

大気汚染予測モデルの現状と課題

岡 本 真 一*

1. まえがき

効果的な大気汚染防止計画を実施するためには、現在の汚染に大きな影響を与えている発生源の寄与の程度を定量的に把握し、将来の汚染状況をより正確に予測することが重要である。このためには大気中に排出された汚染物質の挙動を数式で表現し、排出条件と環境濃度の関係を的確に記述できる大気汚染モデルの活用が不可欠である。この大気汚染モデルでは、大気中の煙の拡散の挙動を表現するための拡散式が用いられるので、これを拡散モデルと呼ぶこともある。しかし、一般的には統計的方法に基づく予測モデルを含めて、大気汚染モデルと呼んでいる。ここでは、この大気汚染モデルの行政上の役割、その性能及び技術的側面について考察を加えることにする。

2. 大気汚染モデルの役割

環境行政の中で、大気汚染モデルを利用する場合、その予測値あるいは推定値は当然に環境基準との対比を前提として、求められることが多い。ここで、日本とアメリカの環境基準について、とくに SO_2 に関して、比較を試みることにする。 SO_2 の環境基準を Table.1 に示す。

地方自治体の大気汚染防止計画においては、将来の汚染濃度が環境基準内となるように、各発生源での汚染物質の放出を規制あるいは削減

要請することがある。このような対策は恒常的なものである場合も、著しい高濃度汚染が発生するような状況下において一時的に実施される場合もある。

二酸化硫黄など短期的に見れば大気中での反応や増減が無視できる汚染物質については、その排出量と環境濃度は比例関係にあるので、その対策の立案は比較的容易である。しかし、窒素酸化物や光化学オキシダントについては、大気中に放出される原因物質の排出量とその環境濃度が比例しない^(註1)ので、より効果的な対策の立案には、正確なシミュレーションモデルの適用は不可欠である。すなわち、どのような発生源でどの程度の排出削減が実施された場合に、環境濃度はどのように変化するかを予測することが重要であり、この予測及び事前評価が正しく行われることによって、はじめて効果的な環境保全措置を実施することが可能になる。

一般に、ある指定された場所で、指定された時刻の汚染濃度を正確に予測（厳密には推定と呼ぶべきであるが、慣用的に将来の濃度ではなく、過去あるいは現在の濃度を計算する場合も予測と呼ぶ。）することは困難である。それは、煙の流れ方を支配する気象条件の変化が確率的であり、わずかな風向風速の変動によって瞬間的な濃度値は10倍以上にも変化するからである。しかし、長期間の平均的な煙の広がり幅（拡散パラメータとも呼ぶ）や平均的な煙突からの上昇高度を濃度予測式に代入することによって、

Table 1 SO₂ national ambient air quality standards (NAAQS) in U.S. and Japan

U.S.	primary NAAQS	
	80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.03ppm)	Annual arithmetic mean
	365 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.14ppm)	Maximum 24-hr conc. not to be exceeded more than once per year. (second highest value)
	secondary NAAQS	
	1300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.50ppm)	Maximum 3-hr conc. not to be exceeded more than once per year. (second highest value)
Japan	(i) 0.04ppm	Maximum 24-hr conc. not to be exceeded more than 2% per year. (98-th percentile value)
	(ii) 0.10ppm	Maximum 1-hr conc. not to be exceeded
	cf: warning condition*	
	(i) 0.5ppm	3-hr conc. exceed this value
	(ii) 0.7ppm	2-hr conc. exceed this value

*These situations were not appeared in 1980's at all.

ある程度の精度で濃度を予測することは可能である。

このため、1時間平均濃度や日平均濃度について環境基準が定められている汚染物質の場合についても、予測精度の高い年平均値を拡散モデルにより計算し、環境基準に定められた時間の平均濃度と年平均濃度との関係を統計的方法により関係づける方法が採用されることが多い。このような統計的な方法としては Larsen¹⁾の方法^(註2)が有名である。

地方自治体の大気汚染防止計画では、年平均値のみを予測するモデルを使用しても、ある程度の成果が得られることが多い。しかし、年平均値があまり高くないにもかかわらず、年間に数回発生する高濃度汚染のために環境基準が達成できない場合、年平均値において寄与率の高い汚染発生源と高濃度時にとくに寄与率の高い発生源が異なっていれば、年平均値での各発生源の寄与率を大気汚染モデルにより計算し、この計算値に基づいて発生源での対策を立案しても、環境基準の達成を保証することは難しい。

わが国では、全国に1500局以上の SO₂濃度測

定局があり、大部分の市街地や工業地域には測定局が配置されているので、Larsen の方法などの統計的方法が受け入れやすい状況にあった。そして、SO₂総量規制の導入、健康被害保障制度の制定などの行政と産業界の努力により SO₂濃度の着実な低下が見られ、拡散モデル及び拡散パラメータについての不備などはあまり問題にはならなかった。そして、このような状況下において、これらの拡散予測手法上の問題点もほとんど顧り見られることはなかった。

