

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR-13-'93

広域都市圏における交通公害防止計画策定のための  
環境総合評価手法に関する研究

Development of a Comprehensive Method of Assessing the Environmental  
Deterioration Caused by Traffic Systems

平成元年度～3年度

FY 1989～1991

**NIES**

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

SR-13-'93

広域都市圏における交通公害防止計画策定のための  
環境総合評価手法に関する研究

Development of a Comprehensive Method of Assessing the Environmental  
Deterioration Caused by Traffic Systems

平成元年度～3年度

FY 1989~1991

環境庁 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

特別研究「広域都市圏における交通公害防止計画策定のための環境総合評価手法に関する研究」

(期間 平成元年度～3年度)

特別研究責任者：内藤正明

特別研究幹事：清水 浩

報告書編集担当：清水 浩・田村正行・森口祐一

## 序

本報告書は平成元年度～3年度の特別研究「広域都市圏における交通公害防止計画策定のための環境総合評価手法に関する研究」の成果をとりまとめたものである。

交通に基づく大気汚染や騒音などのいわゆる交通公害はこれまでその対策に多くの努力が払われてきたにもかかわらず、十分な改善がみられておらず、大都市圏においては悪化の方向ですらある。その大きな理由は交通公害の大きな原因であるディーゼル車の排気ガス対策が進んでいないことと、人流、物流需要の増大や質的变化などに伴う交通量の大幅な増加である。しかも、都市の広域化に伴い被害のおよぶ範囲も広がっている。

このような事態を改善するために、これまでは主として自動車単体についての対策が取られてきたが、これでは十分に対応しきれないことが明らかとなっており、より抜本的な対策が求められている。このような対策が所期の効果を発揮するためにはこれが適用される広域都市圏における交通公害の現状を正確に把握し、かつ、対策の効果や将来の変化を精度良く予測することが必須とされる。ところがこれらの把握や予測は対象が複雑でかつ現象に影響を与える要因も多岐にわたるために総合的に行うことは困難であり、断片的な情報のつなぎ合わせで行ってきたのが実状である。

このような背景のもとに大都市圏における交通公害を総合的かつ精密に把握し、かつ、予測するための手法を開発することが本特別研究の目的であった。

幸いにして、担当者の精力的な努力の結果、首都圏というような広い範囲で交通公害の現状を把握し、かつ、対策の効果や将来の変化を精度良く評価するシミュレーションプログラムの開発を完成させることができた。

本プログラムには改善されるべき部分もあるが、交通公害にかかわる多くの評価に用いることが可能であると考えられる。

今後、本プログラムが各方面で活用され、交通公害を改善する一助となることを願ってやまない。

平成5年3月

国立環境研究所

所長 市川 惇 信

# 目 次

1 研究の目的と経緯 .....	1
1.1 研究の目的 .....	1
1.2 研究の構成と経緯 .....	1
1.3 本研究で得られた成果の概要 .....	2
2 研究の成果 .....	4
2.1 沿道大気汚染の実態解明と予測手法の開発 .....	4
2.1.1 移流拡散方程式の数値解法による沿道拡散予測モデル .....	4
2.1.2 道路・沿道構造の影響予測のための風洞模型実験手法 .....	5
2.1.3 直交風時に道路・沿道構造が汚染物質拡散に与える影響の評価 .....	7
2.1.4 平行風時に道路・沿道構造が汚染物質拡散に与える影響の評価 .....	11
2.1.5 ストリートキャニオン状地区への予測手法の適用 .....	15
2.1.6 高層ビルのある交差点周辺地区への予測手法の適用 .....	19
2.1.7 交差点周辺におけるNO <sub>x</sub> 濃度分布の実測調査 .....	24
2.1.8 阪神地域の道路沿道における春季の高濃度NO <sub>2</sub> 発生要因の解明 .....	25
2.2 交通騒音伝播の精密予測方法の開発 .....	27
2.2.1 境界要素法に基づく騒音伝播予測モデル .....	27
2.2.2 予測モデルの検証と予測結果 .....	30
2.2.3 任意入射角における音圧反射率測定方法の開発 .....	31
2.3 自動車交通による環境影響の総合評価手法と支援情報システムの開発 .....	35
2.3.1 自動車公害問題におけるトレードオフ要因の抽出 .....	35
2.3.2 地域横断的な評価の必要性 .....	36
2.3.3 交通公害の広域的評価のための指標 .....	37
2.3.4 交通公害の広域的評価のための情報システム .....	38
2.3.5 システムを用いた広域評価指標の試算 .....	40
2.3.6 広域道路網に対する対策効果評価のための情報システム -RTPSS-の開発 .....	41
2.4 交通公害対策の新たな提案とその評価 .....	47

2.4.1	モーダルシフトの新方式	48
2.4.2	電気自動車の新たな展開	53
2.4.3	シミュレーションモデルを用いた新しい交通公害対策の評価	56
2.5	まとめ	58
[資料]		
I	研究の組織と研究課題の構成	61
1	研究の組織	61
2	研究課題と担当者	62
II	研究成果発表一覧	63
1	誌上発表	63
2	口頭発表	65

# 1 研究の目的と経緯

## 1.1 研究の目的

大都市圏における自動車公害問題は旧来からの公害問題のうち、未解決でかつ最も深刻な課題の一つとして残されている。一方、生活環境の向上に対する要求はかつてない程に強まっており、都市環境においても、より潤いのある街づくりや道路づくりが要請されている。このように、環境や公害に対する要求度と満足度は乖離する方向にある。また、東京や大阪などの湾岸を中心とした新たな開発などによっても交通公害問題が一層深刻化することが懸念される。

これまでの自動車公害に関する研究やその対策を振り返ると、エンジン自動車を今後も使い続けることを前提とした自動車単体、あるいは道路ごとの局地的で個別の問題に目が向けられていた。しかし、今後より深刻化が予想される交通公害の解決を促すためには、領域的には局地と広域の関連を明らかにし、事象に関しても大気汚染及び騒音を総合的な見地から、把握することが必要である。さらに、多様に存在する対応策とその数多い組合せの中から最適のものを選択し、環境と調和のとれた交通計画を策定して行くための手法を開発することが重要である。

本研究では、このように深刻な自動車公害問題に対応するために、広域都市圏における交通公害を総合的に評価するための手法を開発することを目的とした。

## 1.2 研究の構成と経緯

本研究は下記のような3つの新たな観点に立った課題から構成された。

第1に、従来、自動車公害問題は局地的な視点から取り扱われることが主流であり、局地的な交通公害対策の結果が広域的にもたらされる影響の解明がこれまで皆無に近かった。しかし、既存の公害激甚地区の環境改善のために郊外に作られる道路施設などによる新たな環境問題を精度良く予測する必要性に迫られている。一方、沿道でのNOとO<sub>x</sub>の反応によるNO<sub>2</sub>生成のように化学的変性を伴う大気汚染物質の拡散は局地的見地からだけでは捉えられない問題であることが認識されつつある。このような現状から、本研究では自動車公害問題を局地と広域が密接に結合した問題として捉える。

第2に、従来は、自動車公害にかかわる大気汚染及び騒音の各事象は互いに独立に扱われてきた。だが、これらの各事象に対する対策は相互に影響し合うことが多く、ある事象に注目した対策は他の事象にとっては状況を悪化させることになりかねない。したがって本研究では自動車公害に関する各事象を総合的な見地から捉える。

第3に、上記の新たな観点に立った研究を行うための支援手段として、交通公害評価のための画像情報システム及び地理情報システムを開発する。

上記の3つの目標を実現するために本研究は以下に示す4つのサブテーマを中心に推進した。

### (1) 交通公害の個別事象の計測とモデル化に関する研究

本研究の最も基礎となる交通公害の個別事象の計測とモデル化の研究を行った。ここでは、風洞実験、無響室による実験、数値シミュレーション等の手段を用いて大気汚染と騒音のサブモデルを開発した。

### (2) 広域都市圏における自動車交通の環境影響の総合評価モデルの開発に関する研究

サブテーマ(1)により開発されたサブモデルを用いて、広域都市圏の交通公害の現状把握を行うとともに、各種対策の効果及び大規模開発等に伴う交通条件の変化の環境影響を総合的に評価するためのモデルを開発した。ここでは、大気汚染及び騒音について、局所的な環境状況評価指標を広域的に集約して、都市全体あるいは都市圏全体としての環境状況評価を行うためのモデルを開発した。

### (3) 交通公害対策及び交通計画の広域的にみた環境調和性の評価に関する研究

新たな交通公害対策を提案するとともに、サブテーマ(2)で開発した総合的評価手法を用いてその環境改善効果を算定するとともに、費用便益や利便性効果等の幅広い視点を含めた評価を行った。

### (4) 交通公害にかかわる環境総合評価手法開発視点のための情報システム構築に関する研究

上記(1)～(3)における各種のモデル、評価手法開発に必要なデータベース、解析のための共通のソフトウェア等を提供する情報システムを開発した。

## 1.3 本研究で得られた成果の概要

本研究はほぼ当初の目的に沿って行われた。

まず、サブテーマ(1)では大気汚染サブモデルとして3次元差分法による沿道拡散シミュレーションモデルを開発した。本モデルは、局地的な気流の影響を考慮することにより従来の各種シミュレーションモデルでは適合性の悪かった複雑な道路や建築物が配置された地域に適用することが可能であるという大きな特徴を持っており、大都市圏で特に問題になっている局地的な高濃度汚染の発生を精度良く把握することが可能である。

また、騒音サブモデルとして都市部においても適用可能な数値シミュレーションモデルを開発した。本モデルは、近年次第に用途が広がりつつある境界要素法を騒音の伝播モデルに適用したものである。従来、道路交通騒音の予測には、幾何音響理論を基礎としそれに音波の回折や地表面の影響などの補正を加えた、日本音響学会方式による予測モデルが広く用いられてきた。しかしこの予測式は、田園地帯の国道や高速道路のように道路構造と沿道条件が比較的単純な場合をモデル化したものであり、道路構造や沿道条件が複雑な都市部の道路においては、必ずしも適切なモデルであるとはいえない。都市部において騒音伝播を正確に予測するには、建造物などによる音波の多重反射や回折及び反射面の音響反射特性の違いによる影響などを正確に考慮することが必要である。そこで本研究では、境界要素法を用いて音波の波動性を的確に考慮し、都市部に



においても適用が可能な数学モデルを開発した。

サブテーマ(2)ではサブテーマ(1)で行った個別事象のモデル化を受けて、これを基礎に自動車交通による環境影響を広域都市圏全体として評価する手法を開発した。まず、環状道路の整備や都心部への乗り入れ規制といった広域交通流の制御に関する対策を評価したり、交通公害の状況を地域全体として定量化するための指標を提案し、その具体的な算定手順と試算結果を提示した。また、各種対策の効果を実際にこうした指標によって評価するために、交通量配分シミュレーションモデルと大気汚染予測モデルを組み合わせた予測モデルを構築した。

サブテーマ(3)では新たな交通公害対策として、物流における鉄道利用のシステムと、自動車交通を抜本的に解決できる可能性のある電気自動車について新たな可能性を提案し、さらにこれらの対策をサブテーマ(2)で開発した手法を用いて評価を行った。

ここで提案したシステムは鉄道についてはピギーバックシステムを応用した新しいシステムとコンテナ貨物を効率良く運ぶシステムである。また、電気自動車については新たな普及の展開の可能性を検討した。また、これらの対策を評価した結果、これら3種の対策を同時に適用すれば首都圏の総NO<sub>x</sub>排出量を18%減らすことができ、東京都23区内で環境基準を10ppb以上超えるNO<sub>2</sub>濃度に曝されている人口を60%減らすことができるという結果が得られた。

サブテーマ(4)では大都市圏の交通環境の評価の支援のための情報処理システムを開発した。

まず、道路交通量などリンク単位のデータと人口や土地利用などメッシュ単位のデータを表示、集計する機能を持った地理情報システムを構築した。ついでこれに交通量子測シミュレーションを付加し、RTPSS (Regional Traffic Pollution Simulation System) と名付けた。RTPSSはサブテーマ(2)で開発した予測モデルを実行するシステムであり、対策のシナリオ設定や結果の表示が対話的に行える。

また、サブテーマ(1)で開発した大気汚染及び騒音のシミュレーションモデルの結果を分かりやすく提示するためのカラー画像表示システムを構築した。

## 2 研究の成果

### 2.1 沿道大気汚染の実態解明と予測手法の開発

本特別研究の第1のサブテーマでは、自動車交通公害の実態調査及び予測のためのモデル開発を行ったが、本節ではこのうち、自動車排気ガスによる沿道の窒素酸化物汚染について、数値シミュレーション、風洞模型実験、現地調査、常時監視データの統計解析などの手法を用いて行った研究成果について述べる。なお、本課題の一環として、4つの府県の地方環境・公害研究所との間で、「沿道局地大気汚染の実態解明と予測手法の開発に関する研究」と題する共同研究を実施した。ここに述べる成果の一部はこの共同研究により得られたものである。

#### 2.1.1 移流拡散方程式の数値解法による沿道拡散予測モデル

従来、自動車排気ガスの沿道での拡散予測には、プリュームモデルやJEAモデルなど、煙突からの汚染物質拡散を予測するモデルに改良を加えた式がよく利用されてきた。しかし、これらのモデルは平坦地には適しているものの、高密度の市街地や平面以外の道路構造については適合性に問題があるとされている。わが国の大都市では、建物の密集した市街地の中を複雑な構造の道路が縦横に通じており、沿道大気汚染問題の解明と対策立案のためには、多様な道路構造、沿道構造に適用可能な拡散予測モデルが必要である。そこで当研究所では、従来のモデルでは表現できなかったビルや道路構造物による局地的な気流の影響を加味した数値計算モデルの開発に数年前に着手した。本特別研究では、このモデルを実市街地を含む多様な形状の市街地に適用し、風洞実験データ及び現地調査データとの比較を行って、モデルの有効性を検証した。

本研究で用いた拡散予測モデルは2段階からなり、第1段階では風の流れを、第2段階では汚染物質の移流・拡散を、各々差分法により解くものである。差分法とは、対象とする空間を格子状に区切った後、明らかにしようとする現象を記述する微分方程式を個々の格子について代数方程式におきかえ、これを満たす解をコンピュータによる反復計算で求める方法をいう。この格子ごとに移流拡散可能な空間であるか、建物や道路構造物などの障害物が存在するかを0と1とで表すことにより、空間の形状が表現される。本研究では、道路長さ方向には現象が一定であると仮定して道路に直交する鉛直断面について差分格子を設定する2次元モデルと、3次元空間に格子を設定する3次元モデルの2種類を用いた。

従来の拡散予測モデルと本モデルとの最大の違いは、この第1段階の風の流れの計算にある。これまでのほとんどの拡散予測モデルは、風向がどの位置でも一定であり、風速も一定とするか、あるいは地表面の摩擦を考慮して、鉛直方向の変化のみを考慮したものであった。本モデルでは、障害物の存在を境界条件として、気流の運動方程式（ナビエ・ストークス式）を差分法で解いており、差分格子位置ごとに風向、風速を計算する。これにより、建物に挟まれた道路上や、建

物の風下背後に現れる渦状の流れなど、局地的な気流を再現することができる。計算された気流をもとに汚染物質の移流、拡散を計算することにより、従来の風向を一様としたモデルでは取り入れられなかった建物などの影響を予測することができる。汚染物質の動きを記述しているのは第2段階の移流拡散方程式であるが、この式に現れる風速成分をあらかじめ第1段階で計算している点にこのモデルの最大の特徴がある。気流の計算には多くの計算時間を要するため、従来のモデルに比べて大型かつ高速の電子計算機を必要とするのが難点である。

なお、このモデルでは大気安定度を中立と仮定している。建物などの障害物のある空間での気流が、大気安定度の変化によりどのような影響を受けるかは十分には解明されておらず、今後の研究課題である。

### 2.1.2 道路・沿道構造の影響予測のための風洞模型実験手法

模型実験は、障害物の気流への影響を調べるために広く使われてきた手法である。本研究においても、数値計算モデルを検証、補完するために風洞中の模型を用いたトレーサーガス拡散実験を行った。具体的な結果は次項以降に示すことにし、ここでは実験手法の概要について述べる。

実験に用いた国立環境研究所の大型大気拡散風洞は、長さ24m、幅3m、高さ2mの測定部を持つ。この測定部の中央付近に市街地の模型を設置し、上流側の床面に粗度板を置くことにより境界層を作り出して、市街地での気流を模擬的に再現した。図1に風洞実験の機器構成の概念図を示す。

道路にみたてた発生源として、パイプに10mm間隔に0.5mmの細孔を空け、細孔から放出したトレーサーガスが道路長さ方向に均一となるように一部の細孔を塞いで調整したものをを用いた。パイプは1~2車線につき一本設置し、道路幅方向の発生位置も実際の道路になるべく近い形態となるようにした。トレーサーガスには空気と密度のほぼ等しいエタン( $C_2H_6$ )を用いている。

市街地模型の縮尺は1/150~1/250とし、建物の模型は木製または発泡スチロール製である。仮想の市街地についての実験では、数種類の直方体のブロックを用いて、建物の高さ、密度、配置の異なる市街地を表現した。実市街地についての実験では、1/2,500の地図を10倍に拡大して台座に貼り、階高に応じた厚みの発泡スチロール材を建物の形にあわせて切断したものを固定して市街地模型とした。

濃度測定は、トラバース装置に取り付けたサンプリングプローブから連続的に空気を採取して風洞の外へチューブで導き、炭化水素分析計で定量することにより行った。炭化水素分析計は9チャンネルあり、うち1チャンネルを風洞内のバックグラウンド濃度の測定にあて、残る8チャンネルを用いて8地点同時に計測を行った。炭化水素分析計の濃度測定値はAD変換の後パーソナルコンピュータに取り込まれ、データ処理を行った後、ファイルへの格納、プリンタ、プロッタへの図表の出力を行うようになっている。各地点について、連続測定されている濃度から2秒

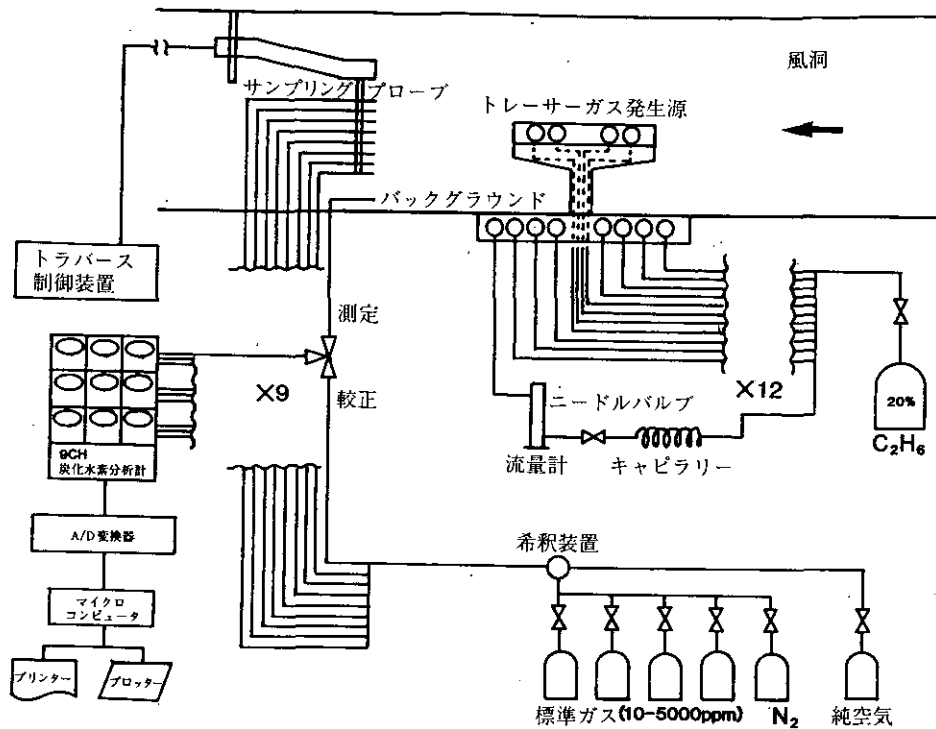


図1 風洞模型拡散実験の機器構成

間隔に 60 回の平均をとったものを測定値とした。測定位置の移動のためのトラバース操作、濃度の安定化のための待ち時間を合わせても 8 地点 1 組の測定に要する時間は 4 ~ 5 分間程度であり、1 日に最大で延べ 1000 点程度の測定を行うことができる。

風洞実験結果を数値計算結果や現地調査結果と比較する際には以下の方法を用いた。濃度、風速、排出強度、基準となる長さ（例えば道路幅や建物の高さ）を実スケール上で  $C, U, Q, L$ 、模型上で  $c, u, q, l$  とすれば、両者の無次元化濃度は、

$$\frac{CUL}{Q} = \frac{cul}{q} \quad (1)$$

のように一致する。模型の縮尺を  $r$  とすると、 $l = rL$  であるから、

$$\frac{CU}{Q} = \frac{cur}{q} = C_s \quad (2)$$

となる。これを基準化濃度  $C_s$  と名付ける。 $C_s$  は長さのマイナス 1 乗の次元をもつ。 $C_s$  の逆数  $1/C_s$  は汚染物質の鉛直方向への平均的な広がり幅を意味し、線源プルームモデルにおける鉛

直方向の拡散幅 $\sigma_z$ に相当する。 $C_s$ は、汚染物質の広がりにくさを、同じ発生強度、風速に換算して比較しようとするための数値である。以下、濃度の表記は特に断らない場合、この基準化された濃度 $C_s$ を用いることとする。

### 2.1.3 直交風時に道路・沿道構造が汚染物質拡散に与える影響の評価

道路の構造、沿道の建物の高さや配置が自動車排出ガス拡散にどのような影響を与えるかを調べるため、風向が道路に直交する場合をとりあげ、さまざまな道路・沿道構造をもつ仮想的な市街地を設定して、数値計算モデル及び風洞模型実験を適用した。ここでは、9種類の道路・沿道構造を設定した結果の比較について述べる。計算や実験で得られたデータから、濃度分布の特徴を抽出するための評価対象地点として、両側路端、風下側15m、風下側50mの地上高1.5m位置を選び、これらの地点における基準化濃度を指標とした。

表1に示した9種の設定のうち6種は、道路方向に形状が一樣とみなせ、2次元モデルが適用できるような条件である。設定1～4は、沿道に建物が全くない平坦地の条件で、道路構造を平面、堀割、高架、盛土の4種類とした場合であり、設定5は4に防音壁を付加したものである。平面、堀割、盛土の道路幅は30m、高架の道路幅は20mとした。また、堀割の深さ及び盛土の高さは6m、高架の高さは12mとした。設定7は、平面道路の両側に高さ12m、幅9mのビルが連続して建てられている場合（ストリートキャニオンと呼ぶ）である。道路を挟むビルの間隔は、歩道部分等を含めて50mとした。これら6種の設定については、2次元モデルによる計算を行うとともに全く同じ設定について1/150の模型による風洞拡散実験を行った。図2は設定7のストリートキャニオンについて、モデルによる計算結果と風洞実験結果を比較したものである。この設定を含め、両者の結果は多少の定量的な誤差はあるが、濃度分布の特徴ではよく一致することが確かめられた。

