

—原 著—

ハイブリッド遺伝的アルゴリズムによる
PM_{2.5}モニタリングネットワークの最適化荒木 真^{1,2*}, 岩橋 香季², 嶋寺 光³, 山本 浩平⁴, 近藤 明²Optimization of the PM_{2.5} Monitoring Network using Hybrid Genetic AlgorithmShin Araki^{1,2*}, Koki Iwahashi², Hikari Shimadera³, Kouhei Yamamoto⁴, Akira Kondo²

1 Otsu City Public Health Center, Goryochō 3-1, Otsu, Shiga 520-8575, Japan

2 Graduate School of Engineering, Osaka University, Yamadaoka 2-1, Suita, Osaka 565-0871, Japan

3 Center for Environmental Innovation Design for Sustainability, Osaka University, Yamadaoka 2-1, Suita, Osaka 565-0871, Japan

4 Graduate School of Energy Science, Kyoto University, Yoshidahonmachi, Sakyo, Kyoto 606-8501, Japan

* Corresponding author: (E-mail) araki@ea.see.eng.osaka-u.ac.jp

Many studies have discussed the air monitoring network optimization methods using the observations from the networks to be optimized where the spatial representativeness of the network is assumed. Therefore, these methods are difficult to apply to the networks under development. In this study, the hybrid genetic algorithm that combines the standard GA and simulated annealing is applied to the simulated values from an air quality model instead of observations for the optimization of the developing PM_{2.5} monitoring network in the Kinki region of Japan. The current network is evaluated by comparison to the optimized network. The optimized network is uniformly distributed in general and reproduces the spatial distribution of the simulated concentrations. Although the current network describes the spatial distribution in the high concentration areas, the representativeness of the concentrations of the entire area could be improved by the redistribution of some monitors to the stations monitoring other pollutants. The guideline for the placement of monitors at existing stations is proved to be generally appropriate. The optimization with the weighing factor, based on population, results in a network where more stations are distributed in the higher concentration areas.

Key words : Network design, Simulated annealing, Air quality model, WRF/CMAQ, Japan

1. はじめに

大気環境を把握するためのモニタリングネットワークは世界各地で構築され運用されている。ネットワークから得られたデータは、環境基準適否判定、環境施策の評価、疫学研究、発生源監視等の幅広い目的で利用される重要な基礎資料である。そのため、モニタリング対象領域の濃度を十分に把握できるように測定局を適正に配置する必要がある。すなわち、測定局の適正配置はネットワーク自体の存在意義にも関わる極めて重要な問題である。

大気中に浮遊する空気力学的粒径が2.5 μm以下の粒子であるPM_{2.5}は呼吸器や循環器等への影響が懸念されるなか、2009年に環境基準が設定された(環境省, 2009)。近年ではPM_{2.5}への社会的関心が高まっているが、環境基準の達成状況は改善が見られるとはいえ、依然として低い(環境省, 2012)。大気環境中のPM_{2.5}濃度の把握のためのネットワークについては、環境基準が設定されて以降、その測定局数が飛躍的に増加しているが、他の汚染物質にくらべるとまだか

なり少ない(環境省, 2012)。ネットワークの構築にあたっては、既存測定局へのPM_{2.5}測定機の追加配備を原則として進められている(環境省, 2010)。これは、既存のネットワークの配置が適正であることを前提に、他の測定項目との比較を可能とすること(環境省, 2010)やネットワーク構築の効率性を考慮したものであると思われる。しかしながら、結果として適正なPM_{2.5}モニタリングネットワークが得られることが担保されているわけではない。

モニタリングネットワークの最適化は、「ネットワークデザイン問題(network design problem)」とも呼ばれ、これまで多くの研究が行われてきた(例えば、Brus et al., 2007; Wu et al., 2011など)。ネットワークデザイン問題は、一般的に評価基準の選定、濃度予測法および配置地点選択のアルゴリズムから構成される(Wu et al., 2011)。評価基準はネットワークのエントロピーの最大化(例えば、Zidek et al., 2000; Fuentes et al., 2007など)やクリギング分散(kriging variance)の最小化(例えば、Baume et al., 2011; Wu et al., 2011など)として定義されることが多い。評価基準が定義

されると、ネットワークデザイン問題は測定局配置可能地点の集合から最適な配置地点の組み合わせを選ぶ、組み合わせ最適化問題として扱うことができる。全ての組み合わせの比較は小規模なネットワークであれば可能であるが、通常の場合では組み合わせ爆発となり、現在の計算機的能力では困難である。そのため、メタヒューリスティックスを用いて近似最適解を求めるという手法が用いられてきた。例えば、Ruiz et al. (2010) は遺伝的アルゴリズム (genetic algorithm、以下GA) をアメリカ合衆国のオゾンモニタリングネットワークに適用している。また、Wu et al. (2011) はフランスにおけるオゾンのモニタリングネットワークを焼きなまし法 (simulated annealing、以下SA) を用いて最適化を行っている。こうした研究では最適化対象であるネットワークの観測値を用いており、ネットワークが十分な代表性を持っていることを前提としている。そのため、構築初期段階や測定局の配置の偏りが大きい場合など、ネットワークが対象領域の濃度を十分に代表しない場合には適用できない。したがって、日本におけるPM_{2.5}のモニタリングネットワークの最適化への適用は困難である。

大気質モデルは、排出、移流、拡散、変質といった物理・化学過程を数式で表現したシミュレーションモデルで、様々な時間・空間スケールにおいて幅広く用いられている (例えば、Emmons et al., 2011; Chatani et al., 2011)。したがって、観測値の代わりに大気質モデルの計算値を用いて最適化を行うことは十分可能であると考えられる。ただし、観測値を用いる最適化と比較すると、探索空間が広大であると同時に連続的であるという特徴に留意しなければならない。これに対応するためには、大域的探索能力と局所的探索能力を共に備えたアルゴリズムが必要である。GAは大域的探索能力に優れるが局所的な探索能力には劣り (Ruiz et al., 2010)、SAは局所探索能力に優れるが、しばしば局所解に陥ることがある (Ruiz et al., 2010)。Araki et al. (2014) は、これらのアルゴリズムの特長を融合するためにGAにSAを組み込んだハイブリッドGAを開発したうえでモデル計算値を用いたネットワーク最適化に適用し、GAおよびSA単独よりも優れた探索能力を示すことを報告している。

