

石炭エネルギーへの転換と環境影響評価

Increase of Coal Energy and its Environmental Impact Assessment

横山 長之*
Osayuki Yokoyama

1. はじめに

昭和53年末の第2次石油危機以降我国ではエネルギー源の多様化、省エネルギーが積極的に進められ、脱石油を目差して石炭、原子力、LNGの利用拡大が行われて来た。このうち石炭の占める割合は最も大きく、一般炭の消費量は昭和53年度の1,076万tから56年度には2,684万tと約2.5倍となっている。今後もエネルギー消費量の増大とその内に占める石炭の割合は増すことが予想される。このような石炭利用に伴う最大の問題は汚染物質排出量の増大である。石油燃焼と比較して石炭燃焼では単位エネルギー発生量当り、発電用ボイラーの例では無処理状態でSOx約5倍、NOx約3倍、ばい塵約200倍の排出量となる(矢野¹⁾)。発電用ボイラーなど、除塵、脱硫、脱硝設備の完備した大規模施設では大きな問題はないとしても比較的中小規模の施設に石炭利用が増大した場合にはこれらの大気汚染物質の排出量の増加が懸念される。NOxのように排出濃度で規制が行われている場合は特に注意が必要と考えられる。石炭利用に伴う次の問題は新たな汚染物質、ばい塵中の重金属元素や不完全燃焼に伴う有機物質(多環芳香族、POMなど)の排出である。これらについては健康影響、動植物への影響を含めて別途検討しておくことが必要と考えられる。また粒子状物質に含まれるU₃O₈などの放射性物質の影響が調べられたが、人口一被曝線量の推定の結果、自然放射線量よりずっと低レベルであり問題はないとされている(Lim²⁾)。

大気汚染による環境影響評価を行う手法から見れば石炭利用について特に従来から用いられて来た手法と異なる点はない。しかし、上述したような発生量の増大、粒子物質の増加が予想されるので、大規模工業地帯などでは大気環境アセスメントの見直しを行うと共に、粒子状物質の濃度予測手法を確立することが必

要と思われる。

2. SOx, NOxの拡散シミュレーション

SOx, NOxについては大気汚染防止法の定める総量規制指定地域をはじめ各地で影響評価が行われ汚染防止対策立案の基礎資料として利用されている。大気汚染の環境影響評価の主要部分はこれらの汚染物質の拡散シミュレーションであり、手法には年平均などの長期平均濃度を予測するための拡散モデルが用いられている。長期平均拡散モデルの原型は環境庁^{3),4)}、通産省^{5),6)}の汚染予測手法マニュアルに見られる。拡散シミュレーションの概要と予測例を次に述べる。

拡散シミュレーションの手順を図-1に示す。用いるデータは発生源データ、大気拡散を支配する気象要素を含んだ気象データおよび現在あるいは過去の濃度を用いて予測精度を検討するための実測濃度データである。

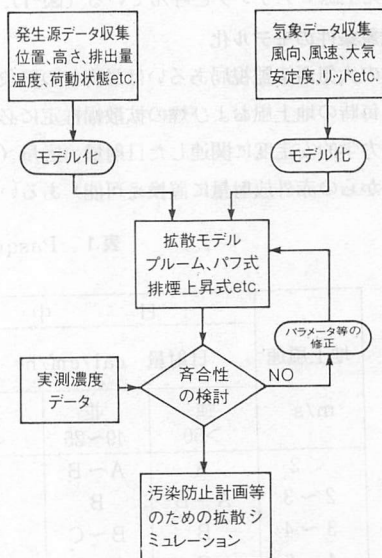


図-1 年平均濃度に基づく大気汚染シミュレーションの実行手順の概念図

* 通産省公害資源研究所 公害第1部第1課長
〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16-3