表1 道路構造・沿道構造の違いによる沿道濃度の比較

設定	道路構造	建物構造		基準化濃度 ( $C_s$ )					
		沿道	後背地	風上路端	風下路端	風下15m	風下50m	風下平均	全点平均
1	平面	なし	なし	0	0.350	0.272	0.164	0.262	0.197
2	堀割	なし	なし	0	0.258	0.199	0.130	0.196	0.147
3	高架	なし	なし	0	0	0.002	0.022	0.008	0.006
4	盛土	なし	なし	0	0.389	0.282	0.156	0.276	0.207
5	盛土+防音壁	なし	なし	0	0.211	0.187	0.125	0.174	0.131
6	平面	低層散在	低層散在	0.032	0.473	0.323	0.155	0.317	0.246
7	平面	中層連続	なし	1.106	0.192	0.102	0.108	0.134	0.377
8	平面	中層	低層散在	1.030	0.196	0.184	0.120	0.167	0.383
9	平面+高架	中層	低層散在	0.275	0.567	0.507	0.200	0.425	0.387

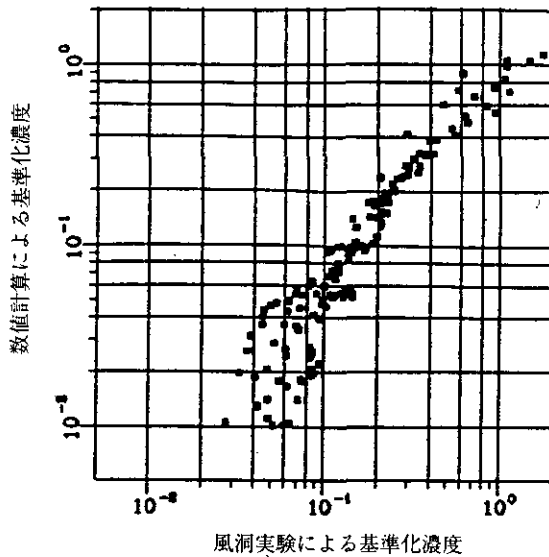


図2 ストリートキャニオンの濃度分布についての風洞実験結果と数値計算結果の比較

一方、設定6, 8, 9は道路方向にも形状の変化する3次元的な設定である。これらの設定では、道路方向に濃度が変動するため、道路方向に平均した濃度を指標濃度とし、2次元的な設定との比較に用いた。設定6は戸建て低層の建物が格子状に散在している設定であり、巨視的には2次元的な設定とみることができる。設定9は設定7と同じ幅、高さで長さが30mのビルが、長い方の辺が道路に沿うように、9mの間隔をあけて建っている設定であり、隙間のあるストリートキャニオンを形成している。設定9は設定8に高架道路を付加した条件である。設定9は、高架構造物による平面道路からの拡散への影響を調べるために設定したものであり、発生源は高架上ではなく高架下の平面道路のほうにのみ設定した。これら3種の設定については3次元モデルによる計算と、同じ設定についての1/150の風洞模型実験を行った。2次元的な設定と同様、両者の比較を行い、良好な一致がみられることを確認した。

これら9種の設定について、先に設定した濃度評価地点における濃度を表1にまとめてある。また、図3に、9種各4地点の評価地点の濃度について、計算値と実験値の相関を示した。

図4は、設定1-4及び設定7について、2次元モデルにより求めた風速分布及び濃度分布であり、これから道路構造、沿道構造による拡散状況の相違が読み取れる。高架構造は発生源位置が高く汚染物質がよく拡散するために他の構造に比べて沿道地域への寄与濃度が低く、最大濃度は道路から離れたところに現れる。設定4の盛土構造では、盛土の風下背後に生ずる渦に汚染物質が巻き込まれるため、風下沿道の濃度は平面構造と同程度であり、発生源位置が高いことによる拡散効果は高架構造の場合のようには期待できない。防音壁を付加した場合（設定5）には、

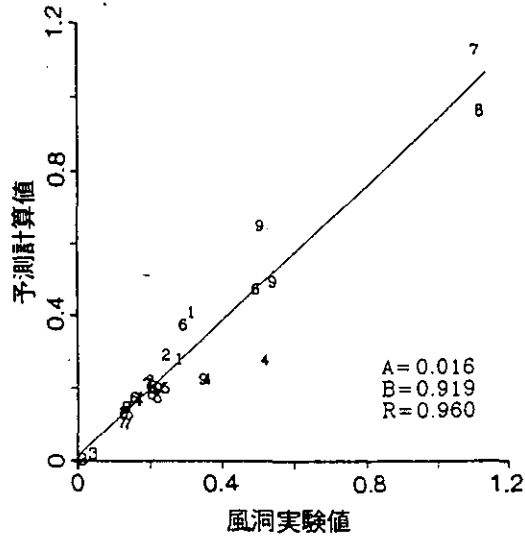


図3 評価点濃度についての風洞実験結果と数値計算結果の比較  
 表1に示した道路構造・沿道構造ごとの指標濃度について比較したもので、  
 図中の数字は表中のケース番号と対応している。

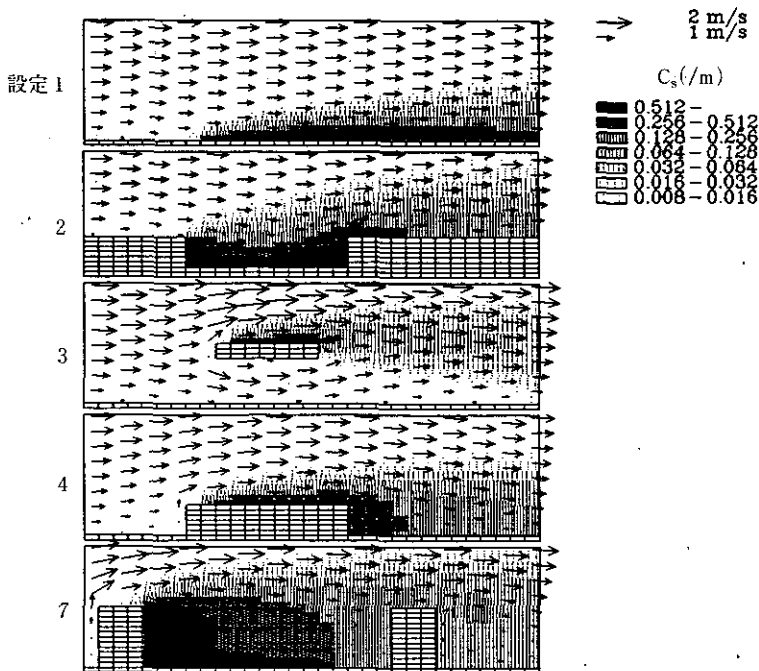


図4 2次元形状の道路構造・沿道構造に関するシミュレーション結果

みかけの発生源位置がより高くなること、盛土の路面からの風下沿道への汚染物質の巻き込みが軽減されることのために、盛土のみの場合より、沿道濃度はかなり低くなる。堀割構造の風下沿道濃度が平面構造よりやや低めとなっているのは、堀割周辺での風速勾配により、鉛直方向への乱流拡散が大きくなった結果と考えられる。ただし、ここでモデルに組み入れていない車の走行による風の乱れの影響を考慮すれば堀割の方が平面よりも拡散しやすいとはいえない。一方、設定7では、道路を挟んで向かい合ったビル間に生ずる循環流のために、道路風上側に高濃度域を生ずるストリートキャニオンの典型的な濃度分布を示している。

同じ平面道路について、建物のない設定1と、低層建物が散在する設定6を比較すると、建物のある場合のほうが路端付近の濃度が高いかわりに、距離減衰が大きい。建物によって地表の粗度が増したため、地表付近の風速が小さくなった反面、鉛直方向への拡散が促進されるためと考えられる。図5は3次元的な設定8及び9について、ビルの中央の鉛直断面の濃度分布、風速分布を示したものである。設定8では、隙間のない連続的なストリートキャニオンと同様、ビルの谷間の循環流により、風上側に高濃度域が現れている。風下での濃度は隙間のない場合に比べて高いが、これは隙間のない設定ではすべて風下側のビルの上を越して移流していた汚染物質が、ビルの隙間からも移流するためである。

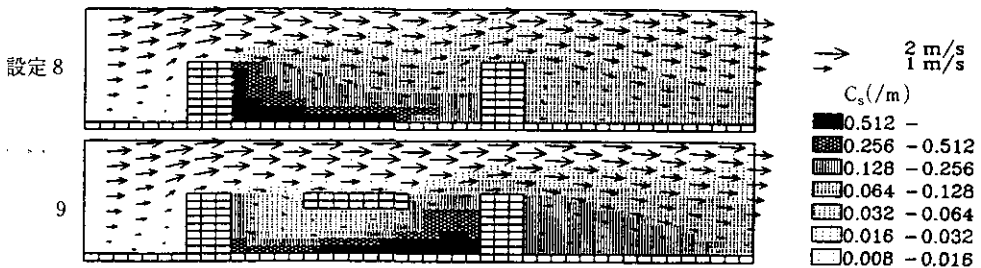


図5 3次元形状の道路構造・沿道構造に関するシミュレーション結果

これに対し設定9では風上側の濃度が低下するかわりに、風下路端から下流にかけて、他の設定よりもかなり高い濃度が現れている。これは、ストリートキャニオン上部が高架道路によって蓋をされた状況となっており、ビルの隙間から風下へ移流した汚染物質が風下側ビルの後背部の渦に巻き込まれるためと推察される。

このように、汚染物質の移流・拡散は道路や沿道の建物の構造によってきわめて複雑な影響を受ける。ここで示した結果に共通していえることは、汚染物質の移流・拡散の初期に影響する条件、すなわち道路自身の構造と道路に面した建物の構造が、濃度分布にとくに大きな影響を与えていることである。影響の仕方を一般化して記述することはここで示した9例では不十分であり、より多くの種類の設定についての検討が必要である。3次元モデルの容量の制約から、ここでは高層ビルを取り扱っておらず、今後重点をおくべき課題の一つであろう。



#### 2.1.4 平行風時に道路・沿道構造が汚染物質拡散に与える影響の評価

沿道のある地点に対して濃度寄与を及ぼす道路の区間の長さは、直交風時に最も短く、道路と風向がなす角度が小さくなるにつれて、すなわち平行風に近づくにつれて長くなる。したがって、平行風時に沿道の濃度を予測する場合、その近傍の道路区間だけでなく、風上遠方からの寄与を考慮しなければならない。プリューム式などの従来の予測モデルでは、線源を微小区間に分割して、そこからの寄与濃度を積分することによって線源全体による濃度を求めるが、平行風の場合には積分範囲を風上側の距離を無限大までとることで解決できた。

本研究で用いている差分モデルでは、あらかじめ設定した有限の対象領域の内部について計算を行っており、この領域の外にある発生源からの寄与はそのままでは計算されない。その解決法としては、①領域外からの寄与をプリューム式などの解析解型の拡散予測モデルで別途計算する、②より粗い格子分割の差分モデルを併用する、③差分法の格子分割を評価点の近くでは細かく、遠方では粗くした可変格子を採用する、等の方法が考えられる。ここでは、なるべく差分モデルをそのまま用いることができるよう、図6に示すように計算領域を道路方向(=風向)に直列に接続する方法をとった。この方法では、計算領域の下流端における風速と濃度から、道路に直交する鉛直断面を通過するフラックスの分布を求め、これをひとつ下流側の計算領域の上流端に仮定の排出源として投入する。これを繰り返せば、風上遠方からの寄与もこれまでと同じ差分法の中で取り扱うことができる。とくに、道路構造・沿道構造が道路方向に一樣であるか、または周期的に変化する場合には、計算時間のかかる風速場の計算を再度行う必要はなく、濃度場の計算

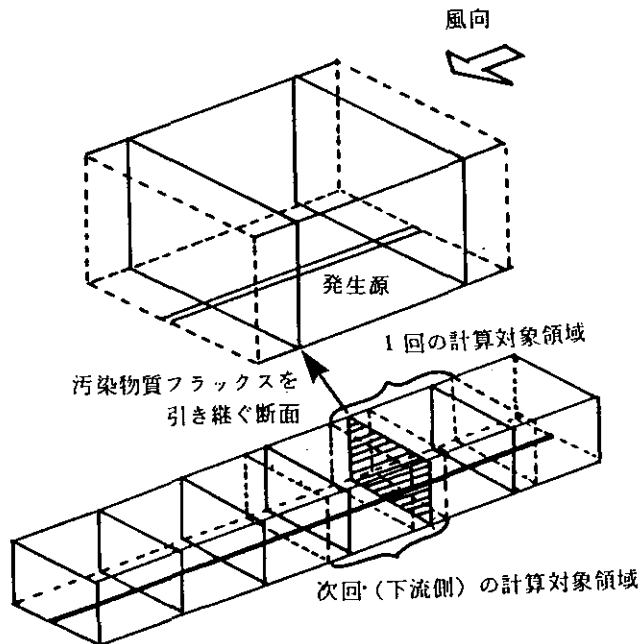


図6 平行風時の計算領域の設定方法

のみを行えばよい。

こうした準備を行った後、平行風時に道路・沿道構造が沿道の濃度に及ぼす影響を仮想的な市街地についての数値計算及び風洞実験によって調査した。底面が1辺2Lの正方形で高さがLの直方体の建物を組み合わせることにより、密度、高さの異なる市街地を再現した。図7のように建物が2Lの間隔で立ち並んでいる状態を標準条件とし、沿道第1列の建物のみ高さや密度を変化させた。道路構造は平面及び高架とした。直交風時と同様、高架下の平面道路に発生源を設定したケースもある。高架の路面幅は1.6L、路面高は1.5Lとした。建物5ブロック分に相当する長さ20Lを発生源の1ユニット（この長さをXとする）とし、濃度評価対象点から風上方向に8Xまで発生源を設定した。風洞模型ではLは50mm、Xは1mである。一方数値計算では、1回の計算領域は2X四方であり、先に述べた方法でこれを4つ直列につなげることにより8X分の領域での計算を行った。

図8は、道路に直交する鉛直断面の濃度分布の計算結果で、断面から0~1X、1~2X、2~4X、4~8Xの区間からの寄与濃度を各々示している。なお、濃度は建物高さLを基準とした無次元化濃度で示した。道路端付近の地上では、近くの排出处からの寄与が卓越するが、道路から離れ

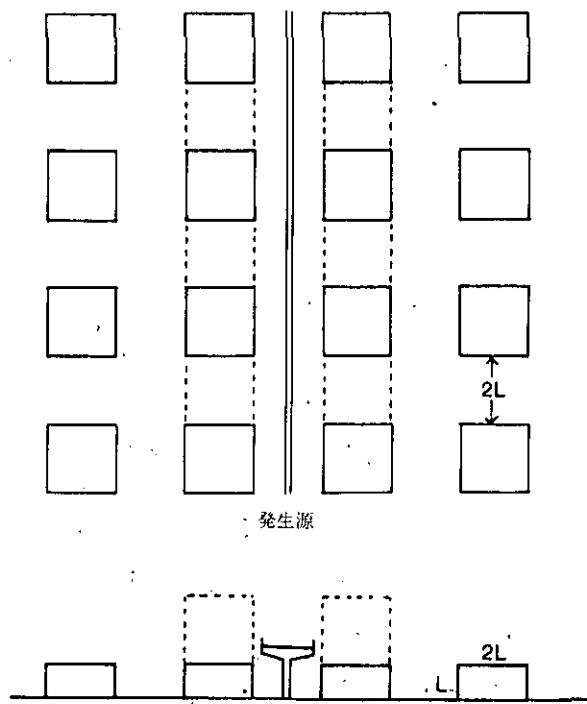
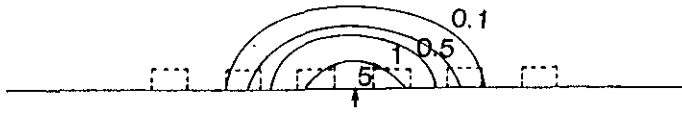
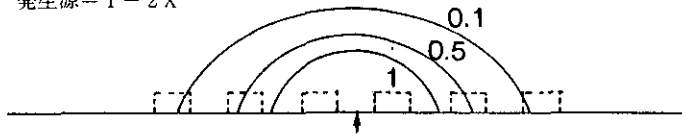


図7 平行風時のシミュレーションで用いた沿道構造の標準条件

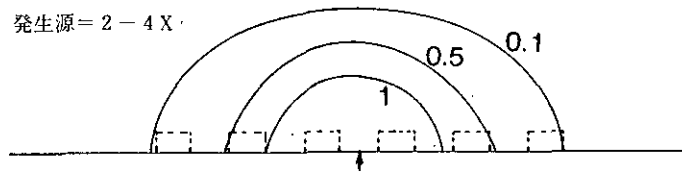
発生源 = 0 - 1 X



発生源 = 1 - 2 X



発生源 = 2 - 4 X



発生源 = 4 - 8 X

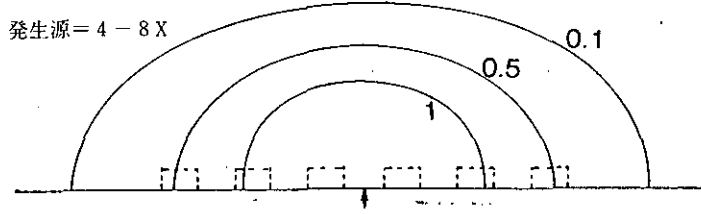


図8 風上区間別の寄与濃度の分布

るに従って、あるいは、高度が増すにつれて風上遠方からの寄与が相対的に大きくなっている。風洞実験で得られた結果と差分モデルによる計算結果は、図9に示すように、評価点の近傍から風上端までのいずれの区間からの寄与分についてもよく一致した。

次に表2に示す8種類の道路条件、沿道条件での拡散状況の違いを風洞実験結果をもとに比較する。設定A~Cは、平面道路で沿道の建物の密度を50%、75%、100%に変化させた場合、設定Dは密度50%で沿道第1列の建物高さを3倍にしている。設定Eは標準条件の建物配置で高架道路を排出源とする場合、設定F~Hは、道路を平面と高架の2層とし、平面にのみ発生源において高架構造物の影響をみたもので、建物密度は設定A~Cに対応している。道路端の高さ0.5Lの位置を濃度の評価地点とし、風上各区間からの寄与濃度をまとめて図10に示した。

直交風時と同様、高架を排出源とするケースが濃度が最も低い。平面道路単独の場合、高架が上にある場合の平面道路からの寄与ともに、沿道の建物密度が高いほど濃度が高くなる。前者ではおもに風上遠方からの寄与が増すことが原因で、後者では風上直近からの寄与が大きいことによる。沿道の建物密度が50%の場合には、平面単独よりも高架が上にある場合のほうが濃度が

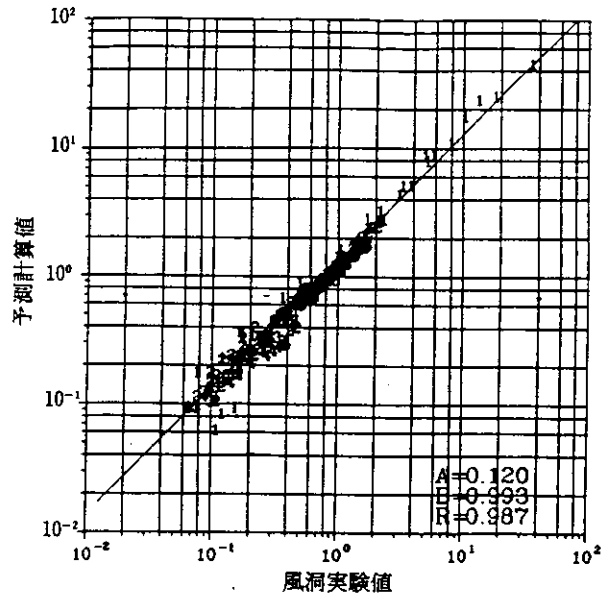


図9 平行風時の風上区間からの寄与についての風洞実験結果と数値計算結果の比較

表2 平行風時に設定した道路，建物条件

設定	道路構造	排出源	建物条件
A	平面	平面	密度50%高さL
B	平面	平面	密度75%高さL
C	平面	平面	密度100%高さL
D	平面	平面	密度50%高さ3L
E	平面+高架	高架	密度50%高さL
F	平面+高架	平面	密度50%高さL
G	平面+高架	平面	密度75%高さL
H	平面+高架	平面	密度100%高さL

低かった。これは高架構造物や橋脚による機械的な乱れが鉛直方向への拡散を促進する働きをしたためと考えられる。建物密度と道路構造の組み合わせによって、地表付近の濃度は大きく変化するこれには、道路面から鉛直方向への広がり、沿道の建物の隙間及び上面からの水平方向への広がりなどが複雑に関係している。

これらの結果を実市街地にあてはめる際には、野外と風洞との条件の違いに注意が必要である。風洞の横幅は長さ比べて短いため、一般に風洞内では主流に対する横方向の乱れが野外に比べて小さいといわれる。さらに、野外でみられる風向の変動も風洞内では生じないため、ここで示

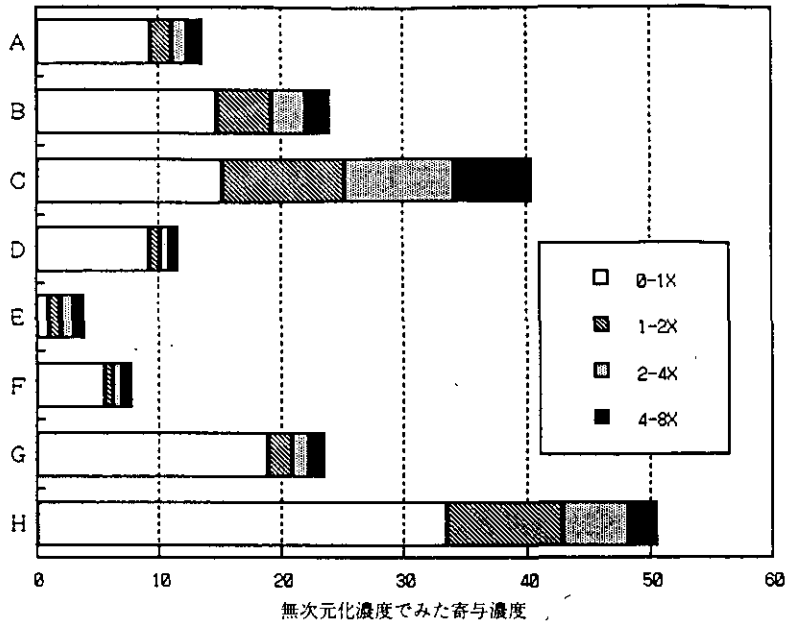


図10 道路：沿道構造別の風上各区分からの寄与濃度の分布

した結果に比べ、実際の野外では拡散が進行し、濃度分布は広がり、最高濃度は低下する。数値計算モデルの拡散パラメータは風洞の理想化された流れに対応したものであり、モデルを実市街地に適用する際には、パラメータの調整が必要であろう。主流の横方向への乱れの大きさは直交風時には、濃度分布に大きくは影響しないが、平行風時には濃度を決定する最も重要な因子の一つであり、野外データに基づくパラメータの設定が今後の課題である。

