

差分近似式による大気汚染モデルの開発と計算例*

岡本真一** 塩沢清茂** 大滝厚***

要旨

大気汚染濃度を推定するために、3次元の差分近似式による数式モデルを開発した。このモデルでは、time-splitting法により数値計算を行ない、鉛直方向には陰解法を採用する。京浜地区における、SO₂を対象とするシミュレーションでは、パフモデルおよびブルームモデルよりも実測値に近い計算結果が得られた。

1. 緒言

大気汚染濃度を推定するための数式モデルの主要な使用目的は、より適確な大気汚染防止の施策が実施できるように、将来の汚染状況に関する情報を提供することにある。このためには、まず現状をより正しく再現できるようなモデルを開発することが重要な課題であり、このために多くの研究が行われてきた。単一点源からの拡散を記述するモデルは古くから提示されていたが、都市域のような多くの排出源を含む地域でのモデル化の研究が行われるようになったのは、最近20年ぐらいである。このような都市汚染に関する初期の研究としては、Frenkiel (1956) や Turner (1964) などの研究が有名である。その後のブルームモデルやパフモデルについては Stern (1970, ed.) などに報告されている。1970年代になって、光化学スモッグや高層ビル街の道路近傍の大気汚染など、従来の解析解のモデルでは適応できない問題について、そのモデル化の必要が生じてきた。光化学スモッグのモデルとしては、Eschenroeder (1972) などのラグランジュモデル（流線跡モデル）と、Sklarew (1971) や Reynolds (1973) などのオイラーモデル（格子モデル）の2つが提案されているが、任意の時空間での濃度分布を把握するにはオイラーモデルの方が適している。オイラーモデルでは、単一の汚染物質を対象としたものも多

く提案されており、Roth (1971), MacCracken (1972), Shir (1974) などの研究がある。わが国におけるオイラーモデルの研究としては、長谷川 (1975), Takeuchi (1975), 杉山 (1974) などがあるが、これらの多くは高煙源の扱いについて不適切な点があり、高煙突の多い工業地域での汚染シミュレーションには問題がある。このような点を考慮して、筆者らは、多数の点源と面源を含む地域での汚染濃度分布の再現性の高いモデルの開発について研究を行なった。

2. シミュレーションモデル

2-1. 大気拡散式

大気汚染濃度の変化を記述する基本式は、

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} - v \frac{\partial C}{\partial y} - w \frac{\partial C}{\partial z} + K_H \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + Q + R \quad (1)$$

で表わされる。

ここで、 C は汚染濃度、 u, v, w は x, y, z 方向の風速成分、 K_H, K_z は水平方向および鉛直方向の拡散係数である。 Q は排出源からの汚染濃度増加量、 R は汚染物質の生成消滅による濃度変化量である。

鉛直方向の境界条件は (2)・(3) 式とする。下層では拡散係数 K_z を高さ按比例するように設定し、地表では十分に小さいと仮定する。

$$K_z \frac{\partial C}{\partial z} = 0, \quad z = z_{max} \quad (2)$$

$$K_z \frac{\partial C}{\partial z} = 0 \quad (K_z \approx 0), \quad z = 0 \quad (3)$$

水平方向の境界条件は計算領域を十分に広くとることによって、濃度勾配ゼロ ($\partial C / \partial x = 0$) とできるが、境界の近くまで源が分布している場合には濃度勾配一定

* Development and Application of an Air Pollution Model by Finite Difference Method.

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

*** A. Ootaki, 明治大学工学部

—1976年9月20日 受領—

—1976年11月16日 受理—

$(\partial^2 C / \partial x^2 = 0)$ の方が適当である。また、計算領域外の源の影響を考えると、風上側の側面でバックグラウンド濃度をもつ汚染大気の流入を考えた方が実用的である。以上を整理すると(4)・(5)式ようになる。

$$\left. \begin{aligned} & \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = 0, x=0 \right) \text{ and } (C=C_b, x=x_{max}) \quad u < 0 \\ & (C=C_b, x=0) \text{ and } \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = 0, x=x_{max} \right) \quad u > 0 \end{aligned} \right\} \quad (4)$$

$$\left. \begin{aligned} & \left(\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} = 0, y=0 \right) \text{ and } (C=C_b, y_{max}) \quad v < 0 \\ & (C=C_b, y=0) \text{ and } \left(\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} = 0, y=y_{max} \right) \quad v > 0 \end{aligned} \right\} \quad (5)$$

ここで C_b はバックグラウンド濃度である。(1)式の適応可能な範囲については Lamb (1973) などの研究があるが、定性的には、気象条件や排出源の局所的な空間分布の非均一性や時間的な急変に対処できないことである。この制約は気象条件よりも排出源のモデルに対して厳しいものであり、孤立点源からの拡散を正しく表現することは困難である。

このモデルでは、風下距離とともに増大する拡散係数を考慮できないこと、およびメッシュ内での平均濃度を対象としていることから、点源の近くでの空間分布が表現できないなどの欠点がある。孤立点源からの拡散を扱うとき、1~2kmのメッシュに、その源からの汚染物質の全量を加えると、源に近い範囲では著しい拡散幅の過大見積りとなるので、拡散係数が時間とともに増大する領域を分離する方法が考えられる。このような考え方もとづいて、常岡(1974)は近距離でパフとして扱う方法、Reynolds(1973)は一定の時間内に到達する範囲内のメッシュに分割して加える方法を提案している。筆者

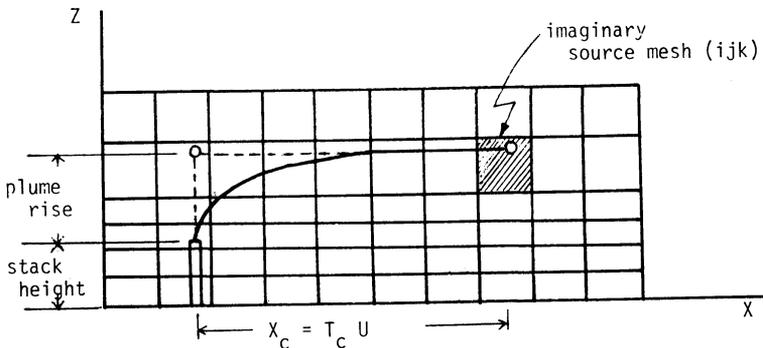
らは入手資料の精度や計算機の性能を考慮して、より簡単な方法を採用する。すなわち、点源から排出された汚染物質は T_c 時間だけ風下へ流された後で、有効煙突高度に当るメッシュに加算されるものとする。そして、この T_c 時間後には、濃度分布の尖鋭度も小さくなり、さらに拡散係数を一定としても大きな誤差は生じないであろうと仮定する。この移流時間 T_c はメッシュの大きさや風の乱れの大きさなどから決定されるものであるが、この値を求めるに必要な十分なデータを持っていないので、ここでは10分と仮定して計算する。

