23×10 ⁻³	0.49
合計	—	—	1,372	—	—	6.26

この計算値を蒲生が示しているいくつかの化学物質の損失余命のランク⁹⁴⁾と共に表 4.3-9 に示す。ダイオキシン類は損失余命が 1.3 日と計算されているが、ダイオキシン類による死亡及び発がん事例は皆無であり、イタリアのセベソの化学工場の爆発事事故事例の長期追跡調査でも問題がないことが確認されている⁹⁵⁾。林は、ダイオキシン類に変異原性がないのに発がん性があると考えるのは科学的ではなく、ダイオキシン類をIARCの発がん性分類 2B (5 ランク中の 3 番目で、「発がん性があるかもしれない」レベル) に決定する際も僅差の投票により決められたと指摘している⁹⁶⁾。

ここまでの整理から、平常時及び火災時いずれに関しても、難燃剤及び臭素化ダイオキシン類の化学物質曝露リスクは問題ないレベルであり、火災そのもののリスクの方がはるかに大きいと言える。

表 4.3-9 損失余命による化学物質のリスクランキングと火災のリスクの大きさ

物質	損失余命 (LLE) (日)	主たる死因
喫煙	1000.00	全死亡
	370.00	肺がん (内数)
受動喫煙	120.00	虚血性心疾患
	12.00	肺がん
自動車事故	101.60	
ディーゼル粒子	36.00	
ラドン	9.90	がん
火災	6.20	
ホルムアルデヒド	4.10	がん
ダイオキシン類	1.20	がん
カドミウム	0.80	
トルエン	0.30	
ベンゼン	0.20	がん
メチル水銀	0.10	
DDT	0.02	がん

(注) 火災は著者の試算、自動車事故は下貞⁹³⁾、他は蒲生⁹⁴⁾による。

(4) 廃棄物焼却における難燃剤の問題

火災と異なり、廃棄物の焼却は意図的・計画的に行われるものである。ダイオキシン類対策特別措置法等の影響もあって、廃棄物焼却の条件は炉内温度 850 °C 以上、滞留時間 2 秒以上を確保となっており、このような温度帯ではダイオキシン類が生成したとしても殆どが分解する。また難燃剤を含む高分子材料のリサイクルは、ABS 樹脂をはじめとして熱可塑性樹脂について技術開発されている。高分子材料を、その添加剤を含めて種類別に分別し、さらに主剤と添加剤を分離することは、処理物の量の確保を含めて一般にはエネルギー合理性を有していないことが多いため、高分子材料を適正条件で焼却処理することは今後も主要な処理方法であると考えられる。

一方、難燃剤が燃焼を阻害するために炉の負担となる問題がある。難燃剤の運命は、通常、製品中に存在する間はその難燃性を発揮しないことが望ましく、いざ材料としての使命を終え焼却処分しようとする時には難燃性が焼却炉の負担となる可能性がある。武田らは微量添加や傾斜分解を基礎とした新しい難燃化機構を開発している⁹⁷⁾。通常難燃剤の添加量が臭素系では 5~15 重量部程度であるのに対し、100 ppm オーダーで効果を発揮する系を発見した。また、傾斜分解技術では樹脂表面からの可燃性の分解物を緩やかに放出し、燃料供給が追いつかないような分解速度域に留めることで燃焼の継続を防ぐ概念を示した。詳細を記載することが出来ないが、これらの原理を基にした難燃剤が開発中であり、難燃化に基づく CO 生成量の増加を防ぐことで火災の犠牲者・負傷者を一層減らせる可能性があると共に、母材の材質を変化させずに済むこと、廃棄物の焼却処理における高分子材料の燃料源としての利用がより容易になる等の利点を有している。

4.3.5 結論

火災を防止するために添加される難燃剤について、社会的なリスクーベネフィットの解析を行い、以下のような知見を得た。

- 1) 難燃剤が通常のリビング環境で及ぼすリスクの程度は極めて小さいことが判った。
- 2) 火災時に及ぼすリスクトレードオフの評価では、材料の単位重量当たりの CO 生成量は難燃剤添加時が多いが、逆に実大火災実験では非防災材料の割合が多いほど CO 濃度が高いことが判明した。
- 3) 難燃剤が及ぼす火災時のダイオキシン類リスクは極めて小さいこと、火災により一般環境に排出されるダイオキシン類は国の年間排出量の 0.2~0.3% に過ぎないことが判った。
- 4) 火災という事象の損失余命は 6.2 日であった。
- 5) 臭素系難燃剤の若干の欠点を克服した新しい難燃剤の研究が進展している。

我々は日常的に様々なリスクに晒されているが、その大きさを考えると、喫煙、飲酒、自動車事故が突出した 3 大メジャーリスクであるが、これらは毎年多数の犠牲者を出して

いるにもかかわらず利便性や嗜好の面もあって、その存在自体は受容されている。火災はそれに対してベネフィット面は何もなく、死傷者の数からすればリスクの大きさでは相当なものであり、財産の損失も招くのであるから、その防止は引き続き重要な課題である。難燃剤やダイオキシン類等の化学物質の実害の生じない些少なリスクレベルに基づいて使用禁止等を行うことは、火災防止の大きなベネフィットを失うことになり、幻の犠牲者を救い現実の犠牲者を出すと言う皮肉な結果を招くであろう。難燃剤を適切に使用することを認めつつ、技術的・経済的に妥当な排出削減策を講じてリスク削減を図る方向性が妥当であると考えられる。

4.4 第4章のまとめ

臭素系難燃剤とアンチモンは、火災の防止を通じて人の生命や財産を守ることで、社会に寄与しており、それと比較してこれらの物質による化学物質リスク、通常曝露、火災時曝露、火災時環境曝露は共に小さく、これらの材料の使用を忌避すると、火災の死亡リスクが増大することが明らかになった。現在の火災がもたらす人命の損失を、化学物質のリスクと比較するために日本人の損失余命を求めると6.2日程度であり、比較的上位に位置し、リスクの削減に取り組むべき課題の一つであることが分かった。

参考文献

- 1) 武田邦彦：“リサイクル幻想”，文藝春秋（2000）
- 2) UFJ 総合研究所：“容器包装廃棄物のエネルギー・リカバリー等に関する欧州調査報告”（2004）
- 3) 環境省：“平成16年版循環型社会白書”，ぎょうせい（2004）
- 4) Cadbury, D.：井口泰泉監修，古草秀子訳，“メス化する自然”，集英社（1998）
- 5) Flavin, C.：“地球白書(2002-03)”，家の光協会（2002）
- 6) 上野智永，大川朋寛，遠藤小太郎，武田邦彦：ポリカーボネートの熱分解から推定される高分子化合物による環境への影響，第49回日本学術会議材料研究連合講演会講演論文集，p.162（2005）
- 7) 那須昭子，丸山宣広，新井 剛，武田邦彦：リサイクルの深度と汚染物質のコンタミネーション，平成12年度資源・素材関係学協会合同秋季大会講演集，p.159（2000）
- 8) 根本哲也，左右田智宏，武田邦彦：自己防御物質の生成と光安定化剤による光劣化の制御研究，高分子論文集，Vol.56，No.3，p.125（1999）
- 9) Hamid, S. H., Amin, M. B., Maadhah, A. G.：“Handbook of Polymer Degradation”，Marcel Dekker, Inc., New York（1992）
- 10) Starnes Jr., W. H.：Structural and mechanistic aspects of the thermal degradation of

- poly(vinyl chloride), Progress of Polymer Science, Vol.27, p.2133 (2002)
- 11) Masamoto, J.: Modern Polyacetals, Progress of Polymer Science, Vol.18, p.1 (1993)
 - 12) Botelho, G., Queiros, A., Liberal, S., Gijsman, P.: Studies on thermal and thermo-oxidative degradation of poly(ethylene terephthalate) and poly(butylene terephthalate), Polymer Degradation and Stability, Vol.74, p.39 (2001)
 - 13) 環境省：“平成 16 年版環境白書”，p.118, ぎょうせい (2004)
 - 14) 日本産業衛生学会ホームページ：<http://www.sanei.or.jp/>.
 - 15) (独) 国立環境研究所ホームページ：<http://w-chemdb.nies.go.jp/>.
 - 16) 上原陽一：“化学物質安全性データブック 改訂増補版”，化学物質安全情報研究会，オーム社 (1999)
 - 17) Hertzberg, R. W., Manson, J. A.: “Fatigue of Engineering Plastics”, Academic Press, New York (1980)
 - 18) 武田邦彦：エンジニアリング・プラスチックの構造崩壊(特集 高分子材料の分解特性), 高分子, Vol.46, No.6, p.411 (1997)
 - 19) 渡辺 正, 林 俊郎：“ダイオキシン”, 日本評論社 (2003)
 - 20) 那須昭子, 行本正雄, 石川朝之, 大場大司, 武田邦彦：循環型社会における毒物の蓄積と浄化, 化学工学論文集, Vol.28, p.501 (2002)
 - 21) Rabek, J. F.: “Polymer Photodegradation”, CHAPMAN & HALL, London (1995)
 - 22) Tsuge, S., Ohtani, H.: Structural Characterization of Polymeric Materials by Pyrolysis-GUMS, Polymer Degradation and Stability, Vol.58, p.109 (1997)
 - 23) 村田勝英, 牧野忠彦：高密度ポリエチレンの熱分解, 日本化学会誌, 1973, No.12, p.2414 (1973)
 - 24) Ohtani, H., Tsuge, S., Ogawa, T., Elias, H. G.: Studies on Stereospecific Sequence Distributions in Polypropylenes by Pyrolysis-Hydrogenation Fused-Silica Capillary Gas Chromatography, Macromolecules, Vol.17, p.465 (1984)
 - 25) Bockhorn, H., Hornung, A., Hornung, U., Schawaller, D.: Kinetic study on the thermal degradation of polypropylene and polyethylene, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, Vol.48, p.93 (1999)
 - 26) Isikawa, T., Ohkawa, T., Suzuki, M., Tsuchiya, T., Takeda, K.: Semi-Quantitative Analysis of Thermal Degradation of Polypropylene, Journal of Applied Polymer Science, Vol.88, p.1465 (2003)
 - 27) McNeill, C., Zulfiqar, M., Kousar, T.: A Detailed Investigation of the Products of the Thermal Degradation of Polystyrene, Polymer Degradation and Stability, Vol.28, p.131 (1990)
 - 28) 信原陽一, 平野 哲, 東 幸雅, 伊達勝廣, 大野克利, 田中和永, 松代創一郎, 櫻井敬展, 塩澤 聡, 千葉 勝, 山田敏広：スチレンオリゴマーの内分泌攪乱作用に関する生物学的評価, 食品衛生学雑誌, Vol.40, p.36 (1999)

- 29) 柘植 新: “高分子の熱分解ガスクロマトグラフィー基礎及びデータ集”, 第三版, テクノシステム, p.172 (1995)
- 30) 益永茂樹: 日本におけるダイオキシン汚染の原因とその変遷 -除草剤由来のダイオキシン類の寄与-, 廃棄物学会誌, Vol.11, No.3, p.173 (2000)
- 31) Mackerron, D. H., Gordon, R. P.: Minor Products from the Pyrolysis of Thin Films of Poly(Hexamethylene Adipamide), *Polymer Degradation and Stability*, Vol.12, p.277 (1985)
- 32) Hornsby, P. R., Wang, J., Rother, R., Jackson, G., Cappsick, K.: Thermal decomposition behaviour of polyamide fire-retardant compositions containing magnesium hydroxide filler, *Polymer Degradation and Stability*, Vol.51, p.235 (1996)
- 33) Rincorn, A., McNeill, I. C.: Thermal degradation of blends of polystyrene and poly-4-methoxystyrene with bisphenol A polycarbonate, *Polymer Degradation and Stability*, Vol.40, p.343 (1993)
- 34) Tsuge, S., Okumoto, T., Takeuchi, T.: Pyrolysis-Gas Chromatographic Studies on Sequence Distribution of Vinylidene Chloride/Vinyl Chloride Copolymers, *Macromolecular Chemistry*, Vol.123, p.123 (1969)
- 35) 柘植 新: “高分子の熱分解ガスクロマトグラフィー基礎及びデータ集”, 第三版, テクノシステム, p.260 (2005)
- 36) 武田邦彦: “何を食べたら安全か?”, 青春出版 (2004)
- 37) Sato, H., Kondo, K., Tsuge, S., Ohtani, H.: Mechanisms of thermal degradation of a polyester flame-retarded with antimony oxidelbrominated polycarbonate studied by temperature-programmed analytical pyrolysis, *Polymer Degradation and Stability*, Vol.62, p.41 (1998)
- 38) Montaudo, G., Puglisi C., Samperi, F.: Primary thermal degradation mechanisms of PET and PBT, *Polymer Degradation and Stability*, Vol.42, p.13 (1993)
- 39) 柘植 新: “高分子の熱分解ガスクロマトグラフィー基礎及びデータ集”, 第三版, テクノシステム, p.310 (1995)
- 40) Li, X. G.: High-Resolution Thermogravimetry of Poly(2,6-dimethyl-1,4-phenylene oxide), *Journal of Applied Polymer and Science*, Vol.71, p.1887 (1999)
- 41) Factor, A.: “Fire and Polymers”, American Chemical Society, p.274, Washington, DC (1990)
- 42) 高山茂樹, 新井 剛, 木下雅夫, 武田邦彦: ポリフェニレンエーテルの転位反応と熱分解, 高分子論文集, Vol.53, No.5, p.284 (1996)
- 43) Westphal, C., Perrot, C., Karlsson, S.: Py-GC/MS as a means to predict degree of degradation by giving microstructural changes modelled on LDPE and PLA, *Polymer Degradation and Stability*, Vol.73, p.281 (2001)
- 44) Kopinke, F. D., Remmler, M., Mackenzie, K., Moder, M.: Thermal decomposition of biodegradable polyesters -11. Poly(lactic acid), *Polymer Degradation and Stability*, Vol.53, p.329 (1996)

- 45) Aracil, I., Font, R., Conesa, J. A.: Semivolatile and Volatile Compounds from the Pyrolysis and Combustion of Polyvinyl Chloride, *Journal of Analytical Applied Pyrolysis*, Vol.74, p.465 (2005)
- 46) (独) 新エネルギー・産業技術総合開発機構：“平成 13 年度 環境負荷抑制対応廃棄物エネルギー利用促進調査研究－ダイオキシン発生機構調査研究報告書” (2002)
- 47) Takeda, K., Sanpei, T.: Thermal Decomposition Process and Dehydrogenation of Polymeric Material, *Polymer Application*, Vol.50, No.6, p.26 (2001).
- 48) Bourbigot, S.; Bras, M. L.; Leeuwendal, R.; Shen, K. K.; Schubert, D.: Recent Advances in the use of Zinc Borates in Flame Retardancy of EVA, *Polymer Degradation and Stability*, Vol.64, p.419 (1999).
- 49) Takeda, K., Amemiya, F., Kinoshita, M, Takayama, S.: Flame Retardancy and Rearrangement Reaction of Polyphenylene-Ether/Polystyrene Alloy, *Journal of Applied Polymer Science*, Vol.64, p.1175 (1997).
- 50) 神戸博太郎, 小澤丈夫：“熱分析”, 講談社 (1992).
- 51) Keatch, C. J. : 熱測定, Vol.17, p.101 (1990).
- 52) Huggett, C.: Estimation of Rate of Heat by Means of Oxygen Consumption Measurements, *Journal of Fire Flammability*, Vol.12, p.61 (1980).
- 53) Parker, W. J.: Calculations of the Heat Release Rate by Oxygen Consumption for Various Applications, *Journal of Fire Sciences*, Vol.2, p.380 (1984)
- 54) Babrauskas, V.: “Development of the Cone Calorimeter -A Bench-Scale Heat Release Apparatus Based on Oxygen Consumption” (NBS-IR 82-2611), U.S. National Bureau of Standard (1982).
- 55) (独) 製品評価技術基盤機構：“家電製品の発火事故原因究明マニュアル I” (2002).
- 56) 武田邦彦：高分子の難燃化と将来技術, *化学工業*, Vol.50, No.8, p.577 (1999).
- 57) Walters, R. N.; Lyon, R. E.: Molar Group Contributions to Polymer Flammability, *Journal of Applied Polymer Science*, Vol.87, p.548 (2003).
- 58) 武田邦彦：“電子・電気機器材料の難燃化への科学的アプローチ”, 技術情報協会 (2004).
- 59) 石川朝之, 牧 育弘, 越塚朋和, 武田邦彦：難燃性高分子としてのポリカーボネートの熱分解と燃焼特性, *日本材料学会誌*, Vol.53, p.1301 (2004).
- 60) Morice, L., Bourbigot, S., Leroy, J. M.: Heat Transfer Study of Polypropylene-Based Intumescent Systems during Combustion, *Journal of Fire Science*, Vol.15, p.358 (1997).
- 61) Ishikawa, T., Maki, I., Koshizuka, T., Ohkawa, T., Takeda, K.: Effect of Perfluoroalkane Sulfonic Acid on the Flame Retardancy of Polycarbonate, *Journal of Macromolecular Science -Pure and Applied Chemistry-*, Vol.41, No.5, p.523 (2004).
- 62) Lyon, R. E.; Walters, R. N.: Pyrolysis combustion flow calorimetry, *Journal of Analytical and*

- Applied Pyrolysis, Vol.71, p.27 (2004).
- 63) Lyon, R. E.: Heat Release Kinetics, Fire and Materials, Vol.24, p.179 (2000).
 - 64) Van Krevelen, D. W.: Preparative Aspects of Fiber Polymers, Chimia, Vol.28, p.504 (1974).
 - 65) Van Krevelen, D. W.: Some Basic Aspects of Flame Resistance of Polymeric Materials, Polymer, Vol.16(Aug.), p.615 (1975).
 - 66) Van Krevelen, D. W.: "Computational Modeling of Polymers", Marcel Dekker, Inc., New York (1992).
 - 67) Van Krevelen, D. W.: "Properties of polymers", Elsevier, Amsterdam (1994)
 - 68) "第2回 POPs 対策検討会", 資料, 環境省,
 - 69) 武田邦彦: "電子・電気機器材料の難燃化への科学的アプローチ", 技術情報協会 (2003)
 - 70) (財) 日本環境協会エコマーク事務局ホームページ: <http://www.ecomark.jp/>
 - 71) 中西準子, 蒲生昌志, 岸本充生, 宮本健一: "環境リスクマネジメントハンドブック", 朝倉書店 (2003)
 - 72) 日本難燃剤協会: 難燃剤セミナー2004 資料, 平成 16 年 2 月 4 日
 - 73) 日本難燃剤協会: "世界の臭素系難燃剤市場", 難燃プラスチック・セミナー2003 資料 (CD-ROM), 平成 15 年 11 月 10 日
 - 74) 総務省消防庁: "消防白書 (平成 15 年度版)" (2001)
 - 75) 経済産業省・厚生労働省・環境省: "化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の一部を改正する法律について" (2003 年 5 月)
 - 76) 日本難燃剤協会ホームページ: <http://www.frcj.jp/img/siryo/pdf/data1.pdf>
 - 77) 臭素科学・環境フォーラムカタログ: "臭素系難燃剤の現在" (2006)
 - 78) 東京都健康安全研究センター環境保健部病理研究科ホームページ: <http://www.tokyo-eiken.go.jp/edcs/67774-32-7.html>
 - 79) 農林水産省ホームページ: "食品安全に関するリスクプロファイルシート (PBDE)", http://www.maff.go.jp/syohi_anzen/profiles/pbde.pdf
 - 80) 日本難燃剤協会ホームページ: <http://www.frcj.jp/whats/index.html>
 - 81) "Comission Decision of 13 October 2005", Official Journal of the European Union, 15.Oct.2005: http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/site/en/oj/2005/l_271/l_27120051015en00480050.pdf
 - 82) (独) 国立環境研究所: "平成 15 年度 臭素化難燃剤等排出実態調査" (2004)
 - 83) 環境省: "平成 15 年度 臭素化ダイオキシン等調査" (2005 年 3 月)
 - 84) 徳勢正昭: "臭素化ダイオキシン 2 つの単位の怪", 第 4 回難燃剤セミナー資料, 2004 年 2 月 4 日
 - 85) 総合科学技術会議化学物質リスク総合管理技術研究イニシャティブ: "化学物質リスク総合管理技術研究の現状", 平成 18 年 3 月 31 日
 - 86) "Effectiveness of the Furniture and Furnishings (Fire) (Safety) Regulations 1988", Department

of Trade and Industry, U.K. (2000)

- 87) Williams, I.G.: Flame Retarded Polyamides-Development, Types and Applications, Plastics and Rubber Processing and Applications, Vol.4, p.239, (1984)
- 88) 守川時生, 箭内英治, 岡田健夫, 梶原正弘, 佐藤喜宣, 津田征郎: 防災製品を含む火災における発生ガスの毒性に関する研究, 消防研究所研究資料第 27 号, 自治省消防庁消防研究所 (1993 年 3 月)
- 89) Simonson, M.: 防火対策の生態学的費用と便益の評価—臭素化難燃剤のケーススタディ, 第 4 回化学物質のリスク評価に関する国際ワークショップ資料, (2001 年 1 月 30 日)
- 90) 塩ビ工業・環境協会ホームページ: “塩ビの火災時の安全性”,
<http://www.vec.gr.jp/safe/nannensei-11.htm>
- 91) Carroll, W.F.: Is PVC in House Fires the Great Unknown Source of Dioxin?, Fire and Materials, Vol.20, p.161 (1996)
- 92) 蒲生昌志, 岡 敏弘, 中西準子: 発がん性物質への曝露がもたらす発がんリスクの損失余命による表現—生命表を用いた換算—, 環境科学会誌, Vol.9, No.1, p.1 (1996)
- 93) 下貞 孟: “化学物質のリスクアセスメント”, (財) 消防科学総合センターホームページ: <http://www.isad.or.jp/cgi-bin/hp/index.cgi>
- 94) Gamo, M., Oka T., Nakanishi J.: Ranking the risks of 12 major environmental pollutants that occur in Japan, Chemosphere, No.53, p.277 (2003)
- 95) Bertazzi, P.A.: Dioxin exposure and cancer risk, A 15 year mortality study after Seveso accident, Epidemiology, Vol.8, p.646 (1997)
- 96) 林 俊郎: “ダイオキシン情報の虚構”, pp.158-186, 健友館 (2000)
- 97) (独) 新エネルギー・産業技術総合開発機構: “平成 13 年度 環境負荷抑制対応廃棄物エネルギー利用促進調査研究—非臭素系難燃材料調査研究報告書” (2002 年 3 月)

第5章 安全・安心の価値を統合した社会を実現するための課題

5.1 緒言

前章で示した、環境規制の新しい概念によって、安全・安心な社会の形成を企図するが、本章では、そうした安全・安心な社会を形成するために寄与し得る技術的な解の可能性について例示した。

5.2 微量添加に基づく難燃化技術

NEDO事業「非臭素系難燃材料調査研究」において武田らは、PCに超強酸のパーフルオロブタンスルホン酸カリウム(PPFBS)、トリフルオロメタンスルホン酸カリウム(PTFMS)を100 ppm添加した微量添加の系で難燃効果が発現することを見出した¹⁾。従来、難燃剤の添加率としては、汎用的な臭素系難燃剤で5~10 wt%、イントメッセント系の2~3 wt%が最小値であったが、これを上回る系である。このような微量添加の系では、難燃剤の分離リサイクル性は望めないが、難燃剤の使用量がごく微量であるため、(1) 難燃剤自体を構成する物質の使用量が少ないことで省資源化に資する (2) 母体材料の性質を変えないことで、母体材料のリユース、リサイクル、焼却処理のいずれにおいてもより良い条件を与える、という効果を持つ。