気象条件、環境濃度の測定が通常1時間単位で行われているため、拡散シミュレーションも1時間単位で行う。

2.1 発生源のモデル化

発生源はその形態、排出汚染物質量を考慮し、点源、線源、面源として取扱う。煙突からの排出条件は排煙の大気中での浮力と速度上昇を推定する必要から排出ガス量、汚染物質濃度、排ガス温度、煙突高さ、直径のデータがある。これらの発生源データは実測によるか、燃料使用量、施設別発生量（例えば燃料油1kl当りのNO_x (mg/h)発生量)から推定する。この推定方法については文献³⁾⁻⁶⁾に詳述されている。一般に工場などの活動は1日のうちの時間帯によって変化し、また暖房用ボイラーなどは季節によって荷動状況が異なるため、これらの発生源は季節別（暖房期、非暖房期）、時間帯別に発生量を変える。道路は線源として扱われ、自動車からのNO_xが主要な汚染物質である。この場合には交通量、走行速度、車種混合率を調べ固定発生源と同様に時間帯別、季節別ならびに必要なに応じて週日、週末別に単位距離当りのNO_x等の発生量の推定を行う。線源にはこの他、船舶、航空機、鉄道があり道路の場合と類似の方法で発生量を推定する。家庭暖房やビル暖房、小工場群は普通面源として扱われる。発生量は対象地域における都市ガス、灯油などの燃料消費量および人口統計資料を利用して推定される。このように発生源を形態分類し、発生量の割付けを行う作業を発生源モデリングと呼んでいる（図-1）。

2.2 気象条件のモデル化

自治体の大気汚染監視局あるいは最寄りの気象台で観測した毎時の地上風および煙の拡散幅推定に必要な大気の熱力学的安定度に関連した日射量、雲量（日射量と地面からの赤外放射量に置換え可能）あるいは風

の乱れの大きさ等のデータを少なくとも1ケ年分集収する。煙の拡散幅の推定法はいくつか異なる方法があるが、ここでは最も広く用いられているPasquill⁷⁾の方法を例にとって説明しよう。

まずこれらの気象条件をクラス分類し、各々のクラスの出現頻度を求める。風向は標準的には16方位、風速は例えば1m/s未満を静穏としてそれ以上を4~6クラスに分割する例が多い。また煙の拡散幅は大気の熱力学的安定度によって変化するがPasquill⁷⁾の安定度分類は表1に示すように地上風速、日射量と雲量（又は純放射量）に応じてA~Fの6クラスに分類される。この他、煙の拡散に関連した気象条件として、ある高度に上空への拡散を止める蓋（リッド）を設定する場合もある。これは晴れた日中に発生する混合層上端や夜間に形成される接地逆転層の上端を境にしての上下の拡散の違いを表現している。

このようにクラス分けした各クラスの1ケ年間（8760時間）の出現時間あるいは出現確率を観測データから求める。また選択した年が気象的に特異な年でない事を、気温、風速などを指標にして統計的に明らかにしておくことが必要である。

2.3 拡散モデル

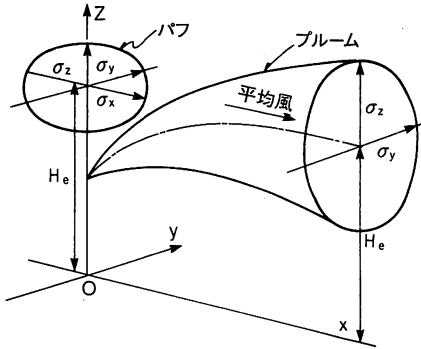
発生源、気象データを用い長期平均濃度を拡散モデルによって推定する。これらのインプットデータを環境濃度に置換する一種のコンバーターと見做しても良いであろう。広範に変化する気象条件を取入れ、煙の拡散過程を物理的にできるだけ忠実にシミュレートし、また発生源が多数になる場合が多いこともあって、できるだけ簡単に計算できることが実用的な拡散モデルの必要条件である。このような目的で最も広く採用されているのはプルーム、パフモデルと呼ばれる拡散式

表1 Pasquillの安定度階級の分類

(夜間の雲量の下欄数字は純放射量cal/cm²/hr)

地上風速 m/s	日 中			日中と夜間 本 雲 (8~10)	夜 間	
	日射量 cal/cm ² /hr				上層雲(5~10) 中・下層雲量 (5~7) 0~5	雲 量 (0~4) >5
	強 >50	並 49~25	弱 <24			
<2	A	A~B	B	D	—	—
2~3	A~B	B	C	D	E	F
3~4	B	B~C	C	D	D	E
4~6	C	C~D	D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D	D

