

拡散モデルと大気汚染シミュレーション*

岡 本 真 一 塩 沢 清 茂**

1. 緒 言

大気汚染の防止対策が各地で進められており、その技術開発も急がれている。しかしながら、決定的な対策の実用化には、相当の期間を要するものと思われる。このような状況下にあつて、効果的な汚染防止対策としては、被害発生が予測されるような緊急時に注意報を発令し、固定発生源に対しては燃料規制などの措置を講じ、移動発生源については交通規制などを行なうことにより、被害を最小限にとどめることが、従来から考えられており、一部実施されてきた。また新しい工業立地計画など、汚染被害の生ずる恐れのある施設の新増設に際しては、風洞実験や現地拡散実験とともに数式モデルによる予測も利用されている。そして環境を著しく悪化させるような立地計画は改善勧告などにより、適正化が計られてきた。

このような措置をより効果的に実施するためには、将来の汚染状況を適確に予測することができる数式モデルが不可欠である。

この数式モデルには、物理法則に従って求められる拡散モデルと、過去のデータにもとづいて数学的に求められる統計モデルがある。ここでは、拡散モデルについて考えることにする。大気中に放出された汚染物質の濃度を計算する拡散式についての研究では、Bosanquet(1936), Sutton (1932) などが初期のものとして有名である。これら初期の研究についての概要を知るためには気象研究ノート「原子力と気象」(1960)が参考になるものと思う。拡散式の導き方や解法については流体力学の教科書に出ているので、それを参照すればよい。たとえば、平岡 (1971) や日野 (1974) などがある。また乱流拡散については島貫 (1973) のテキストがていねいに書かれている。英文の成書では Pasquill (1962, 1974), Seinfeld (1973), Slade (ed., 1968) などがよい。また、実際に濃

度計算を行なう場合には、Turner (1970) のワークブックや ASME (1973) のガイドブックが役に立つと思う。

次に、多数の煙源が広い地域に分布している都市域での拡散モデルについては、和文のテキストとしてはあまり適当なものがないが、横山(1975), 近藤 (編, 1975), 森口 (1975), 環境庁 (編, 1975) などがよいと思う。アメリカ合衆国における大気拡散モデルに関する報告書の多くは EPA あるいは NTIS を通じて入手することができる。また AMS, WMO あるいは NATO などが主催して開かれるシンポジウムの論文集も参考になる。このような多排出源都市拡散モデルについての論文集では Stern (編, 1970) を和訳した横山 (訳, 1973) が非常に参考書になるものと思う。

都市の大気汚染濃度の推定に拡散モデルを使用した多排出源都市拡散モデルについての研究では Frenkiel (1956) が最初であろうと思われる。その後1960年代に入って、この分野の研究は急速に発展した。この中で Nashville を対象地域とした Pooler (1961) と Turner (1964) が初期における研究として有名である。Pooler は風配図を使用して長期間の平均濃度の計算を行なっている。これは今日の長期モデル (Climatological model) の基礎になったと考えられる。また Turner は毎時間ごとの気象条件を入力して、毎時の汚染濃度を計算する短期モデル (Synoptic model or Transient model) の基礎を確立した。この2つのモデルの基本的な考え方は今日においても各種モデルに受け継がれており、このモデルで使用されたブルーム拡散式は非定常状態にも応用できるパフ拡散式へと発展した。これらの複雑なモデルの開発は、大型電子計算機の進歩に負う所が大きい。また Davis (1961) らの利用したボックス型モデルは比較的簡単に計算できることから、各地で応用されてきたが、さらに複雑な条件にも適用できる多重ボックス型モデルへと発展した。また多重ボックス型モデルなどの数値解のモデルは光化学反応も同時に考慮することができ、いくつかの計算例が報告されている。

一般に、拡散モデルは次のように分類される。

* A Review on the Diffusion Models and Air Quality Simulation.

** S. Okamoto and K. Shiozawa, 早稲田大学理工学部.

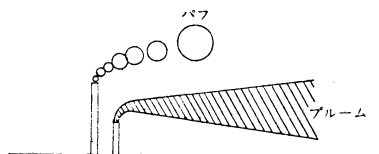
第1表 横山 (1975) による大気拡散の予測方法の分類.

分 類	適応性	モ デ ル	予 測 モ デ ル の 特 徴
物理的 予 測 法	↑ 平常時予測 ↑ 即時予測 ↓	風洞モデル	はく離現象を含んだ拡散予測, 地形地物の影響をとり入れた予測, 安定・不安定状態の拡散予測ができる. コリオリ力, 非定常場の予測は困難, 時間がかかる
		水路モデル	
		拡散の微分方程式によるモデル	はく離現象のない拡散予測, コリオリ力, 非定常場の予測ができる. 計算時間は相当にかかる
		箱形モデル	非定常場の濃度予測に適している. 場所による濃度変化は考えない
		ブルームモデル	場所による濃度の変化, 時間変化も取り扱える
		パフモデル	非定常場の濃度予測に適する
統計的 予 測 法	↓	相関分析法	濃度と他の気象要素との相関分析によって予測する. 汚染源の状態変化に追従しない
		線形予測式	予測値と実測値の間に線形式を仮定する

- (i) 利用目的 { 長期計画用モデル
即時制御用モデル
- (ii) 対象期間 { 長期モデル (Climatological model)
短期モデル (Synoptic or transient model)
- (iii) 指向 { 汚染源活動モデル (Source-oriented model)
実測濃度モデル (Receptor-oriented model)
- (iv) 手法 { 数値解 (Numerical solution)
解析解 (Analytical solution)

拡散モデルの分類法として, 従来から利用されているのは以上のようなものである. 利用目的についての分類は実用化されているモデルにあてはまるものである. 現在までに提案されている多くの拡散モデルはそのまますぐに実用化できないもの, すなわち研究用と考えられるものが多い. しかし, 近い将来にこれらのモデルが実際のアセスメント手法として利用される可能性がないわけではない.

対象期間からは長期モデルと短期モデルに分類されるが, モデル化の研究と電子計算機の進歩によって, この分類方法では明確な尺度によって分けることができない. ここでは毎時間ごとの濃度を計算するものを短期モデル, 1 カ月以上の期間の平均値あるいは濃度の出現頻度分布を計算するものを長期モデルと呼ぶことにする. この方法では, 条件別計算値の表から検索して1年間の毎時の濃度を推定し, この1時間値にもとづいて出現頻度曲線を求めるモデルはどちらにも含めることができる.



第1図 プルーフモデルとパフモデルの比較.

計算方法による分類については, 多くの研究者の見解もほぼ一致していると思われる. ここでは横山 (1975) の方法を第1表に示す. プルーフモデルは個々の汚染源からの煙の流れを定常状態として扱い, 風下の濃度分布を計算するものである. これに対して, 気象条件と排出条件の変化に対応できるものとしてパフモデルが考えられた. パフモデルは連続して排出される煙を微小時間ごとに分割し, 個々の煙の広がり流れを順次計算するものである. ボックス (箱型) モデルはある地域 (たとえば都市域) の大気空間を1つあるいは多数の箱と考えて, この箱の中の汚染物質の収支にもとづいて汚染濃度を計算するものである.

実測濃度モデルと汚染源活動モデルという分類は Roberts (1970) によるものであり, 森口 (1971) にその説明がある. この分類方法ではすべての拡散モデルを明確な分類基準に従って分けることができないので, あまり適当な分類方法ではないが, 拡散モデルの特徴を表わすときに有効であると思われる. Roberts の実測濃度モデル (Receptor-oriented model) では統計的方法による予測モデルも含めている.

大気中に放出される汚染物質の濃度を予測するための

拡散モデルは、大気圏全体の汚染を扱うものや道路近傍の濃度を計算するものなど、対象とする現象のスケールによっても分類できる。

同じ汚染物質の濃度を計算する場合でも、対象のスケールが異なれば取り扱いも変わってくる。移流拡散の基本式は同じであるが、考慮すべき要因と無視できる要因に変化があるために、拡散モデルでは当然差がでてくる。この問題については、森口（1976）に道路近傍の汚染濃度の例が記載されているので参考になる。この報文によれば、道路から 100 m 以内では、いわゆる「マイクロスケール」の拡散モデルが必要であり、道路の交通量や両側の建物の状態を考慮できるものであることが要求される。これに対して、100 m 以遠では都市域全体を対象とする広域拡散モデル（多排出源都市拡散モデル）で扱うことができる。

本文では、道路近傍などを対象とするマイクロスケールのモデルや地球全体を考えるようなモデルは扱わないことにする。すなわち、都市スケールの大気汚染を扱う多排出源都市拡散モデルについて検討する。

2. 長期モデルと短期モデル

非定常パフモデルや3次元差分近似モデルなど、非常に計算時間のかかるモデルにおいても、計算機の進歩につれてかなり長期間にわたって連続したシミュレーション計算が行なわれるようになった。現在のレベルでは、すでに1カ月間程度の再現モデルとしてのシミュレーションは各地で実施されている。

従来の分類法では、1カ月程度以上の長期間の平均値を計算するものを長期モデルと呼んでいたが、最近の計算機の性能とモデリング研究の進歩によって、差分モデルによって1,000通り以上の条件別濃度の計算も行なわれており、より最適な分類方法が必要になると思われる。

ここでは、分類された気象と排出条件ごとの濃度計算値をあらかじめ求めておき、毎時の値はすでに作製された計算値の表から検索して求める方法、あるいは、この表と各条件の出現確率から直接に平均値などを求める方法を長期モデルと呼ぶことを提案する。したがって、長期モデルは風向以外の風速などの連続量もある区間の代表値をもって一率に処理される。たとえば風速 1~3 m/s は 2.0 m/s で濃度が計算されるようなものである。この方法によれば十分に多くの組み合わせについての計算値の表が準備されていれば（注 100~1,000通り程度でよいと考えられる）、年間の毎時の推定値を求めることは容易である。

これに対して、短期モデルは毎時の気象条件と排出条件を与えて、濃度を推定するものとする。この方法は次の2種類に大別できるが、ともに短期モデルと呼ぶことにする。

（i）毎時間ごとの濃度はそれ以前の濃度や気象条件などには関係せず、その時間の排出条件と気象条件の下で決定される定常値の連続であるとする（定常モデル）。

（ii）毎時間ごとの濃度は連続した時系列データの中の1つと考え、その時点より以前のすべての条件に依存するものとして扱う（非定常モデル）。

手法による分類によれば、パフモデルは非定常モデル、ブルームモデルは定常モデルに属する。通常のブルームモデルは基本式を導出する過程で移流拡散場の定常性を仮定しているため、本質的には定常モデルである。しかし、現実問題としては、ブルームモデルを毎時間の濃度推定に利用する（i）の方法が採用される場合が多い。この方法は気象条件などの急変がなく、しかも煙源からあまり離れていない地域では、ほぼ容認できるものと考えられる。

パフモデルはパフの放出時から濃度計算時までの移流拡散場が均質で定常であればよい。しかし、気象条件の変化に近似的に対応することが容易であるので、種々のモデル化の工夫がなされている。また各種の条件別濃度を計算するモデルにおいて、ブルームモデルでは対応できない静穏時にパフモデルを利用する方法がある。この北林（1974）の方法は環境庁（1973）のモデルとは異なり、パフを数値積分するものである。

