大気汚染物質の放出量推定における精度向上に関する研究

STUDY ON IMPROVEMENT OF SOURCE INTENSITY ESTIMATION METHOD FOR AIR POLLUTANT

大浦 理路^{*1}, 金 敏植^{*2}, 大場 良二^{*3}, 加藤 信介^{*4}
Masamichi OURA, Minsik KIM, Ryohji OHBA
and Shinsuke KATO

The purpose of this report is the improvement of the source intensity estimation. Accuracy improvement of source intensity estimation were performed on the following 4 uncertainties. 1) Uncertainty of wind direction was decreased by expanding observation time. 2) Uncertainty of emission height was decreased by removing observation data measured near a source point. 3) Terrain influence was reproduced in modified Gaussian plume model, based on wind tunnel experiment. 4) Meandering effect was reproduced by using the variance of wind direction in the field. It was verified that accuracy was improved and order estimation can be performed by these methods.

Keywords : *Source intensity estimation, Atmospheric dispersion, Uncertainty*
放出量推定, 大気拡散, 不確かさ

1. はじめに

本研究は拡散計算結果と観測結果の残差法に基づく汚染物質の放出量推定における不確かさに起因した精度低減の回避を目的とする。

流体中の拡散現象は汚染物質放出量及び境界からの流入濃度を入力とし、流体中の濃度を出力とする線形応答システム^(※付録)であると言えることができる。従って、システムへの入力に対するその応答は、入力関数とインパルス応答関数との畳み込み積分によって記述が可能である。環境工学の分野では熱負荷計算に用いられるレスポンスファクタ法、音響設計に用いられるインパルス応答積分法として一般的に利用されている。本研究では、パルス入力(単位放出量)に対する応答を計算し、畳み込み計算により得られる非定常入力に対する流れ場の非定常応答を基に放出量推定を行っている。上述のパルスに対する応答は、国外の大気拡散分野等において **Transfer Coefficient** という言葉で既に浸透しており、本論文では伝達係数と呼称することとする。

Chino ら¹⁾、Katata ら²⁾ は、2011 年 3 月の福島第一原子力発電所事故を受け、放出量推定結果を公表している。この推定手法は単位放出率を仮定した大気拡散計算と環境モニタリングデータの比較によるものである。その後も Chino ら³⁾ は継続的に未利用データの活用や大気拡散モデルの改善により放出量推定の改善を行っている。

本論文における放出量推定手法は既往の放出量推定手法^{1),2)}と相互に補い、緊急時の履行リスクを担保するものである。福島第一原子力発電所事故では、建屋ならびに原子炉格納容器の損壊という「過酷事故」のため、建屋から放出された放射性物質の量が不明であったことや、津波によるモニタリングポストの電源喪失により周辺の放射線観測データが不足したため、緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム (System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information : SPEEDI) による放射能強度の試算を避難計画の策定に活用することができなかった。このため過酷事故評価における実用的な放出源強度推定手法の開発が求められたのである。

既往の放出量推定手法の課題のいくつかは気象モデルのような広域的な拡散モデルを利用していることに起因している。そこで本論文における放出量推定手法⁴⁾は、近距離域(数 km 程度以内)の拡散予測に簡便のために広く利用されている「正規型ブリュームモデル」及び「風洞実験」に利用している。

広域な観測点では、放出量推定に必要な十分な濃度を保持した観測データを得ることは難しい。そこで、原子力発電所敷地境界付近の近距離観測データの利用を検討した。東京電力福島第一原子力発電所事故において、近距離観測データは放出量推定に利用されるこ

^{*1} (株)日建設計設備設計部 設備設計・工修

^{*2} 国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 助手・工博

^{*3} 東京大学生産技術研究所 シニア研究員・工博

^{*4} 東京大学生産技術研究所 教授・工博

Mechanical Engineer, Mechanical and Electrical Design Section, Nikken Sekkei, M.Eng. Research Assoc., Dept. of Architecture, Faculty of Engineering, Japan Atomic Energy Agency, Dr.Eng.

Senior Researcher, Institute of Industry Science, The University of Tokyo, Dr.Eng. Prof., Institute of Industry Science, The University of Tokyo, Dr.Eng.

とがなかった。これは、既存の気象モデル (SPEEDI など) では 1km 以下の空間の解像が難しいためである。発電所敷地境界では、陸側全風向について観測点が配置されているので、風向が変動しても放出量のピークを捕らえられる可能性が高い。

本研究の放出量推定手法は、各気象条件に対応した正規型プルームモデルの計算結果をデータベース化しておくことで、迅速性および実用性を可能とした。気象モデルは広範囲の複雑な物理過程を解くため、解を得るまでに膨大な時間がかかる。この計算時間を減じるには莫大な計算資源を投入しなければならない。汚染質拡散時の緊急対応には、迅速かつ非専門家でも扱える実用性が必要である。

気象モデルは計算コストや時間が大変に掛かることや利用できる観測値が濃度ピークを捕らえていない可能性と言った難点が存在するが、気象・拡散現象を厳密に解析するため実現象の再現性が高いと言える。これに対し、正規型プルームモデルは非線形現象である排気上昇過程を大気拡散過程とは分離して計算し、計算全体を線形現象として扱うが、それ故、迅速に解が得られ、利用できる観測値も濃度ピークを捕らえている可能性が高い。このように、両者の特性を利用して、複数の放出量推定手法を準備しておくことで、緊急時の敏速かつ精度良い放出量推定を可能とする。

