

건설폐기물 분리매립 및 생활폐기물과의 혼합매립에 의한 매립가스 발생 특성

박종근¹⁾ · 천승규^{2)*}

Characteristics of Landfill Gas Generation by Separate Landfill of Construction Waste and Mixed Landfill with Household Waste

Jong-Keun Park¹⁾ · Seung-Kyu Chun^{2)*}

Received 9 August 2022 Revised 16 September 2022 Accepted 14 October 2022 Published online 7 November 2022

ABSTRACT Landfill gas (LFG) generation characteristics in a construction waste landfill zone (block E) and mixed landfill zone (block A) were analyzed. During the period from October 2018 to April 2022, a total of 936×10^3 and $1,001 \times 10^3$ tons of waste were disposed in block E and block A, respectively. Out of this, 27.1% and 55.6% were biodegradable waste in block E and block A, respectively. The landfill masses of the two blocks were converted to be comparable. Then, the biodegradable waste and organic carbon were estimated by element analysis, biodegradable carbon by biochemical methane potential experiment (DC), and sulfate ion by acid decomposition. Results showed that biodegradable waste, organic carbon, biodegradable carbon, and sulfate ions in block A were 2.1, 1.6, 5.2, and 0.4 times greater than those in block E, respectively. The amount of LFG generated by block A was 4.8 times greater than that by block E. The average concentrations of methane (CH_4) were 60.8% and 60.9% in block E and block A, respectively, which were unrelated to the nature of disposed waste. The average concentrations of hydrogen sulfide (H_2S) were significantly high in block E (4,489 ppm) and block A (8,478 ppm). As the $\text{DC}/\text{SO}_4^{2-}$ of block E and block A were 0.35 and 4.56, respectively, increase in $\text{DC}/\text{SO}_4^{2-}$ caused increase in not only the total amount but also the concentration of H_2S generated.

Key words Landfill gas(매립가스), Construction waste(건설폐기물), Organic carbon(유기탄소), Sulfate ion(황산염이온), Hydrogen sulfide(황화수소)

1. 서론

과거 난지도매립장까지의 비위생매립은 수도권매립지 제 1매립장부터 관련 법제의 개선을 통해 위생매립으로 전환

되어 많은 개선이 있었다. 그러나 근본적으로 매립 후 매립장 내부에서 생물화학적 분해가 일어나는 성상의 폐기물을 직매립하는 것은 자원과 에너지의 낭비뿐 아니라 각종 환경상의 문제를 유발할 수밖에 없다. 따라서 이를 개선하지 않으면 폐기물 처리공법으로서의 매립처분 방법이 가지는 근본적인 문제의 해소 및 자원순환사회로의 진입에 장애가 될 수밖에 없을 것이다. 이러한 문제점을 인식하고 정부에서도 관련 법령을 개정하여 2030년 1월 1일부터 자원 및 에너지 회수를 위한 전처리를 거치지 않은 폐기물은 원칙적으로

1) Researcher, Graduate School of Convergence Science, Seoul National University of Science and Technology

2) Professor, Graduate School of Convergence Science, Seoul National University of Science and Technology

*Corresponding author: skchun@seoultech.ac.kr

Tel: +82-2-970-6880

Fax: +82-2-970-6800

로 직매립을 금지하였다. 이는 직매립에 따른 자원과 에너지의 낭비를 막고 매립량 감축에 의한 매립지 확보문제 해소와 함께 악취와 침출수 발생에 따른 환경상의 위험을 저감하기 위한 것이다.

현재 국내 많은 매립장에서는 각종 폐기물이 일부 선별 분리 또는 미처리된 상태로 혼합 직매립되고 있으며, 전처리 시설의 확충에는 시간이 소요될 수밖에 없다. 아울러 전처리 잔재물은 매립이 가능하나, 이에 대한 기준이 분명하지 않은 상태이다. 따라서 개선된 제도의 본격 시행 이전의 매립장 운영과 그 이후의 폐기물 전처리 방법과 관련해서도 혼합 또는 분리 매립방식이 매립가스 발생이나 환경에 미치는 문제를 파악할 필요가 있다.

특히, 국내 매립량의 많은 부분을 차지하는 건설폐기물에는 시멘트 원료의 하나인 석고 성분이 상당량 포함되어 있으므로 분리매립과 생활폐기물 등과의 혼합매립 시의 매립가스의 발생량 및 메탄농도의 변화 여부 그리고 악취 및 매립가스 자원화에 악영향을 미치는 황화수소 발생^[1~3]에 대한 영향 분석이 요구된다. 건설폐기물의 분리매립을 통한 환경 및 경제적 측면에서의 매립방법 개선을 위해서는 생활 및 건설폐기물 내에 존재하는 유기성 탄소의 양, 이들의 매립장 내부에서의 생분해도 그리고 시멘트 성분에 주로 포함된 황산염이온의 양^[4] 등이 생활폐기물과의 혼합매립과 건설폐기물 분리 매립 시에 실제 매립장에서 정량적으로 얼마나 차이가 있는지 평가할 필요가 있다.

본 연구는 이를 위해 수도권에 소재한 S 매립장을 대상으로 건설폐기물 분리매립구역과 생활폐기물, 건설폐기물, 기타 사업장 배출시설계 폐기물의 혼합매립구역에 대하여 매립폐기물 성상, 삼성분 및 원소분석, BMP(Biochemical Methane Potential) 실험결과, 매립가스 분석 등을 통해 메탄과 황화수소의 발생량 등 건설폐기물 분리매립의 실효성과 분리매립 시 고려해야 할 주요사항을 제시하였다.

2. 연구방법

2.1 연구 대상지

수도권에 소재한 S 매립장은 기존 매립장이 2018년 9월 사용종료 됨에 따라 2018년 10월부터 매립을 시작하였고,

2020년 기준 수도권에서 발생하는 68,796 천톤/년의 생활 및 사업장 배출시설계 폐기물 가운데 2,995 천톤을 반입하여 매립처분하고 있다. 이는 수도권 발생 생활폐기물의 25%, 건설폐기물의 18%에 해당한다.^[5]

매립장 구조는 Table 1과 같이 총 8개의 블록과 8단으로 설계되었으며, 2022년 7월말 현재 3단까지 매립이 완료된 상태이다. Fig. 1은 S 매립장 평면도로서 총 8개의 매립 블록 중 E와 F블록은 건설폐기물만을 그리고 나머지 6개 블록은 생활폐기물, 건설폐기물 그리고 슬러지리류 등을 혼합