数値解モデルは（i）定常モデルと（ii）非定常モデルのどちらにも使用できる。考察領域の広さと対象とする時間のスケールなど目的に応じて選択すべきであると考えられる。数値解モデルは計算に費用がかかるので、ブルームモデルの場合と同じ条件下の濃度推定を行なうのは経済的でない。定常モデルであっても、たとえば障害物の周囲を流れる気流中の汚染物質の拡散などの解析解を求めることができない場合に利用される。

2.1 長期モデルと長期計画用モデル

立地計画などの場合に予測対象となるのは、新增設の汚染源が付加されたときに、周辺地域の汚染濃度が環境基準に合致しているかどうかということである。事前調査では長期的な汚染物質排出量の計画値に対して、予測される濃度と環境基準を比較して、これによって計画の可否が検討される。したがって、このためには環境基準

がどのように作られていても、それに対応できる予測モデルが必要である。基準は「年平均値が〇〇 ppm である」あるいは、「〇〇時間の平均濃度の 〇〇パーセントが〇〇 ppm 以下である」などである。

現在の多くの事前調査のための予測モデルでは、ある特定の少数の条件についての濃度を計算して、環境基準を満足していると結論している。このような場合には、少数の設定された条件がもっとも危険な場合であり、他の場合には設定条件以上には高濃度にはならないか、あるいは設定された条件時の濃度が環境基準とどのような関係にあるかの合理的な説明が必要であると考えられる。

わずかな条件についての濃度予測値を求める方法は、その条件下における複数の計画案についての相対評価を与えることはできるが、個々の計画案の環境基準に対する可否についての評価を与えることは難しいと思われる。地形の影響を考慮した数値解モデルでは、計算時間が長くなるので、多くの気象条件についての計算値を求めることが難しいために、このような方法が採用される。この方法は、汚染源の長期計画に利用されるものであるが、拡散モデルの対象期間による分類からすれば短期モデルと考える。

長期計画の評価に利用される拡散モデルは次のように分類できる。

(i) 対象期間(数カ月間以上)を代表する気象条件を利用して拡散シミュレーションを行なう。代表値とし

ては、季節別最多風向、平均風速などが利用される。あるいは、もっとも高濃度汚染の発生が予想される気象条件が選ばれることもある。

(ii) 対象期間内の各種気象条件の同時発生確率を過去の資料から計算して、気象条件の出現頻度の分布が将来も同じであるとして、濃度を予測する。

(a) 風向だけで分類して、風向別の代表風速を用いる。代表風速は算術平均値あるいは調和平均値が用いられる。

(b) 風向・風速・大気安定度別に同時発生頻度を求める。

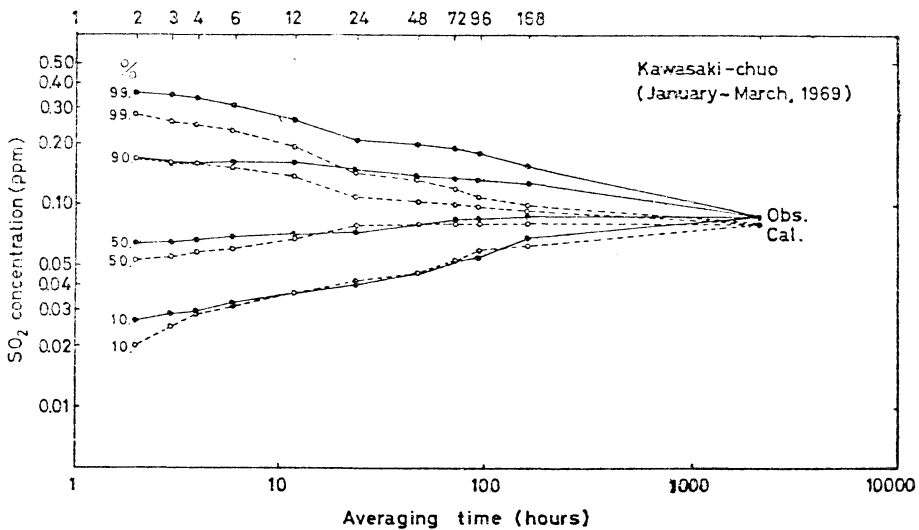
(a)・(b) どちらの場合も、各条件別の濃度を計算して、この濃度計算値とそれに対応する出現確率から、対象期間内の平均値および PC 曲線を求める。

(iii) 対象期間内の気象条件は、過去の観測資料の中から適当に選ばれた同じ長さのある期間中の気象条件に等しいとして、濃度を予測する。この方法は上記 ii) の方法と異なり、気象データの持っている持続性や周期性などの時系列的傾向も考慮できる。

(a) 上記 (ii-b) の方法と同様に、風向・風速・大気安定度別に条件別濃度計算値の表を作製する。次に、毎時の気象条件に該当する濃度計算値をすでに作製されている表より検索して求める。

(b) 毎時間ごとに、その都度、気象条件を与えて濃度を計算する。

(ii-b) の方法は風向 D 、風速 V 、安定度 S の同時発



第2図 Arrowhead 図による計算値と実測値の比較。

第2表 長期モ

	Martin (1971)	TRC (1971) AQDM	Calder (1971) CDM (1)	Busse (1973) CDM (2)
reference	APCA 21 (1) 16-19	PB-189 194	proc. NATO/CCMS	EPA-R4-73-024
Area	St. Louis	Imaginary Area (Test City)	St. Louis (1964-65)	many New York(1969)etc.
No. of meteorological condition (WD, WV, Stabi.) ()=Total.	16×6×5 (480)	16×6×5	16×6×6 (576)	16×6×6
Smoke spread	PG chart	PG chart	PG chart	PG chart
Plume rise	Holland (1953) (modified)	Holland	Holland	Briggs (1969)
Area Source	Imaginary Point Method	Imaginary Point Method	Double Integral Method in Polar Coordinate (Narrow Plume Assumption)	
Treatment of mixing height	Uniform distribution	Uniform distribution	Uniform distribution	Uniform distribution
Decay	Considered	Considered	Considered	Considered
No. of source Point+Area	36+204	_____	62+1200	} (See Table 3)
No. of receptor	40 (-5)	_____	40	
Results Corr. coef.= slope=	0.844 0.56	_____ _____	0.775 0.26	

生確率 $f(D_i, V_j, S_k)$ をまず計算する。この場合、風速など連続値も階級値に分類される。次に各気象条件の組み合わせごとに、その条件における濃度 $C(D_i, V_j, S_k)$ を計算する。そして確率 f と濃度 C より対象期間内の平均値を次式で計算する。この場合、確率 f は一種の時間希釈率と考えることもできる。

$$\bar{C} = \sum_i \sum_j \sum_k f(V_i, D_j, S_k) \cdot C(V_i, D_j, S_k) \quad (1)$$

この方法は太志野 (1970), Martin (1970) などがあり、(i) の方法に比べて、かなりよい結果が得られている。さらに、環境庁、岡山県 (1973) では、この方法を改良し、風速 1 m/s 以下の静穏時にパフ式を時間無限大まで積分した定常解を使用している。数値解やパフ (非定常) モデルなど莫大な計算を必要とした無風時の濃度計算においても、この定常解の利用により、計算量の軽減が可能となった。

(ii-a) の方法は (ii-b) の予測方法の場合とまったく同じものであるが、(ii-a) では平均値のみしか求められないが、(ii-b) の方法では濃度の出現頻度曲線 (P-C 曲線)

を直接に予測することができる。この (ii-b) の方法の例は、Fortak (1970), Bringfelt (1974), Turner (1974) などにある。

さらに、(iii-a) の方法では、毎時間ごとの実測値と計算値の比較が可能であるから、誤差分散や相関係数などの統計量を求めることができる。このような例は、Milford (1971), Bringfelt (1974), 岡本 (1975) などにある。ここで、拡散モデルによって計算された濃度から求めた Arrowhead 図の例を第2図に示す。

(iii-b) の方法は実際の気象条件を入力して、毎時間ごとの濃度をその都度に計算するものであり、Turner (1964), Koch (1972) などにある。(iii-a) の検索法においても、分類数を十分に多くとることによって、(iii-b) の方法とかわりない値を得ることができる。(iii-b) の方法は長期モデルと考えるよりは、むしろ短期モデルに含めるべきと考える。

(iii) の方法は実際の予測には使用されておらず、むしろ、再現モデルとして、拡散モデルの検証に用いられ

デルの比較.

Fortak (1970)	Bringfelt (1974)	環境庁, 岡山県 (1973)	北林・横山 (1974)	環境庁 (1974)	日立製作所 (1976)
APCO Publ. No. AP-86	Atmos. Env. 8 131-148	岡山県水島工業地 域大気汚染調査報 告書	産業公害10 (8) 28-37	総量規制 マニュアル	大気質に係る環 境影響評価手法 向上化に関する 調査研究報告書
Bremen (1967/68)	Stockholm	水島 (1970, 71, 72)	水島 (1972)	富士 (1972)	水島 (1973)
36×7×5 (about 600)	36×5×4 (779)	16×4×3*	32×5×5 (about 200)	16×4×(3×4)*	16×6×(2×4)*
space source PG chart elevated source BNL chart	small source St. Louis chat large source BNL chart	σ_y ...PG chart σ_z ...{PG chart TVA chart calm...Turner chart	MITI chart	windy PG chart (D) calm Turner chart(3)	windy PG chart calm Turner chart
Stumke (similar to CONCAWE)	Briggs (1969) Bringfelt (1970)	Briggs CONCAWE	Moses-Carson Briggs (calm)	Briggs	Moses-Carson CONCAWE Briggs (calm)
Multiple Points Method	Multiple Points Method	_____	_____	_____	Integrated Infinite Line Method with Narrow Plume
Multiple reflection	Multiple reflection	Ignored	Ignored	Multiple reflection	Uniform distribution
Considered	Considered	Ignored	Ignored	Ignored	Ignored
136+?	198+206	?	53+0	?	?
4	4	31	16	21	23
_____	_____	_____	0.8	0.84	0.825
_____	_____	0.42	_____	0.90	0.877

ている。実際の予測問題に際しても、過去の気象条件の連続した観測値を使用することによって、この方法を採用することは可能である。CDM などに代表される (ii) の条件別発生確率を使用する方法も過去の気象データを使用する点においては (iii) と同様であり、(ii) では各気象条件の持続性などの時系列の傾向が考慮できないので、「連続する〇〇時間の平均が……」という環境基準に対して、適合状態を直接には予測できない。方法 (ii) の1つである AQDM (TRC, 1970) では式 (1) で計算される平均値 $\bar{C}$ と最寄の測定点で観測された実測幾何標準偏差より Larsen (1969) の平均化時間と濃度分布の関係式を利用して、所定の平均化時間での幾何平均値と各パーセンタイルを求めている。したがって、AQDM では、濃度のバラツキに関する事前情報を必要とする欠点がある。まったく濃度測定値がない新設汚染源の評価においては (iii) の方がより適切な方法であるが、排出量の予測誤差や気象条件の再現性を考慮すれば、平均値から離れた所での濃度の分布形を正確に予測する

ことは不可能であると思われる。

ここで、長期間平均濃度の計算を対象としたモデルのいくつかについてその概略を第2表に、またアメリカ合衆国の各都市における CDM の計算結果を第3表に示す。このモデルは IPP (Implementation Planning Program) の一環として現在も利用されている。

