

大気汚染のシミュレーションモデルにおける いくつかの問題点について*

井 上 力 太**

1. はじめに

開発行為等に先立つ事前の環境評価、または大気汚染の総量規制などの目的で、大気汚染シミュレーションモデルが各方面で利用されてきた。

シミュレーションモデル本来の目的は、汚染物の発生状況および発生後の大気中における輸送・拡散・変質等の過程をできる限り忠実に記述し、それを利用して便利のようにモデル化することにある。しかし、最近はどこらかといえは目的が優先して、計算結果を相手合わせしようとする傾向が強くなっているように思われるし、また利用され始めてからの日が浅い関係もあって、モデルの研究者および利用者の中にはモデルの機能や性質について、時に誤解も見受けられるように思われる。ここではそのうちの特に気付いた二、三の点について述べる。

2. 気候モデル (Climatological model) と短時間モデル (Short-term model) の区別と各々の性能について

季節または年間のような長期間の平均濃度を求めることを目的としたモデルを気候モデルという。米国で開発された AQDM (Air Quality Display Model) や CDM (Climatological Dispersion Model) はその例であり、(TRW System Group, 1961; Calder, 1971) また、AQDM にならって作られている我国の環境庁総量規制マニュアル中のモデルもその一つである。

気候モデルはその基本式が、何等かの点で平均式であることに特徴がある。たとえば、AQDM や CDM ではガウス型ブルーム式の濃度を煙流と直角方向に $-\infty$ より $+\infty$ まで積分して、それを16方位に分けた円弧の長さで割るという平均操作を行っており、この点は他の気候モデルも平均化の操作は異なっても平均値のモデルであるという点ではこれと同じことである。

これに対して、その基本型が数時間程度までの比較的短時間の平均濃度を求める式から成り立っているモデル

を短時間モデルと呼ぶ。

短時間モデルの例としては、西ドイツの Fortak のモデルや米国の RAM (Real-time Air-Quality Simulation Model)、または、Roberts 等や Shieh 等のガウス型パフモデル等がある (Fortak, 1970; Turner・Lee, 1973; Roberts・Croke・Kennedy, 1970; Shieh・Davidson・Friend, 1970)。Fortak のモデルは、AQDM と同じように、風向・風速・安定度をランク分けして、その組み合わせ単位毎に濃度を計算はするが平均操作は行なわない。また、彼は当初風向区分に36方位を用いていたが、後に面源計算のみを36方位で行ない、点源には180方位を用いるべきであるとしている (Fortak, 1974)。このような短時間モデルは、対象期間内の全時刻の濃度を計算することによって、濃度の累積分布関数 $F(c)$ を求めることができるし、また、必要であれば $\int_{c_0}^{+\infty} dF(c)$ の計算を行なうことによって、その期間内の平均濃度を求めることができる。

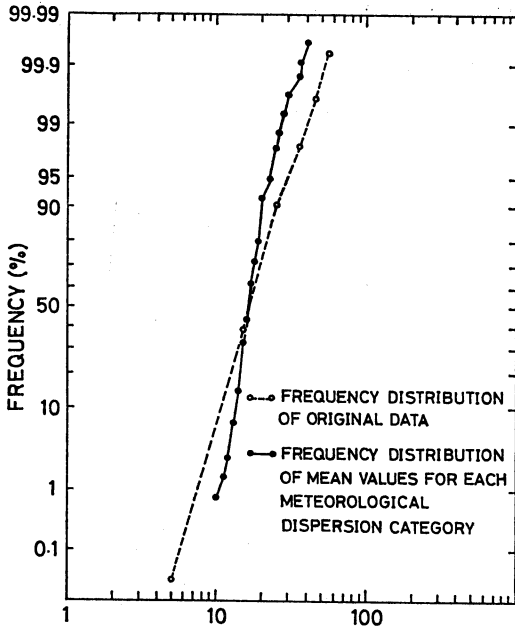
いっぽう、気候モデルからは累積分布関数を求めることができない。気候モデルで求められるのは、風向・風速・安定度の結合単位における平均濃度値であり、この値からは本来の累積分布曲線は得られない。