表 5.2-1 PC と強酸系難燃剤の微量添加による難燃化効果

難燃剤	ppm	一次接炎 /s			二次接炎 /s		
		着火	燃焼	ドリップ	着火	燃焼	ドリップ
Neat	-	3.7	5.4	-	4.1	3.9	1.9
PPFBS	100	4.2	2.4	-	5.5	2.7	2.7
PPFBS	10,000	5.3	0.9	-			
PTFMS	100	9	1.9	-	9	3.2	3.2



図 5.2-1 PPFBS100ppm 添加時の連続写真

5.3 高温ガス化改質技術の適用可能性

那須の研究で明らかにされたように、資源制約があるが故に資源循環が必要となるが、安全・安心を確保するためには分離と同時に浄化（無害化）が必要である。ここでは、そのような技術の一例として、ガス化改質技術を図 5.3-1 に例示する²⁾。この技術の特徴は、廃棄物を予備乾燥後に 2273K (=2000 °C) 前後の反応帯で熱分解し、水素等の還元ガス及び揮発金属を炉頂から、他のメタル分、スラグ分を炉底からそれぞれ取り出すものである。

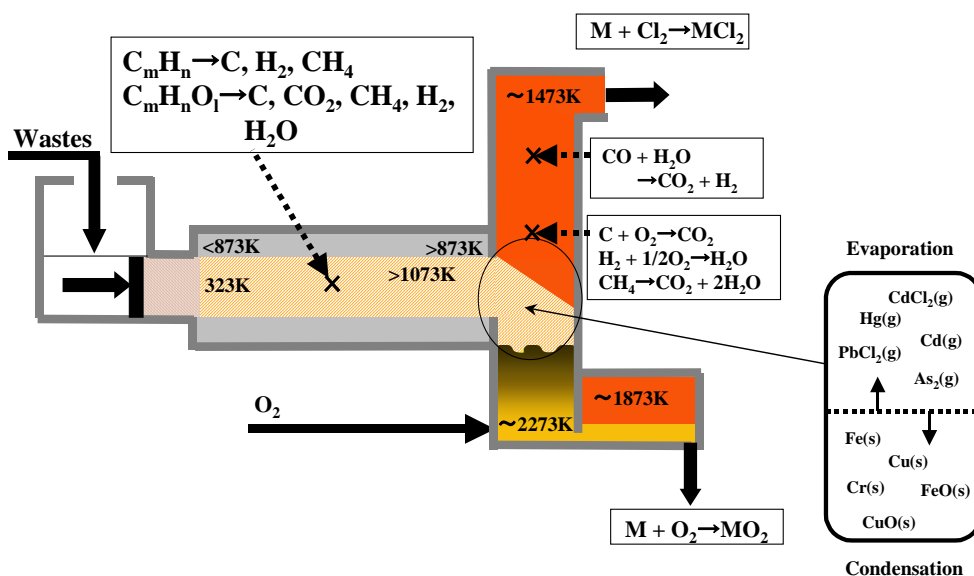


図 5.3-1 ガス化改質炉における主要元素の挙動

温度による酸素と塩素の分圧に対するポテンシャル図を検討したところ、図 5.3-2～図 5.3-4 のようになった³⁾。図中、ハッチングで示した領域は、

- 1) Fe が固体、Cu が固体又は液体、Zn が固体酸化物（炉底から回収）
- 2) Cr 以外の重金属（Pb、Cu、As、Cd、Se）が気体塩化物（炉頂から回収）

という分離可能性がある領域である。

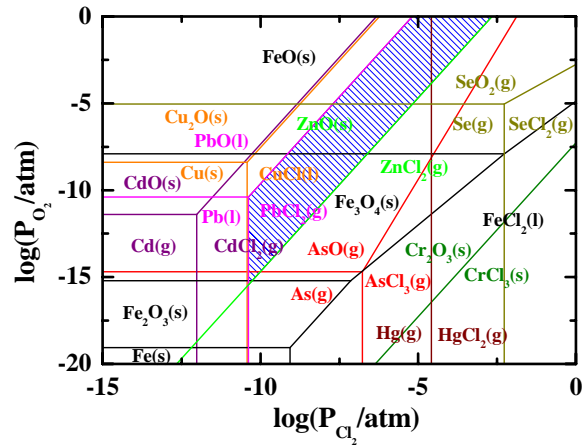


図 5.3-2 金属の分離可能性に関するポテンシャル図 (1100K)

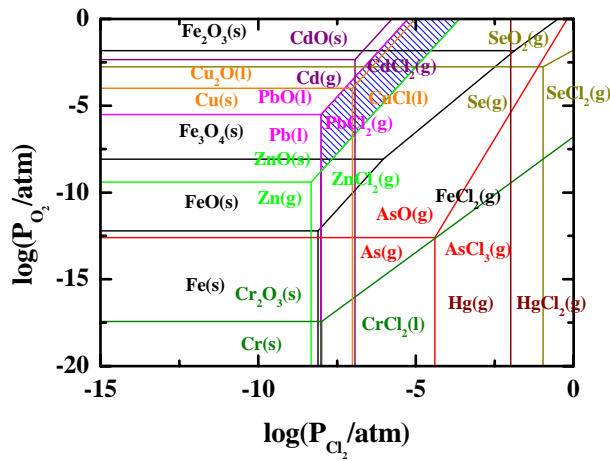


図 5.3-3 金属の分離可能性に関するポテンシャル図 (1500K)

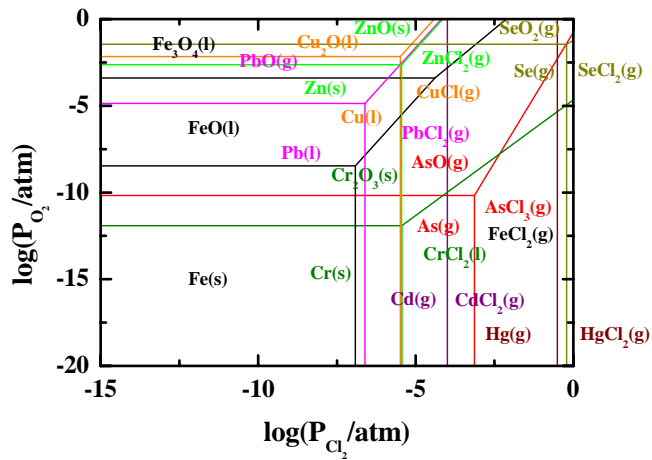


図 5.3-4 金属の分離可能性に関するポテンシャル図 (1900K)

5.4 自然循環と長期循環の研究

槌田らは、地球を「定常開放系」と位置付け、「地球は熱汚染を宇宙に捨てる星」と述べている。地球の自然循環は、低層と高層での大気循環と水循環、さらに、地表における生物の循環によって成り立ち、廃棄物問題は、最終処分場等ではなく、自然循環に委ねることで解決すると述べている⁴⁾。現代社会の人間の活動に伴う熱や物質の廃棄物を、自然循環が、その大循環の機能を損ねることなくどこまで引き受けられるのかどうかは議論があると考えられるが、特に、石油等のエネルギー資源の利用が必須である“人工循環”ではなく、自然の大循環を利用する発想は興味深いところである。

一方で武田は、廃棄物の一部は自然に返し、一部は焼却して減容化し、金属等を含む焼却灰を人工鉱山として長い将来活用出来ないか、提案している⁵⁾。このような長期スケールでの再利用が技術的に可能であるかどうかは検討が必要であるが、いずれ金属資源の一部が枯渇傾向に陥った場合、再資源化しての利用可能性を確保するためには、地理的に濃集しておくことが必須条件である。

本研究を進展させる上で、例えば空間的な切り口として、より大きなスケールでの自然が持つ循環・浄化能力の研究や、時間的な切り口として長期的な人工鉱山の需給成立条件の研究等が挙げられる。また、エネルギー資源と金属等の資源とでどちらを優先保護すべきかは重要な検討課題であるが、エネルギー資源の利用は循環し得ない（散逸するだけ）ものであり、金属等はエネルギーがあれば循環利用出来、部分的にはより資源量の豊富な材料に代替出来る可能性があることから、エネルギー資源の節約・保護の方が優先すべきと考えられる。

参考文献

- 1) (独) 新エネルギー・産業技術総合開発機構：“平成 13 年度 環境負荷抑制対応廃棄物エネルギー利用促進調査研究－非臭素系難燃材料調査研究報告書” (2002 年 3 月)
- 2) (社) 全国都市清掃会議：“検証・確認報告書 川鉄サーモセレクト式ガス化熔融技術” (平成 12 年 3 月)
- 3) 那須昭子：“Poisonous Materials in a Recycling Society and Their Purification (循環型社会における有害物質の蓄積と浄化)”，名古屋大学博士論文，平成 16 年 3 月
- 4) 槌田 敦：“エコロジー神話の功罪－サルとして感じ、人として歩め”，ほたる出版 (1997)
- 5) 武田邦彦：“リサイクルしてはいけない”，青春出版社 (2000)

第6章 環境と情報の関係についての考察

1985年のオゾンホールが発見を契機に、環境問題は地域的な公害問題から地球規模への地球環境問題へとその視野が大きく変化したが、フロン・代替フロン類とオゾン層破壊、CO₂と地球温暖化及びその影響、難分解性の有機塩素化合物とその影響、リサイクルと資源・エネルギーの消費、揮発性有機化合物 (VOC) と光化学オキシダント生成など、多くの環境問題における因果関係の真偽と指向すべき方向において、科学者たちの学問的な立場について合意が形成されておらず、未だに論争や未解明な点があるのが現状である。

1980年代以降現在までのいまひとつの特徴は、情報化である。情報化によって、世の中に流通する情報量が飛躍的に増大した。特に、インターネットの利用による情報の共有、検索を通じ、“通信”という領域を超えて物質と同等の価値を有するものとしての「情報」の価値が認知されるようになった。一方で、世の中に流通する膨大な情報の中には、負の価値を有する情報もあり、環境の学問の世界においても、不正確な認識や、同一事項に対する正反対の主張が流布されることもある。

本章では、環境に関する情報と認識の問題を取り上げ、6.1章では「温暖化に伴う海水面の上昇」という誤認識の一例を検証する。次に6.2章では、工学的な安全と、社会の心理的な安心との関連について考察した。6.3章では、情報の正の面に着目し、情報化が物質利用の効率を上昇させ得るかどうかについて検討した。

6.1 極地の氷の融解と海面水位変動に見る環境情報の伝達問題

18世紀の産業革命以来の急速な科学の発達によって先進国の社会様相は一変し、それに伴い科学が社会に直接的な影響を与えるようになった。現在では、さらに科学・工業と社会の関係は深くなり、従来から純学問的興味の下で行われていた研究も国家の関与や社会の要請によって影響を受けるようになってきている。

科学の成果が間接的に社会に影響を与えていた時代には大学や研究機関から情報が発信され、それが次第に社会に理解され、普及することが一般的であったが、科学と社会の距離が近づくにつれて科学的な進歩や技術的な成果が直接的に政策や生活の中に持ち込まれることから、その副次的作用として科学が明らかにした事実や技術的成果が社会に正しく認識されるのが困難な例が見られるようになってきた。

本章では、地球温暖化の影響として挙げられる「極地の氷による海水面の変化」に着目し、科学的事実の伝達において重要であると考えられる過程、特に気候変動に関する政府間パネル (Intergovernmental Panel on Climate Change: IPCC)、日本政府、日本の専門家、マスコミ及び市民等の認識とその差について研究した結果を整理した。

6.1.1 調査方法

地球温暖化については膨大な研究、調査が国内外で行われているが、そのうち、国際的に広く認められている資料として IPCC の研究報告、学術的な目的で開かれたシンポジウ

ムなどの記録、公的発表などのデータを利用した。また日本国内の認識を調査する資料として、政府の公的発表、国立研究機関の研究報告、学会の論文や発表、マスメディアの報道及び個別の研究者のデータなどがあり、これらを利用した。市民の認識の調査は、自治体を中心とした市民の意識調査や環境保護団体の活動記録を参考にした。以上の資料をもとに、「極地の氷による海面水位の変化」に関して IPCC、日本政府、マスコミ及び市民がどのような認識を持っているかについて系統的な整理を行った。

(1) IPCC 関連資料の調査

IPCCは気候変動の現象とリスクに関する最新の科学的・技術的・社会経済的な知見をまとめて評価し、各国政府に助言を行うことを目的とした政府間機構である。世界有数の科学者が参加しており、独立性を保つため科学的検討結果は公表しているが政策の提案は行っていない。IPCCには3つの作業部会があるが、第一作業部会において気候変動に関する科学的な評価を行っており、この第一作業部会が1990年から現在までに3度の報告書をまとめている^{1),2),3),4)}。

IPCCの報告書には地球温暖化の成因、経過などの総合的な記述があり、その中から地球温暖化によって起こると予想される将来の海面水位の変化及び要因ごとの影響を予測した結果が記載されている。2005年までに公表されている報告書の中で北極の海水の融解による海面水位への影響が定量的に記載されていない2つの報告については文中の記述を参照した。

また報告書により予測期間が異なるので本章では1年当たりの変化量に直して示した。なお変化量に幅のある場合、報告書内に「最も正しい予測 (the best estimate)」と示してある場合はその値を用い、示していない場合は幅で示された中央値を用いた。

(2) 政府発表の調査

地球温暖化を取り扱った日本政府の代表的な公的資料として、環境省（旧環境庁）が昭和47年より編集し毎年発行している環境白書を参照した。本章では、環境白書のうち昭和47年版から平成17年版までの34年分を調査した⁵⁾。

環境白書の地球温暖化に関する記述は多岐に亘るので、将来の気温変化予測、それに伴う海面水位の変化予測、海面水位の変化への極地の氷の寄与に関する記述の部分を調査した。記述が定量的な値を示している場合には発行年ごとに予測期間と変化量を調べ比較した。定量的な値が示されていない場合には文章中の「上昇」などの定性的な表現を参考にした。なお、定量値の比較の際に、予測期間として表現されている「現在」を発行年とし、「2030年代」は2030年、「21世紀半ば」は2050年とした。またIPCCの調査と同様に変化量に幅のある場合はその中央値を用いて1年当たりの変化量を算出した。さらに海面水位変化の原因が文章で直接、表現されている場合はその表現を用いた。

(3) マスコミ報道の調査

マスコミとは一般的にテレビ・ラジオ・新聞などの報道機関を指すが、この中でも特に「新聞」は信憑性の高い情報を伝える機関であり、記録も残されている。本章では日本の代表的な新聞である朝日新聞の朝刊と夕刊の記事を対象に、朝日新聞オンライン記事データベースを用いて調査した。

検索はデータベースの関係から、1984年については期間を8月4日から12月31日、1985年から2004年については1月1日から12月31日、そして2005年については1月1日から10月20日の期間で行った⁶⁾。検索の具体的方法を以下に示した。

(a) 地球温暖化に関する記事数の調査：「温暖化」「気候変動」「気候変化」「気候の変化」「気候が変化」「温室効果」のいずれかの語句が含まれる記事の検索を行い、総件数として表示された数を「地球温暖化に関する記事数」とした。

(b) 地球温暖化による海面水位の変化に関する記事数の調査：(a) で用いた6個の語句のいずれかを含み、かつ「海面」「海水面」「海水準」「海水位」のいずれかが含まれる記事の検索を行い、さらに検索された記事の本文を読み、地球温暖化による海面水位の変化に関する記述のあるものを該当記事とした。この際、著作権などの制約により本文の内容が確認出来なかった記事は、東京本社版のみ別途出版されている朝日新聞縮刷版⁶⁾を用いて本文を確認した。それ以外の地方版で内容の確認の出来なかった記事は、記事数としては数えなかった。

(c) 海面水位の変化の原因の記述がある記事数の調査：(b) で検索し、内容を確認して本文中に地球温暖化による海面水位の変化の原因の記述がある記事数を数えた。この原因には極地の氷の他、グリーンランドの氷床、大陸氷河の融解などを含んでいる。

(d) 海面水位の上昇・下降の原因として挙げられている記事数の調査：(c) の記事のうち、海面水位の変化の原因として記述されている表現を抜き出し、北極の海氷、南極の氷床が記載されている記事数を数えた。

(4) 市民の認識の調査

環境問題に関して政府機関、地方自治体が一般市民を対象に地球温暖化に関するアンケートを多数実施している。これらのアンケートのうち、海面水位の変化に関する認識を問うているものを整理の対象とし、市民の認識の一つとして整理した^{7), 8), 9), 10), 11), 12), 13), 14)}。アンケートの設問は各アンケート実施者が任意で設定するため統一性はない。そのためアンケート回答の「知っている」「認知している」「関心がある」「問題である」「心配である」「危機を感じる」などの回答の割合をまとめて「関心度」として整理をした。

また、定性的な調査として大学の講義にて地球温暖化に対する回答を求め、例示した。

6.1.2 結果と解析

(1) IPCC の報告

2005年までに発行された IPCC の報告書（発行年順に、第一次、第二次、及び第三次報告書と呼ぶ）は、いずれも近い将来に地球の平均地上気温は上昇し「地球温暖化」が起これると予測している。その予測値は、第一次では Business as Usual と呼ばれるシナリオで 1990～2030年の期間に 1.1 °C、第二次では IS92a と呼ばれるシナリオで 1990～2100年の期間に 2.0 °C、第三次では同じく IS92a シナリオで 1990～2100年の期間に 2.5 °C とされている。1年当たりの上昇温度として規格化すると、第一次では 0.028 °C/年、第二次では 0.018 °C/年、第三次では 0.023 °C/年の速度で気温が上昇することを意味する。

気候変動が起こればそれに伴って海面水位が変化すると予想されており、IPCC報告書では海面水位の変化についても要因ごとに分析している。要因別の海面水位の変化に関して第一次、第二次、第三次報告書の予測値をまとめたものを表 6.1-1 に示す。

表 6.1-1 様々な要因による海水面の変化

	海水面変化 / cm					合計
	北極 海氷	南極 氷床	グリーン ランド氷床	氷河	熱膨張	
第一次報告書 (1990) ^(注) (予測期間：1985-2030)						
予測値	0	-0.8～0.0	0.5～3.7	2.3～10.3	6.8～14.9	8.7～28.9
中央値	0	-0.60	1.8	7.0	10.1	18.3
年当たり (cm/年)	0	-0.013	0.040	0.16	0.22	0.41
第二次報告書 (1995) ^(注) (予測期間：1990-2100)						
予測値 ^(注3)	N.A.	-1	6	16	28	20～86
中央値	N.A.	-1	6	16	28	49
年当たり (cm/年)	N.A.	-0.0091	0.055	0.15	0.25	0.45
第三次報告書 (2001) ^(注) (予測期間：1990-2100)						
予測値	0	-17～2	-2～9	1～23	11～43	11～77
中央値	0	-7.5	3.5	12	27	44
年当たり (cm/年)	0	-0.068	0.032	0.11	0.25	0.40

N.A. : not available

(注 1) Business as Usual シナリオ、(注 2) IS92a シナリオ、(注 3) the best estimate

海面水位の変化量は、北極の海氷、南極の氷床、グリーンランドの氷床、氷河の融解、そして海水の熱膨張の 5 つを主要な要因と考えて計算を行っている。1990 年の第一次報告書では、北極の海氷は海面水位の変化には寄与しないとされており、南極氷床は -0.8 cm から 0 cm とされ、海面水位の変化に最も大きな影響を及ぼすのは熱膨張としている。1995 年の第二次報告書と 2001 年の第三次報告書においては対象期間が変更されているので、期

間の最後の海面水位は異なっているが、要因ごとの海面水位の変化はほぼ同様の結果となっている。

まず北極の海氷の融解に関して3つの報告書は一致して影響が少ないとしているが、これはアルキメデスの浮力の原理によって海水面以下の排除体積が大きいという物理学的な現象が支配的であることが理由と考えられる。

次に南極の氷床について、第一次、第二次の報告では南極の氷床の影響によって海面水位は大きくは変化しないとされており、第三次報告では-17 cm から+2 cm の幅で報告されている。最大で+2 cm であるから海面水位が上昇する可能性はあるが下限の値-17cm との平均値は-9.5 cm であり、総合すれば IPCC の報告では「地球温暖化の影響による南極の氷の寄与は、海面水位を下降させる方向である」と表現するのが適切である。

(2) 日本政府の公的見解

環境白書を調査したすべての年を通して IPCC に報告されている海面水位の変化に対する要因と定量的な値は示されていない。また、海面水位の変化の要因が文章中で言及されている年とされていない年があり、言及されている場合は海面水位が上昇する理由が記述されている。また、環境白書では海面水位に関する要因について水位が上昇する場合か、あるいは見解が示されていないかのどちらかであり、水位の下降についての記述は見つけることが出来なかった。

また、記述の形式は2通りになっており、1990年以前は IPCC の報告値を採用していないこともあって、影響を過大に評価している。第一次 IPCC 報告書発行後の1991年以後は IPCC の報告書に準拠しているが、極地の氷と海面水位の関係については IPCC と反対の認識になっている。特に IPCC 報告書で海面水位が低下すると記述されていた極地の氷に関して1995年の第二次の IPCC の報告以後も海面水位の上昇の要因として発表している。

2005年に最も近い白書の記述では、平成15年版環境白書の環境問題の現状と政府が環境の保全に関して講じた施策、第1章第1節中の「海面の上昇」の項に、「気温の上昇は、海水の膨張、極地及び高山地の氷の融解を引き起こし、その結果として海面の上昇を招きます。この場合、海岸線の後退により多大な影響が生じると考えられます。IPCC第三次評価報告書によれば、20世紀に地球の平均海面水位は10 cmから20 cm上昇しており、1990年から2100年までの間に9 cmから88 cm上昇することが予測されています。2080年までに海面水位が40 cm上昇する場合、沿岸の高潮により水害を被る世界の人口は、年平均で7,500万人から2億人の範囲で増加すると予測されています。」と記述されており、極地の氷の融解が海面水位の上昇を招く一因であると表現されている¹⁵⁾。

環境省が極地の氷について IPCC と異なる表現を採用した理由は明らかにされていないが、新聞や一般市民などの認識に影響を与えたものと考えられる。

(3) 新聞記事からの整理

朝日新聞オンライン記事データベースを用いて整理を行い表 6.1-2 を得た。地球温暖化に関する記事は 1984 年から見られ、1989 年に前年の 92 件から 456 件へと急激に増加し、1997 年に 2,166 件となった。これを新聞の読者が記事に接する回数として整理すると 22 年に渡って平均 1 日約 2 件の記事に接してきたことになる。

地球温暖化の記事のなかで、海面水位の変化についての記事は 1988 年から 1990 年にかけて 16~48 件、1997 年には 95 件で合計 513 件、その要因に触れている記事が 96 件である。水位が変動する要因としては南極の氷が 55 件であり、北極、グリーンランド、熱膨張はほぼ同数である。なお海面水位の下降の要因に極地の氷を挙げている記事は 4 件見られた。