この間、アメリカにおいては、大都市や大規模工業地帯を対象とした各州の大気汚染防止計画 (State Implementation Plan : SIP) から、田園地域に立地している大容量火力発電所などの高煙突を有する個別発生源についての対策に重点が移っていた。そして、この大都市域を対象とした大気汚染防止計画においては、CDM (Climatological Dispersion Model)²⁾、AQDM (Air Quality Display Model)³⁾ などわが国の総量規制に用いられる拡散モデルと類似の長期平均濃度予測モデル (年平均値対象) が利用された。しかし、田園地域に立地している高煙突を

有する火力発電所の周辺においては、年平均値は非常に低いにもかかわらず、一時的に著しく高い SO_2 濃度が観測されることがある。このため、市街地に多い観測局でのデータより年平均値と高濃度のパーセンタイル値との関係を統計的に求めても、あまり有益な結果が得られないことが多い。このような背景から、今日では Larsen の方法及びそれと類似の統計的方法により高濃度の出現を予測する方法は日本以外では、あまり採用されていない

アメリカでは、このような高煙突を有する施設のアセスメントについては、従来の Pasquill-Gifford 線図^(註3)による拡散パラメータ(煙の広が

り幅)を用いた正規型ブルーム式^(註4)による長期平均濃度予測モデルのみでは十分に対応できないことが認識され、大規模な調査が実施された。そして、環境保護庁 EPA では、1978年に田園地域にある孤立点発生源を対象とした CRSTER モデルを提案したが、大気汚染モデルの指針において、平坦な田園地域にある孤立点発生源を対象とした環境アセスメント、汚染物質排出の融通モデル^(註5)(パフルルーム、オフセットセルとも言う)などの環境施策においても、このモデルの利用が奨励されている。

拡散モデルについての理論的・技術的側面を扱った報告や学会発表は国内にも多数あるが、

Table 2 Application of Air Quality Simulation Model (AQSM)

-
- > Multiple-source issues
 - i) Implementation Planning (cf; SIP)
 - ii) Air quality maintenance planning (AQMP)
 - > Single-source issues
 - iii) Prevention of significant deterioration (PSD)
 - iv) New source review (NSR)
 - v) Offset rules (OSR)
 - vi) Environmental impact statement (EIS)
 - vii) Litigation
 - viii) Real-time emission control
-

Table 3 Objective of Air Quality Simulation Model (AQSM)

-
- > Direct-source
 - i) Stationary source
 - e.g. power plants
 - industries
 - incineration plants
 - ii) Mobile source
 - e.g. automobile
 - ship
 - airplane
 - > Indirect-source
 - i) roadway
 - ii) airport
 - iii) port
 - iv) automobile attractive facilities
 - (e.g. shopping center, container terminal, amusement, etc.)
 - > Overall emission sources
 - i) urban area
 - ii) industrial area
-

Table 4 Averaging time for Air Quality Simulation

~ 3 min	odor, toxic pollutant, highly flammable or explosive gas leakage (LNG LPG etc.)
~ 60 min	
~ 24 hrs	short-term air quality (SO ₂ , O ₃ , CO etc.)
~ 1 year	long-term air quality (SO ₂ , particulate matter etc.)
1 year ~	CO ₂ , CFCs, Halons

Table 5 Type of Air Quality Simulation

>	Maximum (or second highest) concentration at anywhere and anytime during the designated period (usually one year)
>	Maximum (or second highest) concentration at designated place and at anytime within the given duration (one year)
>	Maximum or representative concentration at anywhere and at the designated time
>	Concentration at the designated place and time
>	Probability distribution or several percentile values of the concentration at anywhere or at designated place during the given period (one year)

その利用方法や政策的な問題を扱った報告はほとんどない。しかし、欧米、主としてアメリカにおいては1970年代の前半より、このような問題についての関心が高まり、いくつかの報文が発表されている。とくに北大西洋条約機構(NATO)のCommittee on the Challenges of Modern Society(CCMS)の中に、Air Pollution Modelingの部門が設けられ、年1回のシンポジウムが開催され、このような問題が多く討論されている。例えば、この会議に提出されたアメリカEPAのCalder⁴⁾による「大気汚染モデル利用上の問題点について」の論文には大気汚染モデル(Air Quality Simulation Models: AQSM)に対するEPAの考え方の一部が示されており、興味深いものであると考えられるが、この論文の中で述べられているモデル利用上の問題点の多くは今日でもあてはまるように思われる。

その後も、アメリカにおいては大気汚染モデル性能評価の論文の中で、Table.2に示すような大気汚染モデルの利用目的の分類を行っている。また、モデルの適用されている対象はTable.3のように、濃度の平均化時間からはTable.4のよう