第1図は、苫小牧市双葉測定局における年間の SO_2 実測濃度を風向16方位・風速6階級・安定度5階級の結合単位によって分類し、その結合単位毎の平均値の累積分布曲線を求め、それを原データの累積分布曲線と比較したものである。ただし、発生量の季節・時刻変動を考慮して1年を暖房期(10月～3月)と非暖房期(4月～9月)に分け、さらに各々の期間を昼間(8時～18時)と夜間(19時～7時)に区分した上、その各々について前記の気象条件による分類を行ない結合単位の平均値を求めそれを結合単位の年間生起度数によって累積した。この図に見るように、実測濃度を用いた場合でも、累積分布曲線は原データのそれとはかなり異なったものである。

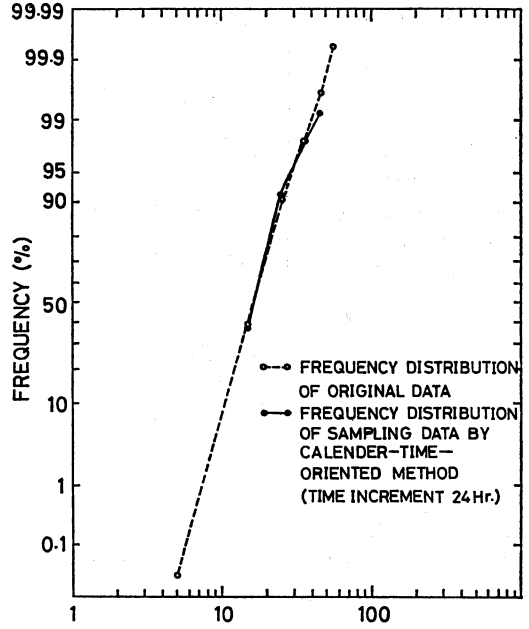
元来、度数分布を求めるには測定期間内の短時間濃度

* On Some Problems of Air Pollution Modeling.

** R. Inouye, 北海道大学工学部.



第1図 昭和50年度苫小牧市双葉観測局における二酸化イオウ濃度の累積度数分布(気象階級別濃度の出現頻度による累積度数曲線と原データの累積度数曲線との比較).
濃度: ppb



第2図 昭和50年度苫小牧市双葉観測局における二酸化イオウ濃度の累積度数分布(SCIM法と原データの累積度数曲線の比較).
濃度: ppb

を短時間モデルにより全数計算すれば良いのであるが、これにはかなり長い計算時間を必要とする。そこで、これに変わる方法としては Fortak の方法のように気象条件と発生条件のランク分け区分をできるだけ細かくして、その結合濃度を計算するか、あるいは原データとできるだけ似た度数分布をもつサンプルを原データから取り出し、次に、それ等サンプルに対応する時刻の気象ならびに発生条件についてモデル計算をする方法がある。

後者の方法の一つとして、Geomet Inc. の Koch および Thayer による Calendar-time-oriented Sampling Method があり (Koch・Thayer, 1971)、これが SCIM (Sampled Chronological Input Model) と呼ばれているものである。

このモデルでは、まず時間間隔の値を設定する。たとえば、仮りにこの値を6時間とする。次に、対象期間の初日のランダムに選んだ時刻、たとえば3時から前記の6時間毎にその日のサンプリング時刻を選ぶ。すなわち、この場合は、3時、9時、15時、21時となる。次に、翌日はこれを先に1時間ずらして、4時、10時、16時、22時をとる。つまり、25時間おきのサンプルを4組

とると見てもよい。このようにして、年間には $8760 \div 25 \times 4 = 1400$ 個のサンプリング時刻を定め、その時刻の条件について短時間モデルによる計算を行なうのである。

もし、前記の時間間隔を24時間とし初日の時刻を3時とすれば、翌日は4時、翌々日は5時というように年間350個のサンプリング時刻が定まる。第2図は、第1図と同じ苫小牧市双葉測定局の昭和50年度のデータを用い、上の手法による24時間間隔(翌日は1時間ずらすので実際には25時間間隔となる)毎の測定値の累積分布曲線と原データのそれとを比較したものであるが、極めて良い一致が得られる。

もし、気候モデルから得られた年または季節の平均値から直接累積分布曲線を推定する必要がある場合には、過去データの統計的な推測に基づく推測を行なわざるを得ないであろう。

たとえば、AQDM では Larsen の手法を用いることを定めている (Larsen, 1971)。この手法に関する筆者等の研究については参考文献に掲げておいた (Inouye, 1975; 井上・渡辺, 1975)。

3. Plume Rise について

Briggs によれば、Plume Rise に関しては、既に30を

第1表 Brummage (CONCAWE) が解析に用いた煙軸上昇の観測値 (Brummage, 1968).

