

연구논문

공간보간기법에 의한 서울시 미세먼지(PM10)의 분포 분석

조홍래 · 정종철*

서울대학교 환경대학원, 남서울대학교 지리정보공학과*
(2008년 5월 16일 접수, 2009년 2월 17일 승인)

The Distribution Analysis of PM10 in Seoul Using Spatial Interpolation Methods

Hong-lae Cho · Jong-chul Jeong*

Seoul National University, Dep. Geoinformatics Eng. Namseoul University*
(Manuscript received 16 May 2008; accepted 17 February 2009)

Abstract

A lot of data which are used in environment analysis of air pollution have characteristics that are distributed continuously in space. In this point, the collected data value such as precipitation, temperature, altitude, pollution density, PM10 have spatial aspect. When geostatistical data analysis are needed, acquisition of the value in every point is the best way, however, it is impossible because of the costs and time. Therefore, it is necessary to estimate the unknown values at unsampled locations based on observations.

In this study, spatial interpolation method such as local trend surface model, IDW(inverse distance weighted), RBF(radial basis function), Kriging were applied to PM10 annual average concentration of Seoul in 2005 and the accuracy was evaluated. For evaluation of interpolation accuracy, range of estimated value, RMSE, average error were analyzed with observation data. The Kriging and RBF methods had the higher accuracy than others.

Keywords : Geostatistical Data, PM10, IDW, RBF, Kriging

I. 서론

도시화의 급격한 진행에 따른 다양한 개발과 건축행위 등으로 인해 비산먼지의 발생이 심각한 대기환경 문제로 나타나고 있다. 또한 중국으로부터 유입되는 황사로 인해 한반도의 여러 도시에서 미세먼지 오염도 및 미세먼지의 고농도 지속일수가 증가하고 있는 추세이다. 이에 따라 인체피해와 유무형의 산업시설 및 도시환경개선에 소요되는 비용이 증가하고 있는 실정이다. 우리나라의 먼지 측정은 1984년 주요도시의 총먼지(TSP) 오염도를 측정하면서 시작되었고 인체에 미치는 영향이 큰 미세먼지(PM10)의 측정은 1995년부터 시작되었으며, 2001년 1월부터 미세먼지 관리체계가 이루어지고 있다(환경부, 2006).

미세먼지에 대한 연구를 살펴보면 최규훈(2003)이 서울지역에서 미세먼지 농도를 분석하여 황사기간과 비황사기간에 미세먼지 중의 중금속 농도분포를 밝힌 바 있고, 이정영 등(2007)은 종관기상장에 따른 서울지역 미세먼지 농도 변화를 분석하였다. 김병화·김동술(2000)은 수원시를 대상으로, 최금찬 등(2000), 전병일 등(2005)은 부산지역을 대상으로 미세먼지의 농도를 입자상의 특성에 의해 분석하였다. 이러한 연구들은 조사지점에서 관측된 미세먼지의 화학적 성분과 농도의 시간적, 계절적 변화 특성을 분석하였으나, 미세먼지의 공간적인 분포를 파악하는 부분에서는 아직 미진한 모습을 보여주고 있다.

미세먼지는 강수량, 기온, 고도, 오염농도와 같이 대기환경 분석에서 많이 사용되는 데이터로서 공간상 연속적으로 분포하는 특징을 갖고 있는데, 이렇게 공간상 모든 지점에서 존재하는 데이터를 지구통계자료(geostatistical data)라 한다. 지구통계자료를 분석할 때, 모든 지점에서 원하는 관측값을 얻는 것은 현실적으로 불가능하다. 따라서 특정 지점을 선정하여 관측값을 얻은 후 이를 이용하여 미관측지점의 값을 추정하는 공간보간(spatial interpolation)을 적용하는 것이 효과적이다. 미세먼지와 같은 지구통계자료에 대한 공간보간을 수행하기 위해서는 먼

지 미세먼지 공간자료의 분포 특성에 대한 분석과 사용될 공간보간기법의 특징 및 적용범위에 대한 이해가 필요하다(조홍래·정종철, 2006).

본 연구의 목적은 미세먼지의 공간보간기법의 적용 가능성을 파악하는 데 있다. 연구에 사용된 미세먼지 자료는 서울시와 인근지역에서 측정된 연평균 미세먼지(PM10) 농도를 이용하였다.

II. 연구방법

본 연구에서는 공간보간기법으로 지역경향면모형(local trend surface model), IDW(inverse distance weighted), RBF(radial basis function), 크리깅(kriging) 방법을 사용하였다.