に大気汚染モデルを分類できる。

次に、大気汚染予測モデルの中の大部分を占め、ほぼ同義語としても用いられている拡散モデルについて、その予測すべき濃度の時空間での意味をTable.5及びFig.1に示す。この予測すべき濃度は各国の環境基準など行政上の対応に深く係るものであり、国によっても異なっている。わが国では、年平均値が重要視され、それ以外の平均化時間について環境基準が設定されている場合でも、統計的な関係を用いて年平均値に換算している。一方アメリカでは、SO₂に関しては年間での次高値(最高値の次に高い濃度値)が環境アセスメントの中で重要視されている。⁶⁾この場合、場所と時間を指定して、濃度予測値を求めることは著しく困難であるが、場所と時間の対応を考慮せずに予測することは容易である。すなわち、対象施設の周辺のいずれの場所であるかは問わずに、1年間に発生する1時間(あるいは3時間)の平均濃度について、時間の対応を考えずに最高値(あるいは次高値)を拡散モデルにより求めることは可能である。

3. 大気汚染モデルの技術的側面

大気汚染モデルをその技術的側面から分類すれば Table.6 に示すようになる。この内、物理的及び化学的法則を数式により表現し、この数式に基づいて電子計算機などで濃度値を求める方法を拡散モデルと呼ぶことが多い。拡散モデルを解法により分類すれば2つに大別できる。1つは拡散の微分方程式を解く場合に、一定の制約条件を設けて、解析解を求め、この解に風速などの気象パラメータと大気汚染物質排出量を

代入して濃度予測値を求める方法である。他の1つは微分方程式を差分式に置換するなど数値計算上の手法を利用して、解析的な解を用いずに濃度予測値を求める方法である。この前者を解析解モデル (Analytical Model)、後者を数値解モデル (Numerical Model) と呼んでいる。これらのモデルの分類を Table.7 に、長所短所を Table.8 に示す。

また、数値解モデルの代表としての3次元差分モデルと解析解モデルの代表としての正規型ブルーム及びパフモデル^(注6)について、計算費用

Table 6 Classification of Air Quality Simulation Model (AQSM)

> Statistical	
• Rollback model (Proportional scaling method)	
• Receptor model (e.g. Chemical mass balance)	
• Regression model	
> Physico-chemical	
• Isopleth method (for photochemical ozone)	
• Grid model	
• Trajectory model	
• Gaussian plume or puff model	
> Fluid model	
• Wind tunnel	
• Towing tank	

Table 7 Characteristics for Air Quality Simulation Model

> Numerical Model	
• Grid model:	Primitive equation is numerically solved. Spatial distribution and temporal change for wind and diffusivity can be taken into consideration. e.g. three dimensional (3-D) difference model 2-D difference model Multi-box model particle model (PICK or MAC method) finite element method (FEM)
• Trajectory model:	Representative concentration in the moving cell (or air parcel) are calculated. This type of model was often used in photochemical air quality simulation and simulation for long-range transport.
> Analytical Solution Model	
• Gaussian puff model:	Resultant concentration is obtained by integration of individual puff which is transported by variable wind field.
• Gaussian plume model:	Most popular and practical model. This type of model can be obtained under the uniform and steady meteorological condition.

Table 8 Comparison between the numerical models and analytical models

	Advantage	Disadvantage
Numerical model (Difference model etc.)	> Three dimensional distribution of wind and diffusivity can be incorporated. > Nonlinear reaction between pollutants can be modeled. > Temporal and spatial variation of emission and meteorological condition can be considered.	> Computational requirements are too large. > Calculated concentrations may be varied according to the computational scheme, even though emission and meteorological conditions are invariable.
Analytical model (Gaussian plume model etc.)	> Computation is easy compared with that of numerical model. > It is easy to obtain the individual contributions.	> Temporal and spatial variability of meteorological parameters are difficult to incorporate. > Nonlinear complex reactions cannot be incorporated.

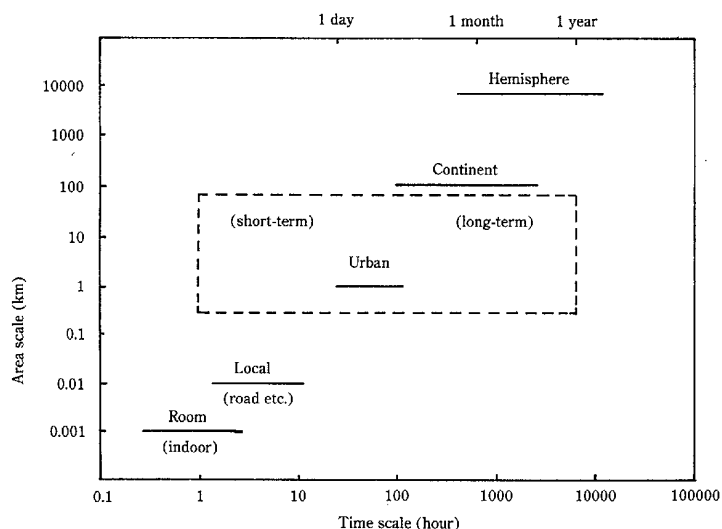


Fig. 1 Temporal and spatial scale for air quality simulation models

と煙源数の関係を Fig.2 に示す。一般に、個々の煙源ごとの寄与を求めない場合においては、煙源数が多くなると差分モデルに対するブルーム及びパフモデルの費用面での優位性は低下する。