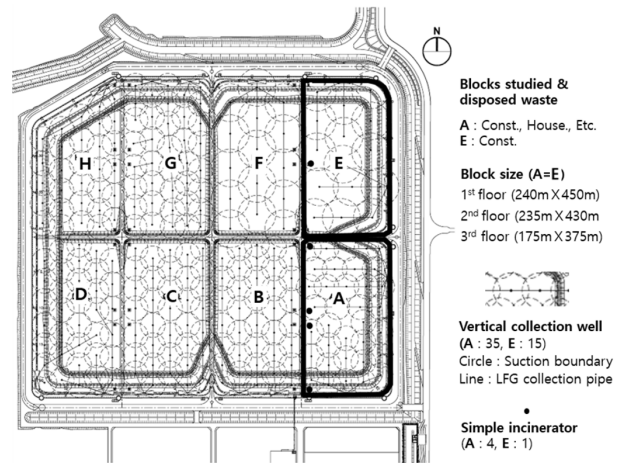


Fig. 1. Structure of the S landfill site and blocks studied

Table 1. Main features and attached facilities of S landfill site^[6]

	Contents	Scale & specifications
General	Total area	1,033×10 ³ m ²
	Landfill site	830×10 ³ m ²
	Planned quantity (volume)	18.1×10 ⁶ ton (20.0×10 ⁶ m ³)
	Operating period	2018.10 ~ 2025.08
	Construction cost	123 billion Won
Structure	Block number	8
	Size of each block (aver.)	245 m×424 m
	Layer number (each height)	8 (4.5 m)
	Intermediate covering	> 0.5 m
Total planned height	(4.5+0.5)×8 = 40 m	
Attached facility	LFG collection	Vertical well (239) · HDPE (D225+D280 mm)
	LFG utilization	50 MW power plant
	Leachate pipe (transfer, collection)	4,685 m, 24,147 m
	Leachate treatment facility	6,700 ton/d (Denitrification)

매립하고 있다. 이 가운데 연구대상 블록은 매립량이 유사한 E블록과 A블록이다.

2.2 조사 및 분석 방법

2.2.1 매립폐기물 분석

매립된 폐기물은 E블록에 건설폐기물, A블록에는 생활폐기물, 건설폐기물, 하수 및 정수슬러지이며, 하수 슬러지는 고화처리^[7,8]된 것과 수분 75% 이하로 탈수 처리된 것 두 가지이다. 폐기물 성상별 삼성분 및 원소분석은 2018년 10월~2022년 4월까지 총 119회 수행되었고, 이 가운데 연구대상 블록에 매립되는 시기에 해당하는 조사 시점의 분석결과를 적용하였다.

매립폐기물 중 매립가스를 발생시키는 것은 분해성 폐기물이므로 무기성과 비닐·플라스틱류를 제외한 음식물, 종이, 목재 등 바이오매스 계통의 유기성 폐기물의 원소분석 값을 통해 유기탄소(C)의 양을 산출하였다^[9]. 그러나 상기 유기화합물 내의 유기탄소가 실제 매립장 내부에서 생물화학적으로 모두 유의미한 시간 안에 이산화탄소와 메탄으로 전환 가능한 것은 아니다. 특히, 생활폐기물과 건설폐기물의 경우 종이, 목재와 같이 같은 성상이라 해도 단위 질량 당 또는 단위 VS(Volatile Solid) 당 매립가스로의 전환이 가능한 탄소량은 다르다. 이를 반영하기 위해 S 매립장에서 생활 및 건설폐기물 각 성상에 대해 두 차례 수행한 BMP (Biochemical Methane Potential) 실험결과^[10,11]를 활용하였다. 즉, BMP 실험^[12,13]에 의한 유기성 폐기물의 단위 습기준 질량 당 발생된 최종 이산화탄소와 메탄 내의 탄소량을 이용하여 실제 폐기물 내의 생물화학적으로 분해 가능한 유기탄소(DC)를 산정하였다.

이와 함께 황화수소 관련 분석을 위해 각 폐기물 성상별 용출시험에 의한 황산염이온 함유량 연구결과^[14,15]를 통해 폐기물 성상별 황산염이온의 매립량을 산출하였다. 황산염은 이온화합물로서 물속에서 해리되며, 대부분 건설폐기물의 무기성 물질에 포함되어 있으므로 유기탄소와 달리 전체 폐기물을 대상으로 하였다.

2.2.2 매립가스 분석

S 매립장에서 발생된 매립가스는 수직가스포집정^[16]에 의해 가장 많은 양이 포집되고 있고, 수직가스포집정에 가

해지는 음압이 미치지 못하는 곳에서의 발생가스는 간이소각기에 의해 소각되며, 나머지는 매립장 복토층을 통해 대기로 표면발산^[17~19]되고 있다. 따라서 매립가스 발생총량을 산정하기 위해 이 세 가지의 매립가스량을 조사하였다. A블록은 2020년 8월부터 그리고 E블록은 2021년 7월부터 매립가스 분석이 이루어졌으므로 양 구역의 발생량 비교를 위해 분석 대상 기간을 2021년 7월~2022년 6월의 12개월 간으로 하였다.

표면발산량은 2021년 7월~2022년 6월 동안 Chamber 방식^[20]에 의하여 2021년 7월 한차례 조사된 자료로서 단위 면적당 매립가스 표면발산속도를 해당 연구대상 블록의 면적을 곱하여 산출된 것이다. 매립가스의 표면발산량은 특성상 수직가스포집정에 의한 포집량이나 간이소각기에 의한 소각량과 비교할 때 가장 측정오차가 크므로 가능한 많은 지점에서 자주 하는 것이 좋으나 현장 여건과 조사 난이도가 높아 조사 횟수가 충분치 못한 한계가 있었다. 간이소각기의 경우 E블록은 매립가스 토출량이 작아 착화가 어려워 설치구가 폐쇄된 상태이므로 간이소각기 소각량은 없다.