경향면모형은 측정지점의 좌표값을 독립변수로 하는 다중회귀모형을 구성하여 미관측 지점의 값을 추정하는 공간보간기법이다. 이때 다중회귀모형을 구성하는 함수의 차원에 따라 경향면모형은 1차원(linear), 2차원(quadratic), 3차원(cubic)으로 구분된다. 지역경향면모형(local trend surface model)은 경향면 모형과 동일하게 관측지점의 좌표값을 이용하여 회귀식을 구성하여 미관측 지점의 값을 추정하는 방법이나, 경향면 모형이 전체 관측 자료를 모두 이용하여 회귀식을 생성하는 것과 달리 지역경향면모형은 각 추정지점으로부터 가깝게 위치하고 있는 관측지점만을 이용하여 회귀식을 작성하게 된다. 따라서 지역경향면모형 적용 과정에는 회귀식 구성에 사용될 관측지점 수, 탐색반경, 가중치 등의 지정이 필요하다.

IDW은 공간적으로 인접한 지점 사이의 값은 유사성을 갖는 반면, 두지점 사이의 거리가 멀어질수록 이러한 유사성이 상대적으로 감소하게 된다고 가정한다. 이를 수식으로 표현하면 식 1과 같다.

$$\hat{Z}(s_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(s_i) \quad \text{식 1.}$$

여기서 $\hat{Z}(s_0)$ 는 위치 s_0 에서 우리가 추정하고자 하는 값을 나타내며, N 은 관측지점의 수, λ_i 는 관측지점 s_i 에 사용할 가중치, $Z(s_i)$ 는 관측지점 s_i 에서의

관측값을 나타낸다. 식 1에서 가중치 λ_i 는 식 2와 같이 거리가 증가함에 따라 그 값이 감소하게 된다.

$$\lambda_i = d_{io}^{-p} / \sum_{i=1}^N d_{io}^{-p}, \quad \sum_{i=1}^N \lambda_i = 1 \quad \text{식 2.}$$

위의 식 2에서 d_{io} 는 관측지점 s_i 와 추정지점 s_o 사이의 거리를 나타내며, 지수에 포함된 p 는 거리에 따른 가중치의 변화 정도를 결정한다.

스플라인(spline)이라 불리기도 하는 RBF는 추정된 Z 값이 구성하는 표면의 곡률 총합이 최소가 되도록 미관측지점의 값을 추정하는 보간법이다. IDW가 추정 값이 관측값의 범위를 벗어날 수 없는 것에 반하여, RBF는 관측된 최대값, 최소값보다 추정값이 크거나 작게 나타날 수 있다(Johnston *et al.*, 2001).

크리깅은 미관측 지점의 값을 이미 알고 있는 주위의 값들을 가중선형조합으로 추정하는 기법으로, 기본적인 수식 표현은 앞의 식 1과 동일하다. 여기서 가중치는 거리에 따른 함수로 추정값과 참값 사이의 오차가 최소가 되도록 결정된다. 크리깅에서는 공간적 자기상관성을 나타내는 척도인 베리오그램(variogram)을 이용하게 되는데, 베리오그램은 식 3과 같이 표현된다.

$$2\gamma(h) = E[z(x) - z(x+h)]^2 \quad \text{식 3.}$$

여기서 h 는 지연거리 또는 분리거리(lag distance)라 하여 두 자료간의 거리를 나타낸다. 따라서 베리오그램은 분리거리 h 만큼 떨어져 있는 두 지점 사이의 자료값 차이를 제공한 것에 대한 기대값이라 할 수 있다. 베리오그램의 반에 해당하는 값을 반베리오그램(semivariogram)이라 하며 분리거리 h 만큼 떨어진 자료의 개수가 n 개 일 때, 반베리오그램은 식 4와 같이 계산된다. 식 4에서 계산된 반베리오그램을 분리거리에 따른 그래프로 나타내면 다음 그림 1과 같다.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n [z(x_i) - z(x_i+h)]^2 \quad \text{식 4.}$$

관측된 자료로부터 계산된 베리오그램은 일반적으로 경험적 베리오그램이라 하는데, 경험적 베리오그램은 관측된 자료들만을 대상으로 계산되기 때

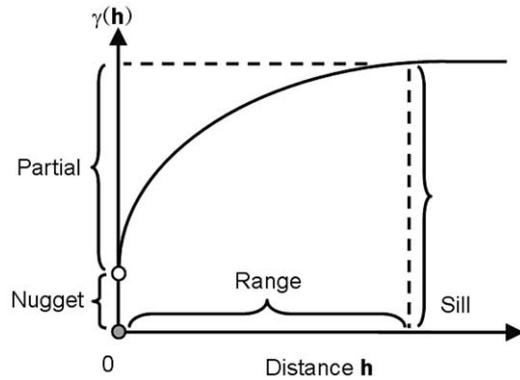


그림 1. 반베리오그램

문에 이산되어 있다. 그러나 공간보간을 위해서는 관측되지 않은 모든 미지의 지점 s_o 에 대한 베리오그램이 필요하며, 따라서 경험적 베리오그램을 함수화한 이론적 베리오그램을 추정하게 된다. 이론적 베리오그램은 대표적으로 구형모형, 지수모형, 가우스모형 등으로 구분할 수 있으며, 각각 식 5 ~ 식 7과 같이 정의된다. 각 식에서 C_0 는 문턱값, a 는 상관거리, h 는 분리거리를 나타낸다(최종근 2002).