表 6.1-2 朝日新聞での気候変動に関する記事数の集計結果

年	記事数			海面水位の原因							下降の原因	
	地球温暖化	海面水位	原因	北極海水	南極	グリーンランド	氷河	熱膨張	氷山	エルニーニョ	南極	グリーンランド
1984	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1985	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1986	20	3	3	1	3	1	0	0	0	0	0	0
1987	26	2	2	1	1	1	1	1	0	0	0	0
1988	92	16	9	4	3	3	3	4	0	0	0	0
1989	456	47	9	1	6	4	5	2	1	0	0	1
1990	569	48	8	5	6	6	2	6	0	0	1	0
1991	444	25	4	1	2	1	1	2	1	0	0	0
1992	496	24	4	2	2	2	2	4	0	0	0	0
1993	221	13	3	0	2	0	1	1	0	0	0	0
1994	209	16	3	2	2	1	0	2	1	0	0	0
1995	215	19	3	2	2	2	1	1	0	0	0	0
1996	306	8	2	1	2	1	0	1	0	0	0	0
1997	2166	95	16	4	7	1	9	8	0	0	0	0
1998	1342	18	3	1	2	0	1	0	1	0	1	0
1999	929	10	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0
2000	1006	32	3	0	1	2	0	0	0	0	0	0
2001	1329	37	6	5	4	2	1	0	0	0	0	0
2002	1110	35	3	0	2	1	0	1	0	0	0	0
2003	842	21	5	4	4	3	1	0	0	1	0	0
2004	980	21	5	0	1	2	2	1	0	0	2	0
2005	1290	23	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0
合計	14059	513	96	34	55	34	31	34	4	1	4	1

(4) 一般市民の認識

2002 年から 2005 年にかけて自治体を中心に地球温暖化とその影響、対策などの市民の認識について調査が行われている。表 6.1-3 にそれらのうち、海面水位の変化について問うアンケートを整理した結果を示す。ここではアンケート内容を詳細に示すことは省略するが、いずれのアンケートでも市民が地球温暖化による海面水位の上昇に強い関心を示し、かつ海面水位の上昇と北極及び南極の氷の融解とを結び付けていることが分かった。

表 6.1-3 政府及び地方自治体による海面上昇に関するアンケート結果

年	省庁または自治体	海面水位上昇の原因の記述	関心度 (%)
2002	大阪市	N.A.	78.3
2002	岐阜県	N.A.	66.4
2003	宮城県	冰山や氷河が融けて	95.9
2003	因島市	N.A.	71.4
2004	守谷市	南極の氷が融けて	89.6
2004	新潟県	冰山や氷河が融けて	95.9
2005	滋賀県	海水の膨張	71.6
2005	内閣府	N.A.	62.6
平均			79.0

N.A. : not available

次に、大学の講義での回答から海面水位の変化に関する回答の例を以下に示す。定性的な解析であるが、2005年度における早稲田大学、立教大学、名古屋大学、中部大学、愛知大学、多摩美術大学における講義の感想や解答から得られたもののうち、典型的と判断出来るものを示した。

- ・「地球温暖化で南極、北極の氷が融解したら海面が上昇するといったことは、今まで当たり前のように思っていた。」
- ・「北極の氷が融解しても、海面が上昇しないということは、言われてみれば当たり前のことですが、新聞やテレビなどでずっとそのように言っていると、ついそのことは正しいことのように思えてくる。」

このように、大学の学生は極地の氷と海面水位の関係について IPCC の報告とは異なる認識を持っていた。多くの学生がこのような認識になった原因が新聞等の報道によっているとしている。

6.1.3 考察

以上の調査結果をまとめると、IPCC は気温上昇による極地の氷の影響によって海面水位は平均として下降すると報告しているが、日本政府の発表は曖昧であり、一部に海面水位の上昇の認識を招く様な表現が採られている。新聞記事は一貫して海面水位は極地の氷によって上昇すると記載しており、市民は気温が上昇すると氷が融解し、海面水位は上昇すると認識していると結論出来る。

IPCC の報告では「下降する」であった認識が、市民の認識において「上昇する」に変化した理由について基礎学問的な面と情報伝達の面から考察を加えた。

(1) 基礎科学との関係

北極の氷は「海氷」と呼ばれ、海水上に自らの重量と釣り合う浮力を受けて浮いている。従って海水中の塩分を除けばグラスに入った水に氷を浮かべた場合と同じであり、氷は水になると体積が減り、氷に押しつけられていた体積となるので水面は上昇しない。ただし、北極の氷は海水に浮いているので海氷の密度の補正が必要である。北極の氷の重量を W 、地球の全海面積を A 、水の密度を ρ_w 、海水の密度を ρ_{mw} とすると塩分の影響で海面水位が変化する高さ ΔH は(6.1)式で表される。

$$\Delta H = \frac{W}{A} \left(\frac{1}{\rho_w} - \frac{1}{\rho_{mw}} \right) \quad (6.1)$$

$W = 2.01 \times 10^{16} \text{ kg}$ ¹⁶⁾、 $A = 3.62 \times 10^{14} \text{ m}^2$ ¹⁷⁾、 $\rho_w = 1.00 \times 10^3 \text{ kg/m}^3$ ¹⁸⁾、 $\rho_{mw} = 1.03 \times 10^3 \text{ kg/m}^3$ ¹⁹⁾ であるから北極の氷が全て融けた場合の海面水位上昇は $\Delta H = 1.6 \times 10^{-3} \text{ m}$ となる。地球が温暖化しても北極の氷の一部が融解するにとどまるので、IPCCの報告のように海面水位には影響を与えないが、全て融けたと仮定しても殆ど影響がないことが分かる。

日本の学校ではアルキメデスの原理については中学校1年生から部分的に説明し高等学校までに教えられる基本的な現象である。従ってほぼすべての国民がアルキメデスの原理を理解し、それを日常的な現象の理解に応用し得るなら、北極の氷の融解と海面水位の変化についての報道に疑問を感じると考えられる。またある国立大学工学部物理工学科1年生に対して(6.1)式の導入を求めたところ、80人中10名が浮力の原理を理解していなかった。このことは理科系の高等教育を受けた物理専攻の学生も原理を生活に活用することが困難であることを示している。

一方、南極の氷については北極より複雑な物理現象を考察する必要がある。アメリカ航空宇宙局 (National Aeronautics and Space Administration: NASA) の所属機関であるゴダード宇宙科学研究所 (Goddard Institute for Space Studies: GISS) が発表しているアムンゼン・スコット南極基地での地表気温の年推移を 図 6.1-1 に示す²⁰⁾。

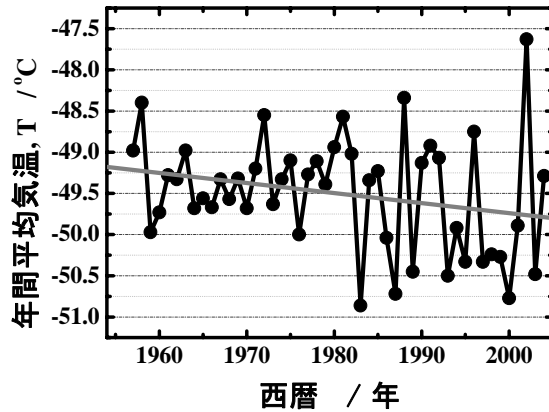


図 6.1-1 アムンゼン・スコット南極基地における気温の推移

1957年に観測が開始されてから1982年までは殆ど年平均気温の変化は見られず、1983年に観測史上最低値を記録し、その後は温度の上下が大きくなっているが回帰直線を作図すると年平均温度を T 、観測年を Y として(6.2)式で示すと下降傾向にあり、その平均値は -49.5°C であった。

$$T = -0.0122 Y - 25.3 \quad (6.2)$$

またIPCC第三次報告書によれば、20世紀中に地球の平均地上気温は約 0.6°C 上昇したとされているが、アムンゼン・スコット南極基地では観測48年間で平均地上気温が約 0.6°C 下降している。アメリカ海洋大気庁 (National Oceanic and Atmospheric Administration: NOAA) が発表している1982年からの南極圏 (南緯 $65^{\circ}\sim 90^{\circ}$) における対流圏温度の観測においても同様に年平均気温は下降しており²¹⁾、地球の平均地上気温の変化と南極圏における気温の変化には直接的な相関性は認められていない。

また、南極大陸周辺部の気温が地球の平均地上気温と同じように上昇し、南極の氷床が大陸の周辺部から融解した場合でも、南極中心部の気温は氷点下である。

基礎科学的には南極の氷は周辺海域の水の蒸気圧、南極大陸上での固化の現象としてとらえることが出来、温度の上昇によって大陸の気温が 0°C 以上にならなければ蒸気圧の上昇に伴い、固化量は増大するはずである。海氷の融解現象と異なり、気象学的な影響が強いが、それでも主として高等学校で習得する物理化学の知見が現実の現象に応用し得れば、たとえ報道に間違いがあるとしても自ら判断し得る余地もある。

また、英語の力や「事実を調査する力」も関係すると考えられる。新聞記者は簡単にIPCCの報告に接する機会があり、一般市民もインターネットなどを通じて報告を見ることが出来る。地球温暖化について解説や書籍などを執筆する専門家、環境団体、国立研究機関などもIPCCの報告を容易に入手し理解することが出来る。それにも拘わらず長期に亘って

正反対の解説がなされ、国民的な共通認識に近い状態を作り出したことについてより深い検討が必要と考えられる。

(2) 心理的・倫理的検討

本章は主として地球温暖化による極地の氷の融解に伴う海面水位の上昇に関する科学的事実と社会的認識について整理し、解説するものであるが、ここではその心理的・倫理的側面について考察する。

第一に心理学的側面においては、「人は認知の儉約家である」²²⁾という考え方は、広く受け入れられた学説である。認知とは人間が自分や自分を取り巻く外部環境の特質を捉える働きを言うが、人間はこの認知の過程においてなるべくエネルギーをかけないように行動する傾向を持つということである。つまり、この傾向は人間が「自分を取り巻く地球環境の状況」を認知する際に、自分で物理的な計算をしたり検証するよりも他者が計算して出しているデータの調査によって、また調査よりも容易に情報が得られる新聞やテレビから知見を得ることを示している。マスコミや政府が曖昧な記述や誤った発表をすれば、市民の大多数が誤った認識をすることは心理学的に不可避であり、情報発信側が事実関係の調査や検証を行う必要がある。

第二に社会学的には、一般的に根拠のない認識が社会に広まる現象は「流言」「うわさ」と呼ばれる。「流言」「うわさ」は社会学の分野で多くの研究がされている^{23), 24), 25)}。ここで詳細を述べることは避けるが、「流言」「うわさ」の伝達には、「不安」「曖昧さ」が大きく作用することが既に明らかにされている²⁶⁾。

前節でも述べたように、現状では基礎学問は十分に実際の生活には活用されず、多くの市民にとって「地球温暖化により極地の氷が融け、海水面が上昇するかどうか」ということは曖昧である。さらに、地球温暖化を初めとした環境問題は、今までの悲惨な四大公害被害や、Carsonの沈黙の春²⁷⁾、Meadowsらの成長の限界²⁸⁾の衝撃的かつマイナスの印象もあり、とりわけ市民の「不安」に直結し易い情報であると考えられる。現在では比較的毒性が低いと報告されているダイオキシン類²⁹⁾が「猛毒で史上最強の発がん物質」として市民に認識されている例も、同様の構造を持つと考えられる。

第三に科学倫理という面では、「自らが有利になるからと言って、情報の提供者は発信する情報を選択してはいけない」という大原則が守られていないことを指摘出来る。一部の金融商品においてその有利な側面だけを顧客に伝えることや不動産取引における情報公開が厳密に求められる時代にあって、最も正しく事実が伝えられるべき地球温暖化現象の影響について、本章で示したような状態を科学者が放置することは不適切と考えられる³⁰⁾。

以上の考察を踏まえると、市民の心証形成に大きな影響力を持つ専門家はもとより、政府及びマスコミは事実関係の調査・検証をしっかりと行い、冷静な態度で報道をし、受け手側である市民もこれを冷静に受け止め、自らでも調査・検証をしていく必要があると考えられる。また、科学と社会の関係が近づいている現状を前提に「基礎学問を活用する力」

や「事実を調査する力」を養う教育も求められると考えられる。

6.1.4 結論

地球温暖化と海面水位の変化に関する認識を調査し、基礎学問との関係及び心理学的傾向の観点から考察を加えた結果、

- 1) IPCCは地球温暖化で気温が上昇すると極地の氷によって平均的には海面水位は下降すると報告している。
- 2) 日本政府は環境白書で異なる表現を使っている。
- 3) 新聞は極地の氷が融解して海面水位が上昇するという記事を出しているが、その根拠は明らかではない。
- 4) 一般市民は地球温暖化によって極地の氷が融解し、海面水位が上昇すると認識している。
- 5) アルキメデスの浮力の原理、温度の違う場所の流体の移動と平衡のような基礎学問は教育されているが、この場合は活用されていない。
- 6) IPCCは情報を容易に入手し得る努力をしているが、その報告は科学的に正しく解説され、報道されていない。
- 7) 専門家の発言や政府やマスコミ発表の影響力は大きく、誤った情報が流布されればそれが「流言」となって定着する可能性が高い。

ことが分かった。

6.2 都市の安全・安心と社会技術

6.2.1 緒言

人口が集中する都市ではそこに特有の危険が発生し、歴史的には一般的に都市の生活は危険を伴うと認識されてきた。一方、都市には政治権力などの集中が見られるので、都市の安全を確保する為の多くの技術開発が行われてきた^{31),32)}。特に20世紀になり超高層ビル・深深度地下鉄を有する大都市が出現し、人と物の集積度がさらに高まってきた。その結果、特定の安全問題は顕在化し、または別の問題が潜在化するようになった。

高度な科学技術と強力な政府の施策によって、国の活動の中核を担う首都及び主要都市の安全は改善されていく。それは、都市、特に都市の中でもその象徴的存在である首都がひとたび物理的に崩壊したり、人々の不安が増大すれば国の存亡に関わる可能性が存在するからであり、特に先進各国においては都市の崩壊を防ぐことが出来る技術、資金も調達し得ると考えられる。実際にも膨大な資金を投じて技術開発が行われてきたが、なお都市における危険性は増大していると認識されている。

また、物理的な意味での安全がある程度のレベルに達すると、安全であっても必ずしも都市で生活する市民が安心と感ずることが出来ない事態も生まれてきた。これらの複雑な事象については、これまでのように自然科学や工学がその成果を世に問うだけでは不十分であり、より積極的に社会の改善にアプローチをする必要が生じている³³⁾。社会学的、心理学的な研究も並行して行われているが、現代の都市の安全・安心を確立するためには単に技術の開発に留まらず^{34),35)}、自然科学と工学がより具体的に社会にアプローチし文理融合した分野での学問の発展が期待される^{33),36),37),38),39)}。本章は「安全・安心な都市生活のための社会技術」という領域についてその概要と今後の課題の一端を整理したものである。

なお、既にこの領域については先駆的研究ならびに政策検討などが行われていることもあり⁴⁰⁾、それらの検討も視野に入れてより国際的な問題点を含め、さらに個別の知見よりも、分類された安全・安心の各項目について最も象徴的な例を示すことによって総合的な整理を行った。

6.2.2 物理的要因が主となる都市の物理的安全性

「火事と喧嘩は江戸の花」と言われるように火災は都市災害の典型的なものであり、現代では高層ビルや密閉空間で起こる火災事故は物理的要因で起こる主たる都市の物理的危険の一つとなっている。都市における最近の火災の傾向を東京に例を取って図6.2-1に火災による犠牲者数と焼失面積を示した。1990年代から2000年代初頭の消失面積は漸減しており、年間60,000 m²であった面積が10年間で42,000 m²になり、約30%も減少している。一方、この間における火災による犠牲者はほぼ130~140人であり変化はない。

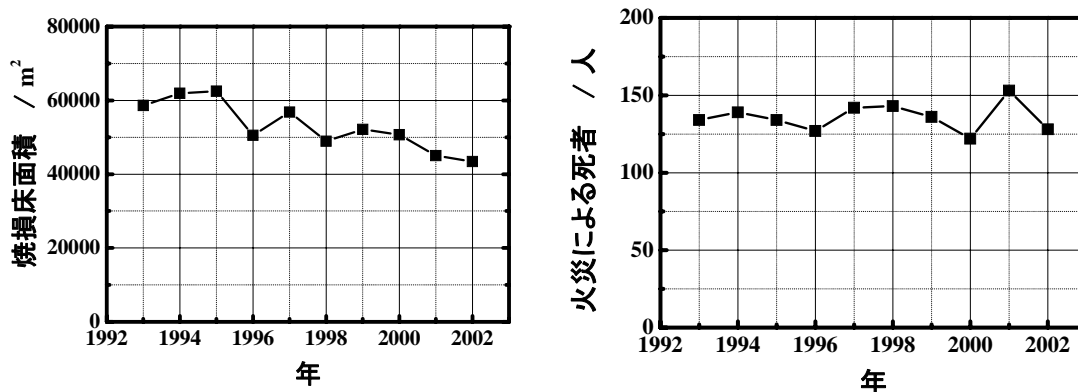


図 6.2-1 東京消防庁管内（稲城市、東久留米市及び島を除いた東京都全域）における火災による焼損床面積と火災死者数

焼失面積の減少が犠牲者の減少に結びつかない原因の一つは住宅の高層化などの都市化による影響である。火災は室内の可燃物質と酸素、それに着火源があると発生するが、一般的に火災は十分な空気（酸素）が供給されて起こるという認識とは違い、都市部の高層住宅のような密閉家屋での室内の酸素は火災を起こすには不足がちである。例えば6畳間の場合、仮に外部から酸素が供給されない構造では、室内に存在する酸素だけでは壁は約1メートル四方しか燃焼しない。その結果、現在の日本では火災の時の死亡原因は図 6.2-2 に示すように火傷とCO中毒がほぼ同程度になっている。つまり火災で犠牲になる人の約半数は、焼死するのではなく、CO中毒で死亡しその後、焼かれることが分かる。

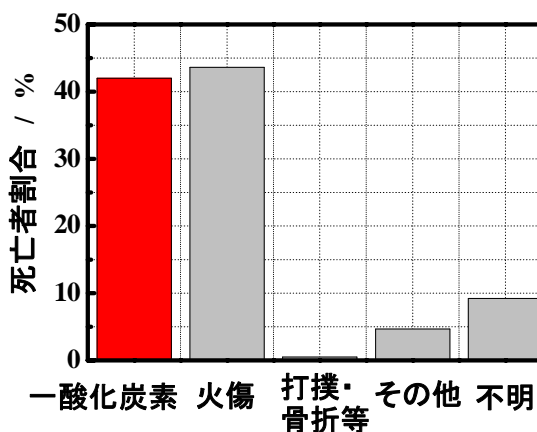


図 6.2-2 日本の火災による死亡原因とその割合

このように都市における火災の危険性は都市における住宅などの構造物に影響されることが分かる。例えば図 6.2-3 にはソウルの火災による経済的損失を示したが、1970年代より損失が増え始め、1980年代からほぼ一定のペースで増加していることが分かる⁴¹⁾。開発途上国の都市火災は急速な開発とそれに伴う高度な安全の確保が間に合わないことから

一時的に不安定になり、危険が増大することが分かる。

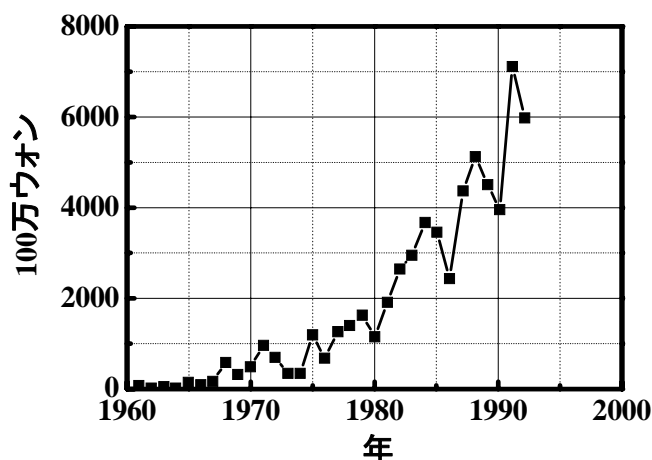


図 6.2-3 ソウル市の火災による損害

一般的に発展途上にある国の火災は増大し、社会が成熟すると共に増加率が減少して安定し、さらに防災技術や意識が高まると減少に転じる傾向にある。既に図 1.7-1 に示したように、日本での火災の犠牲者は1970年代に1,500人程度であったが2000年近傍では2,000人を超すようになった。この増加の原因は日本の人口の都市への集中と住宅などの高層化が原因の一つとされる⁴²⁾。これに対してアメリカではほぼ同じ時期に6,000人から3,500人に低下している。日本で火災による犠牲者の増加の原因を単純に「都市化・高層化」とするならば、アメリカでも徐々にではあるが都市化・高層化が進んでいるのであるから、この期間におけるアメリカと日本の犠牲者の推移を同じ理由で説明することは難しい。

日本などの先進国では既に火災による犠牲者は交通事故に次ぐ数になっており、その絶対数からは大きな社会問題に発展してもおかしくはないが、火災は昔から人間社会に存在する主要な危険の一つであることから、恒常的に人々の恐怖をかき立てるようなものではない。そのため、年間2,000名という犠牲者を出しているにもかかわらず、火災の対策や火災が起こった時の消火活動に関する様態、技術的手法についての発展は緩やかである。

しかし、アメリカと日本の火災による犠牲者数の推移の違いでも分かるように、都市を中心とした現代社会の中での火災の危険性については技術的には決定的な防止技術が成立する段階にある。まず、技術はソフト面とハード面があるが、アメリカやヨーロッパではソフト面での発展が見られ、システム面などにその成果が現れて総合した安全レベルが向上している。例えば、都市の火災の原因は「焚き火」などが少なく「電気火災」が多い。そのため、アメリカやヨーロッパの火災に関する学会ではその国のリビングルームなどにおける火災発生の原因とその防止技術が研究され、発表される⁴³⁾。さらに、特定の都市の特定の場所に何分以内に消防車が到着するか、それまでに火災が拡大されず、人的損害が発生しないためにはどのような家屋構造や防災設備が必要であるかなどのような具体的な

例で火災防止の技術の検討が行われる。

このような活動が行われるのは、火災を防止する技術が完全ではない場合にも、ソフトとハードの技術を組み合わせて現実的な対策を講じるのが有効であるからである。これに対して日本では日本の居間や台所の構造、そこでの生活、そして町の消防施設との関係などを考慮した総合的な研究は殆ど行われていない。特に工業製品の安全性については、アメリカやヨーロッパが自国の火災を防止し、犠牲者を減らすことをその目的としているのに対して、日本では「ヨーロッパ向けに輸出する工業製品の燃焼規格」に合格する輸出品を開発し、それを日本市場に販売するという方式を採っている⁴⁴⁾。

ところで、都市の火災に対する安全性を基本的に高めることが出来るのは木材、繊維、高分子材料、ゴムなどの「可燃性材料」を「完全に不燃化」する技術の開発であり、このような技術にシステム技術が加わることによって都市の火災を完全に防止する「社会技術」が誕生すると考えられる。

既に第二次世界大戦後、ハロゲン化合物を中心として可燃性材料の不燃化・難燃化の研究が進んでいるが、近年、環境問題との関係でハロゲン化合物の使用が制限されたこと等のために、1985年頃からハロゲン化合物を使用せず、不完全燃焼を促進しない新しい不燃技術が研究されているが、まだ有力で決定的な方法は開発されていない。

開発が滞っている理由は、元々木材や繊維、高分子材料は燃えるものであり、そのような可燃物を「火源があっても燃えないようにする」ということは不可能であると考えられていること、火災である程度の犠牲者が出るのは仕方がないと考えていることなどが挙げられる。しかし、可燃物が不燃化すれば燃えるものがないのだから火災は起こらない。ビルや家屋の中にある材料がすべて不燃物で作られていれば、火災の危険性はない。人類が火災という災害から完全に解放される可能性があるのである。そして最近の研究によって元々燃える高分子材料であっても不燃物かそれに近い難燃性を持つ材料が見いだされつつある。

