The University of Osaka
Institutional Knowledge Archive

Title	金属利用の社会的評価に基づくリサイクル計画に関する基礎的研究 : 鉛を中心にして
Author(s)	植田, 和弘
Citation	大阪大学, 1983, 博士論文
Version Type	VoR
URL	https://hdl.handle.net/11094/816
rights	
Note	

The University of Osaka Institutional Knowledge Archive : OUKA

https://ir.library.osaka-u.ac.jp/

The University of Osaka

金属利用の社会的評価に基づくリサイクル計画に関する基礎的研究

—鉛を中心にして—

1983

植　田　和　弘

目　　次

第１章　緒　論 …… 1

第１節　緒言 …… 1
第２節　本研究の目的と構成 …… 2

第２章　金属リサイクルの成立条件と課題 …… 4

第１節　廃棄物の経済理論 …… 5
第２節　金属リサイクルの成立条件と課題 ……１１
２－１　リサイクルの一般的成立条件 ……１１
２－２　リサイクルの変動要因 ……１５
第３節　金属利用の社会的評価に基づく金属リサイクルの考え方……２０
３－１　金属リサイクルの基本的構成 ……２０
３－２　金属の社会指標からみた鉛の特徴 ……２２
３－３　鉛中毒・鉛汚染の事例と規制体系 ……２６
第４節　要約 ……３２
参　考　文　献 ……３４

第３章　経済成長に伴う金属資源の開発・利用と廃棄構造の変化 ……３９

第１節　金属資源供給確保策の選択基準とその帰結 ……４０
第２節　鉛生産過程における社会的費用の発生機構 ……５５
２－１　鉛の生産に伴う鉛の廃棄 ……５５
２－２　再生鉛製錬の制約条件 ……５８
２－３　鉛利用産業からの鉛の廃棄 ……６５
第３節　要約 ……８１
参　考　文　献 ……８３

第４章　消費過程における鉛の利用と廃棄構造の変化 …… ８５

第１節　廃棄物発生量の予測手法 …… ８６
第２節　廃用率関数の推定 …… ８９
第３節　鉛の利用量と廃棄量 …… ９０
第４節　鉛の需要構造の変化とその影響 …… ９８
第５節　都市廃棄物における鉛の社会的費用 …… １１１
第６節　要約 …… １２９
参　考　文　献 …… １３２

第５章　鉛リサイクルの計画要因 …… １３４

第１節　鉛リサイクルシステムに関する調査 …… １３５
１－１　鉛スクラップの回収システム …… １３５
１－２　鉛スクラップの再生システム …… １４０
１－３　再生鉛の利用 …… １４４
第２節　多重属性効用関数法を用いた鉛利用の評価 …… １４６
２－１　多属性をもつ鉛利用の評価への多重属性効用関数法（MUF法）の適用 …… １４６
２－２　適用結果とその評価 …… １５１
第３節　再生鉛利用の資源・エネルギー節約効果 …… １５３
第４節　再生鉛の品質と社会的受容性 …… １５６
第５節　財の寿命延長による資源・エネルギー節約効果 …… １５９
第６節　要約 …… １７２
参　考　文　献 …… １８１

第６章　金属利用システムからみた材料代替の評価 …… １８４

第１節　金属アナリシスの方法(1) …… １８５
第２節　金属アナリシスの方法(2) …… １９１

第3節　材料間の代替と金属アナリシス …… 194
第4節　要約 …… 199
参　考　文　献…… 201

第7章　結　論 …… 202

謝　　辞 …… 208

第１章　緒　　論

第１節　緒　　言

本論文においては，リサイクル計画の対象とするリサイクルシステムの領域を廃棄物の処理・処分過程あるいは再資源化過程という廃棄物が発生した後の範囲だけに限定せず，廃棄物をつくりだす生産過程あるいは消費過程という物質代謝の前端部分を含むものとする。同時に，リサイクル計画の焦点は，生産，消費を含む物質代謝過程における物質の廃棄物化過程にあてられている。これは，物質代謝過程における廃棄物発生メカニズムを構造的に把握することなしに，発生する廃棄物の質と量および時間的・空間的分布を所与として，発生した廃棄物に対応する再資源化技術の最適化を行い対症療法的な施設あるいはシステムを追加することがかえって廃棄物問題の解決を遅らせるとの認識に立つからである。

金属は鉱物資源の開発に始まり，生産，消費，廃棄あるいはリサイクルという各過程において，物質としての金属であることに変わりはないが，その社会的存在形態が変化することで人間社会にとって持つ価値は異なる。その最も典型的な事例は，生産財・消費財に不可欠で広範に利用されている金属が，処理困難な有害廃棄物のリストにも挙げられていることである。本研究で指標物質として取り上げる鉛もその一例である。金属の社会的存在形態は，その金属によって生じる環境リスクの頻度と規模を決定するが，その社会的存在形態に影響を及ぼす主要な要因は，①人間社会による金属の利用とその処理・処分との間の時間的ずれ，②金属を利用する用途のパターン，③金属製品とその廃棄物の空間的分布，④金属リサイクルシステムに関連する組織と制度，である。

金属を利用することは必然的に金属系廃棄物の発生を伴うゆえ，金属の利用とリサイクルを制御・管理することは，廃棄物処理あるいは環境汚染防止の観点からまず注目された。従来から，廃棄物処理や環境汚染防止には，生産過程あるいは消費過程における対策が廃棄物処理技術の開発よりも根本的であり有効な場合が多いと主張されてきた。にもかかわらず，現実の施策には十分採用されず，廃棄物処理技術の開発を中心に，個別的対症療法策が実施された。その背景には，政治的あるいは経済的理由から，生産・消費過程での対策を実施することに対して合意が得にくいこと以外に次のことが考えられる。すなわち，個別的対症療法策を実施することによる即時的効果は明示することが比較的容易であったのに対して，物質代謝過程における金属の利用と廃棄の因果関係の構造には未解明の部分が多かったことにもよる。

金属リサイクルもその直接的契機は廃棄物処分地の不足であり，金属廃棄物を再資源化する技術とそれを経済的に成立させる政策手段の開発に研究の重点も傾いている。しかしながら，リサイクルの対象となるのは，一度生産，消費された後の廃棄物であるため，生産過程あるいは消費過程で

の種々の変動の影響を受けざるをえない。したがって，リサイクル社会の定着を目的とするならば，金属の利用過程をコントロールの対象とする必要が生じる。そのためには，金属の利用と廃棄を資源・環境・エネルギーの側面から統一的に評価し，政策を決定するシステムを有するリサイクル計画を立案することが求められる。

金属の利用とリサイクルを資源・環境・エネルギー問題との関連で計画の対象とするということは，資源開発→生産→消費→廃棄という因果関係を，廃棄→消費→生産→資源開発という逆順序の規定関係へ政策的に転換することを必ずしも意味しない。それは，廃棄過程のみでは，資源・エネルギー問題と関連する計画目標を提示できず，計画の妥当性を判定する基準をも持ちえないからである。

本研究は，以上のような問題意識にたって，金属の利用過程をコントロールしリサイクル社会を計画的に誘導していく際の課題と評価方法を検討するものである。

第2節　本研究の目的と構成

本研究は，金属の利用と廃棄をリサイクル型に誘導する計画に関与する計画要因を取り上げ，資源・環境・エネルギー問題との関連性を考察し，計画の妥当性を判定する評価基準と評価方法を見い出すことを目的としている。

本研究の研究課題は次の4つである。

① 金属リサイクルシステムを確立するための技術的条件と社会経済的条件および課題を明らかにする。

② 経済成長に伴う資源開発過程と生産過程および消費過程における鉛の利用と廃棄構造の変化を明らかにし，社会的費用の発生機構を解明する。

③ 鉛の利用と廃棄をリサイクル型に誘導する際の計画要因を抽出し，その資源・環境・エネルギー問題への影響を明らかにする。

④ 鉛の利用とリサイクルの計画の妥当性を判定する評価基準と評価方法について考察する。

本論文は，緒論と結論を別にして5つの章から構成されている。各章における研究の目的および方法は次のとおりである。

第2章では，廃棄物が発生した後の流れを規定する社会経済的要因について，これまでの廃棄物に関する環境経済理論の批判的検討を通じて明らかにする。取り上げる既存の環境経済モデルおよび理論は，公共財の理論，外部負経済論，社会的費用論，物質収支モデル（エイヤーズ=クネーゼ・モデル），公害分析用産業連関モデルおよびピアースモデルである。ついで，リサイクルの一般的成立条件に関する研究成果の体系的整理を基に，それらの条件を金属リサイクルシステムにおいて具体的に整備するために必要となる技術的条件と社会経済的条件についてあき缶等を事例に検討

する。そして，金属の利用と廃棄をリサイクル型に誘導する金属利用の社会的評価に基づく金属リサイクルの考え方を提示する。

第３章では，金属の社会における流れからみて上流に位置する金属資源の開発，採掘，製錬および金属を利用する各種製品の製造過程における社会的費用の発生機構について，事例分析をもとに検討する。金属資源開発過程の分析では，資源多消費型高度経済成長を可能にした金属資源供給確保策の選択基準とその結果を，海外鉱物資源開発投資の歴史的推移および金属鉱業の自然的条件と技術水準を示す指標の歴史的変化を基に明らかにする。また，鉛の採鉱，選鉱，製錬の各過程，再生鉛製錬および鉛利用産業における生産過程のそれぞれについて，鉛の利用と廃棄の構造とそれを規定する要因について整理しておく。

第４章では，高度経済成長の過程で，物質消費量が急激に増加したためにひきおこされた消費過程における鉛の利用と廃棄の構造変化とその影響を実証的に明らかにする。金属の利用量から廃棄量を予測する従来の手法の問題点を明らかにし物質収支の法則を満足しかつ用途別の廃物化過程の相対的比較が行いうる手法を検討する。そのうえで，鉛の需要構造が変化したことによる鉛の廃棄構造および鉛リサイクルシステムへの影響を用途分析に基づいて明らかにする。次に，鉛の物質収支分析を行い，鉛の用途別供給の変化が鉛の環境放出量および再生率に及ぼす影響を，１９６０～１９７８年の１９年間について検討する。また，廃棄物の集約点の一つである都市廃棄物清掃工場の物質収支調査を行い，鉛の社会的費用の計測を試みると同時に，マクロの物質収支調査結果とミクロの物質収支調査結果との整合性についても検討する。

第５章では，まず，鉛リサイクルシステムの現状を整理し，鉛の利用と廃棄の構造をリサイクル型に誘導するための計画要因を抽出する。鉛リサイクル計画に関与する計画要因として，鉛利用を各評価主体が評価する因子，再生鉛利用の資源・エネルギー消費量，再生鉛の品質および財の寿命を取り上げ，それぞれの要因をコントロールすることが資源・エネルギー節約および環境の保全にもたらす効果を定量的に検討する。

第６章では，鉛の利用とリサイクルに関する計画あるいはシステムの妥当性を判定する評価基準および評価方法を検討する。エネルギー・アナリシスを援用した金属アナリシスの２つの方法を提案し，それらの方法を材料間の代替問題に適用し，判定される金属消費量の評価基準としての意義を考察する。

第２章　金属リサイクルの成立条件と課題

本章では，金属の利用と廃棄をリサイクル型に誘導していくための指針となる金属利用の社会的評価に基づく金属リサイクルの考え方を提案する。この考え方は，本研究の基軸をなすもので，第３章以降における個別的研究を展開するにあたっても一貫して底流を流れている。

第１節では，廃棄物の流れを規定する社会経済的要因について説明を試みている廃棄物を媒介項にした既存の環境経済モデルを次の３つの視点から整理し，今後の課題を明らかにする。第１点は自然と人間との間における経済的取引の伴わない物質的取引をいかにモデルの内部に取り込むかという点である。第２点は，廃棄物の発生に伴う受益と受苦の時間的・空間的・利害集団別構造である。第３点は，廃棄物による被害や損失の計量化および環境容量の計量化など金銭タームで評量しにくい因子を計量する方法論の問題である。分析の対象として取り上げるモデルおよび理論は，公共財の理論，外部負経済論，社会的費用論，物質収支モデル，公害分析用産業連関モデルおよびピアースモデルである。

第２節では，２－１においてリサイクルの一般的成立条件を金属リサイクルシステムに適用する場合の諸条件をあき缶等を事例に検討する。と同時に，２－２においてリサイクルシステムを不安定にする変動要因として，１次生産者と２次生産者の競合問題，１次生産過程での技術変化，製品設計を変更する可能性と方法および経済成長に伴う物質消費量の増加率等を取り出し，リサイクルシステムへの影響を考察し整理しておく。

第３節では，３－１において，第１節および第２節における考察を体系的に整理し，金属の利用と廃棄を社会的に統一し，金属リサイクル社会を創造する社会経済的背景を支持する論理の体系として，“社会金属学”を提案する。さらに，３－２において第１章で述べたような金属の社会的存在形態を明瞭にする目的から，自然軸，技術軸，社会経済軸の３つの評価軸を構成要素とする“金属の社会指標”を提案する。また，３－３において，鉛中毒および鉛汚染の事例と日本における規制体系を整理し，鉛汚染制御と社会金属学の関連についてふれる。

第1節　廃棄物の経済理論

リサイクルとは，生産と生活に付随して発生する廃棄物を，何らかの手段を用いて，再び生産あるいは生活のシステム内に投入する行為をいう。金属リサイクルが成立するためには，リサイクルの対象となる廃棄物が必要である。金属を利用することは必然的に金属を含有する廃棄物の発生を伴うゆえに，廃棄物をリサイクルすることは技術的条件さえ整えば物質的には可能である。しかしながら，経験的事実に照らしてみれば，廃棄物の発生後の流れは，次の4種類に分類される。

① 鉄くずや廃バッテリーのように市場メカニズムに基づいてリサイクルされる。

② 公共関与の下で強制的にリサイクルされる。

③ 公共関与の下で処理・処分される。

④ 廃棄物のまま環境中へ放出される。

同じ物質を含有する財が廃棄物になった後，この4つの流れの何れかに分岐するのは，廃棄物の素材的性格だけでなく，廃棄物を取り巻く社会経済的要因と廃棄物処理政策によってもその流れが規定されているからである。したがって，リサイクルシステムの形成をはじめとして廃棄物の流れをコントロールするためには，廃棄物の物理的・化学的性状だけでなく，廃棄物の発生と流動のメカニズムを解明することが必要になる。しかしながら，そうした研究[1)]はまだ緒についたばかりである。経済学による廃棄物問題への接近が容易でないのは，主に次の3つの理由による。

第1点は，廃棄物にはいわゆる市場が完全には成立していないことである。人間による生産および生活と自然との間には，経済的取引の伴わない物質的「取引」が行われている。廃棄物は，商品として市場で交換される場合を除けば金銭的評価はされておらず，経済計算の対象外である。それゆえ，自然環境中に排出された廃棄物が，何らかの形態で生産あるいは生活に影響を及ぼしたとしても，それが経済活動の普遍的結果すなわち経済現象の一部であるとの認識を得るまでは，経済学の対象外に置かれたのである。

第2点は，廃棄物の発生によって便益を受ける者と損害を被る者とが時間的・空間的に異なることである。換言すれば，受益者と犠牲負担者とが別個人ないし，別個の階層，別個の集団である場合の問題，現世代と次世代の利益と負担の配分の問題等である。これらの問題は従来から経済学の分野で論じられてきたが，放射性廃棄物のようにその影響が天文学的時間に及ぶ物質の出現は，従来の経済理論の枠組を超える現象を現実のものとしている。

第3の理由は，既存の経済学的手法の援用では，方法論的に未解決の課題が残ったことである。金銭タームで評価しにくい因子を計量する方法論－例えば，廃棄物によって惹き起こされる被害や損失の計量化あるいは廃棄物を同化する自然の環境容量の計量化－を開発する必要があったことである。

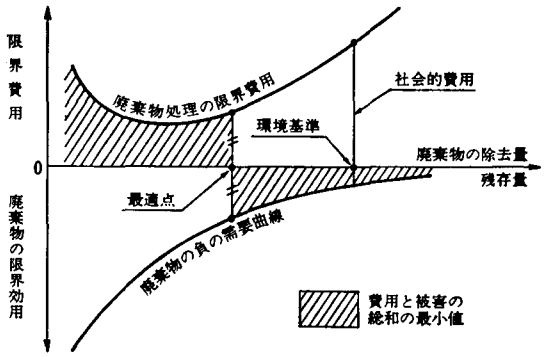
ここでは，従来の廃棄物に関する環境経済理論を以上の点から整理し，その限界と今後の課題を明らかにしておこう。

伝統的経済学から廃棄物へ接近する方法の1つは公共財の理論の適用であろう。

公共財は，通常の「私的」財が競合的であり，排除可能であるのに対して，排除不可能および消費における非競合性を特徴として有し，市場を媒介にして消費者の選好が表明されることはない財である[2)3)]。廃棄物を公共財（public goods）に対する公害財（nuisance goods＝bads）として取扱うのは，廃棄物の非市場性に着目した規定である。公害財は「マイナスの効用をもつ最終財」であるから，消費空間において減少する程望ましいとされ，廃棄物が除去されるに伴って負の効用が減少する性質を持つ財として定義される[4)]。したがって，公害財の負の需要曲線は図－2.1のように示され，さらに技術的に決まる廃棄物除去の限界費用曲線が得られれば，被害に伴う負の効用と廃棄物除去費用の総和が最小になる廃棄物除去量の最適点が得られることになる。しかし，廃棄物処理の最適点は財の生産とは直接関係なく決定され，最適点の残存廃棄物量が環境の基準を満たす保証はどこにもない。

経済学からのもう1つの接近方法は外部負経済論である。外部負経済とは，生産あるいは消費の形での経済活動が他の生産者あるいは消費者の生産水準あるいは効用水準に影響を及ぼし，その効果に価格がつけられていないか，あるいは補償されていないことをいう[5)]。生産あるいは消費の過程で発生する廃棄物が外部負経済を発生させないかぎり，それを経済的視野の中に入れる必要はなかった。ところが，環境悪化あるいは作物被害等の形態で市場の外側で支払わなければならない費用または損失が増えてきたのである。その外部効果に価格をつけることができ実際に支払われれば，その外部性は「内部化」されたといわれる。

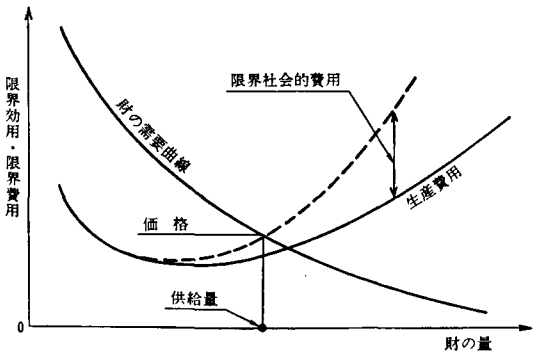
汚染の防止費用と損失の補償・復元費用を含めて社会的費用と呼べば，社会的費用は環境基準の関数と考えられる。そこで，図－2.2に示すように，ある環境基準の下で発生する社会的費用を生産費用に加算することによって財の最適生産量が定まるとする社会的費用注)の内部化論が提案された[6)]。しかし，社会的費用とは私的費用の不払いによって，第三者あるいは自然へ転嫁された費用・損失をさしているために，私的企業が生産段階で節約



図－2.1　廃棄物にかんする効用と費用

注）社会的費用の定義は文献7）によれば様々であるが，公害問題の分析という点から整理したものに文献8）がある。自然へ転嫁された損失も究極的には第三者の費用・損失になると考えれば，本節の社会的費用の定義はカップの定義[9)]に近い。

した費用と同一ではなく，それよりもはるかに大きくなるのが通例である。[10)11)] また，廃棄物の発生量を財の供給量すなわち生産量のみの関数と考えているため，国全体あるいは1企業等1つの排出単位の分析には有効でも，生産する財の組合せによって廃棄物の発生量が異なる場合には適用が困難である。と同時に，廃棄物の発生量を抑えるためには生産量を削減する以外に代替策は考えられておらず，現実の公害防止投資の動向とも一致していない。それゆえ，この考え方は，問題認識のための概念を提起するのみに留まらざるをえない。[12)]



図－2.2　社会的費用による財の価格形成

エイヤーズ（R. U. Ayres）とクネーゼ（A. V. Kneese）のモデル（以下A＝Kモデルと略す）は，汚染の問題に対処するには，①再利用を増やすか，②自然の同化能力を増やすべく，公共投資を行うかしかない，と結論づけている。[13)] A＝Kモデルには，廃棄物は処理されたとしても，その形態を変えるにすぎず，物質そのものが消滅するわけではない，とする物質収支の原理が適用されている。A＝Kモデルは，環境を1つの部門として取り入れ，環境部門と中間財部門，最終消費財部門の間の物質の物理的な流れを，固定係数の一般均衡体系として捉えている。このような物質的流れには，必ずしも経済的取引が対応しないとし，その原因を「問題の資源（物質）が，「所有」されたり，市場で交換されることを可能にするような，いかなる社会制度も存在しない」ことに求めている。それゆえ，パレート最適[注)]な資源の配分を達成するためには，非市場的交換を市場またはその代用物の調整に委ねなければならないと結論している。

A＝Kモデルは熱力学の第一法則を用いて物質の流れと経済システムとの相互作用関係を表現する枠組を提示した点で意義は大きいが，実用化にはいくつかの困難が伴う。それは，モデルを作成するにはモデルに適合する膨大なデータが必要であるというワルラスの一般均衡モデルに付き物の問題だけでなく，次の2つの問題点が存在しているからである。

1つは，環境の同化容量[注)]には限度があり，しかも今日排出された廃棄物によって明日に存在す

注）「パレート最適」という言葉は，はじめてこの概念を導入した社会学者・経済学者のヴィルフレード・パレートに因んでつけられたものであり，つぎのように定義される。すなわち，「他の消費者を不利にする（すなわちその効用を減じる）ことなしには，もはや誰もより有利にはなれない（すなわち誰の効用も増加できない）とき，社会はパレート最適の状態にある」というのである。数学的に表現すれば，j番目の個人の効用をU_jで示すと，（U_1，U_2，……U_m）という全員の効用からなるベクトルを考えて，それよりも大きいベクトルが，与えられた技術的・制度的諸条件の下では実現不可能であるとき，社会はパレート最適の状態にあるということになる。[14)]

注）自然が廃棄物を同化する容量はゼロと考えるべきである。[15)]

る同化容量は変化するという動的問題が存在するにもかかわらず，A＝Kモデルでは異時点間の環境状態の変化を記述する方法論に欠けている。[16]もう1つの問題点は投入された効用財が公害財に転換する様式に論及していないことである。

投入産出分析は効用財が公害財に転換する様式を表現する1つの方法である。産業連関分析に公害処理セクターを加える方式がレオンティエフ（W．Leontief）によって提案されて以来，[17]環境基準を満足するための廃棄物処理費用が経済の相互依存関係を通じて経済活動全般に及ぼす数量的な影響の検討は頻繁に行われるようになってきた。

レオンティエフモデルの公害防止セクターは表－2.1に基づけば次のように説明される。公害防止セクターでは技術的に可能な条件の下で，33.93グラムの公害因子を除去することができ，その場合，製造業の生産物6.79ヤード（33.94ドル），労働67.86人一年（67.86ドル）の投入を，それぞれ必要としていることになる。公害因子の排除のために合計101.80ドルが支払われ，33.93グラムが排除されているのであるから，公害因子1グラム当り3ドルの支出が行われていることになる。

レオンティエフの目的は，公害防止技術の変化あるいは産業公害規制政策の変更が及ぼす経済的影響を金銭的に明示できるモデルの開発にあった。

経済の相互依存関係を表現しているがゆえに，環境基準に基づく公害許容量の増減の影響も通説とは異なる結果が導き出されるところに投入産出分析（産業連関分析）の特色がある。また，貨幣的に明示できる範囲内に限定されてはいるが，効用財の投入と公害財の産出との間に存在する様式を産業構造として取り出し，環境との関係を論じることができる点で有意義である。

公害防止セクターは公害因子の除去を目的としており，次の2タイプの活動を含んでいる。1タイプは廃棄物の再資源化量を増加させるリサイクル活動であり，次の2つの形態をとる。1つは公害防止産業から必要な設備や技術を購入した後，その産業でリサイクルが行われる形態である。この場合，技術係数[注]は変化するが，レオンティエフの産業連関分析では技術係数の変化を認めていない。もう1つは，廃棄物処理業者が選別・加工を行った後の廃棄物を別の産業に投入し，そこで再利用される形態である。これもレオンティエフモデルでは

表－2.1　公害分析用産業連関表

	1. 農業	2. 製造業	3.公害防止部門	家計部門	合計
1. 農業（単位：ブッシェル）	26.12（52.24ドル）	23.37（47.74ドル）	0	55（110ドル）	104.50（208.99ドル）
2. 製造業（単位：ヤード）	14.63（73.15ドル）	7.01（35.05ドル）	6.79（33.94ドル）	30（150ドル）	58.43（292.13ドル）
3. 公害因子（単位：グラム）	52.25	11.68	−33.93	30*	
労働投入（人時）	83.60（83.60ドル）	210.34（210.34ドル）	67.86（67.86ドル）	0	361.80（361.80ドル）
合計	（208.99ドル）	（292.80ドル）	（101.80ドル）	（361.80ドル）	

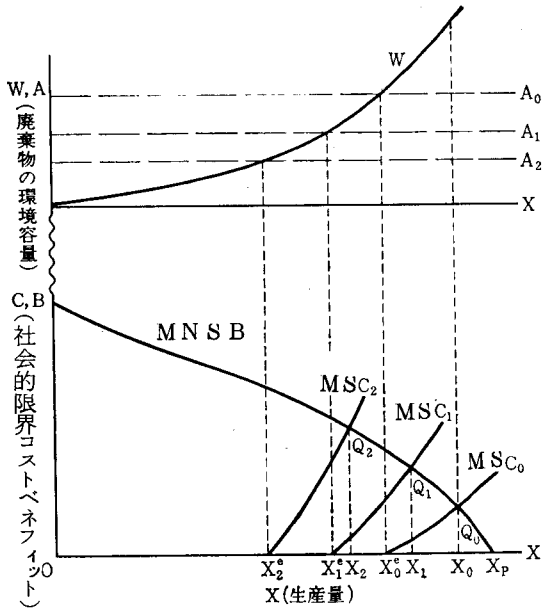
＊33.93グラムの公害因子を除去するために，家計によって101.80ドルが支払われる。

注）産業がその生産物1単位を生産するのに必要な生産要素投入量である。産業連関分析では，これが各産業の生産技術をあらわすと考える。

無視されている。なぜなら，もしリサイクルが公害防止産業によって実際に行われた場合には，廃棄物を収集するために支出するだけでなく，同時に廃棄物を売却しなければならなくなるからである。

もう1タイプは，環境へ排出する前に廃棄物の前処理を行って無害化する活動である。ところが，公害因子がグラムという量単位のみで質が記述されていないため，異なる質を持つ公害因子の除去効果を同時に計量することが困難である。その原因は，レオンティエフモデルが金銭単位に換算することで汚染に重要な関係をもつ技術レベルと原材料の質と量とが評価されていないことによる。したがって，経済の相互依存関係を物質収支原理に基づいた物質の相互依存関係として書き直すことが必要であろう。[16] しかしながら，経済の相互依存関係は金銭を媒介にして組み立てられており，物質とエネルギーの流れはその中に埋めこまれている。したがって，物質の相互依存関係の記述には，金銭の流れに基づく生産・消費活動の特徴を物質・エネルギーの諸関係に変換する方法論の開発が必要である。[18]

廃棄物の経済理論が定立しにくいのは，自然科学的要因，例えば環境容量を経済学に組み入れる方法論が定まっていないことにも一因がある。ピアース（D．W．Pearce）は，廃棄物と環境容量との関係を廃棄物関数として表現し，その廃棄物関数と社会的費用の発生機構および生産活動による便益との関係を，図－2.3を用いて説明した。[19][20] ピアースモデルでは，環境容量を水や空気などの自然が廃棄物を還元してしまう能力であるとし，還元可能な廃棄物の流量の水準で表現している。すなわち，図－2.3で示した最適生産量に相当する生産量 X_0 においても社会的費用に相当する部分 $X_0^e Q_0 X_0$ が存在し，これに相当する廃棄物は環境容量を超えているから自然はこれを還



図－2.3　ピアースモデル

廃棄物関数と限界費用便益関数

MNSB；限界純社会的便益

MSC　；限界社会的費用

元できない。そうすると，環境容量はA_0から一定量低減しA_1にシフトする。環境容量がA_1に低減したのに伴って，社会的費用曲線MSC_1はX_0^eではなく，それより左のX_1^eから始まる。そうすると，最適生産量はX_0からX_1に修正される。するとまた，$X_1^e Q_1 X_1$に相当する環境破壊が発生し，環境容量を低下させる。この過程を繰り返すならば，ピアースモデルでは生産不能のカタストロフィ[注)]をむかえることになる。これは図－2.2に示したような単純な社会的費用の内部化論への批判といえよう。

点X_0では次式が成立する。

$$MNSB = MSC_0 \qquad (2-1)$$

単一企業の場合には次式が成立する。

$$MNSB = P - MPC \qquad (2-2)$$

ここで，P：価格

MPC：限界私的費用

式（2－1）と式（2－2）より次式が成立する。

$$P - MPC = MSC_0$$

$$P = MPC + MSC_0 \qquad (2-3)$$

式（2－3）は図－2.2で示した社会的費用の内部化論を定式化した式であり，点X_0ではパレート最適が成立している。しかしながら，生態学的には，最初からX_0^eの生産量で生産するのでなければ，廃棄物によって環境容量が低減し，カタストロフィをむかえるのである。ピアースは，生態学的最適点X_0^e（生態学的制約の下での最大生産量）とパレート最適点X_0との乖離を“エコロジカル・ギャップ”と呼んだ。[21)] ピアースは，パレート最適点X_0と生態学的最適点X_0^eのどちらが最適であるかは，世代間の公平性を確保するための社会的割引率の問題に還元されるとしている。

以上検討してきたことを整理する意味で環境と経済の相互作用を表現するモデルの要件を列挙しておこう。

(1) 効用財の投入と公害財の産出との間に存在する様式を物質収支原理に基づいて記述すること。玉野井芳郎はエコノミーとエコロジーの統一のためには，インプットとアウトプットよりもスループットを重視すべきであるとしている。[22)]

(2) 環境容量と廃棄物排出との関係を社会的費用便益関係に変換する方法論を開発すること。重金属の場合等は，自然の環境容量は原則的にはゼロとして，自然と生産・経済活動との間に多くの人為的容量を作っていくことを評価する方法論が必要である。[15)]

(3) 廃棄物の種類に対して効用財の数が圧倒的に多く，しかも効用財の選択を行う際に廃棄物が考

注）ここでは，生産量の初期値におけるごくわずかの量的差異の存在が，一定の時間的経過の後に，廃棄物と環境容量との相互作用によって生産不能という質の急変を生じることをいう。

慮される度合は，処理費用が生産費用に対して占める比率に比例するとすれば現状では小さい。したがって，単一の費用換算ではなく，環境影響からみた廃棄物の側の基準を効用財の生産と消費の選択基準の中に割り戻す方法が考察されねばならない。

これらの要件は，発生する廃棄物の質と量および時間的・空間的分布を既定の事実とみなす立場とは異なり，生産，消費に内包されている廃棄物の発生メカニズムを解明し，廃棄物による環境影響を少なくするための生産と消費のあり方とその判定基準を明らかにしようとする立場からのものである。これは廃棄物リサイクルシステムを廃棄物の処理技術あるいは再資源化技術の開発にだけ委ねるのではなく，廃棄物になる以前の財のコントロールによって確立しようとすることである。同時に，廃棄物リサイクルシステムの環境評価は，廃棄物一般ではなく，金属あるいは化学物質等の物質レベルで行う必要があり，生産，消費および廃棄過程での物質の流れに注目し，全ての過程をリサイクル型に誘導していくことが求められる。

第２節　金属リサイクルの成立条件と課題

２－１　リサイクルの一般的成立条件

リサイクルが成立する条件は一般的にいえば，次の４点が同時に満たされることである。

① 再資源化の材料となる廃棄物が必要量以上できるだけ大量に確保されていること。

② 廃棄物が有用な性質を持っていること。

③ 再資源化するための技術が存在していること。

④ 再生品に需要があること。

それぞれの条件について，あき缶等を事例に吟味しておこう。

廃棄物を大量に確保することは経済性の問題である。わが国で発生する飲料用あき缶は，１９７９年において，炭酸飲料用約３５.６億缶，果実飲料用約２８.８億缶，コーヒー飲料用約１８億缶，ビール用約９.５億缶（炭酸・果実・コーヒーは２５０cc入り，ビールは３５０cc入り換算）である。[23] 鉄くず，バッテリー，古紙等も含めてリサイクルされている廃棄物の素材ベースでの生産量と市場価値，およびくずベースでの回収量と市場価値を表－２.２に示す。あき缶発生量を市場価値換算すれば，回収・リサイクルを産業化するに値する量は十分発生している。しかし，現実には他の廃棄物同様散在したあき缶を再生工場等特定の空間に集中しなければリサイクルに必要な量を確保したとはいえない。その量は，市場経済の下では，再生品の市場価格と収集を含む再資源化に要する費用との相対関係で規定される。収集費用は，主として人件費であり，次式で表わせる。

$$Q_w = q\ (R_m,\ C_c,\ C_o,\ P_w) \qquad (2-4)$$

Q_w；あき缶の回収量

R_m；再生品の市場価格

表－2.2　廃棄物の市場価値　－　素材ベースとくずベース　－

（全国規模）年度は1977～1978　単位（1/年）

種別	紙・板紙	鉄鋼	鉄缶	アルミ缶	鉛管板	バッテリー鉛	工業用水
素材ベース生産量	1,400万トン	11,000万トン	70万トン（140億コ）	3.7万トン（17億コ）	3.1万トン	9万トン	486億トン
同単価	132,500円/トン（段ボール原紙）	56,500円/トン（山形鋼）	80,000円/トン（4円/コ）	450,000円/トン（10円/コ）	162,500円/トン（地金）	162,500円/トン（地金）	10円/トン
生産価格規模	18,550億円	62,000億円	560億円	170億円	50億円	150億円	4,860億円
回収量	840万トン（60%）	4,500万トン	－	1.1万トン（5億コ）（30%）	0.56万トン（18%）	5.8万トン（64%）	313億トン（64%）
くず価格	14,500円/トン（段ボール）	24,000円/トン（くず特級）	5,600円/トン（0.28円/コ）	91,000円/トン（2円/コ）	130,000円/トン（鉛管板）	70,000円/トン（推定）	4円/トン
回収価格規模	1,220億円	10,800億円	－	10億円	7.3億円	40.6億円	1,252億円
特徴	伝統的取扱容易	内部化ほぼ完成	鉄生産の0.6%	リサイクルによる節減電力は，全国電力量の0.03%	拡散廃棄量大	バッテリー生産額1,440億円に比し素材価値小	回収規模最小
地球レベル静態的資源耐用年数	∞	240年		ボーキサイト 1,000年	26年	26年	地域的に有限なるも循環すれば∞
課題	非回収分560万トンの処理費 1,680億円		散乱対策費150億コ×20円 3,000億円 政策的誘導を要す。		金属種別枯渇と用途の関係，拡散廃棄の環境影響		地域別・用途別の経済財化のアプローチ

C_c；あき缶の収集費用

C_o；再生に要する費用

P_w；あき缶の潜在量

$$\frac{\partial Q_w}{\partial R_m} > 0,\ \frac{\partial Q_w}{\partial C_c} < 0,\ \frac{\partial Q_w}{\partial C_o} < 0,\ \frac{\partial Q_w}{\partial P_w} > 0$$

$$C_c = M \times T \times C_L \qquad (2-5)$$

C_c；収集費用（円／トン）

M　；収集人数（人）

T　；所要時間（hr／トン）

C_L；人件費（円／人・hr）

いま，収集費用以外の要素は一定であるとすれば，人件費が上昇すれば，収集費用が上昇し再生品の経済性が失われる。これは，プラスチック容器が再利用びんを駆逐する過程に典型的に現われている。人件費が一定であるとすれば，収集費用は収集人数と所要時間の関数である。収集人数と所要時間は散在面積，あき缶の量，あき缶の散乱度合によって規定され，次式で表わせる。

$$M \times T = f\ (S,\ Q,\ E) \qquad (2-6)$$

S；散在面積

Q；あき缶の量

E；あき缶の散乱度合

式（2－6）を式（2－5）に代入して次式を得る。

$$C_c = f\ (S,\ Q,\ E) \times C_L \qquad (2-7)$$

したがって，廃棄物を大量に確保することは，人件費を一定にすれば，すぐれて廃棄物の空間分布すなわちエントロピー[注)]に依存する。それゆえ，廃棄物の空間分布を決定する商品の販売形態や消費者の廃棄物排出形態を制御対象にする必要がでてくる。あき缶の処理費用は，家庭ごみ定期収集では1個5円であるが，捨てられたあき缶についてはボランティアの労力を費用換算すると1個35円と7倍になる。[25)]廃棄物が大量に発生し，また再生品の需要があるのは都市部であるが，大都市では稠密な土地利用が進み地価が高く，廃棄物の貯留あるいは処分のための空間を確保することは容易でない。そのため，ストックヤードあるいは再生工場が廃棄物の発生地点から遠隔な所に立地されることになり，処理費用あるいは収集費用は高くなる傾向にある。[26)]

物の有用性は，物の持っている性質と人間の欲求との関係に規定される。すなわち，人間の何ら

注）エントロピーは熱力学的エントロピーと情報エントロピーに区分される[24)]が，ここでのエントロピーは散乱の度合を示す指標という意味に用いている。

かの欲求を満足させる性質をその諸属性の中に持つ財は有用性を持つのである。ある１つの財に有用性があれば，その財は使用価値をもつことになり，その使用価値は使用または消費によってのみ実現される。[27]

スチールもアルミニウムもそれ自体としては有用な属性を持っている。しかし，使用済みのスチール缶あるいはアルミニウム缶になれば不純物が混在することとなり，再生資源としての使用価値は低下する。不純物の許容レベルは最終用途によって決定される。[28]

スチール缶は通例，低級な鉄スクラップ（Ｃプレス）に分類される。炭素以外の不純物元素は，スラグあるいは鋼浴のどちらに残るかによって，次の４グループに分類される。[29] [30]

(i) 酸素親和力が強く酸化物としてスラグに移行するもの

チタン，アルミニウム，ジルコニウム，ホウ素，シリコン，バナジウム，ｅｔｃ．

(ii) 鋼浴中に安定してほとんど残留するもの

銅，錫，ヒ素，アンチモン，ｅｔｃ．

(iii) (i)と(ii)との中間で，スラグと鋼浴中に分かれるもの

マンガン，リン，硫黄，クロム，ｅｔｃ．

(iv) 蒸気圧が高く溶鋼の攪拌によって気相へ逸散するもの

亜鉛，カドミウム，鉛，銀，ｅｔｃ．

再生する場合に阻害要因になるのは第(ii)のグループの元素である。あき缶となったスチール缶の組成は不純物としてアルミニウム（フタの部分）が１０％，錫が0.4％（腐食防止のために電気メッキしたブリキの薄板を用いている），それに塗料，塗膜および水分が含まれている。このうち，錫は第(ii)グループに属し，銅と共存すると鋼の熱間加工性を著しく阻害するといわれている。[31] アルミニウムは製錬の過程で容易に除去できるので特に大きな障害はないが，分離できる方が望ましい。塗料・塗膜は火災・悪臭の原因に，また水分は爆発の危険性が指摘されている。[32]

アルミニウム缶はスチール缶と異なり，単一のアルミニウム合金でできているため再生することは容易であるが，缶塗料燃焼ガスに課題を残している。スチール缶はリサイクル性を考慮してふたの部分もブリキで作る等の工夫が必要になろう。

有用性を持つ物質の組み合わせで新しい使用価値を持つ財ができる。その財を使用または消費することで使用価値は実現し廃棄物が発生する。発生する廃棄物は素材的には元の財と同じであるが，個々の素材が持っていた使用価値を複数の素材を組み合わせることで失ったのである。現在進行している素材革命・材料革命では複合化あるいは極限化の方向にあり，[33] リサイクルがより困難な合成

品がつくられ使用価値の低い廃棄物が生産されつつある。

有用性の程度は実現された使用価値量で測られる。スチール缶でいえば１９８０年度でＣプレス２0.4万トンに伴う使用価値量である。[34]使用価値に対して効用とは物に固有の性質ではなく，物の有用性を使用または消費することによって達成される人間欲求の満足度とされた。[35] それゆえ，人間の欲求水準あるいは欲求の内容によって，同じ財でもその効用の大きさは異なる。効用は直接測定することはできないが，欲求の満足に対する支払容認価格の測定を介して，間接的に価格に帰着された。[36] スクラップの価格は変動が激しいが，現状ではスチール缶１個当り約0.22～0.28円であり，アルミニウム缶は１個当り約1.24～2.25円である。[37]

しかしながら，素材の有用性には効用を媒介にして価格に還元してしまうことができない側面がある。素材を組み合わせて財を作る際に，素材の使用価値は価格に比例して実現されるわけではないであろう。また，実現されなかった使用価値量も新しい使用価値を持つ財の価格に含まれるという難点が価格という指標にはある。

基礎素材産業と加工・組立産業とを付加価値額を指標に比較し，加工・組立産業優位の産業構造への転換を説く議論も，交換価値基準を用いて評価したためであるとして，加工・組立産業を支える基礎素材産業の役割を再評価する試みもなされている。[38]

スチール缶，アルミニウム缶を再生する技術は，電炉あるいは再生アルミニウム業として産業化され全国的に分布している。その技術水準の一端については既に述べた。

スチール缶は電炉普通鋼鉄源以外の新用途を開拓することが課題である。[39]再生品の受け皿問題を解決するためには，需給関係の調整あるいはリサイクルの成立条件①～③の３条件を改善するとともに，廃棄物と再生品の品質を保証することが必要であろう。スチール，銅，アルミニウムについてはくずのＪＩＳ規格が存在しているが（例えば，表－2.3参照），他の金属については業者間の規格や自由裁量に任されているのが実状である。[40]

現存するリサイクルシステムを範例にすれば，リサイクルが成立するための４条件を整備するための数多くの施策を考えることは可能である。しかしながら，そうした個別的施策を実施することで，リサイクルが確実に進展するとは限らない。それは，リサイクルが物質の生産・消費システムの１構成要素であるため，生産・消費システムの他の構成要素と相互作用を起こすためである。[41]

２－２　リサイクルの変動要因[42]

１次生産者と２次生産者は，スクラップの購入においてしばしば競合し，製品の販売者としてはよりしばしば競合する。１次生産過程での技術変化は，スクラップ需要に影響を及ぼす。例えば，

鉄鋼業においては平炉から塩基性酸素製鋼法への転換によってスクラップ需要が激減した。

表－2.3　溶解用鋼くずの分類（JISG2401鋼くず分類基準より抜粋）

分類	級別	記事
品質による分類	A	炭素鋼くず
	B	低銅炭素鋼くず（Cu 0.20％以下）
	C	低りん，低硫，低銅炭素鋼くず（P 0.025％以下，S 0.025％以下，Cu 0.15％以下）
	D	合金鋼くず
	E 雑	雑用鋼くず
形状による分類	甲類特1号	厚さ6㎜以上，長さ600㎜以下，幅又は高さ400㎜以下で重量600㎏以下のもの
	特2号	厚さ3㎜以上6㎜未満，長さ600㎜以下，幅又は高さ400㎜以下のもの
	1号	厚さ6㎜以上，長さ1,200㎜以下，幅又は高さ500㎜以下で重量1,000㎏以下のもの
	2号	厚さ3㎜以上6㎜未満，長さ1,200㎜以下，幅又は高さ500㎜以下のもの
	3号	厚さ3㎜未満，長さ1,200㎜以下，幅又は高さ500㎜以下のもの
	乙類	切断によって容易に以上の形状のいずれかになり得るもの
	丙類 1号	裁断プレス品
	2号	すず抜きプレス品
	3号	普通くずプレス品
	4号	だらいプレス品
	丁類	鋼だらい粉

製造業は財とスクラップを同時に生産する。資源・エネルギー消費量を減らすために製造方法を変更すれば，スクラップの発生原単位が変化する。資源消費量を削減する場合でも，スクラップを効率的に回収することとスクラップの発生量を削減することのどちらの方法を採用するかは，最終製品コストの低下に対する貢献度で測られ選択される。それゆえ，省資源を追及することが必ずしもリサイクルを促進するとは限らない。例えば，粉末冶金技術が他の製造方法と競合できる要因の1つは，スクラップの発生が少ないことである。エネルギー価格の上昇は，1次金属資源の採掘費用を増大させ，再生資源を相対的に優位にするが，再生資源の製造費用をも同時に増加させるために，他の物質へ代替が進む場合もあり，一概にリサイクルを促進するとはいえない。

製品設計の変更は，スクラップの発生量，リサイクルシステムおよび環境影響量を変化させる。[43] 製品を設計する際に，用いる金属材料を選択する判断基準は，生産の側から考えると，製品の使途に要求される有用な特性をその金属材料が備えていることが第1の条件となろう。一般的には，次の諸性質の満足すべき組み合せを備えていなければならない。①外観，②耐食性，③耐クリープ性，④電気的特性，⑤構造特性，⑥機械加工性，⑦耐疲労性，⑧耐衝撃性，⑨光学的特性，⑩せん断弾性係数，等の性質である。

これらの特性の組合せを満足した材料に，費用効果分析を行い最終的に決定される。[44]

これに対して，廃棄物処理の側から製品設計を評価する場合の因子としては，①リサイクル性，②回収再生原料含有量，③経済的耐久性，④再利用性，⑤最終処分によって公害源になる可能性，⑥自然環境における分解性等があげられる。それぞれについてその具体的方法と問題点をまとめておく。[45]

① リサイクル性

製品設計によりリサイクル性を高めるように改良する方法としては，以下のようなものがある。

- 複雑な製品（自動車や家電製品等）を機械的に容易に分解できるようにする。
- 複合物質のうち特定のある化学物質がすぐわかるように改良する（すなわち，ある種のトレース機構や物質種を表示するラベルを貼付することを組立て工程にとり入れる）。
- 原材料を標準化する。
- 複合物の物理・化学的分離性を高める。
- 製品をできるだけ汚染問題をおこさないような材料を用いて製造する（例えば，自動車では銅に代わってアルミニウムを用いる等）。

この方法の問題点は，将来の回収システムに関する知見と無関係には製品設計の変更によってリサイクル性を実効あるように改善することはできないことである。製品の設計者と回収リサイクル物質原料の消費者が異なる場合，また耐久消費財のように設計変更の効果が現われるまでに長時間を要する場合に特に問題になる。

② 回収再生原料含有量

各種製品中のリサイクル物質の割合を増加させる方法としては，以下のようなものがある。

- ある特定の工業原料に対する“純粋なリサイクル比率”を増すこと。
- 非リサイクル型の利用に２次物質を代用する（例えば，グラスファルトや焼却残渣による道路舗装材）こと。
- 特定の回収原料で別の処女原料を代替し種々の製品に用いる。

この方法では，原料や製品の品質や機能面において受ける影響とそれを社会的・経済的に受容しうる程度が予測・検討されなければならない。

③ 経済的耐久性

各種製品の需要を伸ばす方法としては次のものがある。

- 物理的な耐久性を引き伸ばすこと，つまり，より多くのあるいは異なる素材を用い，よりよいつくりにしたり，可動部品の数を減らすような設計や保守をしやすくまた保守費を安くする設計などを行うこと。

○設計のほかに修理をしやすくまた修理費を安くする方式をとり入れること。

○製品設計を変更する回数（頻度と変更の程度）をスタイルとか流行および機能面において減らすこと。

この方法は，新製品の購買ならびに廃棄フローに影響を及ぼす。保守の手間とコストの増大および技術進歩に対する遅れだけではなく，短期的な経済成長との相剋が問題になる。[46] しかし，技術革新自体が「製造技術への関心が弱まり，機械製品のメインテナンスの技術がクローズアップする」ことになれば，産業構造が経済的耐久性の増大を受け入れやすくなる。[47]

④　再利用性

各種製品の再利用性を高める方法としては次のものがある。

○既存の製品で代用すること（例えば，紙タオルに対し布タオル，一過型使用びんや缶に対し再利用びん）。

○容器自身を再利用できる型に設計すること。

○はっきり再利用の目的に製品を設計しなおすこと（例えば，輸送用段ボール箱を，箱自身をこわさないで，簡単に折りたためるように大きく印をつけ，それを元の輸送会社や独立した一括取扱業者にもどせるようにする）。

○折りたたみのできないような大型容器を設計し，倉庫スペースや返送運賃等を節約する手だてとして決まった基準の棚にぴったり入るようにする（例えば，果実用の木箱）。

⑤　最終処分によって公害源になる可能性

ある特定の製品の廃棄物としての最終処分が惹き起こす障害をできるだけ小さくする方法には次のものがある。

○製品中のある物質を他の物質で代用する。

○発生源において減量化基準を設ける。

○利用法に直接的な規制を加える。

製品の使用中ではなく，廃棄物となって最終処分される段階で有害性を示すわけだから，種々の管理手段を採用することで製品の便益を享受できるようにすることが望まれ，製品の棄却は最後の手段である。

⑥　自然環境における分解性

設計レベルで各種製品の分解性を増大させるには，大別すれば次の２つの技術的可能性が考えられる。

○ある種の製品に対しては，現在入手しうる範囲の素材のなかから分解性の高い物質をえらび，在来の分解しにくい物質の代用をさせる（例えば，アルミ缶に対しスチール缶を用いるとか，

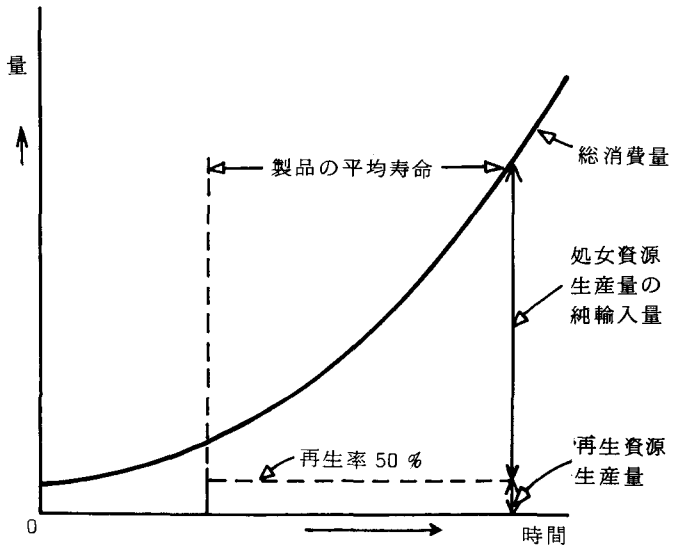
プラスチック製包装を紙に代えるとかである）。

○現在使用している素材そのもので易分解性のものを開発する（例えば，微生物分解性のプラスチック，光分解性プラスチックやガラス，さらには，非常に水に溶けやすいコーティング材や充てん材などである）。

この方法を実施するには，㋑分解によって生じた物質が有害，有毒ではないか，㋺素材代替や設計変更で生ずる機能面での副次効果，㋩リサイクル性とか再利用性に対する影響，の検討が必要である。

以上のような廃棄物処理に適した製品設計を生産者が実施するように誘導するには，消費者が廃棄物からみた製品設計に関心を持つことが重要であるが，現状では製品を購入する際の判断基準は機能とコストだけになってしまいがちである。東京都が定期的に実施している消費生活モニターアンケート（１９７９年度，1,０００通中回収数９２６通）の商品購入時に一番重視している事項に関する調査結果では，材質・原材料・素材の項目をあげた人は，電気製品・ガス器具および暖房器具で９名，1.0％，自動車・自転車・オートバイで１２名，1.3％にしかすぎない。[48]その製品が廃棄物になった場合の自然環境への影響の程度や処理・処分費の増加分が税金から支払われていること等は視野から欠落するのである。情報の不完全性とそれを補う社会制度の不十分さの結果，社会的にみれば資源の浪費や損失を招いていたとしても，それを自己の生活のレベルにひきつけて，消費過程における生活様式の見直しあるいは生産過程で社会的合理性をもった製品の設計を誘導していくことは妨げられるのである。

生産・消費システムの外生変数もまたリサイクルシステムの構成要素である。例えば，経済成長に伴って物質消費量が図－2.4[49]に示すように増加するならば，リサイクルされた量のみでは需要に追いつかず，以前にも増して新しく自然から採掘することが必要である。したがってリサイクルシステムを安定なものにするためには製品の寿命や物質の総消費量もまたコントロールの対象としなければならない。



図－2.4　物質消費量，再生資源生産量および製品寿命の間の関係[49]

第3節　金属利用の社会的評価に基づく金属リサイクルの考え方[50]

3－1　金属リサイクルの基本的構成

人類が利用している金属元素は約70種に及ぶ。表－2.4に人類が利用してきた金属元素の種類を時代順に示す。金，銀，銅，鉛，亜鉛，錫は紀元前から，他の元素の多くは産業革命後19～20世紀になってから利用されはじめた。利用している金属元素の3分の1以上が第2次大戦後に利用されはじめたものである。

自然界には90あまりの元素があり，そのうち金属元素は74種類である。戦後の高度経済成長は，自然界にある金属元素のほぼすべてを工業と生活の中に取り込んだ過程だといえる。現在世界中で使用されている合金の種類は，35,000から40,000にも及び，しかも，年々1,000種類以上の合金が新たに開発されているという。74種類の金属元素と，炭素，ホウ素等の合金元素として利用可能な非金属元素7種類の組合せを考えてみると5成分系までの合計で，金属元素のみで約1,733万種類，非金属元素も加えると約2,585万種類になる。[52] 合金の性質は組成だけでなく熱処理等によっても変化する。それゆえ，金属材料開発の可能性は，金属間化合物，複合材料をも含めて考えれば，無限に近い。

表－2.4　世界における金属元素利用の歴史[51]

時　代	元　素　名
紀元前	銅(Cu)，亜鉛(Zn)，銀(Ag)，スズ(Sn)，金(Au)，鉛(Pb)
紀元前―1830	ナトリウム(Na)，カリウム(K)，カルシウム(Ca)，鉄(Fe)
1830～1840	白金(Pt)
1840～1850	バリウム(Ba)
1850～1870	マンガン(Mn)，水銀(Hg)
1870～1880	ニッケル(Ni)，ストロンチウム(Sr)
1880～1890	マグネシウム(Mg)，アルミニウム(Al)
1890～1900	珪素(Si)，タングステン(W)
1900～1910	チタン(Ti)，バナジウム(V)，コバルト(Co)，カドミウム(Cd)，トリウム(Th)
1910～1920	ヒ素(As)，モリブデン(Mo)，アンチモン(Sb)，ラジウム(Ra)
1920～1930	ベリリウム(Be)，クロム(Cr)，テルル(Te)
1930～1940	リチウム(Li)，ニオブ(Nb)，インジウム(In)，オスミウム(Os)，イリジウム(Ir)，ビスマス(Bi)
1940～1950	ガリウム(Ga)，ゲルマニウム(Ge)，タンタル(Ta)，タリウム(Tl)，ウラン(U)，プルトニウム(Pu)
1950～1960	イットリウム(Y)，ジルコニウム(Zr)，セシウム(Cs)，ランタン(La)，セリウム(Cs)，ハフニウム(Hf)，レニウム(Re)
1960～1970	スカンジウム(Sc)，ルビジウム(Rb)，ルテニウム(Ru)，ロジウム(Rh)，パラジウム(Pd)，プラセオジム(Pr)，ネオジム(Nd)，サマリウム(Sm)，ユーロピウム(Eu)，ガドリニウム(Gd)，テルビウム(Tb)，ジスプロシウム(Dy)，ホルミウム(Ho)，エルビウム(Er)，ツリウム(Tm)，イッテルビウム(Yb)

利用元素の種類と使用量が増加するに伴い，金属を利用する文化的生活が人間社会に広く浸透するとともに，金属を利用することから派生する諸問題に人類は直面してきた。公害，職業病ならびに廃棄物問題あるいは資源問題はその

典型例である。それらの諸問題の歴史は金属利用の歴史そのものと一致しているにもかかわらず，金属学や金属関係産業のなかでは付随的に取扱われてきたことは否めない。効用がきわめて大きい金属が一方で廃棄物の集積として公害をもたらしている社会的意義は解明されていない。

金属リサイクル社会を創造する社会経済的背景を支持する論理，すなわち金属の利用と廃棄を社会的に統一する論理の体系を“社会金属学”と呼ぶ。社会金属学は，時間的・空間的な物質収支を把握することを前提に次の3つの分野で構成される。

(1) 金属利用の社会的評価に関する研究

(2) 金属の利用と廃棄の社会的費用に関する研究

(3) 金属リサイクルの最適化に関する研究

以下，それぞれの視点を略述する。

(1) 金属利用の社会的評価

評価の視点は二つある。一つは，金属を利用後リサイクルするという前提で製品の用途，品質，耐用年数および空間的配分の設計を行うことであり，もう一つは，金属製品に関する社会的需要の見直し，すなわち，品質に対する消費者受容性の問題である。

前節2－2で述べたように，製品の設計が生産者側の課題であるとすれば，需要を発生させる消費者側の課題は，製品の品質や耐用年数を含めて金属の利用価値を使いこなす生活態度にあるだろう。経済的交換価値でのみ製品の価値が測られつつある今日，消費者が金属の利用価値を認識するためには，あらたな情報体系が整備される必要があろう。家を単位にとるならば，3DK鉄筋コンクリート造住宅の建物，家財には，鉄3,264kg，銅31kg，アルミニウム97kg，鉛29kgが使われている。[53]これだけの金属を生産するために要するエネルギー（約70.3GJ：約16.8×10^6 Kcal[54]），廃棄後のルートや品質等の情報は，購入や利用の意思決定の必要条件にはなっていない。にもかかわらず，再生品の品質は疑問視される。金属の再生品は不純物の適正な管理が必要であるが，それにはその金属の履歴が情報として再生業者に伝達されるシステムの整備が望まれる。

(2) 金属の利用と廃棄の社会的費用

金属を利用することで現社会が受けている便益を評価するには，金属がない状態では社会から何がなくなるかをみればよい。文明そのものが消え失せると考えられるほど金属利用の便益は大きい。しかしながら，一方，雑のかたまりである廃棄物のリサイクルにはなじまない複雑な高度化技術は，いたずらに高額の社会的費用を生産者あるいは消費者に押しつけることになりかねない。金属の利用と廃棄の間にはトレードオフ注)の関係が成立しているかに見える。しかし，環境が汚濁するか，さもなくば高額の費用を投じて廃棄物のリサイクルあるいは適正処理を実施す

注）あちらを立てればこちらが立たず，という意味の経済用語。経済社会の構成要因のうちある一方の改善を追求すれば，他方のことが犠牲になることをいう。

るかの二者択一は，金属の利用と廃棄の構造の固定化を前提にしており，環境汚濁も社会的費用も同時に少なくする施策の模索をあきらめてしまう危険性を指摘しておかねばならない。当面は，物質量と品質の減耗の少ない，金属用途・利用・管理・回収・再生のシステムの代替案をできるだけ多くつくることが必要である。

(3) 金属リサイクルの最適化

金属リサイクルの最適状態とは，生産者，消費者が合意でき金属の利用価値を認識してみずから管理できる部分を管理し，しかも社会的にみても環境汚濁や投入費用の少ない金属の利用とリサイクルが実現された状態のことである。したがって，ここでのリサイクルは，金属資源の枯渇や廃棄物の処分地不足への対処を目的としたものではなく，環境汚濁の軽減だけを意図したものでもない。むしろ，結果としてそうした目的を達成できるのである。

最適化は，シューマッハーの提起した次の4つの目的関数ではかられる。[55]

① 再生不能資源（石油等）消費の最小化

② 再生可能資源利用量の増大

③ 経済的費用（狭義）の最小化

④ サービス性の最適化

3－2 金属の社会指標からみた鉛の特徴

金属はそれ自身が持っている性質が十分生かされた状態で利用されることが望ましく，その定量的表示が，金属利用の社会的評価を行うには必要であろう。金属のある利用状態が達成している金属の有効利用度を表現する指標を“金属の社会指標”と呼ぶ。一般に，社会指標とは，ＧＮＰ等の経済指標だけでは表現できない生活の質を表わすことを目的に開発されつつある指標である。[56]

金属の社会指標の構成要素として，自然軸，技術軸，社会経済軸の３つの評価軸を設定する。座標軸上での位置が各金属の特性を示すが，これらの評価値は相対的なものであり，科学技術の進歩や代替品の出現等社会経済の変化に影響される。以下，各評価軸の特徴を簡単にまとめておく。

(1) 自然軸

金属元素の２つの物理化学的性質を評価する軸である。１つは公害源としての性質であり，もう１つは原材料としての性質である。公害源としての性質は，①環境中に放出される量に関するデータ，②物理的および化学的性質，③予期される環境中での変化，④生物濃縮の可能性，以上４つの要因から推定される曝露レベルを量一効果関係モデルに入れて得られる人間に対する急性あるいは慢性毒性の程度で評価される。生体内における配位子（生体内の生理作用に伴う反応をつかさどる金属イオンと結びつくことができる酸素，窒素，硫黄原子）と金属イオンの結びつきのバランスは次の２つの場合にくずれる。

表2－5　金属の存在量、毒性別イオン半径

3	4	5	6	7	8	10	12
Al^{3+}	Fe^{3+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Ti^{3+}	Mn^{2+}
0.51	0.64	1.06	0.78	0.98	1.33	0.76	0.91
18	19	20	21	22	23	24	25
Rb^{1+}	Ba^{2+}	Zr^{3+}	Cr^{6+}	Sr^{2+}	V^{4+}	Ni^{2+}	Cu^{1+}
1.52	1.36	0.74	0.52	1.27	0.61	0.78	0.96
26	27	28	29	30	31	32	33
W	Li^{1+}	Ce	Co^{2+}	Sn^{4+}	Zn^{2+}	Y	Nd
	0.68	1.03	0.82	0.71	0.83		1.00
34	35	36	37	38	39	40	42
Nb	La	Pb^{4+}	Mo^{5+}	Th	Ga^{3+}	Ta	Cs^{1+}
		0.84	0.65		0.62		1.70
43	44	45	47	48	49	50	51
Ge^{4+}	Sm	Gd	Be^{2+}	Pd	As^{5+}	Sc^{3+}	Hf^{3+}
0.53	0.96	0.94	0.34		0.47	0.81	0.75
53	61	62	65	67	68	69	74
U	Sb^{5+}	Cd^{2+}	Hg	Bi^{3+}	Ln^{3+}	Ag	Pt
	0.62	1.03	1.10	1.08	0.81		
75							
Au							

注）
- ○　番号の順に存在量は少なくなる。
- ○　番号が抜けているのは非金属がはいる。
- ○　○　必須イオン　△　有毒イオン
  △　イオン価数によっては毒性を示す。

① 生体の維持に必要な必須金属イオンの過剰症

② 必須金属以外の金属イオンでも，電気的な性質に類似性があれば，配位子と強く結合する。

これらの金属のうち，酵素の働きを阻害するのが毒物である。金属イオンと配位子との結合力はクーロン力であるから，結合力は両者の距離が短くなるほど，すなわちイオン半径が短いほど強くなる。また，生体機能の生成過程は，周辺環境の一部である摂取可能構成元素によっても規定される。地表付近の存在量順に並べた金属元素のイオン半径を表－2.5に示す。[57) 58)]

原材料としての性質は，結晶構造や融点，密度，電気伝導率等の物性値で決定される。例えば，鉛の場合，低融点（600 °K）で可鍛性，延性に富み金属製品製造に有利であり，空気中で酸化物の薄膜を形成し腐食されにくくなる等，広範囲の用途に適合する性質を備えている。[59)]

(2) 技術軸

利用関連技術の歴史と技術確立の程度を評価する軸である。製錬的性質から金属元素を分類し周期表に整理したのが表－2.6である。[60)] また，金属を1単位生産するのに伴う資源・環境・エネルギーの消費量は重要な指標である。原鉱石製錬に要する1トン当りの使用電力量は，鉛に対して亜鉛は4.8倍，アルミニウムは24倍である。しかし，エネルギー多消費型生産ではあっても，人間生活に不可欠ならば生産せねばならず，金属と用途の不可分性を表わす非代替度（代替の困難度を示す指標）を測定する必要がある。

廃棄とリサイクルの技術では，廃棄形態に占める，拡散型廃棄と消失型廃棄[注)]の比率が1つの指標になる。亜鉛はめっき鋼板に多く使用されるために，回収形態は鉄くずを再利用する際に発生するダストからにならざるをえず，バッテリースクラップからの回収が多い鉛とはおのずから再生技術も異なる。

(3) 社会経済軸

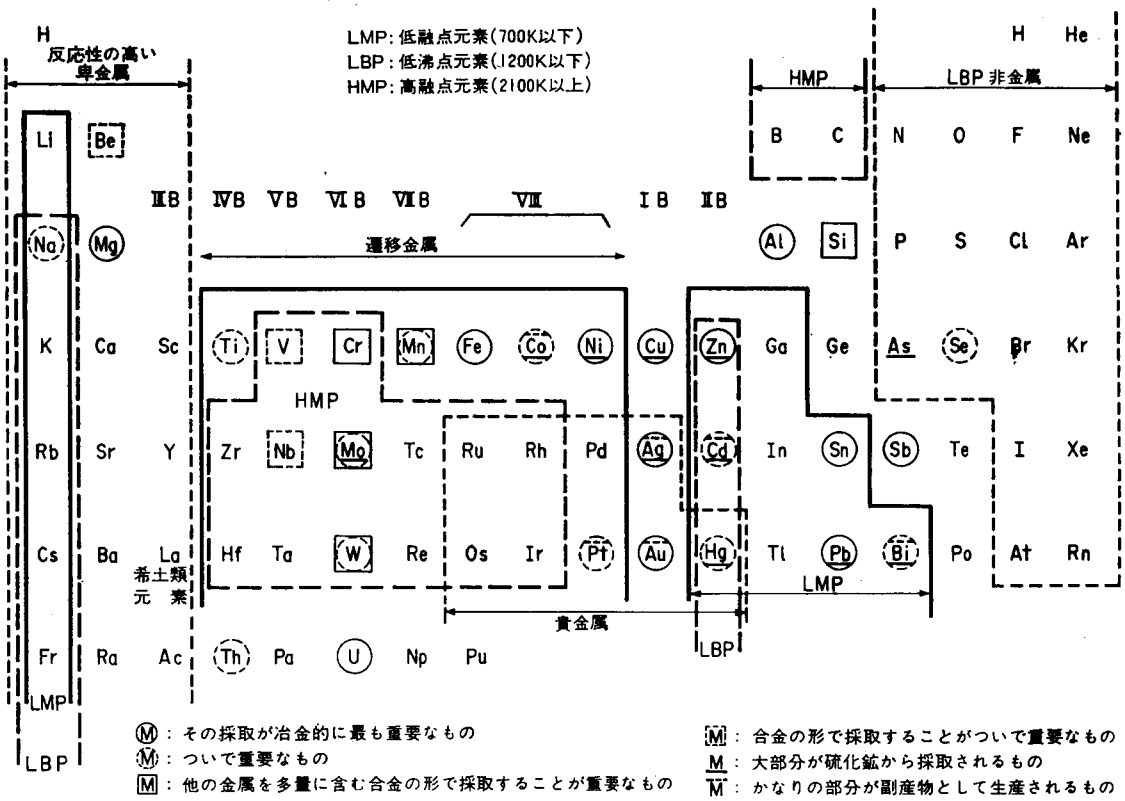
金属の生活密着度とその安定度を評価する軸である。金属のある用途が人間の文化生活を維持していくための不可欠さの程度と，資源寿命，地政学的要因も含めた資源供給確保の安定度，リサイクルの社会への定着度（例えば，故紙回収には，子ども会や市民団体も数多く取組み，社会的に顕在化している。同様な意味で，あき缶のリサイクルにもその兆しがある。）等がその指標となる。ちなみに，銅，アルミニウム，鉛，亜鉛のリサイクル率（日本，1978年）は46％，43％，40％，13％であり，鉱石自給率（日本，1978年）はそれぞれ7.9％，0％，27.2％，40.1％である。

筆者が指標金属として取り上げる鉛は，次にあげる興味深い特徴を持っている。

① 金属公害，職業病の事例に事欠かない。

注）第4章第2節参照

表－2.6 製錬的性質から見た周期表



② 利用の歴史が古い。

③ 用途が多様である。

④ 廃棄形態が多様である。リサイクル可能型廃棄，永久保存型廃棄，拡散型廃棄，消失型廃棄のすべての廃棄形態注)を有している。

⑤ 現代文明の象徴であり難問題でもある自動車産業および原子力発電と切り離して考えることができない。

⑥ リサイクルの歴史も古く（明治30年頃始まる），技術も定着しつつある。

⑦ 四エチル鉛公害の経験で，市民の関心が高い。

⑧ 有害廃棄物として指定されている。

⑨ バクテリア・リーチングによる分離が不可能である。

注）第4章第2節参照

3－3　鉛中毒・鉛汚染の事例と規制体系

重症の臨床的鉛中毒においては，中枢神経系，消化器系，造血器系および腎臓に障害が発生する。血液中鉛濃度は，体内で生物学的作用をもちうる鉛濃度の主な指標として，また鉛中毒の診断や職場における鉛曝露量を測定し危険度を判定する一手段としても広く用いられてきた。貧血がある場合は別として，血中鉛濃度が全血 100 グラム当り 50 μg 以下では，鉛中毒として最初にはっきり判定できる臨床的徴候は起こらない。[61]

最も重症な鉛中毒では，中枢神経系の高度の障害をおこすことが特徴である。造血器が障害を起こし，ヘモグロビンの材料であるポルフィリン体が尿中に排泄され貧血になる。人体に摂取された鉛は骨組織に沈着し，0.5 mg／日以上吸収すると血液中に遊離して毒性を現わし，0.5 g／日以上で致命的となる。健康な日本人成人の体内にはいっている鉛の全体量は，80 mg 前後とされ，[62]通常の鉛摂取量では，この量に達するのに約 14 年から 45 年かかる。[63]

日本における鉛中毒の事例を表－2.7[64] に示す。鉛中毒患者の鉛曝露量は，一般の人々が食物や大気を通じて曝露すると思われる量と比べると著しく高く，異常事態での大量被曝によるものである。それゆえ，鉛の人体影響に関する知見も，大部分の実験は鉛の大量投与に基づくものであり，低濃度鉛の長期曝露によるわずかな生体影響を直接推定することは適当ではない。表－2.7 以外にも，家庭の暖房用に自動車の廃バッテリーケースを燃焼させたために発生した鉛に汚染された空気の摂取，鉛管で配水される過程で何らかの要因で鉛に汚染された飲料水を飲むこと，リサージで熟成された酒を飲むこと，小児が家屋の塗装に用いられた鉛ペイントを嘗めたこと等，から発生した鉛中毒の事例が表－2.8[65]に示すように報告されている。

