

環境政策の総合的研究(Ⅱ)

窒素酸化物(NO_x)
汚染防止対策の分析

1977年2月

財団法人

政策科学研究所

Institute for Policy Sciences, Japan

まえがき

昨年12月に環境庁から発表された昭和50年度の「日本の大気汚染状況」によれば、SO₂（亜硫酸ガス）濃度は昭和42年度以来一貫して減少傾向にあるのに対し、NO₂（二酸化窒素）濃度は前年度に引き続いて横ばい状態で推移し、改善の兆しはほとんど見られないとのことである。

いうまでもなくNO_x（窒素酸化物）規制問題は、現在大気汚染対策の中で最大の関心事となっている。しかし、この「環境政策の総合的研究」の第Ⅰ編でもさまざまな角度から仔細に検討したように、現実に政策の対象としてNO_x規制を考えると、あまりにも多くの要因がからみ合って、社会的合意を形成するにはすこぶる困難がある。NO_x排出源規制の水準、削減技術、大気質の測定、健康への影響、経済活動へのインパクト等、どのひとつをとっても見解の分れる論点をかかえているし、これらを統合して環境政策に方向の定めた指針を打ち出すには、絶えざる情報の収集と冷静な分析態度が何よりも要請される。いましむべきは、一面的な事実を強調するあまり、トータルな立場からの判断を見失って早急な結論を下すことである。

この研究「環境政策の総合的研究」第Ⅱ編では、NO_x削減の戦略として費用・効果分析の観点から考察した場合、どのような方式が最適なものとして選択されるかを、入手できる限りの最新の資料をベースとして試算し提示したものである。考えられる要因とその相互関連の把握を、できるだけシステマティックに行おうとした点に特色がある。費用・効果分析をNO_x問題に適用するにあたっての手順や方式を具体化した研究例としてだけではなく、その限界や効果面を便益換算する場合の問題点を併せ示すことにより、システム分析の本来の役割である意思決定者（政策決定者）への判断情報としての成果も、ある程度えられたものと信ずる。

この種の分析は、つねにより新しい、より正確な資料によって補完・修正されていかねばならない。そういう意味では、この研究もひとつのステップ・ストーンにすぎない。環境問題が人間にとってつねに意識される最先端の問題であるならば、この種の分析の内容と結果も、より鋭い視角で問い直されつづけねばならないだろう。

最後に、種々貴重な資料およびコメントを提示される労を惜しまなかった数多くの方々

および機関に深甚な感謝の意を表す。

なお本研究は以下のメンバーによって行われた。

| | | | |
|----|-----|----|----------------|
| 主査 | 阿部 | 統 | (政策科学研究所理事) |
| | | | (東京工業大学教授) |
| | 山田 | 嗣 | (政策科学研究所主任研究員) |
| | 増川 | 重彦 | (" ") |
| | 伊藤 | 勝 | (" ") |
| | 真板 | 昭夫 | (" 研究員) |
| | 橋本 | 昭洋 | (東京工業大学社会工学科) |
| | 石塚 | 盛一 | (" ") |
| | 野口 | 准史 | (" ") |
| | 木村 | 裕二 | (" ") |
| | 茂登山 | 年晴 | (" ") |

目 次

| | |
|---|----|
| 第 1 章 序 論 | 1 |
| 1. 1 NO _x 問題の所在 | 1 |
| 1. 2 総合的政策の必要性 | 2 |
| 1. 3 システム分析の適用 | 4 |
| 第 2 章 費用効果分析の NO _x 問題への適用 | 6 |
| 2. 1 システム分析の要素と手順 | 6 |
| 2. 2 費用効果分析の手順 | 9 |
| 2. 3 目的の設定 | 10 |
| 2. 4 代替案の選定 | 11 |
| 2. 5 モデルの設定 | 13 |
| 2. 5. 1 システムの範囲 | 13 |
| 2. 5. 2 費用モデル | 14 |
| 2. 5. 3 効果モデル | 16 |
| 2. 5. 4 費用効果モデル | 17 |
| 2. 6 評価基準 | 18 |
| 2. 7 費用効果分析適用の限界 | 23 |
| 第 3 章 東京都におけるケース・スタディ | 25 |
| 3. 1 分析のフレーム・ワーク | 25 |
| 3. 2 基準年次の NO _x 汚染状況 | 26 |
| 3. 3 予測のベース・ケース | 33 |
| 3. 3. 1 成長指数 | 34 |
| 3. 3. 2 排出指数 | 37 |
| 3. 4 NO _x 汚染度の予測 | 41 |
| 3. 4. 1 ベース・ケース以上の NO _x 削減対策 | 41 |

| | | |
|-------|--|----|
| 3.4.2 | ケースの設定 | 45 |
| 3.4.3 | NO _x 排出量とNO ₂ 濃度 | 45 |
| 3.5 | NO _x 削減対策の費用と効果 | 49 |
| 第4章 | 考察と結論 | 56 |
| 4.1 | 環境基準達成の可能性 | 56 |
| 4.2 | 群小発生源対策の重要性 | 58 |
| 4.3 | 乗用車53年度規制実施の意義 | 59 |
| 4.4 | NO _x 削減ストラテジーの選択 | 60 |
| 4.5 | 環境政策における費用効果分析の役割 | 63 |
| 附 論 | 費用便益分析と大気汚染問題 | 65 |
| A.1 | 費用便益分析の考え方と問題点 | 66 |
| A.1.1 | 費用 | 66 |
| A.1.2 | 便益 | 66 |
| A.1.3 | 評価基準 | 74 |
| A.2 | NAS レポートの概要 | 77 |
| A.2.1 | 便益算定方法 | 78 |
| A.2.2 | 費用算定方法 | 82 |
| A.2.3 | NAS レポートへのコメント | 83 |
| A.3 | まとめ | 85 |

第1章 序 論

本章では、現在のいわゆる「NO_x 問題」の所在を明らかにし、その解決策としての総合的NO_x政策のあり方を示唆し、あわせて本研究の目的を明確にする。

1.1 NO_x 問題の所在

我が国は、昭和48年5月8日の環境庁告示第25号で、NO₂（二酸化窒素）に係わる環境基準が、「1時間値の1日平均値で0.02ppm以下」と設定され、また同告示により、原則として5年以内（人口過密地域などの特別な地域は8年以内）にその値が達成されるよう最善の努力を払うこととされて以来、幾つかのNO_x（窒素酸化物）排出規制（乗用車の48, 50, 51年度規制、固定発生源の第1, 2次規制など）が実施されてきた。また、昭和51年12月18日には、乗用車の53年度規制が正式に告示され、同時に固定発生源に対する53年度総量規制も、予定通り実施するとの基本見解が明らかにされた。

たしかにNO_x がその高濃度領域では、人間や動物の健康にとって何らかの悪影響を与えることは、臨床的にも実験的にも証明されている。またNO_x が、光化学オキシダント発生の1つの要因となることから、その排出量削減のための規制を行なうことは重要である。

しかしながら、その規制を「どこまで」、「どうやって」行なうかについての社会的合意が得られていないところに現在のいわゆる「NO_x 論議」を呼んだ問題点が存在する。

まず、「どこまで」について考えれば、その判定基準の第1である環境基準が、「人の健康を保護する上で維持され、達成されることが望ましい行政の長期的努力目標」という曖昧な表現がとられているため、その解釈のしかたがまちまちである。しかしながら、地方自治体との公害防止協定などで、その達成維持が義務づけられている以上「どこまで」の基準を、「環境基準まで」と解釈するのが自然であろう。ところが、最近産業界を中心に、NO₂ 環境基準0.02ppm（1日平均値）そのもの見直しを要求する声が高まっている。たしかに、0.02ppm という値は、昭和47年6月までの我が国内外の知見に基づいて設定されたものであるが、その設定時において、動物実験データについては相当の蓄積

があった一方、疫学データについては、NO_x 汚染と健康への影響についての実績が国の内外を通じて十分には蓄積されておらず、利用可能なデータも限られていた。また、測定分析方法についても、低濃度領域ではある程度の誤差は避けられないという問題もあり、その設定の基礎となった根拠についての不確実性が高いことは否めない。

次に、「どうやって」規制するかを考えれば、NO_x はあらゆる燃焼活動から発生するため、その発生源は工場、事業場などの固定発生源、自動車などの移動発生源、さらに一般家庭、個人店舗の小型燃焼装置などの群小発生源といったように多種多様であり、他の汚染物質のように規制が容易でないことも考慮されねばならない。つまり、NO₂ 環境基準値 0.02 ppm（日平均値）は、現在のままの規制体制で移動、固定発生源をできるだけ規制したとしても、群小発生源などの規制困難と思われる発生源に抜本的な対策をうたない限り、その達成は、人口過密地域での達成期限、昭和 56 年はおろか、かなり長期的にみても不可能に近いと考えられているのである。

このように、現在の NO_x 問題は、そのほとんどが NO₂ 環境基準自体の不確実性に起因し、またその達成が非常に困難と思われることも加味されて、様々な論議をよんでいるといえよう。

1.2 総合的政策の必要性

前節で述べたように、現在までの NO_x 削減対策は、「どこまで」、「どうやって」規制するかといった根本的な姿勢が不明確なまま、また NO₂ 環境基準自体に様々な問題を残したまま実施されてきた。しかるに現在に至っても、世界一厳しい NO_x 排出基準を乗用車に課す 53 年度規制の実施が、技術的に可能となったことから告示され、固定発生源に対する 53 年度総量規制についても、「技術開発はやればできる」という見地から、その実施が産業界に対決する姿勢として示されようとしている。このような現状を考え合わせると、現行の NO_x 削減対策は基本的な問題を放置した「アド・ホック（ad hoc）な」政策であると印象づけられ、以下に述べるような総合的な政策が望まれる。

そこで総合的 NO_x 削減対策の展開を考えると、まず環境基準の明確化が必要である。元来、我が国の環境基準は、その設定に際して経済的側面の考慮を一切排除し、健康へ

の影響からのみ考えられてきた。このことは、環境政策の目的の第1が、人の健康の維持、増進であることから当然ともいえよう。しかしながら、健康への影響という側面が絶対的プライオリティをもつからそれだけに、環境基準の設定は十分な疫学データなどの蓄積による科学的知見に基かなければならない。したがって、現行環境基準に前述した不確実性が存在する一方、最近WHO（世界保健機構）がNO₂に関する国際的クライテリアを内定したといわれていることなどを考え合わせると、ここで環境基準そのものを再検討することも必要であると思われる。

またこのことは、環境基準の性格付け、あるいは定義を明確にするといったこととも深く関連する。なぜならNO_x問題は、究極的にはある設定された目標基準を達成するためのNO_x削減戦略の選択という問題に帰着するからである。したがってそこでは、その名称が何であれ、達成目標基準の設定がまず必要で、NO_x政策の主要問題であるNO_x削減戦略の選択を行なう際の前提条件といえよう。

この条件が満たされた段階においては、以下のようにNO_x削減対策を実施するフレームを考えることができる。

まず第1に、実現可能性を考慮したNO_x削減戦略の代替案を選定することが必要である。ここにおいては、先の達成目標値とも関連して、たとえば群小発生源の規制がその目標基準達成にどうしても必要なら、その規制を可能にする抜本的戦略（たとえば、地域の暖房を推進するなど）も代替案として考慮されるべきである。

第2に、実行可能と思われる削減戦略の選択を考える際には、費用と効果両面からの分析を十分に行なうべきである。すなわち、達成目標基準が十分な科学的知見に基づいて設定され、その基準達成可能な幾つかのNO_x削減戦略の代替案が選定された後には、社会全体の資源（費用）をもっとも有効に利用するといった見地から、NO_x削減の効率性を考慮して削減戦略を選択することは当然のことであり、このことは健康への影響の側面を第1に考える立場と矛盾しない。

最後に、効率性から選択された削減戦略に対する補完的政策を推進しなければならない。最近OECD（経済協力開発機構）は、「環境政策レビュー東京会議」において、「汚染削減がマクロ経済に及ぼす影響はそれほど大きくない」との判断を示したが、53年度規制のような社会経済的波及効果の大きいNO_x削減対策の実施を考える場合には、

環境政策だけの独走はやはり危険であり、他の産業、通商、外交などに対処策を講じる必要と思われるからである。

環境政策は、現在さかんに議論されているようにたしかに見直す必要がある時期にさしかかっており、NO_x削減対策もこのような総合的政策を明らかにし、その全体フレームにおける各NO_x削減対策の位置付けを明確にする必要があると思われる。

1.3 システム分析の適用

NO_x政策に限らず、それを含む広い意味での環境政策は、人間が安全かつ快適に生存していくために不可欠の場である環境の効用を失なわぬよう保全することが第1の目標である。環境本来の効用の低減を少なくすること、すなわち環境破壊を防ぐためには、環境へ廃棄される汚染物質を減少させる、自然の自浄能力を増大させる、あるいは被害者側で被害を防ぐ対策を講ずるといったことがその対策として必要となる。

また、様々な効用を有する資源としての環境は、公共財的性質、地域財的性質、および自由財的性質をあわせもっている。資源としての環境が消費されることに起因する環境問題は、その公共財的、自由財的性質のため自由競争による市場での解決はできない。したがって政策当局は、そのための対策として何を採用すれば望ましいのかを公共的立場から明らかにしなければならないが、このような問題には多くの要因が複雑に絡み合っていてその意思決定にはシステム分析のようなアプローチが要求されるのである。

したがって本書では、以上のような認識に基づき、NO_x政策へのシステム分析の適用を考え、

- (1) 環境資源の効用低下を防止するNO_x削減戦略選択の意思決定プロセスに、費用効果分析導入の余地を明らかにし、その分析フレームを示す。

またケース・スタディとして、人口過密地域の代表として東京都を対象に選び、その将来のNO_x汚染度を予測することにより、

- (2) 環境基準達成の可能性
- (3) 乗用車53年度規制の意義

を検討し、あわせて、

(4) NO_x 削減ストラテジーの選択の方法を示す。

以上4点を目的とする。

第2章 費用効果分析のNO_x問題への適用

NO_x問題は前章で述べたように、結局ある目標基準を達成するNO_x削減ストラテジーの選択という局面に帰着する。そこで本章では、その選択プロセスに費用効果分析を適用することを考え、その一般的フレームに従ってNO_x問題との対応を検討する。

2.1 システム分析の要素と手順^{*}

本節ではまず、費用効果分析を含むより、広い概念であるシステム分析の一般的な構成要素を示し、あわせて分析のプロセスを概説する。

システム分析の基本的な要素としては、次のように目的、代替案、モデル、費用、効果、評価基準の6つをあげることができる。

(1) 目的

システム分析は、政策あるいは行動の選択に関して意思決定者を助けるための分析であるから、分析者にとって第1に重要な仕事は、意思決定者が達成しようとしている、あるいは達成すべき目的は何かを明らかにすることである。目的の明確化は意思決定の出発点である。

(2) 代替案

代替案は、目的を達成すると期待される手段である。異なる代替案の関係は必ずしも相互に代替的である必要はなく、各々の代替案が同じ特定の機能をはたすものである必要もない。

* 本章におけるシステム分析、および費用効果分析に関する記述は、「システム分析概論」（宮川公男編、有斐閣双書、昭和48年）を参考にしている。

(3) モデル

モデルは、関連する諸事象の1つの抽象化された表現であって、研究対象である問題に関連する諸要因およびそれらの間の関係を示したものである。表現の手段は、言葉による状況の記述から、諸要因の関係を示す数学的記述、あるいはコンピュータのプログラムに至るまで様々なものがある。システル分析におけるモデルの役割は、各代替案が選択された場合の結果、すなわち各代替案について必要となる費用と、各代替案によって、目的が達成される程度を推定あるいは予測することである。

(4) 費用

各代替案はその実施によってある一定の資源を消費する。この資源は、もはや他の目的のためには用いられないことを意味し、これが費用である。すなわち、これは選択の問題における機会費用の概念を表わす。ほとんどの場合、費用は投入される資源の価値として貨幣単位で測られるが、費用の真の意味は、選択によって排除される機会の価値である。

(5) 効果

効果とは各代替案によって目的が達成される度合である。効果を金額表示したものを便益、金額以外の尺度で示したものを有効度と呼んで区別する。

したがって、次節以下で用いる費用効果分析という用語の定義もここではっきりさせておく。

一般にあるプロジェクトを評価するとき、その実施によりもたらされる利益、不利益両面を対照して分析する方法には2つのものがある。すなわち、上記のように利益面を便益として金額表示する費用便益分析 (cost-benefit analysis) と金額表示せずに他の物量単位で利益面を表わす費用有効度分析 (cost-effectiveness analysis) である。本書で用いる費用効果分析とは、これら双方を含む分析方法の総称である。

(6) 評価基準

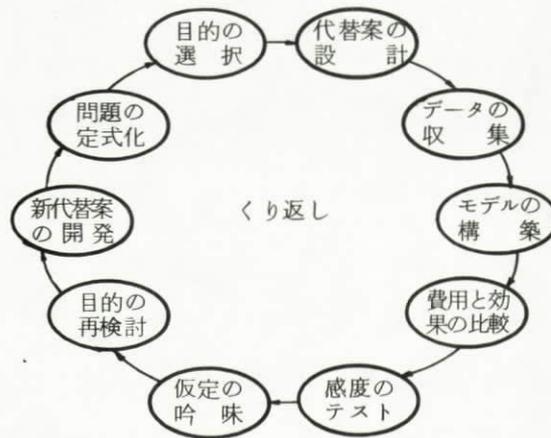
評価基準は、代替案を望ましさの順序に格付けするための規則あるいは基準であり、費

用と効果とを対比して、代替案を評価する手段である。

以上述べたような6つの要素が結合してシステム分析のプロセスが形成されるが、そのような一般的プロセスによって、システム分析がなされることは非常に稀である。多くの場合、目的が複数あり、それらが互いに相反したり不明確であったりする。また効果尺度が不十分で、目的の達成度を正確に示すものでない場合もあり、他の指標を用いると、各代替案の順序付けが異なるような場合がしばしば存在する。このようなことが生じるのは分析者が問題を十分に理解しておらず、問題の構造に対する把握がなされていなかったことを意味する。したがってシステム分析においては、当該問題に対するただ1通りの取り組み方では不十分であり、図2.1のように、問題の定式化、目的の選択、代替案の設計、データ収集、モデルの構築、費用と効果の比較、感度のテスト、仮定の吟味、目的の再検討、新しい代替案の開発、よりよいモデルの構築、等々を、時間や資金の制約が許す限り繰り返し行なう必要がある。

図 2.1

システム分析の手順



(「システム分析概論」(前出)による)

2.2 費用効果分析の手順

費用効果分析は、前節で述べたシステム分析における評価の段階において中心的役割を果たすものであり、選択のプロセスをできる限り明示的、客観的なものにするにより、意思決定をより科学的なものにしようとする1つの道具（tool）である。

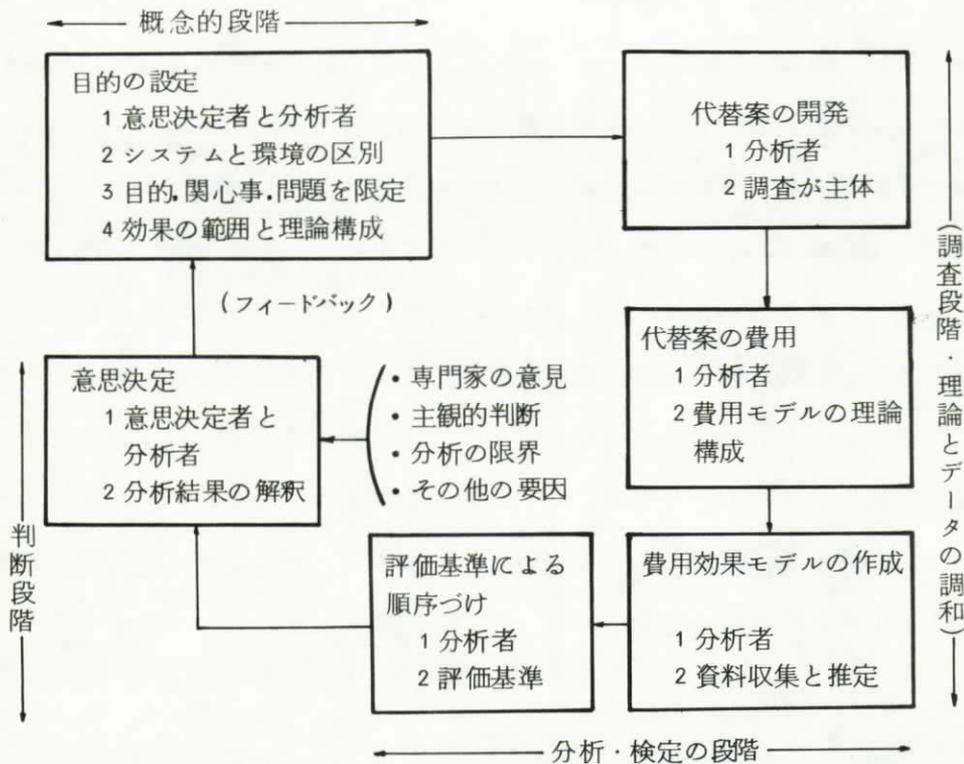
つまり費用効果分析は、ある目的を達成するために可能な様々な活動について、その費用と効果を推定し、ある評価基準にしたがって、活動水準の決定、または活動間の選択を行なう方法である。目的達成のための種々の択一的な手段を代替案と呼び、活動間の選択のことを代替案の選択という。一般的には、このように簡単に説明されるわけであるが、実際に意思決定に適用されるときには、様々な困難な問題に遭遇する。また費用効果分析では、問題それ自身が明確でない場合も多い。これらのことを踏まえて、実際の問題に費用効果分析を適用する場合を考えると、その手順は、通常、次のような段階に分けて行なわれる。