そこで、本研究では大気質モデルによるシミュレーションから得られた濃度分布にハイブリッドGAアルゴリズムを適用し、PM_{2.5}モニタリングネットワークの最適化を行う。さらに、得られた最適化ネットワークと稼働中のネットワークを比較し、稼働中のネットワークの空間代表性について評価を行った。

2. 方 法

2.1 対象

モニタリングネットワークの最適化の対象領域は近畿2府4県を含むFig. 1に示す範囲 (134.2°E-136.5°E, 33.4°N-35.8°N) とし、隣接する県は含めたが、四国は海域を挟み近畿2府4県との距離が大きく空間的に不連続であるために除外し

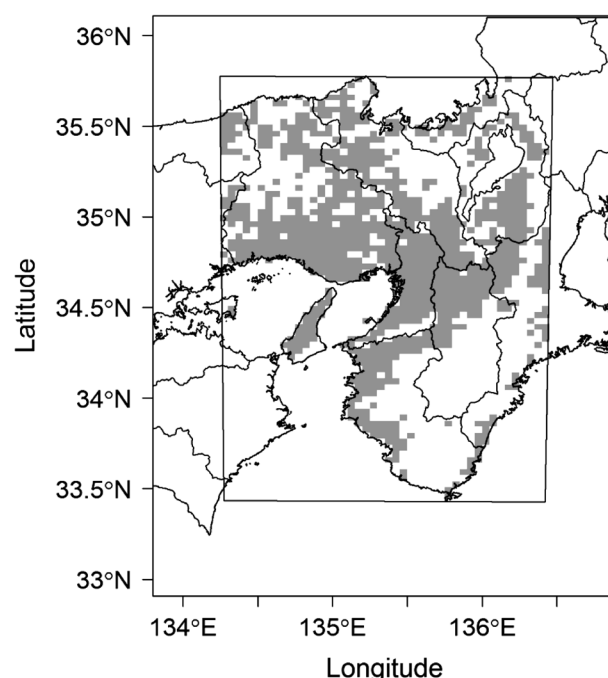


Fig. 1 The study area and the candidate grid cells (shaded area) for monitoring stations in the optimized network determined by the categories of land use.

た。行政界は考慮していない。PM_{2.5}の環境基準は年平均値と日平均値の年間98%値 (以下、98%値という) のそれぞれに設定されているが、経年的な変動がより小さいと考えられる年平均値を対象として最適化を行い、98%値はその評価に用いた。モニタリングネットワークの最適化は、1) 測定局数57局 (2011年における対象領域内のPM_{2.5}測定局のうち一般環境局数に等しい)、2) 測定局数117局 (同じく2013年) の2つのケースについて実施した。測定局の位置 (緯度・経度) データは国立環境研究所「環境数値データベース」大気環境データファイルを利用した。また、2013年におけるPM_{2.5}測定局の位置は環境省大気汚染物質広域監視システム (そらまめ君) から局コードを取得し、測定局の位置データと照合することで緯度・経度を得た。

2.2 モデルによる計算値

数値モデルは気象モデルWRFv3.5.1 (Skamarock et al., 2009) および大気質モデルCMAQv5.0.1 (Byun and Ching, 1999) を用い、計算期間は2010年4月1日~2011年3月31日 (助走期間10日)、計算領域は東アジア域 (水平格子解像度64 km)、日本域 (水平格子解像度16 km)、関西域 (水平格子解像度4 km) であり、関西域の格子数は68×72である。気象場の計算、大気質モデルへの入力となる発生源データの作成、およびその他の設定の詳細はShimadera et al. (2014) と同様である。WRF/CMAQモデルは十分に時間的・空間的濃度変動を再現したが、夏季の顕著な過小評価によって年平均値は過小評価であった。しかしながら、Fig. 2に示すように対象領域でほぼ一様な過小評価であり、地域による顕著な偏りが認められなかったため、ネットワーク最適化への入力値

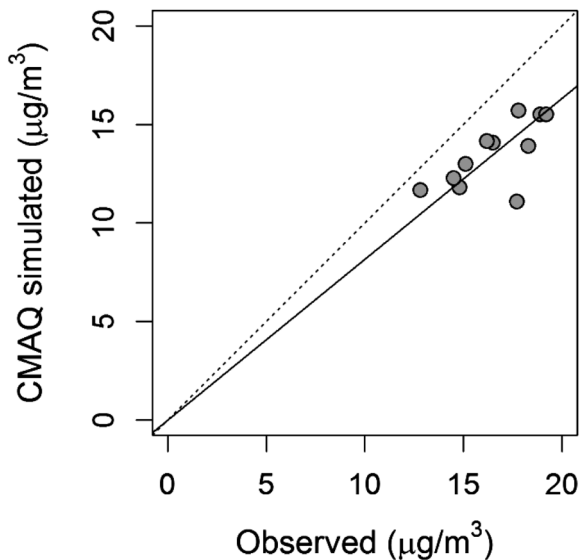


Fig. 2 Comparison between the CMAQ simulated and observed annual mean concentrations of $PM_{2.5}$ at monitoring stations in the study area. The dot line represents 1:1 line and the solid line represents the linear regression line.