放出量推定手法の推定精度に関する課題は「拡散モデルの精度」、「観測データの信頼性」、「観測値と伝達係数の両者間に内在する不確かさ(Uncertainty)」の3点に大別される。

「拡散モデルの精度」は、数値計算の実現象に対する再現精度に起因する。福島事故後も、気象モデルの改善や乱流モデルの改善等、多方面において改善が進められている。

「観測値の信頼性」については、放出量推定に使用する観測データの前処理(時間平均データ処理、Filtering 処理等)を行うことによって、大幅に放出量推定精度が向上することが分かった⁴⁾。

「観測値と伝達係数の両者間に内在する不確かさ」は、正規型プルームモデル内の気象条件(風向、大気安定度)および拡散パラメータ(拡散幅、放出源有効高さ)が不確かさを内包しており、大幅に放出量推定精度が変動することである。

本報では下記の放出量推定精度を向上させるための手法を検討し、その有効性について検証を行った。

- ① 風向の不確かさによる放出量推定精度低減の改善
- ② 放出源有効高さの不確かさによる放出量推定精度低減の改善
- ③ 地形影響のある流れ場における正規型プルームモデルの精度向上
- ④ 正規型プルームモデルにおける大気安定度の影響の再現

2. 放出量推定手法

本論文における放出量推定手法⁴⁾は、単位放出を仮定した拡散モデルによる拡散計算結果と観測結果を比較することにより、その誤差を最小とする放出量を算出する「残差法」と呼ばれるものである。

2-1. 放出量推定計算

放出位置 (x_i, y_i, z_i) 、放出時刻 t_i における放出量を Q_i とし、観測位置 (x_k, y_k, z_k) 、観測時刻 t_k とする時、放出時刻 t_i に単位量で放出された汚染物質による観測時刻 t_k の観測値(濃度、沈着率、線量率)を伝達係数 φ_{ki} とする。また、観測位置 (x_k, y_k, z_k) 、観測時刻 t_k における

実際の計算値を F'_k 、観測値を F_k とし、両者の残差ノルム π を次式で定義する。

$$\pi = \sum_k^N |F'_k - F_k|^2 \quad (1)$$

ここに、計算値 F'_k は次式で表される。

$$F'_k = \sum_i^M \varphi_{ki} \cdot Q_i \quad (2)$$

この π を最小にするように、(3)、(4)で放出量 Q_i を算出する。

$$\frac{\partial \pi}{\partial Q_i} = 0 \quad (3)$$

$$\sum_k^N \sum_j^M \{\varphi_{ki} \cdot \varphi_{kj}\} Q_j = \sum_k^N \varphi_{ki} \cdot F_k \quad (4)$$

上記のような伝達係数の重ね合わせの可能性は前項における流体中の拡散現象が線形応答システムであると言う論拠によるところである。濃度に関する線型性を論拠としたが、沈着率、線量率についても濃度と同様に線形であるため、同様の計算により放出量推定が可能である。

Fig.1 Spectrum of wind speed variance⁵⁾

次に、正規拡散式の適用対象である気象条件の定常性について、説明する。我々の生活する大気環境は地球規模の大気の運動が作用しており、幅広いスケールの渦が合成されたものである。このことは Fig.1 の Van der Hoven ら⁵⁾による水平方向風速のエネルギースペクトル分布からも確認することが可能である。この図において各3点(0.01, 0.1, 100 cycles/hour)の周波数ピークが見られる。最低周波数帯域ピーク(0.01cycles/hour)は、100 時間周期で顕著な流体運動があることを示している。この流体運動は気圧変動に起因しており、ロスビー波のエネルギー伝播により気圧が数日単位で変動することに因がある。また、0.1 cycles/hour 近傍の周波数帯域ピークは10 時間周期で流体運動が盛んであることを示唆している。これは日射により半日単位で温度変動が生じ、密度効果により上下空気層の混合が行われるためである。さらに、最高周波数帯域ピーク(100 cycles/hour)は、乱流に基づく 1 分間周期の流体運動の変動によるものである。1 cycles/hour 付近に見られる落ち込みはスペクトルギャップと呼ばれ、風速の時間平均値に関して定常性が期待できる。

本研究で使用する観測値は、近距離の発電所周辺のデータ(放出源及び観測点間の距離が数 km 程度)であるため、着目する大気拡散の時間スケールは数分から数時間程度である。このことから、大気

気流スペクトルの低周波数側(長周期成分)と高周波数側(短周期成分)は除去することができ、数時間は定常な気象条件が仮定できる。従って、1 時間毎の風向および風速の平均値を使用すれば、「準定常」仮定の正規型プルームモデルに基づく放出量の推定が可能である。準定常仮定に伴い、(4)式は時間項を除去した(5)式に書き換えられる。但し、 k は地点に関する変数でもあるため、除去されない。

$$\sum_k^N \varphi_k^2 \cdot Q = \sum_k^N \varphi_k \cdot F_k \tag{5}$$

2-2. 正規型プルームモデル

正規型プルームモデル(Gaussian Plume Model)は、点源から放出された汚染質が正規分布するものと仮定し、風速と大気安定度を基にその空間分布の挙動を計算するものである。煙突および自動車等からのガス排出の大気環境影響評価を行う際に古くから用いられており、原子力施設の放射性ガス拡散評価^⑥においても利用されている。この場合、拡散濃度は(6)式により表現することが可能である。

$$C = \frac{Q}{\pi \alpha_y \sigma_y \sigma_z} \exp\left\{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right\} \exp\left\{-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right\} \tag{6}$$

