

통계적 혼합모형을 이용한 몽골 울란바토르 게르 내 PM_{2.5} 농도 증가에 영향을 미치는 주요 요인 선별

Dongsoo Lee¹, Sooyoung Guak², Dongwon Kim², Hyewon Kim², Soyoung Lim², Hyeri Jo², Kiyoung Lee^{2*}

¹Department of Public Health Sciences, Graduate School of Public Health, Seoul National University, Seoul, Korea

²Department of Environmental Health Sciences, Graduate School of Public Health, Seoul National University, Seoul, Korea

Abstract

Objectives: Residents of ger in Ulaanbaatar used substantial amount of coals at winter. Indoor coal combustion caused higher indoor and outdoor PM_{2.5} concentration. However, other indoor activities affecting indoor PM_{2.5} concentration had not been found. The aim of this study was to define important indoor factors affecting indoor PM_{2.5} concentration in ger.

Methods: We measured PM_{2.5} concentration and observed indoor activities in ger. Two models were applied to find important indoor factors affecting PM_{2.5} concentration. First, multiple linear regression was used to detect significant factors. Second, linear mixed model was conducted in order to adjust difference of monitor and date.

Results: Outside PM_{2.5} concentration, adding fuel, indoor smoking, and ventilation were significant factors affecting indoor PM_{2.5} concentration. In addition to the factors, cooking was found to be an important factor when difference of monitors and date were included.

Conclusion: Residents of ger were exposed to higher indoor PM_{2.5} concentration. This study identified indoor activity affecting PM_{2.5} concentration. This result can be used as a basic information for indoor air quality improvement in ger.

Keywords: Ger, Indoor activity, Mongolia, Linear mixed model, PM_{2.5}

서론

초미세먼지(PM_{2.5})로 인한 대기오염은 환경보건 분야에 있어서 세계적으로 중요한 문제 중 하나이다. PM_{2.5}의 흡입은 기도에 염증을 일으킬 수 있고, 폐 기능이 감소될 수 있다는 것이 많은 연구를 통해 밝혀졌다 [1,2]. 심혈관계질환으로 인한 입원 건수와 PM_{2.5}의 상관관계가 여러 역학연구를 통해 나타났고 PM_{2.5}가 동맥경화증과도 연관이 있다는 사실이 동물실험과 역학연구들을 통해 밝혀지기도 했다 [3,4,5,6,7].

몽골의 수도인 울란바토르의 경우 1월의 평균 온도는 -21.5°C, 7월은 18.3°C로 연교차가 39.8°C로 매우 크기 때문에 겨울철이 되면 난방 연료 사용이 크게 증가한다 [8,9]. 특히 울란바토르

외곽에 위치하는 게르촌에서는 게르 내에서 직접 석탄 연료 등을 사용하여 난방을 하고, 특별한 정화 처리 없이 연소된 물질들이 그대로 굴뚝으로 나가는 방식의 난방을 하는 경우가 대부분이다 [10]. 실제로 1년에 한 게르 당 평균 5톤의 석탄과 3m³의 나무를 난방 연료로 사용한다고 조사된 바 있다 [11]. 게르 내 실내 난방은 게르 내부의 PM_{2.5} 농도 증가뿐만 아니라 몽골 울란바토르 외기의 PM_{2.5} 농도 증가에 주요 원인으로 제시되어 왔다 [12].

전통적인 게르의 구조적 특성상, 굴뚝이 천장을 통과하여 외부로 나가도록 구성되어 있기 때문에 완전히 밀폐된 공간이 아니다. 이런 구조로 인해 외기 PM_{2.5} 농도에 의해 게르 실내 PM_{2.5} 농도가 영향을 받기 쉽다. 몽골 내 미국 대사관의 홈페이지 공개자료를 보면, 2016 년부

* Corresponding author: Ki Young Lee(cleanair@snu.ac.kr, 02-880-2735)

Department of Environmental Health Sciences, Graduate School of Public Health, Seoul National University, 1 Gwanak-ro, Gwanak-gu, Seoul 08826, Korea

터 2019 년까지의 몽골 울란바토르의 1월 외기 PM_{2.5} 평균 농도는 154.21 ug/m³로 WHO (World Health Organization)의 일평균 PM_{2.5} 권고기준인 25 ug/m³를 약 6배 초과하는 농도로 매우 높은 수준이었다 [13].