アメリカ合衆国における標準的な長期平均濃度を計算する拡散モデルでは CDM と AQDM が有名である。この両者の主な差は排ガス上昇式と面源拡散式にある。AQDM は仮想地域を対象として利用者マニュアルが作られているが、その後 Turner (1972) が New York 地域を対象にして両者の比較計算を行なっている。わが国の同様のモデルは水島地域をテストケースとするものが多い。これらのモデルでは大気安定度による分類がなく、そのかわりに季節別および時間帯別の分類があり、それぞれについて代表的な大気安定度が設定されている。第2表での「*」印はこのような時間帯別などの分類を表わす。また SO₂ 濃度を対象としたモデルでは大気中での

第3表 アメリカ合衆国における拡散モデルの適用例
Slater and Tikvart (1974) より

City	Year	No. of Sources		No. of Valid Samples		Correlation Coefficient	
		Point	Area	TSP	SO ₂	TSP	SO ₂
Boston	1970	384	459	9	11	0.89	0.78
Buffalo	1969	341	304	25	30	0.81	0.73
Chattanooga	1967-68	—	—	—	—	—	—
Chicago	1968	459	169	54	38	0.72	0.50
Cincinnati	1969-70	127	380	41	7	0.69	0.92
Denver	1968	40	93	19	12	0.60	0.78
Detroit	1967-68	450*	2000*	26	37	0.89	0.81
Ironton-Ashland-Huntington	1965-66	40	90	6	10	0.92	0.78
Kansas City	1966-67	129	200	8	21	0.85	0.88
Kansas City	1969	181	207	27	—	0.71	—
Louisville	1970	168	108	16	4	0.79	0.95
Milwaukee	1970 ⁺	203	215	25	9	0.80	0.71
New York	1969	678	863	113	75	0.62	0.89
Philadelphia	1968-69	945	276	12	50	0.92	0.90
Port Huron	1967-68	450*	2000*	21	23	0.82	0.84
St. Louis	1968	115	312	15	23	0.74	0.75
Seattle	1969	180#	250#	5	—	0.99	—
Steubenville	1968 ⁺	90	260	15	22	0.77	0.60
Tacoma	1969	180#	250#	5	5	0.93	0.95
Washington, D.C.	1969	180	686	23	5	0.83	0.94

* Total of Detroit and Port Huron Sources.

Total of Seattle and Tacoma Sources.

⁺ Less than 12 Months.

第4表 1ヶ月間以上にわたる拡散シミュレーションの1時間値あるいは2時間値による評価

place	author	correlation coefficient		total sample size
		individual station	total	
Chicago (67/1)	Koch (1972)	0.07~0.47	0.49	5407
St. Louis (64/12-65/2)*	Koch (1972)	0.20~0.46	0.35	9420
St. Louis (65/2)*	Shir (1974)#	0.19~0.65	0.53	2711
Keihin (69/1-3)	Okamoto (1975)	0.20~0.58	0.39	21194

* bihourly data, # three-dimensional difference model

減少を考えないことも共通している。この第2表で分類の総数が組み合わせの数より少ないものは実際の気象条件で該当するものがないところを省略したためである。

2.2 短期モデルと即時制御用モデル

汚染濃度の短期間の予測においては、一般に統計モデ

ルの方がよい予測値を与える。現在までの拡散モデルはある気象条件を与えた場合に、どのような濃度分布となるかを計算するための推定モデルと考えた方がよい。つまり気象条件の予測値が十分な精度で得られないかぎり、汚染濃度を正確に予測することは不可能である。こ

のような重大な欠陥があるにもかかわらず、シノブチックスケールの拡散モデルが発展した背景としては次のような事項が考えられる。

(i) 統計モデルにおいては、汚染源の活動状態を十分に記述できない(一定の周期変動以外の緊急時措置等)。

(ii) 環境濃度における原因別寄与率の推定には拡散モデルが必要である。

(iii) かなり長期間にわたって稼働している測定網がないと統計モデルは利用できない。したがって、まだ存在しない計画段階の汚染源の影響を評価することはできない。

(iv) 測定網の密度が粗であると、測定点の周囲以外の濃度を知ることはできない。また測定点が必ずしも最高濃度地点にあるとはかぎらない。

現在までの汚染源に対する緊急時規制はすべて、実際の環境濃度がある値以上に高くなった場合にのみ適用されており、予測値にもとづく規制はどこでも行なわれていない。アメリカ合衆国においても、AIRMAP (Air Monitoring, Analysis and Prediction; Env. Res. & Tech. Inc.) というシステムがすでに稼働中であるが、工場は予測値によって排出削減措置を要請されたことはない。ただ実際の濃度が高くなったときだけ、排出削減が求められている。

しかし、このような即時制御を対象とした拡散モデルも各地で進められている。たとえば、鹿島に実験局をもつAPMS (Air Pollution Monitoring System) や TVA の SDEL (Sulfur Dioxide Emission Limitation program) が開発途上にある。興味あることには、この両者がともに準定常近似のブルームモデルを使用していることである。

ここでは、当面の使用目的が即時制御ではなくとも毎時の気象条件と排出条件をもとにして、濃度を計算するものを短期モデルと考えることにする。したがって、長期モデルの分類 (iii-b) は短期モデルに含めて考えることも可能である。この分類によれば、「長期モデル=計画用モデル、短期モデル=即時制御用モデル」と考えるのは正しくない。現在、長期計画用に利用されている多くのモデルは短期モデルであると思われる。そして、即時制御用モデルはまだ研究段階であり、実用化にはまだ時間がかかるように思う。

3. 定常モデルと非定常モデル

数値解のモデルでは濃度の時間変化の項 $\partial c / \partial t$ を考慮しているものを非定常モデル、そうでないものを定常

モデルと呼ぶ。つまり、固定された気象条件下で連続源からの濃度分布を考えるものを定常モデルと考える。この場合、初期条件の影響や汚染物質の排出開始直後の状態などは考察対象とならない。

地表面の起伏や高層建築などによる気流の変化と、それによる濃度分布への影響を考察するモデルでは、主として定常モデルが使用される。また光化学スモッグのシミュレーションでは非定常モデルが使用される。

解析解のモデルでも、上記の数値解モデルと同様に濃度の時間変化を考えるものを非定常モデルと呼ぶことにする。有風時の瞬間源に対するパフ拡散式は、

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} = K_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) \quad (2)$$

の解として得られる(坂上, 1971)。ただし、煙源の位置を原点として、 $K_x = \text{const.}$ および地表面での完全吸着を仮定すれば、

$$C = \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{(x-ut)^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] \quad (3)$$

となる。ここで、 K_x, K_y, K_z は x, y, z 方向の拡散係数であり、 $\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$ はそれぞれの方向の拡散幅である。式(2)、(3)では、濃度の時間変化の項を含んでいるので、パフ拡散式は非定常モデルと考える。連続源からの濃度は式(3)を時間で無限大まで積分する方法によって得られる。 $\sigma \propto t$ の場合は Frenkiel (1953) に、 $\sigma \propto t^{1/2}$ の場合は伊藤 (1960) に解析解がある。

$$C = \int_0^\infty \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{(x-ut)^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] dt \quad (4)$$

$$\approx \frac{Q}{2\pi \sigma_y \sigma_z u} \exp \left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] \quad (4')$$

ただし、主軸方向の拡散は移流の効果より小さく、またリセプターは主軸からあまり離れていないという条件が必要である。

パフを積分せずに、直接にブルーム式を求める方法は、Bosanquet (1936) などにある。この方法では、

$$u \frac{\partial c}{\partial x} = K_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) \quad (5)$$

を解いたものである。この場合も $K_x = \text{const.}$ ならば、式(4')と同じブルーム式が得られる。

ブルーム式では、気象条件と排出条件はすべての時空

間にわたって一定であることが要求される。これに対して、パフモデルでは排出強度の時間変化に対しては簡単に対応できる。この場合には、式 (4) の積分が解析的に求まらない以外、とくに支障はない。また風系の空間的分布が複雑で解析的に解が求まらない場合でも、パフの中心の位置を Lagrange 的に計算し、中心の回りの濃度分布がある分布形（通常は正規分布を想定する）に従うと仮定すれば、濃度を求めることができる。同様に考えれば、気象条件の時間的な変化にも対応できる。このような考え方にもとづくモデルは、Roberts (1970), Start (1974), Sawada (1974) などにある。これらのモデルはすべて (4) 式の積分を数値的に計算する方法である。

ブルーム式を用いて毎時の濃度を計算する多くのモデルでは、ある時刻の汚染濃度をその時点より前から同じ気象条件と排出条件が続いていたものとして計算する。つまり、1 時間ごとの計算値は各時間における条件下での定常値の連続と考える。この方法は風系などの時空間における変化があまり大きくないときに有効である。

数値解モデルおよびパフ式を数値積分するモデルは計算時間が長くなるので、風系の変化に対応できるブルームモデルが考えられている。科学技術庁 (1966), Bowne (1969), 広尾 (1976) などがこの方法を採用している。これらのモデルでは、ブルーム主軸が源を通る流線に一致している。そして、この主軸の回りの濃度分布が正規分布に従うと仮定している。これらのモデルでは風系の時間的な変化は考えていない。したがって、次の時刻における風系が与えられれば、その時点での流線図に従ってブルーム主軸を計算し直すわけであるから定常モデルに分類される。

さらに、風系などの時間的な変化に対応するために、煙の位置を Lagrange 的に計算する方法において、パフ式の数値積分を行わずに、近似的に式 (6') の解析解を利用する。つまり、リセプターにもっとも近いパフとその付近の少数のパフの和として、リセプターの濃度を計算できると仮定する。

$$C = \int_{T-\delta}^{T+\delta} \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{(x-ut)^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] dt \quad (6)$$

$$\approx \frac{Q}{2\pi \sigma_y \sigma_z u} \exp \left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] \quad (6')$$

ここで、 $T=x/u$ ($T-\delta \geq 0$) である。経験的な値として、源から 20 km 程度の範囲では $\delta=10$ 分ぐらいでよい。この方法は式 (6') のブルーム式を利用しているが、非

定常のパフ式と同じ条件変化に対応できるものであるから、“準定常モデル”と呼ぶことにする。このようなモデルは、APMS (機振協, 1975) や TVA の SDEL プログラム (1975) など即時制御モデルに利用されている。この他には、塩沢 (1973b), 朝倉 (1974) などがある。

筆者らが提案した準定常モデルおよびパフモデル、差分モデルによって計算された濃度分布の一例を第 3 図に示す。

4. 解析解のモデル

拡散方程式の解析解には、Bosanquet・Pearson の解 (1936), Roberts の解 (see Calder, 1949), Sakagami の解 (1951), Smith の解 (1957) など多くのものが提示されている。

Smith の解は $u(z)=u_1 z^m$, $K_z(z)=K_1 z^n$ のときの線源式で、式 (7) で示される。ここで h は源の高度、 z はリセプターの高度である。