鉛の全身負荷量は，2つの部分に大別される。1つは少量の“動員可能”部分で，これは主として軟部組織中に存在する。もう1つは，比較的“非拡散”的であり，これは骨の基質に固く結合していると思われる。ヒトでは，全身負荷量のうち“動員可能”部分が増加すると鉛による既知の急性影響が出現する。血中鉛量と“キレート可能鉛量”は，“動員可能”部分の指標となる。非拡散部分は骨中に隔離されているので，健康障害に関与するとは考えがたい。通常，骨中の鉛濃度は低開発国よりも，工業化された国の人々の方が高い。

ヒトの鉛摂取量に関する報告は，40μg／日～400μg／日にばらついているが，食品からの摂取が大部分であり，大気中鉛および水中鉛の寄与度は 25％を超えることはない。[66] 鉛摂取量が都市で最も多いことは疑う余地がない。大気中へ放出される鉛の発生源の 95％はガソリン中の四エチル鉛によるものである。[67]

環境中の鉛濃度は，非汚染状態で大気0.0006μg／m³，土壌10～15 ppm，淡水0.0005 ppm，海水0.000015 ppmと推定されている。[68] 鉛利用工場周辺等局地的汚染に加えて，グリ

表－2.7　日本における鉛中毒の事例[64)]

業　　種	被　害　者	発　生　状　況
鋼船舶解体業	作業従事労働者 27名中　20名	隔壁が多い部分の中破作業中。換気孔が小さく、数が少ない場所で同時に行なわれていた溶断により、防錆塗料中の酸化鉛が気化、気流中に多量の鉛ヒュームが発生していたものと推定。
金属工業 （鋼材圧延再生）	操炉工、圧延工　5名	鋼材の防錆ペンキが重油炉内で気化、工場内に発散。
銅製錬業	溶鉱職長 （経験年数　12年）	調合作業で、鉱石投入時の発塵、炉中、あるいは溶鋼とり出しのさいの含鉛ヒューム吸入の機会が多い。
蓄電池製造業	20歳　男 （勤続3年8ケ月）	蓄電池エレメントの溶接作業に従事、生産増加により吸収摂取鉛量が増加。
蓄電池製造業	44歳　男 （勤続15年4ケ月）	当初作業環境設備がよくなかった。ヒューム状の鉛微粉を吸入、個人衛生にも多少の問題。
電気機械器具製造業 （その1）	23歳　男子 他、検診による異常23名	碍管に抵抗線を巻き、保護被膜を溶着させるため鉛ほうろううわぐすりをふりかけ、約800℃の電気炉で焼成する作業に従事。
電気機械器具製造業 （その2）	ほうろう仕上工　2名	（その1）と同じ作業でPb_3O_4を80％ふくむほうろう粉を扱っていた。環境設備が悪く教育もしていなかった。
金属製品製造 （金属被覆業）	35歳　男	鉛コーティングのメタリコン（溶射）作業の助手。除塵性能のよくないスポンジマスクをつけ、

業　　種	被　害　者	発　生　状　況
		又、うがいや手洗いを励行していなかった。
ケルメット合金軸受製造業	男　　11名	鉛ヒュームの大量発生が予想されるケルメット合金（銅70％、鉛30％）を製造。能力不充分な排気設備のもとで防塵マスクを装着せずに従事。
化　学　工　業（ステアリン酸鉛、三塩基性硫酸鉛）	製造工　45歳（経験12年8ケ月）	酸化鉛を原料とし、工程中発塵がみられる。全て屋内作業で、排気装置の性能も低下していた。
すだれ製造業	数　名	塩ビすだれ製造工程中、安定剤として混合されるステアリン酸塩が発塵、それを吸入する。鉛中毒について何の認識ももたずに長時間労働。
化　学　工　業	作業従事労働者　21名（死亡　1名）	鉛白製造作業工程で、鉛またはバナジンの微細な粉塵およびヒュームを吸入。
工業薬品製造業（鉛丹、リサージ）	中毒者7名 異常者 2名	鉛インゴットから鉛丹、リサージを製造していたが、作業工程が開放的で、発塵防止の対策がなされていなかった。
新　聞　社	印刷工　　勤続 16年	溶鉛、製版したものの細工等でかなりの鉛粉塵を吸入。また手指を通じて、かなり経口摂取したとみられる。
輸送用機械器具製造業（軽自動車用オイル濾過器製造）	洗浄作業従業労働者	洗浄用加鉛ガソリンを用い、手作業で部品を洗浄、又、鉛蒸気を吸入した可能性も強い。

業　　種	被　害　者	発　生　状　況
鋼船解体作業	18名	ガス切断による作業で錆止め塗料中の鉛化合物がヒュームとなり、それを吸入。
自動車のはんだ盛り作業	1名	自動車修理で、はんだ盛り作業に従事していた。
蓄電池再生業	4名	バッテリー鉛の再生で、原料を溶融、造塊する過程で発生する鉛ヒュームを吸入。
はんだ付け作業	5名	コンデンサーの製造過程における、はんだ付け作業。
グリース製造業	1名	鉱物油の酸化反応のさいに添加する酸化鉛の投入作業に従事。作業時にこぼれた粉塵を吸入。
鉛蓄電池からの鉛回収作業	5名	鉛の溶融、精製、鋳造および鉛電池の解体作業に従事。
印　刷　業	1名	印刷所において23年間文選作業に従事。作業中、指先をなめるくせがあった。
ガソリンタンク清掃作業	5名	加鉛ガソリンタンク内で保護具をつけずに作業。

ーンランドの永久氷中の鉛濃度が急上昇したことは，鉛汚染が地球的規模で広がっていることを示している。[69] 直接人体被害にまでは結びついていないが，都市ごみ焼却施設のフライアッシュ，廃水中の鉛，廃棄物埋立地浸出汚水中の鉛，下水汚泥中の鉛，等が蓄積しつつあるという潜在的環境汚染の問題が今後重要である。なぜなら，これらの潜在的環境汚染は人間に対する毒性影響を評価する量一効果関係モデルを特定化することが困難であるにもかかわらず，環境政策においては安全側にたった予見的施策が求められるからである。有害物質を含む製品すべての危険性を評価することには膨大な時間と費用を要するため，因果関係が明瞭になってはじめて対策をとるという従来の方法は再検討されなければならない。鉛汚染制御戦略は，鉛の利用構造や寿命の管理へとその重点が移行されるべきである。[70]

表－2.8　鉛中毒・鉛汚染の事例[65]

（四エチル鉛によるものを除く）

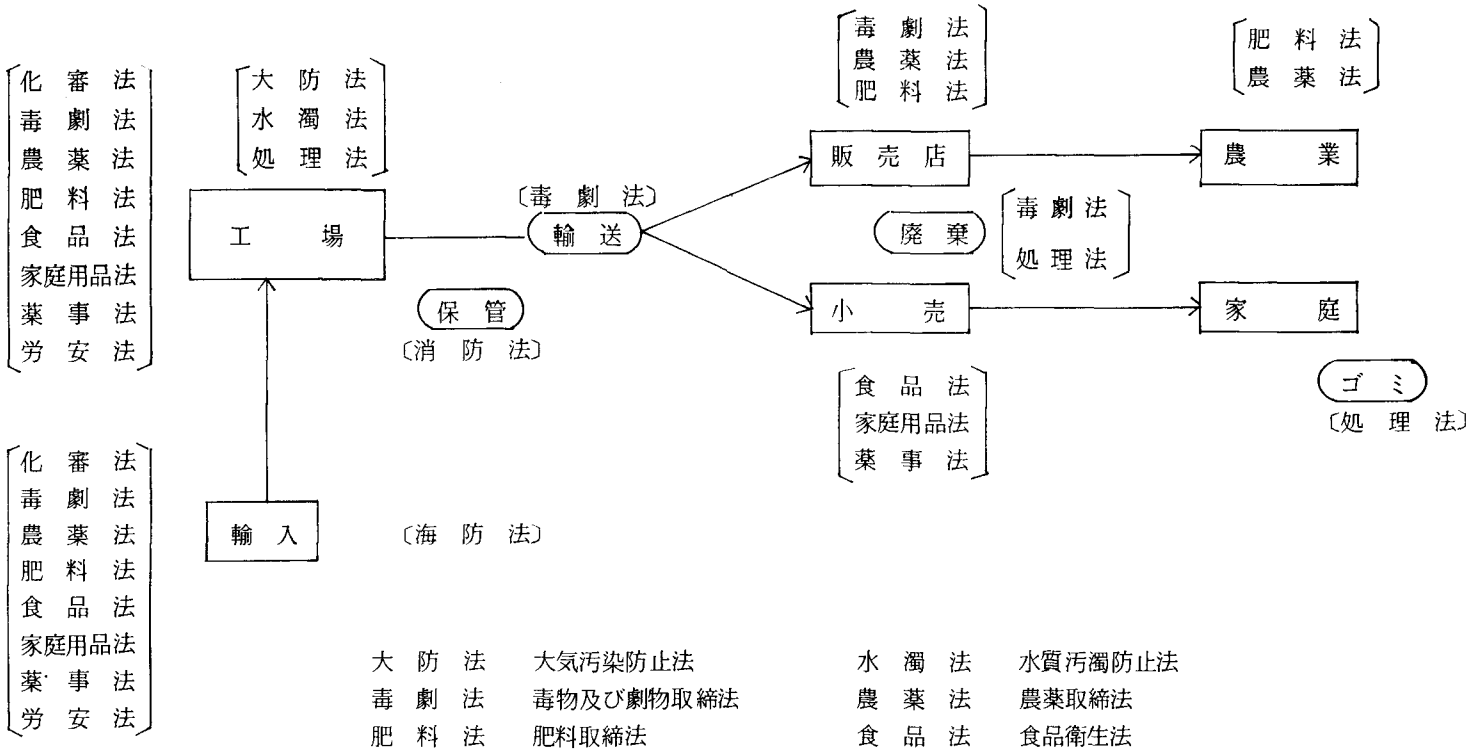
汚染源	汚染経路	人体汚染経路
屋内塗料	直接的	幼児が食べる
しっくい，パテ	直接的	幼児が食べる
鉛のおもちゃ，クレヨン	直接的	子供がしゃぶる
鉛のうわ薬	酸性食品と酸性飲料	経口的
旧式の自動車ラジエーター	ウイスキー密造	ウイスキー
弾　丸	組織に	傷　口
鉛　管	酸性の軟水	飲料水
鉛　管	ビール注入器に一晩おいたビール	ビール
散　弾	直接的	カモが食べる
鉛の壺	ワインとシロップ	飲　料
ワイン	鉛製コルクカバー	ワイン
ウイスキー	蒸　留	ウイスキー
屋外塗料	水と土壌	食品，水
プラスチック	大気（焼却）	肺
活字鋳造所と電池メーカー	大気，水，土壌	食品，水，大気
使用済みモーターオイル	大気（焼却）	肺
殺虫剤	土　壌	食　品
煙草の煙	1本当たり 1μg	肺
増量化繊維	皮　膚	吸収されず

これに対して，現行の法体系では鉛を含む有害物質については，図－2.5に示すように，廃棄物になる以前の製造，流通，消費の段階から「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」，「毒物及び劇物取締法」等による規制が行われている。各法令で規定されている基準のうち，鉛に関する値を表－2.9に示す。しかしながら，日本においては，米国における資源保全再生法[71]（Resource Conservation and Recovery Act，1976）でのマニフェスト・システムのように，有害物質の製造から最終処分までをコントロールする一貫したシステムは存在していない。

表－2.9　鉛に関する各種基準値

基　準	排水基準	船舶通常活動廃棄物である汚水の水質基準	排出基準ばい煙発生施設	水道水	人の健康の保護にかかわる環境基準値（水質）	職場気中濃度
基準値	1 mg/ℓ	1	30 mg/m³	0.1 ppm	0.1 ppm	0.15 mg/m³

有害物溶出限度規格（おもちや）	農薬残留許容量				下水処理において除害施設の設置などを必要とする下水の水質基準	水産用水基準	農業用水の水質基準
	日本梨	ぶどう	も　も	りんご			
n. d.	5.0 ppm	1.0 ppm	1.0 ppm	5.0 ppm	1 ppm	0.1 ppm	25 ppm（えん麦）



大防法	大気汚染防止法	水濁法	水質汚濁防止法
毒劇法	毒物及び劇物取締法	農薬法	農薬取締法
肥料法	肥料取締法	食品法	食品衛生法
労安法	労働安全衛生法		
化審法	化学物質の審査及び製造等の規則に関する法律		
処理法	廃棄物の処理及び清掃に関する法律		
海防法	海洋の汚染及び災害の防止に関する法律		
家庭用品法	有害物質を含有する家庭用品の規制に関する法律		

図－2.5　有害物質の流れと関係法令

第4節　要　　約

本章では，第1節と第2節において金属リサイクルシステムを確立するための技術的条件と社会経済的条件について，廃棄物を媒介として環境と経済の相互作用を表現する既存の環境経済モデルの批判的検討およびリサイクルシステムの成立条件に関する研究成果の体系的整理を通じて明らかにした。

廃棄物に関する環境経済モデルの要件としては，第1節で検討したように，少なくとも次の諸点は重要であると確認できた。すなわち，① 効用財の投入と公害財の産出との間に存在する様式を物質収支原理に基づいて記述すること。② 環境容量と廃棄物排出との関係を社会的費用便益関係に変換する方法論を開発すること，③ 廃棄物の種類よりも効用財の種類が圧倒的に多い現状では，環境影響からみた廃棄物の側の基準を効用財の生産と消費の選択基準の中に割り戻す方法論を開発すること，が必要である。

これらの要件は，発生する廃棄物の質と量および時間的・空間的分布を所与として，発生した廃棄物に適した再資源化技術を開発することでリサイクルシステムを完結しようとする立場ではなく，システムの領域を廃棄物の発生から再資源化過程までだけに限定せず，生産過程および消費過程を含むものとし，廃棄物になる以前の財のコントロールによってリサイクルシステムを確立しようとする立場から必要とされるものである。

リサイクルシステムの一般的成立条件は，① 再資源化の原料となる廃棄物が一定量以上できるだけ大量に確保されていること，② 廃棄物が有用な性質を持っていること，③ 再資源化技術が存在していること，④ 再生品の受け皿が存在していること，の4つである。これらの4条件を金属リサイクルシステムにおいて整備するための方法についてあき缶等を事例にして，第2節において検討した。廃棄物を大量に確保できるか否かは廃棄物の収集費用に依存し，その収集費用は人件費と廃棄物の空間分布に依存する。人件費はリサイクルシステムの外生変数として扱うことが妥当であり，それゆえ，廃棄物の空間分布を決定する商品の販売形態や消費者の廃棄物排出形態を制御対象にすることの必要性が確認できた。また，経済学では物の有用性を効用を媒介にして価格に還元してしまったが，金属という素材には価格では測定することができない有用性が存在しており，使用価値と交換価値の乖離が生ずる。また，有用性を持つ素材を組み合わせることで新しい使用価値を有する財が出現するが，金属を利用する材料の開発動向は，リサイクルが現状より困難になる合成材料が製造される方向にあり，廃棄物の原料としての有用性を低下させつつある。したがって，廃棄物が持っている有用な性質も，財の生産段階すなわち製品設計段階において確保させるよう配慮されるべきであることが明らかとなった。同様な意味から，再資源化技術の開発および再生品の需要の確保についても，生産過程あるいは消費過程における他の構成要素との相互作用を考慮しな

ければ，リサイクルシステムを確立するために個別的施策を実施することが確実に再資源化を進展させるとは限らないのである。

以上の結論から明らかなように，金属リサイクルシステムは，金属を利用するあらゆる諸活動を個別的にではなく全体としてリサイクル型に誘導することによってはじめて確立されるものである。こうした考え方を第３節において体系的に整理し，金属利用の社会的評価に基づく金属リサイクルの考え方としてまとめ，“社会金属学”を提案した。社会金属学は，金属の利用と廃棄を社会的に統一する論理の体系であり，金属の時間的・空間的な物質収支を把握することを前提に，① 金属利用の社会的評価に関する研究，② 金属の利用と廃棄の社会的費用に関する研究，③ 金属リサイクルの最適化に関する研究，の３つの分野で構成される。これらの研究の具体的成果は次章以降で展開される。さらに，社会金属学の提案を一層明瞭なものとするために，金属のある利用状態が達成している金属の有効利用度を表現する金属の社会指標の構成要素として，自然軸，技術軸，社会経済軸の３つの評価軸を設定した。これらの評価軸からみれば，本論文で取り上げる鉛という金属は，廃棄形態が多様であり，公害・職業病の原因になるとともにリサイクル率も高く，指標金属として興味深い特徴を持っていることが明らかとなった。第３節３－３において，鉛中毒および鉛汚染の事例と日本における規制体系の問題点を検討し，社会金属学に基づく鉛汚染制御戦略の確立が必要であることを強調した。

参考文献

1) 末石冨太郎『都市環境の蘇生 ― 破局からの青写真 ―』中公新書（1975）.

2) R. Musgrave, "Provision for Social Goods." in J. Morgolis and H. Guitton (eds.), Public Economics, London, (1969).

3) P. Samuelson, "The Pure Theory of Public Expenditure," Review of Economics and Statistics 4 (1954) pp. 387－389.

4) 瀬尾芙己子「公害と資源配分」日本経済政策学会編『公害と経済政策－日本経済政策学会年報XX－』（1972）pp.20－39.

5) 伊東光晴「廃棄物の経済学序論」『廃棄物処理システムに関する総合的調査研究報告書』日本リサーチセンター総合研究所（1977）.

6) A. C. Pigou, The Economics of Welfare 4th ed. (1932).

7) W. Michalski, Grundlegung eines Operationalen Konzepts der Social Costs, Tübingen, J. C. B. Mohr (1965) 尾上久雄，飯尾要訳『社会的費用論』日本評論社（1969）.

8) 尾上久雄「社会的費用と経済政策」日本経済政策学会編『高度経済成長の再検討－日本経済政策学会年報XIX－』勁草書房（1971）pp. 92－103.

9) K. W. Kapp, The Social Costs of Private Enterprise (1950) (New York, Schocken Books, 1971) p. 13. 篠原泰三訳『私的企業と社会的費用』岩波書店（1959）p15.

10) 華山謙『環境政策を考える』岩波新書（1978）p183.

11) 東京都公害研究所調査部『公害による経済的損失の評価』（1974）p1.

12) 末石冨太郎「廃棄物にかんする環境経済学の展望」『都市問題研究』34巻7号（1982）pp. 2－16.

13) A. V. Kneese, R. U. Ayres, and R. C. D'Arge, Economics and the Environment, Washington, R. F. F (1970) 宮永昌男訳『環境容量の経済理論』所書店（1979）.

14) 今井賢一，宇沢弘文，小宮隆太郎，根岸隆，村上泰亮『価格理論Ⅱ』岩波書店（1971）p. 100.

15) op. cit. 1) p109.

16) P. A. Victor, Pollution : Economy and Environment, George Allen & Unwin Ltd. (1972).

17) W. Leontief,"Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach" Proceedings of International Symposium on Environmenta Disruption, Tokyo (1970) pp. 114-134.

18) 島津康男『国土科学』NHKブックス (1974).

19) D. W. Pearce, Environmental Economics, Longman (1976).

20) D. W. Pearce, "The Limits of Cost-Benefit Analysis as a Guide to Environmental Policy," KYKLOS, Vol. 29 (1976) Fasc, 1. pp. 97-112.

21) D. W. Pearce, "Economic and ecological approaches to the optimal level of pollution," International Journal of Social Economics, Spring (1974).

22) 玉野井芳郎『エコノミーとエコロジー ――広義の経済学への道』みすず書房 (1978).

23) 日本編集センター『飲料容器統計月報』.

24) 小出昭一郎『エントロピー』共立出版 (1979).

25) 谷口知平「京都市空き缶条例のめざすもの」『産業と環境』9巻11号 (1980).

26) 多屋貞男「日本の自動車解体業について」日本鉄鋼協会『国際シンポジウム, スクラップ・リサイクリングの諸問題』p. 36.

27) K. Marx, Das Kapital, Kritik der Politisehen Okonomie, Marx-Engels Werks Band 23, Erstes Kapitel, Dic Ware『マルクス・エンゲルス全集』第23巻1, 大月書店 (1965) pp. 47-49.

28) M. E. Henstock「鉄屑の発生, 利用及びその将来予測」日本鉄鋼協会『国際シンポジウム, スクラップ・リサイクリングの諸問題』(1981) p. 93.

29) 杉浦三郎「特殊鋼製造上のスクラップの問題」日本鉄鋼協会『国際シンポジウム, スクラップ・リサイクリングの諸問題』(1981) p. 66.

30) 加藤博明「製缶材料におけるリサイクル」日本機械学会『機械材料におけるリサイクルの現在と将来』(1981) p. 89.

31) op. cit. 29) p.69.

32) 環境庁空カン問題検討会『環境庁空カン問題検討会報告書』(1981).

33) 牧野昇「材料に求められる頭脳・五感機能」『科学朝日』41巻1号 (1981).

34) 『鉄屑ニュース』No.28 (1981).

35) W. S. Jevons, The Theory of Political Economy, Macmillan & Co. (1961) Chap. 3. Theory of Utility.

36) A. Marshall, Principles of Economics, 9th edition, Macmillan & Co. (1961) Book Ⅲ On Wants and Their Satisfication 馬場啓之助訳『マーシャル経済学原理』東洋経済新報社（1966）第3篇　欲望とその充足.

37) 高月紘「アルミ缶の回収と省エネルギー効果」エネルギー・資源研究会『資源循環と省エネルギー』（1981）p. 56.

38) 通商産業省編『基礎素材産業の展望と課題』（1982）.

39) op. cit. 26) p. 90.

40) 成定正，福田庸一『非鉄金属スクラップ』産業新報社（1981）p. 199.

41) M. B. Bever, "A Systems Approach to the Recycling of Materials," Proceedings of the First Recycling World Congress, Basel (1978).

42) R. L. P. Berry and L. Whalley, "Recycling of Metals," in Future Metal Strategy, The Metals Society (1980) pp. 139－150.

43) 植田和弘「金属利用の社会的評価の必要性 ― 製品設計において金属をどう考えるか ― 社会金属学の視点から」『金属』Vol. 52. No.2 (1982) pp. 2－10.

44) M. E. Henstock, "The Conflict between First Cost and Recyclability in the Design of Manufactured Goods," Resources Policy, September (1978). pp.160－165.

45) EPA編，大山義年監訳『廃棄物資源化のシステムと技術』日刊工業新聞社（1977）.

46) 日本経済調査協議会『資源の有効利用』（1976）.

47) 牧野昇「技術革新の新段階 ― 技術に関する5つのメタボリズム」『三菱総合研究所／所報』No.9 (1980) pp. 10－21.

48) 下山瑛二「商品の安全性確保の現状と問題点」『都市問題研究』Vol. 32, No.5 (1980).

49) op. cit. 37).

50) 末石冨太郎，植田和弘「社会金属学の提唱 ― 金属利用の社会的評価に基づく金属リサイクルの考え方 ―」『日本金属学会会報』20巻6号（1981）.

51) 大町北一郎「鉱物資源の今日と明日」『日本の科学と技術』18〔187〕(1977) p. 63

の表1を一部修正.

52) 田中良平「金属・合金のいろいろ」長崎誠三監修『金属』編集部編『金属を知る事典』アグネ(1978).

53) 産業材料調査研究所調べ, 朝日新聞(1971.1.17).

54) U. S. National Association of Recycling Industries, Metal Bulletin (1975.2.7).

55) E. F. Schumacher, Small is Beautiful : A Study of Economics as if People Mattered, 斎藤志郎訳『人間復興の経済』佑学社(1976).

56) 国民生活審議会生活の質委員会編『(新版)社会指標 ― 暮らし良さの物さし―』(1979)

57) 井口洋夫『元素と周期律』裳華房(1969).

58) 北田正弘『初級金属学』アグネ(1978).

59) 西川精一「鉛という金属」『'80年一鉛年間大会≪記念講演集≫』(1980) pp. 3－11.

60) 日本金属学会『講座・現代の金属学　製錬編2　非鉄金属製錬』(1980) p. 3.

61) WHO. Environmental Health Criteria 3, Lead, World Health Organization, Geneva(1977) p. 116.

62) 堀口俊一他「一般健康日本人の鉛収支推定の試み(その3)一次反応速度論の立場から」『産業医学』15巻1号(1978) p. 78.

63) 堀口俊一他「一般健康日本人の鉛収支推定の試み(その2)健康日本人の体内総鉛量」『産業医学』14巻5号(1977) p. 28.

64) 村田徳治『産業廃棄物　有害物質ハンドブック』東洋経済新報社(1976) pp. 151－168.

65) H. A. Schroeder, The Poisons around us, Toxic Metals in Food, Air, and Water, 磯野直秀訳『重金属汚染』日本経済新聞社(1976).

66) J. N. Pitts, Jr. and R. L. Metcalf, Advances in Environmental Science and Technology, Vol. 3, John Wiley & Sons (1974).

67) J. N. Pitts, Jr. and R. L. Metcalf, Advances in Environmental Science and Technology, Vol. 3, John Wiley & Sons (1974).

68) T. J. Chow, Our Daily Lead, 磯野直秀, 磯野裕子訳「われわれの周囲にあ

る鉛－鉛汚染と自動車ガソリン」『自然』（1974）.

69) M. Murozumi, J. C. Tsaihwa, and C. Patterson, "Chemical Concentrations of Pollutant Lead Aerosols, Terrestrial Dusts and Sea Salts in Greenland and Antarctic Snow Strata," Geochim Cosmochim. Acta, 33 (1969) pp. 1247－1294.

70) K. Ueta and T. Sueishi, "The Control of the Use Pattern and the Life of Metals for Risk Management ; The Case of Lead," The Proceedings of the Annual Conference and Business Meeting of the Society for Risk Analysis on "Risk Analysis in the Private Sector," New York, Plenum Press (to be published).

71) United States Environmental Protection Agency, everybody's problem : hazardous waste, SW－826 (1980).

第3章　経済成長に伴う金属資源の開発・利用と廃棄構造の変化

本章では，金属の利用と廃棄の社会的費用のうち，金属資源の開発過程，金属地金を生産する採鉱，選鉱，製錬の過程，再生鉛の製錬過程および鉛を原料として利用する各種製品の製造過程において生ずる社会的費用の発生機構を整理しておく。そのことはとりもなおさず，各過程における金属を利用する活動の制約条件を明らかにすることである。各過程において生じた社会的費用の事例を対象に分析し，得られた結果のうち普遍性のあるものを見い出し各物質に共通する一般的結論を導くように努めた。このような方法をとった理由は，個別金属を対象にしたケーススタディが少ない段階においても，金属の生産に関連する各過程での社会的費用の発生機構を表現する全体的枠組を論じることは有意義であると考えたからである。

第1節では，海外鉱山開発投資において，近年生じている先細り化現象を，資源多消費型高度成長の過程での金属資源供給確保策の選択の結果として説明することを試みる。そのために，金属の需要動向，流通経路の変化，鉱山および製錬所をめぐる技術的条件を統計資料ならびに既存文献からできるだけ詳細に調査し，これらの変化が資源開発過程にいかなる影響を及ぼしたかを検討する。

第2節では，鉛生産過程における社会的費用の発生機構を技術的側面を中心に整理する。2－1においては，金属地金を生産するための採鉱・選鉱・製錬の3つの過程・部門について，そこで採用される技術と廃物発生機構との関係を中心に神岡鉱山を事例に検討する。2－2においては，鉛リサイクルシステムに関連した最も重要な施設の1つである再生鉛製錬工場の立地動向ならびに再生製錬技術の開発動向を関連業界へのヒヤリング調査に基づいて分析し，環境的制約条件および技術的制約条件が強まるという近年の傾向の下で今後鉛再生製錬工業はいかなる形態に進むべきかを検討する。2－3においては，1次鉛および再生鉛を原料として利用する製品の製造過程からの産業廃棄物に鉛が含まれる場合について，その原因物質，発生形態と発生過程を整理しておく。

第1節　金属資源供給確保策の選択基準とその帰結

日本の産業構造は高度経済成長の過程を経て，資源・エネルギー多消費型産業構造にシフトした。実質GNP（１９７０年度価格）と銅，鉛，亜鉛の国内需要量の１９５５年度以降の経年変化を図－3.1に示す。１９５５年度の各値を指数１００としたとき，第1次石油ショックの発生した1973年度の値は，実質GNP ５２４に対して，銅，鉛，亜鉛の内需量はそれぞれ，1078，558，748であり，いずれも実質GNPの値を上回っている。これらの値は，西ヨーロッパおよびアメリカ合衆国等他の先進工業国に比較しても著しく高いものであった。

資源多消費型高度経済成長を可能とするには，必要となる資源の絶対量を確保することが課題となる。鉛の国内需要量は，１９５５年度に約4.9万トンであったのが，１９７３年度には約27.1万トンに増加している。増加した需要量の供給源を確保することに資源開発の第1の目的があった。わが国では，銅，鉛，亜鉛の生産や加工が国民所得に占める割合は大きくはないが，これらの金属資源の供給が削減されるあるいは資源の価格が急激に上昇するならば，産業と生活への影響が著しいことは疑う余地がない。

資源の安定供給を目的にして供給不足を緩和する方策は，景気調整を目的とするマクロ的な経済政策を別にすれば以下のとおりである。[2)]

① 国内資源の経済的利用を可能にする技術開発

② 経済的備蓄制度の実施

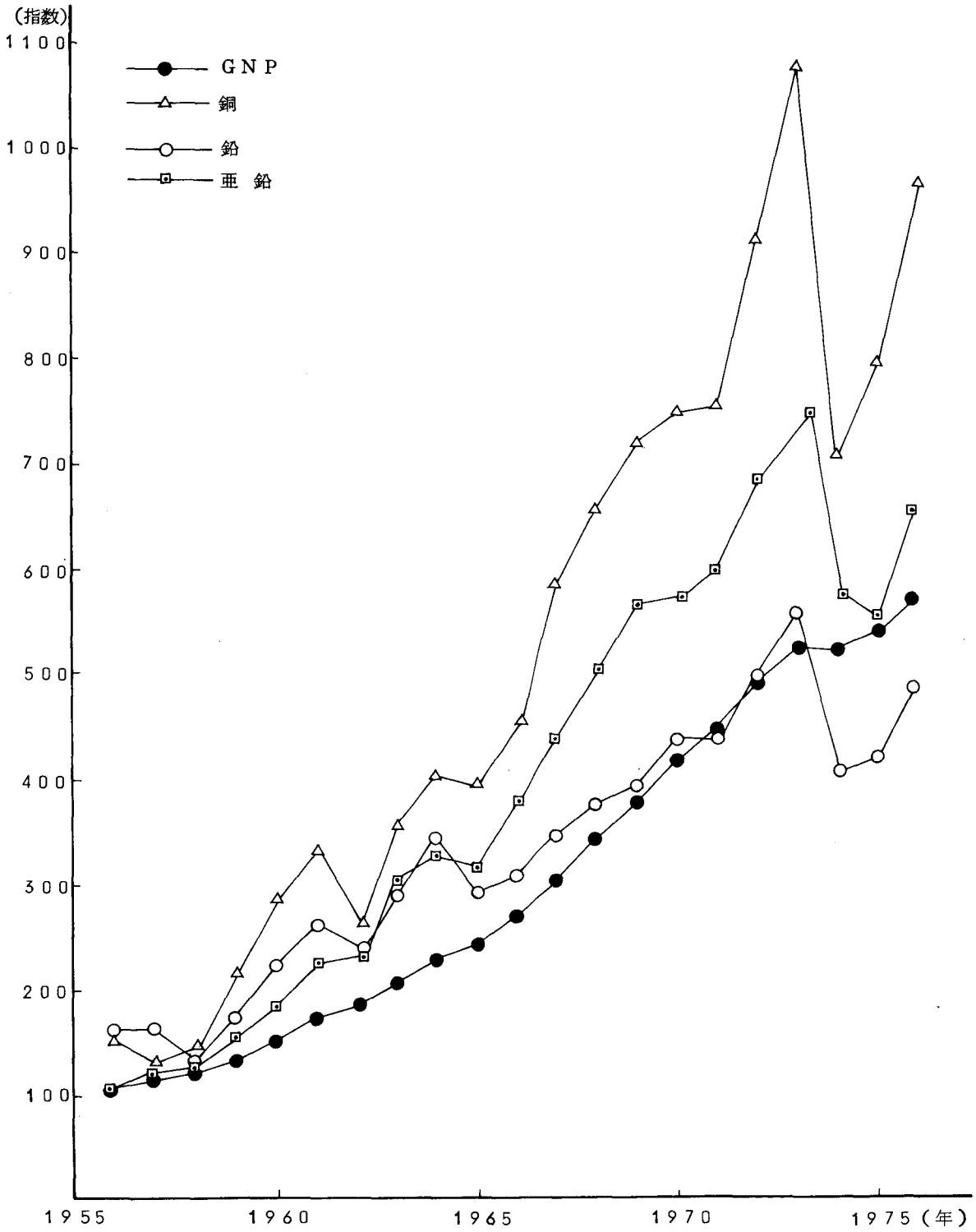
③ 国際商品協定の締結

④ 海外資源の開発・輸入体制の整備

⑤ 日本の産業構造を省資源・省エネルギー型に転換する。

これらの方策のうち，②および③は，①あるいは④の緩衝作用として補完的効果が期待される方策である。実施する施策を決定するのは，図－3.2に示すように，3つの施策ーすなわち，国内利用資源の開発，海外利用資源の開発および資源需要量の削減ーの選択の問題である。資源・エネルギー型産業構造へ転換することは，高度経済成長の過程では，エネルギー資源あるいは非燃料資源への需要の増加率が著しく高く，その供給を確保することが主要な課題であるとされたため，政策課題としては取り上げられなかった。それだけでなく，経済成長率が低下してからも一朝一夕に実現されるものではないとされ，[3)] 国レベルでの計画的施策は十分具体化されていない。リサイクルシステムの形成は省資源・省エネルギー型の産業構造を誘導するが，複数の経済主体の協力が必要であるため計画論的アプローチが要求され取り組みが遅れた。

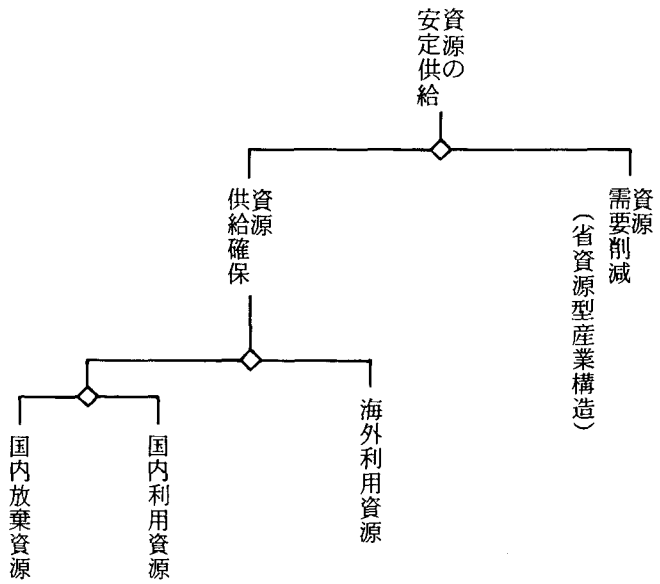
国内資源の開発状況を，国内金属鉱山数でみれば，図－3.3に示すように，高度経済成長の過程で急速に減少している。最近閉山した鉱山を鉛・亜鉛鉱山に限ってみても，１９７８年3月に島根



図－3.1　銅，鉛，亜鉛の国内需要量および実質ＧＮＰの推移

県鰐淵鉱山，1978年8月に青森県尾太鉱山，1978年3月に山形県大泉鉱山の例があり，280名が解雇されている。[4] 国内金属鉱山での従業員数も鉱山数と同様に減少している。

わが国の銅，鉛，亜鉛の埋蔵鉱量および可採粗鉱量[注1]の推移を図－3.4に示す。埋蔵鉱量および可採粗鉱量は，鉱石品位，採用される採鉱技術および採掘コストの変化によって変動する。銅，鉛，亜鉛の鉱石品位の推移を図－3.5に示す。鉛は，埋蔵量，可採粗鉱量ともに，1966年頃をピークに減少しつづけている。この傾向は数年遅れではあるが，銅および亜鉛についてもみられる。鉱石品位についても，鉛は，1965年前後をピークに低下しつづけている。採鉱技術や製錬技術の向上で，鉱山を採掘する物理的条件の悪化一例えば，抗掘化一を克服できるとは限らない。アシュビーは，鉛鉱石品位と採掘可能鉛量および鉛1トン当りのエネルギー消費量とそのコストを，図－3.6の如く示した。ある品位以下の鉱石では，エネルギー・コストが急激に上昇し，鉛の供給に影響を及ぼすと指摘している。[5] また、将来の技術を楽観的に予測したとしても鉛の供給が安定的に確保されるわけでないことも明らかである。



図－3.2　資源の安定供給確保策の選択フロー

採鉱実収率[注2]とズリ混入率[注3]とは，採掘する鉱山の物理的条件とそれに対応して各時期に採用された採鉱技術の改良度合によって，大きな影響を受け変動する。その数値の経年的推移を図－3.7に示

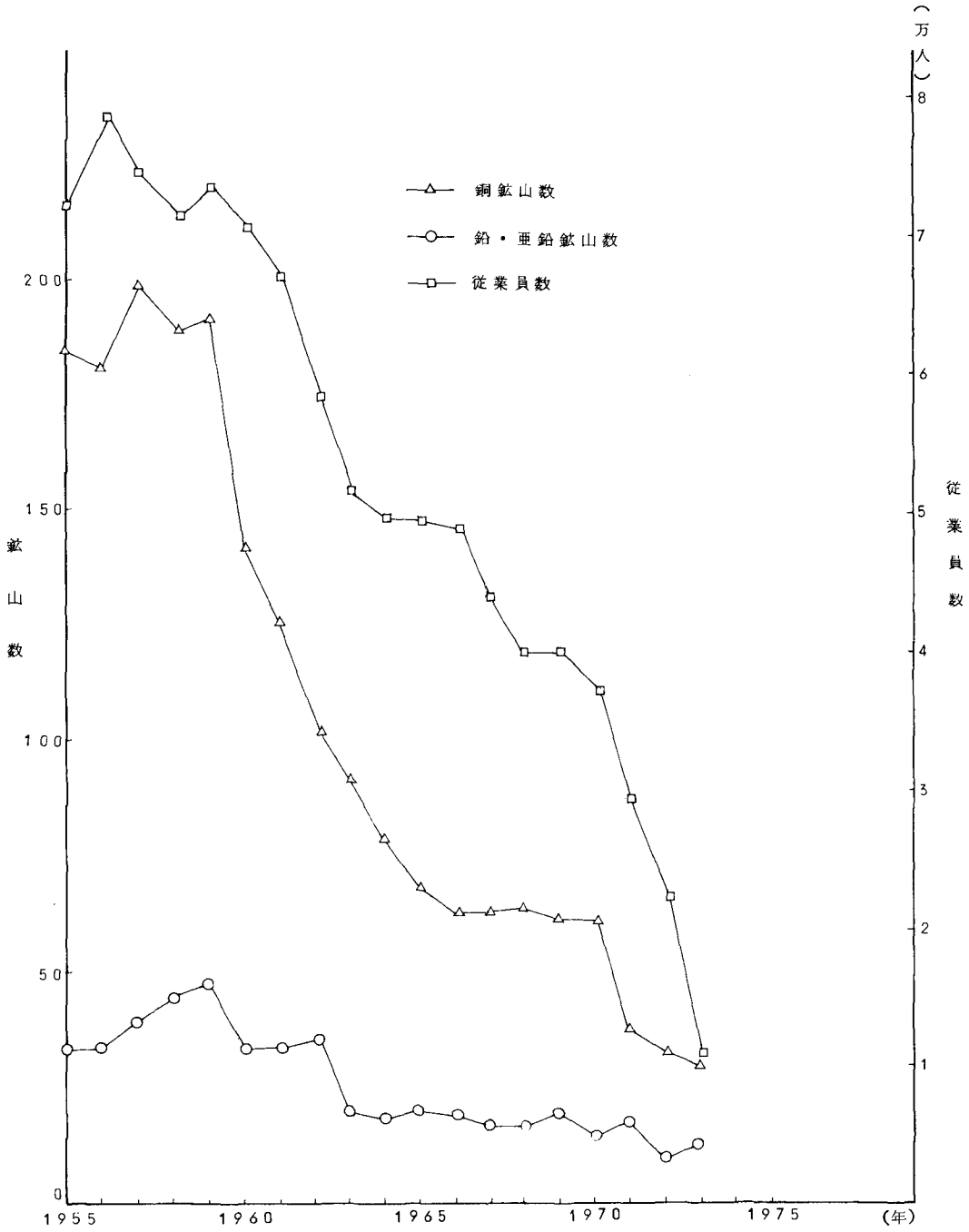
注1）埋蔵鉱量は決して全部が採掘される鉱石の量を示しているのではなく，そのうち一部は経済的ならびに技術的に採掘できない場合が多く，また採掘に際して役に立たない岩石（ズリという）までも一緒に掘らねばならない場合も多い。実際鉱山から掘り出されてくる鉱石の量は，埋蔵鉱量と幾分異なったものになるわけで，これを可採粗鉱量という。

注2）

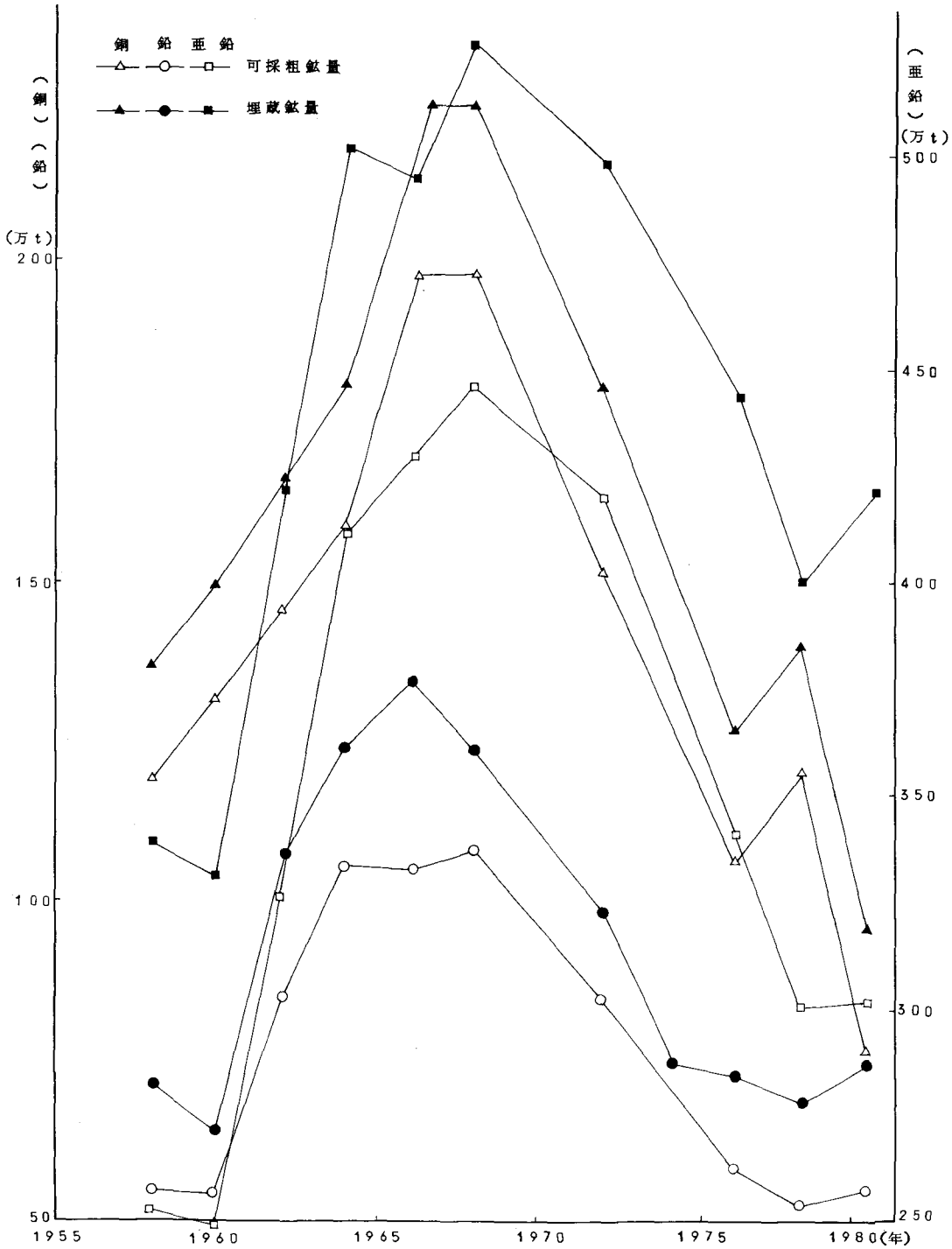
$$採鉱実収率=\frac{実収鉱量}{埋蔵鉱量}$$

注3）

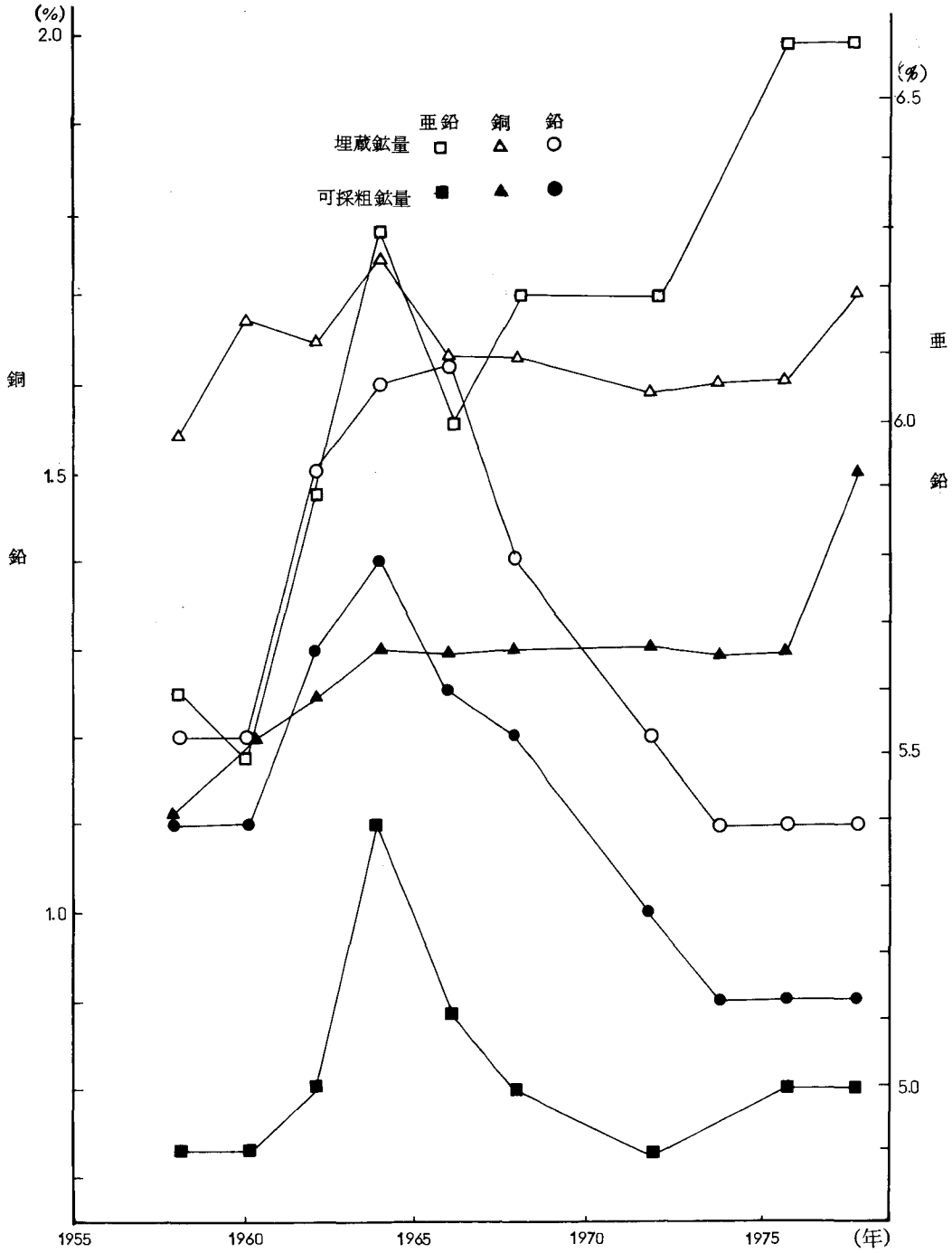
$$ズリ混入率=\frac{可採粗鉱量-実収鉱量}{可採粗鉱量}$$



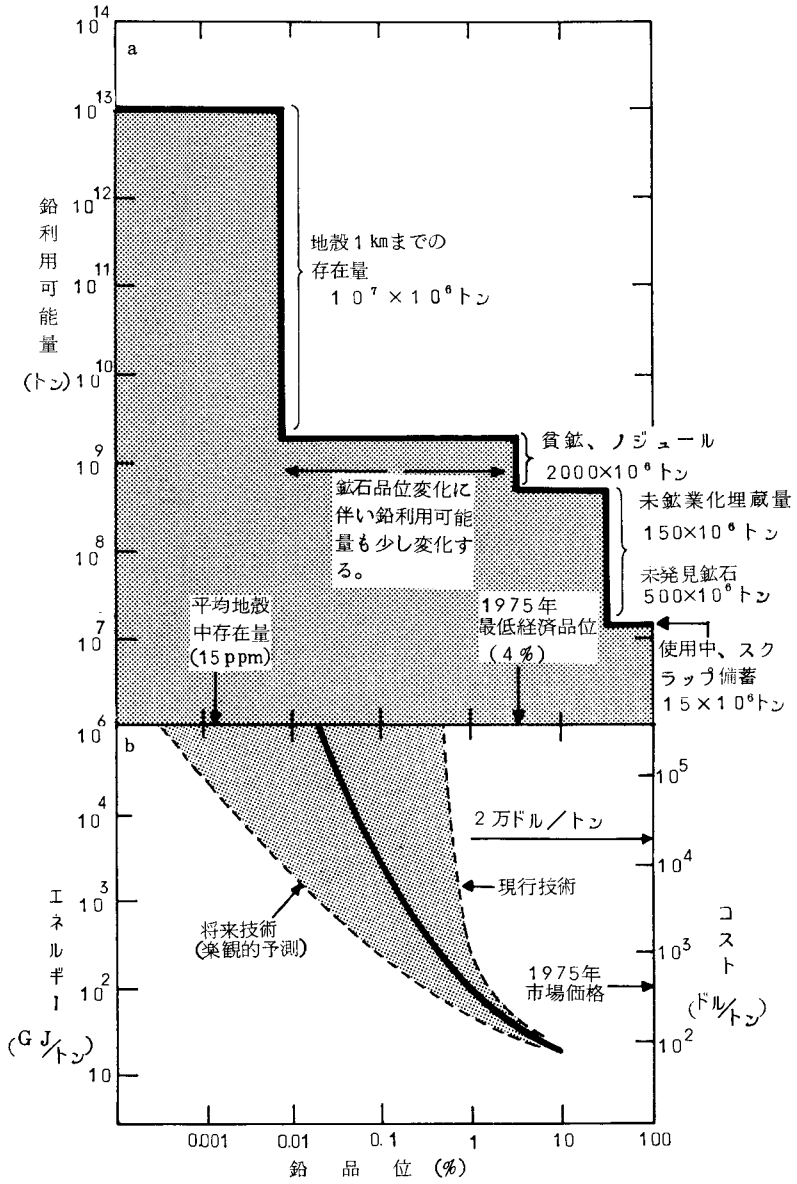
図－3.3　国内金属鉱山数と従業員数の推移



図－3.4　銅，鉛，亜鉛の埋蔵鉱量および可採粗鉱量の推移



図－3.5　銅，鉛，亜鉛の鉱石品位の推移



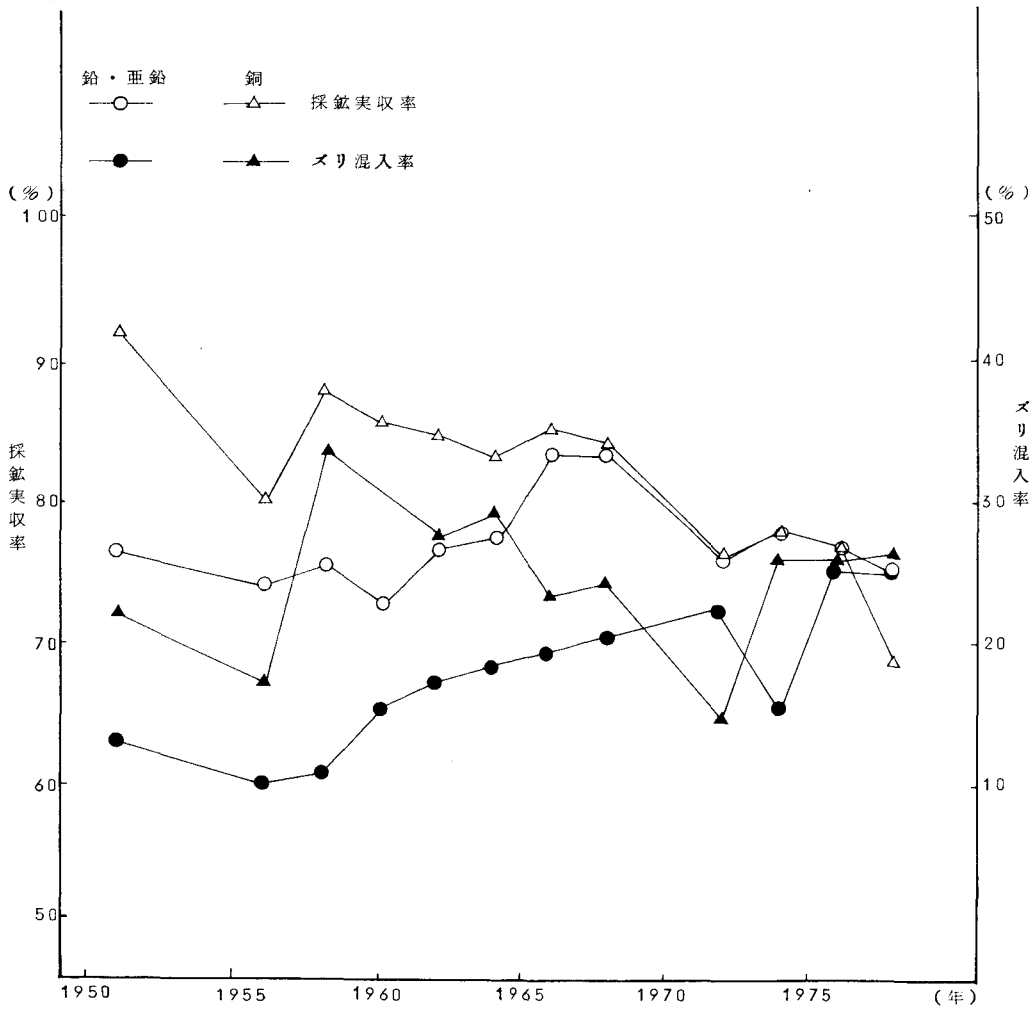
図－3.6　鉛鉱石品位と鉛採掘可能量およびエネルギー・コストとの関係[5)]

a；鉱石品位と採掘可能量の関係
b；鉱石品位と鉛1トンのエネルギー・コスト
左縦軸；エネルギー IGJ＝278 kwh
右縦軸；コスト

す。鉛・亜鉛鉱山についてみれば，採鉱実収率は1966年以降減少しており，ズリ混入率は1956

年以降１９７４年を除いて一貫して増加している。しかも，図－3.3に示したように，操業している鉱山数が激減する中で残った，すなわち比較的採掘条件が有利であると選択された鉱山について，この傾向が現われていることは，国内金属鉱山の枯渇化傾向を示唆している，と考える。

しかしながら，図－3.3に示した国内金属鉱山数の激減は，単に国内金属鉱山の枯渇化傾向にそ



図－3.7　　採鉱実収率とズリ混入率の推移

の原因のすべてがあるのではない。鉱石の枯渇化傾向に加えて，いわゆる諸外国からの自由化圧力のもとで，国内金属鉱山の国際競争力が弱く，海外鉱山からの金属資源を利用することとの比較選択において，利用の基準にまで達せず放棄されていったのである。すなわち，鉱石の品位が高く鉱量の多い鉱山が選択的に開発されることになり，鉱山の開発規模が次第に大型化するために，開発の形態も機械化，抗掘化し，経済的に成立しなくなった小規模鉱山が放棄されていくのである。放棄された鉱山は休廃止鉱山と呼ばれ，抗水処理等の鉱害対策とその費用負担が問題となっている。[6)7)]

海外鉱物資源を確保する輸入形態の分類を表－3.1に示す。海外における非鉄金属鉱山の開発は，国内の通常の鉱山開発を比較すれば，次の2点に特徴がある。1つは，鉱山開発のために必要となる投資が巨額なだけでなく，高リスクと長期のリード・タイムを持つことである。この点は，図－3.8に示すような大規模な鉱山開発のライフサイクルに照らしてみれば，鉱山を大規模に開発する場合には必然的に伴う性質である。海外の鉱山開発であれば，リスク等が増幅されることはあっても，完全に除去することはできないであろう。そうであるならば，巨額の資金を，国内鉱山開発よりもリスクの高い海外の鉱山開発に投ずるよりも，同じ資金で目的とする資源を購入した方が，資源の確保が確実でありかつ経済的である，とする指摘も一理ある。[9)] つまり，鉱山を開発する"開発型"ではなく，鉱石を購入する"買鉱型"が望ましい，とするのである。

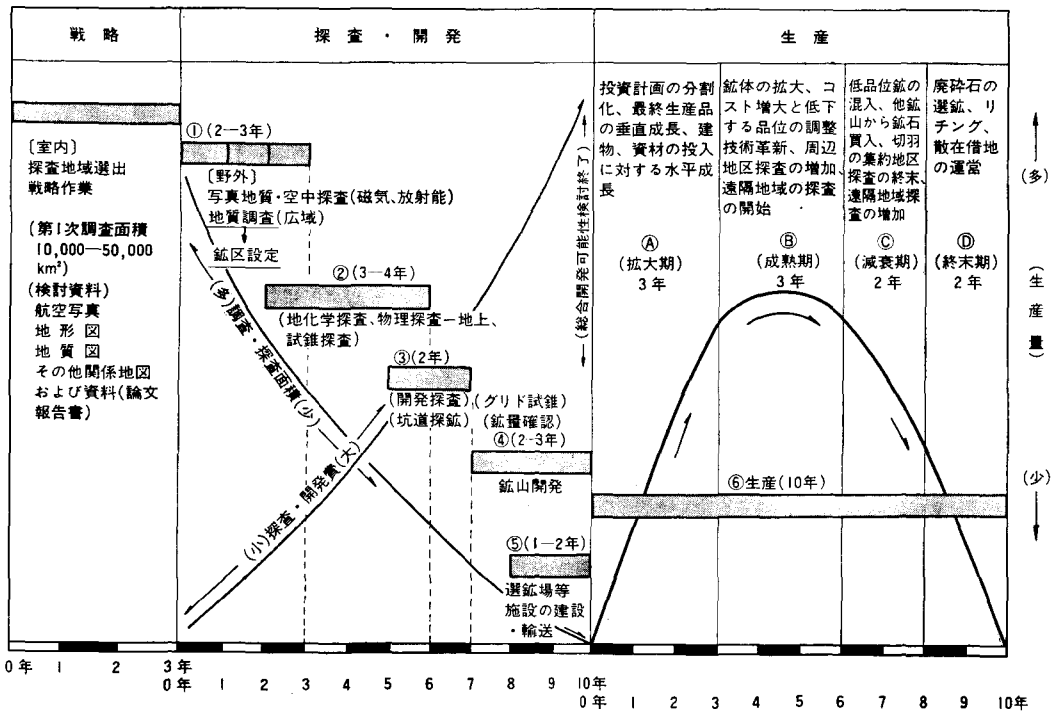
表－3.1　鉱物資源確保の輸入形態分類とその現状[8)]

鉱物資源輸入形態	鉱物資源輸入形態とその内容および問題点		
単純買鉱 （不安定型，スポット型）	商業ベースの単年契約で，契約期間中には契約を更新しない限り一方的に数量，価格などの改訂はできない。これは随時契約で安定供給にならない。		
長期契約買鉱 （安定型）	10—20年に長期契約の買鉱型で期間中の価格数量などの改訂は一定期間ごとに両者協議の上行い，契約期間終了後の処置は両者協議の上これを決定することを確約するもの(先進国，発展途上国)。	資源ナショナリズムによって国有化される（発展途上国の場合)。 資源生産の統制と価格協定化する（生産国の場合)。	
融資援助買鉱 （大型資源開発型）	発展途上国の不足する技術援助，資材の貸供与および資金の融投資を行なって資源の開発，設備の拡充を計り，その代償として生産された資源の長期輸出を確保する型である。	資材，資金供与の実務は関係商社が，資金の斡施，保証，技術援助は鉱山会社が当るが，事業経営には参画せず，融資，資材，資金の返済は生産された資源の代金で原材料供給が鉱石から金属の形で輸出。	元利年賦払いを通則とする。
自主開発 （長期安定供給 資源確保型）	原則として，現地に鉱区を獲得し，これを中心として，自己の技術，資金をもって資源の開発と経営を行うもので，その現地運営の実務は現地法人会社を設立してこれに当たらせる。	探鉱に伴うリスクがある。 採鉱から採掘まで長期間資金を寝かせておくことになる。	
国際企業集団による 開発（共同開発）	各国の企業（世界的企業）が資金，技術を持ち寄って共同で資源を開発して，生産物および利潤を分け合う。 相互協定により協力の範囲に応じて経営にも参画することもできる。	インフラ・ストラクチャーの資金負担が多くなる。	

しかし，この指摘は世界レベルでみた資源供給量に余裕があり，いつでも資源を買える買い手市場にある状態が前提にされている。ところが，鉱山を開発し生産が開始されるまでには，図－3.8に示したように，探査を開始してから約１０年の期間を要するわけであるから，ある年における資源需要量が少なくとも１０年前の時点でそのことが予測されていなければならず，不確実性が大きい。それゆえ，資源の需給関係が常に買い手市場にあると想定することには無理があり，買鉱型資源確保だけでは安定供給を確保することはできない。

第２点は，資源ナショナリズムの高揚によって，資源保有国が鉱山開発事業に参加するあるいは事業じたいを接収する可能性が常に存在していることである。ある資源がその供給国に政治的利益を与えるには，次の３条件を満足していることが必要である。[10] 第１は，その資源が需給関係に照らして，不足していることである。第２は，地理的分布で，資源市場の政治的・経済的性質，消費国家間での備蓄の状態，そして消費パターンと関わりがある。第３は，その資源の不可欠性，すなわち問題の資源の供給カットが長びいた場合に起こる損害あるいは代替の可能性の程度である。非鉄金属資源は戦略物資として従来から扱われており，これらの要件を相対的によく満たしている鉱物資源である。すでに，上記の３条件を指標にして，資源の優先順位を決定する試みが行われている。[11)12)]

また，鉱山開発事業への参加や接収という事態に関しては，それらは緊急事態であり，緊急時の



図－3.8　　大規模鉱山開発のライフサイクル[8)]

供給は平常時の供給の延長であることおよび鉱山を開発する技術の水準に格差があることを考えあわせれば，買鉱型よりは自主開発型が選択されることとなろう。

以上の議論を承認すれば，“鉱山の自主開発”を最適の策とし，“融資買鉱”を次善の策とし，それでも不足する資源を“単純買鉱”で賄うことを基本にし，需給の変動部分を地金で補完するという政策目標を提示することができる。[13] 事実，採掘部門からの利益を追求することができた当初の鉱物資源開発では，上記の政策目標を掲げて，資源政策が実施された。

しかし，現実には，海外における鉱山開発は，資源ナショナリズムの進展および探鉱・開発に伴う多大なリスクのほかに，次に示す問題点が現われた。[14]

第１点は，鉱山開発が資源の量的確保を最重点としたことによる弊害である。例えば，銅の場合，環太平洋地域において日本の要請によって開山した鉱山が多い。したがって，それらの鉱山から生産される鉱物資源の全量を日本が引き取るという形態になっており，国内的には，同時に製錬能力の拡大による企業間のシェアーの激化という形で現われた。

第２点は，近年プロジェクトが大型化し，所要開発資金が莫大なものになっていることである。年間産出銅量１トン当り開発資金の推移を図－3.9に示す。[15]

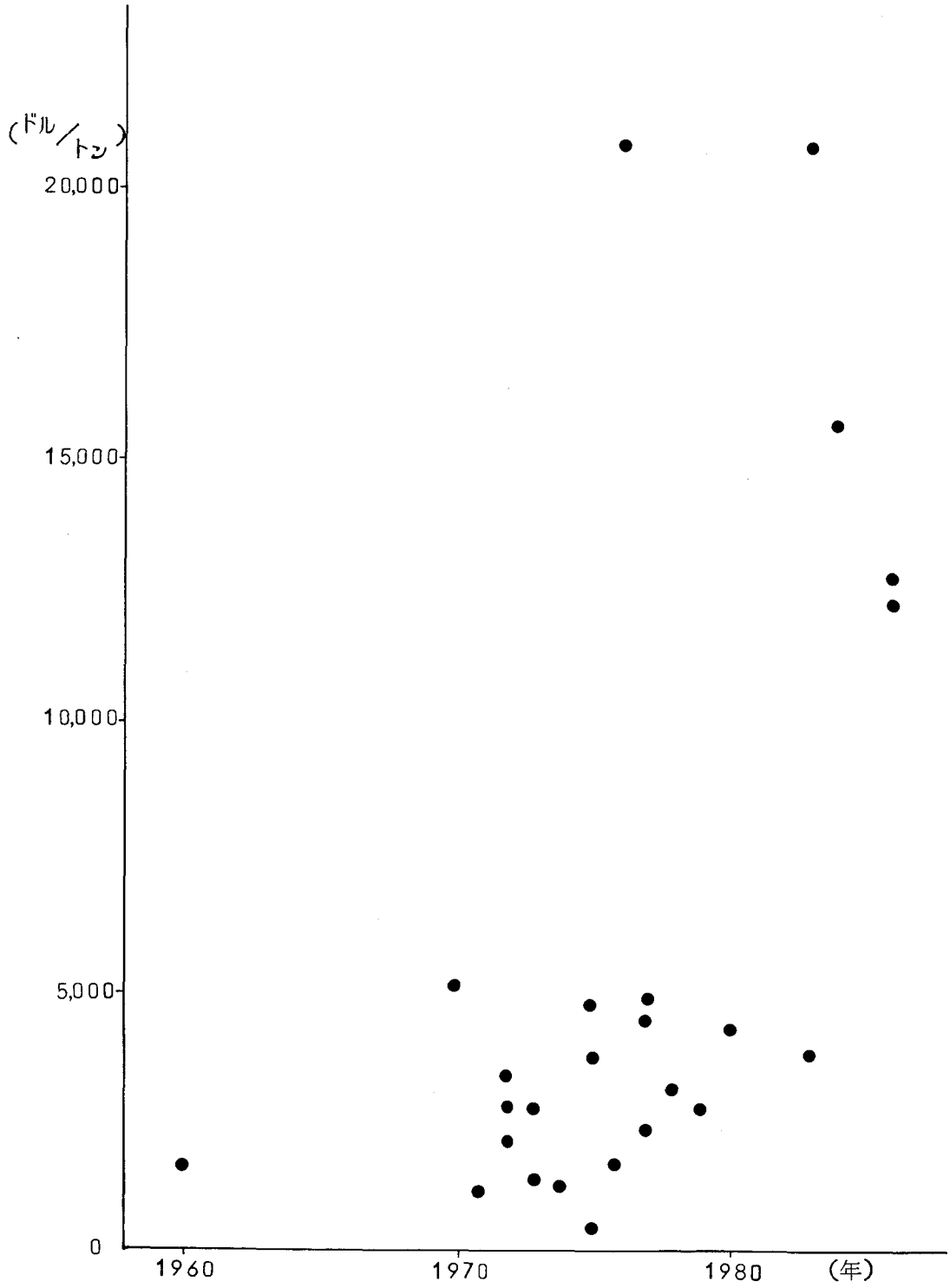
この他にも，資源開発では世界的にみれば新規参入者であったことおよび資源の量的確保を第１の目的としていたために，最初締結した買鉱条件が悪く据え置かれ，しかもドル建てであったため，円切り上げ，円高の影響を直接受けたことがあげられる。また，為替リスクや政治リスクが大きくなっていることも特徴である。

以上のように，海外から鉱石を確保することには困難な問題点が生じている。他方，資源ナショナリズムの動きの一環として，現地製錬の要請が，資源保有国から強まっている。しかしながら，次の諸点からその実現には困難が伴っている。

