

총 설

하수처리장 에너지 자립화를 위한 하수 에너지 잠재력 회수 기술

배호관*

부산대학교 사회환경시스템공학과

Recovering the Energy Potential of Sewage as Approach to Energy Self-Sufficient Sewage Treatment

Hyokwan Bae[†]

Department of Civil and Environmental Engineering, Pusan National University
(Received 10 August 2017, Revised 17 October 2017, Accepted 26 October 2017)

Abstract

Domestic sewage treatment plants (STPs) consume about 0.5 % of total electric energy produced annually, which is equivalent to 207.7 billion Korean won per year. To minimize the energy consumption and as a way of mitigating the depletion of energy sources, the sewage treatment strategy should be improved to the level of “energy positive”. The core processes for the energy positive sewage treatment include A-stage for energy recovery and B-stage for energy-efficient nitrogen removal. The integrated process is known as the A/B-process. In A-stage, chemically enhanced primary treatment (CEPT) or high rate activated sludge (HRAS) processes can be utilized by modifying the primary settling in the first stage of sewage treatment. CEPT utilizes chemical coagulation and flocculation, while HRAS applies returned activated sludge for the efficient recovery of organic contents. The two processes showed organic recovery efficiencies ranging from 60 to 70 %. At a given recovery efficiency of 80 %, 17.3 % of energy potential (1,398 kJ/m³) is recovered through the anaerobic digestion and combustion of methane. Besides, anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) can recover 85% of organic contents and generate 1,580 kJ/m³ from the sewage. The recovered energy is equal to the amount of energy consumption by sewage treatment equipped with anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX)-based B-stage, 810 ~ 1,620 kJ/m³. Therefore, it is possible to upgrade STPs as efficient as energy neutral. However, additional novel technologies, such as, fuel cell and co-digestion, should be applied to achieve “energy positive” sewage treatment.

Key words : Anaerobic membrane bioreactor, Chemically enhanced primary treatment, Energy positive sewage treatment, High rate activated sludge

1. Energy Positive Wastewater Treatment

1966년 하수도법 제정 이래 하수관거는 수생태 및 상수도 보호에 큰 역할을 해왔다. 국내 2013년 통계에 따르면 하수처리 대상인구가 92.1 %이고, 이미 대부분의 인구가 하수처리의 혜택을 받고 있다(ME, 2015). 21세기 국내 하수처리의 주안점은 더 이상 하수시설의 확대보급이 아니다. 이보다 도전적인 과제로서 최근 기후변화, 신규오염물질 출현, 자원 고갈이 이슈로 제기되고 있는 상황이다. 이에 대응하여 미래형 하수처리 시스템의 핵심 요소인 이산화탄소 저감, 수자원 재이용, 에너지 절감, 유기성 폐자원 에너지화, 초고도처리, 자원회수 기술 발전이 가속화되고 있다

(ME, 2011). 특히 하수처리장에서의 에너지 회수 분야는 물-에너지 넥서스와 관련하여 큰 관심을 받고 있다.

국내 연간 총전력소비량은 477,592 GWh로, 10년간 연평균 4.1 %가 증가하였다(MOTIE, 2015). 하수처리장 운영관리비용 중 20 %가 전력비용에 해당하는데, 하수처리장의 연간 전력 소비량은 1,600 GWh로서 국내 전체 전력소비량의 약 0.5 % 차지하고 있다(Yoon, 2014). 미국의 경우, 하수처리장 전기 사용이 전체 전력량의 3 %에 해당할 정도이다(McCarty et al., 2011). 2012년 국내 하수처리장 전력비용이 2,077억원에 달하였으며, 전력비용은 꾸준한 증가추세에 있다(Yoon, 2014). 이러한 막대한 에너지 소비는 자원고갈 심화와 이산화탄소 배출 증가를 야기한다. 따라서 미래지향적 하수처리장은 화석연료 사용을 최소화하는 동시에 에너지 자립화를 달성해야 하며, 나아가 전지구적 에너지 고갈을 해결하기 위해 에너지 생산 플랜트로 변모해야 한다. 이제부터는 하수처리장이 에너지를 적극적으로 생산하되, 하수처리에 사용되는 소비 에너지를 초과하여 생산하는 것을 지향해야 하며, 이를 “에너지 Positive 하수처리”라 한다.

* To whom correspondence should be addressed.
hyokwan.bae@pusan.ac.kr

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

에너지를 초과 생산하는 것은 유기성 폐자원 에너지화, 태양광/소수력 발전, 저에너지형 설비 도입과 관련되는 광범위한 연구주제이다. 최근까지 잉여 활성슬러지의 에너지화, 재생에너지 이용 등 다양한 연구가 이루어져 왔다. 그러나 하수의 에너지 잠재력을 최대한 회수하는 것에 대한 국내 학계 및 산업계의 논의가 다소 부족한 상황이다. 결과적으로 하수가 함유한 막대한 양의 유기물을 자원화 하지 못하고 활성슬러지 공법을 통해 이산화탄소로 전환하여 배출하거나 잉여슬러지의 형태로 폐기하고 있는 실정이다.

이에 반해, 오스트리아 Strass 하수처리장과 같은 선도적인 하수처리장들은 “에너지 Positive” 단계로 발전해 나가고 있다(Nowak et al., 2015). 이와 관련된 해외 선진 기술들이 국내 시장을 우점하기 전에 하수 유기물 회수 및 에너지화 기술의 국산화를 가속화해야 하는 시점이다. 본 연구에서는 하수가 보유한 에너지 잠재력을 최대한 회수하여 에너지로 전환할 수 있는 하수처리 기술 사양과 에너지 초과 생산 가능성에 대하여 논의하고자 한다.

1.1 유기물 회수(A-단계)

Fig. 1(a)는 하수처리공법의 수처리 계통과 고형물 처리 계통을 나타내고 있다. 일반적인 하수처리 계통은 여과-1차 침전-활성슬러지공법-2차 침전-살균으로 이루어져 있다. 고형분 처리 계통에서는 1차 침전물과 잉여슬러지를 농축한 후, 혐기성 소화 처리를 통해 유기성 폐기물을 메탄으로 자원화 한다. 혐기성 소화는 공기가 없는 상태에서 유기물이 산발효와 메탄발효를 거쳐 바이오가스로 전환되는 단계로서, 2015년 우리나라의 470개 공공하수처리시설 중 62개소에 혐기성 소화 공정이 설치되어 운영 중에 있고 전국 소화조의 연간 하수슬러지 처리 용량은 8,745천m³이다(ME, 2016).

Fig. 1(b), 1(c)와 같이 침전과정에서 유기물을 물리·화학·생물학적 공법을 이용하여 회수할 수 있다. 대표적인 기술로서 고도화학침전법(Chemically Enhanced Primary Treatment, CEPT)과 고속활성슬러지법(High Rate Activated Sludge, HRAS)이 있다. 이러한 공법을 통해 회수된 유기물은 혐기성 소화조에 바로 투입되어 메탄으로 자원화된다.