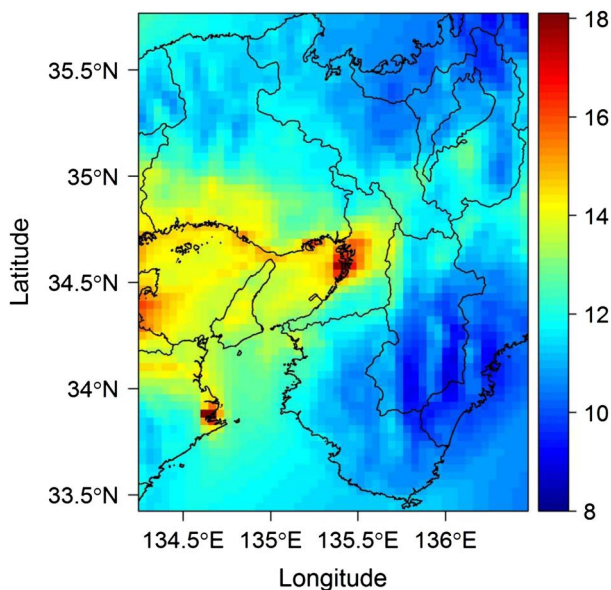


Fig. 3 The spatial distribution of the $PM_{2.5}$ annual mean concentrations obtained by WRF/CMAQ simulation for the Japanese fiscal year 2010. Unit is $\mu g/m^3$.

として問題ないと判断した。モニタリングネットワークの最適化に用いたWRF/CMAQモデルによる年平均値の空間分布をFig. 3に示す。濃度は大都市部で高い傾向があり、大阪の港湾部のごく限られた地域には特に高い濃度がみられる。

2.3 設置可能格子の設定

対象領域内の格子のうち陸上にその中心点が位置するものを測定局の設置可能格子の候補として抽出した。さらに、測定局を設置可能な地理的特性を考慮するため、国土数値情報土地利用3次メッシュデータ(国土交通省)を用い、各格子において土地利用種別が田、その他農用地、建物用地および

その他用地である種別について、それらの面積を合計した。これらの利用種別の土地のすべてで測定局の設置が可能ではなく、公有地等であつ設置可能なスペースを確保できる場合に限られる。しかし、個別の格子について設置の可否を具体的に検討することは困難であるため、合計面積が一定以上の場合に格子内に測定局の設置が可能であるとして一律に扱い、面積の閾値は 1.6 km^2 と設定した。こうして得られた設置可能格子数は1000であった。Fig. 1に設置可能格子を示す。

2.4 最適化アルゴリズム

設定された設置可能格子から、ハイブリッドGAによって最適な組み合わせを選び出し最適化ネットワークを得る。ハイブリッドGAでは、GAで大局的探索を行いSAによって局所的探索を行う。GAは淘汰や突然変異といった生物の進化に着想を得たアルゴリズムである。ハイブリッドGAの基本的なスキームと操作は標準的なGAと同様であり、初期集団(初期世代)の生成、適応度の評価、選択、交叉、突然変異で構成される。SAは溶融状態にある物質を冷却して安定な構造を得るプロセスに着想を得たアルゴリズムである(Ruiz et al., 2010)。以下では、特に本研究で適用したアルゴリズムに特徴的な操作を中心に述べる。また、Fig. 4はアルゴリズムの概略を示したフローチャートである。なお、アルゴリズムおよびそのパラメータはAraki et al. (2014)と同様である。

各世代は一定数の個体の集合で、各個体がそれぞれ解の候補、すなわち最適化ネットワークの候補である。各個体は0と1で構成されるバイナリデータで表現した。データ長は設置可能格子数に等しく、0は設置しない格子(不設置格子)、1は設置する格子(設置格子)を表し、バイナリデータの各要素の位置が設置可能格子の位置に対応する。要素が1の格子の集合がモニタリングネットワークとなる。初期集団の個体はランダムに生成される。

適応度は多くの研究で実績のあるクリギング分散で評価した。クリギング分散は測定局における濃度から領域全体の濃度を推定した時の誤差であり、これを最小化することで、地理的な位置と濃度のバランスが取れたネットワークが得られることになる(Brus et al., 2007)。全ての設置可能格子におけるWRF/CMAQ計算値から得た経験バリオグラムに理論バリオグラムをフィッティングし、各個体での設置格子のみにおけるWRF/CMAQ計算値と、理論バリオグラムを用いて対象領域のクリギング分散を算出した。この時、対象領域の周辺部でのクリギング分散の過大評価を避けるために、領域の外縁部の格子から等間隔に選んだ15地点を含めてクリギング分散を算出した。なお、WRF/CMAQによる計算値は各格子における空間平均濃度であるが、クリギング分散の算出にあたっては、各格子の中心点における濃度として扱った。

選択は線形順位選択とした。交叉では、親となる現世代の

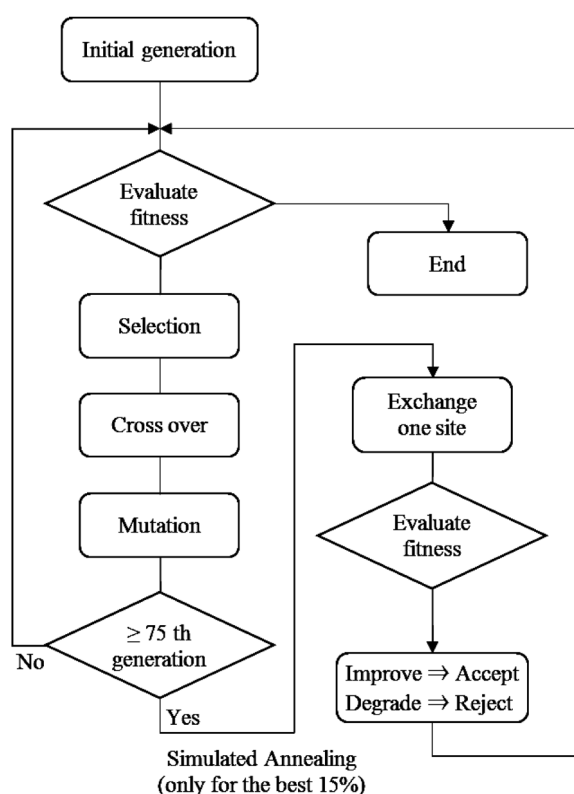


Fig. 4 The flowchart of the hybrid genetic algorithm.