- (1) 目的の設定
- (2) 代替案の開発
- (3) 代替案の費用
- (4) モデルの設定
- (5) 評価基準と順序付け
- (6) 意思決定

各段階の関連を示したのが図2.2である。以下、これらの手順に従って、NO_x問題に費用効果分析を適用することを考えてみる。

図 2.2

費用効果分析の手順



(「システム分析概論」(前出)による)

2.3 目的の設定

この段階は、直面する問題の構造を明らかにし、それを大局的に考察し、仮定を明確にし、かつ問題を限定することにより目的を明確化する段階と定義される。

すなわち、ここではまず分析の対象を明確にし、何を与件とするかを検討し、問題の対象範囲を設定する。同時に、そこに課せられる制約条件も明確にされなければならない。費用効果分析ではここで扱う目的の設定が最も重要であり、これによって費用と効果の考え方が決定される。とくに効果は目的に依存しており、後述する効果モデルの理論構成は目的の設定によってほぼ決まると考えられる。

NOx 問題においても、何のために、誰のために NOx による大気汚染を低減しなければならないかを明確にする必要がある。NOx 汚染削減対策は、SOx (硫黄酸化物)の

場合のように、四日市におけるコンビナート周辺での呼吸器系疾病患者の多発や、ロンドン・スモッグ事件のような重大な被害を数多く経験した他の汚染物質対策の場合と異なり、将来の重大な被害を十分な安全性を見込んで予防しようとする見地に立っている。したがって将来、各種発生源からのNO_x排出量の増大に伴ない、大気質が悪化し、人間の健康の保護、維持に適した大気質の確保が困難になり、さらに動物、植物、物質にも影響を及ぼすような状況をいかに管理するかということが問題である。

したがってここでの目的は、

「種々の手段を用いて各発生源のNO_x排出程度を改善することにより、上記の健康の保護、維持増進などに悪影響を及ぼさないような大気質を維持すること」と設定される。さらにこれに分析用語を用いれば、NO_xによる大気汚染度をどのような尺度を用いて測定するかを決定することが重要となる。ここでは大気中のNO₂濃度をppmで表示し、人体に有害な濃度を越えてはならないと決定する。また、HC（炭化水素）とNO_xによって生成されるとされている光化学オキシダントなどの複合汚染は、その生成メカニズムがいまだ不明確な部分が多々あるため、ここでは取り扱わないことにする。

このように目的が設定されると、一般的には、ppmで測られたNO₂濃度と、それが地域住民におよぼす影響についての関係を分析して、後述する効果モデルを作成することになる。

2.4 代替案の選定

前節において設定された目的を達成するための代替案を検討し、選定する段階である。

これらの代替案は、最終的には費用と効果の比較により採択されるわけであるが、不確実性に対する弾力性も十分考慮される必要がある。したがって実際に代替案を選定する場合には、事例研究、文献サーベイ、実地調査などを行った後にデルファイ法、パネル・ディスカッション、ヒヤリングなどにより専門家の意見を参考にすることも必要である。

NO_x問題の代替案としては、NO_x排出量の低減を可能にするすべての対策が代替案となり得る。すなわち

(1) 技術的排出源規制

- ① 固定発生源における燃焼方式の改善
- ② 固定発生源における排ガス脱硝
- ③ 自動車の排出ガス規制

(2) 絶対的排出源規制

- ① 各発生源における消費、生産抑制
- ② 固定発生源の立地抑制
- ③ 自動車の走行規制、乗り入れ規制

などが考えられる。

これらの対策について少しく説明を加えると、燃焼において発生するNO_xには次の2つのものがある。

- 1) 空気中の窒素分子が高温状態で酸化されて生成するもの。
- 2) 燃料中に含まれる各種の窒素化合物が燃焼に際して生成されるもの

1)は生成原因が熱的なことから熱的(thermal)NO_xと呼ばれ、2)はN(窒素)の供給源が燃料にあることから燃料(fuel)NO_xと呼ばれる。これら燃焼によって生成されるNO_xに対して、技術的に対策を行なうのが上記の代替案の(1)である。すなわち①の燃焼方式の改善は、運転条件の改良、燃焼方法の改良などにより燃焼において発生するNO_xを低減させる方法であり、②は燃焼して生成されたNO_xを除去する方法で、大きく分けて湿式と乾式がある。③の自動車排出ガス規制については、説明を加えるまでもない。

(1)の技術的対策に対して、排出源そのものを減少、抑制する対策が(2)の絶対的排出源規制である。生産、消費をある一定レベルに抑えて、NO_x発生量を抑制する方法が①である。また②の固定発生源の立地抑制は、東京などの大都市近郊に集中立地しているNO_x大量排出源をこれ以上立地させずに、地方分散させる方法である。また移動発生源に対しては③の都市内への乗り入れ、走行規制が絶対的排出源規制の代替案として考えられよう。

また、これら代替案が組み合わせられることにより、新たな代替案が形成されることはない。

2.5 モデルの設定

2.5.1 システムの範囲

目的が設定され、代替案が選定されると次に費用効果モデルの設定を考える。そのためには各代替案の費用および効果の範囲を決定することが必要になる。

大気汚染は、それ自体が人間にとって直接的な被害を与えると同時に、その他の環境要因、すなわち動物、植物、物質などへの悪影響を通じて、人間生活へ間接的な被害を与える。このような大気汚染の直接、間接の悪影響には、健康、財産、産業活動に対する具体的な損害から、人間の持つ不快感といったものまで広い範囲のものが含まれる。このような被害を防ぐには、前節に示したような種々の手段が考えられる。

したがって次に問題となるのは、これらの効果、解決策などをどこまで扱うかということ、すなわちシステム分析の範囲である。この分析の範囲は次のような階層的レベルを考えることにより一層明確になる。

(1) 第1レベル

各種の発生源から排出されるNO_x排出量と、人間、動物、植物などへの影響を示す大気質との関係を明示的に示すこと。

(2) 第2レベル

ある一定の大気質に対して、ある一定の排出基準を強制することに要する私的・社会的費用と、それによる大気質の改善を比較検討する費用・有効度分析。

(3) 第3レベル

さらに大気質の改善によって生じる、私的・社会的便益を求め、最適な大気質基準を求める費用便益分析。

(4) 第4レベル

大気質の管理を地域的に考えて行くレベル。つまり大気質全体を単にNO_xだけに限らず、他の光化学オキシダントなども含め、地域開発計画、とくに土地利用計画などの中で考えて行くレベル。

(5) 第5レベル

大気ばかりでなく、土地、水という地理学的に地域を構成する3つの層の間の相互作用を含めて、水質汚濁、地盤沈下、土壌汚染、大気汚染などの公害を全体的に捉えようとするレベル。

以上のように階層的レベルが考えられるが、ここで扱うのは第2レベルまでである。すなわち、ある一定の大気質レベルを守るために必要な費用と、それによってもたらされる大気質の改善との関係を数量的に明らかにし、費用と効果（有効度）とによって評価する段階までを本書で取り扱うシステムの範囲とする。^{*}

ここで、費用の算出には、先に選定した代替案の費用を求めることが必要であり、この場合、各代替案ごとに費用として何をとるかが問題となる。

NO_x 問題については、代替案のうち前述の技術的排出源規制を考えると、たとえば、固定発生源に脱硝装置を設置する場合には、装置の建設費および維持運営費が、自動車の排出ガス規制の場合には、規制による価格、燃料費用、整備保守費用の増加分が費用として計上される。一方、絶対的排出源規制については、ここで費用として計上されるものはあまりない。強いていえば、車両走行規制などを実施する際の監視システムを運営する設備費、人件費などであろうが、この場合対策実施の不利益面としては、これらの費用よりも、後述する負の副次効果の方がはるかに大きいと思われる。

また、大気質を表わす単位としてはNO₂濃度を取りあげ、人間の健康の保護、維持といった面に焦点を絞った値を指標として適用することを考える。その代表的なものが、NO₂環境基準であり、現行の値は0.02 ppm（1時間値の1日平均値）と設定されているわけである。

2.5.2 費用モデル

費用モデルを設定する前に、費用分析に簡単に触れておく、
環境政策に限らず、すべての公共政策は望ましい効果を得るために、資源を投入しなけ

* このように決定した理由については、2.5.3節および附論参照。

ればならない。その意味で、費用分析は資源分析とも呼ばれ、効果分析とならんで、費用効果分析における中心的役割をはたす。費用分析が十分になされた上で、費用モデルが設定される。

普通、費用という言葉が用いられるときには、会計的な意味で使用される場合が多い。しかしながら、費用効果分析における費用とは、意思決定を助けるものでなければならず、過去の忠実な記録を主要な役目とする会計費用の概念にとらわれる必要はない。費用の本質は、ある目的を達成するためにとられた代替的行動の代償として犠牲にされたものにほかならないからである。またこの犠牲の概念をどのような視点からとらえるかによって、費用の概念は異なる。ここでは、大気汚染対策を実施することによって、社会全体として新たに負担しなければならない私的・社会的費用を考え、費用モデルを設定する。

費用モデルは、各代替案の費用関数からなり、代替案 a_i の費用関数は、一般には $C_i(A_i, x, z)$ と表わされる。

ここで

A_i : 代替案 a_i の規模

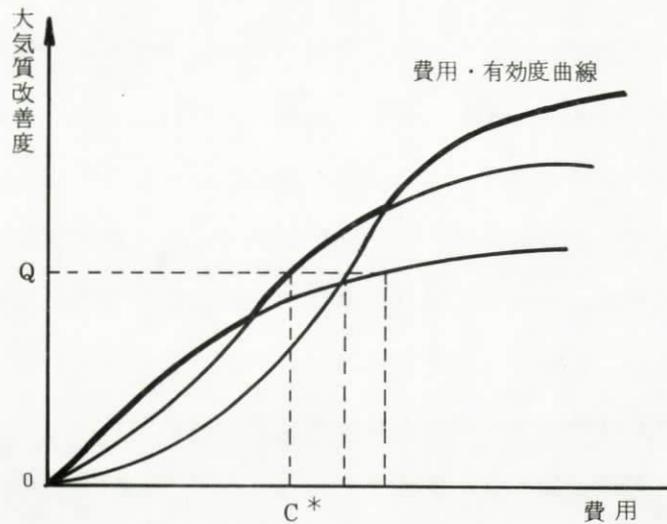
x : 外部環境変数

z : 政策変数

である。外部環境変数 x は、意思決定者にとっては与件であり、政策変数 z は意思決定者が操作し得るものである。NO_x 問題の場合、代替案として技術的排出源規制を考えると、外部環境変数としては、固定発生源の生産水準、自動車の平均走行距離などであり、政策変数は規制水準である。また、絶対的排出源規制を考えると、各NO_x 発生源の排出単位数が政策変数となる。

したがって、外部環境変数を与件とし、政策変数を設定すれば、同一の大気質を得るのに、もっとも費用の少ない、最適な代替案が得られる。横軸に費用をとり、縦軸に大気質改善度を取って、この関係を示したのが図2.3である。また、代替案の効率性を同一ベースで比較するため、総費用以外に1年当りの費用(年間費用)が必要である。

図 2.3 費用モデル



2.5.3 効果モデル

費用モデルの場合と同様に、まず初めに効果分析について簡単に触れておく。

効果とは政策の目的がどれだけ達成されるかを示す指標であるから、目的によってその指標の内容は異なる。ある政策の目的とは、一般には、唯一のものではなく、相互に関連した複数のものである。また目的には、上下関係があり、目的間の構造を階層的に捉えることにより、政策の目的をより一層、明確にすることが可能である。目的が明確に定義されると、この目的の達成度を示す指標が必要となってくる。達成度を物量単位で示したものが有効度であり、貨幣単位に直したものが便益であることは先述した通りである。有効度は単一のものとは限らず、多元的指標となるのが一般的である。これら多元的指標をなんなかのウェイトで総合できれば問題は簡単であるが、通常はベクトルとしての効果指標を代替案間で比較して、主観的に判断せざるを得ない。ここで仮に便益で効果が測定されたとすると、このような問題は生じない。なぜなら、代替案の効果は金額という単一の指標で示されるからである。しかしながら、便益測定の間でもいろいろ困難な問題があり、一概に費用、便益分析と費用有効度分析の優劣を比較することは無意味である。たとえば、

自動車排出ガス（とくにNO_x）規制の実施について全米科学アカデミー（NAS）が行なった費用、便益分析^{*}を取り上げてみよう。これによれば、NO_x問題の便益を、健康、植物、物質への直接便益、地価、賃金差を指標とした間接便益に分け、支払い容認価格（willingness-to-pay）を用いて推定している。しかしながら、このレポートでも見られるように、その便益の推定は非常に大胆な仮定に基かざるを得ない。

本書では、NO_x問題の有効度を便益に換算する際の困難性、仮定に付随する不確実性を考慮し、あえて効果を便益として扱わず、有効度としての効果モデルを設定する。^{**}

効果モデルは、各代替案がどれだけ目的を達成するかを示すモデルである。代替案 a_i の効果関数は、一般的には $E_i(A_i, x, z)$ と表わされる。変数は費用関数の場合と同様である。したがって、外部環境変数、政策変数を設定すれば、その場合の有効度が得られる。この有効度にも幾つかの要素が考えられるが、ここでは設定された目的、すなわち、健康への悪影響を最小限に抑える大気質を達成維持することと対応して、NO₂濃度のみを有効度指標として取り上げる。

2.5.4 費用効果モデル

最後に費用効果モデルは、費用モデル、効果モデルから得た各代替案の費用と効果を、評価基準に従い、各代替案の順序付けを行なうものである。

NO_x問題では、各発生源からのNO_x排出量と大気質（NO₂濃度）の関係を示すもう1つのサブ・モデルが必要である。すなわち、各発生源から排出されるNO_xの年間総排出量とNO₂濃度の年平均値とを関連付けるモデルである。本書では、このサブ・モデ

* "Air Quality and Automobile Emission Control, Volume 4
The Costs and Benefits of Automobile Emission Control"
(1974—以下NASレポートと呼ぶ)

内容については、附論に概要を示す。

** 有効度を便益に換算する費用便益分析の概説もそれに関するNASレポート（前出）とともに附論を参照されたい。

ルに線型ロールバック・モデル(3.4.3節参照)を採用している。

以上をまとめて費用効果モデルとして示せば図2.4のようになる。

これらのモデルは、一般に数学的に厳密とは限らない。しかしながら、

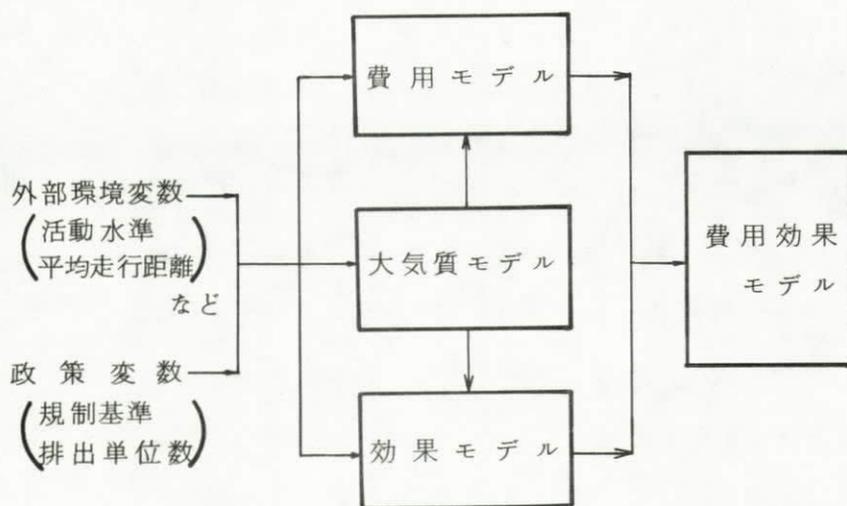
(1) できる限り数量的で

(2) 変数間の関係式が明示され、整合的であり、

(3) 論理的過程が明確で、他の分析者によって再検討され、かつ検証可能なものであることが望ましい。また、制約条件、不確実性、前提となる仮定などをできる限りモデルに組み入れるようにすべきであり、これらのことを十分考慮に入れれば、最終意思決定段階における主観的判断の材料となるし、モデル構築の意義は十分に存在する。

図2.4

大気保全の費用効果モデル



2.6 評価基準

評価基準とは、目的を達成するための代替案の中からできるだけ望ましいものを選択したり、代替案を望ましさによって順位付けるために、代替案の望ましさの程度をある観点

から測定する尺度をいう。ところで目的を達成するためには費用が必要であり、評価基準は、それをもなんらかのかたちで反映するものでなければならない。一般に、評価基準は費用と効果を比較して、代替案の望ましさを定義するある関数で示される。

評価基準を用いて代替案を評価する基本的目的は、資源配分の最適性を求めることにある。私的財の場合、ある条件のもとで市場機構における価格メカニズムを通して、資源の最適配分（パレート最適）がなされることは、厚生経済学の基本的定理である。これに対して、環境政策のような公共政策によって提供される財、サービスの多くは価格を持たないことにより、私的財のような市場機構を通じた解決は望めない。

公共政策によって提供される財、サービスにも、市場機構を経由するものも存在し、たとえば、有料道路、教育、医療サービスなどが考えられよう。しかしながら、国防、環境、消防などは市場機構を経由せず、貨幣尺度による評価がほとんど不可能な、純粋公共財的なものであろう。

前者については、それらの財、サービスを実際に市場で販売したときに消費者が支払うであろう価格（willingness-to-pay）を推定することが比較的容易であるため、このようなものに対しては費用便益分析の適用が可能である。しかしながら後者に対しては、支払い容認価格の推定が非常に困難と思われ、前述したように便益算出の際には非常に大胆な仮定、あるいは強引な統計的処理などを用いざるを得ない。本書では、このような認識に基づいて、NO_x 問題の効果指標として有効度、すなわち、NO₂ 濃度を採用したわけである。したがって、費用有効度分析についての評価基準の考え方について、以下に述べることにする。

費用有効度分析の評価基準は通常以下の3つのタイプに分類される。

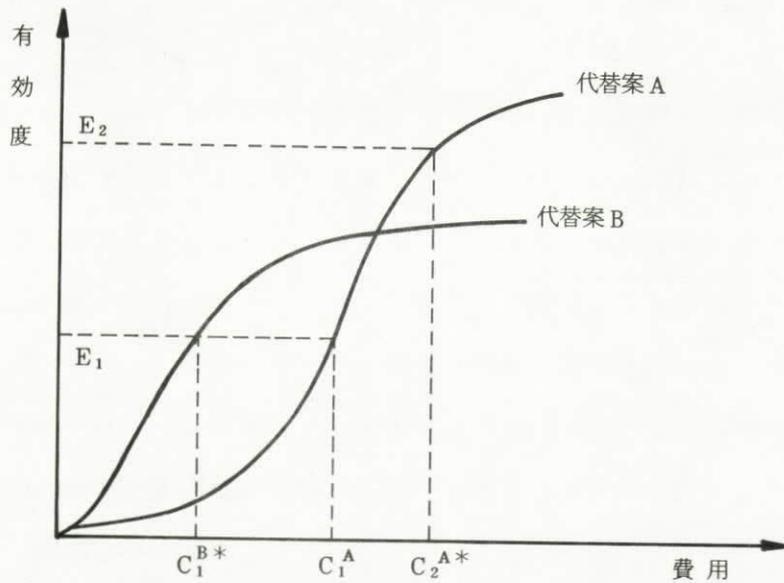
(1) 有効度一定、費用最小

この方法は、費用有効度分析でもっともよく用いられる評価基準である。なぜならある政策の達成目標、すなわち有効度水準は他の分析によって与えられる場合が多いからである。したがって、この評価基準を用いる場合、もっとも重要なのは有効度水準として、どのような値を用いるかということになる。

