

기질에 따른 미생물 전해 전지-혐기성 소화의 미생물 군집 특성

이채영¹ · 한선기^{2,†}

¹수원대학교 토목공학과 · 하천환경기술연구소, ²한국방송통신대학교 환경보건학과

Effect of Substrates on the Microbial Communities in a Microbial Electrolysis Cell and Anaerobic Digestion Coupled System

CHAE-YOUNG LEE¹, SUN-KEE HAN^{2,†}

¹Department of Civil Eng. and Institute of River Environmental Technology, The University of Suwon, 17 Wauan-gil, Bongdam-eup, Hwaseong 18323, Korea

²Department of Environmental Health, Korea National Open University, 86 Daehak-ro, Jongno-gu, Seoul 03087, Korea

† Corresponding author :
skhan003@knou.ac.kr

Received 29 May, 2019
Revised 28 June, 2019
Accepted 30 June, 2019

Abstract >> This study was conducted to evaluate the microbial communities in coupled system of a microbial electrolysis cell and an anaerobic digestion. Glucose, butyric acid, propionic acid and acetic acid were used as substrates. The maximum methane production and methane production rate of propionic acid respectively were 327.9 ± 6.7 mL CH₄/g COD and 28.3 ± 3.1 mL CH₄/g CODd, which were higher than others. Microbial communities' analyses indicated that acetoclastic methanogens were predominant in all systems. But the proportion of hydrogenotrophic methanogens was higher in the system using propionic acid as a substrate when compared to others. In coupled system of a microbial electrolysis cell and anaerobic digestion, the methane production was higher as the distribution of hydrogen, which was generated by substrate degradation, and proportion of hydrogenotrophic methanogens was higher.

Key words : Microbial electrolysis cell(미생물 전해 전지), Anaerobic digestion(혐기성 소화), Substrate(기질), Microbial communities(미생물 군집), Hydrogenotrophic methanogens(수소이용 메탄생성균)

1. 서론

혐기성 소화는 유기성 폐기물의 감량화와 안정화를 가능하게 할 뿐만 아니라 바이오가스를 생산할 수 있는 기술이다. 그러나 혐기성 소화는 낮은 소화 효율, 긴 수리학적 체류시간(hydraulic retention time,

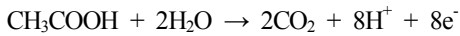
HRT) 등과 같은 단점을 가지고 있다¹⁻³⁾.

이러한 단점을 극복하고자 최근에는 생물전기화학 기술과 결합한 혐기성 소화 연구가 활발히 이루어지고 있다. 생물전기화학 기술은 통해 혐기성 소화조에 미량의 전기를 공급하는 것으로, 산화 전극(anode)에서 유기물을 분해하고 환원 전극(cathode)

에서 메탄 생성을 촉진한다^{4,6)}.

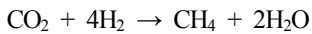
메탄 생성을 위해서는 산화 전극과 환원 전극에서의 이론적인 전위는 각각 -0.28 및 -0.42 V이다. 두 전극의 전위차는 -0.14 V로 자발적으로 반응이 발생되지 않기 때문에 일정한 인가전압을 공급하여 반응을 촉진시킨다(식 [1]과 식 [2] 참조)^{5,6)}.

[산화 전극 반응] (1)



$$E_0 \text{ (vs. SHE)} = -0.28 \text{ V}$$

[환원 전극 반응] (2)



$$E_0 \text{ (vs. SHE)} = -0.42 \text{ V}$$

생물전기화학적 기술과 결합한 혐기성 소화는 초산(acetic acids), 포도당(glucose) 등과 같은 순수 물질뿐만 아니라 하수슬러지, 음식물류 폐기물 등을 대상으로 연구가 진행되어 왔다⁷⁻¹⁰⁾. Gajaraj 등⁷⁾은 포도당을 대상으로 혐기성 소화에 생물전기화학적 기술을 접목하였으며 0.3-0.6 V의 범위로 인가전압을 적용하였다. 그 결과에 인가전압이 증가하였음에도 불구하고 메탄 발생량은 증가하지 않았다. 또한 하수슬러지를 대상으로 실험에서도 동일한 결과가 나타났다⁷⁾.