A: 強不安定, B: 並不安定, C: 弱不安定, D: 中立, E: 弱安定, F: 並安定



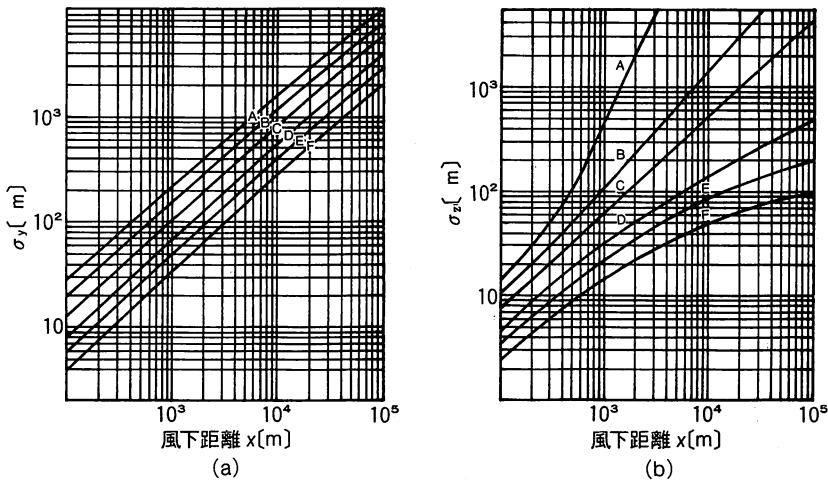
(H_e : 有効煙突高さ, $\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$: 各々X, Y, Z軸に平行な方向の煙の拡散幅, パフは無風の場合である.)

図-2 プルーム、パフ拡散モデルにおける煙の形と拡散式での座標系

を用いたモデルである。計算式は基本的には平坦地上で同様、定常な大気構造を仮定し、時間的に一定の割合で排出される汚染物質を図-2に示すように煙流(smoke plume), 煙魂(smoke puff)にモデル化する。多くのプルーム、パフ拡散モデルでは有風時には前者、無風時には後者の拡散計算式が用いられる。本文では拡散計算の詳細を述べる事が目的ではないので個々の式を示すことはしないが、最も基本となる点源から放出された煙の濃度を表わすプルーム式、パフ式(簡易化)を表2に例示する。この拡散式では濃度を求めるため発生源データ、風向風速、リッドなどの気象データに加えて煙の拡散幅と排煙の有効高さ(有効煙突高さ H_e)が必要である。拡散幅は例えば図-3に示すPas-

quillの拡散幅推定図を用いて風下距離に応じて求められる。無風時のパフの拡散幅もPasquillと類似の方法(例えばTurner⁸)を用いて推定することができる。実際に煙濃度をこれらの方法で推定する場合には、対象地域の地表面の空気力学的粗度の相異や濃度の平均時間についての注意事項など(文献³-⁶), AMS⁹)などを参照することが必要であろう。このように簡単な拡散幅推定法であるが、これらの推定図が実際の野外トレーサー実験を多数解析した結果であることもあって推定の精度は良い。また、プルーム、パフモデルは極めて単純化された拡散モデルであるが、大気中での乱流拡散の特性をうまく近似しておりこれに代る実用的方法は現在は見当たらない。さて、残るパラメータ、有効煙突高さ H_e は実煙突高さと排煙の浮力と運動量による上昇高さの和に等しく、上昇高さは排ガス量、温度、速度、大気安定度、リッドが決まれば半経験式により推定することができる。このような排ガス上昇推定式には比較的大規模煙突排煙のためのMosesとCarsonの式¹⁰、小規模用のCONCAWE式(Brummage¹¹)あるいは無風、リッド強度を考慮したBriggs¹²)などがよく使われている(表2参照)。実測との比較によればこれらの推定式の精度はかなり良い(文献¹²)。移動発生源、面源における有効放出源高さは個々の発生源形態を考慮して決めることが必要である。また、自動車や群小発生源では車の走行に伴う拡散、建物などによる巻降しによる拡散を考え初期拡散幅を加えることが行われる。

年平均濃度は風向別、風速クラス別、安定度別に各



(σ_y : 水平横風方向, σ_z : 鉛直方向)