### 2.1.5 ストリートキャニオン状地区への予測手法の適用

仮想的な市街地についての検討の次のステップとして、実測調査データのある実市街地をとりあげ、数値計算、風洞実験、現地調査の3つの結果の比較を2例行った。

第1の事例は、直線道路の両側に、11階建ての高層住宅が向かい合い、ストリートキャニオンを形成している地区である(図11)。道路は4車線で、12時間交通量約25,000台、大型車混入率約13%の幹線道路である。両側に11階建ての高層住宅が道路に沿って長さ約100mにわたって続いており、ストリートキャニオンを形成している。この地区については、道路西側の住宅の2, 5, 8, 11階の4か所(記号B~E)、歩道端の街路灯の位置(記号A)、及び建物裏側(記号F)の計6地点でサンプリングされたNO<sub>x</sub>の1週間の連続測定データが利用可能である。

高層住宅が向いあった部分は2次元的な構造であることから、数値計算は2次元で行った。風

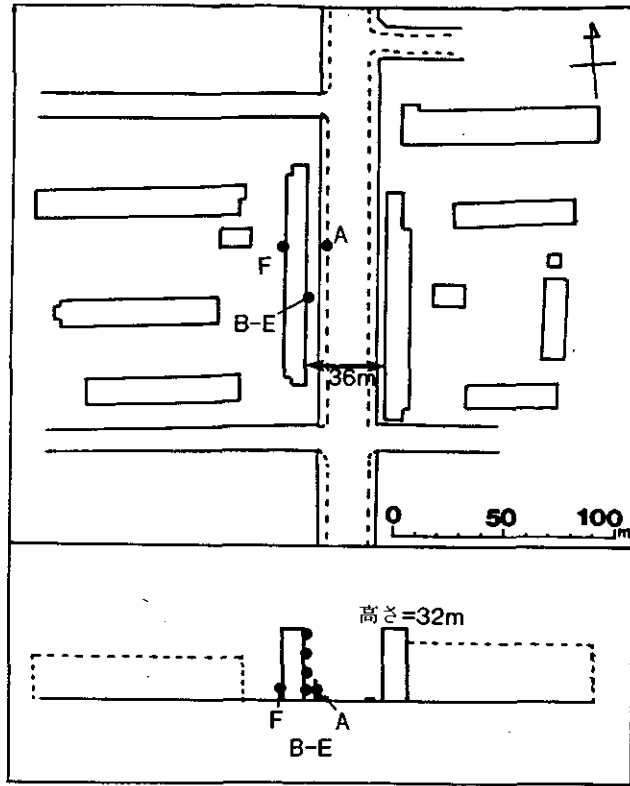


図11 ストリートキャニオン状地区の概況

洞実験は、半径 250 m の範囲の縮尺 1/250 の模型を作成して行った (図 12)。風向は実測調査地点が道路風上側に相当し、ストリートキャニオン内の高濃度側に位置する条件として西及び西南西の 2 風向とした。これは道路にほぼ直交する風向である。風洞実験での濃度測定は道路に沿った高層住宅によるストリートキャニオン内部の濃度分布の測定と、風下側への移流を含めたより広範囲の濃度分布の測定の 2 種類とした。前者では道路長さ方向に 100 mm 間隔で 5 地点同時にサンプリングするプローブをトラバース装置に取り付け、道路幅方向に 7 断面、道路長さ方向に 10 断面、鉛直方向に 5 ~ 7 断面の延べ約 400 地点について測定した。また、後者では、同様に 200 mm 間隔で 8 地点同時にサンプリングし、道路風上から風下に 9 断面、道路長さ方向に 16 断面、鉛直方向に 4 ~ 5 断面の延べ約 550 地点について測定を行った。さらに、現地実測調査の行われた地点に相当する 5 地点についての濃度を測定した。

2次元モデルは両側の建物が道路方向に無限に続く理想化された状態を扱うが、実際の市街地では建物長さは有限である。したがってキャニオン内の流れは、建物の上方の風の流れによる鉛直断面内の渦 (roof vortex) だけでなく、建物側方からの渦 (side vortex) にも支配されると考えられる。模型実験におけるキャニオン内部の濃度分布測定の主なねらいは、この side vortex に

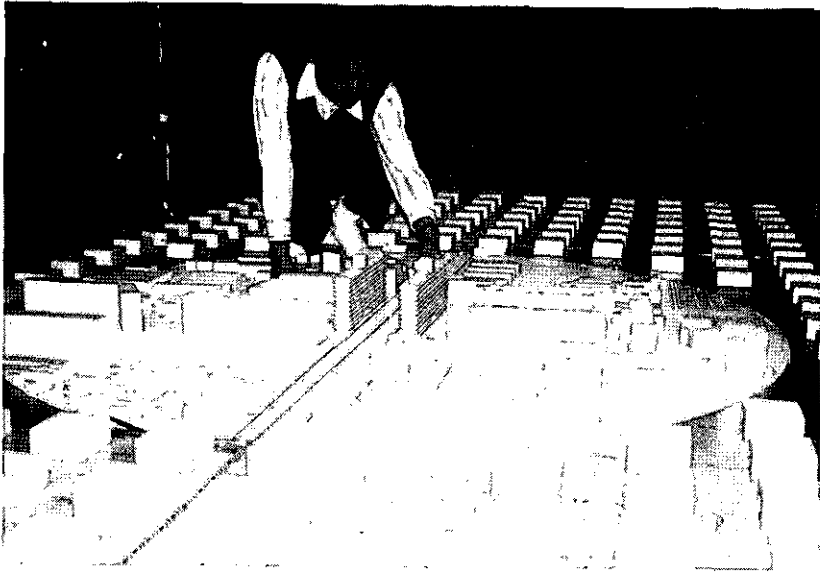


図12 ストリートキャニオン状地区の風洞実験模型

よる道路長さ方向の濃度変化を知ることである。

図 11 に示すように道路の東西両側に沿った建物の長さは約 100 m (模型では約 40 cm, 以下原則として市街地の実寸で記述) であり, 両側の建物は南北に約 15 m ずれて向かい合っている。この北端から南端までを 12.5 m 間隔に 10 断面測定し, 道路に直交する鉛直断面の濃度分布と比較した。図 13 (a)~(d) は, 西風の条件で, 建物の北端から南端までを 3 等分 (37.5 m 間隔) した断面ごとの濃度分布, 図 13 (e) は 10 断面すべてについての平均値を示す。なお, 図中の濃度はすべて基準化濃度である。図 13 (b), (c) にみられるように, 建物中央部では, 風上側の濃度が高く, 風下側の濃度が低いストリートキャニオン特有の濃度分布が現れているが, (a), (d) にみられるように両端部の濃度分布はかなり異なっている。図 13 の (a), (b) の中間に位置する断面では, キャニオン内の風上, 風下両側ともに高濃度となっている。これは, 両側の建物の南北へのずれにより, 汚染物質がキャニオン内部を南から北へ移動し, 建物北端から風下側へ移流していくためと考えられる。このことは, 次に述べるより広い範囲での濃度測定結果でも裏付けられる。風向を西南西とした場合には, 建物中央部での濃度分布は西風時と似ており, 濃度がやや低めとなる。西風時に建物北端付近にみられた高濃度域は顕著には現れていない。これは南風成分による建物北側への移流がより支配的となるためと推察される。

次にストリートキャニオンの外部を含めた, より広範囲の濃度分布の測定結果について述べる。図 14 は西風時の地上 7.5 m における水平面の濃度分布を示したものである。建物の北端付近から風下方向へのびる高濃度域が現れている。また, この高濃度域は高さ方向にも広がっている。

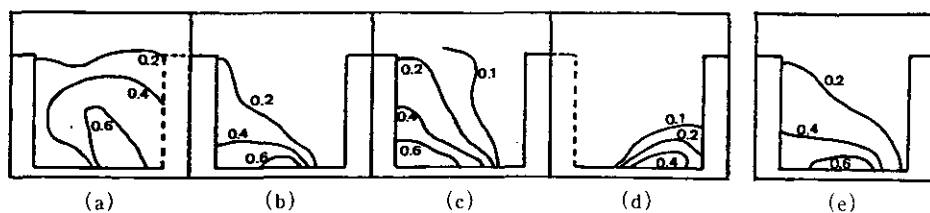


図13 風洞実験によるストリートキャニオン内の断面濃度分布

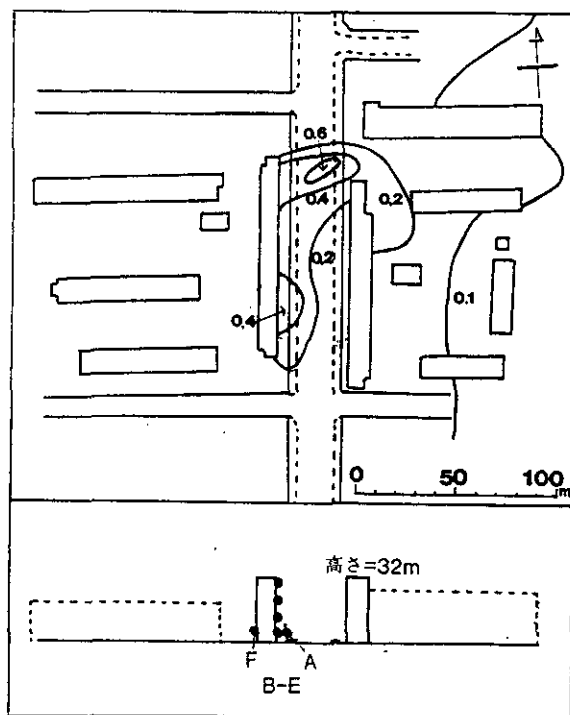


図14 風洞実験によるストリートキャニオン周辺の平面濃度分布

こうした道路に沿った南北方向の濃度変動は、地表付近では風下への汚染物質の移流に伴って消滅し、建物長さ（100 m）と同程度風下では、ほぼ均一となっている。後背地にも大きな建物があり、これによる機械的な乱れが拡散を促進する一因となっていると推察される。

ここで、現地調査データのある地点について、数値計算、風洞実験との定量的な比較を試みる。現地調査結果については、まず、建物の道路に面した側の濃度（A～E）から建物裏側の濃度（F）をバックグラウンド値として差し引くことにより、道路からの純寄与濃度を求めた。次に車種別交通量から推定した $\text{NO}_x$ 排出強度及び現地で実測された風速を用いて濃度を基準化した後、風



洞実験結果及び2次元モデルによる計算結果と比較できるようにした。一方、参考のため、ストリートキャニオン地区の拡散予測のためにJohnsonらが開発したSRIモデルを併せて適用した。

濃度実測調査結果の5地点(図11のA~E)について、風洞実験結果、実測値及び数値計算結果を図15に示した。これによれば、風洞実験結果と実測値とはプロファイルはよく一致しているが、実験値のほうがかなり低めであり、SRIモデルによる計算結果よりも低い値を示している。実験結果で明らかにされた建物の南北へのずれによる水平方向への拡散が、2次元モデルでは表現されていないため、両者の差異はこの点に起因している可能性がある。しかし、実測値は2次元モデルによる計算結果よりさらに高い。この不一致の原因には、実測値から基準化濃度を求める際の排出係数設定の妥当性、熱的要素による鉛直方向の拡散条件、短期間の実測値の代表性など多くの要素が考えられる。実測値との定量的な比較を行う上で、排出強度の正確な把握が課題として残されたことになるが、この結果を別の見方から捉えれば、精度の高い拡散モデルと濃度、気象の実測値があれば、実走行時における排出強度の推定が可能であることを示唆している。

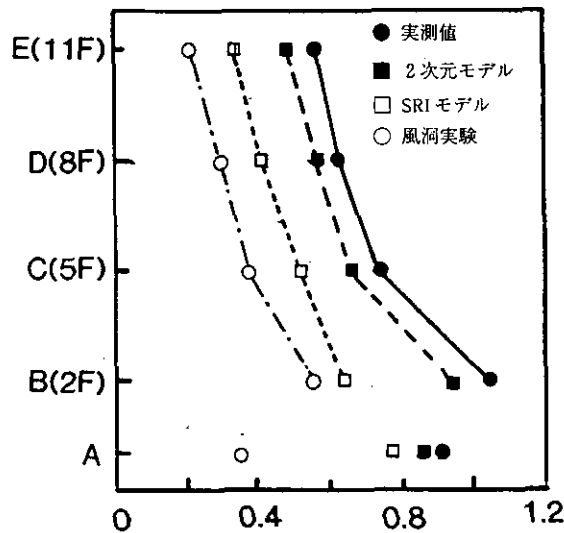


図15 風上側濃度の鉛直プロファイルについての結果の比較

### 2.1.6 高層ビルのある交差点周辺地区への予測手法の適用

第2の事例は、変則的な十字路の西側に19階建ての高層ビルのある地区である。本地区は金沢市内中心部の商業地区に位置し、12時間交通量約30,000台の道路と約10,000台の道路が交わるやや変則的な交差点である。路線バスの通行量が多いがそれ以外の大型車の混入は少ない。周辺の建物の状況は図16に示すとおりで、交差点の西側一帯には商業ビルが立地し、19~22階

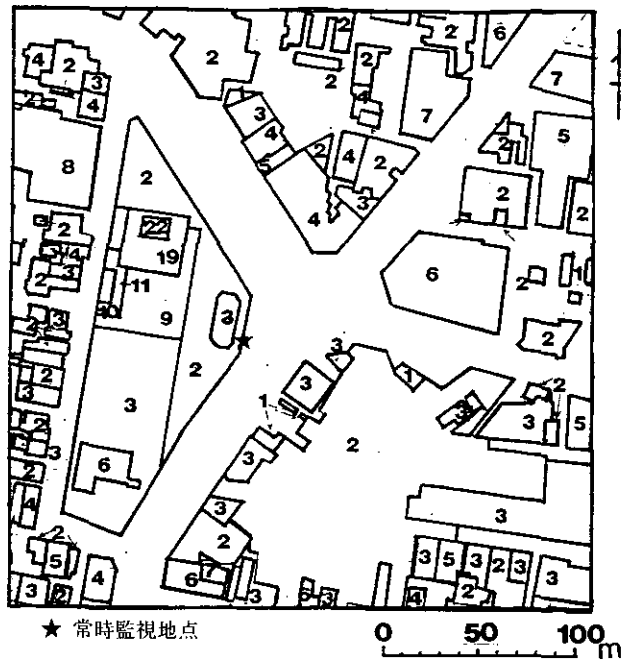


図16・交差点周辺地区の概況

建て部分を筆頭に、9～11階建て部分がこれに続き、ベースとなる低層部分は南北約200mにわたって続いている。これと向かい合う交差点東側に6階建ての商業ビルがあるが、これら以外は主として2～4階建ての市街地から構成されている。交差点西側のビルの1階壁面に自動車排出ガス測定局の採気口があり、 $\text{NO}_x$ 及びCOが常時監視されている。また、このビルの3～4階部分で数か月にわたる $\text{NO}_x$ 濃度の臨時連続測定が行われた。

この地区についても、半径250mの範囲について縮尺1/250の模型を製作した(図17)。常時監視データにおいて、高層ビル及び測定点が交差点風上側に相当する西風から南西風にかけて高濃度が記録されたことから、西及び南西に風向を設定した。濃度の測定点は交差点に集まる各道路の断面内とし、サンプリングプローブによって5地点ずつ同時に測定した。4方向の道路について、交差点からの距離方向に100mm間隔に5断面、道路幅方向に5断面、高さ方向に3断面の延べ300地点を対象とした。これに加え、自動車排出ガス測定局の位置を含む交差点の四隅の建物に各2か所ずつ、計8か所のサンプリングチューブを埋め込み、上方からプローブを差入れる方法では測定しにくい建物壁面の濃度を測定した。

図18(a)は風洞実験によって得られた、西風時における交差点周辺の地上2.5mの濃度分布を道路幅(30m)を基準とした無次元化濃度で示したものである。交差点の西側に高濃度域が現れており、常時監視局の位置する付近から南側にかけてが最も高濃度となっている。このとき、地上9mでの濃度分布では、高濃度域は交差点西側のやや北より、すなわち9～22階部分のあ

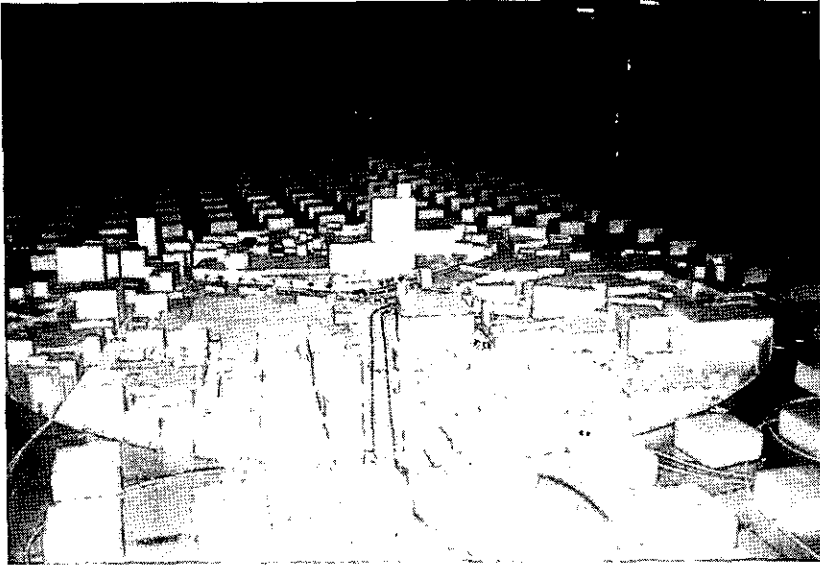


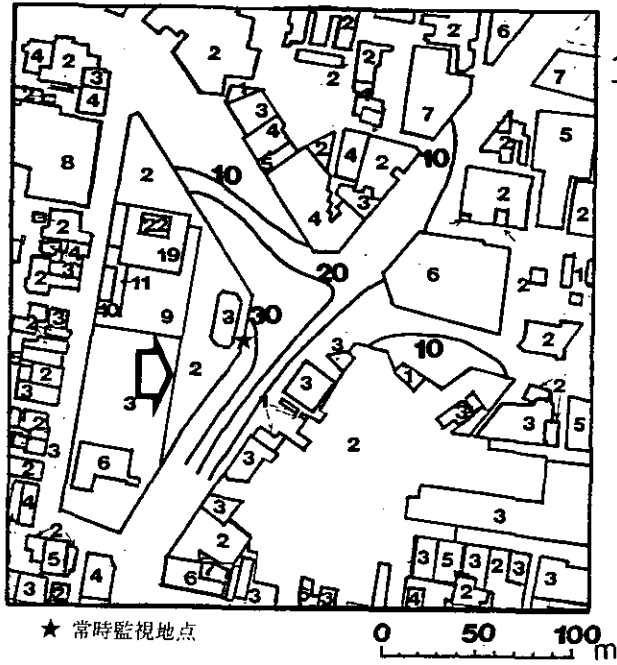
図17 交差点周辺地区の風洞実験模型

るビルのちょうど東側背後にあたる位置に現れている。これらの結果から、交差点西側の高層ビル背後への風の回り込みが交差点付近の濃度分布に大きな影響を与えていることが分かるが、地上 2.5 m での高濃度域は、高層部分の背後ではなく交差点西南側に現れており、他の要因についても考慮すべきと考えられる。すなわち、ビルの 2～3 階部分が交差点西側を広範囲にわたってブロックしているため、西風時の地表付近では、北西及び南西方向の道路から交差点に向かって汚染物質が流入する形となっていると推察される。この地表付近の流れと、高層部分の背後に回り込む風の流れとを明確に区分することは現時点では困難である。高層部分を取り去った模型実験や数値計算を行えば明らかにされよう。

また、図 18 (b) は南西風時の地上 2.5 m の濃度分布である。高濃度域はやはり交差点西側に現れているが、高層部分の北東側背後と、常時監視点付近から南側への 2 つに分離しているように見える。この分布についても、西風時の高濃度域発生 の解釈として述べた高層部分の影響と広範囲の低層部分の影響とで説明が可能である。一方、北東方向の道路沿道にも高濃度域が現れているが、これは風向がちょうどこの道路とほぼ平行になるためと推察される。

一方、本地区区については 3 次元モデルを適用した。高層ビルの影響を考慮するには十分に広い範囲を対象領域とし、かつ流れを精度よく再現するには 1 つのボックスを十分に小さくとる必要があるが、現在使用している計算機の容量から総ボックス数が約 25 万に制約されるため、ここでは、水平方向に縦横 5 m × 80 個、高さ方向に 3.5 m × 40 個のボックスを設定した。図 19 は地表付近における西風時の流れ及び濃度分布の計算結果（無次元化濃度）を示したものである。北西及び南西方向の道路から交差点中心部へ向かう流れは交差点やや北側に集まる結果となってお

(a)  $WD=W$   $H=2.5m$



(b)  $WD=SW$   $H=2.5m$

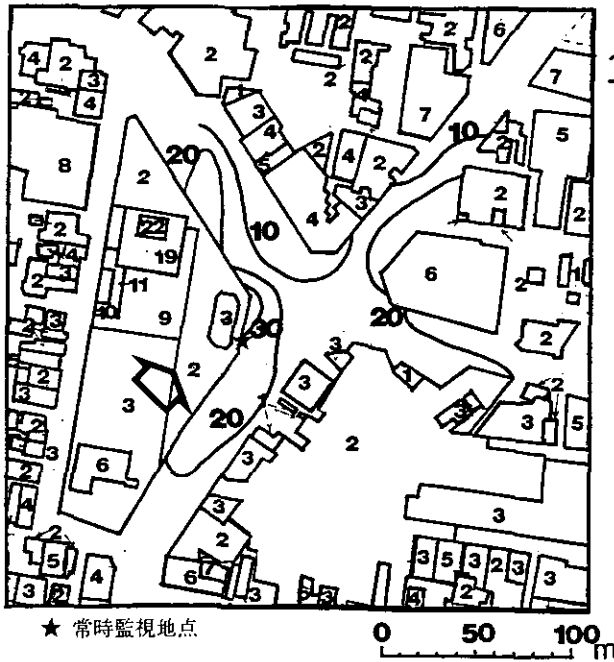


図18 風洞実験による地上 2.5m の無次元化濃度分布  
(a) 西風時, (b) 南西風時

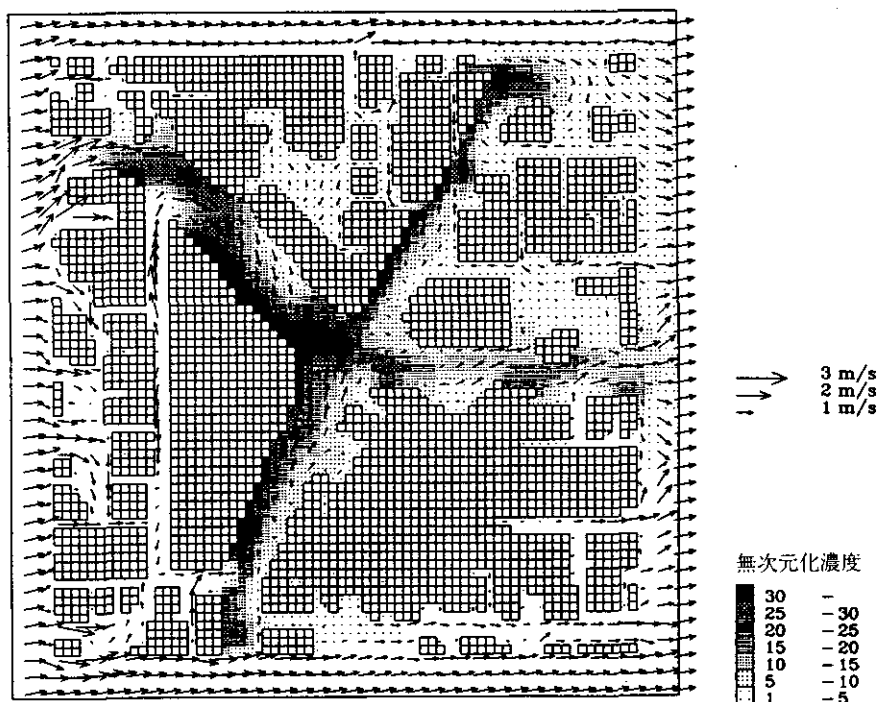


図19. 3次元モデルによる風速と濃度の計算結果（地上2.5m）

り、濃度もこの周辺が最も高い。図18(a)に示した風洞実験結果と比較すると、交差点西側に高濃度域を生じる点では一致しているが、最高濃度の出現地点など、細部では異なっている点がある。