구형모형:

$$\gamma(h) = C_0 Sph_a(h) \quad \text{식 5.}$$

$$= \begin{cases} C_0 [1.5(h/a) - 0.5(h/a)^3], & (h \leq a) \\ C_0, & (h > a) \end{cases}$$

지수모형:

$$\gamma(h) = C_0 Exp_a(h) = C_0 [1 - \exp(-3h/a)] \quad \text{식 6.}$$

가우스 모형:

$$\gamma(h) = C_0 Gauss_a(h) = C_0 [1 - \exp(-3h/a)^2] \quad \text{식 7.}$$

이론적 베리오그램이 최종 추정 결과에 직접적인 영향을 미치기 때문에 실험적 베리오그램으로부터 이론적 베리오그램을 찾는 작업은 크리깅 기법에서 매우 중요한 의미를 갖는다.

III. 적용

앞에서 설명한 공간보간기법을 미세먼지 PM10 연평균농도의 공간보간에 적용하였다. PM10은 공기역학적 직경 $10 \mu m$ 이하의 입자를 나타내며, 이

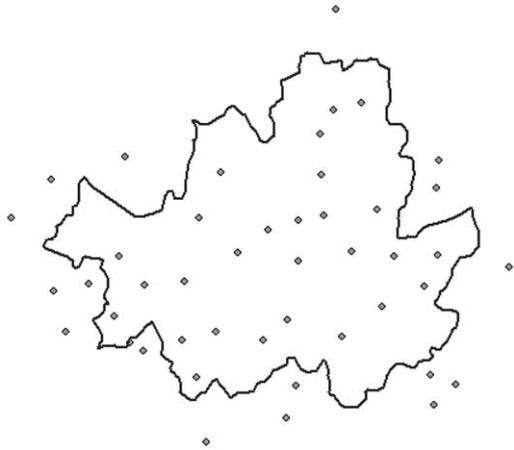


그림 2. 공간보간에 사용된 미세먼지 PM10 자동측정지점의 공간적 분포

크기의 미세먼지는 폐에 침투하는 효율이 가장 높아 건강에 악영향이 큰 것으로 알려져 있다(김동영, 2006). 공간보간에 사용된 미세먼지 자동측정 지점은 서울시 27곳과 서울 인근지역 18곳을 포함한 총 45개 지점으로, 공간적 분포는 그림 2와 같다.

각 공간보간기법의 정확성 평가와 최적 파라미터 선정 과정에는 2005년 연평균농도를 이용하였다. 사용된 2005년 연평균 PM10 관측값은 최고 88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 최저 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 평균 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 값을 나타내고 있다. 정확성 평가는 교차검증(cross validation)을 이용하였다. 교차검증은 각 측정값을 순차적으로 하나씩 제거하여 미관측지점으로 가정 한 후, 공간보간을 실시하여 제거한 지점의 측정값과 추정값을 비교하는 검증방법을 말한다.

적용방법을 살펴보면 지역경향면모형의 경우 2차식의 다중회귀모형을 적용하였다. 이때 거리에 따른 가중치는 지수함수에 의해 부여하였으며, 관

측지점의 수를 6~12까지 순차적으로 증가시켜 관측지점 수의 변화에 따른 추정치의 정확성을 평가하였다. 미세먼지 자동관측지점이 연구 대상지역에 비교적 균일하게 분포하고 있다고 판단하여 관측지점 선정 시 탐색거리에 제한을 설정하지 않았으며, 가중치 변화 파라미터는 교차검증 과정에서 RMSE가 최소가 되는 값을 사용하여 별도로 지정하지 않았다.

IDW는 거리에 따라 가중치의 변화정도를 나타내는 p 값을 1, 1.5, 2로, 관측지점의 수를 4~14까지 변화하여 적용하였다. 관측지점 탐색 반경은 지역 경향면모형에서처럼 제한을 두지 않았다.

RBF는 적용하는 ϕ 함수에 따라 regularized spline 함수와 tension 함수를 사용하는 경우로 구분하여 적용하였다. 이때 사용되는 관측지점 수는 4~20까지 순차적으로 증가시켜 정확성을 평가하였다. 관측지점 탐색 반경은 제한을 두지 않았으며, ϕ 함수에 포함된 텐션 파라미터는 교차검증 과정에서 RMSE가 최소가 되는 값을 사용하였다.