게르촌을 대상으로 한 게르 내 실내공기질 기초 조사에서는 28개 가구의 실내공기 중 PM_{2.5}의 평균 농도가 208 ± 173 ug/m³으로 고농도의 PM_{2.5}를 나타내었다 [9]. 이는 우리나라에서 2020년 1월 1일부터 의료기관, 어린이집, 노인 요양시설, 산후조리원에 적용되는 다중이용시설 내 실내 공기질 PM_{2.5} 권고기준인 35 ug/m³을 훨씬 초과하는 농도로 게르촌 주민들의 건강 영향이 우려될 만한 수치이다. 따라서 본 연구에서는 몽골 전통가옥 게르 내 PM_{2.5} 농도를 실시간으로 측정하여, 실내공기질을 평가하고 실시간 PM_{2.5} 농도증가에 주요한 영향을 주는 요인들을 파악하고자 한다.

방법

2.1 연구대상

본 연구는 2019년 1월 15일, 16일, 18일, 19일 4일에 걸쳐 게르에서 PM_{2.5}와 온도 및 습도를 실시간으로 측정하였으며, 이와 더불어 거주민들에 대한 관찰 조사를 하였다. 한국인과 몽골인 연구원을 2인 1조로 구성하여 1일 1가구씩 총 44가구를 방문하였다. 조사 시간은 9시부터 18시 사이로 하루 최소 5시간에서 최대 8시간으로 측정이 진행되었다. 측정 시간 동안 연구원들은 거주민의 행동을 관찰하여 관찰지를 작성하였다. 관찰지를 통해 조리, 연료 추가 및 연료량, 실내 흡연, 양초 사용, 음식 및 음료 섭취 및 거주자의 외출, 청소, 환기 등의 활동 여부와 관찰 시작 시간과 종료시간을 작성하였고, 추가한 연료의 양은 저울을 통해 정량적으로 기입하였다.

2.2 측정데이터의 수집과 보정

실내 PM_{2.5} 농도의 측정은 광산란식 입자 개수 농도 측정기 (Dylos DC1700, Dylos Corporation, USA)와 광산란 직독식 기기 (ASLUNG, Rododo Science, Taiwan)를 이용하였고 각각의 측정 간격

은 1분과 15초이다. 온도와 상대습도는 온습도계 (Onset HOBO Datalogger UX100-003, Onset Computer Corporation, USA)를 이용하여 1분 간격으로 측정하였다. 기기는 바닥으로부터 최소 50cm 떨어진 곳에 위치하도록 하여 측정하였다.

측정에 활용된 광산란식 기기의 측정값은 보정계수를 이용하여 보정하였다. Dylos DC1700으로 측정된 PM_{2.5} 수농도 (particle number/0.01ft³)는 기존 연구에서 도출한 환산식을 이용하여 질량농도(ug/m³)로 변환하였다 [14]. ASLUNG에 대한 상관성 실험을 위해 PM_{2.5}의 중량농도는 Personal Environmental Monitor(PEM, SKC Inc. USA)에 PTFE(37mm, Pore size 2 um, PALL Corp. USA) 여과지 필터를 장착하여 측정하였다. 필터가 장착된 PEM에 시료 채취용 펌프 (Aircheck XR5000, SKC, USA)를 연결하여 4L/min의 유량으로 최소 6시간 이상 공기를 흡입하여 필터에 먼지가 포집되도록 하였다. 시료 채취 전과 후에 유량 보정계 (Defender510, Bios, USA)를 사용하여 펌프의 유량을 확인하였고 전·후 유량의 평균값을 적용하였다. 먼지가 포집된 필터는 데시케이터에 24시간 이상 함량한 후, 분석용 저울 (Mettler XP6 Microbalance, Mettler Toledo, Hightstown NJ, USA)을 사용하여 무게를 측정하였다. 필터의 무게 측정 전 정전기를 제거하였고 Blank 필터를 이용하여 일별 온도 및 습도 변화에 따른 무게 변화를 보정하였다. 한 시료당 3번의 무게를 측정하여 그 평균값을 중량농도 최종값으로 사용하였다. ASLUNG의 PM_{2.5} 농도(x)와 중량 PM_{2.5} 농도(y) 변환 회귀식은 다음과 같다 (Equation(i)).