ここで H_e は放出源有効高さ、 σ_y 、 σ_z は水平及び鉛直方向の拡散幅である。放出源有効高さとは排気筒高さに対して排気上昇過程を考慮した高さのことである。また、拡散幅とは濃度分布の標準偏差を示しており、Fig.2 に示すように、煙軸からの距離に関する正規分布として記述される。

Fig.2 Concept of Gaussian plume model

3. 放出量推定精度向上

正規型プルームモデルを利用した放出量推定手法の精度に影響する主要なパラメータとしては、次の 4 種類の要因が考えられる。

- (1) 風向：計算に使用する風向角度と野外の風向角度の差
- (2) 放出源有効高さ：放出箇所が不明な場合
- (3) 地形影響：地形による有効放出源高さ、拡散幅及び煙軸の変化
- (4) 大気安定度：大気中の温度分布に起因する乱流拡散現象の変化

放出量推定精度の評価尺度は、(7)式の Q^* により評価するので、100%が正解である。放出量推定精度 Q^* は、推定される放出量 Q と真値 Q_{TRUE} の比により定義する。

$$Q^* = \frac{Q}{Q_{TRUE}} \times 100 (\%) \tag{7}$$

3-1. 風向の不確かさ

発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針^⑨によれば、気象観測データの風向は、観測時間は正時前 10 分間の平均風速であり、16 方位分類により記録されるので、最大で 11.25° の誤差を含み得る。また、発電所で観測される風向は、周辺の地形および建物の影響で、上空風向と異なることも想定される。この風向の不確かさに起因する放出量推定精度を向上させる対策を検証した。

観測値として発電用原子炉施設安全審査のために実施された東海第二発電所風洞実験結果(濃度)^⑪を用いた。風洞実験では、放出源より風下 200m-10000m 格子状 23 行 24 列 552 点の地表濃度を計測している。実験条件は原子力学会が制定した風洞実験実施基準^⑦に準じて実施されており、繰り返し実験時のばらつきは、10%以下であることが確認済みである。

風洞気流条件を Table1 に示す。発電用原子炉施設安全審査用風洞実験では、地形模型実験結果の煙軸地表濃度分布を安全側で近似するような「放出源有効高さ(He)」が求められており、本研究でもこの H_e を正規型プルームモデルの計算に使用した。

Table1 Condition of wind tunnel experiment	
Wind speed in wind tunnel	3m/s in an uniform flow
風洞風速	一様流中で3m/sとする。
Wind direction of experiment	11 direction that land is on downwind of 16 direction centered on source
実験風向	放出源を中心にした16風向のうち、風下側が陸となる風向について実施する。
Vertical wind speed distribution	Shape of vertical wind speed distribution in wind speed boundary layer is -1/7 power law
鉛直方向風速分布	風速境界層内部の鉛直方向風速分布の形状を約1/7 乗とする。
Vertical turbulence intensity distribution	Shape of vertical turbulence intensity distribution in wind speed boundary layer is -1/7 power law
鉛直方向乱流強度分布	風速境界層内部の鉛直方向乱流強度分布の形状を約1/7 乗とする。
Main flow turbulence intensity	Main flow turbulence intensity at ground altitude 30m in field is 10-16%
主流風向乱流強度	野外の地上高度30m での主流風向の乱流強度を約10-16%とする。
Thickness of boundary layer	Ground altitude over 400m in field
境界層厚さ	野外の地上高度400m 以上とする。
Atmospheric stability	Vertical plume width is adjusted to range of atmospheric stability C-D
大気安定度	鉛直方向拡散幅が大気安定度C-D の範囲になるようにする。
Condition of gas dispersion	Γ shaped stack model can disperse tracer gas horizontally in downwind
ガス排出条件	風下方向にトレーサ・ガスを水平に放出するΓ 型模型排気筒を用いる。
Scale and range of model	Scale: 1/2000, Range: Downwind 10 km of source
模型縮尺及び範囲 模型縮尺 1/2000 で、放出源の風下10km の範囲を再現する。	

風向の不確かさに起因する放出量推定精度の影響を検討するため、正規型プルームモデルの濃度分布は、Fig.3 に示すように、実際の濃度分布に対して、風向が北側に 11.25° だけ偏向したものと仮定した。

Fig.3 Wind direction uncertainty (Concentration contour of wind tunnel experiment on Toukai dai-ni nuclear power plant)

Fig.4 に東海第二発電所風洞実験と正規型プルームモデルの煙軸濃度分布を示す。正規型プルームモデルが風洞実験をよく近似しているのが確認できる。Fig.4 では、濃度(C)に上空風速(U)を乗じて、放出量(Q)で除した正規化濃度(UC/Q)の地表煙軸濃度の風下距離変化を図示している。発電用原子炉安全審査用風洞実験では、濃度分布を正規化濃度で図示することになっているため、本論文でもこの方法を用いている。

Fig.4 Plume axis concentration distribution of wind tunnel experiment and Gaussian plume model on Toukai dai-ni nuclear power plant