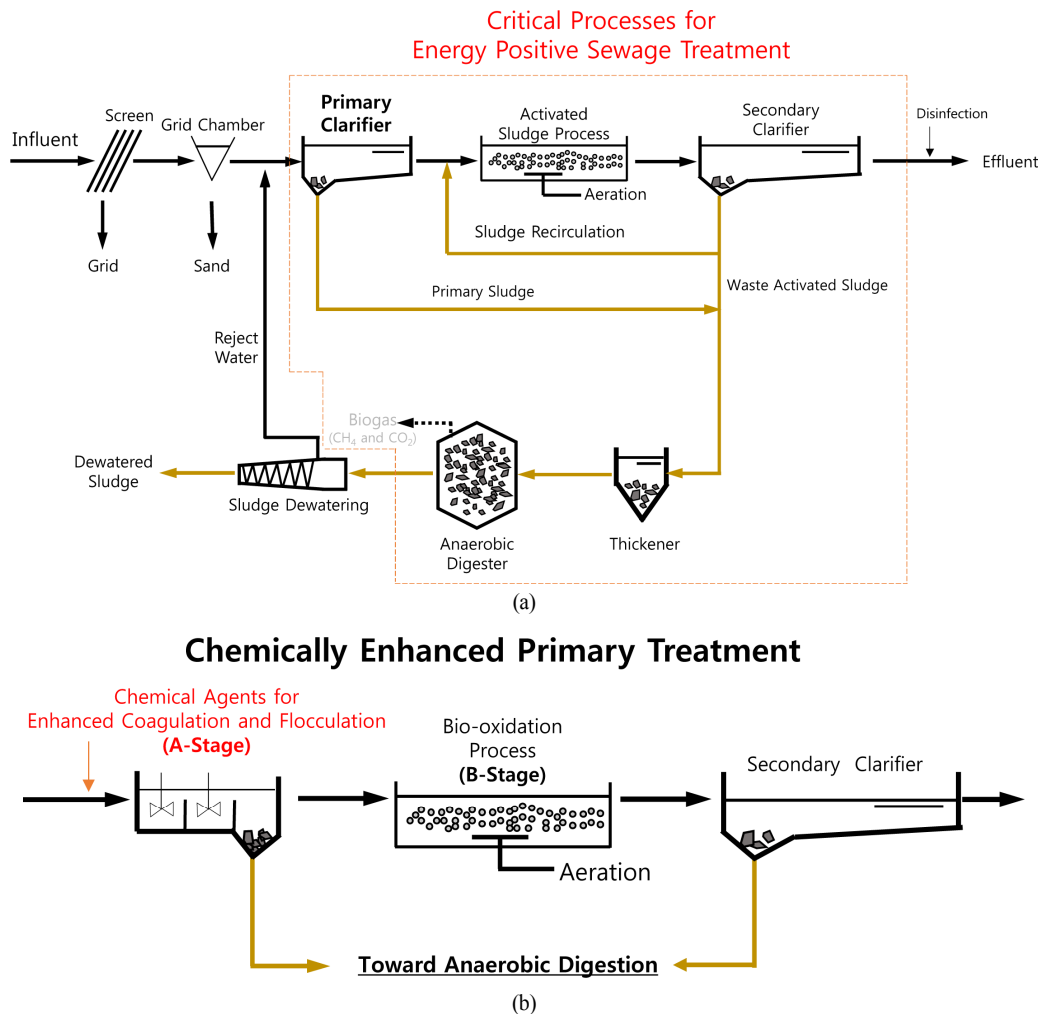
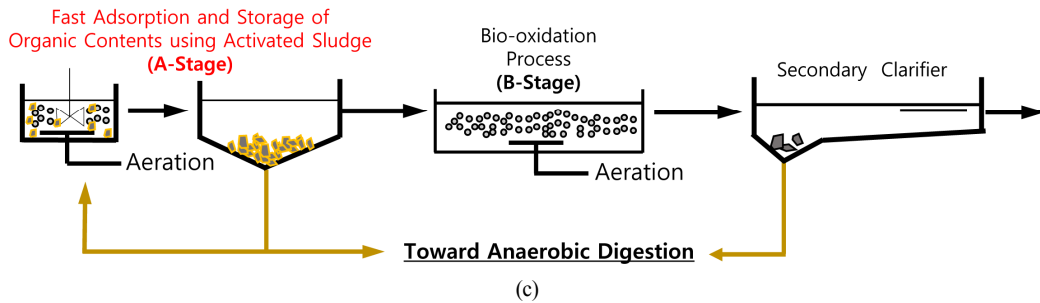


Fig. 1. (a) Critical processes for energy positive mode and applications of (b) chemically enhanced primary treatment, (c) high rate activated sludge process and (d) anaerobic membrane bioreactor in a sewage treatment plant.

High Rate Activated Sludge



Anaerobic Membrane Bioreactor

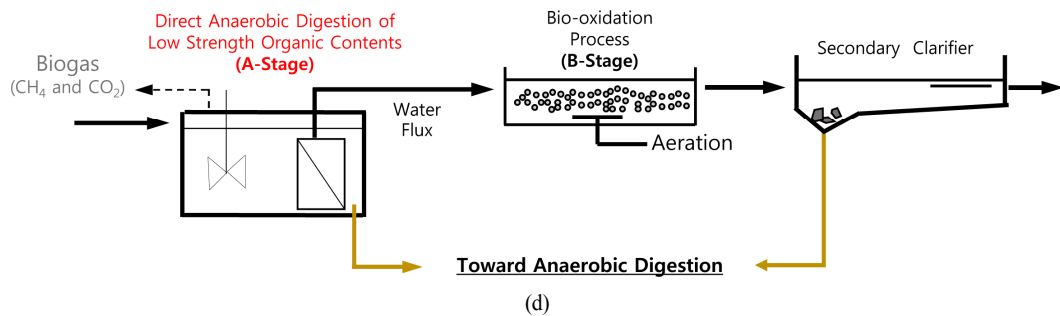


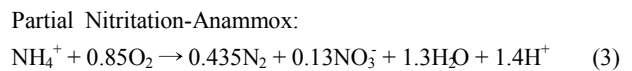
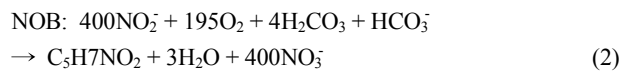
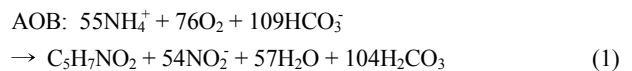
Fig. 1. (a) Critical processes for energy positive mode and applications of (b) chemically enhanced primary treatment, (c) high rate activated sludge process and (d) anaerobic membrane bioreactor in a sewage treatment plant (continued).

1차 침전 단계에서 회수된 유기물은 기존의 잉여 활성슬러지보다 분해가 쉽기 때문에 메탄 발효 성능이 우수한 것으로 인정된다. Fig. 1(d)는 유기물 회수 단계를 생략하고 하수가 함유한 유기물을 곧바로 메탄 발효하는 막분리형 혐기성 소화(Anaerobic Membrane Bioreactor, AnMBR) 공법이다. 이를 종합하여 A-단계라 하고, 이후 질소제거를 위한 Bio-oxidation 단계를 B-단계라 한다. 이를 통합한 공정을 소위 A/B 공정이라 명명하고 있다.