2個体において共通の設置格子は次世代の子においても設置格子とし、共通の不設置格子は同様に不設置格子とした。また、一方の個体では設置格子で、もう一方の個体では不設置格子となった格子は、それらの中からランダムに選択された半数の格子について、その設置／不設置を入れ替えた。

突然変異では、設置格子数の5%に相当する数の格子を設置格子および不設置格子からそれぞれランダムに選び、設置／不設置を入れ替えた。各世代の個体数は100、交叉の確率は0.9、突然変異の確率は0.2とした。また、各世代の上位5%の適応度をもつ個体は無条件で次世代に残るとした。

SAは解の質がある程度向上してから適用する方が効率は良いと考え、75世代以降にSAを適用した。また、アルゴリズムの探索時間を考慮して、適応度が上位15%の個体に対してのみSAを適用した。75世代以降はGAのパラメータのうち交叉確率を0.3、突然変異確率を0とした。SAでは設置格子から1格子をランダムに選び、その格子を中心とする半径 d km以内に位置する不設置格子からランダムに選んだ1格子と入れ替えて新しい個体を生成する。入れ替え前後の個体の適応度を比較し、適応度が向上すれば新しい個体を受け入れ、適応度が向上しない場合でも新しい個体を適応度の低下量に反比例した確率で受け入れる。 d は世代によって変化させ、SA適用後の最初の25世代では18 km (元の格子の 7×7 格子にはほぼ相当する)、次の25世代では12 km (同じく 5×5 格子)、それ以降は6 km (同じく 3×3 格子)とした。世代数は300世代としたが、75世代以降のSA適用後において10世代にわたって適応度の向上がない場合にもアルゴリズムを終了した。

なお、本研究で用いたハイブリッドGAの探索能力については、ランダムな試行を20回行い、得られる解の質のばらつきが十分小さく局所最適解に陥ることがないことを確認している(Araki et al., 2014)。

2.5 ネットワークの評価法

ネットワークは、対象領域の濃度をどの程度代表するかによって評価できる。すなわち、ネットワークの各測定地点における濃度から対象領域全体の濃度分布を十分に再現できれば、そのネットワークの配置は適正であるとみなせる。そこで、最適化ネットワークの各設置格子におけるWRF/CMAQ計算値を用いて対象領域の陸域の濃度分布をクリギング法により推定し(以下、推定濃度といい、その空間分布を推定濃度分布という)、これを元のWRF/CMAQモデルの計算値(以下、モデル計算値といい、その空間分布をモデル濃度分布という)と比較した。定性的な評価として、推定濃度分布とモデル濃度分布の特徴を比較した。また、定量的な評価として、推定濃度とモデル計算値との誤差を二乗平均誤差(RMSE)で、モデル計算値に対する相対的な誤差として相対二乗平均誤差(RE)で、また推定濃度とモデル計算値との一致を R^2 でそれぞれ表し、これらを実評価指標とした。

データ解析には統計解析環境R(R Core Team, 2014)を用い、遺伝的アルゴリズムの基本スキームはパッケージGA(Scrucca, 2013)を、ラスタデータの処理にはパッケージraster(Hijmans, 2014)を、クリギングにはパッケージgstat(Pebesma, 2004)を使用した。

3. 結果と考察

3.1 最適化結果

測定局数を57局および117局としてモニタリングネットワークの最適化を行い、得られた測定局の配置と推定濃度分布をそれぞれFig. 5a)およびd)に示す。また、モデル計算値と推定濃度の比較を散布図としてFig. 6a)およびd)に示す。精度の指標値としてモデル計算値と推定濃度とのRMSE、REおよび R^2 をTable 1に示す。

最適化によって得られたネットワーク(以下、最適化ネットワークという)は、いずれの局数でも比較的一様に測定局が配置された。推定濃度分布は、モデル濃度分布(Fig. 3)の特徴をよく捉えていた。推定濃度分布は57局と117局の場合であまり違いはなかった。モデル計算値と推定濃度の比較では、いずれの局数でも良い一致を示しており、これは得られたRMSE、REおよび R^2 (Table 1)からも確認できる。局数による差は小さかったが、117局の方がやや良い結果であった。また、いずれの局数でも大阪の港湾部の限られた範囲にみられる高濃度域をやや過小評価しており、これはFig. 6a)およびd)からも確認される。この要因は、クリギング分散を適応度として最適化を行うことにより領域全体での推定誤差が最少となる配置が得られる、すなわち、低濃度域も含めた領域全体について濃度分布の再現性が高い測定局配置が

得られるためである。

3.2 ネットワークの評価

現行ネットワークの評価を2011年 ($n=57$ 局) と2013年

($n=117$ 局) のネットワークについて行った。対象は一般環境局のみとした。2011年および2013年の測定局の配置と推定濃度分布をFig. 5c)およびFig. 5f)にそれぞれ示す。また、モデル計算値と推定濃度の比較を散布図としてFig. 6c)およ

