

## 운영 중인 매립장에서의 메탄가스 발생 모델의 정합도 향상

천승규<sup>†</sup>

서울과학기술대학교 에너지환경대학원  
(2016년 1월 18일 접수; 2016년 3월 3일 수정; 2016년 4월 1일 채택)

### Conformity Enhancement of Methane Generation Model for In-Service Landfill Site

Seung-Kyu Chun<sup>†</sup>

*Graduate School of Energy & Environment, Seoul National University of Science & Technology,  
232 Gongneung-ro, Nowon-gu, Seoul, Korea*

*(Received January 18, 2016; Revised March 3, 2016; Accepted April 1, 2016)*

**Abstract** : The validity of landfill gas models is an important problem considering that they are frequently used for landfill-site-related policy making and energy recovery planning. In this study, the Monte Carlo method was applied to an landfill gas generation model in order to enhance conformity. Results show that the relative mean deviation between measured data and modeled results (*MD*) decreased from 19.8% to 11.7% after applying the uncertainty range of Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) to the methane-generation potential and reaction constants. Additionally, when let reaction constant adjust derived errors from all other modeling components, such as model logic, gauging waste, and measured methane data, *MD* decreased to 6.6% and the disparity in total methane generation quantity to 2.1%.

**Keywords** : Landfill site, Landfill gas model, Model conformity, Monte Carlo method

### 1. 서론

모델링은 대기, 수질 등의 예측[1,2], 환경질에 영향을 미치는 인간과의 관계에 대한 해석 등 환경 분야의 분석도구로 사용되고 있으며[3], 폐기물 관리 분야에서는 매립가스 발생량 추정 등을 통한 에너지 회수 사업계획 수립과 매립장의 효과적인 관리를 위해 주로 적용되고 있다[4]. 매립

폐기물이 혐기적 조건에서 생물화학적으로 분해하여 발생하는 매립가스에는 메탄이 40%이상 포함되어 있다. 따라서 매립가스를 활용한 발전은 물론 정제기술의 경제성만 확보된다면 도시가스 등 천연가스 대용, 압축이나 액화를 통한 자동차 연료로의 사용, 합성가스나 메탄올 제조[5] 등도 기술적으로 가능하다. 그러나 이러한 에너지 회수 사업은 장기적인 투자와 운영측면에서 매립가스의 발생에 대한 보다 정확한 예측이 뒷받침 되어야 한다. 따라서 매립가스 예측에 사용되는 모델이 현장을 얼마나 잘 모사하는가는 관련 정책의

<sup>†</sup>Corresponding author  
(E-mail: skchun@seoultech.ac.kr)

수립이나 기술적 방안을 채택하는데 있어 매우 중요하다.

매립장에 매립가스 모델을 적용하는 경우 아직 개장되지 않은 매립장과 운영되고 있는 매립장의 경우는 모델링 시스템 구축방법에 있어 차이가 있다. 미 개장 매립장에 대한 매립가스 예측 시에는 메탄의 실측자료가 아직 없는 상태이다. 따라서 매립이 예상되는 폐기물의 연도에 따른 성상별 양을 추정하고 각 폐기물 성상별 생물화학적 분해특성을 관련연구나 유사 매립장의 경우를 차용하여 적용해야 하므로 실제 매립장 운영 시에 발생하는 메탄의 양과는 상당한 차이가 있을 것이다. 그러나 어느 정도 운영이 진행되어 메탄 발생이 정상궤도 오른 매립장의 경우는 메탄 발생량 실측자료를 토대로 모델의 정합도 향상을 위한 보정과 검정이 필요하며, 이를 통해 향후의 메탄 발생량을 예측해야 한다. 특히, 매립종료 이후 사후관리기간이 법적으로 30년이므로 이러한 실측자료와의 편차를 최소화하기 위한 정합도 향상기법의 적용방안을 찾는 일은 매립장 운영기간 동안의 에너지 회수 사업뿐 아니라 매립종료이후의 메탄 발생량을 감안한 관련 사업의 경제적 운용 방안을 마련하기 위해서도 중요하다.

본 연구는 이러한 관점에서 현재 수도권매립지에서 운영 중인 매립장에 대하여 현장의 여러 제약요인을 감안하여 가장 최적의 매립가스 발생

모델 적용기법에 대하여 연구하였다. 즉, 모델링 결과 값과 실제 현장 실측자료와의 편차를 최소화하기 위한 방안으로 몬테카를로법을 동 모델에 적용함으로써 향후 매립장의 메탄가스 발생 예측의 정합도를 보다 높일 수 있는 방법론을 제시하고자 하였다.

## 2. 연구방법

### 2.1. 모델링시스템의 정합도

폐기물 매립장에 매립가스 모델링시스템을 구축하는 것은 Fig. 1과 같이 매립되는 성상별 폐기물의 양, 각 폐기물의 생물화학적 메탄 발생 잠재력, 폐기물이 분해되어 메탄을 생산하는 속도, 메탄의 매립장에서의 실제 발생량에 대한 현장 실측값, 그리고 모델링 결과와 실측값 간의 편차에 대한 고찰과 이의 최소화 과정[6,7] 등 많은 요소들을 포함한다.