風向が 11.25° ずれていた場合、煙軸と直角方向の濃度分布は大きく異なる。N 風向風洞実験データ(濃度)を観測値とし、N 風向・ 11.25° の拡散計算結果を伝達係数とした場合について、次の 2 種類の濃度平均時間で、放出量推定計算を実施した。

- ① 3 分間平均濃度：風洞実験(N 風向)の生データおよび正規型プルームモデル(N 風向・ 11.25°)
- ② 1 時間平均濃度：風洞実験(N 風向)データを(8)式で補正した値および正規型プルームモデル(N 風向・ 11.25°)を(8),(9)式で補正した値

$$\sigma'_y = \sigma_y \times \left(\frac{t'}{t}\right)^r \quad (8)$$

$$C = \frac{Q}{\pi \alpha_0 U \sigma_{yp} \sigma_{zp}} \exp\left\{-\frac{y^2}{2\sigma_y'^2}\right\} \exp\left\{-\frac{H_e^2}{2\sigma_z'^2}\right\} \quad (9)$$

ここで、 σ'_y は評価時間 t' に対する水平方向拡散幅、 σ_y は評価時間 t に対する水平方向拡散幅、 t' は評価時間(=60min)、 t は評価時間(=3min)、 r はべき指数(0.2~0.5)であるが、本論文では $r=0.5$ とする。

Fig.5 に風向変動の観測時間依存性を示す。これは実際の野外拡散実験の気象観測データにおいて、風向(σ_0)が観測時間に応じて変動することを確認⁸⁾した観測例である。 σ_0 が観測時間の 0.2~0.5 に比例することが確認できる。野外の水平方向拡散幅 σ_y は、濃度平均時間中の風向変動幅に比例するので、濃度平均時間に従って増大する。

Fig.6 に風下 2000m 地点における観測値である風洞実験濃度分布(○)と計算値(—)の相関を示す。Fig.6(a)の 3 分間平均濃度では、風向角度を 11.25° だけ偏向させた正規型プルームモデル計算値は、観測値(風洞実験結果)と大きく異なる分布となった。一方、Fig.6(b)の 1 時間平均濃度では、風向角度を 11.25° だけ偏向させた正規型

プルームモデル計算値と観測値(風洞実験結果)は、横風方向拡散幅が拡大した結果、両者が大差ない結果となった。

Fig.5 Observation time dependencies on wind direction variance

(a) 3min average

(b) 1hour average

Fig.6 Concentration distribution at 2000m downwind on Toukai dai-ni nuclear power plant

Fig.6 (a)の 3 分間平均濃度では、計算値と観測値の濃度ピークは大幅にずれており、放出量推定精度 Q^* は 3% となり、推定精度が大幅に低下した。一方、Fig.6 (b)の 1 時間平均濃度では、計算値と観測値の横風方向濃度分布が拡大されたために、放出量推定精度 Q^* は 76% と大幅に改善された。この結果、観測値および拡散計算値を 1 時間平均濃度とすることで放出量推定精度が向上することが明らかとなった。

以上から、拡散精度を向上させるには、気象観測データから同一風向の継続時間を考慮して、できる限り平均化時間が長く取れる期間のデータで放出量推定を行うことが望ましいと考えられる。

3-2. 放出源有効高さ

実際の原子力事故時には排気筒高さからの放出に限らず、排気筒の亀裂や原子炉建屋からの放出も十分に考えられ、放出源有効高さの推定誤差が内在し得る。Fig.7 に示すように、平常運転時(Normal condition)では建物の巻き込み効果により排気筒近傍で汚染質高濃度域が生じないようある程度以上の排出速度で排気が上方に吹き出されており、放出源有効高さは実際の排気筒高さより高い。しかし、事故時(Accidental condition)には吹き出し速度が低下するため、建物後方流の巻き込み効果により排気が排気筒直後で降下し、放出源有効高さは実際の排気筒高さより低いものとなる可能性がある。この放出源有効高さの不確かさによる放出量推定精度低減の対策を検証した。

Fig.7 Uncertainty of source effective height

英国 Surrey 大学で実施された風洞実験結果⁹⁾を用いて、放出高さの不確かさに起因する放出量推定精度への影響を検証した。

Fig.8 に地表煙軸濃度分布を、Fig.9 に風下距離ごとの濃度分布を示す。放出源有効高さが一致している場合、正規型プルームモデルにより風洞実験の濃度分布を再現できていることが分かる。放出高さが相違した場合でも風下 1000m 以遠では濃度分布が大差ないが、風下 500m 以内の放出源近傍では濃度分布に有意な差異がある。

下記の 2 つの放出源有効高さとして、観測点全点を利用した場合と風下距離ごとの観測点を利用した場合で、放出量推定を行った。

- ①放出源有効高さ $He=0m$ ：風洞実験($He=0m$)および正規型プルームモデル($He=0m$)
- ②放出源有効高さ $He=20m$ ：風洞実験($He=0m$)および正規型プルームモデル($He=20m$)

Fig.10 に風下距離ごとの実験データに基づく放出量推定結果を示す。観測点を全点利用した場合、放出源有効高さに推定誤差が存在する(② $He=20m$)場合は放出量推定精度が 65%程度、過大評価となった。風下距離ごとに放出量推定を行ったところ、放出源有効高さに推定誤差が存在する場合でも放出源から離れた風下 1000m 近傍では、推定精度 80%程度となり、放出量推定精度が改善された。また、この放出量推定精度低減の対策は建屋影響によるダウンウォッシュ発生時における有効高さの相違の場合にも有効であると考えられる。この結果より、放出高度が不明な場合には、近距離の観測データを使用せず、風下 1000m 以遠の観測データのみを利用する方法が有効であることが分かった。