매립가스 포집시 외기유입에 의한 질소와 산소 그리고 기타 약 1% 정도의 황화수소, 암모니아 등을 제외하면 폐기물 분해에 의한 바이오가스는 사실상 매립가스 내의 이산화탄소와 메탄의 합산량이라 할 수 있다. 다만, 최초 매립폐기물 분해 시의 매립가스내 메탄의 함량비를 산출하기 위해서는 포집된 매립가스의 경우 외기 유입시 함께 유입되는 산소로 인해 메탄이 이산화탄소로 전환이 되고, 표면발산 역시 매립가스가 복토층을 통과하면서 이산화탄소로 산화^[21,22]된 양을 고려해야 한다. 포집된 매립가스의 경우 매립가스내 잔여 산소의 양을 통해 소진된 산소의 양을 추정할 수 있고, 산소기체 분자 1몰은 메탄 1몰의 이산화탄소 1몰로의 전환에 해당하므로 이를 적용하여 산출할 수 있다. 그러나 이러한 방법은 유입된 산소가 메탄을 직접 산화시킨다는 가정에 따른 것이지만, 실제 매립장 내에서는 국지적인 혐기성 환경의 변화가 메탄의 비율에 영향을 주었을 가능성도 있다. 따라서 본 연구에서는 외기의 유입 없이 양압에 의하여 배출되는 간이소각기 설치구에서의 매립가스 농도가 최초 매립폐기물 분해시의 메탄과 이산화탄소의 조성비에 가장 가까울 것이므로 이를 적용하였다.

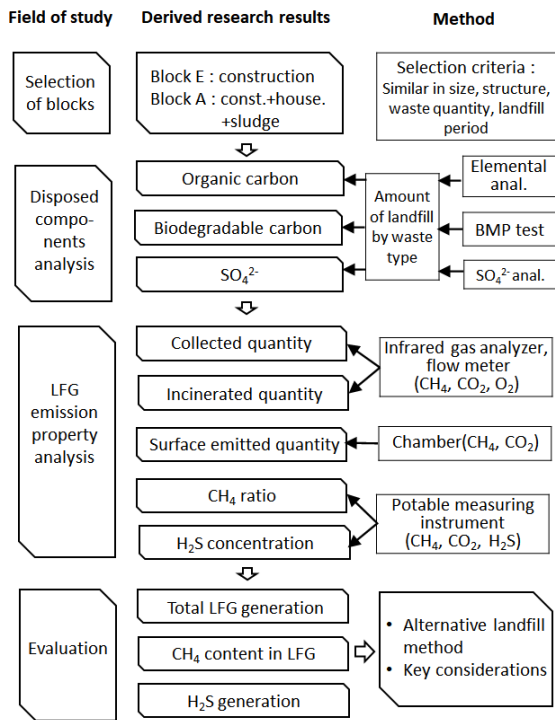


Fig. 2. General research flow chart

Table 2. Measurement and analysis method for LFG from three routes

LFG routes	Measurement and analysis method
Collection	- Number of vertical collection well • block E (15), block A (35)
	- Collection • HDPE wells (D225 mm + D280 mm) • blower system
On-site incineration	- Measurement gas item: CO ₂ , CH ₄ , O ₂ - Measuring equipment • ZPA Infrared gas analyzer (Single beam type), FUJI Instrument Korea Ltd. • V-Cone Flowmetner (DSC-6100), DOOSUNG Flow engineering (KR) Ltd.
	- Number of simple incinerator • block E (1), block A (4) - Measurement gas item: CO ₂ , CH ₄ , H ₂ S, NH ₃ - Measuring equipment • Conc.: BIOGAS 5000, Geotechnical Instruments (UK) Ltd. • Flow rate: Digital thermal anemometer (TESTO 425), Testo Korea, Ltd.
Surface emission	- Measured points • block E (20), block A (20) - Measurement gas item: CO ₂ , CH ₄ - Chamber • Material: Stainless steel, Teflon coating • Volume: 30 L, Bottom area: 0.130 m ² • Carrier gas: air (4 L min ⁻¹) • Sampling bag (SKC, FlexFoil PLUS, 5L)

한편, 황화수소는 2018년 10월~2022년 6월까지 측정되지 않았다. 따라서 2022년 7월 1일~7월 28일 양 구역 간이소각기 설치구의 토출 매립가스를 대상으로 주 2회씩 총 9회 측정하였으며, 이때 이산화탄소와 메탄도 함께 측정하였다. 매립가스의 양 및 조성에 대한 측정 및 분석방법과 기기는 Table 2와 같다.

이상 설명된 A블록과 E블록에 대한 매립성분 및 매립가스 분석을 위한 방법론 그리고 이러한 분석결과를 토대로 한 두 블록의 매립가스 발생특성 및 분리매립의 효율성, 주요 고려사항 도출을 위한 연구절차는 Fig. 2와 같다.

3. 결과 및 고찰

3.1 성상별 폐기물 및 유기탄소 등 매립량

Table 3과 같이 2018년 10월~2022년 4월 기간 중 E블록에는 건설폐기물 936×10³ 톤, A블록에는 생활 및 건설 폐기물 등이 1,001×10³ 톤 매립되었다. E블록의 경우 종이, 목재 등 생분해성 폐기물이 27.1%이고, 나머지는 비

Table 3. Disposed waste quantities for block E and block A (2018.10-2022.4)

	Block E		Block A	
	Quantity (10 ³ wet ton)	%	Quantity (10 ³ wet ton)	%
Total	936	100.0	1,001	100.0
Sum (Degradable)	254	27.1	556	55.6
Food	-	-	40	4.0
Paper	61	6.5	168	16.8
Wood	182	19.4	89	8.9
Textile	11	1.2	27	2.7
Other	-	-	77	7.7
Solidified sludge	-	-	149	14.9
Sewage sludge	-	-	6	0.6
Sum (Non-degradable)	683	72.9	444	44.4
Vinyl-Plastic	166	17.7	151	15.1
Waste soil	262	28.0	82	8.0
Blocks	209	22.3	96	9.6
Glass, Ceramic	21	2.3	10	1.0
Metal	25	2.6	18	1.8
Other	-	-	12	1.2
Tap water plant sludge	-	-	78	7.8

닐·플라스틱류 17.7%, 폐토사, 벽돌 등 무기성이 55.2%이다. A블록은 생활 및 건설폐기물 내의 음식, 종이, 목재 그리고 하수 슬러지류와 같은 생분해성 폐기물이 전체의 55.6%, 비닐·플라스틱류 15.1%, 기타 폐토사, 벽돌, 정수 슬러지 등의 무기성이 29.4%이다. 즉, 매립량에 있어서 양 구역은 유사하나 매립 후 생물화학적 분해과정을 통해 매립가스를 발생시킬 수 있는 폐기물의 양에 있어서는 A블록이 E블록의 약 2.2배이고, E블록의 총 매립량이 A블록의 93.6%이므로 이를 반영하여 동일 매립량으로 환산하면 약 2.1배이다.

Table 4는 Table 3의 자료를 대상으로 폐기물 성상별 원소분석, BMP 실험, 황산염이온 용출실험 결과를 적용하여 각 성분의 총 매립량을 산출한 것이다. Table 4와 같이 E블록은 C가 총 76.1×10^3 톤, A블록은 132.4×10^3 톤이며, 동일매립량 환산시 A블록이 E블록의 약 1.6배로 매립가스 발생 가능 폐기물 매립량 2.1배보다 다소 낮았다.