크리깅의 경우 이론적 베리오그램 산정을 위해 구형, 지수형, 가우스형 베리오그램 함수를 각각 적용하였다. 이때 분리거리를 각각 2.0 km, 2.5 km, 3.0 km, 3.5 km로 구분하여 분리거리 크기에 따른 추정 정확도를 살펴보았다. 각 분리거리별 개수는 Johnston 등(2001)이 제시한 바와 같이 분리거리 크기와 개수의 곱이 연구범위 내 관측소가 서로 떨어진 최대 거리인 40 km를 넘지 않으면서 최대거리의 반인 20 km를 초과하는 범위에서 선정하였다. 이에 따라 분리거리가 2.0 km인 경우 10~20개, 2.5 km인 경우 8~16개, 3.0 km인 경우 7~14개, 3.5 km의 경우 7~12개의 분리거리를 사용하

표 1. 공간보간기법의 적용방법

공간보간기법	파라미터	평가회수
1. Local Trend Surface	samples: 6~12	7
2. IDW	samples: 4~14 / Power: 1, 1.5, 2	33
3. RBF	samples: 4~20 / ϕ 함수: 2 종류*	34
4. Ordinary Kriging	베리오그램: Spherical, Exponential, Gaussian	105
5. Universal Kriging	분리거리(개수): 2.0 km(10~20), 2.5 km(8~16), 3.0 km(7~17), 3.5 km(7~12)	105

* Completely regularized spline, Spline with tension

였다. 일반 크리깅 기법을 사용하기 위해서는 먼저 대상지역 전체에 걸친 미세먼지의 추세를 제거할 필요가 있으며, 이를 위하여 x, y 위치에 의한 2차식을 적용하여 대상지역 전체에 걸친 경향을 제거한 후 일반 크리깅을 적용하였다. 각 보간기법의 적용방법과 평가회수를 정리하면 표 1과 같다.

IV. 분석결과

각 공간보간기법에 포함된 파라미터 값을 표 1과 같이 변화하여 2005년 연평균 PM10 농도에 대한 공간보간을 실시한 후 각 기법의 정확성을 평가하였다. 정확성 평가결과는 표 2, 그림 3과 같다. 표 2는 각 공간보간기법에 포함된 파라미터를 표 1과 같이 변경하였을 때 가장 높은 정확성을 보인 경우에 대한 추정값의 통계치를 보여주며, 그림 3은 각 파라미터 변화에 따른 공간보간기법별 RMSE의 변화

모습을 나타낸다. 표 2에 포함된 MIN, MAX 값은 서울시를 대상으로 한 값이며 RMSE, 평균오차는 서울 인근까지 포함한 전체 보간 대상지역에 대한 결과이다. 표 2에 제시된 RMSE를 기준으로 살펴볼 경우 크리깅 기법이 여타 다른 공간보간기법에 비하여 좋은 결과를 보여주고 있음을 알 수 있다. 또한 그림 6(a), 그림 6(b)를 보면 보간 과정에서 사용된 이론적 베리오그램의 모형 변화에 따라 일반 크리깅, 정규 크리깅 모두 Gaussian, Spherical, Exponential 모형 순으로 정확성이 높은 것으로 분석되었다. 이에 반하여 분리거리 크기와 분리거리개수의 변화는 이론적 베리오그램 모형에 비하여 정확성 변화에 크게 기여하지 않는 것으로 분석되었다. RMSE를 기준으로 볼 때, 베리오그램 함수로는 가우스 함수를 사용하며 분리거리는 3.0 km, 분리거리개수로 14 개를 지정한 일반 크리깅 기법에서 가장 높은 정확성을 보인 것으로 분석되었다(그림 6(b)). 일반 크리깅의 경우 RMSE가 9.36~9.42의 범위를 보였으며, 정규 크리깅의 경우에는 9.46~9.76 사이의 범위를 나타내어 일반 크리깅이 정규크리깅에 비하여 우세한 결과를 보여주었다(그림 6(a), 그림 6(b)).

IDW의 경우 p 값으로 1, 관측점수로 13개를 사용한 경우가 RMSE 9.73로 가장 높은 값을 보여주었으며, p값과 관측지점수의 변화가 정확도 변화에 미치는 정도가 다른 보간기법에 비하여 작은 것을

표 2. 공간보간기법별 가장 높은 정확성을 보인 방법에서의 추정결과 통계치 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

구분	MIN	MAX	RMSE	평균오차
관측값	43	74		
IDW	44	74	9.73	-1.00
RBF	43	74	9.88	-0.35
LTS	44	106	13.89	0.97
OK	56	67	9.44	-0.14
UK	56	65	9.36	-0.47