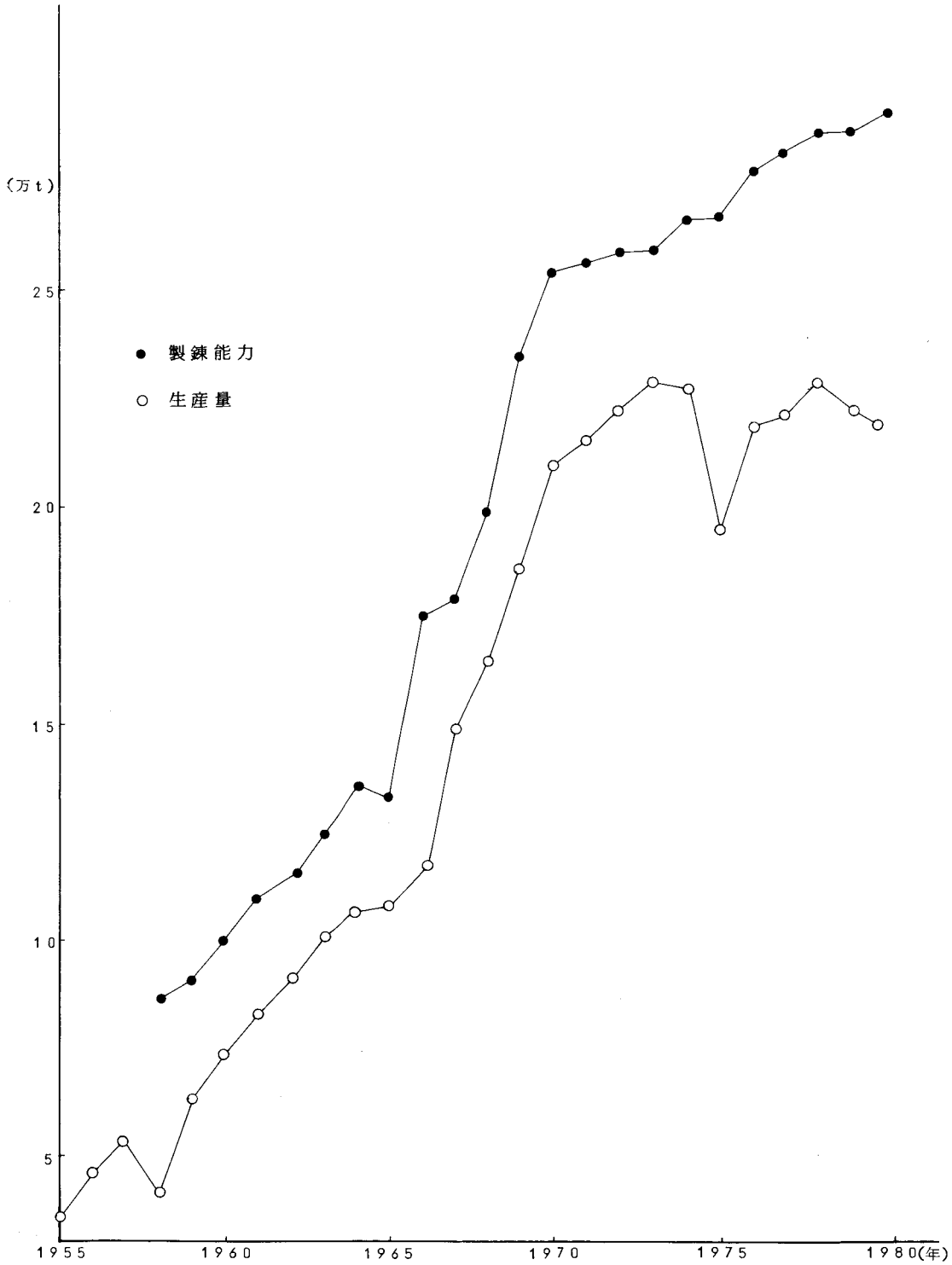
１つは，国内製錬所の製錬能力と生産量との間に大きなギャップがあり，製錬能力に余力があるため，新しく製錬所を建設することにはならないことである。鉛の国内製錬所の製錬能力と生産量の推移を図－3.10に，銅および亜鉛の国内製錬所の製錬能力と生産量の推移を図－3.11に示す。鉛では1966年頃から，銅では1970年頃から，亜鉛では1973年頃からと時期にずれはあるが，いずれも製錬能力と生産量のギャップが急激に大きくなり，その後もギャップは解消していない。

第２点は，現地製錬に踏み切った場合のメリットが少ないことである。製錬のコストは鉱石中に含まれる硫黄分の利用の可否によって大きく左右される。現地製錬つまり海外における製錬所の場合には，一般には硫黄分を回収して肥料を製造し販売することはしない。そのため，製錬コストが上昇し，現地製錬のメリットが少なくなるのである。この問題は現地製錬所建設費の上昇，技術者および良質な現場作業者の確保難のため操業能率の低下によっても惹き起こされる。

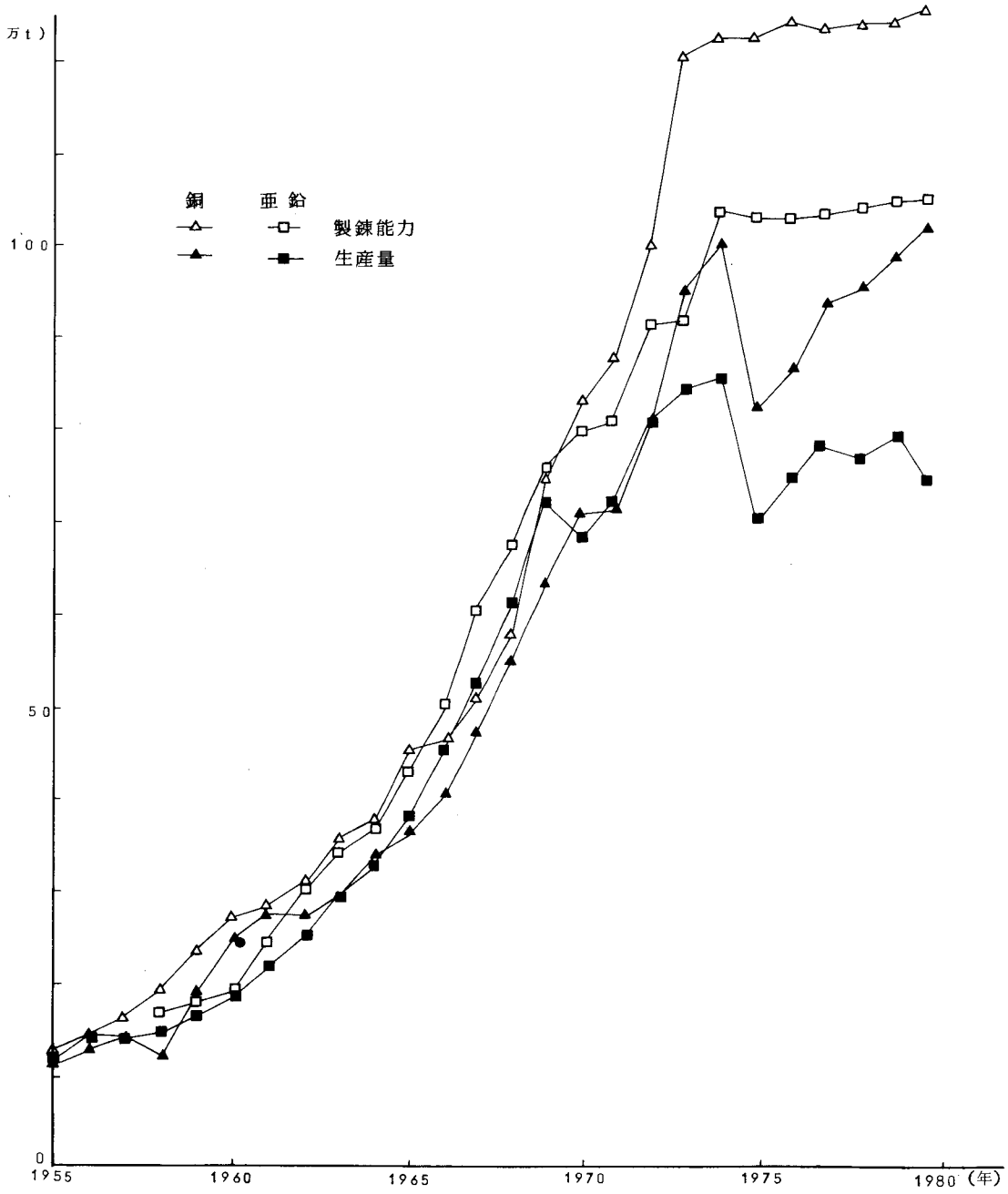
また，現地製錬所の設置が公鉱害の輸出であるとの非難を恐れることも一因であろう。



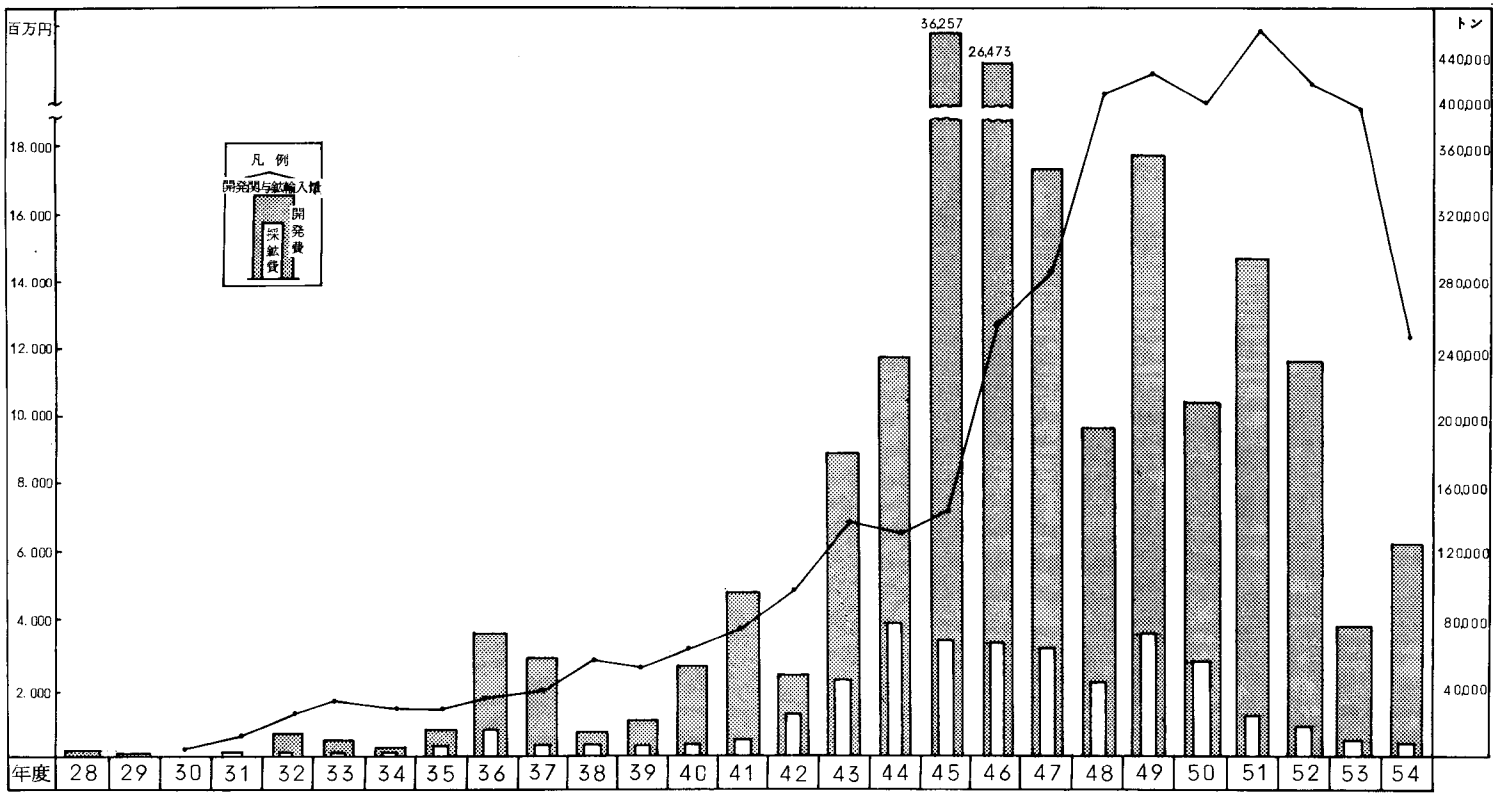
図－3.9　　年間産出銅量1トン当り開発資金の推移



図－3.10　鉛の製錬能力と生産量の推移



図－3.11　銅と亜鉛の製錬能力と生産量の推移



図－3.12　わが国企業による海外銅鉱の探鉱開発の推移[17)]

これまでの理由は，現地製錬を行う動因の不足を説明したものであるが，仮に現地製錬が成功したとしても，次のような問題が生じる。[16)]

1つは，現地製錬を行うと，国内鉱石からの生産が少ないわが国では，国内の需要家に対して非鉄金属を責任を持って供給する企業がなくなる恐れがあり，必ずしも現地製錬が非鉄金属をわが国へ安定供給することにつながるとは限らないことである。

もう1つは，資源保有国のすう勢として，現地製錬の後は地金の加工，すなわち鉛管板，電線あるいは伸銅等，加工度を少しでも高くした製品の製造が望むことである。そうした傾向は，原料を輸入し，加工した後製品として輸出することで成立しているわが国の加工貿易構造を，根底からくつがえす性質を本来的に持っていることである。

以上のように，非鉄金属資源の安定供給を海外利用資源から確保することはますます困難になっている。そのことは，図－3.12に示す海外鉱山開発投資において，近年生じている先細り化現象に端的に現われている。これは経済成長に必要な資源を，図－3.2に示した選択の可能性の中で，海外利用資源に特化して開発を行った高度経済成長の1つの帰結といえよう。

第2節　鉛生産過程における社会的費用の発生機構

2－1　鉛の生産に伴う鉛の廃棄

鉛の需要量が増加すれば，採掘可能な国内鉱山では鉛の生産量が増加する。生産量の飛躍的な増大を可能にした要因の1つに，生産過程での技術革新がある。現代社会における技術開発は，通常，利潤最大化原理の下で生産効率を上げることを主要な目的としているため，生産過程における技術変化が必ずしも廃物の発生量およびその環境に及ぼす影響を減少させるとは限らない。

鉛鉱山を含む金属鉱業は，通常，採鉱・選鉱・製錬の3つの過程・部門から成立している。この他に探鉱部門があるが，他の過程・部門とは異なり廃物の発生はわずかである。各部門に採用される技術と活動内容および廃物発生機構を概説しておく。

採鉱部門は，鉱床から鉱石を発見し採掘する過程と，鉱石を坑外まで運搬する過程とからなる。採掘された鉱石は粗鉱と呼ばれ，つぎの選鉱部門へ送られる。採掘過程は，①穿孔，②発破，③積込み，④（切羽）運搬の4過程に大別される。天然資源である鉱石の採取可能な範囲と量は，技術の発達程度によって大きく左右される。採鉱部門で採用される技術は，鑿岩機，爆薬，運搬機，坑道（体系），切羽などである。

採鉱部門からの廃物は，坑道の掘鑿および鉱石採掘に伴って発生する。岩石，土砂，低品位鉱石および採取目的外鉱石等が廃物として発生し，それらは廃石または捨石と呼ばれ廃棄される。多く

の場合，廃石には採算量以下ではあるが通常の岩石よりは多量の金属元素が含有されている。また，地下水面下の掘鑿では湧水が発生するが，この湧水は坑内水と呼ばれ坑外へ排出される。坑内水は，鉱床および鉱床付近の変質帯を通過した濁水と，未変質帯を通過した清水との２種類にわかれる。

選鉱部門は，金属を効率的に製錬するために前処理を行う部門であり，粗鉱中の採取目的外鉱石やその他の岩石を分離し，採取目的金属の濃集すなわち鉱石品位の向上をはかるのである。選別は，粗鉱を物理的に細かく破砕した後に，比重選鉱法あるいは浮遊選鉱法，または両者を併用する方法を用いて行われる。選鉱部門で品位が高められた鉱石は精鉱と呼ばれ，次の製錬部門へ送られる。選鉱部門では，泥状の廃滓と廃水が廃物として発生する。

製錬部門は，精鉱中の硫黄分を脱硫し焼き固める焼鉱・焼結工程，焼鉱を溶解・還元する溶鉱（溶鉱炉を用いる乾式法）・電解（水溶液による湿式法）工程，および還元された粗地金の純度をさらに高める精製工程より成立する。焼鉱・焼結および溶鉱工程から鉱煙および鉱滓（鍰）が，電解・精製工程からは廃水と残渣が，廃物として発生する。

以上の３部門から発生する廃物および環境へ放出される廃棄物の量と質は，生産品目，生産量，採用される生産技術，公害防止設備の設置状況に規定されて変化する。そのことを，岐阜県神岡鉱山を事例に跡づけておく。[18]

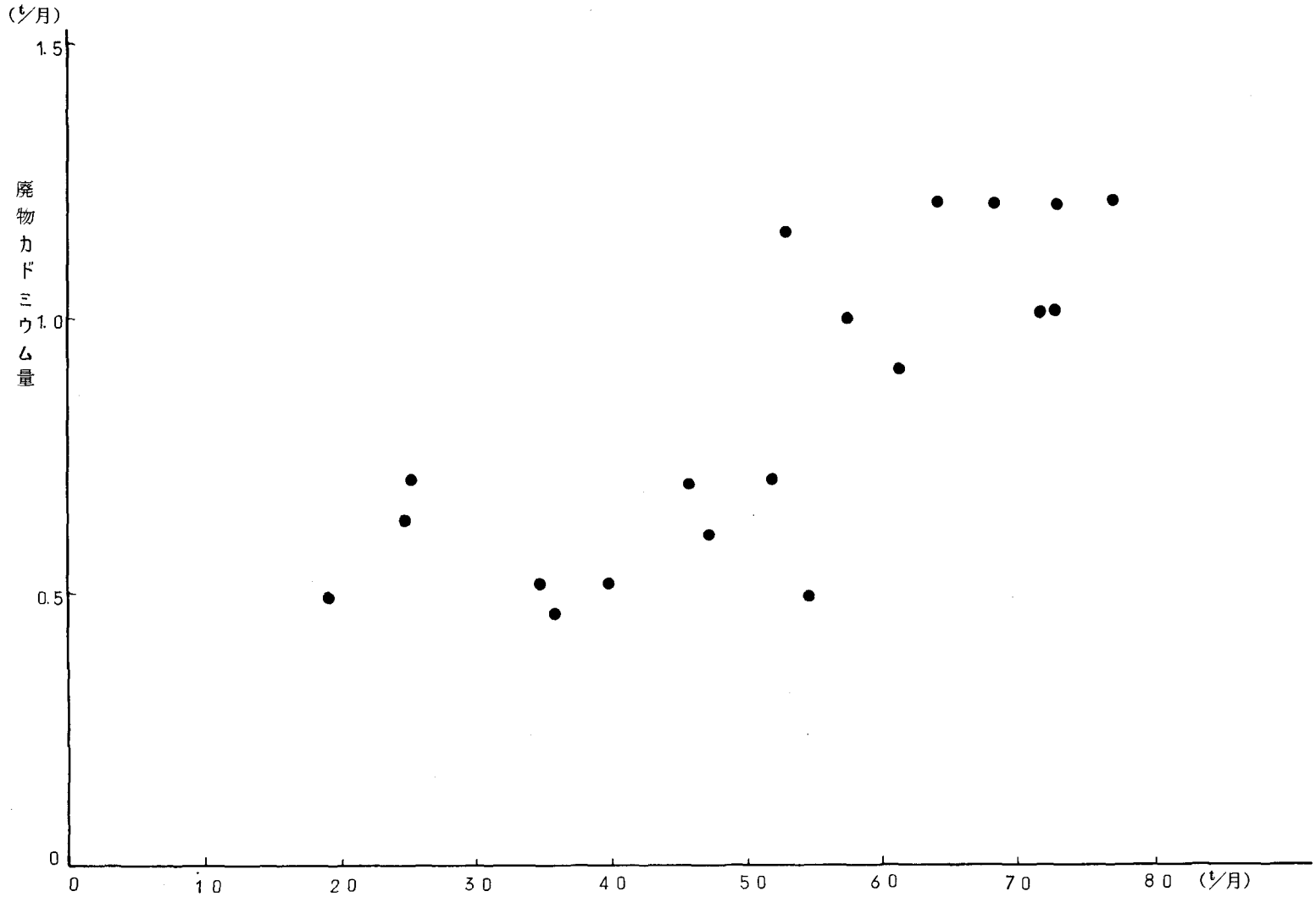
神岡鉱山は，１６世紀末の茂住銀山，和佐保銀山の発見稼業から始まるといわれている。[19] 本格的な操業は明治期に確立されるが，１８９０年頃の生産量は年間銀３トン，銅１００トン，鉛２００トン程度であった。[20] 亜鉛の生産開始は１９０５年であり，それまでは亜鉛鉱は夾雑物として廃棄されていた。明治中頃まで亜鉛鉱は銀，銅，鉛の製錬を阻害するとみなされ，銀，銅，鉛鉱より手選等の方法で分離され放棄された。蒼鉛（ビスマス）も１９１２年に湿式塩酸法による回収が開始されるまでの８年間に鉛製錬部門から約１０２トン廃物として排出されたと推定されている。[21] 同様にカドミウムについても，１９４４年にカドミウム工場の操業が開始されるまでは，回収されず廃物になっていた。

亜鉛，蒼鉛，カドミウムの生産が開始されたのは，それらの廃物の排出量を減らすためではなく，それらの金属の生産を可能にする技術が開発され，それらの金属に対する需要が今後増大し利潤が上がると判断されたからである。しかしながら，硫化鉱中の硫黄分を硫酸として回収することも含めて，従来廃物であった物質を副産物として産出することは，製品１単位を生産するのに伴って環境へ排出する物質量を減少させることに，結果としてはなった。

金属の生産量と生産に付随して廃物となる金属量との間にはいくつかの中間項[22]が存在している。両者の間の関係を操業実収率と金属品位を用いて物質保存の法則を適用して表現すれば次式が成立する。

廃物金属量＝（１－実収率）×金属品位×粗鉱処理量

カドミウムについて，粗鉱処理量と廃物カドミウム量との関係を図－3.13に示す。廃物カドミウ



図－3.13　粗鉱処理量（残渣量）と廃物カドミウム量との関係

ムは主に，亜鉛焙焼部門，亜鉛電解部門，カドミウム製錬部門の3部門から発生する。粗鉱処理量が2倍になれば，廃物カドミウム量が2倍になるという関係にはないが，全体としてみれば，1960年代高度経済成長における粗鉱処理量の増大により，廃物カドミウム量が倍化したことは明らかである。ただし，ここでの廃物カドミウム量は一部循環再利用分を含むため，環境中へ放出されたカドミウム量と同一ではないことに留意しておく必要がある。

生産過程で新しく採用される技術は，通例実収率の向上等単位費用あるいは単位生産量当りの採取金属量を増加させることに目的がある。したがって，廃物金属量はそうした技術の採用に伴って減少するのが通例である。ところが，廃物金属量は減少しているにもかかわらず，ある技術の採用が廃物の質的変化をもたらし，環境へ及ぼす影響は以前より大きくなる場合がある。

第1次大戦後，鉛，亜鉛ともに粗鉱品位が低下したために，粗鉱を一層細かく破砕し，選鉱する技術が必要とされた。それに応えて，1927年に全泥優先浮選法が技術開発・確立され，亜鉛の選鉱実収率を62～64％台から76～78％台へ大きく増大させた。それに伴って，選鉱過程からの廃滓（尾鉱）は過粉砕分が多量に発生することになった。選鉱に最適な粒度は100～200メッシュであるが，[23] 図－3.14に示すように，300メッシュが鉱量も多く金属品位も高かった。しかも，これらは微小粒子で流出しやすく，河川に流入すれば，下流にまで流達する可能性が高い。また，微粒鉱ほど酸化されやすく，金属イオンを生成しやすくなるため農作物等にも吸収されやすい。それゆえ，この廃物の質的変化は，廃物金属量は減少したにもかかわらず，重金属に伴う作物被害等が激化する原因の1つとなったのである。

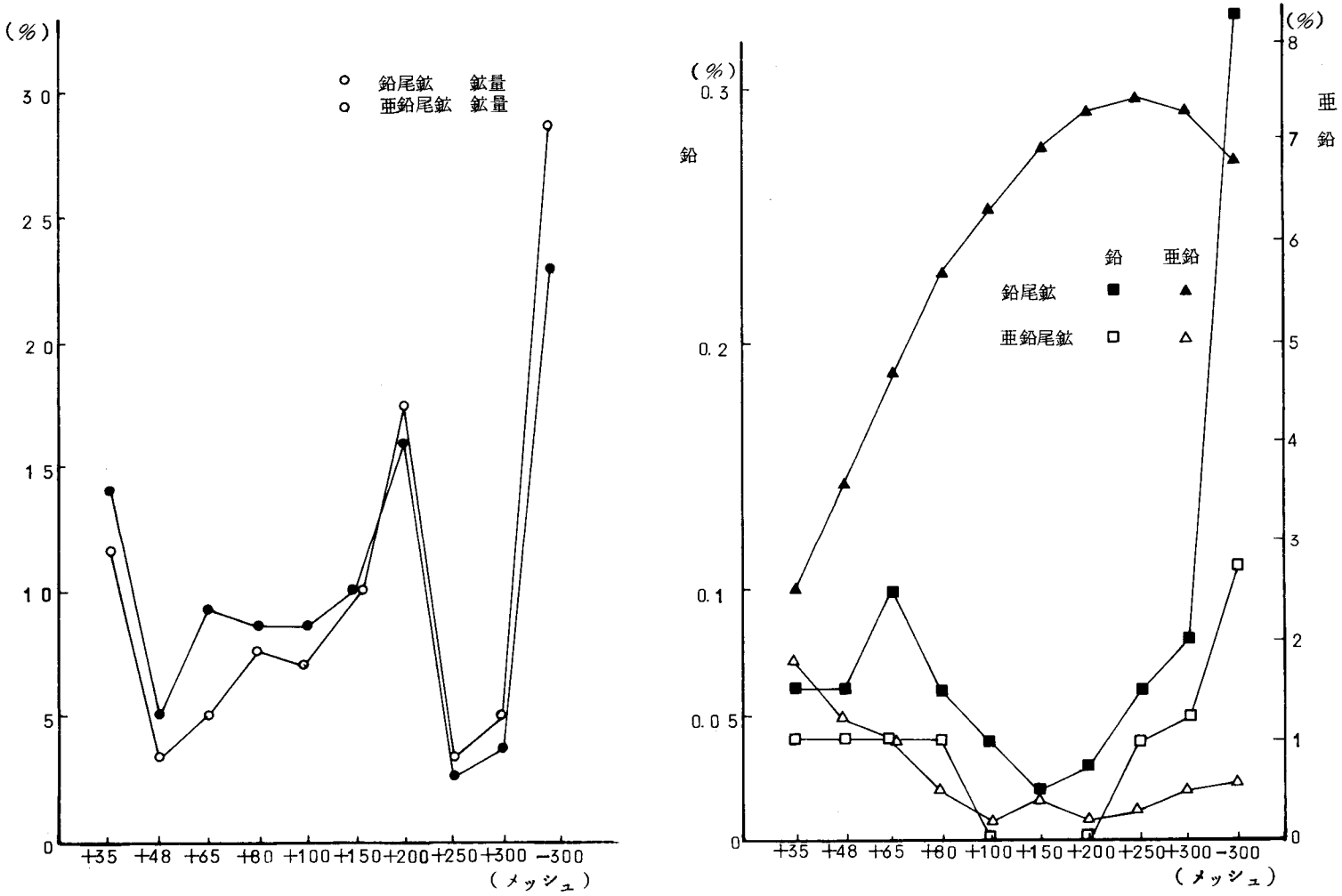
神岡鉱山では，イタイイタイ病裁判以後設置された公害防止設備等の対策で，環境中へ排出する金属量は大きく減少した。鉱山からの排水を排出する主要8排水口からの排水中金属量の1972年以降の推移を図－3.15に示す。排出金属量が顕著に削減したのに伴って環境中の金属濃度も大きく減少した。水質，底質ともに，1968年3月の科学技術庁の調査の値から約10分の1にまで減少している。[26]

以上みてきたように，生産量の増大は廃物の量を増加させはするが，環境中へ排出される廃棄物の量と質は，副産物の生産品目，採用される生産技術，あるいは設置される公害防止設備によって大きく変化し，それに伴って金属汚染による被害の程度も変化せざるをえない。

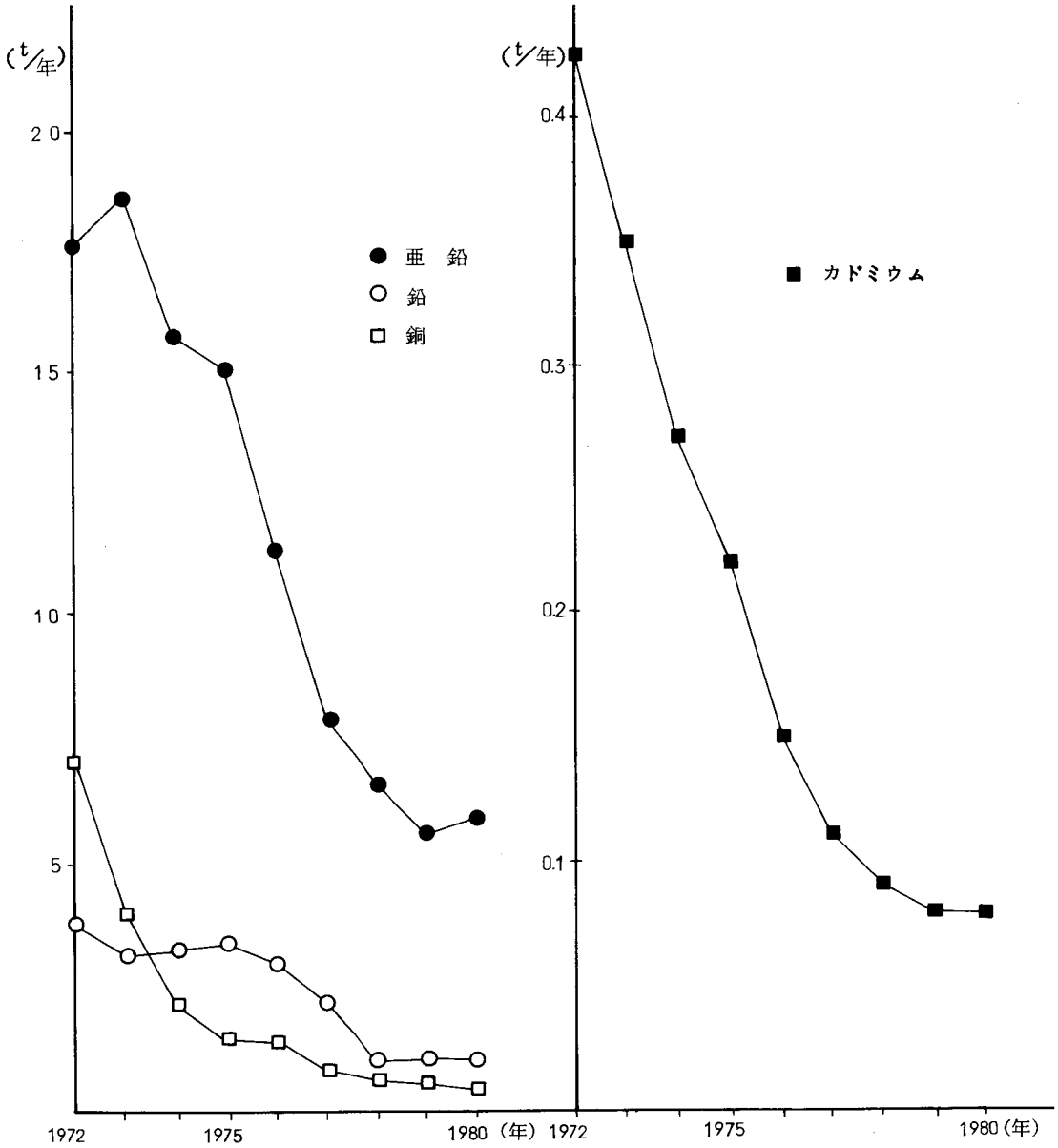
2－2　再生鉛製錬の制約条件

鉛の生産量が増加すれば，一定の時間遅れを伴って鉛のスクラップも増加し，再生鉛の生産量を増加する条件ができる。再生鉛製錬が鉛生産に占める比重が大きくなれば，それに対する条件も厳しくなる。バッテリースクラップからの再生鉛製錬の制約条件について，環境的側面と技術的側面から検討しておく。自動車用バッテリーの構成材料の重量比率は次のとおりである。

○格子，活物質などの鉛部分……60％強



図－3.14　尾鉱のメッシュ別鉱量と金属濃度[24)]



図－3.15　　神岡鉱山8排水口から排出される排水中金属量の推移[25)]

○電解液希硫酸（比重1.26程度）…… 30％強

○電槽セパレータなどの主として合成樹脂製品……約10％

廃バッテリーから鉛を再生する場合，その前処理および製錬における環境的制約は主に次の3つである。

① 希硫酸を抜き，ケーシングおよびできればセパレーターを外すという前処理の方法では，人力あるいは機械力いずれの場合でも廃バッテリーを破砕する仕事は労働衛生上問題がある。

② 古ケースの廃棄は，鉛がケースのスクラップに付着している場合には，とりわけ，問題になる。

③ 工場からの大気汚染，排水，悪臭等の公害問題。

環境規制は長期的にみれば，厳しくなることはあっても緩むことは考えにくい。鉛に関する各国の保安・環境基準を表－3.2に示す。1980年代前半には，鉛の大気環境基準は改定される方向にある。例えば，アメリカ合衆国では，1983年に1.5 μg／m³以下に，EECでは2.0 μg／m³以下にそれぞれ厳しく改定される計画である。また，東独では2.5 μg／m³以下（1980），ソ連では0.7 μg／m³以下（1977）である。わが国の鉛の大気排出基準とその規制対象施設を表－3.3に示す。また，日本，アメリカ合衆国およびデンマークの各国における鉛製錬所の排出基準を表－3.4に示す。

環境規制が厳しくなれば，公害防止投資が行われ公害防止コストが上昇する。鉛・亜鉛産業の水汚染防止のための累積コストをアメリカ合衆国を例に図－3.16に示す。1977年基準に合致するために既に1974年時点での倍以上の投資が行われている。それまでの公害防止投資が少なすぎたともいえるが，資本力を持たない零細企業の多い再生鉛製錬業では経営悪化の一要因になったことは否めない。

それゆえ，環境規制が厳しくなることに対処できる製錬方法の開発が試みられるのは当然である。廃バッテリーを，ケース付きで破壊せずに溶解抽出する炉の開発が試みられている。この方式は，廃バッテリー破砕時の労働者の危険と，廃バッテリーの古ケースの廃棄処分という2つの問題を同時に解決することを意図している。しかも，廃バッテリーのケースは炉内で焼却時にエネルギーを発生するため燃料が少なくて済むという一石三鳥の方式である。

この方式の典型例であるSB炉のフローシートを図－3.17に示す。その技術的特徴は，①幅広の溶鉱炉で大型アフターバーナーつき，②吹込み予熱，酸素増殖特別フローシートおよび装入方式，③清浄排気組み込みのガスバランス方式，にある。この方式は次の6点に採用する利点がある。

① 原材料内の硫黄分90％以上がスラグに残留することになり，鉛分1％であるから廃棄可能になる。

② いかなる種類（硬質ゴム，ポリプロピレン……）のケースでも，またその他の鉛スクラップ残渣でも受け入れ可能である。

表－3.2　鉛に関する各国の保安，環境基準値[27)]

	労働衛生基準			大気関係基準		水質関係基準	
	環境気中鉛 mg/m³	作業血中値 μg/100ml	その他	排出規制値 mg/m³	環境基準 mg/m³	排出基準値 mg/l	環境基準 ppm
オーストラリア	0.15＊ R or L 0.05～0.15 R	70～80(男) R or L 40 (女)	鉛作業は18年以上禁止 保護具，局排，服装等規制	10～23 R N L or D. P	1.5 R 3か月平均	0.05～0.01排水 L or 0.2湾内，10下水 D. P	0.05 生活用水 L 飲用水 R 10 海，河口 L 30 生活系OKの時 L
オーストリア	0.10＊(男) 0.02＊(女) L	100 (男) L	ALA 20～20mg/l コプロポロフィリン (グラベッキ法) 300mg/l	10	—	1.0 G	—
ベルギー	0.15＊ L	80 ALA<20mg/lの場合 G		v. L	2.0～2.8 L	v.(0.05～3.0) L	—
カナダ	0.15＊ 0.45max L	70 L		46 23 L	—	1.5 含S. S. G 0.2月平均0.4max L	—
EEC	0.10 0.15特例 D. P	60，特例70(男) 45 (女) D. P	尿中 ALA 12mg/l 特例 15 〃	—	2.0 Proposed directive	—	0.05 飲用 上水 L
フィンランド	0.15 R	70L，60C，40R	〃 ALA 10 〃	50 L	—	v. L	—
フランス	0.20 R	80 R	〃ヘモグロビン12g/100ml(男) 〃 10 〃 (女)	5～10 L	2.0 EEC' P. D.	1.0 L	0.05 飲用 L
西独	0.10＊ R	60 (男) 40(46以下)(女) R	尿中 ALA 15～20mg/l コプロ 5 〃	20 L	2.0 年平均 D. P.	0.3～2.0 直接 L 2.0 間接排水の R	—
インド	0.20 R	—	—	—	—	—	0.1 飲用 R
アイルランド	0.15 R	80 R	—	—	—	—	0.05 清水，0.1 海水 R
イタリー	0.15＊ (L)	70 C	—	v.	10 8時間平均 L	0.3：下水，0.2：放流 L	—
日本	0.15 L	60 L	—	10～30 国 1.5～7 地方 L	—	1.0 国 0.1～0.8 地方 L	0.1 L
メキシコ	0.15 R	—	—	—	—	—	0.05 0.1 5.0 飲用，保護区，農耕用 L
オランダ	0.15＊ R(L)	—	—	v.	—	v. ～ 3 L	—
ノルウェー	0.05＊ R	60 ?	—	—	—	0.5 ～1.0 L	—
ペルー	0.20＊ L	60 (男) L	—	—	—	—	—
南アフリカ	0.15＊ L	80 L	—	50 L	4.0 L	1.0～5.0 下水道 0.1 魚界水域 L 1.0 その他	0.05 飲用水 R 0.1 全国基準 L
スペイン	0.15 L	80 L	—	10～120 L	—	7.5～15(海域)	0.1 保護水域 0.5 管理 〃 L
スウェーデン	0.10 R 0.05(呼吸)D. P	70 R 60 D. P	ALA 25mg/l	—	—	全ての重金属含有水のPH調整，スラッジ分離 放流	—
英国	0.15＊ L	80 (男) 40 (女) L	—	10～100 L	2.0 年平均 G	v. 立地・受水条件で変る 代表的：1.0～5.0 L	—
米国	0.05＊ L	60('83以降50)で配転 40で復帰可 L	—	v. L	1.5 L	1次pb：1.0 or 0.8g/Pb·t 非鉄：0.6	—

＊8時間以上加重平均，R：推奨，L：法規制，D. P：Draft Proposal，C：Code of Practice，G：Guide line，v：variable

（出典：International Lead and Zinc Study Group, Environmental and Health Controls on Lead (1982)

表－3.3　鉛の大気排出基準とその規制対象施設

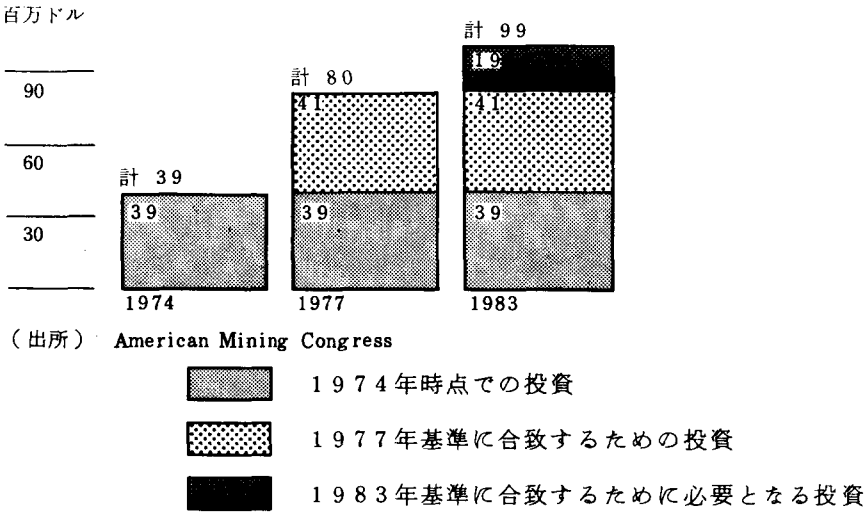
施　設	規　模	排出基準値
銅，亜鉛，鉛の製錬用の焙焼炉，転炉，溶解炉，乾燥炉の各施設	原料の処理能力0.5t／時間以上，火格子面積0.5 m^2以上，羽口面断面積0.2 m^2以上またはバーナーの燃料の燃焼能力が重油換算20リットル／時間以上のもの	10mg／m^3
銅，亜鉛，鉛の製錬用の焼結炉と溶鉱炉	上と同じ	30mg／m^3
鉛の第2次製錬，鉛の合金または鉛管，鉛板，鉛線の製造のための溶解炉	バーナーの燃料の燃焼能力が重油換算10リットル／時間以上または変圧器の定格容量が40キロボルトアンペア以上のもの	10mg／m^3
鉛蓄電池の製造のための溶解炉	バーナーの燃料の燃焼能力が重油換算4リットル／時間以上，変圧器の定格容量が20キロボルトアンペア以上のもの	10mg／m^3
鉛系顔料の製造のための溶解炉，反射炉，反応炉，乾燥施設	鉛蓄電池の場合と同じ，および容量0.1 m^3以上のもの	10mg／m^3
窯業製品製造用の焼成炉，原料として酸化鉛を使用するガラスまたはガラス製品の製造施設のうちの溶融炉	火格子面積1 m^2以上，バーナーの燃料の燃焼能力が重油換算50リットル／時間以上または変圧器の定格容量が200キロボルトアンペア以上のもの	20mg／m^3

備考：測定法：JISZ8808に定める方法で試料採取し，原子吸光法，吸光光度法またはポーラログラフ法により鉛の量として計測した値。

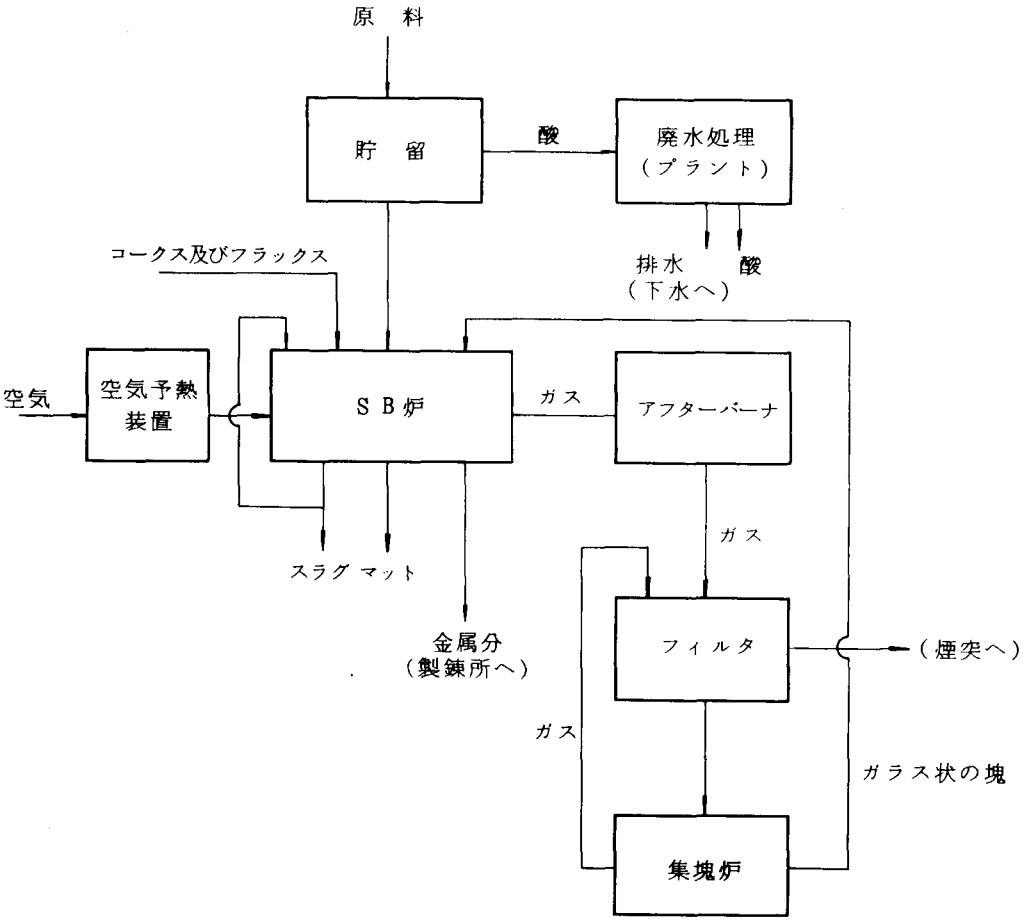
表－3.4　鉛製錬所の排出基準[28)]

（1981年4月現在）

国	物質		
	塵埃（mg／Nm^3）	鉛（mg／Nm^3）	SO_2（kg／h）
アメリカ合衆国	50	13	26.5
日本	100	10	（地域・煙突の高さで変化）東京60mの煙突では12
デンマーク	40	20	90



図－3.16　　鉛・亜鉛産業の水汚染防止のための累積コスト[29)]



図－3.17　　ＳＢ炉のフローシート[30)]

③ ダストの発生はきわめて少ない。

④ コークスの代わりにオイルを用いることができる。

⑤ 微粒の煙灰は鉛含有量50～65％である。煙灰は，従来の炉では装入量の8～10％発生していたが，その量が数％に減少するとともに，ガラス状の塊に変えて再循環することができる。

⑥ 酸は回収して化学工業へ送る。

廃バッテリーのケースは，材質がエボナイトからポリプロピレンに変わり，現状ではケースだけで1トン3～5万円で売却されている。それゆえ，廃バッテリーのケースをそのまま炉に投入してエネルギー利用するのと，取り外してリサイクルするのといずれが，環境保全的および経済的であるかは，ＳＢ炉の操業実績をもとに比較衡量されねばならない。

以上のような技術的改良は巨額の資本投資を必要とし，従来，バッテリースクラップが大量に発生する都市内あるいは都市に近接して立地していた中小再生鉛製錬工場から輸送費は増加するが，遠隔地に立地する大工場での集中的再製錬が再生鉛生産に占める比重が大きくなっている。しかしながら，今後，電気自動車の普及等が進めば，廃バッテリーからの鉛スクラップは都市により集積することになり，都市において資源としての価値は高くなる。その集積のメリットを生かすためには，都市型工業として鉛再生製錬業を位置づけることが必要となってくる。リサイクル産業の経済性および合理性を生かすために，鉛スクラップの発生源すなわち都市からの近傍立地を考えるならば，一定程度の環境規制のためのコスト増は避けられないであろう。したがって，再生鉛製錬のための大型製錬所の設立かそれともリサイクル産業としての特性を生かす従来形の中小規模の再生鉛製錬所のどちらがより経済的であるか，また地域社会での受け入れは可能であるか，そしてそのために必要となる組織と制度は何であるかを検討することが今後の課題である。[31)]

2－3　鉛利用産業からの鉛の廃棄

生産された1次鉛および再生鉛は，種々の製品の原料として使用される。鉛を使用した製品の製造過程から発生する産業廃棄物にも鉛が含まれることが多い。製造業別の発生形態と発生過程を表－3.5に整理しておく。[32)] 鉛白（塩基性炭酸鉛），黄鉛，リサージ，三塩基性硫酸鉛等鉛を含有していることが明らかな製品を製造している業種以外に，写真用印画紙あるいはゴムホース（編上げホース）等一見したところ鉛を含有しているとはわからない製品を製造している業種もあることに留意する必要がある。固形廃棄物，廃水および粉塵等の廃棄物に鉛が含有される可能性は，投入される原材料に鉛含有物質を使用するか否かによって規定されている。したがって，廃棄物を管理する立場からすれば，少なくとも原材料中の有害物質は廃棄物を処理する側に情報として登録されている必要があるだろう。また，プリント配線基板のエッチング等表面処理作業においては，表面処理対象物質に鉛が含有されているために，表面処理の過程で鉛廃棄物が発生する。表面処理は高温下

で行われることも多く，通常の温度では何ら有毒ではない鉛化合物も化学反応をおこし有害物質に変化することもある点に留意する必要がある。こうした作業を行う業種については，労働衛生環境の整備と同時に廃棄物管理のうえからも何らかの制御を行うことが今後必要になるであろう。

製造過程から発生する産業廃棄物に含まれる鉛の化学的存在形態や含有量を決定する要因は，原材料として投入される鉛や含有物質の投入量だけでなく，本節２－１で述べた諸要因が加わることは言うまでもない。したがって，製造過程から発生する鉛廃棄物を適切に処理するためには，これらの諸要因を情報としてインプットしたいわゆる産業廃棄物の情報管理システムの整備が望まれる。

表３－５　製造業別の鉛廃棄物の発生形態と発生過程

製造業	製品	投入原材料中の原因物質	発生形態	発生過程
無機顔料製造業	鉛白 （塩基性炭酸鉛） $2PbCO_3 \cdot Pb(OH)_2$	鉛地金	粉塵（白色粉末） 固形廃棄物 （鉛白に土砂の混入したもの）	乾燥器からの取出し過程より粉塵が飛散，粉砕機への投入，粉砕機からの取出し，包装の過程で粉塵が飛散する。 各工程より落ちこぼれる粉末が床清掃時のごみと混合する。
無機顔料製造業	黄鉛（クロムイエロー） 主成分クロム酸鉛 $PbCrO_4$	鉛地金	粉塵・ミスト （黄色の粉末） 廃水 （黄色濁水） 固形廃棄物 （土まじり黄鉛）	原料の亜酸化鉛を溶解槽へ投入する過程で粉塵が飛散する。硝酸に溶解する過程でNOxとともに硝酸塩のミストが発生する。乾燥機からの取出し，粉砕機への投入および取出し過程，製品の包装過程で粉塵が発生する。 反応後副生する$NaNO_3$を水洗除去する水洗過程で黄鉛の微細なものが廃水とともに流出する。また，反応時過剰に加えたクロム酸塩が流出する。フィルタープレスで黄鉛を脱水する過程で黄鉛の微粒子を含む廃水が発生，装置を洗浄する過程で黄鉛，クロム酸ソーダ，硝酸塩等を含む廃水を生ずる。 濾過器に蓄積したスラッジケーキ，フィルタープレスから落ちこぼれるケーキ，乾燥器，紛砕機，包装過程など製品の移送に伴う床面への落ちこぼれ。
無機顔料製造業	モリブデン赤 $PbCrO_4 \cdot nPbMoO_4 \cdot mPbSO_4 \cdot xAl(OH)_3$	鉛地金	ミスト・粉塵（硝酸鉛・ミスト鉛・クロム酸塩を含む赤色粉末） 廃水（鉛・クロム酸塩を含む赤色廃水） 固形廃棄物（鉛を含む茶褐色のカスおよびスラッジ，重クロム酸ソーダの赤色結晶，空容器，土まじり赤色塊または粉末）	鉛を硝酸に溶解する過程でNOxとともに硝酸塩のミストが発生する。 乾燥機からの取出し，粉砕機への投入および取出し，包装の過程で粉塵が発生する。 反応により生成した硝酸ソーダを水洗により除去する過程でクロム塩の一部と微細なモリブデン赤が流出する。フィルタープレスで脱水する過程で微細なモリブデン赤の一部が流れ出す。洗浄の過程で各装置に付着した鉛，クロム酸等を含む廃水を生ずる。 鉛を溶解する過程で酸化物のカスを生じる。濾過器中に蓄積するスラッジ，溶解槽へ重クロム酸ソーダ投入過程での床への落ちこぼれ，および包装空容器フィルタープレスからの取出し，乾燥機への出入れ，粉砕機への投入，取り出し，包装等の過程で床面への落ちこぼれ。
パルプ・紙または紙加工品製造業	再生紙	黄色黄鉛 （$PbCrO_4$） 赤色モブリデンレッド （$PbCrO_4PbMoO_4$）	廃水 スラッジ	離解してインキ，充てん料等を洗浄分離する工程で印刷インキ中に含まれている顔料の一部が，廃水中に混入する。この廃水を浄化処理すれば，スラッジ中に混入する。
無機顔料製造業	鉛丹（光明丹，四三酸化鉛（Pb_3O_4））　直接法あるいは鉛粉法	鉛地金	粉塵（黄～赤色酸化鉛の粉塵） 固形廃棄物（鉛金属，酸化鉛，土等の混合物）	金属鉛の溶融酸化時，粗製一酸化鉛の酸化時，粉砕・包装時に粉塵が発生。 各工程から床への落ちこぼれ，原料の移動，装置の清掃時に発生するカス。

製造業	製品	投入原材料中の原因物質	発生形態	発生過程
無機化学工業製品製造業	ナフテン酸鉛 （金属石けん）	硝酸鉛	廃水（油状のナフテン酸鉛を含む廃水・硝酸鉛を含む廃水） 油状物（ナフテン酸鉛油状物質） 固形廃棄物（硝酸鉛の無色結晶）	複分解により生じた硝酸ソーダ尾液中に鉛イオン，ナフテン酸鉛等が懸濁している。無溶剤のナフテン酸鉛は副生した硝酸ソーダを除去するために温水で水洗する。この水洗廃水中に鉛イオン，ナフテン酸鉛が混入する。装置を洗浄する過程で硝酸鉛，ナフテン酸鉛等を含む廃水を生ずる。 ナフテン酸鉛の移送，充てん過程で容器外へこぼれ落ちる。 硝酸鉛を溶解槽へ投入する過程で床面へこぼれ落ちる。
無機化学工業製品製造業	オクチル酸鉛 （金属石けん）	酸化鉛（PbO）	粉塵（PbO黄色粉末） 廃水（オクチル酸鉛の混入した油水混合物） 油状物（オクチル酸鉛を含む油状，ロウ状物質） 固形廃棄物（PbO黄色粉末，鉛化合物を含む油スラッジ）	反応器へ原料投入時，粉塵が発生する。 反応により生成した水を留去する過程で鉛化合物が留出物中に混入する。 濾過器清掃時，油状物質が排出される。製品を容器につめる過程でこぼれ落ちる。 反応器へ原料投入時に床面へこぼれ落ちる。濾過器清掃時，未反応のPbOその他が含油スラッジとして排出される。
無機化学工業製品製造業	ステアリン酸鉛 （塩化ビニール安定剤）	リサージ（PbO）	粉塵（PbOを含む黄色粉末，ステアリン酸鉛の白色粉末） 固形廃棄物（白色塊状もしくは粉末のステアリン酸鉛）	反応槽中へリサージを投入する過程で粉塵を発生する。破砕，粉砕，包装の過程で粉塵が発生する。破砕機，粉砕機，集塵機の清掃時，粉塵が発生する。 破砕，粉砕，包装等の過程で床面への落ちこぼれ，集塵機，反応器，固化床，クラッシャー，粉砕機等を清掃する過程で廃棄物が発生する。
無機化学工業製品製造業	三塩基性硫酸鉛	酸化鉛	粉塵（PbOの黄色粉末，三塩基性硫酸鉛の白色粉末） 廃水（鉛イオンと三塩基性硫酸鉛を含む白色濁水） 固形廃棄物（白色塊状あるいは粉状の二塩基性硫酸鉛）	反応槽へリサージを投入する過程で粉塵が発生する。乾燥からの取出し，粉砕機への投入，取出し，包装等の過程で粉塵が発生する。乾燥器，粉砕機等の清掃時，粉塵が発生する。 カ性ソーダ添加により生成した酢酸ソーダを水洗により除去する過程で鉛イオンと沈降しにくい微細な製品が，廃水中に含まれる。フィルタープレスよりもれる微細な製品が廃水中に混入する。反応槽，水洗槽，フィルタープレス等の装置を洗浄する過程で生ずる廃水。 脱水ケーキのフィルタープレスからの落ちこぼれ。乾燥，粉砕，包装の各過程から床面への落ちこぼれ，装置の清掃時に生ずる廃棄物。
無機化学工業製品製造業	リサージ（PbO）	鉛地金	粉塵（鉛粉，リサージの粉末，灰色～黄色） 固形廃棄物（鉛を含む鉱さい状カス，鉛粉，リサージの粉末，黒～黄色土が混入）	鉛粉製造機，サイクロン，バッグフィルター等よりもれる粉塵，回転酸化炉，空気分離機，集塵機，粉砕機等よりもれる粉塵，包装の過程で発生する粉塵，各装置の清掃時に発生する粉塵。 鉛溶融炉から鉛溶融カス，鉛球鋳造機からのカス，サイクロン，回転酸化炉からのカス，空気分離，粉砕，包装等各過程からのこぼれ，各装置の清掃時に排出される廃棄物。

製造業	製品	投入原材料中の原因物質	発生形態	発生過程
無機化学工業製品製造業	酢酸鉛 $Pb(CH_3COO)_2 \cdot 3H_2O$	リサージ	粉塵・ミスト（PbOの黄色粉末） 廃水（PbO，Pbイオン等を含む廃水） 固形廃棄物（PbOの黄色粉末鉛塩を含む水酸化鉄の褐色スラッジ，酢酸鉛の無色結晶）	反応槽へリサージを投入する過程で粉塵が発生する。 反応槽，濾過器，結晶槽，遠心分離機等装置の洗浄時に鉛化合物を含む廃水を生ずる。 リサージ投入過程での床面へのこぼれ，濾過器清掃時，水酸化鉄等からなるスラッジを生じる。結晶槽より酢酸鉛の結晶を取出す過程，遠心分離機への出入れ過程，包装等それぞれの過程で結晶が床面へこぼれ落ちる。
無機化学工業製品製造業	二酸化鉛（過酸化鉛） PbO_2	リサージ	粉塵（PbOを含む帯黄色の粉末，PbO_2を含む褐色の粉末） 廃水（PbO，PbO_2等を含む濁水） 固形廃棄物（PbO，PbO_2，土等の混合したもの）	リサージを反応槽へ投入する時，粉塵が発生する。乾燥機からの取出し，粉砕機への投入および取出し，包装等の過程で粉塵が発生する。 反応により副生した食塩を水洗除去する過程で，沈降の遅い微細な鉛化合物が廃水中に混入する。遠心分離の過程で廃水中に鉛化合物が混入する。 各装置を洗浄する過程で鉛化合物を含む廃水を生ずる。 反応槽投入時の落ちこぼれ，遠心分離機，乾燥機，粉砕機からの落ちこぼれ，包装時の落ちこぼれ等。
無機化学工業製品製造業	硝酸鉛 $Pb(NO_3)_2$	リサージ	粉塵・ミスト（PbOの黄色粉末，硝酸鉛の無色のミスト） 廃水（硝酸鉛PbO等を含む汚濁水） 固形廃棄物（硝酸鉛を含む廃棄物）	リサージを反応槽へ投入する過程でPbOの粉塵が発生する。反応，濃縮の過程で硝酸鉛を含むミストが発生する。 反応槽，濾過器，濃縮槽，結晶槽，遠心分離機等各装置の洗浄時，鉛化合物を含む廃水を生ずる。 反応槽へリサージを投入する際の床への落ちこぼれ，濾過器中に蓄積する濾過残渣。結晶槽からの結晶の取出し，遠心分離機への出入れ，包装等の過程で結晶が床面へ落ちこぼれる。
合成染料製造業	マラカイトグリーン	二酸化鉛	粉塵（PbOの黄色粉末） 廃水（$PbSO_4$，PbO，PbO_2，$PbCO_3 \cdot Pb(OH)_2$その他の鉛化合物を含む廃水） 固形廃棄物（$PbSO_4$，PbO_2，PbO等を含むスラッジ）	二酸化鉛の原料であるリサージを反応器へ投入する過程で粉塵が発生する。 マラカイトグリーン塩基を濾過する過程で廃水中に鉛化合物が混入する。マラカイトグリーンをシュウ酸塩として結晶化し，廃棄される母液の一部に鉛化合物が混入する。 硫酸鉛の水洗，炭酸鉛の水洗，二酸化鉛の水洗，二酸化鉛の脱水等の過程から生ずる廃水中に鉛化合物が混入している。 マラカイトグリーン塩基をシュウ酸に溶解する過程で生ずる不溶性スラッジ中に鉛化合物が含まれている。濾過脱水過程で二酸化鉛のケーキが機外にこぼれ落ちる。
写真感光材料製造業	写真用フィルム 写真用印画紙（乾板を含む）	鉛化合物	廃水（Cd^{2+}，NO_3^-，Cl^-その他のイオンとゼラチンを含む汚濁水）	乳剤中の可溶性塩を除去する過程で生じた廃水中にカドミウム化合物が溶存している。各装置洗浄の際カドミウム化合物を含む廃水を生ずる。
有機化学工業製品製造業	塗料	鉛化合物	粉塵 廃油（油溶性鉛の乾燥剤Pb，Cd，Cr，Hg，CN等の混入した廃溶剤または廃塗料）	混合器またはボールミル中へ顔料投入過程で粉塵を発生する。 装置の清掃は一般に溶剤で洗浄する方法がとられている。この過程で有害物質を含有する廃油が発生する。製造失敗品。

製造業	製品	投入原材料中の原因物質	発生形態	発生過程
			固形廃棄物（Pb，Cd，Cr，Hg，CN等を含む顔料と油の混合物ボロにそれが付着している） 廃水（エマルジョン化した廃水）	濾過の過程で油の混入した泥状物が発生する。装置を清掃する過程で油のついたボロが発生する。 水性塗料製造の過程からは，Pb，Cd，Cr，Hg，CN 等を含む顔料が廃水中に混入。
有機化学工業製品製造業	印刷インキ	鉛化合物	粉塵（Pb，Cr，Cd，Hg，CN等が含まれる顔料） 廃油（Pb，Cr，Cd，Hg，CN 等の顔料や油溶性鉛を含む溶剤） 固形廃棄物（Pb，Cr，Cd，Hg，CN等を含む顔料粉末，顔料と油の混合物，顔料の付着したボロ）	混合機に顔料を投入する過程で粉塵が発生する。 各装置を清浄にするために溶剤にて洗うことが多い。この溶剤中に鉛の金属石けん，顔料等が混入する。 混合機に顔料を投入する過程で床面へこぼれ落ちる。練肉や濾過の過程で顔料と油の固まった，スラッジ状の廃棄物を生ずる。装置の清掃時，油のしみ込んだボロが大量に発生する。
農薬製造業	ヒ酸鉛 $PbHAsO_4$	リサージ	粉塵（PbOの淡黄色粉末，$PbHAsO_4$の白色粉末） 廃水（As_2O_3，As_2O_5，Pb^{2+} $PbHAsO_4$等の混入した廃水） 固形廃棄物（PbOの白色粉末 $PbHAsO_4$のケーキ $PbHAsO_4$の塊または粉末）	反応器へリサージを投入する過程で粉塵が発生する。乾燥機からの取出し，粉砕機への投入，粉砕機からの取出し，包装等の過程で粉塵が発生する。 濾過脱水の過程で廃水中に鉛，ヒ素の化合物が混入する。反応器，濾過機，その他の製造施設洗浄用の雑廃水中に鉛，ヒ素の化合物が混入している。 反応器へ原料を投入する過程でこぼれ落ちる。 脱水したケーキの濾過器からのこぼれ。 乾燥機，粉砕機への出入れ，包装等の過程でこぼれ落ちる粉末あるいは塊。
ガラスまたはガラス製品製造業	クリスタルガラス（鉛ガラス）	酸化鉛	粉塵（Pb_3O_4（鉛丹），PbO，As_2O_3 等を含む粉塵） 廃水（$PbSiF_6$，PbF_2等を含む廃酸，廃水） 固形廃棄物（Pb_3O_4，PbO，As_2O_3 等を含む粉末，鉛の珪酸塩（鉛ガラス）の粉末）	原料の秤量，混合，充てんの過程で粉塵が発生する。 研削の過程で生ずる廃水中に鉛化合物が混入する。仕上研磨をフッ酸で行う過程でガラス成分の鉛がフッ酸中に溶解する。濃厚廃酸と廃水を生ずる。 秤量，混合，充てんの過程で原料が機外にこぼれ落ちる。
ガラスまたはガラス製品製造業	光学ガラス	リサージ PbO 鉛丹 Pb_3O_4	粉塵（Pb_3O_4，PbO，$CdCO_3$，As_2O_3 等を含む） 廃水（Pb，Cd の珪酸塩，水にはほとんど溶けない） 固形廃棄物（Pb_3O_4，PbO，$CdCO_3$，As_2O_3等の粉末，Pb，Cd，As 等からなる珪酸塩（ガラス））	原料を秤量，混合等，調合の過程で酸化鉛，炭酸カドミウム，亜ヒ酸等を含む粉塵が発生する。白金ルツボへ原料を充てんする過程で粉塵が発生する。 レンズを研摩する過程で生ずる廃水中にガラス中に含まれている鉛，カドミウム，ヒ素等の化合物が混入する。 調合，充てんの過程で機外に原料がこぼれ落ちる。切断，研磨の過程でガラス粉末が発生する。

製造業	製品	投入原材料中の原因物質	発生形態	発生過程
ガラスまたはガラス製品製造業	板ガラスおよびガラス製品	カレット中の鉛ガラス	廃水（鉛ガラスの微粉の混入した廃水）	くずガラス中に含まれる鉛ガラスより廃水中に鉛化合物が混入する。
金属製品・機械器具製造業電気めっき施設	軸受合金への鉛めっき，電気部品，プリント基板用はんだめっき		廃水（$Pb(BF_4)_2$）	水洗工程からの廃水，めっき液，剥離液等の老化した濃厚廃液。
金属製品・機械器具製造業	鉛蓄電池	鉛地金	粉塵（鉛粉・酸化鉛からなる粉末） 廃水（PbO（淡黄色）$PbSO_4$（白色）PbO_2（褐色）等を含む廃水） 固形廃棄物（鉛とその酸化物の混合物，鉛粉または酸化鉛ペースト，$PbSO_4$，PbO_2 等の混合スラッジ，廃蓄電池）	回転鉛粉製造機より粉末を取り出す過程，酸化，ペースト製造過程で発生。 化成の過程で希硫酸と鉛化合物を含む廃水，濾過器清掃の過程で鉛化合物を含む廃水を生じる。ペースト製造過程，基板充てん過程の装置洗浄等，廃水中に鉛化合物が混入する。 鉛融解の過程で融解カス，鋳造，仕上げ過程で鉛くずを生じる。回転粉砕，酸化，ペースト製造，基板充てん，乾燥，組立の各工程より鉛粉または酸化鉛の粉末を生ずる。濾過器中に蓄積したスラッジが，清掃作業時に排出される。検査の過程で不良品が排出される。
金属製品・機械器具製造業	蛍光灯（水銀灯）	鉛ガラス	固形廃棄物（鉛ガラス）	検査の過程で不良品，等入線を植え込むステム，排気管は鉛ガラスからなっている。
金属製品・機械器具製造業	セラミックコンデンサー 圧電素子	酢酸鉛 酸化鉛	粉塵（酸化鉛の粉塵，チタン酸鉛，スズ酸カドミ，ジルコンチタン酸鉛） 廃水（白濁水，廃水処理スラッジとなる） 固形廃棄物（白色粉末および磁器状の廃棄物）	鉛を多量に含むこれらの化合物は焼成過程で酸化鉛が蒸発する。 粉砕工程で素材投入，取出し時に粉塵が飛散する。 各装置の水洗水中に装置に付着した鉛，カドミウム化合物が混入する。 静置法による水洗工程で沈降の遅い微細なスズ酸鉛，スズ酸カドミ等が廃水中に混入する。 乾燥，粉砕，混合，成型等の各工程からの落ちこぼれ，焼成時のひびわれ品，検査不良品等の廃棄物。
金属製品・機械器具製造業	光電素子（硫化カドミウム CdS 等）	PbO，PbS，PbSe，PbTe，$PbCrO_4$	固形廃棄物（CdS，CuS，PbS 等の混合物）	銅，鉛，その他の重金属を硫化物として除去する過程で Cd 化合物がスラッジ中に混入する。
表面処理施設 （酸洗施設）		ケルメット 砲金等鉛合金 （表面処理対象物質）	ミスト（金属イオンを含む酸性の水滴） 廃水（金属イオン等を含む廃酸または廃水） 固形廃棄物（金属酸化のスケール，あるいは粉末）	金属を酸中に浸漬する過程で，発生する水素，NOx 等のガスに随伴して金属イオンを含むミストを生ずる。 酸洗浴中に金属がある程度以上溶解すると，酸洗効果がなくなり，液を更新する。その過程で多量に金属を溶解している廃酸を生ずる。酸処理した金属を水洗する過程で廃水中に金属イオン等が含まれる。 プレス，焼鈍，圧延等の過程で金属表面より金属酸化物がはがれ落ちる。

製造業	製品	投入原材料中の原因物質	発生形態	発生過程
表面処理施設 （電解研摩と化学研摩）		硝酸鉛	ミスト（金属イオンを含む酸性の水滴） 廃水（金属イオンを含む濃厚廃液または廃水）	研磨の過程で発生するガスに随伴して金属イオンを含むミストが発生する。 研磨液中に金属がある程度以上溶解すると，研磨効果がなくなり，液を更新する。その過程で多量に金属を溶解している濃厚老化廃液を生ずる。研磨液の付着した素材を水洗する過程で廃水中に金属イオンが混入する。
表面処理施設 （プリント配線基板のエッチング）		（表面処理対象物質）	廃水（CN，Pb 等を含む廃水，廃液）	めっき工程においてシアン化物，鉛化合物等の有害物質が発生する。
金属融解施設		鉛合金，鉛酸化物	粉塵（PbO，CdO，AS_2O_3，ZnOその他の混入した粉末，集塵ダスト） 固形廃棄物（CdO，SiO_2 を主成分とする鉱滓中にPb，Cd，As，Cr等が混入する） 粉塵（PbO等を含む粉末・集塵ダスト，鉛の酸化物，鉛合金を含む粉塵） 固形廃棄物（鉛化合物を含む廃砂）	鉄くずを融解する過程でくず鉄に付着している亜鉛，ハンダ，鉛系塗料が分解して粉塵となる。これらは集塵機で捕集されるが，一部大気中へ飛散する。 くず鉄の表面にめっき，塗料等で付着している鉛，カドミウム等の化合物は一部粉塵となり一部鉱滓中に混入する。 鉛を含む銅合金（ケルメット・軸受合金），砲金，青銅系の合金等を融解する過程で鉛化合物を含む粉塵を発生する。鋳物に付着した砂をサンドブラスト等により除去する過程で粉塵が発生する。 鉱滓中に鉛化合物が含まれる。砂型より鋳物を取出す過程で廃鋳物砂が発生する。一部は循環再使用され，一部は廃棄される。
窯業	うわぐすり（ユウ）フリット	鉛化合物	粉塵（鉛白（塩基性炭酸鉛）の白色粉末） 廃水（鉛を含むガラス状物質の混入した廃水） 固形廃棄物（鉛白を含む粉末，鉛を含むガラス状塊とルツボクズ）	秤量，粉砕，混合，ルツボへの装入の過程で原料中の鉛白が粉塵となって飛散する。 水砕の過程でガラス状の鉛化合物が廃水中に混入する。 秤量，粉砕混合，ルツボへの装入等の過程で機外へ鉛化合物がこぼれ落ちる。 水砕の過程で鉛を含むガラス状物質が装置外へこぼれ落ちる。また溶融ルツボに付着してしまう。
出版・印刷・同関連産業	印刷用刷版	鉛合金 鉛地金	粉塵（PbO，SnO_2，Sb_2O_3 等合金の酸化物粉末） 固形廃棄物（PbO，SnO_2，Sb_2O_3，Pb-Sn-Sb 合金等の混合物）	鉛版合金を融解する過程で合金の酸化物が粉塵となって飛散する。 活字および鉛版鋳造の過程で合金酸化物，合金クズ等が発生する。融解の過程で合金の酸化物と合金くずの混合物である鋳滓を生ずる。鉛版を整形するため，けずる過程で合金のけずりクズを生ずる。
ゴム製品製造業	ゴムホース（編上げホース）	鉛地金	粉塵（PbOの粉塵） 廃水（鉛の化合物，金属鉛，PbS 等） 固形廃棄物（鉛の酸化物粉末，金属鉛）	鉛を溶融する過程で表面で酸化した鉛が粉塵となる。 加硫缶より排出される蒸気のドレン水中に鉛が混入する。 鉛を溶融する過程で表面で酸化された鉛のカスを生ずる。被鉛機より金属鉛がもれる。鉛を切る過程でクズを生ずる。

製造業	製品	投入原材料中の原因物質	発生形態	発生過程
プラスチック製品製造業	塩化ビニール 塩化ビニリデンの成型加工	Pbステアリン酸塩 塩基性硫酸鉛	粉塵（ステアリン酸鉛，またはCd，塩基性硫酸鉛の粉塵） 廃水（Pb，Cdの化合物を含む廃水） 固形廃棄物（Pb，Cdを含む安定粉末，Cd，Pbを含む廃塩ビ）	混練機へ安定剤を投入する過程で粉塵を発生する。 押し出された塩ビ線を水にて固化する過程で，塩ビ中に含まれている安定剤からPbやCdの化合物が水中に溶出する。 混練機へ安定剤を投入する過程で機外にこぼれ落ちる。加工の過程で機械に付着した塩ビのカスを生ずる。
はんだ付け施設		はんだ	固形廃棄物（鉛とその酸化物を含む灰茶色粉末およびはんだ合金。 使用はんだの30～40％が廃棄物。 銅線に付着したはんだクズ。劣化フラックス（鉛含有））	はんだ槽内において酸化，劣化などにより酸化物や劣化はんだに合金を生ずる。 部分リードに付着しているはんだクズがリードカットの時に生ずる。 フラックスや溶剤に微量溶解したはんだ，あるいははがれ落ちたはんだ。
塗装施設		鉛粉Pb_2O， 鉛白$2PbCO_3 \cdot Pb(OH)_2$，塩基性硫酸鉛$2PbSO_4 \cdot Pb(OH)_2$または$PbO \cdot PbSO_4$ ナフテン酸鉛 樹脂酸鉛，脂肪酸鉛 鉛丹Pb_3O_4 黄鉛$PbCrO_4$	油滴（Pb，Cr系顔料を含む油滴。ブース廃水中に混入する） 廃水（Pb，Cr等の顔料と塗膜を含む廃水）	エアースプレーで吹き付ける過程で微細な油滴が飛散する。 水とぎの過程で廃水中に有害物質を含む顔料が含まれる。
セメント製造業	セメント	石灰石，粘土類 鉱滓，銅カラシ 混合原料	微粒子ヒューム	セメント原料の一部に含まれる鉱滓等がキルン中で1300～1600℃にて焼成される過程で揮発し，微粒子ヒュームが廃ガスとともに大気中に放出される。

第３節　要　約

本章では，鉛のライフサイクルからみれば前端に位置する鉛資源の開発，採掘，製錬および鉛を利用する各種製品の製造過程における社会的費用の発生機構とそれを実際に発現させる諸要因について，社会的費用が現実に発生した事例の分析を通じて解明することを試みた。

第１節においては，わが国の銅，鉛，亜鉛の内需量の伸び率が，諸外国の伸び率およびわが国のＧＮＰ伸び率よりも高かった高度経済成長期の金属資源供給確保策の選択基準について検討した。資源の安定供給を目的にして供給不足を緩和する主要な方策は次の３つである。

① 国内資源の経済的利用を可能にする技術を開発する。

② 海外資源の開発・輸入体制を整備する。

③ 日本の産業構造を省資源・省エネルギー型に転換する。

国内金属鉱山は，埋蔵鉱量，可採粗鉱量，採鉱実収率およびズリ混入率等の指標でみれば枯渇化傾向を示しているが，国内金属鉱山数の激減は，そうした物理的条件だけでは説明できず，戦後とられてきた金属資源の供給を確保する政策における選択基準の問題が大きい。すなわち，諸外国からの自由化圧力のもとで，国内金属鉱山の国際競争力が弱く，海外鉱山からの金属資源を利用することとの比較選択において，短期的にみて利用可能な基準にまで達せずに放棄されていったのである。

海外における鉱山開発は，開発する鉱山の多い発展途上国における資源ナショナリズムの進展および探鉱・開発に伴う多大のリスクに加えて，次の２つの問題点が現われた。１つは，鉱山開発が資源の量的確保を最重点としたことで，日本の企業間のシェアー競争が激化したこと。もう１つは，近年プロジェクトが大型化し，所要開発資金が莫大なものになっていることである。

以上のように，海外から鉱石を確保することに困難が生じたのに加えて，資源ナショナリズムの動きの一環として強まっている現地製錬の要請も，次の諸点からその実現には困難が伴っていることが明らかになった。すなわち，１つは，国内製錬所の製錬能力と生産量との間に大きなギャップが近年生じており，製錬能力に余力があるため，企業が新しく製錬所を建設する駆動力を持たないことである。また，鉱石中に含まれる硫黄分を利用することが難しく，現地製錬のメリットが減少しているためである。しかも，仮に現地製錬を行ったとすれば，国内鉱石からの生産が少ないわが国では，国内の需要家に責任をもって資源を供給する企業がなくなる恐れもあり，必ずしもわが国へ非鉄金属を安定供給することになるとは限らない。

以上の考察の結果は，近年生じている海外鉱山開発投資の先細り化現象をうまく説明していると思われる。これは高度経済成長に必要な資源の確保を，海外資源に特化して開発を行うという政策選択をとったことの１つの帰結といえるのではないか。

第2節においては，鉛地金の生産，再生鉛の生産および鉛を原料として利用する製造業における社会的費用の発生機構について検討した。鉛を含むほとんどすべての金属資源に対する需要量が高度経済成長の過程で急激に増大したため，国内で採掘可能な鉱山および製錬工場での生産量もそれに対応して増加した。生産量の飛躍的な増加は，多くの場合，生産過程での技術革新を伴っているが，生産過程における技術変化は生産効率の向上を主要な目的として行われるため，必ずしも廃物の発生に伴う環境影響を低減させるとは限らない。また，採用される技術によっては，発生する廃物が質的に変化し，廃物の発生量は減少したにもかかわらず，廃物による被害が拡大する可能性があることも明らかになった。金属の生産量が増加すればそれに伴う廃物の量は増加するが，環境中へ排出される廃物の質と量およびそれが生態系へ及ぼす影響の程度は，公害防止設備を含む生産過程で採用される技術によって大きく変化する。再生鉛製錬は鉛スクラップの発生量が増加するにつれて，鉛生産に占める比重は大きくなると思われるが，再生鉛製錬工場に対する環境的制約および技術的制約は一層強まらざるをえない。それに伴い無公害鉛再生製錬技術の開発および遠隔地での大型製錬所建設の構想も進められているが，今後電気自動車の普及等が進めば，廃バッテリーからの鉛スクラップは都市により集積することになり，都市において資源としての価値は高くなる。その集積のメリットを生かすためには，鉛再生工業を都市型工業として位置づけることが必要であるが，再生鉛製錬のために都市から遠隔な所に大型製錬所を建設するかそれともリサイクル産業としての特性を生かす従来型の中小規模の再生鉛製錬所を技術的に改良することのいずれがより経済的であるかは今後の検討課題である。しかも，地域社会がいずれの方式を受け入れるかによって，社会的費用の発生形態およびその負担者は異なることに留意すべきである。

参 考 文 献

1）通産省編『通商白書1975年版』p373.