매립가스 모델링 시스템 구축 시 각종 입력 자료의 부족, 폐기물 및 메탄에 대한 현장 데이터 획득과정의 부정확성, 충분치 못한 모델 정합도 향상 노력 등은 매립가스 모델을 통한 메탄 발생량 예측에 있어서의 신뢰도 저하를 야기한다. 그러나 모델링 시에는 이러한 제 요소들의 다양한

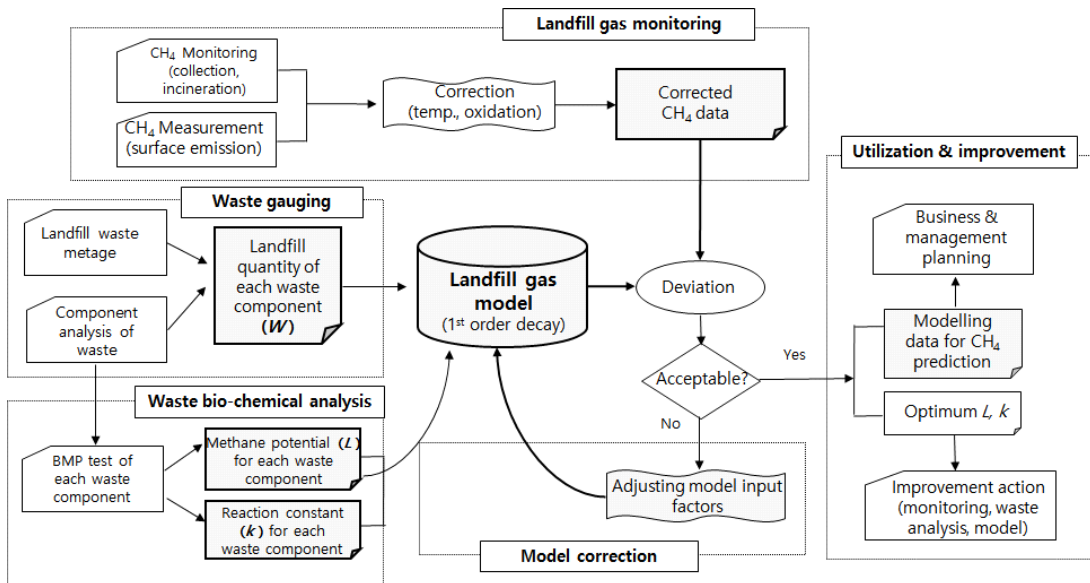


Fig. 1. Construction of landfill gas modeling system.

오류와 오차들이 모델링 전 과정에 개입되고 상호 중첩되기 때문에 이들 각각의 요인들과 그 영향정도를 확인하고 개선하는 일은 쉽지 않다. 또한 모델링에 필요한 모든 요소들에 대하여 충분한 신뢰도를 확보하기 위해서는 많은 비용과 시간이 소요되므로 단기간 내에 개선하는 일 역시 현실적으로 한계가 있다. 결국 적용하려는 모델의 특성을 이해하고 현장의 여러 제약요인 등을 감안하여 주어진 여건 하에서 모델 정합도 향상을 위한 최적의 방법론을 찾는 것이 현실적으로 모델링 결과의 활용도를 높이는데 효과적이다.

각각의 모델 구성요소들은 모델링 과정에서 서로 다른 오차상쇄 효과를 가진다. 오차상쇄 효과란 데이터의 획득과정에서 항상 실제 보다 크게 또는 작게 측정되는 오류가 없다면 데이터 측정 횟수를 반복함에 따라 측정오류가 서로 상쇄되는 효과이다. 식 (1)의 일차분해모델[8]에 있어서 매립 폐기물량( $W$ ) 그리고 매립장으로 부터의 메탄 발생량의 측정값이 전형적으로 이에 해당한다.

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m L_i W_{ij} (1 - e^{-k_j t}) \quad (1)$$

여기에서  $Q_{CH_4}$ 는 메탄 발생량 ( $Nm^3$ ),  $L$ 은 폐기물 성상별 메탄발생 잠재력 ( $Nm^3/t$ ),  $W$ 는 연간 매립폐기물 성상별 양 ( $t/y$ ),  $k$ 는 각 폐기물 성상별 분해속도 상수 ( $y^{-1}$ ),  $t$ 는 매립 후 경과 햇수 ( $y$ ),  $n$ 는 폐기물 성상의 수,  $m$ 는 매립된 해이다.

$W$ 와 메탄 실측자료는 법적, 행정적으로 확정되고 나면 변동이 불가능하기 때문에 이후의 모델링 과정에서의 보정과 검정을 위한 조정은  $L$ 과  $k$ [9-11]에 의해서만 가능하다.  $L$ 과  $k$ 는 생물화

학적 메탄발생 실험인 Biochemical Methane Potential (BMP) 실험[12-14] 또는 라이지미터 (lysimeter) 실험[15,16] 을 통해 간접적으로 추정 이 가능하나, 이 역시 시료의 채취와 실험과정에서 오류와 오차를 가지게 된다. 실험실 조건과는 달리 실제 방대한 규모의 매립장에서는 그 내부의 생물화학적 조건이 국지적으로 모두 다르다. 이는 동일한 폐기물이라 해도 각 구역과 시기에 따라 분해 상황이 제각기 다르다는 것을 의미하며 이로 인해 특히,  $k$  값의 경우는 현장에서의 실제 값이 어느 정도인지를 추정하기가 곤란하다. 뿐만 아니라 적용하려는 모델의 종류,  $W$  그리고 실측자료에서의 오류나 오차가 누적될 경우 최종적으로 모델의 정합도 향상이  $L$ 과  $k$ 에 의해서만 가능한 상황이고 이 가운데  $L$ 은 일종의 원단위와 같기 때문에  $L$ 의 오차 폭의 조정에는 기본적으로 상하한의 개념이 존재한다. 따라서 제일 마지막에는  $k$  만이 조정기능을 가지게 되며, 이는 앞서 언급한 모델의 모든 구성요소의 오류와 오차를  $k$ 가 조절토록 하는 기능을 부여하는 것이 되므로 최초의  $k$ 와는 실질적으로 그 의미가 상당히 달라진다. 이와 같이  $k$ 가 자체의 오류나 오차 외에 타 모델링 시스템 구성요소들의 오류와 오차에 대한 조정개념을 포함하도록 할 경우 본 연구에서는 오해를 피하기 위하여 이를  $k_2$ 로 표현하였다. Table 1은 식 (1)의 각 모델 구성요소들의 불확도, 오류와 오차의 상쇄가능성 등을 나타낸 것이다.

