

自動車道路新設に伴う大気汚染評価

京都大学工学部 正会員 池田有光 平岡正勝

1. はじめに

道路の新設に伴う環境アセスメントの中で、大気汚染の評価は振動・騒音と共にいわゆる頁の項目に属している。とくに前者は後者と比較して、道路構造の変更等によって抑制の工学的な対策をしにくい特徴をもっている。したがって、これらの項目について評価の客観性・信頼性をはじめ、評価の詳細さと内容のわかり易さ・親切さが、影響を受けるであろう地域社会にとっては非常に注目されるところとなる。

本論では全体的な評価プロセスは論じないが、これまで行われてきた大気汚染評価の各論上の問題点を示し、検討した結果を述べる。

2. 大気拡散モデルの信頼性

大気汚染の評価の方法で核となるものは、いわゆる各種の数学モデルによる予測である。道路近傍の汚染物質の拡散計算を行うために、これまでに種々の拡散モデルが作られてきた。それらのモデルには、接地気層の流れの条件をとり入れた拡散方程式の解析解、従来大気境界層で適用されてきたガウシアンモデルや幹線道路での拡散シミュレーションを目的として開発された経験式がある。いずれも、それらを使って予測するときには必ず誤差を伴うが、その誤差の傾向や程度は、式本来の特性、データの不備によることもあるが、作業者の現象に対する無知と十分な理解、誤ったデータの利用によるところが大きく影響する。その内容は仲々、見付け難い場合が多い。アセスメントにおける大気汚染評価の弱点は今のところ予測された結果の信頼性を定量的に明示できないことであろう。

筆者はいくつかの拡散モデルの信頼性を、各モデルの使用法を出来る限り忠実に守り、道路近傍で観測された窒素酸化物濃度データ、発生源データ、気象データを

表-1. 全風向・全大気安定度におけるモデルの信頼度

MODEL	風向角	2切片	勾配	相関係数	偏差
GM	Wind-	0.06	1.23	0.571	0.123
CALINE2	road	0.09	0.59	0.535	0.112
EPA-orig	angle	0.13	0.40	0.415	0.138
EPA-imp	"ALL"	0.06	1.34	0.583	0.134
JEA(so)	data-size	0.09	0.60	0.625	0.108
JEA(mitu)	"966"	0.05	0.98	0.686	0.099
UNR(so)		0.11	0.50	0.488	0.124
UNR(mitu)		0.12	0.35	0.494	0.148
GM	Wind-	0.04	1.08	0.754	0.089
CALINE2	road	0.07	0.76	0.717	0.086
EPA-orig	angle	0.10	0.63	0.509	0.114
EPA-imp	"FER"	0.07	1.20	0.612	0.124
JEA(so)	data-size	0.07	0.63	0.826	0.082
JEA(mitu)	"238"	0.05	1.00	0.847	0.077
UNR(so)		0.09	0.60	0.528	0.111
UNR(mitu)		0.10	0.47	0.525	0.114
GM	Wind-	0.04	1.62	0.526	0.140
CALINE2	road	0.10	0.61	0.496	0.121
EPA-orig	angle	0.12	0.51	0.440	0.141
EPA-imp	"PAR"	0.05	1.54	0.505	0.142
JEA(so)	data-size	0.05	1.04	0.590	0.114
JEA(mitu)	"528"	0.05	1.03	0.590	0.114
UNR(so)		0.10	0.70	0.560	0.121
UNR(mitu)		0.10	0.44	0.550	0.139
GM	Wind-	0.03	1.46	0.611	0.120
CALINE2	road	0.12	0.43	0.418	0.114
EPA-orig	angle	0.16	0.21	0.283	0.153
EPA-imp	"OBL"	0.05	1.54	0.505	0.142
JEA(so)	data-size	0.11	0.45	0.718	0.120
JEA(mitu)	"200"	0.04	0.94	0.772	0.077
UNR(so)		0.10	0.25	0.335	0.148
UNR(mitu)		0.16	0.19	0.361	0.197