排ガス上昇のモデルとして、上昇過程を考慮しないで最大上昇高度だけを推定するものを利用する場合、源の近くでの濃度分布は表現できないが、高煙源からの地表濃度の推定では大きな誤差は生じない。同様に考えれば、拡散のモデル化についても源の近くで不正確になることは許容できると考えられる。地表近くの点源については、この仮定による誤差が非常に大きくなるので、局所モデル(Sub-gridモデル)を考える必要がある。しかし、影響の大きい点源は十分な高度を持っていることが多いので、地表濃度を推定するための大気汚染モデルとしては、上記仮定は大きな障害にはならないと考えられる。

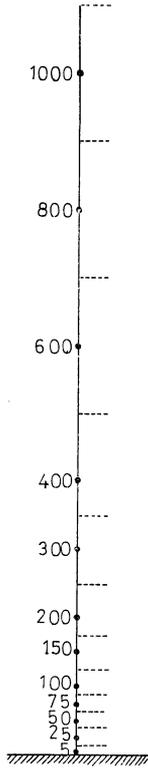
2-2. 数値解法

x, y, z 軸をそれぞれ東向き、北向き、鉛直方向とし、対応するメッシュ番号を添字 j, i, k で示す。また時間の添字を n とする。水平方向のメッシュ間隔は $\Delta x = \Delta y = 1,000\text{m}$ とする。鉛直方向は第2図のように濃度計算の位置を設定し、この位置が中央になるように Δz_k を設定する。

(1)~(5)式は差分近似式で解くのであるが、収束性・安定性と同時に、計算時間(経済性)を考慮することも



第1図 点源からの拡散のモデル化。



第2図 鉛直方向のメッシュのとり方。

$$U(C_{ijk}^n) = \begin{cases} -\frac{u_{ijk}\Delta t}{\Delta x} (C_{ij+1k}^n - C_{ijk}^n), & u_{ijk} < 0 \\ -\frac{u_{ijk}\Delta t}{\Delta x} (C_{ijk}^n - C_{ij-1k}^n), & u_{ijk} > 0 \end{cases} \quad (8)$$

$$V(C_{ijk}^n) = \begin{cases} -\frac{v_{ijk}\Delta t}{\Delta y} (C_{i+1jk}^n - C_{ijk}^n), & v_{ijk} < 0 \\ -\frac{v_{ijk}\Delta t}{\Delta y} (C_{ijk}^n - C_{i-1jk}^n), & v_{ijk} > 0 \end{cases} \quad (9)$$

$$D_H(C_{ijk}^n) = K_H \Delta t \{ (C_{i-1jk} - 2C_{ijk} + C_{i+1jk}) / \Delta y^2 + (C_{ij-1k} - 2C_{ijk} + C_{ij+1k}) / \Delta x^2 \} \quad (10)$$

鉛直方向の拡散については地表付近での小さい差分間隔を考慮して、陰解法とする。ここで K_k は添字 k の K_z を表わす。

$$D_V(C_{ijk}^*) = \frac{\Delta t}{\Delta z_{k+1} + \Delta z_k} \left\{ \theta \left(K_{k+1/2} \frac{C_{ijk+1}^{n+1} - C_{ijk}^{n+1}}{\Delta z_{k+1}} - K_{k-1/2} \frac{C_{ijk}^{n+1} - C_{ijk-1}^{n+1}}{\Delta z_k} \right) + (1-\theta) \left(K_{k+1/2} \frac{C_{ijk+1}^n - C_{ijk}^n}{\Delta z_{k+1}} - K_{k-1/2} \frac{C_{ijk}^n - C_{ijk-1}^n}{\Delta z_k} \right) \right\} \quad (11)$$

重要である。もっとも実用的と思われる方法に、time-splitting 法あるいは fractional step 法と呼ばれる方法がある。これは高次元の差分式を一度に解くかわりに、多数の低次元の差分式に書きかえて順番に解く方法である。この方法によれば、(1) 式は (6) 式と (7) 式で書きかえられる。

$$C_{ijk}^{n+1} = C_{ijk}^n + U(C_{ijk}^n) + V(C_{ijk}^n) + W(C_{ijk}^n) + D_H(C_{ijk}^n) + Q_{ijk}^n / \Delta V_{ijk} - r C_{ijk}^n \quad (6)$$

$$C_{ijk}^{n+1} = C_{ijk}^n + D_V(C_{ijk}^*) \quad (7)$$

ここで、 ΔV_{ijk} はメッシュ (ijk) の体積、 r は濃度減少率である。 U, V, W は x, y, z 方向の移流による濃度変化量、 D_H, D_V は水平方向および鉛直方向の拡散による濃度変化量である。 Q_{ijk} はメッシュ (ijk) の汚染物質増加量である。

鉛直方向の移流は 3-2. で述べる理由により、ここでは考えないことにする。水平移流については風上側の片側差分を用いる。

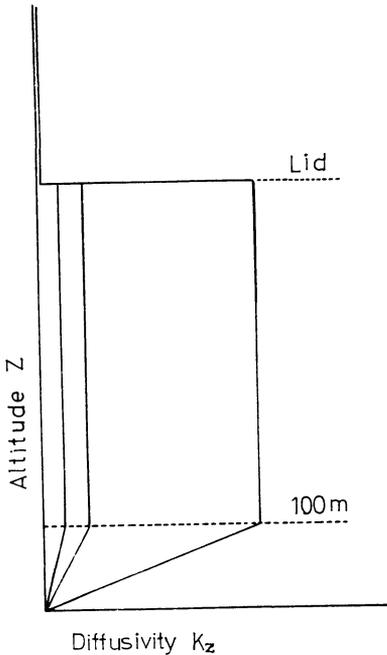
パラメータ θ は $1/2$ (Crank-Nicolson 法) とする。(11) 式は同一地点上の鉛直方向のメッシュの個数の連立方程式となる。この連立方程式は 3 項方程式となるので、簡単に解くことができる。