Table 1에서 보듯, 사용 모델,  $W$ , 보정과 검정을 위한 실측 자료가 확정된 뒤에는 모델링 결과의 정합도를 향상시키는 방법은 최적의  $L$ 과  $k$ 의 조합을 찾는 일이다. 이를 위하여 시행오차 방식

Table 1. Characteristics of modeling components

Modelling components	Uncertainty <sup>1)</sup>	Error counterbalance	Adjustability
$e^{-k \cdot t}$	-	×	×
$W$	± 10~30	○	×
$L$	± 10~20	△	△
$k$	± 11.1~33.3	×	○
Measured methane data	-	○	×

1) IPCC (2007)

에 의하여 계산해 내는 것은 물리적으로 힘들 뿐 아니라 타 오류와 오차요인이 전가된 상황에서 논리적인 타당성 측면이나 정확도에서도 바람직하지 않다[17,18]. 이 경우 몬테카를로법을 사용하여 각 요소별로 확장 가능한 범위를 지정하여 해당 범위에서 최적의  $L$ 과  $k$ 의 조합을 찾아 적용하는 방법이 보다 합리적일 것이다[19-21].

## 2.2. 모델의 현장적용

연구대상 매립지는 수도권매립지내 제2매립장 (LS2)이다. LS2는 2000년 10월부터 매립을 시작하였으며, 2018년말 매립이 종료될 것으로 예상되고 있다. LS2에 식 (1)의 매립가스 발생모형을 적용하였으며, 몬테카를로법을 적용하기 전에 기존 방식에 의하여 두 가지의 모델링을 수행하였다. 즉, 첫 번째 모델링 (M1)은 수도권매립지 연구결과[22]에 따른  $L$ 과  $k$  값을 적용하였고, 두 번째 모델링 (M2)의 경우는  $L$ 은 M1의 경우와 동일한 값을 그리고  $k$ 는 조성이 전혀 다르거나 자료가 없는 경우를 제외하고는 IPCC[23] 제공 값을 적용하였다. 초기 두 가지 모델링에 적용한  $L$ ,  $k$  값, 2000년 10월부터 2014년 12월까지 총 매립 폐기물량은 Table 2와 같다.

매립장에서의 메탄 발생량에 대한 모델링 결과의 신뢰도를 확인하거나 현장 모사능력을 높이기 위한 모델 보정을 위해서는 메탄의 실측값이 필요하다. LS2의 경우 매립가스는 수직 및 수평관을 통해 포집된 양[24], 매립장의 중간복토층이나 사면 등으로 배출된 표면발산량[25,26], 수직포집정 사이의 미 포집 매립가스 소각을 위한 간이소각기에 의한 소각량이 포함된다. 포집량의 경우는 2001년부터 측정되었으나 표면발산량은 2005년부터 측정되었다. 따라서 모델링 결과 값에 대한 정합도 평가와 보정은 모든 메탄 발생량에 대한 측정값이 존재하는 2005년부터 2014년까지의

10년간을 대상으로 하였다. 그리고 포집량과 간이소각기 소각량은 매립가스의 온도를 그리고 표면발산량의 경우는 LS2가 소재한 인천지역의 연평균 기온을 적용하여 표준상태 메탄의 부피로 온도보정을 하였다[27].

한편, 매립가스를 포집할 때에는 부압을 사용하기 때문에 매립장 내부로의 외기 유입이 있게 된다. 이로 인해 포집된 매립가스에는 외기가 섞이게 되며 외기에 포함된 산소에 의해 메탄의 산화작용이 발생한다. 따라서 최초 발생된 메탄가스의 농도는 식 (2) 및 식 (3)에 의하여 보정하였다.

$$C'_{CH_4} = C_{CH_4} + \left(\frac{21}{78} C_{N_2} - C_{O_2}\right) \quad (2)$$

$$Q'_{CH_4} = C'_{CH_4} \times Q_{LFG} \quad (3)$$

여기에서  $C'_{CH_4}$ 는 보정된 메탄의 매립가스내 농도 (%),  $C_{CH_4}$ ,  $C_{N_2}$ ,  $C_{O_2}$ 는 포집된 매립가스내 메탄, 질소, 산소의 농도 (%),  $Q'_{CH_4}$ 는 보정된 메탄의 양 ( $Nm^3$ ),  $Q_{LFG}$ 는 포집된 매립가스량 ( $Nm^3$ )이다.

매립장 내부에서 발생한 메탄의 일부는 매립장의 복토층 등을 통해 외부로 발산하는 과정에서 산화작용을 받아 이산화탄소로 전환하게 된다 [28,29]. 따라서 표면 발산량의 경우 초기 메탄 발생량은 식 (4)를 적용하여 보정하였다. 이와 같이 하여 보정된 총 메탄의 발생량은 Table 3과 같다.

$$SQ'_{CH_4} = SQ_{LFG} \times C'_{CH_4} \quad (4)$$

여기에서  $SQ'_{CH_4}$ 는 보정된 표면발산 메탄의 양 ( $Nm^3$ ),  $SQ_{LFG}$ 는 표면발산 된 매립가스의 양 ( $Nm^3$ )이다.