対象とした拡散モデルは GM モデル(1), EPA の HIWAY モデル(2,3), CALINE2 モデル(4), JEA モデル(5), および UNR モデル(6)である。

GM, HIWAY 各モデルは平地地を走る道路用に開発されたものであり、地表面の粗度の効果は拡散パラメータにほとんど考慮されていない。また GM, HIWAY, および CALINE2 モデルは基本はガウシアンルームモデルである。

JEA, UNR の各モデルは建物の効果を入れた非ガウシアンモデルであり、とくに前者は道路に対して風向を直角・斜・平行に区分し、それぞれの経験式を与えるものである。

検証は大阪市が行った調査結果(7)を利用した。

主な計算条件としては、風速の観測高度が地上17mのところであったのでガウシアンモデルへの風速データは、実観測値に0.45を乗じた値を使った。自動車の機械的攪拌効果として、初期拡散中を $\sigma_z = 1.5m$

$\sigma_0 = 3.0\text{ m}$ とした。発生源の位置は道路中央（有効煙突高度をパラメータとして含む場合 $H_e = 1.5\text{ m}$ ）、に1本の線源をおいた。計算値は1時間値である。

表-1 は観測期間中の全測定値（金風何列、全大気安定度）と各モデルによる推定値の相関について、縦軸を

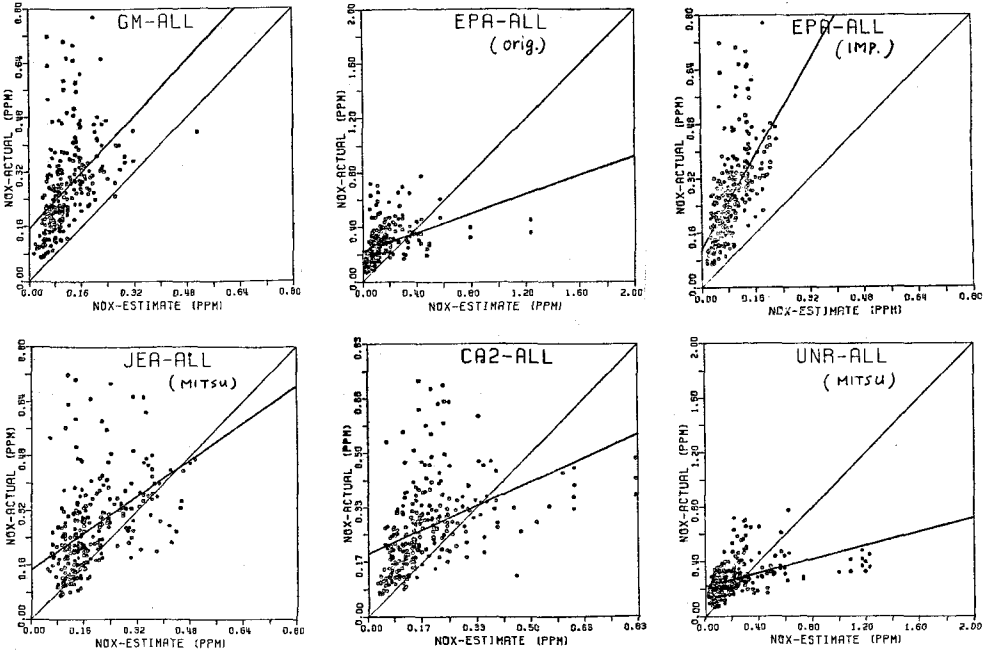


図-1. 道路端から5m以内の実測値と計算値の関係

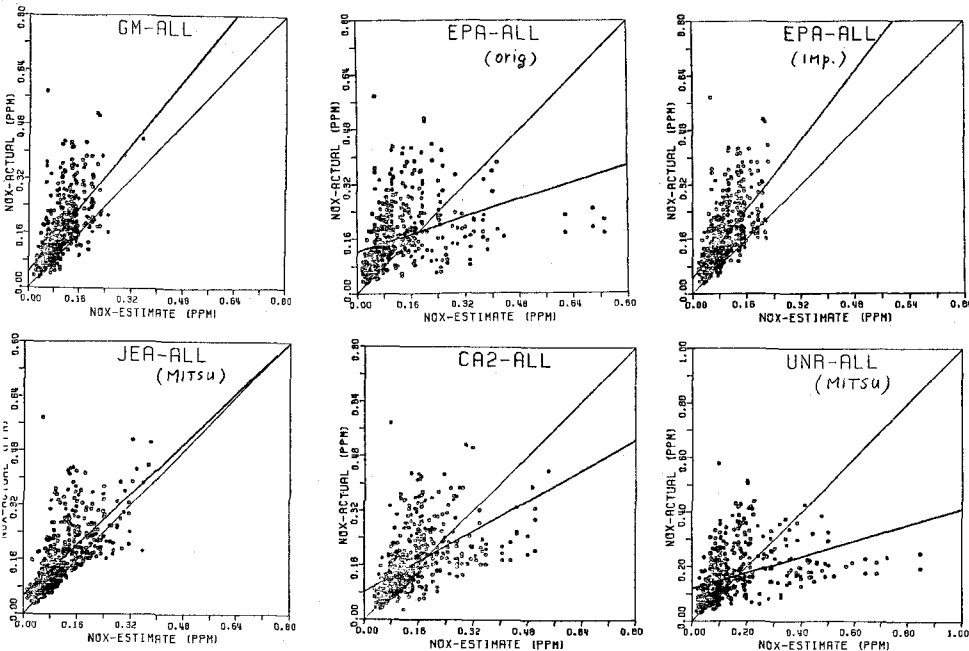


図-2. 道路端から5m以遠、50m未満以内の実測値と計算値の関係

実測値、横軸を計算値としてプロットしたグラフの相関係数、回帰直線の勾配、 y 切片、偏差値を求めた結果を示す。