また、時空間での予測対象は前節の Fig.1 にも示すように、喫煙などによる室内汚染から、地球規模での温室効果や酸性雨などにも関係する CO₂、フロン、酸性微粒子の拡散の問題まで、種々のスケールの問題を含んでいる。ここで、大気

中に放出された汚染物質の移流と拡散を記述する基礎式(拡散の微分方程式)は Fig.1 でのどの時間と空間の範囲においても同一であるが、対象とする現象のスケールの相違によって、考慮すべき要因と無視できる要因(省略できる項)に差があるため、実用的な予測モデルのレベルでは大きな差が生ずることになる。すなわち、あまり計算値に影響を与えない項を考慮することは電子計算機の容量(メモリーの大きさ)と計

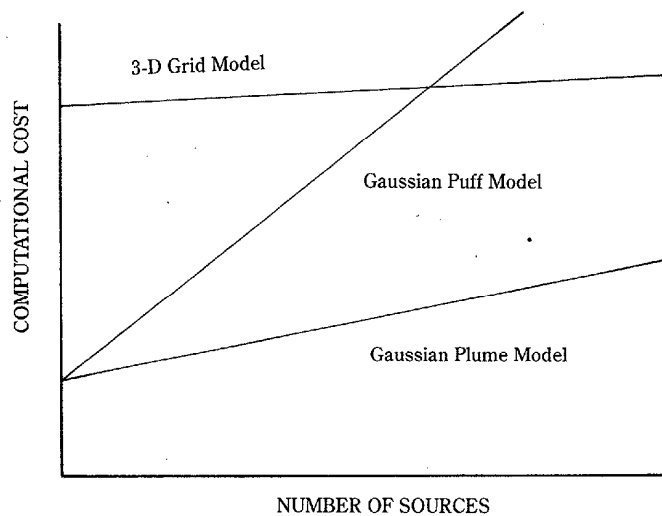


Fig. 2 Relation between the computational cost and number of sources

算時間 (CPU タイム) のムダになる。したがって、計算費用と計算精度とのバランスの上にモデル式の選択が行われることになる。

4. 大気汚染予測モデルの性能評価

大気汚染防止対策の実施に際して、その判断が将来の濃度予測値に大きく依存しているとすれば、濃度予測値は十分な正確性が要求される。ここで、濃度予測値に基づいて発生源での対策を実施する場合を考える。もし濃度予測値が過小なものであれば、その対策を実施したとしても、許容し難い高濃度汚染が発生することもある。また、濃度予測値が過大評価であれば、高濃度汚染の発生を防止するために各発生源においては過大な汚染防止対策が義務づけられる。このような場合の対策はムダな投資となることもある。

現在の濃度予測値は、発生する可能性が最も高い単一の数値として求められている。汚染濃度はその時々気象条件の影響を受けて確率的

に変動するため、長期平均濃度においても正確に予測することは難しい。例えば、わが国の多くの都市域での SO_2 あるいは NO_2 の年平均濃度の予測において、許容誤差を $\pm 0.001\text{ppm}$ 以下とすれば、現在の技術水準では、その予測は不可能であるといわざるを得ない。しかし、許容誤差を $\pm 0.01\text{ppm}$ とすれば、その予測は十分に可能である。

また、一方で各種の汚染防止対策を考える場合、複数の代替案に対する予測濃度レベルの差が予測値の誤差の程度よりも小さいとすれば、この対策 (代替案) の評価において、その濃度予測値は不十分であると考えられる。このような問題を考慮すれば、大気汚染モデルとしての要求される予測精度の水準は、予測を誤った場合の被害の程度、検討すべき対策の種類及びその対策に伴う費用、などにより決定すべきである。すなわち、莫大な設備投資を伴う公害防止対策においては、より正確な予測値に基づいて、最も効果的な汚染低減が可能となるような計画立案が重要であり、このためには十分な予測性

能を有する大気汚染モデルの利用が不可欠である。

現在の一般的な濃度予測値は点推定値であり、この予測値がどの程度の信頼性を持っているかについてはまったく触れられていない場合が多い。一般的には、出現する可能性が最も高い値と考えてよい。それは平均的な排出条件と平均的な気象条件（異状年検定により平年値との間に有意差がないことを確認している場合）を使用し、平均的な排煙上昇高度（煙突からの煙が立ち登る高さ）や拡散幅（煙の広がり幅）などのパラメータの推定法を使用して、濃度を計算したものであるからである。しかし、将来にわたって、常にこの予測値以外の値が出現することがないと考えすることはできない。例えばパラメータ等の設定が正確であったとしても、気象条件として10年間程度の平年値を用いているかぎり、気象条件のみの変動で予測値が大きく変化することも考えられる。また、現状の都市域での NO_2 濃度の例を見ても、晩秋から初冬に1週間程度の期間にわたって静穏な日が継続すれば、年平均値はほとんど変化しない場合でも、それだけで環境基準（日平均98%値が 0.06ppm 以下）を超えてしまうことは十分に考えられる。すなわち、日平均値 0.06ppm 以上の日が年間8日以上あれば、環境基準未達成ということになる。