2）斉藤優「鉱物資源の貿易と政策」吉岡雄一，相原光編『鉱業資源開発戦略の方向』アジア経済研究所（1980）pp.1－20.

3）相原光「わが国の資源確保の戦略」吉岡雄一，相原光編『鉱業資源開発戦略の方向』アジア経済研究所（1980）p257.

4）通産省編『鉱業便覧昭和55年度版』.

5）Ashby, "Rational use of potentially scarce metals," Report of NATO Science Committee Study Group, p16.

6）納田亘「休廃止鉱山における鉱害対策の現状と今後の課題」『公害と対策』12巻10号（1976）pp.1－4.

7）淡路剛久「休廃止鉱山被害者救済の課題」『公害研究』8巻4号（1979）pp.48－50.

8）大町北一郎「鉱物資源の今日と明日」『日本の科学と技術』18〔187〕（1977）.

9）産業材料調査研究所『機械産業の施策に関する調査研究　1資源産業』（1979）p9.

10）R.W.Arad, U.B.Arad, R.McCulloch, J.Piñera, and A.L.Hollick, Sharing Global Resources, McGraw-Hill（1979）新井紀久子訳『地球資源の共有』日本ブリタニカ（1981）pp.52－53.

11）Yuan-li Wu, Raw Material Supply in a Multipolar World. op.cit.10）p58より重ねて引用。

12）op.cit. 10）p74.

13）op.cit. 9）p51.

14）op.cit. 9）pp.52－53.

15）金属鉱業事業団1981年10月22日付資料より作成，ただし，生産開始年不詳の鉱山は除く。

16）op.cit. 9）pp.68－69.

17）金属鉱業事業団『海外鉱物資源開発関係参考資料』（1980）.

18）倉知三夫，利根川治夫，畑明郎編『三井資本とイタイイタイ病』大月書店（1979）pp.15－161.

19）日本学士院日本科学史刊行会『明治前日本鉱業発達史』（1958）p188.

20）三井金属鉱業株式会社修史委員会『神岡鉱山史』（1970）p684.

21）op.cit. 18）p49.

22）末石冨太郎「環境と経済が調和する時 ― 新しい科学の崩芽をめぐって ― 」『経済評論』27巻6号（1978）pp.6－20.

23）鳥井愛己「神岡鉱山鉛，亜鉛鉱優先浮遊選鉱に就て」『日本鉱業会誌』542号（1930）p433.

24）『三井金属五十年史稿』巻10　第36表の1より作成。

25）京都大学金属公害研究グループ『神岡鉱山の排水対策に関する調査研究』（1981）pp. 56—57 より作成。

26）op. cit. 18）p243.

27）International Lead and Zinc Study Group, Environmental and Health Controls on Lead（1982）植田和弘訳。

28）Niels Gram, "The Recycling Jungle for Batteries," Symposium on Danish Technology on Energy and Pollution Control, 22－23 April（1981）Tokyo.

29）Broward Craig and St. J. Minerals, "Lead-New Trends for the 80'S," ZDA／LDA Lead and Zinc into the 80's（1977）.

30）Paul Bergsoe & Son A／S, Safe Smelting with the SB Furnace.

31）機械システム振興協会『電気自動車のサポートシステムの調査研究報告書』（1982）pp. 52－79.

32）村田徳治『産業廃棄物有害物質ハンドブック』東洋経済新報社（1976）pp. 218－451から作成。

第4章　消費過程における鉛の利用と廃棄構造の変化

本章では，金属の用途別供給量と製品寿命の推定から廃棄構造を決定する方法を精緻化し，それに基づいて，金属の需要動向の変化が環境問題や廃棄物問題にいかなる影響を及ぼしたかを明らかにする。そのうえで，廃棄物による社会的費用と社会的損失の計測を行い，廃棄構造が変化したことによる影響を経済的タームで定量化することを試みる。

第1節においては，廃棄物の発生量を予測する既存の手法の問題点について整理し，製品投入量と廃品量の関係に物質収支の法則を適用することを可能にする方法を提案する。

第2節では，第1節で提案した予測手法が適用しうる系の満たすべき条件およびこの予測手法の限界について，他の学問分野で同様の予測式が用いられている場合と比較しつつ検討する。また，この予測式において製品の寿命の分布を表現している廃用率関数の測定例についてもふれる。

第3節では，鉛の利用量から廃棄量を推定するのに際して使用する統計の精度上の問題点を整理し，かつそれらの統計数値に一定の条件を付与したうえで，日本全国における鉛のマクロ的物質収支図を作成する。そして，その図の有効性と限界を第1節で検討した廃棄物発生量の予測手法との比較から考察する。

第4節では，第1節で提案した金属の用途別供給量と製品寿命の推定から廃棄構造を決定する方法に基づいて，鉛の需要構造の変化が鉛の廃棄構造および鉛のリサイクルシステムに及ぼす影響を検討する。また，製品が消費された後廃棄されることで，ある期間に環境に負荷される鉛量は同様の方法を用いて算出することができ，その値と別途統計に基づいて推計した同期間における四エチル鉛からの環境負荷量を比較することで，今後の鉛汚染制御のあり方を考察する。

第5節では，鉛の廃棄による社会的費用と社会的損失の大きさを，廃棄物フローの集約点の一つである都市廃棄物清掃工場および埋立処分場における物質収支調査を基に推計する。推計された社会的費用を軽減する間接的規制手段としてのチャージの効果を，チャージが課せられる経済主体の行動様式との関係から考察する。また，社会的費用と社会的損失との関係についても，金属の国内需要量と消失量との価値評価の比較に基づいて検討する。同時に，第4節で推計した鉛の環境放出量と第5節で推計した鉛消失量とを比較し，各推計方法の妥当性を検討する。

第1節　廃棄物発生量の予測手法

廃棄物の発生量を予測する方法は大別すれば次のとおりである。

第1の方法は，特定の地域あるいは排出単位からの廃棄物発生量を過去の実績に基づいてその変化傾向から類推する方法である。廃棄物発生量の時系列データに直線を当てはめる場合と指数関数などの曲線を当てはめる場合があるが，それは過去のデータの変化傾向のみで決定する。[1] この方法では，廃棄物発生量を独立変数とみているため，生産技術の変更や生産量の削減が急に実施された場合の影響を予測することが困難である。

第2の方法は，廃棄物量を生産量の関数とみなす方法である。予測の基本式は，単位生産量当りの廃棄物発生原単位を用いて，次式で表現される。

$$O(t) = A(t) \times I(t) \qquad (4-1)$$

ここで，O（t）：時刻tにおける廃棄物量

A（t）：　〃　廃棄物発生原単位

I（t）：　〃　生産量

この予測式では，I（t），A（t）が過去のトレンドに基づいて独立に予測され，その予測値の積としてO（t）が推定される。しかしながら，A（t）の予測は過去のトレンドを基に行われるため第1の方法と同様の問題が残る。また，A（t）の値を変動させる要因が多いことは第3章第2節において既に述べた。全く同様に，家庭廃棄物については次の予測式が用いられている。

$$W(t) = B(t) \times P(t) \qquad (4-2)$$

ここで，W（t）：時刻tにおける1日当り家庭廃棄物量

B（t）：　〃　1人1日当り家庭廃棄物量

P（t）：　〃　人口

B（t）の値は，A（t）同様過去の実績を基に，推定曲線を用いて予測する方法以外に，その推移を独自に説明する変数が用いられている。例えば，東京都では，B（t）の説明変数として所得あるいは1人当り年間生計支出という生活水準にかかわる指標を用いている。[2] [3] この方法の前提を認めるとすれば，廃棄物は生活水準が上昇した必然的結果として大量に発生するものと解釈される。B（t）を決定する説明変数として採用する指標は，消費過程での排出構造を代表するものでなければならず，独自の考察が必要である。[4] [5]

第3の方法は，発生を予測する時点の蓄積見込量とその時点での廃棄物発生原単位との積から発生量を推定する方法である。この方法を用いた予測の基本式は，次式で表わせる。

$$O(t) = S(t) \times R(t) \qquad (4-3)$$

ここで，S（t）：時刻tにおける蓄積量当り廃棄物量

R（t）：時刻tにおける蓄積量

この方法では，廃棄物の発生を予測する時点における蓄積量の予測において，発生時点までの毎年の投入量を見込まねばならず，しかもそれらのかなりの部分が寿命が尽きる以前である。また，蓄積量に対する廃棄物発生比率S（t）の推定値に根拠が薄いことが問題である。R（t），S（t）の何れにも予測誤差がある時は，全体の誤差が増幅されるおそれがある。[6)]

以上の3つの方法に共通する問題点は，廃棄物の発生は物質の投入と何らかの直接的因果関係を持つにもかかわらず，それを結びつけることができていないことにある。すなわち，投入された物質はすべていつかは廃棄物になるという意味での物質投入量と廃棄物量の同値性を満たす条件は式（4－1），式（4－2），式（4－3）には含まれていない。物質収支の法則を廃棄物問題へ適用することは，第2章第1節で述べたように廃棄物の制御を行ううえでの前提作業である。

物質収支の法則は，化学工業の発展の歴史と切り離せない。[7)] 1つの化学製品を製造する場合に，必ずある副産物――たとえ，それが有害だとしても――を同時に産出するのは，物質収支の法則が支配することによって生じる制約である。したがって，副産物対策は常に化学工業の課題であった。また，1つのプラントの効率をはかる指標としても，投入された原材料の損失をはかるために物質収支の法則が1つのプラントに対して適用された。

物質収支の法則を，環境問題に適用することは，次の場合に有意義であろう。

第1は，物質収支を測定して，ある活動の特徴を記述することに目的がある場合である。図－4.1は，経済活動と環境における生態系および自然の活動との間の相互関係を分類したものである。(1)は自然環境から経済活動への原材料の投入を表わす。(2)は経済諸活動間の物質のフローを表わす。(3)は経済活動から環境への物質のフローを表わす。(4)は環境間の物質のフローすなわち純粋な生態学的関係を環境中での物質の拡散・濃縮等の動きで表現する。

	経　　済	環　　境
経済	（2）	（3）
環境	（1）	（4）

図－4.1　環境と経済の相互関係の分類

第2は，測定した物質収支図あるいは物質収支表を基に，物質の管理あるいは制御の方法を提案する場合であり，2つのタイプが存在する。1つは，新たな規制・誘導等の施策を実施することで受ける物質のフローの変化を検討することである。もう1つは，物

質のフローと経済的取引との対応を検討することで，新たな社会制度を発見することである。

第3は，物質収支を測定する方法，分類を変更することで全く新しい情報を得ることができる場合である。例えば，家庭廃棄物の有害性を検討する手順は，最初に塩化水素，水銀等元素レベルで原因物質が取り上げられ，次にその有害物質を含有する財が有害財として定義される。有害財も含めて財自身は使用中すなわち廃棄物になる以前は有害ではないから，物質別の分類をあらためて試みることによって，はじめて家庭廃棄物の物質レベルでの有害性が評価できる。このような新しい分類が有効であることが確認できれば，新しい統計の作成方法も提示できよう。

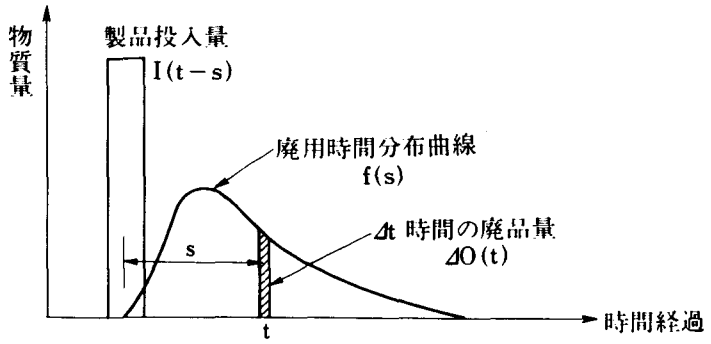
それでは，製品投入量（利用量）と廃品量（廃棄量）を直接結びつけることを考えてみよう。製品の投入を原因とすれば，廃品の発生を結果と考えることができる。ある年に投入された製品はある寿命をもって廃品の発生をみるわけである。したがって，その寿命が測定できれば，製品投入量と廃品量を結びつけられるわけであるが，寿命は分布を持っていると考える方が合理的である。なぜなら，製品の寿命は物理的に固定されたものではなく利用者の使い方や取替品の技術革新等によって社会経済的に変化するものだからである。ここで，この寿命の分布を廃用率関数と呼ぼう。この廃用率関数を用いると，次のような廃棄物発生量の予測が可能となる。

すなわち，廃棄物の発生量を予測する第4の方法は，蓄積量を経年別投入の形で，つまり部門毎のライフサイクルを推定し，それに見合う年数だけ遡及する形で過去の年次別投入量を整理し，それに一定の回収率を適用して発生を予測する方法である。この方法では，製品投入量（利用量）と廃品量（廃棄量）との関係は図－4.2に示され，予測の基本式は次式で表わされる。

$$O(t) = \int_0^\infty I(t-s)\, f(s)\, ds \qquad (4-4)$$

ここで，$f(s)$：廃用率関数（廃用時間分布曲線）

但し　$\int_0^\infty f(s)\, ds = 1$



図－4.2　　製品投入量と廃品量の関係

この方法は，水処理装置の流入・流出現象についての簡単な理論に基づいており，製品の生産を流入負荷とし，その利用過程での廃用年数分布を推定し，流出量にあたる廃棄物量を算出する。こ

の方法で予測の精度を高めるには，長期にわたるマーケットデータが必要である。また，将来の廃棄物発生の条件をどう判断するかが問題となろう。しかしながら，リサイクル対象期間に見合う年次別投入量を問題にするわけであるから，かなりの部分を実績の推定値の部分から取り出して評価に結びつけ得ることは利点である。また，この方法によって，用途別製品の相対的な廃物化過程の比較が可能となる。

第2節　廃用率関数の推定

廃棄物の発生量を予測する基本式（4－4）を用いる方法が成立すれば，製品投入量と廃品量を結びつけることが容易になるが，それには，この予測の基本式が適用される系すなわち廃用率関数（廃用時間分布曲線）が次のような性質を持っていることが必要である。[8] ここでは，考える系を一つの暗箱（black box）と見なしており，物理学で励振と呼ぶ原因が投入で，レスポンスと呼ぶ結果が廃棄である。

(1) 線　型　性

線型のレスポンスとは，つぎのような重ね合せの原理を満たすレスポンスである。

原因を表わす投入量の時間的変化を $I(t)$，結果を表わす廃棄量の時間的変化を $O(t)$ で表わすとする。そのときに，

$$I(t)=I_1(t) \text{ なれば } O(t)=O_1(t), \qquad (4-5)$$

$$I(t)=I_2(t) \text{ なれば } O(t)=O_2(t) \qquad (4-6)$$

が結果するならば

$$\left.\begin{aligned} I(t)&=aI_1(t)+bI_2(t) \text{ なれば} \\ O(t)&=aO_1(t)+bO_2(t) \end{aligned}\right\} \qquad (4-7)$$

が結果する。これが成立つ場合は，多くの項のある場合，つまり $I=\sum_{i=1}^{n} a_i I_i(t)$ の場合への拡張もまた成立つことが，容易に示される。[8] この重ね合せの原理は大きな制約条件ではあるが，実際に多くの現象にあてはまり，また，釣合状態または定常状態からわずかしかはずれていない現象については近似的に成立つと考えてよい。[8] 本章で検討している製品の投入と廃品の廃棄という現象についても，鉛の用途別廃用率関数は個別に特定化され用途間の相互作用はないものと考えているので，線型性の条件は満たされているとしてよい。

(2) 定常的性質

定常的性質を有する系とは

$$\left.\begin{aligned} &I(t)=I_1(t) \text{ に対して } O(t)=O_1(t) \text{ なれば,} \\ &I(t)=I_1(t-c) \text{ なるとき } O(t)=O_1(t-c) \end{aligned}\right\} \qquad (4-8)$$

となるレスポンスを生ずるような系である。つまり法則が時間と共に変わらない，いいかえれば，

法則が特定の時間の原点に関係していないような系である。この定常性の仮定は廃用率関数が変化しやすい耐久消費財等をみればわかるように，厳密にいえば，現実に成立しているかどうか疑わしい。しかしながら本論文では，個別の用途における廃用率関数を決定する要因を微細に検討することよりも，廃用率関数の用途間の相対的比較に基づいて鉛の利用と廃棄の構造を解明することに重点があるので，ヒヤリング調査と統計数値を基に推定した廃用率関数は定常性の仮定を満たしているものとする。非定常である物質代謝過程の特性を示す表現については，盛岡[9]が非定常性指数等を用いて研究を進めている。

これら(1)，(2)の性質は，ジュアメル（Duhamel）の定理が成立するための条件[10]でもある。以上の2つの性質は互いに独立な性質であるが，その両方を満たす線型定常な系のレスポンスに対しては，式（4－4）に示すような簡単な表示ができることが証明されている。[8] 式（4－4）における廃用率関数f（s）は，物理学の分野等では余効関数（after－effect function）あるいは重み関数（weighting function）と呼ばれている。

熱の分解では，室に熱を供給するという原因によって，室温という結果を生ずると考え，不定常室温変動にこの方法を用いている。[11] また，廃用率関数を測定した事例としては，建物[12]，テレビ受像機[13]等があるのみである。

第3節　鉛の利用量と廃棄量

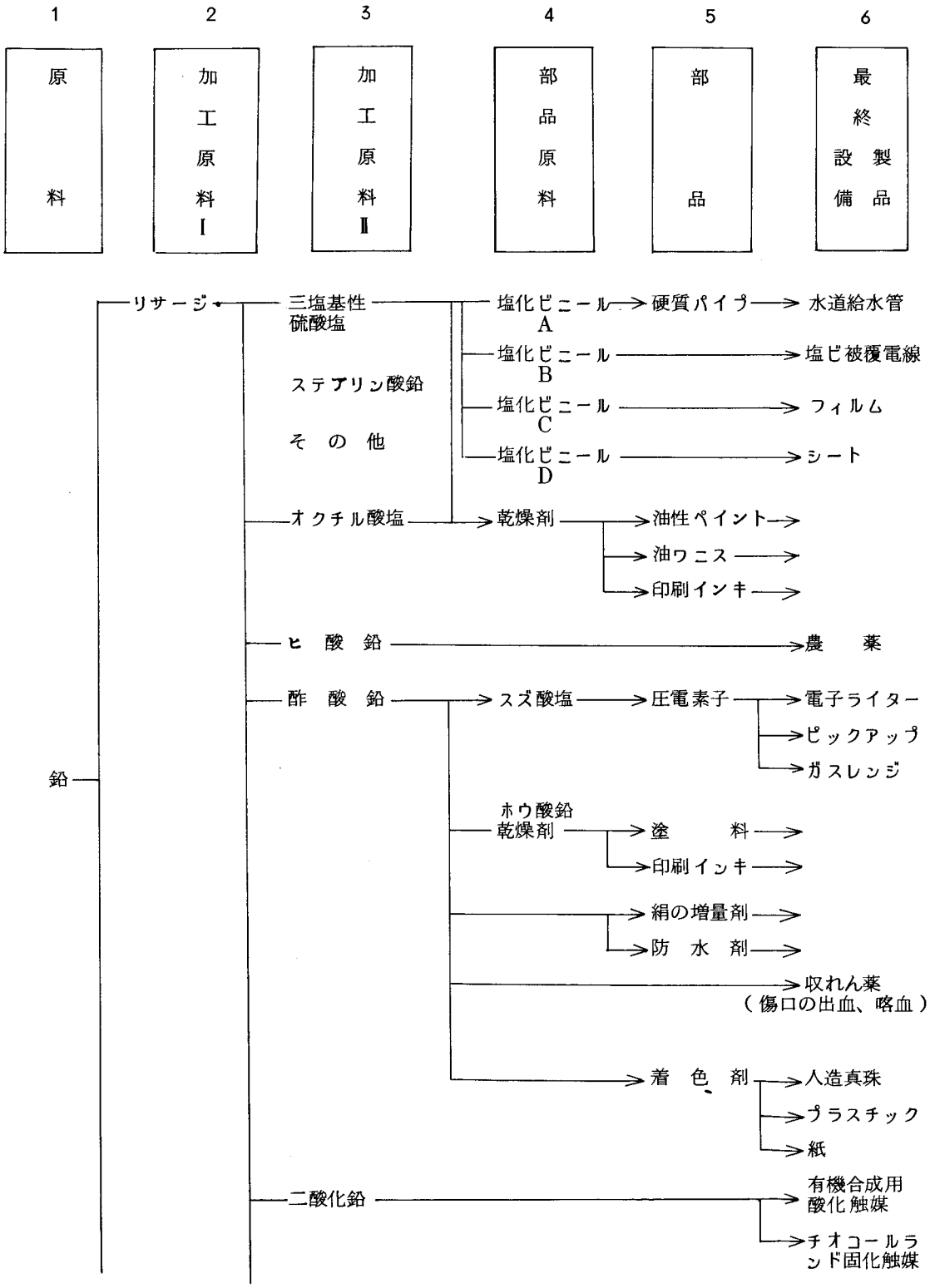
個々の物質によって大きさは異なるが，どのような物質の流れにも同じような廃棄物の流れが伴う。鉛については第3章第1節で述べたように高度経済成長の過程で，生産量および消費量が急激に増加したために，廃棄物の発生量も一定の時間遅れを伴って増加したと思われる。

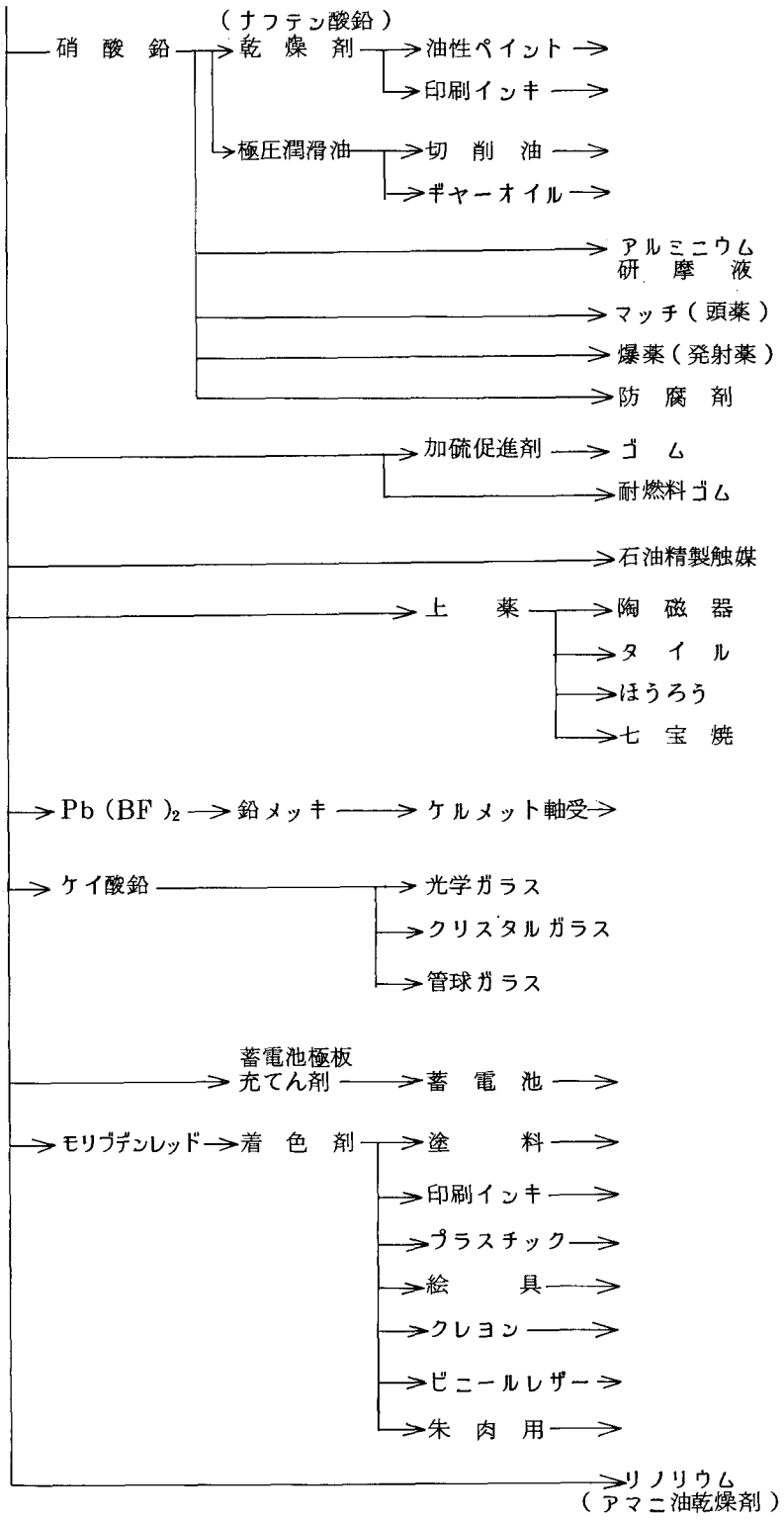
鉛は図－4.3に示す流れを通じて，消費するための最終目的機能を持った製品に仕上げられる。図－4.3に則していえば，最終製品に近づくにつれて，その製品中に含まれる鉛含有率は低下する。一度，各製品中に分散した鉛は，製品が集中する特定空間，例えば，家庭，工場等で集計され，その各単位で製品の所有者である家計や企業の判断に基づいて廃棄される。

したがって，鉛の利用量から廃棄量を説明することは，図－4.3に示した樹枝状図を辿り，量を計測すれば可能である。しかしながら，各種統計は必ずしも廃棄量の推定に有効ではない。鉛の加工品目別需給量は，非鉄金属統計年報[注]および資源統計年数[注]で把握できるが，鉛の利用量と廃棄量を推定するには，精度上次の問題点がある。[14]

① 含有量ベースではなく鉛の数量ベース（鉱量ベース）である。[15] つまり，鉛含有率60％の1トンと鉛含有率99％の1トンが同じ1トンと記載されている。通産統計では，含有率で99.95％以上が電気鉛または乾式鉛，90％以上が再生鉛，および50％以上が鉛の故またはくず，に分類されている。これは，統計の目的が，非鉄金属・同製品の生産形態および需給動態の把握に

注）電気鉛，再生鉛および鉛の故またはくずの需給に関する唯一の指定統計である。1974年以降，非鉄金属需給統計年報が資源統計年報に改訂された。

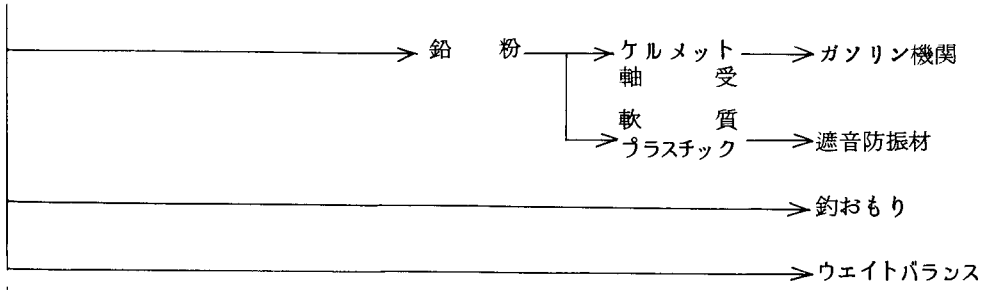

1
2
3
4
5
6
原料
加工原料Ⅰ
加工原料Ⅱ
部品原料
部品
最終製品
設備
鉛
リサージ
三塩基性硫酸塩
ステアリン酸鉛
その他
オクチル酸塩
塩化ビニールA
塩化ビニールB
塩化ビニールC
塩化ビニールD
硬質パイプ
水道給水管
塩ビ被覆電線
フィルム
シート
乾燥剤
油性ペイント
油ワニス
印刷インキ
ヒ酸鉛
農薬
酢酸鉛
スズ酸塩
圧電素子
電子ライター
ピックアップ
ガスレンジ
ホウ酸鉛乾燥剤
塗料
印刷インキ
絹の増量剤
防水剤
収れん薬
（傷口の出血、喀血）
着色剤
人造真珠
プラスチック
紙
二酸化鉛
有機合成用酸化触媒
チオコールランド固化触媒


（ナフテン酸鉛）
硝酸鉛
乾燥剤
油性ペイント
印刷インキ
極圧潤滑油
切削油
ギヤーオイル
アルミニウム研摩液
マッチ（頭薬）
爆薬（発射薬）
防腐剤
加硫促進剤
ゴム
耐燃料ゴム
石油精製触媒
上薬
陶磁器
タイル
ほうろう
七宝焼
Pb（BF）$_2$
鉛メッキ
ケルメット軸受
ケイ酸鉛
光学ガラス
クリスタルガラス
管球ガラス
蓄電池極板充てん剤
蓄電池
モリブデンレッド
着色剤
塗料
印刷インキ
プラスチック
絵具
クレヨン
ビニールレザー
朱肉用
リノリウム（アマニ油乾燥剤）

- 鉛　丹
  - 塗　料
    - さび止め塗料
    - 堅練ペイント
  - ケイ酸鉛
    - 光学ガラス
      - レンズ
        - カメラ
        - 顕微鏡
        - 望遠鏡
        - メガネ
        - その他の光学機器
      - プリズム
    - クリスタルガラス
      - 放射線防止ガラス
      - カットガラス
        - 洋酒用グラス
        - ボトル
        - シャンデリア
        - 灰皿
        - ガラス工芸
        - その他
      - 医療用器具
    - 管球ガラス（電気ガラス）
      - 電球
        - 螢光灯
      - 真空管
      - ブラウン管
        - テレビ
        - その他の電気製品
  - フリット
    - 陶磁器
    - ほうろう
    - 七宝焼
  - こう薬
  - 着色剤
    - ゴム製品
    - プラスチック製品
  - 鏡の裏引
  - 農薬（昔）
  - 蓄電池活性物質
    - 蓄電池
      - 自動車
  - 体質顔料
    - 洋朱

- 鉛　白
  - → 白色顔料 → 塗　料 →
  - → 上　薬
    - → 陶　磁　器
    - → ほうろう
    - → 七　宝　焼
  - → 塩ビ安定剤 → 塩化ビニール →
- 黄　鉛
  - → 黄色顔料
    - 塗　料 →
    - 印刷インキ →
    - 絵　具 →
    - クレヨン →
    - リノリウム →
    - 合成樹脂 →
    - ゴ　ム →
    - 色　紙 →
    - 色鉛筆 →
  - → クロム・グリーン製造用
- 四エチル鉛 → アンチノック剤 → ガソリン → 自　動　車
- → 鉛　管
  - → 給排水鉛管（ガス用）
  - → 化学用鉛管
  - → スリーブ鉛管
- → 鉛　板
  - → 化学用鉛板
  - → 防振用鉛板
  - → 遮音用鉛板
  - → 防水用鉛板
  - → 遮蔽用鉛板

- 鉛テープ →
- 鉛　毛 → パッキン材
- 鉛　箔 → コンデンサー
- 鉛合金 → 鉛被電力ケーブル
- 鉛合金 → 鉛被通信ケーブル
- 硬　鉛 → 化学機械機器類
- 鉛合金 → 極　板 → 蓄電池
- 鉛合金 → 硬鉛鋳物 → バルブ
- 鉛合金 → 硬鉛鋳物 → コック
- 鉛合金 → 軸　受 → ディーゼル機関
- 鉛合金 → はんだ → テレビ回路板
- 鉛合金 → はんだ → コンピュータ回路板
- 鉛合金 → はんだ → ブリキ缶接着
- 鉛合金 → チューブ → 油絵具
- 鉛合金 → 封印鉛
- 鉛合金 → 活字合金 → 活　字
- 鉛合金 → ターンシート めっき鋼板 → 燃料タンク
- 鉛合金 → 低融点合金 → ヒューズ
- 鉛ショット → 鉛快削鋼 → 工　具
- 鉛ショット → 鉛快削鋼 → 散　弾
- 鉛　線 → 漁　網
- 鉛合金 → 鉛ブロック → 遮蔽用ブロック



図－4.3　　鉛の利用用途

あるからで，鉛の物質収支を計測するには推定値を使用することになる。

② 鉛含有率５０％未満の廃棄物から回収された鉛に関する収支が不明である。環境規制が強化されるに伴って，鉛含有率５０％未満の廃棄物も回収・再生されつつあり，今後もその量は増加すると思われる。

③ 鉛含有率５０％未満の鉛合金は，他の金属の統計に記載される。例えば，「鉛の故またはくず」と「すずの故またはくず」のいずれにも該当する合金は，「すずの故またはくず」とされる。それゆえ，鉛合金中の鉛の収支を正確に把握することが困難である。

④ １トン未満の鉛スクラップの発生については報告が義務づけられていない。しかしながら，スクラップの一次発生は１トン未満のケースが少なからずある。

⑤ スクラップの発生量の統計が，産業別だけで品目別に細分化されておらず，何の廃棄物が回収されたか不明である。しかも，「鉛の故またはくず」の発生の項目は，量的には「鉛の故またはくず」の供給量の３分の１程度にしかすぎず，収支バランスがとれていない。少なくとも，スクラップの品目別，再生品目別の統計が必要である。

⑥ 需給のバランスをとるために，回収の項目を設けてある。回収量は次式により算出する。

回収量＝（販売業者受入量＋消費者受入量）－（販売業者出荷量＋消費者出荷量）

ただし，各業種からの発生量は回収量と重複しないように除去してある。これは，統計が悉皆調査でないことにも起因している。

⑦ 他の統計をあわせて利用しても，最終製品毎の鉛含有量は不明であり，廃棄物問題あるいは環境問題との関係では，統計が有効に使えない。例えば，カラーテレビには，ブラウン管等に無機薬品部門の鉛等が使用されているが，１台当りの鉛含有量となると調査が必要である。

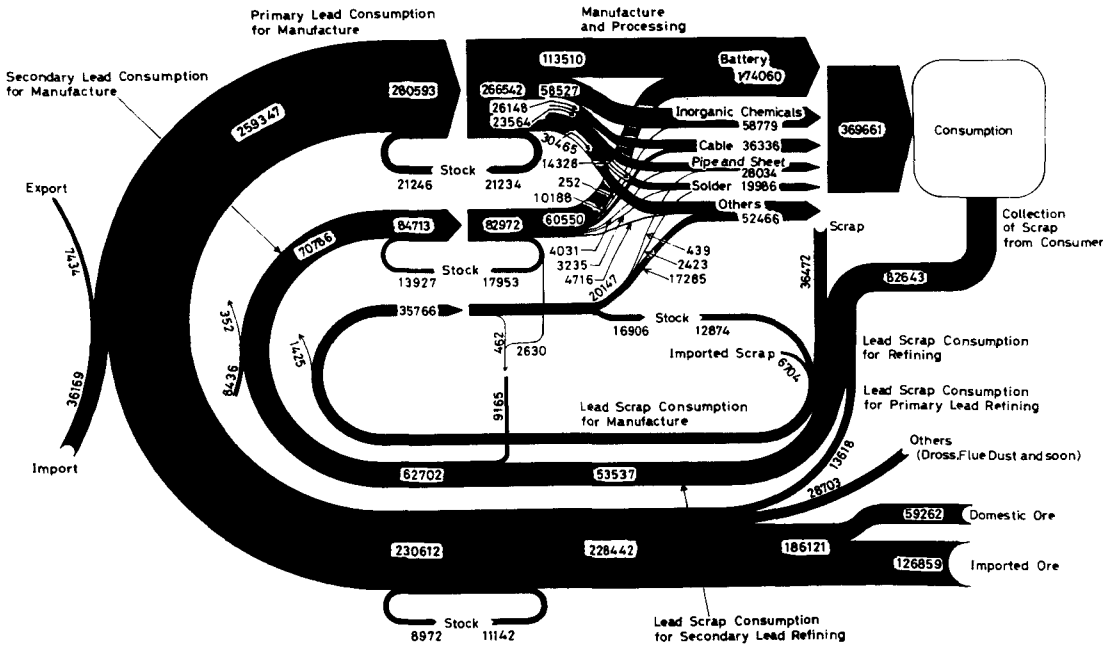
以上の問題点を改善することは，再生資源の使用率あるいは再生率を基にしたリサイクルシステムの国際比較研究が提唱されている折からも[16)17)]，早急な対処が望まれる。

以上のような統計上の問題点はあるものの，日本全国における鉛のマクロ的物質収支を測定することは，鉛の生産量，輸出入量，消費量，再生量および廃棄量の整合性を検討することができ，またリサイクル率向上の可能性や潜在的環境汚染の大きさを推定できる点で廃棄物の制御のためにも有益である。非鉄金属統計年報および資源統計年報を用いて作成した日本における鉛の物質収支を図－4.4に示す。これらの統計年報を用いるに際して前述した統計精度上の問題点については次のように扱った。

① 鉛の数量ベースで記載されている数値をそのまま用いた。これは，鉛含有率が50％以上90％未満である「鉛の故またはくず」でも，大部分が90％近くの鉛含有率であることが通産省へのヒヤリング調査から明らかになったからである。

② 鉛含有率50％未満の廃棄物から回収された鉛，鉛含有率50％未満の鉛合金に含まれる鉛，および1トン未満の規模で発生し回収ルートにはのらない鉛スクラップについては物質収支図からは除外した。

③ 図－4.3に示した鉛の利用用途の最終製品毎への鉛のフローは，統計年報に記載されているマクロな段階までしか十分には把握できなかったため，その段階で留めてある。



図－4.4　日本における鉛の物質収支（1978年）

図－4.4からは，鉛製錬の原料ソースとしては，鉛スクラップが輸入鉱石とほぼ同量で国内鉱石の倍以上であり，既に欠かすことのできない資源であることが一目瞭然である。また，再生鉛は主要にはバッテリーに利用されていることおよび消費される鉛量に比してスクラップの回収量が少ないことも明らかである。しかしながら，この物質収支図は１９７８年という時間的断面でのものであり，本章第１節における廃棄物発生量を予測する第４の方法で述べたような鉛の利用量と廃棄量との関係は考慮されていないことに留意すべきである。すなわち，輸入鉱石中の鉛１２６,８５９トンと消費後回収された鉛８２,６４３トンには直接のつながりはないということである。

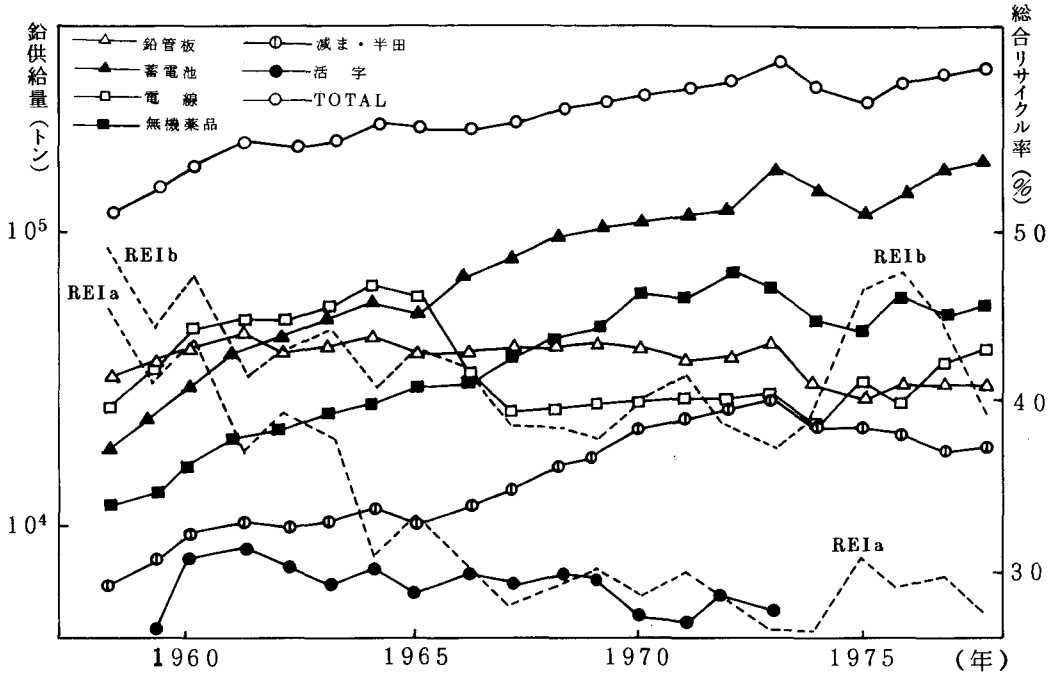
第４節　鉛の需要構造の変化とその影響

鉛の加工品目別の主要用途，鉛含有率および推定廃用年数を表－4.1に示す。また，鉛の年間用途別供給量の経年変化および総合リサイクル率を図－4．5 に示す。鉛の需要総量は全体としては，1973年の第1次石油ショックで１度落ち込んだのを除けば，戦後一貫して伸びている。需要の伸

表－4.1　　鉛の加工品目別主要用途と廃用年数

種別		鉛含有率	主要用途	推定廃用年数
Ⅰ バッテリー		70％	自動車，列車，船舶	2～4
Ⅱ 無機薬品	リサージ	93	塩ビ安定剤，乾燥剤	1～6
	黄鉛	90	黄色顔料	1～6
	鉛丹	90	うわ薬，ゴム着色	1～6
Ⅲ 鉛管板		90～	水道管，化学工業	5～35
Ⅳ はんだ		40～80	製缶，機械工業	3～10
Ⅴ 活字合金		60～80	印字用鉛板，普通活字	2
Ⅵ 電線		90～	電話ケーブル	5～20

びは主にバッテリーと無機薬品の２つの用途への需要が増加したことによる。用途別供給の推移をみると，1950年代後半は，電線を中心にバッテリー，無機薬品，鉛管板が漸増していった。1960年代に入ると，塩化ビニールが普及し，水道管の鉛管から塩化ビニール管への代替が進んだため，鉛管板の需要が頭打ちとなり，バッテリーと電線が需要の中心を占めた。1960年代後半は，電線への需要がアルミニウムへの代替が進んだことでほぼ半減し，逆に自動車産業の成長に伴ってバッテリーへの需要が大きく伸びた。そして，生活の高度化を映したといわれる広範囲の用途をもつ無機薬品の需要の伸びにより，バッテリーと無機薬品とで鉛消費の６０～７０％を占める状態ができあがった。その後の特徴は無機薬品向供給量が１９７２年をピークに減少した後そのピークの水準ま



図－4.5　　鉛の用途別供給量の経年変化と総合リサイクル率 注)

注）非鉄金属統計年報および資源統計年報より作成。ただし，用途別供給量は資料の都合上用途別需要量で代用している。　用途番号は表－4.1と同じ

REIa ： 一次鉛製錬に使用するスクラップを考慮しない場合

REIb ： 上記を考慮した場合

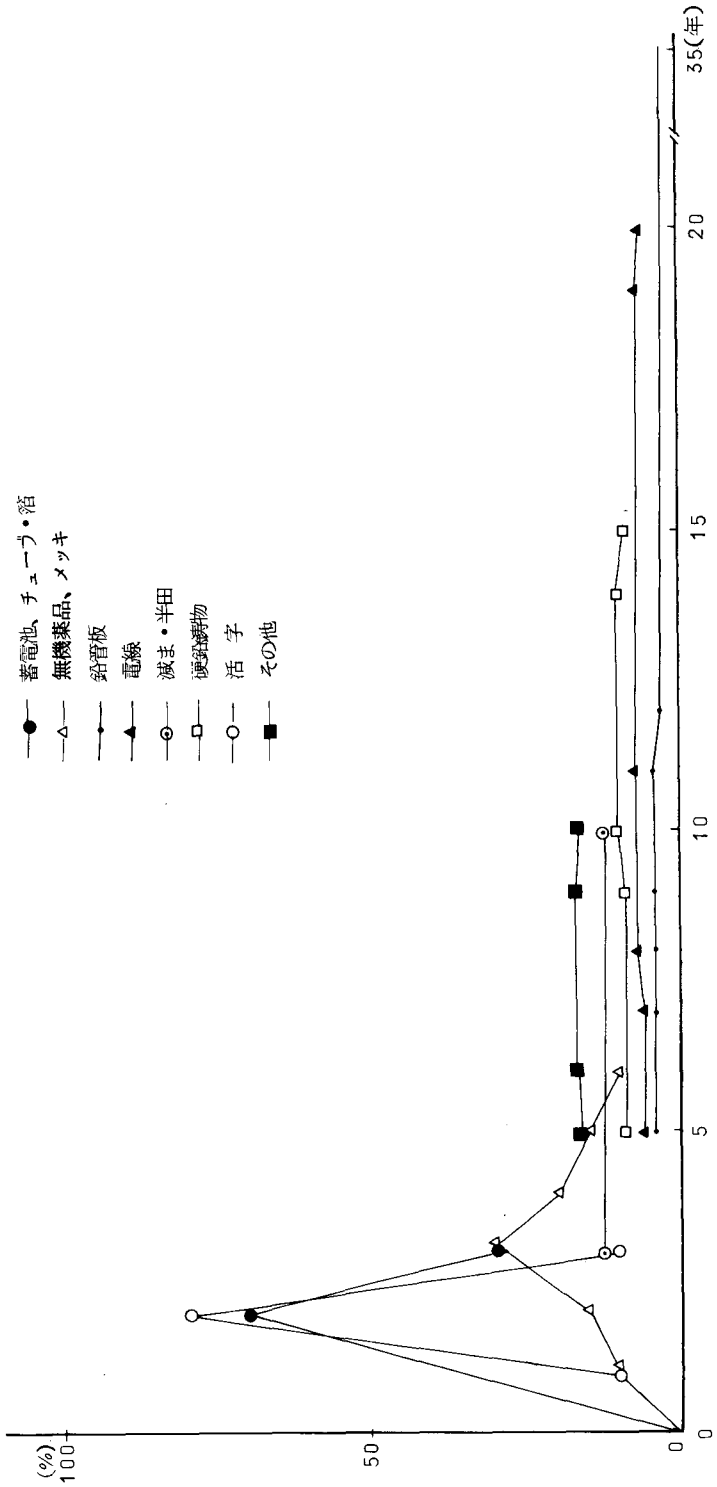
で回復していないことである。公害問題に起因して塗料用への需要が減少したことの影響が大きい。[18]

需要構造の変化を一口でいえば，戦前および戦後すぐ鉛の需要は資本財生産を中心としていたが，その後は日常生活の中に鉛を素材とする各種の製品が取り入れられ，資本財生産のほかに消費財生産向けの需要が大きな比重を占めるようになったのである。

以上のような需要構造の変化がもたらした影響を，廃棄物の発生とかかわる点でいえば，1つは鉛の廃用年数が短縮したことである。図－4.6に鉛の加工品目別廃用率関数を示す。用途別の廃用率関数は，バッテリー等取替需要に関する調査結果がある用途についてはその調査結果をもとに推定し，それ以外のマーケットリサーチの資料がないもしくは入手できなかった用途については，バッテル記念研究所の調査結果[19]と各業界関係者へのヒヤリング調査から推定した。鉛の用途別供給量を I_i とすれば，鉛の平均廃用率関数は次式で表現される。

$$f(\tau)=\frac{\sum_i I_i f_i(\tau)}{\sum_i I_i} \qquad f_i(\tau)：用途 i の廃用率関数 \qquad (4-9)$$

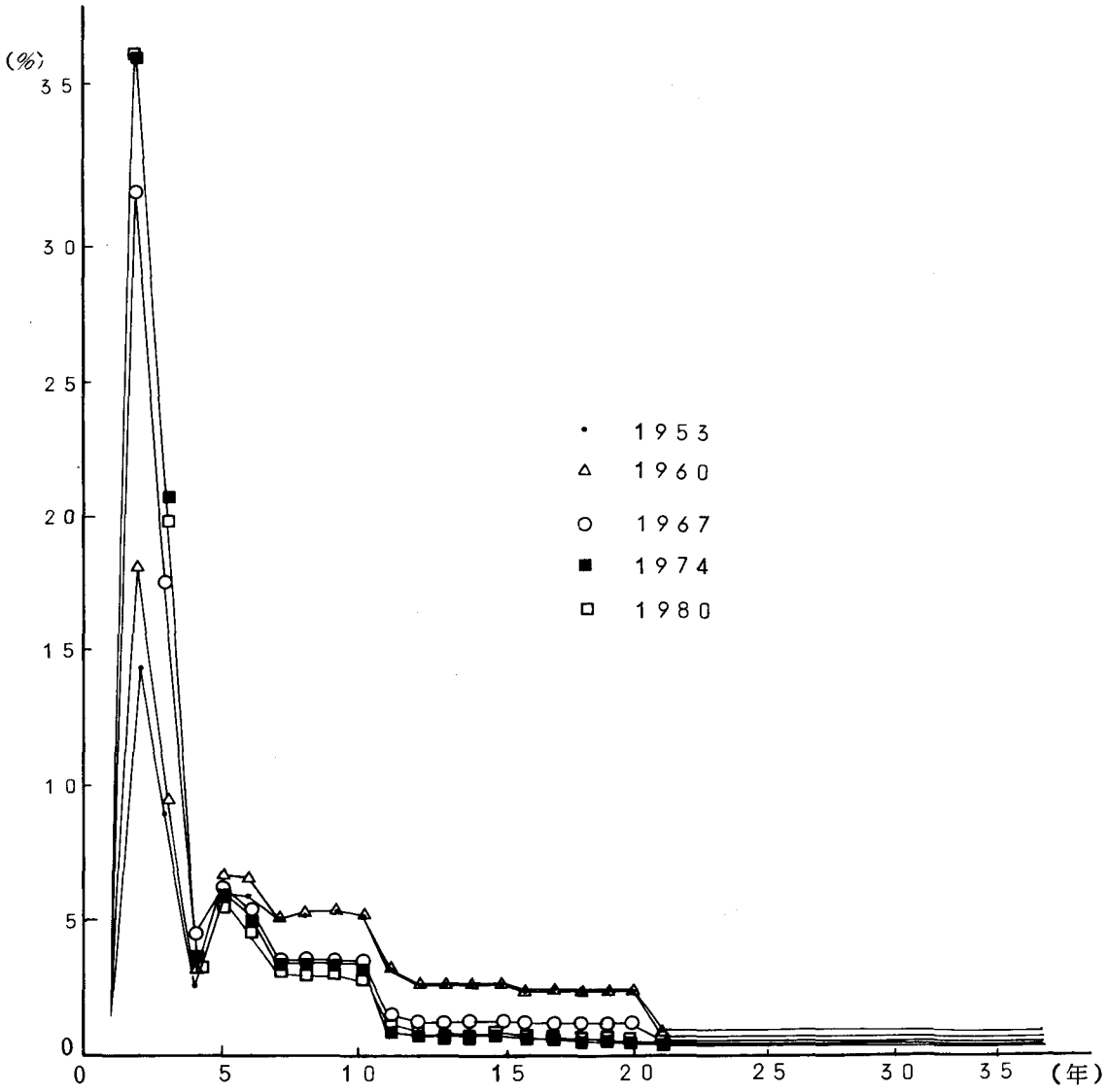
ここで，$f_i(\tau)$の関数形は分析の対象とした戦後から1980年まで変化がないものと仮定すれば，$f(\tau)$は，用途別供用量の相対的割合の変化に対応して変化する。1953年から7年毎の$f(\tau)$の変



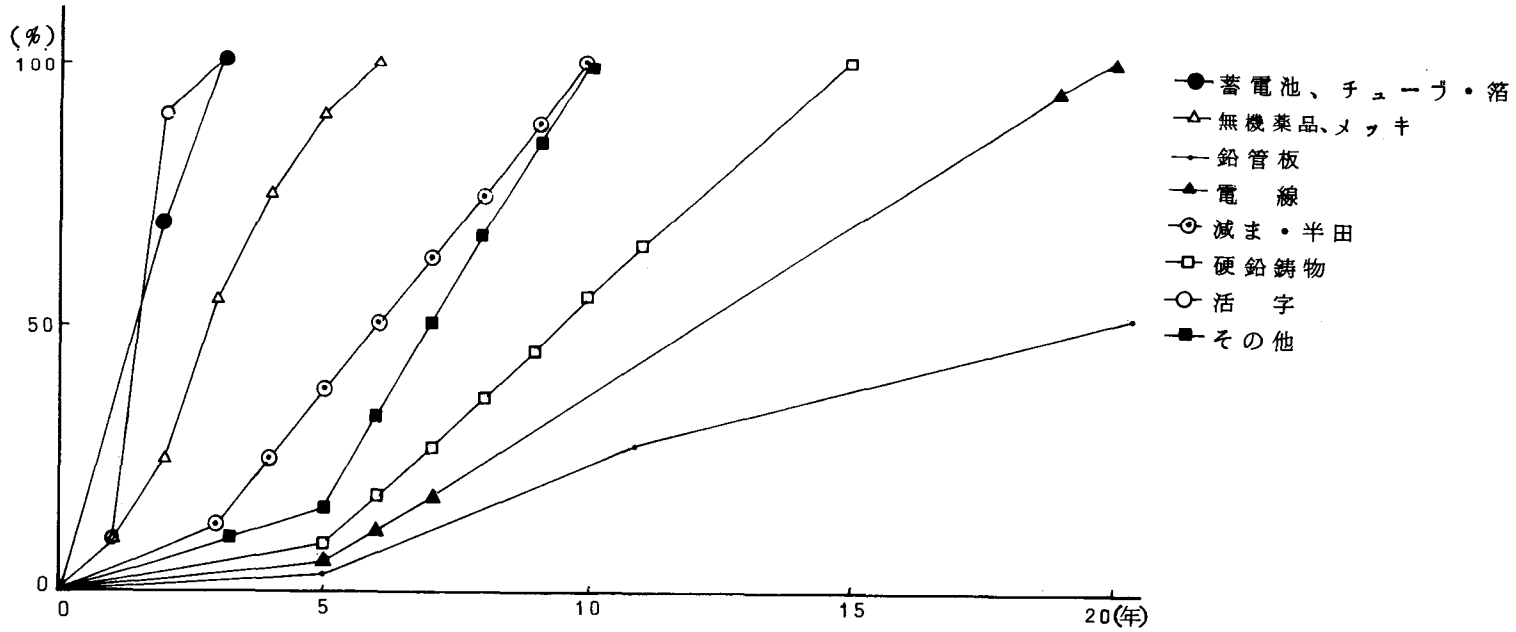
図－4.6　鉛の用途別廃用率関数

化を，図－4.7に示す。用途 i の廃用率関数 f_i（τ）は図－4.6 に示した関数を用い，鉛の用途別供給量 I_i は，図－4.5に示した値を用いた。１９５３年は非鉄金属需給統計年報において鉛に関する統計が始まった年であり，その後の７年毎にあたる年は，１９６０年は高度経済成長の始まる前，１９７４年は高度経済成長が終わり第１次石油ショックの翌年にあたる。１９６７年はその両年の中間にあたり高度経済成長の最盛期の年である。

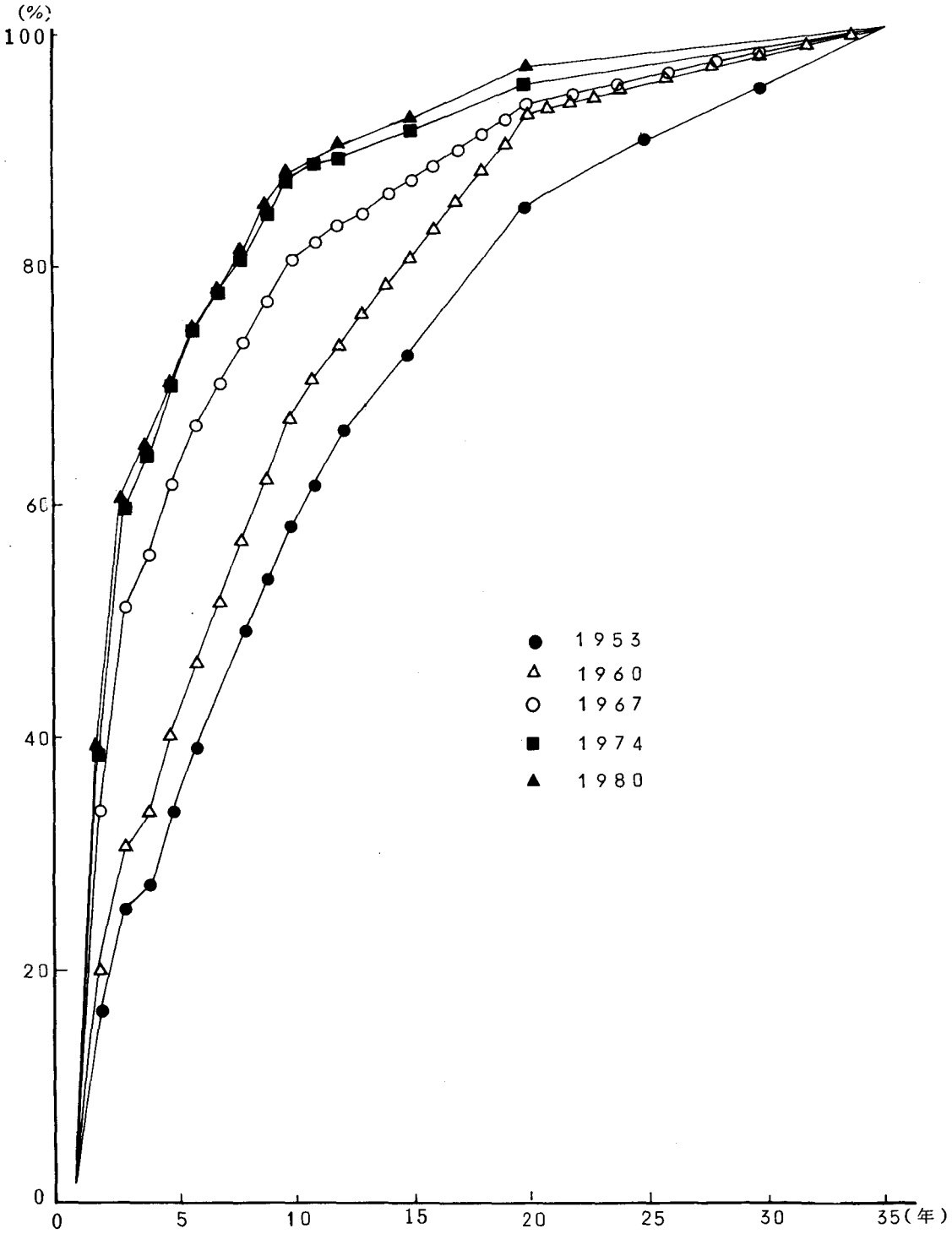
同様に，用途別の累積廃用率関数を図－4.8に示す。図－4.9に平均累積廃用率関数の変化を示す。平均累積廃用率関数は次式で表現される。



図－4.7　　鉛の平均廃用率関数の推移



図－4.8　鉛の用途別累積廃用率関数



図－4.9　　鉛の平均累積廃用率関数の推移

$$g(\tau)=\frac{\sum_i I_i \cdot g_i(\tau)}{\sum_i I_i} \qquad (4-10)$$

ここで，$g(\tau)$ ：平均累積廃用率関数

$g_i(\tau)$：用途 i の累積廃用率関数

$$g_i(\tau)=\int_0^{\tau} f_i(\tau)\,d\tau \qquad (4-11)$$

平均廃用年数 τ_m を

$$\tau_m=\int_0^{\infty}\tau f(\tau)\,d\tau \qquad (4-12)$$

式（4－12）で定義すれば，その経年的推移は図－4.10に示すとおりである。

図－4.10をみれば，高度経済成長の過程で平均廃用年数が急激に短縮化したことは歴然としている。その変化は，表－4.2に示す鉛の用途別供用量の相対的割合の変化によく対応している。

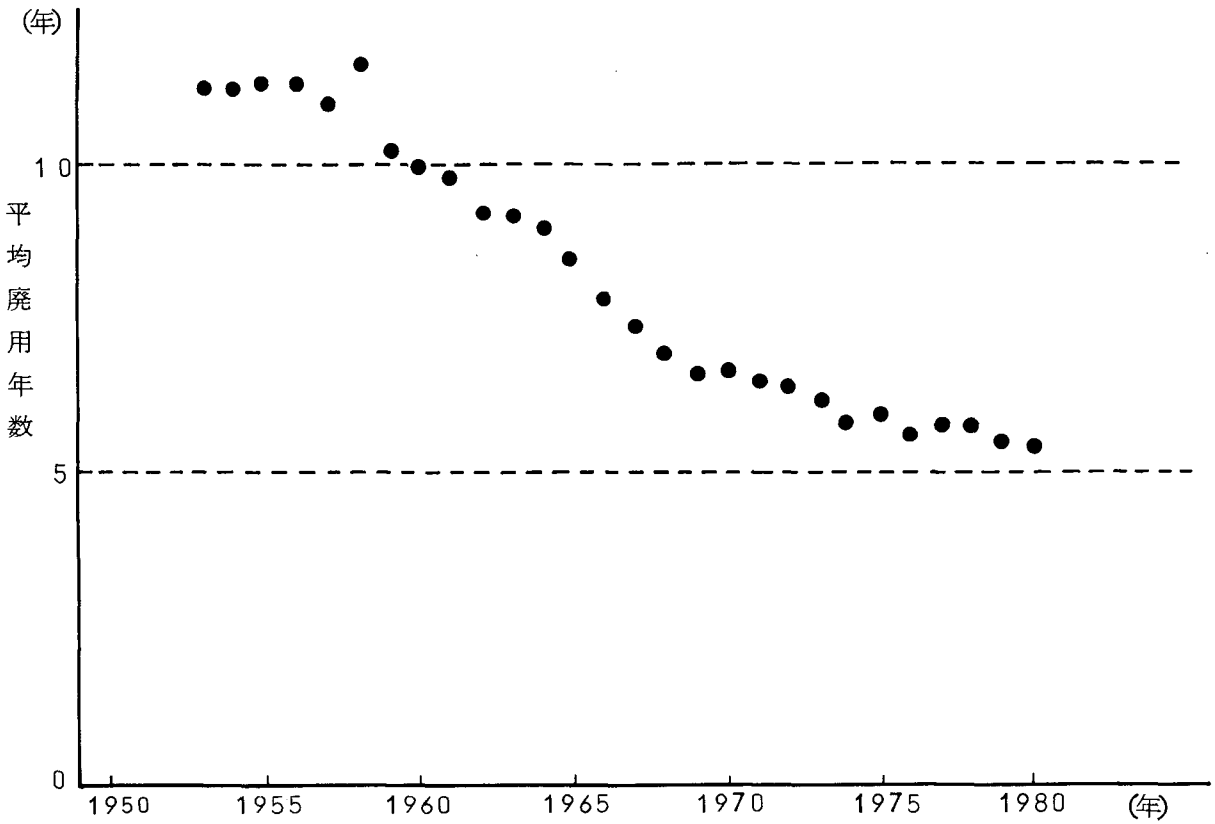
第2は用途の拡大に伴う影響である。需要量の増大は，ある単一の用途での需要増だけではなく，用途の新規開拓 ― 主に日常生活の中に浸透する ― をもたらしたことは既に述べた。無機薬品用への需要が増大したことは，化学商品に含まれる金属の総量を増加させただけではなく，金属が含有される商品の種類を増加させた。1968年と1982年の金属元素別化学商品数の比較を図－4.11に示す。[20]

