

大気中濃度分布の短期評価と長期評価

大気圏環境評価チーム 吉門 洋

はじめに

リスク評価の対象となる諸化学物質の多くがまず大気中に放出される。評価の第一段階としての大気中濃度の評価は、発生源データと拡散モデルにより行われる。特定の時の濃度分布を課題とする短期評価のためのモデルには正確なメカニズムの組み込みが必要とされるが、長期平均的な濃度分布の評価にはきわめて簡略なモデルが使われてきた。長期評価のためのモデルの高度化の課題について述べる。

1. 従来型の大気汚染物質の環境評価

- SPMを例として -

特定時の基準適合性(短期評価)

大気汚染に関する評価は環境基準に照らして行われる。環境基準は、SPMの場合には表1・のように定められている。これを適用すると、ある測定地点では月日は環境基準を満たしていた、とか、今日の朝9時から10時までの1時間は環境基準オーバーだった、等の評価ができる。これは短期評価と呼ぶことができよう。

表1 SPMに関する環境評価の基準

環境基準	1時間値の1日平均値が0.10mg/m ³ 以下であり、 かつ1時間値が0.20mg/m ³ 以下であること。
年間評価	1日平均値の高い方から2%を除外した残りについて環境基準により評価する。 ただし、1日平均値が2日連続して環境基準を超える場合があれば によらず基準オーバーとする。
経験則	環境濃度の年平均値は の2%除外値のおよそ50%に相当する(50%でよいかどうかは同地域での確認が必要)

地点ごとの基準適合性（長期評価）

ある地点の環境を評価する場合、そこが通常はきわめて清浄な地域であっても年間たった1日、あるいは1時間でも 〃 を超えては駄目というのでは正当な評価ができない。そこで、環境基準を長期評価に適用するための基準が別途に設けられている。表1の中段に示したのがそれである。まず、1日平均値の高い方から2%、すなわち1年間365日のデータがあったとすれば7日分は除外し、8番目に高い日が環境基準を満たすかどうかで判定する（ ）。これはSPMのほか二酸化硫黄や二酸化窒素に関してもほぼ同様である。これに加えて、SPMでは 〃 の状況が一度でもあれば基準オーバーと判定される。このように、環境の現状評価には 〃 が合わせて用いられる。

2%除外値と年平均値の関係（事前評価）

将来の環境影響評価（アセスメント）はどうするのだろうか。例えば道路建設後に環境基準が満たされるかどうかの予測を考えてみよう。どこでも、交通量の集中や特異な気象が重なって環境基準値を超えることが年に数度はあるかも知れない。しかし、上記 〃 に従って、それが年に7回以下か、あるいは7回を超えるかで評価しようとしても、その回数の予測はきわめて困難である。そこで通常は次のような手法が用いられるようになった。近年の適当年を選んで（基準年と呼ぶ）その気象条件を過去10年程度の平均状態と比較検定し、異常年でなかったことを確かめ、評価のための将来予測（目標年）でも、その年と同じ出現割合で諸気象条件が起きるものと仮定する。また、交通量は季節別、時間帯別、等の想定交通量を用い、連休とか事故渋滞のような個々の日の特異な状況は想定されない。その他の汚染排出源についても通年的、平均的な排出が想定される。これらの条件で将来発生源による年平均の濃度分布を算定する。別途、現状（基準年）について各測定局の年平均濃度と2%除外値（ 〃 ）の関係を求め、相関係数や回帰式を求めておく（図1）。この回帰式に従って将来年平均濃度を 〃 に置き換えて評価する（ 〃 ）。

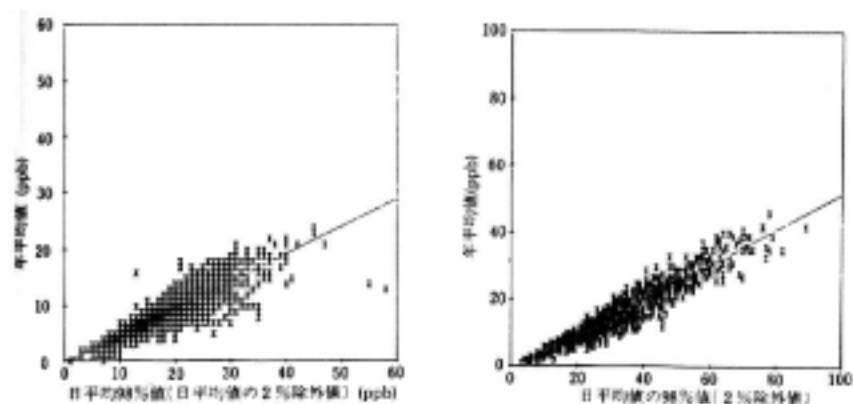


図1 年平均値と日平均値の2%除外値の関係。（左）SO₂、（右）NO₂。

「産業公害総合事前調査における大気に係る環境濃度予測手法マニュアル」より

2. 年平均濃度の評価方法(長期評価)