図-1、図-2、および図-3は全大気安定度、全風向について、道路端からの距離が5m以内、5m未満50m未満以内、50m以遠でのデータとその推定値をプロットしたもので、縦軸に実測値、横軸に計算値をとっている。表-1の上段は図-1、図-2、図-3のプロットも同一のグラフに示したものに当たる。

EPAのHIWAYモデルについては、オリジナルモデルと改良型(improved)がありその両方を使って計算している。また、JEAとUNRの各モデルは建物の密集度によってパラメータが変るため、観測された地点を“底”と“疎”の二つのケースに仮定して計算している。

自動車排気ガスの排出強度データの誤差はどのモデルにも同じ傾向で現われるはずであり、モデルの信頼度への相対評価から誤差要因として除外できる。

以上の結果として各モデルが有する特徴と相対評価として次のようなことがいえる。

- (i) 人家の建っている都市域とその近郊ではJEAモデルがもっともよく適合するのではないか。
- (ii) GM、HIWAYの両モデルは、発生源の近くでは過小に、遠くでは過大に評価する傾向があるのではないか。
- (iii) 道路に向かって吹く風向によって拡散状態が相当異なり、したがってより詳しい拡散パラメータの検討が必要ではないか。

なお、野外実測地点は人家の比較的密集したところであり、GM、HIWAYモデルの適用には、はじめから適していないとも考えられる。

計算の前提条件として、次の二点が結果に重大な影響を与えることが、モデルの利用に際して新たに明かになった。

- (i) 風速データの 高さに関する補正を厳密に考えるべきである。
- (ii) 発生源モデル化で、計算の都合上、単一線源にしたが、その結果が高濃度域(道路端近く)の推定値に大きな影響(誤差)を与える。