Table 2. Each biodegradable waste disposed to LS2 from October 2010 to December 2014 and factors and parameters used for modeling

Waste	Food	Paper	Wood	Textile	Others	S.S.	
$W$ ( $10^3t$ )	4,948	9,521	352	1,262	845	3,577	
$L$ ( $Nm^3 CH_4/t$ )	117.1	239.1	116.0	215.8	109.3	16.1	
$k$ ( $yr^{-1}$ )	M1	0.075	0.095	0.115	0.095	0.145	0.055
	M2	0.185	0.060	0.030	0.060	0.145	0.055

S.S.: solidified sludge

Table 3. Measured and corrected methane generation data of LS2 (2005–2014)  
(unit :  $10^3\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{yr}$ )

Year	Total	Collection	Incineration	Surface emission
2005	183,120	49,186	50,660	83,275
2006	175,069	47,957	47,491	79,621
2007	172,595	98,462	22,990	51,144
2008	161,973	115,934	0	46,039
2009	167,395	115,277	0	52,119
2010	137,744	114,018	0	23,725
2011	153,313	125,439	1,123	26,752
2012	158,781	151,731	2,248	4,803
2013	143,079	133,873	226	8,980
2014	134,127	128,380	1,003	4,745

The mobile incinerators were not operated for 2008–2010

Table 4. Random number generation range (RNGR) for  $L$ ,  $k$  based on M2

Methods	Food	Paper	Wood	Textile	Others	S.S.
$L^1$	93.7~140.5	191.3~287.0	92.8~139.2	172.6~259.0	87.4~131.2	12.9~19.3
M_IPCC1	$k^2$ 0.178~0.356	0.089~0.125	0.036~0.071	0.089~0.125	0.107~0.178	0.069~0.044
M_IPCC2	$k^3$ 0.123~0.247	0.050~0.070	0.027~0.040	0.027~0.093	0.109~0.181	0.045~0.075

1)  $\pm 20\%$  applied to  $L$  2) IPCC uncertainty range 3) IPCC uncertainty relative range is applied to  $k$

### 2.3. 몬테카를로법 적용

몬테카를로법을 매립가스 발생 모델에 적용하기 위해서는  $L$ ,  $k$ 에 대한 난수발생 폭을 정해야 한다. Table 4는 M2에 적용한 방법으로서, IPCC의 폐기물 성상별 편차 폭과 반응속도상수의 불확도 범위를  $L$ ,  $k$ 의 난수발생 폭으로 하였다[30]. 즉, M\_IPCC1은  $L$ 에 대하여  $\pm 20\%$  그리고  $k$ 에 대하여 IPCC의 불확도 범위, 그리고 M\_IPCC2는  $L$ 에 대하여  $\pm 20\%$ ,  $k$ 에 대하여는 IPCC가 제시한 불확도 상하한 값의  $k$ 값(M2)에 대한 상대적 범위를 난수발생 폭으로 하였다.

모델은 상기의 난수발생 폭 내에서 총 10만회의 시뮬레이션을 하였다. 그리고 각 시뮬레이션마다 2005년부터 2014년간 실측된 메탄의 연간 총 발생량과 모델링 결과 값 사이의 식 (5)의 평균 편차를 계산하였으며, 총 10만개의  $L$ ,  $k$  조합 중에서 평균편차가 가장 작게 발생하는  $L$ ,  $k$ 를 모

델링시의 입력  $L$ ,  $k$ 로 선정하였다.

$$MD = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i - Q_m) / Q_i}{n} \quad (5)$$

여기에서  $MD$ 는 측정된 메탄 발생량과 모델링 결과 값 사이의 평균편차 (%),  $Q_i$ 는 연간 메탄 발생량 측정값 ( $\text{Nm}^3/\text{y}$ ),  $Q_m$ 은 모델링에 의한 메탄의 연간 발생량 ( $\text{Nm}^3/\text{y}$ ),  $n$ 은 평균편차 분석 대상 횟수이다.

$k$ 가 모델의 모든 구성요소들로부터 파생되는 오류와 오차 요인들에 대한 조정기능을 부여받게 될 경우  $k$ 에 대한 난수발생 폭은 최적  $L$ ,  $k$ 2 조합을 위해 확장되어야 한다. 최적의 난수발생 폭을 결정하기 위하여 난수가 발생 가능한 범위를 최소  $k$ 의 상하로 최소 1/7에서 최대 7배까지 단계별로 증가시켰다. 그리고 각 단계별로 1만회씩

모델링을 하면서 각 단계에서의 최소  $MD$ 를 나타내는  $L, k$  조합을 선정하였고, 이들  $MD$ 가 더 이상 크게 감소하지 않고 일정수준으로 수렴하는 난수발생 폭을 결정하였다. 그리고 이때의 난수발생 폭과 최적  $L, k$ 를 대상으로 다시 10만회의 시뮬레이션을 하였으며, 이때 최소의  $MD$ 를 나타내는  $L, k2$  조합을 최종적인 모델 입력조건 및 모델링 결과 (M\_R4.5\_F)로 결정하였다. 모델링시스템과 제어프로그램 등은 visual basic application을 사용하여 작성하였으며 전체 모델 정합도 제고를 위한 작업방법과 절차는 Fig. 2와 같다.