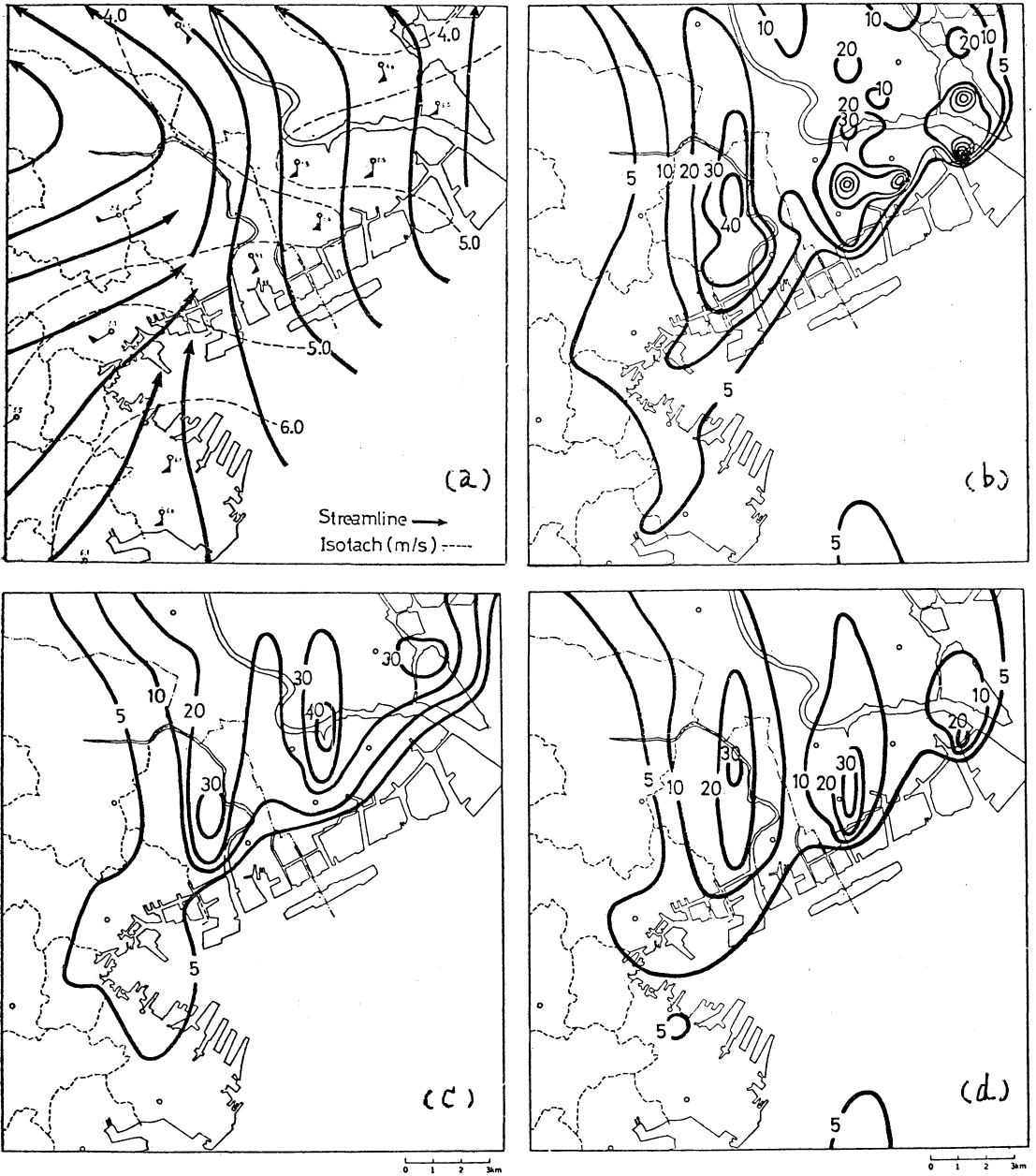
$$C = \frac{Q(hz)^{(1-n)/2}}{(m-n+2) K_1 x} \exp \left[-\frac{u_1 (z^{m-n+2} + h^{m-n+2})}{(m-n+2)^2 K_1 x} \right] \\ I_{-\frac{1-n}{m-n+2}} \left[\frac{2u_1 (hz)^{\frac{m-n+2}{2}}}{(m-n+2)^2 K_1 x} \right] \quad (7)$$

実用的な大気汚染のモデルとして利用されているのは大部分が正規型の式である。拡散係数や風速の鉛直分布を考慮したこれらの式があまり利用されない背景としては次のようなことが考えられる。

(i) これらの式がより簡単な正規式に比較して、多くの気象条件と排出高度のもとにおいても、実際に近い値を与えるという検証例があまりない。近距離での低煙源については坂上の式が正規式よりも測定値に近いという結果があるが (Sakagami, 1960), 高煙源では Smith 式と正規式ではあまり差がないという報告もある (Csanady, 1968)。全体に検証例が少ないが、高煙源からの遠距離の観測例は非常に少ない。

(ii) これらの式に含まれるパラメータの設定値が簡単に得られない。特別な気象観測を実施しないと拡散係数の鉛直プロファイルなどは求まらない。また、従来多くの拡散実験では濃度分布の標準偏差を求めているので、拡散幅 (標準偏差) に関する情報が多く、正規式が利用しやすい。

(iii) Smith 式, Yordanov 式, Sakagami 式では Bessel 関数を含んでいるので、計算がめんどうである。地上源あるいは地表濃度では、Sakagami 式では簡単になるが、Smith 式は I 関数を含んでおり (Berlyand の解と



第3図 (a) 14: 00の地表風系, (b) パフモデルによる14: 00~15: 00のSO₂濃度計算値, (c) 差分モデル, (d) 準定常ブルームモデル(1969年3月25日).

同じ), あまり簡単にならない.

解析解のモデル, とくにブルームモデルでは風系の変化に適応し難いので, あまり風に対する扱いは複雑でない. 大部分は一点の観測値で対象地域内を代表している. また高さ方向についてはベキ関数で風速分布を表わ

すものが多い.

パフモデルでは, 風速の空間分布を考慮できるので, 数値解モデルと同様に気象パラメータのシミュレーションモデルを考慮することや, 多数の観測点での測定値より補間法によって対象地域内の風系を推定する方法など

が利用できる。前者の例としては、北林 (1973)、後者の例としては、岡本 (1976a) などがある。また Sawada (1974) のように水槽実験で風系の推定を行なって、その風系に従ってパフの流れを計算する例もある。

通常のプルーム式では、主軸方向の拡散は無視しているので、静穏時や無風時には適応できない。Johnson (1970) の SRI モデルでは静穏時には風速 2.0 m/s を使用し、風向は静穏となる直前のものを使用している。Calder (1971) の CDM など多くの条件別計算値を求めた後で年 (あるいは季別の) 平均値を計算するモデルでは静穏時という条件項目がない場合が多い。環境庁と岡山県 (1973) は水島地域を対象としたシミュレーションモデルにおいて、静穏時定常モデルを始めて提案した。このモデルでは拡散幅を $\sigma_x = \sigma_y = \alpha t$, $\sigma_z = \gamma t$ で表わし、 $u=0$, $x^2 + y^2 = r^2$ とする。

$$C = \int_0^\infty \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{x^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] dt = \frac{\gamma Q}{(2\pi)^{3/2} (\gamma^2 r^2 + \alpha^2 z^2)} \quad (8)$$

また、森口 (1975) は主軸方向への拡散も考慮した Frenkiel (1953) の解を修正して、京都盆地の弱風時汚染のシミュレーションを行なっている。

$$C = \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \gamma r^2} \exp \left(-\frac{u^2}{2\alpha^2} \right) \left[1 + \sqrt{\frac{\pi}{2}} \frac{ux}{\alpha r} \exp \left(\frac{u^2 x^2}{2\alpha^2 r^2} \right) \operatorname{erfc} \left(-\frac{ux}{\sqrt{2} \alpha r} \right) \right] \quad (9)$$

ここで $r^2 = x^2 + y^2 + (\gamma z / \alpha)^2$ であり、 $\alpha \cdot \gamma$ は式 (8)

と同じである。

4.1 拡散幅の推定と混合層上限の影響

拡散幅の推定には、Pasquill-Gifford の線図がもっとも広く利用されている。Pasquill の線図は比較的に近距離の実験結果に基づいて作られており、1 km 以遠は外挿となっているが、その後の多くの拡散実験はこの線図をもとにして各自のデータを考察しているので、他の線図に比較して信頼性が高いと思われる。この線図では、日射量・雲量・風速から大気安定度 (Pasquill の安定度) を決定して、拡散幅を求めるようになっている。年平均値を求めるモデルでは、毎時の日射量データなどが入手し難い場合も多いので、季節別・時間帯別に代表的な大気安定度を設定する方法がよく用いられる。またこれらのデータがすべて利用できる場合でも、都市域や高煙源による Pasquill の資料との差を考慮して、Pasquill の安定度分類法を使用しないことが多い。このような例は環境庁 (1973) の水島モデルなどわが国の総量規制のための大気汚染シミュレーションではしばしば見られる。

パフモデルでは時間の関数として拡散幅を推定する方が便利なので、Turner 線図がしばしば利用される。Turner (1964) が Nashville の計算に利用した線図は、Pasquill-Gifford 線図のある風速を仮定して $\sigma-x$ 図を $\sigma-t$ 図に変換したものである。Roberts (1970) のパフモデルに利用されている $\sigma-t$ 線図は Turner (1968) の未公開資料にもとづくもので、1964年のものに比較して安定時の σ_z がやや大きくなっている。環境庁の総量規制マ

第5表 拡散モデルで使用されている拡散幅の推定法

chart	reference	application
Pasquill-Gifford chart	Pasquill (1961) Gifford (1961)	Calder (1971)—St. Louis JEA* (1973)—Mizushima
Turner chart	Turner (1964, 68)	Turner (1964)—Nashville Roberts (1970)—Chicago Bowne (1969)—Connecticut
TRC chart (only σ_y)	Fuquay (1964)	
BNL chart	Singer (1966)	
TVA chart	Carpenter (1971)	
SRI chart	Johnson (1971)	Johnson (1971, 73)—San Jose, Chicago Washington, Denver, St. Louis
Bowne chart	Bowne (1974)	
MITI chart	Yamamoto (1974)	Kitabayashi (1974)—Mizushima Hayashi (1975)—Kashima
St. Louis chart	McElroy (1969)	Milford (1971)—New York Nakano (1972)—Osaka (only σ_y)

* JEA = Japan Environment Agency

第6表 NO 濃度の減少率 (指数関数モデル)

Chiba pref. model		Yamamoto model	
k (hr ⁻¹)	half life (hr)	k (sec ⁻¹)	half life (hr)
2.0 (daytime)	0.346	0.00054 (max)	0.35
1.0 (night)	0.693	0.00032 (min)	0.60

ニユアルに記載されている Turner 線図もこの新しい方である。

St. Louis 実験 にもとづく線図は都市域での実験データによるもので, Pasquill-Gifford 線図や BNL 線図より拡散幅が大きくなっている。σ_z についてはその解析方法に疑問があり, 中野 (1972) のように σ_y-x 線図のみを使用しているものもある。Bowne (1974) の線図では遠距離で α_z はある一定値に近づく傾向にあり, すでに平均的な混合層高度の影響が含まれている。したがって, 混合層高度が平均的な高度であれば, とくに修正する必要はない。Pasquill-Gifford 線図のように近距離のデータをそのまま延長したものでは, 線図の中には上層のリッド (安定層) の影響は考慮されていないから, 別にモデル化する必要がある。上層に安定層がある場合, 鉛直拡散幅 σ_z がある程度以上に大きくなると, 有効煙突高度の増加は, 着地濃度の減少にほとんど効果を持たなくなり, 着地濃度は汚染質排出量と混合層高度 H_L に影響されるようになる。このような気象条件に対して, Carpenter (1971) は Trapping モデルを提案している。Turner (1970) の Workbook では σ_z = H_L/2.15 となる距離 x_L の 2 倍の距離 2x_L 以遠では混合層内の濃度分布は一樣になるとしている。