その具体的な例として、前述したようなポリカーボネートという代表的な工業用高分子材料に超強酸塩を僅か 100 ppm 混入すると 図 6.2-4 (右の写真) に示すように材料の燃焼は完全に防止されることが分かってきた⁴⁵⁾。高分子材料や繊維などに大量の難燃剤を混練すれば燃焼を抑制する技術は知られているが、添加物の量が多いと材料の用途は極端に制限されるので、現実的には実用範囲を広げることが出来なかった。この材料のように添加量が極めて少なくかつ難燃性を有する材料の出現は今後の技術展開によって火災を完全に抑制することが出来る可能性を示唆している。



図 6.2-4 PC 及び PC/PPFBS の燃焼性写真

本章では物理的要因による都市の物理的安全性について火災を代表例にして解析を進めた。そして都市における火災の完全防止が高度な社会技術の進展によって現実のものになる可能性があることを示した。しかし、もとより都市の物理的安全性は火災のみならずその立地条件、気象、地盤など多くの基礎的な要素を含んでおり、その特殊性に合わせて独自の安全技術を要する場合も多い。その典型的な例はバングラディッシュのダッカなどであり、膨張性が高く人口密度が急増し、河川の河口のデルタ地帯の真ん中に位置していることから、頻繁に河川の氾濫による大規模災害に見舞われる⁴⁶⁾。このような都市の様々な物理的要因による危険を個別に分類・解析し重点的にそれぞれの現象に基づく社会技術を開発することによって安全性を飛躍的に高めることが出来ると考えられる。

6.2.3 物理的要因と人的要因が絡む都市の安全性

交通事故は物理的要因と人的要因が絡む都市の典型的な安全問題である。前節に示した火災においても寝たばこ、焚き火の不始末、放火など人的要因による火災もあるが、現代社会の都市部においては電気火災、ガス爆発などのような物理的要因による火災の危険性が高い。これに対して交通事故は酒酔い運転、無免許運転、スピード違反、前方不注意、信号無視などの人的要因が多い。自動車を運転することはその運動量から見て大きな潜在ハザードを有しており、それに対して高度に安全・快適に運転出来るシステムが確立されているが、ひとたびこうした人的要因が発現すると一転してリスクが顕在化するのが特徴と言える。

そのようなことから都市部における交通事故を防止するために、ガードレールなどによる歩道の分離、信号機の整備などによるスムーズな交通システムの構築、シートベルトや衝突に際しての衝撃防止などの車両改善などと共に、自動車教習所などによる安全講習、酒酔い運転の罰則強化などのソフト面の対策についてもかなりの力が注がれる。火災と異なり交通事故に関する社会的関心が高く、日本における犠牲者も一時的にはあるが年間10,000人を超えたこともあり、「交通事故死ゼロ」を目指した多くの試みが行われている。

飲酒運転を主とした罰則強化は、増加の一途をたどっていた交通事故死者数が減少に転じたことに貢献している。

まず都市における交通事故の犠牲者数の現状を、都市の幹線と非幹線、及び日本とイギリスについて整理をして 図 6.2-5 に比較して示した。日本の都市部幹線では 1985 年に 2,500 人であったが 1996 年には 3,500 人に増大している。都市部非幹線での増加は少ないが、これをイギリスと比較するとイギリスでは都市部幹線、非幹線共に明瞭な低下傾向にあり、両者の間に大きな差が見られた⁴⁷⁾。すなわち 1985 年には市街地幹線における日本の犠牲者はイギリスの 1.6 倍にしか過ぎなかったが、10 年後の 1995 年には 4.6 倍に上っている。本章では都市の安全・安心の全体像について整理を進めることを目的としているので、イギリスにおける低下の要因分析は詳細に示すことを避けるが、この比較から現代の都市における交通災害を減少させる具体的な技術が存在することを示し、仮にイギリス並みの技術や方法が適応し得る都市においては交通事故の犠牲者数を 10 年間でほぼ 2 分の 1 にすることが出来るということになる。

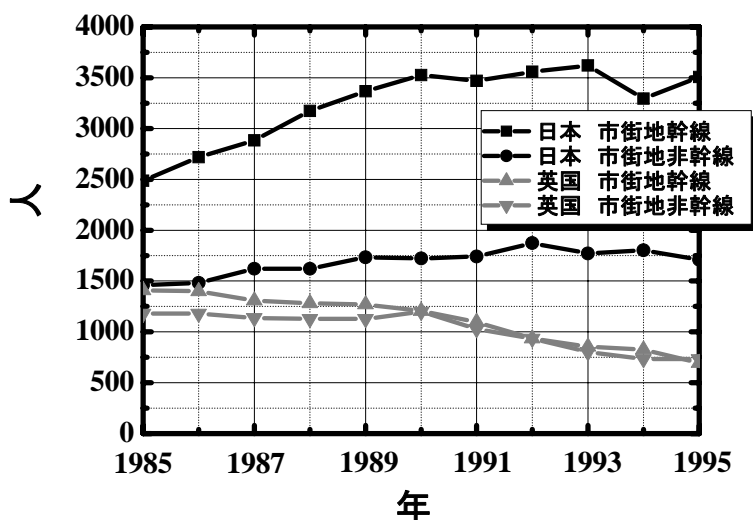


図 6.2-5 都市部の交通事故の犠牲者数

既に交通事故については多くの対策、提言などが行われているので、本章では幹線道路が良く整備され、特に高速で走行することが出来る道路については中央分離帯やガードレールなどが整備された都市における典型的な交通事故として、1) 歩行者との接触による事故、2) 見通しの悪い交差点での出会い頭の衝突事故、に注目して社会技術の開発について述べる。

これまで、人的損傷にはつながるが、その発生原因については微細な不注意である事故を完全に防止する技術的手段は存在しなかった。そこで運転手に注意深い運転を常に呼びかけると共に、ガードレールなど衝突そのものの回避手段やミラーによる視野の確保、シ

ートベルトの着用を義務付けたり、自動車の側板パネルの強化など副次的な防止策が採られてきた。しかし、このような方法は人的要因である注意力の低下を少し補ったり、負傷の程度を軽くしたりすることには効果があるが、抜本的な交通事故防止にはつながり難い。後に「安全」と「安心」の関係について比較して整理するが、自動車を運転して自宅を出る時に「今日は絶対に事故が起こらない」との確信を得ることが難しい理由の一つにこのようなちょっとした不注意によって避けがたい形で起こる事故の存在が大きい。その意味で、絶対的に安全な状態を上昇させることに加えて、心理的な安心度を高めることに大きな影響を持つものと考えられる。

ここでは火災における最近の不燃化技術のように、電子機器や全地球測位システム (Global Positioning System: GPS) などの技術の飛躍的な発展によってこの種の事故について「完全に防止し得る」技術についてその概念を整理する。

車両に高精度GPSとそれから得られる位置的情報や周辺の車両、建造物、それに人の動きを瞬時に計算して車両の走行方向に衝突の可能性のある物体が存在するかを監視するシステムを装備する。そして、例えば交差点に進入する時に衝突の可能性のある車の速度などを計算し、衝突前に自動的に相互が停止するシステムが既に研究されている⁴⁸⁾。また自動車同士の事故ばかりではなく、見通しの悪い交差点にさしかかる自転車、ジョギングをしている人、歩行者などの動きを測定し、停車すること、見通しの悪い道路において民家や事務所の出入り口が直接に接している場合、さらに自動車のドアを開ける時に車両の後方から急速に接近するバイクなどとの接触についても人、自転車、そしてバイクなどの動きを察知して適切に衝突回避の動作を行うことが可能となる。都市部においては都市構造が複雑であり、人の動く速度が速く、密度が高いため膨大な数の事故の可能性が潜在的に存在する。

仮に GPS と車両に搭載された高度な電子装置による制御によって上記の接触を未然に防止することが出来れば、都市部において「交通事故の可能性のない自動車」が登場すると思われる。このことは交通事故は物理的及び人的要因が複合的に作用して起こるものであり、従って交通事故をゼロにすることが出来ないとの従来の概念を電子機器の発達による社会技術によって達成することが出来ると考えられる。特にこの点について本章で強調したいことは、火災や交通事故についてはそれらの「完全防止」が不可能であるとの概念が社会技術の発展を阻害していると考えられることである。

6.2.4 人的要因が主たる都市の物理的安全性

人的要因が主となる都市の物理的安全問題で最も典型的なものは都市犯罪である。既にアメリカなどの都市の危険性が高いことはよく知られている⁴⁹⁾。表 6.2-1 にはアメリカの安全都市の序列の調査の一つを示したが、安全性についての序列を決める判断基準は“murder, rape, robbery, aggravated assault, burglary and motor vehicle theft”の発生率である。いずれも人間に起因した危険性で、それも極めて直接的である。リストから危険な都市と

して挙げられているデトロイト、アトランタ、セントルイス、ワシントンDC、ニューオーリンズ、リッチモンド、バーミングラムなどはいずれも日本でも有名な大都市であり、それに対して安全とされる都市で日本でよく知られた名前は見当たらない。都市の安全はその規模や活動量に依存し、都市の人口が多く活動が盛んであると危険も増大することが分かる。日本の都市についても調査が進んでいるが、このようなデータが社会一般に知られ、それに基づいて危険の要因を解析し、それを対象とする社会技術を作り上げる段階には至っていない。

表 6.2-1 アメリカの都市の安全序列

	安全 10:		最も危険 10:
1	Newton, MA	1	Camden, NJ
2	Brick Twnshp, NJ	2	Detroit, MI
3	Amherst, NY	3	Atlanta, GA
4	Mission Viejo, CA	4	St. Louis, MO
5	Clarkstown, NY	5	Gary, IN
6	Lake Forest, CA	6	Washington, DC
7	Thousand Oaks, CA	7	Hartford, CT
8	Colonie, NY	8	New Orleans, LA
9	Cary, NC	9	Richmond, VA
10	Dover Twnshp, NJ	10	Birmingham, AL

全体: 354都市

このようにアメリカの都市は犯罪が多く、その危険性が世界的にも高いことが知られているが、最近では国際情勢が不安定になり、その影響でアメリカ以外の都市でもテロなどの新たな危険が高まっている。図 6.2-6 は、1970 年代からのロンドン市街部におけるテロ犯罪の件数を示したものであるが、1990 年代に入る前までは殆ど事件がなかったにも関わらず、1990 年代に入って急激に増加し始め、年間 40 件を上回るほどになった⁵⁰⁾。このことは都市の安全が単なる都市の安全の対策だけでは終わらず、その国の政治情勢や国際情勢に影響を受けることを示している。

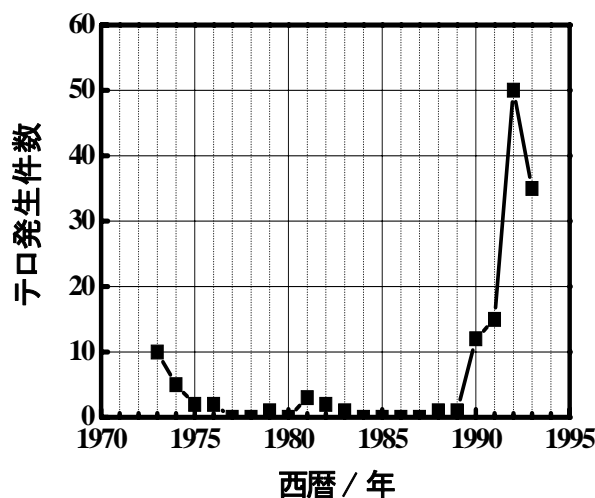


図 6.2-6 ロンドンのテロ事件の推移

アメリカやヨーロッパの都市に比較して日本の都市は犯罪率が低いことが知られていたが、日本の国際化と共に犯罪率が上昇し、凶悪犯罪や少年犯罪も多くなってきている。特に都市の住宅に住む女性にとっては安全は必ずしも改善する方向に向かわず、むしろ危険になる兆候さえ見られる。軽度な犯罪では電車内の痴漢が増加し、女性専用車両を設けざるを得ない路線もあり、繁華街での突然の凶悪事件も起こっている。

このようなことは伝統的な日本社会や日本文化からは到底考え難いことであり、元々日本は犯罪が極端に少なく、伝統的な住宅は犯罪に対する備えが十分ではない。日本の伝統的住宅では、昼間は玄関の戸は開け放し、夜でも簡単な鍵を使う程度であった。また、家の中は襖一つで仕切られているだけであり、現在の日本のホテルの厳重なロックからは想像も出来ないが、旅館のような公共的な建築物でも部屋には鍵が掛からないのが普通だった。それは、日本には古くから「してはいけないことはしない」という社会的習慣があり、特別な人以外は人のものを盗んだり、鍵が掛かっていない部屋に無断で入ることはしなかった⁵¹⁾。例えば襖の向こうに女性がいることが判っていても許可無く侵入することは希だったことを示している。現在でもそのような優れた文化は引き継がれており、表 6.2-2 に示すように日本の殺人発生率は諸外国に比較して極端に低い。殺人発生率の高い国は、南アフリカとフィリピン、台湾を別にすると、コロンビア、ブラジル、メキシコ、アメリカ、アルゼンチンなど上位の多くをアメリカ大陸の国が占めている。比較的安全な国として名前が並んでいるのはヨーロッパ諸国であるが、日本は人口 10 万人当たりの殺人発生率が 0.62 と飛び抜けて低い。

表 6.2-2 世界の殺人発生率（人口 10 万人当たり）

国名	年	人口	殺人発生率
南アフリカ	95	41,465,000	75.30
コロンビア	96	37,500,000	64.60
ブラジル	93	160,737,000	19.04
メキシコ	94	90,011,259	17.58
フィリピン	96	72,000,000	16.20
台湾	96	21,979,444	8.12
アメリカ	97	257,783,004	6.80
アルゼンチン	94	34,179,000	4.51
ハンガリー	94	10,245,677	3.53
フィンランド	94	5,088,333	3.24
ポルトガル	94	5,138,600	2.98
モーリシャス諸島	93	1,062,810	2.35
イスラエル	93	5,261,700	2.32
イタリア	92	56,764,854	2.25
スコットランド	94	5,132,400	2.24
カナダ	92	28,120,065	2.16
オーストラリア	94	17,838,401	1.86
シンガポール	94	2,930,200	1.71
韓国	94	44,453,179	1.62
ニュージーランド	93	3,458,850	1.47
ベルギー	90	9,967,387	1.41
イギリス	92	51,429,000	1.41
スイス	94	7,021,000	1.32
スウェーデン	93	8,718,571	1.30
デンマーク	93	5,189,378	1.21
オーストリア	94	8,029,717	1.17
ドイツ	94	81,338,093	1.17
ギリシア	94	10,426,289	1.14
フランス	94	57,915,450	1.12
オランダ	94	15,382,830	1.11
クウェイト	95	1,684,529	1.01
ノルウェイ	93	4,324,815	0.97
スペイン	93	39,086,079	0.95
日本	94	124,069,000	0.62

しかし、そのような日本でも近代都市ではそれを許さなくなった。日本の都市の民家における盗難や強盗などの被害を避けるために家の鍵を増やすことが行われているが、これらの対策は必ずしも安全性、もしくは安心性を高めることに成功していない。人的要因による危険性の増大は、それを防ぐ手段も人間が開発することもあって、危険性の増大に伴う対策がさらに高度な危険性を生み出し、その対策を取るという循環を招くことが多い。すなわち、物理的要因による危険性の排除では安全・安心技術によってその危険性を排除すれば解決し、危険性の物理的要因そのものが無生物的に進化して対策を凌駕することは起こらない。しかし人間が要因となる危険性については対策をするのも人間であり、その対策を破ろうとするのも人間であることから技術的な改善によって危険性を根本的に排除し得るのかについての論理問題を研究する必要がある。

それでも人的要因が強い安全問題であっても、それを技術的な対策で抜本的に解決し得

る可能性もある。その例の一つとして GPS を活用した自動車盗難防止技術を挙げることが出来る。すなわち GPS を用いた信号発信と位置を特定する技術によって、自動車が盗難された直後にその場所を知る技術が開発されている。この技術が開発されれば自動車盗難では直ちに犯人の検挙に繋がるので、犯罪は極端に減少する可能性がある。また窃盗、強盗などの犯罪では通常の状態でその家屋を使用する人が発する特有の化合物を記憶し、それ以外の化合物分布を持つ人物が近づいた時に自動的に防御するシステムが開発されることによって家屋に侵入する犯罪を物理的に阻止することが可能となる。この他、微量物質検知や動体検出などの手法を活用することによって人的要因の安全性を確保することが可能と考えられるが、この場合も「犯罪は無くならない」という潜在観念が関係技術の開発を遅らせていると考えられる。

6.2.5 原因の存在する都市の心理的安心

「安全」が物理的絶対的な尺度を問題にするのに対して、安心は人の心の状態を示すので、安全という意味では同一の物理的状态であっても、安心の程度は特定の環境下で大きく変化することが繰り返し指摘されている。その典型的な例として、戦争中には周辺に爆弾が投下されていても強い恐怖心を感じることはないが、戦争が終了した直後に一発の不発弾の存在が極めて強い恐怖心を呼ぶと言われる。

このように「物理的な安全」と「心理的な安心」とは必ずしも比例していない⁵²⁾。そして社会がより安全、かつより成熟するにつれて、また物質の豊かさがあるレベルを超えると、物理的な安全より心理的な安心に都市の住民の関心に移ると考えられる。その意味で既にヨーロッパはその段階にあり、現代の日本も国民平均所得が世界のトップクラスで平均寿命も世界一であるから、安全の確保は当然のものとして、心理的な意味での安心の出来る都市を構築することが希望される。

かつては地下道や陸橋、車道の区別の無い道路などでは物理的にも危険であり同時に心理的にも不安を感じる設計やデザインが殆どであったが、最近ではこのような明白な構造物などにあっては安全であり、かつ安心感が得られるように改善されてきた。

一方、技術的には安全であっても住民に安心感を与えない都市の構造物も見られるようになってきた。その典型的な例として「総ガラスのビル」を挙げることが出来る。この種のビルの存在は既に都市では珍しい存在ではなく、建築工学的には十分な安全性が確保されているが、そのビルの横を通る人は「地震が来たら上から落ちてくる鋭利なガラスで死ぬに違いない」と感じる。



図 6.2-7 総ガラスのビル

この総ガラスビルの安心問題は極めて難しく、かついわゆる「文理融合型」の課題であって、単に材料工学的に地震などの衝撃でガラスが割れないようにしても解決はしない問題である。すなわち、ビルに使用されるガラスの耐衝撃強度が高くなり通常地震などの衝撃では破損したり、落下したりする可能性が無いものが出来たとする。しかし、ビルが地震などの強い衝撃を受けることは希であるので、現実に設計通りにガラスが破損しないことを経験することは出来ない。つまり、総ガラス張りのビルの横を歩いている時、「地震が来ても鋭利なガラスが上から落ちてくることはありません」と説明されても人々はそれを体験することが出来ないのである。一方、家庭にあるガラスはしばしば割れて鋭利な破片を生じる。従って総ガラスのビルに「安心」を求めるためには、現実に市民が強度試験をするか、あるいは設計を信用するなど理性的な判断が必要とされる。もちろん、多くの市民は材料工学の専門家ではなく、建築物の振動や衝撃についても知見は乏しい。従って総ガラスビルに対して一般の人の「安心を得る方法」は現在のところ原理的に困難な内容を含み、技術的にも見出されていない。

また物理的・人的要因で起こる自動車事故についても安心に関する社会技術の開発余地は大きい。一般人が人生で悲惨な目に会う機会として地震のような天変地異を別にするると、自動車事故が圧倒的に可能性が高い。日本での自動車事故による犠牲者数は 8,000 人程度であるが、負傷者数は 120 万人にも及ぶ。このような膨大な被害者を出す工業製品が社会に容認されていることは実に不思議なことで、現実的には危険なものであるが、自動車の利便性と長い経験で安心が得られていると考えられる。例えば新型の電気釜を販売したところ、時々爆発して1年に2、3人が死亡したと言うことになると社会的には大騒ぎになり、その電気釜は販売中止になりメーカーは厳しく責任を問われるのは間違いない。それに比較すると自動車の犠牲者と負傷者の数は膨大であるが、販売され続けている。しかし、製品としての自動車はこれほど危険であっても製品設計において安全に万全を尽くしているとは言えない。日本で 120 km/h 以上で走行する道路が無いにもかかわらず、120 km/h 以上の速力を出す自動車は多く、自動車雑誌には「暴力的にまで高性能で高馬力、180 km/h での走行も楽しめる」などと書かれる。

すなわち総ガラスビルは安全上、問題がないが安心して使うことが出来ないものであり、反対に自動車は危険なものであるが、安心して使用し得る製品である。また総ガラスビルの問題では「総ガラスビルが安全と言っても建設側が言うのは当てにならない」という不信感をもたらす不安感もある。この不信感はいくまでの多くの事故を体験することによって設計側や施工側、そして工業製品や工場、建造物を使用している企業や団体が必ずしも正確に危険性を指摘しなかったという市民の体験によって裏付けられている。従って、どのような方法で今後、安心して都市作りが可能であるかは自然科学者、医化学、そして心理学などの学問を融合した分野の社会技術研究に待たれる領域である。

次に複合的な内容を持つハザードについて整理をする。ハザードとは現に崩壊したり危険が現実になったりしている状態ではなく、潜在的な危険を示す用語である。都市の安全を示す時に「ハザード・マップ」などで地震が発生した時の危険箇所を示す地図としているが、正確な用語の使用方法としては疑問がある。ハザードとは危険回避のために、その方法やシステムを整えることによって現実に危険が回避され、それによって人々の注意がなくなって疎かになって、事故の発生危険性が高まったり、人々の危険に対する注意力が散漫になることを言う。つまり都市のハザードとは、一見して安全が保たれ、それが常態になることによってそこに居る人が注意をしなくなる。しかしその状態でも都市には常に大きな災害に結びつく要因が存在し、いったん災害が訪れると大災害に発展する可能性があることを指し、都市では建造物が大きく、人が密集しているが故にハザードはより大きくなる可能性がある。

またこれまで想定していない新しい事態や、かなりの年限をおいて起こる巨大災害などについては研究や対策が疎かになるので大きなハザードが形成される。2004年末にインド洋で起こった津波災害は海岸線の安全に関する巨大なハザードが存在したことを示した。すなわち何百年も津波が無いと、社会には「今後も津波は起こらない」という学問的には間違った認識が定着する。しかしプレートの運動は確実にそして周期的に大地震を起こし、その場所によっては津波が発生するのは当然である。この事実はハザードが存在しているが現実には危険が生じるまではそれが指摘されず、対策が打たれないことを示している。また逆に津波が発生し、膨大な数の犠牲者が出ると数百年は起こらないと考えられる次の地震に対して過度に反応するが、これは地震と津波という危険要因が「安全」になったのに、「安心」の問題に転化したことを示している。

ハザードを作り出すのは社会のシステムが不完全と見るべきであり、それを改善するのは解析的で具体的にものを進められる工学の分野を中心とした社会技術の発達が必要となる。しかしハザードは知らないうちに存在し、安全と安心が向上するにつれて潜在的なハザードが発生するという困難さがある。従って、それを技術的にどのような手段で克服するか、人間の心理的な弱さを技術でカバー出来るかが問題になるので、これも文理融合型のテーマになると考えられる。

表 6.2-3 は大都市、中都市、小都市、それに町村に住む人を対象として、住んでいる場

所の近くに危険箇所があるか、それを知っているかについてのアンケート結果である。危険な箇所の存在を知り、それがどこであるかを知っている人の比率は大都市でも町村でもそれほどの違いはなく、20～25%の人が知っている。それに対して危険な場所があることは知っているがそれがどこかは知らないという人は大都市では少なく、逆に町村では多い。つまり町村ではオープンスペースが多いので危険が存在することさえ知っていれば安全あるいは安心であると考えているが、都市では特定の場所の存在を知らないと安全を守れないと考えていることが分かる。また危険の存在も場所も知らないという人は都市に多いが、これは都市では危険が多いことと同時に「無関心層」と呼称される人が多いことを示している。