2-3. 拡散係数

鉛直方向の拡散係数 K_z は境界層のモデル化によって、数式で記述できるが、ここでは濃度分布を計算することを主目的とするので、拡散モデルに直接に数値として与える方法を採用する。拡散係数 K_z の鉛直方向の分布は Eschenroeder (1972) にあるような台形分布を仮定する。この分布形の仮定は横山 (1975) の観測例を見ても、ほぼ妥当なものと思われる。台形分布における最大値 K_{zmax} について、Eschenroeder のものを第 1 表に示す。1973 年夏季に東京地区で行われたノンリフトバルーンの軌跡から求めた拡散係数は約 $20\text{m}^2/\text{s}$ である(日本機械学会, 1975)。この値は夏季日中のものであるから、かなり不安定な時の値であると考えられる。蒲生(1975)が Hanna の式によって計算した K_z は 100m 付近あるいはそれ以上の高度でピークをもつ分布形を示し、最大値は $10^\circ \sim 10^2\text{m}^2/\text{s}$ の範囲である。拡散係数 K_z が最大

第1表 高度100mより上層の混合層内の拡散係数 K_z (m²/s) の値.

| stability | Eschenroeder <i>et al.</i> (1972) | proposed model | |
|---------------|---|----------------|--------|
| | | case 1 | case 2 |
| very stable | 0.5 | — | — |
| stable | 1 | 0.5 | 1 |
| neutral | 2 | 2 | 5 |
| unstable | 10 | 5 | 20 |
| very unstable | 50 | — | — |

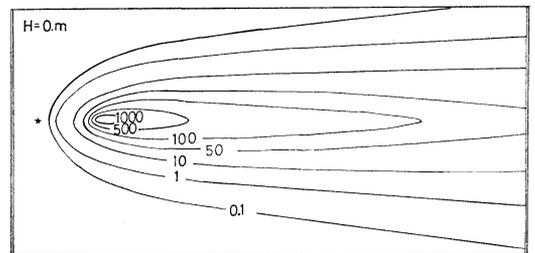
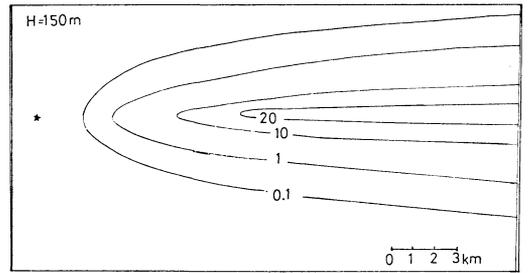


第3図 鉛直方向の拡散係数 K_z の分布.

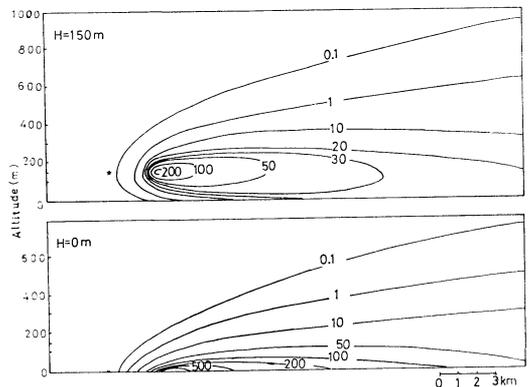
値 K_z max となる最低高度はこれを参考にして, Eschenroeder の50mより高い100mに設定する(第3図). また拡散係数 K_z max は第1表のような2通りの場合を考える. すなわち Case 1 は Case 2 よりやや小さい設定値である.

水平方向の拡散においては, 拡散幅が時間に比例する領域が広いので, 拡散係数を定数と見なすことは難しい. そして対象とするスケールによっても代表的な拡散係数 K_H の値が異なり, 気象条件や地表の粗度だけでは決まらないので, その設定は不確かなものとなる. たとえ, 正しい設定値を与えても, 移流項を差分化することによって生ずる擬似拡散によって, 実際に計算された

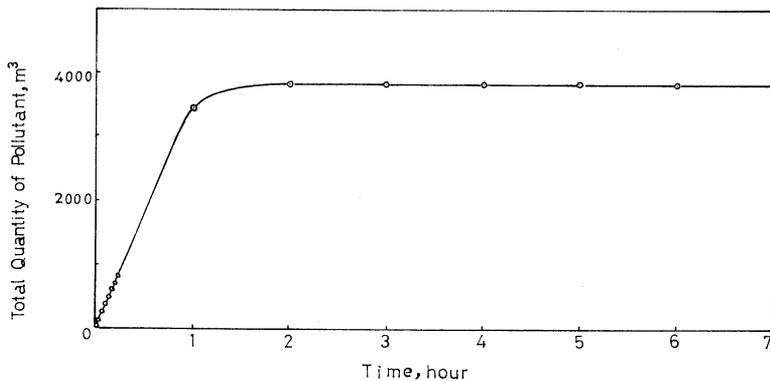
濃度の拡散幅が所定の値をとることはあまり期待できない. この擬似拡散は風向がメッシュの対角線方向のときに最大となり, この場合には高次の差分を導入しても防ぐことはできない. さらに, 多排出源モデルでは横方向の拡散に対する誤差には敏感でないという報告もある(Hilst, 1970). 以上の点を考慮すれば, 水平方向の拡散係数 K_H はあまり詳細な取り扱いはないと考えら



第4図 地表濃度分布の計算値, 左右の2重線は計算領域の境界(単位はpphm, $u=5$ m/s, K_z max = 5 m²/s, $Q=1$ m³/s).



第5図 風下主軸上の濃度計算値の鉛直断面(条件は第4図と同じ).

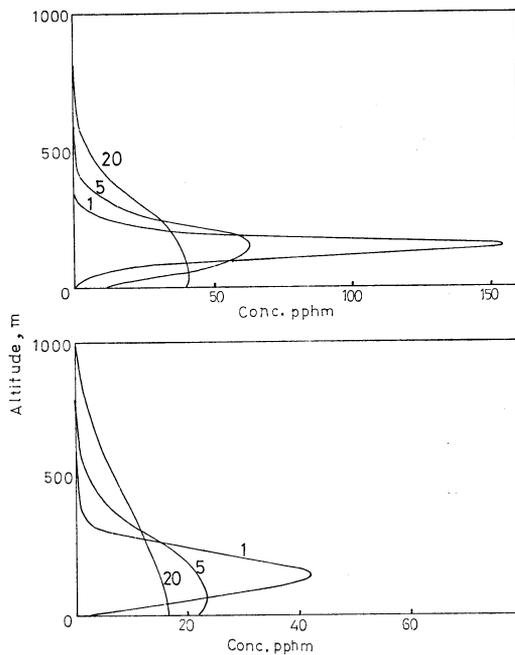


第6図 計算領域内の汚染物質の総量の経時変化。

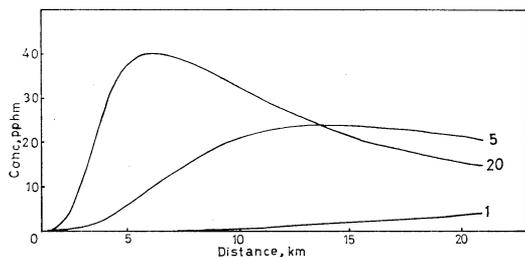
れ、これに起因する計算誤差は許容できる範囲内にあると思われる。したがって、従来の拡散モデルで使用されている値を参考にして、すべての時間と空間にわたって $200 \text{ m}^2/\text{s}$ の一定値とする。