図-3 パスキルの拡散幅

表2 プルーム、パフ拡散式と排煙上昇式

	名 称	計 算 式
拡散式	プルーム式	$C = \frac{q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} F(y)F(z)$
	パフ式	<p>原式</p> $C = \int_0^T \frac{2q'}{(2\pi)^{3/2} \sigma_y^2 \sigma_z} F(x)F(y)F(z) dt$ <p>1 : リッドなし, 2 : リッドあり</p> $1 : C = \frac{2q}{(2\pi)^{3/2} \alpha^2 \beta} \cdot \frac{1}{R_1^2} \exp\left\{-\frac{R_1^2}{2T^2}\right\}$ $2 : C = \frac{2q}{(2\pi)^{3/2} \alpha^2 \beta} \sum_{n=-2}^2 \left\{ \frac{1}{R_2^2} \exp\left\{-\frac{R_2^2}{2T^2}\right\} \right\}$
排煙上昇式	Moses と Carson	$\Delta H = (C_1 V D + C_2 Q_h^{1/2}) U$
	CONCAWE	$\Delta H = 0.175 Q_h^{1/2} / U^{3/4}$
	Briggs	$\Delta H = 1.4 Q_h^{1/4} (d\theta/dz)^{-3/8}$
備	濃度分布関数	$F(x) = \exp\left\{-\frac{(x-x_0)^2}{2\sigma_x^2}\right\}, F(y) = \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \quad \sigma_x = \alpha_y$ <p>リッドなし</p> $F(z) = \exp\left\{-\frac{(He-z)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(He+z)^2}{2\sigma_z^2}\right\}$ <p>リッドあり</p> $F(z) = \sum_{n=-2}^2 \left\{ \exp\left\{-\frac{(z-He+2nL)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+He+2nL)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \right\}$ $R_1^2 = (r^2/\alpha^2 + He^2/\beta^2), R_2^2 = (r^2/\alpha^2 + (He-2nL)^2/\beta^2), r^2 = x^2 + y^2$ <p>パフ式</p> $\sigma_y = \alpha t, \sigma_z = \beta t$
考	粒子の場合	<p>重力落下 : He → He - Vst</p> <p>沈着による濃度減少 :</p> $q \rightarrow q \exp\left(-\sqrt{\frac{2}{\pi}} V_d \int_0^x \frac{F(z=0)}{2\sigma_z} dt\right)$ <p>雨洗による濃度減少 :</p> $q \rightarrow q \exp(-\Lambda t)$
	上昇式の係数	<p>C₁=3.5, C₂=0.33 : 不安定</p> <p>C₁=0.4, C₂=0.71 : 中立</p> <p>C₁=-1.0, C₂=0.145 : 安定</p>

記号 ΔH : 上昇高(m), V : 排ガス速度(m/s), U : 風速(m/s), D : 煙突・直径(m), dθ/dz : 風位傾度(°/m), ΔT : 排ガス・空気, 温度差(°C), Q_h : 排出熱量(cal/s), Q_v : 排ガス量(Nm³/s), T₀ : 気温(°K), g : 9.8(m/s²), q : 汚染物質, 排出量(m³/s), (g/s), q : 1個のパフについての排出量(m³), (g), x, y, z : 風下, 横風, 鉛直軸, 原点は煙源の地上, σ_x, σ_y, σ_z : 各々 x, y, z軸にそっての煙の拡散幅(分布関数の標準偏差m), L : ふたの高度(m), He : 実効煙突高さ(m), n : 反射回数, x₀ : パフの中心距離, V_s : 落下速度(m/s), V_d : 沈着速度(m/s), Λ : 雨洗係数(s⁻¹), t : 拡散時間(s), C : 濃度(m³/m³), (g/m³)

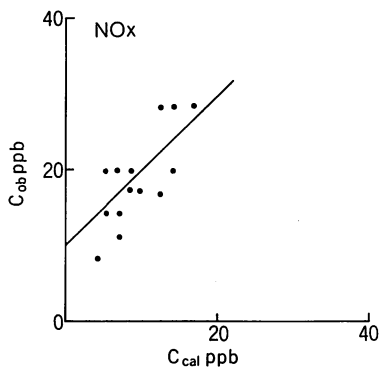
発生源毎に濃度を上述の方法で計算し、そのクラスの年間の出現時間を乗じ、全発生源について重合し年間有効時間で除すことによって求められる。すなわち、この方法では1時間毎に発生源条件、拡散気象条件とも次々に入れかわり前時間の影響は残らないとする近似を採っている。

2.4 拡散シミュレーション結果と問題点

年平均濃度の予測値と実測値の比較の実例を示す。図-4は鹿島臨海工業地帯を対象とし昭和53年度のNOxの実測と予測の相関を示す(文献¹³⁾)。図中の回帰線は $y = 0.99x + 9.1$ (y : 実測値, x : 予測値ppb) を表わし、両者の相関係数は0.75である。SOxについては既にこの年度での濃度値が最高で7ppb程度と低く、このため相関はあまり良好とは云えない。図-5に見られる程度の年平均濃度が出現している場合には予測と実測の斉合性は良好な場合が多い(文献³⁾、⁵⁾、¹⁴⁾ など参照。