この混合層高度を数式モデルに利用する方法としては次のような方法がある。

- (i) 鉛直拡散幅の増加を抑える。
- (ii) 混合層上限で汚染物質を反射させる。
- (iii) 鉛直拡散幅がある大きさ以上になると, 混合層内の濃度分布 (鉛直方向) が一樣となる。
- (iv) 排ガスの上昇はリッドによって抑えられる。

4.2 解析解モデルに利用される反応系モデル

大気中での化学反応についても, いくつかの拡散モデルで考慮されている。もっとも簡単な例としては, 汚染質の指数減少がある。この考え方を始めて拡散モデルに利用したのは, Turner (1964) であり, SO₂ の半減期を 4 時間としている。その後, この方法は Koogler

(1967) など多くのモデルに見られる。また光化学反応に関与している窒素酸化物を対象にしたモデルも考えられている。

NO, NO₂ の濃度変化を表わす簡略モデルとしては, 横山と山本のモデル (1975) と千葉県モデル (1975) の 2 つが提案されている。これらのモデルの特徴は NO 濃度を指数減少で表現し, NO₂ 濃度を (NO₂+NO) 濃度と NO 濃度の差として求めていることである。

山本のモデルは鹿島での野外実測をもとにして作られている。

$$\text{NO: } C = C_0 \cdot \alpha \exp(-kT) \quad (10)$$

$$\text{NO}_2: C = C_0 \{1 - \alpha \exp(-kT)\} \quad (11)$$

ここで, C₀ は NO+NO₂ の初期濃度, α, k はパラメータであり, α は 0.8~1.0, k は 0.001~0.0005 sec⁻¹ の範囲としている。

千葉県のモデルは, Friedlander (1969) の反応系モデルに合うように作られたもので, 山本のモデルが NO+NO₂ の濃度が一定であるとしているのに対して, NO+NO₂ の濃度も指数減少を仮定している。

$$\text{NO: } C = C_1 \exp(-k_1 T) \quad (12)$$

$$\text{NO}_2: C = C_2 \exp(-k_2 T) - C_1 \exp(-k_1 T) \quad (13)$$

ここで, C₁ は NO の初期濃度, C₂-C₁ が NO₂ の初期濃度である。k₁ は 1.0~2.0 hr⁻¹, k₂ は 0.1~0.2 hr⁻¹ である。

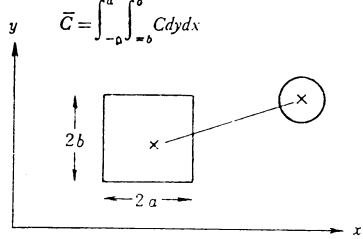
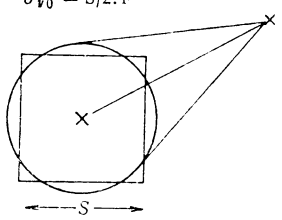
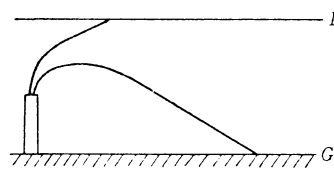
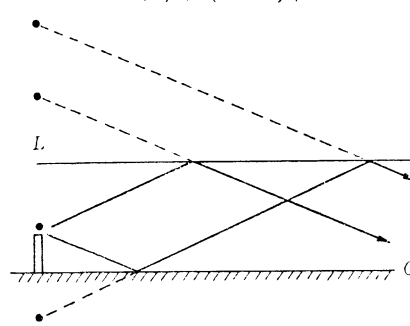
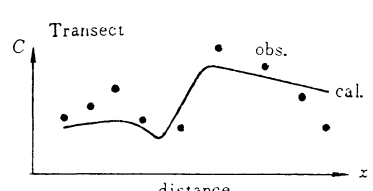
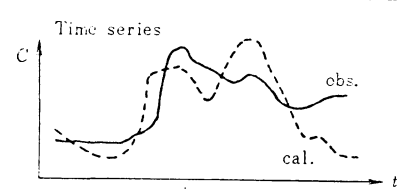
山本のモデルは煙源から 10 km 程度の範囲で NO+NO₂ の濃度が一定であると仮定している。α は 0.8 が推奨値であり, k は時間帯と日射量の種類ごとに設定値を与えている。千葉県のモデルでは, パラメータの設定に関して, 昼と夜の 2 つの時間帯に分割している。この両者のパラメータの比較を第 6 表に示す。

4.3 Chicago モデルと New York モデルの比較

解析解によるモデルの中で, 代表的なものとして, Roberts (1970) の Chicago モデルと Shieh (1970) の New York モデルがある。前者は主に気象条件の時間変化を考慮してパフモデルを考えているのに対して, 後者は面源からの拡散を考慮するためにパフモデルを利用していると考えられる。この 2 つのモデルは対照的に異なる点が多くあり, その比較を第 7 表にまとめる。

Shieh の場合は点源に従来のブルーム拡散式を利用し, 面源についてのみにパフ拡散式を利用している。この面源の扱いについては第 7 表に示すように発生源の区画についてのパフを積分して濃度を計算する。この考え方は Fortak (1970) にも見られる。一方 Roberts の場

第7表 New York モデルと Chicago モデルの比較

	Shieh (1970)	Roberts (1970)
Place, Pollutant Dispersion Equation Area source grid size	New York (SO ₂) Plume, Puff 1/2, 1, 2 and 5 miles	Chicago (SO ₂) Puff 1 mile
Area source	Integration $\bar{C} = \int_{-b}^b \int_{-a}^a C dy dx$ 	Initial value (σ_{y0}) $\sigma_{y0} = S/2.4$ 
Inversion lid	Limitation $\sigma_z = \min(\sigma'_z, 1/2L)$ $\sigma'_z \leftarrow$ Pasquill chart 	Reflection $C = C(H) + C(2L - H) + \dots$ 
Validation	Transect 	Time series 

合は、点源・面源の両方にパフ拡散式を使用している。面源は汚染物質放出時にすでに煙の拡散幅 σ_{y0} を持っているとして仮定する。つまり面源からの汚染物質は風上の仮想点源より放出されたものとする。この方法は、Turner (1964) にもあり、このほか、Martin (1971)、森口 (1971) などに見られる。

上層安定層（混合層上限）と鉛直拡散の関係についての2つのモデルの扱いは異なっており、Shieh が拡散幅の増加を抑えているのに対して、Roberts は多重反射 (Multiple reflection) を使用している。前者は、Smith (1966)、Halpern (1972) などに見られ、後者の例は、

Fortak (1970)、Lamb (1971) などにある。

次に数式モデルの計算結果の検討においても、この2つのモデルには特徴が表われている。Shieh は主に一定時刻における濃度分布を特別観測の結果を用いて詳細に比較している（第4図、第5図）。Roberts は主に常時観測点での実測結果と計算値をかなり長期間にわたって対比させている（第6図）。

面源からの拡散モデルは、Lucas (1958)、Hilst (1961) などにその原型があるが、実用的なシミュレーションモデルに導入されたのは1960年代の後半以後であり、今日までに提案された方法を第8表に示す。また、これらの



第4図 Shieh ら (1970) による1966年3月9日の New York 地区の SO_2 濃度計算値.

第8表 面源拡散式の比較

Imaginary (virtual) point method	
1) $\sigma_y(x) + \sigma_{y0}$	Turner (1964), Roberts (1970)
2) $\sigma_y(x + x_0)$	Martin (1971)
Integrated plume method	
1) Integrated infinite line method	Johnson (1973), Lucas (1958), Koch (1972)
2) Integrated finite line method	Shieh (1972)
3) Double integration method	
4) Multiple points method	Fortak (1970), Bringfelt (1974)
Integrated puff method	Shieh (1970)

方法による計算例を第7図に示す.

次に、拡散モデルの検証についても、第7表の Chicago モデル、New York モデルに種々の方法を見ることが出来るが、この他にもいくつかの方法がある。一般的には次のようなものが利用される。

(i) 相関係数・誤差分散・スキルスコアなどの統計量

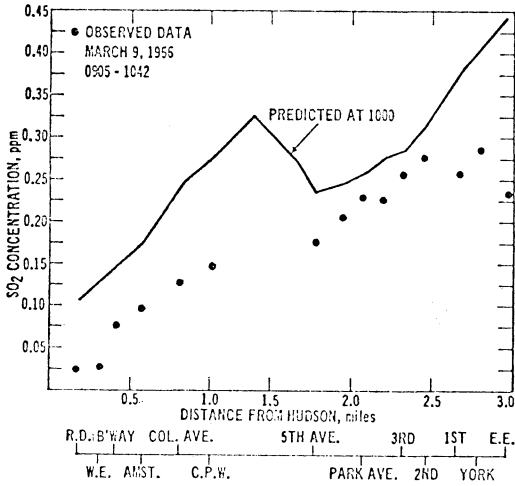
(ii) 濃度の地理的な分布図

(iii) 濃度の時系列データ

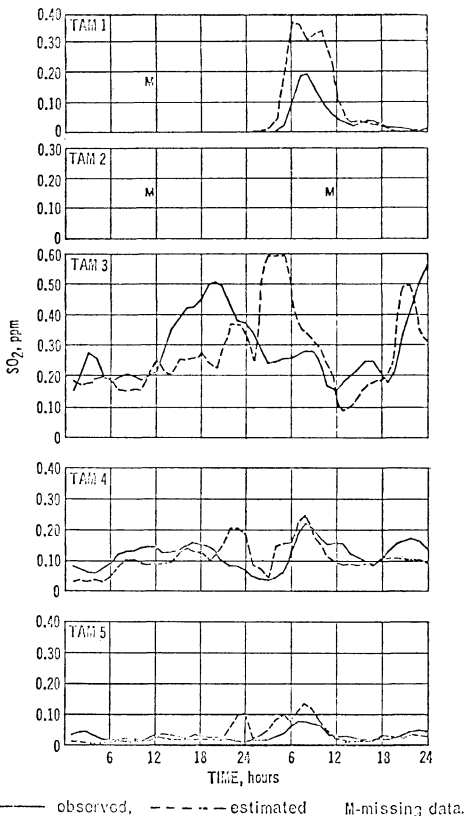
(iv) 散布図

(v) 濃度の出現頻度分布図 (PC 曲線) および 平均化時間別濃度分布図 (Arrowhead 図)

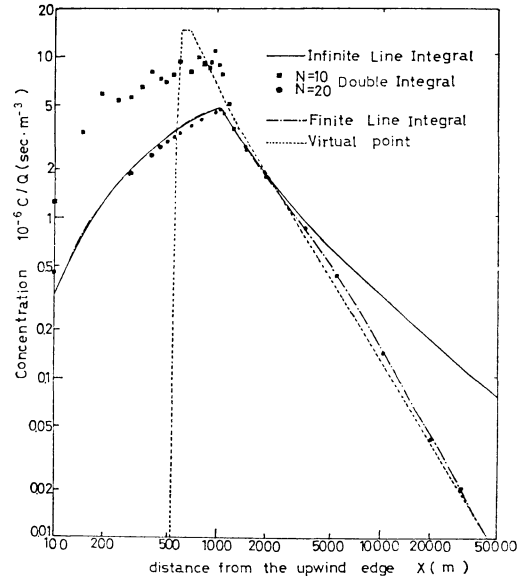
この他に、時空間の相関係数の平均値で評価する Nappo (1974) の方法もある。これは1地点における毎時のデータから計算される時間相関 $R(T)$ のすべての地点についての平均 $\overline{R(T)}_S$ と、ある時刻における多数の観測点のデータと濃度計算値から求まる空間相関 $R(S)$ の全時刻についての平均 $\overline{R(S)}_T$ を使用するもので