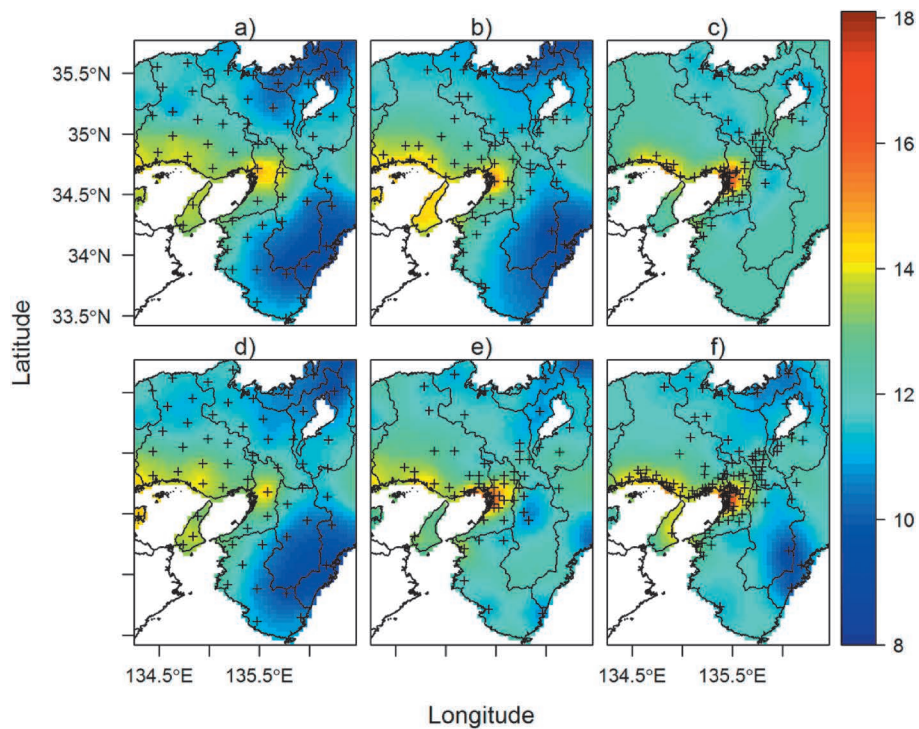


Fig. 5 The optimized network for the size of a) $n=57$ and d) $n=117$, the optimized network that are selected among the existing stations for the size of b) $n=57$ and e) $n=117$, and the actual network in operation in the year c) 2011 ($n=57$) and f) 2013 ($n=117$). The crosses represent the places of the selected sites. The concentration fields are generated by ordinary kriging with the simulated values at the sites. Unit is $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

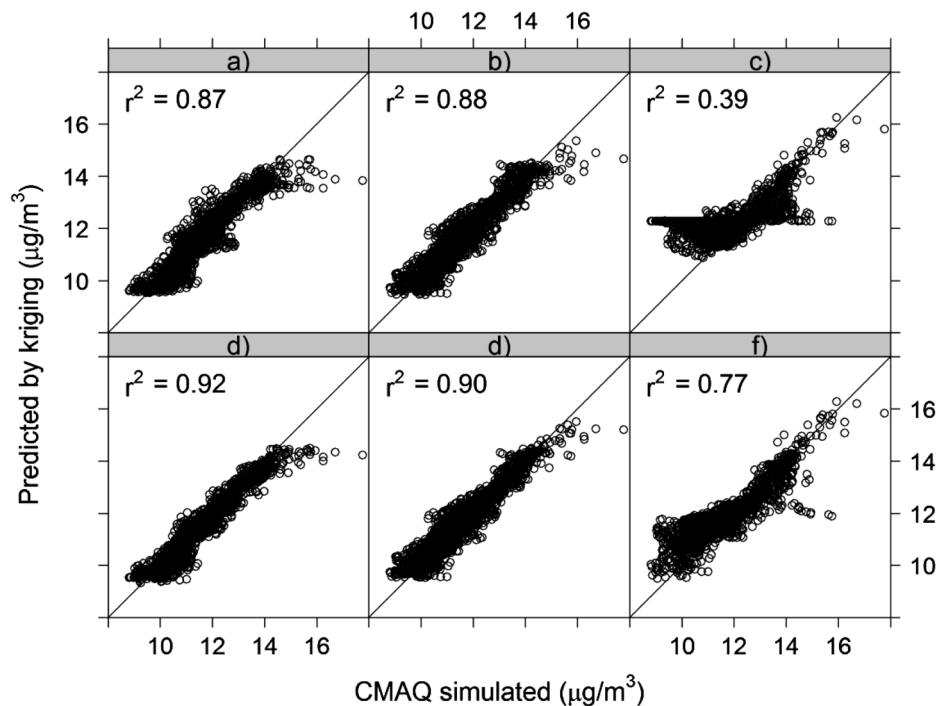


Fig. 6 The scatter plots of the WRF/CMAQ simulated values and the predictions by kriging with the simulated values at the gauged sites in the optimized network for the size of a) $n=57$ and d) $n=117$ stations, in the optimized network that are selected among the existing stations for the size of b) $n=57$ and e) $n=117$, and the actual network in operation in the year c) 2011 ($n=57$) and f) 2013 ($n=117$).

Table 1 The validation result obtained by the comparison between the CMAQ simulated field and kriged field using the simulated values at the gauged sites for the optimized network, the network of the best combination of the existing stations, and the current network in operation for the size of $n=57$ and $n=117$. The values shown in parentheses are relative RMSE. Unit of RMSE is $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

N	Optimized network		Best combination of the existing stations		Current network	
	RMSE	R^2	RMSE	R^2	RMSE	R^2
57	0.44 (3.8%)	0.87	0.44 (3.8%)	0.88	1.19 (10.3%)	0.39
117	0.36 (3.1%)	0.92	0.41 (3.5%)	0.90	0.66 (5.7%)	0.77

びf)にそれぞれ示し、RMSE、REおよび R^2 をTable 1に示す。

現行ネットワークはいずれの年でも測定局が大都市部に偏っており、推定濃度分布はモデル濃度分布を十分には再現できず、測定局が少ない地域の濃度を過大評価する結果となった。この傾向は、測定局数が少ない2011年で顕著であり、測定局数が約2倍に増加した2013年では改善が見られた。これはRMSE、REおよび R^2 が2013年に向上していることにも表れている (Table 1)。最適化ネットワークと比較すると、より再現性の良かった2013年の配置でもRMSEは1.5倍程度大きく R^2 はやや小さい。一方で、特に大阪の港湾部の限られた地域で見られる高濃度域については、2011年の配置でもある程度再現できていた。

PM_{2.5}測定機は既存測定局に追加で設置することが原則とされている (環境省, 2010)。そこで、2011年に稼働中であつた全ての一般環境局が位置する格子点をPM_{2.5}測定機の設置可能格子点としてモニタリングネットワークの最適化を行った (以下、これにより得られたネットワークを既存選択ネットワークという)。対象領域内の稼働中の既存一般環境局は235局であつたが、同一格子内に複数の測定局が設置されている場合があるため、設置可能格子数は175格子であつた。測定局数は比較のため、 $n=57$ 局および $n=117$ 局とした。