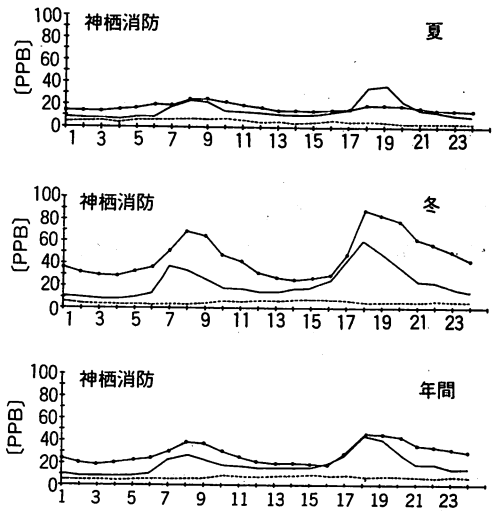
拡散シミュレーションの精度はこのように過去の実測データとの斉合性を調べることによって確認しておくことが必要である。SOxの総量規制のための拡散シミュレーションでは予測-実測の相関係数は0.72以上回帰係数は0.8~1.2の範囲にあるような予測が望ましいとしている(文献³⁾)。また出現濃度が低レベルにある場合についての精度の判定条件として誤差の不偏分散 σ_e^2 と平均実測濃度 C_{ob} の比 σ_e/C_{ob} が0.25以下になることが望ましいとしている(文献⁴⁾)。これらの条件は必要条件と思われるが、この他予測の正確さを示す指標として、季節別、時間帯別の濃度の斉合性、気象条件—特に風向別の斉合性なども上述の判定条件を満足することが望ましい。一例を示そう。図-5は前述の例と同じ鹿島地域の測定局(神栖消防局)における夏、冬期および年間平均のNOx濃度の日変化パターン

についての実測-予測の比較例である。夏期(春、秋期)については濃度変化パターンの斉合性は悪くないと思われるが冬期の予測-実測の絶対値の差が目立っている。この影響で年平均濃度についても実測値が予測値をはば一定値分だけ上まわっている。同地点について風向風速クラス別の予測-実測の斉合性を示したのが図-6である。神栖消防局に対し鹿島工業地帯の工場群は北~東の方向に位置し、南側には日交通量約10,000台の国道124号線が走っている。冬季には気温逆転層が形成され易く、層厚は50~100mと一般に低く地上源(移動発生源など)からのNOxが層内に滞留しやすく高濃度となりやすい。このような拡散の特性ならびに発生源と測定局の位置関係を考えれば、図-5、-6に示される実測と予測濃度の差は移動発生源の取扱いにまだ改善の余地のあることを示唆すると思われる。年平均としての濃度の予測値が実測と良く斉合のとれたものであることはもちろん、このような季節、時間帯、



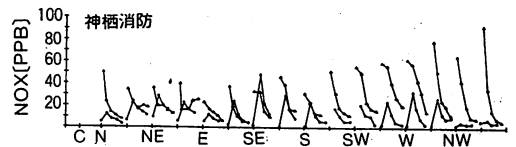
(昭和53年度, 鹿島臨海工業地帯)

図-4 NOxの年平均濃度の拡散シミュレーションの例



(昭和53年度, 鹿島臨海工業地帯, —: 実測, - - -: 予測,: 固定発生源濃度)

図-5 NOxの日変化パターンのシミュレーション例



(—: 実測値, - - -: 予測値, 風速階級は各風向別に左より0.4-0.9, 1.0-2.9, 3.0-4.9, 5.0-7.9 8.0 (m/s) 以上に分割した。(・で示す) C: 静穏時)

図-6 風向別, 風速階級別NOx年平均濃度予測値と実測値の比較

気象条件クラス別にもよく一致することが予測としては大切である。特に固定源、移動源、群小源などの濃度寄与率を推定し、対策を立案するような場合には各々の発生源の寄与をできるだけ正確に表わすことのできる拡散シミュレーションでなくてはならない。それは気象データ、発生源データを入念に収集し、適切なモデリングを行えばSO_x、NO_xについては現在すでに十分可能と考えられる。