要求される有効度水準を変化させると、代替案の評価が入れ替わる場合を示したのが、

図 2.5 である。代替案 A, B はそれぞれ NOx 対策の代替案とし、代替案 A は、費用も代替案 B に対して余分にかかるが、効果（有効度）も大きいとする。今、要求される有効度水準を E_1 とすると、代替案 B がこの評価基準によって選択される。これに対して、要求される有効度水準を E_2 とすると、代替案 B では、この有効度水準を満たすことができず、選択される代替案は A となる。このように要求される有効度水準が変化することにより、選択される代替案が替わる可能性があり、有効度水準を決定する場合、十分な考慮が必要である。NOx 問題の場合、要求される有効度水準として、NO₂ 環境基準を用いることがまず考えられることはいうまでもない。

図 2.5 有効度一定，費用最小による代替案の選択



(2) 費用一定，有効度最大

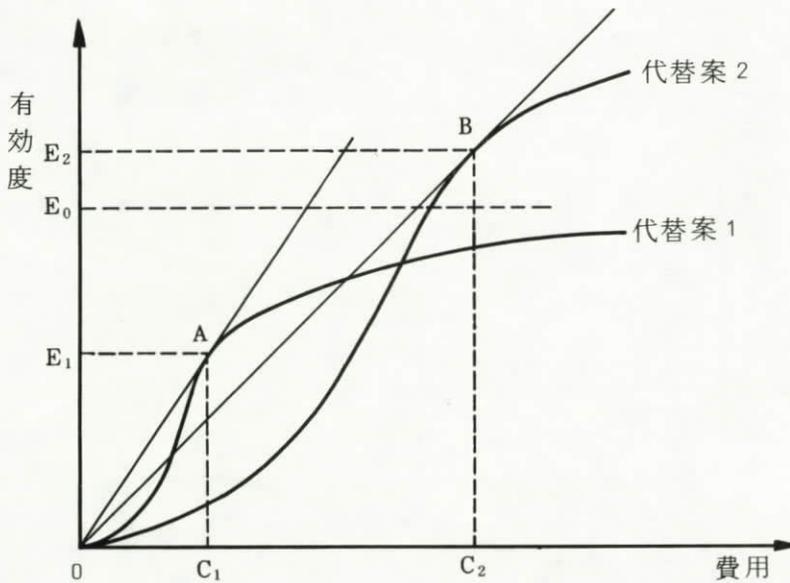
この評価基準は、有効度に対する要求に比較して、予算の制約が強いつき、あるいは、費用が他の条件によって制約されており、その範囲内で効果を最大にしようとする場合に有効な評価基準である。(1)の有効度一定，費用最小の評価基準が経済的節約を目的としていたのに対し、この基準は効率化の立場に立っている。またこの方法は、技術的排出源対策を考えた場合に、同程度費用がかかる対策技術のうち、最も NOx 削減効果が

大きい技術を採用することを意味する。したがって、比較的同質の代替案の中から1つの代替案を選択する場合に有効な方法であるといえる。

(3) 有効度費用比最大

この評価基準は、有効度を費用で除した値が最大となる代替案を選択するものである。しかしながら、この基準には、幾つかの問題点が存在する。有効度費用比を用いた代替案の選択を示したのが図2.6である。代替案1, 2はそれぞれ、NO_x削減対策と代替案を示したものである。今、有効度費用比最大というこの評価基準を用いると、代替案1が選択され、費用はC₁、有効度はE₁となる。しかしながら、代替案2では、費用C₂で、代替案1では得られない高い有効度を達成することができる。また、費用が有効度に一定の制約がある場合、たとえば、有効度がE₀に指定されると、代替案1はもはや考慮される代替案とはならない。したがって、この基準の適用は非常に限定されたものであり、この基準のみの評価では不十分と考えられる。

図2.6 有効度・費用比最大による代替案の選択

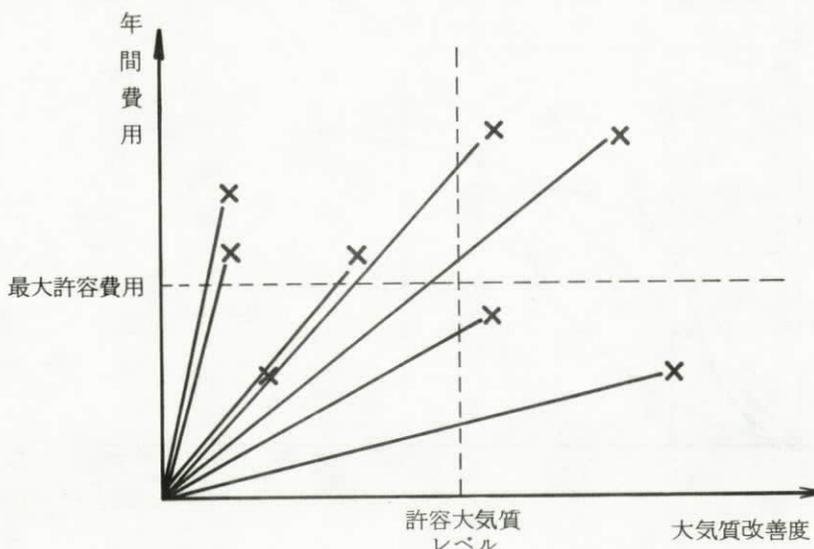


以上、費用有効度分析で一般に用いられる3つのタイプの評価基準を考察してきたが、ここで、NO_x 対策についての評価基準について次のように考えることができる。

第1に、NO_x 削減対策の目標は、人間の健康の保護、維持などに悪影響を及ぼさない大気質を維持することであり、この大気質を環境基準に代表されるある達成目標基準で表わされるレベルとすれば、評価基準の第1のタイプ、すなわち、有効度一定、費用最小で代替案を選択するのが望ましいということになる。この場合、それぞれのNO_x 削減対策を単一に実施するのみでは、この要求される有効度水準（目標基準）が達成できない場合には、幾つかの代替案の組み合わせが必要であろう。

第2に、図2.7のような、各代替案の費用、有効度を示すグラフでは、便益モデルがないために、社会的に最適なNO₂ 濃度を求めることはできない。しかしながら、この費用、有効度からも、様々なシミュレーション分析を行なうことによって有用な結果が得られる。たとえば、固定発生源の生産活動水準、自動車の走行台数などの予測値を与え、これに対して、各発生源の排出規制をどの程度にすれば、大気質（NO₂ 濃度）がどう変化するかを予測できる。また目標大気質を設定し、それを最小費用で達成する代替案の組み合わせを求めることもできよう。

図 2.7 代替案の比較



2.7 費用効果分析適用の限界

以上のように本章では、費用効果分析の手順に従って、NO_x削減対策の分析を行ってきた。しかしながら費用効果分析は、相互に入り組んだ複雑なシステムにおける意思決定を助ける有用な方法であるが、必ずしも全能であるわけではない。ここでは問題点として、2つの点を取りあげ、その適用の限界を明らかにする。

第1に、副次効果の問題である。費用効果分析によるシステムの最適化を行なった場合でも、それがより大きなシステムの中での部分システムと考えられるときには、全体からみた最適化がなされているとは限らない。すなわち、システムを部分の和としてみるのではなく、システム全体からみて各部分を検討しなければならない。しかし、このような場合が当てはまらず、そのシステムのみ最適化によっても、全体のシステムの効率が落ちない場合もある。すなわち、そのシステムの意思決定者の制御下にある政策変数およびその結果が、他のシステムの行動ルールに影響を与えなければ、そのシステムの範囲内での費用効果分析は他への効果、すなわち、副次効果が存在せず、それに基づいて意思決定を行なっても、全体の効率性は落ちない。

しかしながら、そのシステム他のシステムに対する独立性が乏しい場合には、外部環境へのインパクトを副次効果として別に測定しなければならない。副次効果は、政策の意図した目的以外に副次的に発生する効果であり、それらは直接事業主体に帰属しないかもしれないが、社会全体からみると正あるいは負の価値を有している。(すなわち本書では、副次効果という用語を、ある政策またはある行動が当該システム外に及ぼす、利益、不利益両面の影響をまとめて表わすものとしている。)

このことはNO_x削減対策についても当てはまる。技術的排出源規制について考えると、乗用車の排出ガス規制による価格の上昇、燃費、維持費などの悪化は、乗用車に対する需要を減少させ、この最終需要の減少は機械、鉄鋼などの産業に波及し、各産業の雇用吸収力の減少となって現れると考えられる。同様な効果は他の代替案についても考えられ、これらはマイナスの副次効果の例である。

第2の問題点は、費用効果分析は数量化可能なもののみを取り上げて、数量化困難な問題は、ほとんど扱われないことがあげられる。特に公共政策の取り扱う問題は、数量化で

きにくい要因が多く、また数量化できたとしてその信頼度が問題になるものが少ない。したがって、意思決定者は、何が数量化困難でしかも重要な要因であるかを専門家に聞くなどして判断することが必要となってくる。このことは2.1, 2.2節で示したように、分析手順を単に目的の設定、代替案の開発、代替案の費用、モデルの設定、評価基準と順序付け、意思決定、と一方通行的に行なうのではなく、図2.1に示されるような連環的な分析の必要性を示している。

またNO_x問題については、固定発生源、自動車の走行台数などの予測値を与え、各NO_x発生源の排出基準を指定することにより、将来の大気質を予測する場合、予測し得ないその他の外部環境の不確実性が高くなり、主観的判断の占める比重は大きいといわねばならない。さらに環境政策実施に伴う費用負担の問題もある。誰が費用を負担するかという問題は分配の問題であり、公平の問題である。これらは費用効果分析の中には取り入れにくいため、費用負担などの公平の問題が大きな比重を占める政治的決定においては主観的価値判断（あるいは特定のグループの利害関係）が大きな意思決定要因となる。

このように費用効果分析には、はっきりした限界が存在する。しかしながら、そのような限界を認識した上で、NO_x削減ストラテジーの選択といった意思決定プロセスに費用効果分析を適用すれば、主観的判断を下す際の一助として有効な手段であることには変わりがない。

第3章 東京都におけるケース・スタディ

第2章においては、費用効果分析の一般的手順に従ってNO_x問題を考える場合の対応のつけ方、考慮すべき点、その適用の限界などを検討した。本章ではそれらを踏まえて、現実の問題への適用を考え、東京都においてケース・スタディを行なう。

3.1 分析のフレーム・ワーク

ここで東京都をケース・スタディの対象に選定したのは、人口過密地域の代表としてであり、NO_x問題はこのような地域においてこそ重大な問題であるとの認識に基く。また、東京都はNO_x問題に対する関心が高く、それだけにNO_xに関するデータが比較的入手しやすく、分析が容易になることも重要な点である。

分析は主として2つのものからなる。1つは、将来におけるNO_x汚染度の予測であり、もう1つは、NO_x汚染防止対策の費用と効果を算定することである。これらは相互に関連をもっているが、それを整理して記せば次のようになる。

I. 将来におけるNO_x汚染度の予測

(1) 現状の把握と仮定の設定

- ① NO_x発生源の分類
- ② 基準年次(昭和49年)のNO_x汚染度(NO_x排出量、NO₂濃度)の把握
- ③ 各NO_x発生源の成長指数(昭和49年を1としたときの昭和65年時点における排出単位数の割合)の設定

(2) ベース・ケースの予測

- ① 既定のNO_x排出規制の把握(ベース・ケース)
- ② 各NO_x発生源のベース・ケースにおける排出指数(昭和49年を1としたときの昭和65年時点における排出割合)の算定
- ③ NO_x排出量(ベース・ケース、昭和65年時点)の算定

(3) さらなるNO_x規制を施す場合の予測

- ① NO_x 排出削減技術の検討
 - ② 実行可能性を考慮したNO_x 削減対策の選定
 - ③ 予測ケースの設定（ベース・ケースもこの1ケースとなる）
 - ④ 各ケースの排出指数の算定
 - ⑤ NO_x 排出量の算出
- (4) NO_x 汚染寄与率の算出
- (5) ロールバック・モデルによるNO₂ 濃度の予測
- ① NO₂ バックグラウンド濃度の設定
 - ② NO₂ 濃度の算出

II. NO_x 削減ストラテジーの費用と効果の算出

- (1) 各NO_x 削減対策の費用効果比率算定（各NO_x 発生源1単位当り）
- ① 費用：ベース・ケースに対する増分費用
 - ② 効果：ベース・ケースに対するNO_x 削減量
- (2) 昭和65年における年間費用，年間効果（NO_x 削減量）の算出

以上のような分析のフレーム・ワークの相互関連図を，図3.1に示す。

すなわち，本ケース・スタディにおいては，乗用車53年度規制に代表されるような，ベース・ケース（既定のNO_x 排出規制だけしか実施しない場合）以上のNO_x 削減対策を施す場合の削減ストラテジーを代替案とした費用効果分析を行なう。その場合の効果の側面は，第2章で述べたごとく，金額換算した便益としては扱わずに，有効度としてのNO₂ 濃度による大気質改善度を指標として，各代替案の評価を行なう。

3.2 基準年次のNO_x 汚染状況

まず東京都における将来のNO_x 汚染度を予測するときの基準年次を昭和49年に設定する。この年を基準年次にするのは，現在においてNO₂ 濃度（年平均値）の最新データが得られる年であること，および，昭和43年にNO₂ 濃度の測定局が開設されてからの最高濃度（年平均値）が記録された年であることによる。2つの理由のうち後者は，後述するロールバック・モデル適用の際の条件として望ましい。

図 3.1 分析のフレーム・ワーク

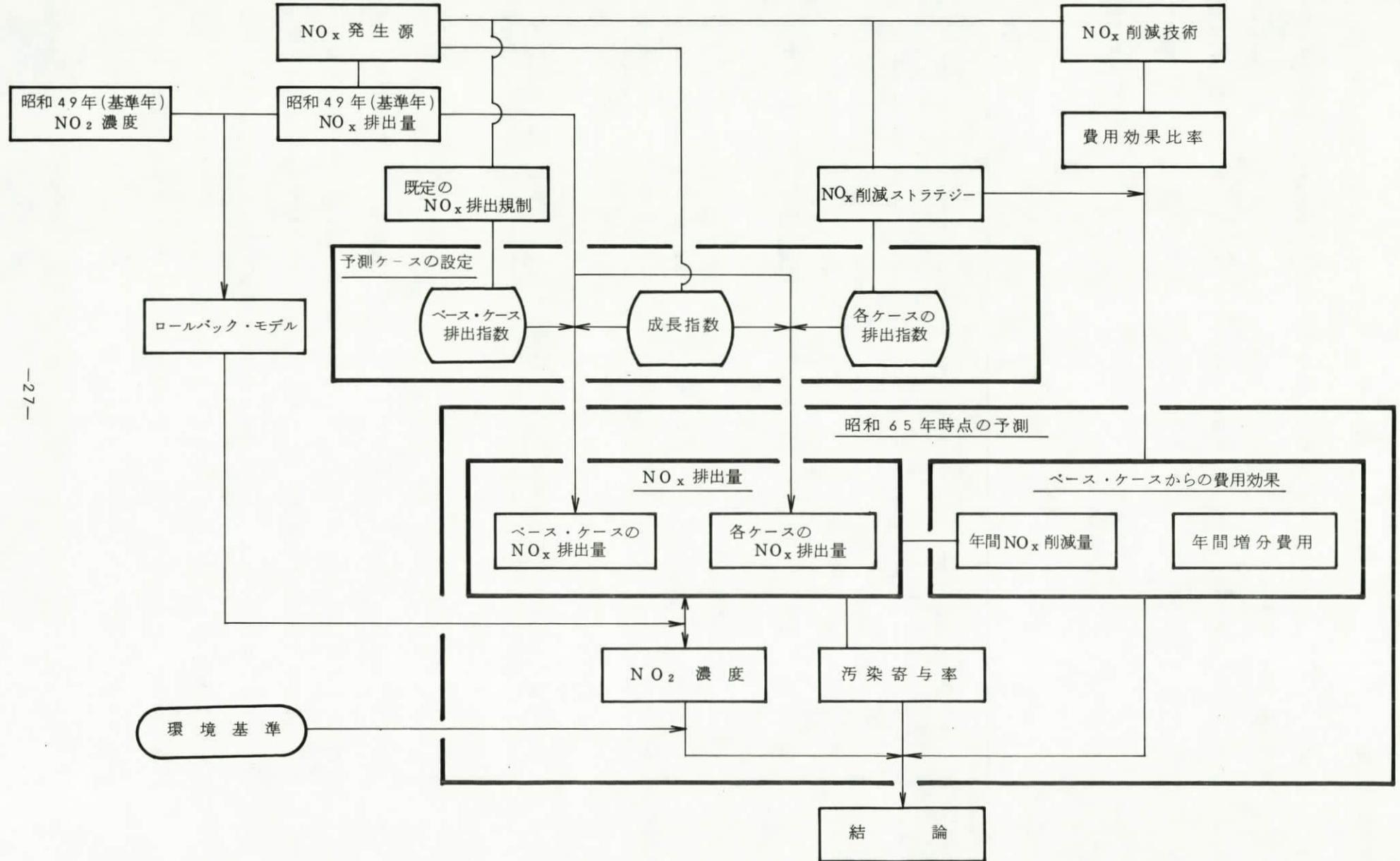


表 3.1 は、東京都における NO₂ 濃度の経年推移を示したものであるが、この表からも分かるように、昭和 49 年の NO₂ 濃度は、東京都における 6 測定局の最高値で 50 ppb (年平均値、都庁前) である。

次に、昭和 49 年の NO_x 排出量が各排出源ごとについて必要となるが、東京都についての NO_x 発生源別排出量は、昭和 47 年における値 (表 3.2) しか得られていないので、以下のような方法により推定する。

表 3.1 東京都における NO₂ 濃度経年変化

(年平均値；ppb)

| 測定局 | 昭和年度 | | | | | | |
|------|------|----|------------------|----|----|----|----|
| | 43 | 44 | 45 | 46 | 47 | 48 | 49 |
| 国設東京 | 40 | 28 | 39 ¹⁾ | 31 | 22 | 43 | 35 |
| 都庁前 | | 40 | 34 | 49 | 30 | 42 | 50 |
| 城東 | | 29 | 23 | 18 | 28 | 41 | 43 |
| 糝谷 | | 31 | 31 | 29 | 27 | 34 | 36 |
| 世田谷 | | | 26 | 32 | 23 | 29 | 32 |
| 板橋 | | | 41 | 40 | 23 | 38 | 42 |

1) 測定時間が 6000 時間未満の平均値

(「環境白書(昭和 51 年版)」(環境庁, 昭和 51 年)による)

(1) 群小発生源

表 3.2 の東京都公害局のデータには、群小発生源(一般家庭、個人店舗など)からの NO_x 排出量は計上されていない。しかしながら NO_x は、あらゆる燃焼活動から発生するものであるから、当然群小発生源からの NO_x 排出量も考慮されねばならない。また群小発生源は、その 1 つ 1 つが非常に小さな燃焼装置の集合であり、個々の装置についての NO_x 排出削減は極めて困難である。したがって、現在はたとえ小さな汚染寄与率しか占めていなくても、将来他の発生源が大幅な NO_x 排出削減を行えば、群小

発生群の汚染寄与率は相対的に増大する。

たしかに群小発生源からのNOx排出量を正確に把むことは困難であるが、ここでは東京都における昭和49年の家庭用都市ガス消費量¹⁾、および家庭用灯油販売量²⁾、にそれぞれ³⁾の排出係数を乗じて求めた値を、昭和49年における群小発生源からのNOx排出量とする。

もちろん東京都の群小発生源においても、LPG、石炭なども多少消費されているから、ここで求めた値は実際を多少過小評価していると思われる。

表 3.2 NOx発生源別排出量および汚染寄与率
(昭和47年)

| 発 生 源 | | NOx 排出量 (10 ³ トン/年) | 汚染寄与率 (%) |
|--------------|---------|-----------------------------------|--------------|
| 固 定 発 生 源 | 発 電 | 15.7 | 16.3 |
| | 工 業 | 10.4 | 10.8 |
| | 清 掃 工 場 | 1.4 | 1.5 |
| | 事 業 場 | 2.3 | 2.4 |
| 移 動 発 生 源 | 乗 用 車 | 37.5 | 38.9 |
| | 貨 物 車 | 28.2 (66.5) | 29.2 (69.0) |
| | 航 空 機 | 0.8 | 0.9 |
| 計 | | 96.4 | 100.0 |

(「'76公害のあらまし」(東京都公害局総務部相談課、昭和51年)による)

(2) 固定発生源

固定発生源についてはまず、NOx排出削減対策適用可能施設とそれ以外の規制適用

1) 日本ガス協会による。

2) 「石油資料年報」(石油連盟)による

3) 関係機関からのヒヤリングによる

不可能（困難）施設に分類することを考える。発電用，工業用，事業場用ボイラーのうち，排ガス量 $1\text{万Nm}^3/\text{hr}$ 以上の規模をもつものを規制適用可能とし⁴⁾，それ以外を規制適用不可能施設とすると，固定発生源は次のように分類され，東京都における無規制時（昭和47年）の各施設の汚染寄与率も推定できる⁵⁾。