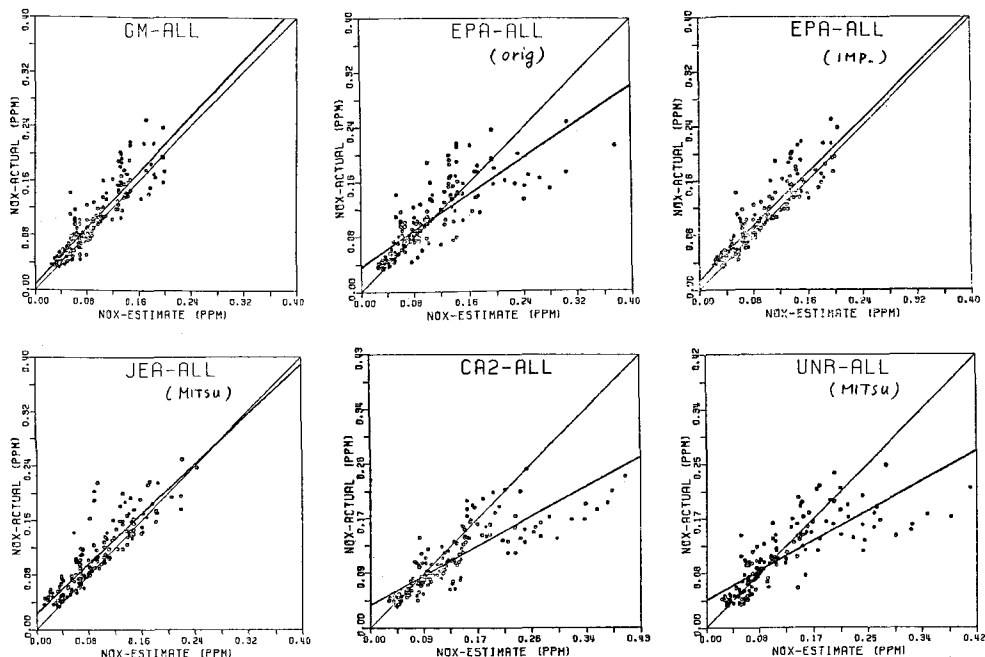


図-3 道路端から50m以遠の実測値と計算値の関係

3. 情報の収集と利用

3-1. データ収集

(1) 気象データ； 気象観測は拡散計算の基礎資料としてもっとも重要なものである。自動車排ガスの汚染はとくに局所性が強いので、地域特有な条件を見つけることが必要である。したがってデータの収集は次の2つの観測目的に分けて行うのが合理的である。

特別観測 — 短期間に異常な高レベルの汚染が発生するかどうか、地域の特殊な気象条件の有無を探索する場合が多い。盆地や山谷風、冷氣流調査、地形の複雑なところでの乱気流調査をあげることができる。

通常観測 — 最低1年間、連続して同じ地点で観測し、場所的に平均・代表値を求め、主に年平均の汚染レベル、気象の大気汚染ポテンシャルを推定し、拡散計算で使用するパラメータを決定する資料とする。

特別観測は本目の細かさや要求されるため、一地点で長期間連続測定することが困難な場合が多い。したがって一年の内で大気汚染ポテンシャルの高そうな日、四季にわたって特定の日は数日選んで行われる。

(2) 汚染データ； 汚染データの収集も、気象観測と同様に、特別実験と通常観測に分けられる。

特別実験 — 局地的な拡散状況を知るため、トレーサ実験（道路を想定した立体観測）がそれにあたり、局所的な拡散シミュレーションの資料を得る。

通常観測 — バックグラウンドの汚染濃度（現況汚染濃度）の測定、既存の発生源との因果関係の把握を目的とする。

これらのデータを利用するとき、基本的な問題として、① 観測諸条件（方法、場所、日時、一般気象）の明示、② 観測量の明示、③ データの質の明示、が十分行われていないケースが多く見られる。このような点について、評価内容での手扱いは解析結果への不信を招くことになりかねない。