第5図 Shieh ら (1970) による79番通りに沿う SO_2 濃度の実測値と計算値の比較。



第6図 Roberts ら (1970) による Chicago 地区の SO_2 濃度の実測値と計算値の比較 (1967年1月1日～2日)。



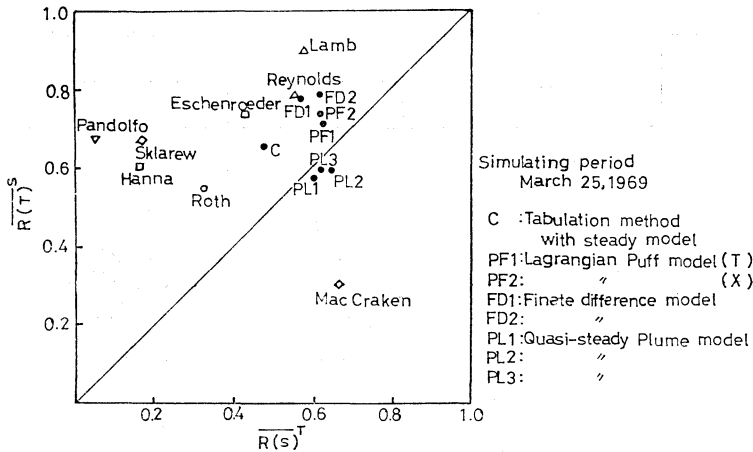
第7図 面源拡散式による面源の中心を通る風下主軸上の地表濃度計算値 (面源の大きさ = 1 km, 煙源高度 = 10 m, 安定度 = C, 風速 = 5 m/s)。

ある。この方法で計算した拡散モデルの評価値を第8図に示す。

5. 数値解のモデル

風系や拡散係数の分布が複雑な場合や、非線型の反応項を含む微分方程式では、解析的に解くことが難しいので、差分式で近似して数値的に解く方法が採用される。実際のモデルでは3次元の空間での濃度分布を記述するべきであるが、計算機利用上の制約から簡略化される場合もある。これらの多くはボックスモデルとも呼ばれているが、濃度変化の微分方程式を数値的に解くものすべてをこの分類に含めて考える。この方程式の解法としては、大部分が差分式による数値計算法である。この他にも、広義の差分法に含まれると思われる有限要素法を利用するものや PICK (Particle-In-Cell) 法や MAC (Marker And-Cell) 法と呼ばれる特殊な数値計算法を利用するものもある。

ボックス (型) モデルと呼ばれるものの中には都市域全体を1つのボックス (箱) と考えるもの、あるいは、平均風によって移動する1つまたは鉛直方向にいくつか積み重ねたボックス内の濃度変化を記述するもの、さらに、1層から数層に重ねられたボックスとして扱うものなどがある。



第8図 Nappo (1974) の拡散シミュレーションの評価法.

第9表 数値解による拡散モデルの例

type	urban scale unreactive pollutant	urban scale photochemical smog	other scale
three-dimensional finite difference model	Randerson (1970) Lantz (1972) Shir (1974) Okamoto (1976) Env. Agency (1976)	Reynolds (1973) Sugiyama (1974) Hasegawa (1975)	Hino (1968) Roffman (1974) Liu (1976) K.M. Kondo (1971) Sugiyama (1973)
Semi-Lagrangian type (incl. box model)	Funabashi (1974) Tsuneoka (1974) Kimura (1976)	Takeuchi (1975)	Nordlund (1975)
PICK or MAC method		Sklarew (1972)	Hotchkiss (1971) Chang (1971) Ukeguchi (1975)
finite element method two-dimensional finite difference model (vertical)	Oshima (1976)		Donald (1971) Egan (1974) Tang (1974)
single layer two-dimensional model (horizontal)	Reiquam (1970) MacCracken (1971) Grönskie (1973) Shiozawa (1973) Liu (1976) C.Y.	Okamoto (1976)	Leibrecht (1975)
multi-layer moving cell model	Takeuchi (1974)	Eschenroeder (1971) Takeuchi (1975)	Eschenroeder (1972)
single moving cell model meteorological pollution model	Leahey (1972) Pandolfo (1973) Drake (1971) Dnaldson (1973)	Wayne (1971)	

シミュレーションの対象は近藤 (1971), Hotchkiss (1971), Donald (1971), Egan (1974) など道路付近のマイクロスケールの汚染を扱うものや, Nordlund (1975) のようにヨーロッパ大陸全体の汚染を扱うものなどもある。また, Hino (1968), Liu, K.M. (1976) のように

火力発電所を対象としたものもある。Hino は2層モデルによって山を越える気流を計算した後で、この気流の中に汚染物質を放出した場合の濃度を計算している。これに対して、Liu では排ガス上昇の過程を含めて運動方程式を数値的に解いて、煙突の周囲の濃度分布を計算し

第10表 数値解によ

Author	Place	Grid size		Number of Nx, Ny
		$\Delta x, \Delta y$	Δz	
Randerson (1970)	Nashville	1 mile	10 m	13×12
Reiquam (1970)	Oslo	800 m 600 m	H***	16×16
JSME (1971)	Tokyo*	1 km	log scale (top=1863 m)	29×29
Roth (1971)	Los Angeles	2 miles	(H-h)/10***	25×25
Sklarew (1971)	Los Angeles*	4. 47 km	100 m	22×21 (16)
Pandolfo (1971)	Connecticut**	24. 32 km	arbitrary scale (top=2000 m)	6×4
Drake (1971)	Four Corner's Area**	2. 5 km	arbitrary scale (top=H)	—
Wayne (1971)	Los Angeles*	—	—Lagrangian coordinate— H***	1
Lantz (1971)	Chicago	—	—	7000
MacCraken (1971)	San Francisco	7~63 km	H***	48
Eschenroeder (1971)	Los Angeles	—	—Lagrangian coordinate—	—
Eschenroeder (1972)	Los Angeles	—	—Lagrangian coordinate—	—
Funabashi (1972)	Osaka	6~10 km	200 m	28
Shiozawa (1973)	Tokyo	2 km	H	19×19
Shir (1973)	St. Louis	1524 m	$\begin{cases} 25 \text{ m} \\ (H-200)/4 \end{cases}$	30×40
Grønskei (1973)	Oslo	1 km	H	20×18
Pandolfo (1973)	Los Angeles**	8 miles	arbitrary (top=1500 m)	5×5
Reynolds (1973)	Los Angeles*	2 miles	(H-h)/5***	25×25
Wayne (1973)	Los Angeles*	—	—Lagrangian coordinate—	—
Kimura (1974)	Tokyo	2 km	100 m	32×32
Tsuneoka (1974)	Chiba Ichihara	1000 m	200 m	20×50
Sugiyama (1974)	Tokyo*	2 km	log scale	10×10
MRI (1975)	Tokyo*	2 km	100 m	30×30
MRI (1975)	Tokyo*	—	—Lagrangian coordinate— 25 m	—
Kimura (1976)	Tokyo	2 km	100 m	30×30
Okamoto (1976)	Kawasaki Yokohama	1 km	25~100 m	22×25
J. Env. Agency (1976)	Osaka	2 km	50~500 m	40×50

* Including photochemical reactions

** Including the simulation of meteorological conditions

*** H=mixing height (height of inversion lid)

h=ground elevation

る拡散モデルの比較

grid point <i>Nz</i>	Time step ΔT	Computer	Run time (computing hour/real time)
7	—	IBM 7094 IBM 360/65	15 min/2 hrs
1	—	—	—
14	6 min	IBM 360/75	20 min/12 hrs
10	2 min	IBM 360/67	29 min/12 hrs
4	—	UNIVAC 1108	12 min/17 hrs (CO) 1.5 hrs/16 hrs (5 species)
11 (16)	4.8 min (48 min)	IBM 360/65	1 min/600 time step in a horizontal array
11	—	CDC 7600 CDC 6600	—
1	—	IBM 360/50	4 min/1 hrs 40 min/5 hrs (23 species)
(total)		CDC 6600	1.5 min/6 × (3 hrs prediction)
1	—	CDC 7600	6.2 min/2 days
—	—	CDC 6400	1: 30 (10 species)
—	—	CDC 6400 IBM 360/50	4.4 min/60 min (14 species) 18.6 min/30 min
2	15 min	HITAC 5020	30 min/24 hrs
1	0.6 min	IBM 7040 HITAC 8800	20 min/24 hrs 87 sec/5 days
12	2~5 min	IBM 360/195	90 min/1 month
1	—	—	—
19(10: atmos.)	—	IBM 360/65	2 sec/(mesh point 24 hrs)
5	4 min (max.)	IBM 370/155	1: 8 (10 species)
—	—	IBM 370/155, 165	1: 150 (370/155) 1: 550 (370/165)
H/100	2 min	HITAC 8800/8700	30 sec /9hrs
3	10 min	TOSBAC 5600	2 hrs/24 hrs
8	3 min (for diffusion)	IBM 360/195	—
H/100	2 min (React 1) 20 sec (React 2)	HITAC 8800/8700	100 sec/9 hrs (React 1: 6 species) 430 sec/9 hrs (React 2: 10 species)
H/25	5 sec	HITAC 8800/8700	0.5 sec/4 hrs (inert gas) 4 sec/4 hrs (6 species)
H/100	2 min	HITAC 8800/8700	50 min/1 month
12	2 min	HITAC 8800/8700	7.5 min/24 hrs
6	—	ACOS 77	0.6 hrs/(steady condition)

ている。

ここで今日までに提案された数値解のいくつかについてまとめたものを第9表、第10表に示す。

5.1 格子モデルと流線跡モデル

光化学スモッグのシミュレーションでは、多数の汚染物質による化学反応を同時に計算する必要があるため、計算時間が非常に長くなる。このためのモデルには3次元での微分方程式を数値的に解く方法と風によって流される気塊中での反応を計算する方法がある。前者は、オイラー (Euler) モデルあるいは格子 (Grid) モデルと呼ばれており、後者は、ラグランジュ (Lagrange) モデルあるいは流線跡 (Trajectory) モデルと呼ばれている。

流線跡モデルは平均風によって流される空気塊 (Cell) の中における物質の収支を計算するものである。このモデルでは3次元空間での濃度を計算する必要がないので、反応モデルにかなり複雑なものを使用しても計算が可能である。Wayne (1971) のモデルは23種の物質による31の反応式を考慮している。Eschenroeder (1971, 72) は空気塊の中での鉛直方向の拡散を考慮して計算している。Leahey (1972) は1層のモデルで New York の SO_2 濃度を計算している。竹内 (1974) は Eschenroeder と同様のモデルで東京地区の各種物質 (SO_2 , $\text{NO} + \text{NO}_2$, 光化学反応物質) の濃度を計算している。このモデルは空気塊の最終到着地点を中心に汚染源の影響範囲を扇形に広げているので、最終地点での推定精度は高くなっていると考えられるが、Eschenroeder のモデルなどのように流線跡上の途中の濃度を実測値と比較するのは適当でない。

格子モデルは差分式あるいは MAC 法などの数値計算法によって3次元の濃度を計算するものである。流線跡モデルでは固定点での濃度の経時変化を求めることが難しいが、格子モデルでは任意の場所と時間の濃度を求めることが容易である。