I. 規制適用可能ボイラー

- ① 発電用ボイラー
- ② 工業用ボイラー⁶⁾（事業場用を含む）

II. 規制適用不可能施設

- ③ 規制不可能ボイラー（工業用，事業場用）
- ④ その他の燃焼施設（清掃工場など）

固定発生源についての既定の NO_x 排出規制は，いわゆる第1，第2次規制であるが，その最終的実施が昭和52年に行なわれれば，全国レベルで約6割の施設が対象となり，無規制時に比して約25%の NO_x 削減効果があるといわれている⁷⁾。したがって，第1，第2次規制の規制可能施設のみにおける NO_x 削減効果は約40%と推定される。また，その間の東京都の固定発生源の成長率は，2%（単純に線型関係を仮定した場合）と予想されているから⁸⁾，その成長率，および規制可能ボイラーについては第1，第2次規制の効果をも考慮して表3.2の無規制時の NO_x 排出量より，固定発生源からの昭和49年における NO_x 排出量は推定される。

(3) 移動発生源

4) 固定発生源の第1，第2次規制適用施設に対応する

5) 「'76公害のあらまし」（前出）および「 NO_x への挑戦」（加藤，永田，氷見，日本熱エネルギー技術協会，昭和51年）などの資料により推定

6) 実際には，金属加熱炉，石油加熱炉なども含まれているが，東京都においてはその比率が低いため，以下ではボイラーと同等に扱う

7) 「環境白書（昭和51年版）」（前出）

8) 「 NO_x への挑戦」（前出）による

移動発生源についてもまず、

- ① 乗用車
- ② ガソリン・トラック
- ③ ディーゼル・トラック・バス

に分類する。なお、航空機については、後に分けて取り扱う。

車種別に、昭和47年から昭和49年の間に実施されたNO_x 排出規制を考えれば、乗用車の48年度規制、ガソリン・トラックの48年度規制、ディーゼル・トラック、バスの49年度規制がある。また、その間の成長率も、東京都における延走距離(台・⁹⁾km/日)の予測値が各種別¹⁰⁾に得られるから、上記の各規制と車両の新旧交替割合を考慮して昭和49年の移動発生源からのNO_x 排出量が推定できる。

(4) 航空機

航空機からの昭和49年におけるNO_x 排出量は、昭和48年時点でのその値¹¹⁾に等しいとする。

以上のようにして得られた東京都、昭和49年における各発生源からのNO_x 排出量、汚染寄与率を表3.3に示す。

9) 東京都による。

10) ディーゼル・トラック、バスについては、昭和49年では、49年度規制の効果が現われていないとする。

11) 東京都による。

表 3.3

東京都，基準年次（昭和49年）における
NOx 発生源別排出量，汚染寄与率

| 発 生 源 | | NOx 排出量 (10 ³ トン/年) | 汚 染 寄 与 率 (%) |
|--------------|-------------------------------|-----------------------------------|------------------|
| 群 小 発 生 源 | | 7.9 | 7.9 |
| 固 定 発 生 源 | 規 制 可 能 ボイラー | (13.5) (8.8) | (13.6) (8.8) |
| | 規 制 不 可 能 | 26.7 | 26.8 |
| | 規 制 不 可 能 ボイラー その他 燃焼施設 | (4.4) | (4.4) |
| 移 動 発 生 源 | 乗 用 車 | 36.0 | 36.2 |
| | ガソリン・トラック | (16.8) | (16.9) |
| | ディーゼル・トラック，バス | 28.1 (11.3) | 28.2 (11.3) |
| 航 空 機 | | 0.9 | 0.9 |
| 計 | | 99.6 | 100.0 |

（「'76公害のあらまし」（前出）を基に推定）

この表から，東京都においては，移動発生源のNOx 汚染寄与率が非常に高いことが分る。（固定発生源の約2.4倍）

そこで，幾つかの地域の固定および移動発生源のNOx と汚染寄与率を比較したのが表3.4である。これによると，他地域に比べても東京都は移動発生源の寄与率が高い地域といえるが，東京湾地区，千葉県，川崎市における値との整合性を考えると，むしろ異常に高い値であるとも思える。

図 3.4

地域別 NO_x 汚染寄与率

| 対象地域 | 固定発生源 ¹⁾ (%) | 移動発生源 ²⁾ (%) | 対象年次 (昭和年) | 実施機関 |
|---------------------|----------------------------|----------------------------|---------------|------|
| 東京都 | 3.1 | 6.9 | 4.7 | 東京都 |
| 東京湾地区 ³⁾ | 6.1 | 3.9 | 4.5 | 環境庁 |
| 千葉県 | 8.7 | 1.3 | 4.8 | 千葉県 |
| 川崎市 | 8.3 | 1.7 | 4.7 | 川崎市 |
| 大阪市 | 6.6 | 3.4 | 4.7 | 大阪市 |

- 1) 群小発生源は考慮されていない
- 2) 航空機も含む
- 3) 東京，神奈川，埼玉，千葉の1都3県

<出典>

- 「'76 公害のあらまし」(前出)
- 「官公庁専門資料，7(1)」(環境庁大気保全局，1972)
- 「公害と対策，Vol. 12，No. 5」(1976)
- 「エネルギーと公害 No. 313」(1974)
- 「公害と対策，Vol. 12，No. 1」(1976)

本節での東京都，昭和49年におけるNO_x排出量は，この東京都の値(表3.2)を基に推定したものであるから，当然移動発生源の汚染寄与率は非常に高いが，後にこの値を基にした結果を考察するには，このようなことも留意する必要があると思われる。

3.3 予測のベース・ケース

前節では将来のNO_x汚染程度を予測するときの基準となる，昭和49年，東京都のNO_x排出量，各発生源の汚染寄与率を算定した。本節では，NO_x汚染度の予測をする

際に、各ケースの比較の基礎となるベース・ケースを設定する。

本章でいうベース・ケースとは、「既定のNO_x 排出規制だけしか実施しない場合」と定義される。この既定のNO_x 排出規制には、現在実施されているものはもちろん、まだ実施されていなくても、その実施が正式に告示された規制も含まれる。たとえば、固定発生源の第2次規制は、新施設については、昭和50年12月から規制基準の適用が実施されたが、既設のものについては、昭和52年12月からとまだ規制は実施されていない。しかしながら、昭和65年時点での予測を行なうとき、第2次規制の既設施設に対する実施も当然行なわれていると考え、その効果も考慮する。なお、乗用車の53年度規制は、ベース・ケースとしては考慮していない。したがって、ベース・ケースとして考える各発生源別の規制状況は次のようになる。

- (1) 群小発生源：無規制
- (2) 固定発生源：第1，2次規制
- (3) 移動発生源
 - ① 乗用車：51年度規制まで
 - ② ガソリン・トラック：48年度規制
 - ③ ディーゼル・トラック，バス：49年度規制
- (4) 航空機：無規制

また、後にベース・ケース以上のNO_x 排出規制を行なう幾つかのケースについてNO_x 汚染度の予測を行ない、それらのケースをこのベース・ケースと比較するわけであるが、その場合の比較の時点は、常に昭和65年という同時点である。すなわち、たとえベース・ケース以上の規制をまったく行なわなくても、昭和65年においては、たとえば乗用車はほとんどすべて51年度対策車に交替されていると思われることなどから、排出源の成長率がそのNO_x 削減効果を上回らない限り、NO_x 排出量は減少する。したがって、比較は常にベース・ケースの昭和65年時点を基礎とせねばならない。

次に将来のNO_x 排出量の予測を行なうときに必要な、2つの指数について述べる。

3.3.1 成長指数

ここでいう成長指数 g とは、予測の目標年、昭和65年時点と、予測の基準年、昭和49年時点とにおける各 NO_x 発生源の排出単位数の比である。すなわち、昭和49年における各発生源の排出単位数を1としたときの、昭和65年における排出単位数の予測値である。この成長指数は、後述する全ての予測ケース（ベース・ケースも含む）について共通であり、その設定は予測を行なうときの重要なキーとなる。しかし将来について、とくにここでは約15年先という比較的長期の予測をする場合、その成長指数を正確に予測することは非常に困難であり、利用できるデータも少ない。したがってここでは、その予測値に幅をもたせる方法をとる。すなわち、予想される上限値と下限値を設定し、実際の成長指数の値は少なくともその間に存在すると考える。

そこで、成長指数の上限値を、各発生源ごとに次のように設定する。

(1) 群小発生源

群小発生源は先述したように、一般家庭、個人店舗などの小型燃焼装置からなる。したがって、群小発生源の成長指数をここでは東京都における世帯数の伸びに等しいと仮定する。

東京都における世帯数の伸びについては、昭和49年時点に対する昭和60年時点の値が得られる。¹⁾ここではそれを昭和65年時点まで線型に伸ばした値を、群小発生源の成長指数の上限とする。($g = 1.15$)

(2) 固定発生源

固定発生源の成長は、昭和55年までについては大体年2%（単純に線型関係を仮定した場合）²⁾といわれている。したがって、固定発生源の成長指数の上限は、それを線型に昭和65年時点まで伸ばした値を使用する。($g = 1.32$)

1) 「東京都中期計画－1974年」（東京都、昭和49年）による

2) 東京都、および「 NO_x への挑戦」（前出）などによる

(3) 移動発生源

移動発生源については、その成長を測る指標が幾つか考えられる。たとえば、自動車の保有台数、あるいは燃料消費量の伸びなどもその1つである。しかしここでは、NOx排出量の成長をみたいのであるから、保有台数の予測はそれをあまり反映しないと思われる。つまりNOx排出量は、車両の走行に起因するものであるから、ここでは、延走行距離（台 km/日）をその指標として採用する。

東京都における各車種別の延走行距離の予想推移は、昭和55年までの値が得られる。¹⁾これは、道路面積の予想推移と各車種別の走行比率の推移から算定されている。したがってここでの移動発生源の成長指数は、延走行距離の推移、および各車種別走行距離の推移をいずれも線型に昭和65年まで伸ばした値をその上限値とする。その算定結果は次の通りである。

- ① 乗用車 ($\varphi = 1.29$)
- ② ガソリン・トラック ($\varphi = 1.39$)
- ③ ディーゼル・トラック、バス ($\varphi = 1.34$)

(4) 航空機

航空機については、そのNOx排出量の測定、あるいは成長率の予測など不明確な点が多く、また汚染寄与率も現在得られるものでは（表3.2）全体の1%程度（無規制時）であるから、あえて成長は仮定しない。（ $\varphi = 1.00$ ）

以上のように各発生源の成長指数の上限値を算定したが、とくに移動発生源については、東京都などの過密地域では、その走行がほぼ飽和状態に達しているとも思われる。しかしながら、この成長指数 φ の値は、政策によるところが大きく、移動発生源についていえば、道路を新設すれば成長指数は増大し、走行規制、乗り入れ規制などの交通規制を実施すれば減少する。したがってこのような不確実性をできるだけ考慮できるように、成長係数の下限として $\varphi = 1.00$ 、すなわち、昭和65年時点でのすべてのNOx排出単位が、昭和

1) 東京都による

49年に比べて増加しない場合を設定する。

このように、ある意味では極端な成長指数の上限値、下限値を設定し、全ての予測ケースについて各々2通りの予測値を算出すれば、現実の値は少なくともその間に存在するような幅をもった予測ができる。(表3.6参照)

3.3.2 排出指数

排出指数 e は、各 NO_x 発生源の排出単位当りにおける NO_x 排出量の目標年次(昭和65年)と基準年次(昭和49年)との比である。すなわち、昭和49年時点での1排出単位の、 NO_x 排出量を1としたときの昭和65年時点での値を表わす。この排出指数は、排出規制の NO_x 削減効果を示し、この値が求まれば、昭和65年時点での NO_x 排出量は次式により算出される。

$$E = E^{\circ} \times \varphi \times e \quad [1]$$

ここで

E : 昭和65年における NO_x 排出量

E° : 昭和49年における NO_x 排出量

φ : 成長指数

e : 排出指数

本節におけるベース・ケースの各発生源ごとの排出指数は、次のように算定される。

(1) 群小発生源

群小発生源に対する NO_x 排出規制は、現在までのところ何も行なわれていない。したがって、ベース・ケース、昭和65年における排出指数も、昭和49年時点に等しい。

($e = 1.00$)

(2) 固定発生源

固定発生源については、排出指数 e よりも、直接昭和65年時点での NO_x 排出量 E

が算定される。

ベース・ケースにおいて考慮する固定発生源のNO_x排出規制は、前述したように第1, 2次規制である。3.2節で述べたように、その規制の効果は、全国ベースで約6割の施設が対象となり、NO_x削減効果は無規制時に比べて、固定発生源全体の25%と予想されている。したがって、そのうち規制可能施設のみにおけるNO_x削減効果を約40%と推定しているわけである。この40%削減という規制が東京都における規制対象施設にも適用されるとし、東京都における規制対象施設¹⁾の比率を考慮すれば、東京都における固定発生源全体に対する、第1, 2次規制のNO_x削減効果が推定される。(無規制時に対する) この値と、表3.2における無規制時の値から、昭和65年時点での固定発生源全体としてのNO_x排出量が求まる。

もちろん、規制適用不可能施設についての排出指数は1であるから、上で求めた値からその分を差し引いた値、すなわち、規制適用可能施設のみによるNO_x排出量も算出される。

なお、規制適用可能施設からのNO_x排出量のうち、発電用、工業用ボイラーの内訳は、第1, 2規制のNO_x削減効果を、両ボイラーについて等しいと仮定することにより、無規制時と同じ比率で分割できる。

以上のようにして、固定発生源については、その小分類施設ごとに、昭和65年時点でのNO_x排出量が算定される。したがって、排出指数 e は、式〔1〕により逆算され、ベース・ケースの排出指数は次のようになる。

- ① 発電用ボイラー：($e = 0.72$)
- ② 工業用ボイラー：($e = 0.72$)
- ③ 規制適用不可能施設：($e = 1.00$)

(3) 移動発生源

移動発生源の排出指数は、各車種別に、昭和65年時点でのNO_x排出係数(g_r/km)と昭和49年時点におけるその値との比で求められる。

1) 「NO_x への挑戦」(前出)による。

ベース・ケースとして考慮されている移動発生源のNOx 排出規制，およびそのNOx 規制基準値は，表3.5のように考えられる。

表3.5 移動発生源のNOx 排出規制

(g_r/km)

| 車 種 | 規 制 | | | | |
|---------------------------------|-------|------|------|------|--------------------|
| | 無 規 制 | 48年度 | 49年度 | 50年度 | 51年度 |
| 乗 用 車 | 3.11 | 2.18 | ← | 1.20 | 0.65 ¹⁾ |
| ガソリン・ トラック ²⁾ | 8.6 | 6.0 | ← | ← | ← |
| ディーゼル・ トラック，バス ³⁾ | 16.1 | ← | 1.20 | ← | ← |

1) 慣性重量により異なるが，登録台数により加重平均した値。

2) 総重量3トンを平均的車両としている。

3) 総重量10トンを平均的車両としている。

(2)，3)の値については，NOx 排出量 g_r/km，ton をその算定ベースにしており，それらの値は濃度規制値を重量規制値に換算したもの)

移動発生源のNOx 排出係数は，規制基準値に等しいと仮定すれば，昭和65年時点においては，全ての車両が最終規制対策車で占められると仮定でき，その排出係数は，最終規制基準値に等しい。たとえば乗用車についてみれば，ベース・ケースで考慮される最終規制は51年度規制であるから，その基準値，0.65 g_r/km が昭和65年時点での排出係数となる。しかし，基準年次(昭和49年)については，乗用車は，48年度規制対策車および無規制車とから構成されている。したがって，車両の交替率を考慮して，各規制対策車の構成比率で加重平均すれば，昭和49年時点での1台当りの平均排出係数が求まる。すなわち，

① 乗用車：2.88 g_r/km

② ガソリン・トラック：7.9 g_r/km

③ ディーゼル・トラック，バス； 1.61 g/r/km ¹⁾

と算定される。これらの値で，表3.5の最終規制基準値を除けば，各車種別のベース・ケースでの排出指数は次のようになる。

① 乗用車；($e = 0.23$)

② ガソリン・トラック；($e = 0.76$)

③ ディーゼル・トラック，バス；($e = 0.80$)

(4) 航空機

航空機については無規制であるから，ベース・ケース，昭和65年における値は，昭和49年時点と変わらない。($e = 1.00$)

以上のように設定した排出指数，成長指数，および基準年におけるNOx 排出量から，

[1] 式により昭和65年時点におけるベース・ケースのNOx 排出量が算定される。

(表3.6参照)

表3.6 ベース・ケース

| 発 生 源 | | 排出指数 ¹⁾ e | 成長指数 g ²⁾ | | 昭和65年NOx排出量 (10 ³ トン) | |
|------------|---------------------|-------------------------|------------------------|---------|-------------------------------------|---------|
| | | | ベースケースA | ベースケースB | ベースケースA | ベースケースB |
| 群小発生源 | | 1.00 | 1.15 | 1.00 | 9.1 | 7.9 |
| 固定 発生源 | 発 電 | 0.72 | 1.32 | 1.00 | 12.8 | 9.7 |
| | 工 業 | 0.72 | | | 8.4 | 6.3 |
| | 規制不可能ボイラ その他燃焼施設 | 1.00 | | | 5.8 | 4.4 |
| 移 動 発生源 | 乗 用 車 | 0.23 | 1.29 | 1.00 | 10.7 | 8.3 |
| | ガソリン・トラック | 0.76 | 1.39 | 1.00 | 17.7 | 12.8 |
| | ディーゼル・トラック，バス | 0.80 | 1.34 | 1.00 | 12.1 | 9.0 |
| 航 空 機 | | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.9 | 0.9 |
| 計 | | | | | 77.5 | 59.3 |

1) 昭和49年を1としたときの昭和65年時点における排出単位当りのNOx 排出量の割合

2) 昭和49年を1としたときの昭和65年時点におけるNOx 排出単位数の割合

3.4 NO_x 汚染度の予測

3.4.1 ベース・ケース以上のNO_x 削減対策

本節では、ベース・ケース以上のNO_x 排出削減対策を施す場合の、昭和65年時点におけるNO_x 排出量の予測を行う。まず第1に必要なのが、現在実行可能と考えられているNO_x 削減技術を検討し、削減対策代替案を選定することである。2.4節において、NO_x 削減対策としては大きく2つの規制、すなわち技術的排出源規制と絶対的排出源規制とが考えられることを述べたが、ここにおいてNO_x 削減代替案として取りあげるのは、前者についてのみである。後者については、成長指数 θ をシステムの政策変数とする代替案であるから、技術的排出源規制とは同系列には扱わず、後に少しく考察を加える。

技術的排出源規制のうち、現在実行可能と考えられているものは、群小発生源、航空機については存在しない。

したがって、固定、移動発生源について、各種文献サーベイなどにより、以下に示すようなNO_x 削減対策を考える。しかしながら、それらの対策の中には、産業界、自動車メーカーなどのNO_x 削減実施主体により、実行可能性についての合意が得られていないものもある。そこで以下では、本書で実行可能と判断した、できるだけ高いNO_x 削減効果をもつ対策と、産業界、自動車メーカーなどにより、一応実行可能性についての合意が得られている対策を併記する。

(1) 固定発生源

固定発生源は、規制可能ボイラー、およびその他の規制不可能施設に分類されているが、後者については、昭和65年までの期間を考えても、NO_x 排出削減可能な技術は開発される見通しが²⁾ない。したがって、規制可能ボイラーについて、さらなる規制を考

1) ディーゼル・トラック、バスについては、49年度規制の実施が年度後半であるから、49年におけるNO_x 削減効果を考えない。

2) 第1、2次規制の適用を受けている。

える。

前述したように、規制可能ボイラーについては、第1、2次規制（ベース・ケース）で、無規制時の40%削減を実施する。ボイラーのNO_x排出削減技術には大きく2つの方式、すなわち燃焼方式改善および排ガス脱硝が考えられるが、前者のNO_x削減効果は、無規制時の30～50%程度とされている¹⁾。したがって、第1、2次規制以上のNO_x排出削減は燃焼方式改善では不可能であり、ベース・ケース以上の規制は、排ガス脱硝しか他に方法がないと考えられる。また、排ガス脱硝のNO_x削減効果は、一般に無規制時に比べて90%削減可能とされている²⁾。

しかしながら、現在産業界では、ボイラーのNO_x削減率30%（無規制時に比して、以下同様）が一応合意が得られている最大削減率といわれている。これは、実行可能と考えられているのは前述の燃焼方式改善による削減対策のみで、脱硝はコストが高い（後述する）ために実施できないということの意味していると思われ、本章で設定したベース・ケース以上の削減は考えないことに相当する。