3-2. 利用法

例にガウシアンフルームモデルをあげる。同モデルでは濃度は風速に反比例し、風速プロファイルは一定と仮定される。接地気層では風速プロファイルは $u(z) = u_1 (z/z_1)^m$ で近似できる。ここで z_1 は風速 u_1 の観測高度で通常 $10\text{m} < z_1 < 20\text{m}$ がとられる。したがって拡散モデルに地表近くの風速を使うか、上空の風速を使うかによって推定値は大きくなったり小さくなったりする。

発生源が地表 ($z=0$) のとき、風速プロファイルに中間数を仮定し、筆者は統計的モデルを解いている。(6)

$$C(x, y, z) = \frac{sr \left\{ \Gamma\left(\frac{1}{2}\right) \Gamma\left(\frac{3}{2}\right) \right\}^{\frac{1}{2}} z_1^m \Gamma\left(\frac{3}{2}\right)^{\frac{m}{2}} Q}{2 u_1 \left\{ \Gamma\left(\frac{1}{2}\right) \Gamma\left(\frac{3}{2}\right) \right\}^{\frac{1}{2}} \sigma_y^m \Gamma\left(\frac{1}{2}\right)^{\frac{m-1}{2}} \Gamma\left(\frac{m+1}{2}\right) \cdot \sigma_z} \cdot \exp\left[-\left\{\frac{\Gamma\left(\frac{1}{2}\right)}{\Gamma\left(\frac{3}{2}\right)}\right\}^{\frac{1}{2}} \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \cdot \exp\left[-\left\{\frac{\Gamma\left(\frac{3}{2}\right)}{\Gamma\left(\frac{1}{2}\right)}\right\}^{\frac{1}{2}} \left(\frac{z}{\sigma_z}\right)^2\right]$$

で与えられる。答からも(8)他の方法によって同様な結果を得ている。

濃度分布にガウシアン分布を仮定すると、モデルに使用するべき風速の代表高度は、煙の鉛直拡散中 σ_z の関数

$$Z_u = \sigma_z \cdot \sqrt{\frac{\Gamma\left(\frac{1}{2}\right)}{\Gamma\left(\frac{3}{2}\right)}} \rightarrow S=2 \text{で } Z_u = 1.41 \sigma_z$$

となり、濃度式は、 $1.41 \sigma_z$ の風速を使い、全体に補正係数 $\Gamma\left(\frac{1}{2}\right) / \Gamma\left(\frac{m+1}{2}\right)$ を乗じたガウシアンフルームモデルを使えばよいことになる。

以上の結果は、前節で認められた GM、HIWAY モデルによる誤差（近くで過小、遠くで過大）の原因を正しく説明している。

今までに行われてきたアセスメントの事例(9)によると、道路沿いの拡散モデル計算で $Z_u = 26.2\text{m}$ の観測値をそのまま補正せずに利用している。上式による汚染濃度を風下距離 20m のところで求めてみる。

拡散チャートより $\sigma_z(20\text{m}) \div 2.3\text{m}$ とすると、 $Z_u = 1.41 \times 2.3 = 3.24\text{m}$ 、風速の補正は $u = u_1 \cdot \left(\frac{3.24}{26.2}\right)^{0.25}$ より

0.59 μ となり、20m 風下での汚染濃度は、事例によると確率らしい推定結果の 0.59 倍に評価している。

4. 汚染物質 (NO_2 推定)

自動車排ガスが環境へ与えるインパクトは光化学オキシダントの生因をはじめ、微量成分を含めると多岐にわたる。その影響の大きさは、その発生源の集合の度合に左右される。一つの道路上の自動車走行によって放出される汚染をとりあげるならば、道路端近くの物質が十分に拡散していないところでの汚染がもたらす問題となり、広域汚染への寄与はきわめて小さいと考えるのが妥当であろう。排出される汚染物質としては窒素酸化物 ($\text{NO} + \text{NO}_2$)、 SO_2 、 CO 、浮遊粒子状物質、炭化水素があげられるが、政策決定で重視されるのは環境基準が指定された物質であり、その達成度のもっとも悪い二酸化窒素である。