두 차례 수행된 BMP 실험결과를 활용하여 산출한 DC의 매립량은 각각 A블록이 E블록의 4.8배, 6.8배였다. 양 실험 값의 차이에 따라 DC 값도 차이가 있었으며, 보다 정확한 산출을 위해서는 향후 BMP 실험빈도를 가능한 늘릴 필요가 있었다. 상기 두 차례의 실험결과와 평균값을 적용하

여 산출한 DC는 E블록 6.0×10^3 톤, A블록 33.4×10^3 톤으로 A블록이 E블록의 5.6배였고, 동일 매립량으로 환산할 경우는 5.2배였다. 동일한 종이, 목재 등의 유기성 폐기물이라 해도 건설폐기물은 코팅처리된 벽지 그리고 접착제 등을 포함하는 합성목재류의 비율이 크고, 이러한 것들은 생활폐기물의 동일 성상에 비해 생분해성이 떨어지기 때문으로 판단된다.

황산염이온의 경우 E블록의 총 매립량은 17.3×10^3 톤으로 88.6%가 폐토사에 포함된 것이었고, A블록은 7.3×10^3 톤으로 63.8%가 혼합매립된 건설폐기물 내의 폐토사에 기인하였다. 황산염이온은 C나 DC와는 달리 건설폐기물만을 매립한 E블록이 매립량이 더 많아서, A블록 매립량은 E블록의 0.42배, 동일 매립량 환산 시 0.4배였다.

3.2 매립가스

3.2.1 매립가스 발생량

매립가스의 주된 성분은 이산화탄소와 메탄이다. 다만, 포집의 경우 수직가스포집정에 작용하는 음압에 의해 외기가 유입된다. 유입된 질소는 반응성이 없어 포집된 매립가스 내에 그대로 남게 되므로 매립가스의 메탄 농도를 좌우하는 중요 요소의 하나이다. 질소와 함께 유입된 산소는 반

Table 4. Disposed organic carbon (C, DC) and sulfate ion (SO_4^{2-}) quantities for block E and block A (2018.10–2022.4)
(unit: 10^3 ton, %)

	Block E						Block A					
	C		DC		SO_4^{2-}		C		DC		SO_4^{2-}	
Total	76.1	100.0	6.0	100.0	17.3	100.0	132.4	100.0	33.4	100.0	7.3	100.0
Sum_degradable	76.1	100.0	6.0	100.0	0.3	1.7	132.4	100.0	33.4	100.0	1.9	25.7
Food							7.5	5.7	2.2	6.4	1.4 ¹⁾	18.9 ²⁾
Paper	17.0	22.3	3.4	57.0			58.2	43.9	21.1	63.2		
Wood	54.5	71.6	1.7	29.0			30.4	22.9	1.5	4.4		
Textile	4.6	6.1	0.8	14.0			11.7	8.8	3.1	9.3		
Other							17.8	13.4	3.3	9.8		
Solidified sludge							6.3	4.8	2.2	6.5	0.5	6.7
Sewage sludge							0.5	0.4	0.1	0.3	0.01	0.11
Sum_non-degradable					17.0	98.3					5.5	74.3
Waste soil					15.3	88.6					4.7	63.8
Brick					1.7	9.7					0.8	10.5

C: Organic carbon by element analysis

DC: Degradable organic carbon based on BMP experiment

1), 2) is the average of food, paper, wood, textile, and other.

응성이 커서 매립장 내부의 국지적인 호기화 과정 또는 메탄의 산화에 의해 대부분 소모되며, 이 또한 메탄의 감소와 이산화탄소의 상대적 비율을 증가시키는 원인이다.^[23]

2021년 7월~2022년 6월 기간 양 구역의 포집, 표면발산, 간이소각기 소각에 의한 매립가스량 가운데 외기 유입에 의한 질소, 산소를 제외한 이산화탄소와 메탄의 발생량 분석결과는 Table 5와 같다.

E블록의 경우 12개월간 총 $1,555 \times 10^3 \text{ Nm}^3$, A블록은 $7,998 \times 10^3 \text{ Nm}^3$ 의 이산화탄소와 메탄이 발생하였으며, A블록이 E블록 발생량의 5.1배이고, 동일 매립량 환산시 4.8배이다. 매립가스의 배출경로로 보면 E블록은 61.7%가 포집, 그리고 나머지는 표면발산 되었고, A블록은 포집 73.9%, 표면발산 11.7%, 간이소각기 소각 14.4%이다. 두 구역에서의 총 포집량은 총 발생량의 71.9%, 표면발산량은 16.0%, 간이소각기 소각량이 12.1%이다. 표면발산량의 총량은 A블록이 컸으나 매립가스 발생총량에서 표면발산량이 차지하는 비율은 E블록 38.3%로서 A블록 11.7%보다 컸는데, 매립가스 이용을 위한 포집이 주로 A블록에 집중되었고 간이소각기 역시 A블록만 가능한 것이 원인으로 판단된다. 두 블록의 표면발산량의 메탄비율은 동일한 중간복토 두께와 소재를 사용하여 유사하였다.

E블록 대비 A블록에서의 C와 DC 매립량 그리고 매립가스 발생량 배율은 동일 매립량 환산시 Fig. 3과 같이 각

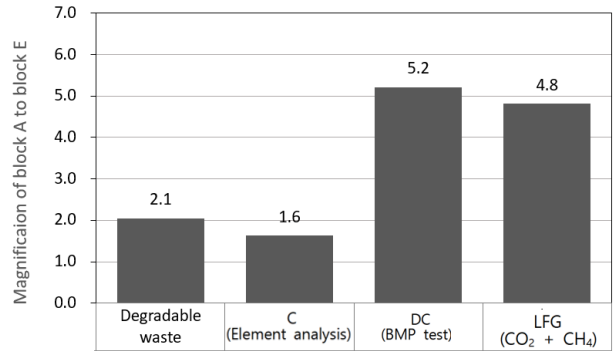


Fig. 3. The magnification of block A to block E on organic C and LFG generation quantity (after converting disposed quantity to the same)

각 1.6, 5.2, 4.8배로서 DC의 배율 5.2는 매립가스 발생량 배율 4.8과 유사하였다. Fig. 3에서 보는 바와 같이 매립폐기물의 DC가 매립가스 발생량에 직접 비례하며, C의 경우 비록 비닐·플라스틱류를 제외한 바이오매스 계열의 생분해성 폐기물만을 대상으로 산출하였으나 실제 매립가스 발생과는 큰 차이가 있으며 발생잠재력 평가시 과대 평가될 수 있다.