なお、この30%削減という値は、第2次規制を既設ボイラーに適用したときの値と思われ、第2次規制の新設ボイラーへの適用は40～50%の削減効果がある³⁾。何度もいうように本章で設定したベース・ケースは、第2次規制が完全実施された後の昭和65年時点を考えているのであるから、当然現在よりも新設ボイラーの占める比率は高くなる。したがって、本章で設定したベース・ケースの40%削減と、産業界でいわれている30%削減との整合性はとれていると思われる。

(2) 移動発生源

① 乗用車

-
- 1) 「NO_xへの挑戦」（前出）、および“Air Quality, Noise and Health”（E. Tuerk, Environmental Protection Agency, 1976—以下EPAレポートと呼ぶ）、「最新・公害防止対策要説〔大気編〕」（産業公害防止協会、昭和51年）などによる。
 - 2) 1)に同じ。
 - 3) 「最新・公害防止対策要説」（前出）などにより推定される。

乗用車については、すでにベース・ケース（51年度規制まで）において79%削減が実施されている。さらなる規制としては、53年度規制（ 0.25 gr/km 、92%削減）までであり、その実行可能性についての異論はない。

② ガソリン・トラック

ガソリン・トラックは、ベース・ケース（48年度規制）において、30%削減が実施されている。48年度規制の排出係数を重量規制に直せば、総重量1トン当り、 $2.0\text{ gr/km}\cdot\text{ton}$ となる。ガソリン・トラックのベース・ケース以上の規制を考えると、現在、乗用車は53年度規制（排出係数 0.25 gr/km ）の実施が可能となっていることを考え合わせれば、ガソリン・トラックについても乗用車の51年度規制の排出基準値に相当する $0.65\text{ gr/km}\cdot\text{ton}$ ¹⁾の達成は可能と思われる。しかしながら、ガソリン・トラックの平均総重量を3トンと仮定したから、その排出係数は約 2 gr/km となり、これは無規制時の78%削減に相当する。（表3.5参照）

これに対して、現在各自動車メーカーで合意を得られている最大実行可能削減率は、無規制時の50%削減までといわれている。

③ ディーゼル・トラック、バス

ディーゼル・トラック、バスについてはベース・ケース（49年度規制）において20%削減が実施されている。

さらなる規制の実行可能性については得られるデータが少ないが、米国においては、1980年（昭和55年）代前半には 6.0 gr/mile の達成が可能であるとされている²⁾。したがってここでも、その値を換算した 4.0 gr/km を達成する対策を考える。その削減率は、75%削減に相当する。（表3.5参照）

ディーゼル・トラック、バスについての自動車メーカーの最大実行可能削減率は、現状から30%削減、すなわち無規制時に対して44%削減といわれている。

以上を表示すると表3.7のようになる。なお、対策Iについては、その略記号（後に用いる）も示している。

1) 「EPAレポート」（前出）においてもほぼ同様な考え方が用いられている。

2) 「EPAレポート」（前出）による。

表 3.7

ベース・ケース以上のNOx削減対策

| 発 生 源 | | | I 1) | | | II 2) | |
|--------------|--------------------|-------|------------------|---|-------------------------|---------------|-----|
| | | | 記号 | 削 減 対 策 | 備 考 | 削 減 対 策 | 備 考 |
| 群 小 発 生 源 | | | NA ³⁾ | | | NA | |
| 固 定 発 生 源 | 規 制 可 能 ボイラー | 発 電 用 | UB | BC ⁴⁾ (40%減) ⁵⁾ →90%減 | 脱 硝 | NA | |
| | | 工 業 用 | IB | BC(40%減)→90%減 | | NA | |
| | 規 制 不 可 能 | ボイラー | NA | | | NA | |
| | | その他施設 | NA | | | NA | |
| 移 動 発 生 源 | 乗 用 車 | | PC | BC(79%減)→92%減 | 53年度規制 | BC(79%減)→92%減 | |
| | ガソリン・トラック | | GT | BC(30%減)→78%減 | 2.0g _r /kmまで | BC(30%減)→50%減 | |
| | ディーゼル・トラック、バス | | DT | BC(20%減)→75%減 | 4.0g _r /kmまで | BC(20%減)→44%減 | |
| 航 空 機 | | | NA | | | NA | |

- 1) 本書で実行可能と考えたNOx削減対策の上限
- 2) 産業界などによる実行可能上限対策
- 3) ベース・ケース以上の削減対策適用不可能
- 4) ベース・ケース
- 5) いずれも無規制時に対する削減率

3.4.2 ケースの設定

昭和65年時点におけるNO_x汚染度の予測を行なうケースを、表3.7の削減対策と組み合わせて以下のように設定する。

ここで昭和65年を予測の目標年次に設定したのは、移動発生源対策の効果が行き渡るのに10年以上かかること、また固定発生源対策のリード・タイムを十分にとることによる。

なお、以下でケースAは成長指数 ρ の上限値をとる場合、Bは下限値をとる場合を表わす。

ケースA₁、B₁：

ベース・ケース

ケースA₂、B₂：

ベース・ケースに加えて乗用車の53年度規制のみを実施する場合

ケースA₃、B₃：

ベース・ケースに加えて産業界、自動車メーカーよる実行可能上限対策(表3.7のⅡ)を実施する場合

ケースA₄、B₄：

ベース・ケースに加えて本書で実行可能と考えた削減対策(表3.7のⅠ)を実施する場合

さらに各ケースの排出指数 e も、3.3.2節で示した方法と全く同様に算定される。

以上の各予測ケースの成長指数、排出指数をまとめと表3.8の通りである。

3.4.3 NO_x排出量とNO₂濃度

表3.8の成長指数、排出指数および基準年次におけるNO_x排出量(表3.3)を、〔1〕式に代入してNO_x排出量(昭和65年時点、各ケース)の予測値が算出される。その結果を表3.9に示す。

表 3.8 予測のケース

(基準年次：昭和49年，目標年次：昭和65年)

| 発 生 源 | | ケ ー ス | | | | | | | | | |
|-----------|---------------------|--------------------|-----------------------|----------------|----------------|----------------|--------------------|-----------------------|----------------|----------------|----------------|
| | | A | | | | | B | | | | |
| | | 成長指数 ¹⁾ | A ₁ | A ₂ | A ₃ | A ₄ | 成長指数 ¹⁾ | B ₁ | B ₂ | B ₃ | B ₄ |
| | | | 排 出 指 数 ²⁾ | | | | | 排 出 指 数 ²⁾ | | | |
| <i>f</i> | e ₁ | e ₂ | e ₃ | e ₄ | <i>f</i> | e ₁ | e ₂ | e ₃ | e ₄ | | |
| 群小発生源 | | 1.15 | 1.00 | ← | ← | ← | 1.00 | 1.00 | ← | ← | ← |
| 固定 発生源 | 電 業 | 1.32 | 0.72 | ← | ← | 0.12 | 1.00 | 0.72 | ← | ← | 0.12 |
| | 工 業 | | 0.72 | ← | ← | 0.12 | | 0.72 | ← | ← | 0.12 |
| | 規制不可能ボイラー及びその他の燃焼施設 | | 1.00 | ← | ← | ← | | 1.00 | ← | ← | ← |
| 移動 発生源 | 乗 用 車 | 1.29 | 0.23 | 0.09 | ← | ← | 1.00 | 0.23 | 0.09 | ← | ← |
| | ガソリントラック | 1.39 | 0.76 | ← | 0.54 | 0.25 | 1.00 | 0.76 | ← | 0.54 | 0.25 |
| | ディーゼルトラックバス | 1.34 | 0.80 | ← | 0.76 | 0.25 | 1.00 | 0.86 | ← | 0.56 | 0.25 |
| 航 空 機 | | 1.00 | 1.00 | ← | ← | ← | 1.00 | 1.00 | ← | ← | ← |

1) 昭和49年を1としたときの昭和65年時点でのNO_x排出単位数の割合

2) 昭和49年を1としたときの昭和65年時点での単位当りNO_x排出量の割合

次に、上で求めたNO_x 排出量に線型ロールバック・モデルを適用してNO₂ 濃度を算出する。

線型ロールバック・モデルは、大気汚染物の排出量と汚染物の濃度に比例関係を仮定するものであり、その基本式は次の通りである。

$$\frac{x_j - b_j}{x_0 - b_0} = \frac{q_j}{q_0} \quad [2]$$

ここで、

x_j : j 年の大気質

x_0 : 基準年の大気質

b_j : j 年のバックグラウンド大気質

b_0 : 基準年のバックグラウンド大気質

q_j : j 年の汚染物総排出量

q_0 : 基準年の汚染物総排出量

本節ではNO_x 排出量とNO₂ 濃度との関係にこの関係を適用する訳であるが、その妥当性については、

(1) NO_x 排出量と一次反応物質であるNO₂ 濃度との関係にのみこの関係を適用したこと（NOからNO₂ への変化は安定的と考えられる。）

(2) ある程度広い地域（ここでは東京都）での濃度推定に適用されるモデルが他に存在しないこと。

(3) 測定値の信頼性は、年間排出量、年平均値を用いればある程度補正できること。

を考え、このモデルを適用する。また、NO₂ 濃度を健康への影響から評価しようとするれば、その基準年次におけるNO₂ 濃度は、数年間にわたる当該地域での最高値をとるべきである。このような理由からも昭和49年、50 ppb（年平均値）を基準年におけるNO₂ 濃度と設定したのである。

[2] 式を用いて算出した昭和65年時点での各ケースのNO₂ 濃度予測値を表3.9の最下段に示す。¹⁾ なお、ここにおけるNO₂ バックグラウンド濃度は、4 ppb²⁾ としている。

1) バックグラウンド濃度を加えた値である

表 3.9 予 測 結 果

| ケース 発生源 | | A | | | | B | | | |
|--|---------------------|---|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | 発生源別NO _x 排出量 (10 ³ トン), ()内は同汚染寄与率 (%) | | | | | | | |
| | | A ₁ | A ₂ | A ₃ | A ₄ | B ₁ | B ₂ | B ₃ | B ₄ |
| 群小発生源 | | 9.1(11.7) | ← (12.8) | ← (14.6) | ← (27.6) | 7.9(13.3) | ← (14.6) | ← (16.5) | ← (30.3) |
| 固定 発生源 | 電 業 | 12.8(16.5) | ← (18.0) | ← (20.6) | 2.1(6.3) | 9.7(16.4) | ← (17.9) | ← (20.3) | 1.6(6.1) |
| | 工 業 | 8.4(10.8) | ← (11.8) | ← (13.5) | 1.4(4.2) | 6.3(10.6) | ← (11.6) | ← (13.2) | 1.1(4.2) |
| | 規制不可能ボイラー及びその他の燃焼施設 | 5.8(7.5) | ← (8.2) | ← (9.3) | ← (17.5) | 4.4(7.4) | ← (8.1) | ← (9.2) | ← (16.9) |
| 移動 発生源 | 乗 用 車 | 10.7(13.8) | 4.2(5.9) | ← (6.7) | ← (12.7) | 8.3(14.0) | 3.2(5.9) | ← (6.7) | ←(12.3) |
| | ト ラ ッ ク | 17.7(22.9) | ← (25.0) | 12.6(20.3) | 5.8(17.5) | 12.8(21.6) | ← (23.6) | 9.1(19.0) | 4.2(16.1) |
| | バ ス | 12.1(15.6) | ← (17.0) | 8.5(13.6) | 3.8(11.5) | 9.0(15.2) | ← (15.6) | 6.3(13.2) | 2.8(10.7) |
| 航 空 機 | | 0.9(1.2) | ← (1.3) | ← (1.4) | ← (2.7) | 0.9(1.5) | ← (1.7) | ← (1.9) | ← (3.4) |
| 総NO _x 排出量 (ton) | | 77.5(1000) | 71.0(1000) | 62.3(1000) | 33.1(1000) | 59.3(1000) | 54.2(1000) | 47.8(1000) | 26.1(1000) |
| NO ₂ 濃度 ¹⁾ (ppb) | | 3.98 | 3.68 | 3.28 | 1.93 | 3.14 | 2.90 | 2.61 | 1.61 |

1) NO₂ バックグラウンド濃度 4 ppb を加えた値

3.5 NO_x 削減対策の費用と効果

本節では、表 3.7 I の NO_x 削減対策、すなわち現在実行可能と考えられている上限としての対策の費用と効果を算出する。

ここで費用として計上するものは、各排出基準を守るために必要な私的・社会的費用、すなわちその対策を施すことにより社会全体が被る費用（その負担主体は、ここでは問題にしない）である。

また効果としては、3.1 節で述べたごとく便益として金額表示せず、有効度としての NO₂ 濃度低減度をとる。しかし、ここでは NO_x 排出量から NO₂ 濃度への変換を、線型ロールバック・モデルを用いて行なっているから、有効度指標として NO_x 削減量をそのまま適用してもさしつかえない。

また、ここでの費用、効果は、いずれもベース・ケースからの増分・減分であることは注意せねばならない。

以下では、各 NO_x 削減対策の費用効果比率を算定する。（各対策は記号（表・3.7 参照）を用いて示している）

(1) 固定発生源

- ① 対策 UB（発電用ボイラー；40%減³⁾ → 90%減³⁾）— 脱硝
- ② 対策 IB（工業用ボイラー；40%減 → 90%減）— 脱硝

排ガス脱硝を行なう場合の費用として計上されるのは、脱硝設備費 IC とその維持運営費である。一般に設備費はボイラーの規模 Q（万 N m³/hr）の関数として

$$IC = 2.39 Q^{0.7} \text{ (億円)}$$

⁴⁾と表わせる。

また、代替案の効率性を同一ベースで比較するため、総費用ではなく年間費用でみなければならない。年間費用 AC は、固定費 FC と変動費 VC に分けられる。

-
- 2) 東京都公害研究所による 3 ~ 5 ppb（日平均値）を基に、バックグラウンド濃度は、日平均と年平均の値に差がないこと、および米国で一応合意が得られている 4 ppb（年平均値）などを考慮して設定した。

$$AC = FC + VC$$

この場合、固定費は年間で設備費の26%と仮定され、

$$FC = 0.26 \times 2.39 Q^{0.7}$$

変動費は、

$$VC = 2800 Qk$$

(k:年間稼働時間)

と仮定される。

したがって、ボイラーの規模、年間稼働時間が求めれば、脱硝装置1単位当りの年間費用が求まる。

ここでは、東京都における発電用ボイラーの平均規模100万Nm³/hr、工業用ボイラーの平均規模10万Nm³/hr、およびそれらの平均稼働時間6000時間と仮定している。⁵⁾ したがって、発電用ボイラーの年間コスト:32.4億円、工業用ボイラーの年間コスト:4.8億円となる。

NO_x 削減率については、発電用ボイラーは、無規制時において330ppmのNO_xを排出していると想定される。⁶⁾ それがベース・ケースにおいて40%削減され、対策UBにより90%削減となるから、ベース・ケースからの削減NO_x濃度は165ppmである。これを全てNO(一酸化窒素)と想定し、ボイラーの規模、年間稼働時間を考慮すれば、削減NO_x量は、1326トン(年間、1単位当り)となる。

工業用ボイラーの場合も、発電用と全く同様の手順でNO_x削減量が算定されるが、発電用と異なる値は、無規制時のNO_x濃度:⁷⁾290ppmとボイラーの規模だけである。(117ton削減/年・単位)

3) 表3.7参照

4) 脱硝についての費用算出は、「窒素酸化物対策の経済的影響(試論)」(日本経営システム(株)昭和51年)その他を参考にしている。

5) 「最新・公害防止対策要説」(前出)による。

6) 「NO_xへの挑戦」(前出)による。

7) 「NO_xへの挑戦」(前出)による。

費用効果比率は、費用を効果で除した値であるから、

対策UBのC/E⁸⁾ ; 2400 千円/ton

対策IBのC/E ; 4100 千円/ton

(2) 移動発生源

③ 対策PC (乗用車; 79%減→92%減) — 53年度規制

移動発生源についてはいずれも、1台の車両のライフタイム当りの費用と効果を考える。

まず、効果面については、ベース・ケース(51年度規制, 0.65 gr/km)に加えて53年度規制(0.25 gr/km)を実施すれば、その差0.40 gr/kmのNOx排出削減を実施することになる。乗用車1台のライフタイム当りの平均走行距離を仮定⁹⁾すれば、それに0.40を乗じた値 $41 \times 10^{-3} \text{ton}$ が、1台の乗用車ライフタイム当りのNOx削減効果である。

費用面については、53年規制を実施することにより、社会全体が被る費用は、価格、燃料費用、整備保守費用、触媒取替費用のそれぞれの51年度規制車に対する増加分を、1台当りのライフタイム費用¹⁰⁾とする。

53年度規制対策車1台当りの51年度規制対策車に対する各費用項目の増分は、次のように推定される。¹¹⁾

| | | |
|--------|----|----|
| 価格 | 47 | 千円 |
| 燃料費用 | 0 | |
| 整備保守費用 | 0 | |
| 触媒取替費用 | 3 | |
| 計 | 50 | 千円 |

8) 費用効果比率を表わす

9) 運輸省による

10) 価格に転嫁されない費用は、考慮していない。

11) 各費用項目の原単位は、各自動車メーカーからのヒヤリング、新聞情報などによる。

したがって、

対策PCのC/E：1200千円/トン

④ 対策GT（ガソリン・トラック；30%減→78%減）

効果の算定の仕方は乗用車の場合と全く同様である。

費用については、乗用車の51年度規制と同等¹²⁾の規制を行なう訳であるから、費用も、乗用車の51年度規制と同程度¹³⁾かかると仮定する¹⁴⁾。

そうすると

対策GTのC/E：350千円/トン

⑤ 対策DT（ディーゼル・トラック、バス；20%減→75%減）

費用についてのデータが皆無のため、米国における値¹⁵⁾をそのまま用いる。

対策DTのC/E：120千円/トン

以上のように算定した費用効果比率を基に、昭和65年の東京都における年間費用、年間NOx削減量を求める。

ここで、年間NOx削減量は、次式によって求められ、その結果は、表3.10の(2)欄に示されている。

$$ER = E^0 \times \varphi \times (e_1 - e_4)$$

ここで、

ER：昭和65年時点における年間NOx削減量

E^0 ：昭和49年のNOx排出量

φ ：成長指数

e_1 ：ベース・ケースの排出指数

e_4 ：ケース4の排出指数

12) 車両重量が3トンと仮定しているため排出係数は異なる

13) 触媒取替回数は、乗用車より多いとしている。

14) 「EPAレポート」（前出）においても同様のアプローチがなされている。

15) 「EPAレポート」（前出）による。

これに(1)欄の費用効果比率を乗ずれば、年間費用が算出され、(5)欄に示されている。

なおこれらの値はあくまで東京都についてのものであり、全国一般に適用できる結果ではないことに注意しなければならない。

表 3 1 0 - 1

ベース・ケース以上のNO_x排出規制の費用と効果

(東京都における試算)

ケース・A

| 規 制 | | | (1) | (2) | (3) | (4) |
|------------|----|-------------------|-------------------|---|-------------------------------|--------------------|
| | | | 費用効果比率 (千円/トン) | NO _x 削減量 (10 ³ トン) | ベース・ケース の排出量に対す る削減率(%) | 年 間 費 用 (10 億円) |
| 固 定 発生源 | UB | 発電用ボイラー | 2 4 0 0 | 1 0 . 7 | 1 3 . 8 | 2 5 . 7 |
| | IB | 工業用ボイラー | 4 1 0 0 | 7 . 0 | 9 . 0 | 2 8 . 7 |
| 移 動 発生源 | PC | 乗 用 車 | 1 2 0 0 | 6 . 5 | 8 . 4 | 7 . 8 |
| | GT | ガソリン・ トラック | 3 5 0 | 1 1 . 9 | 1 5 . 3 | 4 . 2 |
| | DT | ディーゼル・トラック、 バス | 1 2 0 | 8 . 3 | 1 0 . 7 | 1 . 0 |

*) 価格に転嫁されない費用は考慮していない

表 3.10-2

ケース・B

| 規 制 | | | (1) | (2) | (3) | (4) |
|------------|-----|-------------------|-------------------|---------------------------------|-------------------------------|-----------------|
| | | | 費用効果比率 (千円/トン) | NOx 削減量 (10 ³ トン) | ベース・ケース の排出量に対す る削減率(%) | 年間費用 (10 億円) |
| 固 定 発生源 | U B | 発電用ボイラー | 2 4 0 0 | 8.1 | 1 3.7 | 1 9.4 |
| | I B | 工業用ボイラー | 4 1 0 0 | 5.2 | 8.8 | 2 1.3 |
| 移 動 発生源 | P C | 乗 用 車 | 1 2 0 0 | 5.1 | 8.6 | 6.1 |
| | G T | ガソリン・ トラック | 3 5 0 | 8.6 | 1 4.5 | 3.0 |
| | D T | ディーゼル・トラ ック、バス | 1 2 0 | 6.2 | 1 0.5 | 0.7 |