Liu (1975) は格子モデルと流線跡モデルの比較において、次の項目について検討している。

(i) 流線跡モデル — セルの側面を通じての水平拡散
鉛直方向の風速成分
風のシア

(ii) 格子モデル—擬似拡散

そして、次のような結論を出している。

(i) 水平拡散を無視しても支障はない。

(ii) 鉛直流の効果は大きい。流線跡モデル中に導

入することは困難でない。

(iii) 流線跡モデルにとって風のシアは最大の誤差原因となり、1桁の誤差を生ずる。

(iv) 煙源強度の地域的な変化がゆるやかで風があまり強くない場合、擬似拡散はそれほど重大な誤差原因とはならない。

5.2 数値計算法

もっとも広く用いられているのは差分近似法で、時間に対して前進差分、空間については1次の中心差分または風上側の片側差分が多い。水平方向の差分に2次まで使用した例は Shir (1974) に、4次の差分の例は Roth (1971) にある。鉛直方向では、非常に小さい差分間隔に対応するために陰解法を利用する例がある。たとえば Shir (1974)、岡本 (1976b) である。また ADI 法の例は Lantz (1972) にある。Liu, C.Y. (1976) はロサンゼルス市のシミュレーション (1層のモデル) において ADI など4種類の差分法の比較を行なっている。

移流項から生ずる擬似拡散を防ぐために、各セルの空気塊をラグランジュ的にその変位を計算した後で、各セルに含まれる移動してきた空気塊の体積に応じて濃度変化量を計算する方法は、船橋 (1974)、常岡 (1974) にあり、これと類似の方法は木村 (1976a) にもある。また各セルの濃度をそのセルに含まれる仮想粒子の数で表わし、この粒子を平均流と乱流成分の和で動かす MAC 法あるいは PICK 法と呼ばれる方法もある。

5.3 気象パラメータ

3次元の数値解モデルでは、風と拡散係数の任意の分布を組み込むことが可能であるので、さまざまな方法が考えられている。

鉛直方向の拡散係数は多くのモデルの中でもっとも主要なパラメータとして種々の検討が行なわれている。もっとも簡単な方法は大気安定度 (中立・不安定・安定という便宜的な分類) によって適当な分布形を設定する方法であり、台形または50~数100m程度の高度にピークをもち、地上と混合層上端に向って減少するような分布が採用される。または、最大値を風速の関数 (1次式など非常に簡単な関数形) として扱う場合もある。このような方法は、Roth (1971)、Reynolds (1973)、Eschenroeder (1971)、木村 (1976b)、岡本 (1976b) などにある。

拡散係数 K_z の設定において、大気の安定度や地面の粗度の効果をより適切に表現する方法が考えられている。この場合に利用される数式モデルは大気境界層における運動量の拡散係数を記述するものとほぼ同じであ

る。このような方法は、Shir (1974), Roffman (1974), Liu, K.M. (1976) などにある。

水平方向の拡散係数は数値解モデルではあまり重要視されない。この原因としては次のようなことが考えられる。

(i) 多排出源拡散モデルは水平方向の拡散係数にあまり敏感 (sensitive) でない。

(ii) 擬似拡散が大きいので、物理的な拡散係数を設定しても、拡散幅 (濃度の標準偏差) を所定の値にすることは困難である。また一般的な差分近似法による擬似拡散係数は通常に考えられる物理的な水平拡散係数の数倍以上に大きい場合もある。

(iii) 水平方向の拡散係数と地面粗度や各種気象パラメータの関係を記述するモデルに関する研究はあまり行なわれていない。

実際の拡散モデルにおける取り扱いには次の2通りの場合が多い。

(i) 水平拡散項は移流項に比べて十分に小さいので無視できる。Roth (1971), 塩沢 (1973a)。

(ii) すべての時空間にわたって一定の定数として与える。この値は $10 \sim 500 \text{ m}^2/\text{s}$ の範囲が多い。

この他には、Hino (1968) のように風速に比例する値として与える方法もある。

風系の推定についても種々の方法が考えられている。再現モデルとしての拡散シミュレーションではどのような観測データが利用できるかによって推定方法がかなり変わってくる。また風系計算モデルを含む場合には、この風系モデル自身の検証が行なわれないうまま拡散計算が実施されることが多い。最近では海陸風循環や都市のヒートアイランドによって生ずる局地風のシミュレーションモデルに関する研究も進められており、このようなモデルと汚染物質の移流拡散を結びつけて考える気象汚染モデルも開発されている。しかし、地形の影響や都市の影響を考慮した風系の推定は気象条件既知としての拡散計算以上に困難である。風系の推定法には次のような方法がある。

(i) 1カ所の実測または数カ所での観測値の平均を使用する。鉛直方向には一様分布あるいはある高さまでベキ乗則か対数則でシアーを与えるもので、JSME (1971) や杉山 (1974) にある。また、MRI (1975) のモデルではパイロットバルーンの観測データを利用して、鉛直方向の各層ごとに異なる風を与えている。ただし、1つの層内では一定値である。

(ii) 多くの観測値より補間法で各メッシュの値を推定する。この方法は、船橋 (1972), 塩沢 (1973a), Shir (1974), Liu, K.M. (1976) などにある。これらはすべて距離の関数を重みとする荷重平均法である。この方法は数値解モデル以外にも利用でき、Start (1974), 岡本 (1976a) のパフモデルにも利用されている。補間の方法では観測網の密度の差に応じて重みを変化させるものなどもある。

また MacCracken (1971) や Liu, C.Y. (1976) のように補間法による値を初期値として、連続の条件を満足するように修正して風系を推定するものもある。

(iii) 地形の影響を考えて、上層風から地表近くの風系を計算するサブモデルを含んでいるもの、このようなモデルとしては、Hino (1968), Randerson (1970), Lantz (1972), 環境庁 (1976) などがある。

(iv) 境界層内の気象シミュレーションモデルを含んでいるもので、Pandolfo (1973) などがある。

5.4 数値解モデルの実用性

わが国の総量規制やアメリカ合衆国の IPP (Implementation Planning Program) においては正規型ブルーム式が利用されており、数値解のモデルは利用されていない。また EPA で推奨しているモデル (UNAMAP) は NTIS を通じてプログラムおよび利用手引書を販売しているが、この中に数値解のモデルは1つも含まれていない。

この原因としては、(i) 計算時間が長く経済的でない、(ii) 異なる多数の地点での検証例がない、(iii) 気象条件と排出条件が同じでも、差分法や差分間隔を変えれば、濃度計算値が変化する。などが考えられる。

上記 (i) (ii) は近いうちに解決できると思われるが、今後、数値解モデルを実用的なモデルにするためには、(iii) の問題をどのように解決するかにかかっていると思われる。

6. ま と め

一般に拡散モデルでは、排出強度や移流拡散場の予測は行なわれないので、推定モデルと考えた方が適当であろう。しかし、これらの条件をモデルに与えることによって将来の汚染濃度を予測するために利用されるものであるから、広く解釈すれば予測モデルと考えることも可能であると思う。

大気汚染 (拡散) のモデル化に関する研究は最近20年ほどの間に急速に発展し、最近では光化学反応や地表面の起伏を考慮したものも提案されている。数値解のモデル

第11表 多排出源大気汚染モデルの比較

	利 点	欠 点
3次元差分モデル	風系、拡散係数の時空間の変化が考慮できる。複数の物質の反応が考慮できる。	メッシュ間隔によって表現できるスケールが決定される。擬似拡散が含まれる。拡散の統計理論を導入することは非常に困難である。
PICK, MAC モデル	同上 擬似拡散が小さい。	擬似拡散が小さい他はほぼ上と同じ。 計算時間が長い。
1層多重ボックスモデル	気象条件の平面的な変化および時間変化に対応できる。反応系が考慮できる。3次元モデルに比べて計算が速い。	ほぼ3次元差分モデルと同じ。高煙源の影響が表現できない。
流線跡モデル	同上	水平方向の拡散、風の鉛直シアが考慮されていない。 任意の場所と時間の濃度を求めることは難しい。
ブルームモデル	計算が簡単 拡散幅を統計理論あるいは実験に基づく所定の値に設定できる。	気象条件の時空間の変化に対応できない。 複数の物質による反応系を考慮できない。
パフモデル	拡散幅を所定の値に設定できる。気象条件の時空間の変化に対して近似的に対応できる。	反応系は考慮できない。 パフの放出間隔が粗であると、パフの間にすきまを生ずる。
準定常ブルームモデル	同上	反応系は考慮できない。 ブルーム主軸の曲率が大きいと誤差を生ずる。

では任意の気象条件を組み込むことができるので、風と拡散係数の分布をどのように与えるかが、モデル化に関する主要な研究テーマとなっている。拡散モデルに含まれるパラメータを気象モデルの出力として自動的に設定するかは、境界層のモデルにどのようなものを組み込むかによって左右される。

ここで検討した拡散モデルの多くは予測のシミュレーションではなく、現状再現のためのシミュレーションである。したがって、気象条件を必ずしも十分ではない観測値からどのように推定するかについて種々の方法が工夫されている。将来の予測では、これらの気象条件をどのように予測するかという問題が残されている。現在の拡散モデルはパラメータ推定のサブモデルを含めて考えると、CDM など一部のモデルを除けば、十分な検証が行なわれているとはいえない。多くのモデルは始めに対象地域が設定されていて、その地域に適したモデル化が行なわれる場合が多い。このとき、排出強度などに誤差があると他のパラメータの推定に影響を及ぼすことも考えられるので、可能なかぎり多数の異なる地域での再現シミュレーションによってモデルの検証をすべきであると考えられる。

補 追

大気汚染と気象の関連分野に関係しておられる方にはすでに御存知のことと思うが、この分野になじみのない読者も多いと思うので、本文中で十分な説明をせずに使用している主要語句について補足説明をする。

AQDM : Air Quality Display Model の略である。TRC の System Group が開発した長期平均濃度と各平均化時間でのパーセンタイル値を計算するためのモデル。

Arrowhead 図 : 横軸に平均化時間、縦軸に濃度をとり、各平均化時間ごとの等しいパーセンタイル値を結んだグラフで Larsen 図と呼ぶこともある。

CDM : Calder ら EPA のスタッフによって開発された長期平均濃度を計算するためのモデル。アメリカ合衆国の公害防止計画に利用されている標準的なモデルであり、プログラムと使用説明書は Busse (1973) に記載されている (Climatological Dispersion Model の略)。

IPP : Implementation Planning Program の略であり、わが国の公害防止計画あるいは総量規制にあたる。このために作られたプログラムでは燃料転換などに伴う費用計算も含まれている。

PC 曲線：座標軸の一方に濃度，他方に割合（％）をとって描いた濃度分布の累積出現確率曲線。

UNAMAP：User's Network of Applied Models of Air Pollution の略である。UNAMAP は APRAC (SRI モデル)，CDM，HIWAY など 6 つの拡散モデルを含んでいて，アメリカ国内では電話線で結ばれた端末装置からこれらのモデルを利用することができる。

面源拡散式：都市域に多数存在する中小煙源は個々に拡散式を適用できないので，一定の区割内は均一な排出強度と放出高度をもつ面汚染源であると考えて，濃度を計算する方法がある。このような場合に用いられる拡散式を面源拡散式と呼ぶ。