반면에 Feng 등⁸⁾은 하수슬러지를 대상으로 동일한 인가전압을 가하였으나 0.6 V를 적용한 반응기의 메탄 발생량이 0.3 V에 비해 감소하는 것으로 나타났다. Guo 등⁹⁾은 포도당을 대상으로 0.5 V와 0.8 V의 인가전압을 적용하였으나 상기된 선행 연구들과는 달리 메탄 발생량이 증가하는 것으로 나타났다.

Gajaraj 등⁷⁾의 연구에서는 운전 조건(기질 및 인가전압)과는 무관하게 메탄 발생량은 동일하였으며 Feng 등⁸⁾과 Guo 등⁹⁾에서는 동일한 원료이지만 인가전압에 따라 결과가 상이한 결과를 보였다. Appels 등¹⁾은 생물전기화학적 기술과 혐기성 소화를 결합하는 경우 환원 전극에 부착된 미생물의 군집에 따라 효율이 달라질 수 있다고 보고하였다. 초산을 이용한

Bo 등¹⁰⁾의 연구에 따르면 *Methanospirillum*이 전체 메탄 생성 미생물 중 60% 이상 우점화된 것으로 보고하였다. Li 등¹¹⁾은 포도당을 대상으로 연구를 진행하였으며 이 때 메탄 생성 미생물인 *Methanobacterium*과 *Methanobrevibacter*의 비율이 높아진 것으로 나타났다. Park 등¹²⁾과 Lee 등¹³⁾은 음식물류 폐기물을 대상으로 연구를 진행하였으며 유사한 미생물 군집을 보였다. 그 결과에 따르면 *Methanosarcina*가 주로 우점화되었으며 *Methanobacterium*이 일부 검출되었다^{12,13)}. 또한 침출수를 기질로 이용한 Gao 등¹⁴⁾의 결과에 따르면 *Methanobacterium*이 환원 전극에서 50% 이상 나타났으며 *Methanosarcina*가 일부 나타났다. 하수슬러지는 원료로 이용한 Zhao 등¹⁵⁾은 *Methanosaeta*가 60% 이상 우점화된 것으로 나타났으나 Liu 등¹⁶⁾은 *Methanobacterium*만 검출된 것으로 나타났다.

선행 연구들의 결과를 살펴보면 운전 조건에 따라 달라질 수 있으나 초산과 글루코스 등과 같이 상대적으로 분해가 용이한 물질을 기질로 이용하는 경우 hydrogenotrophic methanogens이 주로 우점화된 것으로 나타났다. 반면 분해가 상대적으로 느린 기질에서는 acetoclastic methanogens이 주로 우점화된 것으로 나타났다. 그러나 동일한 조건에서 기질에 따른 전극내 부착된 메탄 생성 미생물의 군집 평가를 진행한 사례는 미비하다. 따라서 본 연구에서는 회분식 반응기를 이용하여 인가전압, 전극의 종류 및 형태를 고정하고 기질을 달리하여 이에 따른 미생물 군집을 평가하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1 식종 미생물 및 기질

2.1.1 식종 미생물

본 연구에서 식종 미생물은 H시에 하수처리시설의 소화조 유출수를 활용하였다. 소화조의 유출수를 식종 미생물로 이용하기 위해 4 mm 체를 이용하여 불순물을 제거하였다.

2.1.2 기질

본 연구에서 기질은 혐기성 분해 단계에서 발생하는 부산물에 따라 포도당, 낙산, 프로피온산 및 초산을 이용하였다. 실험시 기질 농도에 따른 영향을 줄이기 위해 2.0 g COD/L로 고정하였다.

2.2 생물전기화학학적 혐기성 소화 실험

2.2.1 반응기

생물학적 혐기성 소화 실험시 아크릴 재질의 유효 체적 0.3 L인 반응기를 이용하였다. 반응기 상부에는 발생하는 바이오가스 채취를 위한 밸브를 설치하였다. 미생물 전해 전지와 혐기성 소화를 결합한 반응을 발현하기 위해 Fig. 1과 같이 전력 공급 장치(PWS-3003D, Proteck, Japan)를 구성하였다. 산화전극은 탄소나노튜브(carbon nano-tube)와 팽창 흑연(expanded graphite)을 2:1 비율로 혼합하여 질산을 이용하여 전처리하였다. 환원전극은 질산을 이용하여 전처리된 탄소나노튜브를 이용하였다. 산화전극과 환원전극의 자세한 제조 과정은 Han과 Lee¹⁷⁾의 결과를 참조하였다.