現在の予測方法では、単に出現する可能性の高い平均的な濃度値のみを与えるだけであるから、この予測値がどの程度の確率で的中するかについては判断できない。例えば、毎年の年平均濃度の値が点推定値 $\pm 0.001\text{ppm}$ の範囲に入る確率は95%であるか、50%であるか、あるいは10%であることも考えられる。したがって、将来の10年間を考えた場合、予測値が10年を通して的中することも考えられるが、1年のみが的中して残りの9年間は「はずれ」という事態も考えられるのである。このように将来濃度の予測においては、この許容誤差と的中する確率（信頼率）を明確にすることが必要であり、このような条件があいまいな予測値は重要な政策判

断への利用に際して十分な配慮が必要であると考えられる。

このような背景及び拡散モデルの広汎な利用状況に対応するため、アメリカ EPA はアメリカ気象学会の指導の下に拡散モデルの性能評価についての研究に着手した。この EPA の要請を受けて、アメリカ気象学会では1980年8月にマサチューセッツ州 Woods Hole において、拡散モデルの性能評価についての会議を開催した。この会議の概要を Fox⁷⁾がまとめているので、ここに紹介する。拡散モデルの性能評価では、モデルによる予測値とデータとの照合が行われるが、この方法は大きく分けて3つに分類できる。

- (1)指定された場所と指定された時間における予測値と実測値
- (2)場所と時間についての種々の条件下における最高濃度の予測値と実測値
- (3)累積濃度分布曲線（PC 曲線）での予測値と実測値

ここで、(1)の対応のあるデータとしての個々の予測値と実測値を比較する方法は、最も厳しい評価項目であり、このために用いられる統計量は多数提案されている。例えば、残差（予測値－実測値）の平均や標準偏差、相関係数、変動係数、平均二乗誤差などである。(2)の最高濃度での比較では、場所や時間を指定する方法もある。しかし、場所のみを定めて、時間についての制約を設けずに、予測濃度の最高値と実測濃度の最高値を比較する方法もある。また、これとは逆に、時間のみを定めて、場所を問わずに最高値を比較する方法もある。

このアメリカ気象学会の提言の他にも、性能の評価基準についての報文は多数あり、例えば Bowne⁸⁾などである。ここでは Bowne の提案した評価基準を Table.9 に示す。また、わが国の総量規制での評価基準を Table.10 に示す。ここで、両者は対象とする濃度値の時間的・空間的なスケールがまったく異なるので、個別の評価値（相関係数など）をそのまま比較しても意味がない。

Table 9 Model performance measures and standard by Bowne (1980)

performance attribute	performance measures
> Accuracy of the peak prediction	Ratio of the predicted peak to observed peak $C_{\max} \text{ pred.}/C_{\max} \text{ obs.}$
> Absence of systematic bias	Average and standard deviation of the residual values (obs. - pred.)
> Lack of gross error	Average and standard deviation of the absolute residual values (obs. - pred.)
> Temporal correlation	Temporal correlation coefficient at each monitoring station
> Spatial alignment	Spatial correlation coefficient calculated for each modeling hour

P9

Table 10 Model performance criterion for AQSM used in SO₂ Total pollution Load Control (Implementation planning program in Japan)

(i) regression coefficient b (obs. = $a + b \cdot \text{cal.}$)	$0.8 \leq b \leq 1.2$ (desirable)
(ii) correlation coefficient r	$r \geq 0.71$ (necessary) $r \geq 0.8$ (desirable)
(iii) spatial distribution	Concentration field obtained by AQSM should be consistent with observed one.

* Additional conditions for NO₂ AQSM

(iv) bias a_0 ($a_0 = \text{obs.} - \text{cal.}$)	$a_0 \leq 1/3 (\text{obs.} - \text{BG}) + \text{BG}$ where BG is natural background concentration.
(v) residual variance s' $s' = 1/(n-2) \cdot \sum (\text{obs.} - \text{cal.} - a_0)^2$	$s'/\text{obs.} < 1/4$
(vi) s'	$s'/\text{obs.} < 1/5$

For NO₂ AQSM, conditions (i) (ii) (iv) (v) or (iv) (vi) should be attained.

All value in this table are annual average concentrations.