一方、本地区に位置する自排局による $\text{NO}_x$ 濃度データ及び周辺の気象観測所のデータから、西風で大気安定度が中立のデータを選び出し、常時監視地点における濃度について、実験結果及び数値シミュレーション結果との比較を試みた。図20は実測値を風速と濃度との関係としてプロットし、その上に車種別交通量及び走行モード別排出係数から推算した $\text{NO}_x$ 排出強度を用いて実濃度に換算した数値計算値及び風洞実験値を示したものである。数値計算値及び風洞実験値は濃度が風速に反比例すると仮定して示したものであるが、実測値の風速への依存性はあまり明確ではなく、風速が小さいときにはばらつきが大きく、風速が大きい場合に数値計算値や風洞実験値よりかなり高い値となっている。その原因として弱風時には風向の変動が大きく、建物背後への風の回り込みが安定して現れにくいこと、強風時には風洞実験や数値計算で考慮していない風上遠方からの濃度寄与が無視しえないことなどが考えられるが、この点についてはより詳細な解析が必要である。

なお、西風が支配的な日にディフュージョンサンプラーを用いた簡易測定法の一つである

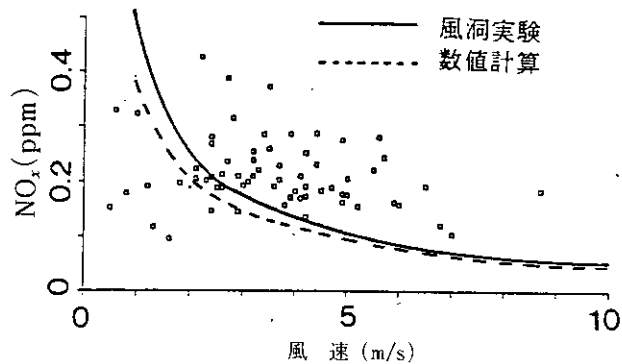


図20 常時監視地点における実測地と風洞実験及び数値計算結果の比較

PTIO法によって実測された交差点周辺での $\text{NO}_x$ 濃度分布も、風洞実験や数値計算の結果とほぼ一致することが確認された。

### 2.1.7 交差点周辺における $\text{NO}_x$ 濃度分布の実測調査

道路沿道における窒素酸化物濃度の空間変動と日変動の実態を調査するため、汚染の進行した東京都内の幹線道路交差点周辺の歩車道境界の32地点の濃度分布及び付近のビルの3つの断面についての濃度鉛直分布について、PTIO法を用いた実測調査を行いその結果を解析した。図21に示すように期間平均濃度でみた地点間の二酸化窒素濃度の変動は数十%であったが、一酸化窒素を加えた窒素酸化物では100%以上に達しており、自動車排ガスの寄与の地点間の差異は、二酸化窒素濃度の変動に比べてかなり大きいことが示唆された。また、日変動と空間変動についての分散分析から、窒素酸化物濃度については両者が同オーダーであること、二酸化窒素については日変動が空間変動に卓越することが明らかにされた。

観測された濃度分布は、実市街地における濃度のばらつきの大さを知るための多くの情報を提供している。数値計算や風洞実験では理想化された特定の気象条件化でシミュレーションを行うのに対し、気象条件が時々刻々変化する実際の市街地では、濃度分布は平均化され、シミュレーションにみられるほど明確な濃度分布は現れにくいと考えられる。にもかかわらず、実測結果で得られた分布では $\text{NO}_x$ について大きな濃度のばらつきがみられ、沿道局地汚染を評価する際に、測定地点の選び方で数値が大きく左右されることを示唆している。本報告で示した事例により、数値計算や風洞実験は少なくとも定性的な濃度分布を再現することには成功しており、実市街地における測定点の選定にも適用が望まれる。

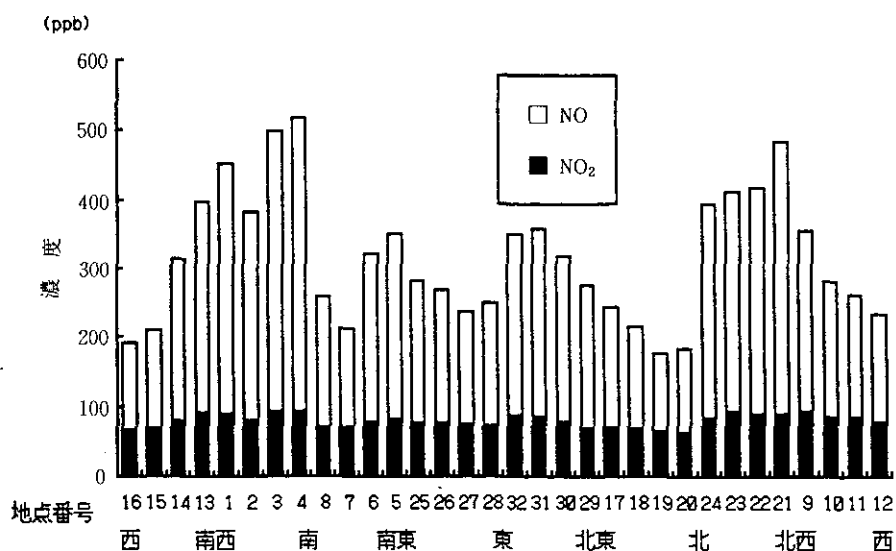


図21 幹線道路交差点周辺の歩車道境界 32 地点における 1 週間平均濃度分布

### 2.1.8 阪神地域の道路沿道における春季の高濃度 NO<sub>2</sub> 発生要因の解明

阪神間の幹線道路沿道に設置された自動車排出ガス測定局（自排局）においては、高濃度の NO<sub>2</sub> が春季の昼間に多く出現し、環境基準を達成できない原因の一つとなっている。そこで、自排局の常時監視データの統計的解析により、この NO<sub>2</sub> 高濃度発生要因の解明を行った。

常時監視データをもとに、道路沿道の NO<sub>x</sub> 濃度及び NO<sub>2</sub> 濃度と季節、時刻、風向・風速、周辺のアキシダント濃度などとの関係を解析した結果、

- ① NO<sub>x</sub> は冬季に、NO<sub>2</sub> は春季に高濃度の出現頻度が高い
- ② 春季について、NO<sub>x</sub> は午前中に高濃度出現頻度が高く、NO<sub>2</sub> は日中、特に午後に出現頻度が高い
- ③ 春季について、NO<sub>x</sub> の高濃度は無風・弱風時に多く出現するが、NO<sub>2</sub> 高濃度は南からの海風時に多く出現し、無風・弱風時よりも 2～4 m/s 程度の有風時に多く出現する
- ④ 春季の NO<sub>2</sub> 高濃度は、周辺の一般環境大気測定局における O<sub>3</sub> 濃度が高いときに多く出現する
- ⑤ 沿道の NO<sub>2</sub> が高濃度となるときでも周辺の一般局で顕著な NO<sub>2</sub> 高濃度はみられない

などの結果を得た。

これらを総合すると、NO<sub>x</sub> の高濃度は拡散の起こりにくい気象条件に出現しているのに対し、NO<sub>2</sub> の高濃度は拡散以外の条件とかが関わっていることが明らかである。NO<sub>2</sub> 高濃度は、春季の日中、南からの海風が吹き、O<sub>3</sub> 濃度の高いときに多く出現している。O<sub>3</sub> 高濃度出現は南からの海風の侵入時に多くみられることから、侵入した海風中に高濃度の O<sub>3</sub> が含まれていると考えら

れる。この $O_x$ が道路を走行する自動車から排出されたNOと短時間で反応し、 $NO_2$ を生成することが、春季にみられる高濃度発生の原因と考えられる。

交通量の多い道路沿道では、拡散が起りやすい気象条件でもNO濃度は $O_x$ 濃度に比べて高いことから、反応により生成される $NO_2$ はNO濃度よりも $O_x$ 濃度に強く依存する。図22は、春季に南よりの風が吹くときの $NO_x$ 濃度と $NO_2$ 濃度の関係を後背地の $O_x$ 濃度ごとに示したものであり、 $O_x$ 濃度の増加とともに、 $NO_x$ に占める $NO_2$ の割合が著しく増加することが明らかである。

これらのことから、沿道の $NO_2$ 濃度を低減させるには、 $NO_x$ 濃度の低減だけでなく、侵入する $O_x$ 濃度にも目を向ける必要がある。海風に含まれる $O_x$ が、人為的に排出された $NO_x$ や炭化水素から光化学反応によって生成されたものであるのか、成層圏由来など他の成因によるものなのかは現時点では明らかではない。仮に人為起源のものであれば、その発生源にまでさかのぼった対策が必要となる。人為的な $O_x$ 生成は光化学スモッグという観点から捉えられてきたが、そこでは問題にならない120ppb以下の $O_x$ でも、沿道の $NO_2$ 生成にとっては見過ごせないことになる。この問題は沿道局地大気汚染と広域大気汚染との両方にかかわる問題であり、今後広域的な $O_x$ 生成メカニズムの解明と組み合わせた研究が必要となろう。

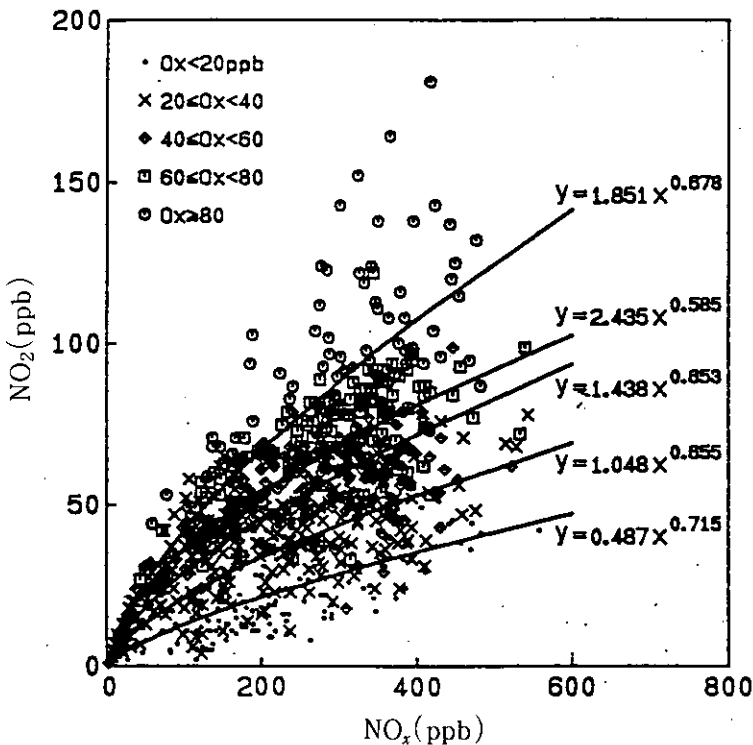


図22 後背地の $O_x$ 濃度からみた $NO_x$ 濃度と $NO_2$ 濃度の関係



## 2.2 交通騒音伝播の精密予測方法の開発

道路騒音問題に対する関心は近年非常に高まっており、都市部において新たに道路を建設するような場合には、必ずといってよいほど騒音公害が問題となる。また既存の道路においても、騒音による生活質の低下が見られるような場合には、有効な防止対策を立てることが求められている。このような状況の下で、道路建設を計画したり騒音防止対策を立案する際には、道路交通から発生する騒音レベルや騒音防止対策の効果を精度良く予測することが必要とされている。

従来、道路交通騒音の予測には、幾何音響理論を基礎としそれに音波の回折や地表面の影響などの補正を加えた、日本音響学会方式による予測モデルが広く用いられてきた。しかしこの予測式は、田園地帯の国道や高速道路のように道路構造と沿道条件が比較的単純な場合をモデル化したものであり、道路構造や沿道条件が複雑な都市部の道路においては、必ずしも適切なモデルであるとは言えない。都市部において騒音伝播を正確に予測するには、建造物などによる音波の多重反射や回折及び反射面の音響反射特性の違いによる影響などを正確に考慮することが必要である。このような複雑な条件下における騒音伝播の予測方法としては、模型実験なども考えられるが、模型は製作に時間と費用がかかり汎用性も大きくない。そこで本研究では、汎用性のある数学的モデルを用いて音波の波動性を的確に考慮し、複雑な道路構造や沿道条件の場合にも適用が可能な予測方法の開発を試みた。また、この予測モデルを実際の場合で適用する場合には、沿道構造物や地表面などの音響反射率データが必要であるので、新たに任意の入射角における音響反射率を測定する方法を開発した。

### 2.2.1 境界要素法に基づく騒音伝播予測モデル

音の伝播は、よく知られているように数学的には波動方程式で記述される。騒音伝播を正確に予測するには、波動方程式に適切な境界条件を与えて解けば良いのであるが、単純な境界条件の場合を除けば解析的に解を求めることは容易ではない。そこで多少とも複雑な境界条件の場合には数値的な方法によらざるを得ない。数値的に音響伝播問題を解く方法としては、1) 差分法、2) 有限要素法、3) 境界要素法などが挙げられる。ここでは、近年次第に用途が広がりつつある境界要素法を取り上げ、複雑な境界条件下での騒音伝播問題に適用することを考える。

境界要素法は、場を支配する境界積分方程式を数値的に解くために考えられた方法である。この方法は、境界を微小要素に分割し、境界上の場を近似関数で表すことによって、境界積分方程式を連立一次方程式の形に置き換え、解を求める。騒音伝播問題の場合には、波動方程式から導かれるヘルムホルツの積分方程式に、道路と道路周辺の建造物を境界条件として与え、本方法を適用することになる。境界条件さえ定めることができれば、どのような形状の道路や建物であっても、理論的には、本モデルにより騒音伝播を予測することが可能である。

図 23 のように、境界面  $S$  で囲まれた空間中で音源  $P_0$  から音が放射されているものとする。このとき空間中または境界面上のある点  $P$  における音圧  $U(P)$  は、ヘルムホルツの積分方程式

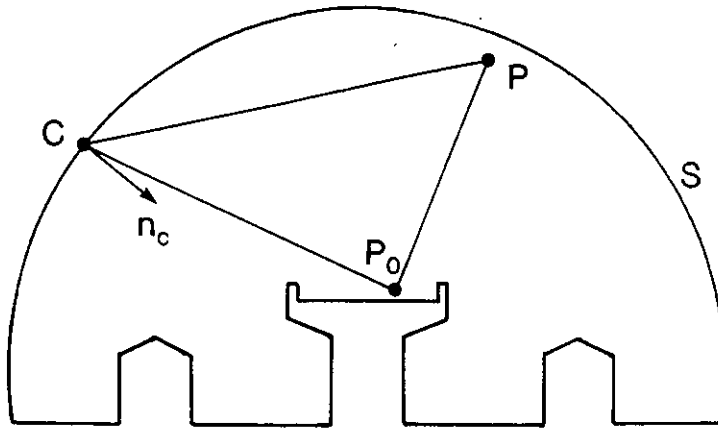


図23 空間中の音響伝播に対する境界条件

により，次のように直接音と境界面による反射・回折音の和として表される。

$$K_p U(P) = G(P|P_0) + \iint_S [U(C) \frac{\partial G(P|C)}{\partial n_c} - \frac{\partial U(C)}{\partial n_c} G(P|C)] dS \quad (3)$$

ただし， $G$  は自由空間中の音の伝播を表す関数であり， $\partial / \partial n_c$  は境界上の点  $C$  における内向き法線方向の偏微分を表す。定数  $K_p$  は，点  $P$  が空間中にあるときは 1，境界面上にあるときは 0 から 1 の間の値をとる。この式は，境界面上での音圧分布がひとたび分かれば，空間中の任意の点における音圧がこれらから計算できるということを示している。さらに，境界面  $S$  による反射・回折音の内，上空の円弧状の部分からの寄与は，円弧の半径を無限に大きくとることにより，無視することができるので，結局，地表面や建築物などだけの表面音圧を求めればよいということになる。

境界要素法とは，境界面を小さな要素に分割することによって式 (3) を解く方法であり，次のように 2 段階の手順からなる。

- ① 点  $P$  が境界面上にあるものとして，境界面上での音圧分布を求める。境界面を要素に分割することにより，式 (3) は各要素上での音圧を未知数とする連立 1 次方程式に変換される。この方程式を解けば，各要素上での音圧値が得られる。
- ② 対象とする空間における音圧分布を求める。空間中の任意の点  $P$  における音圧は，境界要素上での音圧値を用いて，式 (3) の積分項を要素ごとに計算することにより求めることができる。

境界要素法は，広範に普及している有限要素法と技術的には似通っているが，後者と比べて次のような特徴がある。第 1 に，有限要素法の場合，領域全体を分割する必要があるのに対し，境

境界要素法では領域を囲む境界のみを分割すればよいので、要素数を大幅に減少させることができる。ただし、連立1次方程式のマトリックスは、有限要素法のように帯状ではなく、密なマトリックスとなる。第2に、屋外の騒音伝播のように、開領域における場の計算に適している。開領域を対象とする場合、差分法、有限要素法では、無限遠まで広がる領域の扱い方が問題であるが、境界要素法では境界のみを分割すればよいのでこのような問題はない。ただし、地表面のように境界自体が無限に広がる場合には、境界要素法でもなんらかの対処が必要である。

ここで報告する騒音伝播予測モデルは、2次元の境界要素法を用いている。したがって、音源、道路断面及び沿道建築物の形状がどこで切っても同じ場合を想定しているということになる。道路、地表面、建築物などによって構成される境界面の形状と吸音特性は任意に指定することができるので、防音壁や吸音材料などを用いた場合の騒音防止効果を調べる事が可能である。図24に、本予測モデルを構成する計算機プログラムのフローを示す。

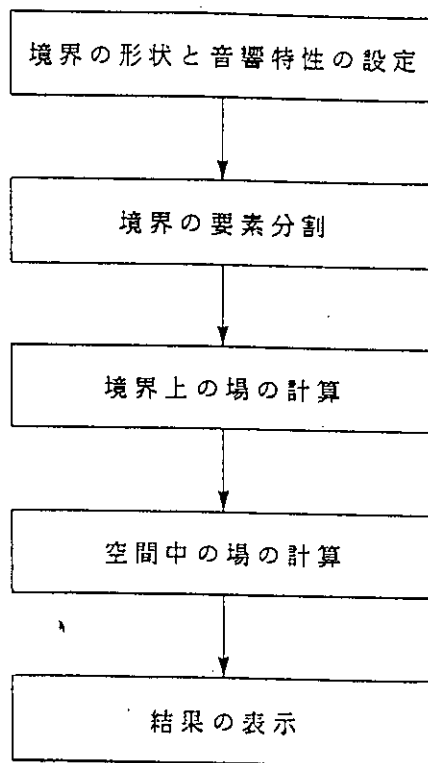


図24 境界要素法プログラムの流れ

## 2.2.2 予測モデルの検証と予測結果

### (1) 検証

本予測モデルを検証するために、解析的に近似解を求めることのできる単純な境界条件の場合に対して、本モデルによる予測結果と解析的に求めた近似解との比較を行った。図25のように、幅20cmの剛性のパネルが空中に置かれているものとする。このパネルの前方300cmの点に音源があるものとして、パネル周囲の音圧分布を、パネル中心点を中心とする半径150cmの円周上で計算した。図26の実線は、本予測モデルにより計算した音圧分布を、図25中の角度 $\theta$ に対してプロットしたものである。このように単純な境界条件の場合、パネル周辺の音圧分布はキルヒホッフの回折理論により近似的に求めることもできる。図26中の破線は、この理論により求めた近似解である。両者は概してよく一致しており、本モデルの有効性が確認されたといえる。低い周波数の場合、 $\theta = 90$ 度付近で両者の乖離が大きくなっているのは、キルヒホッフの近似解自体に問題があるためと考えられる。

### (2) 予測例

予測計算は次のような設定条件の下で行った。

- ①地表面境界は、表示領域の水平方向の長さの2倍まで考慮し、その先からの影響は無視できるものとした。
- ②要素の大きさは、1波長当たり少なくとも8個以上の要素が入るようにし、要素内では音圧とその法線方向微分値は一定であるとした。
- ③境界面の音響特性は吸音性または完全反射面とし、境界条件で設定した。

図27に、いろいろな構造をした堀割道路からの道路交通騒音を予測した結果を示す。図の色調は、2.5dBごとの騒音レベルの変化を表し、色が濃いほど騒音レベルが高いことを示している。堀割構造の深さは6m、幅は20mで、ほぼ4車線道路に相当する。音源は片側2車線の中心上