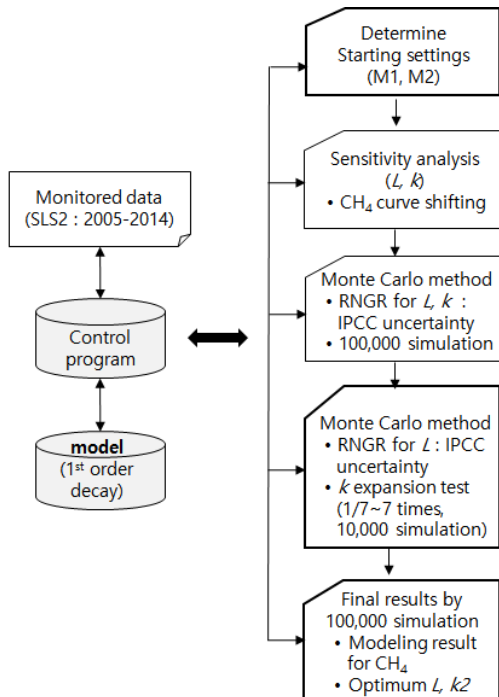


Fig. 2. Full process of applying the Monte Carlo method for improving model conformity by finding out optimum  $L$  &  $k2$ .

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1. 최초 모델링 결과

Table 2의 입력조건에서의 모델링 결과는 Fig. 3과 같다. M1과 M2에 의한 총 메탄 발생량은 실측값인  $1,587 \times 10^6 \text{ Nm}^3$ 에 비하여 각각

+46.8%와 -13.0%이었으며, 총 평균편차는 25.6%과 19.8%이었다. Fig. 3에서 보는 바와 같이 LS2에 현실적으로 적용 가능한 모든 모델 입력요소를 단순히 그대로 입력할 경우에는 모델링 결과와 실측값은 큰 차이가 발생하기 때문에 사실상 모델로서의 기능을 기대하기 어려운 상태이다. 따라서 모델입력 요소중 실제적으로 조정 가능한 요소들에 대하여 보정하지 않는다면 모델링 자체가 큰 의미가 없게 된다. 모델 보정 작업을 위한 기준 모델링 조건으로는 상대적으로 평균편차가 작은 M2를 선택하였으며, 이후 이를 대상으로 모델 정합도 향상을 위한 작업을 진행하였다.

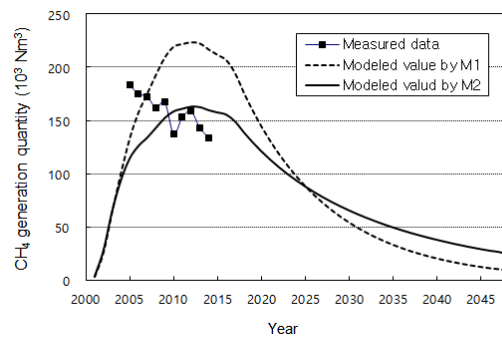
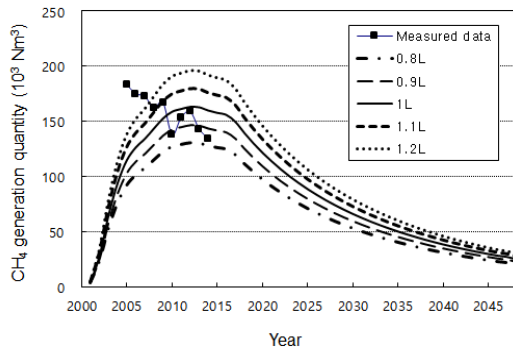
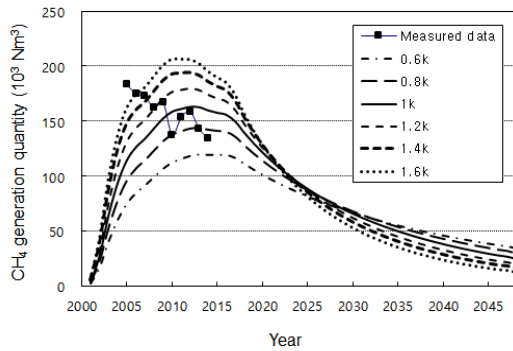


Fig. 3. Results of first stage modeling by M1 and M2.

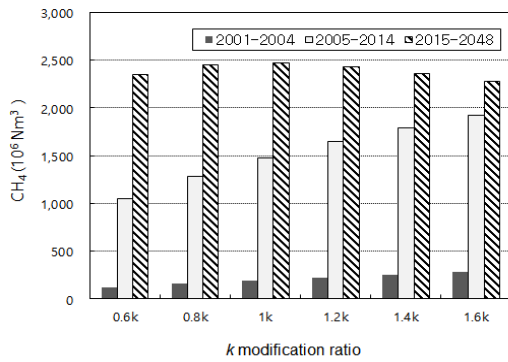
모델 보정에 앞서 모델의 보정대상인  $L, k$ 의 특성을 파악하기 위하여 민감도 분석을 한 결과는 Fig. 4와 같다. Fig. 4(a)와 4(b)는 M2에 대하여 각 폐기물 성장별로  $L, k$ 를 각각 0.8~1.2과 0.6~1.6배 변동시켰을 때의 모델링 결과를 나타낸 것이다.  $L$ 의 변화는  $W$ 의 증감과 같은 효과로서 메탄 발생곡선의 상하로의 증감을 그리고  $k$ 의 경우는 좌우로의 이동을 야기한다.  $k$ 의 변화에 따른 Fig. 4(c)는 LS2의 2005-2014과 동기간의 전과 후 기간에서의 메탄 총 발생량의 변화를 보여준다. 결국 모델의 보정은 각각의 폐기물 성장별로 이러한  $L, k$ 의 특성을 감안하여 개별적으로 조절함으로써 총  $MD$ 를 최소화하는 최적해를 찾는 과정이라 할 수 있다.