1.2 질소처리(B-단계)

“에너지 Positive 하수처리”를 달성하기 위한 수단으로, 비용효율적인 질소제거 공정(B 단계)의 연구개발이 활발히 진행되고 있다. 하수처리장의 질소처리공정은 하수 내 40 mg/L의 낮은 농도의 총질소를 처리하는 주공정계열(Mainstream)과 하수 대비 1~2%의 적은 유량이지만 500~1,000 mg/L의 높은 농도의 총질소를 처리하는 혐기성 소화 상정수 처리 공정, 즉 부공정계열(Sidestream)로 나눌 수 있다. 공통되는 에너지 소모 요인은 질산화에 필요한 산소 폭기이며, 이를 줄이는 것이 에너지 효율화의 핵심이다. 단축질소 공정으로서, 부분질산화-탈질은 질산화 단계에서 암모니아 산화 미생물(Ammonia-Oxidizing Bacteria, AOB)만을 선별적으로 활성화시키고 아질산 산화 미생물(Nitrite-Oxidizing Bacteria, NOB)은 억제하여 암모니아의 100%를 아질산(NO₂)으로 전환한다. 질산화 화학양론에 의하면, AOB가 필요로 하는 산소는 질소 1몰당 1.38몰(식 (1))이고, NOB는 0.49몰(식 (2))이다. 완전질산화에 질소 1몰당

산소가 총 1.87몰이 소모되는 반면, AOB만 활성화된 부분 질산화는 1.38몰의 산소만으로도 충분하므로 산소폭기 비용의 26%(0.49몰)를 절감할 수 있다. 본 공정의 최적화 전략으로서, AOB가 NOB에 대하여 상대적으로 유리 암모니아 저항성이 크며, 낮은 용존산소 농도에 적응하고, 중온 온도에서 성장이 빠른 특성을 이용한다. 하수처리장 전력비용 중 폭기에 약 50%가 사용되고, 최대 75%에 달하는 것을 감안하면 상당한 에너지 비용을 절약하는 것이다(Amand et al., 2013).



질산화-탈질 공정을 이용할 경우, 혐기성 상태에서 질산의 환원을 위해 유기물을 이용하는 탈질미생물의 종속영양(Chemoheterotroph) 특성 때문에 일정량의 유기물이 필요하다. 그러므로 A 단계에서 회수효율을 조절하여 유기물을 남겨 두어야 B 단계에서 효율적으로 탈질반응이 일어난다. 이렇게 유기물을 의도적으로 잔류시키는 것은 하수의 에너지 잠재력을 회수하지 않고 낭비하는 측면이 있다. 하수 에너지 잠재력을 최대한 회수하면서 질소제거 또한 효율적으로 운영하는 방안으로서, 유기물이 전혀 필요하지 않는

혐기성 암모늄 산화 기반의 부분 아질산화-아나모스(Partial Nitrification-Anammox, 이하 아나모스 공정)를 적용할 수 있다(식 (3)). 아나모스 공정은 암모니아의 50%를 아질산으로 전환하기 때문에 완전질산화 대비 폭기 비용의 55% 절감할 수 있어서, 앞서 언급한 부분질산화-탈질보다 더욱 에너지 효율적이다.

2. Energy Recovery from Wastewater

2.1 하수 에너지 잠재량

1914년 Arden과 Lockett이 개발한 활성슬러지 공법은 가장 보편적이고 경제적인 하수처리 방법으로 이용되어 왔다. Modified Ludzack-Ettinger (MLE) 공법과 A²O 공법 같이 질소와 인의 처리효율이 높은 고도처리공법들이 개발된 상태이며, 생물공학의 발전으로 인해 오염물질 제거에 관련된 미생물 집단의 기능이 명확히 밝혀지고 있다. 활성슬러지 공법의 단점은 막대한 에너지를 소비한다는 것이다. 예를 들어, 활성슬러지 공법과 혐기성 소화 공법을 구비한 대형 하수처리장의 경우 평균적으로 1,620 kJ/m³ (1,080~2,160 kJ/m³ 범위)의 에너지를 소비한다(Wan et al., 2016). 활성슬러지 공법의 두 가지 단점, 1) 전기에너지의 절반 정도가 공기 송풍에 소모되는 것과 2) 하수가 함유한 유기물이 이산화탄소와 잉여슬러지로 전환되는 것을 고려할 때 앞으로 활성슬러지 공법을 지양하고, 하수처리장 시스템을 유기물을 회수하는 방식으로 전환하는 것이 필요하다.

해외 문헌에서 고려하고 있는 하수의 대표적인 화학적 산소 요구량(Chemical Oxygen Demand, COD)은 500 mg/L (g/m³)이다. COD의 잠재 에너지 16.2 kJ/g COD를 바탕으로 하수가 함유한 잠재 에너지를 계산하면 약 8,100 kJ/m³이다(McCarty et al., 2011; Sheoner et al., 2014; Wan et al., 2016). 하수 처리에 사용되는 에너지 1,620 kJ/m³를 고려하

면, 하수는 에너지 비용 대비 5배의 에너지를 보유하고 있다. 이러한 계산에 의하면, 잠재에너지의 20%를 초과하여 회수해야만 “에너지 Positive 하수처리”를 달성할 수 있다.

그리고 국내 하수처리장 유입 COD가 우기/건기 계절, 분류/합류식, 주민 거주 특성에 따라 다르고, 낮게는 100 mg/L 이하인 것을 감안하면 에너지 잠재량의 변동성이 크고, 함량이 다소 낮은 편이다. 하지만, 유입 COD가 낮을수록 하수처리에 소모되는 에너지량 또한 낮을 것으로 예상되므로, 정확한 에너지 잠재량 대비 소모 에너지 산정을 위하여 국내 하수의 발열량과 하수처리장 에너지 사용 실태에 대한 면밀한 조사가 필요한 상황이다. 참고로 하수 COD의 잠재 에너지는 단백질, 지방, 단백질의 조성에 따라 높게는 23~29 kJ/g COD, 낮게는 13~15 kJ/g COD 범위이고, 하수처리장의 에너지 소모는 720~5,400 kJ/m³의 범위로 다양하게 나타난다(Heidrich et al., 2010; Lazarova et al., 2012; Olsson, 2015).

2.2 하수 유기물 회수에 의한 에너지 생산

1차 침전조를 활용하여 CEPT와 HRAS를 적용하였을 때, 총 COD 중 혐기성 소화를 거쳐 전기에너지로 전환 가능한 분율을 Table 1에 종합하였다. 1차와 2차 침전조에서 회수된 유기물은 모두 혐기성 소화조에서 메탄으로 전환되고 화력발전소에 의하여 전력으로 생산된다고 가정한다.

예를 들어, 1차 침전조에서 40%의 COD가 회수되는 경우 에너지 회수량을 계산해 보고자 한다. 1차 침전물 중 84.2%가 생물학적으로 분해 가능하다(Sötemann et al., 2006). 결과적으로 혐기성 소화조에서 메탄으로 전환 가능한 COD는 총 COD의 33.7%이다. 그러나 혐기성 소화조의 메탄 전환 효율이 80%이고, 화력발전소에 의해 30%가 전력으로 생산되므로 결국 8.1%의 에너지가 회수되어 655 kJ/m³의 에너지를 얻을 수 있다. 이후, 유입수에 잔류하는 60%의

Table 1. Energy recovery rate, in relation to the COD recovery efficiency, in primary and secondary settling procedures for CEPT and HRAS processes

Energy Potential of Sewage	COD Recovery from 1st Settling	Energy Recovery ^{**} from 1st Settling (Degradability in Anaerobic Digestion: 68%)		Energy Recovery ^{***,****} from 2nd Settling (Degradability in Anaerobic Digestion: 40%)		Total Energy Recovery			
		kWh/m ³	kJ/m ³	kWh/m ³	kJ/m ³	kWh/m ³	kJ/m ³	In Comparison to Energy Potential	In Comparison to Energy Consumption ^{****}
2.25 kWh/m ³ 8,100 kJ/m ³	40%	0.18	655	0.07	265	0.26	919	11.3%	56.7%
	50%	0.23	818	0.06	220	0.29	1,039	12.8%	64.1%
	60%	0.27	982	0.05	176	0.32	1,158	14.3%	71.5%
	70%	0.32	1146	0.04	132	0.36	1,278	15.8%	78.9%
	80%	0.36	1309	0.02	88	0.39	1,398	17.3%	86.3%
	90%	0.41	1473	0.01	44	0.42	1,517	18.7%	93.7%
	100%	0.45	1637	0.00	0	0.45	1,637	20.2%	101.0%