$$(i) \quad Y = 0.4731X_{pm2.5} (R^2 = 0.78) - (i)$$

따라서 ASLUNG의 PM_{2.5} 데이터는 수집된 농도와 동시에 측정된 중량농도 포집법과 44번의 상관성 실험을 통해 얻은 보정계수 0.4731을 곱하여 최종 중량농도(ug/m³)로 변환하여 분석에 사용하였다.

2.3 통계분석의 방법

울란바토르에서 측정된 44 가구 중 기기상의 오류로 인해 9 가구의 결측치가 발생하였으며, 이를 제외한 35 가구의 30분 단위 실내 PM_{2.5} 농도 (N=426)를 분석에 사용하였다. 데이터 분

석에 사용될 변수들은 사용한 관찰지 기준과 동일하게 30 분 단위로 코딩을 하였고, 범주형 변수는 난방연료 추가 여부, 환기 여부, 실내흡연 여부, 조리 여부가 있다. 연속형 변수는 게르내 PM_{2.5} 농도와 실외 PM_{2.5} 농도가 있으며 보정된 게르 내 PM_{2.5} 농도의 경우 관찰지 기준과 동일하게 30 분 단위의 평균값을 사용하였다. 울란바토르의 실외 PM_{2.5} 농도는 몽골의 미국 대사관 홈페이지의 공개 자료인 US Embassy Ulaanbaatar Mongolia Air Quality 정보를 사용하였다 [13].

게르 내 PM_{2.5} 농도 증가에 유의미하게 영향을 미치는 요인을 찾기 위해 다중회귀분석(multiple linear regression)을 하였으며 그 유의 수준은 0.05 로 설정하였다. 반응변수는 게르 내 PM_{2.5} 농도를, 반응변수를 설명할 수 있는 설명변수로는 외기 농도, 난방연료 추가 여부, 실내흡연 여부, 환기 여부, 조리 여부를 사용하였다.

다중회귀분석에서 고려하지 못한 측정기기별 차이, 일별 차이를 추가로 보정하여 시간대별 PM_{2.5} 농도와와의 관계를 보기 위해 linear mixed model 을 사용하였다. 고정 효과로 외기 PM_{2.5} 농도, 난방연료 추가 여부, 실내흡연 여부, 환기 여부, 조리 여부를, 랜덤 효과로 측정 기기별 ID, 일별 ID, 반응변수로 게르 내 PM_{2.5} 농도를 사용했다. 각 가구별 PM_{2.5} 농도와 온도 및 습도의 기술 통계분석은 R software v.3.5(R Development Core Team, Vienna, Austria)를 이용하여 수행되었다.

결과 및 고찰

3.1 게르 내 실내공기질

관찰데이터를 관찰지 기준인 30 분 단위로 코딩을 했고 실내 PM_{2.5} 농도에 영향을 미치는 주요 범주형 요인들로 난방연료 추가 여부, 환기 여부, 실내흡연 여부, 조리 여부를 고려했다. 4 가지 변수 중 가장 빈도가 높은 요인은 실내에서 조리를 하는 경우였으며, 그 다음으로 난방연료 추가, 환기, 실내흡연 순이었다. 30 분 단위로 정리한 데이터(N=426)의 요인 별 발생 비율을 보면 난방연료 추가는 ‘예’ (14%) 와 ‘아니오’ (86%), 환기 여부는 ‘예’ (13%) 와 ‘아니오’ (87%), 실내흡연 여부는 ‘예’ (4.4%) 와 ‘아니오’ (95.6%),