이는 매립가스 발생에 대한 기여도에 있어서 음식물쓰레기 직매립 금지로 인해 종이와 목재류의 비중이 커졌고, 여기에는 생분해가 어려운 리그닌이 상당량 포함^[24]된 영향이라고 볼 수 있다. 특히, 건설폐기물의 종이, 목재류는 BMP 실험결과에서 나타난 바와 같이 각종 코팅제, 첨가물^[25] 등의 영향으로 잠재 바이오가스 생산력이 생활폐기물의 같은 성상에 비해 낮기 때문이라 판단된다.

3.2.2 이산화탄소와 메탄의 비율

간이소각기 설치구로 배출되는 매립가스의 경우는 양압에 의한 배출이므로 외기 유입이 없고 거의 전량 이산화탄소와 메탄이다. Table 5에서처럼 표면발산의 경우 복토층 통과과정에서 메탄 산화의 영향으로 이산화탄소의 비율이 증가하여 메탄농도는 E블록 23.1%, A블록 24.6%로 포집가스와 간이소각기 설치구 배출 매립가스에 비하여 작았다.

양 구역에서의 메탄의 총 발생량 $4,913 \times 10^3 \text{ Nm}^3$ 가운데 표면발산된 양은 $366 \times 10^3 \text{ Nm}^3$ 으로서 전체 메탄 발생량의 7.5%이다. 포집된 매립가스의 경우 2018년 10월~2022년 4월 기간 평균 농도에 있어서 E블록은 질소 24.1%, 산소 0.1%, A블록은 질소 9.8%, 산소 0.3%이다. 메탄과 이

Table 5. CO₂ and CH₄ generation quantity from each source (2021.7~2022.6)

(unit: 10³ Nm³, %)

		Sum		Block E		Block A	
Source	Total	9,553	100.0	1,555	100.0	7,998	100.0
	CO ₂	4,640	(48.6)*	868	(55.8)	3,772	(47.2)
	CH ₄	4,913	(51.4)	687	(44.2)	4,226	(52.8)
Collection	Sum	6,872	71.9	960	61.7	5,913	73.9
	CO ₂	3,034	(44.1)	410	(42.7)	2,624	(44.4)
	CH ₄	3,839	(55.9)	550	(57.3)	3,289	(55.6)
Surface emission	Sum	1,527	16.0	595	38.3	933	11.7
	CO ₂	1,161	(76.0)	458	(76.9)	703	(75.4)
	CH ₄	366	(24.0)	137	(23.1)	229	(24.6)
Simple incinerator	Sum	1,153	12.1			1,153	14.4
	CO ₂	445	(38.7)			445	(38.7)
	CH ₄	707	(61.3)			707	(61.3)

* () is $100 \times \text{CH}_4 / (\text{CH}_4 + \text{CO}_2)$

이산화탄소 100%를 기준으로 할 때 메탄의 비율은 간이소각기가 61.4%인 것에 비해 포집된 매립가스의 경우는 유입된 산소의 영향으로 이 보다 다소 낮은 E블록 57.3%, A블록 55.6%이었다. 포집시 외기 유입율에 따른 메탄산화의 정도가 다를 수 있으며, E블록에는 간이소각기가 가동되지 않았기 때문에 과거 평균적인 간이소각기 설치구에서의 메탄 비율은 알 수 없었다. 따라서 E블록 및 A블록의 메탄 등 함량 분석을 위해 2022년 7월 양 구역에 대하여 총 9회의 측정을 실시한 결과는 Fig. 4에서 보는 것처럼 이산화탄소와 메탄의 평균 함량이 E블록 60.8%, A블록 60.9%로서 거의 같았다.

E블록과 A블록의 매립폐기물의 성상, C, DC, 황산염이온의 매립량에 차이가 있었으나 과거 A블록 그리고 현재의 E블록과 A블록의 메탄농도는 모두 약 60% 정도로 거의 동일하였다. 즉, 매립가스의 발생량에는 DC의 함량이 직접 영향을 미치지지만, 메탄의 비율은 이와는 무관하며 완전한 혐기성 환경을 조성하는 매립공법을 적용할 경우에는 유사하다고 봐야할 것이다. 즉, 매립 폐기물의 성상보다는 매립 공법이 더 중요한 것으로 판단된다.

3.3 황화수소

2022년 7월 두 구역에 대한 황화수소 농도 측정결과는 Fig. 4와 같다. 황산염이온의 매립량 자체는 E블록이 A블록보다 동일 매립량 환산시 2.5배 많으나 황화수소 농도에 있어서는 E블록이 평균 4,489 ppm, A블록은 이보다 두배 가까운 평균 8,478 ppm이었다. 이는 SRB(Sulfate Reducing Bacteria)의 활동에 있어서 황산염뿐만 아니라 유기탄소의

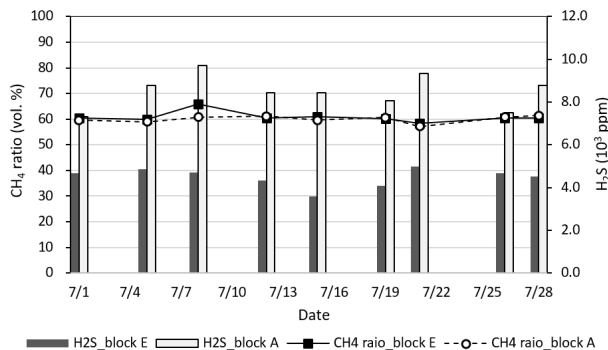


Fig. 4. Concentration of CH₄ and H₂S of LFG from simple incinerator installation site

양도 중요하며 메탄생성에 유리한 조건은 SRB에게도 마찬가지로 때문으로 판단된다. Fig. 5의 유기탄소와 황산염이온의 비율을 보면 E블록은 C/SO₄²⁻ 4.4, DC/SO₄²⁻ 0.35, A블록은 각각 18.06, 4.56이다. 분해성 폐기물만을 대상으로 DC/SO₄²⁻ 비를 보면 A블록이 13.1배나 높다. 또한 황화수소의 과거 농도는 측정자료가 없어 알 수 없으나, 2022년 7월의 황화수소 농도 측정값의 두 구역의 배율인 1.9와 매립량 동일량 환산 후 매립가스 발생량 배율 4.8을 곱하면 배출총량은 A블록이 E블록의 9.1배에 달한다.