Authors	Stability Category	Efflux rate Nm ³ s ⁻¹	Exit Velocity m s ⁻¹	Temperature Difference °K	Heat Flux cal. s ⁻¹ x10 ¹⁰	Wind Speed ms ⁻¹	No. of Observations
Lucas, Moore, Spurr (1963)	neutral	24-122	3, 3-17	130	1, 0-5, 1	4, 4-10, 5	13
	various	101-405	3, 75-15	120	4-16	3-10, 5	14
Bosanquet (1975)	unknown	4, 1-35, 3	3, 7-11, 0	25-116	0, 07-1, 58	3-10, 0	8
Stewart, Gale, Crooks (1954)	neutral	69	14, 6	50	1, 16	4, 2-12, 3	27
	slightly-unstable	69	14, 6	50	1, 16	4, 4-8, 0	12
Rauch (Duisburg) (1964)	neutral	36-76	5, 2-11, 5	99-125	1, 25-3, 25	2, 1-9, 7	137
	slightly-unstable	28-78	4, 0-11, 4	98-121	1, 10-2, 95	1, 6-10, 5	159
	fairly-stable	46-76	5, 8-11, 1	100-115	1, 40-2, 95	2, 5-9, 3	35
Rauch (Darmstadt)	neutral	7-11	3, 4-5, 5	270-298	0, 65-1, 1	4, 1-9, 2	33

越える式が提案されており、さらに毎年二つずつの割合で新しい式が現われると述べており (Briggs, 1969), それほど未確定なものである。これらの式はまた、同じく Briggs によれば、場合によると式の間で10倍以上異なった結果を与えることがあるという。

式のあるものは実測値の統計より導かれ、またあるものは理論的な導きにより、時に定数の値を実測値で補正している。

我国で良く用いられている Brummage (CONCAWE) の式 (Brummage, 1968) および Moses and Carson の式 (Moses・Carson, 1968) は、前者の例であり、米国で最近多く用いられるようになってきた Briggs の式 (Briggs, 1969) は後者に属する。ここでは、Plume Rise の一般的論議は避けて、これら各式の問題点と比較について述べる。

第1表は、Brummage が統計に用いた実測値の諸元を示したものである。

Brummage は Plume Rise Δh_m の式を、

$$\Delta h_m = K Q_H^x \cdot u^{-y} \quad (1)$$

とおき、両辺の対数をとる、その上で実測値との多重回帰により、 K , x および y を求めた。ただし、上式で Q_H は cal/sec で表わした熱排出量、 u [m/sec] は煙突頂部の高度の風速である。

第1表最後の列に示すように、この統計に用いた総数438個の実測値のうち76%に当たる331個は、RauchのDuisburgにおけるデータである。したがって、Brummageの結果はRauchのデータに強く影響されているが、彼の観測は地上から煙を写した写真を解析したもので、観測点は発生源からの風下距離が50~500mのものである。

第2表 Moses および Carson が解析に用いた煙軸上昇の観測値 (Moses, Carson 1968).

Station	Stable	Neutral	Unstable	Total
Argonne I	19	10	6	35
Argonne II	26	6	102	134
Harwell	8	27	11	46
Duisburg	51	328		379
Gernsheim	10	33		43
Bosanquet		7		7
Widow's Creek	1	9		10
Gallatin	2	24		26
Paradise	4	26		30

ただし、500mまで写真がとれたものは10%に達しないので、実測値の多くは煙が最終上昇高度に達していたかどうかは疑問である。一般に、Plume Riseは観測点の風下距離に強く影響されるので、実測データの取り扱いにはその点の配慮が必要である。また、Brummageの場合は実験条件の大部分の Q_H が $1 \sim 3 \times 10^6$ cal/secの範囲にあって極めて狭いことから見ると、 Q_H の指数を定める精度はあまり良くない。

これらのデータを解析した結果、Brummageは次の形の式を得た。

$$\Delta h_m = 0.047 Q_H^{0.58} / u^{0.70} \quad (2)$$

さらに、あまり精度を落とさずにこの式を使いやすい形に変えて、次式を提案した。

$$\Delta h_m = 0.175 Q_H^{1/2} / u^{3/4} \quad (3)$$

ただし、後に上記の解析に際してデータに一部誤まりが

第3表 Moses および Carson 式で用いた観測値の気象因子および煙源数値の範囲 (Moses・Carson, 1968).