조리 여부는 ‘예’ (18.5%) 와 ‘아니오’ (81.5%) 로 이루어져 있다. 추가로 위의 데이터를 가구별 (n=35)로 요인들의 하루 동안 발생하는 횟수에 대해 기술통계량 분석을 했다. 각 가구별로 정리된 요인들의 관찰기간 (평균 6 시간 18 분) 동안 난방연료 추가는 1.66 회, 환기 여부는 1.57 회, 실내흡연 여부는 0.54 회, 조리 여부는 2.23 회를 가진다.

2019년 몽골의 겨울철 35개 게르 내 30 분 단위 PM_{2.5} 농도의 평균은 174.5 ± 175.8 ug/m³, 농도의 범위는 8.7 ug/m³에서 786.3 ug/m³ 이었다. 이 농도는 기존의 조사된 실내농도와 비슷한 수준이었다. 2016, 2018년 몽골의 겨울철 게르 내 평균 PM_{2.5} 농도는 각각 208 ± 173 ug/m³, 192.1 ± 114 ug/m³ 이었다 [9,14].

게르 내 30 분 단위 PM_{2.5} 농도를 일별로 비교해보면 1 월 15 일은 19.1 – 698.6 ug/m³의 범위를 가지고 평균은 208.1 ± 183.1 ug/m³ 이다. 1 월 16 일은 22.8 – 693.1 ug/m³ 이고 평균은 132.5 ± 143.1 ug/m³ 이다. 1 월 18 일은 32.6 – 786.3 ug/m³, 평균은 189.1 ± 153.2 ug/m³ 이다. 1 월 19 일은 8.7 – 782.2 ug/m³, 평균은 171.6 ± 203.2 ug/m³ 이다. 일별로 게르 내 PM_{2.5} 농도의 평균 차이가 존재하고 15, 18, 19, 16 일 순으로 평균이 높은 것을 알 수 있다 (Figure 1).

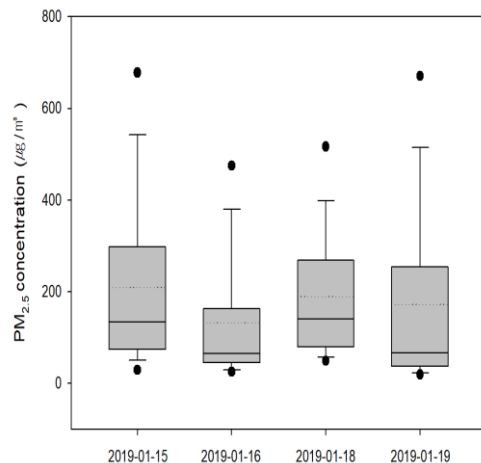


Figure 1. Comparison of PM_{2.5} concentrations by monitoring dates

해당관측 기간 동안 관측 시간인 오전 9시부터 오후 18시까지의 외기 PM_{2.5} 평균농도를 일별로 비교했다. 분석에 사용한 외기 PM_{2.5} 농도는 한 시간 간격으로 측정되었다. 1 월 15 일은

292.1 ± 221.7 ug/m³ 이고, 1 월 16 일은 250.7 ± 273 ug/m³ 이며, 1 월 18 일은 154.6 ± 192.5 ug/m³, 1 월 19 일은 189.5 ± 278.8 ug/m³ 이다. 특히 1 월 18 일은 외기 PM_{2.5} 평균농도가 가장 낮게 관측되었지만, 게르 내 PM_{2.5} 농도는 두 번째로 높은 것을 확인할 수 있다. 또한 1 월 16 일은 외기 PM_{2.5} 평균농도가 해당기간 중 두 번째로 높았지만, 게르 내 PM_{2.5} 농도는 가장 낮게 관측되었다. 이를 통해 게르 내 PM_{2.5} 평균농도 상승에 영향을 주는 주요 요인으로 외기농도뿐 만 아니라 난방, 조리와 같은 실내의 주요 활동이 해당하는 것을 확인하였다.