*) 価格に転嫁されない費用は考慮していない

第4章 考察と結論

本章では、第3章の東京都におけるケース・スタディの結果を考察し、それから得られる結論について述べる。

4.1 環境基準達成の可能性

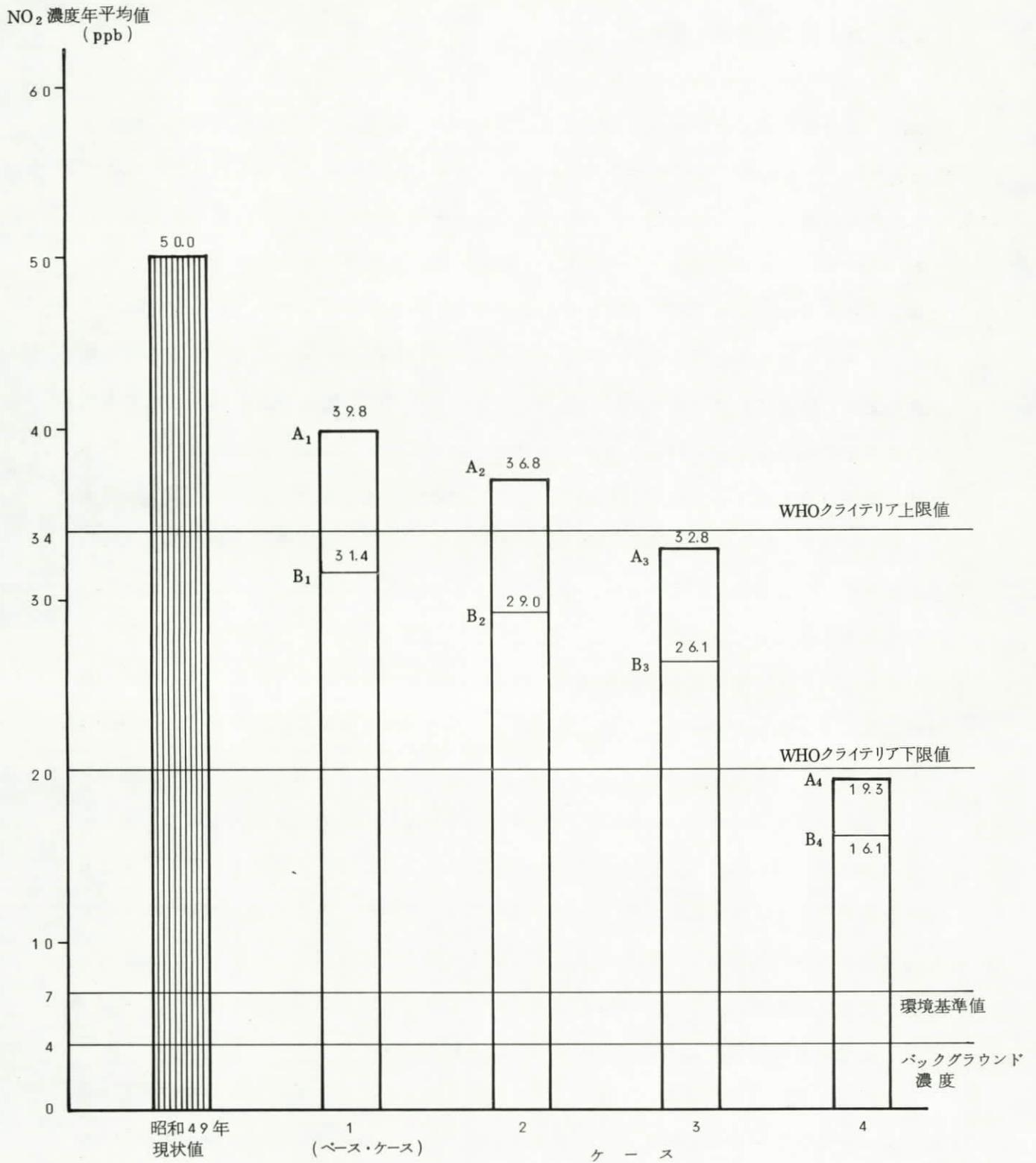
環境政策は、汚染物質の健康への被害を防止することを第1の目的としている。したがって、ここでは費用面を一切考慮に入れずに、その効果の側面だけを取り上げ、現行の環境基準との関係をみることにする。

図4.1は、3.4.2節において設定された各ケースの東京都、昭和65年時点におけるNO₂濃度予測値を示している。ここでケース1はベース・ケースを示しているが、3.3節で述べたように、既定のNO_x排出規制だけでしか行なわない場合（ベース・ケース）でも、固定発生源の第2次規制が既設施設に適用されることにより、あるいは、乗用車の51年度規制、ガソリントラックの48年度規制、ディーゼル・トラック、バスの49年度規制といったベース・ケースにおける各最終規制対策車が走行車両のほぼ全部を占めることにより、昭和65年、東京都のNO₂濃度は、基準年次（昭和49年）に比べて10～19ppb（年平均値）低減されると思われる。

現行のNO₂環境基準は7ppb¹⁾（年平均値）であるが、この値は乗用車53年度規制の実施だけ（ケースA₂、B₂）では達成されないのはもちろん、現在、昭和65年時点で実行可能と考えられる全てのNO_x削減対策を実施（ケースA₄、B₄）しても、その達成は困難であろうと考えられる。また、産業界などでその実行可能性について一応合意の得られている対策のみを実施するケース（A₃、B₃）では、NO₂濃度が26.1～32.8ppbとなり、環境基準の達成は到底困難である。（図4.1）

1) 0.02ppm（日本平均値）を「窒素酸化物環境基準国際講演会総合報告書」（社）産業公害防止協会、昭和51年）などにより、一般に用いられている年平均値に変換。

図 4.1 東京都，昭和 65 年の NO₂ 濃度予測値



したがって，この環境基準を達成するにはさらに異なった側面からのNO_x 排出量削減

が必要となってくると考えられる。

4.2 群小発生源対策の重要性

NO₂ 環境基準で ppb (年平均値) を達成するには、昭和 65 年時点での NO_x 総排出量を 6500 トンに抑えなければならない。(ロールバック計算による) ところがここで、生活に最も密着している群小発生源からの昭和 65 年時点での NO_x 排出量を考えると、7900~9100 トン(表 3.9)であり、(しかもこれは前述したように過少評価した値である)これだけで環境基準を上回ってしまうことが分る。また、NO_x 汚染寄与率(図 4.2)をみると群小発生源は個々のストーブやコンロの NO_x 排出係数を小さくする技術が今のところ開発されていないので、他の発生源からの NO_x 排出量を削減すればする程、その寄与率は大きくなり、将来かなりの割合を占めることが予想される。すなわち、図 4.2 は、ケース B (全ての成長指数を 1 と仮定) について、各予測ケースごとの NO_x 汚染寄与率(昭和 65 年時点)を示しているが、ケース B₄ では、群小発生源の NO_x 汚染寄与率が 30.3% と増大し、この値は、乗用車はもとより固定発生源、トラック・バスの汚染寄与率をも上回ることになる。

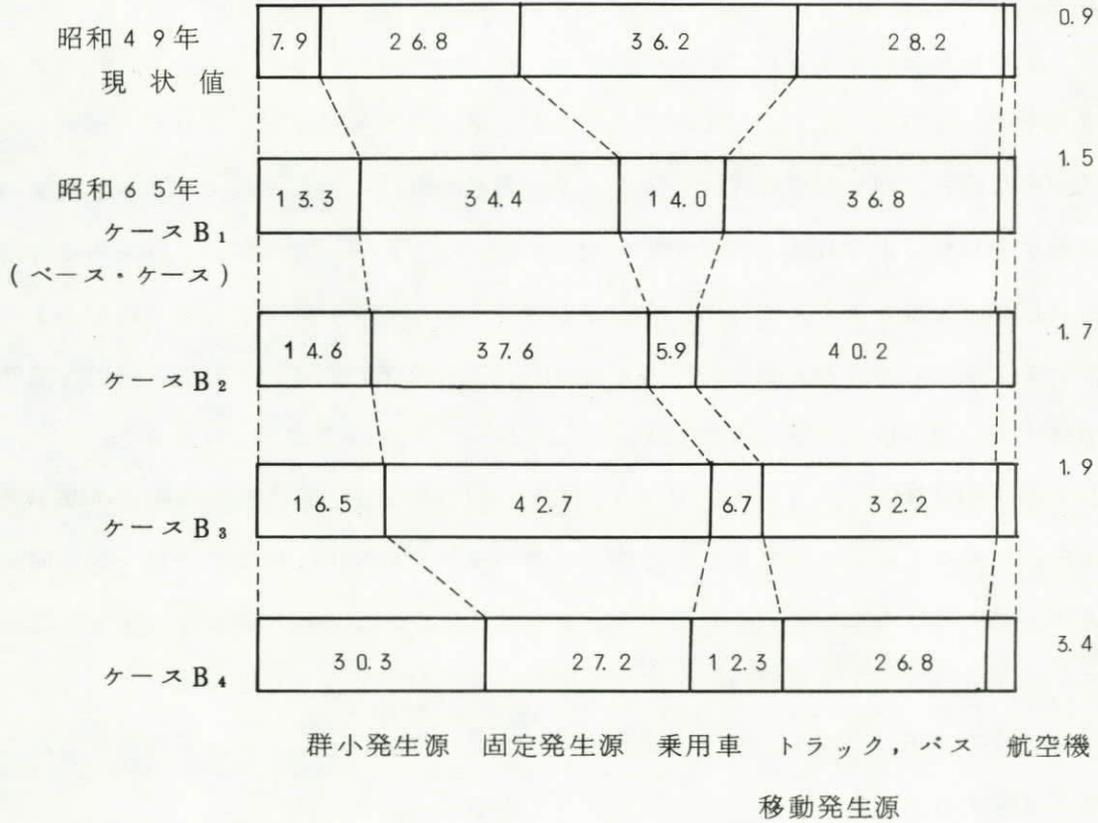
したがって、現行環境基準を達成するためには、本書で削減対策適用不可能(技術的排出源規制について)と仮定した、群小発生源、その他の燃焼施設、航空機などへの規制も合わせて考えていかなければならないであろう。とくに上述のように汚染寄与率が非常に高くなる群小発生源に対する NO_x 削減対策が必要となり、たとえば地域暖房を推進し、大型のボイラーで規制を可能にしてゆくとか、家庭における燃料消費量を抑制するなどして成長係数 g を 1 より小にしてゆくといった対策も考えねばならない。しかしながら、これら対策のうち前者には都市計画サイドを踏まえた総合的で大規模な施策が必要となり、早急な実施は望めない。また、後者については、直接、地域住民の生活に密着する規制だけに、住民の合意を得ることは非常に困難と思われる。

したがって NO₂ 環境基準(7 ppb, 年平均値)の達成は、10~15年の比較的長い期間においても、東京都のような過密地域では、少なくとも群小発生源に余程の抜本的対策をうたない限り不可能であると結論される。

図 4.2 NO_x 汚染寄与率 (東京都)

(ケース B ; g = 1.0)

(%)



4.3 乗用車53年度規制実施の意義

ここでは、ベース・ケース以上のNO_x 削減対策として、とくにその実施が先頃正式に告示された乗用車の53年度規制をとり上げその意義を考察する。

図 4.2 において、ケース1と2の差をとれば、53年度規制のNO₂ 濃度低減に及ぼす効果は東京都、昭和65年時点で約2~3 ppb程度であると思われる。それをNO_x 排出量で見れば、5100~6500 トンの削減量であり(表 3.9)、ベース・ケースの8.5%の削減に相当している(表 3.10)。さらに、このNO_x 排出削減量を、他の面からみると、この値は、ベース・ケースA₁ とB₁ の固定発生源だけによるNO_x 排出量の差6600 トン(表 3.9)にほぼ等しい。

すなわち、ケースAは成長指数の上限をとった場合、ケースBは成長指数を1とおいた場合であるから、ベース・ケース以上の規制を何も実施しなくても、固定発生源の増設を一切行わない政策をとれば、53年度規制のみを実施する場合に相当するNO_x削減効果があると思われる。

同様な観点から移動発生源について検討すると、ケースA₁、B₁の差は10900トン(表3.9)であるから、たとえば車両の走行規制、乗り入れ規制などを東京都で実施し、移動発生源の成長指数gを増加させないような政策をとれば、それだけで53年度規制のみを実施する場合以上のNO_x削減効果が期待できる。したがって逆にいえば乗用車の53年度規制を実施しても、各NO_x発生源の増加に何ら対策(絶対的排出源規制)をうたないようなら、53年度規制実施によるNO_x削減効果、あるいはNO₂濃度低減効果は各発生源の増加により簡単に相殺されてしまう程度のものであるといえよう。

また、東京都はNO_x高汚染地域であると同時に、移動発生源のNO_x汚染寄与率が異常に高い。このことは、東京都においては、53年度規制のNO_x削減効果が、他地域に比べてより効いていることを表わしている。このような東京都の地域特性を加味すればなおさら、乗用車の53年度規制のみをベース・ケースに付加して単独で実施することは、NO_x排出量、あるいはNO₂濃度を効率的に、大幅に低減させるといった観点からみると、あまり意味のない削減戦略ということができよう。

4.4 NO_x削減戦略の選択

第3章のケース・スタディではまた、ベース・ケース以上のNO_x削減対策(UB、IB、PC、GT、DT—表3.7参照)の費用と効果も算出している。これらのNO_x削減対策各々と、それらを組み合わせてできる対策をNO_x削減戦略とすると、NO_x問題の費用効果分析は結局、図4.3のような局面に帰着し、代替案としてのNO_x削減戦略の選択を迫られることになる。

ここでは、便益モデルを構築していないから、2.6節で述べたような、外生的に与えられる有効度水準、あるいは費用水準が必要なわけである。NO_x問題の場合の有効水準としては、本来ならNO_x汚染の健康への悪影響の許容上限を表わすものとして環境基準を

考えなければならないが、前節で述べたようにその値の実現性の乏しさ、第1章で述べたような設定根拠の曖昧さにより、この環境基準値を有効水準として一概に適用できない。

さらに一般の費用効果分析の場合なら、有効度水準が適用不可能な場合には、費用の上限を定めて、その範囲内での最大効果の得られる代替案を選択することを考えるが、環境政策の場合には、あくまで健康への影響のみから、代替案を選択しようとし、経済的側面を第1義的に考慮することを避けようとするところから、この費用水準の決定もできない。

したがって1.2節でも述べたように現在のNO_x政策においてまず必要なのは、NO_x削減ストラテジー選択の基準となる有効度水準、すなわち十分な科学的知見に基いた達成目標水準なのである。繰り返すように、もし有効度水準として現行環境基準をとれば図4.3でa線とNO_x削減ストラテジーの関係から明らかなように、全ての削減対策を実行するストラテジー（UB+IB+PC+GT+DT）をとっても環境基準の達成は困難であり、どのNO_x削減ストラテジーも採択されないことになる。したがってこのような場合には、乗用車53年度規制実施の根拠も単に「技術的には可能となったことから実施しないよりはNO_x汚染度は少しは減少する。」といった程度のもと考えられる。

ところで先のWHO（世界保健機構）の東京における専門家会議では、NO_xの国際的クライテリアとして0.10~0.17ppm（1時間濃度）を内定したといわれる。この値は年平均値になおすと20~34ppbとなり、その上限値は、ベース・ケースB₁（東京都、昭和65年）においても達成されるかなり緩い値である（図4.1参照）。このWHOクライテリアの解釈はまちまちであるが、ここでは安全率をより大きく見込んだその下限値を、新しく確立された科学的知見に基く値と仮定してみると、それは有効度水準として図4.3のb線で表わされる。この場合、選択されるNO_x削減ストラテジーは、（UB+IB+PC+GT+DT）、すなわち、実行可能上限対策の全てを実施するという政策をとることになる。

すなわち、このように、

ある確立された達成目標が設置され、

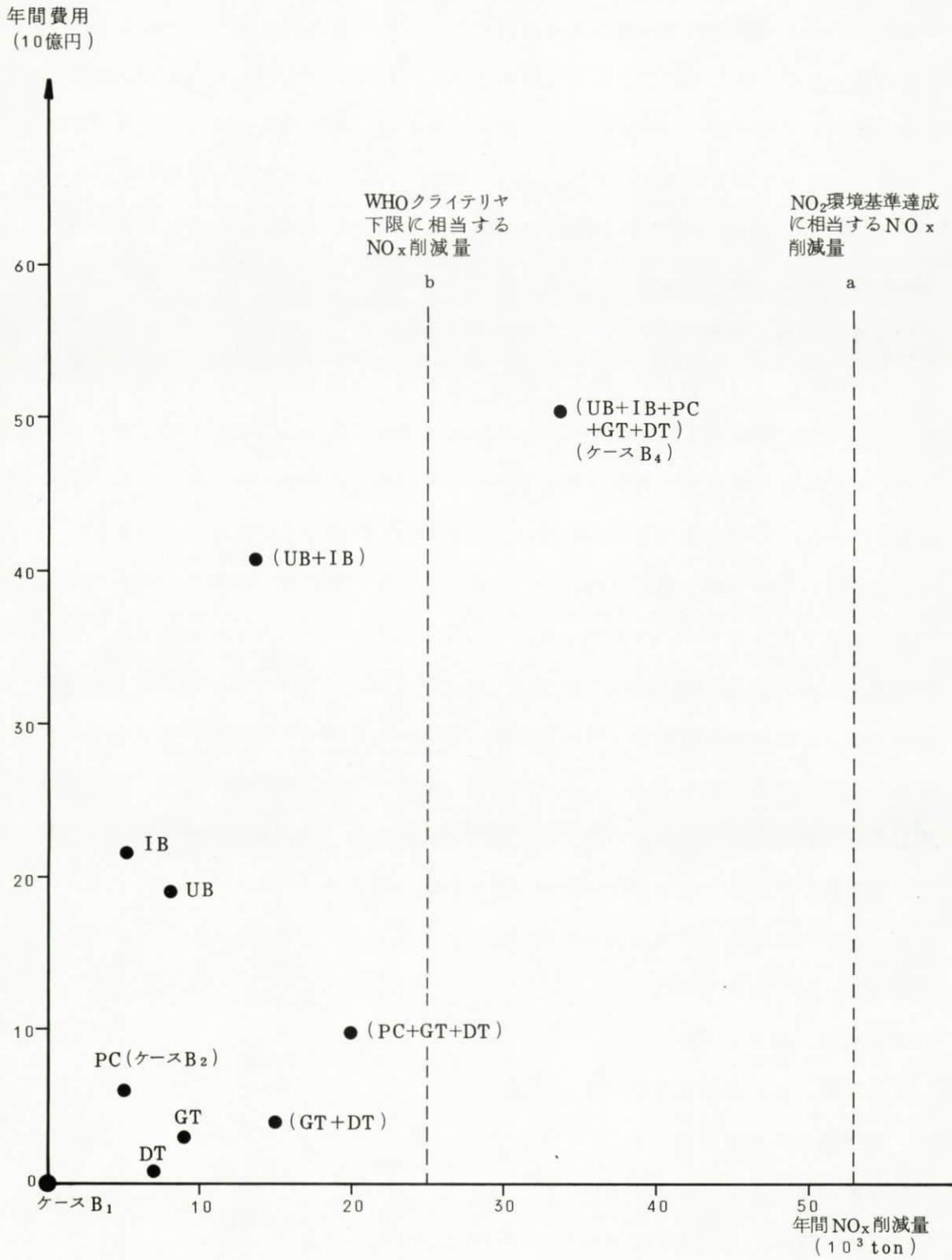
費用効果分析が実施され、

削減ストラテジーが採択され、

その一環としての各対策の位置づけが明確になったとき

図 4.3 東京都における NO_x 削減戦略の費用と効果

(ケース B)



はじめて先の53年度規制の実施といったものも意義あるものになるのである。

4.5 環境政策における費用効果分析の役割

以上のように本書では、NO_x 問題に費用効果分析を適用し、幾つかの分析を行なった。

しかしながら、費用効果分析の適用も、2.7節で述べたように、二次効果の問題、定量化できない効果の問題などが存在し、限界がある。とくに、乗用車の53年度規制実施における負の二次効果として予想される需要の減退、輸出におけるNTB（非関税障壁）問題などは、費用効果分析では取り扱ってはず、これらのインパクトは別に考慮されなければならない。

またそれとともに乗用車は既にベース・ケースにおいて他の発生源に比べてはるかに大きい79% NO_x 排出削減（無対策時に対して）を実施しており、その汚染寄与率も、図4.2表3.9に見られるように、昭和49年の36.2% から、ベース・ケース、昭和65年において13.8~14.0% と減少する。

さらに乗用車の53年度規制のみをベース・ケースに加えて実施するとなると（ケース2）この値は5.9% にまで低下することになる。

このようなことを考慮すると、NO_x 削減量負担度に関する各発生源別の公平性といったことも当然問題になってくると思われる。したがって、そのような不公平を是正するためには、1.2節で述べたように補完的政策を施すなどして、社会的合意の得られるかたちでのNO_x 削減対策にすることが望まれるのである。