表－4.2　鉛の用途別供用量の相対的割合の変化（%）

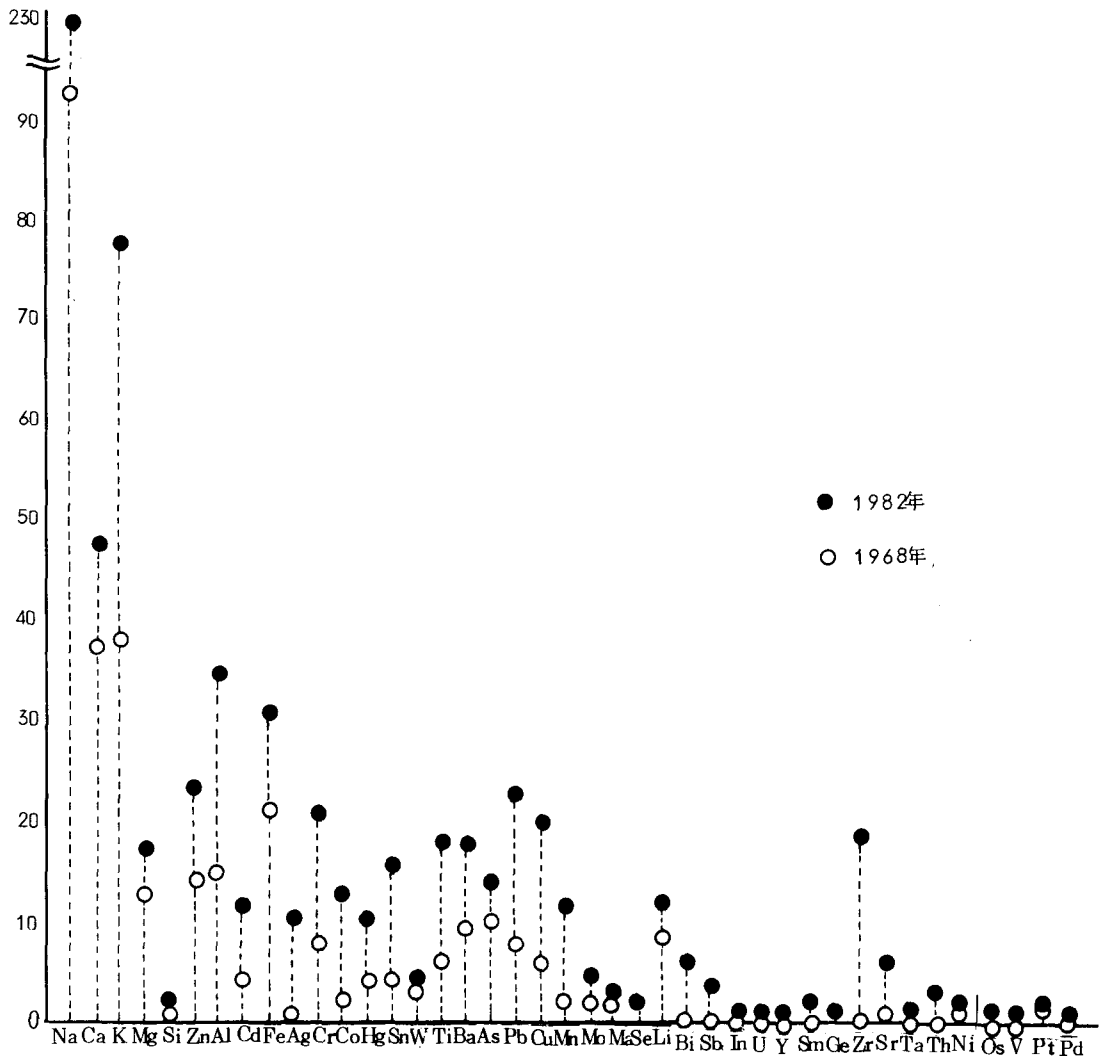
用途＼年	1953年	1960年	1967年	1974年	1980年
蓄電池	16.49	16.89	36.24	47.40	51.03
活字合金	2.23	4.76	2.88	1.12	0.29
鉛管板	33.35	24.25	18.69	10.30	6.05
無機薬品	6.48	9.65	17.32	17.13	15.33
減ま半田	4.84	5.74	6.08	6.97	4.54
電線	25.53	26.41	11.07	7.21	11.21
硬鉛鋳物	2.14	4.14	4.70	8.34	10.38
チューブ	1.95	2.03	1.19	0.44	0.27
メッキ	1.38	1.85	0.89	0.57	0.33
その他	5.11	4.28	4.70	8.34	10.38

第3は，リサイクルができない用途への需要が増加したことである。リサイクルの可否を用途だけで決定することは厳密にはできず使用方法，使用期間，使用場所等によって変動する。しかしながら，平均的にみれば，鉛の廃棄形態は用途別で顕著に相違しており，リサイクル可能型廃棄，永久保存型廃棄，拡散型廃棄および消失型廃棄の4形態に分けることが可能である。[21] 個々の廃棄形態の代表的用途は次のとおりである。

リサイクル可能型廃棄の例は，自動車用バッテリーおよび鉛管板に使用される大部分の鉛である。永久保存型廃棄とは，放射線遮蔽用鉛あるいは保存しておくことに価値があり寿命無限大と考えられる鋳物用鉛である。これらの用途では鉛は一定空間に保管され，リサイクルの対象とはならない。拡



図－4.10　鉛の平均廃用年数の経年変化



図－4.11　金属元素別化学商品の種類 ― 1968年と1982年

散型廃棄の例は家電製品中に組み込まれるハンダ中の鉛，遮音材として使用される鉛板あるいは塗料中の無機薬品系の鉛である。これらの用途では鉛が使用されている場所は明確であり，しかも鉛を使用している製品も一定期間で廃棄されるのであるが，製品中の鉛含有量が小さく，しかも一定空間へ集中させることが容易でないためにリサイクルが困難である。消失型廃棄の例は，自動車用ガソリンにアンチノック剤として注入される四エチル鉛あるいは殺虫剤として使用される砒酸鉛等である。これらの用途では，鉛を使用することが同時に鉛を環境中に拡散させ，リサイクルが困難になる。

永久保存型廃棄，拡散型廃棄および消失型廃棄の３つの廃棄形態をもつ用途への鉛の利用は，現状ではリサイクルできない。鉛需要量に占めるこれらの用途の比率は，図－4.12に示すように，増加しつづけている。これもまた，需要構造が変化したことの影響の１つの現われである。

鉛の消費による環境中への鉛の放出量は，用途別鉛消費量の経年変化が与えられれば，次の手順によって推定することができる。用途ｉに供用された鉛のうち，ある時刻ｔにおいて廃棄される鉛量は次のたたき込み積分で表現できる。

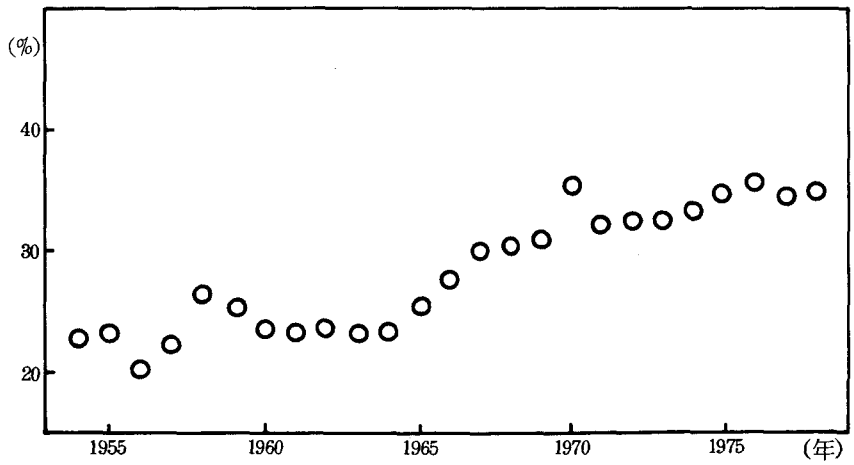
$$O_i(t) = \int_0^{\infty} I_i(t-s)\, f_i(s)\, ds \qquad (4-13)$$

ここで，$O_i(t)$　：用途ｉの時刻ｔでの廃物量

$I_i(t-s)$：用途ｉの鉛投入量

$f_i(s)$　：用途ｉの廃用率関数

用途ｉにおける鉛投入量 I_i は次式で表わされる。



図－4.12　鉛の再生不能用途比率の経年変化

$$I_i = PC_i + SC_i + RSC_i \qquad (4-14)$$

ここで，PC_i ：用途 i における１次鉛需要量

SC_i ： 〃 再生鉛 〃

RSC_i ： 〃 鉛の故またはくず 〃

用途 i で使用され廃棄された鉛から再生された鉛量は次式から算出できる。

$$RA_i = SC_i + RSC_i + X_{si} - M_{si} + SI_i \qquad (4-15)$$

ここで，RA_i ：用途 i における再生鉛量

X_{si} ： 〃 スクラップ輸出量

M_{si} ： 〃 〃 輸入量

SI_i ： 〃 １次鉛製錬に投入されるスクラップ量

X_{si}，M_{si}，SI_i の値については，用途別，発生源別の統計がないため，総量でしか把握できない。再生鉛量についても同様である。

$$X_s = \sum_{i=1}^{n} X_{si},\ M_s = \sum_{i=1}^{n} M_{si},\ SI = \sum_{i=1}^{n} SI_i \qquad (4-16)$$

ここで，X_s ： スクラップ輸出総量

M_s ： スクラップ輸入総量

SI ： １次鉛製錬に投入されるスクラップ総量

$$RA = \sum_{i=1}^{n} RA_i = SC + RSC + X_s - M_s + SI \qquad (4-17)$$

ここで，RA ： 再生鉛量

SC ： 再生鉛需要量

RSC ： 鉛の故またはくず総量

鉛の環境放出量は総量でしか把握できず，次式で算出する。

$$EI = O - RA \qquad (4-18)$$

ここで，EI ：鉛の環境放出量

$$O = \sum_{i=1}^{n} O_i$$

図－4.5に示したREI_a[注)]とREI_b[注)]はそれぞれ次式で表わせる。

$$REI_a = \frac{SC + RSC + X_s - M_s}{PC + SC + RSC} \qquad (4-19)$$

注） REIはRecovery Effort Indexの略

$$REI_b = \frac{SC + RSC + SI + X_s - M_s}{PC + SC + RSC} \qquad (4-20)$$

REI_aは一次鉛製錬で再生される鉛スクラップを除外しているのに対して，REI_bではそれを含む。REI_aとREI_bを比較すれば，一次製錬と二次製錬との間でのスクラップ利用の配分比率が算出できる。

1960～1978年の19年間について算出した鉛需要量，廃物鉛量および環境放出鉛量の推移を図－4.13に示す。図－4.13には同時に次式で表わすRR_a[注)]とRR_b[注)]の経年変化をも示す。1960年以前に消費された鉛については，1953年から1959年までは統計年報の数値からまた戦後1945年から1952年までについては，1953年において消費された鉛量と同量が毎年消費されたと考え，1945年以前に消費された鉛は考慮に入れなかった。

$$RR_a = \frac{RA(t) - SI(t)}{O(t)} \qquad (4-21)$$

$$RR_b = \frac{RA(t)}{O(t)} \qquad (4-22)$$

ここで，O(t)　：時刻tにおける廃物鉛量

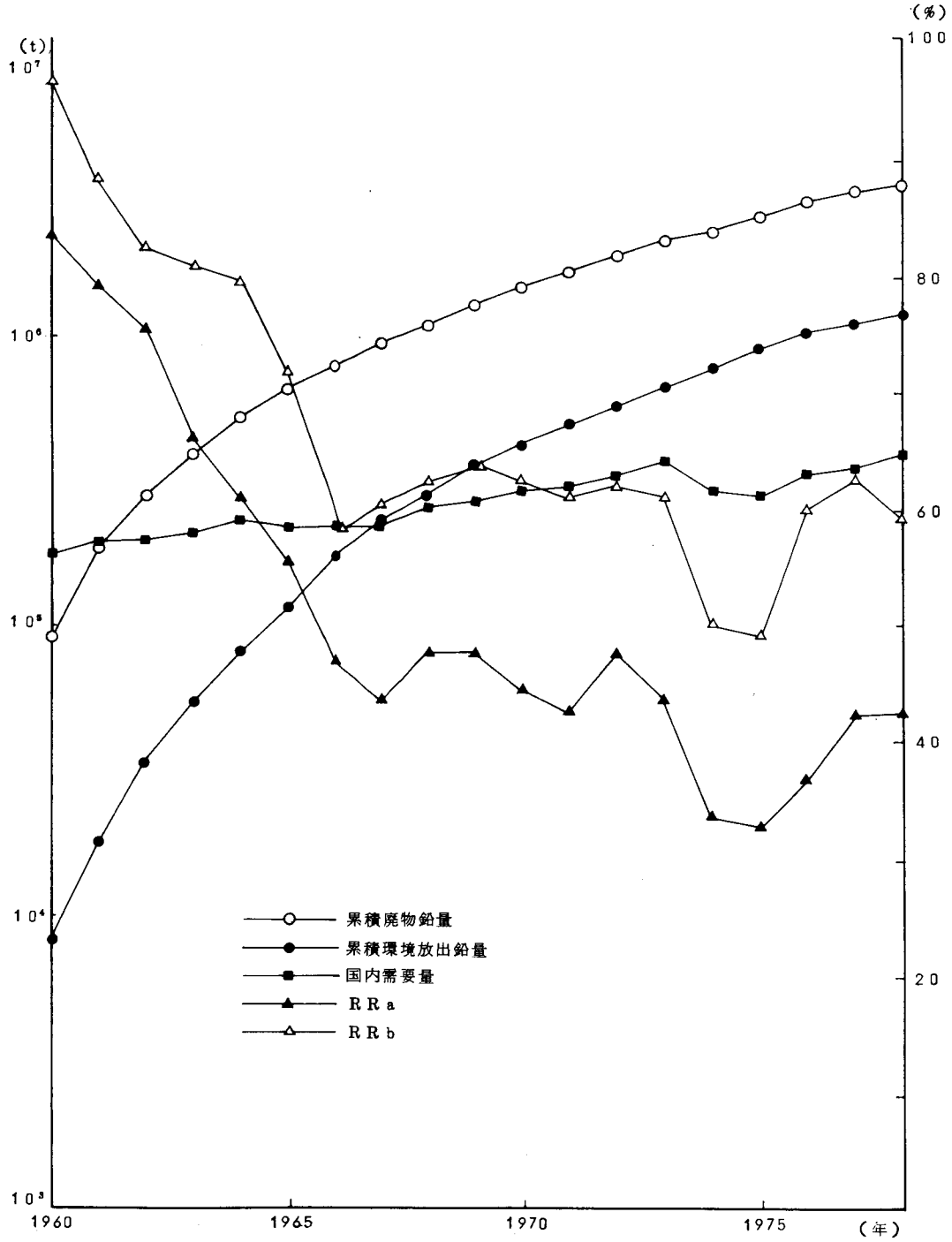
RA(t)：　〃　再生鉛量

SI(t)：　〃　1次鉛製錬に投入されるスクラップ量

累積廃物鉛量と累積環境放出鉛量は，ほぼ同様の傾向的変化を示し，経年的に増加はしているものの増加率は減少している。1978年の廃物鉛量は1977年までの累積鉛量の8.32％で，同じく環境放出鉛量については9.39％である。1978年でみれば，無機薬品38.6％，電線18.1％，蓄電池14.1％，鉛管板13.8％，減ま・半田11.5％，等である。無機薬品は再生できず放出量が大きい。内需量の多い蓄電池に比して，電線の方が放出量が多いのは寿命が長く1960年代に利用された鉛が累積的に廃用される効果が無視できないためである。また，環境放出鉛量は1975年まで毎年増加してきたが，それ以後減少し，1975年の水準まで回復していない。それに対して，廃物鉛量は1978年まで一貫して増加をつづけている。これは，再生率が1975年を底にまた上昇してきているためであろう。RR_aとRR_bはREI_aおよびREI_bと同様の傾向を示しているが，1973年以降の変化が大きく異なっている。

1960～1978年の累積環境放出鉛量は119.4万トンになる。仮に放出された鉛がすべて表層10㎝の土壌に日本全国で平均的に蓄積したとすれば，土壌中鉛濃度は32.3 ppm上昇する。[注)] 国際的な非汚染地域の土壌中鉛濃度10 ppm[2)]と比較すれば，その影響の大きさが明らかである。柳町の公害事件で有名な四エチル鉛は日本では製造されておらず全量が輸入されているため，非鉄金属需給統計年報および資源統計年報には掲載されていない。そこで，同期間の鉛負荷としては5.9万

注）Recovery Rate の略　　注）土壌の比重は1として計算した。



図－4.13　鉛の需要量，廃物量，環境放出量と再生率の推移

トン加える必要がある。[注)]

四エチル鉛は自動車の排ガスから排出され，危険で毒性がある。しかしながら，量的にみれば他の用途から環境中へ放出される鉛量の方が多い。この鉛量が環境汚染あるいは人体被害に直ちに結びつき顕在化しているわけではないが，環境政策は安全側に立ち予見的に行われるべきであるとするならば，鉛の各財への用途別配分とその財の使用価値についても再検討されるべきであろう。

第5節　都市廃棄物における鉛の社会的費用

鉛需要構造が変化したことで，日常生活で使用される消費財に利用される鉛の量が増大したことについては前節で述べた。他の重金属についても同様の傾向がみられる。家計で最終消費される財に含まれる重金属の量が増加するにつれて，一般廃棄物中の重金属の量も増加する。

一般廃棄物中の重金属は，清掃工場の排水・排ガスに規制値を超える量が含まれていたり，埋立処分される焼却灰あるいは浸出水等に含まれ，環境汚染の原因になっている。環境庁の調査によれば，昭和52年2月現在で継続中の裁判でごみ処理施設が訴訟対象原因施設となっているケースは11件にのぼっている。[23)]裁判の争点は多くの場合，公害発生の蓋然性であり，[24)]有害重金属による環境汚染もその1つとして取り上げられている。そこで，一般廃棄物に含まれる鉛がもたらす社会的費用の算定を試みる。社会的費用の定義については既に第2章第1節において簡単にふれたが，詳しくは本節において後述する。社会的費用を算定するために，次の3種類の物質収支調査を実施した。

① 家計1世帯当りで排出される廃棄物の組成と重金属含有量調査

② 清掃工場に搬入される廃棄物の組成と重金属含有量調査（O市S工場）

③ 埋立処分場に搬入される焼却灰ならびに不燃性廃棄物の組成と重金属含有量調査（T市埋立処分場）

それぞれの調査の調査方法，内容および結果は以下のとおりである。

注）大蔵省編『日本貿易月報』より次の要領で算出した。
『日本貿易月報』では，四エチル鉛に関連する3項目の数量が記載されている。
コード番号
38－14－110：テトラメチル鉛製剤
38－14－120：テトラエチル鉛製剤
38－14－190：テトラアルキル鉛を主体とするアンチノック剤その他のもの
テトラエチル鉛製剤の項に記載されている輸入量の約60％（大阪関税輸入部からのヒヤリングによる）がテトラエチル鉛で，残りの約40％はエチレンジクロフィト，ケロシン等の安定剤で，鉛を使用していないか，使用していてもごく微量である。また，テトラエチル鉛（化学式：PbC_8H_{20}）中の鉛含有比率は62.5％である。1960～1978年間のテトラエチル鉛製剤の輸入量は同年内に消費されるとすれば，1960～1978年に消費された鉛量は次式で算出される。

$$45{,}015 \times 0.6 \times 0.625 = 16{,}880 \text{(トン)}$$

同様の手続きで，テトラエチル鉛製剤およびアンチノック剤についても計算すると，それぞれ，5,298トン，36,913トンを得る。これら3つの数値を合計すると約59,000トンを得る。

① 家計1世帯当りで排出される廃棄物の組成と重金属含有量調査

従来自治体で実施されてきた廃棄物組成分析は，通例廃棄物の材質別分類で表現されてきた。これは，焼却炉の最適な燃焼状態を求めるという廃棄物を処理する側からの主として技術的要請に基づいている。しかしながら，廃棄物中の重金属は焼却してもなくならず，焼却灰に濃縮されたり揮発することでかえって処理が困難になるにもかかわらず，焼却処理の方式を変更することは，処分地不足と衛生的処分の必要性から難しい。それゆえ，廃棄物中の重金属による害を軽減するためには，廃棄物になる以前の製品段階から何らかの制御を試みることが最も有効である，と考える。そこで，そのための基礎資料を得ることを目的として廃棄物中の重金属の由来調査を実施した。

家計1世帯当りで排出する廃棄物の製品別組成は昭和52年家計調査年報を用いて算出するが，いくつかの問題点も残るため次のような仮定をおいて推定した。

(イ) 食品については購入重量しか記載されていないため，廃棄量は購入重量の10％とする。

(ロ) 耐久消費財の廃棄量は，その年から平均耐用年数（推定値）だけ前の年に購入された量が，その年に廃棄されるとして推定する。

(ハ) 転居による大量排出は考慮しない。

(ニ) 家計調査年報の調査対象世帯から単身者世帯は除外されている。世帯人員が多くなれば，1世帯当り廃棄物排出量の絶対量は増加するが，1人当り廃棄物排出量は大幅に減少することが認められている。それゆえ，単身者世帯を考慮した場合には1人当りの廃棄物量は推定値よりも高くなる。

(ホ) 家計調査年報では，紙製包装材，プラスチック包装材，ちらし広告，カタログおよびダイレクトメール類は家計で消費する財としては記載されていないため，廃棄物量としては勘定されていない。また，家計調査年報では金銭を支払って購入した財のみが対象となるため，贈答品に伴う廃棄物あるいは自家栽培の野菜あるいは植物等からの廃棄物は品目として記載されていない。そこで，これらの廃棄物については，モデル家庭からの廃棄重量を参考に推定する。

1世帯当り年間廃棄物排出量と廃棄鉛量を表－4.3に示す。各廃棄品目の鉛含有量については，清掃工場に搬入される廃棄物の組成と重金属含有量調査結果における分析値を用いたが，分析ができなかった廃棄品目については既存文献の数値によった。鉛含有量についてみれば，プラスチック製包装材および家庭電化製品において高濃度を示しており，また廃棄鉛量としてはこの2つの用途だけで全廃棄鉛量の約96％を占めている。これは，これらの品目に無機薬品あるいは半田等の鉛が用いられていることによっている。また，これらの品目が，一般廃棄物処理事業において適正処理困難物として問題となっている廃棄物であることも興味深い。それ以外の品目では，紙製包装材において，再生紙を使用していると思われるマッチ箱，厚紙およびダンボール等の鉛含有量が，そ

れ以外の紙よりも2～60倍も高く，鉛含有製品のリサイクルに伴う鉛の流れを考えるうえで注目される。

② 清掃工場に搬入される廃棄物の組成と重金属含有量調査（O市S工場，1978年12月27日サンプリング）

○ サンプリング方法

1) ごみピット中のごみをクラブバケット付天井クレーンでよく混合し，その一部約500 kgをつかみ取る。

2) ごみをよく混合し，平板上に方形に均一に広げる。

3) これを16等分し，任意に選んだ2区分から約200 ℓのごみを採取する。

4) これを4分法によって縮分し，約7.3 kg採取する。

○ 選　　別

1) ごみを品目別に分類し，各々の重量を測定する。

2) 品目別に分類した廃棄物の重金属濃度を分析する。注)

品目別（組成別）重金属排出量および寄与率を表－4.4に示す。

注）重金属の分析および重金属濃度の推定は次の方法によった。

① 食品くず

硝酸，過塩素酸によって湿式分解した後蒸留水または希塩酸によって希釈して原子吸光分析を行った。分析試料は10 g 前後秤量し，分解後100 ccまで希釈，高濃度のサンプルはさらに希釈してフレーム原子吸光分析器によって，低濃度のサンプルはフレームレス原子吸光分析器を用いて分析，測定した。

② 紙　　類

電気炉で約490 ℃，6時間前後乾式灰化する。灰化した後の処理および分析方法は食品くずと同様である。

③ 金属類

サンプルを約1 g 秤量し，王水分解した後，蒸留水で100 mℓに希釈し，フレーム原子吸光分析を行う。

④ プラスチック，ガラス，陶器類

分析が困難なため，既往文献の分析値を参考にした。

表－4.3　　1世帯当り年間廃棄物排出量と廃棄鉛量

廃棄品目			廃棄重量	Pb含有量	廃棄Pb量
分類	品目		(kg)	(μg/g)	(mg)
魚類	魚のくず	骨	2.75	6.26	17
		骨以外	5.51	3.12	17
肉卵	鳥のがら		2.49	7.96	20
	鶏卵（カラ）		4.23	26.40	112
計			14.98	-	166
米穀類	食パンの耳		0.65	0.06	0.04
葉茎菜	キャベツ		2.36	0.02	0.05
	ほうれん草		0.81	0.71	0.58
	はくさい		2.05	0.01	0.02
	ねぎ		0.70	0.44	0.31
	レタス		0.53	-	-
	もやし		0.56	-	-
根菜	甘しょ（皮）		0.57	0.41	0.23
	ばれいしょ（皮）		1.73	0.30	0.52
	大根		1.97	0.35	0.69
	にんじん		0.38	0.59	0.52
	玉ねぎ（表皮）		2.02	0.05	0.10
	かぶ		0.25	0.26	0.07
他の野菜	さや豆（へた）		0.56	0.51	0.29
	きゅうり		2.04	0.26	0.53
	トマト		1.49	0.01	0.01
	ピーマン		0.37	0.18	0.07
	カリフラワー		0.12	0.51	0.06
	その他の野菜		5.50	0.28	1.54
乾物	こんぶ		0.06	0.95	0.06
果物	バナナ（皮）		1.72	0.03	0.09
	みかん（皮）		6.67	0.05	0.33

廃棄品目		廃棄重量	Pb含有量	廃棄Pb量
分類	品目	(kg)	(μg/g)	(mg)
果物	レモン(絞りかす)	0.18	0.07	0.01
	りんご	0.19	0.05	0.01
	かき	0.40	-	-
	他の果物	6.56	0.05	0.33
飲料	緑茶・茶がら	0.37	2.17	0.80
	紅茶・かす	0.03	1.06	0.03
計		41.34		7.29
紙製包装材	紙製箱	9.2	7.6	70
	牛乳等パッケージ	4.8	0.6	3
	マッチ箱	0.3	17.8	5
	包装紙	3.8	3.66	14
	肉の包み紙	0.2	0.91	0
	紙袋	7.4	0.35	3
	厚紙	2.8	12.5	35
	ダンボール	1.3	20.8	27
計		29.8	-	157
金属製包装材	ビール缶	0.31	55	17.1
	炭酸飲料缶	1.24	55	68.2
	ジュース缶	2.92	55	160.6
	缶詰空缶	1.70	55	93.5
	チューブ	3.30	88	290.0
計		9.47	--	629.4
プラスチック製包装材	容器	5.70	0.1(%)	5700
	袋・シート類	20.3	0.1(%)	20300
	生鮮食料品包装	5.6	0.1(%)	5600
	発泡スチロール	0.3	0.1(%)	300
計		31.9	--	31900
ガラス製びん	酒びん	2.18	5	10.9
	ビールびん	2.44	5	12.2

廃棄品目		廃棄重量	Pb含有量	廃棄Pb量
分類	品目	(kg)	(μg/g)	(mg)
ガラス製びん	洋酒びん	1.70	10	17.0
	炭酸飲料びん	0.82	5	4.1
	ジュースびん	0.93	5	14.0
	牛乳びん	2.79	5	14.0
計		10.86	--	62.9
包装材・容器類総計		82.03	--	32749

廃棄品目		廃棄数量	1単位重量	廃棄重量	Pb含有量	廃棄Pb量
分類	品目	(台)	(kg/台)	(kg)	(%)	(g)
電気器具	電球・蛍光灯	-	-	0.38	0.5	1.9
	電気アイロン	0.040	1.5	0.06	0.5	0.3
	電気炊事用器具	0.063	3	0.19	0.5	1.0
	トースター	0.044	2	0.09	0.5	0.5
	電気暖房器具	0.144	10	1.44	0.5	7.2
	他の電気器具	-	-	0.69	0.5	3.5
計		--	--	2.85	--	14.4
テレビ・ラジオ	ラジオ	0.035	1	0.04	0.6	0.2
	テレビ(白黒)	0.074	22	1.63	0.6	9.8
	カラーテレビ	0.037	22	0.81	0.6	4.9
	ステレオ	0.019	46	0.87	0.6	5.2
	テープレコーダー	0.022	3	0.07	0.6	0.4
	その他	-	-	0.65	0.6	3.9
計		--	--	4.07	--	24.4
電動器具	電気洗濯機	0.055	29	1.60	0.6	9.6
	電気冷蔵庫	0.037	60	2.22	0.6	13.3
	電気掃除機	0.044	5	0.22	0.6	1.3
	扇風機	0.057	8	0.46	0.6	2.8
	クーラー	0.003	27	0.08	0.6	0.5
	他の電動器具	-	-	0.77	0.6	4.6

廃棄品目		廃棄数量	1単位重量	廃棄重量	Pb含有量	廃棄Pb量
分類	品目	(台)	(kg/台)	(kg)	(%)	(g)
計		--	--	5.35	--	32.1
電気製品総計		--	--	12.27	--	70.9

廃棄品目		廃棄数量	1単位重量	廃棄重量	Pb含有量	廃棄Pb量
分類	品目	(枚・個・台)	(kg/1単位)	(kg)	(μg/g)	(mg)
家具	時計	-	-	0.10	35	3.5
	敷物	0.087	26	2.26	1	2.3
	机・いす	-	-	4.00	3	12.0
	たんす	0.087	40	3.48	3	10.4
	ストーブ	0.120	10	1.20	35	4.2
	他の家具	-	-	7.00	10	70.0
計		--	--	18.04	--	102.4
その他	ミシン	0.012	15	0.18	20	3.6
	裁縫道具	-	-	0.10	3	0.3
	洗濯道具	-	-	0.50	3	1.5
	家庭用工具	-	-	0.40	3	1.2
	掃除用具	-	-	0.50	3	1.5
	ポリ袋・ラップ	-	-	0.80	1	0.8
	他の雑用品	-	-	4.00	3	12.0
計		--	--	6.48	--	20.9
寝具	布とん・マットレス	0.71	27	19.17	3	57.5
	毛布	0.417	4	1.67	3	5.0
	敷布	0.52	1	0.52	3	1.6
	他の寝具	-	-	15.17	3	45.5
計		--	--	36.53	--	109.6
家具類総計		--	--	61.05	--	232.9

廃棄品目 分類	品目	廃棄数量 (畳・個)	1単位重量 (kg/1単位)	廃棄重量 (kg)	Pb含有量 (μg/g)	廃棄Pb量 (mg)
設備修繕	木材	-	-	1.00	2.5	3
	金具	-	-	0.60	35	21
	他の修繕材料	-	-	1.50	35	53
	たたみ	1.06	21	22.30	0.5	11
	上敷きござ	-	-	4.00	0.5	2
	板ガラス	-	-	0.40	5	2
	障子紙	-	-	0.05	0.5	0
計				29.85	-	92
食器	茶わん	3.80	0.25	0.95	25	24
	さら	2.42	0.20	0.43	25	12
	魔法びん	0.119	1.50	0.18	0.4(%)	720
	スプーン・ナイフ	1.30	0.035	0.05	35	2
	他の食器	-	-	3.33	30	100
計		-	-	4.99	-	859
台所用品	なべ・やかん	1.05	1	1.05	35	37
	バケツ	0.336	0.8	0.27	35	9
	ガス器具	-	-	1.50	35	53
	台所用小物	-	-	1.50	35	53
	他の台所用品	-	-	1.00	35	35
計		-	-	5.32	-	187
設備・食器等総計		-	-	40.16	-	1137

廃棄品目 分類	品目	廃棄数量 (足・本・個)	1単位重量 (g/1単位)	廃棄重量 (kg)	Pb含有量 (μg/g)	廃棄Pb量 (mg)
履物	革靴	1.517	600	0.91	3	2.7
	ケミカル靴	0.328	600	0.20	50	10.0
	大人雨靴	0.206	500	0.10	50	5.0
	運動靴	2.813	500	1.40	5	7.0
	他の子供靴	1.481	400	0.59	3	1.8

廃棄品目 分類	廃棄品目 品目	廃棄数量 (足・本・個)	1単位重量 (g/1単位)	廃棄重量 (kg)	Pb含有量 (μg/g)	廃棄Pb量 (mg)
履物	げた	0.273	500	0.14	2.5	0.4
	ぞうり	0.370	400	0.15	50	7.5
	サンダル	2.436	400	0.97	50	48.5
計		--	--	4.90	--	87.3
かさ類	洋がさ	0.999	400	0.40	35	14.0
	他のかさ	-	-	0	35	0
計		--	--	0.40	--	14.0
服飾品	帽子	1.247	100	0.12	5	0.6
	ネクタイ	0.632	40	0.03	5	0.2
	えり巻その他	-	-	0.10	5	0.5
	手提げかばん	0.207	900	0.19	5	1.0
	ランドセル	0.048	900	0.04	5	0.2
	ハンドバッグ	0.375	500	0.19	5	1.0
	旅行かばん	0.098	1400	0.14	5	0.7
	他のバッグ	1.104	900	0.99	5	5.0
	服飾品小物	-	-	0.12	5	0.6
	装身具	-	-	0.10	5	0.5
	他の服飾品	-	-	0.39	5	2.0
計		--	--	2.41	--	12.3
他の被服類	スポーツ用品	-	-	0.53	5	2.7
身のまわり品総計		--	--	8.24	--	116.3

廃棄品目 分類	廃棄品目 品目		廃棄重量 (kg)	Pb含有量 (μg/g)	廃棄Pb量 (mg)
印刷物	古新聞		30.0	5.9	177
	雑誌		3.0	0.7	2
	ちらし広告	多色刷	20.5	13.5	277
		2色刷	9.9	6.4	63
		単色刷	2.2	4.6	10

廃棄品目		廃棄重量	Pb 含有量	廃棄 Pb 量
分類	品目	(kg)	(μg/g)	(mg)
印刷物	カタログ類	3.9	6.0	23
	封筒(ダイレクトメール)	3.0	1.6	5
	他の印刷物	1.5	3.0	5
計		74.0	--	562
文房具	ノートブック	1.40	1	1.4
	他の紙製品	0.40	1	0.4
	鉛筆	0.02	3	0.1
	万年筆	0.00	50	0.1
	ボールペン	0.02	(0.4%)	88.0
	他の文房具	0.10	50	5.0
計		1.94	--	95.0
その他	めがね	0.02	50	1.0
	歯ぶらし	0.04	(0.4%)	156.0
	かみそり替え刃	0.00	35	0.2
	自動車等	2.00	50	100.0
	雑巾・はぎれ類	11.90	3	36.0
	運動用品	0.2	3	0.6
	カメラ	0.3	50	15.0
	玩具	1.0	20	20.0
	楽器	0.8	55	4.0
	レコード	0.2	(0.4%)	800.0
	室内装飾品	0.2	15	3.0
	たばこ	1.1	4.65	4.9
その他の廃棄物総計		93.70	--	1797.7
全廃棄物総計		353.77	---	107106.2

表－ 4.4　組成別重金属排出量及び寄与率

（S工場採取ゴミの組成分析に基づく）

項目 / 品目（組成）	組成比	処理重量	重金属濃度				重金属重量				重金属寄与率			
			Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
単位	湿 %	ton／day	ppm				g／day				%			
食品くず	10.5	63.1	0.22	1.00	2.02	7.11	13.9	63.8	128	447	0.64	0.08	0.22	0.38
印刷物	7.8	46.9	0.10	20.3	4.98	162	4.7	957	234	7600	0.22	1.18	0.40	6.39
紙製箱	11.6	69.6	0.40	16.4	7.83	125	27.8	1140	545	8690	1.29	1.40	0.93	7.31
牛乳等容器	1.0	6.0	0.03	0.6	0.6	2.0	0.1	0	4	13	0.01	0.00	0.01	0.01
包装紙	0.2	1.3	0.007	8.0	3.66	26.7	0.1	13	5	38	0.00	0.02	0.01	0.03
紙袋	4.6	27.6	0.020	64.0	0.35	9.0	0.5	1760	10	243	0.02	2.17	0.02	0.20
紙くず	9.5	57.1	0.11	22.0	3.5	65	6.3	1250	200	3710	0.29	1.54	0.34	3.12
紙　計	34.7	208					39.5	5120	998	20300	1.83	6.31	1.70	17.07
金属缶	2.8	16.9	17.0	342	51	1232	286	5760	859	20800	13.27	7.10	1.46	17.46
金属片	0.4	2.4	3.30	16200	492	2310	8.0	39300	1190	5600	0.37	48.43	2.03	4.71
金属　計	3.2	19.3					294	45100	2050	26400	13.65	55.52	3.50	22.17
プラスチック容器	3.0	18.0					326	830	2970	6420	15.10	1.02	5.06	5.40
プラスチック袋	6.9	41.4					749	1900	6820	14800	34.69	2.34	11.62	12.42
歯ブラシ	0.1	0.6					11.6	26	106	230	0.54	0.03	0.18	0.19
ひも	0.1	0.6					11.6	26	106	230	0.54	0.03	0.18	0.19
スポンジ	0.1	0.6					11.6	26	106	230	0.54	0.03	0.18	0.19
発泡スチロール	2.0	12.0					217	549	1980	4290	10.06	0.68	3.37	3.61
プラスチック片	0.3	1.8					32.3	77	295	638	1.50	0.09	0.50	0.54
プラスチック　計	12.5	75.1	18.1	46.1	165	357	1360	3430	11500	26800	62.96	4.23	21.10	22.54
ガラスびん	2.3	13.8					0.1	26	2900	626	0.00	0.03	4.93	0.53
ガラス片	0.8	4.9					0.1	13	1020	217	0.00	0.02	1.74	0.18
ガラス　計	3.1	18.7	0.00	1.75	210	45.6	0.2	39	3920	843	0.00	0.05	6.67	0.71
繊維	2.5	15.1	4.34	42.5	23.0	122	65.4	638	346	1840	3.03	0.79	0.59	1.55
陶器片	0.3	1.8	0.00	156	165	727	0.1	281	1720	1300	0.00	0.35	2.94	1.10
落葉	0.6	3.6	3.10	70	36	369	11.1	255	129	1310	0.51	0.31	0.22	1.11
たばこ吸いガラ	0.1	0.6	2.30	1.6	4.7	23.0	1.5	0	3	13	0.07	0.00	0.00	0.01
分別不能　ガラス片	1.8	10.9	0.00	1.75	210	45.6	0.1	13	2280	498	0.00	0.02	3.88	0.42
分別不能　その他雑	30.8	185	2.02	142	188	212	373	26200	34800	39200	17.30	32.35	59.19	32.96
計	100	600					2160	81100	58700	119000	100	100	100	100

S工場に搬入される廃棄物中の重金属量はカドミウム：2.2kg／日，銅：81kg／日，銅59kg／日，亜鉛：119kg／日である。組成別の重金属濃度のうち，鉛については，プラスチック，ガラス，陶器片が特に高く，分別不能のガラス片，その他雑ごみも高い。組成別の重金属寄与率は鉛については，分別不能その他雑ごみが59％，プラスチック類が21％，ガラス類が11％，金属類が4％，陶器片が3％である。他の金属に比べて分別不能その他雑ごみの寄与率が大きいのが特徴である。プラスチック類，ガラスおよび陶器片中の鉛は，可塑剤および上ぐすりなど無機薬品関係の用途に由来するものである。

鉛以外の金属について組成別の寄与率をみれば，カドミウムについては，プラスチック類が63％，分別不能その他雑ごみが17％，金属類が14％となっており，プラスチック類が多いのが特徴である。銅については，金属類が56％，分別不能その他雑ごみが32％となっており，プラスチックの寄与率が低く，金属類が多いのが特徴である。亜鉛については，分別不能その他雑ごみが33％，プラスチック類が23％，金属類が22％，それに紙類が17％を占めている。

組成別の寄与率が，金属の種類でこのように異なるのは，金属の用途別供給の割合を反映しており，金属の清掃工場への流入量を制御することを試みるうえで，金属の用途別利用の社会的評価に基づく戦略・戦術が必要であることを示している。

清掃工場へ重金属が流入する量を制御するには，廃棄物の分別収集が有力な手段である。東京都清掃研究所の研究報告[25]によれば，昭和52年度時点で完全な分別収集（可燃ごみは可燃物のみ，分別ごみは不燃物，不適物，雑のみ）を行った場合の試算結果として，混合収集に比べて焼却ごみ中の成分濃度は金属毎で次のように変化するとしている。濃度が10分の1以下に減少する物質は，水銀（分別収集の効果が顕著である），3分の1から9分の2に減少するのは亜鉛，クロム，銅，5分の2から3分の1に減少するのはカドミウム，鉛である。分別収集による効果は金属毎で異なり，ばらつきを考慮すれば，余り効果のみられないと思われる物質もある。これは，可燃物に分類されている財に多く含有されている金属もあるためであり，金属毎の用途別利用のパターンが相違していることを示している。と同時に，分別収集を実施するだけでは，金属の流入量を制御することにはならないという点で，分別収集の効果の限界をもあわせて示している。また，金属の流入量を削減していくことの容易さが，金属毎に異なることも同時に明らかである。

また，本調査では，分別不能その他雑ごみの寄与率が，カドミウムで17％，銅で32％，鉛で59％，亜鉛で33％とどの金属についても多く，この雑ごみが何に由来するものであるか今後検討する必要があろう。

③ 埋立処分場に搬入される焼却灰ならびに不燃性廃棄物の組成と重金属含有量調査（T市埋立処分場）

埋立処分場には，可燃性廃棄物を焼却した後の焼却灰と不燃性廃棄物が搬入される。そこで，可燃性廃棄物中の鉛はすべて焼却灰中に含まれ埋立処分場に投棄されるとみなし，不燃性廃棄物中の鉛とあわせて，埋立処分場へ投棄される鉛量を算出した。表－4.5に，埋立処分場へ投棄される鉛の負荷量およびその製品別寄与率を示す。廃棄品目の鉛濃度は表－4.3の値を用い，廃棄重量については，T市の廃棄物に関する統計数値によって総量を決め，その品目別内訳については，T市の廃棄物はO市S工場の廃棄物と同じであるとして，表－4.4を参考にして推定した。

社会的費用の定義は，ミハルスキーの学説史的整理[26]によれば，国民経済的総費用，社会経済的最適状態からの乖離によって生じる機会費用，汚染惹起者が負担せず第三者に転嫁する費用，公共政策実施費用，などがある。環境汚染に伴う被害には貨幣評価不可能ないわゆる絶対的損失[27]が存在するため，社会的費用という金銭タームのみでその大きさを計測することには困難が生ずる。そこで，ここで環境汚染に伴う費用・被害・損失を費用化された社会的費用と金銭タームで評価できない社会的損失の2つの概念に分類し，次の4つのカテゴリーを設定する。

① 環境汚染に伴う被害を発生させないために支出された費用 ・・・・・ 防止費用

② 発生した被害を修復するために支出された費用 ・・・・・ 復元費用

③ 費用を投入すれば防止あるいは復元することが可能であるにもかかわらず，現実には物理的な被害を受け，各経済主体によっては何らの対策も打たれず放置されたままになっている被害，あるいは対策がなされたのが一部分のみで完全には修復されていない被害 ・・・・・ 相対的損失

④ いくら費用を投入しても防止することも復元することも不可能な被害，ただし，自然災害は除く ・・・・・ 絶対的損失

①と②が社会的費用，③と④が社会的損失である。これらの分類はいずれも相対的であることに留意する必要がある。例えば，絶対的損失を復元するために無限大の費用を支出しなければならない被害と定義すれば，環境汚染に伴う費用・被害・損失を防止費用と復元費用に分類することも可能であろう。[28]ここでは，被害が放置されているか復元されているかによって損失と復元費用とを区別した。

家庭廃棄物中の重金属に由来する社会的費用および社会的損失を，①～④の分類に対応して，次のように定義し範囲を限定する。

① 防止費用（ⓐ＋ⓑ）

ⓐ 清掃工場において，廃水および廃ガス中の重金属を，規制基準値以下に抑えるために必要となる防止装置にかかる費用

ⓑ 埋立処分地からの浸出水中の重金属を，規制基準値以下に抑えるために必要となる防止装置にかかる費用

ⓐもⓑも，設備投資費に維持管理費を含む費用である。

② 復元費用

被害の未然防止を怠ったために発生した被害を修復するために必要となる費用

③ 相対的損失

清掃工場からの排水が下水道へ流入したために発生した下水汚泥中の重金属蓄積に起因して，再利用することが不可能になった下水汚泥によって生じる被害

表－4.5　埋立処分地の重金属負荷に対する製品別寄与率（Pb）

品目	濃度 (ppm)	重量 (g/day)	寄与率 (%)
食品くず	2.02	1,033	0.1
印刷物	4.98	1,888	0.2
紙製箱	7.83	4,396	0.4
牛乳等容器	0.60	32	0.0
包装紙	3.66	40	0.0
紙袋	0.35	81	0.0
紙くず	3.50	1,613	0.2
紙総計		8,051	0.9
金属缶	51	6,929	0.7
金属片	492	9,599	1.0
金属総計		16,537	1.7
プラスチック容器		23,958	2.4
プラスチック袋		55,015	5.5
歯ブラシ		855	0.1
ひも		855	0.1
スポンジ		855	0.1
発泡スチロール		15,972	1.6
プラスチック片		2,380	0.2
プラスチック総計	16.5	92,767	9.3
ガラスびん		23,393	2.3
ガラス片		26,620	2.7
ガラス総計	210	50,013	5.0
繊維	23.0	2,791	0.3
陶器片	965	13,875	1.4
落葉	36	1,041	0.1
たばこ吸いがら	4.7	24	0.0
その他分別不能雑ゴミ	188	280,720	28.1
計		(473,513)	
金属製包装材	55～88	4,310	0.4
ガラスびん	210	15,628	1.6
電気製品	5,000～6,000	485,955	48.7
家具	1～35	700	0.1
ミシン	20	20	0.0
家庭用工具	3	10	0.0
掃除用具	3	10	0.0
寝具	3	750	0.1
設備食器等（障子紙を除く）	0.5～4,000	7,788	0.8
履物	25～50	598	0.1
かさ類	35	91	0.0
服飾品（帽子，ネクタイ，えり巻その他を除く）	5	71	0.0
その他（印刷物，万年筆，ボールペン以外の文房具，雑布・はぎれ類，たばこ，歯ぶらしを除く）		7,068	0.7
計		(522,999)	
総計		996,512	

④　絶対的損失

金属資源の消失

これらの社会的費用および社会的損失のうち最も測定しやすいのは防止費用であろう。しかし，清掃工場の公害防止設備は，重金属を処理する以外にも複数の機能を持っている場合が多く，重金属を処理するために発生する費用分だけを特定化することが困難である。そこで，重金属に由来する防止費用とは，廃棄物に重金属が含まれていないと仮定した場合に，現実に設置されている設備の中で不要になる設備にかかわる費用である，とする。この方法では，廃棄物中重金属に由来する実際の社会的費用を仮に防止費用のみに限定したとしても，実際の防止費用よりも低く見積ることになる。すなわち，実際の社会的費用のうち測定が容易な最小限度の額を算定したことになる。この方法は，社会的費用の膨大さを強調して何らかの対策の必要性を主張することを意図する場合には有効であるとされている。[29]

以上の考え方に基づいて計測した社会的費用の額は以下のとおりである。

○Ｏ市Ｓ工場の場合

設　備　費		
水銀除去吸着塔	２塔	３３,４５５,０００円
吸着ｐＨ調整槽撹拌機	４基	５８４,０００円
吸着塔送水ポンプ		５５８,４００円
吸着塔逆洗ポンプ		９０２,０００円
	計	３５,４９９,４００円
維持費（年間）		
吸着ｐＨ調整用荷性ソーダ代		１２０,０００円
〃　硫酸代		１６７,０４０円
吸着設備関係の電気使用代		７４,４００円
キレート樹脂代		２,２２０円
	計	３６３,６６０円

○Ｔ市埋立処分地の場合

設　備　費		
汚水処理装置（マスキー方式）		９,２００,０００円
〃　電源引込み工事費		４７５,０００円
	計	９,６７５,０００円
維持費（年間）		
ＦＦＳ機に用いる沪材代		７３０円
〃　活性炭代		１４６,０００円
ＦＦＳ機，マスキー機関係の電気使用代		４６５,９２２円
	計	６１２,６５２円

設備費を耐用年数で割りもどし，年間当りの社会的費用を算出すれば，O市S工場では2,872,224円，T市埋立処分地では2,321,902円となり，地域特性を無視して合計すれば，5,194,126円である。その社会的費用を，1人当りあるいは1世帯当りに割り振れば，1人当り平均25.5円／年，1世帯当り平均84.5円／年である。また，鉛の廃棄物組成別（品目別）寄与率に基づいて，製品レベルで費用振分を行えば，表－4.6に示す製品に費用が振分けられる。

社会的費用を軽減することを目的としてチャージを課すとすれば，ppp（汚染者負担の原則）および施策の有効性の見地からどのような方法が合理的であるか検討してみよう。

1つの方法は，1人当り年間25円あるいは1世帯当り年間84円（いずれも平均）のチャージを課すことである。廃棄物を排出する主体すなわち家計に責任があるとする立場である。

表－4.6　製品レベルでの社会的費用の振分

1.その他分別不能ゴミ	2,352,811	（円／年）
2.電　気　製　品	1,130,766	
3.プラスチック袋	460,883	
4.ガ　ラ　ス　片	223.536	
5.プラスチック容器	202,209	
6.ガラスびん㊀	194,143	
7.発泡スチロール	134,806	
8.陶　　器　　片	115,801	
9.金　　属　　片	80,663	
10.金　　属　　缶	58,187	

この方法では，重金属を多量に含有する製品を家計が買い控えること，また分別収集に協力して再資源化ルートに乗せることで重金属の排出量を減らすことができ，そのためのインセンティブとして働かせることを目的としている。しかし，チャージの額が1世帯当り年間総支出額の0.01％にもみたず小さすぎるために，消費様式を変更するインセンティブとしては弱い。また，この方式を採用しうる前提として，製品毎の重金属含有量が周知されていなければならず，同時に重金属を使用していない代替品が準備される必要がある。そうでなければ，家計や個人が重金属の排出を減らすために生活水準の低下をまねくことになる。しかも，仮に家計が重金属排出量を削減する努力をしたとして，そのことを定量化する方法に困難があり，制度化が難しい。それゆえ，この方法では，家計や個人に対して製品の材質等への注意を換起することにはプラスになっても，実際の重金属削減効果は小さいと思われる。

もう1つの方法は，製品の生産者にチャージを課することである。鉛による配分比率でチャージを課すとすれば，電気製品約113万円／年，プラスチック袋約46万円／年である。

この方法では，生産者レベルで製品の設計，投入原材料の変更をもたらすインセンティブが働くこと，仮にチャージが製品の価格に転嫁した場合には，消費者レベルでその消費量を減らすインセンティブが働くことを目的にしている。生産者レベルでチャージを課する方法は，大気汚染の硫黄

酸化物対策で，燃料の硫黄含有量を基準にチャージを課するのと同様の方法であり，1人当りあるいは1世帯当りで課するよりも容易に実施できる。また，生産者は製造工程に最も詳しく，重金属の使用量を削減するあるいは使用しないようにする技術開発を試みることもできる。製品を製造・販売することで利潤をあげている企業が社会的費用を負担することが当然であるとの立場にたてば，pppからも合理的であると思われる。

しかしながら，この方法の問題点の1つは，重金属排出量を削減するのに，生産段階で制御する以外の多様な施策が検討されないことである。例えば，チャージを支払う方が消費後の廃棄物を再資源化するシステムを生産者の責任で確立するための費用よりも安価な場合には再資源化へのインセンティブが働かない。有害物質を分別収集することは，物質毎でその効果が異なることについては本節において既に言及したが，分別収集した後再資源化ルートへ乗せることで流入量の大半を削減することができる金属については，デポジット制度等再資源化を促進するためのインセンティブを別途用意すべきであろう。

もう1つの問題点は，すべての製品に金属の含有比率を基準にチャージを課することの効果と妥当性の問題である。野菜，魚などの農水産物は，生産者にチャージをかけても含有量を削減することはできない。生産者が含有量を削減することができる製品・用途のみにチャージを課するべきであるが，その場合の削減効果については別途検討の必要があろう。

社会的費用の額は最低限の見積りをしたためでもあるが，金額的には1人当りあるいは1世帯当りにしても，鉛含有製品別に生産者にチャージを課するにしても，チャージが課せられた経済主体に何らかの環境保全的活動を行なわせるための懲罰的効果としては小額であり，チャージを実施するためにかかる費用の方が大きくなると思われる。そこで，そうした交渉費用を減らし鉛の使用量そのものを減らすために，鉛の生産者に直接チャージを課する方法がある。アメリカ合衆国のスーパーファンド法[30]において実施されている方法であり，鉛含有製品別にチャージを課する場合と同様の問題点を持つもののより効果的であると思われ，今後の推移を見守る必要があろう。また，チャージを重金属の排出量を削減するよう経済主体を誘導するための懲罰的手段としては用いず，チャージで得た財源をまとめて別の対策に用いるために課することも一案である。

廃棄物として埋立処分される重金属は，技術的にもリサイクル不可能であり，人間活動のサイクルからは離れ消失してしまうという意味で絶対的損失をもたらす。このプロセスは，ジョージェスク＝レーゲン[31]が指摘した「人間が利用できる物質が不可逆的に利用不可能な物質またはエネルギーに劣化してゆく」という物質利用の経済上の側面を示すプロセスといえよう。そこで，都市廃棄物中の重金属に由来する社会的損失の大きさを検討するために，各金属の1人当り国内需要量およびその市場評価額と比較してみよう。それらの値と1人年間当り消失金属量とその市場評価額を表－4.7に示す。

1人年間消失量は，鉛で2,171gになり，1人年間国内需要量3,182gに対して68.2%になる。これを金額換算すれば，鉛で1人年間394円が消失しており，1人年間国内需要鉛量を金額換算した578円に比較して大きいだけでなく，本節で算出した1人年間当りの鉛の社会的費用25.5円に比べると一桁大きくなっている。すなわち，消費過程から廃棄され消失してしまう鉛は，社会的費用は小さくとも社会的損失は大きいのである。廃棄物中に排出される金属の量を減少させることは，市場では評価されにくいが，社会的損失を減少させることに貢献するのである。

次に，1人当り年間消失鉛量2,171gを本章第4節で推計した1960～1978年における環境放出鉛量119.4万トンと比較してみよう。119.4万トンを1人当り鉛量に直せば約10.7kgであり，1人当り年間鉛量では約561gになる。また，表－4.7と同じ1977年では，第4節で推計した環境放出鉛量は約9.8万トンであり，1人当り年間環境放出鉛量は約875gとなる。いずれも本節で推計した1人当り年間消失鉛量2,171gよりも小さい。しかしながら，本節での推計値2,171gは大都市の清掃工場および埋立処分場での物質収支を基にしており，大都市では1人当り物質消費量が他の地域よりも相対的に多くそれゆえ1人当り消費鉛量も多いと考えられるため，実際の値よりも大きいと思われる。そうであるならば，これら2つの推計値は少なくともオーダー的には整合しているといえる。このことは，本節で調査したS工場に搬入される廃棄の組成別の重金属寄与率で鉛について寄与率が高かった分別不能その他雑ごみが第4節で述べたリサイクル不能型廃棄により環境中に放出された鉛に由来するものと示唆しているとも考えられ興味深い。

第6節　要　約

本章では，金属の廃棄構造を金属の用途別供給量と製品寿命分布から推定する方法を提案し，それに基づいて，金属の需要構造の変化が廃棄構造に及ぼす影響を考察した。

第1節では，廃棄物発生量を予測する既存の手法の問題点を整理した。廃棄物発生量を独立変数とする方法も経済諸量の関数とする方法ともに物質収支の法則が適用されていないため，廃棄物量と製品投入量との構造的因果関係が考慮されていない。そこで，製品投入量と廃品発生量を製品の寿命分布を媒介として結びつける予測方法を提案し，第2節において，この予測手法が適用しうる系の満たすべき条件を考察した。この予測手法の対象となる系は，厳密には，線型定常系のレスポンスを有する系でなければならないが，廃用率関数は近似的にはこの仮定を満たしているものと考えられた。

第3節では，既存の統計資料から日本全国における鉛のマクロ的物質収支図を作成したが，ある時間断面での物質収支と経済活動のバランスを一目瞭然に見ることができる点では有効であるが，各数値に直接的因果関係はない点に限界があることが明らかとなった。

第4節では，まず鉛の需要構造の1950年代後半からの変化を概括した。需要構造の変化を一口でいえば，戦前および戦後すぐ鉛の需要は資本財生産を中心としていたが，その後は日常生活の中に

表－4.7　　金属の国内需要量と消失量との価値比較

金属＼項目		年間国内需要量 (t／年)	1人・年間国内需要量 A (g／人・年)	各金属のL.M.E.年間平均価格 B (円／t)	1人・年間需要金属価値量 A×B (円／人・年)	1人・年間消失金属量 C (g／人・年)	1人年間消失金属価値量 D (円／人・年)	消失金属量／国内需要量 (C／A)	社会的費用と消失金属価値量との比 (E／D)
鉛	電気鉛	245,756	2,234	187,361	419				
鉛	再生鉛	104,316	948	167,388	159				
鉛	計	350,072	3,182		578	2,171	394	0.682	0.0647
銅		2,060,419	18,731	382,500	7,165				
亜鉛	電気亜鉛	479,043	4,355	218,111	950				
亜鉛	蒸りゅう亜鉛	188,109	1,710	220,000	376				
亜鉛	再生蒸りゅう亜鉛	63,994	582	181,722	106				
亜鉛	計	731,146	6,647		1,432				

（数字はいずれも１９７７年の値）

Eは金属の１人年間当り社会的費用，鉛では 25.5 円／人・年である。

鉛を素材とする各種の製品が取り入れられ、資本財生産のほかに消費財生産向けの需要が大きな比重を占めるようになったことである。

需要構造の変化がもたらした影響を，廃棄物の発生とかかわる点でいえば，1つは鉛の平均廃用年数が短縮したことである。1960年に約10年であったのが，1973年では約5年と高度経済成長の過程で約半分にまで短縮している。第2は，用途の拡大をもたらし，化学商品に含まれる金属の総量を増加させただけではなく，金属が含有される商品の種類を大きく増加させていることが明らかになった。第3は，再生不能用途へ供給する比率が増加し，1956年で20％程度であったのが，1970年代後半では35％程度まで増加している。第1節で提案した方法を用いて鉛の消費による環境中への鉛の放出量を推定した結果，1960～1978年の19年間で119.4万トンで，同期間における四エチル鉛による鉛負荷5.9万トンの約20倍であり，潜在的汚染源としての大きさが注目された。

第5節では，鉛の廃棄に伴う社会的費用と社会的損失の大きさを，廃棄物処理施設における重金属の物質収支調査を基に推計した。清掃工場に搬入される廃棄物中の重金属量は，カドミウム：2.2kg／日，銅：81kg／日，鉛：59kg／日，亜鉛：119kg／日である。組成別の寄与率が，金属の種類で大きく異なることが見い出された。これは，金属の用途別供給の割合を反映しており，清掃工場への金属流入量を制御することを試みるうえで，金属の用途別利用の社会的評価に基づく戦略・戦術が必要であることを示唆していると考えられ興味深い。

重金属に由来する社会的費用を，清掃工場の公害防止設備にかかる費用のうち，廃棄物に重金属が含まれていないと仮定した場合に，現実に設置されている設備の中で不要になる設備にかかわる費用と定義した。計測結果は1人当り年間25.5円と小額であった。それに対して，廃棄物として埋立処分される重金属は，技術的にもリサイクル不可能であり，人間活動のサイクルから離れ消失してしまう。これを絶対的損失と呼べば，1人当り年間鉛消失量は2,171㌘になり，1人当り年間鉛内需量3,182㌘の68.2％にまでのぼる。これを金額換算すれば，鉛で1人当り年間394円が消失しており，1人当り年間国内需要鉛量を金額換算した578円に比較して大きいだけでなく，1人当り年間の鉛の社会的費用25.5円に比べると一桁大きい。また，この値は，第4節で推計した1977年の1人当り年間環境放出鉛量約875㌘の2倍以上ある。しかし，大都市では1人当り物質消費量が多いことを考えるならば，これら2つの推計値は少なくともオーダー的には一致しており、本章で提案した廃棄物発生量を予測する手法の妥当性が明らかになった。

参考文献

1) 田中勝，辻喜礦「廃棄物処理計画における廃棄物の将来予測について」土木学会『第7回環境問題シンポジウム講演論文集』（1978）p．78．

2) 東京都清掃審議会『ごみ量の変化に伴なう清掃施設整備の基本的考え方について（答申）』（1976）．

3) 東京都清掃局企画部『家庭廃棄物（ごみ）の排出状況に関する調査』（1980）．

4) 植田和弘，平野隆之「生活様式と廃棄物」日本平和学会編『平和研究』Vol.7(1982)pp.33－42．

5) op．cit．1)．

6) 栗原祥一「わが国における鉄屑の発生状況と今後の見通し」日本鉄鋼協会『国際シンポジウム，スクラップ・リサイクリングの諸問題』（1981）p．5

7) 西村肇「化学工業の発展と化学の方法」竹内啓編『学問における価値と目的』東京大学出版会（1980)pp．113－144．

8) 高橋秀俊『振動と回路』岩波書店（1953）．

9) 盛岡　通『廃棄物の流動を指標とした環境計画に関する基礎的研究』京都大学学位論文（1974）．

10) T．Karman and M．Biot，Mathematical Methods in Engineering；An Introduction to the Mathematical Treatment of Engineering Problems，McGraw－Hill（1940）pp．403－404．

11) 二村忠元他『改訂増補　建築学大系8音・光・熱・空気・色』彰国社（1971）pp．364－366．

12) 伊藤　滋他『改訂増補　建築学大系3建築経済』彰国社（1971）pp．405－420．

13) 今居勤吾『製品のライフサイクル』ダイヤモンド社（1966）pp．87－98．

14) 植田和弘，植松久裕「鉛資源リサイクルの現状と課題」『鉛と亜鉛』97号（1980）pp．16－22．

15) International Lead and Zinc Study Group，Secondary Lead and Secondary Zinc（1979）日本鉛亜鉛需要研究会訳『二次鉛と二次亜鉛』（1981）p．20

16) D．W．Pearce，“Environmental Protection，Recycling，and the International Materials Economy，”in I．Walter（ed．）Studies in International Materials Economy，Wiley，New York（1976）

17) R．Grace，“Metals Recycling：A Comparative National Analysis，”Resources Policy，Vol．4，No．4（1978）

18) 内山直樹「日本における鉛需給」『鉛と亜鉛』60号（1974）.

19) Battelle Columbus Laboratories, A Study to Identify Opportunities for Increased Solid Waste Utilization; Volume Ⅳ Lead, NTIS PB−212−729 (1972).

20) 化学工業日報社『2968の化学商品』（1968）および同『8382の化学商品』（1982）より作成。

21) 植田和弘「資源リサイクルの原理」『公害研究』11巻2号（1981）pp. 2−10.

22) H. J. M. Bowen, Trace Elements in Biochemistry, Academic Press, London (1966)

23) 環境庁編『環境白書昭和53年度版』p. 23.

24) 「開発の事前差止訴訟の諸問題」『法律時報』52巻2号（1980）.

25) 占部武生，秋山薫，西澤千恵子，広畑和幸「家庭系ごみ中の有害物質に関する調査」『都市と廃棄物』vol. 9, No.2 (1979) pp. 17−38.

26) W. Michalski, Grundlegung eines Operationalen Konzepts der Social Costs, Tubingen, J. C. B. Mohr (1965) 尾上久雄，飯尾要訳『社会的費用論』日本評論社（1969）.

27) 宮本憲一『社会資本論（改訂版）』（1976）.

28) 尾上久雄「環境アセスメントと経済性」『公害研究』7巻2号（1977）pp. 32−41.

29) 華山　謙『環境政策を考える』岩波新書（1976）.

30) United States Environmental Protection Agency, Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act of 1980, Public Law 96−510−Dec. 11, 1980(1980).

31) N. Georgescu−Roegen, "Energy Analysis and Economic Valuation," Southern Economic Journal, 45 (1979).