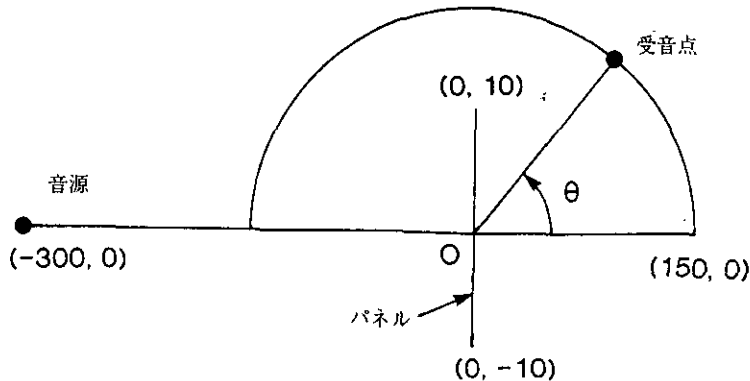


図25 予測モデルを検証するための数値実験例

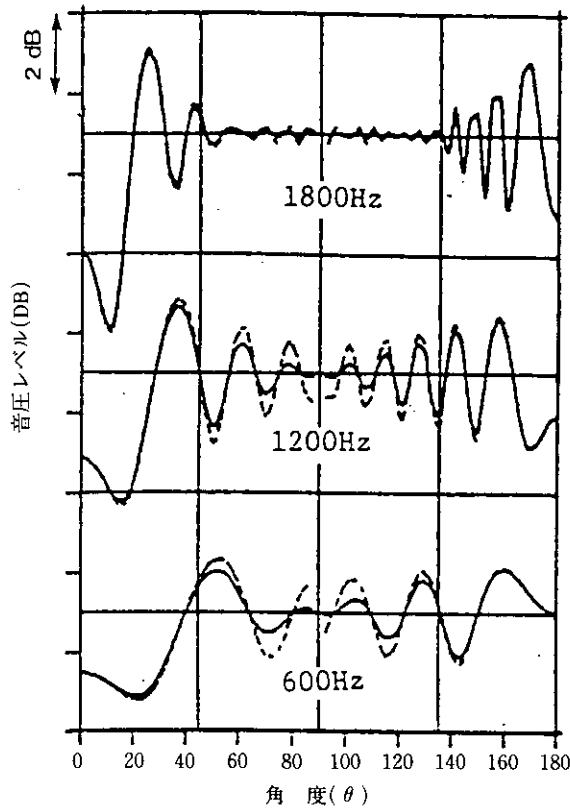


図26 パネルの周りの音圧分布  
境界要素法による予測 (—) とキルヒホッフの近似解 (---) の比較

50 cm の高さにあるものとして、そこからの騒音の伝播をみている。周波数は250Hzとした。(a) は境界がすべて完全反射面である場合、(b) は厚さ1 m、長さ2.5 mのオーバーハングを取り付けた場合で、境界面はすべて完全反射面である。(c) は側壁を吸音性とした場合で、吸音率は約0.6である。(d) は側壁とオーバーハングの部分が(c)と同じ吸音特性を持つとした場合である。このようなシミュレーション結果から、防音壁、吸音材料、オーバーハング、バッファビルなど各種の騒音防止対策の効果が明らかになり、有効な対策を立案することが可能になると考えられる。

### 2.2.3 任意入射角における音圧反射率測定方法の開発

道路交通騒音の伝播予測を行うには、道路周辺にある建造物や地表面の音圧反射率に関するデータが必要である。音圧反射率の測定方法としては、残響室法が広く用いられているが、これは室内におけるランダム多重入射条件における反射率を与えるものであり、屋外における騒音伝播のように単一入射平面波条件における反射率を適切に測定できる方法ではない。屋外の騒音伝

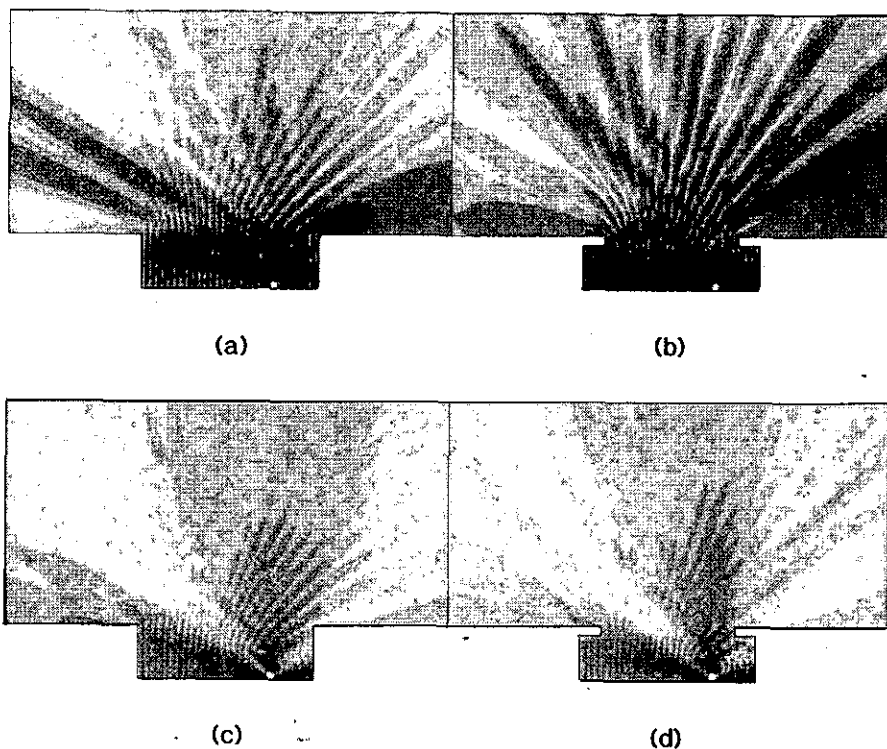


図27 境界要素法による道路交通騒音の予測結果

播に関しては、単一入射平面波の条件における反射率を任意の入射角で測定することのできる方法が必要である。このような測定方法としては、従来からいくつかの方法が提案されている。これらの基本的な原理は、図 28 のように音源と受信点のある入射角になるように配置し、直接音と反射音を何らかの方法で分離することにより音圧反射率を求めるというものであった。この作業を繰り返すことにより、いくつかの入射角における音圧反射率が得られる。しかし、このような方法で測定を行った場合、厳密に言えば入射波は平面波ではなく球面波であり、その影響を完全に除去することはできなかった。また、入射角が大きい場合には、測定材料の縁からの回折波の影響が増大し、正確な測定は困難であった。

本研究では、任意入射角における音圧反射率の新しい測定方法を開発した。本方法は、空間フーリエ変換を用いて入射球面波を様々な方向に向かう平面波要素に分解し、これら平面波要素に平面波伝播式を適用することにより、任意の入射角における音圧反射率を求めるものである。本方法は次のような特色を持っている。①球面波はあらゆる方向に進行する平面波要素群に分解されるのですべての入射角における音圧反射率が一括して求められる。②完全な平面波に対する音圧反射率が得られる。③従来の方法とは異なり、音源を測定材料の表面に近接しておくので、材料辺縁からの回折波による誤差が少ない。

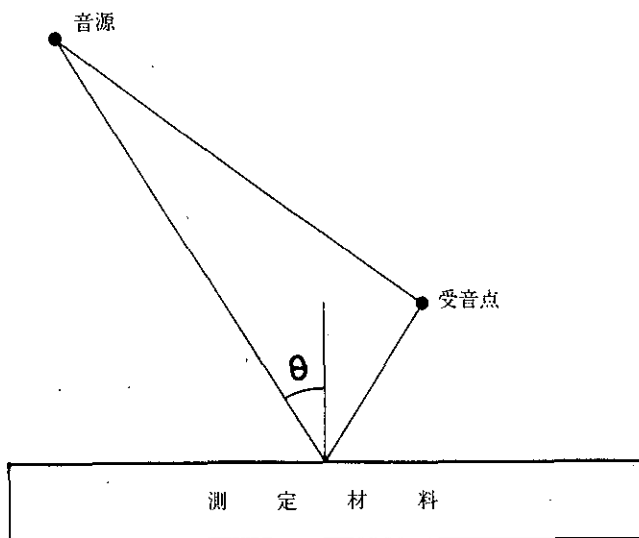


図28 従来の測定方法

(1) 測定原理

本測定方法は、球面波があらゆる方向に進む平面波の重ね合わせで表されるという数学的原理から導かれた。本方法では、図 29 のように音源を測定材料の中心点の上方に置き、材料表面に近接した2つの平面上で音圧分布を測定する。各々の平面上で得られた球面波の音圧分布は、空間フーリエ変換によってあらゆる方向に進む平面波要素群に分解することができる。ここで平面波の伝播式を使うと、各測定平面上で得られた平面波要素は、材料表面での入射平面波要素と反

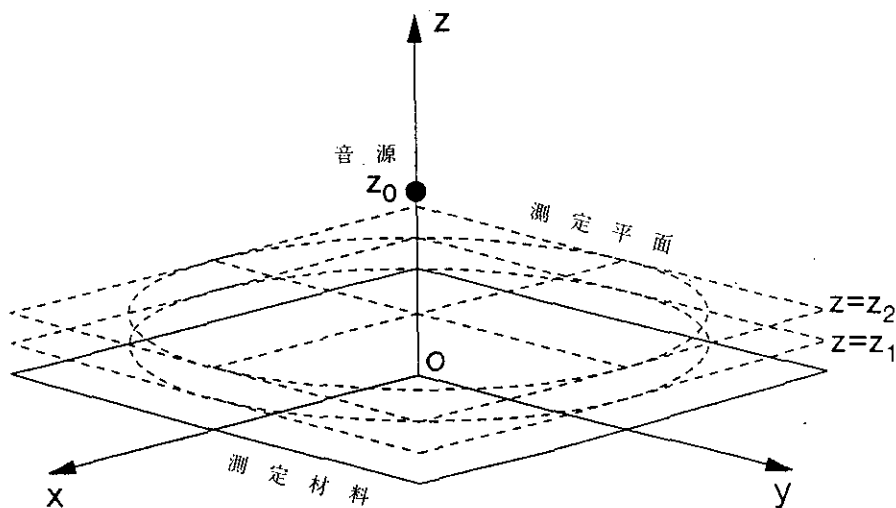


図29 空間フーリエ変換を利用した測定方法

射平面波要素の線形和の形で表されることが分かる。2つの測定平面上で音圧分布の測定を行っているので、材料表面での入射平面波要素と反射平面波要素を未知数とする1次連立方程式が得られることになる。これを解くことによって、入射平面波要素と反射平面波要素が分離され、音圧反射率はこれらの比として求められる。入射球面波はあらゆる方向に進む平面波要素群からなっているので、結局、すべての入射角における音圧反射率が一括して求められることになる。

(2) 測定結果

サンプルとして多孔質材料の一種であるポリウレタン・フォームを用いて測定実験を行った。材料は密度  $36 \text{ kg/m}^3$  であり、厚さ  $5 \text{ cm}$ 、一辺  $200 \text{ cm}$  の正方形で、これをラワン合板の上に置いた。音源の高さは  $8 \text{ cm}$ 、測定平面の高さは  $0.6 \text{ cm}$  と  $2.6 \text{ cm}$  である。

測定の結果得られた音圧反射率を図 30, 31 に示す。図 30 は、周波数 (A)  $1016 \text{ Hz}$  と (B)

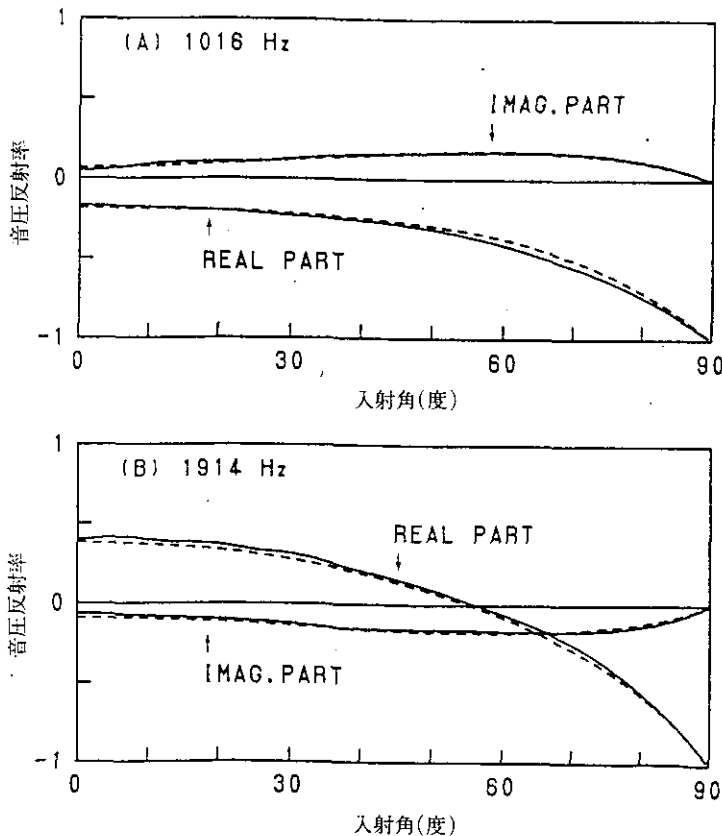


図30 周波数 (A)  $1016 \text{ Hz}$  と (B)  $1914 \text{ Hz}$  における音圧反射率と入射角の関係  
(—) 空間フーリエ変換法による測定結果, (---) 材料の物理定数から計算した結果



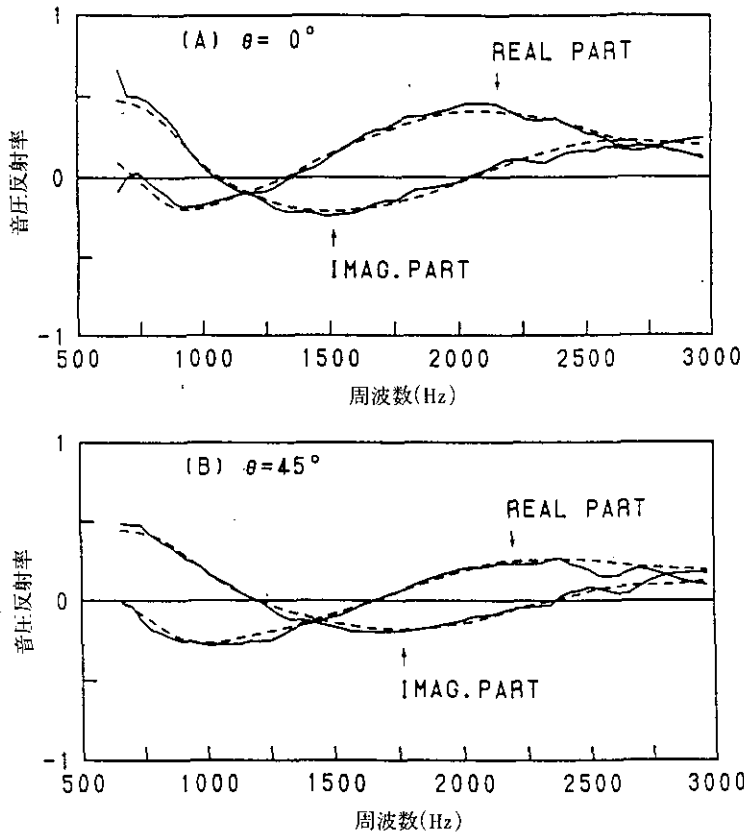


図31 入射角 (A)  $0^\circ$  と (B)  $45^\circ$  における音圧反射率と周波数の関係  
 (—) 空間フーリエ変換法による測定結果, (---) 材料の物理定数から計算した結果

1914 Hz における音圧反射率を入射角に対してプロットしたものであり、実線が本方法による測定結果を表す。図 31 は、入射角 (A)  $0^\circ$  と (B)  $45^\circ$  における音圧反射率を周波数に対してプロットしたものであり、実線が本方法による測定結果である。図 30, 31 の破線は、本方法を検証するために、材料の物理特性値 (特性インピーダンスと伝播定数) から計算した音圧反射率である。これらの計算結果が測定結果とよく一致していることから、本方法の有効性が確かめられたといえる。

## 2.3 自動車交通による環境影響の総合評価手法と支援情報システムの開発

### 2.3.1 自動車公害問題におけるトレードオフ要因の抽出

自動車交通公害に対してはさまざまな対策が検討、実施されてきたが、これらの中にはある事象を改善する一方で他の事象に悪影響を及ぼすようなケースがある。そこで、沿道の高濃度  $\text{NO}_x$  汚染対策を中心に具体的な対策メニューを取りあげ、目的とする対策自身としての効果、

騒音や景観など他の環境要素に与える影響、対策を実施する地域以外に対する波及的な影響などを抽出・整理した。地域間のトレードオフを生じる可能性のある事例としては、①局地汚染地域に対する時間帯別、車種別走行規制を行うとその地域の汚染は改善できても他の代替路線の汚染が進む、②バイパスや環状道路の整備による交通の円滑化は貨物車のNO<sub>x</sub>排出係数の低下などを通して都心部の汚染軽減に寄与するが、周辺部への汚染拡大、新たな交通を誘発による汚染排出総量の増加を招く可能性がある、③緩衝建物の整備は建物背後の濃度を低下させる反面、道路に面した側では拡散が阻害されて濃度が高くなる、などがあげられた。また、事象間のトレードオフを生じる可能性のある事例としては、①高架構造の採用や換気・浄化施設の設置は汚染を低減させるが景観阻害、電波障害等を引き起こす、②環境施設帯の整備は大気汚染、騒音を低減させるが、道路幅が広がるため、地域分断を促進する、などがあげられた。一方、複数の事象に対して効果があるものとして、①防音壁の設置は遮音だけでなく、みかけの発生源位置が高くなることにより沿道濃度を低下させる効果がある場合がある、②地下構造やシェルター構造など、道路を隔離する対策は大気汚染、騒音の両方に効果がある、といった事例があげられた。

こうした整理の結果、各種の対策が、複数の事象に対して効果をあげるか、事象間にトレードオフを生じるかは、その対策が自動車交通が生活環境に影響するまでのどの過程の制御を目的とするものであるかに大きく依存していることが明らかにされた。

一方、従来の沿道・広域大気汚染、騒音・振動、景観、地域分断といった面からの評価に加え、地球温暖化に代表される地球環境問題とのかかわりを視野にいれる必要が認識された。とりわけ、二酸化炭素排出量の評価が当面の重要な課題であり、今後研究対象としていく必要がある。

### 2.3.2 地域横断的な評価の必要性

沿道での大気汚染、騒音といった自動車交通公害の個々の事象は局地的なものであるが、その原因となる自動車交通は広域的な人や物の移動の需要により発生する。幹線道路やその交差点周辺での大気汚染や騒音は、道路から数十m程度のスケールが特に問題となるが、これに対処するために自動車交通量を制御しようとするならば、数kmから数十kmスケールでの道路網での交通流を考えねばならない。自動車交通自身と、これによる環境問題との間で、地域スケールに大きな隔たりがあり、このことが問題解決の障害の一つとなっている。

従来、交通公害対策はおもに自動車単体の対策と、防音壁の設置といった局地的対策の面から進められてきた。しかし、最近では大都市圏を中心に、環状道路の整備や都心部への乗入れ規制などにより、広域的な交通流を制御することが対策として検討されている。こうした対策は、ある地区の汚染を軽減する一方で、別の地区の汚染を増加させたり、汚染物質の排出総量を増加させる可能性があり、対策効果の評価のためには広域的な視野に立った環境評価手法が必要である。また、こうした派生的影響を、道路整備の際の環境影響評価の対象に取り入れることができれば、より総合的な観点からの環境影響評価が行えるようになると考えられる。

一方、自動車公害は局地的な現象として捉えられることが多いために、地域全体としての状況の定量化が十分には行われてこなかった。地域の汚染のトレンドは、継続観測地点の大気汚染濃度や騒音レベルの変化から読み取られてきたが、面的な交通量の増加や新たな道路整備による汚染地域の拡大はこうした方法では十分に評価されない。したがって、地域全体の交通公害の現況及びトレンドの把握のためにも、広域的な評価手法が必要である。

そこで本研究ではまず、ある広がりをもった地域全体の汚染状況を表現するための指標の考え方を示し、ついでその指標を具体的に計算するための手法として地理情報処理を主体とする情報システムを構築した。

### 2.3.3 交通公害の広域的評価のための指標

道路交通による環境問題について、その発生から影響に至るまでを追ってみれば、

- ①自動車の走行による汚染負荷の発生
- ②気象条件や道路・沿道構造条件の下での汚染の状態量
- ③沿道の土地利用や人口分布を加味した社会的な影響

の3段階に整理することができよう。広域的評価のための指標もこの3つの段階に即して考えることができる。

第1の段階に対応する指標としては、地域の汚染負荷の発生総量がある。これは既に総量規制という形で汚染制御に取り入れられてきたが、狭い意味での交通公害、すなわち沿道汚染のような局地的問題とは直接には結び付かない。しかし、酸性雨や光化学大気汚染の原因物質としての自動車排出ガスを問題にするならば、汚染負荷発生総量は依然として最も重要な指標である。また、今日の大都市域では、沿道のみならず一般環境でもNO<sub>x</sub>やSPM汚染に占める自動車排出ガスの寄与が大きいことからこの種の指標を評価に含めておく必要性は高い。

第2の段階に対応する指標は、大気汚染濃度や騒音レベルの値である。これらの実測値は通常、限られた地点で得られるものであるから、その統計的代表値を指標とするのが一般的である。これには、表3 a, bに示したように、複数の地点での測定値の単純平均や、環境基準などある参照値を超えた地点の割合などがよく用いられる。しかしこうした指標は測定地点の選び方に大きく依存する。現実には、大気汚染や騒音の測定地点の位置は単に空間的な代表性だけではなく、次に述べる社会的な重みもある程度考慮して選択されているため、こうした代表値が十分な科学的合理性を持っているとはいえない。空間的な集約を厳密に行うには、何らかの方法によって、対象地域の空間について汚染レベルの連続分布を得た上で、平均値や参照値を超える地域の割合を計算すべきである(表3のc, f)。

第3の段階の指標は、第2の段階で汚染レベルの連続分布を得た上で、社会的な重みをつけて計算するものである。表3のd, e, gがこれにあたる。同じ交通量の道路であれば、密集した市街地を貫通するよりは、郊外を迂回したほうが影響を受ける人口は少ない。沿道に緩衝空間があ

表3 交通公害の広域的評価のための空間集約指標の例

記号	指標の種類	道路長さ方向1次元をとらえた 離散的表現	沿道空間を面的にとらえた 連続的表現
a	複数の地点の測定値の単純平均		$\Sigma C_i/N$
b	ある基準値を上回る地点の比率		$n[i   C_i > C_0]/N$
c	区間長(面積)加重平均値	$\Sigma(C_i L_i)/\Sigma L_i$	$\int_A C(a) da$
d	沿道人口密度加重平均値	$\Sigma(C_i L_i \rho_i)/\Sigma(L_i \rho_i)$	$\int_A C(a) \rho(a) da$
e	沿道土地利用加重平均値	$\Sigma(C_i L_i \Sigma W_j R_{ij})/\Sigma(L_i \Sigma W_j R_{ij})$	$\int_A C(a) W_{j(a)} da$
f	ある参照値を上回る区間長 (面積)およびその比率	$\Sigma L_i [i   C_i > C_0]$ $\Sigma L_i [i   C_i > C_0]/\Sigma(L_i)$	$\int_A h(C(a), C_0) da$ $\int_A h(C(a), C_0) da/A_0$
g	ある参照値を上回る地域の人口 およびその比率	$\Sigma(L_i \rho_i [i   C_i > C_0])$ $\Sigma(L_i \rho_i [i   C_i > C_0])/\Sigma(L_i \rho_i)$	$\int_A h(C(a), C_0) \rho(a) da$ $\int_A h(C(a), C_0) \rho(a) da/P_0$

N: 全区間数, n: 区間数, A: 対象領域,  $A_0$ ,  $P_0$ : その面積, 人口,  $L_i$ : 区間  $i$  ( $C_i$  に対する区間) の区間長,  $C_i$ ,  $C(a)$ : 区間  $i$  (地点  $a$ ) の汚染濃度, 騒音レベルなど汚染の程度を表す変数, または交通量等の代用変数,  $\rho_i$ ,  $\rho(a)$ : 区間  $i$  (地点  $a$ ) の人口密度,  $W_j$ ,  $W_{j(a)}$ : (地点  $a$ ) の土地利用類型  $j$  についての評価荷重値,  $R_{ij}$ : 区間  $i$  での土地利用類型  $j$  の比率,  $C_0$ :  $C$  についての参照値, [ ]: [ ] 内の条件を満たす場合につき集計,  $h(C(a), C_0)$ :  $C(a) > C_0$  のとき 1, その他 0.