以上のようなことは、本書で扱った費用効果分析のフレームには入っていない。

したがって、環境政策における費用効果分析の役割は、あくまで代替案の選択プロセスの意思決定を助ける1つのtool（道具）であり、意思決定者は費用効果分析の結果、および別に考慮された副次効果、上述した補完的政策の必要性などをふまえて、代替案を選択しなければならない。

しかも、附論に述べるように、環境政策においては、その効果を便益換算することが非常に困難であることから、効果を全額換算せず、本書のように費用有効度分析を行うことが多いと思われる。その場合には代替案の評価基準となる有効度水準の確立がまず必要な

ことは4.3節において述べたとおりである。

また、第3章で行なったケース・スタディはあくまで東京都を対象としたものであり、他の地域、あるいは全国ベースでの分析とは当然趣を異にする部分もある。

しかし、転換期にさしかかったNO_x問題、あるいは広く環境問題においては、本書で適用した費用効果分析のフレームは、以上のような問題点はあるが、その施策を推進する上での最終意思決定の助けとなる、必要最低限の分析であると考えられる。

附論 費用便益分析と大気汚染問題

第2章では、 NO_x 問題に費用効果分析を適用するフレームを考え、第3章では、そのフレームに従って実際に東京都におけるケース・スタディを行なった。またそれらの章では、 NO_x 汚染防止対策の効果を金額表示することの困難性、その場合の仮定に付随する不確実性を考慮して、費用有効度分析を採用した。この附論では、その適用が困難であると考えられる、大気汚染問題の費用便益分析を取り上げ、実際に大気汚染問題に費用便益分析を適用する場合の考え方、方法、問題点を述べ、あわせてその適用例としてNASレポート（前出）を紹介する。したがってここでは、とくに便益の考え方、算定方法などに焦点を合わせていることはいうまでもない。

A.1 費用便益分析の考え方と問題点

A.1.1 費用

費用についての考え方は、費用有効度分析の場合と同様である。すなわちここでの費用とは、

あるプロジェクトを実行するために犠牲にされる資源（資本、労働力、原材料など）の費用であるが、その費用の計測の方法は視点の相違から次の2つの方法に大別される。

(1) 実際費用によるもの

プロジェクトを実施するために犠牲となる資源に対して実際に支出する資金額の総額をもって、代替案の費用とする考え方である。

(2) 機会費用によるもの

あるプロジェクトを採用したために犠牲となる機会の価値を費用とする考え方である。すなわち、当該プロジェクトを実施するために犠牲となる資源を、他の代替案に投入した場合に得られるであろう最大の収益をもって、当該プロジェクトの費用とするものである。

A.1.2 便益

あるプロジェクトを実施することによって発生する効果に対し、消費者が支払うであろう対価で価値評価したものが便益である。

この便益は、プロジェクト実施上の目的に関するものか否かによって、主要便益と副次便益¹⁾に分類される。すなわち、プロジェクトが達成しようとする目的に帰属する便益を主要便益、意図した目的以外の副次的な便益を副次便益と呼ぶ。

また、あるプロジェクトの実施が直接もたらす便益を直接便益といい、さらにその波及効果によってもたらされた国民経済上の便益を間接便益という。

1) 本論で述べた副次効果の金額表示したもの。

これらの分類をまとめてみると図A.1 のようになる。

図A.1 便益の分類

| 波及効果の程度 目的 による分類 | 直接便益 | 間接便益 |
|------------------------|--------|--------|
| 主要便益 | 主要直接便益 | 主要間接便益 |
| 副次便益 | 副次直接便益 | 副次間接便益 |

便益はふつう、プロジェクト実施に伴い発生する財やサービスの増加を、市場価格や他の評価方法をもって価格づけし金額表示したもので表わされる。

大気汚染防止プロジェクトにおいては、便益は、大気汚染によって各家計主体に課されていた社会的費用の減少分であると考えられる。この便益の評価方法は、その尺度の相違から、

- (1) 家計支出による方法
- (2) 市場資料による方法
- (3) 支払い容認価格による方法

の3つに大別される。そこで、各々の考え方、実際の推定方法、問題点を考えていく。

(1) 家計支出

大気汚染は、個別の家計に不利な影響を与えている。すなわちその影響の結果、大気汚染がなかった場合に比較し余分な支出を強いられているものと考えることができよう。この支出の増加は、大気の浄化によって不必要となる。すなわち、これは大気汚染防止プロジェクトの便益として当然算定される。この便益には、大気汚染による直接被害額と、そういった直接の被害を防除するために家計が支出する被害防除費用が含まれている。

この方法による便益は、図A.1 の分類によると、主要直接便益を推定する方法であるといえる。

また、実際にこの便益を推定するには、

- ① 地域間対比による方法
- ② 時間変化による比較の方法

の2つがある。

- ① 地域間対比による方法

大気汚染の影響を受け易い財を抽出し、その財に関する支出を、大気汚染が悪化している地域と大気汚染のない地域の双方について調査する。この2地域間の支出額の相違を大気汚染によるものであると考え、その相違額を、大気汚染防止プロジェクトの便益とする。なお、この支出額の推定方法には、アンケートによるもの、面接調査によるもの、家計簿調査によるものなどがあげられる。

- ② 時間変化による方法

同一地域において、大気汚染の影響のなかった時期と大気汚染が顕在化した時期に2分し、その支出額の相違を①と同様の考え方で便益とするものである。また、この支出額の推定も①と同様の方法がとられる。

ここで、①②の方法ともに注意しなければならないのは、対象としている支出額が特定の環境悪化を原因とするものでなければならないことである。したがってとくに②については、地域の性格がよく似て、しかも大気汚染状況の異なるといった都合のよい2地域が存在しないことにより、その適用は非常に困難といえよう。

次に、便益が実際に測定し得るかどうかを、大気汚染の影響が現われると思われる項目にそって考察してみる。ここでは、図A.2のように分類した項目にそって考察する。

A 人間の健康に関するもの

- a 大気汚染による医療費の増分；

本項目は、貨幣単位で算定することは可能である。(①②の方法により)

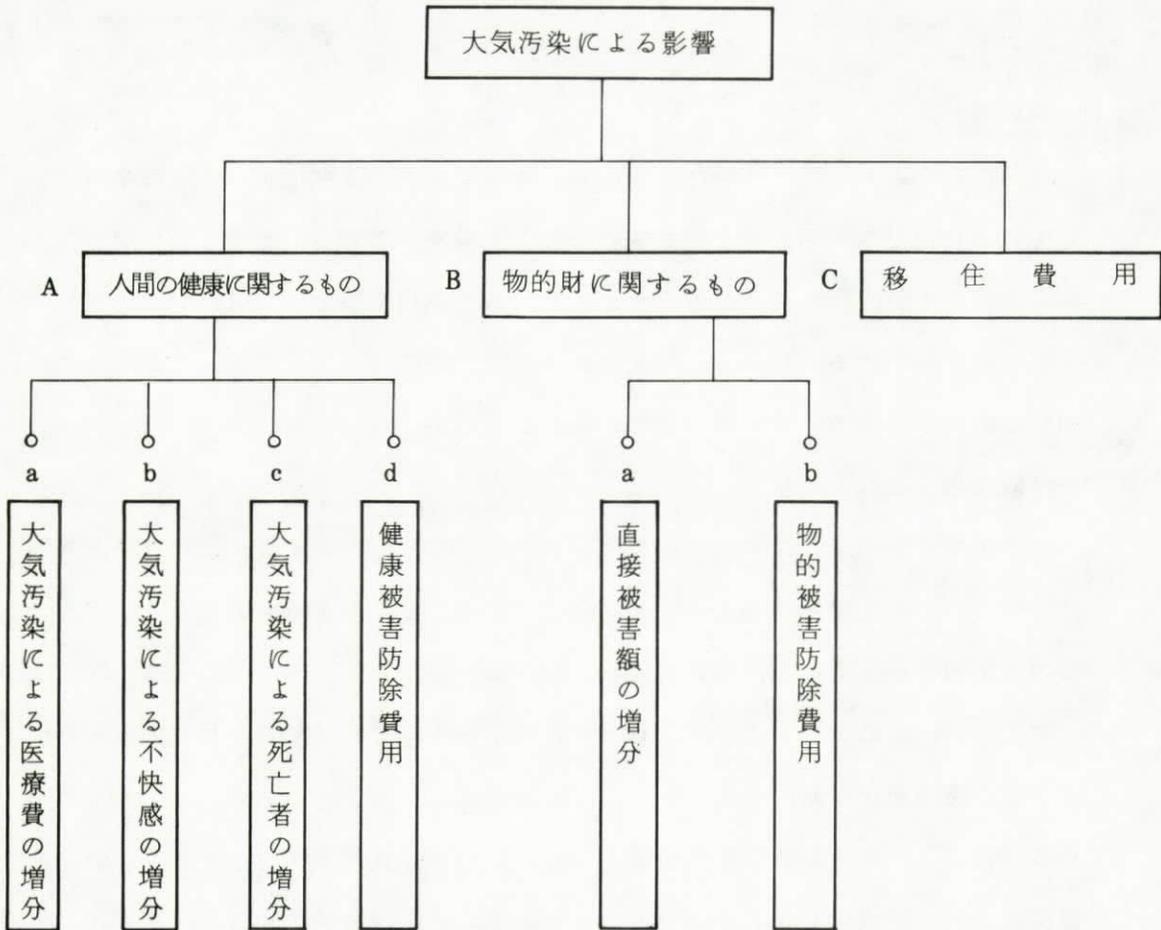
- b 大気汚染による不快感の増分；

本項目を貨幣単位で算定することは、ほとんど不可能であると思われる。

- c 大気汚染による死亡者の増分；

死亡者数の増加分が推定しうるのであれば、それに生命の価値を乗ずることによって貨幣単位に変換できる。生命の価値は、事故による死亡者への補償金

図 A. 2 大気浄化による直接便益の項目



によって近似できる。

d 健康被害防除費用；

健康上の被害を最小とするための、防衛手段行使による家計支出の増分である。（たとえば、大気汚染のためにエアコンを購入すること、防毒マスクを着用することなどがあげられよう）本項目は、たとえばアンケート調査などにより、便益推定が比較的容易である。

B 物的財に関するもの

a 直接被害額の増加分；

大気汚染による物質的損傷を埋めあわせるために家計から支出される額である。これは、容易に推定することができる。

b 物的被害防除のための費用；

物的被害を最小とするためにとられる防衛手段行使に要する費用である。本項目は、家計支出の増加分に着目して計量化ができる。

c 移住費用

A, Bに共通の被害防除のための費用増分として、移住費用が考えられる。

これは、貨幣単位での計量化は容易である。

以上のA～Cの各項に従って便益を推定する場合、所得階層別の支出能力が異なるのでそれを修正しなければならない。しかしながら、この修正の問題はしばしば指摘されているが、実際にはなかなか困難であり、ほとんど行なわれていない。したがってこのような点もここでの問題点となっている。

また以上の項目だけでは計量されていない便益があることが当然予想され(たとえば図A.1の主要間接便益)、これらの存在によって、家計支出による方法だけでは、推定された便益は過小評価されている恐れがあることに注意すべきである。

(2) 市場資料

大気汚染は地域ごとに異なっている。この点に着目して便益を求めようとするのがこの方法である。つまり大気汚染の程度の違う地域に共通して存在するもので、共通の市場で売買されると想定しうる財、サービスの価格差は大気汚染に起因すると考え、その価格差を便益とするものである。この価格差は、(1)の影響とその波及効果とを反映した便益であると考えられる。つまり図A.1の主要直接便益と主要間接便益の双方を含むものであると考えられる。

ところで、実際の推定には市場資料に基き市場価格の変動分を予測しなければならない。このためアプローチには統計的手法とシステムズ・モデルによる2つのものがあげられている。

① 統計的手法

市場価格を説明する為のモデルには、推測型統計モデルがある。このモデルでは、多変量線型回帰モデルが代表的なものとして知られている。このモデルは市場価格を、

市場価格 = F (大気汚染, その他の諸属性)

として表わすものである。このモデルの構造が大気汚染の有無に関して不変であり、説明変数の規準化が行なってあったとすれば、何%の大気汚染の低減がどれ程の価値をもつのか推計できる。それは、大気汚染を表わす指標に変化分を乗ずれば算出でき、市場価格の変化分の総和は、地域全体の便益を表わしている。

また、推測型統計モデルには他のモデルもあり、主なものとして片対数型回帰モデルがあげられる。

② システムズ・モデル；

実際の固定資産価値の決定メカニズムは複雑であって簡単に回帰モデルなどでは説明されない場合が多い。このため、その複雑な因果連鎖をモデル化して、コンピューター・シミュレーションを行うのがシステムズ・モデルである。

これを行うには、まず固定資産価値の決定メカニズムを含む都市システムの構造を把握し、それを次にコンピューターモデルとして記述する。このコンピューター・モデルを実際に操作し、修正を行なった後、初期状態の変化に基く固定資産価値変動を求めるものである。

このモデルの問題点は、多くのシミュレーション・モデルがそうであるように、分析主体によって異なる結果がでてくることにあり、またそれを正当に評価する手段がないことである。

以上のようにして市場価格の推定がなされるが、それが便益として測定しうるかどうかを、大気汚染の影響が現われると思われる項目にそって考察してみる。ここでの項目は図 A. 3 のように分類される。

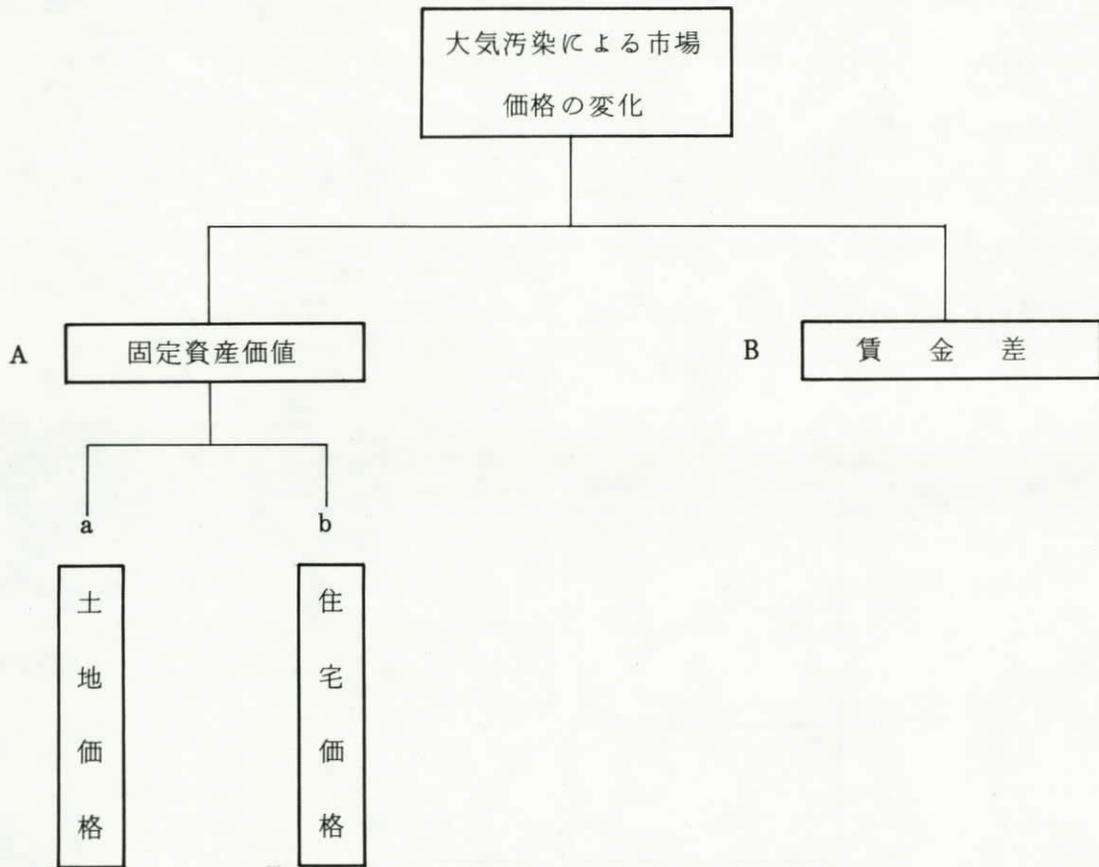
A 固定資産価値

a 土地価格

土地市場が完全競争市場であると仮定できれば、次のことが成立するはずである。

土地価格は、当該土地の効率的利用から得られる収益流列を現在価値に割り引いた値に等しい。もし環境悪化によって収益流列が変化すれば、当然当該土地の現在価値（地価）は変化するはずである。そして、この変化分には、心理的・物

図 A. 3 大気浄化による間接便益の項目



理的影響が含まれているものと考えられ、便益の推定として望ましい。

しかしながら、現在までのところ土地市場は、完全競争市場ではない。そのため、理論的に考えられるとしても、便益計測の尺度として実際に用いることは不可能である。

b 住宅価格

a と全く同じ考え方であるが、同じ理由により、実際に便益算定の尺度とはなり得ない。

B 賃金差

a 実質賃金

労働力の移動可能性が存在するとすれば、環境のよい所に立地する企業は、環境の悪化した所に比べ相対的に廉価な賃金で労働者を雇用できると仮定する。

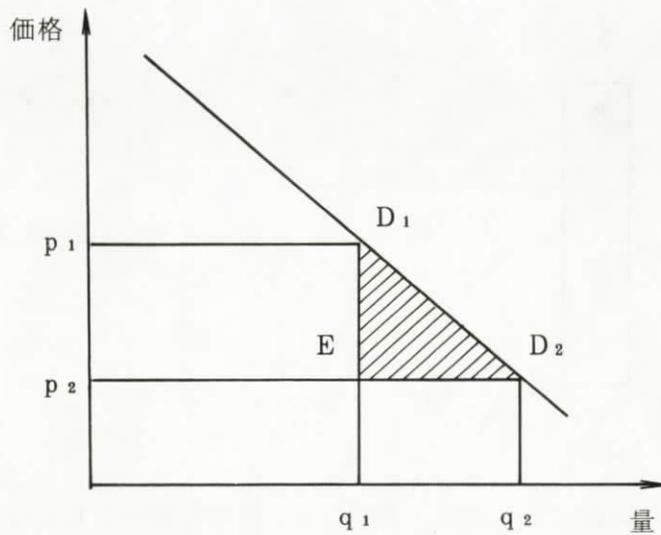
しかし、我国の企業における現実の雇用体制は、終身雇用制であるので、労働力の移動可能性は存在しない。よって実際の便益計測の尺度とはなりえないと思われる。

(3) 支払い容認価格

政策プログラムの実施に際して、その効果を享受する為に家計主体が支払ってもよいと考える対価をもって便益と考えるものである。

通常は、需用関数が与件であるとして、図A・4を用いて説明される。

図A・4 需用曲線



まず、価格メカニズムによって価格 p_1 需要量 q_1 なる点 D_1 で均衡しているものとする。ここで財の市場価格が p_2 に変化し、そのために新たに点 D_2 で均衡したとする。その場合四角形 $E q_1 q_2 D_2$ の部分に相当する面積は市場で財の対価として支払われる。すなわち、三角形 $D_1 E D_2$ (図の斜線部) は消費者余剰である。この図の斜線部分と $E q_1 q_2 D_2$ を加えた部分を支払い容認価格に近似し、それを便益として求める方法がこの方法である。

この実際の推定は、アンケート、面接法によって家計主体が、どの程度余分の支出を容認するかに着目する。

家計主体が、一連の消費活動について合理的な資源配分を行っているとするれば、大

気質が市場化された場合に支払い価格を見出すことは可能である。

アンケート、面接法によって得られた支払い容認価格に関する情報と、当該地域の
大気汚染に関する情報から、大気浄化の便益を推定することができる。

A.1.3 評価基準

費用と便益の考え方を、前節でとりあげてきたが、この節ではその費用と便益をどのよ
うにして評価するかその評価基準について述べる。

ここでは、公共部門のプロジェクトの評価に通常用いられる。

- (1) 費用便益比率法
- (2) 内部収益率法
- (3) 純便益最大化法

の3つの評価基準について、その特性と長、短所について述べる。

(1) 費用便益比率法

同一時点での比較を可能にするために、社会的割引率を用いる。つまりあるプロジ
ェクトで発生する費用流列と便益流列を、割引率を用い、ある1時点における金額表
示に割り引く。どの時点において比較するか問題となるが、考え方は同じであるので
ここでは現在価値に割り引いた値を例にとって考える。

いま、あるプロジェクトでt年次に発生する便益を{ Bt }、必要とする費用を
{ Ct } とすると、それを現在価値に割り引いて、T年間のプロジェクト・ライフに
ついでの総和をとったものは次式で示される。

$$T. P. B. = \sum_{t=1}^T B_t (1+r)^{-t}$$

$$T. P. C. = \sum_{t=1}^T C_t (1+r)^{-t}$$

ここで、

T. P. B. …………… 現在価値における便益の総和

| | | |
|----------------|-------|---------------|
| T. P. C. | …………… | 現在価値における費用の総和 |
| r | …………… | 社会的割引率 |
| B _t | …………… | t年次における便益 |
| C _t | …………… | t年次における費用 |