Station	Wind speed m/s	Exit Velocity m/s	Heat flux k cal/s	Stack height m	Stack diameter m
Argonne I	7, 3-1, 0	13, 2-4, 7	12, 7-2, 0	34	0, 44
Arbonne II	10, 3-3, 1	14, 0-4, 56	34, 4-3, 3	34	0, 44
Harwell	11, 7-3	9, 90	1215-1215	61	3, 46
Duisberg	10, 5-1, 6	12, 1-3, 5	2475-979	125	3, 50
Gernsheim	9, 2-1, 5	5, 3-2, 2	1003-384	75	2, 30
Tennessee Valley Authority					
Widow's Creek	6, 6-1, 5	24, 5-22, 9	1, 79-1, 57. 10 ⁴	153	6, 34
Gallatin	8, 2-1, 6	16, 4-14, 8	1, 77-1, 5. 10 ⁴	153	7, 63
Paradise	11, 3-2, 3	19, 2-15, 3	2, 46-1, 7. 10 ⁴	183	7, 93

発見され、上式の係数 0.175 は 0.180 の方が正しいとした。

(3) 式では Δh_m が $u^{-3/4}$ に比例することになっているが、これは、Duisburg のデータにのみ見られる大きな特徴で、他のデータでは u^{-1} に比例するものが多い。

いっぽう、Moses・Carson が解析に使用したデータの出所を第2表に示すが、この場合も総数 710 個中 53% に当たる 379 個のデータが同じ Duisburg のものであることがわかる。

第3表には、これらデータの諸元を示してある。

Moses・Carson は、

$$\Delta h_m = C_2 (v_s/u)^{C_1} d + C_4 Q_H^{C_3} / u \quad (4)$$

の形においた上、 C_1 を 1 とし、また C_3 には $1/4 \cdot 1/3 \cdot 1/2 \cdot 3/4 \cdot 1$ 等の値を与え、それぞれの場合について最小自乗法で C_2 と C_4 の値を定めた上、各々の場合の実測値との標準偏差を比較検討した結果、 $C_3 = 1/2$ の時が最も良い結果を与えるという結論を得た。ただし、(4) 式の d (m) は煙突内径、 v_s は排出速度 m/s である。

そして、安定度毎に次の三つの式を得た。

- ・不安定 $\partial\theta/\partial z < -0.22^\circ \text{K}/100\text{m}$ の場合
 - ・中立 $0.85^\circ \text{K}/100\text{m} > \partial\theta/\partial z > -0.22^\circ \text{K}/100\text{m}$ の場合
 - ・安定 $\partial\theta/\partial z > 0.85^\circ \text{K}/100\text{m}$ の場合
- $$\left. \begin{aligned} \Delta h_m &= 3.47 v_s d/u + 0.33 Q_H^{1/2} / u \\ \Delta h_m &= 0.35 v_s d/u + 0.171 Q_H^{1/2} u \\ \Delta h_m &= -1.04 v_s d/u + 0.145 Q_H^{1/2} / u \end{aligned} \right\} (5)$$

また、安定度に関係なく全データを解析して、

$$\Delta h_m = -0.029 v_s d/u + 0.169 Q_H^{1/2} / u \quad (6)$$
 を得た後、さらに、この式全体に安定度毎に乗ずる補正

係数 A を最小自乗法で求め、

- 不安定の場合 $A = 2.65$
- 中立 " $A = 1.08$
- 安定 " $A = 0.68$

とした。このようにしても標準偏差値は (5) 式の場合と殆ど変わらなかったことから、彼等はこの式を提案している。

また、全データを安定度に関わりなく次の (7) 式の形で解析した結果、 $C_2 = 0.168$ という値を得た。

$$\Delta h_m = C_2 Q_H^{1/2} / u \quad (7)$$

この式と (3) 式の比をとると、

$$\Delta h_m (\text{Brummage}) / \Delta h_m (\text{M and C}) = 1.04 u^{1/4} \quad (8)$$