PM_{2.5} 측정가구 중 30 분 단위 평균농도가 가장 높은 3 가구에 대해서 실내 PM_{2.5} 농도를 비교해 본 결과, 오전 중의 고농도 값에 해당하는 요인은 실내흡연 및 난방연료 추가 요인이었고, 오후 중의 고농도 값에 해당하는 요인은 실내흡연과 조리 요인임을 확인하였다. 1월 16 일 가장 높은 가구의 실내 농도는 301.2 ± 146 ug/m³ 이었다. 해당 게르는 실내 난방연료의 추가 빈도가 2 회로 높은 편이었고, 추가 난방 연료량 또한 7,000g 정도로 다른 가구에 비해 많은 양을 투여한 것이 평균 PM_{2.5} 농도 상승의 주요한 원인으로 판단된다. 1 월 18 일 가장 높은 가구의 실내농도는 283.5 ± 87.2 ug/m³ 이었으며, 관찰 시간 내 실내흡연 요인이 11회 관찰되었다. 이는 본 연구에서 관찰된 실내흡연 여부 횟수인 19 회의 대부분을 차지하는 수치이고, 이에 따라 해당 가구는 실내흡연 요인이 평균 PM_{2.5} 농도 상승의 원인으로 판단된다. 1 월 19 일 가장 높은 가구의 실내농도는 평균 500.8 ± 184.6 ug/m³ 이었으며, 실내흡연 요인이 6 회, 조리 요인이 5 회, 난방연료 추가 요인이 4 회였다. 오전 및 오후 평균 농도는 각각 720.6 ug/m³, 400.8 ug/m³ 수준으로 35 가구의 전체 평균농도인 179.1 ug/m³ 보다 높은 값이며, 오전 시간 내 난방연료 추가 요인이 3 회, 오후 중에는 조리 요인이 5 회 있음을 확인하였다.

본 연구에서 조사된 게르 내 평균 PM_{2.5} 농도는 우리나라에서 2020 년 1 월 1 일부터 시행되는 환경부 실내 공기질 관리법에서 민감계층이 주로 이용하는 의료기관, 산후조리원, 노인요양시설, 어린이집에 적용되는 다중이용시설의 권고 기준인 35 ug/m³의 약 5.12 배 높아서 게르

내 거주민들의 건강이 우려되는 수치이다. 이는 실외의 PM_{2.5} 농도, 실내흡연, 난방연료의 추가, 실내 환기, 조리 여부 등 실내 활동의 영향이 클 것이라고 판단된다.

3.2 게르 내 PM_{2.5} 농도 증가에 영향을 주는 요인

관찰지 기준으로 정리한 모든 범주형 변수들과 실외 PM_{2.5} 농도를 주요한 변수로 고려했다. 모든 변수를 활용한 다중회귀분석의 결과는 외기 농도가 1 ug/m³ 증가할 때 0.19 ug/m³ 만큼, 실내흡연을 한 경우 225.29 ug/m³ 만큼, 난방연료를 추가한 경우 53.51 ug/m³씩 실내 PM_{2.5} 농도를 유의미하게 증가시켰다. 환기를 한 경우에는 78.06 ug/m³씩 감소하는 것을 확인하였다 (Equation (ii), Table1). 외기농도, 실내흡연, 조리, 스토브종류, 난방연료추가 등의 변수들을 이용하여 다중회귀분석을 진행한 기존의 연구에서는 외기 농도와 실내흡연만이 유의미한 변수였으나 [14], 이번 연구에서는 외기 농도와 실내흡연 이외의 난방연료의 추가 여부, 환기 여부도 실내 PM_{2.5} 농도에 유의미한 변수임을 확인하였다. 이전 연구에서는 일평균을 사용하여 찾아낼 수 없었던 유의미한 변수를, 본 연구에서는 30 분 단위의 실시간 자료로 분석하여 찾아낼 수 있었다 [14].