* Methane conversion efficiency: 80%

** Efficiency of combustion power generation: 30%

*** Heterotrophic biomass yield: 63%

**** Comparison to 1,620 kJ/m³

COD가 활성슬러지 공법 폭기조에 유입된다. 활성슬러지에 의한 유기물 처리효율을 90%라 가정하면, 유입된 60%의 COD 중 약 54%의 COD가 미생물에 의해 섭취된다. ASM No.3 모델에서 사용하는 생물량 생산 계수(Biomass Yield)가 0.63이므로, COD 54% 중 34%가 잉여슬러지로 전환되는 것으로 계산된다(Gujer et al., 1999). 잉여슬러지의 생분해율이 약 40%인 것을 감안하면, 혐기성 소화조에서 메탄으로 전환 가능한 COD는 14%이다(Kang and Jeong, 2008). 메탄발효 효율 80%와 화력발전 효율 30%를 고려하면, 결국 3.3%의 에너지가 회수되어 265 kJ/m³의 에너지를 얻을 수 있다. 1차 침전슬러지와 잉여슬러지에서 회수 가능한 에너지의 총 합은 919 kJ/m³이다. 회수된 에너지는 하수는 처리에 사용되는 에너지 1,620 kJ/m³에 비하여 56.7%에 불과한 비율이다.

하수의 에너지 잠재량을 최대한 회수하기 위해서는 생분해도가 높은 1차 슬러지의 형태로 유기물을 회수하고, 생분해율이 낮은 잉여슬러지의 생산과 이산화탄소로의 전환을 지양해야 한다. 즉, 활성슬러지 공법으로 유입되는 유기물은 최소화해야 한다. 표 1과 같이, 만약 1차 침전조에서 유기물의 60%를 회수한다면, 1,158 kJ/m³의 에너지를 생산할 수 있으며, 1차 침전조의 효율을 80%로 끌어 올리면 1,398 kJ/m³의 에너지 생산이 가능하다. 이는 하수처리 소모에너지 범위 1,080~2,160 kJ/m³ 범주 안에 들어가기 때문에 적어도 “에너지 Neutral 하수처리”를 달성할 수 있게 된다. 그러나 낮은 화력발전 효율을 개선하지 못한다면 현실적으로 에너지 초과 생산을 달성할 수 없다(Heo et al., 2008). 다만, 주공정 아나목스 기술이 실현되면 폭기 비용의 약 50%가 감소하여 하수처리 에너지 소모 에너지가 810~1,620 kJ/m³ 정도로 낮아지므로 “에너지 Positive 하수처리” 실현에 더욱 근접하게 된다. 또한, 강화된 1차 침전처리 이후 하수의 COD 함량이 최소화되기 때문에 폭기조에서의 추가적인 에너지 효율 개선이 가능할 것으로 사료된다.

3. Recovery of Organic Carbon(A-Stage)

3.1 Chemically Enhanced Primary Treatment

하수원수는 생물학적 처리를 거치기 전에 중력에 의한 침전과정을 거친다. CEPT는 화학제를 이용하여 하수에 포함된 입자성분을 효율적으로 응집/침전시키는 방법이다(Fig. 1b). 이 과정을 통해 부유성 오염물질, 미생물, 질소, 인 등의 성분이 제거된다. 물리화학적 침전 공정은 생물학적 처리가 없는 하수처리장에서 유기물, 질소, 인의 방류기준을 용이하게 달성하는 기술로 많이 사용되기도 한다(Wang et al., 2009). National Research Council (1993)은 CEPT 단계에서 TSS, BOD, TP, TN의 제거효율이 각각 85%, 57%, 85%, 37%에 달하는 것으로 보고하였다. 최근 CEPT로 회수된 유기물을 혐기성 소화를 통해 자원화하는 연구사례가 증가하고 있다(Ju et al., 2017; Kooijman et al., 2017; Obulisamy et al., 2016). CEPT는 활성슬러지 공정의

부하율을 낮추거나, 일시적인 고부하를 해결하기 위한 수단으로 사용되기도 한다(Mouri et al., 2013).

일반적인 응집/침전 공정과 같이 CEPT 공법은 혼화, 응결, 침전 세 단계가 순차적으로 배열되어 있다. 혼화조에서는 응집제가 투입되고, 응집이 효과적으로 일어나도록 급속교반을 해 준다. 응결 단계에서는 플록이 잘 형성되도록 완속교반을 시행한다. 하수에 포함된 부유물질은 10~100 μm 크기의 입자가 주요하며, CEPT는 이 범위에 해당되는 입자에 대하여 높은 응집/침전효과를 가진다. 예를 들어, 일반적인 침전조는 입자 총부피 689.4 × 10⁹ μm³에 대하여 30.7%의 제거효율을 보이는 반면, Poly-Aluminum Ferric Chloride (PAFC)를 이용한 CEPT는 81.3%의 제거효율을 나타내었다(Zhang et al., 2007).

응집과정에 가장 큰 영향을 주는 것은 화학제의 종류이다. 주로 금속염이나 고분자 전해질이 사용된다. 콜로이드 입자는 음전하를 띠고 있으므로 철염, 알루미늄염과 같이 양이온의 금속염이 사용된다. 가장 일반적으로 사용되는 황산알루미늄(Al₂(SO₄)₃, Alum)은 충분한 알칼리도가 공급된 상태에서 우수한 응집/침전 효율을 나타내고 관망, 펌프와 같은 시설에 대한 부식성이 없어서 널리 사용되고 있다. 황산제1철(FeSO₄ · 7H₂O)은 황산알루미늄에 비하여 가격이 저렴하고 침전물의 침강속도가 빠르다. 그러나 철이온의 잔류에 의한 오염과 부식이 일어날 가능성이 있다. 알루미늄 폴리머 계열 유기고분자 응집제는 전기적 중화작용과 가교작용을 동시에 수행한다. 이러한 응집제는 플록 형성단계에서 효율이 낮을 수 있기 때문에 응집 보조제를 첨가하는데, 보통 소석회(Ca(OH)₂), 탄산나트륨(Na₂CO₃), 벤토나이트, 규산나트륨(Na₂SiO₃), 음이온계 폴리머 등을 사용한다.

이러한 화학제 사용이 혐기성 소화 단계에서 잠재적으로 메탄생산 효율에 영향을 줄 수 있다. 황산의 농도 증가로 인해 황환원 미생물이 증식하면 혐기성 소화의 산생성 단계와 메탄생성 단계 미생물과 경쟁할 수도 있다(Chen et al., 2008). 혐기성 소화 단계에서 악영향을 주는 금속류는 크롬, 니켈, 구리, 아연으로 밝혀져 있으나, 철과 알루미늄에 대한 확연한 독성 자료는 없다(Chen et al., 2008). 다만, 응집/침전에 사용된 철과 알루미늄이 미생물의 성장에 필요한 기질로 사용될 것으로 예상되며, 대사단계에서 어떻게 영향을 주는 지에 대해서는 생화학적 연구가 필요한 상황이다.