となる。したがって、Mose 等の式は Brummage の式より常に低い値をとるが、風速の小さい場合はあまり変わらない。

(5) 式もしくは (6) 式に乗ずる係数 A の値から見ると、不安定時の上昇高度が中立時の倍以上になるが、第2表からもわかるとおり、不安定時のデータは特定煙源に強く依存していることに注意する必要がある。第3表の諸元によれば、不安定時のデータの大部分を占める Argonne I および II の発生熱量は、 $Q_H = 10^3 \sim 10^4 \text{ cal/sec}$ のオーダーの極めて小さなもので、実煙突高度も 34m に過ぎない。したがって、このような式を高煙突を持つ大発生源に適用し得るかどうかは極めて疑問であり、Moses 等もその論文の中で実験条件以外の場合での適用を戒めている。

次に、Briggs は周囲流体からブルームへの混入流速 (Entrainment Velocity) がブルームの代表鉛直速度成分

に比例するという、いわゆる Taylor のエントレインメント仮設を用いて、基礎方程式を解き静穏時および有風時の安定と中立条件に対する式を得た。ただし、この場合、上記の比例係数（エントレインメント係数）は必ずしも常数とならないこと、風の鉛直シャーを無視していること、煙源を出た煙はパフ化する傾向があるがこれを連続ブルームと考えていることなど種々の問題点がある。しかし、Briggs は比較的広い範囲の実測値と彼の式による計算値とを比較検討した結果、式中の定数にいくぶんの補正を加えた上で良い一致を見ている。

前述の実測値を統計した式と違うところは、Briggs の式はブルームの軌跡を求めており、したがって、Plume Rise は風下距離 x の関数になっている点である。また、この式では中立と不安定の場合の計算式は同じものであり、前に述べた Moses 等の式と比べると著しい違いがある。

すなわち、有風時は安定度に拘らず最終高度に達するまでは次式に与えられる上昇をする。

$$\Delta h = 0.053 Q_H^{1/3} \cdot u^{-1} \cdot x^{2/3} \quad (9)$$

しかる後中立および不安定の際は $x = 3.5x^*$ 以遠で、また安定時には $x = 1.8 u s^{-1/2}$ 以遠で最終高度に達し一定値をとる。ただし、 x^* は Q_H の大きさによって次の値をとる。

$$Q_H < 1.5 \times 10^6 \text{ cal/sec}, x^* = 0.0238 Q_H^{5/18}$$

$$Q_H > 1.5 \times 10^6 \text{ cal/sec}, x^* = 0.5738 Q_H^{2/15} \quad (10)$$

また、上記 s は安定度指数で、 $s = g/T \cdot \partial\theta/\partial z$ で与えられる。したがって、最終上昇高度は中立および不安定時は次式で与えられる。

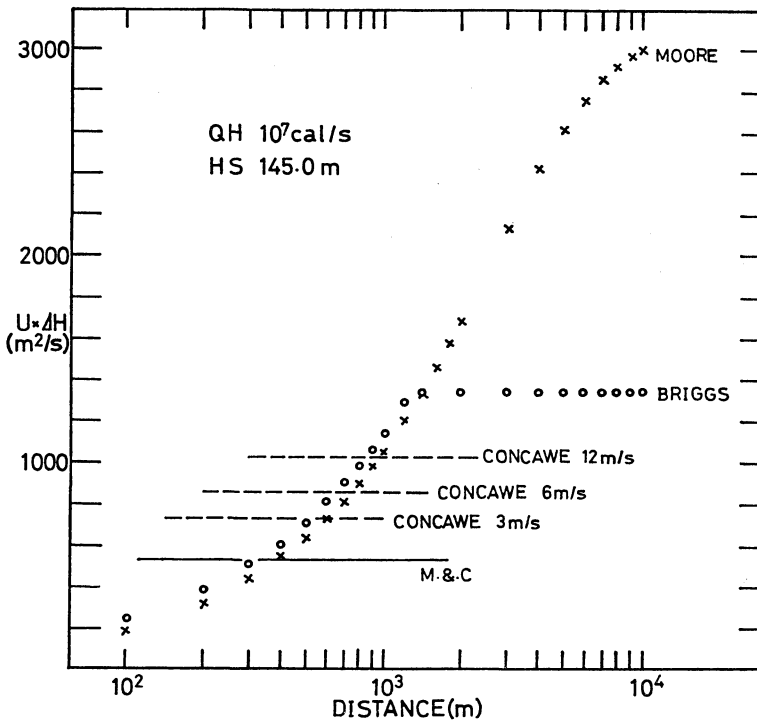
$$Q_H < 1.5 \times 10^6 \text{ cal/sec}, \Delta h_m = 0.0101 Q_H^{2/3} \cdot u^{-1}$$

$$Q_H > 1.5 \times 10^6 \text{ cal/sec}, \Delta h_m = 0.0844 Q_H^{3/5} \cdot u^{-1} \quad (11)$$