2.2.2 식종 및 배양

미생물 전해 전지와 결합한 혐기성 소화 공정의 식종은 아래와 같은 순서로 진행하였다. 우선 반응기 유효체적의 10%를 식종 미생물로 채웠다. 이후 기질

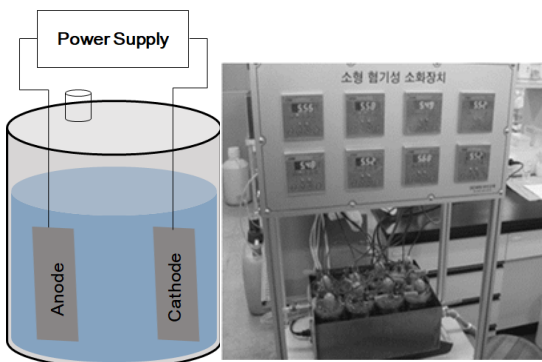


Fig. 1. Schematic diagram of reactor

과 배양액을 기질 농도에 맞추어 혼합한 후 나머지는 채웠다. 식종 미생물과 기질이 투입된 반응기는 0.5 M의 HCl과 0.3 M의 NaOH를 이용하여 pH 7.2±0.1로 고정하였다. 초기 pH 조정이 완료된 이후 질소가스(99.9%)를 이용하여 혐기성 조건으로 전환하였다. 혐기성 조건으로 전환된 반응기는 온수순환펌프가 장착된 온탕기에서 배양을 시작하고 전력 공급 장치를 연결하여 0.8 V의 인가전압을 투입하였다.

전극에 부착된 미생물 군집의 변화를 평가하기 위해 반응이 종료된 이후 중력 농축을 수행하고 상등수를 배출한 다음 2차로 기질을 투입하였다. 3차 기질 투입은 2차와 동일한 방법으로 수행하였다.

2.2.3 분석 및 장치

기질의 화학적 산소 요구량(chemical oxygen demand, COD), 식종 미생물의 총 고형물(total solids, TS) 및 휘발성 고형물(volatilic solids, VS)은 standard methods에 준하여 분석하였다¹⁸⁾.

반응기로부터 발생한 바이오가스의 체적은 유리 주사기를 이용하여 1일 1회 이상 측정하였다. 바이오가스 내 메탄 함량은 열전도 측정기가 장착된 기체 크로마토그래피(gas chromatography [GC]; Gow-Mac 580, Gow-Mac, USA)를 이용하여 측정하였다. GC의 컬럼은 스테인리스 재질의 6 ft × 2 mm 규격인 Porapak Q (80/100 mesh)를 이용하였다. 컬럼, 주입구, 검출기의 온도는 각각 50°C, 90°C 및 80°C로 고정하였으며 유동 물질은 고순도 헬륨가스(99.999%)를 이용하였다.

2.2.4 미생물 분석

3차 기질을 투입 후 반응이 종료된 상태에서 전극에 부착된 미생물을 대상으로 수행하였다. 미생물 분석용 시료는 분석하기 전까지 -20°C에서 보관하였다. DNA 추출은 MoBio PowerSoil DNA 추출 키트를 이용하였다(Solana Beach, USA). DNA 추출 이후 344F (5'-ACGGGG-CTGCAGCAGG-GGCGA-3')와 915R (5'-GTGCTCCCCCGCCA-ATTCCT-3')의 프라이머를 이용하여 16S rRNA를 확보하였다. 이후 Macrogen

Inc. (Seoul, Korea)에 의뢰하여 400 bp 시퀀싱 분석이 가능한 454 pyrosequencing 플랫폼(Roche GS FLX 454 pyrosequencing platform)을 이용하였으며 미생물 군집 정량 평가를 수행하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 바이오가스 발생 특성

Fig. 2에는 1-3차 식중에 따른 기질별 메탄 발생량을 제시하였다. 포도당을 기질로 이용하는 경우 1차 식중시 323.3±12.1 mL CH₄/g COD, 2차 식중시 322.1±10.9 mL CH₄/g COD, 3차 식중시 324.3 8.4 mL CH₄/g COD로 나타났다. 낙산의 경우 1-3차 식중시 평균 메탄 발생량이 326.0±12.8 mL CH₄/g COD, 프로피온산의 경우 327.9±6.7 mL CH₄/g COD로 나타났다. 초산의 1-3차 식중시 평균 메탄 발생량은 318.0±11.8 mL CH₄/g COD으로 앞서 언급한 포도당, 프로피온산 및 낙산에 비해 낮은 것으로 나타났다. 메탄 발생량의 특성을 살펴보면 기질별 식중이 거듭될수록 누적 메탄 발생량의 변화는 나타나지 않았다. 또한 포도당, 낙산 및 프로피온산의 누적 메탄 발생량은 유사하였으나 초산의 것은 상대적으로 낮게 나타났다.