第5章　鉛リサイクルの計画要因

本章は，鉛リサイクルシステムの現状と問題点を整理し，鉛の利用と廃棄の構造をリサイクル型に誘導していくための計画要因を抽出し，資源・エネルギーの節約および環境の保全という視点からそれらの計画要因をコントロールする方向性について考察するものである。ここでいう計画要因とは，第2章で理論的検討を加えた廃棄物を媒介とする環境経済モデルの要件および第4章において分析した鉛の利用と廃棄の構造的変化を規定する要因とから導かれるものである。すなわち，効用財の投入と公害財の産出との時間的関係を表わす財の寿命，環境影響からみた廃棄物の側の基準を効用財の生産と消費の選択基準の中に割り戻す際に鉛を利用する評価主体が評価する因子あるいは鉛の環境放出量および資源・エネルギー消費量に影響を及ぼす鉛の需要構造，再生鉛の利用率等である。

第1節では，鉛リサイクルシステムを，鉛スクラップの回収システム，鉛スクラップの再生システムおよび再生鉛の利用システムから成立するシステムと考え，それぞれのシステムについてヒヤリング調査および統計資料の解析を基に現状と問題点を整理する。

第2節においては，第4章第3節において明らかにされた鉛の利用と廃棄の構造あるいは鉛のリサイクルシステムに影響を及ぼす鉛の用途別供給を社会全体として満足度が高い配分にするために必要となる物質管理施策の資料を提供する目的で，鉛を利用する各評価主体の評価構造をキーニーらによって開発された多重属性効用関数法を用いて検討する。

第3節においては，鉛のリサイクル率を向上させる各種の代替策について，再生鉛利用による資源・エネルギーの節約効果という点から検討する。代替策は，1次鉛，再生鉛Aおよび再生鉛Bの生産比率と回収量を変数とするが，それは現状の鉛リサイクルシステムにおいて今後重視されるべきシステムを誘導する方向性を明らかにしようとするものである。

第4節では，再生鉛の利用範囲と量を規定する再生鉛の品質に関して，需要側と供給側それぞれの問題点を整理し，再生鉛の利用を促進するための方法を考察する。

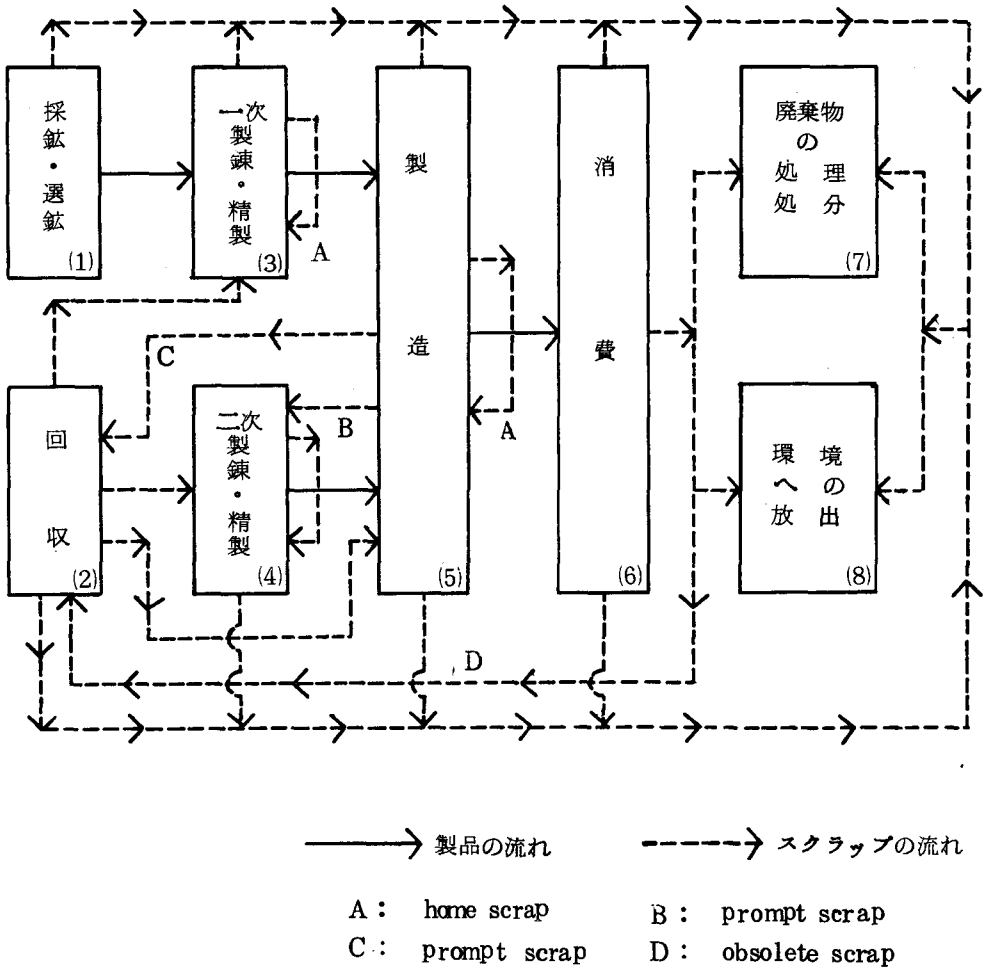
第5節では，財の寿命を効用財の投入と公害財の産出との関係を規定する1つの制御変数と考え，それを20％延長することによる環境保全と資源・エネルギー節約効果を簡単なシミュレーション分析によって検討する。この結果を基に，効果的な寿命延長を実施するための条件を考察する。

第１節　鉛リサイクルシステム に関する調査[1)]

１－１　鉛スクラップの回収システム

鉛の製品およびスクラップの流れを図－5.1[2)]に示す。本節では，鉛のリサイクルシステムを，鉛スクラップの回収過程，回収された鉛スクラップを再生する過程および再生鉛を利用する過程の３過程から成立するシステムと考える。

鉛スクラップは，Bower の分類[3)]にしたがえば，home scrap，prompt scrap，obsolete scrap の３種類に，日本の関係業者間では新くず，古くずの２種類に分類されて



図－5.1 鉛の製品及びスクラップの流れ[2)]

いる。これらの分類はいずれも発生形態からみた分類である。Bever[4]も同様に3種類の分類を行うとともに，その一般的性質を，質，時間のずれ，リサイクル魅力度の相対的比較で示している。これらの分類を整理して，表－5.1に示す。

表－5.1　発生形態からみた鉛スクラップの分類

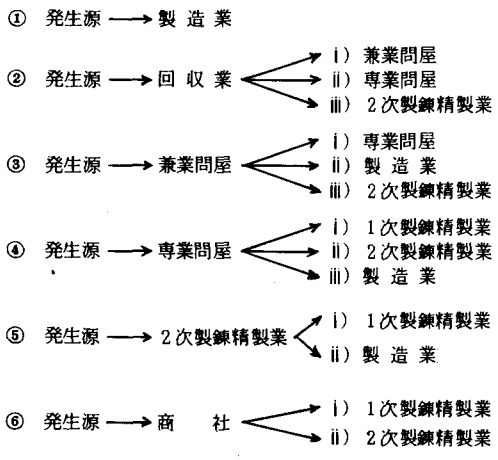
分　類[3]	分　類[4]	日本分類	部門	発生形態	質	時間のずれ	リサイクル魅力度	備　考
A. home scrap	home scrap	新くず	(3)(4)(5)	加工時に発生	↑	↓	↑	加工工程内で繰返品として利用
B. C. prompt scrap	new scrap	新くず	(5)	加工時に発生	↑	↓	↑	加工工程内で利用できず直接または回収されて再生
D. obsolete scrap	old scrap	古くず	(6)	消費後発生	↑	↓	↑	回収されて再生

◦部門の番号は，図－5.1の番号を示しており，そのスクラップが発生する活動部門を意味している。

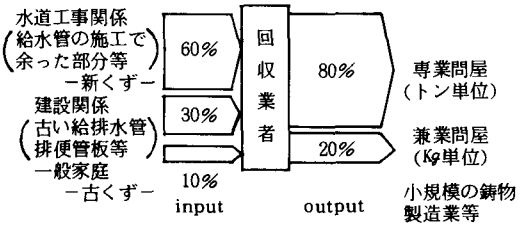
◦矢の向きはその値が増加するあるいはスクラップの質がよくなる方向を示す。

鉛スクラップの回収システムの6つのパターンを，図－5.2に示す。回収業者には，小規模な経営の再生資源集荷業者と相対的に大規模な経営を行っている回収問屋（専業問屋あるいは兼業問屋）がある。

大阪市内のある再生資源集荷業者における鉛スクラップの流れを図－5.3に示す。再生資源集荷業者の鉛購入量は一定しておらず，販売も，1,2カ月に1度数トン単位の量である。スクラップ回収の守備範囲は半径約2 kmの範囲である



図－5.2　鉛スクラップ回収システムのパターン



図－5.3　再生資源集荷業者における鉛スクラップの流れの例

ことが多く，業者の規模に応じて回収する地域の範囲は異なる。回収する再生資源は非鉄金属スクラップに限らず，故紙，あき缶その他あらゆる種類のくずを回収するため，再生資源集荷業者の立地を規定する要因は，鉛スクラップの発生とは関係が希薄である。ただし，バッテリースクラップのみはスクラップの価値が高く発生量が多いため，他のスクラップは扱わずに専門の集荷業を営むことができる。大阪に本拠を置き，約２０トン／日の集荷量をもつ業者では，次のような回収ルートで収集している。

① 金属くず条例による認可業者が自動者解体業者から回収したスクラップ，あるいはバッテリー交換屋で発生したスクラップをよせや（問屋）が集荷する。こうして集荷された廃バッテリーが回収量の 90％を占めている。

② 家庭から直接持ち込まれる場合。

③ 府直轄の交通局，国鉄，官庁等から入札で持ち込まれる場合。

④ すでに運行している電気自動車のバッテリーがメーカーから直接持ち込まれる場合。

⑤ ゴルフ場（兵庫，名古屋，三重，和歌山等）から持ち込まれる場合。

⑥ 自衛隊のバッテリーが代理店を通して持ち込まれる場合。

⑦ 農器具，フォークリフト等の産業用バッテリーが持ち込まれる場合。取引先は北海道（青函トンネル工事用），富山，金沢，相模原，高知，岡山，福岡等にまで広がる。

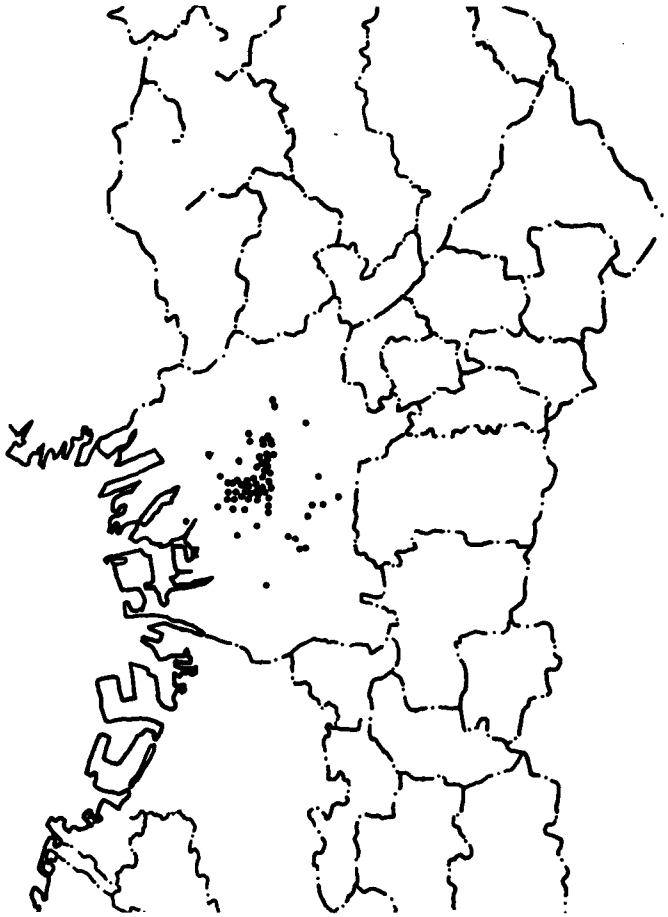
⑧ 発電所，変電所での据置用バッテリーが持ち込まれる場合。

回収問屋は扱う金属によって，鉄を主要金属とする兼業問屋と銅を主に扱う非鉄専業問屋に分類される。鉛を専門に扱う回収問屋は存在しない。それは，鉛スクラップの発生量が鉄，銅，アルミニウムに比較して少ないことによると同時に，鉛，銅，亜鉛等非鉄金属はＬ．Ｍ．Ｅ．[注)] による価格の変動が激しく経営維持に伴うリスクが大きいことも一因である。

回収問屋の立地も鉛スクラップの発生とは関係が薄く，鉛スクラップの回収システムは他の金属スクラップの回収システムに付随して存在している。図－5.4に「大阪非鉄懇和会」，図－5.5に「大阪銅和会」，図－5.6に「大阪三銅会」という３種類の専業問屋組合別の分布を示す。専業問屋の取扱高規模別にみれば，「大阪非鉄懇和会」「大阪銅和会」「大阪三銅会」の順で規模は小さくなる。

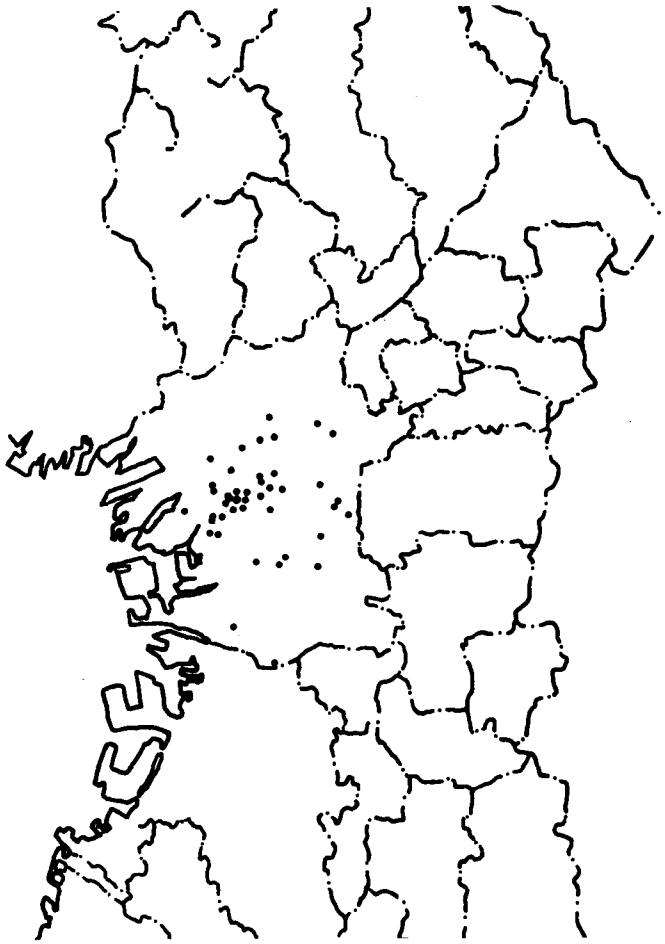
これら３つの分布をみれば，大阪市内に集中して分布する専業問屋についても，市の周辺部にある小規模の専業問屋から中心部にある大規模の専業問屋へ鉛スクラップが集中する流れが窺える。３つの専業問屋組合は昭和４１年に併合され「大阪非鉄商工協同組合」になったが，その時の専業問屋の分布を図－5.7に示す。

注） London Metal Exchange（ロンドン金属取引所）の略，鉛の国際価格はここで決まる。



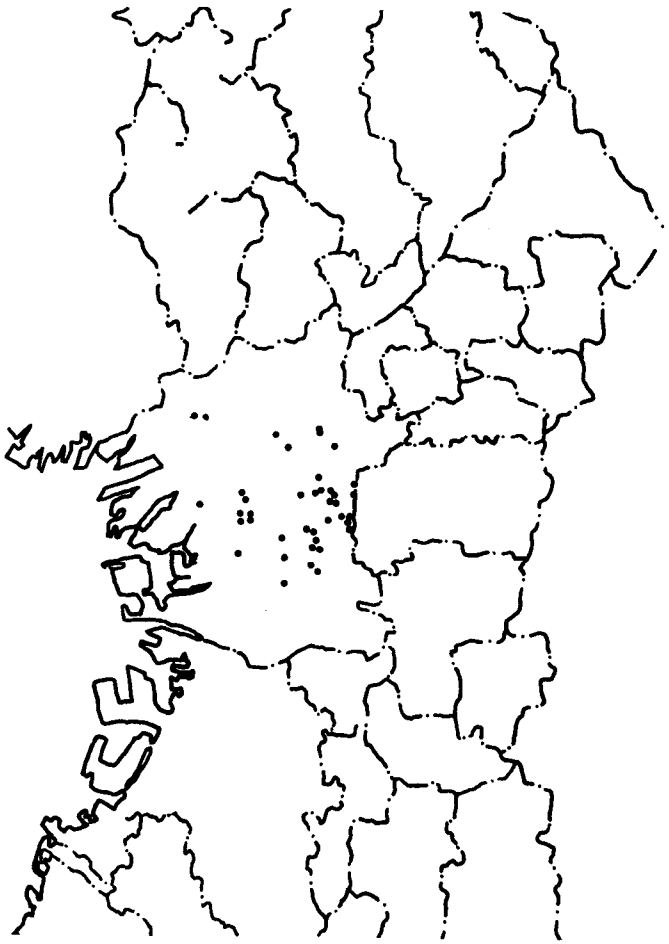
・大阪非鉄金属懇和会
加入専業問屋

図－5.4　非鉄金属専業問屋の分布(1)（昭和36年1月1日）
大阪非鉄金属懇和会名簿より作成



・大阪銅和会加入専業問屋

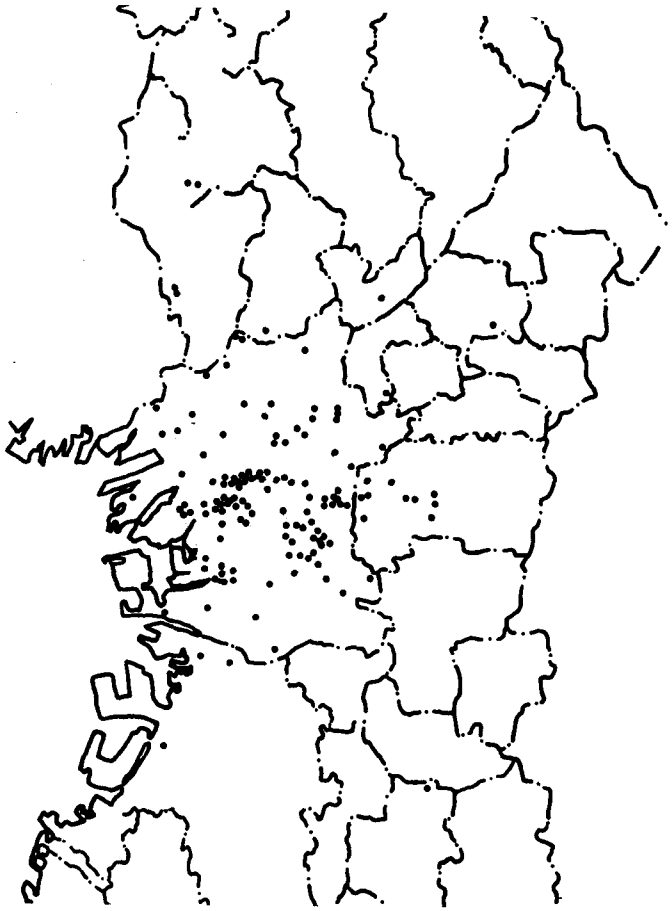
図－5.5　非鉄金属専業問屋の分布(2)（昭和36年1月1日）
大阪銅和会名簿より作成



・大阪三銅会加入専業問屋

図－5.6　非鉄金属専業問屋の分布(3)　(昭和３６年１月１日)

大阪三銅会名簿より作成



・大阪非鉄金属商工協同
組合加入専業問屋

図 － 5.7　非鉄金属専業問屋の分布（昭和41年以降）

大阪非鉄金属商工協同組合名簿より作成

兼業問屋では図－5.3に示すように，キログラム単位から集荷するのに対して，専業問屋はトン単位規模のスクラップ以外は扱わない。一定量以上集荷されないため，兼業問屋では鉛スクラップの選別や切断・プレス等の加工は行わない。

鉛スクラップは発生量に応じて，図－5.2に示す②～④のパターンで回収される。ただ，回収問屋が直接回収する場合は，通例入札等の情報によるものである。大口発生の例は，水道局からの水道用鉛管くず，電々公社からの鉛被通信ケーブルくず，電力会社からの鉛被電力ケーブルくず，ガス会社からのガス用鉛管くず，化学工場からの化学工業用鉛管板・硬鉛管板・硬鉛鋳物類のくず，等があげられる。これらのスクラップは，一般に入札制により取引きされる。

①の回収パターンは，活字合金のようにスクラップ発生源者が製造業者に，活字合金くずを原料として渡し，製品にして返してもらうという形態での特約関係の場合に限られる。

⑤の回収パターンは，ドロス類のように製造業で定常的に発生するスクラップを特約関係で回収したり，直接入札に加わる場合等である。

⑥の回収パターンは，商社の非鉄金属部門が商社のもつ信用，情報力，資金力等を生かして，④の回収パターンでの専業問屋と同様に，直接大口発生の鉛スクラップを回収したり，回収問屋と再生業者の間に中間流通として介在したりする。その際，取扱う鉛スクラップは回収問屋のストックヤードを借りてストックする等，既存の回収プロセスに代行させることが多い。

1－2　鉛スクラップの再生システム

鉛スクラップの再生には，①スクラップ発生企業で再生する，②鉛製品製造業で再生する，③1次製錬精製業で再生する，④2次製錬精製業で再生する，の4つのパターンがある。

① スクラップ発生企業で再生するパターン

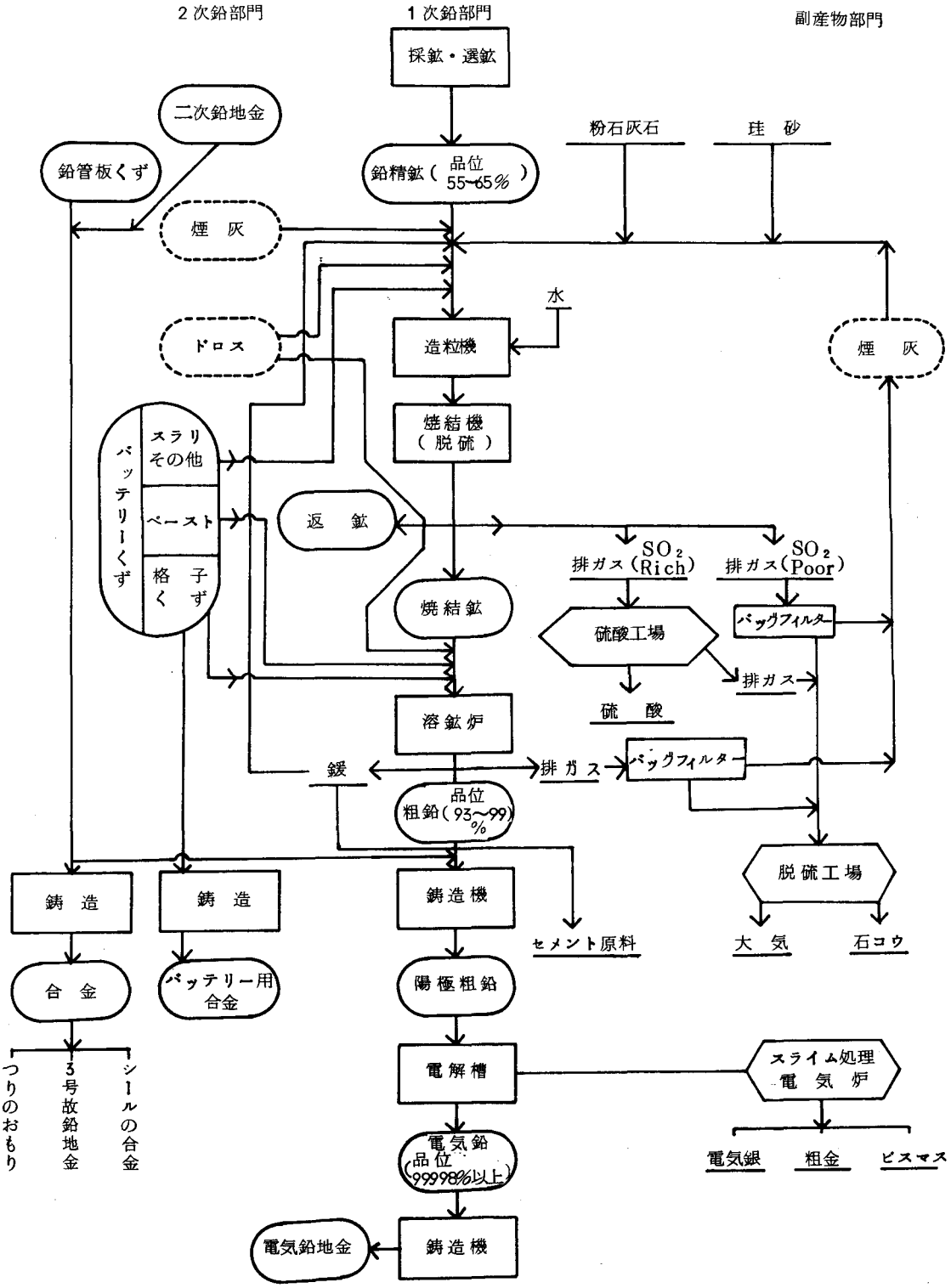
加工工程内で発生したhome scrapをそのまま自社内で再生するパターンである。

② 鉛製品製造業で再生するパターン

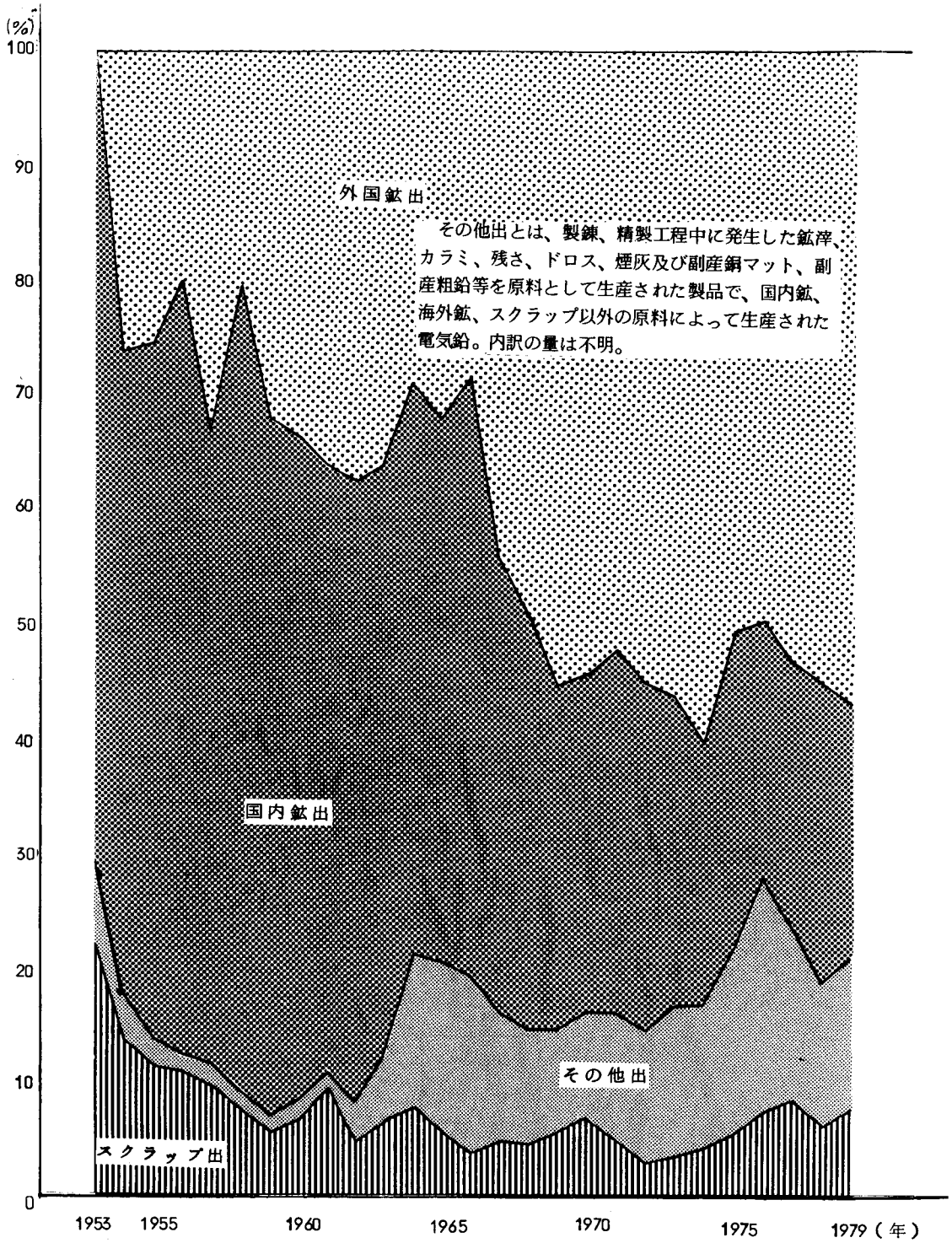
製造業で再生される鉛スクラップには2種類ある。1つは活字合金のように使用形態の明確な一定品質であるスクラップで，もう1つは釣りの重り等のように品質を問われない製品を製造する原料となる場合である。

③ 1次製錬精製業で再生するパターン

1次鉛製錬精製業の代表的操業系統図を図－5.8に示す。鉛を含有する投入物は，2次鉛地金，鉛管板くず，バッテリーくず，煙灰類およびドロス類の5種類である。2次鉛地金および鉛管板くずは，そのまま合金の材料になる場合と電解精製を行って電気鉛を製造する場合とがある。前者は②の鉛製品製造業で再生するパターンを兼業しているといえる。後者は鉛品質の向上による鉛製品差別化，高付加価値化を目的としたものである。バッテリーくず，煙灰類およびドロス類



図－5.8　1次鉛製錬精製業操業系統図



図－5.9　電気鉛の原料内訳

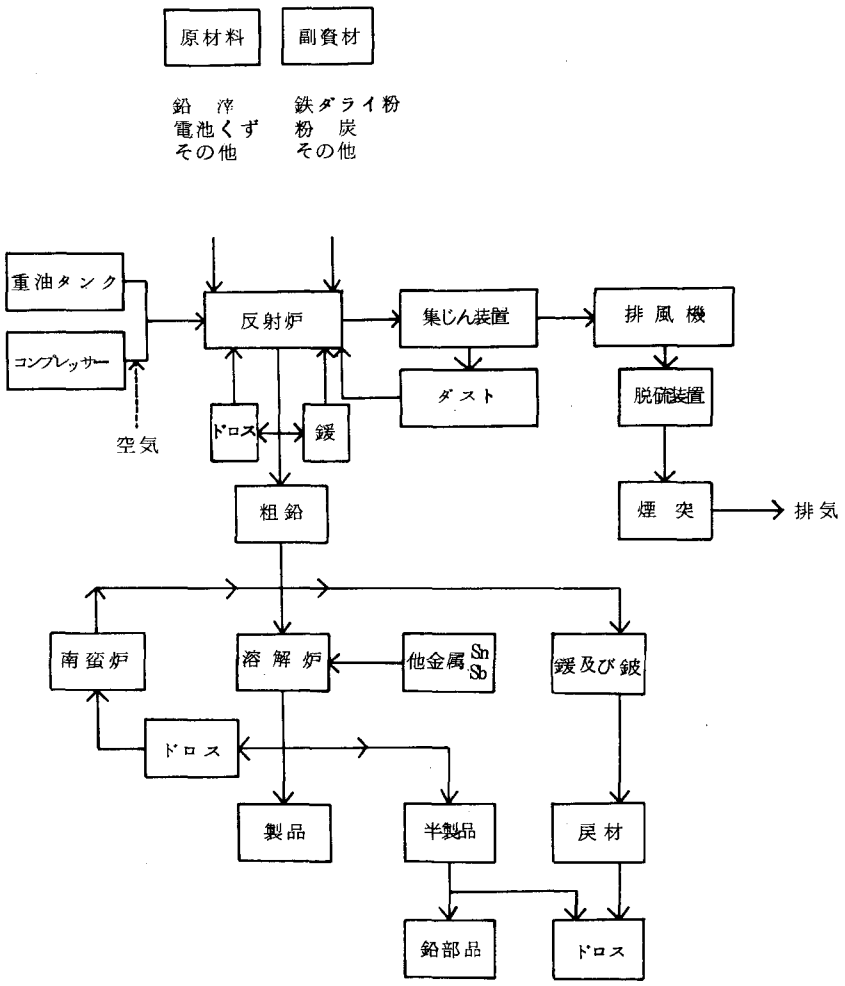
非鉄金属需給統計年報および資源統計年報より作成

については，硫黄分を含有しているくずは焼結機から，含有していないくずは溶鉱炉から投入される。電気鉛の原料に占める鉛スクラップ，煙灰およびドロス類等鉱石以外の原料の比率は図－5.9に示すように１９７９年で20%にまで増加している。

④　２次製錬精製業で再生するパターン

２次鉛製錬に用いられる炉は，コークスを熱源とする竪型炉と，重油を熱源とする反射炉との２種類に大別される。図－5.10 に反射炉方式の２次鉛製錬精製業の代表的操業系統図を示す。操業工程の概要は次のとおりである。

- 原材料（バッテリーくず，鉛滓等）を鉄ダライ粉，粉炭（コークス：粉炭１トンに対して88キログラム）等の還元剤とともに反射炉に投入する。



図－5.10　２次鉛製錬精製業操業系統図
日本鉛亜鉛需要研究会：鉛蓄電池の用途Series 18 および
B社パンフレットより作成

- 炉内で反応し，アンチモンその他の不純物は層を成して浮かぶ。それは，鍰あるいは鈹と呼ばれ，炉外へ除去される。下に沈んだ粗鉛（品位：98～99％）は抜き取られ，溶解炉に送られる。
- 排ガス中の鉛の酸化物や硫酸鉛等は集塵装置で捕集され，煙灰と呼ばれる。前述した鍰や鈹および煙灰は鉛分を多く含有しているので，反射炉に原材料の一部として再投入される。
- 溶解炉には粗鉛とともに鉛管板くず等の鉛含有率が高く不純物の少ないスクラップが同時に投入される。特別故鉛等の高純度の再生鉛を製造するには乾式精製注)を行う。1～3号故鉛を製造するには，更に錫やアンチモン等を投入し，鋳型に流し込む。

以上の工程を経て製造される鉛地金の品名とその主要用途を表－5.2に示す。

表－5.2　2次鉛製錬精製業の主要製造品名とその用途

（　）内は用途

再生軟鉛地金（アンチモンを含まない）	特別鉛	（鉛板，鉛管，塗料，半田材料用）
	1号鉛	（鉛板，鉛管，鉛ケーブル，鉛チューブ材料用）
	2号鉛	（スリーブ鉛管，半田材料，チューブ材料用）
再生硬鉛地金（アンチモンを含む）	3号鉛	（蓄電池，散弾用）
	硬　鉛	（蓄電池，鉛鋳造用）
	一割地金	（鉛鋳造用）
	戻し地金	（鉛鋳造用）
	活版地金	（活字合金用）

投入される鉛スクラップの選別・前処理は用途毎に必要度が異なる。バッテリースクラップでは，極板，セパレーター，容器等の分離および容器，廃硫酸の処理が必要である。また，鉛管板くずでは，バルブやコック等他の金属または品位の異なる接続部分との分離が予備処理として必要である。選別・前処理の必要度と再生製錬の難易度とは投入費用一定の下では一般的にはトレードオフの関係が存在する。

1－3　再生鉛の利用

再生鉛の用途別利用率の経年変化を図－5.11に示す。用途別利用率は，各用途毎に次式から算

注）乾式精製とは，溶融状態における鉛と他の各種不純物の性質の違いを利用して順次分離していく方法であり，溶解炉を使用する。これとは別に電解法を用いる湿式精製がある。乾式精製は精製費が湿式精製に比較して相対的に安価である。

出される。

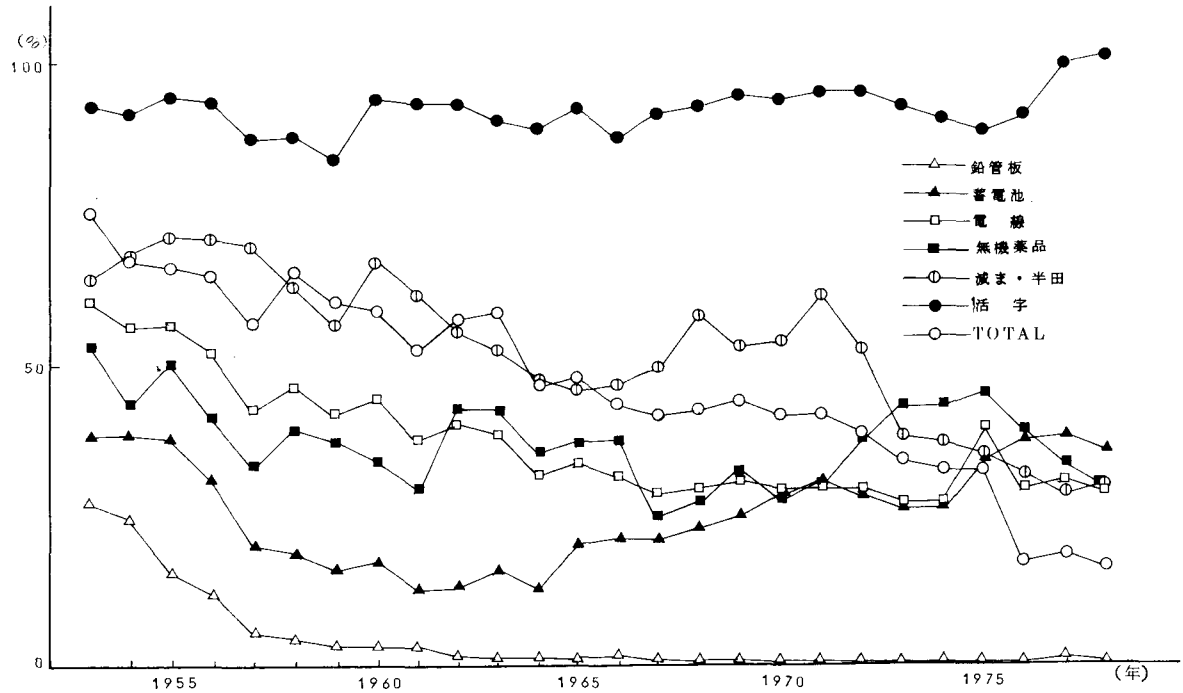
$$U_i = \frac{SC_i + RSC_i}{PC_i + SC_i + RSC_i} \qquad (5-1)$$

ここで，U_i ； 用途 i における再生鉛の利用率

PC_i ； 〃 1次鉛の需要量

SC_i ； 〃 再生鉛 〃

RSC_i ； 〃 鉛の故またはくずの需要量



図－5.11 再生鉛の用途別利用率の経年変化
非鉄金属需給統計年報および資源統計年報より作成

再生鉛の平均利用率は1967年まで減少をつづけ，その後横ばい傾向にある。その原因としては次のことが考えられる。

① リサイクル不能な用途への需要量が増加してきたこと。例えば，リサージ，黄鉛，鉛丹等の無機薬品類への需要の増加である。鉛管板においても，1970年代以降，原子力発電所用あるいは遮音材として住宅に埋め込まれる鉛板が増加してきている。

② リサイクルが可能な用途への需要が，材料の代替あるいは技術変化によって減少したことである。水道管が鉛管から塩化ビニール管へ代替したことは前者の例であり，硫酸の鉛室法からの転

換は後者の例である。

③ 製品の品質に対する消費者受容性[注)]。処女鉛の品質が向上し，相対的に低価格になったため，品質的には再生鉛で十分な用途であっても処女鉛を使用する傾向が支配的である。これは，再生鉛の品質に対する無理解にも一因がある。

④ 社会システムが未整備なため，再生鉛の利用を促す政策手段はとられていない。また，廃棄物排出規制に伴う産業廃棄物の再資源化・再利用のための受皿づくりが遅れている。

用途別にみれば，蓄電池が 1965 年以降ほぼ一貫して利用率が上昇していることが特徴的である。それは，1963年にアンチモンの価格が急騰したため，アンチモンを含有している再生鉛（3号故鉛）を使用することが有利になったためである。近年，再生鉛の利用率が横ばい傾向にあるのは，需要量の多い蓄電池で利用率が上昇しているためである。

第2節　多重属性効用関数法を用いた鉛利用の評価[5)]

2－1　多属性をもつ鉛利用の評価への多重属性効用関数法（MUF法）の適用

鉛を利用することは，ある用途において，生産者，消費者，再生業者等鉛利用に関わる利害集団別に評価が異なる。それは，鉛を利用することが本来多属性を有しているためであり，社会全体として満足度の高い鉛の用途別配分を決定するには総合評価が必要である。ここでは，鉛利用用途の評価を行い，環境，資源，経済とかかわる物質管理施策の資料を提供することを目的として，キーニー（R.L.Keeney）らによって開発された多重属性効用関数法[6)]（Multiattribute Utility Function Method, 以下MUF法と略す）を総合評価の手法として適用する。

MUF法の特徴と基本的構造，手続き[7)8)]は次のとおりである。　多くの意志決定問題は本来多重目的を内包しており，意志決定者は，1つの目的の達成度との選好のトレードオフを考慮しなければならない。多重目標と不確実性の問題を明示的に考慮する選好構造をもつ意志決定分析は次の4段階で構成される[9)]。

① 問題の構造化：意志決定者が問題を明確にし，目的と，目的の効果を測定するための属性をはっきりさせる。

② 含まれている不確実性の数量化：各選択案の結果が得られるであろうと考える不確実さを確率で評価する。

③ 意志決定者が考える選好の数量化：意志決定者の効用関数を評価すること。このときの効用関数は，$U(x)=U(x_1, x_2, \cdots\cdots x_n)$ と一般に表わされ，引数はn個の属性の水準を示す

注）consumer's acceptance，ここでの消費者には中間財として鉛を利用する製造業者を含む。

ベクトルとなるので，多重属性効用関数と呼ばれる。

④　選択案（代替案）の評価：各代替案の期待効用の計算と感度解析を行うこと。

ＭＵＦ法は以上の４点を含むと同時に，総合評価の抽出に至るまでの手順と，最終的な総合評価を構成する諸要素の評価構造が他の評価手法に比較して明確である。

鉛利用の評価にＭＵＦ法を適用するには次の４つの解析手続が必要である。

(1)　シナリオ・ライティング（Scenario Writing）；研究目的にしたがって，第三者にも十分納得，理解できるように対象の状況ならびに研究しようとする問題点を多面的に描く。

(2)　スクリーニング・プロセス（ The Screening Process ）；(1)により明確になった研究対象，目的を統一的に理解できるように整理し，次の４項目を決定する。

論点（Issues）：対象を把握する視点（要素）を決定する。

属性（Attributes）：論点の中で，特徴的な属性を抽出する。

尺度（Measures）：各属性のレベルを適当な尺度を用いて決定する。

基準（Criteria for Inclusion）：因子の評価基準を決定する。

鉛利用の評価における階層構造を図－5.12のように設定した。評価視点および明らかにする内容は次のとおりである。

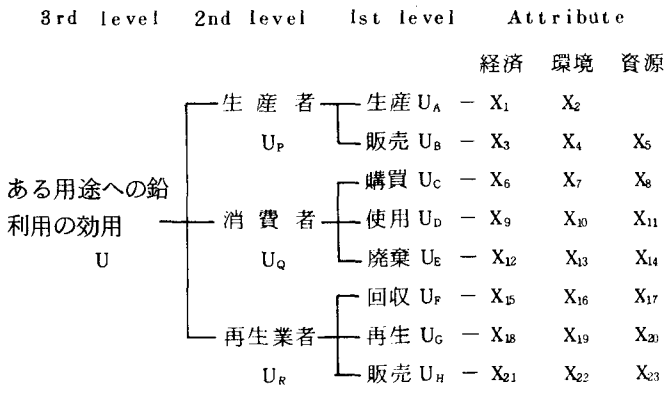
①　3rd level では，ある用途への鉛利用が総体として与えている効用を測定する。

②　2nd level では，ある用途への鉛利用に対する要求の特性が異なる生産者，消費者，再生業者を評価主体に取り上げた。生産者の目標は利益最大化であり，消費者の目標は効用最大化である。再生業者の目標は再生利用の促進である。生産者，消費者，再生業者がそれぞれある用途への鉛利用に対して与えている効用を測定する。

③　1st levelでは，生産者の効用を生産と販売の２つの行為に分割した。生産の目標は生産性増大で販売の目標は販売量増大とする。消費の効用は，購買，使用，廃棄という３つの行為に分割する。目標はそれぞれ代替品との格差増大，使用価値最大化，リサイクル可能型廃棄最大化である。再生業者の効用は，回収，再生，販売という3つの行為に分割し，目標はそれぞれ回収率最大化，再生効率最大化，再生品販売量増大である。

④　各行為に対し，環境，資源，経済の視点から，それぞれの属性を設定する。

⑤　ある用途への鉛利用に対する効用を増加させるために必要となる施策を検討する。



図－5.12 鉛利用の評価における階層構造

⑥ 用途間における鉛利用の効用を比較する。

⑦ 鉛利用を生産と消費の観点からだけで，再生の観点を無視して評価した場合に，各用途への鉛利用に対する効用の相対的順位がどう変化するか検討する。2 nd level および 1st level で再生業者に関する属性を除去して，鉛利用の期待効用を算出する。

(3) 目的と目的に対する有効な尺度の決定（Establishing the Objectives and Measures of Effectiveness）；以上のプロセスを通じてえられた属性について，それぞれに対する望ましさの度合でBest Level，Worst Levelの状態を決定する。Best Level，Worst Levelの値は，キーニーらは与件としている[10]が，その決定には，直接的な測定値を用いる方法，指数曲線をあてはめる方法，主観的尺度を用いる方法，アンケートによる方法，[11] 平均値・標準偏差値を用いる方法[12] 等が試みられている。

(4) 選好構造の導出（Determining the Preference Structure）；属性の選好構造を多重属性効用関数の形に決定するプロセスを示す。多重属性効用関数の導出（Determining the Multiattribute Utility Function）：効用関数の計測を行うには，属性間で選好独立と効用独立が成立することが前提である。ここで，選好独立および効用独立とは次のことを意味している。

・選好独立：属性の組合せ〔X_i，X_j〕についての選好順序が，他の属性の固定したレベルに依存しないならば，これらの属性に対して選好独立であるという。

・効用独立：属性X_iにおけるロッタリー（lotteries）に対する選好順序が，他の属性の固定したレベルに依存しないならば，属性X_iはこれらの属性に対して効用独立であるという。

ある属性X_i，X_jが他の属性に対して選好独立かつ効用独立であるならば，次の形の効用関数表現が可能であることがキーニーにより証明されている[13]。（定理１）

・加法型効用関数

$$U(X) = \sum_{i=1}^{n} K_i U_i(X_i) \qquad (5-2)$$

・乗法型効用関数

$$1 + KU(X) = \prod_{i=1}^{n} \{ 1 + KK_i U_i(X_i) \} \qquad (5-3)$$

ここで，◦UとU$_i$は0から1のスケールの効用関数である。

◦K，K_iはスケーリング・コンスタント（Scaling Constant）

$0 < K_i < 1$，$K > -1$

◦$n \geqq 3$

単一属性効用関数の評価（Assessing the Single-Attribute Utility Functions）；

効用関数を決定するには，各属性でBest Level, Worst Level を決めるとともに，$U_i(X_{i50})=0.5$となるX_{i50}の値を求めなければならない。X_{i50}の値は，一般には<50－50標準ロッタリー法>で求められる。この方法は，ある値をX_{i50}と仮定し，その値の効用水準にそれぞれ0.5を掛けた値の和に等しくなるようにして求めるのである。このようにして得られた3点により，効用関数形が求められる。

スケーリング・コンスタントの評価（Evaluating the Scaling Constants）；全属性を，Worst Levelにおき，他の属性をWorst Levelにおく条件をもつことで，全属性の中で1つだけBest Level にしたい属性を選ぶ。すべての属性の順序が決定されるまで，この操作を繰り返す。次に，各K_iの相対的大きさを定めるために，属性間のトレードオフ値は，一方の属性を得るために放棄しえる他方の属性の値を測定することによって定められる。

効用関数の特定化（Specifying the Utility Function）；数個の属性のスケーリング・コンスタントの順位づけを行い，その中で第1位のスケーリング・コンスタントについて期待効用を求める。その値が求まったらその他の属性とのトレードオフ値を測定して相対的な大きさを求めて，各々のスケーリング・コンスタントを求める。設定した属性，効用水準およびスケーリング・コンスタントの値を表－5.3に示す。また，属性間のトレードオフ値測定の例を図－5.13に，効用関数の例を図－5.14に示す。Worst Level およびBest Levelの値は現実の測定値より決定した。また，$U_i(X_{i50})=0.5$となるX_{i50}は，鉛に関連する製造業の従事者およびMUF法の専門家を対象に簡易デルファイ法を用いて決定した。

スケーリング・コンスタントの値を測定する手順をK_1，K_2を例に述べる。属性X_1と属性X_2との間には図－5.13に示すトレードオフの関係が成立している。

A点では，次式が成立する。

$$1+KU_A[X_1, X_2]=[1+KK_1U_1(0.394)][1+KK_2U_2(4.0)]$$
$$=1+KK_2U_2(4.0) \qquad (5-4)$$

B点については次式が成立する。

$$1+KU_A[X_1, X_2]=[1+KK_1U_1(1.357)][1+KK_2U_2(20)]$$
$$=1+KK_1 \qquad (5-5)$$

A点とB点とは無差別であるから式（5－4）と式（5－5）とから

$$K_1=K_2U_2(4.0) \qquad (5-6)$$

K_2の値はU_A（X_1＝Worst, X_2＝Best）と無差別になる属性の組合せU_B（X_1＝Best, X_2＝Best） U_W（X_1＝Worst, X_2＝Worst）でU_Bへの確率を求めることで決定する。

$K_2=0.58$

K_1の値は，U_2の効用関数（図－5.14参照）から，$U_2(4.0)=0.93$を導出し，式（5－6）に代入してK_1を決定する。

$K_1 = 0.58 \times 0.93 = 0.539$

各属性間の統合は，図－5.12に示したように3段階あるが，方式は同様である。

$$U_A(X_1, X_2) = \frac{1}{K}\{[1 + KK_1 U_1(X_1)][1 + KK_2 U_2(X_2)] - 1\}$$

ここで，

$$1 + K = (1 + 0.539K)(1 + 0.580K)$$

$$\therefore \quad K = -0.380$$

$$\therefore U_A(X_1, X_2) = -\frac{1}{0.380}\{[1 - 0.205U_1(X_1)][1 - 0.220U_2(X_2)] - 1\}$$

このようにして求めた各効用関数を付図－5.1に，またインディファレンス・ポイントを付図－5.2に示す。

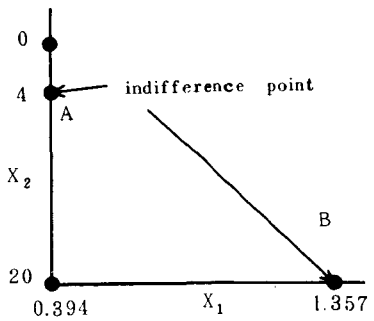
(5) 整合性の点検（Consistency Check）

スケーリング・コンスタントの値の整合性を検討する手続きは次のとおりである。第1段階

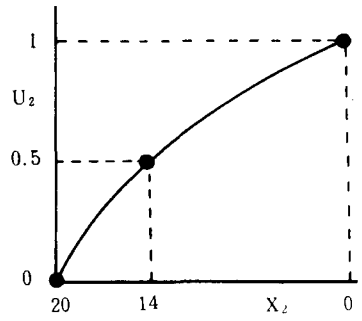
表－5.3属性，効用水準およびスケーリング・コンスタントの値

Attribute		$U(x_i)=0$	$U(x_i)=0.5$	$U(x_i)=1$	S.C.
X_1	鉛消費量前年比増加率	0.394	0.985	1.357	0.539
X_2	鉛1t使用時廃棄鉛量（Kg）	20.0	14.0	0	0.580
X_3	製品使用数 / 製品使用数＋代替品使用数	0	0.5	1	0.322
X_4	製品汚染量 / 代替品の汚染量	2	0.98	0	0.520
X_5	廃用年数 / 物理的耐用年数	0.1	0.4	1.0	0.352
X_6	製品の価格 / 代替品の価格	10.0	1.0	0.76	0.316
X_7	製品の汚染量 / 代替品の汚染量	2	1	0	0.490
X_8	製品の寿命 / 代替品の寿命	0.9	1.1	3.0	0.343
X_9	製品の使用価値 / その用途の最高使用価値	0.3	0.65	1.0	0.227
X_{10}	使用期間全体の滅失鉛量 / 1製品使用量	1.0	0.3	0	0.720
X_{11}	製品の寿命 / 代替品の寿命	0.88	1.21	3.0	0.454
X_{12}	スクラップ販売価格（円/Kg）	0	45	1298	0.486
X_{13}	再生率	0	0.3	1	0.660
X_{14}	使用年数 / 物理的耐用年数	0.01	0.51	1.0	0.607
X_{15}	販売価格 / スクラップ購入価格	0	1.119	3.113	0.436
X_{16}	スクラップ置場必要空間 / 鉛量（cm^3/Kg）	10^5	3380	100	0.620
X_{17}	製品鉛含有率（%）	0	3.2	100	0.496
X_{18}	製品鉛含有率（%）	0.01	95.0	100	0.813
X_{19}	再生鉛1t生産当汚染量（トン）	10	1	0	0.580
X_{20}	再生鉛1t生産当廃物鉛量（トン）	0.99	0.28	0.001	0.522
X_{21}	再生品の質/価格 / 新品の質/価格	0	0.98	1.65	0.329
X_{22}	再生品汚染量 / 代替品汚染量	1.9	0.92	0	0.570
X_{23}	再生品の寿命 / 代替品の寿命	0.1	1.0	3.0	0.375

$U(X_i) = 0$，0.5，1はそれぞれの値になるX_iの値を示している。



図－5.13　X_1，X_2のトレードオフ



図－5.14　属性X_2の効用関数

では，（$X_i = X_j = Best$；$X_i = X_j = Worst$）と（$X_i = Best$，$X_j = Worst$；$X_i = Worst$，$X_j = Best$）の2つのロッタリーのどちらが選択されるかによって，定理1の妥当性を検討する。第2段階では，スケーリング・コンスタントの値を決定した時と同じ方法で，K_iが2番目に大きい属性と他の属性とのスケーリング・コンスタントの大きさを測定する。その値と，すでに求めていた値の整合性を検討し，整合性が成立しない時には，新しい測定値を採用する。

(6) 感度分析（Sensitivity Analysis）

$\partial U/\partial U_i$，$\partial U/\partial X_i$（Uは全体の効用関数，X_iは属性値）を算出し，各属性が，全体の効用関数に対して持っている寄与度を調べる。

2－2　適用結果とその評価

鉛の主要用途である蓄電池，無機塗料，鉛管の3つの用途にMUF法を適用した結果を表－5.4に示す。評価結果の特徴は次のようにまとめられる。

U_A：生産における効用水準はどの用途も高い。U_B：販売における効用水準は蓄電池で高く，鉛管では0.378と低い水準にとどまっている。これは，鉛管が塩化ビニール管等に代替されつつある状況が現われている。U_D：鉛管および蓄電池では使用中の滅失が他の用途に比べて少なく満足度が高いのに対して，無機塗料では相対的に低い。U_E：廃棄においては，再生率が高い蓄電池および鉛管で満足度が相対的に高いのに比して，再生されておらず，スクラップとしての市場価値がきわめて低い無機塗料では，0.455と満足度は低い。U_F：回収における効用水準では，スクラップ購入価格に対する販売価格の比が高い蓄電池および鉛管－これらの用途では製品中の鉛含有量が多い－では比較的高い満足度を示しているが，鉛含有率の低い無機塗料では0.001ときわめて低い状態にある。U_G：鉛含有率が高く，鍋等簡単で資本投下が少なくてすむ設備で再生することができる鉛管は効率がよいことを反映している。蓄電池では，鉛を再生するまでの選別・前処理段階で廃棄物が発生し汚染をもたらしやすいが，鉛含有率は高く効用水準は比較的高い。U_H：再生品の品質が処女鉛を用いた製品の品質と比較してさほど劣らない鉛管および蓄電池ではやや満足している状態にある。

蓄電池については，生産者，消費者および再生業者ともかなり高い効用水準を示しており，鉛の利用用途としてはすぐれていることがわかる。無機塗料については，生産者は0.840と高い効用水準を示しているが，消費者は0.566と効用水準が低下し，再生業者からみた場合は，スクラップとしての市場価値が低いことおよび再生鉛の利用率も0に近いこと等の理由で0.177と効用水準は低い。U′は鉛利用の評価を，生産と消費の観点からのみで行った場合の効用水準を示している。効用水準の順位は，蓄電池>無機塗料>鉛管の順であり，鉛需要量の伸び率の変化傾向と同順位にな

っている。鉛利用の評価を生産と消費の観点からだけではなく，再生の視点をも考慮して行った場合の効用水準をUに示す。効用水準の順位は，蓄電池>鉛管>無機塗料の順になり，U′における順とは異なる。これは生産，消費だけでなく，廃棄および再生がもたらす効果をも評価要因に加えるならば，鉛の用途別配分の優先順位が変わりうることを示唆しており興味深い。

補助金等の施策により，蓄電池スクラップを消費者が販売する価格を５０％引き上げ，再生業者がスクラップを購入する価格を維持するとすれば，効用水準はそれぞれ，$U_E = 0.869$，$U_Q = 0.734$，$U = 0.822$ に上昇する。また，蓄電池の再生率が，0.62から0.20 に低下したとすれば，効用水準はそれぞれ，$U_E = 0.724$，$U_Q = 0.699$，$U = 0.813$ に変化する。維持管理を徹底して，物理的耐用年数の最大値いっぱいまで鉛管を使用すれば，Uの効用水準は0.774になり，鉛管の価格を現在の60%にまで低下させれば，Uの効用水準は0.752になる。使用場所を変更する等何らかの対策を行うことで無機塗料の使用期間中滅失鉛量を５％に抑えることができれば，効用水準はそれぞれ，$U_D = 0.774$，$U_Q = 0.601$，$U = 0.522$になる。

表－5.4　各属性の値と効用水準

	蓄電池	無機塗料	鉛　管		蓄電池	無機塗料	鉛　管
X_1	1.103	1.115	0.995	U_1	0.619	0.633	0.512
X_2	3.6	0.1	1.5	U_2	0.938	0.998	0.980
X_3	0.98	0.60	0.20	U_3	0.980	0.600	0.200
X_4	1.0	1.1	1.0	U_4	0.488	0.434	0.488
X_5	0.767	0.755	0.266	U_5	0.881	0.875	0.301
X_6	0.98	1.0	9.8	U_6	0.511	0.500	0.022
X_7	1.0	1.1	1.0	U_7	0.500	0.450	0.500
X_8	1.1	1.3	2.0	U_8	0.500	0.667	0.938
X_9	0.84	0.65	0.72	U_9	0.764	0.500	0.596
X_{10}	0.01	0.20	0.02	U_{10}	0.979	0.631	0.952
X_{11}	1.1	1.3	2.0	U_{11}	0.380	0.566	0.880
X_{12}	63.0	0	135.0	U_{12}	0.542	0	0.645
X_{13}	0.62	0	0.58	U_{13}	0.798	0	0.767
X_{14}	0.767	0.755	0.266	U_{14}	0.763	0.751	0.263
X_{15}	2.444	0	1.207	U_{15}	0.890	0	0.532
X_{16}	1260	1	900	U_{16}	0.823	0	0.878
X_{17}	70.0	0.01	98.5	U_{17}	0.982	0.002	0.998
X_{18}	70.0	0.01	98.5	U_{18}	0.222	0	0.850
X_{19}	0.38	9.85	0.01	U_{19}	0.771	0.008	0.995
X_{20}	0.25	0.4	0.07	U_{20}	0.522	0.364	0.826
X_{21}	1.0	0.01	1.02	U_{21}	0.510	0.009	0.526
X_{22}	1.0	1.1	1.0	U_{22}	0.450	0.396	0.450
X_{23}	1.0	1.1	2.0	U_{23}	0.500	0.541	0.829
U_A	0.808	0.845	0.784	U_H	0.545	0.405	0.643
U_B	0.766	0.648	0.378	U_P	0.872	0.840	0.695
U_C	0.538	0.563	0.543	U_Q	0.727	0.566	0.706
U_D	0.809	0.648	0.853	U_R	0.747	0.177	0.848
U_E	0.854	0.455	0.741	U'	0.705	0.654	0.645
U_F	0.936	0.001	0.901	U	0.821	0.510	0.751
U_G	0.670	0.194	0.937				

以上の結果は次の点を示唆している。

① ＭＵＦ法は評価構造および手続きが比較的明確であり，多属性をもつ鉛利用の評価あるいは施策の有効性を検討するのに適している。しかしながら，現実の物質管理問題を論じるには，属性の効用水準を決定する方法に主観的要素が強く，合意を得やすい方法の開発が必要であろう。

② ＭＵＦ法の適用結果の精度を高めるには，鉛利用に関する基本的な情報が不足しており，物質管理計画を作成するには，物質利用に関するデータバンクが必要である。

③ 物質利用に関するデータバンクには，各物質の価格，販売量，再生率や廃棄物量等の個別的数値が記録されることはもちろんのこと，代替物質との相対的比較値も記録されるべきである。耐用年数分布の変化あるいは社会・経済的な各種の施策および新たな技術開発がそれらの値をどのように変化させるかについての情報も必要である。

④ 各集団の特性を示す属性は，相互間で関係をもっていることが多い。その関係が，ＭＵＦ法でいう選好独立および効用独立の関係を満足していることがＭＵＦ法適用の前提条件であるが，そのために属性間の相互関係すなわち問題構造の明確な提示がますます必要となろう。

第３節　再生鉛利用の資源・エネルギー節約効果[14)]

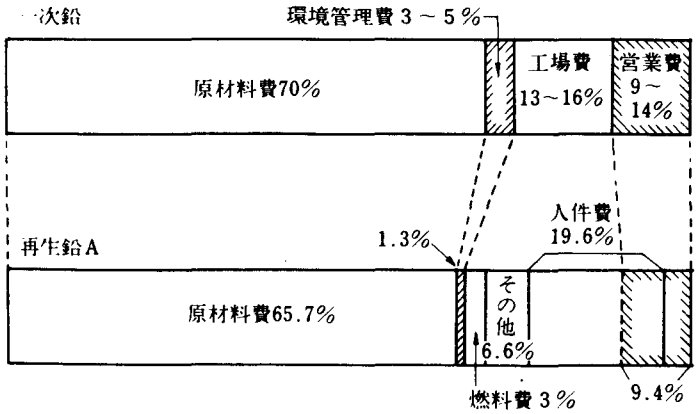
鉛リサイクルシステムが資源・エネルギー保全に役立つためには，再生鉛を利用することで，資源・エネルギーの消費量が節約される必要がある。と同時に，資源・エネルギー消費量の節約を効果的に行うためにはリサイクルシステムをいかに形成するべきかについて検討されなければならない。鉛は，１次鉛，再生鉛Ａタイプ（再製錬によって再生する）および再生鉛Ｂタイプ（再溶融によって再生する）の３種類に分類できる。３種類の鉛を生産する生産プロセスにおいて消費される資源とエネルギーの量に関する統計は１次鉛のみ（資源統計年報における粗鉛，鉛の項）である。そこで，再生鉛Ｂおよび１次鉛についてそれぞれの鉛を生産する典型的な生産プロセスで消費される重油，コークス，電力，水，労働（マンパワー）の量を典型的プロセスを有する工場の聞き込み調査に基づいて算出した。その結果を表－5.5 に示す。

表－5.5　鉛生産の資源・エネルギー消費

	生産規模（トン/月）	重油（リットル/トン）	コークス（トン/トン）	電力量（KWH/トン）	換算総エネルギー（Kcal/トン）	水（m^3/トン）	労働（人・時間/トン）
一次鉛	溶鉱炉，電解精錬 5000	36.6	0.22	662	3.6×10^6	107	8.05
再生鉛Ａ	反射炉 700	150	0.088	181	2.6×10^6	16	4.20
再生鉛Ｂ	——	9.1	——	12	1.2×10^5	0.14	3.92

注）エネルギー換算率：重　油 9900Kcal／リットル　電力量 2450Kcal／KWH　コークス 7200Kcal／キログラム

1次鉛と再生鉛Aタイプの生産コストに占める公害防止費と人件費の比率を図－5.15に示す。再生鉛Bタイプについては，資料収集上の制約で，同様の費用構成は分析されていない。



図－5.15 1次鉛と再生鉛Aの生産コストに占める公害防止費と人件費の比率

再生鉛Bタイプは簡単な装置を用いて再溶融・再生される。この生産プロセスで消費される総エネルギーは，1次鉛の生産に消費される総エネルギーの約30分の1である。マンパワーは，エネルギーに比較すれば節約率は相対的に小さく，約2分の1消費される。すなわち，再生鉛Bタイプでは労働集約的な生産が行われている。再生鉛Bタイプの生産は日本においては，零細企業によって行われており，公害防止設備を設置するための投資も遅れがちである。したがって，産業労働者を保護し，環境を保全するための設備・装置に要するコストは企業経営を一層困難にしている。

消費総エネルギー量に関するかぎり，再生鉛Aタイプの生産に消費されるエネルギーは1次鉛の生産に消費されるエネルギーよりも約27.8％少ない。しかし，再生鉛Aによって節約されるエネルギーは，再生鉛B，再生アルミニウムおよび再生亜鉛に比較すれば，効果は小さい。エネルギー節約効果は，再生アルミニウムでは約27分の1，再生亜鉛では約7分の1である[15]。重油を使う反射炉方式をコークスを使う竪炉方式に変更したとしても，総エネルギー消費量はそう大きくは変わらない。

図—5.15に示すように，公害防止費と人件費が生産コストに占める比率は，1次鉛と再生鉛Aでは顕著に異なっている。1次鉛製錬業においては，副産物の生産や廃棄物の管理を行う等，セミクローズドシステム化した生産プロセスが達成され，環境管理の専門家が雇用・配置されている。そのため，1次鉛の生産プロセスでは，環境管理費用はある程度まで内部化されているといってよい。

他方，再生鉛製錬業の場合は，行政による規制に基づいて，公害防止設備が設置されつつあり，公害防止費が生産コストに占める比率も徐々に増大しつつある。零細企業にとってはクローズドシステムを達成することはより困難であろう。なぜならば，零細企業は生産規模が小さいため公害防止費に〝規模の経済〟の効果が働きにくいからである。都市部の人口過密地域にある小規模な工場は若干閉鎖され，残存工場もより厳しい規制が実施された場合，その存続はより困難になる。環境規制によるコスト高が，回収業界に及ぼす主な影響は，従来からの小さなスクラップ処理工場は閉

鎖され，スクラップの収集，分離，製錬は大規模工場で集中的に行うようになることであると考えられている[16]。

リサイクルシステムの弱点は一般には，スクラップの回収と輸送の不経済性にあるといわれている。しかしながら，結論からいえば，エネルギーに関しては，鉛スクラップの回収と輸送に必要なエネルギー量は，生産プロセスで消費されるエネルギー量よりもかなり小さい。回収および輸送で消費されるエネルギー量は，スクラップの発生源と流通機構によって変動し，また，輸送効率すなわち大量輸送の程度も影響を及ぼす。

再生資源集荷業者が，2トンあるいは4トントラックを用いてストックヤードの半径2㎞以内で鉛スクラップを回収する場合は，5.3×10^4 ～ 8.0×10^4 Kcal/トン必要であり，1次鉛生産に消費するエネルギーの1.4～2.2％，再生鉛生産に消費するエネルギーの2.0～3.1％である。回収および輸送に支払うことができるコストは，日本においては，L.M.E.価格から販売者の固定利益を差引いた額の範囲内であるから，採算ベースで回収される鉛スクラップの量は限られる。例えば，地下に埋設された水道用鉛管を鉛スクラップとして回収することはますます困難になっている。

1次鉛製錬の原料として鉛鉱石をバルク輸送するために消費されるエネルギー量は約1.16×10^5 Kcal/トン，1次鉛生産に消費されるエネルギー量の約3.2％である。鉛スクラップの回収エネルギー，輸送エネルギー，それに製錬で消費するエネルギーを加えた総エネルギーは，1次鉛では，3.7×10^6 Kcal/トン，再生鉛Aでは2.7×10^6 Kcal/トン，再生鉛Bでは1.9×10^5 Kcal/トンである。

これらの数字をもとに，再生鉛を利用することによる資源・エネルギー消費量の節約効果を，現

表－5.6　再生鉛利用による資源・エネルギー節約効果

代替策	重油 (10^7リットル)	コークス (10^4トン)	電力量 (10^8KWH)	換算総エネルギー (10^{12}Kcal)	労働 (10^6人・時間)
現状のまま	2.16	6.64	1.95	1.22	3.04
再生鉛を利用せずすべて一次鉛でおきかえる場合	1.39 −35.6	8.34 +25.6	2.51 +28.7	1.40 +14.8	3.05 +0.2
再生鉛Aを利用せずこれを再生鉛Bでおきかえる場合	1.06 −50.9	5.72 −13.9	1.73 −11.3	1.02 −16.4	2.57 −15.6
スクラップ回収を強化して再生鉛Aとしてこの分だけ一次鉛をへらす	2.92 +35.2	5.76 −13.3	1.63 −16.4	1.15 −5.7	2.79 −8.5
スクラップ回収を強化して再生鉛Bとしてこの分だけ一次鉛をへらす	1.98 −8.3	5.17 −22.1	1.52 −22.1	0.99 −18.9	2.77 −9.0

注）下段数値は現状に対する増減百分率を示す。
回収強化量は1978年で6.7万トン可能。

状の１次鉛，再生鉛Ａおよび再生鉛Ｂの生産比率と回収量を変数にした４つの代替策について算出すると，表－5.6に示す結果を得る。

鉛スクラップの回収を強化して再生鉛Ｂとしてこの分だけ１次鉛の利用量を減らす場合が最も省エネルギー的であることは当然であるが，表－5.6で注目すべきは，ケース３（現状の再生鉛Ａを利用せず，これを単に再生鉛Ｂで置き換える場合）とケース４（鉛スクラップの回収を強化して再生鉛Ａとしてこの分だけ１次鉛の利用量を減らす場合）を比較した結果である。すなわち，ケース３がケース４の３倍の省エネルギー効果を示していることである。つまり，いたずらに鉛スクラップの回収を強化するよりも，むしろ現状のリサイクルシステムを選別前処理等の前端技術の確立したシステムへと誘導することの重要性を示している。

第4節　再生鉛の品質と社会的受容性[14)]

高品質が要求される用途の需要に適合しうる再生鉛の品質を確保することは，再生鉛の利用の範囲と量に影響を及ぼす主要な問題の１つである。

日本の非鉄金属スクラップの公式規格は，日本工業規格（ＪＩＳ）によって決められている。しかし，このＪＩＳ規格の取扱い範囲は，銅スクラップおよび銅合金スクラップ（ＪＩＳ：Ｈ2109, 1954年制定，1960年，1976年改訂）とアルミニウムスクラップおよびアルミニウム合金スクラップ（ＪＩＳ：Ｈ2119，1977年制定）の２種類のみである。鉛スクラップについては，ＪＩＳ

表－5.7　一般市場での鉛スクラップの分類

上鉛くず	：	鉛管板用，合金用
硬鉛くず	：	再生鉛塊用，合金用，釣用のおもり等
込鉛くず	：	再生鉛塊用
活字鉛くず	：	合金用，再生鉛塊用
バッテリー鉛	：	再生鉛塊用

表－5.8　鉛地金の規格（ＪＩＳ　Ｈ 2105—1955）

種類	化学成分（%）							
	Pb	Ag	Cu	As	Sb+Sn	Zn	Fe	Bi
特種	>99.99	<0.002	<0.002	<0.002	<0.005	<0.002	<0.002	<0.005
1種	>99.97	<0.002	<0.003	<0.002	<0.007	<0.002	<0.004	<0.010
2種	>99.95	<0.002	<0.005	<0.005	<0.010	<0.002	<0.005	<0.050
3種	>99.90	<0.004	<0.010	<0.010	<0.015	<0.010	<0.010	<0.100
4種	>99.80	—	<0.010	<0.010	<0.04	<0.015	<0.02	<0.10
5種	>99.50	—	<0.010	<0.010	<0.15	<0.015	<0.05	<0.15

の分類基準が制定されておらず，一般市場では，表－5.7に示す分類が通用している[17]。これに対して鉛地金の規格は，表－5.8に示すように決められている。

電気鉛と乾式鉛の品質は，全てJIS特種に該当する化学成分を持っていて，安定している。実際に製錬所で生産されている電気鉛の品質は，JIS特種の規格に比べて，不純物含有量は非常に少なく，99.998％程度の純度であるのが普通であり[18]，99.999％の純度に達する鉛も生産されている。これは精製技術の進歩によるものであると同時に，一部需要家が高品質鉛を望んだ結果でもあり，現状で用いられている用途すべてに必ずしも必要ではなく過剰品質になる用途も多い。

一方，再生鉛の品質はJIS 1～5種に相当すると考えられている。しかし，再生鉛の化学成分は規定がないため，表－5.9に示すようなスクラップの発生源に基づいた分類が慣習的に使用されている。鉛スクラップの規格は，米国および欧州においては，それぞれNARI[注)]規格（錫とあわせて12分類），BIR[注)]規格（6分類）で定められており，国際的に統一する機運も生まれている[19]。

消費者が再生鉛の品質について疑いを持つのは，再生鉛が含有している不純物の悪影響についてである。不純物は，鉛の機能，加工性（可鍛性，展性と延性）および流動性に影響を及ぼす。不純物を含まない純鉛の機械的強度は低く，微量の不純物は機械的強度あるいは化学的性質に何らかの好影響を及ぼしうる。例えば，銀は鉛の電気化学的特性を改善する。ヒ素は鉛の結晶粒を微細化する。また，銅は硫酸に対する耐食性を向上させる。と同時に，不純物が悪影響を及ぼす場合がある。一般に無機薬品用として使用される鉛は不純物の規制が厳しい。鉛白では，ビスマス（灰色），銀（淡紅色），銅（緑色），鉄（赤色）等が各々独特の発色をするために制限される[20]。

したがって，不純物を有効に利用することができるならば，不純物を排除する必要はない。この事実は，鉛スクラップおよび鉛合金スクラップを再生することが有利な点の1つである。すなわち，鉛スクラップはそれが利用・廃棄されたのと同じ用途に再利用されるべきである。例えば，バッテリースクラップは再度バッテリーの生産に用いられるべきである。1次鉛を生産する大規模製錬所では，良質の鉛合金スクラップ－例えば，バッテリースクラップのグリッド部分－を原料にするべ

表－5.9　鉛スクラップの慣習的分類

スクラップの発生源	分　類	特　　徴
鉛管板屑	特号故鉛	水道用鉛管スクラップはアンチモンを0.1～0.3％含む
電線屑	1～2号故鉛	錫を含む
バッテリー屑	3号故鉛	1～3％アンチモンを含む

注）○ NATIONAL ASSOCIATION OF RECYCLING INDUSTRIESの略。
○ BUREAU INTERNATIONAL DELA RECUPERATIONの略

きではない。なぜなら，アンチモンを鉛から1度分離してから，合金を製造する段階で再び鉛と混合することになり，アンチモンを抽出・分離したプロセスが無駄になるからである。大規模製錬所では，ドロスや煙灰（フルーダスト）を原料として使用するべきである。なぜなら，安価な原料を使用でき，かつ生産コストは上昇しないので総費用が節約でき，企業にとってメリットがある。と同時に，ドロスや煙灰は小規模製錬所では技術的制約が大きく，廃棄物となるところが利用されるので，社会的にみても環境負荷の減少等のメリットがあるからである。図－4.5に示したように，REIa の値は急速に下降しており，１９７０年代を通じて３０％付近で一定である。これに対して，ＲＥＩｂの値は減少の度合が緩やかであり，ＲＥＩａとの差は開く傾向にある。これは，大規模製錬所がスクラップ，煙灰，ドロス等を原料として利用できるような生産プロセスを改良したことによると考えられる。[21)]

再生鉛の品質は，不純物の化学成分の分析結果が同じだとしても，硫黄，酸素等金属に含まれているガスの量に応じて微妙に変化する。再生鉛の品質は現状では1次鉛の品質と同等であるが，消費者は依然として品質に懸念を抱いている。再生鉛の品質を向上させるために製錬技術の改良が行われているが，品質の問題はそれだけでは解決しない。

現在生産されている電気鉛の純度は約９９.９９８％である。しかし，こうした純度は全ての用途に必要なわけではない。再生鉛の利用は，こうした純度が必要ではない広範囲の用途に利用されるべきである。すなわち，供給する鉛の品質と需要側の各用途が必要とする鉛の品質とを整合的に効率的に組み合わせるプログラムが求められる。また，そうした配分を現実に可能にするためには，消費者の再生鉛の品質を疑う態度を解消する必要がある。それには，いくつかの対策が考えられるが，再生鉛の品質を保証する規格を作成することが第1条件であると考える。したがって，その規格は，消費者の信頼に足りうるものであると同時に，需要と供給の品質別配分を効率的に行いうるものでなければならない。アメリカでは既に再生鉛の規格があり，上記の主旨が一部反映したものとなっている。その規格を表－５．１０に示す。