3. 粒子状物質の拡散シミュレーション

浮遊粒子状物質（SPと略す）の環境基準（日平均値0.1 mg/m³）を満たしているのは全国の汚染監視局の約30%にしかすぎない。また石炭利用の増大によってSPの発生量が増すと予想されており、SPの拡散シミュレーションを実用化することが総合的な対策立案のために必要である。

3.1 粒子とガスの拡散の相違

大気中での拡散は風の不規則変動—乱流—による拡散であり、その変動の周波数はSP（直径10 μm以下）の慣性の影響が顕著になるような高い周波数よりずっと低い範囲での変動が卓越している。したがって大気の状態が非常に安定している場合等の特殊な条件を除けばSPとガスの拡散状態は等しい（横山他¹⁵⁾）。しかし粒子は重力によって大気中を落下し、また地表で地物へ沈着し、また雨によってウォッシュアウトされ大気から地表や水中へ移行する。このような重力落下、沈着、雨洗効果を取入れて拡散シミュレーションを行うことが必要である。

さらに、粒子は風によって地表から飛散あるいは再飛散する。石炭ヤードや灰捨場などでは飛散は新しい大気汚染発生源をつくり出すし、また拡散シミュレーションでは土壌粒子などの飛散量を発生源として見積っておくことが必要になる。

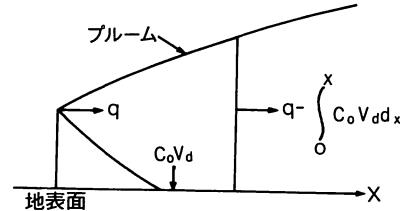
3.2 重力落下、沈着、雨洗の取扱い

直径10 μm程度以上の比較的大きな粒子は重力落下によって地表へ沈着する。落下終速度V_s (m/s)はStokesの式を使って求めることができ、V_sは粒子密度と直径の2乗に比例する。密度1 g/cm³、直径10 μmの場合、V_sは約1.2 cm/sになる。重力落下による粒子の地表面への沈着量D (g/m²s)は地上濃度C₀ (g/m³)とV_sの積で与えられる。

地表面近くまで拡散で運ばれて来た粒子は地物への衝突、分子拡散、熱や水蒸気流の効果によって地物に沈着する。重力落下の場合と類似して、沈着量D (g/

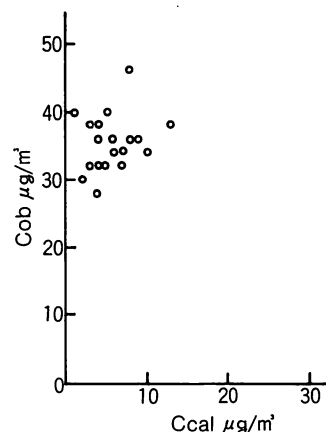
m²s)は地上濃度C₀ (g/m³)と沈着速度V_d (m/s)の積で表わされる。沈着速度は粒子直径によって変化するが、その変化はやや複雑である。直径0.5~1 μmの粒子は沈着速度が最小で、それ以上あるいは以下に径が変るにつれて沈着速度は増大する。また直径が約10 μm以下の粒子の沈着速度は低層大気中の摩擦速度U* (=√C_dU, C_d: 地表面の空気力学的抵抗係数, U: 地上風速)にはほぼ比例する。V_dは直径10 μmの粒子で約1 cm/s, 直径0.5 μmで約0.5 cm/s程度である。沈着速度の性質についてさらに詳細は横山ら^{16), 17)}, EPRI¹⁸⁾などを参照されたい。

SPの拡散シミュレーションで重力落下の効果は有効煙突高度He (表3参照)を落下高度だけ下降させることで表わす。また沈着、沈着により大気中から除去されるSPは図-7に示すように風下距離と共に変る見掛けのSP放出量を用いて表現する(表3)。このような沈着による大気中からの除去を考慮した場合、地上煙源からの濃度は代表的な条件(V_d=2 cm/s, 風速=2 m/s)で、Pasquill安定度Dの場合風下10kmで約0.5倍, Fの場合0.1倍に減少する (ex. 横山ら¹⁹⁾, Horst²⁰⁾ 参



(q: 源での排出量, C₀: 着地濃度, V_d: 沈着速度)

図-7 沈着による見掛けの粒子排出量の変化の説明図



(昭和53年度, 鹿島臨海工業地帯, 北林ら²²⁾)