SRB는 혐기성 조건에서 수소, acetate 등 전자공여체를 두고 메탄 생성균과 경쟁관계^[26]에 있고, 이와 관련하여 유기탄소의 지표로서 COD(Chemical Oxygen Demand)와 황산염이온의 비율에 대한 연구들이 있다.^[27,28] 그러나 이는 실험실 조건에서 혐기적 폐수처리나 소화반응시 반응성이 큰 액상 물질을 정량적으로 조절하여 수행한 것으로서 광대한 규모의 고형폐기물 매립장에는 직접 적용되기 어렵다. 매립장 내부 고형폐기물 내의 유기탄소와 내부 침출수의 메탄생성 반응전 COD 사이의 관계를 알기 어려울 뿐만 아니라, 다른 많은 반응환경의 차이와 함께 일정 비율의 유기탄소와 황산염이온이 고형폐기물 내에 존재하여도 이들이 반응을 위해 내부 침출수에 용출 및 해리되는 속도 역시 동일하지 않기 때문이다. 다만, S 매립장 사례를 보면 DC/SO₄²⁻가 클 때 황화수소의 농도도 높았으며, 기본적으로 SO₄²⁻가 적을수록 좋겠으나 같은 양일 경우에는 DC/SO₄²⁻의 비율을 작게 해야 할 것이다.

메탄, 이산화탄소, 황화수소는 미생물의 에너지 대사과정의 산물이다. 이 산물의 양적 측면에서 황화수소는 S 매

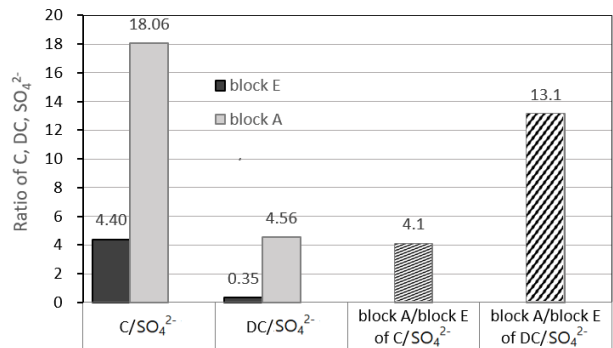


Fig. 5. Each disposed ratio (C/SO₄²⁻, DC/SO₄²⁻) of block E and block A, and magnification of block A to block E

립장의 경우 1% 미만이다. 따라서 현재 매립폐기물이 분해가 활발하고 유기성 탄소가 풍부한 상태에서의 우점종은 메탄의 생성과 관련된 미생물군으로 볼 수 있고, 비록 SRB가 활발하게 증식하는 상황이라는 하나 총량 측면에서 메탄 생산량에 큰 영향을 줄 정도는 되지 못하는 것으로 판단된다. 따라서 이 부분에 대해서는 메탄 생산량의 감소보다는 고농도 황화수소 발생에 따른 환경상 문제와 재생에너지로서의 매립가스 활용시 경제성 저해 문제의 측면에서 접근하는 것이 좀 더 합리적일 것이다.

아울러, 2018년 9월 사용종료된 기존 매립장의 경우 매립이 개시된 2000년 10월부터 2005년까지는 황화수소 농도가 1,000 ppm~1,500 ppm을 유지하다가 이후 증가하기 시작하여 20,000 ppm 이상까지 상승하였는데, S 매립장은 초기부터 양 구역의 황화수소 농도가 이보다 훨씬 높다는 점은 향후 S 매립장의 황화수소 관리에 있어서 유념해야 할 부분이다.

3.4 분리매립의 효과분석 및 개선방향

다양한 성상의 폐기물을 혼합매립하거나 분리매립할 때 매립가스 발생량 자체는 C, 그중에서도 DC에 비례할 뿐이며, 메탄생성과 관련한 일련의 생물학적 기작에 큰 영향을 미칠만한 독성 물질이 매립되지 않는 한 그 밖의 성분은 매립가스 발생 총량에 큰 영향을 주지 않는 것으로 판단된다. 매립가스의 조성 역시 일단 메탄생성이 안정기에 접어들면 매립폐기물의 성상이나 매립가스 발생량과는 무관하게 메탄의 함량은 약 60% 정도이고, 매립공법 그리고 매립가스 포집방법에 따른 외기 유입량과 그로 인한 질소함량 및 유입 산소의 영향만 관련될 뿐이었다. 특히 표면발산의 경우에는 복토층 통과시의 메탄 산화가 큰 영향을 주므로 메탄의 반응속도에 영향을 주는 flux, 복토층의 두께와 소재, 수분 등이 중요할 것이다.

이와 같이 매립가스 발생량 그리고 메탄의 비율만을 고려한다면 분리선별 되지 않은 건설폐기물의 분리매립과 생활폐기물 등과의 일부 혼합매립은 매립공정의 효율성이나 황화수소 발생억제를 위한 측면에서 큰 효과를 거둘 수 없을 것으로 판단된다. 현재 양 구역에서의 황화수소 농도는 모두 수천 ppm으로 매우 높다. 특히 혼합매립구역 A블록의 황화수소는 1만 ppm에 육박하고 있고, 배출량은 건설

폐기물 분리매립 구역인 E블록의 9배가 넘는다.

따라서 황화수소 발생억제를 위해서 가장 바람직한 방안은 건설폐기물의 분리선별을 통해 DC를 에너지원으로 회수하고 이 과정에서 발생하는 다량의 황산염을 함유한 폐토사를 분리매립해야 한다. 만일 건설폐기물의 분리선별이 곤란하여 직매립을 해야할 경우에는 차선책으로 DC가 풍부한 생활폐기물이나 슬러지류 등을 건설폐기물과 혼합매립해서는 안될 것이다.

Fig. 6은 A블록에 혼합매립되고 있는 건설폐기물을 전량 E블록에 매립할 경우, 종래의 매립장 및 포집시스템 운영방식을 동일하게 유지한다고 가정하였을 때의 포집되는 메탄의 양 그리고 황화수소의 농도를 추정한 것이다. A블록에 매립된 탈수 및 고화슬러지는 단위 무게당 황산염이온의 양이 평균적인 생활폐기물보다 적고, E블록에 건설폐기물 외에 불필요한 DC의 추가 공급은 피해야 하므로 E블록에 매립하지 않는 경우이다. A블록의 DC 33,430 톤에서 건설폐기물의 DC가 5.2%인 1,730 톤이고, 이는 E블록 DC 6,004 톤의 28.8%이다. 따라서 A블록의 건설폐기물을 E블록에 매립한다면, E블록의 메탄 포집량은 기존 $550 \times 10^3 \text{ Nm}^3$ 에서 $708 \times 10^3 \text{ Nm}^3$ 으로 유사한 비율로 증가한다고 볼 수 있다. 그리고 황화수소 농도 역시 조성변화는 없으므로 현재의 농도인 4,489 ppm 내외로 추정할 수 있다.