최근까지 알려져 있는 CEPT 공정의 응집제 종류와 부유물 제거율, 유기물 회수율을 Table 2에 나타내었다. 응집제의 농도는 다양하게 나타나지만, 200 mg/L를 초과하지 않는 것으로 조사되었다. CEPT는 유지관리가 용이하고, 반응시간이 매우 빠르며, 기존의 1차 침전조의 설비개량을 최소화하면서 공법을 적용할 수 있다. 이러한 CEPT의 장점을 고려할 때 CEPT가 조기에 현장적용 가능할 것으로 예상된다. 그러나 CEPT의 치명적인 단점은 용존성 유기물의 회수효율이 매우 낮다는 것이다. Table 2의 연구사례에서 대부분 50% 이상의 유기물 회수 효율을 보이지만 “에너지 Neutral 하수처리”에 근접할 수 있는 80%의 제거효율을 나타내지는 못하였다. 일부 사례에서는 흡착효과에 의해 용

Table 2. SS removal and COD recovery efficiencies according to chemical agents in CEPT process

Chemical Agents	Coagulant Aid	SS Removal	Organics Recovery	Reference
100 mg/L of Polyaluminum Chloride	Poly(acrylamide), unknown concentration	not available	61.1 ~ 68.8 % (COD)	Wang et al., 2009
140 mg/L of Aluminum Sulfate (Al ₂ (SO ₄) ₃)	-	not available	56.7 ~ 64.1 % (COD)	
Polyaluminum Ferric Chloride (PAFC), unknown concentration	0.5 mg/L of Poly(acrylamide)	75 %	50 % (COD)	Zhang et al., 2007
50 mg/L of Ferric Chloride (FeCl ₃)	0.5 mg/L of Anionic Polymer	85 %	60 % (BOD)	Bourke, 2000
80 mg/L of Aluminum Sulfate (Al ₂ (SO ₄) ₃)	-	~ 35 %	~ 30 % (COD)	Sarparastzadeh et al., 2007
70 mg/L of Ferric Chloride (FeCl ₃)	-	~ 45 %	~ 60 % (COD)	
58 mg/L of Ferric Chloride (FeCl ₃)	-	not available	75.6 % (TOC)	Lin et al., 2017
30 mg/L of Ferric Chloride (FeCl ₃)	0.5 mg/L of Anionic Polymer	60 %	not available	Poon and Chu, 1999

존성 유기물이 회수되기도 하지만 이러한 현상은 매우 제한적이다. 그 예로, Haydar and Aziz (2009)은 CEPT가 부유물질의 98 % 이상을 제거하지만, 용존 유기물은 7 ~ 28 % 만을 제거하는 것으로 보고하였다. Table 3은 국내 하수의 부유성/용존성 유기물 성상에 관하여 TCOD와 SCOD로 나타낸 것이다. 국내 하수에서 용존성 유기물은 28 ~ 42 %로 나타났다. 이러한 사실에 근거하여, CEPT의 유기물 회수율은 60 ~ 70 %의 한계를 극복하지 못하는 것으로 예상된다. CEPT에서 제거하지 못한 용존성 유기물이 주공정계열의 아나모스 공정에 유입될 경우 탈질 종속영양미생물의 성장을 촉진할 가능성이 있다. 그러므로 CEPT의 B 단계로는 유기물을 필요로 하는 종속영양 탈질 기반의 질소처리 공정과 결합되어야 한다.

메탄발효시에 생분해가 용이한 용존성 유기물을 1차 침전 단계에서 회수하지 못하고, 상대적으로 생분해가 어려운 부유성 유기물만을 회수하는 것은 에너지 회수 극대화 측면에서 바람직하지 못하다. 따라서 향후 용존성 유기물의 화학적 회수에 대한 활발한 연구가 이루어져야 할 것으로 판단된다. 신기술 개발 관점에서 CEPT의 응집제 투입 비용, 2차 오염, 잠재적인 혐기성 소화 공정 효율 저하의 단점을 보완하기 위하여 응집제 사용을 줄일 수 있는 막분리 혹은 공기부상분리와 같은 물리적 처리 기술(Mechanically Enhanced Primary Treatment, MEPT)을 CEPT에 적용하는

연구개발이 활발히 진행되고 있다.

3.2 High Rate Activated Sludge

HRAS 공법은 A 단계의 대표적인 생물공정 기술로서 활성슬러지를 이용하여 유기물을 회수하는 기술이다(Fig. 1c). HRAS의 근간이 된 기술은 1977년 Böhnke가 발표한 Adsorptions-Belebungsverfahren (AB) process이다(Böhnke, 1977). 이 기술은 미생물과 유입수를 공기와 함께 접촉시키고, 후단 침전조에서 잉여슬러지의 형태로 유기물을 회수하는 방식이다. 이는 활성슬러지 공법과 유사한 구조를 가지며, 수리학적 체류시간(Hydraulic Retention Time, HRT)이 매우 짧기 때문에 고속활성슬러지법(High Rate Conventional Activated Sludge, HiCAS)으로 명명되었다. 이후 활성슬러지를 이용한 고속 유기물 회수 공법은 여러 가지 설계 구조 및 운전 특성을 가지게 되었고, 이와 같은 기술들을 HRAS으로 통칭하고 있다. Fig. 2는 HRAS의 대표적인 공법 구성을 나타내고 있다. 본 논문에서는 편이상 유입수, 미생물, 산소와의 접촉 이후 침전을 시행하는 방식을 HiCAS (Fig. 2a)로 하고, 유입수와 미생물이 용존산소 농도가 최소화된 상태에서 접촉한 후 산소포기에 의해 안정화되는 방식을 접촉안정화(Contact Stabilization, CS)로 지칭하기로 한다(Fig. 2b). 산소와의 접촉 시 용존산소 농도는 1.0 mg/L 내외로 한다.

HRAS 공법은 높은 생분해성 유기물(bCOD)의 부하율을 가진다. 일반적인 활성슬러지 공법의 유기물 부하율이 0.2 ~ 0.6 g bCOD/g VSS-d인 것에 비해 HRAS 공법은 10 배 이상(2 ~ 10 g bCOD/g VSS-d)을 나타낸다(Meerburg et al., 2015). 이러한 높은 부하율은 20 ~ 30분의 짧은 수리학적 체류시간을 통해 달성가능하다. 이렇게 짧은 체류시간은 미생물의 군집을 변화시키는 일종의 선별압력(Selective Pressure)으로 작용하는데, 이러한 선별압력에 의하여 유기물을 빠르게 흡수하고 저장할 수 있는 특정 미생물이 우점하게 된다. 내생 호흡에 의한 생물량 손실이 최소화되기 때문에 생물량 생산 계수가 높다. 생체량 동화(Assimilation)를 위해 질소 및 인을 빠르게 흡수하므로 질소, 인에 대한 제거효율

Table 3. Organic contents of sewage

Total COD (mg/L)	Soluble COD (mg/L)	Soluble/Total	Sewer Type	Reference
450	130	29 %	not available	Shin et al., 2001
134.6	49	36 %	Combined	Park et al., 2009
245.2	95.4	39 %	Mixed	
460.0	130.6	28 %	Separated	
368.3	109.2	30 %	Separated	
448.0	187.5	42 %	Separated	