(ii)

$$Y = 124.36 + 0.19X_{outside} + 53.51X_{fuel} + 225.29X_{smoking} - 78.06X_{ventilation} + 36.93X_{cooking} - (ii)$$

Table 1. Multiple linear regression analysis results for individual factor

Factor	Estimate	Std error	T-value	P-value
Intercept	124.36	11.79	10.54	< 0.01
Outside PM _{2.5}	0.19	0.03	5.25	< 0.01
Adding fuel	53.51	22.91	2.33	0.02
Indoor smoking	225.29	40.18	5.60	< 0.01
Ventilation	-78.06	25.22	-3.09	< 0.01
Cooking	36.93	20.87	1.76	0.07

3.3 기기별, 일별 차이의 보정

각 측정 기기와 일별 농도 차이에 따라 발생한 오차를 보정하기 위해 다중회귀분석에서 기기별, 일별 효과를 추가로 고려하여 각 변수들이 게르 내 PM_{2.5} 농도에 미치는 영향을 살펴보았다. 9 개의 level을 가지는 기기별 ID 랜덤 효과 변수와 4 개의 level을 가지는 일별 랜덤 효과 변수를 추가했다.

기기별 ID는 8515.6 일별(DATE) ID는 461.2만큼의 분산을 보정하였다. 외기농도는 1 ug/m³이 증가할 때마다 0.20 ug/m³, 난방연료 추가한 경우 56.26 ug/m³, 실내흡연을 한 경우 241.48 ug/m³, 조리를 한 경우 35.76 ug/m³ 만큼 실내 PM_{2.5} 농도를 증가시켰고, 환기를 한 경우 58.31 ug/m³ 만큼 실내 PM_{2.5} 농도를 감소시켰다.

Linear mixed model을 통해 기기별, 일별의 차이를 보정하였을 때 보정하지 않았을 때보다 더 유의미한 결과를 얻었고 이 차이는 보정의 효과가 반영된 것이다 (Equation (iii), Table 2). 또한 변수들이 가지는 T-value 값이 더 커 P-value 가 이전보다 낮아져서 유의성이 커짐을 확인할 수 있었다. 같은 기기 간에도 실제로 측정치 차이가 존재한다는 연구가 존재하고 [15], PM_{2.5} 측정 일별로 기후가 다른 것을 고려하여 측정 일을 랜덤 효과로 고려한 바 있다 [16]. 본 연구에서도 기기별, 일별 오차를 보정하여 설명력이 더 좋은 모델을 만들 수 있었다.

기기별, 일별 차이를 보정한 모형에 대한 분산분석을 진행한 결과, 보정 전 유의미하지 않았던 조리여부 변수도 보정 후 유의미하게 나타나 모든 변수가 실내 PM_{2.5} 농도에 유의하게 영향을 주는 것으로 나타났다 (p<0.05, Table 3). 본 연구에서는 관찰조사를 통해 측정기간 동안 조리여부에 예라고 대답한 수가 모든 변수들 중에서 가장 많은 비중을 차지하였다. Man et al(2011)

에서 연구한 홍콩의 비흡연 주택 12 곳에서 실내 조리 후 주방의 최대 PM_{2.5} 농도는 160 ug/m³으로 배경농도보다 4 배 정도 높았고, 거실의 최대 PM_{2.5} 농도는 40 – 60 ug/m³로 배경농도보다 1.5 배 높았다 [17]. 즉, 조리여부는 PM_{2.5} 농도 증가에 영향을 줄 수 있다는 것이 확인되었다.

(iii)

$$Y = \alpha + 0.20X_{outside} + 56.26X_{fuel} + 241.48X_{smoking} - 58.31X_{ventilation} + 35.76X_{cooking} - (iii)$$

3.4 연구의 한계점

본 연구에서는 측정 기기 수의 제한으로 PM_{2.5} 농도 측정에 동일한 기기를 사용하지 못하고 두 가지 종류의 기기를 사용하였다. 기기별로 측정치의 차이가 존재하므로 linear mixed model을 통하여 기기별 차이를 보정하였다. 또한 PM_{2.5} 농도는 광산란법 직독식 기기에서 얻은 2 차 농도이기 때문에 중량농도법과의 상관성 실험을 통하여 보정된 값을 분석에 사용하였다.