5. アメリカの大気汚染モデルに関する指針

アメリカにおいては、大気汚染モデルの利用に共通の認識をもつことの重要性が連邦政府、州政府の環境部局、企業、および議会での審議などにより1976年までに明らかにされた。すなわち、共通の認識とは、汚染濃度の推定に際し

て共通の基礎を確立することである。

このため、EPA では、大年汚染モデルに関する調査研究、EPA 出先機械での意見聴取、中間草案に対する専門家からの意見を聴取の後、国内4ヵ所での公聴会を開催し、一般からの意見を聴取した。この公聴会には約500の規制当局、企業および民間環境団体が参加した。この指針

作成期間中に大気清浄法 (Clean Air Act) の改正が行われ、非悪化原則の遵守 (PSD: Prevention of Significant deterioration) に用いられる大気汚染モデルに関する討論会の開催が EPA へ義務づけられた。そして、この討論会は1977年10月にワシントンで開かれ、ここに、「大気汚染モデルについての指針 (案)」が提出された。この指針 (案) に対して多数のコメントが EPA へ提示され、これらの意見を考慮して、改定されたものが1978年の「大気汚染モデルについての指針」である。

1977年の大気清浄法改定により、PSD のために使用される大気汚染モデルを特定する基準が公表された。そして、この指針は法令40CFR52.21の参照文献に含まれるものであり、大気汚染モデルについての各方面の研究の成果を取り入れて、3年毎の改訂を EPA に要求している。

この指針は、大気汚染防止対策の評価、新設発生源の評価、PSD 対策の評価に用いられる推奨モデルを提示することを目的としており、州、地方自治体、企業などが実施した汚染解析の妥当性を EPA 出先機関が判定する場合にも利用されるものである。そして、この指針は単なる概論ではなく、適切な大気汚染モデルについての判断基準を提供するものである。

日本では、多くの拡散予測手法を総量規制モデルの延長上に考える傾向が見られるが、アメリカでは1960年代後半から火力発電所の大容量化が急速にすすみ、わが国の総量規制とほぼ同等なモデルである CDM²⁾や AQDM³⁾のみでは、適切な環境対策が実施できないと考えられて、多くの大規模な大気環境調査プロジェクト⁹⁻¹¹⁾を実施し、個別施設(平坦地にある孤立点発生源)を対象に、より有効な拡散モデルの開発を進めてきた。そして、多くの火力発電所などのデータに基づいて検証された CRSTER モデル⁶⁾を提案した。このモデルは米国の環境基準である SO₂ 濃度の3時間および24時間の平均値についての次高値あるいは最高値を直接に予測することを目的にしたものである。

アメリカの指針では、利用可能なデータや費

用の制約から、上記の平均時間の濃度値を直接に求められる RAM モデル¹²⁾が利用できない場合には、CDM²⁾、AQDM³⁾などのモデルにより年平均値を求め、Larsen¹⁾の統計的方法により3h および24h での平均濃度の次高値を求める方法も述べられている。しかし、この方法は市街地や多排出源地域においてのみ適用可能であり、大規模点発生源には使用すべきではないと述べられている。それは、Larsen の導いた統計的性質が孤立点発生源の影響が支配的な地域には使用できないとの理由によるものである。

大気汚染モデルに関する新たな研究に基づく知見および、さらに複雑な状況下での大気汚染モデルの適用に関する要請に答えるために、1986年に指針の改訂が行われた。

今回の改訂では、アメリカ気象学会により提示されたモデル性能評価の基準を適用して民間研究機関、ソフトウェア会社などから EPA へ提出された拡散モデルと EPA 自身が開発したモデルの性能を評価し、この中から各適用条件 (市街地、複雑な地形の地域、光化学大気汚染など) ごとに推奨モデルを選定している。ここで考慮される拡散モデルは下記の事項を満足していることが要求されているが、この基準はアメリカ Federal Register (45FR20157) に述べられているものである。

この基準とは、

- (i)標準的な FORTRAN 言語で書かれた計算機コードであること、
- (ii)プログラムの運用についての配慮が加えられており、利用者の手引 (マニュアル) が整っていること、
- (iii)テストデータについての入出力リストが添付されていること、
- (iv)行政担当者などの利用者にとっての有益性が証明されていること、
- (v)実測データあるいは確立された他の予測手法に基づいて検証されていること、及び
- (vi)予測のための費用が適切な範囲内であること、

の6項目である。

Table 11 Recommended air quality simulation models in U.S. EPA's revised guideline

level of recommendation	name of air quality simulation model
Preferred AQSM (in Appendix A)	BLP : Buoyant line and point source dispersion model CALINE 3 : (California line source model) CDM 2.0 : Climatological dispersion model RAM : Gaussian-plume multiple source air quality algorithm ISC : Industrial source complex model MPSTER : Multipile point Gaussian dispersion algorithm with terrain adjustment CRSTER : Single source model UAM : Urban airshed model
Alternative AQSM (in Appendix B)	AQDM, ARSPA, APRAC-3, COMPTER, ERTAQ, ERT-Visibility model, HIWAY-2, IMPACT, LONGZ, PPSP, MESOPUFF-II, MTDDIS, Models 3141 and 4141, MULTIMAX, MPSDM, SCSTER, PLUME 5, PLMSTAR, PLUVUE-II, PAL, RADM, RPM-II, RTM-II, SHORTZ, GMLINE, TCM, TEM, (total 27 models)