이와 같은 결과는 메탄이 생성되는 경로에 따라

달라진 것으로 판단된다. 식 (3)에 제시된 것과 같이 초산 1mole은 메탄 1mole로 전환된다¹⁹⁾. 반면에, 식 (4)와 식 (5)에 제시된 것을 살펴보면 낙산과 프로피온산은 분해시 초산을 생성하며, 이 때 부산물로 수소를 생성한다. 생성된 수소는 식 (6)에 제시된 것과 같이 hydrogenotrophic methanogens에 의해 추가적인 메탄 생성의 가능성을 가지고 있다.

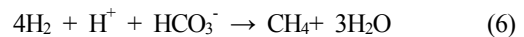
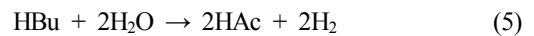
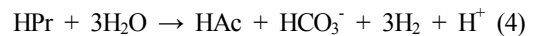
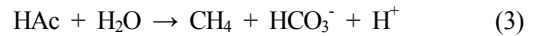


Fig. 3에는 1-3차 식중에 따른 기질별 최대 메탄 발생 속도를 제시하였다. 메탄 발생량이 가장 높은 프로피온산의 경우 최대 메탄 발생 속도는 1차 식중시 27.6±3.4 mL CH₄/g COD·d, 2차 식중시 28.4±2.7 mL CH₄/g COD·d, 3차 식중시 28.8±3.3 mL CH₄/g COD·d로 평균 28.3±3.1 mL CH₄/g COD·d로 나타났다. 낙산을 기질로 이용하는 경우 평균 최대 메탄 발생 속도가 27.2±2.1 mL CH₄/g COD·d로 프로피온산에 이어 두 번째로 높게 나타났다. 메탄 발생량이 가장 낮

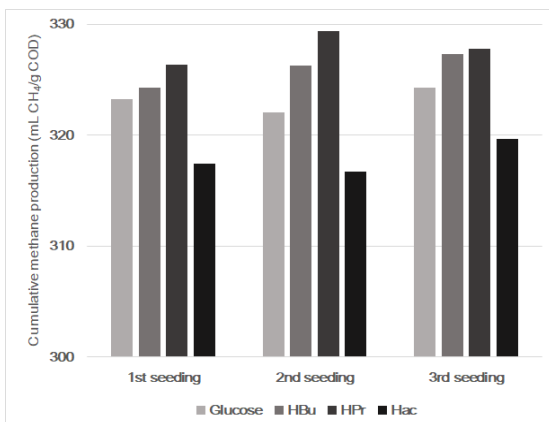


Fig. 2. Methane production with different substrates

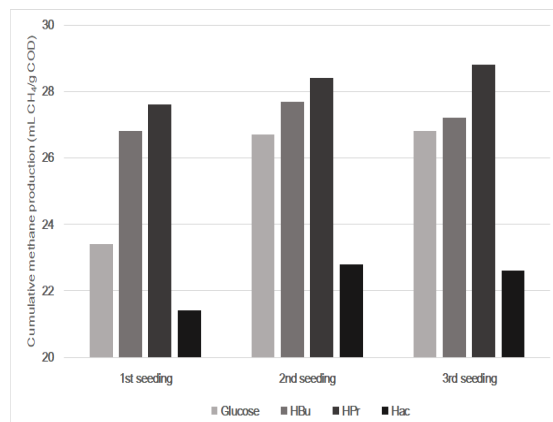


Fig. 3. Methane production rate with different substrates

계 나타난 초산의 경우 평균 최대 메탄 발생 속도가 $22.3 \pm 3.7 \text{ mL CH}_4/\text{g COD}\cdot\text{d}$ 로 나타났다.