図-8 SPの年平均濃度の予測値(Ccal)と実測値(Cob)の比較

照)。当然の事であるが、沈着の効果は発生源から近い場所では大きくない。

このような乾燥沈着と同様に、SPは降雨によっても大気中から除去される。この雨洗による除去はSPの拡散している空間から均一の割合で行われる。沈着の場合と同様に、図-8と類似してSP濃度は風下距離と共に変る見掛けの放出量を用いて表現する。雨洗係数 Λ (s^{-1}) はSPの落下終速度 V_s と降雨強度によって変わる。Chamberlain²¹⁾によれば Λ は降雨強度 5 mm/h の場合、 $V_s = 0.1$ cm/s で 3×10^{-4} 、 $V_s = 1$ cm/s で 1.1×10^{-4} 程度になる。複雑すぎるのでここでは述べないが、 Λ を求める理論式が導かれ、実測と良く一致することが確かめられている (ex. Pasquill⁷⁾, Chamberlain²¹⁾ 参照)。

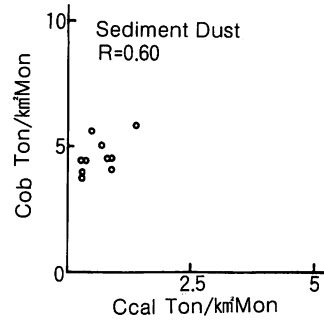
年間でのSPの大気からの除去量の推定例(横山ら¹⁷⁾)では、関東地方で沈着量/雨洗量の比率は約0.8となり、雨過程ともSPの拡散シミュレーションで無視できない。

3.3 拡散シミュレーションの試行例と問題点

前述したNO_x、SO_xの拡散シミュレーションで対象とした鹿島臨海工業地帯で同年度(53年度)についてSPの濃度予測を行った(北林ら²²⁾、文献¹³⁾。気象条件はNO_xの場合と同じである。発生源として主要固定発生源は実測により、また小発生源については施設別の平均的排出量を用いた。自動車からのSPの発生量は排ガスと道路からの粉塵の巻上げによるものがあり、これは現地調査により自動車からのNO_x排出量に比例することが明らかにされた(北林²⁴⁾)。この比例関係を用いてNO_xの排出推定量から移動発生源のSP排出量を求めた。

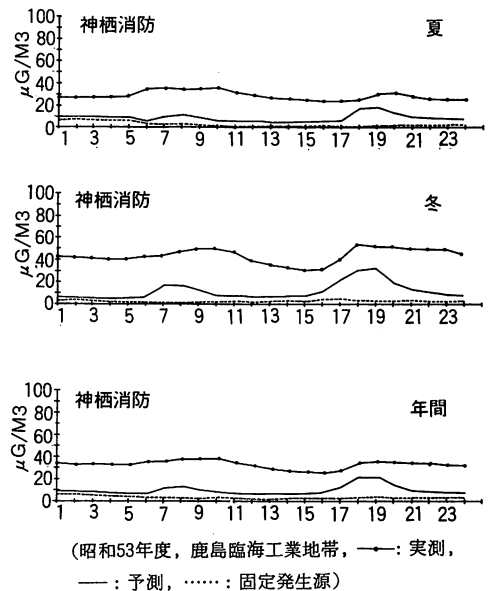
SP拡散モデルは基本的には前述のNO_xのモデルと同じである。ただし、SPの重力落下による有効源高度の低下を拡散式に取入れた。また、降下ばい塵量の推定では粒子の落下と沈着を考慮し沈着速度 $V_d (=V_s + 0.006U)$ 、 U : 地上風速)を用いた。

予測と実測の比較例を示す。図-8はSPの年平均濃度の比較である。図-5に示したNO_xに比較して斉合性が悪く、また切片濃度(バックグラウンド濃度と呼ばれる)が高い。図-9は降下ばい塵の比較例であるが、これも斉合性は良いとは云えない。次にSPの日変化パターンの比較を図-10に示す。この比較で分ることは日変化パターンは比較的良く再現されているが、絶対濃度は実測値の方が高いことである。また実測値と予測値の差は冬季に高く、特に冬季の夜間に高い。これらの比較から推測されることは、SP、降下ばい塵の源とし



(昭和53年度、鹿島臨海工業地帯、北林ら²²⁾)

図-9 降下ばい塵の年平均量の予測値(Ccal)と実測値(Cob)の比較



(昭和53年度、鹿島臨海工業地帯、—: 実測、—: 予測、……: 固定発生源)