ここでその比率を考え、費用に対する便益の比率を最大化しようとするのが費用便益比率の考え方である。すなわち、費用便益比率 B. C. R は次式で示され、

$$B. C. R. = \frac{N. P. B.}{N. P. C.}$$

その比率が高ければ高い程一般的に望ましいことになる。

この方法では、割引率の大きさによって値が大きく左右される。しかし、適正な社会的割引率を見出すのは困難であり、そこに問題点があるといえる。

(2) 内部収益率法

(1)の方法では、適正な社会的割引率を見出すのが困難であり問題となることを述べたが、それを回避しようとするのがこの方法である。つまり、便益の現在価値と費用の現在価値が等しいとして得られた割引率を内部収益率と言い、その率の大きさをプロジェクトの望ましさを判断しようとするものである。これを式で表わすと、

$$\sum_{t=1}^T (B_t - C_t) (1+x)^{-t} = 0$$

とおき、この方程式から、その割引率 x を求める。この x が内部収益率であり、一般にこの値が大きい方が望ましい。

ここでの問題点は、式から分るように、x は T 次方程式の根であり、一般に T 個の解をもつ。そして、そのいずれを正しい内部収益率とするか決定することは困難である。

(3) 純便益最大化法

(1)の費用便益比率法では、費用と便益の比率でその指標としたが、ここではその差で表わそうとするものである。すなわち、便益と費用の差を純便益と言い、その額の

大きさをプロジェクトの望ましさを評価する。(1)で示した、便益と費用をそれぞれ現在価値に直して、総和をとった値 T. P. B と T. P. C. を用いれば、純便益 N. P. B. は次式で表わされる。

$$N. P. B. = T. P. B - T. P. C.$$

このようにして表わされた純便益が大きければ大きい程一般にそのプロジェクトは望ましい。

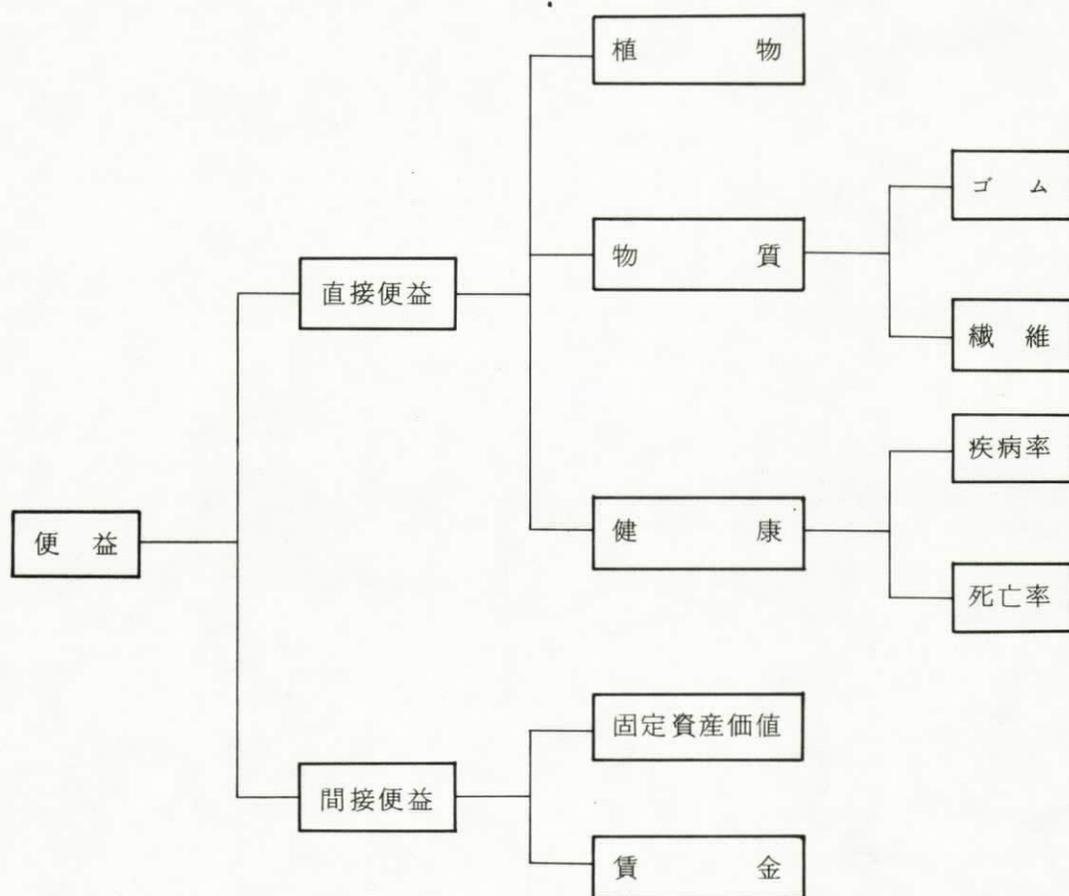
しかし、ここでも(1)同様適正な割引率の決定の困難性が問題となる。

A.2 NASレポートの概要

NASレポートでは、前半で自動車排出ガス規制に伴う費用を算定し、次いで規制の実施による大気質改善の便益を算定している。このレポートの便益推定の対象項目は、A.1節で述べたような、通常想定される項目の大半を含むものであり、便益計算の実際例として多くの示唆にとむものであると考えられる。したがって本節では、その便益算定方法にとくに注目し、その概要を示すことにする。

まず、A.2.1節で便益の算定を紹介し、A.2.2節で費用について記す。NASレポートにおいては、便益、費用をそれぞれ図A.5、図A.7のような項目に分類しているから、ここでの紹介もその項目に沿って行なう。

図A.5 便益推定のブロックチャート



A.2.1 便益算定方法

(1) 直接便益

① 植 物

オキシダント濃度の上昇によって植物は悪影響を受けている。そして次の2つのカテゴリーに分けて、大気汚染物質濃度の低下による植物の便益を考えることができる。

- イ) 農林産品および観葉植物などへの直接被害額の減少分
- ロ) 直接被害を減少させるために要した作柄転換費用

② 物 質

大気汚染物質によって影響を受ける財として、ゴムと繊維をとりあげている。

a) ゴ ム

オゾンによってゴムは劣化する。そしてその場合の大気汚染物質減少の便益は次の2つである。

- イ) 汚染による損害を防ぐ為の材質変更の費用が大気汚染浄化により不必要となることによる便益。
- ロ) 汚染によるゴム劣化の為に、製品寿命が短くなっている。それが大気浄化により寿命が伸びることによる便益。

b) 繊 維

次式のEに研究開発費，付加的製造費用を加えることによって，便益の推定を行っている

$$E = M \times P \times D$$

ここで，

E：繊維製品の被害額

M：汚染の影響を受けやすい繊維製品の価値

P：汚染地区で年間消費される繊維製品比率

D：汚染による買い換え率

③ 健康

大気汚染物質が人間の健康に与える影響を、疾病率と死亡率という2つの尺度で計量し得るとしている。

a) 疾病率

オキシダント濃度の減少による疾病率の減少分に、疾病回避のための支払い容認価格を乗ずることによって、便益を求めるものである。実際に疾病として、

i) 目の痛み

ii) 胸の痛み

iii) せき

iv) 頭痛

を考えている。

各疾病別の発生率は、汚染物質濃度の関数であり、これは後述する閾値関数 (threshold function) を用いて近似される。

すなわち、

$$\text{simpton rate}^{1)} = f(\text{環境汚染物質濃度})$$

なる関係を想定し、環境汚染物質濃度の変化分から、疾病率の変化分 Δs を求める。したがって、

$$\text{p. d.} = \Delta s \times P$$

ここで

p. d. ; 疾病にかかる person-days²⁾

P ; 対象人口

この p. d. を各汚染物質ごとに求め総和することにより、大気汚染の影響を求める。

そこで便益は、

1) 疾病率

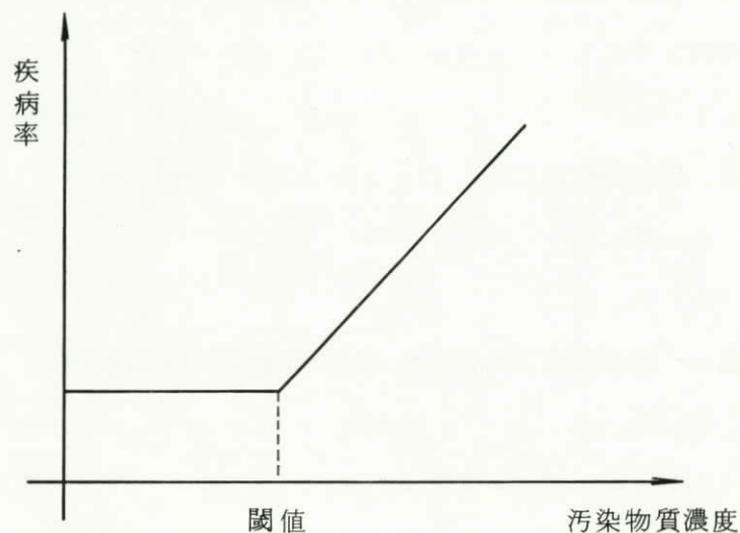
2) 人口単位

$$\sum p \cdot d^3) \times (\text{person-day 当りの willingness-to-pay})$$

によって求めることができる。

また、閾値関数は、汚染物質濃度と疾病率との間に、図 A.6 のような関係を想定するものである。すなわちこの図のごとく、大気汚染物質は、ある濃度以下では健康への影響はほぼ一定であり、濃度がある値（閾値）を越えると疾病率が急増するという関係である。大気汚染物質濃度と健康との関係は、十分解明されていないものが多く、図のように直線で示され得るかどうかが疑問であるが、ここでは、図 A.6 により閾値関数の概要を示した。

図 A.6 値 関 数



b) 死 亡 率

大気汚染物質濃度の増加が、死亡者数の増加と関係しているとする Lave と Seskin の研究に基いている。NO_x 濃度の低下による死亡者数の減少分に、1人当りの平均生命価値を乗じて便益としている。

3) p. d. の各汚染物質についての総和

(2) 間 接 便 益

① 固定資産価値

任意の地点 i における固定資産 j の価値が、地点 i の諸属性と固定資産 j の諸属性のみによって決定されているとする。この仮定が成立するのであれば、地点 i の諸属性のなかに環境の快適性が含まれることが考えられる。また環境を表わす尺度として大気汚染物質濃度が使えると考えられるならば、大気汚染物質濃度の低下による固定資産価値の上昇分を便益として捉えうるとしている。

固定資産として

a) 地 価

b) 住宅の価値

の2つの指標を考えており、そのうちのどちらか一方によって便益を推定すべきであるとしている。

実際には、固定資産の価値 (the use of a housing units) は、

i) 構造特性

ii) 立地特性

iii) 近隣および当該地方行政主体の社会学的、財政学的特性

iv) 自然環境

によって決定しているものと考えている。つまり i) ~ iv) の各項に対応する諸属性の集計値が固定資産価値に等しいと考える。すなわちこのことは各属性が独立と考えていることを意味する。この各属性によって回帰モデルを設定し、最小2乗法によってその係数を決定するのである。被説明変数が金額表示であることから、係数は各属性の価値を示すことになる。以上から大気浄化による全国レベルでの便益は、次式によって求められる。すなわち、

$$\text{全国レベルでの便益} = a_p \times \Delta p \times HH_i$$

ここで、

a_p : 回帰モデルで推定した大気質についての係数

Δp : 大気質の予想変化分

HHi：大気質変化の対象地区の存在する個体数

上式によって求めた便益を，大気質変化までに必要とされる期間を考慮して修正することにより年間当りの便益は推定される。

ここでの係数推定はボストン，ロスアンゼルスに基づいて行なわれている。

② 賃 金

第1に都市間の賃金・価格差についての情報が利用可能であること，第2に生産物・生産要素の移動に対する障害がないとする。第3に他の条件がすべて等しいと仮定できること。以上3つの仮定が成立すれば，同一労働に対しては同一の実質賃金が支払われることになる。しかしながら実際には，特定の地域を他の地域から差別する地域特有の非貨幣消費財が存在している。たとえば，気象条件，大気質，公園等の自然環境及び外部性などがある。個人の効用はこのことから

i) 実 質 賃 金

ii) 非貨幣消費財

の双方からなると考えられるので，支払われた実質賃金は快適性の程度を反映しているはずである。それゆえ，都市間の快適性の相違と実質賃金の相違を比較することによって，快適性の価値を見出すことができる。

ここでは，実際には4種の労働者の賃金を個別に被説明変数として回帰モデルを作成し，それによって大気質の価値を求めている。

A.2.2 費用算定方法

各種の自動車排出ガス規制基準値と，その実施時期との組み合わせにより，幾つかの規制シナリオが想定される。また，規制基準とその値をクリアできる規制対策技術（ハードウェア）との組合せで，車のクラスを形成する。さらに各クラスの中には，7種類の車のサイズがあり，クラスとサイズの組合せでコンフィギュレーション（configuration）なるものを構成するとする。

すなわちコンフィギュレーションは，車のサイズ，適用規制基準，ハードウェアで特徴

付けられ、コンフィギュレーションが決まれば、その表示価格、燃費 (mile/gallon)、および維持費 (\$/year)、触媒取替費が、パネル・データとして用意されている。

したがって、実際の費用計算は図 A.7 のように、表示価格、燃料費用、維持費用の総和を各シナリオごとに算出し、それとベース・シナリオ (1970 年規制までしか行なわない場合) との差、すなわち、ベース・シナリオ以上の規制を行なう場合の費用増分を、排出ガス規制の費用として計上している。

この費用計算で注目すべきは、とくに表示価格についてみられる (図 A.7 参照) ように、規制による費用増加要因を細かく分類し、それを忠実に積み上げている点である。しかもそれらの費用原単位が、前述のコンフィギュレーションというかなり精緻なレベルで算定されていることも評価されるべきであろう。

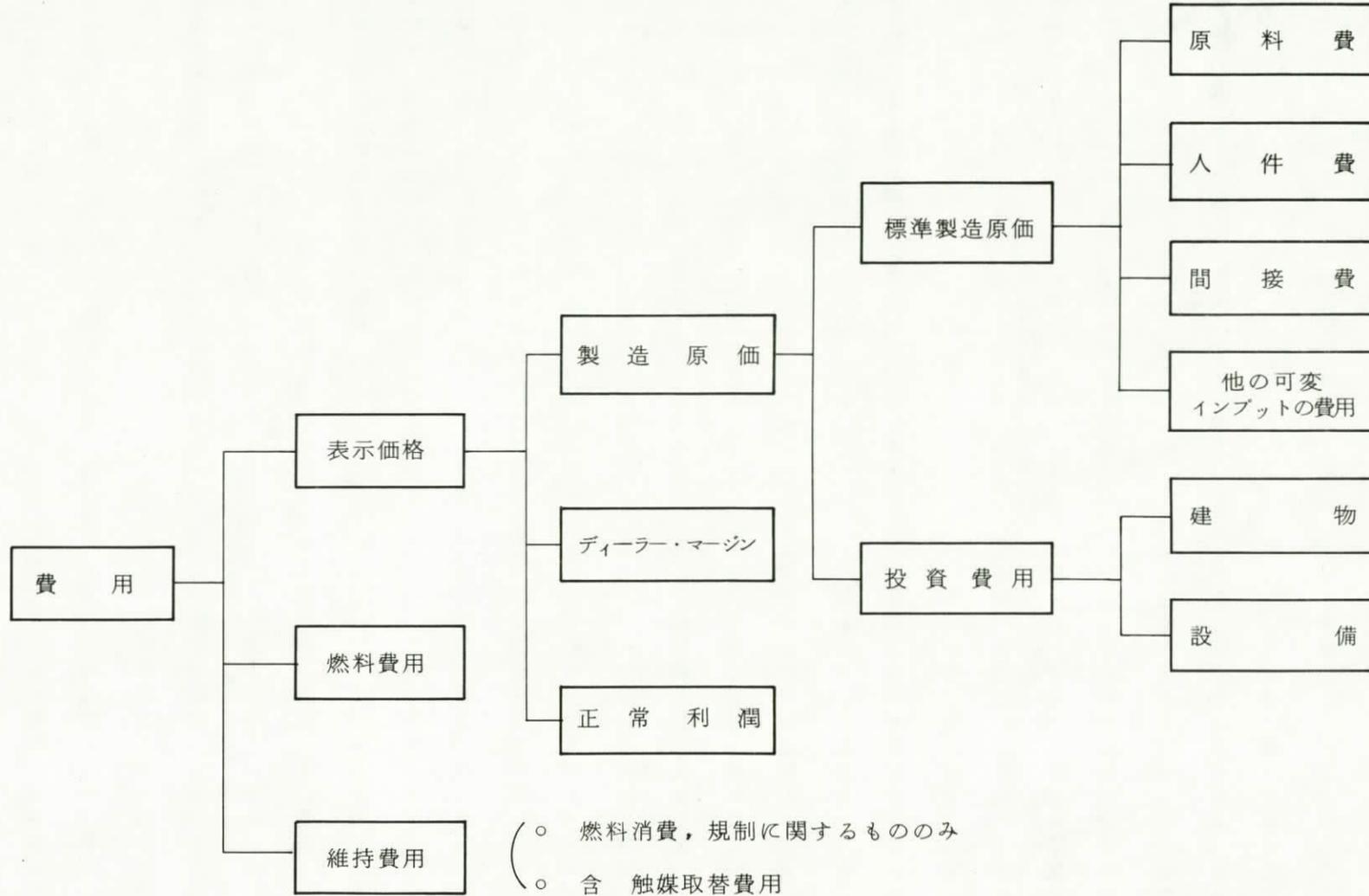
A23 NAS レポートへのコメント

NAS レポートにおける便益は、A.2.1 節における便益の各項の総和をとったものである。ここで注意しなければならないのは、(1) の直接便益は図 A.1 の主要直接便益をさしており、(2) の間接便益は同図の主要直接便益と主要間接便益の一部分を含むものであると思われる。すなわち、(2) には国民経済レベルへの波及効果が含まれていないこと、および、(1) と (2) の和は一部二重計算が含まれることになり、それに対する処理の問題が残されていること、以上 2 点の問題がある。

また、各項目において便益を推定している仮定、その統計的処理は、非常に大胆で強引なものを用いていることは今までに述べてきた通りである。

したがって以上の点を踏まえるならば、自動車排出ガス規制基準 0.40 gr/mile (53 年度規制に相当する) の実施による費用便益比率は 1 以上であるから、その実施を妥当とする NAS レポートでの結論は、その費用便益比率の数値自体については意味がないものと考えられる。

図 A.7 費用推定のブロック・チャート



A.3 ま と め

以上のようにこの附論においては、大気汚染問題と費用便益分析を考えてみたが、ここで本書における意見をまとめておく。

まず、大気汚染も含む環境政策において、その代替的対策トラジェジーの選択に関する費用効果分析（費用有効度、費用便益分析を含む）の適用を有用とする考えは、本書の本論、附論を通じて変わりがない。なぜなら、環境政策の実施には付加的な費用が必要であり、その費用（資源）をもっとも有効に利用する考えから、費用とその政策による効果面とを対照するアプローチは必要である。

しかしながら問題は効果面である。

第1に、副次効果（正、負両方を含む）が存在し、それが無視できないレベルのものであれば、それを別な方法で考慮しなければならない。これは、費用有効度、費用便益双方の分析についていえる費用効果分析の限界である。

次に、効果面の便益推定について考えてみる。環境政策の実施による効果面が仮に便益として推定されれば、費用面と効果面が金額という同一の単位で比較でき、これはたしかに分析者、意思決定者にとって非常に魅力的なことである。しかしそれに伴う不確実性が大きいところが問題であった。その1つとして、どのレベルまでの間接便益項目を考慮するかという概念上の不確実性があげられよう。これを避ける方法として、過小評価となることを念頭に置きながら直接便益だけを推定することが有用と思われる。つまりこの直接便益のレベルまでであれば、金額換算の不確実性も許容し得る範囲に止まるとも考えられるからである。したがってこのレベルにおいてなら、便益推定の値自体の精緻さは望めないが、環境政策に費用便益分析を適用することは可能であろう。

しかしながら、本書で取り上げたNO_x汚染問題のように、重大な被害を数多く経験したわけでもなく、低濃度長期曝露が問題となる汚染対策を考えれば、上記の直接便益すら推定不可能と思われるのである。

したがって、本書におけるNO_x汚染防止対策への費用効果分析の適用は、効果面を便益としてあえて算定せず、有効度としてのNO₂濃度レベルまでに止めたのは適切であったと考える。