る場合とない場合とでは、たとえ道路端での汚染レベルが同じであっても影響は大いに異なる。

これらの指標値を実測のみによって得ることは困難である。そこで交通量などのデータから出発して、モデルを使って推定することになるが、3つの段階を進めるに従って、指標計算の手続きは煩雑になる。とくに第2、第3の段階まで進めようとするれば、道路の位置や人口分布、土地利用分布といったデータの地理情報としての扱いが必要であり、これを効率よく処理する手法が必要になる。これには、地理情報システム (GIS: Geographic Information System) と呼ばれる手法を適用することが有効である。

### 2.3.4 交通公害の広域的評価のための情報システム

そこで本研究では、指標算定を支援し、同時に道路交通公害の状況を分かりやすく表示する情報システムを構築した。ハードウェアにはエンジニアリングワークステーション (Sparc Station) を用いた。第1段階として開発した情報システムは、首都圏中心部の道路の位置座標、車種別交通量、土地利用、人口などの項目を収録したデータベース、これらを地図、グラフ化する表示サブシステム、土地利用状況を集計する土地利用解析サブシステムから構成されている。このシステムは現況評価を目的としたものであるが、表示サブシステムはその後、2.3.6項で述べる対策効果予測システムでも交通量予測のサブシステムと一体として利用されている。

表示サブシステムの機能には、

- ①道路属性や交通量、汚染物質排出強度などリンクデータの地図表示

- ②人口、土地利用などに関するメッシュデータの地図表示
- ③リンクデータとメッシュデータの重ね合わせ地図表示
- ④地図スケールの拡大・縮小
- ⑤リンクデータに基づく総走行量や総排出量の積み上げ計算と結果のヒストグラム表示
- ⑥リンクデータ相互、メッシュデータ相互間の散布図の表示
- ⑦画面上に表示された地図からの指示によるリンク別詳細データの検索・表示
- ⑧表示対象とするリンク、メッシュの条件検索
- ⑨マルチウインドウ機能による多画面同時表示
- ⑩画面表示色テーブルの編集

があり、いずれもおもにマウスを使った対話的処理を行うようになっている。図 32 に表示システムの出力例を示す。

一方、土地利用解析サブシステムは、国土地理院で整備されている細密国土数値情報のメッシュデータを用いて、沿道や交差点周辺の土地利用現況を集計するものである。集計結果は、沿道人口など道路交通と居住空間の接触の度合を表す変数の推定に用いられ、指標算定プロセスに提供される。システムの機能は、任意の長方形、任意の円、任意の線分から一定距離内にある領域、

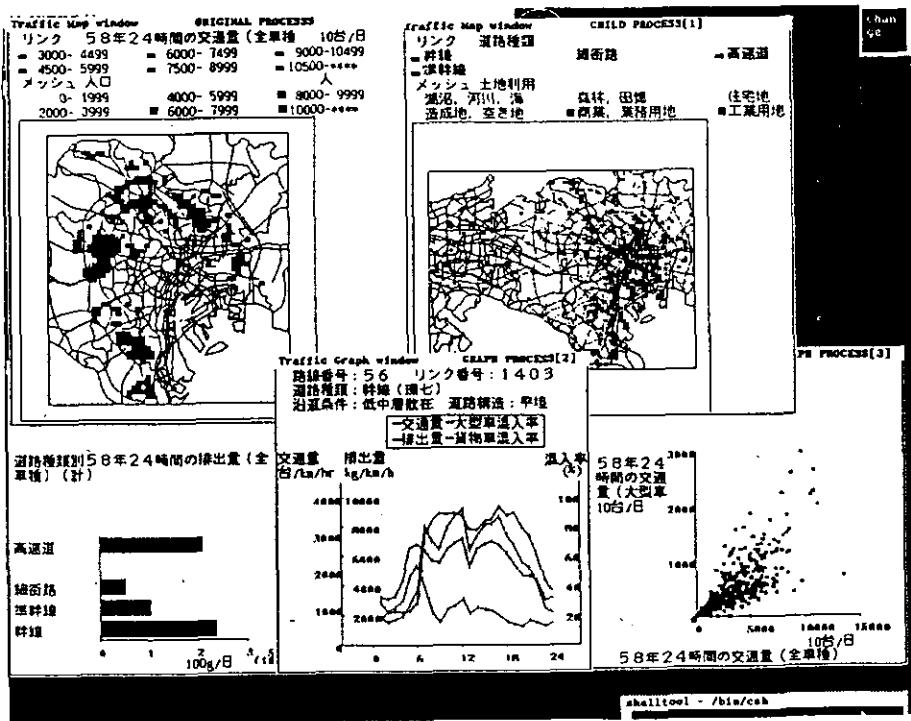


図32 . 表示システムの出力画面の例

任意の多角形について、そこに含まれるメッシュデータをカテゴリー別に集計してグラフ表示を行うものである。これらの図形間の論理演算も行えるので、例えば「ある交差点から半径 200 m 以内で道路から 50 m 以内の住宅地の面積」といった集計が可能である。

### 2.3.5 システムを用いた広域評価指標の試算

図 33 は東京都道環状 7 号線沿道の区間ごとの土地利用を、土地利用解析サブシステムを用いて道路両側 50 m 幅について集計した結果である。計算された環 7 全線平均での住宅地率は 37.4% であり、東京都心 10 km 圏全体の平均値 (26.5%) を上回っている。交通量の多い南西部では住宅地の比率が 50% を超えており、この路線が住宅地の中を貫通していることが定量的にも明らかにされている。

ここで、システムの機能を組み合わせた指標の算定手順と試算結果を、環 7 沿道での騒音暴露人口の推定を例に示す。まず、データベースの車種別交通量、道路幅員等のデータをもとに、音響学会式により騒音レベルを推定し、ある参照値 (ここでは 60 dB 及び 70 dB) となる地点の路端からの距離を求め、これに道路の区間長を乗じて騒音レベルが参照値を超える面積を求める。これに、国勢調査によるメッシュ人口密度を該当メッシュの住宅地率と対象区間沿道地区の住宅地率の比で補正して推定した沿道地区の人口密度を乗じることにより、騒音レベルが参照値を超

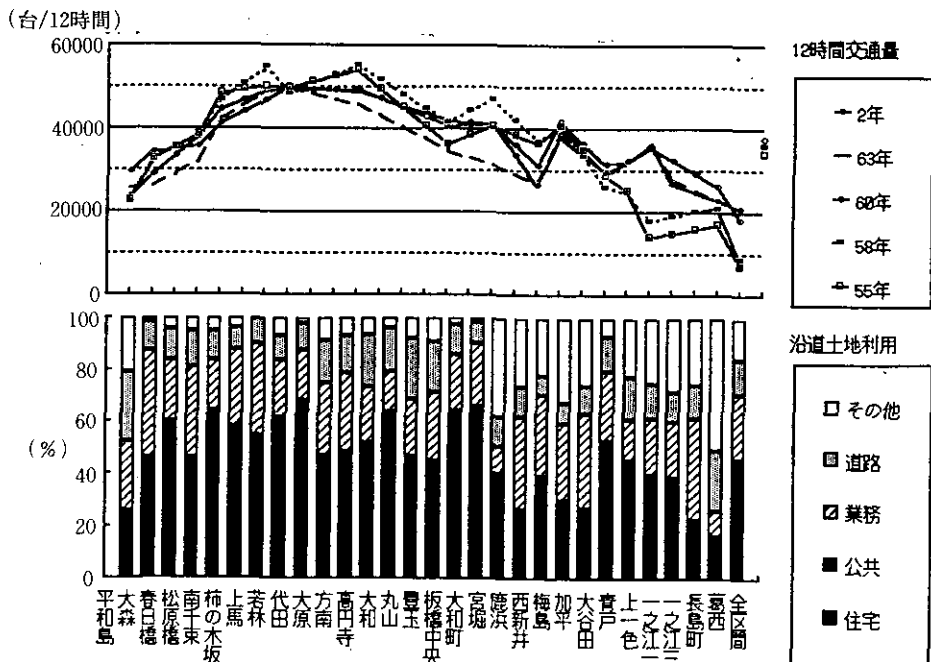


図33 環状 7 号線の交通量の推移と沿道土地利用

える地域の人口が推定される。表4はこの方法で推定した指標値の過去10年間の推移をまとめたものである。騒音が参照値を超える地域の面積や人口は、交通量の変化とほぼ連動しており、1980年から1985年にかけて増加した後に1988年に一旦低下し、1990年には再び1985年とほぼ同レベルとなっている。ただし、計算に用いた建設省の道路交通センサスデータは秋季の1日のみの観測値であり、長期的なトレンド以外の誤差を含んでいることに注意して結果を解釈すべきであろう。1988年に平均交通量が1980年値以上でありながら、参照値以上の騒音への暴露人口が1980年レベルを下回ったのは、住宅地の多い東京西部の区間での交通量の減少し、住宅地の少ない東部での交通量の増加がこれを上回ったことによる。一方、車種別加重平均交通量と平均交通量との差が大きくなる傾向にあるが、これは車種構成に占める大型車、貨物車の比率の増加を反映したものである。

表4 広域評価指標でみた環状7号線沿道の交通公害状況の推移

	1980 (S55)	1980年=100とした指数			
		1983 (S58)	1985 (S60)	1988 (S63)	1990 (H2)
平均断面交通量	34.0 千台/12h	105.7	110.3	101.3	107.5
車種別加重平均断面交通量*)	129.6 千台/12h	105.9	110.7	103.2	109.4
沿道人口加重平均交通量	37.3 千台/12h	106.0	106.4	96.3	104.1
住宅地加重平均交通量	37.6 千台/12h	105.1	106.1	97.2	103.8
騒音60dBを超える地域の面積	6.26km <sup>2</sup>	106.3	111.3	103.2	111.4
〃    住宅地面積	2.59km <sup>2</sup>	106.5	107.6	98.8	107.6
〃    地域の人口	99.8 千人	107.6	107.7	97.2	107.2
騒音70dBを超える地域の面積	0.61km <sup>2</sup>	106.5	115.5	107.5	115.6
〃    住宅地面積	0.26km <sup>2</sup>	106.3	110.6	101.5	110.0
〃    地域の人口	10.1 千人	106.8	110.3	99.8	109.2

\*)乗用車1に対して、小型貨物車3、普通貨物車10の重みを乗じて環境汚染負荷排出量を概括的に表す指標

## 2.3.6 広域道路網に対する対策効果評価のための情報システム—RTPSS—の開発

### (1) RTPSSの基本的考え方

自動車交通公害に対するさまざまな対策の効果を評価するために必要なアプローチは、対策の種類によって大きく異なる。自動車単体の対策は多くの場合全国一律に行われるので、汚染物質排出量の変化や、これを通しての汚染レベルの変化は比較的容易に予測できる。一方、防音壁や緩衝緑地の設置、道路構造の改良といった局地的対策の評価には、2.1節及び2.2節で述べたような予測モデルが適用できる。単体対策や局地对策は、自動車交通流そのものには直接影響を与えないため、交通量や走行モードは所与のものとして扱うことができる。これに対し、モーダル

シフト、交通規制、道路整備などによる広域的対策は、自動車交通量や走行モードを変化させるため、これらの予測を行うことが対策効果を評価する上で必要となる。

道路網上の交通量を予測する手法は、道路計画などに広く用いられてきており、その代表的なものに、4段階推計モデルがある。4段階推計モデルとは、

- ①対象地域の人口、自動車保有台数などの経済活動を示す指標をまず設定し（経済指標）
- ②これに基づいてある区域（ゾーン）から発生する交通量を予測し（発生交通量）
- ③この発生交通量のうち、どの目的地ゾーンにどれだけの交通量が振り向けられるかを予測し（分布交通量）
- ④分布交通量の2つのゾーン間の交通が与えられた道路網上のどの道路を走行するかを予測する（配分交通量）

という段階的な推計方法である。こうしたモデルによって断面交通量を予測したのち、大気汚染や騒音の予測モデルと組み合わせれば、交通流変化を伴う対策についても、その効果の予測評価が可能となる。

そこで、これまでに整理した広域評価の考え方に基づき、これらの対策を導入した場合の効果を推定するためのシステムとして、交通量のシミュレーションモデルを先に開発した交通公害指標総合表示システムに付加し、広域交通公害シミュレーションシステム（RTPSS: Regional Traffic Pollution Simulation System）と名付けるシステムに発展させた。

このシステムが評価の対象としている対策オプションはおもに都市あるいは都市圏スケールでの交通流に変化をもたらすもので、次のようなものがあげられる。

- ・地域を限定した自動車交通総量の削減
- ・特定地域、路線の車種別通行規制
- ・環状道路やバイパスの整備
- ・貨物輸送の軌道系交通への大量転換
- ・電気自動車など低公害車の特定用途への大量導入

## （2）RTPSSの構成

RTPSSは図34に示すようなモデルとデータから構成されている。システムの中核は交通量配分シミュレーションを行う部分であり、その入力条件であるOD（Origin-Destination）交通量の設定や道路網の設定のためのサブシステムが前段にある。本システムはエンジニアリングワークステーション（Sparc Station）上で動作するものであり、マウスによる指示とキーボードからのコマンド入力により対話的に処理を行うシステムとなっている。対象地域は首都圏とし、都心から半径20km程度、概ね東京外郭環状道路の予定路線までの範囲とした。車種は道路交通センサスで用いられている8車種に、低公害乗用車、低公害貨物車、低公害バスの3車種を加えた11車種が扱えるようにした。





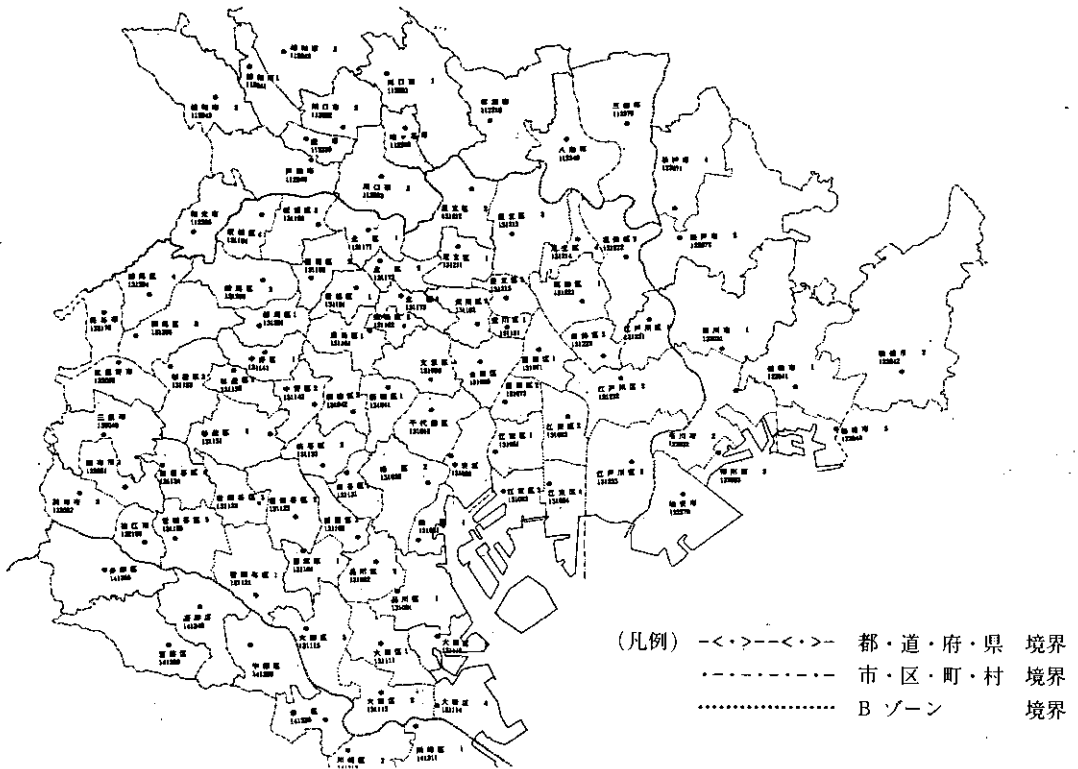


図35 交通量配分シミュレーションに用いたゾーン分割

OD表の作成は次の手順で行った。まず、市町村別の車種別登録台数を1 kmメッシュの人口データなどをもとにBゾーンに案分し、ゾーンごとの登録台数を推定した。これと、都道府県間OD表の実績値から求めた登録台数当たりのトリップ発生原単位を用いて、各ゾーンからの発生交通量を求めた。次に、ゾーン間の分布交通量は重力モデルを用いて推定した。重力モデルとは、2つのゾーン間の交通量を万有引力の法則とのアナロジーで求めるものである。ゾーン*i*からゾーン*j*へのトリップ数 $T_{ij}$ は、ゾーン*i*から発生する総トリップ数 $T_i$ 、ゾーン*j*に到着する交通量に関する経済指標 $A_j$ 、ゾーン間の距離 $D_{ij}$ を用いて、

$$T_{ij} = k \frac{T_i \cdot A_j}{(D_{ij})^a} \quad (4)$$

$$k = \frac{1}{\frac{A_1}{(D_{i1})^a} + \dots + \frac{A_j}{(D_{ij})^a} + \dots + \frac{A_n}{(D_{in})^a}} \quad (5)$$

で表される。ここで*a*はゾーン間の距離による定数であり、万有引力の法則では2である。ここでは、*a*を試行錯誤的に変化させ、平均トリップ長及び都道府県間のトリップ数が実績値に近く

なるよう  $a$  の値を車種ごとに設定した。また、ゾーン  $j$  への交通の誘引を表す指標  $A_j$  には、乗用車については昼間人口、貨物車についてはその車種の登録台数を用いた。

こうして作成した現況推定 OD 表を基本として、マストラ（鉄道などの大量輸送機関）への転換率、電気自動車などの低公害車への転換率を車種ごとに対話的に設定できる機能を用意した。ただし、対話的な転換率の設定は、対象地域を通過するトリップ、対象地域内と地域外の間のトリップ、対象地域内相互発着のトリップの 3 種類ごとに行うようにしており、特定のゾーン間トリップの転換は OD 表を別途修正することが必要である。

### ③交通量配分シミュレーション

こうして設定された道路網と OD データの組み合わせをもとにリンクごとの断面交通量を推定するのが、交通量配分シミュレーションである。その基本的考え方は、配分対象とする OD ペア間のトリップがとりうる多様なルートの中から、最短時間となるものを探索することである。

配分の最も簡単なモデルは、対象ゾーン間のすべての交通量が最短の唯一の経路を流れるとするオール・オア・ナッシング法であるが、特定のリンクに交通が集中した場合の速度低下が表現できないために、混雑した都市圏の道路には不相当と考えられる。ここでは容量制限つき分割配分法を用いた。この方法は、配分対象を  $n$  個に分割し、あらかじめ道路リンクごとに設定した容量制限式（交通量  $Q$  と速度  $V$  の関係式）によって走行速度を補正しながら、その速度下での最短ルート探索を行うプロセスを  $n$  回繰り返すものである。この方法では距離的に最短のルートが混雑している場合には、代替ルートが探索されるのでより実態に近い配分が行える。なお、高速道路を利用したルートが最短となる場合には、一般道路との時間差と、高速道路料金の時間への換算値との比で高速道路の選択率が決定されるというモデル（料金-時間差転換率モデル）を適用した。

### ④環境負荷計算

交通量配分シミュレーションによって得られた断面交通量が得られれば、次の段階は、 $\text{NO}_x$  などの大気汚染物質排出量や騒音のパワーレベルなど、環境負荷の発生量の計算である。一般にこうした負荷発生は走行モードによって変化する。幸い、交通量配分シミュレーションでは、 $Q-V$  式によって、配分終了時点での推定走行速度が得られる。そこで、車種ごと、走行速度リンクごとに、単位走行距離当たりの負荷発生原単位を記した表を用い、リンクごとに断面交通量から負荷発生量を計算する機能を用意した。単体対策による大気汚染物質排出量や騒音のパワーレベルの変化は、負荷発生原単位表の数値の修正で表現できるので、RTPSS を単体規制の効果の評価に用いることもできる。とくに、排出係数を速度ごとに与える方式を用いているので、道路網上の走行速度を反映した効果の予測ができる点に特徴がある。

### ⑤シミュレーション結果の表示

これらの結果は、ワークステーションの画面上に地図、ヒストグラム、散布図などの形で表示される。これは、2.3.4 項で述べた現況評価のための表示システムを一部改良して交通量シミュ

レーションシステムと連結したものであり、機能は先に述べたものと基本的には同じである。ワークステーションのマルチウインドウ機能により多数の地図やグラフを同時に表示できるので、複数の対策シナリオの効果の予測結果を並べて表示して比較することが可能である。また、道路交通センサスによる実測交通量データも同時に扱えることから、交通量配分シミュレーションによる現況の再現状況のチェックにも利用可能である。

### (3) 大気汚染暴露人口の推計モデル

ワークステーション上に組み込んだRTPSSの中核部分は、汚染物質排出量やパワーレベルの計算までを行うものであり、大気拡散モデルや騒音伝播モデルは含まれていない。しかし、対策効果の評価には、2.3.3項で述べたように、汚染物質排出量にとどまらず、汚染レベルの空間分布、さらには人口分布を加味した汚染暴露量のようなより高度な指標が求められる。

そこでRTPSSによって得たリンクごとの排出強度に拡散予測式を連結してNO<sub>x</sub>濃度分布を求め、さらに人口分布データと組み合わせて濃度ランク別の暴露人口分布を推計するモデルを構築した。ただし、ここで対象としている都市圏スケールの道路網すべてについて、2.1節や2.2節で述べたような精密な予測手法を適用することは現実的ではない。道路構造や沿道建物構造に関する膨大な入力作業が必要な上、スーパーコンピュータのような超高速の計算機を用いたとしても常識外の計算時間を要するためである。一方、濃度分布の計算には、沿道スケールの拡散モデルだけでなく、固定発生源を含めた広域拡散予測手法が必要であるが、後者は本研究では対象としていない。

そこで、暴露人口の推計においては、一般環境大気測定局（一般局）の常時監視データを内挿した濃度分布を求め、これと近傍の道路からの寄与の重合和を推定濃度とする簡便なモデルを適用した。対策による排出量の変動が一般環境濃度分布に及ぼす影響は、広域拡散モデルによって推定するのが一般的であるが、ここでは対象とした幹線道路からの排出量が全排出量に占める割合から寄与濃度を推定し、総排出量の変化を濃度変化に換算して現状濃度分布に加算して求めた。