表－5.10 米国再生鉛地金の規格（ASTM）

元　素（%）	Soft Lead	Copper Bearing Lead
Ag (max)	0.010	0.020
Cu (〃)	0.0025	0.08
Cu (min)	—	0.04
Bi (max)	0.05	0.05
As (〃)	0.0015	0.0015
Sb (〃)	0.005	0.005
Sn (〃)	0.002	0.02
As+Sb+Sn(〃)	0.0075	—
Fe (〃)	0.002	0.002
Zn (〃)	0.002	0.002
Pb (min)	99.926	99.85

理論的には，再生鉛の品質は1次鉛の品質と同じレベルにまで改良することは可能である。それが実現された場合には，従来使用できなかった用途にも，再生鉛を利用することができ，

資源・エネルギーの節約および環境の保全に役立てることが可能であろう。

これを実現するためには，次の手段が採用されるべきである。

① 鉛スクラップの分類基準が確立されること。スクラップの品質が製品段階でのラベリングによって識別されること。

② 消費者受容性が，再生鉛の規格化を通じて獲得されること。

③ スクラップの回収段階で，選別と前処理が適切に行われること。

④ 製錬技術が改良されること。

⑤ スクラップを大量に回収するために，企業間の協同化がはかられること。

⑥ 公害防止と産業労働者の保護のために，工場のプラントを近代化することが必要であり，政府の適切な指導が望まれる。

第５節　財の寿命延長による資源・エネルギー節約効果

鉛の生産，加工，消費，廃棄の各過程に対応して，資源・エネルギーの節約ならびに環境の保全をはかる方策が存在する。資源・エネルギー多消費型産業構造から知識集約型産業構造への転換，省資源技術の推進などもその一例であるが，これらは，基本的には，資源から財への変換過程についての方策である。それに対して，生産された財の利用から廃棄に至る過程での方策として，廃棄物のリサイクル以外に，財の利用から廃棄に至る時間すなわち寿命を延長することが考えられる。

財の寿命を延長することが，資源・環境・エネルギー問題の解決策の１つとして取り上げられる背景には，財を大切にすることが道徳的に受け入れられやすいことと同時に，財の寿命が物理的に固定されたものではなく，社会経済的に操作可能な変数であるとする考え方が存在している。それは，〝最適耐久性〟と〝経済的耐久性〟の乖離[22]，あるいは企業による計画的廃棄物化という事実で逆に証明されている。例えば，通産省と業界で申し合わせている電化製品補修部品の最低保存期間は，外国では電気冷蔵庫で２０年，時計で３０年であるのに比して，日本ではそれぞれ９年，11年であり，日本の保存期間は余りにも短いことが指摘されている[23]。

しかし一方，財の寿命を延長することには，次のような問題点[24][25]を伴う。

① 財の耐久性を増加させることなしに，財を長期間消費者に所有させることになると廃棄物になる製品の質が悪化し，リサイクルに適する廃棄物の質以下になる。

② 製品寿命の延長は，ある場合には，耐食性物質の使用が必要となり，それらの物質のうちのいくつかはカドミウム，亜鉛等潜在的に汚染物質である。ちなみに，金属の腐食による損失は年間当り，日本で２兆5,000億円にのぼる[26]。

③ 消費者の購買行動および生産者の製品設計，販売行動を変更させることが困難である。

④ 寿命を延長することで，価値が下落する製品がある。例えば，衣料品のような流行に敏感な製

品である。

⑤　技術革新による新製品の出現が妨げられる。

以上のような欠点を持つものの，財の寿命を延長することは，資源の消費量を減少させることに貢献するとされている[24)25)27)]。　また，省エネルギーの点からはリサイクルよりも優れているとの見解もある[28)]。　そこで，本節では，財の寿命を延長することによる環境の保全と資源・エネルギーの節約効果およびリサイクルとの関係を鉛を事例に定量的に検討してみよう。

財の寿命が現状のままである場合と20%延長された場合との比較を，財のストックが一定である条件の下で検討する。財のストックが同一であることは，財の価値が寿命によらず一定であるとするならば，財のストックが社会に及ぼす効用が同一であることを意味している。すなわち，前述した寿命を延長することの問題点が存在せず，財のストックが寿命を延長する前と同量である時，財の寿命を延長したことによる資源・エネルギーの節約効果および環境へ放出する量の変化を検討することになる。ただし，ここでいう財のストックとは社会で使用または貯留されている財のことである。

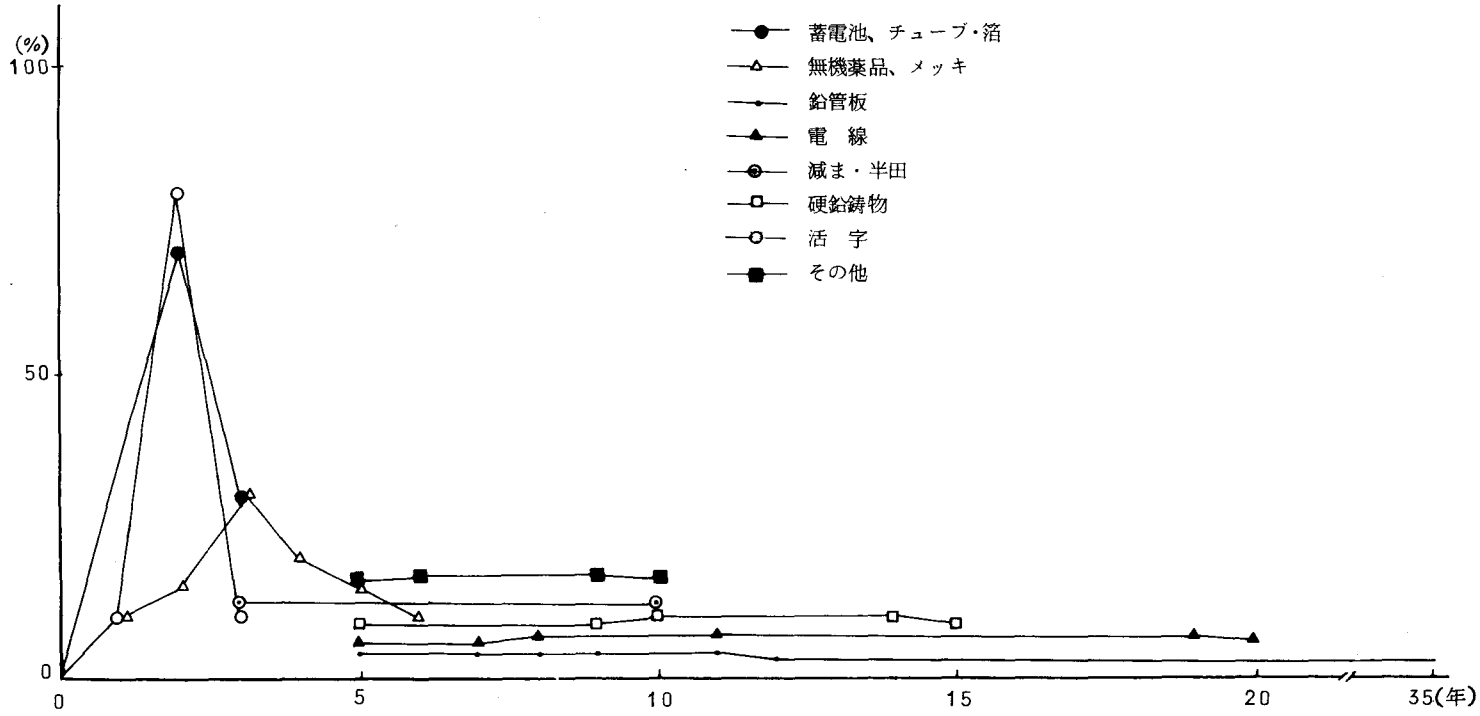
鉛を使用する財 i の廃用年数分布関数 $f_i(s)$ を図－5.16に再掲する。ここで，s は生産後の経過年数を示す。これに対して，財 i の寿命を 20％延長した場合の廃用年数分布関数を図－5.17に示す。

財 i の生産 s 年後の残存率を $R_i(s)$ とする。鉛の用途別残存率関数を図－5.18に示す。また，財 i の寿命を20％ 延長した場合の鉛の用途別残存率関数を図 －5.19に示す。

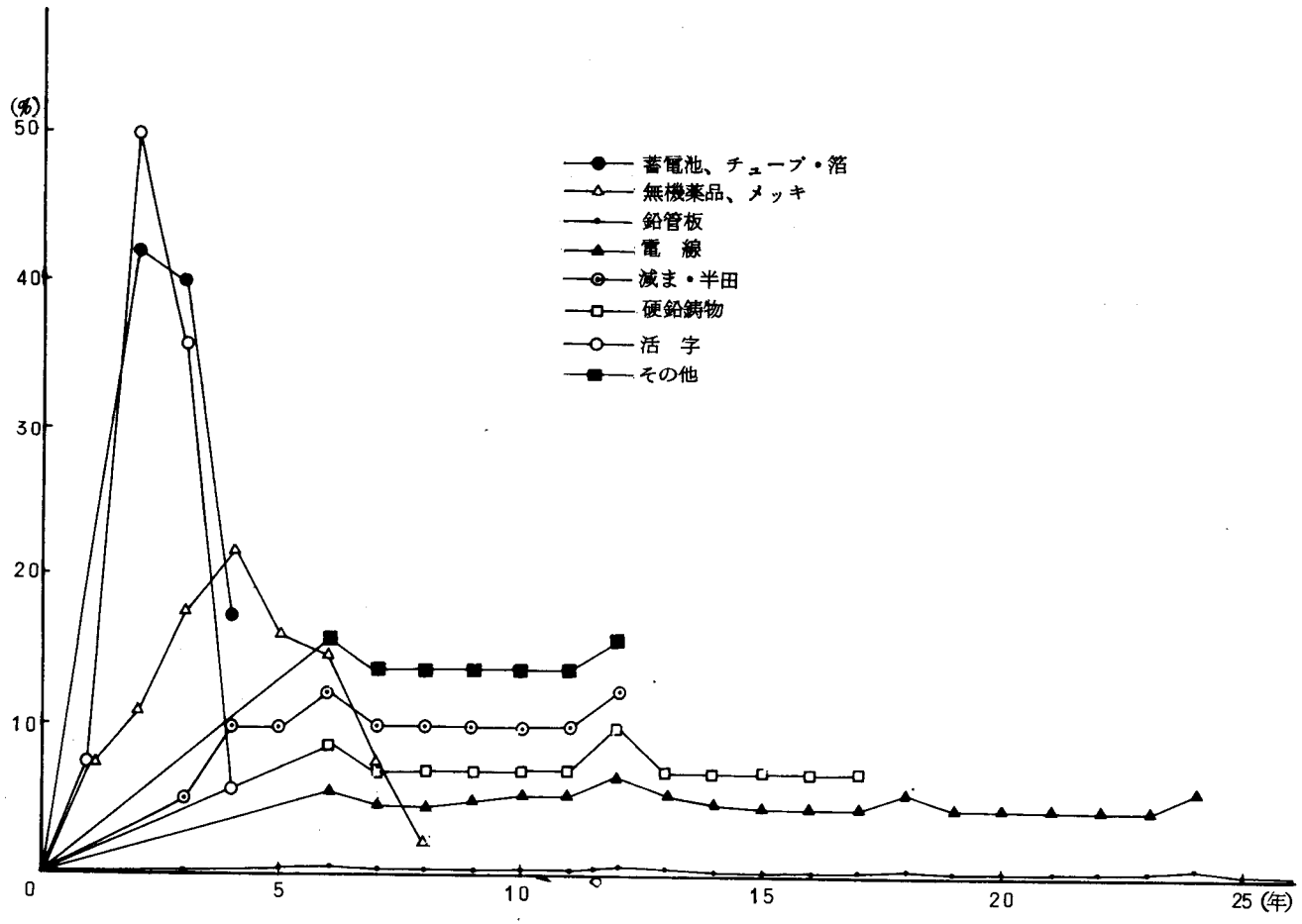
鉛の用途別ストック量を現状値と同じにして，鉛を使用する財 i の寿命を20％ 延長した場合の用途別投入鉛量の削減率の 1960 年から 1978年までの経年変化を図－5.20 に示す。節約の効果は総量でみれば，漸増の傾向にある。用途別にみれば，鉛管板では鉛総量（図－5.20の total）の削減率に比して，1971 年以降は高い。それに対して，蓄電池は1960～1965年では鉛総量の削減率よりも高いが，1966年以降13年間のうちで高いのは4年間のみである。投入鉛量の削減率のばらつきが最も大きいのは硬鉛鋳物であるが，他の用途も含めて投入鉛量の削減率に何らかの規則的変化を認めることは困難である。それは，いくつかの影響が複合して投入鉛量の削減率が決まるためである，と考えられる。

そこで，寿命の異なる3つの用途－蓄電池，減ま・半田，鉛管板－を取り出し，需要成長率の5つのケース ― 20％成長，10％成長，5％成長，0％成長（需要増なし），－5％成長 ― について検討する。寿命の異なる3つの用途と需要成長率の5つのケースを取り上げた理由は，図－5.20において，用途間で異なる因子は投入鉛量の年変化率すなわち需要成長率と廃用年数分布のみだからである。

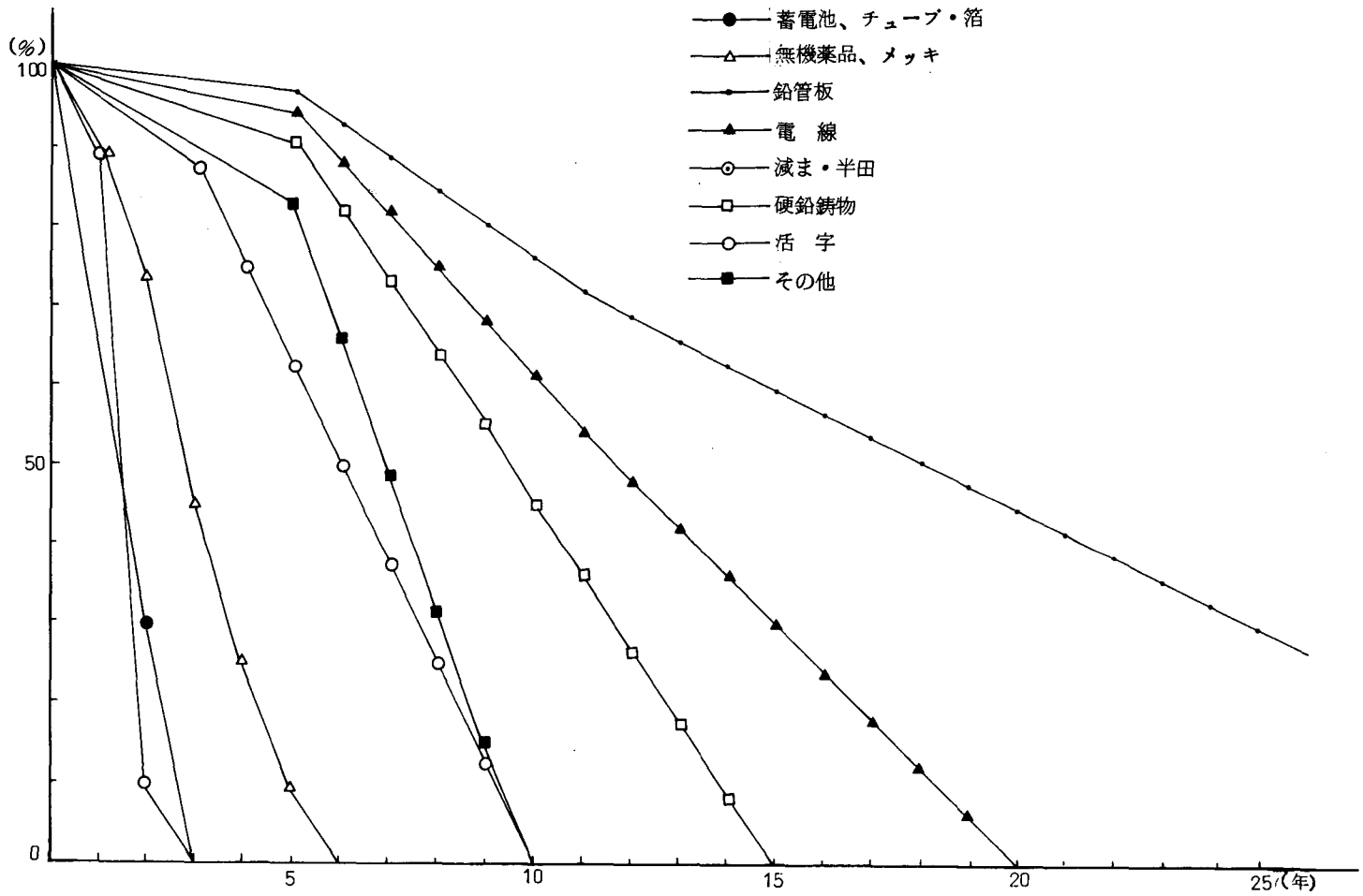
最初に，投入鉛量と鉛のストック量との関係を検討しておこう。財 i の需要量すなわち投入鉛量の成長率を g_i とし，ある年次 t における財 i に投入する鉛の量を $P_i(t)$ とすると，財 i に含まれる鉛の t_0 年におけるストック量 $S_i(t_0)$ は次式で算出される。



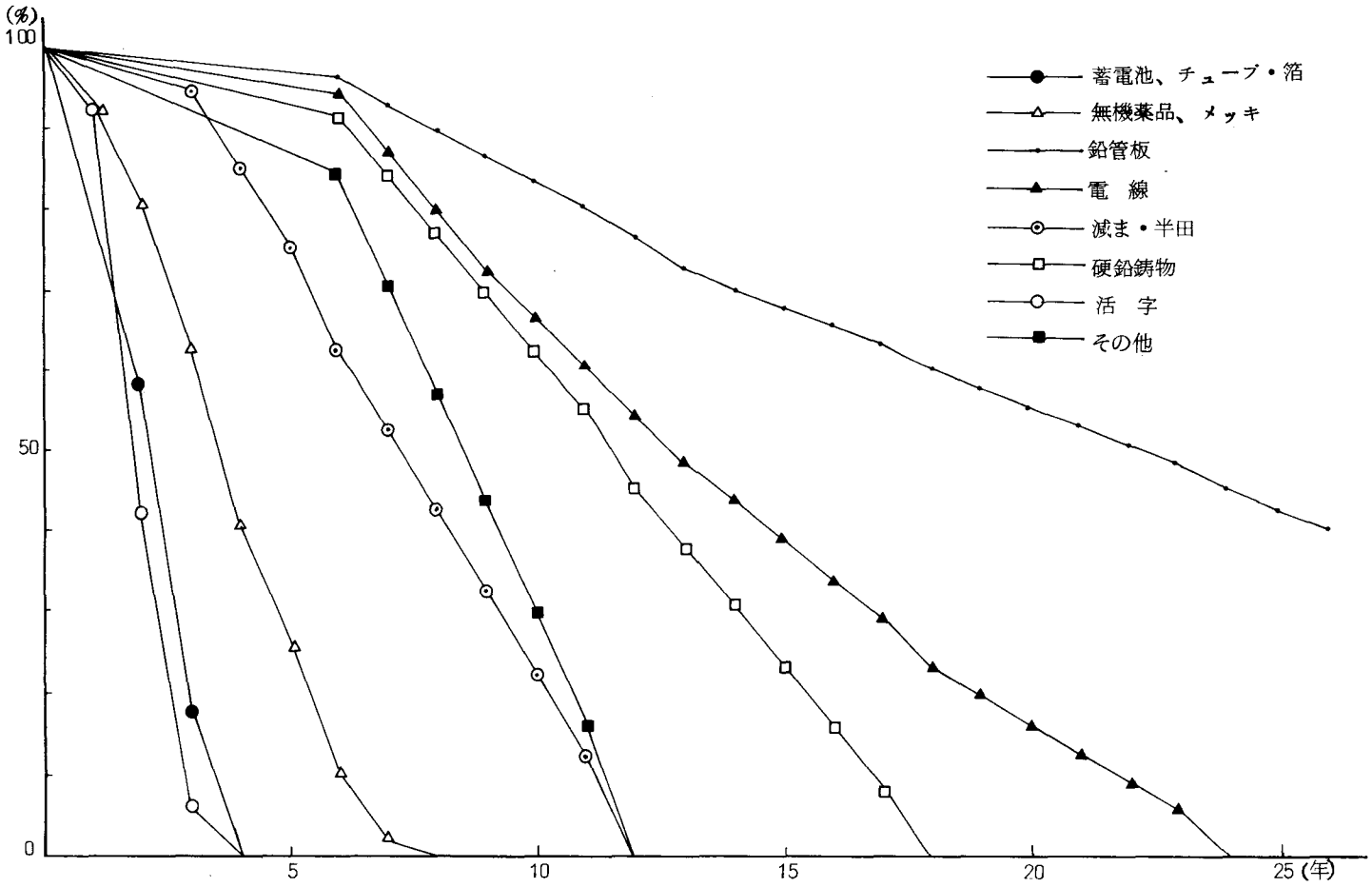
図－5.16　鉛の用途別廃用年数分布



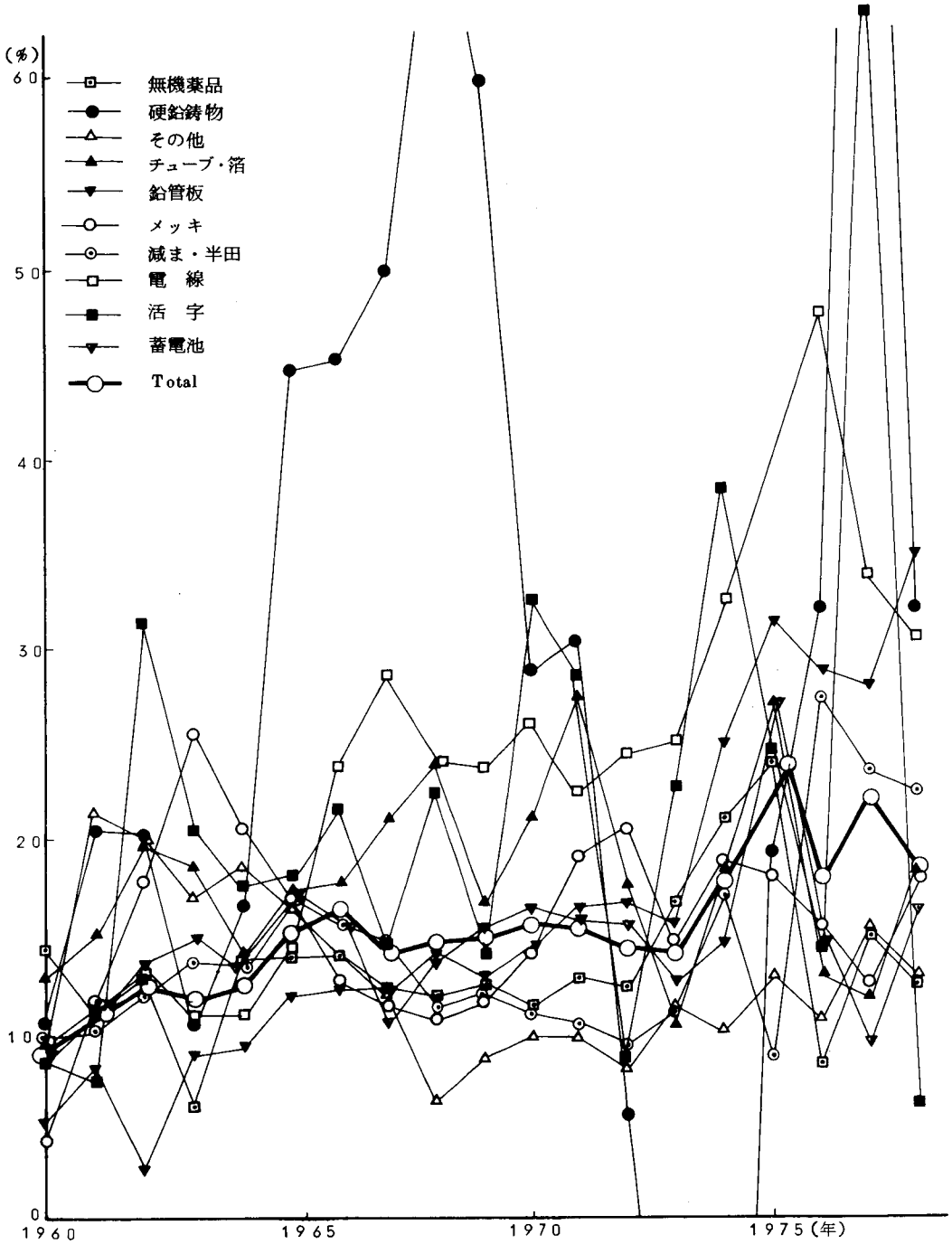
図－5.17　鉛の用途別廃用年数分布（寿命延長時）



図－5.18　鉛の用途別残存率



図－5.19　鉛の用途別残存率（寿命延長時）



図－5.20　　鉛の用途別投入量の削減率

$$S_i(t_0) = \sum_{t=0}^{t=t_0} P_i(t)\ R_i(t_0 - t) \qquad (5-7)$$

投入鉛量の成長率がg_iであるから，次式が成立する。

$$P_i(t) = (1+g_i)\ P_i(t-1) \qquad (5-8)$$

式（5－8）から，次式が導かれる。

$$P_i(t) = (1+g_i)^{t-t_0} \times P_i(t_0) \qquad (5-9)$$

$$(t < t_0)$$

式（5－9）を式（5－7）に代入すると，次式が得られる。

$$S_i(t_0) = \sum_{t=0}^{t=t_0} (1+g_i)^{t-t_0} \times P_i(t_0) \times R_i(t_0 - t)$$

$$= P_i(t_0) \sum_{t=0}^{t=t_0} (1+g_i)^{t-t_0} R_i(t_0 - t) \qquad (5-10)$$

式（5－10）において，t_0をt_0+1におきかえると，次式が得られる。

$$S_i(t_0+1) = P_i(t_0+1) \sum_{t=0}^{t=t_0+1} (1+g_i)^{t-t_0-1} \times R_i(t_0+1-t)$$

$$= (1+g_i)\ S_i(t_0) \qquad (5-11)$$

式（5－8）と式（5－11）より，年当り投入鉛量の成長率と鉛のストック量の成長率は一致することがわかる。ただし，この関係は厳密には静学的な場合に限られる[29]。

3つの用途について，全くストックがない状態で，初年度に鉛10,000トンが投入され，その後，各投入鉛量の成長率と廃用年数分布に基づいて，ストック量は変化するものとする。ついで，ストック量を変化させずに，財の寿命を20%延長した場合の投入鉛量の削減率を算出する。その結果を図－5.21に示す。

投入鉛量の成長率と削減率との関係をみると，どの用途についても，成長率が高くなるほど削減率が小さくなっている。これは，投入量の成長率が高いほどストック量の成長率も高くなり，寿命延長による資源節約が全体からすれば，きわめて微少なものにならざるをえないためである。また，寿命の短い用途ほど，すなわち，蓄電池，減ま・半田，鉛管板の順で，投入鉛量の成長率が大きくなった場合の削減率の減少度合が小さい。鉛管板では，成長率が0%から20%になった時に，削減率は42.64%にまで減少するのに対し，蓄電池では81.85%になるにすぎない。これはストック量の差異によると考えられる。鉛管板と蓄電池では19年後のストック量で2.64倍鉛管板が多い。しかも，寿命延長の効果が蓄電池では2～4年ででるのに対して，鉛管板では最終的には42年たたないと効果は完結しないためである。

以上から明らかなように，鉛投入量の削減を目的とする場合，短期間でその目標を達成しようとするならば，ストック量が多く寿命の長い用途よりも，ストック量は相対的に少なくても寿命の短い用途の寿命を延長した方が効果が大きく得策である。

寿命の延長は，資源の節約効果以外に，エネルギーの節約および環境放出量の削減にも効果があるといわれている。そこで，図－5.20と同様に1960～1978年の19年間でのエネルギー節約量を検討してみよう。

エネルギー消費量の実績を基準に，比較する5つのケースを考える。ここでのエネルギー消費量とは鉛の生産に要するエネルギーのみを考える。鉛には，第3節で述べたように，電気鉛，再生鉛A，再生鉛Bの3種類があり，それぞれの生産に要するエネルギー量は異なる。それゆえ，鉛の生産に占める電気鉛，再生鉛Aおよび再生鉛Bの比率が決まれば，エネルギー消費量も決定できる。そこで，電気鉛，再生鉛A，再生鉛Bの生産量の組合せを次の5ケース考える。ただし，鉛の総生産量は図－5.20を算出した結果を用いた。鉛の総生産量が減少するにつれて，廃物鉛量の発生もある時間遅れをもって減少するために，総生産量の減少が何れの鉛生産量の減少によるかはケースによって異なる。

◦ケース1.

鉛の再生率は寿命を延長する前と変わらないとして，投入量の削減は，再生鉛Bを削減してから再生鉛A，その後電気鉛を削減する。

◦ケース2.

鉛の再生率は不変とする。投入量削減の優先順位は再生鉛A，再生鉛B，電気鉛の順である。

◦ケース3.

鉛の再生量は少なくとも現状は維持するケース。ただし，廃物鉛量を超えることはできないものとする。その場合，再生鉛Aの再生量を優先的に確保するものとする。

◦ケース4.

鉛の再生量は少なくとも現状は維持するケース。ただし，廃物鉛量を超えることはできないものとする。その場合，再生鉛Bの再生量を優先的に確保するものとする。

◦ケース5.

鉛投入量の削減を再生鉛B，再生鉛A，電気鉛の順で実施する。したがって，現状よりも再生率は低下する。

以上の5ケースについてのエネルギー消費量の現状値からの削減率の1960～1978年の経年変化を図－5.22に示す。

図－5.22をみれば，ケース5の削減率が特に低い。再生率を現状以上に維持することがエネル

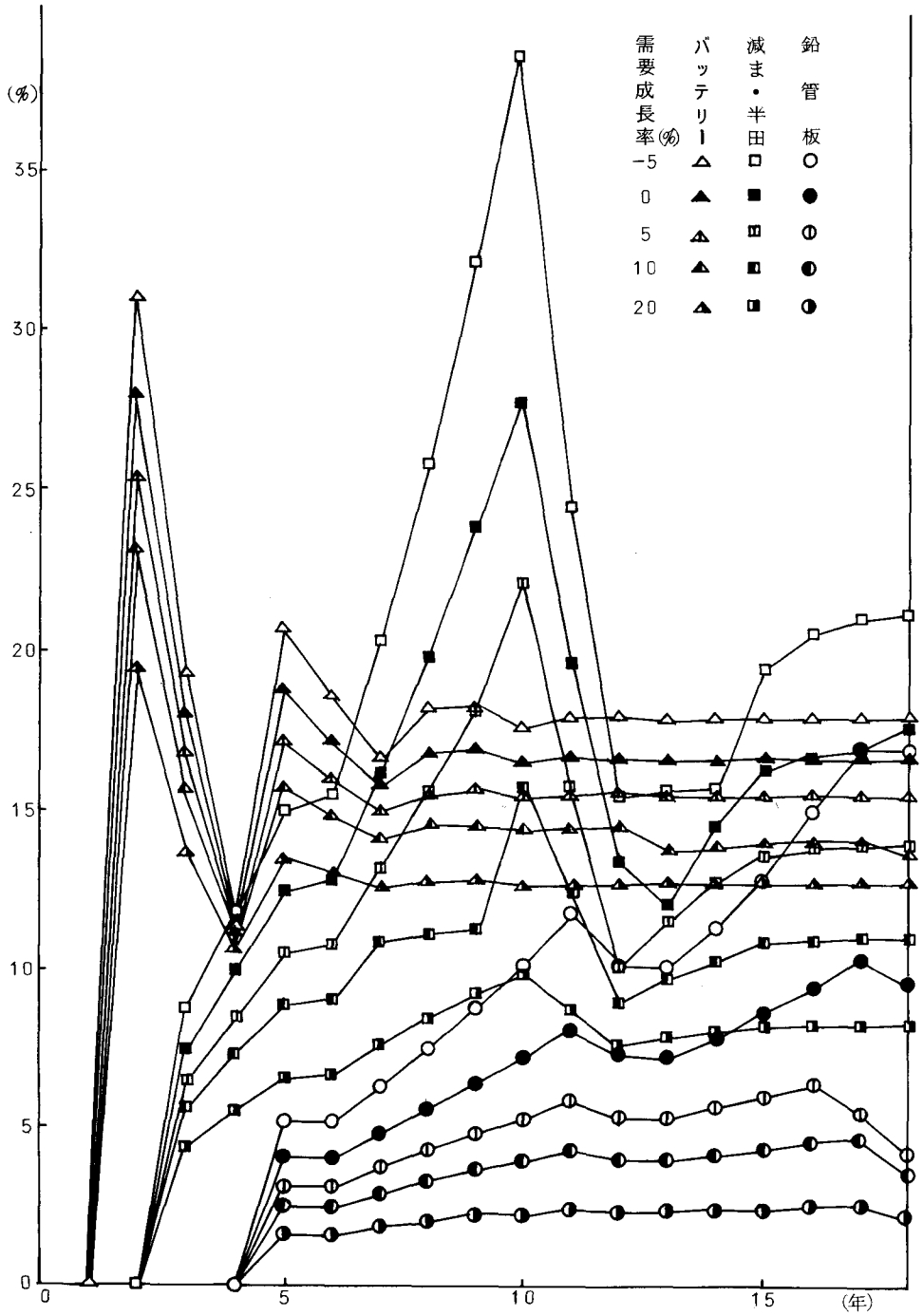
ギー消費量の削減率を高めるには重要であることが現われている。残りの４つのケースについては，ケース１が削減率が最も低く，ケース４の削減率が最も高い。これは，ケース４では再生率を上昇させたと同時に再生鉛の優先的利用を行った結果の，また，ケース１では再生率は現状のままで再生鉛Ｂよりも再生鉛Ａを優先的に利用した結果の反映である。これに対して，ケース２とケース３はほぼ同程度の削減率を示している。すなわち，再生率を上昇させた場合でも，再生鉛Ａを優先的に生産したのでは，再生率が現状のままでも再生鉛Ｂを優先的に生産した場合と同程度の削減率しかないのである。再生率を上昇させるために要するであろうエネルギー消費量の増加を考慮すれば，実質的にはケース２のエネルギー消費量の削減率の方が大きいといえるだろう。

エネルギー消費量の削減率の各ケース間の順位は１９６０〜１９７８であまり変化していないが，全体的な削減率は，１９７５年のピークを除いて漸増の傾向にある。すなわち，１９６０年ごろのエネルギー消費量の削減率は１０％以下である。この理由について，上記５ケースのエネルギー消費量の削減率を鉛管板を事例に比較することで検討してみよう。

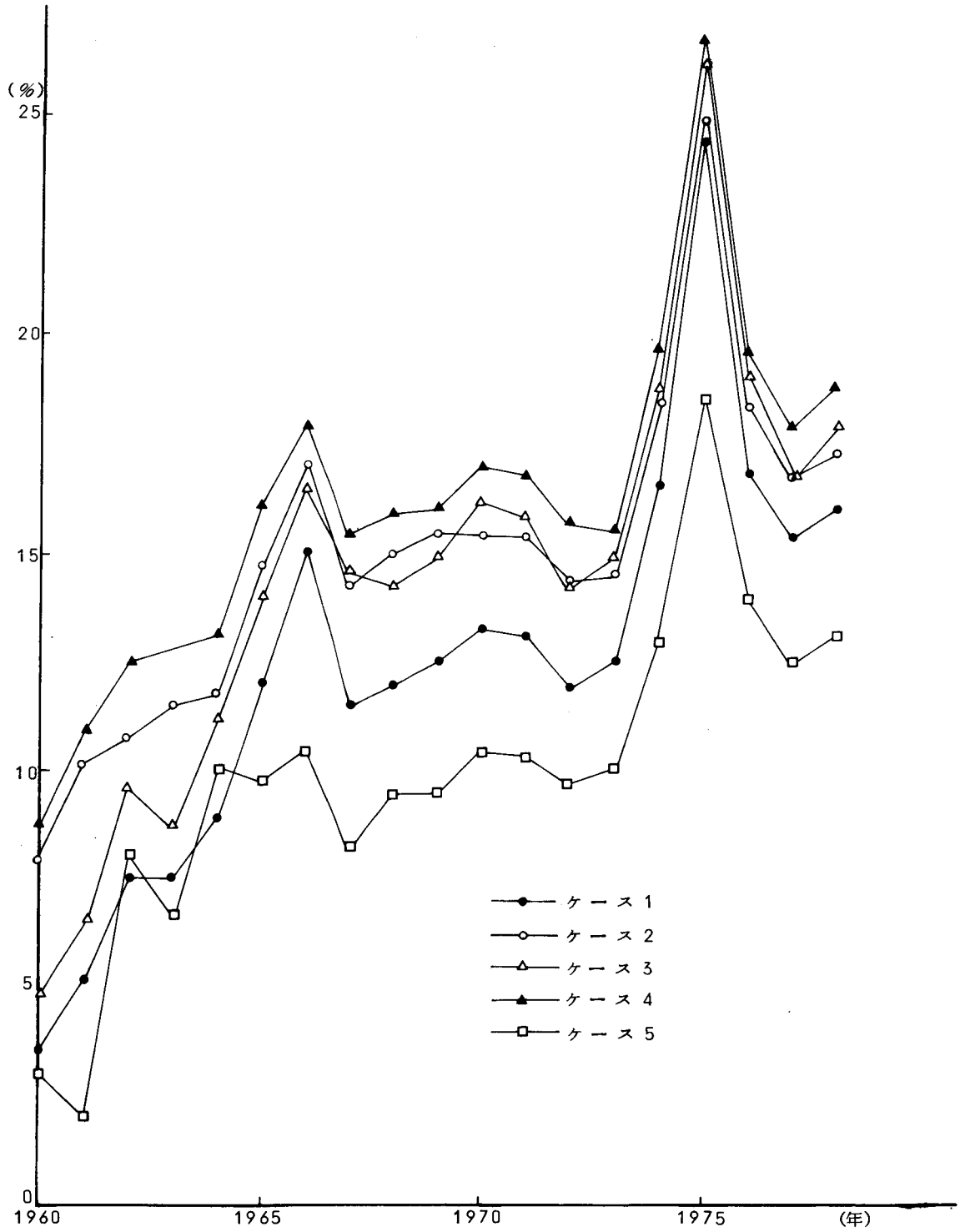
鉛管板での５ケースについての鉛生産量の内訳およびそれに伴うエネルギー消費量と現状値からの削減率を図－5.23に示す。ケース１，ケース３，ケース５では１９６０〜１９６４年の５年間についてはエネルギー消費量が現状値よりも増加している。同期間の投入鉛量は，５ケースについて2.73〜9.31％いずれも現状より削減されているにもかかわらず，エネルギー消費量が増加しているのは寿命を延長したために，鉛の投入量が削減されるとともに，廃物鉛量も減少するため，再生率が一定であるならば再生量も減少せざるをえないゆえに，電気鉛の生産量を現状よりも増加させねばならない事態が生じるためである。例えば，１９６０年では，投入鉛量が2,109トン減少したのに対して，廃物鉛量の減少に伴って再生鉛量は4,308トン減少している。そのために電気鉛の生産量は逆に2,199トン増加させなければならなくなる。この傾向は，再生鉛の利用量が多く再生率の高い用途ほど強い。したがって，エネルギー削減率の経年変化の傾向は，投入鉛量の削減率の傾向に支配されつつも（図－5.20参照），上述した現象が再生率の減少に伴って現われてきたことも影響している[32]。

財の寿命延長が再生資源回収業者にもたらす影響を考えてみよう。財の寿命延長は，財の生産量を減少させるために，財の生産者に影響を及ぼすと同時に，廃物量の減少に伴って再生資源の確保が難しくなることで再生資源回収業者にも影響を及ぼす。財の寿命延長によって減少した廃物鉛量を，回収率を向上させることで，現状と同量の再生資源を確保することを考えてみよう。

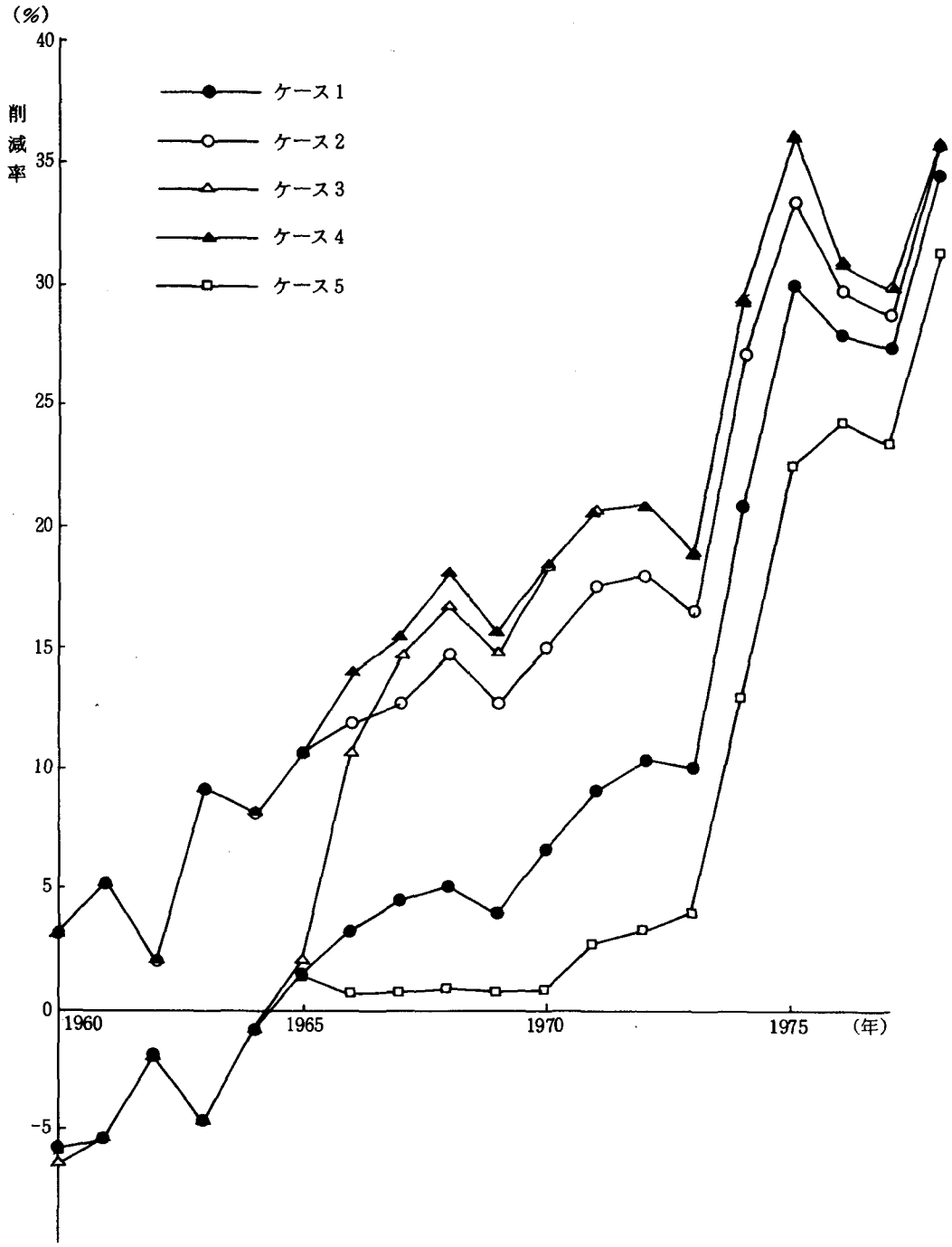
１９７８年において回収・再生された鉛量は，現状では103,119トン，電気鉛の生産に使用されるスクラップ，フルーダスト等を加えると151,284トンである。それに対して，寿命を延長した場合には，回収・再生率が同じであるとすれば，それぞれ，79,798トンと110,872トンになる。また，回収・再生の対象になる廃物鉛量は248,561トンから196,616トンに減少している。回収率



図－5.21　寿命延長による鉛需要量の削減率の経年的推移



図－5.22　寿命延長によるエネルギー消費量の削減率の経年的推移



図－5.23　寿命延長によるエネルギー消費量の削減率の経年的推移（鉛管板の場合）

の向上で現状と同量の再生資源を確保するためには，現状の４１.４９％，６０.８６％から５２.４５％，７６.９４％へとそれぞれ上昇させなければならない。しかしながら，図－4.１２で示したように，再生不能な用途への比率が３０％を超えている現状では極めて困難といわざるをえない。

次に，回収・再生率は変わらず個別の再生資源回収業者が回収する空間的範囲を拡大することで，現状と同量の再生資源量を確保する場合を考えてみよう。廃物鉛が空間的に散在する分布は現状の７９.１０％になるので，半径２㎞の円周内で回収していた（第１節参照）再生資源量と同量を回収するには，行動半径を2.２４９㎞にまで広げなければならない。この割合で各再生資源回収業者が回収する空間的範囲を拡大しようとすれば，５業者のうち１業者は鉛に関しては回収をあきらめなければ，営業は成立しなくなる。したがって，寿命を延長することで発生するであろう財の維持管理・補修のための雇用が，再生資源回収業者および財の生産者（再生資源回収業者と同様の影響を財の生産量が減少するために受ける）で発生する失業を上回るのでなければ，雇用という側面では財の延長は負の効果をもつことになる。

環境へ放出する鉛量は，寿命を延長した場合，再生率が変わらない場合（ケース１とケース２）では，１９６０～１９７８年の１９年間で８６４,６１７トンで現状の80.02％，再生率が上昇した場合（ケース３とケース４）には，同期間で５９３,７５８トンで現状の５４.９０％にまで減少する。

第６節　要　　約

本章では，まず，鉛リサイクルシステムを，スクラップの回収システム，スクラップの再生システム，再生鉛の用途別利用，の３システムに分類し，それぞれのシステムの現状と問題点について第１節において整理した。そして，鉛の利用と廃棄の構造をリサイクル型に誘導するリサイクル計画に関与する計画要因として，鉛利用用途を各評価主体が評価する因子，再生鉛利用に伴う資源・エネルギー消費量，再生鉛の品質と社会的受容性および財の寿命を抽出した。

第２節では，社会全体として満足度の高い鉛の用途別配分を決定するための資料を提供するために，鉛利用用途の資源，環境，経済の３つの視点からの統一的評価を，キーニーによって開発された多重属性効用関数法を適用して行った。評価の対象とした用途は，蓄電池，鉛管，無機塗料の３種類である。鉛利用用途の評価を生産と消費の観点から行った場合の効用水準の順位は，蓄電池＞無機塗料＞鉛管の順であるのに対して，再生の観点をも考慮して行った場合の効用水準の順位は，蓄電池＞鉛管＞無機塗料であった。これは，生産，消費だけでなく，廃棄および再生がもたらす効果をも評価要因に加えるならば，鉛の用途別配分の優先順位が変わりうることを示唆しており興味深い。

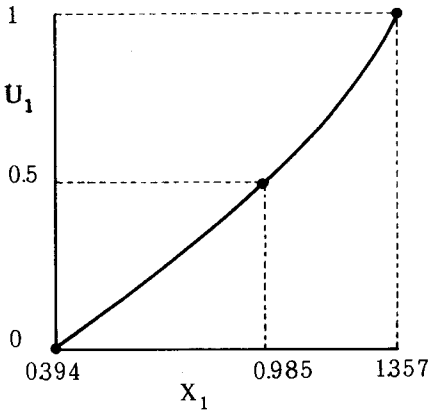
第３節では，再生鉛利用の資源・エネルギー節約効果を，一次鉛，再生鉛Ａ，再生鉛Ｂそれぞれの生産に要するエネルギー消費量の聞き込み調査を基に検討した。鉛スクラップの回収エネルギー，

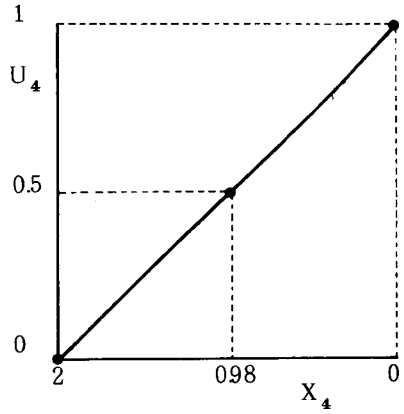
輸送エネルギー，それに製錬で消費するエネルギーを加えた総エネルギー消費量は，1次鉛では3.7×10^6 Kcal／トン，再生鉛Aでは 2.7×10^6 Kcal／トン，再生鉛Bでは 1.9×10^5 Kcal／トンであった。これらの数字を基に，再生鉛を利用することによる資源・エネルギーの節約効果を，1次鉛，再生鉛Aおよび再生鉛Bの生産比率と回収量を変数にした4つの代替策について算出した。その結果，鉛スクラップの回収を強化して再生鉛Bとしてこの分だけ1次鉛の利用量を減らす場合が最も省エネルギー的であることは当然であるが，現状の再生鉛Aを利用せず，これを単に再生鉛Bで置き換える場合が，鉛スクラップの回収を強化して再生鉛Aとしてこの分だけ1次鉛の利用量を減らす場合に比較して約3倍の省エネルギー効果を示した。これは，いたずらに鉛スクラップの回収を強化するよりも，むしろ現状のリサイクルシステムを選別・前処理等の前端技術の確立したシステムへと誘導することの重要性を示している。

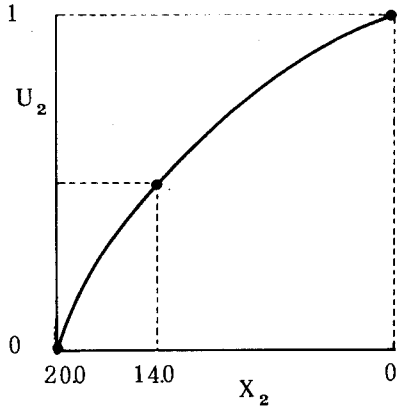
第4節では，再生鉛を利用する範囲と量に影響を及ぼす再生鉛の品質に関して，再生鉛中に含有される不純物に対する社会的受容性の点から検討した。再生鉛の品質が問題視されるのは，主要には不純物の悪影響についてであるが，不純物は有効に利用することができるならば，不純物を排除する必要はない。むしろ，この事実は，鉛スクラップおよび鉛合金スクラップを再生することが一次鉛よりも有利な点の1つであり，鉛スクラップはそれが利用・廃棄されたのと同じ用途に再利用されるべきである。また，現在生産されている電気鉛の純度は約99.998％であるが，こうした純度がすべての用途に必要なわけではない。再生鉛は，こうした純度が必要ではない広範囲の用途に利用されるべきであり，供給する鉛の品質と需要側の各用途が必要とする鉛の品質とを整合的に効率的に組み合わせるプログラムが求められる。

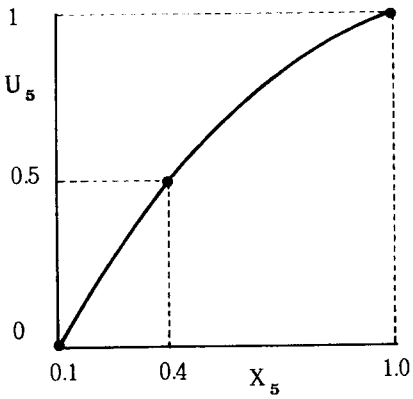
第5節では，財の寿命延長による環境保全と資源・エネルギー節約効果を簡単なシミュレーション分析によって検討した。蓄電池，減ま・半田，鉛管板の3つの用途について，全くストックがない状態で，初年度に鉛10,000トンが投入され，その後，各投入鉛量の成長率と廃用年数分布に基づいて，ストックが増加するものとしてストック量等を算出した。ついで，そのストック量を変化させずに，投入鉛量の削減を目的として財の寿命を20％延長する場合，短期間でその目標を達成しようとするならば，ストック量が多く寿命の長い用途よりも，ストック量は相対的に少なくても寿命の短い用途の寿命を延長した方が効果が大きく得策であることが見い出された。エネルギー消費量について同様の計算を行った結果，鉛管板について，寿命を延長した結果，1960～1964年の5年間について，投入鉛量は2.73～9.31％いずれも現状より削減されているにもかかわらず，エネルギー消費量はいずれも現状より増加している。これは，財の寿命を延長したために，鉛の投入量が削減されるとともに，廃物鉛量も減少するため，再生率が一定であるならば再生量も減少せざるをえないゆえに，電気鉛の生産量を現状よりも増加させねばならない事態が生じるため

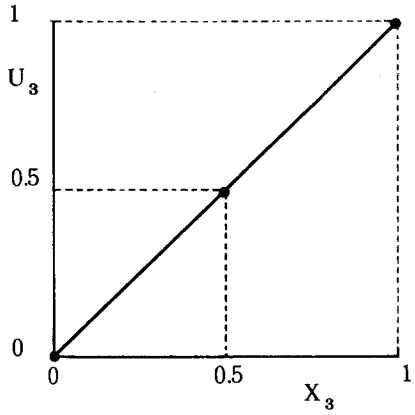
である。同様な意味で，廃物鉛量の減少は，再生資源回収業者にも影響を与える。回収，再生率は変わらず，個別の再生資源回収業者が廃物鉛を回収する空間的範囲を拡大することで，現状と同量の再生資源量を確保する場合を考えると，現在ある5業者のうち1業者は鉛に関する回収はあきらめなければ，営業が成立しなくなることが明らかになった。つまり，財の寿命を延長すれば廃物鉛が発生する時間的・空間的分布に影響を及ぼすため，それらをコントロールすることなしに財の寿命延長を実施すれば，必ずしも資源・エネルギーの節約につながらない場合が生じることが見出された。

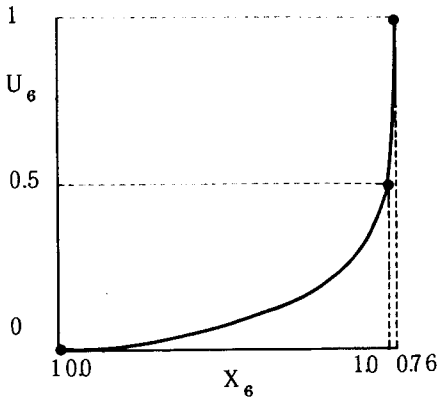

1
U1
0.5
0
0394
0.985
1357
X1

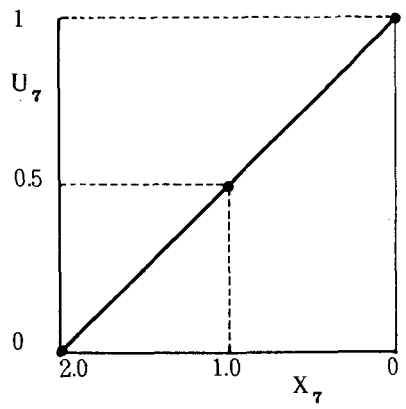

1
U4
0.5
0
2
098
0
X4

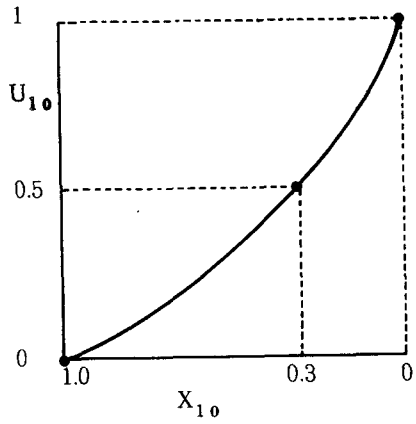

1
U2
0
200
140
0
X2

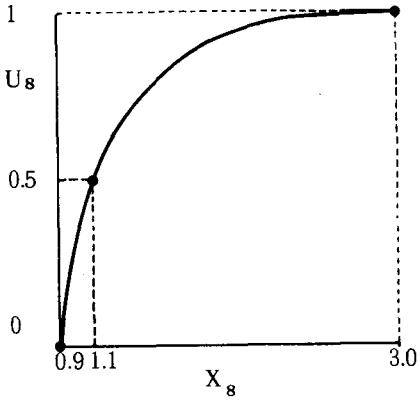

1
U5
0.5
0
0.1
0.4
1.0
X5

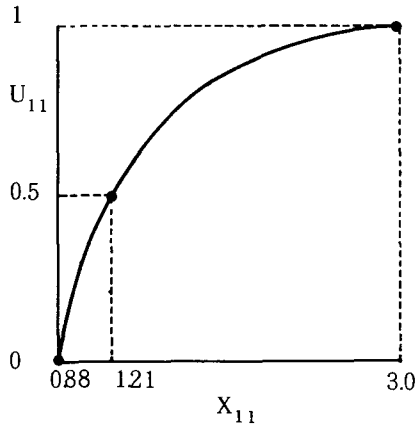

1
U3
0.5
0
0
0.5
1
X3

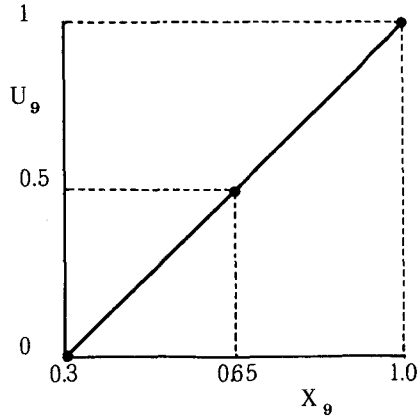

1
U6
0.5
0
100
10
076
X6

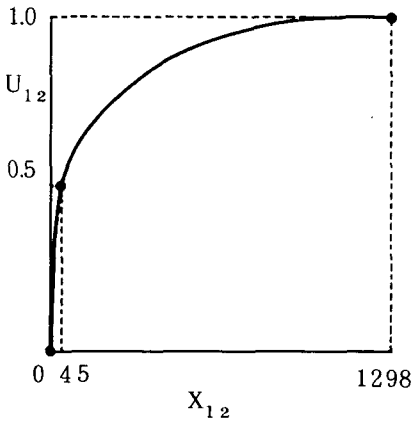

1
U7
0.5
0
2.0
1.0
0
X7

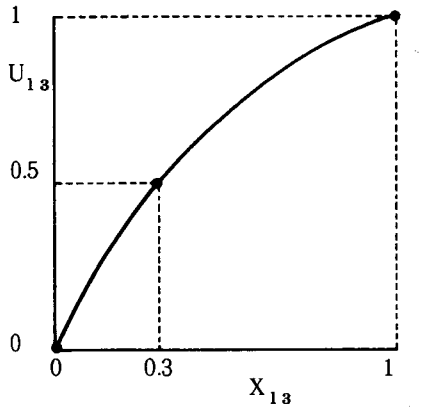

1
U10
0.5
0
1.0
0.3
0
X10

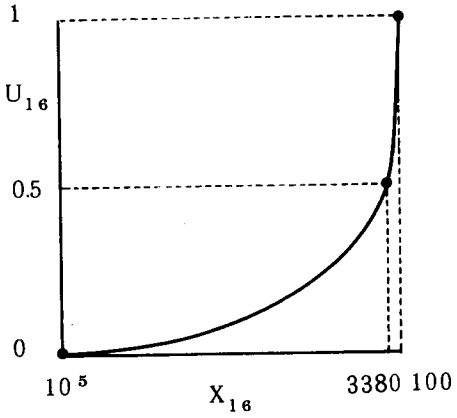

1
U8
0.5
0
0.9 1.1
3.0
X8

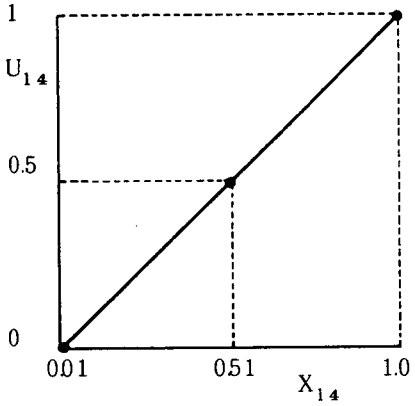

1
U11
0.5
0
088 121
3.0
X11

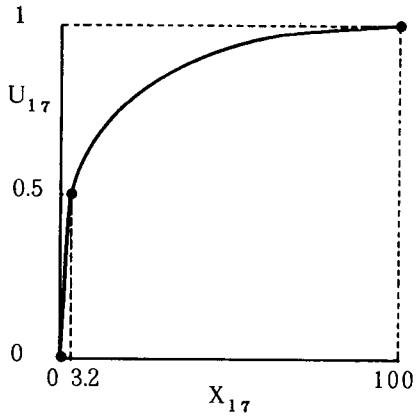

1
U9
0.5
0
0.3
065
1.0
X9

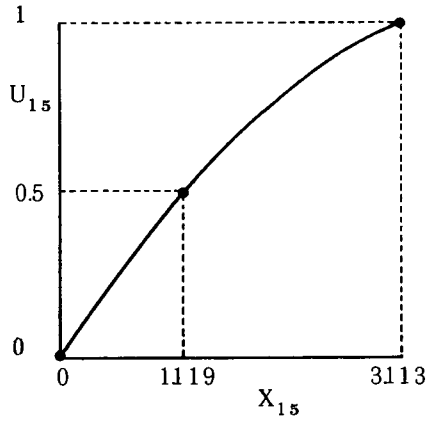

1.0
U12
0.5
0 45
1298
X12

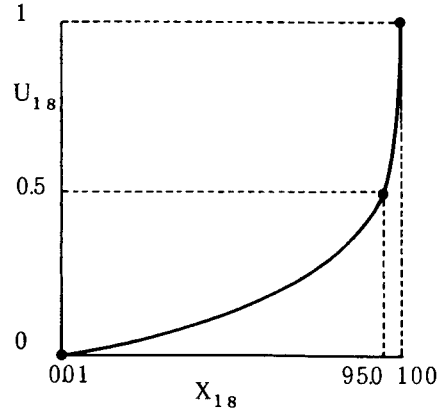

1
U13
0.5
0
0
0.3
1
X13

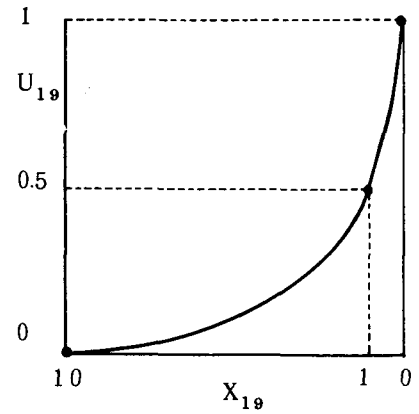

1
U16
0.5
0
10 5
3380 100
X16

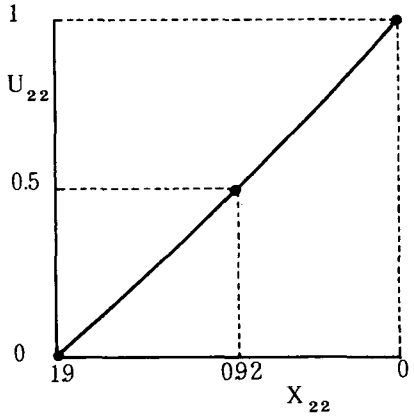

1
U14
0.5
0
0.01
0.51
1.0
X14

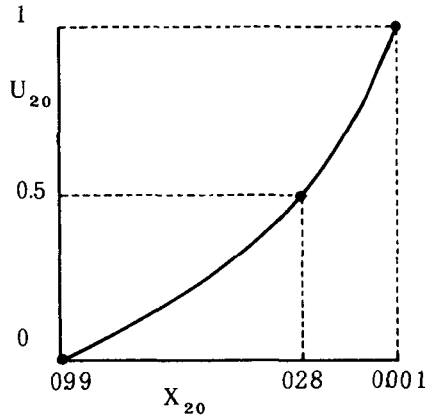

1
U17
0.5
0
0 3.2
100
X17

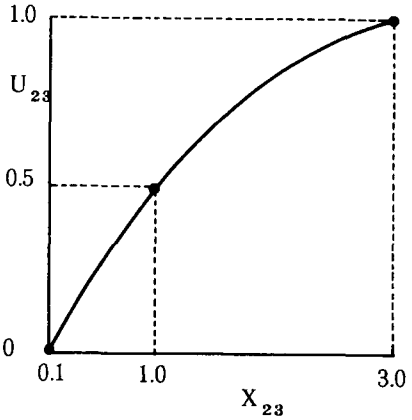

1
U15
0.5
0
0
11.19
31.13
X15

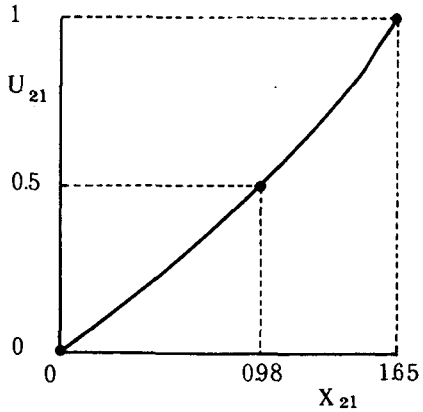

1
U18
0.5
0
0.01
95.0 100
X18


1
U19
0.5
0
10
1
0
X19

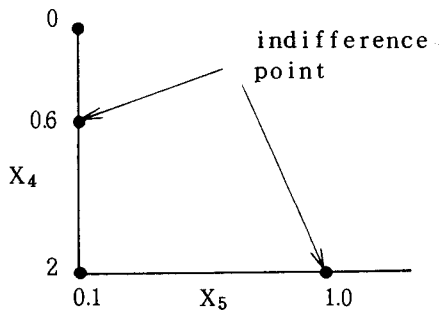

1
U22
0.5
0
19
092
0
X22

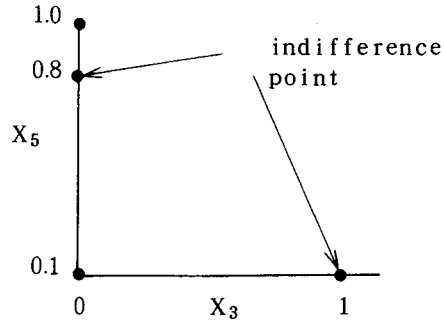

1
U20
0.5
0
099
028
0001
X20

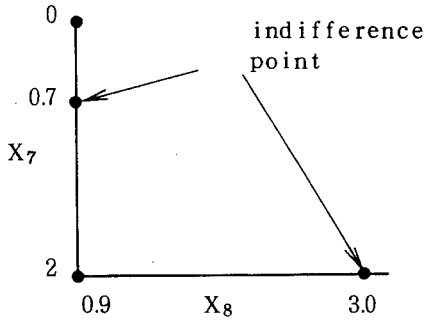

1.0
U23
0.5
0
0.1
1.0
3.0
X23

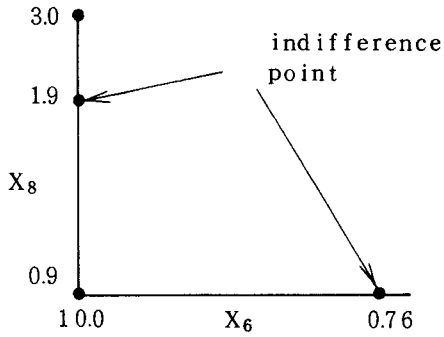

1
U21
0.5
0
0
098
165
X21

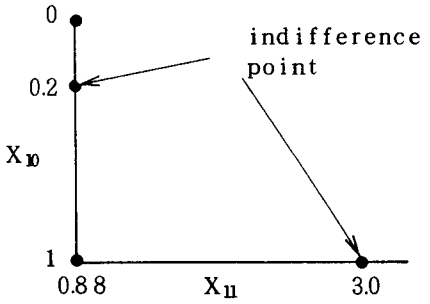
付図－5.1　効用関数

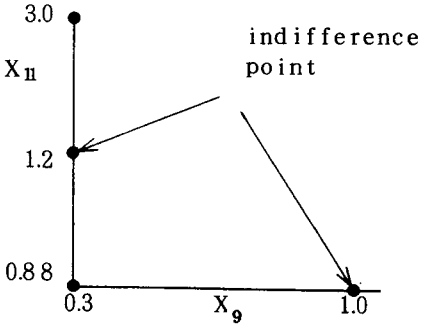

0
0.6
X4
2
0.1
X5
1.0
indifference point

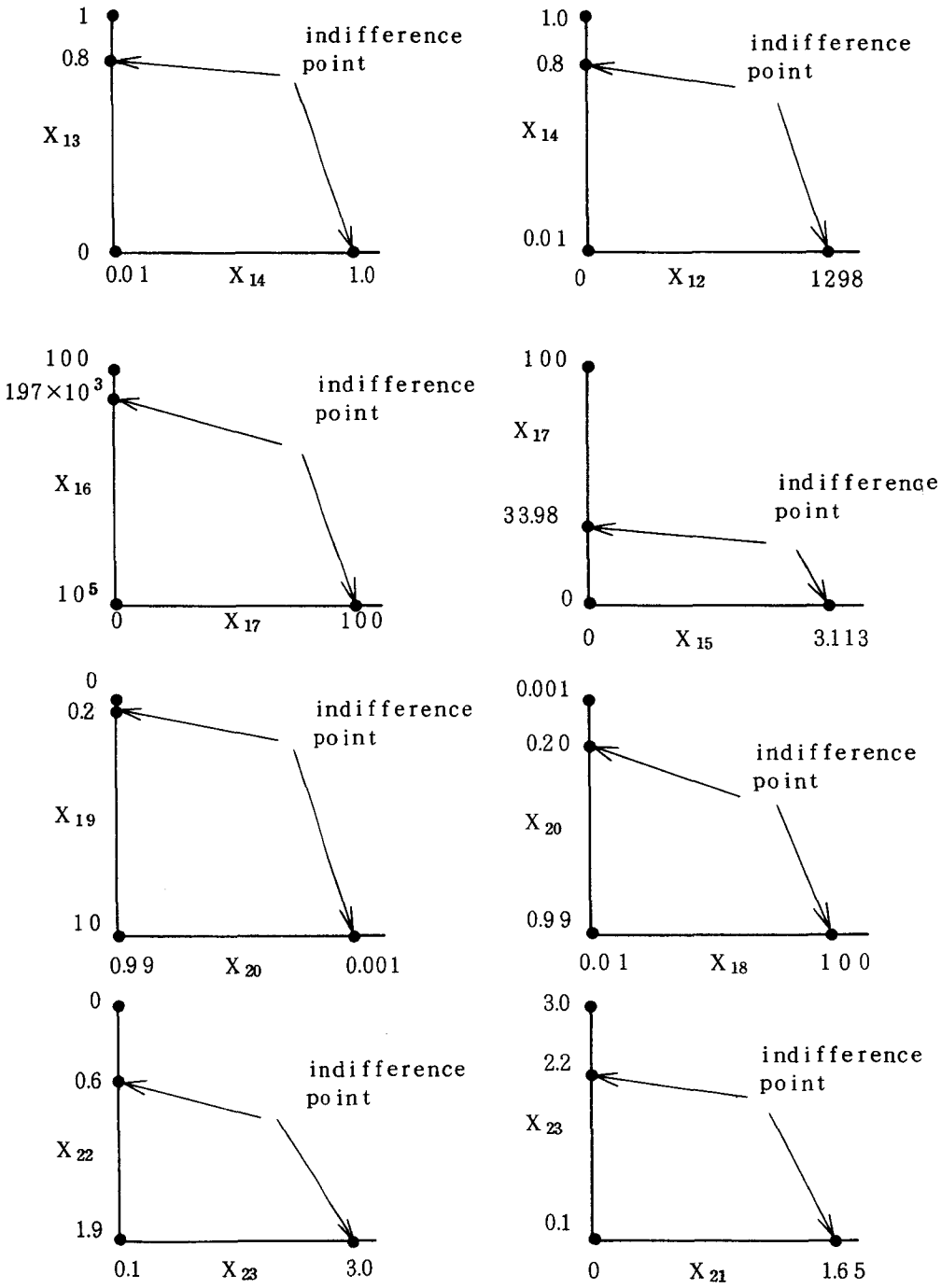

1.0
0.8
X5
0.1
0
X3
1
indifference point


0
0.7
X7
2
0.9
X8
3.0
indifference point


3.0
1.9
X8
0.9
1 0.0
X6
0.7 6
indifference point


0
0.2
X10
1
0.8 8
X11
3.0
indifference point


3.0
X11
1.2
0.8 8
0.3
X9
1.0
indifference point



付図－5.2　インディファレンス・ポイント

参考文献

1) 植田和弘，植松久裕「鉛資源リサイクルの現状と課題」『鉛と亜鉛』№97（1980）.