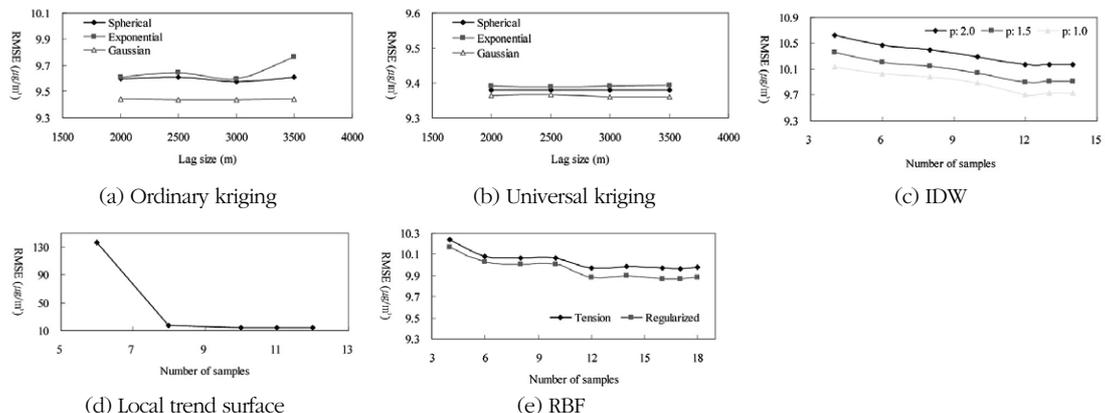


그림 3. 공간보간 기법별 파라미터 변화에 따른 RMSE의 변화

분석되었다(그림 6(c), 표 2). IDW가 보여준 RMSE 9.73은 다른 기법과 비교할 때 비교적 높은 정확도를 나타내나, 표 2를 보면 평균오차가 -1.0을 기록하여 다른 모형에 비하여 편향되어 있을 가능성을 내포하고 있음을 알 수 있다.

지역경향면모형의 경우 관측점수로 11 개를 사용한 2차모형이 RMSE 13.89로 가장 좋은 정확성을 보여주었으나, 다른 기법에 비해 추정 정확성은 크게 떨어지는 것으로 분석되었다(그림 6(d), 표 2).

RBF의 경우 tension 함수를 사용한 경우가 regularized spline 함수를 사용한 경우에 비하여 PM10 추정에 효과적인 것으로 분석되었으며, 샘플수로 18 개를 사용한 경우가 RMSE 9.88로 가장 높은 정확도를 보여주었다. RBF의 경우 RMSE와 평균오차를 함께 고려할 때 비교적 높은 추정 정확성을 보여주었다(그림 6(e), 표 2).

그림 4는 각 보간기법에 대해 가장 높은 정확성을 보인 파라미터를 이용하여 2005년 서울시 PM10 연평균 농도를 공간보간한 결과를 보여준다. 표 2에서 제시한 보간기법별 추정값의 최대치와 최소치를 관측값과 비교하면, 크리깅의 경우 관측값

의 범위에 비하여 추정값의 범위가 매우 줄어들어 추정값이 일반화 되어 있음을 확인할 수 있다. 이러한 경향은 그림 4에도 포함되어 그림 4(d), 그림 4(e)의 정규크리깅과 일반크리깅 모두 다른 기법에 비하여 서울 중심부의 PM10 농도가 지역적 차이 없이 일반화되어 있음을 알 수 있다. 표 2에서 지역경향면모형을 살펴볼 경우, 추정 최대값이 107 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 관측 최대값 74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 에 비하여 매우 높게 나타났음을 알 수 있다. 이는 지역경향면모형이 회귀식 작성에 사용된 샘플에 민감하게 반응하여 가깝게 위치한 관측지점이 적은 지역의 경우 그 값이 관측값의 범위를 크게 벗어나 추정되는 것으로 사료된다. 또한 지역경향면모형에서 최대 정확도를 보인 파라미터를 이용하여 2005년 서울시 연평균 PM10 농도를 추정한 그림 4(c)의 공간적 분포를 살펴보면 다른 보간기법에 비하여 추정 농도가 급변하는 지역이 많이 있음을 알 수 있다.

IDW의 경우 추정값은 언제나 관측값의 범위 안에 존재하게 됨에 따라, 표 2에 제시된 IDW의 추정값 최대, 최소치를 살펴보면 관측값과 거의 일치하고 있음을 알 수 있다. IDW에 의해 추정된 PM10