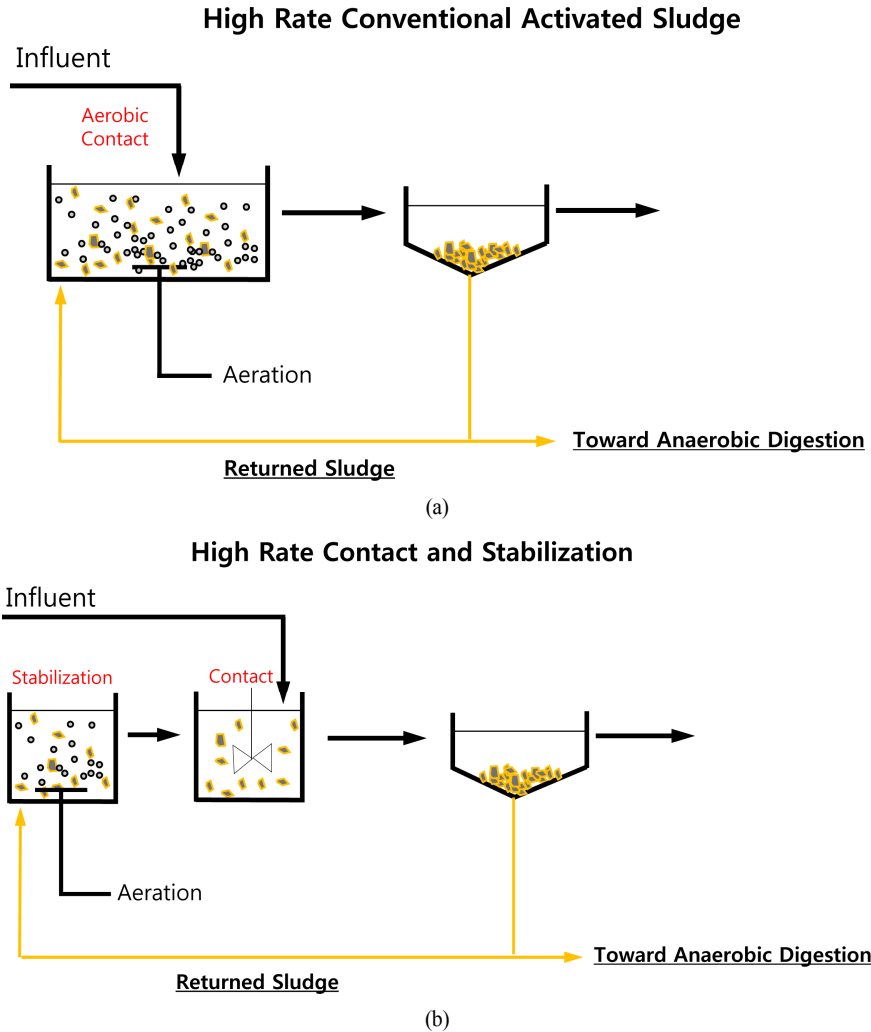


Fig. 2. Conventional HRAS configurations of (a) High Rate Conventional Activated Sludge and (b) Contact Stabilization.

이 높아지는 부가적인 효과도 나타난다. HRAS 운영에 의해 생산되는 잉여슬러지는 혐기성 소화조로 이송되어 메탄으로 전환된다. HRAS의 활성슬러지 특성상 유기물의 일부만 호흡에 사용하기 때문에, 부착 및 흡수된 유기물의 혐기성 소화율이 일반 잉여슬러지보다 높게 나타난다. 그리고 하수처리장 폐슬러지 총생산량은 낮아지는 부가효과도 있다 (Loosdrecht et al., 1997).

환경공학에서 부유성 고형물(Suspended Solids)은 1.2 μm 필터로 분류할 수 있으며, 필터를 빠져나간 성분은 용존성 고형물(Dissolved Solids)로 구분하지만 세부적으로는 콜로이드 입자와 수용성 유기물로 분류할 수 있다(Jimenez et al., 2015). 수용성 유기물은 Flocculated and Filtered COD (fCOD)법으로 측정하며 콜로이드성 유기물은 총 COD에서 fCOD의 값을 뺀 차이로 계산한다(Mamais et al., 1993). 콜로이드 제거와 관련된 HRAS 공정 해석을 위해서는 이와 같은 방법으로 유기물을 분류하여 측정할 필요가 있다.

HiCAS와 CS 두 방식 모두 생물흡착(Bio-adsorption) 혹은 Bio-flocculation)과 저장(Storage)의 두 가지 기작을 사용한다. 생물흡착에 의한 부유성 고형물과 콜로이드 입자의 제

거가 유기물 회수에 중요한 역할을 한다. Table 4와 같이 부유성 고형물과 콜로이드 입자에 의한 COD 함량은 총 COD의 77.1 ~ 80.7%에 달한다. 생물흡착 반응의 효율은 미생물이 생산하는 세포의 고분자물질(Extracellular Polymeric Substances, EPS)의 함량과 직결된다. Jimenez et al. (2015)는 EPS와 유기물 제거율의 양의 상관관계를 보고하였다. 미생물 당 EPS 함량이 80 mg COD/g VSS일 때 부유성 고형물과 콜로이드 입자를 각각 80%와 90% 가량 제거할 수 있음을 보고하였고, 최대 EPS 함량은 140 mg COD/g VSS로 나타났다. 또한, EPS의 함량은 HRT 5~30분, 고형물 체류 시간(Solid Retention Time, SRT) 0.25~2일, 용존산소 0.1~2 mg/L의 범위에서 HRT, SRT, 용존산소에 대하여 양의 상관관계를 가지며, EPS 함량은 0~200 mg COD/g VSS 범위를 나타내었다(Jimenez et al., 2015).

용존성 유기물은 저장성 고분자의 형태로 미생물 세포내에 축적된다. 대표적인 저장 물질은 Polyhydroxyalkanoates (PHA), Triacylglycerides, Glycogen 등이다. Kinyua et al. (2017)은 HiCAS 조건에서 용존산소에 따른 세포내 저장물질의 변화를 보고하였다. 0.5, 1.0, 1.5 mg/L 용존산소 농도

Table 4. COD fractions of sewage by particle size and solubility

Parameter	Data from Jimenez et al., 2015		Data from Rahman et al., 2017	
	Average	Ratio	Average	Ratio
Total COD	480	100 %	425	100 %
Particulate COD	290	60.4 %	325	76.5 %
Colloidal COD	80	16.7 %	18	4.2 %
Soluble COD (ffCOD)	110	22.9 %	83	19.5 %

중 1.0 mg/L의 폭기강도에서 단백질, 탄수화물, PHA의 함량이 가장 높은 것으로 나타났으며, 이에 따라 가장 높은 혐기성 소화 메탄 생성이 예상되었다.

ASM No.3에서 생물량 생산 계수가 0.63임을 위에서 언급한 바가 있다. HRAS 시스템에서는 이보다 높은 계수를 획득하여 잉여슬러지 생산량을 높이는 것이 중요하다. 보통 HRAS에서 SRT를 0.1~2.0일 범위에서 조정한다. SRT가 낮은 조건, 즉 슬러지 연령이 낮을수록 높은 생산 계수를 얻을 수 있다. Rahman et al. (2016)의 보고에 따르면 HiCAS 반응기에서는 SRT 0.8일 조건에서 생물량 생산 계수가 0.54 g COD/g COD에 불과하였으나, CS 반응기에서는 SRT 0.3일 조건에서 0.71 g COD/g COD의 높은 생물량 생산 계수를 획득하였다.

Table 5에 나타난 바와 같이, HRAS 공정은 56~70% TCOD 제거효율을 보인다. 이는 CEPT와 유사한 처리성능이다. 그러나 활성슬러지가 흡수한 COD의 일부를 이산화탄소로 전환하기 때문에 HRAS는 COD 회수 손실을 발생시킨다. 그러므로 HRAS가 CEPT 보다 뛰어난 기술이라 평가하기는 힘들다. 다만, 유기물 제거 및 회수가 최적화되면, 화학제 투여가 필요치 않고 2차 오염이 적기 때문에 지속 가능한 대안기술이 될 것이다. 특히 용존성 유기물을 제거할 수 있는 장점 때문에 하수의 낮은 C/N 비를 달성할 수 있다. 이렇게 낮은 유기물 농도는 아나목스 기반 B 단계 공정에 유리한 조건이다. HRAS와 아나목스의 결합은 CEPT와 질산화-탈질 조합보다 에너지 절감이 용이하므로, 이를 통해 “에너지 Positive 하수처리”를 상대적으로 용이하게 달성 가능하다고 사료된다.