Schauer-Gimenez 등²⁰⁾에 따르면 수소를 이용하여 메탄을 생성하는 hydrogenotrophic methanogens은 초산을 이용하여 메탄을 생성하는 acetoclastic methanogens에 비해 메탄 생성 속도가 빠르다. 식 (3)-(6)에 제시된 것과 같이 초산을 이용하는 경우 주로 acetoclastic methanogens에 의해서 메탄이 생성되며 나머지 기질에 대해서는 hydrogenotrophic methanogens에 의해 추가적으로 메탄이 생성된 것으로 판단된다. 이로 인해 메탄 생성 속도가 초산을 이용하는 경우에 비해 빠른 것으로 판단된다. 또한 상대적으로 1 mole의 기질당 프로피온산이 낙산에 비해 발생하는 proton (H^+)이 많기 때문에 메탄 발생 속도가 빠른 것으로 판단된다.

3.2 미생물 군집 평가

Fig. 4에는 3차 기질 투입 후 반응이 종료된 후에 전극에 부착된 미생물을 대상으로 군집 평가 결과를 제시하였다.

미생물 군집 평가 결과에 따르면 고세균(archae bacteria) 중 메탄 생성에 관여하는 미생물은 크게 4종이 검출되었다. Hydrogenotrophic methanogens은 *Methanospirillum*과 *Methanoculleus*, acetoclastic methanogens은 *Methanosaeta*와 *Methanosarcina* 중이 검출되었다. 고세균의 조성을 살펴보면 기질과는

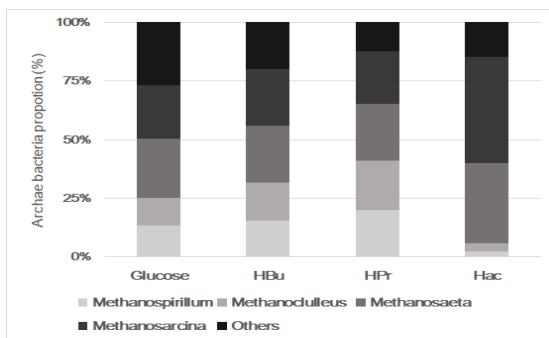


Fig. 4. Taxonomic composition of microorganisms in reactors

무관하게 acetoclastic methanogens인 *Methanosaeta*와 *Methanosarcina*가 우점화된 것으로 나타났다. 그러나 기질별 고세균의 비율을 살펴보면 상이한 것으로 나타났다.

포도당을 기질로 이용하는 경우 acetoclastic methanogens은 48.2%로 *Methanosaeta*가 25.1%로 가장 높게 나타났으며 *Methanosarcina*가 23.1%로 유사하게 나타났다. Hydrogenotrophic methanogens은 전체 고세균 중 25.1%를 차지하였으며 *Methanospirillum*이 13.4%, *Methanoculleus*가 11.7%로 검출되었다. 반면 메탄 발생량과 최대 메탄 발생 속도가 가장 높게 나타난 프로피온산의 경우 acetoclastic methanogens이 46.3%로 포도당과 유사하였으나 hydrogenotrophic methanogens은 41.2%로 증가하였다. *Methanospirillum*과 *Methanoculleus*의 경우 각각 20.1% 및 21.1%로 포도당에 비해 1.5배 이상 증가하였다. 즉, 메탄 생성 과정에서 수소의 생성량이 많을수록 hydrogenotrophic methanogens의 비율이 높게 나타난 것으로 판단되며 이로 인해 메탄 발생량과 최대 메탄 발생 속도가 높은 것으로 나타났다.

반면, 초산을 기질로 이용하는 경우 acetoclastic methanogens의 비율이 79.4%로 가장 높게 나타났다. 또한 acetoclastic methanogens의 구성을 살펴보면 *Methanosarcina*가 45.1%로 가장 높고 *Methanosaeta*가 34.3%로 나타났다. 포도당, 낙산과 프로피온산에서는 *Methanosaeta*가 *Methanosarcina*에 비해 높게 나타났으나 초산을 이용하는 경우에는 반대로 나타났다.

혐기성 분해 단계에 따라 기질을 선정하였으며 이에 따른 생물전기화학적 혐기성 소화의 미생물 군집을 평가를 수행하였다. 그 결과에 따르면 혐기성 분해시 발생하는 수소에 따라 hydrogenotrophic methanogens에 의한 메탄 생성 비율이 높아진 것으로 판단된다. 이로 인해 메탄 발생량이 증가하고 최대 메탄 발생 속도가 향상된 것으로 판단된다. 반면에 초산을 이용하는 경우에 대해서는 생물전기화학적 혐기성 소화의 효율이 상대적으로 낮은 것으로 나타났다. 이러한 결과는 생물전기화학적 기술이 메탄을 생

성하는 미생물 중 hydrogenotrophic methanogens에 활성도를 향상시키는 역할을 한 것으로 판단된다.