ブルームモデル

モデルの概念を図2に示す。

簡略化した大気拡散の概念(定常、正規分布)に基づく数学的なモデルである。通常、1時間ごとに気象データ(風向・風速・安定度)を与え、定常条件で濃度分布を計算する。

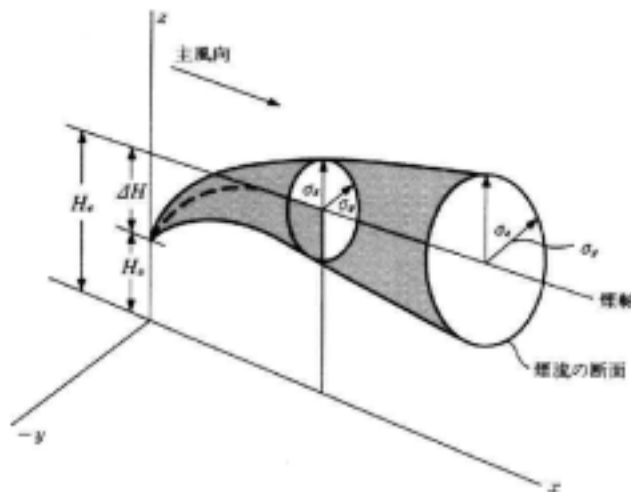


図2 プルームモデル概念図

ブルームモデルの重合

$$C_{AM} = \sum_i \sum_j \sum_k f_{ijk} C_{ijk} + C_B$$

C_{AM} : 年平均濃度

C_{ijk} : 気象条件 ijk における濃度

C_B : バックグラウンド濃度

f_{ijk} : 気象条件 ijk の出現確率 i : 風向(1~16)、 j : 風速階級、 k : 大気安定度階級

ブルームモデルの精度

非常に単純化したモデルであるため、個々の時間に対するシミュレーションに用いてもあまり良い結果は期待できない。(PC曲線と呼ばれるものを作ってみるとよくわかる。)それでも上記の重合計算を行い、長期平均濃度で実測と比較するとそこそこの整合性が得られる。それが災いして、ブルームモデルの本質的な改良が長年試みられず、平均値だけを合わせるパラメータいじりの状況が長く続いた。しかし、近年新たな高度化の取り組みが進んでいる。一例として、旧通産省が有害大気汚染物質の事業所近傍濃度の高度算定を目標として開発したMETI-LISモデル(経済産業省低排出源用拡散モデル)が関東経済産業局のウェブで公開の運びとなった。

3. 短期評価の必要性と対応モデル

環境基準オーバーが年間2%程度

1994～98年に高濃度SPMシミュレーションモデルの開発プロジェクトを行った。

SPMの高濃度現象は、日本の中央部の主要都市域では初冬季に集中的に発生する(図3)。しかも、その季節中でも限られた気象条件でのみ発生する(図4)。従って、これらの特異日の汚染構造を解明し、有効な対策がとられれば、環境基準を満たすことが期待される。

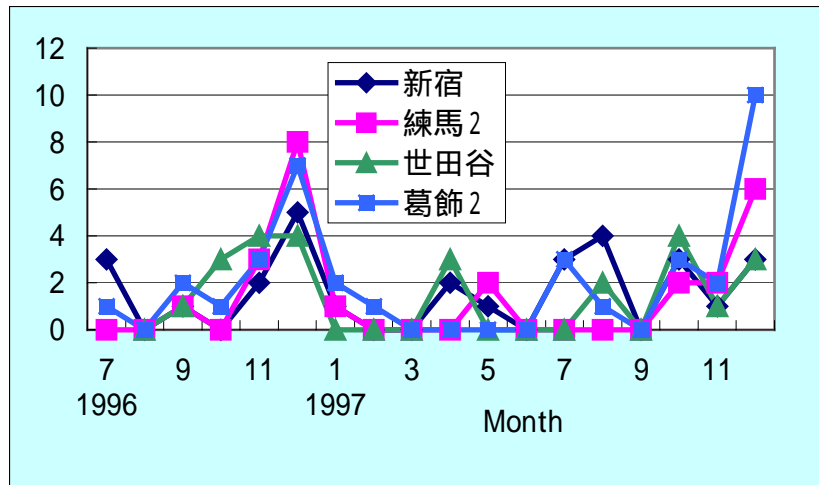


図3 環境基準を超えた日数(月別)