게르 내 PM_{2.5} 농도의 측정간격은 1 분 단위였으나 관찰지의 관찰간격은 30 분이였다. 분석의 일치성을 위하여 관찰지의 기준에 따라 30분으로 분석 단위를 통일하였으며 PM_{2.5} 농도는 30 분 평균값을 사용하였다. 30 분 단위로 피크 분석을 진행하였으나 시간 간격이 커서 흡연과 같은 짧은 분 단위로 발생하는 활동요인을 반영할 수 없었다. 또한 가구별로 1분 단위 PM_{2.5} 농도를 활용하여 비슷한 특징거리 묶이는 군집분석을 시행했지만 뚜렷한 군집으로 분류할 수가 없었다. 관찰간격이 30분 단위로 정리되어 있어 1 분 단위의 실시간으로 분석하기에 적절하지

Table 2. Linear mixed model analysis results for individual factor

Factor	Estimate	Std error	T-value	Pr(> t)
Intercept	123.34	34.01	3.62	< 0.01
Outside PM _{2.5}	0.20	0.03	6.53	< 0.01
Adding fuel	56.26	18.94	2.97	< 0.01
Indoor smoking	241.48	36.12	6.68	< 0.01
Ventilation	-58.31	22.35	-2.60	< 0.01
Cooking	35.76	17.59	2.03	0.04

Table 3. Linear mixed model ANOVA (type 2 wald chi-square tests)

Factor	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
Outside PM _{2.5}	42.75	1	< 0.01
Adding fuel	8.82	1	< 0.01
Indoor smoking	44.69	1	< 0.01
Ventilation	6.80	1	< 0.01
Cooking	4.13	1	0.04

않았기 때문이다. 추후 후속연구에서는 1분 단위로 시간 간격을 더 짧게 자세히 관찰한다면 실시간 실내 PM_{2.5} 농도 증가에 영향을 미치는 요인과 게르별 뚜렷한 특징을 찾아낼 수 있을 것으로 기대된다.

결론

본 연구에서는 몽골 울란바토르 게르 35 가구에서의 실시간 PM_{2.5} 농도 측정을 통해 거주민들의 실내 PM_{2.5}의 노출이 매우 높음을 확인하였다. 게르 내 PM_{2.5} 농도 측정 시 측정 일과 측정 기기의 오차를 보정하여야 실내 농도상승에 영향을 미치는 요인을 더 정확히 찾을 수 있었다. 또한 실내 PM_{2.5} 농도에 유의한 영향을 미치는 요인을 일평균 PM_{2.5} 농도 값으로는 확인할 수 없었으나, 실시간 PM_{2.5} 농도를 이용하였을 때 실내흡연, 외기농도 이외에도 난방연료추가, 환기 여부, 조리 여부를 주요한 요인으로 확인했다. 게르 내 PM_{2.5} 농도 상승에 영향을 미치는 실시간 요인에 대한 이해를 높이고, 이를 실내 공기질 개선을 위한 기초자료로 활용하여 게르 내 실내오염을 줄이는 방안을 마련하여야 한다.

Acknowledgement

이 연구는 보건연구재단(CMB)의 연구보조로 일부 수행되었다. 추가로 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 지원(22A20130012682)과 서울대학교 글로벌 사회공헌단의 지원을 받아 수행된 연구이다. 연구에 참여한 몽골 국립대학교 학생들과 실제 측정에 많은 도움을 준 서울대학교 보건대학원 김용욱, 나숙인, 노은비, 유지연, 정유진 학생에게 감사의 인사를 전한다.

References

1. Habre R, Moshier E, Castro W, Nath A, Grunin A, Rohr A, et al. The effects of PM_{2.5} and its components from indoor and outdoor sources on cough and wheeze symptoms in asthmatic children. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*. 2014;24(4):380–387.
2. Duan Z, Du F, Yuan YD, Zhang YP, Yang HS, Pan WS. Effects of PM_{2.5} exposure on klebsiella pneumoniae clearance in the lungs of rats. *Chinese Journal of Tuberculosis and Respiratory Diseases*. 2013;36(11):836–840.