年平均 NO_2 濃度を推定する方法には、いくつかの公式が提案されている。その多くは、固定観測局ごとの通年データにより、年平均 NO_2 と NO_x を求め、その関係に回帰曲線をあてはめたものである。

この公式の中には、国設、地方自治体設の大気環境監視局のうち幹線道路近くの監視局（自排局）データによるものと、幹線道路から離れた一般環境汚染を監視するための局（一般環境局）のデータによるものの2種類が作られている。二者の公式で NO_2/NO_x は、一般環境局が自排局よりも大きい傾向がある。

建設省等が使っている NO_2 推定式と筆者の式等とを例挙する（表-2）。

表-2 NO_x 濃度から NO_2 濃度を推定する式

No.	公式	備考	出典	利用
1.	$(\text{NO}_2) = 0.016(\text{NO}_x) + 0.039\sqrt{(\text{NO}_x)}$	適用範囲 $0.01 < (\text{NO}_x) < 0.5 \text{ ppm}$ 対象道路における排ガスの (NO_x) を入力	(10)	京浜バイパス レジメント (9)
2.	$(\text{NO}_2) = -0.053(\text{NO}_x) + 0.0566\sqrt{(\text{NO}_x)}$	適用範囲 $(\text{NO}_x) < 0.08 \text{ ppm}$ 対象道路における排ガスの (NO_x) を入力	(10)	本四、児島-坂出 ルート・アセスメント
3.	$(\text{NO}_2) = 0.116(\text{NO}_x)^{0.48}$	自排局 年平均 (データ数 357ヶ) 道路近傍 全 (NO_x) 対 全 (NO_2) 推定	(11)	
4.	$(\text{NO}_2) = 2.842(\text{NO}_x)^{0.528}$ 4' $(\text{NO}_2) = 1.584(\text{NO}_x)^{0.7078}$: 一般環境	自排局 年平均 (データ数 170ヶ) 道路近傍 全 (NO_x) ppb 対 全 (NO_2) ppb 推定	(12)	

これらの式によって NO_2 濃度を推定してみる。今仮に対象道路以外の発生源による NO_x 、 NO_2 濃度が $(\text{NO}_x) = 0.015 \text{ ppm}$ 、 $(\text{NO}_2) = 0.01 \text{ ppm}$ であるとす。トータルの NO_x 濃度を横軸にとり (NO_2) を求めると図4を得る。

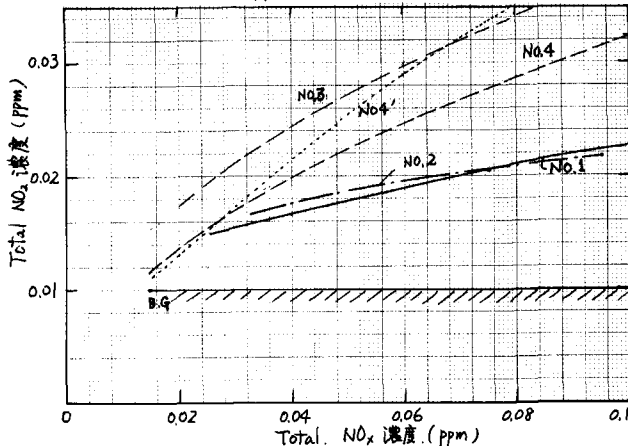


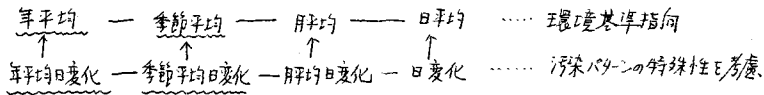
図-4. 各公式による NO_2 推定値

式 No.1 と No.2 と式 No.3 と No.4 のモデルの同時の条件の違いは、No.1 の成立前提条件が (i) 有風時の道路直角風向の汚染データのみを利用した。
(ii) 対象道路以外からの汚染を除いた値を使用する。
(iii) $0.01 \text{ ppm} < (\text{NO}_x) < 0.5 \text{ ppm}$ に限る。
であるのに対して、式 No.3、4 は年間平均値を使い、全 NO_x 、 NO_2 濃度の関係を求めるものである。文献 (11) によると式 No.1 の結果が同一者による研究で得ている式 No.3 対 NO_2 の推定結果が非常に小さくなる理由と