Fig.8 Plume axis concentration distribution of each source effective height

(a) At 210m downwind

(b) At 650m downwind

Fig.9 Concentration distribution at each downwind distance

Fig.10 Source intensity estimation of each source effective height

3-3. 地形影響

前節の検証の対象であった東海第二発電所は比較的平坦な地形に位置しており、その地形の影響は小さかった。しかし、複雑地形においてはその影響は著しく、拡散現象が平坦地の濃度分布と大きく異なることが予想される。これに加え、地形影響で上空の風向軸に対して地表煙軸がずれる偏流が生じる(Fig.11)ことが多い。このため、複雑地形では、地形影響により濃度分布が大幅に変化するため、放出量推定精度が低減する可能性がある。この地形影響に対する放出量推定精度向上を複雑地形に位置する敦賀発電所を対象にした風洞実験結果^{注2)}を用いて検証を行った。実験条件概要は前節と同一である。

Fig.11 Influence of complex terrain (Concentration contour of wind tunnel experiment on Tsuruga nuclear power plant)

正規型プルームモデルは平坦地の拡散を対象としているので、建物および複雑地形の影響は考慮できない。本論文では、正規型プルームモデルにおいて建物および複雑地形の影響を考慮できるよう、放出源有効高さ H_e 及び拡散幅 σ を風洞実験結果(地表濃度分布)に基づいて修正する手法を開発した。日本国内全ての原子力発電所において風洞実験結果が公開されているため、これを利用することで個別の地形影響を考慮した正規型プルームモデル(以下、修正モデルと呼称)を作成することが可能である。修正モデルに利用する地形修正係数は以下の手順でデータ解析を行った。

①平地風洞実験で得られた水平方向拡散幅 $\sigma_{y,p}$ に合致するように風下距離(X)に係数(p,q,r,s)を乗じ、最小二乗法により $\sigma_{y,p}$ を決定する。

$$\sigma_{y,p} = p \cdot X^q \quad (10)$$

$$\sigma_{z,p} = r \cdot X^s \quad (11)$$

②地形模型風洞実験で得られた水平方向拡散幅 $\sigma_{y,t}$ に合致するように平地風洞実験の拡散幅 $\sigma_{y,p}$ に以下の地形修正係数 (a,b)を乗じ、最小二乗法により $\sigma_{y,t}$ の近似式を求める。(Fig.12)

$$\sigma_{y,t} = a \cdot \sigma_{y,p} + b \quad (12)$$

③風洞実験で得られた地表煙軸濃度分布に合致するように、以下の地形地表濃度計算式中の鉛直方向拡散幅 $\sigma_{z,t}$ の地形修正係数 (c,d) 及び H_e を最小二乗法により求める。ここで α_0 は上空風速を地上風速に補正する係数である。(Fig.13)

$$C = \frac{Q}{\pi \alpha_0 U \sigma_{y,t} \sigma_{z,t}} \exp \left\{ -\frac{H_e^2}{2 \sigma_{z,t}^2} \right\} \quad (13)$$

$$\sigma_{z,t} = c \cdot \sigma_{z,p} + d \quad (14)$$

Table2 に修正モデルおよび正規型プルームモデルの地形修正係数(a,b,c,d)を示す。 $\sigma_{y,p}$ に関する係数は両者共通で $p=0.24$, $q=0.85$, $r=0.20$, $s=0.78$ であった。敦賀と異なる形では、修正モデルも異なるが、日本国内の全原子力発電所については、敦賀と同様の風洞実験データが公開されているため、同様の手法で個別の地形

影響を考慮した修正モデルを作成し、放出量推定を行うことが可能である。

Table2 Terrain modified coefficient

	a	b	c	d	H_e
Modified plume model	2.08	0	1.12	0	42
Gaussian plume model	1	0	1	0	144

Fig.12 に敦賀発電所風洞実験と修正モデルおよび正規型プルームモデルの水平方向拡散幅を、Fig.13 にそれらの煙軸濃度分布を示す。修正モデルが正規型プルームモデルよりも、風洞実験をよく近似しているのが確認できる。しかし、煙軸の偏流の影響により地表濃度分布が、平坦地と比較して大幅に変化し、放出量推定精度が低減するものと考えられる。この放出量推定精度の向上を図るために、風洞実験により得られる地表煙軸の偏流距離(Y_d)を考慮する。

地形影響による偏流距離を正規拡散モデル内に取り込んだ(15)式で計算した地表濃度分布で放出量推定計算を行った。

$$C = \frac{Q}{\pi \alpha_0 U \sigma_{y,t} \sigma_{z,t}} \exp \left\{ -\frac{(y - Y_d)^2}{2 \sigma_{y,t}^2} \right\} \exp \left\{ -\frac{H_e^2}{2 \sigma_{z,t}^2} \right\} \quad (15)$$

Fig.12 Horizontal dispersion coefficient of wind tunnel experiment, modified plume model and Gaussian plume model

Fig.13 Plume axis concentration distribution of wind tunnel experiment, modified plume model and Gaussian plume model