得られたネットワークと推定濃度分布について、 $n=57$ 局の結果をFig. 5b)に、 $n=117$ 局の結果をFig. 5e)にそれぞれ示す。また、モデル計算値と推定濃度の比較を散布図としてFig. 6b)およびe)にそれぞれ示し、RMSE、REおよび R^2 をTable 1に示す。

$n=57$ および $n=117$ のいずれの場合も推定濃度分布はモデル濃度分布をおおむね再現しているが、既存測定局が大都市部に偏っているために測定局がない地域において濃度をやや過大評価する傾向が認められる。一方で、高濃度域の再現性は比較的良好である。これは、大阪の港湾部の高濃度域に位置する既存測定局の数が全体に占める割合が高いことで、この地域から多くの測定局が選択された結果と考えられる。推定濃度とモデル計算値の R^2 は高くRMSEは $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下であり、最適化ネットワークの R^2 とRMSEおよびREとの差はほとんどない。推定濃度分布もおおむね同様の分布である。

現行ネットワークを既存選択ネットワークと比較すると、より再現性の良かった2013年の配置でもRMSEは1.5倍程度大きく R^2 もやや小さい。推定濃度分布は、2013年では既存選択ネットワーク ($n=117$ 局) の推定濃度分布に比較的近い分布であるが、より都市部に測定局が集中しているために、測定局がない地域ではより過小評価となっている。これは、Fig. 6e)およびf)にも表れている。

3.3 98%値の再現性

モニタリングネットワークの最適化は年平均値を用いて行ったが、環境基準は98%値にも設定されている。そのため、最適化ネットワークは98%値の空間分布についても十分に把握できる必要がある。そこで、最適化ネットワークの測定局設置格子におけるWRF/CMAQモデルによる98%値から推定濃度分布を得て、98%値のモデル濃度分布と比較した。Fig. 7a)にモデル濃度分布、Fig. 7b)およびc)にそれぞれ $n=57$ および $n=117$ の場合の推定濃度分布を示す。また、Fig. 7b)およびc)にはそれぞれの場合の最適化ネットワークの配置を示す。いずれの場合も、モデル濃度分布の特徴をよく捉えていた。また、モデル計算値と推定濃度のRMSE、REおよび R^2 は、57局ではそれぞれ $1.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、5.3% および0.78、117局ではそれぞれ $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、4.7% および0.84であつた。年平均値による最適化結果 (Table 1) と比較すると R^2 はやや低いものの同程度であり、相関は十分に高いといえる。RMSEは年平均値の場合より4倍程度大きいですが、REでは大きな差はなかった。これらの結果から、年平均値をもとに最適化を行ったネットワークでも、98%値の空間変動を十分に捉えられることが示された。

3.4 濃度および人口による重み付け

本研究では、対象領域全体の濃度分布を代表するようにクリギング分散を適応度として用いてモニタリングネットワークの最適化を行った。対象領域全体の代表性よりも高濃度域の把握を優先する場合には、濃度による重み付け係数を導入することが可能である。同様に、人口の多い地域に優先して測定局を設置する場合には、人口で重み付けすることが可能である。

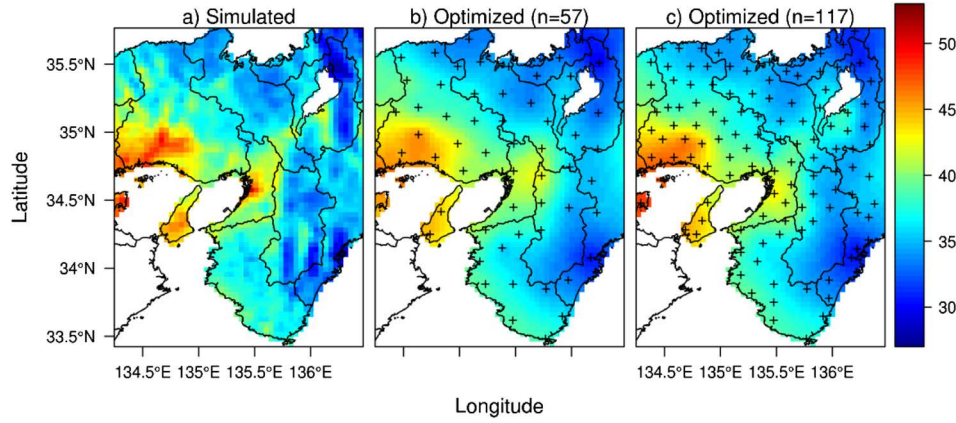


Fig. 7 The spatial distribution of the annual 98 percentile daily mean of a) WRF/CMAQ simulated concentrations, kriging predicted concentrations with simulated values at the optimized network using annual mean values for the size of b) $n=57$ and c) $n=117$. The crosses in b) and c) represent the places of the stations in the optimized network. Unit is $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

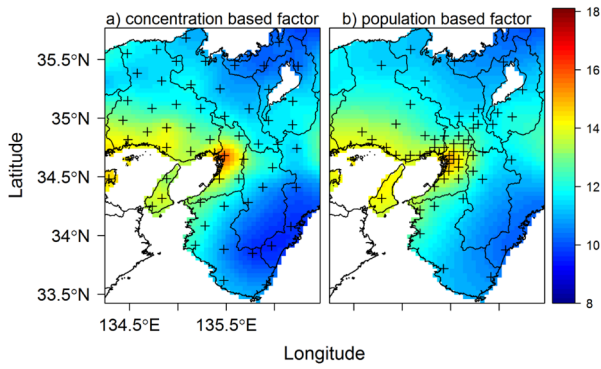


Fig. 8 The optimized network for the size of $n=57$ using the weighing factor based on a) concentrations and b) population. The crosses represent the places of the selected sites. The concentration fields are generated by ordinary kriging with the simulated values at the sites. Unit is $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