3.3 Anaerobic Membrane Bioreactor

AnMBR을 이용하면 하수의 유기물을 메탄의 형태로 곧

Table 5. COD removal efficiency of HRAS process

Reactor Type	TCOD Removal	Conditions	Reference
HiCAS	70 %	SRT=0.28 day HRT=30 min	Kinyua et al., 2017
CS	56 %	SRT = 0.69 day Contact: 30 min Stabilization: 86 min	Rahman et al., 2017
CS	62 %	SRT = 0.46 day Contact: 15 min Stabilization: 40 min	Meerburg et al., 2016

바로 회수할 수 있다(Fig. 1d). 유기성 폐자원 메탄전환 시 사용되는 혐기성 소화조의 원리를 그대로 하수에 적용하는데, 보통 단일 반응기 내에서 산발효와 메탄 생성이 동시에 일어난다. 기존의 혐기성 소화조와 다른 점은 (1) 하수 내 유기물을 농축하지 않기 때문에 유기물 부하가 낮고, (2) 수리학적 체류시간이 작으며, (3) 낮은 온도에서 운영된다는 것이다. 이 모든 조건이 혐기성 소화 미생물에게 불리하므로 결과적으로 생물 반응이 필연적으로 느린데, 막분리를 통해 높은 미생물 농도를 유지하여 느린 생물반응 속도를 극복한다. 85% 유기물 회수, 65%의 메탄전환 효율을 가정하고, 메탄을 이용한 화력발전효율 30%를 적용했을 때 회수가능한 에너지는 19.5%이고 1,580 kJ/m³의 에너지 회수가 가능하다. 이는 CEPT와 HRAS와 비교하였을 때 최대의 에너지 회수 효율이다. AnMBR은 유기물 농도가 최소화되고, 막분리에 의해 SS가 대부분 제거되므로 아나목스 공정을 위한 최적의 기술사양이다. 그러나 막의 대형화/집적화의 한계와 운영상의 어려움으로 인해 대형 하수처리장에서 실용화가 더디게 진행되고 있다(Fig. 3).

미생물이 유출되는 것을 방지하기 위해 AnMBR은 0.1 μm 수준의 미세여과(Microfiltration, MF) 막을 이용한다. 고분자 기반의 막으로는 Polyacrylonitrile (PAN), Polyethylene (PE), Polypropylene (PP), Polyether-sulfone (PES), Polyvinylidene Fluoride (PVDF), Polytetrafluoroethylene (PTFE) 등이 사용된다. 막분리 공정에서는 막오염(Fouling)을 제어하기 위해 역세척 혹은 막세정이 필요하고 막간차압(Transmembrane Pressure, TMP)의 섬세한 모니터링이 필요하다. 막오염 현상의 주된 원인은 EPS이고, Zhang et al. (2008)의 보고에 의하면 EPS와의 친화도가 큰 막은 PES>PVDF>PAN 순서인 것으로 나타났다. 분리막의 운영 및 세척 단계에서 막의 손상이 발생할 수 있는데, 막소재의 내구성을 보완하기 위해 Alumina, Pyrophyllite와 같은 세라믹 계열 막을 사용할 수 있다(Jeong et al., 2017). 그리고 수투과도 향상을 위하여 미세여과막 대신 기공이 5~50 μm 수준인 망구조(Mesh)를 사용하는 사례도 있다(Li et al., 2017). 이러한 경우 망구조에 형성되는 생물막(Biofilm)이 생물활성을 나타내면서 두꺼운 3차원 구조를 형성하고 부유물질이 통과하는 것 방지하는 막의 역할을 수행한다.

AnMBR에서 HRT와 SRT는 유기물 회수율을 결정짓는 중요한 운영인자이다. HRT는 반응기의 크기를 결정하는 인자인데 HRT가 길수록 COD 제거효율은 높아지지만 큰 반응기 용적이 필요하다. 하수대상 AnMBR은 3~12시간 사이의 HRT에서 운영되고 있다. SRT는 부유상 미생물

Table 6. COD removal efficiencies of Anaerobic MBR processes

Membrane Type	Influent TCOD (mg/L)	Temperature (°C)	SRT (day)	HRT (hr)	TCOD Removal (%)	Reference
PE	460	35	Infinite	3	91	Hu and Stuckey, 2007
				6	90	
PES	440	15	300	16	92	Smith et al., 2011
Dacron Mesh	302	10~15	not available	8	57	Zhang et al., 2010
PE	383~849	11	145	3.5~5.7	76~81	Chu et al., 2005
		15			85	
		25			> 90	

(Mixed Liquor Suspended Solids, MLSS) 농도를 결정하는 인자이다. SRT를 길게 설정하여 MLSS의 농도를 높임으로써, 짧은 HRT에서도 COD 제거효율이 높게 유지할 수 있다. 그러나 높은 MLSS는 막오염을 심화시키므로 적절한 최적화가 필요하다. 통상적으로 SRT를 30일 이상에서 무한대로 유지하고, MLSS농도는 낮게는 3 g/L에서 높게는 20 g/L까지 유지한다.

Table 6에 하수대상 AnMBR의 COD 제거효율을 종합하였다. 하수처리 AnMBR은 온도에 민감한 영향을 받는다. Hu and Stuckey (2007)의 보고와 같이, 35 °C의 중온에서 세 시간의 짧은 HRT 조건에서도 90 % 이상의 높은 TCOD 제거 효율을 보인다. 하지만 15 °C 이하의 낮은 온도에서는 16시간과 같은 긴 HRT의 조건에서만 90 % 이상의 TCOD 제거효율을 얻을 수 있고, 짧은 HRT에서는 TCOD 제거효율이 불안정해 진다(Smith et al., 2011; Zhang et al., 2010). Chu et al. (2005)의 보고와 같이, 11 °C의 낮은 온도에서도 75 % 이상의 TCOD 제거효율을 나타내기도 한다. 신기술의 형태로서, 낮은 용존 유기물의 농도를 농축하기 위한 수단으로 정삼투(Forward Osmosis, FO) 공정이 연계될 수 있다. FO 공정에서 반투과막 사이에 하수 원수와 삼투압이 높은 유도용액이 위치하며, 유도용액 방향으로 순수한 물만 이동하므로 부유성 고형물과 용존성 물질은 반응기에서 농축된다(Wang et al., 2017). 또 다른 이슈로, 낮은 온도에서 메탄의 용해도가 증가하여 유출수에 포함된 수용성 메탄을 회수하지 못하는 문제가 최근 보고되고 있다. 한 예로, 수용성 메탄의 농도가 35, 25, 15 °C 조건에서 각각 15.8, 20.5, 26.0 mg/L로 나타났다(Bandara et al., 2011). 이러한 수용성 메탄을 회수하는 기술에 대한 관심이 고조되고 연구개발이 진행되고 있다.