また、安定時には次の式で与えられる。

$$\Delta h_m = 0.080 [Q_H/us]^{1/3} \quad (12)$$

ただし、(12) 式より (11) 式で求めた上昇量の方が低い値を与えるときは (11) 式を用いることになっている。



第3図 中立状態における数種の上昇式で計算したブルーム上昇分 (Δh) \times 風速 (u) と風下距離 (x) との関係。
 Q_H : 平均熱排出量 (cal/sec)
 H_s : 実煙突高度 (m)

また、無風時には次式が用いられる。

$$\Delta h_m = 0.39 Q_H^{1/4} s^{3/8} \quad (13)$$

以上が Briggs の式であるが、この式を拡散式に適用する場合、または実測値と比較する場合は風下距離が極めて重要な要素となる。

第3図は、今まで述べた三つの式と Moore の式 (Moore, 1974) について横軸に風下距離をとり、縦軸には $\Delta h_m \cdot u$ をとって画いたものである。

ただし、 $Q_H = 10^7$ cal/sec の場合についてのものである。また、Brummage の式の場合は $\Delta h_m \cdot u$ は、 Q_H だけの関数にはならないので、 $u = 3, 6, 12$ m/sec の場合について求めている。

Moore の式は、「ブルームは煙源より排出後パフ化し、またそのパフは風下に行くにつれて合体していく」という状態にあるとしてブルームの軌跡を理論的に求めたものである。

この図からは、Brummage および Moses 等の式は Briggs の式での風下距離 300m~800m の付近の値にあたることからわかる。また、 Q_H が 10^6 cal/sec 程度に小さくなると、Brummage の式は Briggs の最終高度を上回った値をとる。

拡散計算では、採用した上昇式の違いが、当然濃度の計算結果に影響を及ぼす。筆者等が、苫小牧市の工場煙突群について現地の気象条件を用いて拡散計算を行なった計果、 2×10^6 cal/sec の大規模煙源の寄与濃度では Briggs の式を用いた方が Moses 等の式を用いたよりも平均して 2 割程度低く、逆に 2×10^6 cal/sec 以下の煙源の寄与濃度は Briggs の式を用いた場合は Brummage の式を用いた場合より 1 割程度高く出た。日米間のモデル比較あるいはモデル評価にあたって心すべきことである。

4. あとがき

以上のほか、シンポジウムの席では、拡散式に含まれている 1 時間毎の準定常仮設が特定条件下では成立困難なことを混合層高度の例で述べ、また、面源モデルの評価についても触れたが、ここでは紙数の関係で省略する。

文 献

TRW System Group, 1969 : Air Quality Display Model, Prepared for National Air Pollution Control Administration, Washington, D.C., Contract NO. PH-22-68-60.
Calder, K.L., 1971 : A Climatological Model for