この基準に従って選定された拡散モデルをTable.11に示す。これらのモデルを日本のモデルと比較すれば、多くの点で異なっていることがわかる。^(注7)すなわち、これらのアメリカでのモデルについては、すべてFORTRANなどの計算機言語で記述された、ソースプログラム、入力データの作成方法、計算結果出力リストの見方などが記載されたユーザースマニュアル（利用者の手引き）が公開されている。

6. 大気汚染モデルの現状と問題点

わが国では、大気汚染防止のための総量規制の制度が導入されて以来、約15年が経過し、SO₂に関しては、この間に大幅に排出量が減少し、これに伴って環境濃度にも著しい低下が見られた。また、各地の地方自治体においては、環境影響評価制度が条例、要綱、指針などの形で導入され、この中で大気汚染モデルの利用についても触れられていることが多い。このため、大気汚染濃度予測のための大気汚染モデルは急速に普及し、多くの人々の関心を集めるようになっている。

しかし、窒素酸化物や浮遊粒子状物質についての環境基準の達成状況は必ずしも十分とはいえず、窒素酸化物の総量規制についても十分な

成果が見られない状況にある。また、幾つかの公害関係の裁判¹³⁾においても、拡散モデルに対して否定的な判断が下されている。このようなことから、環境影響評価手法に対する信頼が近年ややゆらいできているようにも思われる。このような状況を鑑み、大気環境に関する予測手法の一つである拡散モデルについても、その信頼をとりもどすための努力が必要であろうと思われる。

各地方自治体で導入されている環境影響評価においては、大気汚染に関する予測手法としては、総量規制マニュアル¹⁴⁾に述べられている拡散予測手法に準拠した方法が採用されることが多い。これらの方法は、市街地や工業地域の全体を予測対象地域として、特定の施設近傍ではなく、地域全体としての一定の水準の予測値を得ることを目的としている。このため、対象施設近くでの地形の影響や建屋による風の乱れの影響、など局所的な拡散特性はあまり重視されることがない。しかし、個別施設を対象とする環境影響評価においては、このような特性が最も注目すべき対象であり、正しく予測されるべき事項であると考えられる。

SO₂の総量規制マニュアルは1978年に作成され、NO_xの総量規制マニュアルは1982年に作成された。このマニュアルに記載されている拡散

モデルは当時においては最新の知見に基づくものであった。我が国では、これ以降、大気拡散についての大規模な調査はほとんど行われていない。しかし、米国では環境保護庁の CTMD 計画¹⁵⁾、エネルギー省の ASCOT 計画¹⁶⁾、内務省の OCD 計画¹⁷⁾などの大規模な大気拡散についての調査研究が続けられており、これらの成果に基づく拡散モデルが開発されるにつれて、我が国の総量規制での拡散モデルとの技術水準の差も次第に大きくなっている。

非常に高いレベルであった1960年代後半の SO_2 濃度が大部分の地域で環境基準を達成できるまでに低減できたのは、 SO_2 総量規制の成果であると認めることができる。しかし、1985年までに環境基準を達成することを目的として計画された NO_x 総量規制が必ずしも十分な成果を果たせずに、見直しをせまられている。この背景としては、いくつかの事項が上げられており、これらの見直し作業は各地方自治体により進められている。

ここでは、これらの個々の問題点の追求が課題ではなく、近年における大気拡散のモデル化についての知見に基づいて、我が国における行政目的の大気汚染モデルに欠落しているいくつかの事項について考察を加えてみた。

多くの環境アセスメントや大気汚染防止計画において、大気汚染モデルは数多く用いられてきたが、一部では単に環境基準内の数値を作り出すための道具として利用されているのではないかとの危惧も持たれている。また、これらの事業に反対する立場からは、ことさらに高濃度値が計算されるような非現実的な前提条件が採用されることもある。このように、大気汚染モデルはそれを利用する人の立場の相違によって、どのような数値でも求め得る“信頼できないもの”であるという考え方が広まっているようにも思われる。

このような状況下において、大気汚染モデルの信頼をとり戻すためには、実際の汚染状況をいかに正確に再現し得るかという問題を明確にする必要がある。さらに、環境行政において期

待される予測精度を大気汚染モデルが有しているか否かを正確に評価する方法を確立することも重要である。そして、この分野の研究は大気中での拡散や反応を解明するという観点からは物理的・化学的な問題であるが、環境行政の中で大気汚染モデルをどのように利用するかという観点からは行政的、経済的、社会科学的な問題でもあるように思われる。とくに我が国では後者の立場からの研究が著しく遅れており、今後は大気汚染モデルをその利用者の立場から考えることが必要不可欠な課題になるものと思われる。

7. まとめ

ここでは、大気汚染濃度の予測に用いられる大気汚染モデルについて、その行政的な役割、性能の評価方法、技術的な問題点などを検討した。大気汚染モデルは、環境行政の中で広く利用されているが、その予測精度や適用上の限界などの重要な課題があまり顧みられることがなかった。そして、その需要の急速な拡大とともに広汎な利用が望まれているが、また、多くの問題点も指摘されている。そして、従来は主として、モデル開発者側から見た研究の必要性が多く議論されていたが、今後はその利用者の立場からの研究の必要性についても十分に検討されるべきであろうと考えられる。