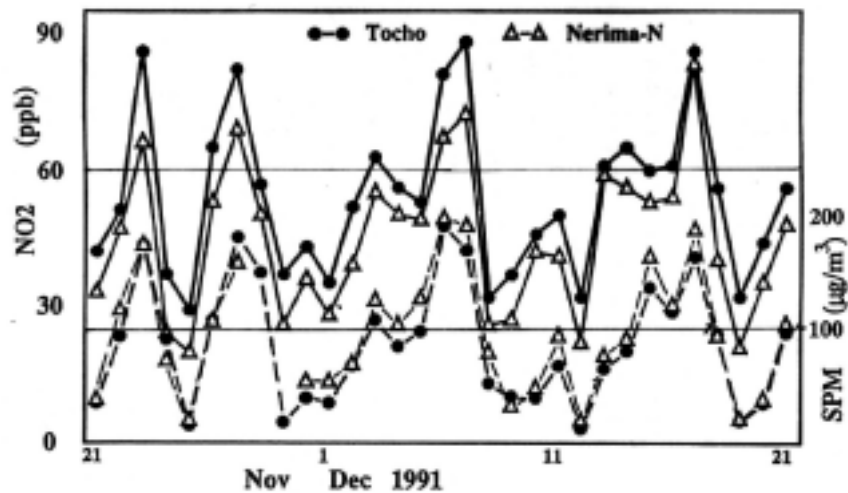


図4 初冬季の日平均濃度の推移

高濃度時の短期評価モデルの構築

このような短期評価に用いられるのは物理方程式に基づく時間積分型のモデルである。

SPMは多様な成分を含んでいるが、高濃度発生時期の組成はC_e、C_o、とイオン成分(硫酸、硝酸、塩素、アンモニウム)で大部分を占める(図5)。これらを個別に扱い、発生