A블록에서는 전체 DC 33×10^3 톤에서 건설폐기물의 DC 5.2% 감소한 만큼 포집된 메탄의 양은 $3,289 \times 10^3 \text{ Nm}^3$ 에서 DC 감소율만큼 감소 될 것이다. 그리고 황화수소의 농도는 일반적인 생활폐기물 매립장과 같이 200 ppm을 넘지

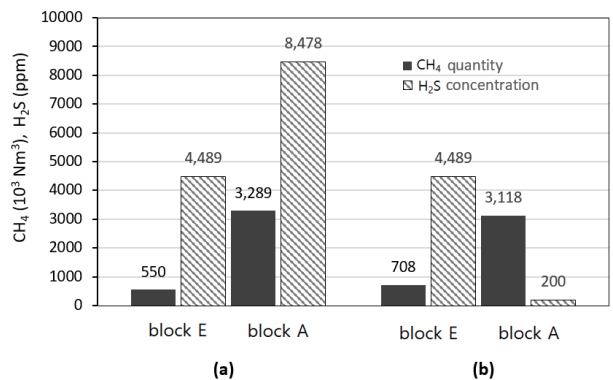


Fig. 6. The change of collection quantity of CH₄ and H₂S concentration (a) block E (const.), block A (house. + const.) (b) block E (const. + const. of block A), block A (house. + sludge)

않았을 것이다. 이 경우 A블록에서 포집되는 양질의 매립 가스를 활용할 수 있고, E블록의 전 처리대상 매립가스량이 28.8% 늘어나기는 하지만 황화수소 농도가 기존 A블록의 52.9%이고, 처리대상 매립가스의 양도 포집시의 외기 유입 정도에 따라 다르겠으나 20.0~25.0%의 범위로 적다. 황화수소 제거에는 다양한 방법들이 있다.^[29,30] 경제성을 고려한 고농도 황화수소와 저농도 황화수소는 처리방식이 다르고, 대량의 매립가스를 전처리하기 위해서는 시설 설치비와 운영비가 그만큼 많이 소요된다. 따라서 고농도 황화수소를 포함한 상대적으로 적은 양의 E블록 매립가스는 별도로 전처리한 후 A블록 매립가와 병합하는 보다 경제적인 방식을 적용할 수 있다. 현재, 양 구역에서 포집된 매립가스는 통합하여 일괄 전처리 후 매립가스 발전시설로 보내지고 있다. 결국 불완전한 분리매립은 매립공정에서 블록별 매립고와 침하율 차이 등에 따른 문제를 유발할 뿐 매립가스의 효과적인 활용과 관련 비용절감이라는 측면에서는 바람직하지 않다고 할 수 있다.

새롭게 도입되는 직매립 금지와 관련해서도 건설폐기물로부터의 유기물과 가연분을 제거하고 잔재물을 매립할 때 이러한 점을 고려할 필요가 있다. 그러지 않을 경우 자원과 에너지 회수 이후 잔재물의 매립이 무기성 매립장으로서 매립가스와 침출수 문제의 해소라는 장점을 얻지 못할 우려가 있다. 일정 기준 이하로 매립가스와 침출수가 감소되거나 특정 성분이 줄어들지 않을 경우 결국 거의 동일한 시설을 설치하고 유지관리 해야 하기 때문이다.

4. 결론

수도권 S 매립장을 대상으로 건설폐기물 분리매립과 생활폐기물 등과의 혼합매립시 매립가스의 발생 특성을 비교·분석하였으며 다음과 같은 결과를 도출할 수 있었다.

- 1) 2018년 10월~2022년 4월 기간 건설폐기물 매립구역인 E블록에는 총 936×10^3 톤, 혼합폐기물 매립구역인 A블록에는 $1,001 \times 10^3$ 톤이 매립되었고, 이 가운데 생분해성 폐기물은 E블록 27.1% 그리고 A블록 55.6%이었다.
- 2) E블록과 A블록의 매립량을 동량으로 환산 시 생분해성

폐기물의 양, 원소분석에 의한 생분해성 폐기물내 탄소(C), BMP 테스트에 의한 생분해성 탄소(DC), 황산염이온의 양은 A블록이 E블록의 각각 2.1배, 1.6배, 5.2배, 0.4배이었다.

- 3) 매립가스 발생량은 매립량 동량 환산시 A블록이 E블록의 5.1배로서 DC배율 5.2배와 유사하였고, 메탄농도는 평균 E블록 60.8%, A블록 60.9%로 매립폐기물 성상과는 무관하였다.
- 4) 황화수소 농도는 평균 E블록 4,489 ppm, A블록 8,478 ppm이었으며, DC/SO_4^{2-} 은 E블록 0.35, A블록 4.56로서, DC/SO_4^{2-} 이 클 때 황화수소 발생총량뿐만 아니라 농도도 큰 것으로 나타났다.
- 5) 건설폐기물 분리매립시 생분해성 물질이나 페토사의 선별처리가 없는 경우 황화수소농도는 혼합매립시의 약 52.9%로서 황화수소 발생억제 효과는 크지 않으며, 생활폐기물과 혼합매립시에는 매립초기임에도 1만 ppm에 육박하므로 생활폐기물이나 슬러지와 같이 유기질이 많은 폐기물에 건설폐기물을 혼합매립해서는 안된다.

결론적으로 불완전한 건폐의 분리매립은 매립장 운영과 매립가스 활용상의 비효율성 그리고 황화수소 발생억제 효과 저하의 문제를 야기하므로 향후 자원 및 에너지 회수 이후 잔재물만을 매립할 때에도 이러한 점을 고려해야 할 것으로 판단되었다.