2-4. 計算例

対象地区のシミュレーションに入る前に単一点源による濃度分布を試算し、モデルの妥当性を調べることにする。メッシュの大きさは後に示す京浜地区のシミュレーションの場合と同じ $22 \times 25 \times 12 = 6,600$ とする。計算は計算領域内の濃度分布が定常に達するまで、3～7時間とする。点源の位置は風速 5 m/s のとき、仮想源メッシュ (i, j, k) になるように設定する。すなわち、源の位置はこのメッシュの中心より 3.0 km ($=10 \text{ 分} \times 5 \text{ m/s}$) 風上であり、地上源と 150 m の高度の2通りの計算を行う。地上源では $k=1$, 上層の源では $k=6$ である。この例では、打ち切り拡散 (Truncation diffusion : 高次の差分を無視することによって生ずる擬似拡散) 以外の風向とメッシュの不斉合による擬似拡散が入らない風向、すなわちメッシュを切ったのと同じ方向を用いる。風速



第8図 3種類の拡散係数 $K_{z\text{max}}=1, 5, 20 \text{ m}^2/\text{s}$ についての風下主軸上の2地点での濃度計算値の鉛直分布 (条件は第7図と同じ) 上側は風下距離 $X=7 \text{ km}$ 地点, 下側は $X=19 \text{ km}$ 地点である。



第7図 風下主軸上地表濃度の計算値, 3種類の拡散係数 $K_{z\text{max}}=1, 5, 20 \text{ m}^2/\text{s}$ についての値 ($u=5 \text{ m/s}$, $Q=1 \text{ m}^3/\text{s}$, $H=150 \text{ m}$)

は $u=5 \text{ m/s}$, 拡散係数 $K_{z\text{max}}=5 \text{ m}^2/\text{s}$, 排出強度 $Q=1 \text{ m}^3/\text{s}$ とする。

地表濃度 ($k=1$) の計算値を第4図に示す。「★印」は源の位置である。主軸上の鉛直断面での計算値を第5図に示す。また、 150 m の源について、 $22 \times 25 \times 12$ の全メッシュ中の汚染物質の総量を第6図に示す。

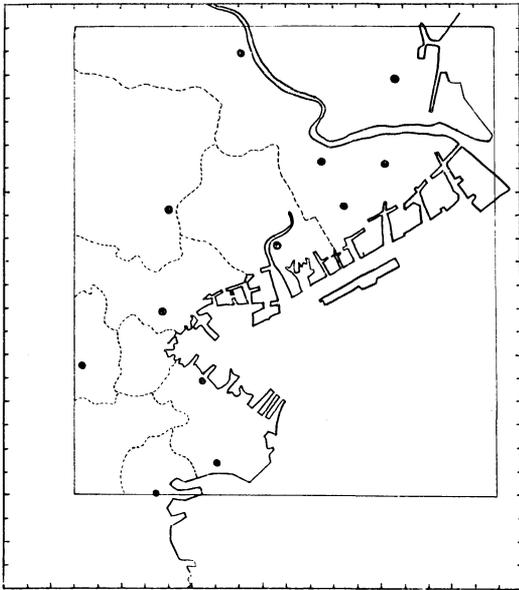
次に、拡散係数 K_z max を変えて、150mの源からの濃度分布を計算する。風下主軸上の地表濃度を第7図に、風下主軸上の2地点での鉛直方向の濃度分布を第8図に示す。

この計算例から、鉛直方向のメッシュ間隔は高煙源からの濃度分布を表現するためにも、ほぼ適当なものであると考えられる。

3. 京浜地区の SO₂ 濃度の計算

3-1. 対象地域

拡散モデルの検証には、筆者ら(1976)がパフモデルの計算に利用した京浜地区のデータを利用し、シミュレーションの期日も前報と同一の1969年3月25日とする。メッシュの取り方と SO₂ 濃度の測定網を第9図に示す。鉛直方向のメッシュは2-2. で述べた通りである。



第9図 計算対象領域と大気汚染監視測定網(内側ワック内の計算値を第11・12図に示す)。

3-2. 気象条件

拡散係数は2-3. で述べたように設定し、Turnerの安定度3, 4, 5に対応して、不安定, 中立, 安定とする。

混合層高度は館野の高層観測より得られた鉛直温度プロフィールと横浜の地上気温よりの断熱線との交点の高度とし、下限を150mに設定する。このシミュレーション期間中の安定度と混合層高度を第2表に示す。

風のデータは京浜地区の11カ所の大気汚染測定網と横

第2表 シミュレーション実施日(3/25/1969)の気象条件(風向風速は横浜地方気象台)。

| JST | Turner's stability | Mixing depth (m) | Wind direction | Wind velocity (m/s) |
|-----|--------------------|------------------|----------------|---------------------|
| 0 | 5 | 150 | NNW | 3.0 |
| 1 | 5 | 200 | NNW | 3.8 |
| 2 | 5 | 150 | NNW | 4.0 |
| 3 | 4 | 150 | N | 3.8 |
| 4 | 4 | 200 | N | 3.7 |
| 5 | 4 | 150 | N | 2.3 |
| 6 | 4 | 150 | N | 2.0 |
| 7 | 4 | 150 | N | 1.3 |
| 8 | 4 | 200 | NNE | 0.3 |
| 9 | 4 | 350 | ESE | 2.2 |
| 10 | 3 | 700 | ESE | 3.5 |
| 11 | 3 | 920 | ESE | 3.3 |
| 12 | 3 | 1,200 | SE | 4.3 |
| 13 | 3 | 1,350 | SSE | 4.0 |
| 14 | 3 | 1,350 | S | 6.0 |
| 15 | 4 | 1,300 | SSW | 6.3 |
| 16 | 4 | 1,200 | SW | 6.8 |
| 17 | 4 | 1,100 | SSW | 4.8 |
| 18 | 4 | 1,000 | SSW | 3.7 |
| 19 | 4 | 950 | SW | 5.3 |
| 20 | 4 | 1,050 | WSW | 5.2 |
| 21 | 4 | 970 | SW | 4.5 |
| 22 | 4 | 900 | SW | 4.5 |
| 23 | 4 | 800 | SW | 4.5 |