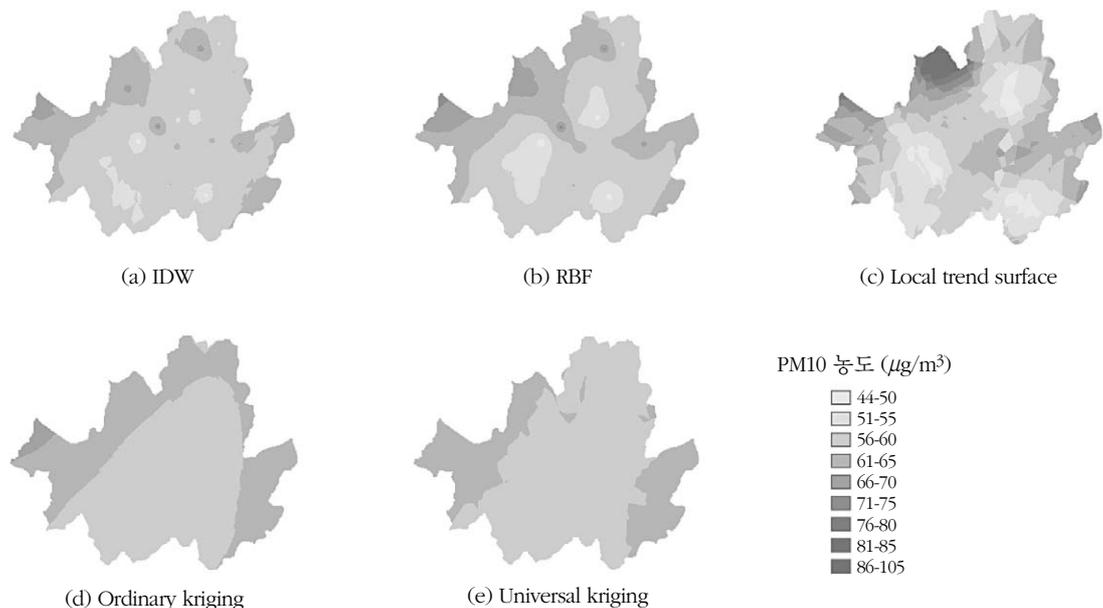
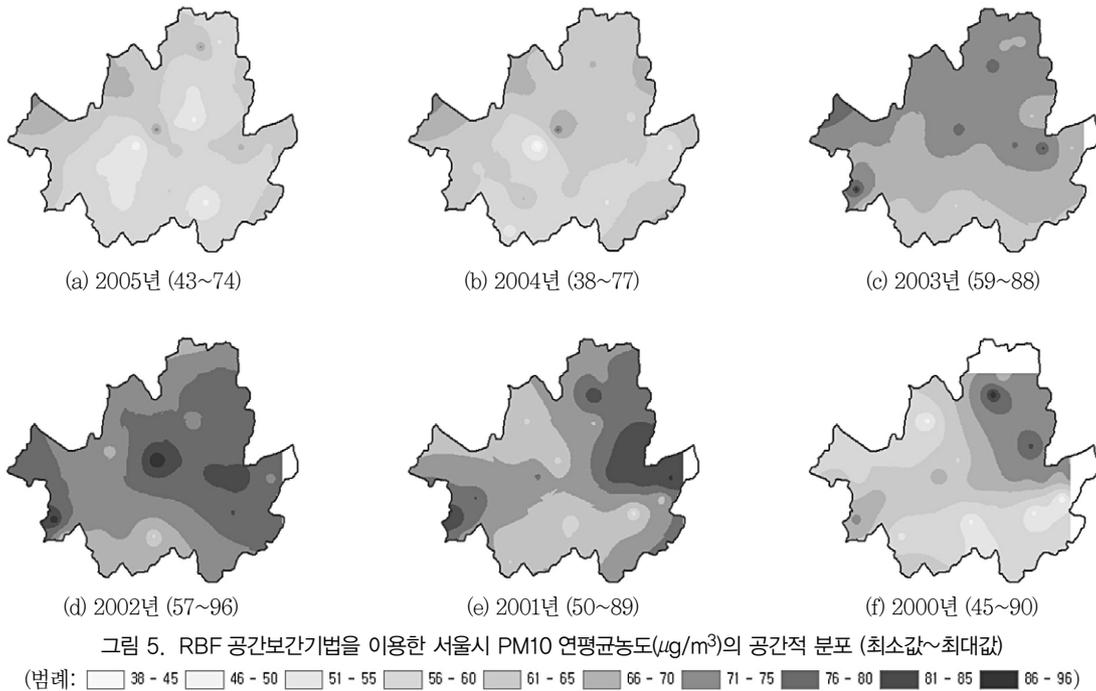


그림 4. 공간보간기법별 가장 높은 추정 정확성을 보인 파라미터를 이용하여 추정한 2005년 서울시 연평균 PM10 농도의 공간적 분포



농도 공간적 분포를 보면, 국지적으로 작은 지역에서 PM10 추정 농도가 주변 지역에 비하여 급변하고 있다(그림 4(a)).

RBF는 IDW와 달리 추정값이 관측값 범위를 벗어날 수 있는데, 표 2의 추정결과를 보면 추정값의 범위가 관측값의 범위와 거의 일치하는 것으로 분석되었음을 알 수 있다. 또한 추정값의 공간적 분포 특성을 나타내는 그림 4(b)를 살펴보면, RBF의 경우 그림 4(d), 그림 4(e)에서 크리깅의 추정값이 일반화되는 것에 비하여 추정 결과가 관측값 범위내에서 고르게 분포하는 것을 알 수 있다.