(a)



(b)



(c)

Fig. 4. Shifting of methane production curve (a) by modifying  $L$  (b) by modifying  $k$  (c) changes of total methane generation quantity in three periods (2005–2014, before and after 2005–2014) by modifying  $k$ .

### 3.2. 몬테카를로법의 적용

Table 5는 M\_IPCC1과 M\_IPCC2에 대하여 몬테카를로법으로 구한 최적  $L, k$  조합이고, Fig. 5는 동 조합에서의 모델링 결과이다. 총 메탄 발생량에 있어서 측정값과 모델링 결과 값의 차이는 M\_IPCC1 +6.8%, M\_IPCC2 -2.5% 이었으나, MD는 M\_IPCC1이 M\_IPCC2 보다 작았다. 그러나 비록 M2에 의한 최초 모델링 결과보다 MD가 크게 줄었으나 M\_IPCC1은 11.7% 그리고 M\_IPCC2는 13.6%로 두 경우 모두 MD가 10%가 넘었다.

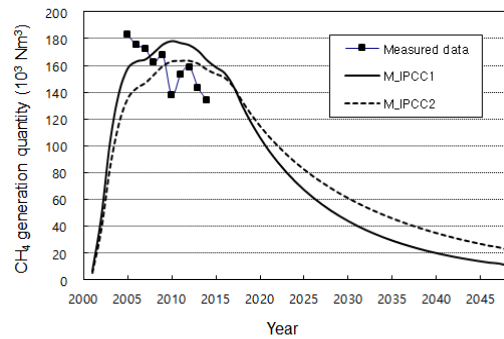


Fig. 5. Modeled results for M\_IPCC1 and M\_IPCC2.

$L$ 에 대한 난수발생 폭을  $\pm 20\%$ 로 고정된 상태에서  $k$ 에 대한 난수발생 폭을 M\_IPCC1과 M\_IPCC2에서 적용한 폭 이상으로 증가시키지 않는다면 모델에 대한 더 이상의 정합도 향상은 불가능하였다. 이는 모델링 시스템의 여러 구성요소들로 부터 파생된 오류와 오차가 남아있기 때문이다. 따라서 앞서 설명한 대로  $k$  개념을 도입하여 추가적인 정합도 제고가 가능하도록 하였다. 이를 위해 먼저  $L$ 의 난수발생 폭을  $\pm 20\%$  하되  $k$ 에 대한 난수발생 폭을 단계별로  $k$ 의 1/7 ~ 7 배까지 증가시키면서 각 단계별로 1만회의 모델시뮬레이션을 하였고, 이 때 최소 MD를 보이는  $L, k$  조합을 구하였다. Fig. 6(a)는 각 단계별 최소 MD 값이며, Fig. 6(b)는 각 단계별 최적  $L, k$  조합에 의한 모델링 결과이다.

Table 5. Optimum  $L$ ,  $k$  combination for M\_IPCC1 and M\_IPCC2

Method	CH <sub>4</sub> (10 <sup>6</sup> Nm <sup>3</sup> , 2005-2014)	Dev. (%, 2005-2014)		Food	Paper	Wood	Textile	Others	S.S.
M_IPCC1	1,695	11.7	$L$	128.8	195.3	93.3	201.6	96.2	19.1
			$k$	0.344	0.096	0.046	0.116	0.156	0.053
M_IPCC2	1,548	13.6	$L$	140.2	231.0	95.4	250.3	114.4	17.3
			$k$	0.24	0.06	0.03	0.09	0.11	0.05

Table 6. Modeled results by M\_4.5\_F and its optimum  $L$  and  $k2$ 

CH <sub>4</sub> (10 <sup>6</sup> Nm <sup>3</sup> , 2001-2048)	CH <sub>4</sub> (10 <sup>6</sup> Nm <sup>3</sup> , 2005-2014)		Food	Paper	Wood	Textile	Other	S.S.
3,915	1,621	$L$	139.5	192.8	106.8	258.9	96.6	14.8
		$k2$	0.744	0.086	0.031	0.176	0.034	0.034