浜・羽田の気象台から得られる。地表風系の推定には距離の関数を重みとする加重平均による補間法を利用する。

$$\hat{\theta}_0 = \left\{ \sum_{i=1}^N \left(\frac{1}{1+\beta dl^2} \right) \theta_i \right\} / \left\{ \sum_{i=1}^N \left(\frac{1}{1+\beta dl^2} \right) \right\} \quad (12)$$

ここで、

$\hat{\theta}_0$: 推定値

dl : 第 l 観測点までの距離

θ_l : " 観測値

β : 定数

3次元の差分モデルでは、上空のメッシュについても風速成分を与える必要がある。今回のシミュレーションでは、期間中の上層観測データがないので、上空では、鉛直成分 w および水平成分 u, v の高度変化についての推定をしなければならない。

地表風系から連続の式を用いて鉛直成分 w を推定し

た場合を考えて見る。水平成分が地上から上空まで同じであるとすれば、収束域あるいは発散域では w の絶対値は高度を増すほど直線的に増加して、発散してしまう。また、水平成分を対数分布などで外挿した場合、この傾向はさらに加速される。

3次元の差分近似モデルでは、鉛直成分 w を含めて、任意の風系を組み込むことが可能である。しかし、この特性を十分に発揮できるだけの資料がないので、あまり適切ではないが、次のような安全側の推定値を用いることにする。

- (i) 水平成分 u, v は地上から上空まで一様である。
- (ii) 鉛直成分 w は全空間で0とする。

この仮定によれば、風の場合が連続の式を満たさないの、大気非圧縮性と矛盾するが、 w の絶対値は小さいから、濃度計算では許容し難い計算誤差は生じないと考える。

3-3. 排出源

排出源の資料は前報(岡本, 1976)と同じものであるが、差分モデルのために、同一間隔のメッシュに変換する。計算対象領域に入らない源は除く。煙源は次の4種類に分類して扱う。

- (i) 事業場(ビル暖房)
- (ii) 中小工場
- (iii) 大工場(神奈川県緊急時規制協力要請工場)
- (iv) 火力発電所

各煙源の排出強度は主として、神奈川県資料(1969・1972)および横浜市資料(1970a・1970b)を利用して求めた。日負荷変化パターンは都市大気汚染現象研究会(1970)などを参考にして設定する。

大工場と発電所については、煙源ごとに排ガス上昇高度を計算し、第1図に示す方法で各メッシュに排出量を配分する。大工場については、(13)式に示す CONCAWE 式を利用する。発電所については、(14)式に示す CONCAWE の修正式を用いる。これは TVA の発電

所のデータによって修正されたものである(Thomas, 1970)。

$$\Delta H = 0.175 Qh^{0.5} U^{-0.75} \tag{13}$$

$$\Delta H = 0.414 Qh^{0.444} U^{-0.694} \tag{14}$$

ここで、

ΔH : 排ガス上昇高度(m)

Qh : 熱排出量 (cal · s⁻¹)

U : 合成風速 (m · s⁻¹)

煙突の有効高度 H_e と混合層高度 H_L の関係については次のように扱う。ここで煙突の実体高を H_o とする。

$$H_o \geq H_L \dots\dots\dots H_e = H_o + 0.5\Delta H \tag{15}$$

$$H_o + \Delta H < H_L \dots\dots\dots H_e = H_o + \Delta H \tag{16}$$

$$H_o < H_L < H_o + \Delta H \dots\dots H_e = H_L + 0.5(H_o + \Delta H - H_L) \tag{17}$$

排ガス上昇高度が混合層高度より高く計算された場合、混合層高度より上に出た部分では上昇高を1/2として扱う。なお、CONCAWE 式は風速が小さくなると、急速に上昇高の計算値が大きくなるので、今回のシミュレーションでは0.5 m/s を下限として、これ以下のときは、この下限値を仮定して計算する。

事業場・中小工場については、個々に扱うことが困難であるから、源の高さは一率に設定する。これらの源では、風の強いときには、ダウンウォッシュやダウンドラフトも考えられ、第3表のような設定値を使用する。