源データの整備、拡散および反応計算を行って濃度分布を求めた。最後に全成分濃度を合計し、湿度影響を加えて、実測 SPM 濃度と比較した (図 6)。

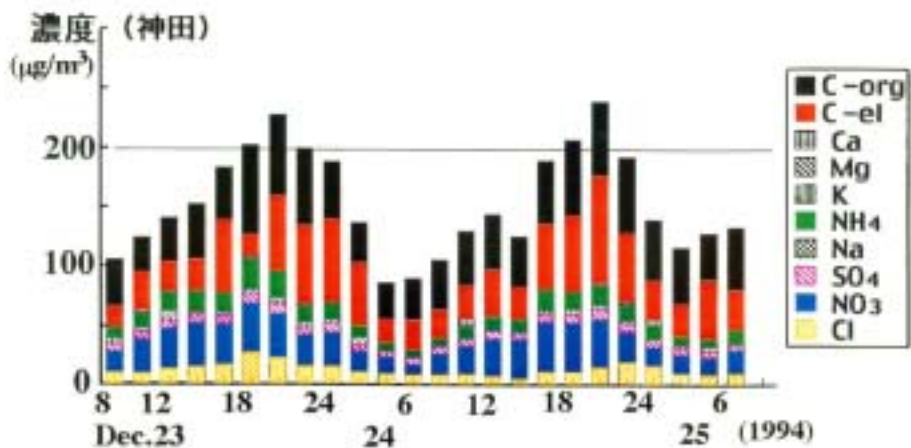


図 5 初冬季 SPM 高濃度時の組成

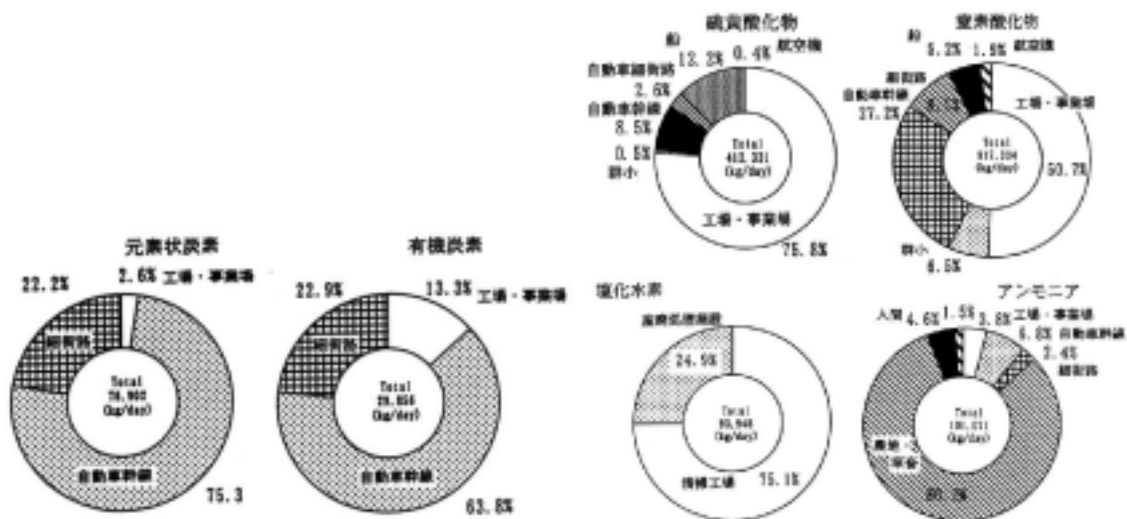


図 SPM 一次物質発生源

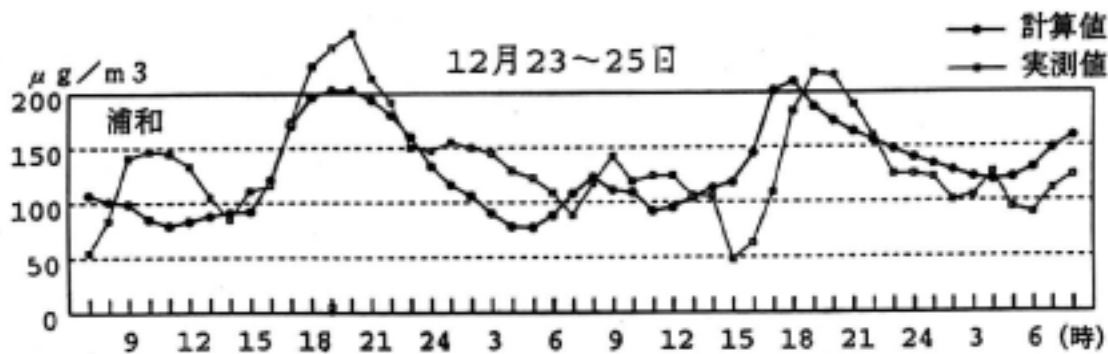


図 6 実測濃度変動とシミュレーション結果 (Total SPM)

4. 時間積分型(メソスケール)格子モデルの長期評価への適用可能性

このタイプのモデルは流路の屈曲や収束（鉛直流）にも対応し、長距離輸送を評価できる。しかし、計算負荷が大きく、365日分を計算して年平均を求めるとすると膨大な計算量となる。精度を上げるには実測気象条件を繰り込むなどの手続きを加えるため、さらに負荷が増す。また、格子サイズが2～5 km程度とされることが多く、空間分解能もそれに支配される。この分解能との関係から言えば、個々の点排出源の影響を評価するモデルとしてはあまり適切ではない。かなり広範囲に面的に排出源が存在する物質（自動車排ガス含有物質等）に対してこのタイプのモデルが有効と考えられる。

5. 間欠的測定による長期平均濃度の精度

有害大気汚染物質の年平均濃度のモニタリング方法として、月1回各1日の測定を行って年間12個の平均を求めることで年平均値とすることになっている。時間積分型のモデルを長期評価に用いる試みとしても、全365日分を計算するのではなく10日、20日、あるいは30日に1日といった間欠的な計算結果の平均をもって、年平均濃度を必要な精度で推定できることが確認できれば、実用性が広がる。一定間隔の間欠的な計算のかわりに、濃度パターン別シミュレーションに各パターン出現頻度による重み付けを行って年平均を算定する方法も考えられる。

ここでは、モデルの間欠適用による長期評価に先立ち、間欠モニタリングによる年平均濃度把握の精度について、NO₂を対象として試算してみた結果を紹介する。対象地域と試算に用いたモニタリング点を図7に示す。