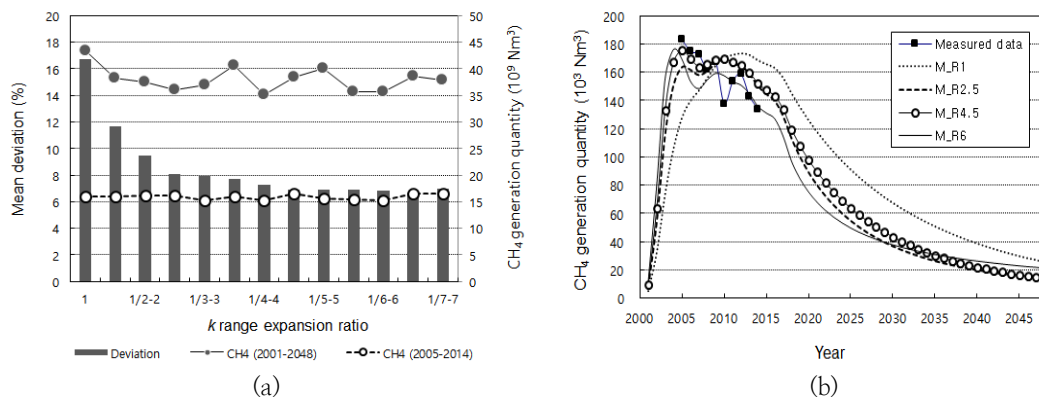


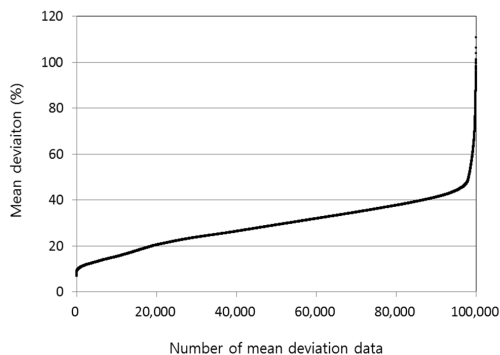
Fig. 6. Random number generation range (RNGR) for  $k$  and modeled results. (a) RNGR for  $k$  and minimum MD (b) optimum modeled results from each RNGR for  $k2$ . M\_R2.5: modeled result (RNGR = 1/2.5~2.5 times  $k$  value), M\_R4.5: modeled result (RNGR = 1/4.5~4.5 times  $k$  value), M\_R6: modeled result (RNGR = 1/6~6 times  $k$  value).

Fig. 6(a)와 같이  $k$ 에 대한 난수발생 폭을 확대함에 따라 MD는 급격하게 감소하여 난수발생 폭이  $k$ 의 1/4.5~4.5 배일 때 6.9% 수준으로 감소하였으며, 2005-2014의 실측 메탄 총 발생량과의 편차는 해당 구간에서 4.5%를 보였다. 그러나 이 후로는 난수발생 폭 증가에도 불구하고 큰 변화가 없었다. 따라서 LS2에 대한 일차분해모델의 적용 시 몬테카를로법의 적용을 위한 난수발생 폭을  $L$ 은  $\pm 20\%$ , 그리고  $k$ 는 1/4.5~4.5 배

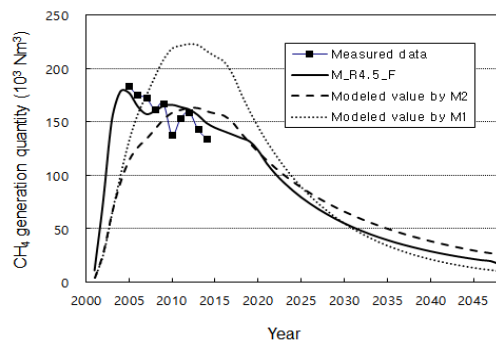
를 적용하여  $k2$ 를 도출하는 것이 최적임을 알 수 있었다. Table 6은 동 시물레이션으로 얻어진 최적의  $L$ ,  $k2$  조합이다.

Fig. 7(a)와 같이 이러한 조건에서 모델 시물레이션을 최종적으로 10만회 수행하였으며, Fig. 7(b)은 Table 6의 조건에서의 모델링 결과 (M\_R4.5\_F)이다. MD는 6.6% 이었고, 총 실측된 메탄 발생 총량과의 편차는 +2.1% 수준으로 나타나는 등 모델의 정합도가 크게 향상되었다.





(a)



(b)

Fig. 7. Modeled result by M\_R4.5\_F (a) MD in each simulation by running 100,000 times (ascending order) (b) modeled result of M\_R4.5\_F and comparison to that of M1 and M2.

#### 4. 결론

수도권매립지 제2매립장에 대하여 획득 가능한 모든 모델 입력요소를 반영하여 두 가지 방식으로 모델링 하였다. 모델링 결과, 모델링 값과 실제 메탄 발생량과의 총 평균편차 ( $MD$ )는 각각 25.6%, 19.8% 그리고 총 발생량의 실측값에 대한 차이는 +46.8%와 -13.0%에 달하여 정합도가 매우 낮게 나타났다. 편차가 상대적으로 작은 두 번째 모델링 조건에 IPCC의 불확도 범위를 다시 두 가지 방식으로 적용하여 정합도를 향상한 결과,  $MD$ 는 각각 11.7%와 13.6%로 개선되었으나 여전히 10%가 넘게 나타났다. 추가적인 모델의 정합도 향상을 위해 메탄 생산 잠재력  $L$ 과 반응

속도 상수  $k$ 의 최적조합을 찾기 위해 몬테카를로법을 사용하고 특히,  $k$ 가 모델 구성요소들이 가지는 오류와 오차요인의 최종 조정 역할을 하도록 한 결과,  $MD$ 는 6.6%, 총 메탄 발생량의 실측값과의 차이도 +2.1%수준으로 크게 감소하였다. 연구결과, 모델 입력자료 확보의 현실적인 제한성을 극복하기 위한 방안의 하나로서 운영 중인 매립장에 있어서는  $k$ 에 대한 보다 확장된 개념과 몬테카를로법의 적용이 모델링 결과의 정합도 향상에 유용함을 확인할 수 있었다.