1978年2月

Multiple Source Urban Air Pollution, 33 P., Proc. 2nd Meeting of the Expert Panel on Air Pollution Modeling, NATO/CCMS, Paris, France, July., 1971.
Fortak, H.G., 1970 : Numerical Simulation of the Temporal and Spatial Distributions of Urban Air Pollution Concentration, 9-1 Proc. of Symposium on Multiple Urban Diffusion Models, U.S. E.P.A. R.T.P. NC.
Turner, D.B. and R.F. Lee, 1973 : Users' Needs and the Applications of Air Quality Simulation Models, Proc. 4th Meeting of the Expert Panel on Air Pollution Modeling., NATO/CCMS, Oberursel, FRG, May, 1973.
Roberts, J.J., E.J. Croke and A.S. Kennedy, 1970 : An Urban Atmospheric Dispersion Model. 6-1 Proc. of Symposium on Multiple Urban Diffusion Models, U.S. E.P.A. R.T.P. NC. 1970.
Shieh, L.J., B. Davidson and J.P. Friend, 1970 : A Model of Diffusion in Urban Atmospheres ; SO₂ in Greater New York, 10-1 ; Proc. of Symposium on Multiple Urban Models, U.S. E.P.A. R.T.P. NC. 1970.
Fortak, H.G., 1974 : Applications of Mathematical-Meteorological Diffusion Models to the Solution of Problems of Air Quality, 7-1 ; Proc. of the 5th Meeting of the Expert Panel on Air Pollution Modeling, NATO/CCMS., Roskilde, Denmark, Aug., 1974.
Koch, R.C. and S.D. Thayer, 1971 : Validation and Sensitivity Analysis of the Gaussian-plume multiple-source Urban Diffusion Model, U.S. E.P.A. Contract NO. CPA-70-94.
Larsen, R.I., 1971 : Mathematical Model for Relating Air Quality Measurements to Air Quality Standards, AP-89 U.S. E.P.A. R.T.P. NC.
Inouye, R., 1975 : Statistical Properties of SO₂ Concentrations at Continuous Monitoring Stations in Japan, 13-1 ; Proc. of the 6th Meeting of the Expert Panel on Air Pollution Modeling. NATO/CCMS., Frankfurt, A/M. F.R.G., Sep. 1975.
井上力太, 渡辺有治, 1975 : 自動測定器による硫酸酸化物濃度測定値の統計的性質について, 大気汚染研究, 10, 25-34.
Briggs, G.A., 1969 : Plume Rise ; AEC Critical Review P-22.
Brummage, K.G., 1968 : The Calculation of Atmospheric Dispersion from a Stack, Atmos. Env., 2, 197-224.
Moses, H., J.E., Carson, 1968 : Stack Design Parameters Influencing Plume Rise, J. APCA,

18, 454-457.

Briggs, G.A., 1972: Chimney Plumes in Neutral and Stable Surroundings, Atmos. Env., 6, 507-509.

Moore, D.J., 1974: A Comparison of the Traje-

ctories of Rising buoyant plumes with theoretical/empirical models, Atmos. Env., 8, 414-457.

井上力太, 私市和俊, 岡本幸男, 1977: 煙上昇式の比較研究について(I), 第18回大気汚染研究全国協議会大会講演要旨集, 382,

討 論

井上 (元農技研): 濃度とばくろ時間の関係で, 植物についての O'Gara の法則があるが, 人間に対してはどんな法則があるか。

井上力太: はっきりした法則は無いが, 濃度とばくろ時間を組み合わせた図が, 二, 三種類のガスについてアメリカで作られている。この図は O'Gara の法則とは少し異なっている。

井上: それは日本人にあてはまるのか。

井上力太: よくわからない。影響調査の時の環境調査が精度良く行なわれないので, 評価方法を確立する必要がある。だから基準は, Strict なものではない。

坂上 (元お茶の水女子大): 年平均値から日平均値の分布を求める方法は簡明であるが, 同様に年平均値から, 各時間平均値の分布を求めることができるか。

井上力太: 求めるパーセント値の値により精度は異なるが, 可能である。

総合討論

小川 (国立公害研): 拡散巾の見積もりについての評価はどうか。

井上力太: Pasquill の方法は, Broad estimation などで細かいものについては何らかの情報量を定めて評価する方が良い。その情報量が何であるのかはまた問題である。

神山 (東京農大): 汚染された空気の質の Merkmal として SO₂ が用いられるが, 現在の良い環境がどうなるかについての Merkmal は使えないのか。たとえば, 森の良い空気とか, 磯の香りとかいった良い環境質がどう変質していくのかという問題もあるのではないか。

大喜多: 「良い」ということが, 「Natural なもの」ということならば, たとえば山の空気とかが最良というこ

とになる。O₃ を考えると, これがなければどうということになるかを考えると一つの必要悪かも知れない。医者のいう「人間の出すものはひとつも良いものはない」というのが一つの Merkmal になろう。Natural なもの, よく Back ground というものが, たとえば SO₂ について 1 ppb 位あるとしても, 植物が蛋白質を作るのに S や N を必要とすることを考えると, 全くゼロが良いとは思えない。したがって, あらゆる物質に最適濃度があるのではないか。

井上 (元農技研): 放射性物質や花粉, 孢子, 虫による大気汚染が取り上げられなかったのはおかしい。Aerobiology にも興味をもって欲しい。