そこで、測定局数 $n=57$ の場合について濃度および人口による重み係数を導入し、重み係数の動作について検証した。この時、重み付き適応度 MKV_w はクリギング分散に重み係数を乗じて得られ、

$$MKV_w = \frac{\sum_{i=1}^n w(s_i) \times KV(s_i)}{n} \quad (1)$$

として計算される。ここで、 $KV(s_i)$ は格子 s_i におけるクリギング分散、 n は対象領域の陸域の総格子数である。 $w(s_i)$ は重み係数で、濃度による重み付けの場合は、

$$w(s_i) = \frac{C(s_i) - C_{\min}}{C_{sd}} \quad (2)$$

として得られる。ここで、 $C(s_i)$ は格子 s_i におけるWRF/CMAQ計算濃度、 $C_{\min}$ は対象領域内でのWRF/CMAQ計算値の最小値、 C_{sd} は同じく標準偏差である。また、人口による重み付けの場合は、

$$w(s_i) = \frac{P(s_i)}{\sum_{i=1}^n P(s_i)} \quad (3)$$

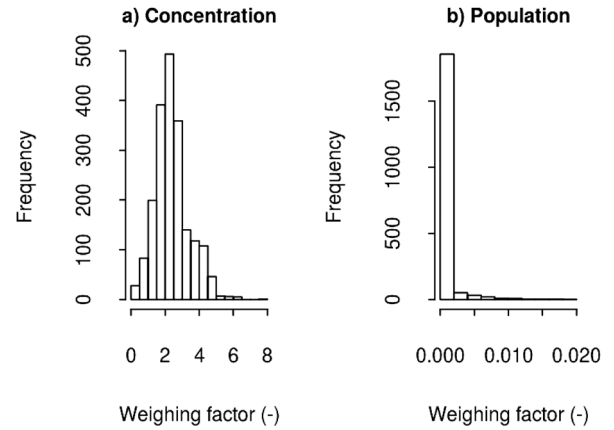


Fig. 9 The histograms of the weighing factor based on a) concentration and b) population. The weighing factors are unit less.

として得られる。ここで、 $P(s_i)$ は格子 s_i における人口である。

濃度による重み係数を用いた時の結果をFig. 8a)に、人口による重み係数を用いた時の結果をFig. 8b)に示す。また、推定濃度分布も併せて示す。濃度による重み係数を用いた場合は、Fig. 5a)に示した重み付けがない場合と比べると、高濃度域に多くの測定局が配置されることはなく、あまり違いはない結果となった。人口による重み係数の場合は、人口集中域である大阪中心部等に測定局が多く配置される結果となった。この配置は、Fig. 5c)に示した2011年の現行ネットワーク($n=57$)に比べると広がりのある配置ではあるものの、全体的には類似した配置となっている。

Fig. 9に濃度による重み係数と人口による重み係数の分布を示す。濃度による重み係数は正規分布に近い分布であるが、人口による重み係数は偏りが極端に大きい。重み係数の動作の違いは、この分布の違いによると考えられる。

4. 結 論

本研究では、WRF/CMAQシミュレーションにより得ら

れたPM_{2.5}の年平均値を用いて近畿地方におけるPM_{2.5}モニタリングネットワークの最適化を行い、さらに現行ネットワークの評価を試みた。最適化アルゴリズムは、WRF/CMAQ計算値を用いることによる探索空間の広大さと連続性に対応するために、GAにSAを組み込んだハイブリッドGAを用いた。

最適化ネットワークは比較的均一な配置となった。これは、クリギング分散を評価基準としたことにより対象領域全体の濃度の再現性が高いネットワークが得られたためである。また、98%値の濃度分布についても十分に把握できる配置が得られることが確認された。現行のネットワークは、2011年では低濃度域を十分に把握できなかったが、2013年には大幅に改善された一方で、高濃度域は2011年においても一定程度把握できる配置となっていた。さらに、2013年のネットワークは、既存選択ネットワークに比較的類似していたが、都市部への偏りは大きく測定局の少ない地域で過小評価が認められ、既存選択ネットワークの方がより代表性のあるネットワークであった。したがって、現行ネットワークは高濃度域が出現する傾向がある大都市部では濃度分布を把握できる配置であるが、対象領域全体の代表性には向上の余地があり、それは既存測定局への再配置によって実現可能であると考えられる。

既存選択ネットワークは最適化ネットワークと比較すると、低濃度域での過大評価の傾向がある一方で、高濃度域でのWRF/CMAQ計算値との一致は良く、RMSEおよび R^2 にほとんど差がなかった。また、得られた配置は最適化ネットワークの配置に類似していた。これらの結果は、PM_{2.5}測定機を既存測定局に設置することを原則とした配置方法がおおむね妥当であることを示している。

濃度による重み付け係数では、高濃度域により多くの測定局が配置される結果とはならなかったが、人口による重み係数では人口が多い地域に多くの測定局が配置されたネットワークが得られ、それは現行ネットワークに類似した配置であった。また、WRF/CMAQによる空間分布では大都市部に高濃度域が出現する傾向がある。これより現行ネットワークは人口集中域あるいは高濃度域、もしくはその両方を考慮して配置された結果と解釈することができる。

本研究では、経年変動が比較的少ないと考えられる年平均値について1年間の計算結果を用いてモニタリングネットワークの最適化を行ったが、より信頼性の高い結果を得るためには複数年の結果を用いて最適化を行うことが望ましい。さらには、ネットワークは単一の大気汚染物質のみを対象に運用されるのではなく対象物質は複数にわたる。したがって、複数の物質かつ複数年を対象として、同時に最適化できる手法を開発することが、本研究での最適化手法をより実用的な手法とするためには不可欠である。

本研究で用いた手法は、既存ネットワークの測定局数やネットワークの充実度に関係なく様々なネットワークに対して適用可能な手法である。重み係数の設定にはさらなる検討

も必要であるが、対象領域全体の代表性を優先するだけでなく、高濃度域に多くの測定局を配置する、あるいは人口集中域に多くの測定局を配置するといった様々な配置方針にも柔軟に対応できる。今後、PM_{2.5}だけに限らず、他の大気汚染物質のモニタリングネットワークの構築や再配置等に適用されることが期待される。