表 6.2-3 危険箇所の認識

グループ		1	2	3	4
存在		○	○	×	●
特定の場所		○	×	×	
	人	%	%	%	%
総数	2,155	24.9	11.8	44.2	19.1
〔都市規模〕					
大都市	453	21.9	9.5	51.2	17.4
中都市	816	22.9	11.2	45.2	20.7
小都市	394	32.0	12.4	40.6	15.0
町村	492	25.4	14.4	38.8	21.3

○: 危険な場所の存在と特定の場所を知っている

●: 危険な場所がないことを知っている

「無関心層」という表現は政治、選挙などで良く使用されるが、この一群の人たちがすべての対象について無関心ということではなく、政治や安全など「生活・動物としての人間」にやや近いジャンルの対象物に興味を示さず、バーチャルな方向に興味の中心があるとも考えられる。都市では住宅自体も高層の時もあり、地面に土を見ない生活も可能である。このような場合、次節に示すように現実とは乖離した状況を生じることが多く、心理的要因が支配する安心の問題ではその影響が大きい。

6.2.6 原因の存在しない都市の不安

物理的な現象と心理的作用が相乗して都市にハザードが形成されることを示したが、心理的要因だけによるハザードが生まれようとしている。その多くは極度に発達したマスコミの活動に起因している。その2、3の例を示す。

典型的な原因が存在しないハザードとしてはダイオキシン類を挙げることが出来る。現在、都市における苦情の第一は隣の焚き火と言われているが、焚き火によって「猛毒」と言われるダイオキシン類が発生するという恐怖心で苦情となる。ダイオキシン類が毒物で

現実に障害が発生するなら「危険」であり、恐怖心自体が幻想なら原因の無いハザードである。

ダイオキシン類の毒性については学問的には最終的な結論が得られていないが、少なくとも免疫学などの学術分野ではほぼ無毒であることが判っている⁵³⁾。現在の学問が正しく、仮にダイオキシン類の毒性が低いとすると、「史上最大の毒物」などのマスコミのコピーで作られた心理的危険が幻想としての危険発生になり、それを防止するために高性能の焼却炉を設置し、ダイオキシン類濃度の定期的な測定監視が求められ、ハザードが形成される。焼却炉や監視装置は物理的な安全を増進することは出来るが、同時に心理的な不安感を呼ぶ⁵⁴⁾。しかし真にダイオキシン類が毒物であり、患者が発生すれば人間はそれを納得し、適切な対策が取られ、結果としてハザードは消滅する。それに対してダイオキシン類が危険では無い場合、いくら対策を打っても「被害者」が発生しないので、どこまで注意をすれば安心かの歯止めが掛からず、強いハザードとして存在する。

第二の例として「食品添加物」を挙げることが出来る。食品添加物は都市に住む主婦にとっては最も注意を要するものの一つであるが、食品添加物に関する危険性について専門家と主婦で大きく認識が異なっている⁵⁵⁾。表 6.2-4 で分かるように専門家は（自然な）食品中の毒物が最も危険で、次のタバコ、そしてウィルスの順になっている。これに対して主婦は、第一位が食品添加物、第二位が農薬、そして第三位が焦げである。このような差が生じたのは「事実」と「幻想」による認識の差である。

専門家は食品添加物による犠牲者は戦後 60 年でズルチンによる死者 1 名であり、その他の統計上の問題を考えても極めて少ないことを知っている。また農薬での犠牲者、ガンの発生なども殆ど見られないと言う歴史上の事実を把握している。これに対して、主婦の情報源は主としてテレビと新聞であり、テレビは視聴率の競争の中で危険を煽る番組を作りがちである。

表 6.2-4 食の安全に関する専門家の認識と主婦の認識の差

順位	専門家	主婦
1	食品中の毒物	食品添加物
2	たばこ	農薬
3	食品中のウィルス	お焦げ

2004 年春に起こった狂牛病、鳥インフルエンザを中心とした食の不安では、「何を食べたらよいか判らない」という反応が起こり⁵⁶⁾、2005 年春には、スマトラ沖地震に伴う津波、東海東南海連続地震、直下型地震等の地震不安を中心として史上最大規模のインフルエンザの蔓延、史上最大規模の花粉の飛散などの報道が続いている。これらの報道の一つ一つは危険を予知して安全を向上させるものであるが、それが対策無しに連続的に示され、その危険性について正しく報道されない場合は原因の存在しない心理的ハザードが発生す

ることを示している。

このような原因の存在しない心理的ハザードは社会技術で克服することが出来るであろうか。交通事故などに対する不安は「実体のある不安」であるので、具体的に解決すれば消滅する。これに対して、ダイオキシン類のような「いつまでも犠牲者の出ない毒物」に対して、都市のように人口が密集している場所や、あるいは「危険性」という認識が「現実の被害の経験」ではなく「数値的データ」によってなされる場合、その解消方法はまだ論理的に構築されていない。すなわち現在の学問的手法は19世紀型の学問体系を基本としているので、事実を綿密に調査、整理して学問体系を構築し、民衆に対しては「学問的に正しいことを真実とする³⁴⁾。それを知らない人が損をするのは自業自得」という考え方をとるが、安心という問題はそのような考え方では整理出来ない。このことがダイオキシン類や狂牛病ばかりではなく、原子力、企業不祥事などにも波及している。

また要因のない心理的ハザードでは「事実が普及すれば消滅するもの」と「事実が普及すれば不安が拡大するもの」がある。ダイオキシン類は近い将来前者の代表的な例になると考えられるが、後者には石油の枯渇が挙げられる⁵⁷⁾。かつて石油ショックの時、石油の枯渇が社会問題となり、大きな不安を醸し出した。トイレットペーパーの騒ぎはこれから30年後に石油が無くなるかも知れないこと、トイレットペーパーの元になるのが太陽の光で育つ樹木であることを知りながら、多くの人は明日にでもトイレットペーパーが無くなり、トイレに行くのも難儀するのではないかとの幻想の元買い漁った。買い漁りがある程度進行すると現実にトイレットペーパーの生産が追いつかなくなり、買うことが出来なくなる。事実が幻想によって打ち負かされた例である。そしてその後、30年を経ても石油が枯渇するという現実がなくなると、議論が分かれて不安を醸し出す。この場合は専門家ほど危険を感じ、一般の人はそれほど危険を感じていないという反対の状況を生む。

これらの報道と対策不足によるハザードの発生について従来は専ら社会科学の問題として捉えられていた。しかし、社会科学は報道の仕方などについて解決策を示すことは出来るが、危険の対象となっている狂牛病、インフルエンザ、地震、花粉などはいずれも自然現象であり、それらが適切に社会に報道され正しい認識が生まれることが前提となる。その意味でまさに文理融合的課題である。

この問題はさらに専門家と社会の問題に発展する。都市では超高層ビルが建設され、一つ一つのビルは建築基準法に則り、審査を受けて建設される。従って「安全」であるはずである。しかし都市に住みビルの横を通る人はそのビルが地震で倒壊するかも知れないという不安感を持つ。ビルの安全性を専門家が住民に説明しても理解は得られない。それは例えば阪神淡路大震災において新幹線の橋脚が脆くも倒壊したが、もし阪神淡路大震災が起こる前に都市の住民が新幹線橋脚の耐震性について質問したとすると専門家は「大丈夫です」と答えると信じているからである⁵⁸⁾。都市の専門家や行政に対して都市に居住する住民が「安全・安心」という視点で不安感を持つ原因は「利益を優先し、危険と承知で都市を建設している。」ということである。これと同様なことが最近の地震との関係で報道さ

れている。超高層ビルや深深度地下鉄、超高密度都心などはいずれも綿密な安全設計に基づいて行われている。それにも関わらず、地震の報道になると「地震の発生によって東京は壊滅する」と言われる。多少の厳密性を犠牲にして、この現象を描写すれば、「高層ビルは安全です」「深深度地下鉄は安心です」という新聞記事の横に「もし東京で地震が起こったら高層ビルや地下鉄から逃げ遅れるなどして数十万人の犠牲者が出る」という記事が並んでいる状態といえる。二つの記事は相互に矛盾しているが、個別の評価は正とされる。つまりこの2つの記事が矛盾しているという指摘の元に再度高層ビルの安全性と深深度地下鉄の安全性を研究しても、「やはり安全」という結論しか出ないからである。この問題は地震が来る前に「この建築物は地震に対して安全ですか？」という質問に対して「安全である」と答えざるを得ない問題と類似している。

都市の住民は自然や体を使った生活と離れている。自らが自然と接し、自らの体を使つてものに触り日々の生活をしていけば、現実的に起こりえない事に対して心理的な幻念に怯えることも少なくなると考えられる。しかし、現代の都市は完全に人工的に構築された構造物で構築され、人間以外の動物も土の香りもせず、筋肉を使った労働や四季の変化も乏しい⁵⁹⁾。要因の存在しないハザードの発生は都市そのものの構造に起因するとも考えられる。

6.2.7 都市における社会技術存在の意義

前節までに個別の安全・安心の課題について整理を進めてきたが、都市と技術という観点から総合的に整理をする。まず、都市と呼ばれるものはその人口の絶対数と人口密度で特徴付けられる。多くの都市は一定の人口で推移するのではなく人口の急激な増加が見られ、それが安全・安心の問題にも影響を与える。図 6.2-8 にはシドニーとロスアンジェルス⁶⁰⁾の例を示したが、都市は何かのきっかけで人口が急増し始めると、変曲点を形成して増加し始めること、増加のある時点で旧市街地の周りに新興住宅地が出来、さらに人口は拡大していくことが分かる。すなわちシドニーでは 1850 年頃より人口の増加が始まり、1910 年頃に変曲点が現れて人口の急増が始まる。急増の期間はいったん 1980 年代に終わると見られたがその後また急激な増加が始まっている。ロスアンジェルスでも同様に、1900 年頃から増え始めた人口の曲線は 1930 年に明確な変曲点を示し、その後、1950 年までの短期間に大きく増加する。さらに第二の変曲点が現れ、現在に至っている。この2つの都市の人口の変化はまだ成熟して飽和するという状態になっていない。仮に都市が強固な城壁に囲まれて空間的な発展が抑制されている場合には人口は飽和するが、ロスアンジェルスの例で分かるように旧市街地の人口増加がある程度になると、郊外へと発展する。郊外へ居住する人は都市の中心部に勤務して買い物をするので都市の過密度はさらに高くなる^{41), 61)}。

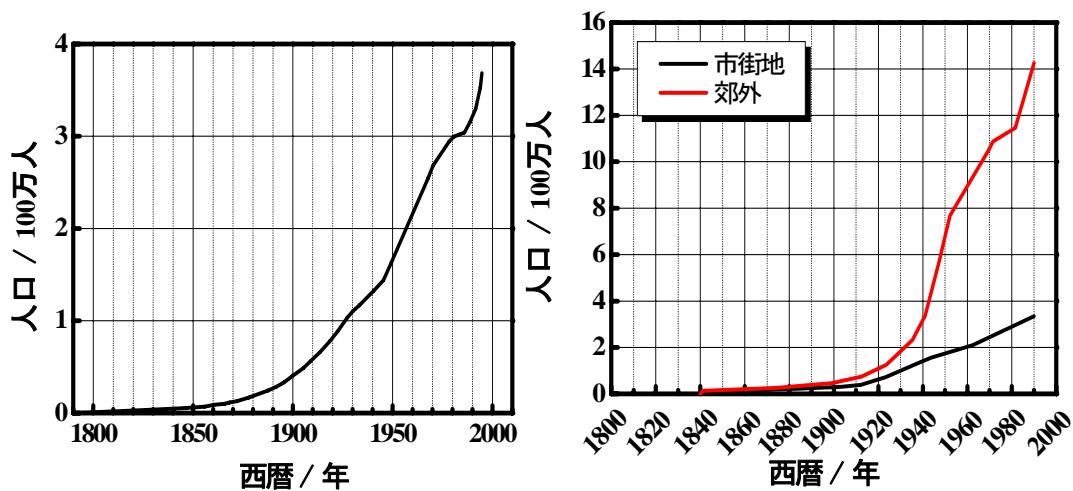


図 6.2-8 都市人口の急増 (左：シドニー、右：ロスアンジェルス)

次に安全・安心に直接関係する指標で都市の特徴を表 6.2-5 に示した。東京は世界的な大都市であるが、人口密度、住宅密度はほぼ全国の平均の 10 倍、オープンスペース密度は 2 倍、道路密度は 6 倍弱である。人口が平均の 10 倍であるのにオープンスペース密度が 2 倍ということは 1 人当たりのオープンスペースは全国平均の 5 分の 1 である。このことは人口が極端に密集しているのでオープンスペースや道路を広くとっても全国の平均には達しないことを示している。また危険の原因となる自動車密度や危険物施設密度もかなり高く、交通事故や突然の爆発事故などの潜在的な危険が存在することも理解される。

表 6.2-5 日本全国と東京の比較

項目	分子	分母	単位	全国	東京
人口密度	人口	可住地面積	人/km ²	916	9381
住宅密度	住宅戸数	可住地面積	戸/km ²	216	2441
オープンスペース密度	人口	都市公園面積	人/km ²	0.41	0.95
道路密度	人口	道路延長	人/km	103	586
自動車密度	自動車台数	道路延長	台/km	11.7	81.3
危険物施設密度	危険物施設	可住地面積	所/km ²	2.4	20.7

このような客観的な環境の中で、大都市、中都市、そして小都市の人が町村に比較してどのような危険意識を持っているかについての調査結果を表 6.2-6 に示した。町村が台風、河川氾濫、土砂崩れなどいずれも雨と風に対する危険を感じているのに対して都市では地震が圧倒的な危険要因と見られている。このように明確に都市の住民が地震に対して不安を抱いているのに、さらに超高層ビルが建設されるのは不思議な現象であり、「安心」という意味ではまだまだ都市計画やそれに基づく政治などに研究の余地があることを示していると考えられる。

表 6.2-6 都市の規模による「危険認識」の差

		数	台風	地震	河川氾濫	火災	土砂崩れ
		人	%	%	%	%	%
総数		2,155	23	16.6	8	6.5	3
都市規模	大都市	453	16.1	23.2	4.6	7.1	1.8
	中都市	816	22.1	19.6	7.4	5.9	2.2
	小都市	394	21.8	13.7	10.4	8.1	3.8
	町村	492	31.9	7.9	10.4	5.9	4.9

都市を形作る主要な学問の一つは工学であるが、工学は「自然の原理を応用して人間の福利に貢献する」という概念を出発点にして発展してきた⁶²⁾。従って都市という巨大な人工的空間に対しても科学技術はよりよい方向、すなわち人間の生活がより安全に、より安心出来る方向が望ましいなら、その方向に進んでいるはずである。しかし最初に示したように交通事故や火災のような具体的な都市の危険は増大しており、さらに犯罪、地震に対する不安などは桁違いに大きくなっている。そして図 6.2-9 に示すように住民の希望と意識とは逆の方向に進んでいる⁶³⁾。この調査では「次の世代は今より安全でない世界で暮らすと思うか？」という設問に対して、「安全ではない」、つまり社会は危険になると答えた人は日本では70%に及ぶ。50%が「危険でも安全でもある」ということだから、日本人が将来の安全性に対して不安を持っていることは明らかである。さらに「10年前より安全になったか？」という問いに対しても日本は実に85%の人が「危険になった」と答えている。この理由は複雑であるが、諸外国と比較して日本人の不安感が強いという点に注目すると、主として1) 日本のマスコミの悲観的で、時には間違った報道、2) 日本人の慎重な性格 などによると考えられる。

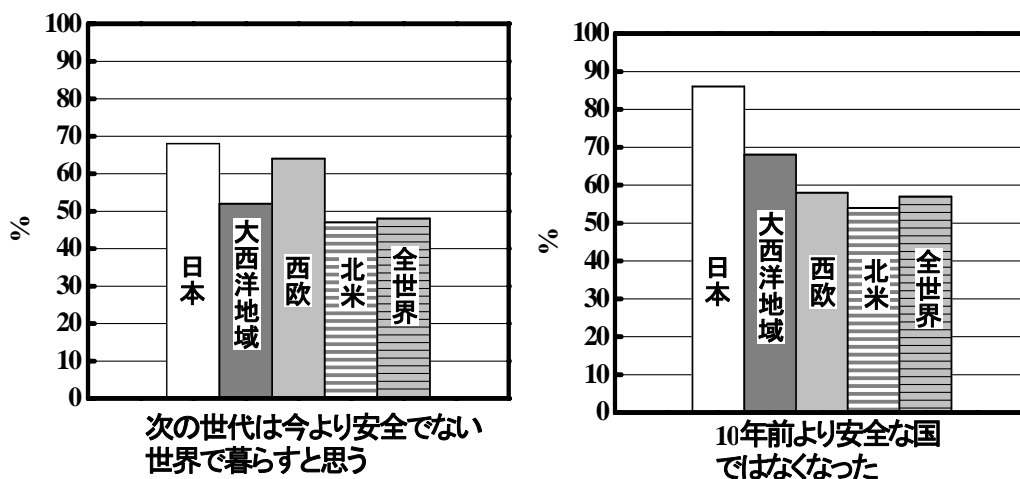


図 6.2-9 過去、現在、将来の安全の意識比較

これは驚くべき結果であり、進歩に対する極めて強い不信感が存在すると言える。マジョリティーである国民が幸福になる選択が出来るはずの民主主義に基づく政治体制が存在し、それを実現するだけの高度な社会科学が機能し、工学が発達しているというのに、その集積箇所としての都市が一方的に「改悪」されていると感じているのである³³⁾。すなわち「安全」という事実がどうであれ「安心」という点ではこれまでに選択してきた方向を誤っているとも考えられるからである。表 6.2-7表 6.2-7 に現代社会における危険を整理した資料を添付したがその数の多さに驚く⁶⁴⁾。このような多くの不安要因の中でよく我々は生活をしているものだと思うと共に、この不安要因を作り出したものが何であるかを研究する必要がある。

表 6.2-7 現代社会に存在する危険

大分類	中分類	小分類	
犯罪	犯罪・テロ	・テロ(交通機関、重要施設、人)	・テロ(銃器、刃物、爆発物、放射線物質、生物兵器、化学兵器)
	迷惑行為	・殺人、暴行、障害、性犯罪、強盗、誘惑、詐欺、盗聴、ストーカー行為 ・暴走族、変質者、プライバシー侵害	・脅迫、恐喝、放火、住居侵入、麻薬、覚醒剤、少年犯罪、カルト集団犯罪、暴力団犯罪 ・悪質商法、いたずら電話、振り込め詐欺
事故	交通事故	・交通事故(自動車事故)	
	公共交通機関の事故	・列車事故、車両事故	・航空機事故
	火災	・建物火災、車両事故	・山火事
	化学プラント等の事故	・爆発(製油所、ガスタンク、石油コンビナートなど) ・有害物質漏洩(毒物、劇物、最近など)	
自然災害	社会生活上の事故	・水、山の事故、教育現場の事件	・職場での事故、製品による事故
	地震・津波災害	・建築物東海、火災、ライフライン寸断、津波災害	・PTSD(心的外傷後ストレス障害)
	台風などの風水害	・河川氾濫、ため池決壊	・土砂災害
	火山災害	・溶岩、火砕流、降灰被害	・有毒ガス
戦争	戦争・国際紛争・内乱		・降積雪による都市機能、交通の障害
サイバー空間問題	コンピュータ犯罪	・不正アクセス、なりすまし	・サイバーテロ
		・情報漏えい	・ウイルスによる攻撃
・情報の改ざん、サービス妨害、不正取引、不正請求		・情報の破壊、消去	
・サービス妨害		・情報の不正取得	
・不正取引、不正請求		・悪徳商法	
	大規模なコンピュータ障害	・システム障害、通信障害	・情報消失
健康障害	病気	・生活習慣病、がん、主要、心の病気、アレルギー、中毒、遺伝性疾患、神経系の疾患	・循環器系、呼吸器系、消化器系、泌尿器系、血液系、内分泌系、皮膚病
	新興・再興感染症	・新興感染症	・再興感染症
	子供の健康問題	・乳幼児の突然死	
	老化	・更年期障害 ・痴呆	・身体機能の低下
食品	医療事故	・医療事故 ・医療過誤	・説明責任不履行 ・薬害
	O157の食中毒	・異物の混入、食中毒	・生産地、原産地の表示
	残留農薬・薬品などの問題	・農薬、薬品、添加物問題	・放射線照射食品
	遺伝子組み換え食品問題	・遺伝子組み換え食品の問題 ・遺伝子組み換え生物の生態系への悪影響	
社会問題	教育上の諸問題	・いじめ、不登校、体罰	・学力低下、学級崩壊
	人間関係のトラブル	・人間関係のトラブル(家族、親族、近隣、地域、学校、勤務先)	・引きこもり
	育児上の諸問題	・幼児虐待、育児ノイローゼ、しつけのトラブル	・育児放棄、将来不安
	生活経済問題	・就職難、失業、収入減少	・家業の経営不振、後継者難
	社会保障問題	・年金、保険制度の破綻 ・自己負担の増加	・社会保険料の負担増
	老後の生活悪化	・老後の介護問題 ・老後の生活費不足、年金減額	・先行き不透明な定年後の生活
政治経済問題	経済悪化	・不景気、倒産、解雇	・金融機関の破綻、株暴落、国際競争力の低下
	経済不安定	・途上国との貿易の不安定性	・為替の不安
	政治不信	・汚職	・密室政治
	制度変更	・減反政策 ・国営事業民営化	・確定拠出型年金への移行 ・ペイオフ解禁
	財政破綻 少子高齢化		
環境問題	地球環境汚染	・地球温暖化、オゾン層破壊、酸性雨	・海洋汚染、森林破壊、砂漠化
	大気汚染・水質汚濁	・大気汚染	・水質汚染
	室内環境汚染	・シックハウス	・電磁波漏洩
	化学物質汚染	・水銀汚染、PCB汚染	・ダイオキシン汚染、環境ホルモン汚染
	資源・エネルギー問題	・電力不足、食料不足、石油枯渇	・水不足

6.3 物質と情報の資源価値に関する相関性

6.3.1 緒言

人類が鉄、銅、石油、岩石などの資源を使用する理由は、それらの資源をもとに人間の活動を行うことであり、資源の使用量と人間の活動量との間には密接な関係があると考えられる。例えば、20世紀の後半に多方面から問題点として指摘された資源の枯渇の問題は産業革命とそれ以後の科学技術の発展によって人類の活動量が飛躍的に大きくなったことに起因すると言われており⁶⁵⁾、資源の埋蔵量や寿命に関しても多くの研究がなされている^{66), 67), 68)}。

人類が使用し得る資源が有限であり、人類の活動が継続的に増大すると仮定すると、物質的な資源は枯渇し、人間の活動力はそれによって低下することが懸念される。このことは既に国連を含めて多くの機関、政府、個人などが指摘しており⁶⁹⁾、それ故に持続性発展などの用語も頻繁に使用されはじめ、概念の構築も含めて人間の活動と資源の利用や循環について様々な模索が行われている⁷⁰⁾。

一方、資源の需要量やそれと国民総生産などとの関係は主として経済学の分野で研究が行われ、資源、材料及びそれに関連する工学として経済活動との関係の解析を進める試みは多くはないと考えられる。また、材料はその耐久性や力学的強度を高めたり、機能を付加したりすることによって単位重量当たりの人間の活動に寄与する程度が高まることから材料分野で多くの研究が行われている。また材料や製品に情報が付加することによっても付加価値が増大し、それに伴い同一の材料でもその社会的価値が増大すると考えられる。