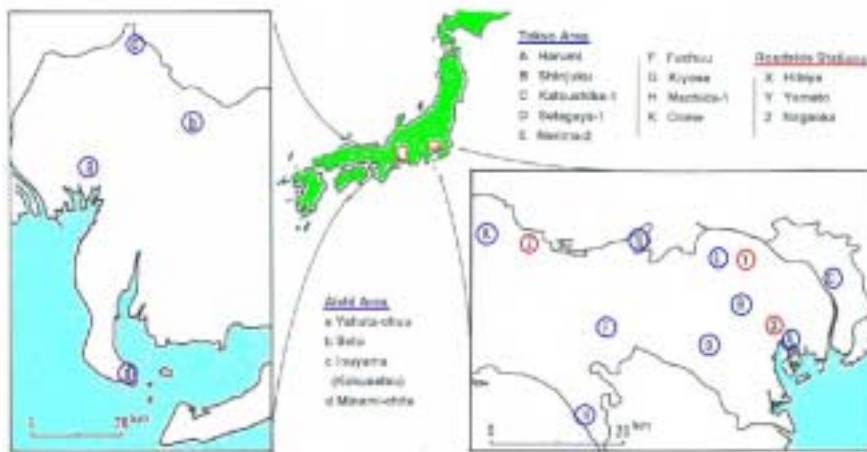


図7 間欠測定による長期評価の試算に用いたモニタリング点

一定日数ごとにサンプリングを行った場合に得られる年平均濃度が真の年平均濃度のまわりにどれほどばらつくかを示したのが図8である。7日間隔で拾った場合、特定の曜日の平均濃度となり、曜日により濃度傾向が明らかに異なるためにばらつきが大きい。図8にはプロットされていないが、14日、21日間隔等でも同様の傾向が出る。

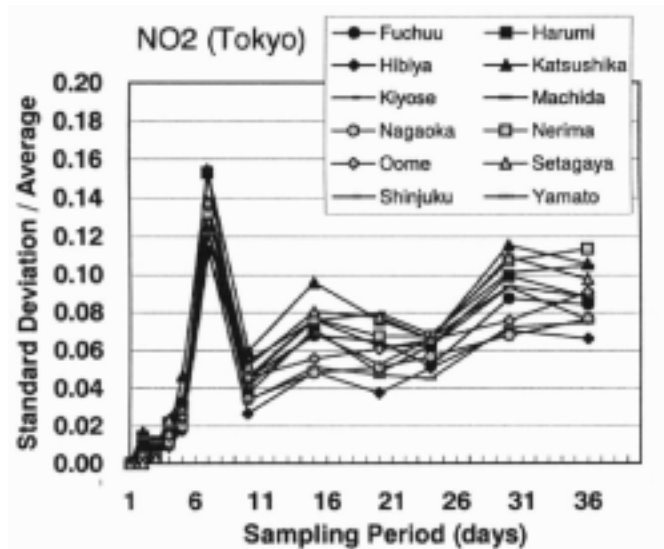


図8 一定日数（横軸）ごとにサンプリングして求めた年平均値の誤差のばらつき

30日間隔の場合の地点別特徴を図9に示す。原点と各地点のプロット点を結ぶ直線の傾きが図8の縦軸目盛りに相当する。東京の沿道（自動車排気測定局）と一般局（都市域と郊外局）、愛知の都市域と郊外局でそれぞれ明瞭な差異があり、それぞれ前者の方が間欠測定によるばらつきが小さく、従って間欠測定による年平均濃度の誤差が小さい。この差異は濃度出現頻度パターンの差異から来ていると見られる。すなわち、自動車排気測定局では常時ある程度以上の濃度にさらされていて平均濃度が高く、日によるばらつきは平均より高い場合も低い場合もあるが、平均濃度より何倍も高いような日は頻発しない。濃度ランク別出現頻度は正規分布に近い。一方、愛知の郊外局に極端な例が見られるように、通