図-10 SPの日変化パターンの予測、実測の比較

てはNO_xで対象とした人工的な発生源の他に自然に存在するエアロゾル、あるいは他地域から移流して来たり、大気中で2次的に生成されるものが濃度の半分以上を占めていると考えられることである。また、冬季の夜間の実測での高濃度は測定法上の問題も暗示している。

このように粒子状物質の拡散シミュレーションはSO_x、NO_xに対比して困難な点が残されている。これらを改善して正確な濃度予測を可能にするにはバックグラウンドとして存在するエアロゾルの定量的解明を行うことが最も重要と思われる。それには地物や海面からの飛散過程、大気中での2次的生成、長距離移流などを明らかにして発生源データに加え、従来からの発生源データに基づく拡散モデルを適用する方法が一方にあ

る。つまり発生源中心型と呼ばれるモデルの拡張、改良を行う方法である。もう一つの方法として、粒子状物質では粒子に含まれる重金属元素などの成分比率や粒子形状、大きさ、気象条件との関係などを考え、化学成分質量バランス法（CMB法）等の統計的方法を用いて測定局でのデータから発生源の寄与率を推定する、いわゆるレセプター中心型モデルの適用も可能である。これらの発生源推定モデルを組合せて正確なSP拡散シミュレーションモデルを作成することが、今後の石炭利用の増大に対する大気汚染防止計画の立案にとって必要と思われる。

引用文献

- 1) 矢野久志；ばい煙発生施設における石炭転換等の実態、公害と対策Vol. 19, No 7, 81-84(1983)
- 2) Lim, M. Y., Trace Elements from Coal Combustion atmospheric Emission, IEA Coal Res., London, (1979)
- 3) 環境庁大気規制課(編)；SOx総量規制マニュアル、公害研究対策センター(1975)
- 4) 同上；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)
- 5) 通産省立地公害局(編)；産業公害総合事前調査におけるSOx, NOxに係る環境濃度予測手法マニュアル、産業公害防止協会(1981)
- 6) 通産省資源エネルギー庁；大気環境影響調査暫定指針(1983)
- 7) Pasquill, F., Atmospheric Diffusion, Ellis Horwood Book Co., London, (1974)
- 8) Turner, D. B., A Diffusion Model for an Urban Area, J. Applied Meteorol., Vol. 3, 83-86, (1964)
- 9) AMS, Meeting Review on Atmospheric Dispersion Estimation, Bulletin of American Meteorological Society, 1305~1309, (1977)
- 10) Moses, H and J.E. Carson, Stack Design Parameters Influencing Plume Rise, Air Pollution Control Association, 60th Annual Meeting, 67-84, (1967)
- 11) Brummage, K. G., The Calculation of Atmospheric Dispersion from a Stack, Atmos. Environ., 2, 197-224, (1968)
- 12) Briggs, G. A., Plume Rise, US. AEC., TID-25075, (1969)
- 13) 公害資源研究所, 紛じん拡散シミュレーションモデル改良報告書, (1982)
- 14) 産業公害防止協会, 窒素酸化物汚染予測手法開発調査研究報告書, (1978)
- 15) 横山長之, 井野光秋；ばい塵や重い粒子の拡散, 公害Vol. 6, No 2, 25-31, (1971)
- 16) 横山長之, 北林興二；浮遊粒子状物質の拡散, 産業公害Vol. 17, No 4, 48-55, (1981)
- 17) 横山長之, 北林興二；粒子状物質の大気拡散と除去過程について, 産業公害(1984), 印刷中
- 18) BPRI, Modeling of Dry Deposition of SO₂ and Sulfate Aerosol, Electric Power Research Inst (USA), EA-1452, (1980)
- 19) 横山長之, 山本晋, 下形茂雄；沈着を考慮したブルーム, パフ拡散式, 公害Vol. 15, No 3, 23-32, (1980)
- 20) Horst, T. W., The Annual-Average Effect of the Deposition-Resuspension Processes on Airborne Contamination Near the Surface, Atmos., Environ., Vol. 13, 791-796, (1979)
- 21) Chamberlain, A. C., Aspect of Travel and Deposition of Aerosol and Vapour Clouds, AERE., UK. HP/R-1261 HMSO, (1953)
- 22) 北林興二, 横山長之, 松本和久；ふんじん拡散シミュレーション, 公害Vol. 18, No 5, 81-101, (1983)