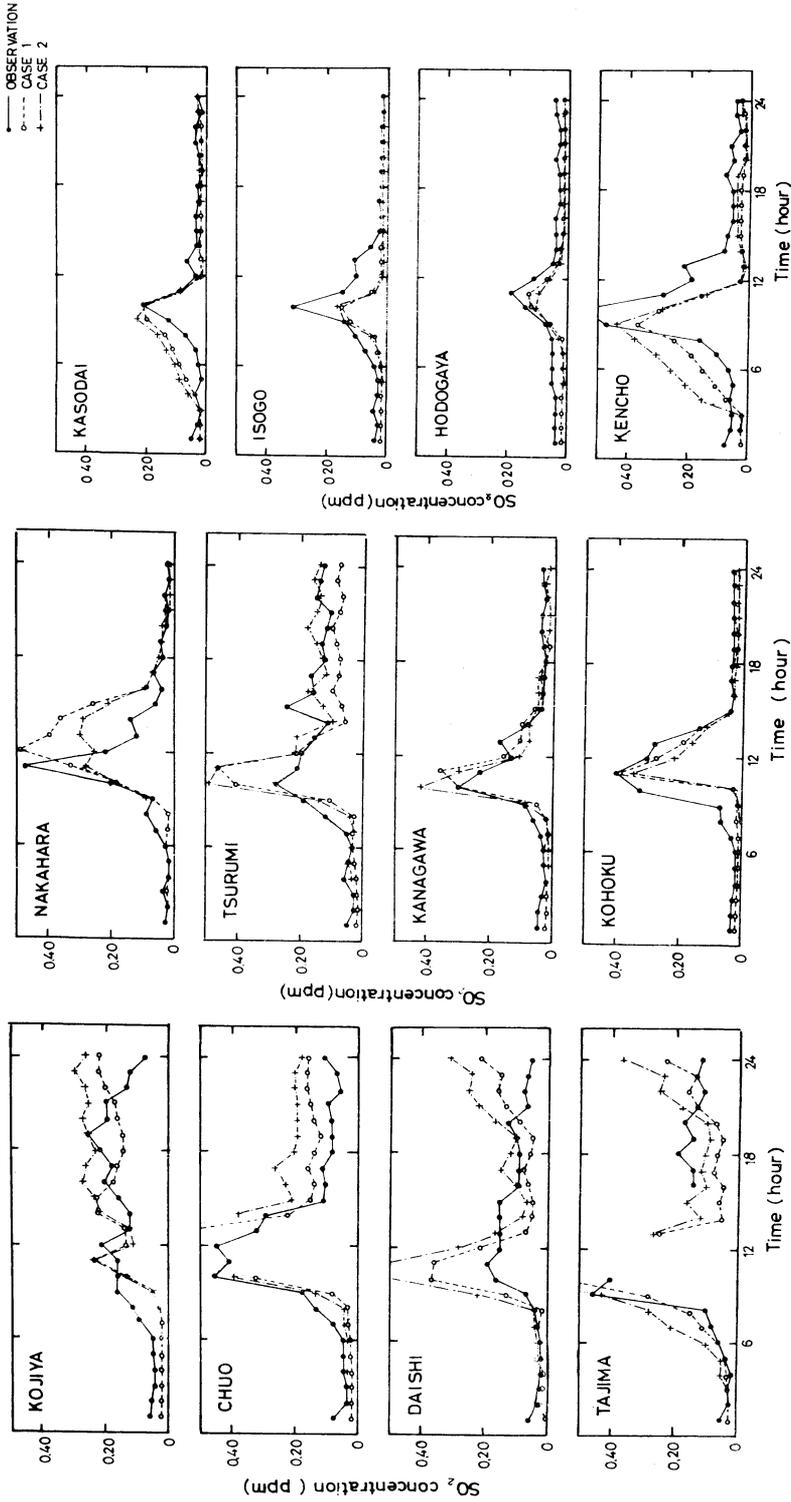
3-4. 計算結果

このモデルでは、対象範囲内の大部分の測定点での夜間の最低値 2pphm を初期値および流入となる側面での境界値として設定する。濃度は実測値と比較するために1時間の平均値とし、この濃度は1/30時間(2min)間隔で計算される瞬間値を単純に加算して、平均したものである。

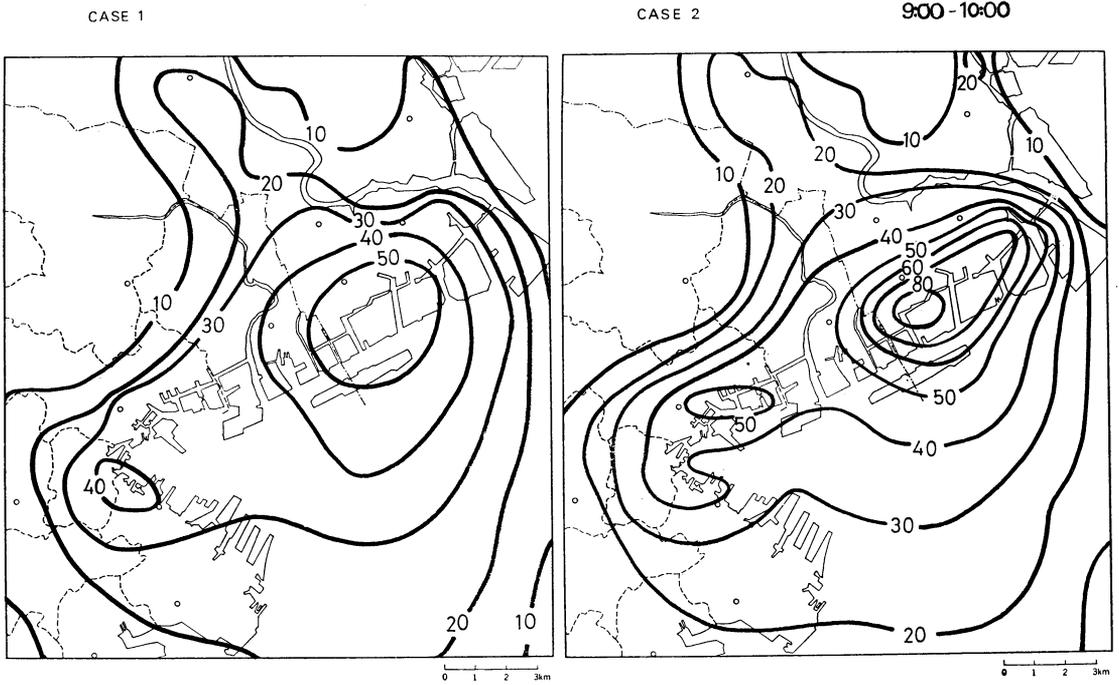
SO₂ を対象としたモデルでは、Turner (1964) や Shir (1974) など指数減少で濃度変化を表わすものが多

第3表 煙源高度の設定値。

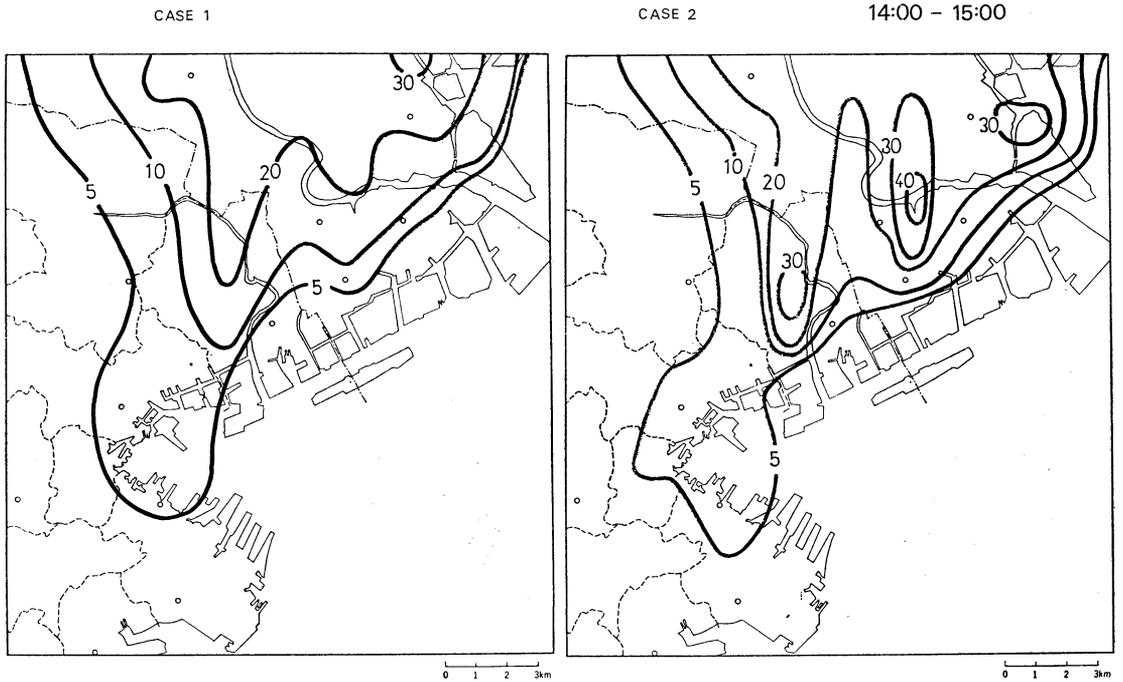
| wind velocity | $U \leq 1$ m/s | $1 < U \leq 4$ m/s | $U > 4$ m/s |
|-----------------|--|--------------------------------|--------------------------------|
| emission source | | | |
| space heating | $37.5 \leq H_e < 67.5$ (k = 3) | $10.0 \leq H_e < 37.5$ (k = 2) | $H_e \leq 10.0$ (k = 1) |
| small industry | $37.5 \leq H_e < 67.5$ (k = 3) | | $10.0 \leq H_e < 37.5$ (k = 2) |
| large industry | eqs. (13), (15)~(17) ($U \geq 0.5$ m/s assumed) | | |
| power plant | eqs. (14)~(17) ($U \geq 0.5$ m/s assumed) | | |