してバックグラウンド汚染を考慮したか否かの違いであるとしているが、図-4からもわかるように、その理由では説明できない。筆者の推定では、NO.1の式を作成(NO.2も同様?) するときに利用したデータは定式的前提条件(i)の特定の期間(内容は十分明らかでない)の特殊な条件の場合のものであったことによるのではないかと考える。年平均のNO_x濃度を使って年平均のNO₂濃度を推定するときは、同じタイムスケールの資料によって作られた公式を利用するのが合理的である。建設省などでNO₂濃度予測方法にNO.1式などもあげているが、NO.1の式の成立条件を無視し、年間平均のNO₂濃度の推定に同式を利用することは、利用上の根本的な誤りであろう。

5 評価の詳しさ

時間スケール; 自動車の走行量の時間変化は大きいので、汚染濃度の変動幅も大きくなる。行政指標上、汚染評価は年平均値とられるが、實際上、影響の面からは量-暴露時間の関係が重要であり、平均値からの変動、短時間の高濃度汚染の出現を無視することはできない。予測の時間スケールをまとめると次のようになる。



計画道路に対して短期間の濃度を物理モデルで評価することは、予測精度の面から問題である。作業の量的限界をも考慮すると(~~~~)をつけた部分に重点をおくべきではないかと考える。数時間以内の高濃度汚染の推定については、計画道路に類似の既存の道路により、濃度累積出現頻度曲線を作成し、間接的な参考資料とする方法があげられる。

6 おわりに

大気汚染の濃度評価は、今までの知見ではまだ不十分ところが多い。その対応策としてあげられることは、数学モデルを使うときには、できれば複数のモデルを使うこと、既存の道路のうちで計画道路に類似のものがあれば、その道路による汚染調査資料の収集を出来るだけ行い、実験的類似法により予測を試みることが重要と考える。アセスメントはケースバイケースで色々な配慮が必要であり、作業過程での十分な考察が必要であろう。

本報告での拡散モデルの比較結果(第2節)は、昭和55年度文部省科学研究補助金一般C研究の成果の一部である。なお計算は京都大学大型計算機センターの施設を利用して行った。

文献

- | | |
|--|---|
| (1) Chock, D. P. (1978). Atmos. Env. 12, 823-829 | (8) 笠口展宏, 岡本弘貴, 井手端雄 (1978) 三菱重工報 15, 4, 1-9. |
| (2) Zimmerman, J. R. & R. S. Thompson (1975). EPA-650/4-74-008 | (9) 日本道路公団大阪建設局他 (1980) 京滋バス幸治地区環境影響調査報告書 |
| (3) Rao, S. T., & M. T. Keenman (1980) J. APCA 30, 3. | (10) 森寛昭, 秋山清 (1978). 土木技術資料 20-6. |
| (4) Ward, N. E., & Jr. A. J. Ranzieri (1977). Interim Rep. FHWA-RD-77-74 | (11) 尾立義雄, 川島茂樹 (1979) 初回環境問題シンポジウム講演集, 土木学会. |
| (5) 窒素酸化物総量規制検討会 (1979) 同報告書 | (12) 池田有光, 平岡正勝 (1980) 大気汚染学会誌 15, 5, 213-218 |
| (6) 池田有光, 平岡正勝, 堀北弘之 (1980) 土木学会, 第35回年次学術講演会講演概要集第4部 | |
| (7) 大阪市 (1979) 環境方針委託業務結果報告書 - 環境大気調査 - | |