References

- [1] He, R., Xia, F.F., Bai, Y., Wang, J., and Shen, D.S., 2012, "Mechanism of H₂S removal during landfill stabilization in waste biocover soil, an alternative landfill cover", *J Hazard Mater*, 217-218, 67-75.
- [2] Christopher, D.H., Steve, W., Campbell, R.L., Caldwell, D., Hopkins, B., Richardson, D., and Yeatts, K., 2011, "Relation between malodor, ambient H₂S, and health in a community bordering a landfill", *Environ. Res.*, **111**(6), 847-852.
- [3] Panza, D., and Belgiorno, V., 2010, "Hydrogen sulphide removal from landfill gas", *Process Saf Environ Prot*,

- 88(6), 420-424.
- [4] Ittiporn, S., Warangkana, S., Lalita, B., Pitisan, K., and Somnuk, T., 2014, “Durability and testing of mortar with interground fly ash and limestone cements in sulfate solutions”, *Constr. Build. Mater.*, **64**, 39-46.
- [5] Ministry of Environment, 2021, “National waste generation and treatment status in 2020”, <https://library.me.go.kr/#/search/detail/5875680?offset=1>.
- [6] SUDOKWON Landfill Site Management Corporation (SLC), 2022, “YEAR 2021 SUDOKWON LANDFILL STATISTICS YEARBOOK”, <http://ebook.slc.or.kr:8181/ecatalogm.asp?catimage=&start=&callmode=&eclang=ko&Dir=20&Cate=>.
- [7] Wang, D., Zhu, J., and Wang, R., 2021, “Assessment of magnesium potassium phosphate cement for waste sludge solidification: Macro- and micro- analysis”, *J. Clean. Prod.*, **294**, 126365.
- [8] Lin, X., Mao, T., Chen, Z., Chen, J., Zhang, S., Li, X., and Yan, J., 2021, “Thermal cotreatment of municipal solid waste incineration fly ash with sewage sludge: Phases transformation, kinetics and fusion characteristics, and heavy metals solidification”, *J. Clean. Prod.*, **317**, 128429.
- [9] Jeong, S.M., and Kim, Y.J., 2016, “Standardization of the major elements and estimation of energy contents by municipal solid wastes”, *New. Renew. Energy*, **12**(3), 74-81.
- [10] Green Energy Development Corp., 2016, “A Study on the Effect of Energy Recovery from Waste and Sludge Resourceization of Sudowon Landfill Site on Landfill Process”.
- [11] SUCOKWON Landfill Site Management (SLC), 2015, “2014 On-site monitoring and characteristics analysis of landfill gas generation in the SUDOKWON Landfill Site”.
- [12] Wickham, R., Galway, B., Bustamante, H., and Nghiem, L.D., 2016, “Biomethane potential evaluation of co-digestion of sewage sludge and organic wastes”, *Int. Biodeterior. Biodegradation*, **113**, 3-8.
- [13] Mou, Z., Scheutz, C., and Kjeldsen, P., 2014, “Evaluating the biochemical methane potential (BMP) of low-organic waste at Danish landfills”, *J. Waste Manag.*, **34**(11), 2251-2259.
- [14] Jung, S.Y., Jeong, S.Y., and Chang, S.W., 2014, “Estimation of ultimate methane and hydrogen sulfide yields for C&D waste and MSW using BMP test”, *New. Renew. Energy*, **10**(1), 30-40.
- [15] SLC, 2013, “A study on the suppression of SRB for improvement of air quality in landfill”.
- [16] Popov, V., 2005, “A new landfill system for cheaper landfill gas purification”, *Renew. Energy*, **30**(7), 1021-1029.
- [17] Lucernoni, F., Rizzotto, M., Tapparo, F., Capelli, L., Sironi, S., and Busini, V., 2016, “Use of CFD for static sampling hood design: An example for methane flux assessment on landfill surfaces”, *Chemosphere*, **163**, 259-269.
- [18] Gallego, E., Perales, J.F., Roca, F.J., and Guardino, X., 2014, “Surface emission determination of volatile organic compounds (VOC) from a closed industrial waste landfill using a self-designed static flux chamber”, *Sci. Total Environ.*, 470-471, 587-599.
- [19] Barlaz, M.A., Chanton, J.P., and Green, R.B., 2009, “Controls on Landfill Gas Collection efficiency: Instantaneous and Lifetime Performance”, *J Air Waste Manag Assoc.*, **59**(12), 1399-1404.
- [20] Klenbusch, M., 1986, “Measurement of gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber user’s guide”, United States Environmental Protection Agency (US EPA), EPA Contract No. 68-02-3889.
- [21] Niemczyk, M., Berenjkar, P., Wilkinson, N., Lozecznik, S., Sparling, R., and Yuan, Q., 2021, “Enhancement of CH₄ oxidation potential in bio-based landfill cover materials”, *Process Saf. Environ. Prot.*, **146**, 943-951.
- [22] Bian, R., Chen, J., Li, W., Sun, Y., Chai, X., Wang, H., Wang, Y., and Zhao, J., 2021, “Numerical modeling of methane oxidation and emission from landfill cover soil coupling water-heat-gas transfer: Effects of meteorological factors”, *Process Saf. Environ. Prot.*, **146**, 647-655.
- [23] Chun, S.K., 2014, “The influence of air inflow on CH₄ composition ratio in landfill gas”, *J. Mater. Cycles Waste Manag.*, **16**(1), 172-177.

- [24] Kim, N.J., 2011, "Assessment on the degradability of landfilled waste wood by cellulose/lignin ratio", *JEAHT*, **14**(2), 76-82.
- [25] SLC, 2010, "Technical development of transformation to energy fuel using construction wastes".
- [26] Bharati, B., and Pranab, K.G., 2014, "Sulfate bioreduction and elemental sulfur formation in a packed bed reactor", *J. Environ. Chem. Eng.*, **2**(3), 1287-1293.
- [27] Hu, Y., Jing, Z., Sudo, Y., Niu, Q., Du, J., Wu, J., and Li, Y.Y., 2015, "Effect of influent COD/SO₄²⁻ ratios on UASB treatment of a synthetic sulfate- containing wastewater", *Chemosphere*, **130**, 24-33.
- [28] Jeong, T.Y., Cha, G.C., Seo, Y.C., Jeon, C., and Choi, S.S., 2008, "Effect of COD/sulfate ratios on batch anaerobic digestion using waste activated sludge", *J. Ind. Eng. Chem.*, **14**(5), 693-697.
- [29] Wang, C., Fang, X., Zhao, F., Deng, Y., Zhu, X., Deng, Y., and Chai, X., 2022, "Effective removal of hydrogen sulfide from landfill gases using a modified iron pentacarbonyl desulfurization agent and the desulfurization mechanism", *Sci. Total Environ.*, **839**, 156160.
- [30] Khim, Y.M., Song, H.S., Ahn, H.S., and Chun, S.K., 2020, "Application of the microbial process for hydrogen sulfide removal and bio-sulfur production from landfill gas", *New. Renew. Energy*, **16**(1), 68-76.