Fig.14 に風下 2000m 地点における観測値である風洞実験濃度分布(○)と計算値(—)の相関を示す。Fig.14 (a)の拡散幅、有効高さおよび偏流変化無しにおいて計算値は観測値と濃度分布に大きなずれが生じている。放出量推定精度 Q^* は 26% となった。Fig.14 (b)の拡散幅、有効高さおよび偏流変化有りにおいては、観測値と計算値の濃度分布が、概ね一致している、放出量推定精度 Q^* は 81% と大幅に改善された。上記の結果より複雑地形における拡散幅、有効高さおよび偏流変化考慮の有効性が明らかとなった。

Fig.14 Concentration distribution at 2000m downwind on Tsuruga nuclear power plant

3-4. 大気安定度

大気安定度とは、力学的、熱力学的に平衡状態にある大気に微小擾乱を発生させた際の振る舞いを記述する指標であり、擾乱が減衰し、平衡状態に戻る場合を安定、擾乱が増幅し、平衡状態に戻らない場合を不安定と分類する。風洞実験では、一様な温度分布の中立条件で実験するが、実際の大気拡散現象では、高度方向の温度分布変化に起因して、強不安定(A)から強安定(F)までの大気安定度が出現し、拡散幅が大きく変動する。

Pasquill ら¹⁰⁾により提案された大気安定度別拡散幅を Fig.15 に示す。原子炉施設の大気拡散評価では、正規型プルームモデルの放出源有効高さ(He)を中立安定度の風洞実験結果から決定し、このHeを固定して全安定度の拡散幅を Fig.15 に従って変化させる方法によって、年間 8760 時間の大気拡散評価を行うことが発電用原子炉施設に関連する安全解析の気象指針に規定されている。筑波山周辺における野外拡散実験および風洞実験を用いて、この放出源有効高さ(He)を用いる方法により放出量推定計算を行った。

筑波山周辺の野外拡散実験は、1989 年および 1990 年に原子力研究所(現在の原子力研究開発機構)によって実施され、詳細な観測デ

ータが報告書¹⁰⁾として公開されており、国内では数少ない野外拡散実験例である。Fig.16 に筑波山周辺の野外拡散実験の地表濃度分布観測結果を示す。筑波山周辺の野外拡散実験は濃度平均時間が 30 分間である。

Fig.15 Pasquill-Gifford figure¹⁰⁾

Fig.16 Contour map of concentration

(a) Run No.89-7 (slightly unstable : C)

(b) Run No.90-8 (extremely unstable : A-B)

(c) Run No.90-5 (moderately stable : F)

Fig.17 Plume axis concentration distribution for atmospheric stability

正規型プルームモデルの計算は日本原子力研究所による風洞実験から求めた放出源有効高さ H_e に基づく。当報告は筑波山周辺の地形模型を用いた風洞実験から求めた放出源有効高さを用いて正規型プルームモデルで計算した結果と現地拡散試験の結果を比較することにより放出源の有効高さを用いた被ばく評価法の妥当性について確認を行ったものである。本論文では以下のような代表的な野外拡散実験 3 ケースについて、正規型プルームモデル内の拡散幅を次の 2 種の大気安定度により変化させ、放出量推定を行った。

①野外拡散実験と同じ大気安定度で計算

②風洞実験と同じ中立の大気安定度(D)で計算

Fig.17 に野外拡散試験と正規型プルームモデルの地表煙軸濃度分布比較を示す。中立時(Run No. 89-3)および不安定時(Run No. 90-8)では、正規型プルームモデルの拡散幅を大気安定度別に変化させることで濃度分布がほぼ一致している。しかし、強安定時(Run No. : 90-5)には、正規型プルームモデルが観測値よりも、約 1 桁、過大評価となっている。この原因は、Run No. : 90-5 の気象条件(安定時かつ弱風)では、風向変動が中立時よりも大きくなるため、平均時間補正係数が前述の(11)式とは異なるためと考えられる。この対策として、米国原子力規制委員会(US-NRC)は事故時の安全解析指針 NUREG 1.145¹²⁾において Fig.18 に示すような補正係数 M (Correction Factor)を設定している。

Fig.18 Correction factor M of NUREG 1.145¹²⁾

日本の発電用原子炉施設の安全解析に関連する気象指針では事故時の被ばく評価結果が安全側となるよう、米国原子力規制委員会による補正係数 M は使用されていない。本論文では放出量推定精度を向上させるために、安定時について野外で観測された Table3 の風向変動幅($\sigma_{\theta 30}$)に基づく(16)式の補正係数 M を用いて、煙軸濃度の修正を施した。ここで σ_{y3} は Fig.17 の風下距離 1000m における水平拡散幅 σ_y である。この補正結果は Fig.19 に示すように、正規型プルームモデルと観測値がほぼ一致する結果となった。

$$M = \frac{\sigma_{\theta 30}}{\sigma_{\theta 3}} \quad (16)$$

$$\sigma_{\theta 3} = \frac{180}{\pi} \cdot \sigma_{y3} \cdot 1000 \quad (17)$$

Table3 Correction factor M at moderately stable

Run No.	Stability	Vertical dispersion coefficient (m)		Variance of wind direction (degree)		Correction factor M
		σy3	σy30	σθ3	σθ30	
90-5	F	30.0	1617.9	1.7	92.7	53.93

Fig.19 Plume axis concentration distribution of observation values and Plume model modified by Correction factor M