本章は、1950年から2000年までの日本の資源の生産量や経済活動規模と、情報関連材料とそれが資源や材料に及ぼした影響を調査し、解析した結果をまとめたものである。

6.3.2 前提、調査及び解析方法

調査及び解析期間と対象国家は1950年から2000年までの日本に限定した。第二次世界大戦が終了し、朝鮮戦争が勃発する前後から日本の工業は通常的发展段階の中で推移したと出来るという前提を置いた。なお、日本の工業の推移に関する書籍は膨大であるので例示的に引用するにとどめる^{71), 72), 73)}。また発展段階は1950年から1972年までと、1973年から2000年までの2区間に区分した。既に1973年の石油ショックを受けて日本の経済が大きく転換したことはよく知られており^{71), 72)}、これについては本章でもデータを示して解析を行った。

日本の工業のうち、鉄鋼材料⁷³⁾、非鉄材料^{74), 75)}、無機材料⁷⁶⁾、及び高分子材料を中心とした有機材料⁷⁷⁾に分類して生産量などの調査を行い、さらに情報関係の材料としてシリコンを調査対象とした⁷⁸⁾。非鉄材料は種類が多いので、基幹的素材として使用されるアルミニウム、電気電子関係で多用される銅、さらに鉄鋼などの分野で機能を付加する材料として応用される亜鉛について特に調査した。また無機材料はガラスやセメントがその中心であるが、ここではセメントについて解析を加えた。その他のエネルギー消費量⁷⁹⁾などに

については必要に応じて数値を調査して解析に供した。

6.3.3 結果

(1) 素材工業の推移

先に述べたように第二次世界大戦後の日本の素材工業の推移についての資料や書籍は膨大な数に上るが、その多くが金属材料や高分子材料と言った特定分野の工業についてのものであり、日本の素材産業の全体を長期的に俯瞰し得る整理はそれほど多くはない。ここでは、鉄鋼、非鉄、セメント、高分子材料を中心として横断的に素材産業の状態を整理した結果を示す。

よく知られているように粗鋼生産量はイギリス、アメリカが急激な生産量の増大を行った後に世界的には生産の第三極として急速な発展を遂げた。新しいLD法による高効率の生産方式の出現は、当時まだ発達途上にあつた日本には設備新設の機会として有利に働き、それまでの年間数百トンのレベルから1970年代初頭には1億トンを突破するに至り、この約20年間に約20倍に伸びた。19世紀初頭からイギリスが、そして20世紀の初めからアメリカがかなりの長期間をかけて世界の第一位の生産量に達したことから見ると、20年間で世界有数の生産量になった日本の工業力は抜群であった。しかし、1973年を境に生産環境は一変し、図6.3-1(左図)に示すように国内生産量は1億トンのまま伸び率がゼロという状態が2000年まで続いている。設備の破壊や国の崩壊などの特別な環境変化がある場合を別にして伸び率に変化が生じることはあっても高度成長から突然、ゼロ成長に変化することはそれほど多くない。その意味で図6.3-1(左図)に示した日本における粗鋼生産量の変化は特筆すべきである。

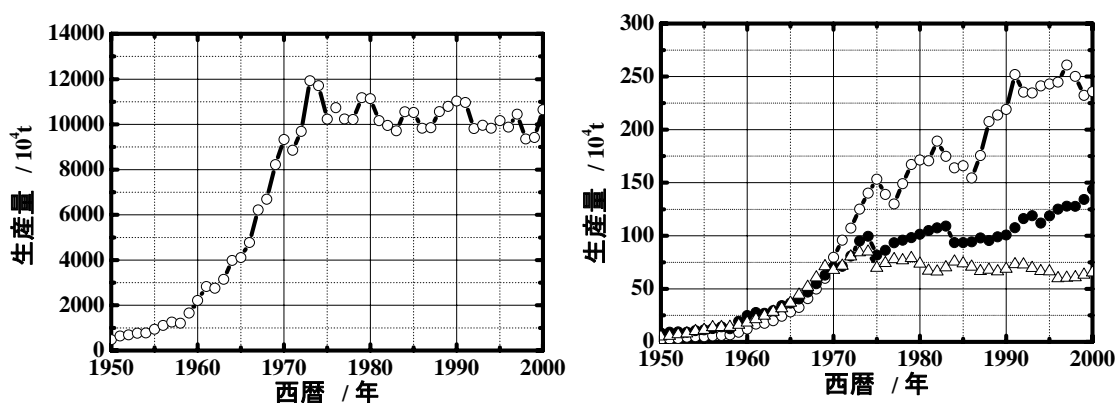


図 6.3-1 1950年から2000年における日本の粗鋼生産量(左図)と非鉄金属(右図, ○: アルミニウム, ●: 銅, △: 亜鉛)の生産量

これに対して非鉄産業は対象とする金属の種類によって異なるが、生産量の多いアルミニウム、銅、亜鉛の3種類の材料について整理を行うと、図6.3-1(右図)に示すように

1950年から1972年までとその後の期間では伸び率にかなりの差が認められる。しかし、鉄鋼と関係のある亜鉛を別にすると1972年以後もある程度の生産量の伸びが認められる。本論文には示さないが、少量生産される非鉄金属の中では金に代表されるように電子産業で多用されたことから1950年から2000年まではほぼ一定の生産量の伸びを示しているものもある。ただし日本の国土の中での非鉄金属分野の製錬産業は実体的には殆ど無くなり、海外工場や輸入と付加価値を付けるための加工に止まっている場合もある。アルミニウムは国内の製錬産業が衰退した典型例であり、従って図6.3-1（右図）中のアルミニウムの生産量は、輸入と少量の国内生産を加えた国内供給量で示している。

無機材料は岩石、砂利、石灰石などの粗原料とガラス、セメントのような大量に使用される加工製品の他、少量で電子機器などに使用される機能製品など多種類に亘る。通常の統計では元素別では金属と区別されず、また無機材料では包括的な概念でその数量が把握されていることは少ない。そこで本研究ではセメントが無機材料の中でも建設に多く使用され、日本の工業材料の中では最も生産量の多い素材であることから代表的素材として選択した。特に戦後の日本は荒廃した国土に対して、一貫して日本列島のインフラストラクチャーに継続的な投資を行ってきたことから、1972年までは図6.3-2（左図）に見られるように大きく生産量を伸ばしてきたが、1973年以来、生産量の拡大は急速に低下している。

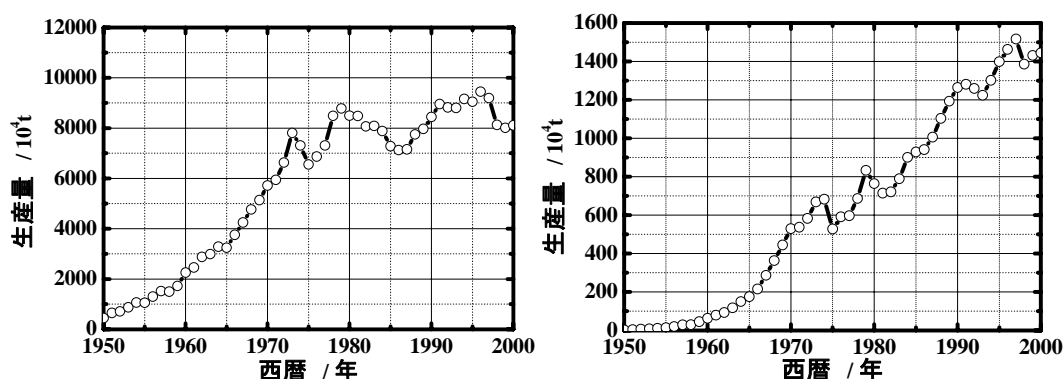


図 6.3-2 1950年から2000年における日本のセメント生産量（左）と高分子材料生産量（右）

一方、既にAshbyが指摘しているように世界的には1963年より金属材料から有機材料へのシフトが進んでおり⁸⁰⁾、日本でも図6.3-2（右図）に示すように1950年から1972年までの期間も、さらに1973年以後も、高分子材料の生産量は拡大しており、僅かに石油ショック直後の1974年から1978年までと、第二次石油ショックの直後に当たる1980年から1983年まで、そして1998年以降が短期的ではあるが伸びが小さい。鉄鋼、非鉄、セメントなどが主原料として鉱石や石灰石を使用するのに対して、高分子材料は石油そのものが原料であり、かつ精製のためのエネルギー源でもあるので石油の短期的変動は生産に大き

な影響を与えることが分かる。

一方、後に解析を加える目的で、情報産業の素材として使用される単結晶シリコンの生産量推移を 1973 年以後について 図 6.3-3 に示した。コンピューター及びハードディスク等の情報機器が急激に増加したのは技術的社会的な環境変化から主として 1970 年代以後であり、それ以前は 1 つの産業として集約するまでには成熟していなかった。しかしその後は急激に増加し、生産量の伸びは年率で 18 % に達している。なお太陽電池用にもシリコンが使用されるがその需要量は半導体用のものよりも少ないので、本章では半導体用のシリコンを使用している。

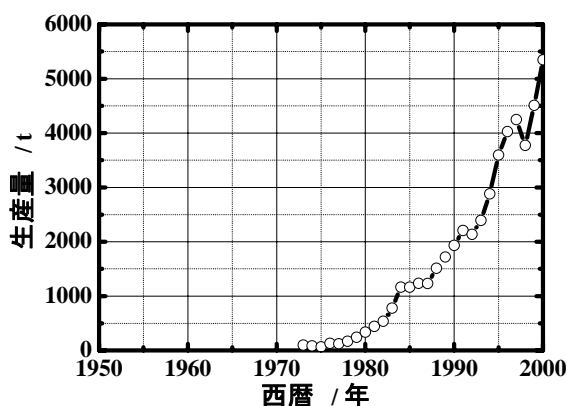


図 6.3-3 1950 年から 2000 年における日本の単結晶シリコンの生産量

このように鉄鋼、非鉄、セメントなどの伝統的な素材の生産量は社会の変化に追従することもあって 1973 年を境にして大きく変貌しているが、高分子材料やシリコンは生産量の変化が明確ではないように見える。しかし、これは生産量や経済発展というものが元来、指数的に変化するものであるのに対して、一般的な理解を求めめるために対数ではない尺度でグラフをプロットすることによる見かけの解釈である。すなわち、上記に示したデータを粗鋼、非鉄地金（アルミニウム、銅、亜鉛の合計）、セメント、高分子材料については全期間、単結晶シリコンについては後半の期間の対数グラフで示すとシリコン以外の素材は 1973 年を境に明確な折れ点を有している。本章では後に定量的な値を示す関係でグラフではなく、素材別にそれぞれの生産年 (Y) と生産量 (A [トン]) の関係を(6.3) 式で示したときの傾き (a) と切片 (b) を表 6.3-1 に整理した。

$$Y = a \log A + b \quad (6.3)$$

表 6.3-1 素材ごとの (6.3) 式の係数と平均伸び率

素材	1950-1972			1973-2000		
	<i>a</i>	<i>b</i>	年平均成長率 (%)	<i>a</i>	<i>b</i>	年平均成長率 (%)
粗鋼	16.1	1840	15.4	-610	6870	-0.4
非鉄金属	17.3	1860	14.3	148	1020	1.6
セメント	20.2	1810	12.1	360	-860	0.6
プラスチック	9.51	1910	27.4	60.1	1570	3.9
(平均)	—	—	17.3	—	—	1.4
単結晶シリコン	—	—	—	14.2	1940	17.6

表 6.3-1 に示すように 1972 年までは日本の素材産業の年平均伸び率は平均して 17.3 % であり、第二次世界大戦後の日本が素材産業分野で飛躍的な生産拡大を続けていたことが分かる。これに対して 1973 年以後は粗鋼生産量はマイナスとなった。非鉄も 14.3 % から 1.6 % に、セメントも 12.1 % から 0.6 % へと減少した。高分子材料は経済学などの分野で 図 6.3-2 (右図) のような図で示されることから継続的に生産量の拡大が続いているように見えるが、数値的に整理すると 1972 年までが 27.4 % の年平均伸び率を示しているのに対して、1973 年以後は 3.9 % に激減している。現実にも高分子材料の新規大規模コンビナートなどの多くが 1972 年までに建設されており、その後の高分子材料産業はエンジニアリング・プラスチックを中心としてより高付加価値の機能性高分子に属する製品によって支えられてきたと言える。

主要な 4 種類の素材産業の生産高がこのように劇的な変化を遂げている一方で、1970 年代から社会の情報化が進み、例えば情報用に使われる単結晶シリコンは伝統的な 4 素材の平均伸び率が 1.4 % に低下した時期に、年率 17.6 % で生産量が拡大している。素材という点で見ると、1973 年を境に鉄鋼、非鉄、セメントから成長の中心をシリコンへと移したとまとめることも可能である。

(2) 国内総生産、エネルギー消費量及び情報量

社会に与える素材供給の影響は材料供給そのものの絶対値も考慮しなければならないが、国民生活のレベルとの相対的關係も重要である。例えば国民総生産(GDP)、エネルギー消費量などとの関係を吟味することによって有用な情報が得られ、また 1980 年代以降の日本では情報産業の発展が著しいので、素材と情報の関係も検討の必要があると考えられる。

図 6.3-4 (左図) には、円基準とドル基準で計算した日本の実質 GDP (1990 年の物価で補正した) を示した^{81), 82)}。円基準では 1972 年までが平均成長率 9.69 % で伸び、1973 年からは 3.44 % に低下している。GDP の成長率はこの 2 つの時期で明確に異なっていることが分かる。一方、国際通貨であるドルを基準として GDP を整理すると 1972 年以後は為替レ

トの変動などで直線に凹凸があるが、平均的な傾き（成長率）は1972年までが10.3%で、1973年からは8.54%と殆ど変化が無い。これは日本の通貨の国際的な価値が高くなり、国内通貨を基準にすると1973年以後は見かけ上、成長率が低くなったように見えるが、貿易などを含めると一定の成長率を保ってきたと言える。

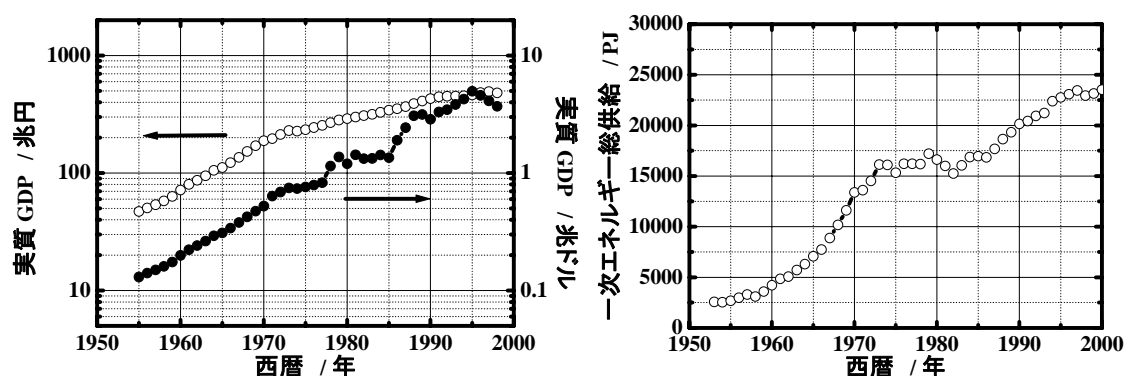


図 6.3-4 実質国民総生産 (GDP) (○: 左軸, 円, ●: 右軸, ドル) と
一次エネルギー消費量(右図)

経済学、特に通貨や価格などと離れて、社会のシステムやその社会を構成する人の活動量という点を考慮すると、その社会が大きく変化しない限り、それを構成している人の一定の活動に対して一定の活動量の拡大があると解釈することが出来る。就労人口、失業率、労働生産性など多くの経済指標が使用されるが、活動量という抽象概念自体を計測する手法は存在しないので、何らかの経済指標を応用することになるが、それには国際通貨をベースにした GDP が最も活動量に比例していると考えられる。

また、一次エネルギー消費量を図 6.3-4 (右図) に示したが、一次エネルギーはGDPに連動し活動量の基礎になるとされる。なぜならば素材を使用し、エネルギーを消費することによってある活動をなし得るとすれば、全体的な傾向は常に一致すると考えられるからである。現実にはエネルギー弾性値が知られているようにGDPとエネルギー消費量の伸びは一致しない場合もある。一次エネルギーの消費量は1972年以前の伸び率が10.6%、その後の伸び率が1.77%であり、GDPの伸び率1%当たりの一次エネルギーの伸び率、すなわちエネルギー弾性値はそれぞれ1.0、0.21である。

一方、日本の産業が高度成長を遂げていた時期にも情報を取り扱う産業は存在し、リレーなどを使用した機械的なオートメーションなどもあったが、パソコンなどを大量に用いた情報制御とはその情報量において質的に異なるレベルにあったと言える。素材との関係における情報量の表示としては単結晶シリコンの供給量が注目されるが、図 6.3-3 に示したように1970年代から情報用に用いられる単結晶シリコンの生産は大きく発展し、その平均伸び率は17.6%に及んだ。また図 6.3-3 の各年の生産量に、単位面積当たりのDRAM情

報量の伸びを乗じて算出した情報量を 図 6.3-5 にbitを単位として示したが、それによると年の伸び率は 64.2 %に達する。

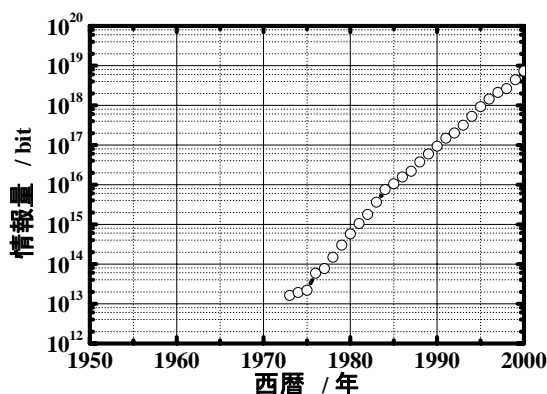


図 6.3-5 DRAM 情報量に換算したシリコン生産量の伸び

素材などの物理的に形がある物質や製品の製造の場合には年平均成長率が 20 %を越えるような現象は短期間に止まるが、情報はそれに用いるシリコンの伸び率が約 18 %でも、シリコンの単位面積当たりの情報量が指数関数的に増加したことから総情報量としては約 60 %の高い伸びを示したのである。このことはパソコン、ハードディスク、プリンターなどの周辺機器を製造する第二次産業ばかりではなく、情報関係ソフト、情報機器利用産業など従来の産業分野では分類が困難な新規の産業を多く育成した。

6.3.4 考察

前節において、素材生産量、GDP、エネルギー消費量、情報量の変化について整理を行ったが、それらのデータに基づき、1950年から1972年までと1973年から2000年までの2期間に分け、国際通貨ベース（ドル）で計算したGDPから日本の活動量の指標として、エネルギー弾性値（energy elasticity）に相当する「素材弾性値（素材ごとの生産量の拡大をGDPの伸び率で除した値, material elasticity）」を計算し、その結果を表 6.3-2 に示した。

表 6.3-2 1950 年から 2000 年におけるエネルギー弾性値と素材弾性値

項目		期間	
		1950-1972年	1973-2000年
GDP(%)		10.2	8.5
エネルギー弾性値		1.0	0.2
素材 弾性値	粗鋼	1.5	0.0
	非鉄金属	1.4	0.2
	セメント	1.2	0.1
	プラスチック	2.7	0.5
	平均(素材)	1.7	0.2
情報		—	7.5

1972 年まではGDPの平均伸び率が 10.2 %であり、その後も若干低下しているものの 8.5 %と経済の拡大基調は変化していない。一方、エネルギー弾性値は前期間が 1.0 と GDP の伸び率とほぼ同じ伸びを示しているのに対して、後の期間は 0.2 と成長率に寄与するエネルギーの割合は極端に減少している。これは素材産業など第二次産業における省エネルギー技術の進展と社会の構造変化によるためと言われている。後の期間の素材弾性値は極めて低く、この期間において伝統的な素材は日本社会の経済活動の拡大に大きな寄与が出来なかったことを示している。しかし、情報を担う単結晶シリコンの伸び率が大きく、さらに図 6.3-5 を考慮すると伝統的な素材などに代わって情報が社会の拡大に貢献したことが分かる。

1950 年代から 2000 年における日本社会の構造は産業構造や政治体制などから見ると様々な変化を遂げているが、活動の基礎となる就労人口、基礎的教育レベル、勤務形態、勤務時間、企業の業務態勢など次々と改善はなされているものの、基本的には同質の活動を継続してきたと言える。それが図 6.3-4 (左図) にも示した国際通貨ベースでのGDPの伸びが一定であることで実証されていると考えられる。1973 年を境にGDPは 10.2 %から 8.5 %に変化しているものの、通期では 9.4 %の伸びとすることが出来る。つまり第二次世界大戦後の日本人の労働による社会的価値の増大は年率約 1 割近いものであったことが理解される。

そして 1973 年を境にしてそれまで素材産業が担ってきた社会の活動を、情報が付加されることによって使用される素材もしくは組み立て製品の価値が高まり、それが素材の生産量の伸びを抑制したと考えることが出来る。すなわち、従来、粗鋼 1 トンで製造される製品が社会の活動を支えていたものが、情報の発達によって粗鋼 1 トンの製品そのものが有する活動量が増大した。このような例は膨大なので適当な例を 1 つ選択するのは困難ではあるが、例えばタクシーが通信によって最適配置が可能になり、2 倍の需要量に対して準備しなければならないタクシーの台数を同一に保つことが出来れば粗鋼生産量は変化しないにも拘わらず、粗鋼を用いて生産された製品が生み出す活動量が増大する結果をもたらす。人間の活動は何らかの素材によって裏打ちされているが、その素材自体の価値は素材

の持つ機能の拡大と共に、素材と情報が融合することによってもたらされたと考えられる。

すなわち、国際通貨ベースのGDPを基準にして、全期間に亘る活動に寄与した状態は素材では粗鋼生産量が最も象徴的であり、一方 1973 年から粗鋼の役割を果たしたという点では情報量がその中心である。従って、粗鋼生産量に対して情報量の関係を求めることによって、第二次世界大戦後の素材が担ってきた社会的な寄与を定量的に示すことが出来ると考えられる。表 6.3-3 には粗鋼生産量と情報量の寄与率から算出した、粗鋼 1 トン当たり
に相当する情報量を示した。

表 6.3-3 粗鋼と情報量との関係

項目	西暦	単位	生産量	弾性値比	相関比
粗鋼	1972	Mt/年	96.9	1.46	—
情報	2000	Ebit/年	7.29	0.547	—
相関比	2000/1972	Gbit/トン	—	—	350

表 6.3-3 から 1972 年の日本の工業活動を基準にすると、その年の粗鋼生産量は 96.9 Mt であり、1972 年において翌年にGDPを 1 %増加させるのに相当する粗鋼の生産量は 1.46 Mt/GDP1 %である。また 2000 年の素材の社会的価値は情報によって高まっているとし、その年の情報量は 7.29Ebit (= 7.29×10^{18} bit) で、同じく 2000 年において翌年のGDPを 1 %上昇させるのに貢献した情報量は 0.547 Ebit/GDP1 %と計算された。従って、GDP1 %に対して、1972 年の粗鋼 1 トンの増産の寄与は、2000 年時点の情報量の増産に換算して 350 Gbitに相当する。この数値は社会の構造によって変化するが、1972 年と 2000 年の比較においては固定的な値であり、これを素材と情報間の相関比と考えることが出来る。すなわち素材の社会的価値は素材自体の性能や機能の増大にもよるが、情報によっても社会的価値が高まること、GDPを社会の総活動量を示す指標とすることが出来れば定量的な考察が可能であることを示している。

6.3.5 結論

以上のように第二次世界大戦後の日本の工業活動を 1973 年を区切りとして2期間に分けて整理をしたところ、

- 1) 素材生産量は、粗鋼、非鉄、セメント及び高分子材料のいずれにおいても大きな変化が見られる。
- 2) 年平均の基幹素材の生産量の拡大は、1972 年までが約 17 %、1973 年以後は約 1.4 %であった。

- 3) 素材の生産量の減少は、情報を担う素材であるシリコンの生産量の伸びと、情報量の増大によってその一部が補償された。
- 4) 日本社会の活動量を国際通貨ベースで計算した GDP に比例すると仮定すると、1972年までの粗鋼1トンは情報量の拡大によって価値が高まり、350 Gbit の情報量に相当する。

ことが分かった。

情報や単結晶シリコン等の素材は、直接鉄鋼や非鉄金属等の基幹素材を代替するものではないが、情報化が社会における物質利用効率の上昇に寄与し得ることが示唆される。素材と情報の関係はさらに様々な要因があり、今後の研究によって素材の社会的価値の定量化が進むと期待される。

参考文献

- 1) Intergovernmental Panel on Climate Change: “Climate Change, The IPCC Scientific Assessment”, Cambridge University Press, New York (1990)
- 2) Intergovernmental Panel on Climate Change: 気象庁訳, “気候変化 1995, 気候変化の科学”, 大蔵省財務局 (1996)
- 3) Intergovernmental Panel on Climate Change: “Climate Change 2001, The Scientific Basic Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change”, Cambridge University Press, New York (2001)
- 4) Intergovernmental Panel on Climate Change: 気象庁訳, “IPCC 地球温暖化第三次レポート, 気候変化 2001”, 中央法規出版 (2002)
- 5) 環境省(旧環境庁)企画調整局企画調整課等: “環境白書” 昭和 47 年～平成 17 年版, ぎょうせい (1972-2005)
- 6) 朝日新聞社: “朝日新聞縮刷版” (1984-2005)
- 7) 大阪市ホームページ: “審議会等・各種調査”,
<http://www.city.osaka.jp/shimin/shingikai/02/life/index.html>.
- 8) 岐阜県丸ごと環境パビリオンホームページ: “岐阜県温暖化防止推進計画”,
<http://www.gifu-ecopavilion.jp/ecopavilion/tosho/ondankabousi/zenbun.htm>.
- 9) 宮城県ホームページ: “地球温暖化問題に関する県民意識調査結果”,
<http://www.pref.miyagi.jp/kankyo-s/ondanka/report-k.pdf>.
- 10) 因島市ホームページ: “地球温暖化対策”,
<http://www.city.innoshima.hiroshima.jp/migi/sougou/kenkou/ondanka/anketo/anketo.htm>.
- 11) 守谷市ホームページ: “守谷市地域省エネルギービジョン”,

<http://www.city.moriya.ibaraki.jp/section/0210/hozen2.html>.