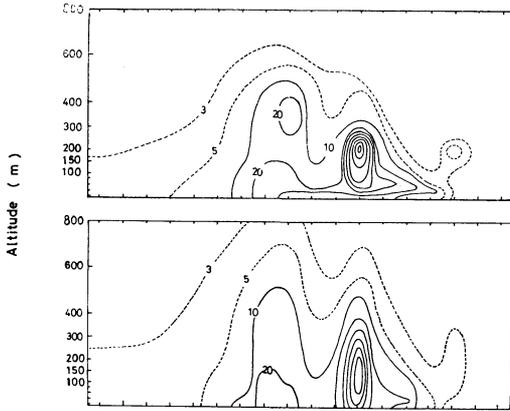
第10図 各測定点での実測値と計算値の比較 (March 25, 1969).



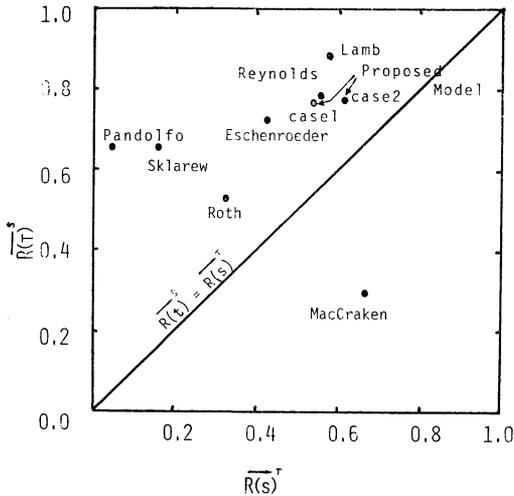
第11図 9~10時の地表濃度計算値。(単位:pphm)



第12図 14~15時の地表濃度計算値。(単位:pphm)



第13図 14~15時における濃度計算値の鉛直断面(中央と大師を結ぶ Y=19 沿っての東西方向の断面, 横の目盛は 1 km 間隔, 実線の等濃度線は 10 ppb 間隔). 上が Case 1, 下が Case 2 の計算結果.

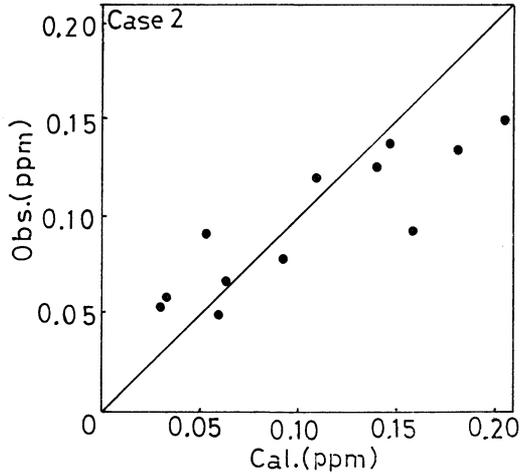
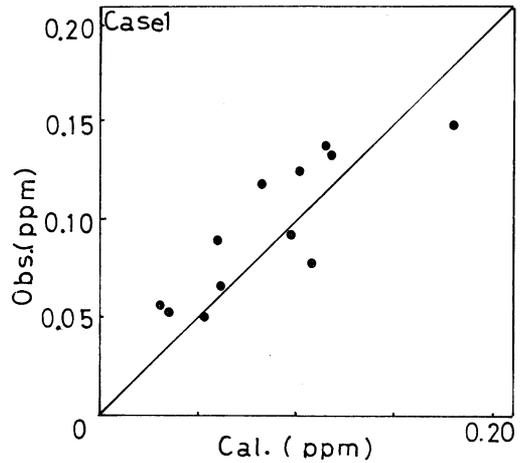


第15図 時空間における相関係数の平均値によるシミュレーション結果の評価(計算法および他のモデルの評点は Nappo, Jr による).

い. このモデルでも, この方法を採用し, 半減期は 4 時間とする.

京浜地区 12 測定点における時系列変化を第 10 図に示す. 中原・港北・保土ヶ谷では Case 1 の方が高い推定値となったが, 中原以外はあまり大きい差ではない. その他の地点では Case 2 の方が高く計算されており, 大師・田島など主要煙源に近い所ほどこの傾向が強い.

陸風から海風に交替した直後の午前 9 時からの 1 時間



第14図 日平均値での実測値と計算値の比較.

における地表濃度の計算値を第11図に示す. この時間では, 中原・港北で北寄りの陸風が残っているために, この付近では計算値が非常に低くなっている. 次に, 横浜南部で南西, 川崎地区で南から南東の海風領域内に入った午後 2~3 時の計算値を第12図に示す. 午前・午後どちらの場合も, 地表濃度計算値の最大値は Case 2 の方が高い. 午後 2~3 時の濃度計算値の鉛直断面図を第13図に示す.

京浜地区 12 測定点での日平均値の比較を第 14 図に示す. 1 日から数日間程度の大気汚染シミュレーションの評価法として, 適当と思われるものに Nappo (1974) の方法がある. この方法は, ある時刻における全地点のデータから計算される空間相関 $R(S)$ とある地点における時系列データから計算される時間相関 $R(T)$ を求

め、全時刻での $R(S)$ の平均値 $\overline{R(S)}^t$ と全地点での $R(T)$ の平均値 $\overline{R(T)}^s$ を計算するものである。Nappo によって計算されたいくつかの拡散モデルの評価値に、このモデルをあてはめると第15図のようになる。

日平均の比較でわかるように、濃度の絶対値では Case 1の方がよい推定値を与える。また時空間の傾向では Case 2の方がよく再現しているように思われる。

拡散係数 K_{zmax} の値としては、Case 2の方がより現実的な値と考えていたが、計算結果からはこのような結果は得られなかった。源の近くでは、拡散係数が時間とともに増大してゆくので、拡散係数が一定値であるとみなせる領域での値を使用すると、ここで対象としている範囲では、拡散係数の過大推定になるのではないかと考えられる。しかし、多くの要素に誤差が含まれているので、これを断定することはできないが、計算精度に影響する1つの原因となるものと思う。