이상의 분석 결과를 종합적으로 평가할 때, 미세먼지의 미관측지점 값을 추정함에 있어 크리깅 기법과 RBF 기법이 다른 보간기법에 비하여 우수한 공간보간 결과를 보여주는 것으로 판단된다. 특히 RBF의 경우 관측값을 벗어나지 않는 범위 내에서 비교적 정확한 추정 결과와 함께 공간적으로도 추정값이 급변하거나 일반화되지 않는 결과를 보여주었다.

그림 5는 2000~2005년 사이의 연평균 PM10

농도에 대해 RBF 공간보간기법을 적용한 결과를 보여준다. 그림 5의 분석결과는 6년간 서울시 연평균 PM10 농도의 공간적 분포를 살펴본 것으로, 분석 연도가 짧아 공간적 특성을 일반화하기는 힘들다. 향후 지속적인 공간보간을 통하여 PM10의 공간 분포를 지도화할 경우, 시공간 변화에 따른 PM10 농도 분포의 경향을 파악에 도움이 될 수 있을 것으로 판단된다.

공간보간은 관측값이 공간적으로 경향성을 갖고 있다는 전제하에, 관측값과 공간보간 지점 사이의 공간적 위치관계를 이용하여 미관측 지점의 값을 추정한다. 그러나 미세먼지의 경우 토지이용, 지형 등의 환경요인이 발생에 큰 영향을 준다. 따라서 공간분포를 좀 더 정확히 파악하기 위해서는 관측지점과 미관측 지점에서 미세먼지 농도에 영향을 주는 토지이용, 지형 등의 환경요인이 함께 고려되어야 할 것이다. 이에 대한 영향을 평가하기 위하여 환경부 토지이용 중분류도를 11개의 항목으로 재분류한 후 각 토지이용별 PM10 농도에 대한 공간보간 결과를 살펴보았다. 그림 6은 그림 5에 표시한

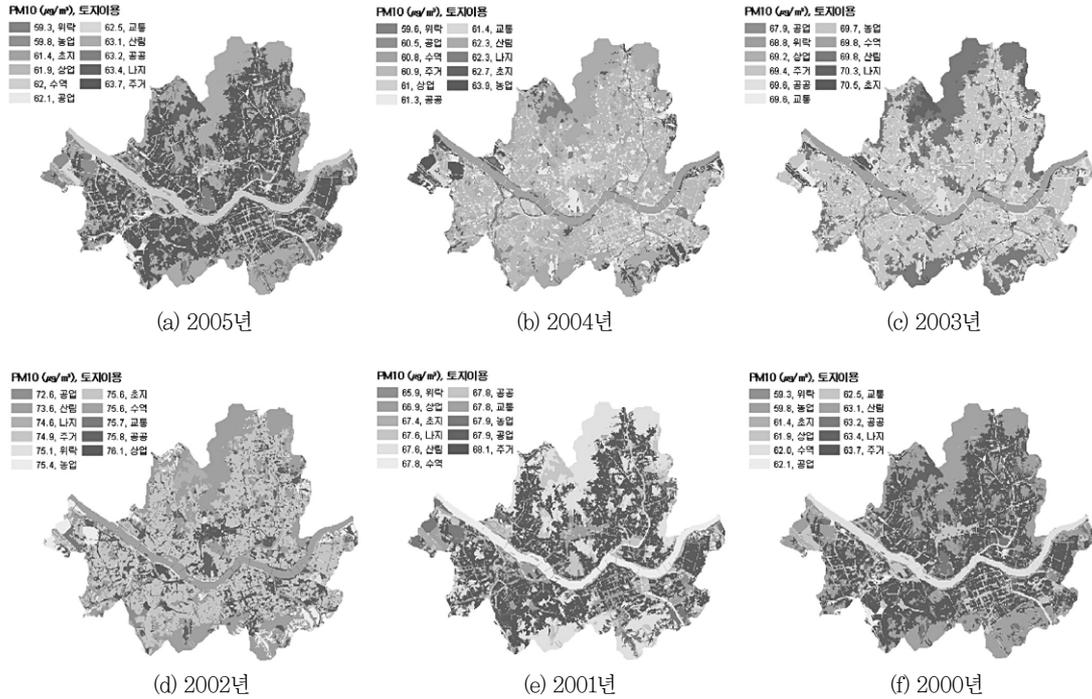


그림 6. 토지이용별 PM10 농도의 공간적 분포

2000년부터 2005년까지의 PM10 공간보간 결과를 토지이용별로 평균한 농도를 보여준다. 평가결과 일반적인 예상과 달리 공업, 위락시설지역이 상대적으로 농도가 낮은 반면, 산림, 농업지역 농도가 높게 나온 것을 확인할 수 있다. 그림 6의 토지이용별 PM10 농도의 공간 분포를 살펴보면 그림 7과 같

다. 그림 7을 그림 5와 비교할 때 토지이용별 PM10 농도에서는 공간적 경향성이 사라졌음을 알 수 있다. 그림 6과 그림 7의 결과는 본 연구가 토지이용 등의 미시먼지 발생요인을 공간보간 과정에 반영하지 않아 발생한 것으로 판단된다. 따라서 본 연구는 PM10의 지역적 분포 경향 분석에는 적합하게 사용될 수 있으나, 미세 단위의 토지이용에 따른 PM10 농도 분석과 같이 공간 규모가 작은 범위에서는 적용 한계를 갖는다.