Table4 に放出量推定結果を示す。正規型プルームモデルの大気安定度を実気象の大気安定度に合わせて補正係数を乗じることで、安定時の放出量推定精度が、123%に向上した。福島第一原子力発電所事故のような原子力緊急時の放出量推定は、1 時間平均値の Order estimation が目標とされており、この結果は十分実用に堪え得る結果だと言える。

Table4 Source intensity estimation of each atmospheric stability, where the correct estimation is 100%

Run No.	Field experiment Stability	Stability of plume model	
		①Same as field experiment	②Neutral
89-7	C	123	84
90-8	A-B	32	0.09
90-5	F	59	0.003

5. まとめ

本研究によって、次のことが確認された。

- ①同一風向の継続時間を考慮し、平均化時間を延長することで、放出量推定精度低下を低減することが可能であることが確認された。
- ②放出源有効高さの不確かさによる放出量推定精度低下は、放出源近傍のデータを除くことで対策が可能であることが確認された。
- ③複雑地形による放出量推定精度の低減は風洞実験結果に基づく修正正規型プルームモデルを用いることで対策が可能であることが確認された。
- ④大気安定度による放出量推定精度の低減は大気安定度別に正規型プルームモデル内の拡散幅を変化させることで、対策が可能であることが確認された。

謝辞

本研究の一部は、文部科学省原子力基礎基盤戦略研究イニシアティブにより実施された「原子力発電所事故時の放出量及び再飛散量推定手法の高度化に関する研究」の成果である。また、本研究では、日本原子力発電株式会社から、提供された風洞実験データを使用した。

付録：拡散方程式の線形性

濃度輸送方程式は、汚染発生量 r が α 倍になれば、濃度 C が α 倍になることが式(1)から明らかであり、汚染質発生量 r が 0 の状態で、濃度 C が境界からの α 流入濃度に比例した濃度分布になることも明らかである。

$$\frac{\partial \alpha C}{\partial t} + U_i \frac{\partial \alpha C}{\partial x_i} = \frac{\nu}{Sc_t} \nabla^2 \alpha C + \alpha r \quad (1)$$

更に、汚染質発生量 r_A に対応する濃度を C_A 、汚染質発生量 r_B に対応する濃度を C_B とした時、次のように表現される。

$$\frac{\partial C_A}{\partial t} + U_i \frac{\partial C_A}{\partial x_i} = \frac{\nu}{Sc_t} \nabla^2 C_A + r_A \quad (2)$$

$$\frac{\partial C_B}{\partial t} + U_i \frac{\partial C_B}{\partial x_i} = \frac{\nu}{Sc_t} \nabla^2 C_B + r_B \quad (3)$$

上式の足し合わせを行うと、下式のようになる。

$$\frac{\partial (C_A + C_B)}{\partial t} + U_i \frac{\partial (C_A + C_B)}{\partial x_i} = \frac{\nu}{Sc_t} \nabla^2 (C_A + C_B) + (r_A + r_B) \quad (4)$$

以上の性質から、発達した流れ場は、汚染質発生量 r 及び境界からの流入濃度を入力とする濃度に関する線形応答システムである²¹⁾ということが出来る。

参考文献

- 1) Masamichi Chino, Hiromasa Nakayama, Haruyasu Nagai, Hiroaki Terada, Genki Katata and Hiromi Yamazawa.: Preliminary estimation of release Amounts of 131I and 137Cs accidentally discharged from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant into the atmosphere, Journal of Nuclear Science and Technology Vol.48 No.7 pp.1129-1134, 2011
- 2) Genki Katata, Masakazu Ota, Hiroaki Terada, Masamichi Chino and Haruyasu Nagai.: Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident -Part.1 Source term estimation and local-scale atmospheric dispersion in early phase of the accident-," Journal of Environmental Radioactivity 109 pp.103-113, 2012
- 3) Hiroaki Terada, Genki Katata, Masamichi Chino and Haruyasu Nagai.: Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident -Part. 2 Verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion, Journal of Environmental Radioactivity 112 pp.141-154, 2012
- 4) Minsik Kim, Shinsuke Kato, Ryohji Ohba and Masamichi Oura.: A source term estimation method for a nuclear accident using atmospheric dispersion models, International Journal of Environmental Pollution, DOI: <http://dx.doi.org/10.1504/IJEP.2015.076582>, 2015 (accessed 2015.4.7)
- 5) I. Van der Hoven.: Power spectrum of horizontal wind speed in the frequency range from 0.0007 to 900cycles per hour, Journal of Meteorology, 14, pp.160-164, 1956
- 6) Nuclear Safety Commission, Meteorology guideline for Nuclear Power Facilities Safety Analysis, 1982 (in Japanese)
原子力安全委員会, 発電用原子炉の安全解析に関する気象指針, 1982
- 7) Atomic Energy Society of Japan, :Code for Wind Tunnel Experiments to Calculate the Effective Height of Emitting Source for Nuclear Power Facilities Safety Analysis, 2009 (in Japanese)