3. Dominici F, Peng RD, Bell ML, Pham L, McDermott A, Zeger SL, et al. Fine particulate and hospital admission for cardiovascular and respiratory disease. *Journal of the American Medical Association*. 2006;295(10):1127–1134.
4. Lanki T, Pekkanen J, Aalto P, Elosua R, Berglind N, D'Ippoliti D, et al. Associations of traffic related air pollutants with hospitalisation for first acute myocardial infarction: the HEAPSS study. *Occupational and Environmental Medicine*. 2006;63(12):844–851.
5. Ballester F, Rodríguez P, Iñíguez C, Saez M, Daponte A, Galán I, et al. Air pollution and cardiovascular admissions association in Spain: results within the EMECAS project. *Journal of Epidemiology and Community Health*. 2006;60(4):328–336.
6. Yatera K, Hsieh J, Hogg JC, Tranfield E, Suzuki H, Shih C-H, et al. Particulate matter air pollution exposure promotes recruitment of monocytes into atherosclerotic plaques. *American Journal of Physiology - Heart and Circulatory Physiology*. 2008;294(2):H944–H953.
7. Madrigano J, Kloog I, Goldberg R, Coull BA, Mittleman MA, Schwartz J. Long-term exposure to PM_{2.5} and incidence of acute myocardial infarction. *Environmental Health Perspectives*. 2012;121(2):192-196.
8. Ariunzaya A, Bayanchimeg Ch, Demberel A, Batbayar B, Khuslen Z, Munkhbayer N, et al. Mongolian statistical yearbook 2017. National Statistics Office of Mongolia. 2018;227.
9. Ban H, Hwang Y, Lim M, Ochir C, Lee K. Daytime profile of residential PM_{2.5} concentrations in a ger, a traditional residence in Mongolia. *Korean Journal of Environmental Health Society*. 2017;54(1):23-30.
10. Lee B, Jang Y, Lee J, Kim Y, Ha H, Lee W, et al. Temporal variation of winter indoor PM_{2.5} concentrations in dwellings in ger town of Ulaanbaatar, Mongolia. *Korean Journal of Environmental Health Society*. 2018;44(1):98-105.
11. Guttikunda SK, Lodoysamba S, Bulgansaikhan B, Dashdondog B. Particulate pollution in Ulaanbaatar, Mongolia. *Air Quality, Atmosphere & Health*. 2013;6(3):589-601.
12. Allen RW, Gombojav E, Barkhasragchaа B, Byambaa T, Lkhasuren O, Amram O, et al. An assessment of air pollution and its attributable mortality in Ulaanbaatar, Mongolia. *Air Quality, Atmosphere & Health*. 2013;6(1):137–150.
13. US Embassy Ulaanbaatar Mongolia. Available: <https://www.stateair.mn/history.php> [accessed 9 February 2019].
14. Ahn JY, Song L, Shin H, Jung W, Ochir C, Lee K. Determinants of indoor PM_{2.5} concentrations in ger, a traditional residence, in Mongolia. *Korean Journal of Environmental Health Society*. 2018;55(2):22–30.
15. Badura M, Batog P, Drzeniecka-Osiadacz A, Modzel P. Evaluation of low-cost sensors for ambient PM_{2.5} monitoring. *Journal of Sensors*. 2018;2018:1-16.
16. De Hoogh K, Héritier H, Stafoggia M, Künzli N, Kloog I. Modelling daily PM_{2.5} concentrations at high spatio-temporal resolution across Switzerland. *Environmental Pollution*. 2018;233:1147-1154.
17. Wan MP, Wu CL, Sze To GN, Chan TC, Chao CYH. Ultrafine particles, and PM_{2.5} generated from cooking in homes. *Atmospheric Environment*. 2011;45(34):6141-6148.