- 12) 新潟県ホームページ：“平成 16 年度第 3 回県民アンケート調査”，
<http://www2.pref.niigata.jp/niigata/Webkeiji.nsf/35ddefc0eb96b40b49256fd7002e94c8/49256fd5005b6a2a49256fdc00207ca0?OpenDocument>.
- 13) 滋賀県ホームページ：“第 38 回滋賀県政世論調査”，
<http://www.pref.shiga.jp/a/koho/seron/38seron/>.
- 14) 内閣府ホームページ：“世論調査”， <http://www.cao.go.jp/>.
- 15) 環境省総合環境政策局環境計画課：“環境白書 平成 15 年版”， pp.90-91， ぎょうせい (2003)
- 16) Zhang, J., Rothrock, D., Steele, M.: Recent Changes in Arctic Sea Ice -The Interplay between Ice Dynamics and Thermodynamics, *Journal of Climate*, Vol.13, p.3099 (2000)
- 17) 国立天文台編：“理科年表 2005”， p.592， 丸善， (2005)
- 18) (社) 日本化学会編：“化学便覧基礎編Ⅱ改訂 5 版”， p.4， 丸善 (2004)
- 19) 国立天文台編：“理科年表 2005”， p.368， 丸善 (2005)
- 20) NASA, GISS ホームページ：“Surface Temperature Analysis”，
http://data.giss.nasa.gov/gistemp/station_data/.
- 21) NOAA, Climate Prediction Center ホームページ：“Southern Hemisphere Winter Summery 2003”， http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/stratosphere/winter_bulletins/sh_03/
- 22) Fiske, S. T., Taylor S. E.: “Social Cognition McGraw-Hill Series in Social Psychology”， McGraw-Hill Education, New York (1991)
- 23) 野村 昭：“社会と文化の心理学”， 北大路書房 (1987)
- 24) 早川洋行：“流言の社会学—形式社会学からの接近”， 青弓社 (2002)
- 25) 広井 脩：“流言とデマの社会学”， 文芸春秋 (2001)
- 26) 川上善郎：“うわさが走る 情報伝播の社会心理”， p.49， サイエンス社 (1997)
- 27) Carson, R.: “Silent Spring”， Penguin Books, Ltd., London (1962)
- 28) Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., Behrens III, W. W.: “THE LIMITS TO GROWTH”， Universe Books, New York, (1972)
- 29) 和田 攻：ダイオキシンはヒトの猛毒で最強の発癌物質か， 学士会会報， No.830， p.9 (2001)
- 30) 武田邦彦：工学倫理教育の何が難しいか？， まてりあ， Vol. 42， p.102 (2003)
- 31) Brunn, S. D., Williams J. F.: “Cities of the world”， Harper Collins, New York (1993)
- 32) 中野 忠：“イギリス近世都市の展開—社会経済史的研究”， 創文社 (1995)
- 33) Ferguson, E. S.: “Engineering and the Mind’s Eye”， The MIT Press, Cambridge (1993)
- 34) Brown, H.: “The Wisdom of Science”， Cambridge University Press, Cambridge (1986)
- 35) Mantoux, P.: “The Industrial Revolution in the 18th Century”， p.544, Harcourt, Brace & Company, New York (1927)

- 36) Bijker, W. E., Hughes, T. P., Pinch, T. F.: “The Social Construction of Technological Systems”, The MIT Press, Cambridge (1989)
- 37) Klemke, E. D.: “Introductory Readings in the Philosophy of Science”, Prometheus Books New York (1998)
- 38) Gutting, G.: “Michel Foucault’s Archaeology of Scientific Reason”, Cambridge University Press, Cambridge (1989)
- 39) Rouse, J.: “Knowledge and Power: Toward a Political Philosophy of Science”, Cornell University Press, New York (1987)
- 40) 文部科学省：“安全・安心な社会の構築に資する科学技術政策に関する懇談会 報告書”，2004年4月
- 41) Mitchell, J. K.: “Crucibles of Hazard”, p.100, United Nations University Press, Tokyo (1999)
- 42) 武田邦彦監修：“電子・電気機器材料の難燃化への科学的アプローチ”，p.3, 技術情報協会 (2004)
- 43) Warren, L. M.: “Combustion toxicity : The burning issue”, *Plastics Technology*, Vol.34, No.77, p.54 (1988)
- 44) 武田邦彦:難燃プロジェクト共同研究概要, 第7回難燃材料研究会予稿集, p.49 (2000)
- 45) Takeda, K., Ohkawa, T., Nikkeshi, S.: The Effect of a very small Amount of Flame Retardant, *Proceedings of 9th European Meeting on Fire Retardancy and Protection of Materials*, p.21 (2003)
- 46) Duey, K.: “San Francisco Earthquake”, *Simon Pulse*, New York (1999)
- 47) 高橋 清, 加藤浩徳, 高野裕輔, 寺部慎太郎: 交通安全政策の英国における現状と日本の方向性, *社会技術研究論文集*, Vol.1, pp.374-382 (2003)
- 48) (独) 産業技術総合研究所ホームページ: “ヒューマンセンタード ITS ビューエイドシステムの開発”,
http://www.aist.go.jp/aist_j/press_release/pr2004/pr20040226/pr20040226_2.html
- 49) Bastian, L. D., Taylor, B. M.: “School crime: A National Crime”, *Victimization Survey Report*, Office of Justice Programs, Bureau of Justice Statistics, NCJ-131645, Washington, DC (1991)
- 50) Mason, G.: “The Official History of the Metropolitan Police”, Carlton Books Limited, London (2004)
- 51) 渡辺京二: “逝きし日の面影”, 葦書房 (1998)
- 52) 吉川肇子, 白戸 智, 藤井 聡, 竹村和久: 技術的安全と社会的安心, *社会技術研究論文集*, Vol.1, p.1 (2003)
- 53) 和田 攻: ダイオキシンはヒトの猛毒で最強の発癌物質か, *学会会報*, No.830, p.9 (2001)
- 54) 渡辺 正, 林 俊郎: “ダイオキシン”, 日本評論社 (2003)
- 55) 武田邦彦: “何を食べれば安全か!”, 青春出版社 (2004)

- 56) 神里達博：近年の食品問題の構造，社会技術研究論文集，Vol.2， p.331 (2004)
- 57) Campbell, C. J., Laherrère, J. H.: The End of Cheap Oil, Scientific American, Vol.278, p.77 (1998)
- 58) 運輸省：“運輸白書”，大蔵省印刷局 (1996)
- 59) 武田邦彦：“エコロジー幻想”，青春出版社 (2001)
- 60) “The Economist” 13 October, p.15, The Economist Newspaper Ltd., London (1999)
- 61) Gillham, O., Alex, S.: “Maclean The Limitless City: A Primer on the Urban Sprawl Debate”, Island Press, Washington, DC (2002)
- 62) Bacon, F.: “The Two Books of the Proficiency and Advancement of Learning”, Henry Tomes, London (1605)
- 63) 世界経済フォーラム：“安全と経済的繁栄に関する国際世論調査”，調査期間 2003 年 11 月～12 月，調査対象 世界 51 カ国の国民，標本数 43,000 人，主に電話および対面調査
- 64) 武田邦彦：一般工学倫理と原子力工学の複合ストレスの影響，日本原子力学会誌，Vol.41, No.8, p.875 (1999)
- 65) Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., Behrens III, W. W.: “The Limits to Growth; A Report for the Club of Rome’s Project on the Predicament of Mankind”, Universe Books, New York (1972)
- 66) Skinner, B. J.: “Earth Resources, Prentice-Hall”, New Jersey, (1969)
- 67) 西山 孝：“資源経済学のすすめ”，中央公論新社， (1993)
- 68) 増子 昇：金属，サイアス，Vol.4, p.76 (2000)
- 69) United Nations Environment Programme: “Report of the United Nations Conference on the Human Environment”, United Nations, Stockholm, (1972)
- 70) 環境庁地球環境部企画課：“国連環境開発会議資料集”，大蔵省印刷局 (1993)
- 71) 伊藤元重，植田和男，竹中平蔵：“パースペクティブ日本経済”，筑摩書房 (1988)
- 72) Pepper, T., Janow, M. E., Wheeler J. W.: The Competition Dealing with Japan, Praeger Publishers, New York (1985)
- 73) (社)日本鉄鋼連盟鉄鋼統計専門委員会：“鉄鋼統計要覧”，(社)日本鉄鋼連盟 (1963-2004)
- 74) 経済産業省経済産業政策局調査統計部：“鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計年報”，経済産業統計協会 (1953-2000)
- 75) 軽金属協会：“軽金属工業統計年報” (1963-2000)
- 76) 経済産業省経済産業政策局調査統計部編：“窯業・建材統計年報”，経済産業省統計協会 (1955-2000)
- 77) 経済産業省経済産業政策局調査統計部編：“化学工業統計年報”，経済産業調査会 (1954-2000)
- 78) (社)新金属協会ホームページ：“高純度シリコンの生産販売輸出入推移”，

<http://www.jsnm.or.jp/>

79) 資源エネルギー庁長官官房総合政策課編：“総合エネルギー統計 平成 16 年度版”，通商産業研究社 (2006)

80) Ashby, M. F.: “Materials Selection in Mechanical Design”, Pergamon Press, Oxford (1992)

81) 内閣府経済社会総合研究所、内閣府経済社会総合研究所国民計算部：“国民経済計算報告：長期遡及主要系列：平成 2 年基準”，大蔵省印刷局 (2001)

82) 日本銀行統計局：“経済統計年報”，日本信用調査（株）出版部 (1953-1999)

第7章 結論

7.1 非鉄金属の資源循環と環境影響

非鉄金属の資源循環と環境影響について、インジウム、アンチモン、鉛を対象として第3章で検討した。資源循環の状況を整理し、わが国の環境媒体中の平均濃度を予測し、許容濃度等の基準値と比較した。インジウム、アンチモンについては、1,000~2,000以上の安全マージンが確認された。インジウムは社会的に流通している量が少なく、またアンチモンは環境排出量が少ないため、環境影響は小さいと考えられる。

インジウムの枯渇評価では、廃製品のリサイクルや使用量低減などを組み合わせたシナリオによる将来予測でも、2020年までには枯渇の懸念があることが推測され、高価な資源であることから、資源の枯渇と共に一次資源側の濃度が低下し、廃棄物側からの回収資源が分離作業量に見合った価格になれば、資源回収が進む可能性があると考えられる。

鉛は、その毒性は明らかであるが、現在のわが国では一般の曝露は問題ないほどに改善されており、環境基準等に対する安全マージンは、他の金属と比較すると小さいが、これ以上の使用制限は必要ないと考えられる。鉛の回収性に関しては、家電製品等における鉛の使用量は元々少なく、分離作業量計算に基づいて他の有用資源を分離し、濃縮した後に鉛を回収しても採算性は得られないことが分かった。ただし、製品中に、天然資源の稼行品位を上回る貴金属が同伴する場合には、天然資源からの金属抽出より低い分離作業量で貴金属を回収して利益を上げることが出来るので、節約出来た分離作業量（エネルギー、コストと言い換えても良い）の一部を、“採算性は低い将来の枯渇等を考えて回収が望ましい資源”に充当することが可能となる。

アンチモンに関しては、鉛バッテリーリサイクルなど循環ルートが確立している用途を除くとリサイクルされていないが、環境へのインパクトは大きくない。臭素系難燃剤と難燃助剤の三酸化アンチモンの系は、火災の防止において大きなベネフィットがあり、ハロゲン系材料等への忌避傾向に基づいて使用を中止すると、最大可能損害の増分の比は10~15倍以上になり得ることが示された。

本研究で取り上げた金属においては、社会的に忌避の傾向が見られる鉛やアンチモンに関しても一般環境に対する影響は殆どなく、高濃度の発生源、あるいは曝露が予測される工場周辺や作業環境における管理によって、環境汚染を防止出来ると考えられる。

7.2 安全・安心の統合の概念

7.2.1 高分子汚染

4.1章では、産業で大量に製造されている高分子材料について、従来着目されていなかった熱分解生成物が環境に与え得る可能性について実験と調査によって解析し、水銀当量を用いて評価を行った。分解生成物の中には毒性評価が行われていない物質も多数存在するが、社会的に忌避される傾向にあるPVCは、ダイオキシン類等を加味しても高分子材料の中では中位に位置し、一方で天然原料由来のため環境に優しいイメージのあるPLAはその

分解容易性故に分解毒物に注意を要することが分かった。

これまでのいわゆる毒性物質の評価は「産業上、製造される化合物」に注目されており、分解生成物は規制の概念になかったが、環境や自然界にとってはそれが製品として販売されるか、あるいは分解して生成するかの区別はないため、純粋に環境への影響として評価するのが適当である。また、現在の毒性物質規制ではホルムアルデヒドのように自然界に存在する化合物や、アミド類のように生体関連物質についての評価が単独の動物実験などを基にして定められており、環境汚染を評価する方法としては不十分である可能性が高いことが分かった。

実際の高分子材料の分解生成物がヒト健康にとって深刻な濃度になることは想定し難いが、様々な化学物質の環境濃度が下がり改善されてきている場合、使用中の分解生成物や自然界のバックグラウンド濃度を併せて評価することが必要になると考えられる。

7.2.2 形状と着火

4.2章では、難燃剤の使用等による物理化学的方法での難燃化ではなく、部品の形状や大きさそのものが着火性に及ぼす影響について初めて定量的な解析を行った。電気・電子製品の小型化・精密化等に伴い、用いられる部品が小型化する傾向にあり、漏電や局部過熱等によって製品内部から発火した場合にそれが延焼するかどうかを決めるファクターの1つは周辺の部品の着火性である。4つの樹脂について着火実験を行い、着火に及ぼす部品形状と位置関係の影響を臨界熱流束と過剰総熱量の観点から解析したところ、着火時間の逆数と照射熱流束との関係は直線関係を示した。水平位と側面位では、臨界熱流束、過剰総熱量の厚み依存性が異なった。特に部品が5mm以下と小さい場合には、材料物性として難燃化を図っても効かないことが示唆され、逆に、形状と配置の工夫により延焼リスクを抑える設計が可能となる可能性が示された。

7.2.3 臭素系難燃剤と火災

火災を防止するために添加される臭素系難燃剤について、社会的なリスク・ベネフィットの解析を行った結果、高濃度曝露が予想される条件でもLD₅₀に対する安全マージンは10万倍以上あり、火災時におけるCOやダイオキシン類によるリスクは、難燃剤が火災を防止するベネフィットに比較して極めて小さいと整理された。火災という事象の損失余命を計算すると6.2日であり、比較的大きなランクに位置していることが分かった。難燃剤の環境管理は、適切に使用することを認めつつ、技術的・経済的に妥当な排出削減策を講じてリスク削減を図る方向が妥当であると考えられる。

7.3 安全・安心の統合の概念を実現するための課題

現在の難燃化の方法としては、臭素系難燃剤と難燃助剤の三酸化アンチモンの系が最も安価で効果が大きいが、より将来の材料の難燃化の方法として発展させる可能性として、微量添加法を示した。添加物質を非常に少なく出来、母材の物性も殆ど変えない新しい難

燃化機構として期待される。

資源循環における毒物の浄化の1つの方法として、現在既に実用化されているガス化改質炉の利用可能性を示した。このような方法は、一般的な焼却炉と同様に廃棄物の減容化、焼却灰中の資源濃度の濃化、可燃有機物からのエネルギー回収に寄与すると共に、平衡反応を利用して元素まで戻すことで、鉄や銅と重金属類を分離し、資源回収と無害化が出来ることが特徴である。

人間の資源利用と環境影響の関係については、より広い時空概念での研究が必要と考えられ、特に自然浄化の作用が引き受けられる人間活動の“量と質”を見極めて行くことが重要になると考えられる。

7.4 環境と情報

情報化社会の進展に伴い、多くの情報を容易に手に入れることが可能になったが、一方で、誤った情報の流布によって政治や社会が影響を受けることも見られるようになった。環境問題に関しては、1980年代以降のいわゆる“地球環境問題”が人間の感覚に知覚し難いこともあり、情報の真偽を判断すること自体が難しい。ただし、基礎的な学問に立脚して明らかに誤った知見や情報は、学問的な立場からは修正されることが望ましい。

その一例として、6.1章で地球温暖化と海面水位の変化に関する認識を調査した。IPCCの報告書と、環境省やマスコミからの情報は異なっており、アルキメデスの原理や、温度の違う場所の流体の移動と平衡のような基礎学問が生かされておらず、誤った情報が流布されることにことにより、社会的誤認識が形成されている状態が整理された。

その一方で、情報化は、社会における資源利用の効率を上げるための付加価値として考えることが可能であり、試みとして第二次世界大戦後の日本の工業活動を1973年を区切りとして2期間に分けて整理をしたところ、基幹素材生産量の伸びが鈍化したのに代わり、単結晶シリコンとそれに載る情報生産量が飛躍的に上がっており、現在の経済活動や生活水準を大幅に減退させることなく資源使用量を減らすには、情報化が有力な方法となり得ることが示唆された。

7.5 総括

本研究の範囲では、かつての激甚公害の時代を克服し、十分な技術力を有したわが国においては、環境基準の遵守等の適正管理の前提においては、金属資源の循環における環境影響は比較的小さく、高濃度曝露が予想される職業曝露などの限定された範囲を除けば、環境汚染の可能性は低いと判断された。逆に言えば、高濃度曝露群を生じ得るライフサイクルの箇所に適切な技術と管理を施せば、環境を保全出来ると考えられる。本論文では、埋立を管理可能な資源の集積行為と見なしており、金属の循環利用における大気、水質等への環境媒体への排出インパクトは小さい。

金属資源の再利用性を、分離作業量を用いて整理したが、鉛の濃度の点だけから言えば、

現在の廃棄物側の濃度は小さく、そこから金属製錬等によって再資源化を図るだけの品位に見合っていない。また、再資源化時に必要な分離作業量に見合った価格にもなっていない。ただし、天然資源の濃度が著しく小さい貴金属が同伴している場合には、分離作業量に見合った価格よりも実際の回収価格が大きくなるため、それにより生じる利得の一部を単独では回収性のない資源の回収に充当出来る可能性がある、と整理された。

インジウムのように比較的高価で製品への使用量が微量な金属資源の場合には、将来資源の枯渇に伴い価格が上昇し、天然資源と廃棄物資源の濃度が近づくことで、再利用性が増すことが考えられる。

高分子からの分解毒物を整理した結果、環境が概ね改善されている社会の成熟度においては、特定の物質の廃絶や削減だけを謳うのではなく、分解由来、自然発生源由来等の区別のない統合的な規制（管理）概念が必要になると考えられた。

化学物質の使用に関係なく“価値”を実現する方法として、材料の形状による着火制御の可能性を初めて系統的なデータで整理した。また、情報化が、資源利用と同様な社会の価値を生み出せる可能性を示した。

“環境汚染”がほぼ解決されているわが国の状況にあっては、実態の存在しないリスクやリスクが極めて小さい事象に対する対応について過度な規制や対策を実施したり、資源循環に関しては、資源やエネルギー資源の利用の合理性のない“政策的な”循環の推進は避けるべきであり、より合理的な資源や材料の利用と管理及びそのための評価が求められる。臭素系難燃剤と三酸化アンチモンの難燃剤が火災による犠牲者と財産を救う大きなベネフィットを有している一方でそれらの使用リスクは小さく、ハロゲン系物質や一部の金属等に対する風評を理由に忌避すべきではないと評価された。

リスク管理の考え方をさらに進展させ、特定の物質を有害物とする概念から脱却し、総合的な価値判断を行う必要があり、また、事故が起こってから対応する不完全な状態から、予防原則の濫用（何でも規制する）ではなく、積極的に定量的な評価・判断・管理を行ってゆく必要があると考えられる。

謝辞

本研究を遂行するに当たり、懇切なるご指導を頂いた名古屋大学大学院工学研究科マテリアル理工学専攻教授・武田邦彦先生に深甚なる感謝を申し上げます。武田先生とは、先生が芝浦工業大学工学部材料工学科にご在籍されていた平成11年度から平成13年度まで実施したNEDO事業・非臭素系難燃材料調査研究以来のご縁になります。2000年に出版された先生の著書「リサイクルしてはいけない」（青春出版社）や、物質循環と毒物のご研究を通じて、環境も研究テーマとされていることを知り、環境をテーマに、社会人博士課程にてお世話になることになりました。先生の厳しくも愛情に溢れたご指導と、研究の発端におけるユニークで斬新なご発想、工学倫理の大切さ、そして自らを惜しまない献身の姿勢は、非常に感銘を受けるものであり、先生の哲学が学生にも浸透し、研究室を挙げて、簡単には言い表せないほどの、惜しみない膨大なご支援を頂きました。私の成長と今後の仕事・研究にも大きな糧になるものと確信しております。心より感謝を申し上げます。