有効煙突高度：煙突から排出されるガスは排出時の排出速度と高温により生ずる浮力によって上昇する。この排ガス上昇高度と煙突の実体高を加えたものを有効煙突高度と呼ぶ。

文 献

- 朝倉 他，1974：大気汚染研究，9，2，300。
 伊藤，1960：気象研究ノート，11，5，322-331。
 大志野，1970：大気汚染研究，5，1，14-19。
 大島他，1976：特定研究「環境汚染の検知と制御」(IV)，135-143。
 岡本他，1975：1975春・日本気象学会予稿集，55。
 —，1976a：天気，23，3，157-161。
 —，1976b：大気汚染研究，第17回大会号，11，158。
 —，1976c：大気汚染研究，11，1，1-15。
 科学技術庁，1966：スモッグ現象の解析に関する総合研究報告書。
 環境庁，岡山県，1973：岡山県水島工業地域大気汚染調査報告書。
 環境庁，1975：総量規制マニュアル，公害研究対策センター。
 環境庁依託，数理計画，1976：光化学スモッグ予測モデル開発調査報告書。
 北林他，1974：産業公害，10，8，2074-2083。
 木村他，1976a：1976春・日本気象学会予稿集，8。
 木村，1976b：気象研究ノート，No. 127，70-79。
 機械振興協会，1975：産業公害，11，9，827-838。
 近藤，1971：オペレーションズリサーチ，16，8，40-46，16，9，34-40。
 —〔編〕，1975：大気汚染一現象の解析とモデル化—コロナ社。
 塩沢他，1973a：早稲田大学理工研報告，No. 61，40-47。
 —，1973b：大気汚染研究，8，3，302。
 島貫，1973：気象研究ノート，No. 114，1-69。

- 杉山，1973：JARI 速報，14。
 —，1974：JARI 研究報告，16。
 竹内他，1974：1974春・日本気象学会予稿集，134。
 千葉県，1975：未公開資料〔注：森口（1976）参照〕。
 常岡他，1974：大気汚染研究，9，2，296。
 中野，1972：proc. ISAP，567-577。
 日本機械学会，1971：自動車排出ガスによる大気汚染に関する研究。
 —，1975：自動車排気ガス試験方法の標準化に関する調査研究報告書。
 日本気象学会，1960：気象研究ノート，11，5。
 長谷川，1975：近藤編「大気汚染一現象の解析とモデル化」267-285。
 林他，1975：公害，10，5，9-22。
 日立製作所，1976：大気質に係る環境影響評価手法向上化に関する調査研究報告書。
 日野，1974：流体力学，朝倉書店。
 平岡他，1971：移動現象論，朝倉書店。
 広尾他，1976：大気汚染研究，第17回大会号，11，163。
 船橋他，1972：大気汚染研究，7，2，286。
 —，1974：シミュレーション技術研究会論文集，2，3，21-28。
 森口，1971：公害と対策，7，3，33-40。
 —，1975a：大気汚染研究，9，5，1-19。
 森口他，1975b：大気汚染研究，10，4，394。
 森口，1976：大気汚染研究，11，2，26-79。
 山本他，1973：公害，8，5，20-28。
 —，1974：大気汚染研究，9，2，287。
 横山〔訳〕，1973：多数の汚染源から排出される汚染質の市街地における拡散モデル，公害技術リサーチレポート（日本能率協会）。
 横山他，1975a：環境アセスメント手法入門，オーム社。
 —，1975b，産業公害，11，6，515-522。
 —，1976：大気汚染研究，第17回大会号，11，267。
 Bosanquet, C.H. *et al.*, 1936: Trans. Farad. Soc., 32, 1264-1294。
 Bowne, N.E., 1969: J. APCA, 19, 8, 570-574。
 —，1974: J. APCA, 24, 9, 832-835。
 Bringfelt, B., *et al.*, 1974: Atmos. Env., 8, 131-148。
 Busse, A.D., *et al.*, 1973: EPA-R4-73-024。
 Calder, K.L., 1949: Quat. J. Mech. Appl. Math., 2, 153-176。
 —，1971: Proc. 1st Meeting NATO/CCMS。
 Carpenter, S.B., 1971: J. APCA, 21, 8, 491-495。
 Chang, P.C., *et al.*, 1971: Proc. Air Poll. and Turb. Dif., 137-144。
 Csanady, G.T., *et al.*, 1968: Atmos. Env, 2, 273-292。
 Davis, Jr., F.K., 1961: proc. Air Over Cities,

- 115-129.
- Donald, M.B., *et al.*, 1971: *proc. Air Poll. and Turb. Dif.*, 152-157.
- Donaldson, C. dup., 1973: A.R.A.P. report, EPA-R4-73-016a.
- Drake, R.L., *et al.*, 1971: preprint AGU meeting.
- Eschenroeder, A.Q., *et al.*, 1971: GRC Tech. memo, No. 1516.
- , 1972: GRC report, EPA-R4-73-012a.
- Egan, B.A., *et al.*, 1974: *Proc. 3rd Int. Clean Air Cong.*, B7-B9.
- Fortak, H., 1970: *Proc. Multiple-Source Urban Diffusion Models*.
- Frenkiel, F.N., 1953: *Adv. Appl. Mech.*, 3, 61-107.
- , 1956: *Smithsonian Report for 1956*, 269-299.
- Friedlander, S.K., *et al.*, 1969: *Env. Sci. & Tech.*, 3, 1175-1181.
- Fuquay, J., *et al.*, 1964: *J. Appl. Met.*, 3, 6, 761-770.
- Gifford, F.A., 1961: *Nuclear Safety*, 4, 2, 47-51.
- Grónskie, K.E., 1973: *Proc. AGARD conf.*, 23.1-23.10 (AD-769278).
- Halpern, P., *et al.*, 1972: *Proc. ISAP*, 629-641.
- Hilst, G.R., 1961: *Proc. Air Over Cities*, 209-216.
- Hino, M., 1968: *Atmos. Env.*, 2, 541-558.
- Hotchkiss, R.S., *et al.*, 1971: *Proc. Air Poll. and Turb. Dif.*, 35-42.
- Johnson, W.B., *et al.*, 1970: *Proc. Multiple-Source Urban Diffusion Models*.
- , 1971: SRI report, (PB-203469).
- , 1973: *J. APCA*, 23, 6, 490-498.
- Koch, R.C., *et al.*, 1972: *Proc. Conf. Urban Env. and Biometeorology*, 64-68.
- Koogler, J.B., *et al.*, 1967: *J. APCA*, 17, 4, 211-214.
- Lamb, R.G., *et al.*, 1971: *Atmos. Env.*, 5, 239-264.
- Lantz, L.B., *et al.*, 1972: *J. Canadian Petroleum Tech. (July-Sept.)*, 1-8.
- Larsen, R.I., 1969: *J. APCA*, 19, 1, 24-30.
- Leahey, D.M., 1972: *J. APCA*, 22, 7, 548-550.
- Leibrecht, R.J., *et al.*, 1975: preprint 68th APCA meeting #75-14.5.
- Liu, K.M., *et al.*, 1975: *Atmos. Env.*, 9, 555-574.
- , 1976: SAI report, ER76-18 for State of California.
- Liu, C.Y., *et al.*, 1976: *Atmos. Env.*, 10, 513-526.
- Lucas, D.H., 1958: *Int.J. Air Poll.*, 1, 71-86.
- MacCraken, M.C., *et al.*, 1971: LLL report, (UC-RL-73348).
- Martin, D.O., 1971: *J. APCA*, 21, 1, 16-19.
- McElroy, J.L., 1969: *J. Appl. Met.*, 8, 19-31.
- Milford, S.N., *et al.*, 1971: *J. APCA*, 21, 9, 549-554.
- Nappo, Jr. C.P., 1974: *proc. Atoms. Dif. and Air Poll.*, 325-329.
- Nordland, G.G., 1975: *J. Appl. Met.*, 14, 1095-.
- Pandolfo, J.P., *et al.*, 1971: CEM report, (PB-206939).
- , 1973: CEM report, EPA-R4-73-025a.
- Pasquill, F., 1961: *Met. Mag.*, 90, 1063, 33-49.
- , 1962: *Atmospheric diffusion*, D. Van Nostrand Co. (和訳: 産業公害防止協会).
- , 1974: *Atmospheric diffusion (2nd edition)*, Ellis Horwood Ltd.
- Pooler Jr., F., 1961: *Int. J. Air and Water Poll.*, 4(3/4), 199-211.
- Randerson, D., 1970: *Atmos. Env.*, 4, 615-632.
- Reiquam, H., 1970: *Atmos. Env.* 4, 233-247.
- Reynolds, S.D., *et al.*, 1973: *Atmos. Env.*, 7, 1033-1061.
- Roberts, J.J., *et al.*, 1970: ANL/ES-CC-007.
- Roffman, A., *et al.*, 1974: *Proc. Atmos. Dif. and Air Poll.*, 311-316.
- Roth, P.M., *et al.*, 1971: SAI report, 71 SAI-21.
- Sakagami, J., 1951: *NSR. O.U.*, 5, 1, 79-91.
- , 1960: *NSR. O.U.*, 11, 2, 127-159.
- , 1971: *NSR. O.U.*, 22, 2, 153-176.
- Sawada, T., 1974: *Proc. Modelling for Prediction and Control of Air Poll.*, 19-26.
- Seinfeld, J.H., 1973: *Air Pollution-Physical and Chemical Fundamentals*, McGraw-Hill Book Co.
- Sheih, L.J., *et al.*, 1970: *Proc. Multiple-Source Urban Diffusion Models*.
- , 1972: *IBM J. Res. Develop*, 16 (March), 162-170.
- Shir, C.C., *et al.*, 1974: *J. Appl. Met.* 13, 2, 185-204.
- , 1975: IBM report, EPA-600/4-75-005a.
- , 1976: preprint IFIP conf. 23-28.
- Singer, I.A., *et al.*, 1966: *Int. J. Air Water Poll.*, 10, 125-135.
- Slade, D.H. [ed.], 1968: *Meteorology and Atomic Energy*, USAEC.
- Slater, H.H., *et al.*, 1974: *Proc. 5th meeting NATO/CCMS*.
- Sklarew, R.C., *et al.*, 1971: SSS report 3 SR-844.
- , 1972: *J. APCA*, 22, 11, 865-869.
- Smith, F.B., 1957: *J. Fluid Mech.*, 2, 49-76.
- Smith, M.E., *et al.*, 1966: *J. Appl. Met.*, 5, 5, 631-639.
- [ed.], 1973: *ASME recommended guide (2nd edition)*.

- Start, G.E., *et al.*, 1974: Proc. Atmos. Dif. and Air Poll., 172-179.
- Stern, A.C. [ed.], 1970: Proc. Multiple-Source Urban Diffusion Models.
- Sutton, O.G., 1932: Proc. Roy. Soc. A, 135, 143-165.
- Takeuchi, K., *et al.*, 1975: preprint US-Japan Conf. on Air Poll.
- Tang, W., *et al.*, 1974: Proc. Atmos. Dif. and Air Poll., 172-179.
- Turner, D.B., 1964: J. Appl. Met., 3, 85-91.
- , 1970: PHS publ. AP-26.
- , 1972: Proc. 3rd meeting NATO/CCMS.
- , 1974: Proc. Statistical Aspects of Air Quality Data.
- TRC system Group, 1970: Air quality display model (PB-189 194).
- Ukeguchi, N., *et al.*, 1975: Proc. 1975 Clean Air Conf., 330-348.
- Wayne, L.G., *et al.*, 1971: J. APCA, 21, 334-340.
- , 1973: PES report, EPA-R4-73-013a (PB-220456).
- Yordanov, D., 1968: Atmos. Env., 2, 167-180.