#### References

1. H. Liu, G. Benoit, T. Liu, Y. Liu, H. Guo, An integrated system dynamics model developed for managing lake water quality at the watershed scale, *J. Environ. Manag.*, **155**, 12 (2015).
2. J.H. Kim, Y.K. Park, Study on Computational Fluid Dynamics(CFD) simulation for NOx dispersion around combined heat and power plant, *J. of Korean Oil Chemists' Soc.*, **32**(1), 63 (2015).
3. A. Haarstrick, N. Mora-Naranjo, J. Meima. and D.C. Hempel, Modeling Anaerobic Degradation in Municipal Landfills, *Environ. Eng. Sci.*, **21**, 471 (2004).
4. S. Li, H.K. Y, K. Macauley, K. Palmer, J.S. Shih, Assessing the role of renewable energy policies in landfill gas to energy projects, *Energy Econ.*, **49**, 688-690 (2015).
5. Y.K. Kim, K.H. Lee, H.S. Hahm, Direct Methanol Synthesis by Partial Oxidation of Methane, *J. of Korean Oil Chemists' Soc.*, **30**(4), 650 (2013).
6. Y. Chu, C. Salles, F. Cernesson, J.L. Perrin, M.G. Tournoud, Nutrient load modeling during floods in intermittent rivers: An operational approach, *Environ. Model. Softw.*, **23**(6), 780 (2008).
7. J. Hofman, R. Samson, Biomagnetic monitoring as a validation tool for local

- air quality models: A case study for an urban street canyon, *Environ. Int.*, **70**, 55–56 (2014).
8. R.L. Meraza, A.M. Vidalesb, A. Domínguez, A fractal-like kinetics equation to calculate landfill methane production, *Fuel.*, **83**(1), 75 (2004).
  9. H.R. Amini, D.R. Reinhart, K.R. Mackie, Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties, *Waste Manag.*, **32**(2), 311 (2012).
  10. A.A. Faour, D.R. Reinhart, H. You, First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills, *Waste Manag.*, **27**(7), 948–953 (2007).
  11. G. De Gioannis, A. Muntoni, G. Cappai, S. Milia, Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants, *Waste Manag.*, **29**(3), 1028 (2009).
  12. H.D. Kim, T.G. Townsend, Wet landfill decomposition rate determination using methane yield results for excavated waste samples, *Waste Manag.*, **32**, 1429–1430 (2012).
  13. A.P. Trzcinski and D.C. Stuckey, Determination of the Hydrolysis Constant in the Biochemical Methane Potential Test of Municipal Solid Waste, *Environ. Eng. Sci.*, **29**(9), 849 (2012).
  14. Z. Mou, C. Scheutz, P. Kjeldsen, Evaluating the biochemical methane potential (BMP) of low-organic waste at Danish landfills, *Waste Manag.*, **34**(11), 2254–2255 (2014).
  15. N. Sanphotia, S. Towprayoona, P. Chairasertc, A. Nopharatanad, The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill, *J. Environ. Manag.*, **81**(1), 29 (2006).
  16. R. Smith, M. Lillie, Using a lysimeter study to assess the parameters responsible for oak wood decay from waterlogged burial environments and their implication for the in situ preservation of archaeological remains, *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, **60**(1), 42 (2007).
  17. J.C. Refsgaard, J.P. van der Sluijs, A.L. Hjberg, P.A. Vanrolleghem, Uncertainty in the environmental modelling process – A framework and guidance, *Environ. Model. Softw.*, **22**(11), 1546–1547 (2007).
  18. J. Billeter, Y.M. Neuhold, L. Simon, G. Puxty, K. Hungerbühler, Uncertainties and error propagation in kinetic hard-modelling of spectroscopic data, *Chemom. Intell. Lab. Syst.*, **93**(2), 121–123 (2008).
  19. B.G. Tian, J.T. Si, Y. Zhao, H.T. Wang, J.M. Hao, Approach of technical decision-making by element flow analysis and Monte-Carlo simulation of municipal solid waste stream, *J. Environ. Sci.*, **19**(5), 636–637 (2007).
  20. S.S. Nam, J.Y. Lee, A Study on Monte Carlo Simulation by beam scattering in Resin of New Austria Tunnel Method for Safety of Industrial Disaster, *J. of Korean Oil Chemists' Soc.*, **30**(3), 445 (2013).
  21. S. Shen, S. Zeng, J. Liang et al., Markov Chain Monte Carlo Approach for Parameter Uncertainty Quantification and Its Impact on Groundwater Mass Transport Modeling: Influence of Prior Distribution, *Environ. Eng. Sci.*, **31**, 490–491 (2014).
  22. Sudokwon Landfill Site Management Corp., A Study on The Monitoring & Prediction System Building Measures for LFG and Leachate of Sudokwon Landfill Site, 210 (2004).
  23. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 3.17 (2007).
  24. L. Yu, F. Battlea, J. Carrera, A. Lloret, Gas flow to a vertical gas extraction well in deformable MSW landfills, *J. Hazard. Mater.*, **168**(2–3), 1405 (2009).
  25. I. Georgakia, P. Soupios, N. Sakkas et

- al., Evaluating the use of electrical resistivity imaging technique for improving CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emission rate estimations in landfills, *Sci. Total Environ.*, **389**(2-3), 523 (2008).
26. D.D. Trapani, G.D. Bella, G. Viviani, Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: Influence of landfill features and side slopes, *Waste Manag.*, **33**(10), 2109-2114 (2013).
27. J.W. Park, H.C. Shin, Surface emission of landfill gas from solid waste landfill, *Atmospheric Environ.*, **35**(20), 3447 (2001).
28. C. Pratt, A.S. Walcroft, J. Deslippe, K.R. Tate, CH<sub>4</sub>/CO<sub>2</sub> ratios indicate highly efficient methane oxidation by a pumice landfill cover-soil, *Waste Manag.*, **33**(2), 412-413 (2013).
29. T. Abichou, T. Kormi, L. Yuan, T. Johnson, E. Francisco, Modeling the effects of vegetation on methane oxidation and emissions through soil landfill final covers across different climates, *Waste Manag.*, **36**, 231 (2015).
30. S.K. Chun, A Study on the Uncertainty Analysis of First Order Decay Model for Landfill Gas, *J. Korea So. Waste Manag.*, **27**(8), 728 (2010).