(本論文は平成元年度総合課目「生活と環境」の講義ノートを修正加筆して、作成したものである。)

注

- (1) 工場の煙突や自動車から排出される窒素酸化物は大部分が一酸化窒素であるが、大気中で酸化されて二酸化窒素となる。また、二酸化窒素と炭化水素を含んだ大気に太陽光線(紫外線)があたると、オゾンなどの光化学オキシダントが生成される。したがって、二酸化窒素や光化学オキシダントの濃度は単に汚染物質の排出量のみではなく、大気中での化学反応によっても変化する。
- (2) Larsen は多くの都市域での測定局の大気汚染濃度データを解析し、経験的にいかなる時間の平均値をとっても、濃度データは対数正規分布にしたがい、濃度の平均化時間(averaging time)が長くなるほど、幾何標準偏差は小さくなることを明らかにした。そして、この関係により、任意の平均化時間での各パーセンタイル値の推定が可能である。
- (3) 煙突から風下方向への距離の関数として、煙の広がりをモノグラフ(線図)で示したもので、Pasquill が提案し、Gifford が修正したので、Pasquill-Gifford 線図と呼ばれている。
- (4) 定常かつ均一な大気空間の中に放出されたガス状物質の濃度分布は理論的にも経験的にも正規分布に従うことが認められている。このため、このような濃度計算式を正規型ブルーム式と呼んでいる。
- (5) 各工場ごとの汚染物質排出量の上限が定められている場合、施設の休止、廃止などによって、余剰となった排出枠を近隣の工場へ売却することをバフールールあるいはオフセットルールと呼んでいる。
- (6) 一樣かつ定常な大気中に瞬間的に放出された煙の濃度分布は3次元の正規分布にしたがう。この式で計算されるモデルをパフモデルと呼んでいる。
- (7) 拡散の微分方程式で記述された予測手法の一般的な名称としても、拡散パラメータの設定方法まで含めた特定の計算機コードの名称(個有名詞的な意味)としても、ともに「拡散モデル」という用語が用いられる。アメリカの Federal Register 45F20157 での拡散モデルは後者である。わが国では、環境庁のマニュアル等はあるが、厳密な意味においては、後者に該当するモデルはほとんどない。

参考文献

- 1) Larsen, R.I.: A new mathematical model of air pollution concentration averaging time and frequency, J. Air Poll. Control Assoc., 19, 24-30, (1969)
- 2) Busse, A.D. and Zimmermann, J.M.: User's guide for the Climatological Dispersion Model, EPA-R4-73-024, US. EPA, (1974)
- 3) TRW system Group: Air Quality Display Model, prepared for NAPCA, (NTIS:PB-189-194) (1969)
- 4) Calder, K.L.: Miscellaneous questions relating to the use of air quality simulation models, Fifth NATO/CCMS Int. Tech. Meeting Air Poll. Modeling, 6.1-6.21, (1974)
- 5) Hayes, S.R.: Performance measures and standards for air quality simulation models, EPA-450/4-79-032, (1979)
- 6) U.S. Environmental Protection Agency: User's manual for single source (CRSTER) model, EPA-450/2-77-013 (NTIS: PB-271360), (1977)
- 7) Fox, D.G.: Judging air quality model performance, Bull. Am. Meteor. Soc., 62, 5, 599-609, (1981)
- 8) Bowne, N.E.: Validation and performance criteria air quality models, Second Joint Conf. Appl. Air Poll. Meteor., 614-626, (1980)
- 9) Schiermeier, F.A.: Large Power Plant Effluent Study (LAPPES), vol. 1-4, US. EPA, (1970-1972)
- 10) Gillani, N.V. et al.: Project MISTT: Kinetics of particulate sulfur formulation in a power plant plume out to 300km. Atmos. Environ., 12, 589-598, (1978)
- 11) Schiermeier, F.A. et al.: Sulfur transport and transformation in the environment. (STATE) A major EPA research program. Bull. Am. Met. Soc., 60, 1303-1312, (1979)
- 12) Novak J.H. and Turner D.B.: An efficient Gaussian-plume multiple-source air quality algorithm, J. Air Poll. Control Assoc., 26, 560-575, (1976)
- 13) 判例時報 平成元年 8 月 5 日号、161-430、判例時報社、(1989)
- 14) 環境庁編: 窒素酸化物総量規制マニュアル、公害研究対策センター、(1982)
- 15) Strimaitis, D.G. et al.: EPA complex terrain model development: final report, PB-876-260, (1987)
- 16) Dickerson, M.H. and Gudiksen, P.H. (ed.): Atmospheric studies in complex terrain, Tech. Progress Rpt. FY1979-FY1983, Lawrence Livermore Nat. Lab., UCID-19851, (1983)
- 17) Hanna, S. et al.: Offshore and coastal dispersion (OCD) model users guide, DOI/DF-85001b (NTIS: PB85-122752), (1984)