생물전기화학적 혐기성 소화의 미생물 군집 평가를 수행한 선행 연구 결과들을 살펴보면 상대적으로 고분자 물질인 음식물류 폐기물과 하수슬러지를 기질로 이용하는 경우 acetoclastic methanogens이 우점화되며 일부 hydrogenotrophic methanogens이 발견되었다^{12,13}. 상대적으로 저분자 물질인 포도당, 전분 등을 이용하는 경우 고분자 물질의 결과와 동일하게 acetoclastic methanogens이 우점화되지만 상대적으로 hydrogenotrophic methanogens의 비율이 높은 것으로 본 연구 결과와 유사한 것으로 나타났다^{10,11}. 반면, 초산을 이용하는 경우에 한해서는 hydrogenotrophic methanogens의 비율이 낮아지고 acetoclastic methanogen의 비율이 높아지는 것으로 나타났다.

4. 결론

본 연구는 생물전기화학적 혐기성 소화시 기질에 따른 메탄 발생량, 최대 메탄 발생 속도 및 메탄 생성 미생물의 군집 평가를 수행하였다. 그 결과는 아래와 같다.

1) 포도당, 낙산, 프로피온산 및 초산을 이용하여 생물전기화학적 혐기성 소화 특성을 평가하였으며 프로피온산의 메탄 발생량과 최대 메탄 발생 속도가 가장 높은 것으로 나타났다.

2) 프로피온산의 메탄 발생량 및 최대 메탄 발생 속도가 가장 높게 나타난 것은 수소를 이용하여 메탄을 생성하는 hydrogenotrophic methanogens의 비율이 가장 높은 것에 기인한다.

3) 프로피온산이 혐기성 분해시 발생하는 수소의 비율이 다른 기질에 높아 hydrogenotrophic methanogens의 비율이 높은 것으로 판단되며 이로 인해 메탄 발생량 및 속도가 가장 높게 나타난 것으로 판단된다.

4) 본 연구는 혐기성 소화의 단점을 보완하기 위해 생물전기화학적 기술을 접목하였으며 이에 따른

기질별 특성을 평가하였다. 이는 향후 혐기성 소화를 이용한 에너지 생산 향상에 관한 기초자료로 활용될 것으로 기대된다.

후 기

이 논문은 2018년도 한국방송통신대학교 학술연구비 지원을 받아 작성된 것이며 이에 감사드립니다.

References

1. L. Appels, J. Baeyens, J. Degève, and R. Dewil, "Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge", *Prog. Energy and Combust. Sci.*, Vol. 38, No. 6, 2008, pp. 755-781, doi: <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2008.06.002>.
2. Y. Dang, D. E. Holmes, Z. Zhao, T. L. Woodard, Y. Zhang, D. Sun, L. Y. Wang, K. P. Nevin, and D. R. Lovely, "Enhancing anaerobic digestion of complex organic waste with carbon based conductive materials", *Bioresour. Technol.*, Vol. 220, 2016, pp. 516-522, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.114>.
3. H. Carrère, C. Dumas, A. Battimelli, D. J. Bastone, J. P. Delgenès, J. P. Steyer, and I. Ferrer, "Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review", *J. Hazard. Mater.*, Vol. 183, No. 1-3, 2010, pp. 1-15, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.129>.
4. Y. Zhang and I. Angelidaki, "Microbial electrolysis cells turning to be versatile to be versatile technology: Recent advances and future challenges", *Water Res.*, Vol. 56, 2014, pp. 11-25, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.031>.
5. B. E. Logan, D. Call, S. Cheng, H. V. M. Hamelers, T. H. J. A. Sleutels, A. W. Jeremiase, and R. A. Rozendal, "Microbial electrolysis cells for high yield hydrogen gas production from organic matter", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 42, No. 23, 2008, pp. 8630-8640, doi: <https://doi.org/10.1021/es801553z>.
6. R. A. Rozendal, H. V. M. Hamelers, G. J. W. Euverink, S. J. Metz, and C. J. N. Buisman, "Principles and perspectives of hydrogen production through biocatalyzed electrolysis", *Int. J. Hydrogen Energy*, Vol. 31, No. 12, 2006, pp. 1632-1640, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2005.12.006>.
7. S. Gajaraj, Y. Huang, P. Zheng, and Z. Hu, "Methane production improvement and associated methanogenic assemblages in bioelectrochemically assisted anaerobic digestion", *Biochem. Eng.*, Vol. 117, 2017, pp. 105-112, doi: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.11.003>.
8. Y. Feng, Y. Zhang, S. Chen, and X. Quan, "Enhanced production