道路からの寄与濃度の計算には、従来から用いられてきた拡散モデル、2.1節で述べた数値計算モデル、風洞実験、現地調査の結果及び自動車排出ガス測定局（自排局）の常時監視結果をもとに作成した半経験式をあてはめた。半経験式は、道路からのNO<sub>x</sub>排出強度を $q$  (ml/m/sec)、代表風速を $u$  (m/sec)、汚染物質の鉛直方向への広がり幅を $\sigma$  (m)としたときに濃度 $C$  (ppm)が、

$$C = \frac{q}{u \sigma} \quad (6)$$

で与えられるものとした。ただし、この場合の $u$ はスカラー平均風速であり、 $\sigma$ は全風向を平均した場合の値を意味する。 $\sigma$ は道路からの距離に依存するが、路端の値 $\sigma_0$ をまず推定する。

東京 23 区内の道路端から 10m 以内の自排局の年平均  $\text{NO}_x$  濃度からその近傍の一般局の濃度を差し引いて直近の道路からの寄与濃度を推定し、これとその道路の推定  $\text{NO}_x$  排出強度の関係を求めると、回帰式の傾きから求めた平均的な  $u\sigma_0$  の値は 15 であり、測定局により 6~30 の間でばらつきがみられる。一方、 $\sigma$  は 2.1 節で数値計算や風洞実験の結果の表記に用いた  $C_s$  の逆数であり、2.1.4 項の直交風時の結果から路端での  $C_s$  は高架構造を除き 0.2~1.0、 $\sigma_0$  に換算すると 1~5 である。この値は評価点が常に発生源の風下に位置する場合の値であり、風向の変動を考慮すれば  $\sigma_0$  はこの 2 倍、すなわち 2~10m 程度となる。東京の通年の代表風速を 3m/s とすれば、常時監視データから求めた  $\sigma_0$  も 2~10m となり、数値計算モデル・風洞実験による値とよく一致した範囲の値を与える。

$\sigma_0$  の値のばらつきは、2.1 節で取り扱ったように建物などの影響で沿道濃度が空間的に大きく変動するためである。そこで経験式では、 $\sigma_0$  に単一の値をあててのではなく、1~10m の範囲内で分布を持った値として与えた。 $\sigma_0$  の下限値を上記の実測及びシミュレーション結果より小さくしたのは、交差点など特殊箇所における高濃度発生を再現するためである。路端から離れた位置での  $\sigma$  については、プリューム式における拡散幅の距離との関係式を参考に、 $\sigma$  が道路からの距離の 0.8 乗に比例するものとして算出した。

こうして  $\text{NO}_x$  年平均濃度を予測した後、環境基準との対比を行うためにこれを  $\text{NO}_2$  の 98% 値に換算した。これには一般局、自排局における  $\text{NO}_x$  年平均値と  $\text{NO}_2$  の 98% 値の関係についての単回帰モデルを用いた。

濃度分布から暴露人口分布を求める際には、総務庁による 1km メッシュの人口データを用い、メッシュ内の人口密度が道路との位置関係によらず一定であると仮定した。ここでは、濃度分布予測モデルや交通量予測モデルの精度とのバランスから適用しなかったが、2.3.4 項に述べた沿道土地利用解析システムを応用すれば、沿道の人口分布をより正確に反映させることができよう。

#### (4) RTPSS を利用した対策効果評価指標の計算

さまざまな対策メニューに応じて道路網、OD 表、環境負荷原単位表を設定した後、以上のような一連のシミュレーションモデルを実行することにより、いくつかの評価指標が得られる。これには 2.3.3 項に述べた 3 つの段階の指標、すなわち排出負荷、環境濃度、人口分布を考慮した影響指標がすべて含まれる。実際にいくつかの対策について評価を行った結果については、2.4.3 項に述べる。

## 2.4 交通公害対策の新たな提案とその評価

従来から施されてきた交通公害対策を分類すると、自動車単体対策、沿道対策、交通流対策、都市計画的対策などがあげられる。これらの対策は一定の効果を上げてきたが、それにも増して自動車の登録台数と走行台キロの伸びが著しく、交通に関する環境は改善の方向には向かってい

ない。

このため、従来からの対策を強化したり、改良をさらに推し進めることは重要であるが、抜本的な対策も併せて適用して行くことが求められる。その具体策として考えられるのは、大都市圏機能の地方への分散、モーダルシフト、低公害車の普及等である。本研究ではこれらのうち、モーダルシフトとして鉄道を利用した新たな輸送方式の提案を行うとともに低公害車である電気自動車を大都市圏で用いるための可能性を検討した。

#### 2.4.1 モーダルシフトの新方式

鉄道貨物輸送はトラック輸送に比べて単位輸送当たり約1/10のエネルギー消費であり、これに基づく大気汚染も無視できるレベルであるため、トラック輸送から鉄道へのモーダルシフトが叫ばれている。しかし、現実には駅での荷役に時間がかかるなどの不便さが災いして転換が進んでいない。この問題を解決するため、ショートカットピギー及びランドフェリーと名付けるところのシステムを提案する。

##### (1) ショートカットピギー

ショートカットピギーは、現在のピギーバックが専ら列車の最後尾のみからトラックの乗降を行っているのを改めて、各貨車に図36に示すような回転テーブルを取り付け、どの貨物からでも自由にトラックの乗降を可能にするものである。

この場合、駅の構造は図37に示すようなものが考えられるが、このような構造とすることによって、列車は1分程度の停車時間で必要なトラックすべての乗降を行わせることが可能である。このようなシステムは、全国的に利用するよりは首都圏のように渋滞の激しい地域で幹線道路のバイパス代わりに鉄道を利用する際に最も大きな効果を発揮する。それが、この方式をショートカット(近道)ピギーと名付けた所以である。

ショートカットピギーを適用する格好の路線として、ここでは、西船橋から府中本町に至る武蔵野線、府中本町から東京貨物ターミナルに至る貨物専用線、及び西船橋から東京貨物ターミナルに向けて建設が進んでいる京葉線に注目する。これらの線は図38に示すように東京外縁部を環状に結んでいるが、本来は貨物専用線として計画されたものである。ところが鉄道貨物のシェア低下により、武蔵野線と京葉線は旅客中心の利用がなされている。このように貨物専用線として計画されたために、この沿線には適当な間隔を置いて広大な敷地を持つ貨物ヤードが設けられている。しかも、これらのヤードは地方から東京に向かう高速道路の真上か極めて近傍に作られている。したがって、首都圏を通過する自動車交通はこれまでのように都心部まで車を乗り入れるのではなく、高速道路から直接ショートカットピギーに乗り替えることにより運行時間と運行にかかる費用の大幅な節約が可能になる。

また、ショートカットピギーの初期投資及び運行経費を合わせた総合的な経費と、期待される

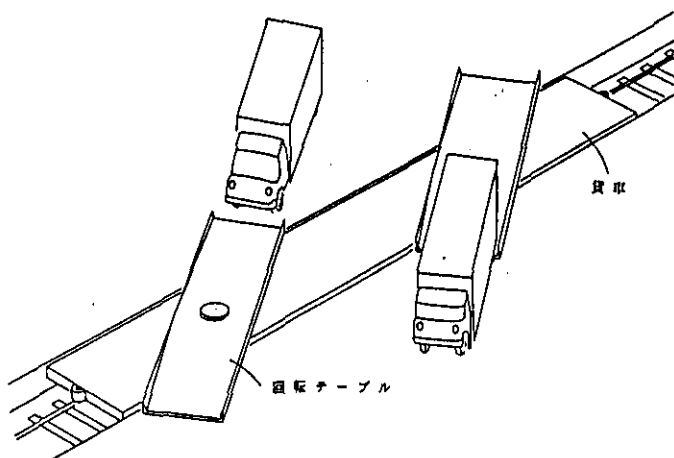
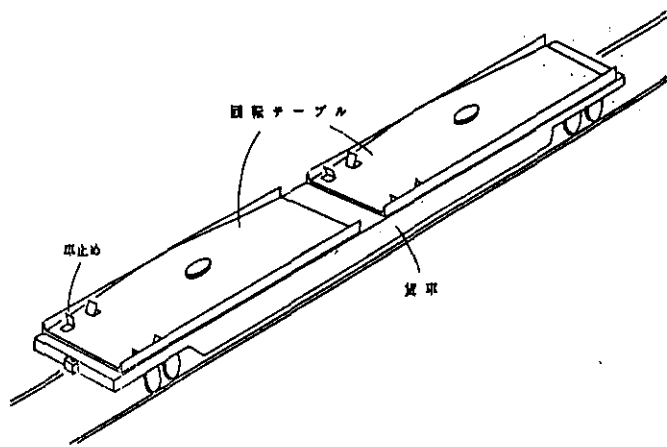


図36 ショートカットピギー用の貨車への大型トラックの積み、及び積み卸しの概念図

料金収入との比較をすると、予測どおりの利用がなされれば大幅な黒字を計上することも可能である。

このようなことから、ショートカットピギーは首都圏では十分に合理的な輸送手段となり得る。

## (2) ランドフェリー

次に、ランドフェリーは貨車輸送の主体をコンテナ輸送とし、このコンテナを効率良く輸送するシステムである。このため、コンテナ輸送列車は固定編成とし、貨物扱い駅ではコンテナを自動的に積み卸しするための自動荷役設備を設置する。そして、荷主はコンテナを運ぶべき列車を

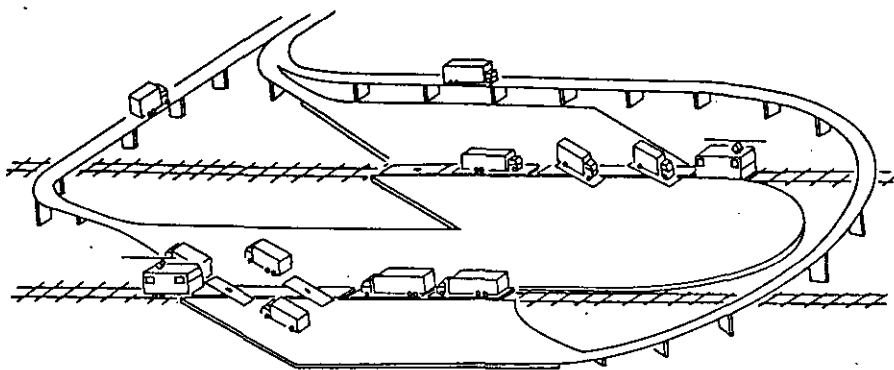


図37 ピギーセンターの見取図例  
 ここでは貨車は1本に2車両のみ描かれているが、実際には20車両程度の長さとなる。

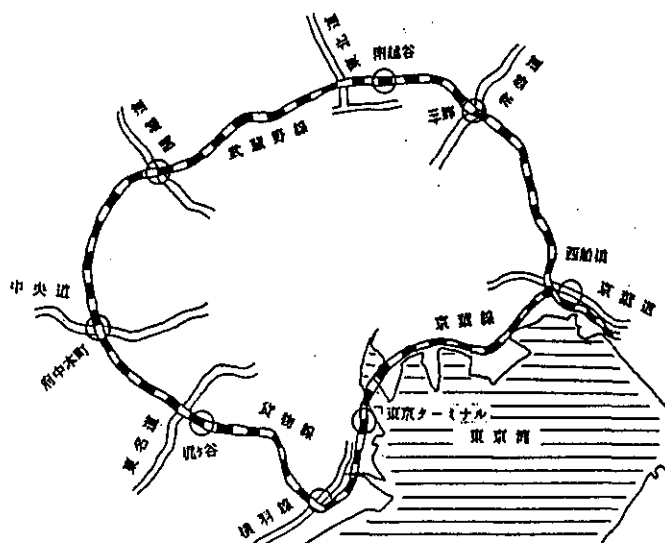


図38 武蔵野線、貨物線、及び京葉線で形成される環状線と高速道路の関連

旅客列車を予約する要領で予約することを可能にする。

このようなシステムを全国規模で設置することにより、貨物列車を駅で停車させる時間と駅でコンテナを留めおく時間を最小限とし、輸送全体にかかる時間をトラック輸送に十分対抗することが可能になればモーダルシフトが実現できる。

ランドフェリーでは自動荷役システムが技術の要となる。そのシステムの例として以下のような方式が考えられる。



まず図 39 に示すようなレール上に自由に移動でき、かつ、コンテナを乗せて水平に移動させることができる伸縮可能なフォークを持つ装置を導入する。これをここでは自走パレットと呼ぶ。

貨物を扱う駅では図 40 に示すように線路の両側にコンテナを移動させるためのベルトコンベアを配置し、このコンベアの 2 本のベルトの間に、多数の自走パレットを置く。駅に列車が到着すると、まず、図で到着レーンと示した側の自走パレットからフォークが伸びて、この駅で卸すべきコンテナを貨車から卸し、ベルトコンベアの上に乗せる。これらのコンテナは直ちにベルトコンベア上を移動し、駅構内に作られる高層の自動倉庫に運ばれる。

一方、この駅から列車で運ぶべきコンテナは、同じく自動倉庫から出発レーンと示した側のベ

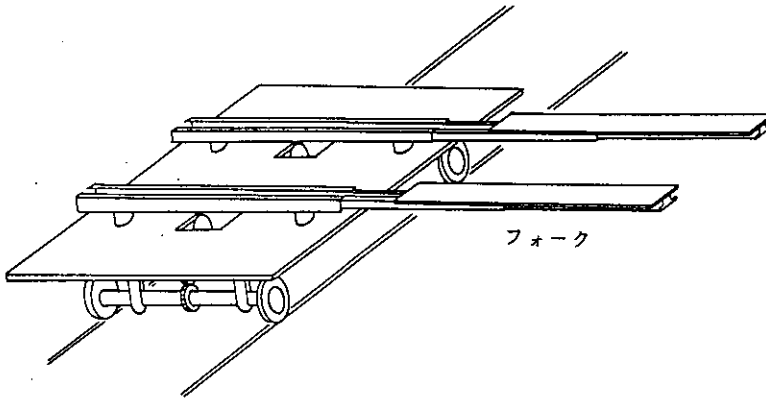


図39 自走パレット

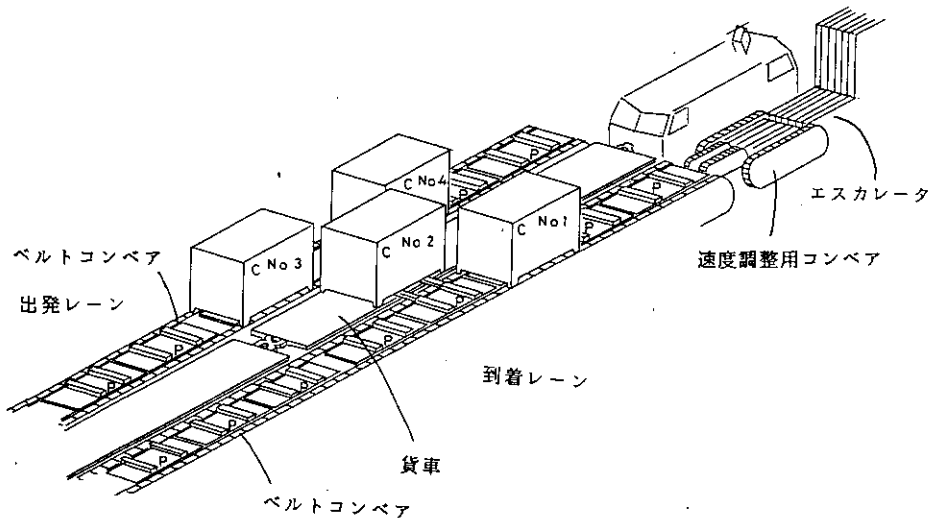


図40 ランドフェリーの自動荷役システム

ルトコンベアに乗せられて運ばれ、列車のわきで待機する。列車が到着し、この駅で卸されるコンテナが到着レーン側に卸された後、貨車の空いたところに自走パレットを用いて自動的に積み込む。

このように、駅ではコンテナが自動的に積み替えられるわけであるが、それに要する時間は1分程度であり、駅での列車の停止時間は旅客列車並とすることができる。このため、コンテナの輸送は各駅での停車時間を考慮に入れても平均時速 80 km 程度を確保することが可能であり、トラック輸送と比べて十分な競争力を持つことができる。

自動倉庫に納められたコンテナは、この倉庫の1階から自動的にトラックに積み込まれる。また、トラックで荷主のもとから運ばれてきたコンテナも自動的に倉庫に納められ、これを運ぶべき列車が到着するまで待機する。

図 41 にランドフェリーを適用する場合の駅の見取図を示す。同図では上下 2 本の線路のわきに出発レーンがそれぞれ 1 本ずつと到着レーンが上下線に共通で 1 本が配置されている。また、後方に示したのは高層の自動倉庫である。この自動倉庫と出発レーン及び到着レーンとのコンテナの受渡しは 2 階部分を用いて行い、これらのコンテナを荷主のもとに運び込む、あるいは荷主のもとから運び入れるトラックは 1 階部分を利用する。

ランドフェリーはショートカットピギーと異なり全国規模で実施することを前提とするが、首都圏にこれを適用する場合、この地域にはランドフェリーのための駅を建設できる規模の利用可

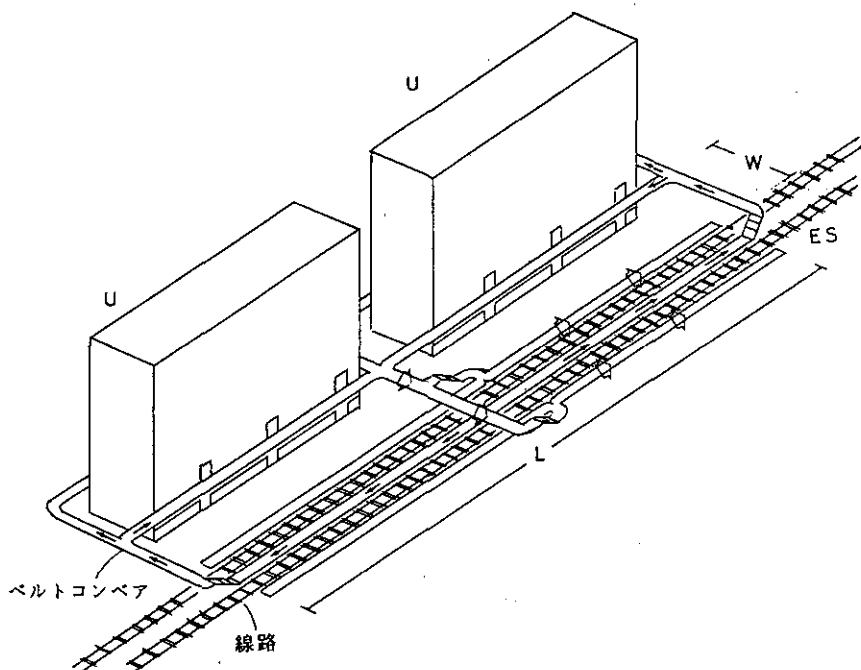


図41 ランドフェリーの駅の構成図

能地が18か所ある。都心部に限れば品川駅、新宿駅、秋葉原駅などに適用可能である。これらの駅をすべてランドフェリーののための駅としてリフォームし、かつ、在来線の路線の空き時間を利用すれば首都圏外からこの地域に運ばれる貨物のすべてを扱うことが可能である。その結果、半径100kmを越す貨物については従来のトラック輸送に比べて迅速にかつ低料金での輸送が可能となる。したがって、首都圏外から首都圏に至る輸送のほとんどをランドフェリーで肩代わりすることも不可能ではない。

また、ランドフェリーシステムを全国に展開すると仮定するとその建設費の利子支払い額と運営費用は年間1兆円程度と見積られるが、それに対する料金収入の見積りは料金設定のしかたや利用率に幅が見込まれることから1.5兆円から5兆円程度となるが、いずれにしても経営的に十分に見合うという結論が得られる。

## 2.4.2 電気自動車の新たな展開

電気自動車は走行中は排ガスを全く出さない。発電所で発生する排ガスを考慮しても走行に基づく全排ガス発生量はガソリン自動車に比べて著しく少ない。また、走行中の騒音も非常に低い。さらに、図42に示すように、これまで作られてきた電気自動車とガソリン車を比較した総合エネルギー効率の点でも電気自動車がかなりまさっている。

このために、電気自動車は交通公害対策の決定版と言えると同時に二酸化炭素の抑制にも貢献しうる。

だが、電気自動車は従来、一充電走行距離、加速度、最高速度などのいわゆる動力性能が低いため実用的でないとされてきた。これに対して①コンポーネントとして現状で手に入る最良のも

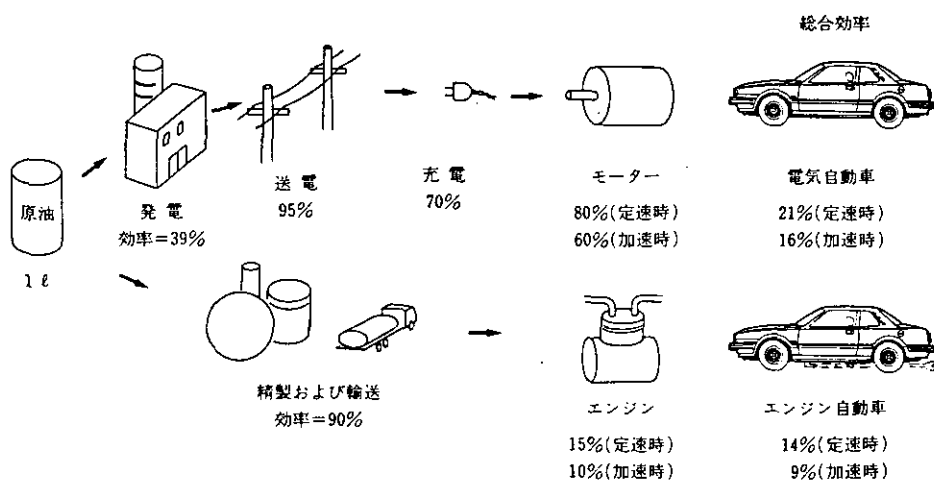


図42 原油を1次エネルギーとする場合の改造モデル電気自動車とガソリン自動車のエネルギー効率

のを選ぶ、②駆動方式に多少の工夫を加える、③ゼロから電気自動車として設計する、ことの3点を適用すればその性能は著しく向上することを理論的に示した。

図 43 にその一例として4人乗りの乗用車を仮定して、表5に示すような技術を導入し、かつ、表6に示すような仕様を満足する場合に予測される電気自動車の一充電走行距離に関する性能予測を示す。電気自動車の性能は電池の重量に依存する。このため、同図では横軸に電池の重量をとってある。この図で示されるように、一充電走行距離は電池の重さとともに伸びる傾向を示しているが、電池重量を576kgとすると、40km/時の定速走行時における一充電走行距離は約550

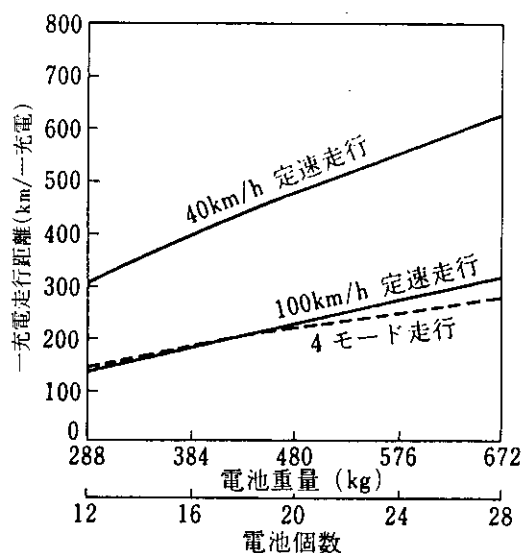


図43 電気自動車の電池重量を変えた場合の一充電距離の計算例

表5 電気自動車の高性能化を可能にする新しい技術

1. 自動車技術
  - 低転がり摩擦タイヤ
  - 低空気抵抗ボディ
2. 電気・電子技術
  - 低損失半導体素子
  - 高効率モーター
  - 回生ブレーキ
3. 材料技術
  - ボディ軽量化用材料
  - 高磁束密度磁石材料
4. 新型電池