お忙しい中、熱心にご指導を頂き、本研究の完成のために有用なアドバイスを頂いた名古屋大学エコトピア科学研究所教授・藤澤敏治先生、名古屋大学大学院工学研究科マテリアル理工学専攻教授・興戸正純先生、早稲田大学理工学術院教授・大和田秀二先生に感謝致します。藤澤先生、大和田先生には、インジウムの資源循環に関連して、NEDO事業「廃棄物の再資源化・集積化のためのグローバルモデルの構築に関する先導調査」において、委員としてもご指導を賜りました。

名古屋大学大学院工学研究科マテリアル理工学専攻助手・棚橋満先生、石川朝之先生に感謝致します。両先生は、研究室における司令塔のような役割であり、研究内容における助言、論文の書き方など、きめ細かな丁寧なご指導・ご助言を頂きました。

中部大学工学部教授・行本正雄先生に感謝致します。行本先生は、前職であられるJFEホールディングス（株）にご在籍中より、資源、廃棄物、リサイクル等の情報収集、その処理技術であるガス化改質炉について、諸事ご親切なご助言を頂き、東京におられた時は東京でのいわば師匠として、親身になって下さいました。

亀谷（那須）昭子女史に御礼を申し上げます。女史は、本研究の基礎となる「Poisonous Materials in a Recycling Society and Their Purification」（循環型社会における有害物質の蓄積と浄化）にて平成16年3月に名古屋大学で学位を取得されました。彼女の業績なくしては、本研究が決して成り立ち得なかったことは、疑いがありません。

名古屋大学技官・高井章治氏、栗本和也氏、安達幸男氏に感謝申し上げます。本研究における実験に関しては、装置類の調整やメンテナンス、運転指導等において、平素より万全の研究環境を整備し、維持して頂きました。

名古屋大学大学院工学研究科マテリアル理工学専攻博士課程後期課程3年・大川朋寛氏に感謝致します。大川氏とは、同じ博士課程の同期となり、3年間、共に励まし合いながらやってきました。私が平素、東京にいることもあり、研究以外の諸連絡、事務処理等においても、様々な面で支えて頂きました。

丸菱油化工業（株）・松田成広氏に感謝致します。松田氏は、研究室における博士課程の先輩であり、時々研究室に来られ、ざっくばらんにアドバイスを頂きました。

三菱重工業（株）・橋本 淳氏、トヨタ自動車（株）・木田伸也氏、住友ベークライト（株）・森 真生氏、関西ペイント（株）・後藤宏太氏、名古屋大学大学院工学研究科マテリアル理工学専攻博士課程前期課程 2 年・吉田真悟氏、坂本健太郎氏、水野孝志郎氏、同 1 年・上野智永氏、渡邊佑典氏、名古屋大学工学部物理工学科材料工学コース 4 年・宮原康弘氏に感謝致します。本研究における燃焼実験等の遂行や、データ整理等に至るまで、彼らを初めとした武田研究室関係の諸氏によるきめ細かで重厚な、そして惜しめないバックアップがあって初めて、本研究は成り立っています。

名古屋大学 21 世紀 COE プログラム「自然に学ぶ材料プロセッシングの創成」(Nature COE) には、殆どの研究において、多大な御支援を頂きました。Nature COE 拠点リーダーであります名古屋大学大学院工学研究科マテリアル理工学専攻教授・浅井滋生先生始め、ご関係の皆様のご支援に深く感謝申し上げます。特に、名古屋大学工学研究科 Nature COE 特任教授・Nature COE 推進室の宮澤憲一先生、伊藤恵子女史には、下記シンポジウムの開催支援や、ベルリンでの学会発表において、経済的な側面を含めて多大なご支援を頂き、親身になって相談にも乗っていただきました。

平成 16 年 11 月から平成 17 年 7 月に掛けて 5 回開催した COE シンポジウム「自然と人工物を考える COE シンポジウム」に関して、お忙しい中、貴重なご講演をいただいた京都大学名誉教授・西山 孝先生、北海道大学工学研究科環境資源工学専攻教授・松藤敏彦先生、明星大学理工学部環境システム学科助教授・宮脇健太郎先生、名古屋大学大学院環境学研究科地球環境科学専攻教授・松本英二先生、名古屋大学大学院生命農学研究科資源生産生態学講座助手・矢野勝也先生、名古屋大学大学院工学研究科応用化学専攻教授・原口紘丞先生、東北大学大学院環境科学研究科環境創生計画学専攻教授・長坂徹也先生、(独) 国立健康・栄養研究所栄養所要量研究部微量栄養成分代謝研究室室長・西牟田守先生、(独) 国立環境研究所社会環境システム研究領域資源管理研究室主任研究官・寺園 淳先生、(独) 産業技術総合研究所環境管理技術研究部門副部門長・小林幹男先生、(独) 産業技術総合研究所地質情報研究部門海底系地球科学研究グループ主任研究員・山崎哲生先生に感謝致します。資源と廃棄物のそれぞれのご専門の分野における先端的な成果、トピックスをご披瀝いただき、それらを全体として俯瞰することによって、大いに研究の参考にさせて頂きました。

新日本空調（株）・首藤治久氏、山本秀行氏、同社技術研究所・木村 崇氏、渡邊 裕氏の各位に感謝申し上げます。4 氏は、平成 11 年度から平成 13 年度まで（社）産業環境管理協会が受託、芝浦工業大学工学部材料工学科・武田邦彦研究室（当時）が再委託して実施した NEDO 事業「環境負荷抑制対応廃棄物エネルギー利用促進調査研究—非臭素系難燃材料調査研究—」、同事業の事後評価、ならびにこれに関連して実施した平成 14 年度「非臭素系難燃材料データブックの作成」における NEDO 環境技術開発部（室）の担当主査、

主研を務められました。本研究のうち、高分子の分解や燃焼実験に関しては、同事業の成果・資産に負うところが大きく、また、同事業を成功裏に導いて頂いたお陰で、その後の関連研究に繋がっています。

(独) 国立環境研究所社会循環型社会形成推進・廃棄物研究センター長・森口祐一先生、(独) 国立環境研究所循環型社会形成推進・廃棄物研究センター最終処分技術開発研究室長・井上雄三先生、(独) 国立環境研究所循環型社会形成推進・廃棄物研究センター有害廃棄物管理研究室長・大迫政浩先生、(独) 国立環境研究所社会環境システム研究領域資源管理研究室主任研究官・寺園 淳先生、(独) 国立環境研究所循環型社会・廃棄物研究センター研究員・田崎智宏氏に感謝致します。先生らは、(独) 国立環境研究所にて行われている物質循環、廃棄物処理関係の研究の第一人者であり、報告書資料等のご提供をいただきました。

(独) 産業技術総合研究所地圏資源環境部門地圏環境評価グループリーダー・駒井 武氏、主任研究員・川辺能成氏に御礼申し上げます。土壌における重金属の移動現象について、親身にご教授頂きました。

臭素科学環境フォーラム (BSEF Japan) プログラムディレクター・徳勢正昭氏、日本難燃剤協会事務局長・安井敏之氏、味の素ファインテクノ (株)・宮地保好氏、安田直樹氏、(株) ユーエル エーペックス・青木正光氏に感謝致します。難燃剤関係のめまぐるしく変化する EU 規制動向についてご助言をいただき、規制に関する文面を推敲して頂きました。

日本精鉱 (株)・前 中瀬製錬所長・溝口唯市氏、営業部次長・益森芳幸氏には、アンチモンの製錬工程、環境対応等について詳しいご指導、資料のご提供を頂きました。ここに記し、厚く御礼を申し上げます。

(独) 産業技術総合研究所エネルギー技術研究部門安全評価グループ主任研究員・中川祐一氏は、防災関係の専門家であり、難燃剤と火災の関係を研究する際に、多くのご助言を頂きました。総務省消防研究所には、火災実験に関連した報告書をご提供頂きました。ここに記し、感謝の意を表します。

(株) 中央青山 PwC サステナビリティ研究所・早川 晃氏、小林俊介氏、みずほ情報総研 (株)・久保利晃氏に御礼申し上げます。鉛やアンチモンのマテリアルフローの諸過程を通じての様々な情報提供を頂きました。

(独) 産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センター・東野晴行氏、岸本充生氏、小林憲弘氏に感謝申し上げます。彼らは、リスクの専門家であり、東野氏は大気拡散、岸本氏は環境対策の費用対効果分析、小林氏は鉛の詳細リスク評価を専門にされています。

(独) 新エネルギー産業技術総合開発機構バイオ・医療技術開発部主任研究員・山下 勝氏、主査・鳥羽裕一郎氏、(株) 三菱総合研究所地球環境研究本部資源循環研究部・中條 寛氏、小西時雄氏、奥村重史氏、柴 英隆氏に御礼申し上げます。第 4 章のインジウムの研究は、(社) 産業環境管理協会が受託実施した NEDO 事業「廃棄物資源の再資源化・集積化のためのグローバルモデル構築に関する先導研究」の成果を一部引用しています。特に、

共同受託先である（株）三菱総合研究所資源循環研究部・奥村氏には、資源予測のモデリングと計算データについてご協力を頂きました。

（株）サトー取締役・横井信宏氏、同社営業本部長・羽生光孝氏、ならびに CSR 室、営業本部の皆様にご感謝申し上げます。物質と情報の定量的な関係を整理する一連の研究は、同社のご協力によって実施されました。

（独）石油天然ガス・鉱物資源機構・大野克久氏には、資源関係一般の文献情報のご協力を頂きました。ここに記し、感謝申し上げます。

海水面の上昇に関する情報収集は、平成 17 年度前期に名古屋大学にて開講されたデザイン実験の履修者、名古屋大学工学部物理工学科材料工学コース 3 年の水谷春樹君、石田雄一郎君、穴倉千恵子さん、塚本潤君、横井太史君によるところが大であります。この場を通じて謝意を表します。

（独）産業技術総合研究所 LCA 研究センター副センター長・匂坂正幸氏、骨材資源工学会会長・岩崎 孝氏、元 資源環境技術総合研究所安全工学部長・井清武弘氏、元 九州大学資源工学科教授・内野健一先生、九州大学資源工学科助教授・井上雅弘先生、早稲田大学理工学術院教授・故 野口康二先生に本論文の完成をこの紙面においてもご報告し、深く感謝を申し上げます。匂坂氏は、私が平成 7 年から平成 9 年まで資源環境技術総合研究所安全工学部に特別研究員として在籍していた際の師であり、早稲田大学理工学部資源工学科の先輩にも当たります。岩崎先生は私が 1986 年から 1994 年まで長きにわたり早稲田大学に在籍した折からずっと、そして井清氏は、匂坂氏と共に、ときに挫折し、筆のすすまない小生を常に励まし、学業の成就を祈念し、支援して下さいました。内野先生、井上先生は、同じく私が資源環境技術総合研究所に在籍しておりました際に、当時の私の粉じん研究による博士論文の可能性についてご相談に乗っていただきました。当時の私が、ご期待に添えなかったことに深くお詫びを申し上げますと共に、本論文の完成をご報告し、少しでもご恩返しをしたい気持ちです。故 野口先生は、私の大学時代の学年担任をされておられ、卒業後も、物静かながらじわりとにじみ出るような愛情で気遣って下さいました。まだまだご活躍出来た若さで 2 年前に急病で早世され、未だに惜別の念に耐えません。

私の学生時代の研究室の恩師である早稲田大学理工学術院教授・名古屋俊士先生に、本論文の完成をお伝えし、謝意を表します。

早稲田大学理工学部資源工学科の先輩、同期及び後輩として、長年に亘り公私共に励まし、支えて下さったすべての皆様にご感謝の意を表します。特に、次の方々をここに記し、謝意を表します。中山智晴・圭子ご夫妻、村田 克・麻里子ご夫妻、戸塚（土佐谷）優子女史、大河内 博氏、丸谷美穂女史、安井威公・万奈ご夫妻、国竹栄作氏、山岡陽輔氏、粕谷直麿氏、森 久也氏。

（社）産業環境管理協会副会長兼専務理事・山田和彦氏、前 常務理事・中山哲男氏、常務理事・指宿堯嗣氏、企画参与・須田 茂氏、前企画参与・関 昇氏、企画参与・岡野 樽旦氏、環境技術部門技術顧問・鶴崎克也氏、環境技術センター所長・竹下一彦氏、環境

技術部門技術参与・小林恵三氏、環境技術部門参事・高津 勲氏、環境技術センター技術室長・小野憲仁氏、元 技術部技術顧問・鳴戸 智氏、元 技術部技術参与 内山 宏氏、技術室・前田（長島）千恵子女史、大野香代女史、川名みどり女史、化学物質管理情報センター・胡桃澤昭夫氏に感謝致します。本研究の遂行は、職場である協会の理解と協力なくしては出来ないものでした。私企業ではない公益法人において、貴重な機会を与え、支援して下さったことに、心より謝意を表します。また、高分子材料の熱分解と難燃研究においては協会の委託事業としての NEDO 事業「環境負荷抑制対応廃棄物エネルギー利用促進調査研究—非臭素系難燃材料調査研究—」の成果・資産（装置等）を用いていることを付記致します。

最後になりましたが、本研究を実施する 3 年間、暖かく見守り、我慢し、支えてくれた私の父・幹彦、母・美枝子、義父・秋山富保、伯母・延子、祖母・しげ子、そして、妻・知子、長男・大樹、長女・花愛に心から感謝し、本論文を捧げます。

研究業績

1. 学術論文

No.	論文題目	発表雑誌名・巻・号・発表年	著者
1	都市の安全の実態と安心を形成する社会技術の確立	開発技術, 11, pp.1-17 (2005)	<u>遠藤小太郎</u> 、石川朝之、吉田真悟、武田邦彦
2	極地の氷の融解と海面水位変動に見る環境情報の伝達問題	日本金属学会誌, 70[5] pp.420-426 (2006)	<u>遠藤小太郎</u> 、吉田真悟、中嶋貴裕、行本正雄、武田邦彦
3	高分子による環境汚染の予防的研究－高分子分解生成物の環境に対する毒性	高分子論文集, 63[6], pp.368-382 (2006)	<u>遠藤小太郎</u> 、上野智永、大川朋寛、行本正雄、武田邦彦
4	樹木の高分子物質への転換効率と石油起源高分子の量的関係	高分子論文集, 63[6], pp.390-396, (2006)	行本正雄、坂本健太郎、 <u>遠藤小太郎</u> 、武田邦彦
5	エネルギー資源としての愛知県内における木質バイオマスの実現可能性	日本機械学会論文集, B 編, 72[722], pp.2338-2345 (2006)	坂本健太郎, <u>遠藤小太郎</u> , 行本正雄, 武田邦彦
6	電子部品に用いられる樹脂部品の形状と着火危険性に関する考察	エレクトロニクス実装学会誌, 9[7], pp.550-556 (2006)	<u>遠藤小太郎</u> 、水野孝志郎、石川朝之、武田邦彦
7	Contribution of Shape on Ignition of Polymeric Materials	Journal of Applied Polymer Science, (accepted)	<u>K.Endo</u> , K.Mizuno, T. Ueno, T. Ishikawa, M. Yukomoto, K. Takeda
8	インジウムの循環解析と資源性の考察	資源素材学会誌 (accepted)	<u>遠藤小太郎</u> 、山下 勝、鳥羽裕一郎、中條 寛、柴 英隆、奥村重史、宮原康弘、武田邦彦

2. 国際会議

No.	論文題目	発表雑誌名・巻・号・発表年	著者
1	Discussion on the Accumulation and Elimination of Poisonous Materials in a Recycle-Based Society	Conference Proceedings of the 10th APCChE Congress (The Asian Pacific Confederation of Chemical Engineering), 3P-06-064 (CD-ROM), Oct. 17-21, (2004), Kitakyushu, Japan	<u>K. Endo</u> , A. Nasu, J. Hashimoto, K. Takeda
2	Present Status of Fire and Pollution by Halogenated Compounds in Japan	10 th European Meeting on Fire Retardancy and Protection of Materials (FRPM 2005), 12_P_31, Sept. 7-9, (2005), Berlin, Germany	<u>K. Endo</u> , M. Tanahashi, K. Takeda
3	Conceptual Study on the Diffusion and Accumulation of Poisonous Substances in Recycling-based Society,	Proceedings of the 8 th International Symposium on East Asian Resources Recycling Technology "EARTH2005", pp.74-77, Nov. 9-15, (2005), Beijing, China	<u>K. Endo</u> , K. Takada
4	Analysis of Woods and its Waste in Aichi Prefecture, Japan	Fourth International Conference on Polymer Modification, Degradation and Stabilisation (MODEST 06), p.256, Sep. 10-14, (2006), San Sebastian, Spain	K. Sakamoto, S. Kida, <u>K. Endo</u> , M. Yukumoto, K. Takeda
5	Change in Molecular Structure by Thermal Fatigue of Polymeric Material	Fourth International Conference on Polymer Modification, Degradation and Stabilisation (MODEST 06), p.276, Sep. 10-14, (2006), San Sebastian, Spain	K. Ikeda, N. Kohsaka, <u>K. Endo</u> , M. Tanahashi, K. Takeda
6	Quantitative Analysis of The Thermal Degradation of Polyolefin	Fourth International Conference on Polymer Modification, Degradation and Stabilisation (MODEST 06), p.137, Sep. 10-14, (2006), San Sebastian, Spain	T. Ueno, S. Yoshida, <u>K. Endo</u> , T. Ohkawa, K. Takasa, K. Takeda
7	Computer Simulation of Thermal Degradation of Polyolefin by “Molic-mouse” Method	Fourth International Conference on Polymer Modification, Degradation and Stabilisation (MODEST 06), p.140, Sep. 10-14, (2006), San Sebastian, Spain	S. Yoshida, T. Ueno, T. Yamashita, <u>K. Endo</u> , K. Takasa, K. Takeda

3. その他

No.	論文題目	発表雑誌名・巻・号・発表年	著者
1	使用中に材料内に発生・混入する有害物質の浄化に関するシステム	第 53 回日本材料学会学術講演会講演論文集, pp.366-367 (2004)	遠藤小太郎、那須昭子、橋本 淳、武田邦彦
2	材料循環系におけるエネルギー損耗	第 53 回日本材料学会学術講演会講演論文集, p.368 (2004)	橋本 淳、遠藤小太郎、武田邦彦
3	循環型社会における高分子材料に含まれる有害物質の最終処分	第 53 回高分子学会年次大会, Polymer Preprints, Japan, 53[1], p.2331 (2004)	橋本 淳、那須昭子、遠藤小太郎、行本正雄、武田邦彦
4	高分子材料に関わる有害物質の拡散	第 53 回高分子学会年次大会, Polymer Preprints, Japan, 53[1], p.2329 (2004)	遠藤小太郎、橋本 淳、那須昭子、武田邦彦
5	石油起源高分子材料循環の可能性に関する研究	第 53 回高分子学会年次大会, Polymer Preprints, Japan, 53[1], p.2300 (2004)	武田邦彦、橋本 淳、遠藤小太郎
6	難燃材料規制動向	環境管理, 40[6], pp.36-44 (2004)	遠藤小太郎、武田邦彦
7	最終処分場における化学関連物質の短期および長期的挙動	第 35 回中部化学関係学協会支部連合秋季大会講演予稿集, p.77 (2004)	遠藤小太郎、棚橋 満、武田邦彦
8	日本における有害物質の循環	日本化学会第 85 回春季大会講演予稿集, Vol.I, p.516 (2005)	遠藤小太郎、棚橋 満、小笹維義、武田邦彦
9	バイオマスからの新型燃料の合成に関する地域的アセスメント	日本材料学会第 54 期学術講演会講演論文集, pp.438-439 (2005)	坂本健太郎、遠藤小太郎、行本正雄、武田邦彦
10	環境問題における予防原則と科学的判断基準	第 24 回エネルギー資源学会研究発表会予稿集, pp.95-98 (2005)	武田邦彦、坂本健太郎、遠藤小太郎、棚橋 満、行本正雄
11	日本の森林を資源とした新型燃料としての DME の評価	第 24 回エネルギー資源学会研究発表会予稿集, pp.337-338 (2005)	坂本健太郎、武田邦彦、遠藤小太郎、行本正雄
12	廃プラ等のガス化による DME 製造の検討	第 14 回日本エネルギー学会大会講演要旨集, pp.342-343 (2005)	行本正雄、武田邦彦、坂本健太郎、遠藤小太郎
13	ポリカーボネートの熱分解から推定される高分子化合物による環境への影響	第 49 回日本学術会議材料研究連合講演会講演論文集, p.162 (2005)	上野智永、大川朋寛、遠藤小太郎、武田邦彦
14	人工物と生物材料における機能対比と信頼性発現、	第 49 回日本学術会議材料研究連合講演会講演論文集, pp.155-156 (2005)	坂本健太郎、森 真生、大川朋寛、遠藤小太郎、武田邦彦

15	火災時に発生するプラスチックからの有害化合物とその評価	平成 18 年度日本火災学会研究発表会概要集, pp.132-133 (2006)	上野智永、 <u>遠藤小太郎</u> 、梶屋貴史、武田邦彦
16	プラスチックの難燃化と環境問題	平成 18 年度日本火災学会研究発表会概要集, pp.350-351 (2006)	<u>遠藤小太郎</u> 、山下武彦、行本正雄、武田邦彦
17	モリックマウス法によるポリエチレンの熱分解シミュレーション	第 55 回高分子学会年次大会, Polymer preprints, Japan, 55[1], p.1610 (2006)	吉田真悟、上野智永、 <u>遠藤小太郎</u> 、山下武彦、武田邦彦
18	情報と物質の換算に関するラベル材料の寄与	第 55 回高分子学会年次大会, Polymer preprints, Japan, 55[1], p.2368 (2006)	吉田真悟、 <u>遠藤小太郎</u> 、横井信宏、羽生光孝、武田邦彦
19	太陽光の高分子物質への転換効率と石油起源高分子の量的関係	第 55 回高分子学会年次大会, Polymer preprints, Japan, 55[1], p.2315 (2006)	坂本健太郎、木田伸也、 <u>遠藤小太郎</u> 、行本正雄、武田邦彦
20	高分子の分解による有害物質の発生とその影響	第 55 回高分子学会年次大会, Polymer preprints, Japan, 55[1], p.2317 (2006)	<u>遠藤小太郎</u> 、上野智永、大川朋寛、行本正雄、武田邦彦
21	アジアにおける家電製品材料などの循環	第 55 回高分子学会年次大会, Polymer preprints, Japan, 55[1], p.2318 (2006)	<u>遠藤小太郎</u> 、山下武彦、行本正雄、武田邦彦
22	容リプラのガス化再商品化事業の現状と経済性・環境性評価	第 15 回エネルギー学会大会予稿集, pp.371-372 (2006)	行本正雄、坂本健太郎、 <u>遠藤小太郎</u> 、武田邦彦
23	容リプラのガス化再商品化事業の経済性・環境負荷の評価	第 22 回エネルギーシステム・経済・環境コンファレンス予稿集, pp.223-226 (2006)	行本正雄、 <u>遠藤小太郎</u> 、武田邦彦
24	物質循環と環境毒物	化学工学会第 38 回秋季大会研究発表講演要旨集, M124 (2006)	<u>遠藤小太郎</u> 、上野智永、行本正雄、武田邦彦
25	臭素系難燃剤の環境側面を考慮したリスクトレードオフ	火災, 56[5], pp.26-31 (2006)	<u>遠藤小太郎</u> 、大川朋寛、武田邦彦
26	廃プラスチックと廃木材の混合固形燃料の製造方法と燃焼性評価	第 17 回廃棄物学会研究発表会論文集, pp.558-560 (2006)	行本正雄、 <u>遠藤小太郎</u> 、坂本健太郎、武田邦彦