- of methane from waste activated sludge by the combination of high-solid anaerobic digestion and microbial electrolysis cell with iron-graphite electrode”, *Chem. Eng. J.*, Vol. 259, 2015, pp. 787-794, doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.08.048>.
9. Z. Guo, W. Liu, C. Yang, L. Gao, S. Thangvel, L. Wang, Z. He, W. Cai, and A. Wang, “Computational and experimental analysis of organic degradation positively regulated by bioelectrochemistry in an anaerobic bioreactor system”, *Water Res.*, Vol. 125, 2017, pp. 170-179, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.039>.
 10. T. Bo, Z. Zhu, L. Zhang, Y. Tao, X. He, D. Li, and Z. Yan, “A new upgraded biogas production process: coupling microbial electrolysis cell and anaerobic digestion in single-chamber, barrel-shape stainless steel reactor”, Vol. 45, 2014, pp. 67-70, doi: <https://doi.org/10.1016/j.elecom.2014.05.026>.
 11. Y. Li, Y. Zhang, Y. Liu, Z. Zhao, Z. Zhao, S. Liu, H. Zhao, and X. Quan, “Enhancement of anaerobic methanogenesis at a short hydraulic retention time via bioelectrochemical enrichment of hydrogenotrophic methanogens”, *Bioresour. Technol.*, Vol. 218, 2016, pp. 505-511, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.112>.
 12. J. Park, B. Lee, D. Tian, and H. Jun, “Bioelectrochemical enhancement of methane production from highly concentrated food waste in a combined anaerobic digester and microbial electrolysis cell”, *Bioresour. Technol.*, Vol. 247, 2018, pp. 226-233, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.021>.
 13. B. Lee, J. G. Park, W. B. Shin, D. J. Tian, and H. B. Jun, “Microbial communities change in an anaerobic digestion after application of microbial electrolysis cells”, *Bioresour. Technol.*, Vol. 234, 2017, pp. 273-280, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.022>.
 14. Y. Gao, D. Sun, Y. Dang, Y. Lei, J. Ji, T. Lv, R. Bian, Z. Xiao, L. Yan, and D. E. Holmes, “Enhancing biomethanogenic treatment of fresh incineration leachate using single chambered microbial electrolysis cells”, *Bioresour. Technol.*, Vol. 231, 2017, pp. 129-137, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.024>.
 15. Z. Zhao, Y. Zhang, X. Quan, and H. Zhao, “Evaluation on direct interspecies electro transfer in anaerobic sludge digestion of microbial electrolysis cell”, *Bioresour. Technol.*, Vol. 200, 2016, pp. 235-244, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.021>.
 16. Q. Liu, Z. J. Ren, C. Huang, B. Liu, N. Ren, and D. Xing, “Multiple syntrophic interactions drive biohydrogen production from waste sludge in microbial electrolysis cells”, *Biotechnol. Biofuels*, Vol. 9, No. 1, p. 162, doi: <https://doi.org/10.1186/s13068-016-0579-x>.
 17. S. K. Han and C. Y. Lee, “Evaluation of power density in microbial fuel cells using expanded graphite/carbon nanotube (CNT) composite cathode and CNT anode”, *Journal of Korean Society of Water & Wastewater*, Vol. 27, No. 4, 2013, pp. 503-509, doi: <https://doi.org/10.11001/jksww.2013.27.4.503>.
 18. American Public Health Association (APHA), “Standard Methods for the examination of water and wastewater”, APHA, USA, 2005.
 19. S. K. Khanl, “Anaerobic biotechnology for bioenergy production: Principles and Applications”, Wiley-Balckwell, USA, 2008.
 20. A. E. Schauer-Gimenez, D. H. Ziomer, J. S. Maki, and C. A. Struble, “Bioaugmentation for improved recovery of anaerobic digesters after toxicant exposure”, *Water Res.*, Vol. 44, No. 12, 2010, pp. 3555-3564, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.03.037>.