V. 결론

본 연구에서는 공간보간기법을 이용하여 PM10 연평균 농도에 대한 공간보간을 실시하였으며, 그 결과 RBF 기법이 미관측 지점의 PM10 농도 추정 에 효과적임을 살펴보았다. 향후 본 연구에서 사용한 PM10의 연평균 농도와 함께 계절별, 일별, 시간 별 농도변화에 대한 공간보간을 적용할 경우 미세 먼지의 시공간적 변화 특성을 파악하는데 큰 도움

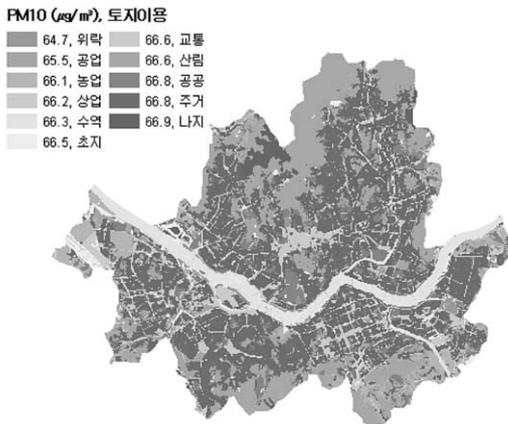


그림 7. 토지이용별 PM10 농도의 공간적 분포(2000년 ~2005년 평균값)

이 될 것으로 사료된다. PM10 농도의 시공간적 분포를 정확히 파악하기 위해서는 기상, 지형, 토지이용 등을 종합적으로 고려한 대기모형 적용이 필요할 것이다. 그러나 대기모형 적용을 위해서는 많은 시간과 노력이 필요하게 된다. 따라서 자료구축의 어려움이나 예산 등의 문제로 인하여 대기모형 적용이 어려울 경우 본 연구에서 제시한 공간보간기법을 통하여 비교적 정확한 PM10의 공간분포 경향을 파악할 수 있을 것으로 판단된다. 이렇게 파악된 PM10 농도의 공간분포 경향은 향후 미세먼지의 공간분포에 따른 시민건강 위험도 판단의 기초자료로 활용될 수 있을 것이다. 그러나 본 연구에서 사용한 공간보간기법에서는 지형, 토지이용 등 미세먼지 발생에 영향을 미치는 요인을 반영하지 못한 한계를 갖고 있다. 따라서 미세먼지의 공간분포 경향을 더욱 정확히 파악하기 위하여 향후 미세먼지 발생요인을 함께 고려한 공간보간기법 연구가 요구된다.

참고문헌

- 김동영, 2006, 수도권 미세먼지 모형링 연구, 경기개발연구원.
- 김병화, 김동술, 2000, 수원지역 대기중 PM2.5와 PM10의 환경거동에 관한 연구, 한국대기환경학회지, 16(2), 89-101.
- 이정영, 한진석, 공부주, 홍유덕, 이종현, 정일록, 2007, 종관기상장에 따른 서울지역 미세먼지 농도변화, 환경영향평가, 16(5), 351-361.
- 전병일, 황용식, 이혁우, 양아름, 김현정, 설재환, 강영진, 김택훈, 장현석, 2005, 2004년 부산지역 미세먼지 중의 중금속 특성, 한국지구과학회지, 26(6), 573-583.
- 조홍래, 정종철, 2006, 강우자료에 대한 공간보간기법의 적용, 한국GIS학회지, 14(1), 29-41.
- 최금찬 외, 2000, 부산지역의 입자상 대기오염물질의 농도 특성에 관한 연구, 한국환경위생학회지, 26(2), 41-48.
- 최규훈, 김기현, 강창희, 이진홍, 2003, 황사와 비황사기간의 중금속 농도 분포 특성: 2001년 황사기간에 대한 비교연구, 환경대기환경학회지, 19(1), 45-56.
- 최종근, 2002, 공간정보 모형링 크리깅과 최적화기법, 구미서관.
- 환경부, 2006, 환경백서, p792.
- Johnston, K., Ver Hoef, J. M., Krivoruchko, K., and Lucas, N., 2001, Using ArcGIS Spatial Analyst, ESRI Press.