表6 高性能化した電気自動車の主要な仕様

項 目	仕 様
寸 法	
全 長 (m)	4.87
全 幅 (m)	1.77
全 高 (m)	1.26
全面投影面積(m <sup>2</sup> )	1.76
重量関係	
空車重量 (kg)	1573
乗車定員 (名)	4
総重量 (kg)	1793
モーター・インバーター	
モーター型式	ブラシレス DC
定格出力・電圧・時間(kW・V・sec)	6.8・288・連続
最大出力・電圧・時間(kW・V・sec)	25・288・20
最大トルク(kg・m)	42.5
最高回転数(r. p. m.)	1650
モーター重量(kg)	33
制御方式	サイン波 PWM
制御用素子	IGBT
電 池	
種 類	Ni-Cd
容量・電圧(Ah・V)	100・12.5
個 数(個)	24
電池重量	531

km, 100 km/時の定速では 270 km という値になる。また 4 モード走行でも約 250 km が期待できる。従来の電気自動車ではモード走行時における一充電走行距離は 50 ~ 60 km 程度であったためかなり大幅に性能が向上することになる。

この考え方は新しい電気自動車の開発に応用された。その結果、4 人乗りの乗用車で一充電走行距離 548 km (40 km/時定速走行時)、最高速度 176 km, 0 ~ 400 m 加速時間 18.05 秒を記録した。また、60 km/時における 1 次エネルギー消費率は原油換算で 50 km/l が達成された。これは同クラスのガソリン自動車の 1/2.8 のエネルギー消費となる。

このような車は生産量が少量であれば価格はかなり割高になるがガソリン自動車並の大量生産を行えば、ガソリン自動車よりも高くなる要因はない。また、維持費もガソリン自動車よりもむしろ安価になる。

したがって、大量生産に至る道筋がつけられれば電気自動車は大量普及の道が開ける。その手

段として、政府関係を中心にして、電気自動車に手厚い優遇策をとったり、逆に現行のエンジン自動車に厳しい規制策をとること等が議論されている。

また、特定の普及分野を定めて集中的に普及を進めるという手段も考えられる。その分野として、これまで小口物流や近距離サービス等が考えられてきた。

電気自動車の高性能化が技術的に可能になったことを前提にすると、これまでとは異なる思い切った普及分野を考えることも可能である。その例としてあげられる分野はタクシー、大型ダンプカー、中規模物流、バス等である。

タクシーを例にとり検討すると、全国での登録台数は26万台、東京都内では5.5万台であり、乗用車の走行台キロに占めるタクシーの割合は全国で6%、東京都内で20%に上る。また、タクシー用車両の年間販売台数は約5.4万台に上る。これだけの台数の生産が可能になれば、電気自動車の大量生産の体制は十分に整うことになる。したがって、タクシーを電気自動車化することは電気自動車普及の重要な突破口になる。

#### 2.4.3 シミュレーションモデルを用いた新しい交通公害対策の評価

首都圏を中心とした地域に、ここで提案した新しい交通公害対策を適用した場合の効果を評価したい。

ここで評価の対象とするのは、まず武蔵野線等を利用したショートカットピギーである。これの適用によって首都圏を通過する物流のための交通は都心を通らなくて済むようになるものと仮定できる。第2はランドフェリーである。これは全国規模での普及を考える。すると、首都圏を起点、あるいは終点とした首都圏以外からの物流はランドフェリーに置き換えることが可能になると仮定できる。第3に、電気自動車の導入を考える。もし、首都圏におけるすべての車が電気自動車に置き換えられれば交通に起因する公害問題はほぼ解決できる。しかし、これをいまずぐに、あるいは極めて短時間のうちに普及させることは現実的でない。そこで、ここではまず2.3.6項に示した評価対象地域内を走るタクシーのみをすべて電気自動車に置き換えるものと仮定する。このため域内を発着する乗用車による交通量の20%を電気自動車に置き換えた。

さらに、首都圏での交通公害を解決するための対策として一般的に言われている非密集地域への高規格道路の建設などの道路網整備による交通流の分散も評価の対象として考慮する。ここでは現在建設計画中で2010年までに供用が見込まれる路線を対象とした。

これら4種の評価対象を評価プログラム(RTPSS)に投入してその大気汚染の削減効果を評価した結果を表7及び表8に示す。これらの表では4種の対策のそれぞれを施した効果と、これらを組み合わせた効果とを求めている。この表7においては乗用車と貨物輸送における一般道路と高速道路の利用のそれぞれにおける対策ごとのNO<sub>x</sub>の排出量とその増減量を示してある。

同表から明らかかなように、地域内のNO<sub>x</sub>の排出総量の削減量では、ショートカットピギー、ランドフェリー、タクシーの電気自動車(EV)化、高規格道路の建設のそれぞれについて5.6%

表7 各対策による車種別・道路種別 NO<sub>x</sub> 排出量の変化

	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧
	基準ケース (現状)	ショートカッ トビギー	ランド フェリー	タクシー EV化	道路整備	2対策計 (②+③)	3対策計 (②~④)	4対策計 (②~⑤)
NO <sub>x</sub> 排出量(トン/日)								
一般道乗用車	13.4	13.4	13.7	12.3	12.7	13.9	12.6	11.6
高速道乗用車	10.0	10.2	10.0	9.7	12.3	10.1	9.7	12.8
一般道貨物車	41.2	39.3	35.1	41.2	35.8	33.3	33.3	30.0
高速道貨物車	8.6	6.3	6.9	8.6	11.1	4.5	4.4	6.1
合計排出量	73.3	69.2	65.7	71.9	71.9	61.7	60.0	60.5
対現状増減率								
一般道乗用車		-0.5%	2.1%	-8.2%	-5.4%	3.2%	-6.0%	-13.4%
高速道乗用車		2.1%	0.4%	-2.6%	22.6%	1.2%	-3.2%	28.5%
一般道貨物車		-4.7%	-15.0%	0.0%	-13.2%	-19.3%	-19.3%	-27.4%
高速道貨物車		-27.0%	-20.6%	0.0%	29.0%	-48.4%	-48.5%	-29.3%
合計排出量		-5.6%	-10.4%	-1.9%	-1.9%	-15.8%	-18.1%	-17.4%

表8 各種対策が23区内の濃度ランク別暴露人口に与える影響

	NO <sub>x</sub> 年平均濃度による評価				NO <sub>2</sub> 98%値による評価			
	60ppb 以上		80ppb 以上		60ppb(環境基準)以上		70ppb 以上	
	万人	増減率	万人	増減率	万人	増減率	万人	増減率
① 基準ケース(現状)	549.7	0.0%	40.9	0.0%	788.5	0.0%	127.6	0.0%
② ショートカットビギー	494.0	-10.1%	35.5	-13.2%	761.7	-3.4%	104.1	-18.4%
③ ランドフェリー	473.6	-13.8%	33.1	-19.2%	734.6	-6.8%	82.8	-35.1%
④ タクシー電気自動車化	509.8	-7.3%	37.0	-9.5%	782.5	-0.8%	96.6	-24.2%
⑤ 道路網整備	492.8	-10.3%	29.3	-28.2%	755.1	-4.2%	82.5	-35.4%
⑥ 2対策計(②+③)	422.5	-23.1%	28.1	-31.4%	680.1	-13.7%	59.6	-53.3%
⑦ 3対策計(②~④)	398.0	-27.6%	25.3	-38.2%	644.7	-18.2%	51.1	-60.0%
⑧ 4対策計(②~⑤)	341.6	-37.9%	19.0	-53.6%	608.5	-22.8%	35.3	-72.3%

10.4%、1.9%、1.9%の削減になる。また、対策の組み合わせによる効果については、ショートカットビギーとランドフェリーの組み合わせでは15.8%であり、これにタクシーの電気自動車化が加わると18.1%に増す。しかし、道路整備までを加えると、逆に17.4%に減少する。その理由は道路の整備が進むと高速道路を中心に高速走行の比率が高まり、これによる乗用車の単位走行当たりのNO<sub>x</sub>排出の増加の影響が貨物車の単位走行当たりNO<sub>x</sub>排出の減少の影響を上回る

ためである。

次に表 8 はそれぞれの対策を施した場合の  $\text{NO}_x$  及び  $\text{NO}_2$  のあるレベル以上の濃度に曝される人口の変化を求めたものである。ここで評価対象とした領域は東京 23 区内である。また、レベルとして選んだ濃度は  $\text{NO}_x$  では年平均値で 80 ppb 以上及び 60 ppb 以上とし、 $\text{NO}_2$  については 98% 値において 70 ppb 及び 60 ppb とした。

同表より、高いレベルの濃度に曝される人口は対策を施すことによって大きく減少していることが明らかである。とくに、 $\text{NO}_x$  では 80 ppb、 $\text{NO}_2$  では 70 ppb を超す濃度に曝される人口の減少が著しい。また、道路網の整備を行えば  $\text{NO}_x$  の総量の排出は増える場合があるものの高い濃度に曝される人口は減らせるという結果が得られている。これは、道路網の整備がこれまで濃度の低かった地域を中心に行われることに基づくものである。

## 2.5 まとめ

本研究では、(1) 深刻化しつつある交通公害を広域的に捉え、かつ、(2) この問題の解決のための各種の対策を評価する手法を開発し、さらに (3) 新たな対策案を提示しその効果の定量化を図るという一連の研究を行った。

本研究ではまず、複雑な道路構造と沿道条件の下で騒音の伝播と大気汚染物質の拡散を精度良くかつ合理的に予測するための数値シミュレーションプログラムを開発した。

第 2 に、首都圏での道路交通とその環境影響の現状評価と将来予測を行うための情報システムを開発した。このシステムと数値シミュレーションの成果を生かした大気拡散モデルとを組み合わせ、かつ土地利用や人口分布との社会データを結合させることにより、自動車公害にかかわる各種指標を計算するプログラムを完成させた。ここではこのプログラムを RTPSS と名付けた。

第 3 に、鉄道貨物輸送に関する新しい方式と、電気自動車の普及に関する新しい展開の方法を提案した。

これらの提案の効果をここで開発した RTPSS で評価したところ、首都圏で年平均濃度の 98% 値で 70 ppb 以上の濃度に曝されている人口が 60% 減らせるという結果が得られた。



# [資 料]

## I 研究の組織と研究課題の構成

### 1 研究の組織

#### [A 研究担当者]

地域環境研究グループ 統括研究官	内藤正明
交通公害防止研究チーム	清水 浩・田村正行・森口祐一
都市大気保全研究チーム	上原 清
環境統計手法研究官	松本幸雄

#### 社会環境システム部

情報解析研究室	安岡善文
---------	------

#### 組織改正以前の上記以外の研究担当者

##### 総合解析部

地域計画研究室	青木陽二
環境管理研究室	西岡秀三・甲斐沼美紀子
環境経済研究室	森田恒幸

##### 環境情報部

情報調査室	新藤純子
-------	------

##### 計測技術部

生体化学計測研究室	切刀正行
分析室	溝口次夫

##### 大気環境部

大気環境計画研究室	植田洋匡・鶴野伊津志
-----------	------------

##### 環境保健部

環境心理研究室	兜 真徳・相本篤子・影山隆之
---------	----------------

#### [B 客員研究員]

飯倉 善和	(岩手大学)	(平成2～3年度)
笠原三紀夫	(京都大学原子エネルギー研究所)	(平成元～3年度)
石谷 久	(東京大学)	(平成元～2年度)
曾根 悟	(東京大学)	(平成元～2年度)
氏家 康成	(日本大学)	(平成元～2年度)
山本 順一	(図書館情報大学)	(平成2年度)
池浦 太荘	(福岡県衛生公害センター)	(平成2年度)

青島 伸治	(筑波大学)	(平成元年度)
幹 康	(拓殖大学)	(平成元年度)

[C 共同研究員]

栖原 一哲	(日本大学)	(平成3年度)
東 和正	(日本大学)	(平成3年度)
藤野 勝	(日本大学)	(平成2年度)
林 信芳	(日本大学)	(平成2年度)
川村一夫美	(日本大学)	(平成元年度)
岡田 一茂	(日本大学)	(平成元年度)

[D 地方環境・公害研究所との共同研究]

池沢 正	(兵庫県立公害研究所)	(平成元～3年度)
阿部 恭司	(大阪府公害監視センター)	(平成元～2年度)
山原 敏	(石川県衛生公害研究所)	(平成2～3年度)
池浦 太荘	(福岡県衛生公害センター)	(平成3年度)

2 研究課題と担当者 (\*客員研究員、\*\*共同研究員)

(1) 交通公害の個別事象の計測とモデル化に関する研究

田村正行・森口祐一・松本幸雄・上原 清・安岡善文・笠原三紀夫\*・池浦太荘\*・  
青島伸治\*・幹 康\*

(2) 広域都市圏における自動車交通の環境影響の総合評価モデルの開発に関する研究

内藤正明・清水 浩・田村正行・森口祐一・山本順一\*

(3) 交通公害対策および交通計画の広域的にみた環境調和性の評価に関する研究

内藤正明・清水 浩・田村正行・森口祐一・飯倉善和\*・石谷 久\*・曾根 悟\*・  
氏家康成\*・栖原一哲\*\*・東 和正\*\*・藤野 勝\*\*・林 信芳\*\*・川村一夫美\*\*・  
岡田一茂\*\*

(4) 交通公害に関わる環境総合評価手法開発支援のための情報システム構築に関する研究

田村正行・森口祐一・松本幸雄・安岡善文

## II 研究成果発表一覧

### 1 誌上発表

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
清水 浩, 森口祐一, 内藤正明	軽量な可撓性材料を用いた排気 施設(ソフトチムニー)の提案	土木学会論文集	<b>409</b> (IV-11)	85-91	1989
森口祐一	道路沿道における大気汚染のメ カニズム	局地的汚染の健康影響 調査手法検討調査報告 書(環境情報科学セン ター, 164p.)		96-107	1989
森口祐一, 西岡秀三	道路交通公害の広域的評価のた めの指標と支援情報システム	土木計画学論文集	(7)	67-74	1989
田村正行	空間フーリエ変換を利用した斜 め入射吸音率の測定	センサ技術	<b>9(9)</b>	39-42	1989
田村正行	空間フーリエ変換を利用した斜 め入射音圧反射率の測定(理論 と数値例)	電子情報通信学会技術 研究報告	EA89-79	12	1989
M. Tamura	Measurement of absorption coefficients at oblique incidence using spatial Fourier transform	Proc. 1989 Int. Conf. Noise Control Eng.		1085-1088	1989
安岡善文, 森口祐一, 田村正行	地理・画像情報による環境の解 析と評価	地学雑誌	<b>99(6)</b>	85-91	1990
M. Tamura	Spatial Fourier transform method of measuring reflection coefficients at oblique incidence. I: Theory and numerical exam- ples	J. Acoust. Soc. Am.	<b>88(5)</b>	2259-2264	1990
田村正行	道路騒音の精密予測の試み	第1回交通公害シンポ ジウム報告書		37-41	1990
石谷 久, 馬場康子, 清水 浩	シミュレーションにより実走行 モードを考慮した電気自動車の 開発評価システム	シミュレーション	<b>10(1)</b>	76-85	1991
田村正行	環境を守る技術エコテクノロ ジーの時代へ第6章騒音公害と 技術	読売選書	<b>43</b>	167-192	1991
M. Tamura	The measurement of absorption coefficients at arbitrary angles of incidence using Fourier transform	J. Wave Mater. Interaction	<b>5 &amp; 6(1)</b>	79-104	1992
田村正行	境界要素法による屋外騒音伝播 の予測	日本音響学会誌	<b>48(6)</b>	451-454	1992

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
Y. Moriguchi, K. Uehara	Numerical and experimental simulation of vehicle exhaust gas dispersion for complex urban roadways and their surroundings	Proc. 1st Int. Symp. Comput. Wind Eng.	in printing		1993

## 2 口頭発表

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
清水 浩, 森口祐一, 内藤正明, 曾根 悟	首都圏物流対策としてのピギーバック 鉄道輸送法活用の提案	交通・電気鉄道研究会	東 京	1989.5
Y. Moriguchi, S. Nishioka	Information system for environmental assessment of road traffic (Demonstration of computer application)	The 5th World Conf. Transp. Res.	Yokohama	1989.7
森口祐一, 内藤正明, 上原 清	沿道大気汚染の予測と評価(第2報)	京都大学環境衛生工学 研究会第11回シンポジ ウム	京 都	1989.7
H. Shimizu, Y. Iimura, M. Naitoh, M. Ono	The concept of a future electric vehicle and the development of an electric motorcycle	Future Transp. Technol. Conf.	Vancouver	1989.8
田村正行	空間フーリエ変換を用いた斜め入射音 圧反射率の測定(Ⅲ), 自由音場 two- microphone 法との比較	日本音響学会平成元年 度秋期研究発表会	富 山	1989.10
森口祐一, 上原 清, 内藤正明	沿道大気汚染の予測手法(Ⅲ)-数値計 算および風洞実験による道路・沿道構 造の影響評価-	第30回大気汚染学会	川 崎	1989.11
M. Tamura	Measurement of absorption coefficients at oblique incidence using spatial Fourier transform	The 1989 Int. Conf. Noise Cont. Eng.	Newport Beach (USA)	1989.12
森口祐一, 阿部恭司, 山本達也	沿道大気汚染の予測と評価(第3報)	京都大学環境衛生工学 研究会第12回シンポジ ウム	京 都	1990.7
山原 敏, 泉 善博, 森口祐一	交差点におけるNO <sub>x</sub> 高濃度汚染現象の 解析(Ⅰ)-汚染要因との関係について の検討-	第31回大気汚染学会	金 沢	1990.10
森口祐一, 泉 善博, 山原 敏	交差点におけるNO <sub>x</sub> 高濃度汚染現象の 解析(Ⅱ)-数値シミュレーションの適 用-	第31回大気汚染学会	金 沢	1990.10
池沢 正, 鳥橋義和, 森口祐一	阪神地域の幹線道路沿道におけるNO <sub>2</sub> 高濃度出現の特性とその要因について	第31回大気汚染学会	金 沢	1990.10
森口祐一, 上原 清, 清水 浩, 内藤正明	沿道大気汚染の予測手法(Ⅳ)-道路平 行風時の拡散シミュレーションと風洞 実験による検証-	第31回大気汚染学会	金 沢	1990.10
森口祐一, 上原 清, 清水 浩, 内藤正明	沿道大気汚染の予測手法(Ⅴ)-道路平 行風時における道路・沿道構造別の拡 散特性の比較-	第31回大気汚染学会	金 沢	1990.10

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
上原 清, 森口祐一, 若松伸司, 清水 浩, 内藤正明	市街地の汚染物拡散に関する風洞実験 その1-交差点周辺濃度に対する風上 側道路污染源の寄与-	第31回大気汚染学会	金 沢	1990.11
上原 清, 森口祐一, 若松伸司, 清水 浩, 内藤正明	市街地の汚染物拡散に関する風洞実験 その2-交差点近傍の建物の影響と自然換気塔の効果-	第31回大気汚染学会	金 沢	1990.11
上原 清, 森口祐一, 若松伸司	風洞を用いた市街地拡散実験	第27回衛生工学研究討論会	東 京	1991.1
森口祐一, 上原 清, 山原 敏, 阿部恭司	沿道大気汚染の予測と評価(第4報)	京都大学環境衛生工学 研究会第13回シンポジ ウム	京 都	1991.7
M. Tamura	Spatial Fourier transform method for measuring reflection coefficients at arbitrary angles of incidence	Journees d'Etudes sur les Methodes de Carac- terisation Experiment- tale des Materiaux Acoustiques et des Materiaux Mecaniques Nouveaux	Toulon (France)	1991.9
清水 浩	電気自動車の新技術	電気化学協会電気化学 秋季大会	名古屋	1991.10
森口祐一, 上原 清, 山原 敏, 泉 善博	交差点におけるNO <sub>x</sub> 高濃度汚染現象の 解析(Ⅲ)-風洞模型拡散実験の適用-	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
池沢 正, 森口祐一	道路沿道の建築物の影響によるNO <sub>2</sub> 高 濃度出現現象について	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
笠原三紀夫, 和泉一也, 篠田和之, 高橋幹二, 森口祐一	PIXE 法による大気エアロゾルの分析 (12)-沿道調査結果-	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
Y. Moriguchi, H. Shimizu, Y. Kondo	Analysis and management of life cycle environmental impacts of automobiles -CO <sub>2</sub> emission anaysis new policy on recycling, and other recent topics-	Invitational Expert Semin. Cleaner Prod. Strategies Automot. Sector	Trolleholm	1991.12
森口祐一	都市生活空間における大気汚染物質の 分布と曝露量の推定モデル	文部省重点領域研究シ ンポジウム	名古屋	1992.1
西岡秀三, 森口祐一	環境制約下における広域交通基盤の評 価	文部省重点領域研究シ ンポジウム	名古屋	1992.1
Y. Moriguchi, K. Uehara	Numerical and experimental simulation of vehicle exhaust gas dispersion for complex urban roadways and their surroundings	1st Int. Symp. Comput. Wind Eng.	Tokyo	1992.8

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
田村正行	空間フーリエ変換を利用した斜め入射音圧反射率の測定(Ⅳ) -材料中の特性インピーダンスと波数から計算した結果との比較-	日本音響学会平成4年度秋期研究発表会	高 知	1992.10
森口祐一, 上原 清, 山原 敏	交差点におけるNO <sub>x</sub> 高濃度汚染現象の解析(Ⅳ) -市街地再開発の影響予測およびNO <sub>2</sub> 濃度の試算-	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
森口祐一	高密度都市空間における大気汚染濃度分布推定と曝露量評価	環境科学会1992年会	東 京	1992.12
西岡秀三, 森口祐一	広域交通基盤の環境評価支援システムの開発とその利用	環境科学会1992年会	東 京	1992.12
西岡秀三, 森口祐一	広域交通基盤の環境評価支援システムの開発とその利用	文部省重点領域研究「人間環境系」N3シンポジウム	横 浜	1993.1



平成3年度 編集小委員会

委員長	相馬光之	委員	須賀伸介
副委員長	高松武次郎	〃	彼谷邦光
委員	柳橋泰生	〃	鈴木明
〃	伊東喜司男	〃	光本茂記
〃	中根英昭	〃	高村典子
〃	高村健二	〃	植弘崇嗣
〃	松本幸雄	事務局	松井文子
〃	兜真徳		

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM  
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR-13-'93

平成5年3月31日発行

編集 国立環境研究所 編集小委員会

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16番2

電話 0298-51-6111(代表)

印刷 株式会社 イセブ

〒305 茨城県つくば市天久保2-11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies  
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305 Japan  
March 1993

本報告書は再生紙を使用しています。