2) R.C. Anderson and R.D. Spiegelman, "Tax Policy and Secondary Material Use", Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 4, №2 (1977) p70, Fig. 1 を基に鉛の実状に合わせて改変.

3) B.T. Bower, "Economic Dimensions of Waste Recycling and Re-use: Some Definitions, Facts and Issues," in D.W. Pearce and I. Walter (eds.) Resource Conservation: Social and Economic Dimensions of Recycling (1977) pp.1-19.

4) M.B. Bever, "A Systems Approach to Materials Recycling," Proceedings of the First Recycling World Congress, Basel (1978).

5) 末石冨太郎，盛岡通，植田和弘，右田順一「多属性をもつ鉛利用の評価に関する研究」土木学会『第15回衛生工学研究討論会論文集』（1979）.

6) R.L. Keeney and H. Raiffa, Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Tradeoffs, John Wiley & Sons (1976).

7) R.L. Keeney, Energy Policy and Value Tradeoffs, IIASA, RM-75-76, Dec (1975).

8) 仲上健一『多重属性効用関数法による地域・水環境システムの評価に関する研究』大阪大学学位論文（1980）.

9) H. Raiffa, Decision Analysis, Addison-Wesley, Reading Mass (1968) 宮沢・平館訳『決定分析入門』東洋経済新報社（1972）.

10) op. cit. 6).

11) 河野博忠，永鉋揚四郎，吉田雅敏「多重属性効用理論による公害（騒音）評価率の計測」『地域学研究』第7巻（1978）.

12) 仲上健一，堀山秀一「地域環境評価における多重属性効用関数法の適用－大阪東北部の環境アセスメント－」『京都大学経済研究所ディスカッションペーパー，KIER』7705 (1977).

13) R.L. Keeney, "Multiplicative Utility Functions," Operations Research, 22, (1974) pp. 22-34.

14) T. Sueishi, T. Morioka, and K. Ueta, "The Use of Secondary Lead for Resource, Energy, and Environmental Conservation," Conservation and Recycling, Vol. 4, №3 (1981) pp.177-184.

15) D. Gabor, U. Colombo et. al., Beyond the Age of Waste (1978) 鈴木胖訳『浪

費の時代を超えて』ダイヤモンド社（１９７９）.

16) International Lead and Zinc Study Group, Secondary Lead and Secondary Zinc (1979) 日本鉛亜鉛需要研究会訳『二次鉛と二次亜鉛』(1981) p3.

17) 福田庸一，成定正『非鉄金属スクラップ』産業新聞社（1981）pp. 75－76.

18) 日本鉛亜鉛需要研究会『鉛ハンドブック』（１９７５）p 39 .

19) op. cit. 17) pp.196-198.

20) op. cit. 18) p41.

21) 東邦亜鉛契島製錬所でのヒヤリングによる。

22) OECD, Product Durability and Product Life Extension, Their Contribution to Solid Waste Management (1982).

23) 力石定一『都市環境の条件』日本評論社（1980）.

24) D.W. Pearce, Environmental Economics, Longman (1976) pp.166-168.

25) A.A. Nijkerk, "Economics of metals in view of their society," in Future Metal Strategy, The Metals Society (1980) p37 .

26) 話の泉欄「新規材料と省エネルギー」『エネルギー・資源』3巻5号（1982).

27) A.F.M. Barton, Resource Recovery and Recycling, John Wiley & Sons (1979) p28 .

28) R.S. Berry, "Recycling, Thermodynamics, and Environmental Thrift," Science and Public Affairs, Vol. 28, No.5 (1972) pp.8－15.

29) 日本経済調査協議会『資源の有効利用』（１９７６）

30) 植田和弘「資源の利用と廃棄構造 ― 寿命からみた鉛利用と廃棄構造の変化 ―」森口親司編『日本経済の構造分析』創文社（近刊）.

31) 植田和弘「鉛製品の長寿命化と省資源・省エネルギー」『金属』５３巻５号（１９８３）pp. 14－18.

32) K. Ueta, "A Structural Change of the Life of Metals and Disposal of Resultant Wastes, with Particular Reference to the Case of Lead and the Conservation Effects of Product Life Extension," KIER Discussion Paper No. 185 (1983).

参　考　資　料

- 通産省調査統計部編；非鉄金属需給統計年報，資源統計年報
- 日本鉛亜鉛需要研究会；鉛ハンドブック
- 日本無機薬品協会；無機薬品要覧
- （財）流通システム開発センター；昭和５０年度再資源化計画非鉄金属くず実態調査報告書
- 産業新聞；日刊金属特報非鉄原料鉄スクラップ相場欄
- 日本規格協会；１９７１年ＪＩＳハンドブック非鉄
- 国際連合・国際鉛亜需要研究会編，日本鉛亜鉛需要研究会訳；鉛と亜鉛の消費に及ぼす諸要因の検討
- 顔料技術協会；顔料
- 通産省調査統計部編；機械統計年報
- 工業統計表

第6章　金属利用システムからみた材料代替の評価

本章では，近代的工業システムを多くの資源の投入と産出が相互に結びついている複雑なシステムであるとみなし，そのシステムで行われている材料間の代替をその材料を生産するのに要した金属量で評価する方法を検討する。近代的工業システムを1つの金属利用システムであるとみなし，そこでの諸関係を金銭的コストではなく金属という物で評価するのは，材料や製品の金銭的コストは，それらの生産に要した資源を十分に説明していないと考えるからである。

第1節では，金属消費という観点からその財あるいは活動の価値を測る方法として，エネルギーの分野で試みられているエネルギー・アナリシスの方法を援用した金属アナリシスを提案し，ある金属利用システムが資源的にみて自立可能性があるか否かを判定する方法への適用を検討する。エネルギー・アナリシスは専門家の数だけの方法があるといわれる程数多くの方法があるが，第1節では，積上げ方式を金属アナリシスの方法として適用する。この方法を金属アナリシスの方法(1)と呼ぶ。

第2節では，産業連関分析をエネルギー・アナリシスに拡張したヘレンディーンらの方法を金属アナリシスに適用して，財の最終需要と資源消費量との関係を把握する方法について検討する。この方法を金属アナリシスの方法(2)と呼ぶ。このように，エネルギー消費量とは独立に財あるいは活動の価値評価を金属という物質の消費量を用いて行う必要があるのは，物質とエネルギーとは物理学のうえでは等価であるが，現存する技術の段階では，エネルギーを投入することで金属をあらたにつくりだすことはできず，技術上自由に交換しうるものではないからである。

第3節では，ある金属利用システムで行われている金属間の代替より広くは材料間の代替という現象を，その材料を生産するのに要した直接，間接の金属消費量で評価する方法として金属アナリシスの方法(2)を適用する。特に、自然から採取する過程が全く異質な資源からつくられる材料間の代替を評価する場合に必要な条件を考察する。そして，そのシステムにおけるある財や活動の価値を評価する方法としての金属アナリシスの妥当性を検討する。

第１節　金属アナリシスの方法（1）

金属をリサイクルするあるいは財の寿命を延長する等の施策は，直接的には資源の回収あるいは処女資源の節約等金属資源を有効利用することにその目的がある。しかし，１つの資源を節約する施策を実行するために他の資源（石油，労働等）を大量に消費してしまうのでは，総合的にみた場合はたして省資源であるかどうかは疑わしい。また，ある資源(A)の生産を行うために，他の資源(B)を消費する場合，他の資源(B)の必要量を生産するために資源(A)が必要となり，そしてまた，その資源(A)を生産するために資源(B)が必要になるという連鎖構造を考慮するならば，資源(A)の純生産量がプラスであるかマイナスであるかすら，資源(A)の生産量からだけでは一概に決定することはできない。そこで，本節では金属利用システムにおける金属利用の連関構造を金属消費の間接的効果に着目して検討する。すなわちある金属利用システムが資源的にみて自立可能性があるかどうかはどう判定すればよいか，また，最終需要財と節約資源量の関係を把握するにはいかなる方法があるかについて検討することとする。

あるシステムの定常状態を表－6.1で表現する。表－6.1はきわめて単純化した産業連関表である。ここで，エネルギーの分野で試みられているエネルギー・アナリシスの方法を援用した金属アナリシスを定義しておこう。

表－6.1　単純化した産業連関表

投入＼産出	鉛 (kg)	鉄 (kg)	米 (kg)
鉛 (kg)	a_{11}	a_{12}	a_{13}
鉄 (kg)	a_{21}	a_{22}	a_{23}
米 (kg)	a_{31}	a_{32}	a_{33}

エネルギー・アナリシスとは，茅陽一氏の定義によれば，「一つの財の生産，あるいは活動を行うのに，直接および間接に必要なエネルギー量を算出し，エネルギー消費という眼からその財の価値を見直してみようという試み」[1] を指す。その目的はチャップマンによって以下の４種類に大別されている[2]。

① エネルギー効率を推定し，それによってエネルギー節約のための勧告をするために特定のプロセスを詳細に分析する。

② エネルギー需要を予測するため，もしくは将来の需要削減政策を示すために，大規模にエネルギー消費を分析する。

③ 技術傾向もしくはエネルギー不足が将来もたらす影響を示すために，食糧生産や鉱物抽出などの基本技術のエネルギー消費を分析する。

④ 産業システムの熱力学を理解するためにエネルギー・コストを出し，エネルギーの流れを点検する。こうした長期目的は，通貨の流れでなく物理的な流れにもとづく「世界モデリング」というようなプロジェクトと関連する。

エネルギーがリサイクルされないのに対して，物質は十分な量のエネルギーさえ投入すれば自然

から採取あるいは廃棄物からリサイクルすることができるとされ，このことがエネルギー危機と相俟って，エネルギーを究極の原材料と規定させることとなった。それはまた，アインシュタインの質量とエネルギーの等価法則によって，物質とエネルギーとは等価であり，しかも，巨視量の物質が散逸しても物質であることは不変であるという物理学上の事実によって裏づけられている。しかしながら，ジョージェスク＝レーゲンが指摘するように，「人間が利用できる物質が不可逆的に利用不可能な物質（またはエネルギー）に劣化してゆく」という物質利用の経済上の側面を重視するならば，環境との取引においては，エネルギーとは別に物質に関するバランスシートもつけなくてはならない。[3)4)] それは，巨視的なレベルにおいてはエネルギーを物質に変換し，またどんな形であれ物質をエネルギーに変換すべき実際の方法がないからである。

エネルギーを一つの尺度として，財あるいは活動の価値を測ることがエネルギー・アナリシスであるが，物質もまたエネルギーと同様財あるいは活動の価値を測る１つの尺度になりうる。そこで，とりあえず，金属アナリシスとは「一つの財の生産，あるいは活動を行うのに，直接および間接に必要な金属量を算出し，金属消費という眼からその財あるいは活動の価値を見直してみようという試み」と定義しておこう。金属アナリシスの方法として，まずエネルギー・アナリシスでいう積上げ方式を適用してみよう。

財１単位を生産するために直接および間接に必要とされる金属の量をその財の「金属必要量」と呼ぶことにする。表－6.1に示した社会において，鉛１kgの鉛必要量をℓ_1，鉄１kgの鉛必要量をℓ_2，米１kgの鉛必要量をℓ_3とする。この社会は，表－6.1に示したような構造をもつ１つの鉛利用システムとみることができる。ここで，エネルギー・アナリシスでいう積上げ方式を適用すると次式が成立する。

$$\ell_1 = a_{11} + a_{21}\ \ell_2 + a_{31}\ \ell_3 \qquad (6-1)$$

$$\ell_2 = a_{12} + a_{22}\ \ell_2 + a_{32}\ \ell_3 \qquad (6-2)$$

$$\ell_3 = a_{13} + a_{23}\ \ell_2 + a_{33}\ \ell_3 \qquad (6-3)$$

ここで，鉛が粗産出量として１単位だけ生産され，鉄と米とは中間投入として必要な分量ぎりぎりに生産される状態を考える。その時の鉛の粗投入量をx_1，鉄と米との粗投入（＝粗産出）量をそれぞれx_2，x_3とする。この時，x_1，x_2，x_3は次の連立方程式を満たす。

$$x_1 = a_{11} + a_{12}\ x_2 + a_{13}\ x_3 \qquad (6-4)$$

$$x_2 = a_{21} + a_{22}\ x_2 + a_{23}\ x_3 \qquad (6-5)$$

$$x_3 = a_{31} + a_{32}\ x_2 + a_{33}\ x_3 \qquad (6-6)$$

式（６－２）×x_2と式（６－３）×x_3を辺々加えると次式が導かれる。

$$\ell_2\ x_2 + \ell_3\ x_3 = a_{12}\ x_2 + a_{13}\ x_3 + a_{22}\ \ell_2\ x_2 + a_{23}\ \ell_2\ x_3 + a_{32}\ \ell_3\ x_2 + a_{33}\ \ell_3\ x_3 \qquad (6-7)$$

同様に，式（6－5）×ℓ_2 と式（6－6）×ℓ_3 の辺々を加えると次式が導かれる。

$$\ell_2 x_2 + \ell_3 x_3 = a_{21} \ell_2 + a_{31} \ell_3 + a_{22} x_2 \ell_2 + a_{32} x_2 \ell_3 + a_{23} x_3 \ell_2 + a_{33} x_3 \ell_3 \qquad (6-8)$$

式（6－7）と式（6－8）を比較することにより，次式が導かれる。

$$a_{12} x_2 + a_{13} x_3 = a_{21} \ell_2 + a_{31} \ell_3 \qquad (6-9)$$

式（6－9）の条件の下で，式（6－1）と式（6－4）を比較することにより，次式が導かれる。

$$\ell_1 = x_1$$

ℓ_1 は，鉛を粗産出量として1単位生産し，他の財は中間投入に必要な量だけ生産した場合に必要となる鉛の粗投入量を表わしている。この ℓ_1 の値が1を超えるならば，このシステムは生産を続行すればするほど損失を出すことになる。これは，経済学でいうホーキンズ＝サイモンの条件[5]と呼ばれているものであり，いつでも，商品を組分けしたすべての部分集団が直接的にも間接的にも“自己維持的”でなくてはならないということであると解釈されている[6]。そのことをより詳しくみておこう。式（6－5）と式（6－6）を変形すると次式が得られる。

$$x_2 = \frac{a_{23}}{1-a_{22}} x_3 + \frac{a_{21}}{1-a_{22}} \qquad (6-10)$$

$$x_3 = \frac{a_{32}}{1-a_{33}} x_2 + \frac{a_{31}}{1-a_{33}} \qquad (6-11)$$

式（6－11）は変形すると，次式が得られる。

$$x_2 = \frac{1-a_{33}}{a_{32}} x_3 - \frac{a_{31}}{a_{32}} \qquad (6-12)$$

いま，横軸に x_3，縦軸に x_2 をとって，式（6－10）と式（6－12）を図示すると，図－6.1が得られる。

ここで，連立方程式の解は，図－6.1における直線 L_1 と直線 L_2 との交点Aの座標として次式で与えられる。

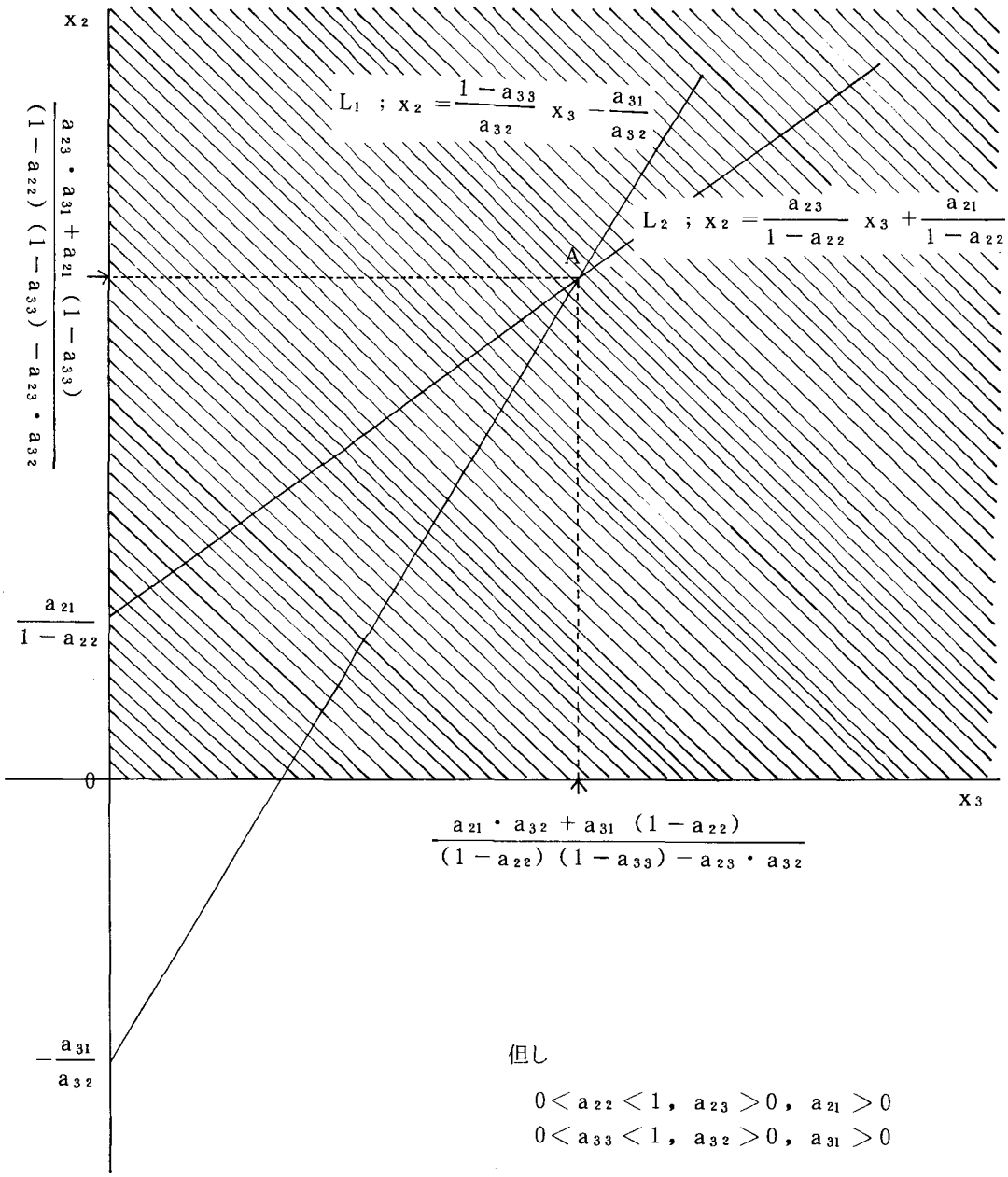
$$x_2 = \frac{a_{23} \cdot a_{31} + a_{21} (1-a_{33})}{(1-a_{22})(1-a_{23}) - a_{23} \cdot a_{32}} \qquad (6-13)$$

$$x_3 = \frac{a_{21} \cdot a_{32} + a_{31} (1-a_{22})}{(1-a_{22})(1-a_{33}) - a_{23} \cdot a_{32}} \qquad (6-14)$$

このような解が図－6.1の斜線で示された第1象限で得られるためには，図－6.1で示した直線 L_1 の勾配が直線 L_2 の勾配よりも大でなければならない。それゆえ，次式が成立する。

$$\frac{1-a_{33}}{a_{32}} > \frac{a_{23}}{1-a_{22}} \qquad (6-15)$$

あるいは



但し

$0 < a_{22} < 1$, $a_{23} > 0$, $a_{21} > 0$

$0 < a_{33} < 1$, $a_{32} > 0$, $a_{31} > 0$

図－ 6.1 ホーキンズ＝サイモンの条件

$$(1-a_{22})(1-a_{33})-a_{23}\ a_{32}>0 \qquad (6-16)$$

これを行列式の形で書けば，

$$\begin{vmatrix} 1-a_{22} & -a_{23} \\ -a_{32} & 1-a_{33} \end{vmatrix} >0 \qquad (6-17)$$

この不等式に，$1-a_{22}>0$，$1-a_{33}>0$と一まとめにしたものがホーキンズ＝サイモンの条件である。

式（6－13）と式（6－14）を式（6－4）に代入すると次式が得られる。

$$x_1=\frac{a_{11}(1-a_{22})(1-a_{33})-a_{11}a_{23}a_{32}+a_{12}a_{23}a_{31}+a_{12}a_{21}(1-a_{33})}{(1-a_{22})(1-a_{33})-a_{23}\cdot a_{32}}$$

$$\underline{+a_{21}a_{32}a_{13}+a_{13}a_{31}(1-a_{22})} \qquad (6-18)$$

$\ell_1=x_1<1$ であることが，このシステムに自立可能性があることの条件であった。そこで式（6－18）に適用してみると，次式が導かれる。

$$a_{11}(1-a_{22})(1-a_{33})-a_{11}a_{23}a_{32}+a_{12}a_{23}a_{31}+a_{12}a_{21}(1-a_{33})$$
$$+a_{21}a_{32}a_{13}+a_{13}a_{31}(1-a_{22})<(1-a_{22})(1-a_{33})-a_{23}a_{32}$$

変形すると次式が導かれる。

$$(1-a_{11})(1-a_{22})(1-a_{33})-a_{13}a_{31}(1-a_{22})-a_{12}a_{23}a_{31}$$
$$-a_{12}a_{21}(1-a_{33})-a_{23}a_{32}(1-a_{11})-a_{21}a_{32}a_{13}>0 \qquad (6-19)$$

これを行列式で書けば，

$$\begin{vmatrix} 1-a_{11} & -a_{12} & -a_{13} \\ -a_{21} & 1-a_{22} & -a_{23} \\ -a_{31} & -a_{32} & 1-a_{33} \end{vmatrix} >0 \qquad (6-20)$$

式（6－17）と式（6－20）を比較すればわかるように，式（6－20）は，$1-a_{11}>0$，$1-a_{22}>0$，$1-a_{33}>0$と一まとめにして，ホーキンズ＝サイモンの条件を2商品系から3商品系に拡張したものであるということができる。

したがって，その含意するところは，鉛1単位を生産するのに1単位以上の鉛の直接の投入量を必要としてはならないということに加えて，次のことにある。すなわち，鉛1単位の産出量に用いられている直接および間接の鉛の投入量 —— 鉛を生産するための鉛，鉛を生産するための鉛を生産するための鉛，‥‥‥鉛を生産するための鉄を生産するための鉛，鉛を生産するための鉄を生産するための鉄を生産するための鉛，等々と無限に続く——を合計すれば，その合計は1単位より小でなければならないということを，要請しているのである。

この方法を用いて，いくつかの仮の鉛利用システムをホーキンズ＝サイモン条件に照らして判定

してみよう。

表－6.2と表－6.3に示す2つの鉛利用システムを判定すると，それぞれ次のようになる。

表－6.2　鉛利用システム(1)

I＼O	鉛	鉄
鉛	0.3	0.4
鉄	1.3	0.2

○ $1-a_{11}=0.7>0$

○ $1-a_{22}=0.8>0$

○ $\begin{vmatrix} 1-a_{11} & -a_{12} \\ -a_{21} & 1-a_{22} \end{vmatrix}=0.04>0$

表－6.3　鉛利用システム(2)

I＼O	鉛	鉄
鉛	0.3	0.6
鉄	1.6	0.2

○ $1-a_{11}=0.7>0$

○ $1-a_{22}=0.8>0$

○ $\begin{vmatrix} 1-a_{11} & -a_{12} \\ -a_{21} & 1-a_{22} \end{vmatrix}=-0.40<0$

したがって，鉛利用システム(1)は鉛に関して自立可能性（viability）があるが，鉛利用システム(2)は鉛に関してviabilityがないことがわかる。次に，表－6.4に示すようなより複雑な鉛利用システムを考えてみよう。このシステムを持つ社会では，以下に示すようにホーキンズ＝サイモン条件は成立せず，鉛に関してviabilityがないことが明らかである。同様な意味で，鉄に関してもviabilityがなく，このシステムは生産を続行すればするほど損失を出すことになる。

表－6.4　鉛利用システム(3)

I＼O	鉛	鉄	米
鉛	0.3	0.4	0.5
鉄	1.3	0.2	0.6
米	0.6	0.5	0.5

○ $1-a_{11}=0.7>0$

○ $1-a_{22}=0.8>0$

○ $1-a_{33}=0.5>0$

○ $\begin{vmatrix} 1-a_{11} & a_{12} & -a_{13} \\ -a_{21} & 1-a_{22} & -a_{23} \\ -a_{31} & -a_{32} & 1-a_{33} \end{vmatrix}=-0.899<0$

ところが，ここで表－6.4に示した鉛利用システム(3)の2つの商品間の関係だけをシステムとして取り出し，ホーキンズ＝サイモンの条件を検討してみると，個別の2つの商品間では成立している。すなわち，下記の如くである。

○鉛と鉄

I＼O	鉛	鉄
鉛	0.3	0.4
鉄	1.3	0.2

○ $1-a_{11}=0.7>0$

○ $1-a_{22}=0.8>0$

○ $\begin{vmatrix} 1-a_{11} & -a_{12} \\ -a_{21} & 1-a_{22} \end{vmatrix}=0.04>0$

○鉛と米

I＼O	鉛	米
鉛	0.3	0.5
米	0.6	0.5

○ $1-a_{11}=0.7>0$

○ $1-a_{22}=0.5>0$

○ $\begin{vmatrix} 1-a_{11} & -a_{12} \\ -a_{21} & 1-a_{22} \end{vmatrix}=0.05>0$

○鉄と米

I＼O	鉄	米
鉄	0.2	0.6
米	0.5	0.5

○ $1-a_{11}=0.8>0$

○ $1-a_{22}=0.5>0$

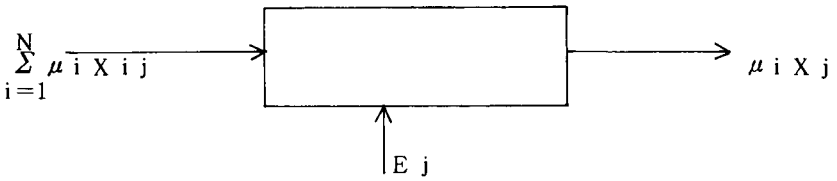
○ $\begin{vmatrix} 1-a_{11} & -a_{12} \\ -a_{21} & 1-a_{22} \end{vmatrix}=0.10>0$

ある社会システムにおいて，各個別部分ではviabilityがあるにもかかわらず，システム全体としてはviabilityがない状態が存するのである。この解釈は次のように行うことができよう。すなわち，ミクロレベルでは各個別の投入産出構造を効率化することを目的に生産されるが，各生産主体が行う生産はある狭い範囲（社会システムの部分）について計画的に行うだけであるため，生産に伴う影響をマクロ的（社会システムの全体）に集計すれば，無計画的に生産を行ったかのように非効率が生じるのである。いわば，ミクロの計画的生産がマクロの無計画的生産を招いているのである。したがって，この方法によって社会システムの分析を行うことができる。また，別の解釈をすれば，表－6.4に示した社会システムはviabilityがないが，その社会システムを構成するある1つの資源を価格がないあるいは環境資源のように使用していることが意識されていないものとして無視すれば，あたかもその社会システムはviabilityがあるかのように見えると解することができる。

第2節　金属アナリシスの方法(2)

次に産業連関分析をエネルギー・アナリシスに拡張したヘレンディーンらの方法[7]を適用してみ

よう。ヘレンディーンの方法は概略次のとおりである。ある経済セクターにおいてエネルギーは図－6.2のごとく保存されるものとする。



図－6.2　ある経済セクターにおけるエネルギーの保存と流れ

この時次式が成立する。

$$\mu j X j = \sum_{i=1}^{N} \mu i X i j + E j \qquad (6—21)$$

ここで，μj ；j番目の産業のエネルギー濃度

$E j$ ；j番目の産業で，自然から取りだしたエネルギー

$X j$ ；j番目の産業の総生産額

$X i j$ ；i番目からj番目の産業への中間財の投入額

輸出入は考えないものとする。ここでいうエネルギー濃度とは，各産業で生産される財単位金額当りに必要な1次エネルギーの量（カロリー／ドル）と定義されている。産業ごとの中間財投入比率が一定であるとする。

$$\frac{X i j}{X j} = a i j \qquad (6—22)$$

式（6—22）を式（6—21）に代入すると，次式が導かれる。

$$\mu j = \sum_{i=1}^{N} \mu i a i j + e j \qquad (6—23)$$

ここで，

$$e j = \frac{E j}{X j} \qquad (6—24)$$

$a i j$は投入係数と呼ばれる。

マトリクス表示にすると次式が得られる。

$$\underline{\mu} = A' \underline{\mu} + \underline{e} \qquad (6—25)$$

ここで，$\underline{\mu}$；各部門エネルギー濃度μjを要素とする列ベクトル

$\underline{e}$；$e j$を要素とする列ベクトル

A'；産業連関分析における投入係数マトリクスの転置行列

$$\therefore \underline{\mu} = (I - A')^{-1} \underline{e} \qquad (6—26)$$

この方法を用いて，表－ 6.1に示す鉛利用システムを分析してみよう。鉛を生産するために投入する鉛を生産するにも鉛が必要であると考えれば，次式が成立する。

$$\ell_1 = a_{11}\ell_1 + a_{21}\ell_2 + a_{31}\ell_3 + 1 \qquad (6\text{—}27)$$

$$\ell_2 = a_{12}\ell_1 + a_{22}\ell_2 + a_{32}\ell_3 \qquad (6\text{—}28)$$

$$\ell_3 = a_{13}\ell_1 + a_{23}\ell_2 + a_{33}\ell_3 \qquad (6\text{—}29)$$

ここで，式（6—27）における1は自然から取り出される鉛量を意味している。この時，鉛，鉄，米に対する最終需要がy_1，y_2，y_3である時のそれぞれの粗産出量をx_1，x_2，x_3とすると，次の連立方程式が成立する。

$$x_1 = a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + a_{13}x_3 + y_1 \qquad (6\text{—}30)$$

$$x_2 = a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + a_{23}x_3 + y_2 \qquad (6\text{—}31)$$

$$x_3 = a_{31}x_1 + a_{32}x_2 + a_{33}x_3 + y_3 \qquad (6\text{—}32)$$

式（6—27）の両辺にx_1，式（6—28）の両辺にx_2，式（6—29）の両辺にx_3を掛けて辺々加えると，次式が導かれる。

$$\ell_1 x_1 + \ell_2 x_2 + \ell_3 x_3 = a_{11}\ell_1 x_1 + a_{21}\ell_2 x_1 + a_{31}\ell_3 x_1 + a_{12}\ell_1 x_2 + a_{22}\ell_2 x_2 + a_{32}\ell_3 x_2 + a_{13}\ell_1 x_3 + a_{23}\ell_2 x_3 + a_{33}\ell_3 x_3 + x_1 \qquad (6\text{—}33)$$

同様に，式（6—30）の両辺にℓ_1，式（6—31）の両辺にℓ_2，式（6—32）の両辺にℓ_3を掛けて辺々加えると，次式が導かれる。

$$\ell_1 x_1 + \ell_2 x_2 + \ell_3 x_3 = a_{11}\ell_1 x_1 + a_{12}\ell_1 x_2 + a_{13}\ell_1 x_3 + a_{21}\ell_2 x_1 + a_{22}\ell_2 x_2 + a_{23}\ell_2 x_3 + a_{31}\ell_3 x_1 + a_{32}\ell_3 x_2 + a_{33}\ell_3 x_3 + \ell_1 y_1 + \ell_2 y_2 + \ell_3 y_3 \qquad (6\text{—}34)$$

式（6—33）と式（6—34）を比較することにより，次式が導かれる。

$$x_1 = \ell_1 y_1 + \ell_2 y_2 + \ell_3 y_3 \qquad (6\text{—}35)$$

ここで，$y_1 = 1$，$y_2 = y_3 = 0$とおけば次式が導かれる。

$$\ell_1 = x_1$$

同様に，$y_1 = y_2 = 0$，$y_3 = 1$とおけば次式が導かれる。

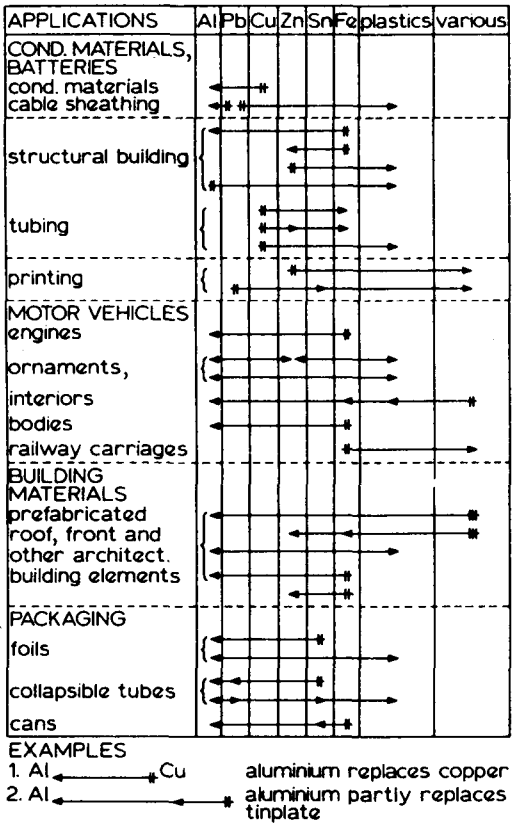
$$\ell_3 = x_1$$

したがって，ここでのℓiは，第i財1単位を純生産物として獲得するためには鉛が粗産出量としてどれだけ必要であるかを示している。つまり，この方法を用いれば，財の最終需要1単位当りについて必要となる鉛総量が測定でき，財の最終需要の構成および量を変化させることで鉛消費量の削減をはかるという省資源施策に基礎資料を提供することができよう。また，この方法では単に

直接的な鉛の使用量が多い財の削減よりも，直接的な鉛使用量は少なくとも間接的な鉛使用量が多いために鉛使用量を削減するにはより効果的な財を見い出せる点でも有効である。

第3節　材料間の代替と金属アナリシス

通常の経済活動にはいうまでもなく複数の金属が材料として使用されている。経済活動を表－6.1に示したような産業連関表で表わせば，近代工業システムを金属利用システムとみなすことができる。注) 本論文で述べてきた鉛利用システムも，金属として鉛だけが使用されているシステムではなく，少なくとも2種類以上の金属が使用されている金属利用システムである。その場合に，ある金属を鉛が使用される用途へ代替的に用いることが可能であるとしよう。このような可能性が現実に十分あることは，エネルギー財における石油と石炭の例をまつまでもなく，既に第4章第4節において示したように鉛の用途別供給の歴史的推移からも明らかである。一般に，金属の代替には2つのケースがある。1つは，金属が別の金属によって，例えば，希少金属がそれよりも資源として豊富な金属によって代替される場合である。もう1つは，金属がプラスチック，木材あるいはガラス等の金属以外の材料によって代替される場合である。金属材料の分野では金属間の代替はよく行われており，他の材料との代替についても近年進みつつある。金属を中心とする材料間の代替の主な事例は図－6.3[8] に示すとおりである。そこで，このような金属間の代替あるいはより広くは材料間の代替という現象を，金属アナリシスはいかに扱いうるか検討してみよう。



図－6.3　金属を中心とする材料間の代替[8]

最初に，最も取り扱いが容易であると思われる亜鉛と鉛という2つの金属間の代替について，金属アナリシス方法(2)を適用する場合を考えてみよう。ここで，亜鉛と鉛はエネル

注）金属が経済活動に占める比重を一概に論じることはできないが，仮に工業統計表の産業別中分類における鉄鋼業，非鉄金属製造業および金属製品製造業を金属関連産業とすれば，それらが従業員数，製品製造出荷額等および付加価値額で国内生産に占める比率はそれぞれ3.9％，4.9％，4.4％[9]（いずれも1978年）である。ただし，機械製造業，電気機械器具製造業および輸送用機械器具製造業を加えると，比率が直ちに2～3倍になることに留意すべきである。

ギー財での石油と石炭のように，ほぼ同様の使用形態で同様な用途に利用することができるものとする。この場合は，表－6.1で示したような産業連関表において仮に第1部門が鉛で第2部門が亜鉛であるとすれば，鉛も亜鉛も共に1kgが1単位となるように投入係数を調整しておき，式（6－27）～式（6－29）で示した連立方程式の第1式と第2式との末尾に定数項1を書けば，この連立方程式の解である ℓ_1 は，最終需要としての第i財の1単位に対して必要となる亜鉛と鉛との全kg数を表わすことになる。すなわち，式（6－27）～式（6－29）は次式のように修正される。

$$\ell_1 = a_{11}\ell_1 + a_{21}\ell_2 + a_{31}\ell_3 + 1 \qquad (6-36)$$

$$\ell_2 = a_{12}\ell_1 + a_{22}\ell_2 + a_{32}\ell_3 + 1 \qquad (6-37)$$

$$\ell_3 = a_{13}\ell_1 + a_{23}\ell_2 + a_{33}\ell_3 \qquad (6-38)$$

式（6－36）～式（6－38）および式（6－30）～式（6－32）から，本章第2節と同様な計算手順により，次式が導かれる。

$$x_1 + x_2 = \ell_1 y_1 + \ell_2 y_2 + \ell_3 y_3 \qquad (6-39)$$

ここで，$y_1 = 1$，$y_2 = y_3 = 0$ とおけば次式が導かれる。

$$\ell_1 = x_1 + x_2$$

同様に，$y_1 = y_2 = 0$，$y_3 = 1$ とおけば次式が導かれる。

$$\ell_3 = x_1 + x_2$$

ところが，いま，簡単のために，鉛とパルプ紙と鉛紙という財だけで構成されている経済を考え，鉛から鉛紙[注)] が作られ，その鉛紙と森林パルプから作られるパルプ紙がほとんどすべての用途において代替関係にある金属利用システムを考えてみよう。その場合には鉛と鉛紙の関係および鉛紙とパルプ紙との代替関係は鉛と亜鉛の代替関係の場合と同様な方法では処理できない。ここで，鉛60kgを投入して鉛紙20kgがつくられるものとしよう。つまり鉛紙1kgは鉛紙1kgを生産するのに必要となる鉛要求量という意味での鉛当量（equivalent)に換算すれば鉛3kgである。今，鉛100kgが一次的に投入されたシステムで鉛60kgは鉛紙20kgの生産に使用され，残り40kgはそのまま鉛として使用されたとする。この社会において，パルプ紙が森林パルプ資源から10kg生産されているとすれば，パルプ紙1kgが鉛紙1kgと代替可能である場合には，パルプ紙10kgは従来の考え方からは鉛当量30kgと評価されるであろう。つまり，この社会は鉛に換算して130単位の鉛資源を利用していることになる。すなわち鉛紙の変換効率が3分の1であるから，鉛紙と代替可能なパルプ紙も1kgが鉛当量で3kgに相当するとして，逆に，紙$\frac{1}{3}$kgをもって1単位と決め，投入係数表をそのような単位ではかったものに修正する。そのうえで，パルプ紙部門の末尾に1を書き加えることで，材料間の代替を含む金属利用システムを評価することははたして十分であろう

注）鉛紙という財は現実には存在しないが，ここでは異質な資源から作られ同じ用途に使用される典型的事例を紙について考えるため仮に設定した。

うか。

いま，この1年間の物量の流れが表－6.5に示すような産業連関表で表わせるような経済（金属利用システム）を想定してみよう。この産業連関表から投入係数を求めれば表－6.6のようになるから，鉛紙の生産に3倍の鉛を要していることを考慮して変換効率を$\frac{1}{3}$とし，単位の調整を行なえば材料間の代替の評価ができるかのようにみえる。（表－6.7）

表－6.5

I＼O	鉛	鉛紙	パルプ紙	最終需要	計
鉛	50	30	10	10	100
鉛紙	5	2	0	3	10
パルプ紙	5	0	2	3	10

表－6.6

I＼O	鉛 (kg)	鉛紙 (kg)	パルプ紙 (kg)
鉛 (kg)	0.5	3	1
鉛紙 (kg)	0.05	0.2	0
パルプ紙 (kg)	0.05	0	0.2

表－6.7

I＼O	鉛 (kg)	鉛紙 ($\frac{1}{3}$kg)	パルプ紙 ($\frac{1}{3}$kg)
鉛 (kg)	0.5	1	$\frac{1}{3}$
鉛紙 ($\frac{1}{3}$kg)	0.15	0.2	0
パルプ紙 ($\frac{1}{3}$kg)	0.15	0	0.2
資源	1	0	1

ここで，表－6.7から，鉛，鉛紙，パルプ紙各1単位当たりの鉛要求量を求めてみよう。投入係数行列のうち，上部の正方行列部分をA，資源投入を表わす下段のベクトルを（E_1，E_2，E_3）とすると，次式が成立する。

$$(\ell_1, \ell_2, \ell_3) = (\ell_1, \ell_2, \ell_3)A + (E_1, E_2, E_3) \qquad (6-40)$$

したがって，

$$(\ell_1, \ell_2, \ell_3) = (E_1, E_2, E_3)(I-A)^{-1} \qquad (6-41)$$

となる。表－6.7の場合，

$$(E_1, E_2, E_3) = (1, 0, 1) \qquad (6-42)$$

$$(I-A)^{-1} = \begin{pmatrix} 4 & 5 & \frac{5}{3} \\ \frac{3}{4} & \frac{35}{16} & \frac{5}{16} \\ \frac{3}{4} & \frac{15}{16} & \frac{25}{16} \end{pmatrix} \qquad (6-43)$$

であるから，

$$(\ell_1,\ \ell_2,\ \ell_3) = \left(\frac{19}{4},\ \frac{95}{16},\ \frac{155}{48}\right) \qquad (6-44)$$

となってしまう。これでは鉛，鉛紙，パルプ紙各1単位当たりの鉛要求量を均等化するために，変換効率を$\frac{1}{3}$として鉛当量を用いて基準化した意味がなく，材料間の代替を評価することができない。

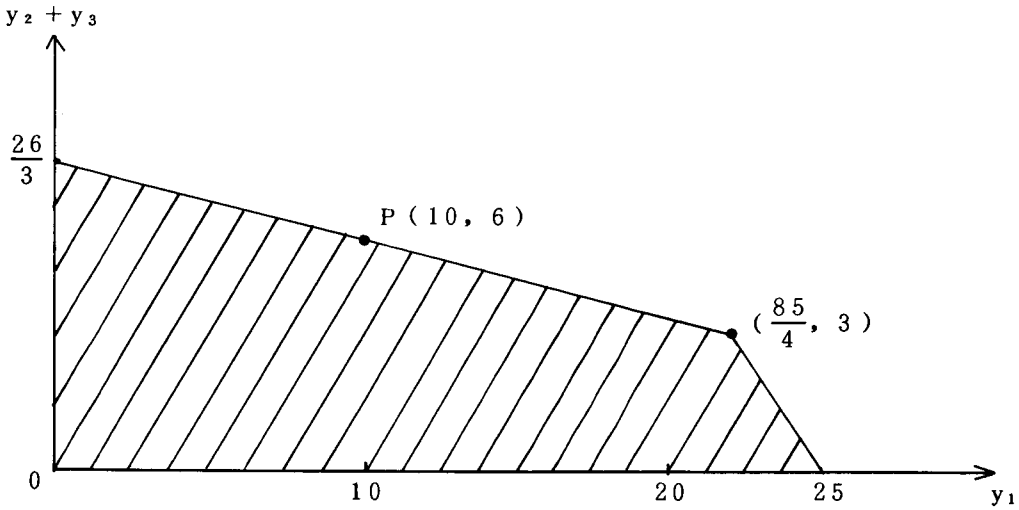
チャップマンら[10]は，エネルギーの分野において，部門間の絡み合いを考慮した場合の変換効率を，単に何カロリーの1次エネルギーが何カロリーの2次エネルギーに変換されたかという狭い意味の変換効率ではなく，あらゆる補助的投入を考慮に入れた総合的な変換効率として測るべきだと主張している。すなわち，資源総量を一定にしたうえで，最終需要としての鉛を1kg犠牲にすることによって何kgの紙が得られるか，が真の変換効率だというわけである。さて，そこで，そのような総合的な変換効率を求めるため，表－6.5に立ち戻って考えることにしよう。表－6.6の行列をAとすると

$$(I-A)^{-1} = \begin{pmatrix} 4 & 15 & 5 \\ \frac{1}{4} & \frac{35}{16} & \frac{5}{16} \\ \frac{1}{4} & \frac{15}{16} & \frac{25}{16} \end{pmatrix} \qquad (6-45)$$

であるから，鉛，鉛紙，パルプ紙のそれぞれの純生産量をy_1，y_2，y_3としたとき，これらは，

$$\begin{aligned} &4y_1 + 15y_2 + 5y_3 \leqq 100 \\ &\frac{1}{4}y_1 + \frac{15}{16}y_2 + \frac{25}{16}y_3 \leqq 10 \end{aligned} \qquad (6-46)$$

という制約条件の範囲内で生産可能である。この生産可能性集合を図示すれば，図－6.4の斜線部分となり，表－6.5の場合，この集合のフロンティア上のP点で実際の生産が行われているわけである。このとき，鉛から鉛紙を生産する際の変換効率は$\frac{4}{15}$となる。すなわち，資源総量が不変



図－6.4　生産可能性集合

の場合，P点の近傍で純生産物としての鉛を1 kg犠牲にすると紙$\frac{4}{15}$ kgが得られるわけである。その結果表－6.7は表－6.8へと修正される。

表－6.8

I ＼ O	鉛 (kg)	鉛紙 ($\frac{4}{15}$ kg)	パルプ紙 ($\frac{4}{15}$ kg)
鉛 (kg)	0.5	0.8	$\frac{4}{15}$
鉛紙 ($\frac{4}{15}$ kg)	$\frac{3}{16}$	0.2	0
パルプ紙 ($\frac{4}{15}$ kg)	$\frac{3}{16}$	0	0.2
資源	1	0	1

ところが，この表からℓ_1，ℓ_2，ℓ_3を求めると

$$(\ell_1,\ \ell_2,\ \ell_3) = \left(\frac{79}{16},\ \frac{79}{16},\ \frac{139}{48}\right) \qquad (6-47)$$

となり，財1単位の鉛要求量は完全に均等にはならない。これは紙1当量を生みだすパルプ資源の評価を1に固定しているところに問題がある。なぜなら，利用しうるパルプ資源が1単位削減されたとすると，それによって図－6.4に示したフロンティアは縮少し，P点での生産は不可能になることが考慮されていないからである。つまり，P点の近傍でのフロンティアの形状が不変に保たれるには，パルプ資源の1単位の削減を補うのに鉛資源の何単位を犠牲にしなければならないかという比率が，この2つの異質の資源の間の量的対応関係を決めるのである。これは，鉛資源とパルプ資源との機会費用[注)]の問題である。

鉛資源とパルプ資源との間の量的対応関係は，式（6－46）の制約下で目的関数

$$y_1 + \frac{15}{4}(y_2 + y_3) \qquad (6-48)$$

を最大化するという線型計画を考えればよい。この線型計画の双対問題は

$$\left.\begin{aligned} & 100\lambda + 10\mu \rightarrow min \\ \text{s.t.}\quad & 4\lambda + \frac{1}{4}\mu \geqq 1 \\ & 15\lambda + \frac{15}{16}\mu \geqq \frac{15}{4} \\ & 5\lambda + \frac{25}{16}\mu \geqq \frac{15}{4} \end{aligned}\right\} \qquad (6-49)$$

注）ある場所である資源を投入することによって，他の場所で生じた犠牲，すなわち他の場所でその資源を用いたとすれば，得られるであろう利益として定義される抽象的な費用概念。

となる。これを解けば，$\lambda=\frac{1}{8}$，$\mu=2$ である。したがって，パルプ資源1単位が削減されたとき，それを補うには16単位の鉛が必要になるのである。その結果表－6.7は表－6.9のように修正される。

表－6.9

I ＼ O	鉛 (kg)	鉛紙 ($\frac{4}{15}$kg)	パルプ紙 ($\frac{4}{15}$kg)
鉛 (kg)	0.5	0.8	$\frac{4}{15}$
鉛紙 ($\frac{4}{15}$kg)	$\frac{3}{16}$	0.2	0
パルプ紙 ($\frac{4}{15}$kg)	$\frac{3}{16}$	0	0.2
資源	1	0	$\frac{64}{15}$

表－6.9において，ℓ_1，ℓ_2，ℓ_3 を求めると，(ℓ_1，ℓ_2，ℓ_3) = (8，8，8) となり，財1単位当りの鉛要求量は均等化された。これで，異質の金属あるいは資源を有する金属利用システムに対して，金属アナリシスの方法(2)を適用することができ，材料間の代替という現象が資源の有効利用になるか否かを評価することが可能となった。

第4節　要　　約

本章では，「一つの財の生産，あるいは活動を行うのに，直接および間接に必要な金属消費量を算出し，金属消費という眼からその財あるいは活動の価値を見直してみようという試み」として，“金属アナリシス”を定義し，エネルギー分野で行われているエネルギー・アナリシスの方法を援用して2種類の方法を定式化した。

従来，エネルギーの分野で行われてきたエネルギー・アナリシスは，財や活動の価値評価について経済分析とは異なる結果を導き出し，省エネルギーの戦略，戦術の立案に役立てるとともに，経済分析の持つ一面性を指摘することとなった。しかしながら，本章で提案した金属アナリシスは，エネルギー・アナリシスの発想を受け継いではいるが，次の点で新しい知見を得ることができた。

エネルギー・アナリシスでいう積上げ法と産業連関分析を拡張した方法を援用して，金属アナリシスの方法（1）と方法（2）を定式化した。方法（1）（積上げ法）と方法（2）（産業連関分析を拡張した方法）は，エネルギー・アナリシスの分野では財1単位生産するのに必要となる直接，間接のエネルギー総量を測定するという同一目的に使用されていたが，その導き出した値は全く異なる意味を持つことが明らかとなった。すなわち，金属アナリシスの方法（1）は，分析の対象となる活動が有する技術体系のホーキンズ＝サイモンの条件を検討するもので，金属利用システムの資源的自立可能性（viability）を判定することができる。金属アナリシスの方法（2）では，

財の最終需要1単位当りに必要となる直接，間接の金属消費量が測定でき，財の最終需要の構成および量を変化させることで金属消費量の削減をはかる場合の基礎データを得ることができる。

金属アナリシスの方法（1）を用いて，仮想的な鉛利用システムを設定し，そのシステムが資源的にみて自立可能性があるか否かを判定する方法論としての有効性を検討した。その結果，ある鉛利用システムにおいて，各個別の部分システムには自立可能性があるにもかかわらず，システム全体としては自立可能性がないという状態を分析することができることが明らかとなった。

第3節では，ある金属利用システムで行われている金属間の代替という現象を金属アナリシスの方法（2）を用いて分析した。異質の資源からつくられる材料間の代替を議論する場合には，機会費用の問題が重要であることが明らかとなった。異質な資源間の機会費用に関する1つの事例を取り上げ，その量的対応関係を線型計画法を用いて解き，財1単位当たりの金属要求量を均等化することで，材料間の代替を資源の有効利用の面から評価する方法を確立した。

参 考 文 献

1) 茅陽一『エネルギー・アナリシス』電力新報社（1980）.

2) P. E. Chapman, "Energy costs : a review of methods," Energy Policy, 1974.

3) N. Georgescu-Roegen, "Energy Analysis and Economic Valuation," Southern Economic Journal, 45, 1979.

4) N. Georgescu-Roegen, "Energy, Matter, and Economic Valuation : Where Do We Stand?" in Energy, Economics, and the Environment ; Conflicting Views of an Essential Interrelationship, H. E. Daly and A. F. Umaña (eds.) AAAS Selected Symposium 64, 1981, pp. 43-79.

5) D. Hawkins and H. A. Simon, "Note : Some Conditions of Macroeconomic Stability," Econometrica, Vol. 17, 1949, pp. 245-248.

6) R. Dorfman, P. A. Samuelson and R. M. Solow, Linear Programming and Economic Analysis, McGraw-Hill, 1958 安井琢磨他訳『線型計画と経済分析Ⅱ』岩波書店（1959）.

7) C. W. Bullard Ⅲ and R. A. Herendeen, "The Energy Cost of Goods and Services," Energy Poliey, December, 1975.

8) A. A. Nijkerk, "Economics of metals in view of their scarcity," in Future Metal Strategy, The Metals Society (1980) pp. 34-41.

9) 通産省編『工業統計表　昭和52年版』（1980）.

10) P. F. Chapman, G. Leach and M. Slesser, "The Energy Cost of Fuels," Energy Policy, September, 1974, pp. 231-243.

第７章　結　　論

本論文では，自然と人間の関係および人間と人間との関係を金属という物質の社会における交換あるいは取引のシステム，すなわち１つの金属利用システムであるとみなし，その金属利用システムが有する金属の利用と廃棄の構造をリサイクル型に誘導していく計画論的アプローチの基本的枠組を確立することを試みた。リサイクル計画は，物質代謝過程の前端部分にあたる生産過程および消費過程における金属の廃棄物化過程を主要な対象とした。これは，金属を利用する過程に金属の廃棄構造を規定する要因が含まれており，その解明なくして，発生する廃棄物の質と量および時間的・空間的分布を所与として，再資源化技術の開発を行うことがリサイクル計画をより困難にするとの認識に基づくものである。しかしながら，本論文においても，金属の利用と廃棄の構造を規定する諸要因をすべて取り上げ，それらの要因間の関係を体系化できたわけではない。むしろ，金属の利用システムあるいは廃棄構造が資源問題，エネルギー問題および環境問題といかにかかわっているかを明らかにし，金属の利用と廃棄のシステムを資源，エネルギー，環境という３つの側面から評価することに重点をおいた。

本論文に関連する研究は，エネルギー等他の分野で進みつつあるが，金属という物質を対象にその利用と廃棄の時間的・空間的構造あるいは金属利用システムの連関構造を解明した研究はなかった。それゆえ，本研究では，まず金属リサイクルシステムおよび金属の用途別需要動向等の現状と問題点を，各種統計分析あるいは関連団体へのヒヤリング調査等を行って詳細に検討した。同時に，本研究と関連する既往の研究結果を体系的に整理し，金属の利用と廃棄をリサイクル型に誘導していくための指針となる金属利用の社会的評価に基づく金属リサイクルの考え方を提案した。それに基づいて，金属利用システムおよび廃棄構造の資源，エネルギー，環境的評価を各種手法を用いて行い，あわせて，それらの手法の有効性と限界についても検討を加えた。本論文で得られた結論は以下のとおりである。

第２章では，金属の利用と廃棄を統一する論理の体系として，金属利用の社会的評価に基づく金属リサイクルの考え方を提案し，その体系を〝社会金属学〟と呼んだ。この考え方は，本研究の基軸をなすもので，第３章以降においても貫かれている。第１節では，廃棄物を媒介項にした既存の環境経済モデルを，①自然と人間との間における市場外の物質的取引をいかにモデルの内部に取り込むか，②廃棄物によって生じる受益と受苦の時間的，空間的構造，③社会的費用と環境容量の計量化．という３つの視点から整理し，廃棄物に関する環境経済モデルの要件として，次の３点を確認した。①効用財の投入と公害財の産出との間の様式を記述すること，②環境容量と廃棄物排出との関係を社会的費用便益関係に変換する方法論を開発すること，③環境影響等からみた廃棄物の側

の基準を効用財の生産と消費の選択基準のなかに割り戻す方法論を開発すること，が必要である。第2節においては，リサイクルシステムの一般的成立条件をあき缶等を事例に金属リサイクルシステムにおいて検討し，リサイクル計画を立案する際の計画要因とそのリサイクルシステムへの影響を整理した。廃棄物を大量に確保するという条件を確保するには，廃棄物の空間分布を規定する商品の販売形態や消費者の廃棄物排出形態を制御対象にすることが必要であることが確認できた。また，廃棄物が持つ資源としての有用性は，財の製品設計段階において確保させるよう配慮されるべきであることが明らかとなった。これらのことは，金属リサイクルシステムは，金属を利用するあらゆる諸活動を個別的にではなく全体としてリサイクル型に誘導することによってはじめて確立されるものであることを示唆している。そこで，第3節では，金属リサイクルシステムと関連する諸要因を整理し，〝社会金属学〟を提案した。社会金属学は，金属の利用と廃棄を社会的に統一する論理の体系であり，金属の時間的・空間的な物質収支を把握することを前提に，①金属利用の社会的評価に関する研究，②金属の利用と廃棄の社会的費用に関する研究，③金属リサイクルの最適化に関する研究，の3つの分野で構成される。第3節では，指標金属として取り上げた鉛の中毒および汚染の事例と日本の規制体系の問題を検討した結果，社会金属学の考え方に基づく鉛汚染制御が必要であることが確認できた。

第3章では，金属資源の開発と生産および鉛を原料として利用する各種製品の製造過程における社会的費用の発生機構を整理した。第1節では，高度経済成長過程で金属資源の内需量が急激に増加したことに対して行われた金属資源の供給を確保する施策の選択基準と，近年海外鉱山開発投資において生じている投資の先細り化現象との因果関係について既存文献と統計資料を詳細に調査して検討した。高度経済成長期には海外資源開発に特化した金属資源供給確保策がとられたため，国内金属鉱山は放棄され，また，日本の産業構造を省資源・省エネルギー型に転換するという施策も長期的課題とみなされ実行されなかった。しかるに，海外における鉱山開発もプロジェクトが大型化し所要開発資金が莫大になってきた等の理由のために探鉱・開発に伴うリスクが急速に増加している。また，発展途上国の資源ナショナリズムの動きの一環として強まっている現地製錬の要請も，経済不況からくる国内製錬所の製錬能力と生産量とのギャップの増加，および鉱石硫黄分の利用の困難性からくる現地製錬メリットの減少等のため，企業側が新しく現地に製錬所を建設するという駆動力は弱まりつつある。海外金属資源の開発が手詰まり状況にあることが確認され，金属リサイクルシステムの形成を含む省資源・省エネルギー型の産業構造への転換が今後ますます資源供給を確保する施策として重要となるであろうことが明らかとなった。第2節では，鉛地金の生産，再生鉛の生産および鉛を原料として利用する製造業における社会的費用の発生機構について検討した。金属の生産量が飛躍的に増加した場合の多くは，生産過程で

の技術革新を伴っているが，生産過程における技術変化は生産効率の向上を主要な目的として行われるため，必ずしも廃物の発生に伴う環境影響を低減させるとは限らない。また，採用される技術によっては，発生する廃物が質的に変化し，廃物の発生量は減少したにもかかわらず，廃物による被害が拡大する可能性があることも明らかになった。再生鉛製錬は鉛スクラップの発生量が増加するにつれて，鉛生産に占める比重は大きくなると思われるが，再生鉛製錬工場に対する環境的制約および技術的制約は一層強まらざるをえない。今後，電気自動車の普及等が進めば，廃バッテリーからの鉛スクラップは都市により多く集積することが予想される。このことは，都市に金属資源が集積しつつあるともいえ，その集積のメリットを生かすためには，鉛再生製錬工業を都市型工業として位置づけることが，必要となってくるが，その実現には製錬技術の改良を行うと同時に，地域における社会的受容性を検討することが今後の課題としてある。このことは金属リサイクル計画がより市民参加型でなければならないことを示唆している。

第４章では，金属の用途別供給量と製品寿命の推定から廃棄構造を決定する方法を精緻化し，それに基づいて，金属の需要動向の変化が環境問題や廃棄物問題にいかなる影響を及ぼしたかを検討した。第１節では，廃棄物量と製品投入量との物質収支の法則を満足し，それらの時間的因果関係を明確に表現する予測手法を提案した。この予測手法が適用しうる系は，厳密には線型定常系のレスポンスを有する系でなければならないが，廃用率関数は近似的にはこの仮定を満たしているものと考えられた。第３節では，既存の統計資料から日本全国における鉛のマクロ的物質収支図を作成したが，ある時間断面での物質収支と経済活動のバランスを一目瞭然に見ることができる点では有効であるが，各数値に直接的因果関係はない点に限界があることが明らかとなった。第４節では，鉛の需要構造の歴史的推移を概括し，需要構造の変化がもたらした廃棄構造への影響を検討した。鉛の平均廃用年数は，１９６０年に約１０年であったのが，１９７３年では約５年と高度経済成長の過程で約半分にまで短縮した。また，金属の用途がひろがり，化学商品に含まれる金属の総量を増加させただけではなく，金属が含有される商品の種類を大きく増加させていることが明らかになった。リサイクルシステムとかかわっては，再生不能用途へ供給する比率が増加し，１９５６年で２０％程度であったのが，１９７０年代後半では３５％程度まで増加した。第１節で提案した方法を用いて鉛の消費による環境中への鉛の放出量を推定した結果，１９６０～１９７８年の１９年間で１１９.４万トンで，同期間における四エチル鉛による鉛負荷 5.9 万トンの約２０倍であり，潜在的汚染源としての大きさが注目された。環境リスク管理はこうした汚染源に対して有害物質の量―効果モデルの精緻化だけでなく総合的でかつ予見的な政策をたてる必要があることが確認された。第５節では，鉛の廃棄に伴う社会的費用と社会的損失の大きさを，都市廃棄物の処理施設における重金属の物質収支調査を基に推計した。重金属による社会的費用は１人当り年間２５.５円であったが，

１人年間当りの鉛の消失量は2,１７１gになり，１人年間当りの鉛の国内需要量3,１８２gの６８.２%になった。これを金額換算すれば，鉛で１人当り年間３９４円が消失しており，１人当り年間国内需要鉛量を金額換算した５７８円に比較して大きいだけでなく，１人当り年間の鉛の社会的費用２５.５円に比べると一桁大きい。また，この値は，第４節で推計した１９７７年の１人当り年間環境放出鉛量約８７５gの２倍以上ある。しかし，大都市では１人当り物質消費量が全国平均よりも多いことを考えるならば，これら２つの推計値は少なくともオーダー的には一致しており，第１節で提案した予測手法の妥当性が明らかになった。

第５章では，鉛リサイクルシステムの現状と問題点を整理し，鉛の利用と廃棄の構造をリサイクル型に誘導していくための計画要因を抽出し，資源・エネルギーの節約および環境の保全という視点からそれらの計画要因をコントロールする方向性について考察した。第２節では，社会全体として満足度の高い鉛の用途別配分を決定するための資料を提供するために，鉛利用用途の資源，環境，経済の３つの視点からの統一的評価を，キーニーらによって開発された多重属性効用関数法を適用して行った。鉛利用用途の評価を生産と消費の観点から行った場合の効用水準の順位と再生の観点をも考慮して行った場合の効用水準の順位は異なった。これは，生産，消費だけでなく，廃棄および再生がもたらす効果をも評価要因に加えるならば，鉛の用途別配分の優先順位が変わりうることを示唆している。第３節では，再生鉛利用の資源・エネルギー節約効果を，一次鉛，再生鉛Ａ，再生鉛Ｂそれぞれの生産に要するエネルギー消費量の聞き込み調査を基に検討した。再生鉛を利用することによる資源・エネルギーの節約効果を，１次鉛，再生鉛Ａおよび再生鉛Ｂの生産比率と回収量を変数にした４つの代替策について算出した。その結果，鉛スクラップの回収を強化して再生鉛Ｂとしてこの分だけ１次鉛の利用量を減らす場合が最も省エネルギー的であることは当然であるが，現状の再生鉛Ａを利用せず，これを単に再生鉛Ｂで置き換える場合が，鉛スクラップの回収を強化して再生鉛Ａとしてこの分だけ１次鉛の利用量を減らす場合に比較して約３倍の省エネルギー効果を示した。これは，いたずらに鉛スクラップの回収を強化するよりも，むしろ現状のリサイクルシステムを選別・前処理等の前端技術の確立したシステムへと誘導することの重要性を示している。この実現には，第４節で検討したように供給する鉛の品質と需要側の各用途が必要とする鉛の品質とを整合的に効率的に組み合わせるプログラムが求められる。第５節では，財の寿命延長による環境保全と資源・エネルギー節約効果を簡単なシミュレーション分析によって検討した。投入鉛量の削減を目的として財の寿命を延長する場合，短期間でその目標を達成しようとするならば、ストック量が多く寿命の長い用途よりも、ストック量は相対的に少なくても寿命の短い用途の寿命を延長した方が効果が大きく得策であることが見い出された。また，財の寿命を延長したために，鉛の投入量が削減されるとともに，廃物鉛量も

減少し，再生率が一定であるならば再生量も減少せざるをえないゆえに，電気鉛の生産量を現状よりも増加させねばならない事態が生じるため全体とすればエネルギー消費量が現状よりも増加する場合が明らかとなった。同様な意味で廃物鉛量の減少は，再生資源回収業者にも影響を与える。つまり，財の寿命を延長すれば廃物鉛が発生する時間的・空間的分布に影響を及ぼすため，これらをコントロールすることなしに実施すれば，必ずしも資源・エネルギーの節約につながらない場合が生じるのである。

第6章では，金属利用システムにおける金属利用の連関構造および材料間の代替を評価する方法論について検討した。第5章までで扱った計画要因とは異なり，金属を利用することによる因果連鎖的な金属消費および異質な資源による代替性を金属消費の面からいかに評価するかという金属消費の間接的効果に着目した。"金属アナリシス"を「一つの財の生産，あるいは活動を行うのに，直接および間接に必要な金属消費量を算出し，金属消費という眼からその財あるいは活動の価値を見直してみようという試み」として，定義し，エネルギー・アナリシスでいう積上げ法と産業連関分析を拡張した方法を援用して，金属アナリシスの方法(1)と方法(2)を定式化した。方法(1)（積上げ法）と方法(2)（産業連関分析を拡張した方法）は，エネルギー・アナリシスの分野では財1単位生産するのに必要となる直接，間接のエネルギー総量を測定するという同一目的に使用されていたが，その導き出した値は全く異なる意味を持つことが明らかとなった。すなわち，金属アナリシスの方法(1)は，分析の対象となる活動が有する技術体系の自立可能性（viability）を判定することができる。金属アナリシスの方法(2)では，財の最終需要1単位当りに必要となる直接，間接の金属消費量が測定でき，財の最終需要の構成および量を変化させることで金属消費量の削減をはかる場合の基礎データを得ることができる。金属アナリシスの方法(1)を用いて，仮想的な鉛利用システムを設定し，そのシステムが資源的にみて自立可能性があるか否かを判定する方法論としての有効性を検討した。その結果，ある鉛利用システムにおいて，各個別の部分システムには自立可能性があるにもかかわらず，システム全体としては自立可能性がないという状態を分析することができることが明らかとなった。第3節では，ある金属利用システムで行われている金属間の代替という現象を金属アナリシスの方法(2)を用いて分析した。異質の資源からつくられる材料間の代替を議論する場合には，異質な資源間の機会費用の問題が重要であり，その評価は，財1単位当りの鉛要求量を均等化することで可能になることが明らかとなった。

以上の結論から明らかなように，金属利用システムにおける金属の利用と廃棄の構造をリサイクル型に誘導していくためには，金属の利用と廃棄がもたらす効用と損失を金属のライフサイクルにあわせてできるだけ広く取り上げ，その資源，エネルギー，環境的評価を行うことがまず必要である。本論文では主要な評価要因を取り上げ，要因間の相互作用関係を金属消費がもつ直接，間接の

効果に着目しつつ解明を試みた。今後，これらの評価要因間の関係を体系化し，金属利用の効用と廃棄による損失を統一的に評価する方法を確立することで，リサイクル計画の戦略を立案していかねばならない。

謝　　辞

本論文は大阪大学大学院工学研究科博士課程における研究成果を中心に著者の約５年間にわたる研究をとりまとめたものである。

本研究の構想は，著者が京都大学大学院工学研究科修士課程冶金学専攻を修了し，より本格的な環境研究を志した頃，大阪大学工学部末石冨太郎教授（当時，京都大学経済研究所教授を併任）より与えられた示唆を基礎においている。その後本論文作成に到るまで，一貫して御指導頂いた末石教授に深く感謝の意を表する次第である。

本研究の遂行にあたり，大阪大学工学部環境工学教室の盛岡通助教授には研究に対する有意義な討議など多大な指導と援助を頂いた。また，特別研究や修士論文の作成の段階で共に研究を進めてきた，右田順一，河野敬太郎，植松久裕の諸氏には，本論文に関連する調査に際して多くの援助と協力を頂いた。ここに記して謝意を表する次第である。

環境経済学の基礎に関しては，京都大学経済研究所尾上久雄教授より多くの事を学ばせて頂いた。また尾上教授をはじめとする京都大学経済研究所のスタッフの方々からは本論文の作成に際し暖かい励ましを頂いた。深く感謝の意を表する次第である。

金属産業の動向ならびに金属に関連する技術等に関しては，京都大学工学部倉知三夫助教授，京都大学工学部高村仁一教授ならびに大阪大学工学部幸塚善作教授より御教示頂いた。謝意を表する次第である。

また，金属産業の調査および資料収集に関しては，日本鉛亜鉛需要研究会理事児玉伊智朗氏（現在，全国鉛管板協同組合）に一方ならぬ御世話になった。ここに記して深く謝意を表する次第である。

以上，直接御指導，御協力頂いた方々の他に，大阪大学工学部環境工学科，京都大学工学部金属系学科，京都大学経済研究所の方々ならびに調査に際して便宜をはかって下さった多くの方々に，本研究遂行にあたっての様々の御協力に対して深く感謝する次第である。