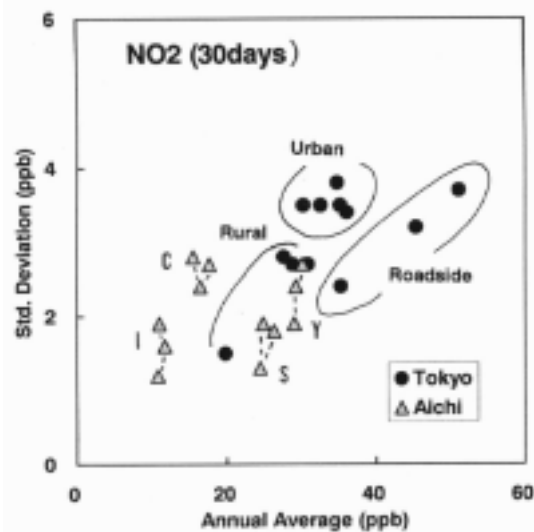


図9 30日間隔の間欠サンプリングから求めた年平均値の誤差のばらつき

常の濃度は低いが時として平均濃度の何倍もの高濃度が出現するような地点で間欠測定による平均値のばらつきが大きく、精度が低くなる。両者の年間濃度変動の特徴を図10に示す。

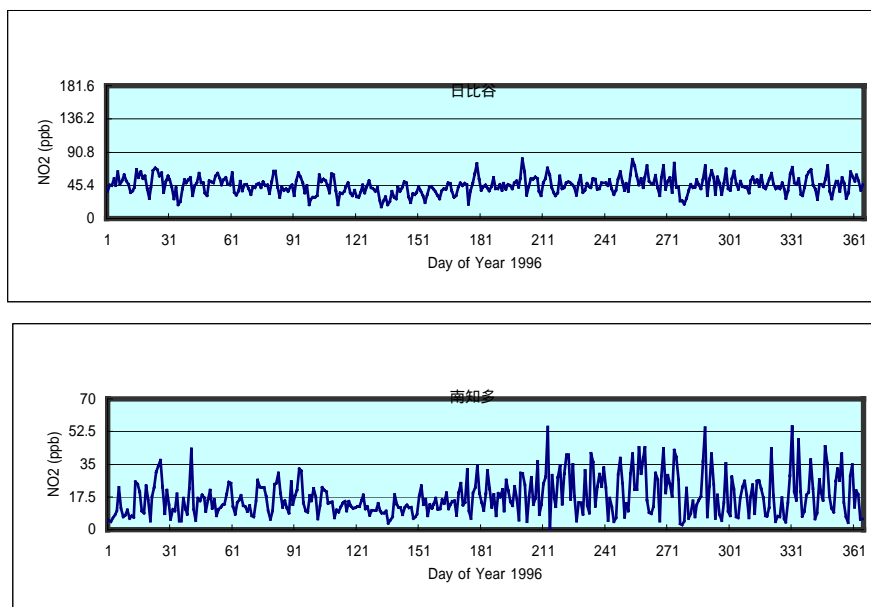


図 10 年間濃度変動パターンの差異。いずれも一番下の目盛り線が年平均値。(上)東京の沿道局：日比谷、(下)愛知の郊外：南知多。

以上の結果から、対象物質（排出源の分布形態、排出量の変動、等）と測定局の位置関係により、濃度出現頻度分布が異なり、それによって間欠的測定の平均値の精度も異なることが推定される。我々が対象とする化学物質の多くは排出源分布が偏在し、排出量も定常的でない場合が多く、上述の沿道型よりは郊外型の濃度変動を示すことが予想される。従って、間欠的なモニタリングにより長期平均濃度を把握する場合には、その精度に注意を払う必要がある。

モデルの適用精度についても同じことが考えられる。排出源が多数存在し、常時ある程度の濃度レベルを保っている地区に適用すれば、濃度評価の精度を確保しやすい。逆に、排出源が偏在し、通常はきわめて低濃度だが特定の風向、特定の条件下で高濃度となるような物質への適用は精度管理が難しい。排出が非定常な排出源への適用においても同様である。

6.まとめ

主な拡散モデルの系統と特徴、短期評価・長期評価との関係について表にまとめた。ここまで述べた時間積分型モデルはメソスケールモデルであり、より狭い領域を精密に扱うマイクロスケールモデルも表に加えたが、ここでの議論においては対象外と考えてよい。

	プルームモデル	時間積分型モデル (マイクロスケール)	時間積分型モデル (メソスケール)
短期評価	精度不十分	精度は技術課題	精度向上可能
長期評価	そこそこ利用可能	利用困難 (短期評価でさえ 計算負荷が膨大)	計算負荷が膨大(代 表日を抽出しての長 期評価が可能?)
適用範囲	半径10km程度	1km程度	100km程度
空間分解能 (計算点間 隔)	数百m以内にすべき	数m以内	数km