4. 結論

差分モデルでは、解析解を求めるときのように気象パラメータの分布を著しく制約する必要がないので、風向、風速、拡散係数の3次元における任意の分布を考慮することができる。また複数の汚染物質による非線型の反応モデルを組込むことが容易であり、光化学スモッグのシミュレーションにも適しているなど、もっとも発展する可能性のある拡散モデルと思われる。

ここに示した京浜地区のシミュレーションでは、正規ブルームモデルや非定常パフモデルより高い精度の推定値を得ることができた。しかし、源に近い範囲での取り扱いに改善すべき点があるように思われる。広域の差分モデルで記述できる濃度変化は差分間隔より大きいスケールであるが、現実の多排出源モデルとしては、孤立点源付近の濃度分布を記述するためにどのような補正を加えるかが重要な課題であると考えられる。

文献

- Eschenroeder, A.Q., J.R. Martinez and R.A. Nordsieck, 1972: Evaluation of a diffusion model for photochemical smog simulation, GRC report, 211p.
- Frenkiel, F.N., 1956: Atmospheric pollution and zoning in an urban area, *Sci. Monthly*, 82, 4, 194-203.
- 蒲生 稔, 横山長之, 山本晋, 1975: 飛行機観測により得られた平坦地形上1.5~2kmまでの大気中における粘性消散率 ϵ の高度分布, *公害*, 10, 5, 85-108.
- Hilst, G.R., 1970: Elevation of tracer cloud over an urban area, in *proc. of symp. on Multiple-Source Urban Diffusion Models*, 8-1 to 8-40.
- 神奈川県, 1969: 神奈川県大気汚染調査報告, 第12報.
- , 1972: 神奈川県地域公害防止計画.
- 長谷川秀夫, 1975: 大気汚染—現象の解析とモデル化—, 近藤次郎編, コロナ社, 268-285.
- Lamb, R.G. and J.H. Seinfeld, 1973: Mathematical modeling of urban air pollution-General theory, *J. Environ. Sci. & Tech.*, 7, 3, 253-261.
- MacCracken, M.C., T.V. Crawford, K.R. Peterson and J.B. Knox, 1972: Initial application of a multi-box air pollution model to the San-Francisco bay area, *Proc. Joint Automatic Control Conf.*
- Nappo, Jr. C.J., 1974: A method for evaluating the accuracy of air pollution prediction models, *Proc. Atmospheric Diffusion and Air Pollution*, 325-329.
- 日本機械学会, 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, 7-53.
- 岡本真一, 塩沢清茂, 大滝 厚, 1976: パフモデルによる京浜地区の SO_2 濃度の推定, *天気*, 23, 157-161.
- Roth, P.M. *et al.*, 1971: Development of a simulation model for estimating ground level concentrations of photochemical pollutants, *SAI report*, 55 p.
- Reynolds, S.D., P.M. Roth and J.H. Seinfeld, 1973: Mathematical modeling of photochemical air Pollution-1, *Atmos. Environ.*, 7, 1033-1061.
- Sklarew, R.C., A.J. Fabrick and J.E. Prager, 1972: Mathematical modeling of photochemical smog using the PICK method, *J. Air Poll. Control Assoc.* 22, 865-869.
- Shir, C.C. and L.J. Shieh, 1974: A generalized urban air pollution model and its application to the study of SO_2 distributions in the St. Louis metropolitan area, *J. Applied Met.* 13, 185-204.
- Stern, A.C. (editor), 1970: *Proceedings of the Symposium on Multiple-Source Urban Diffusion Models*, APCO Publ. No. AP-86.
- 杉山博海, 1974: 光化学大気汚染シミュレーションモデルの開発, 日本自動車研究所報告, 16.
- Takeuchi, K. and F. Kimura, 1975: Numerical simulation model of photochemical smog in Tokyo metropolitan area, *US-Japan Conf. on Air Poll.*
- Thomas, F.W., S.B. Carpenter and W.C. Colbaugh, 1970: Plume rise estimates for electric generating station, *J. Air Poll. Control Assoc.* 20,

- 170-177.
 常岡正義, 田尾陽一, 山下 浩, 大田久雄, 1974:
 千葉県におけるイオウ酸化物濃度の解析, 大気汚
 染研究, 9, 296.
 都市大気汚染現象研究会, 1970: 大気汚染防止のコ
 ンピューター利用に関する研究.
 Turner, D.B. 1964: A diffusion model for an urban
 area, J. Applied Met., 3, 83-91.
 横浜市, 1970 a: 横浜市既設工業地域公害対策調査
 報告書.
 —, 1970 b: 公害防止契約, 第1篇.
 横山長之, 他, 1975: 混合層における乱流の微細構
 造, 公害, 10, 5, 109-119.

日本気象学会誌 気象集誌

第II輯 第54巻 第4号 1976年8月

- 岸保勘三郎: 湿潤大気中における中間規模擾乱の安定度について191-207
 T.N. Krishnamurti・金光正男・R. Godbole. C.B. Chang・F. Carr・
 J.H. Chow: モンスーンじょう乱の研究(その II) じょう乱の力学的構造208-225
 S. Hastenrath: 熱帯西太平洋上における大気の質量と水蒸気量の収支の日変化226-232
 権田武彦: 高圧気体及び低圧気体中に於ける氷晶の成長233-240
 蒲生 稔・横山長之・山本 晋・光田 寧: 飛行機による粘性消散率測定から
 得られた大気境界層の構造について241-258

要報と質疑

- 塩月善晴: 豪雨の雨滴粒度分布259-263
 正誤表265

日本気象学会誌 気象集誌

第II輯 第54巻 第5号 1976年10月

- 上田 博・菊地勝弘: 凍結水滴の結晶主軸の方向性について267-275
 梶川正弘: 角柱状雪結晶の落下運動の観測276-284
 藤田 晃・小川俊雄: 平均的雷雲内の電荷分布285-288
 藤田 晃・小川俊雄: 雲間放電の傾いたストリーマによる電場変化289-293
 小川利紘: 成層圏塩素の化学294-307
 木村竜治: ヒートアイランドによって生じる対流に対する一般流の効果
 第一部 線形理論308-320
 岩谷祥美: 強風時における風速変動の2次元スペクトルのモデルとその工学への応用321-327

要報と質疑

- S.G.H. Philander: 熱帯偏東風の安定性についてのノート328-330
 中村健治: 深い内部重力波の持つ運動量について331-333
 二宮洸三: AMTEX'75の総観気象状況334-337