- 日本原子力学会, 日本原子力学会標準 発電用原子炉施設の安全解析における放出源の有効高さを求めるための風洞実験実施基準, AESJ-SC-P003, 2010
- 8) Ryohji Ohba, Nobuhiro Ukeguchi, Shinji Kakishima and B. Lamb.: Wind tunnel experiment of gas diffusion in stably stratified flow over a complex terrain, Proceedings of the 2nd International Conference on Atmospheric Sciences and Application to Air Quality 24 pp.1987-2001, 1990
- 9) A. C. Rudd, A. G. Robins, J. J. Lepley and S. E. Belcher.: An inverse method for determining source characteristics for emergency response applications, Boundary-Layer Meteorol, 2012
DOI: 10.1007/s10546-012-9712-y
- 10) F.A. Pasquill: Atmospheric Diffusion, 2nd ed., Halstead Press- Wiley, 1974.
- 11) Japan Atomic Energy Research Institute, Effective Stack Heights Obtained from Wind Tunnel and Atmospheric Diffusion Experiments, 2001 (in Japanese) (accessed 2015.9.12)
日本原子力研究所, 風洞及び野外拡散試験から求めた放出源有効高さ, JAERI-Tech 2001-034, 2001

<http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JAERI-Tech-2001-034.pdf>

- 12) US-NRC.: Atmospheric dispersion models for potential accident consequence assessments at nuclear power plants, Regulatory guide1.145, 1979

注

- 注 1) Mitsubishi Heavy Industries Ltd. Technical Headquarters, Nagasaki Research and Development Center.: Report on wind tunnel experiments of atmospheric dispersion for Tokai Daini power station, 2013, (in Japanese, disclosed at National Diet Library)
三菱重工株式会社技術本部長崎研究所, 東海第二発電所風洞実験大気拡散風洞実験報告書, 2013(国立国会図書館で公開)
- 注 2) Mitsubishi Heavy Industries Ltd. Technical Headquarters, Nagasaki Research and Development Center.: Report on wind tunnel experiments of atmospheric dispersion for Tsuruga power station, 2009, (in Japanese, disclosed at National Diet Library)
三菱重工株式会社技術本部長崎研究所, 敦賀発電所 3,4 号機風洞実験報告書, 2009 (国立国会図書館で公開)

STUDY ON IMPROVEMENT OF SOURCE INTENSITY ESTIMATION METHOD FOR AIR POLLUTANT

*Masamichi OURA^{*1}, Minsik KIM^{*2}, Ryohji OHBA^{*3}
and Shinsuke KATO^{*4}*

^{*1} Mechanical Engineer, Mechanical and Electrical Design Section, Nikken Sekkei, M.Eng.

^{*2} Research Assoc., Dept. of Architecture, Faculty of Engineering, Japan Atomic Energy Agency, Dr.Eng.

^{*3} Senior Researcher, Institute of Industry Science, The University of Tokyo, Dr.Eng.

^{*4} Prof., Institute of Industry Science, The University of Tokyo, Dr.Eng.

The purpose of this report is the improvement of the source intensity estimation based on a minimal residual method using observed and calculated data of concentration, radiation dose and so on.

This source intensity estimation method uses short range observed data (e.g. a few km) and calculated results of Gaussian plume model that is suitable for short range dispersion calculation. In Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident, short range observed data had not been used for source intensity estimation, because it's difficult for the Emergency response model (named SPEEDI) to resolute spaces of calculation region with less than 1 km.

The accuracy of source intensity estimation significantly decreases due to several uncertainties. The 4 uncertainties of the source intensity estimation were investigated and their improvements were verified.

- 1) Uncertainty of wind direction was decreased by expanding observation time of concentration.
- 2) Uncertainty of emission height was decreased by removing observation data measured near from source point.
- 3) Terrain influence was reproduced in Gaussian plume model by modifying plume widths, effective source height and displacement of plume axis, based on wind tunnel experiment.
- 4) Meandering effect of Atmospheric stability on lateral plume width was reproduced in Gaussian plume model by using the observed data on fluctuation of wind direction in the field under a stable atmospheric stability.

According to "Meteorology guideline for nuclear power facilities safety analysis", wind directions of meteorological observation data were categorized into 16 directions and concentration calculated from a mean value for few minutes. Consequently, the wind direction can include an error. The uncertainty caused by wind direction error was improved by using data on observation, and dispersion simulation that calculated a mean value for 1 hour. Because of lateral dispersion width is proportional to the variance of wind direction and increase with observation time, concentration distribution is smoothed for 1 hour, more than few minutes.

When a release from a nuclear reactor building is imagined in a severe accident, an uncertainty of release height can be inherent. The ground-level concentration distribution does not depend on the release height over the downwind distance of more than 1000m, but they depend on it in vicinity of the source. The uncertainty due to release height was improved by not using data on observation and dispersion simulation in vicinity of source.

Because Gaussian plume model was developed for the dispersion calculation on flat terrain, it's not able to consider an influence of building and complex terrain. A new measure that modifies an effective source height, plume widths and plume axis based on wind tunnel experiment was developed in this research. The accuracy of source intensity estimation was greatly improved by this new measure.

Actual atmospheric stability appears from strong stable to strong unstable in the field, but wind tunnel experiment have been done usually under neutral stability condition. The plume width used for the calculation is selected based on Pasquill-Gifford chart corresponding to atmospheric stability. In the present paper, lateral plume width and concentration of plume axis are modified by using a correction factor M based on a field experiment. It was confirmed that the source intensity can be estimated by the accuracy of one order under non-neutral stability for the field dispersion experiment conducted around Mt. Tsukuba.

It was verified that accuracy was improved and order estimation can be performed by these methods. These methods can be applicable for the operational use, because order estimation is target at a nuclear power accident.

(2017 年 5 月 21 日原稿受理, 2017 年 10 月 18 日採用決定)