引用文献

- Araki, S., Shimadera, H., Yamamoto, K., Kondo, A.: Air monitoring network optimization method using chemical transport mode and metaheuristics, *Proceedings of the 16th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, Varna, Bulgaria (2014).
- Baume, O. P., Gebhardt, A., Gebhardt, C., Heuvelink, G. B. M., Pilz, J.: Network optimization algorithms and scenarios in the context of automatic mapping, *Computers & Geosciences*, **37**, 289–294 (2011).
- Brus, D. J., Heuvelink, G. B. M.: Optimization of sample patterns for universal kriging for environmental variables, *Geoderma*, **138**, 86–95 (2007).
- Byun, D.W., Ching, J. K. S.: Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multi-scale Air Quality (CMAQ) Modelling System, NERL, Research Triangle Park, NC (1999).
- Chatani, S., Morikawa, T., Nakatsuka, S., Matsunaga, S.: Sensitivity analyses of domestic emission sources and transboundary transport on PM_{2.5} concentrations in three major Japanese urban areas for the year 2005 with the three-dimensional air quality simulation, *J. Jpn. Soc. Atmos. Environ.*, **46**, 101–110 (2011) [in Japanese].
- Emmons, L. K., Walters, S., Hess, P. G., Lamarque, J.-F., Pfister, G. G., Fillmore, D., Granier, C., Guenther, A., Kinnison, D., Laepple, T., Orlando, J., Tie, X., Tyndall, G., Wiedinmyer, C., Baughcum, S. L., Kloster, S.: Description and evaluation of the Model for Ozone and Related chemical Tracers, version 4 (MOZART-4), *Geosci. Model Dev.*, **3**, 43–67 (2010).
- Fuentes, M., Chaudhuri, A., Holland, D. M.: Bayesian entropy for spatial sampling design of environmental data, *Environ. Ecol. Stat.*, **14**, 323–340 (2007).
- Hijmans, R. J.: Raster: Geographic Analysis and Modelling with Raster Data. R package version 2.2-31 (2012).
- 環境省: 微小粒子状物質による大気の汚染に係る環境基準について, 環境省告示第33号 (2009), <http://www.env.go.jp/kijun/taiki4.html> (2014. 8. 15 アクセス).
- 環境省: 大気汚染防止法第22条の規定に基づく大気の汚染の状況の常時監視に関する事務の処理基準 (2010),

- http://www.env.go.jp/air/osen/law22_kijun.html (2014. 8. 15 アクセス).
- 環境省: 平成23年度大気汚染状況について (2012), http://www.env.go.jp/air/osen/jokyo_h23/index.html (2014. 8. 15 アクセス).
- Pebesma, E. J.: Multivariable geostatistics in S: the gstat package, *Computers & Geosciences*, **30**, 683–691 (2004).
- R Core Team: R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (2014).
- Ruiz-Cardenas, R., Ferreira, M. A. R., Schmidt, A. M.: Stochastic search algorithms for design of monitoring networks, *Environmetrics*, **21**, 102–112 (2010).
- Scrucca, L.: GA: A package for genetic algorithms in R, *Journal of Statistical Software*, **53**, 1–37 (2013).
- Shimadera H., Kojima T., Kondo A., Inoue Y.: Evaluation of air quality model performance for long-term PM_{2.5} simulation in Japan, Proceedings of the 16th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Varna, Bulgaria (2014).
- Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Baker, D. M., Duda, M. G., Huang, X.-Y., Wang, W., Powers, J. G.: A description of the advanced research WRF version 3, NCAR Tech. Note, NCAR/TN-475+STR (2009).
- Wu, L., Bocquet M.: Optimal redistribution of the background ozone monitoring stations over France, *Atmos. Environ.*, **45**, 772–783 (2011).
- Zidek, J. V., Sun, W., Le, N. D.: Designing and integrating composite networks for monitoring multivariate Gaussian pollution fields, *Applied Statistics*, **49**, 63–79 (2000).

(受稿日 2014. 8. 31) (掲載決定日 2014. 11. 14)

ハイブリッド遺伝的アルゴリズムによる PM_{2.5}モニタリングネットワークの最適化

荒木 真^{1,2*}, 岩橋 香季², 嶋寺 光³, 山本 浩平⁴, 近藤 明²

1 大津市保健所 520-8575 大津市御陵町3-1

2 大阪大学大学院工学研究科 565-0871 吹田市山田丘2-1

3 大阪大学環境イノベーションデザインセンター 565-0871 吹田市山田丘2-1

4 京都大学大学院エネルギー科学研究科 606-8501 京都市左京区吉田本町

PM_{2.5}のモニタリングネットワークは既存測定局への追加配置を原則として急速に整備が進められているが、結果として適正な配置のネットワークが得られるかは不明である。モニタリングネットワークの最適化の研究では観測値を用いて最適化を行うことが多い。そのため、構築初期段階など測定値が対象領域の濃度分布を十分に代表しない場合にはその手法は適用できず、日本におけるPM_{2.5}のモニタリングネットワークへの適用も困難である。本研究では観測値の代わりに大気質モデルによる計算値を用い、これにハイブリッド遺伝的アルゴリズムを適用して近畿地方におけるPM_{2.5}観測網の最適化を行い、それと比較することで現在のネットワークの評価を試みた。得られた最適化ネットワークは比較的均一で対象領域全体の濃度分布を十分再現できる配置であった。現在のネットワークは高濃度域が出現する傾向がある大都市部では濃度分布を把握できる配置であるが、対象領域全体の代表性には向上の余地があり、それは既存ネットワークへの再配置によって実現可能であると考えられた。PM_{2.5}測定機を既存測定局に設置することを原則とした配置方法は、おおむね妥当であることが示された。濃度が高い地域、あるいは人口が多い地域により多くの測定局が配置されるように、それぞれ濃度および人口による重み係数を導入して最適化を行ったところ、人口による重み係数は良好に動作して人口を反映したネットワークが得られた。