4. Implications

환경부에서는 2010년 [에너지 자립화 기본계획]을 통해 2030년까지 하수처리시설의 에너지 자립률 50 % 달성을 목표로 하고 있으며, 현재 전력 절감 및 신재생에너지 사업을 지속적으로 추진하고 있다(ME, 2010). 에너지 자립률 50 %를 조기 달성한 서울시의 경우 바이오가스의 활용, 열병합 발전의 도입, 송풍기의 개선이 주요한 기여를 하였다(Energy Daily News, 2017). 그러나 본 연구에서 살펴본 바와 같이, 활성슬러지 공법을 이용한 기술사양으로는 하수

처리장 자립화 100 %를 달성하기가 이론적으로 불가능한 근본적인 한계가 존재한다. 따라서 하수에 잠재하고 있는 유기물을 최대한 회수하기 위한 적절한 공법(CEPT, HRAS, AnMBR)의 현장 적용이 하루빨리 이루어져야 할 것이다. 이를 위해서는 학계와 산업계의 협력과 과감한 정부의 시도가 필요한 시점이다. 유럽연합은 Horizon 2020 Framework Programme의 일환으로 “에너지 Positive 하수처리”를 기술적으로 달성하기 위하여 POWERSTEP 프로젝트를 수행하고 있다. 2015~2018년 동안 진행되고 있는 본 프로젝트가 어떻게 시장경제에 적합한 기술적 대안을 제시하는지 관련 단체와 전문가는 지속적으로 관심을 가지고 벤치마킹해야 한다. 그리고 독자적인 에너지 회수 기술을 확보할 수 연구개발 로드맵과 국가 차원의 지원이 마련되어, 해외 기술에 의해 국내 시장이 잠식되는 것을 방지하고 나아가 물산업의 국제 경쟁력을 강화해야 한다.

자립화를 위한 기술개발의 노력은 유기물 회수 뿐 아니라 발전 시스템의 개선을 필요로 한다. 85 % 이상의 유기물 회수 효율을 보이는 AnMBR 공정을 도입하더라도 회수할 수 있는 전기에너지는 하수에너지 잠재력의 20 %인 1,580 kJ/m³를 넘지 못하는 것은 30 %의 낮은 발전효율 때문이다. 에너지 생산량을 획기적으로 높일 수 있는 방안은 새로운 발전수단을 사용하는 것이다. 즉시 설치될 수 있는 열병합 발전의 보급을 늘리고, 향후 연료전지와 같은 고효율 발전 시스템을 이용할 수 있도록 연구개발에 박차를 가해야 한다. 이를 위해서는 바이오가스가 함유하고 있는 이산화탄소, 황화수소, 암모니아 등 불순물의 경제 비용과 부식, 촉매 열화 등의 문제를 해결해야 할 것이다. 에너지 생산량을 늘리는 차선책으로는 하수처리장 내에 설치된 혐기성 소화조를 유기성 폐기물 병합소화 시설로 사용하는 것이다(Nowak et al., 2015).

에너지 초과 생산에 질소처리 공정의 에너지 절감은 매우 중요한 역할을 한다. 하수처리장의 설비개선과 자동화를 통해 어느 정도의 에너지 절감이 가능하나, 극적인 비용 절감을 가져올 아나목스 기반 질소제거 패러다임에 적극 동참해야 한다. 기존의 질산화-탈질 공법(2.8 kWh/kg N)에 비해 아나목스 공정은 매우 낮은 에너지 비용(1 kWh/kg N)을 나타낸다(Szatkowska and Paulsrud, 2014). 아직 저온 환경, 경쟁 미생물 제어 불안정 등 해결해야 할 문제가 있기 때문에 주공정계열 아나목스 공정이 조기에 적용될 수는 없다. 그러나 아나목스가 주공정계열에 적용되었을 때에

창출되는 막대한 경제적 효과에 주목할 필요가 있을 것이다(De Clippeleir et al., 2012).

References

- Åmand, L., Olsson, G., and Carlsson, B. (2013). Aeration Control-a Review, *Water Science and Technology*, 67(11), 2374-2398.
- Bandara, W. M., Satoh, H., Sasakawa, M., Nakahara, Y., Takahashi, M., and Okabe, S. (2011). Removal of Residual Dissolved Methane Gas in an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Treating Low-Strength Wastewater at Low Temperature with Degassing Membrane, *Water Research*, 45(11), 3533-3540.
- Böhnke, B. (1977). Das Adsorptions-Belebungsverfahren, *Korrespondenz Abwasser*, 24, 121-127. [German Literature]
- Bourke, M. R. (2000). *Full Scale Study of Chemically Enhanced Primary Treatment in Riviera de São Lourenço, Brazil*, Ph. D. Dissertation, Massachusetts Institute of Technology, Massachusetts, United States, 79-80.
- Chen, Y., Cheng, J. J., and Creamer, K. S. (2008). Inhibition of Anaerobic Digestion Process: A Review, *Bioresource Technology*, 99(10), 4044-4064.
- Chu, L. B., Yang, F. L., and Zhang, X. W. (2005). Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater in a Membrane-Coupled Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) Reactor under Moderate to Low Temperature, *Process Biochemistry*, 40(3), 1063-1070.
- De Clippeleir, H., Weissenbacher, N., Schaubroeck, T., Hell, M., Boeckx, P., Boon, N., and Wett, B. (2012). Mainstream Partial Nitrification/Anammox: Balancing Overall Sustainability with Energy Savings, *Proceedings of the 2012 Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, Water Environment Federation, New Orleans, United States, 2012(10), 5761-5770.
- Energy Daily News. (2017). *Achievement of 50 % Energy Independence in Seoul Water Reclamation Plants*, <http://www.energydaily.co.kr/news/articleView.html?idxno=70001> (accessed Nov, 2017). [Korean Literature]
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., and Van Loosdrecht, M. (1999). Activated Sludge Model no. 3, *Water Science and Technology*, 39(1), 183-193.
- Haydar, S. and Aziz, J. A. (2009). Characterization and Treatability Studies of Tannery Wastewater using Chemically Enhanced Primary Treatment (CEPT)-a Case Study of Saddiq Leather Works, *Journal of Hazardous Materials*, 163(2), 1076-1083.
- Heidrich, E. S., Curtis, T. P., and Dolfing, J. (2010). Determination of the Internal Chemical Energy of Wastewater, *Environmental Science and Technology*, 45(2), 827-832.
- Heo, N. H., Lee, S. H., and Kim, B. K. (2008). Biogas Production and Utilization Technologies from Organic Waste, *Journal of the Korean Society for New and Renewable Energy*, 4(2), 21-30. [Korean Literature]
- Hu, A. Y. and Stuckey, D. C. (2007). Activated Carbon Addition to a Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor: Effect on Performance, Transmembrane Pressure, and Flux, *Journal of Environmental Engineering*, 133(1), 73-80.
- Jeong, Y., Cho, K., Kwon, E. E., Tsang, Y. F., Rinklebe, J., and Park, C. (2017). Evaluating the Feasibility of Pyrophyllite-Based Ceramic Membranes for Treating Domestic Wastewater in Anaerobic Ceramic Membrane Bioreactors, *Chemical Engineering Journal*, 328, 567-573.
- Jimenez, J., Miller, M., Bott, C., Murthy, S., De Clippeleir, H., and Wett, B. (2015). High-Rate Activated Sludge System for Carbon Management-Evaluation of Crucial Process Mechanisms and Design Parameters, *Water Research*, 87, 476-482.
- Ju, F., Lau, F., and Zhang, T. (2017). Linking Microbial Community, Environmental Variables, and Methanogenesis in Anaerobic Biogas Digesters of Chemically Enhanced Primary Treatment Sludge, *Environmental Science & Technology*, 51(7), 3982-3992.
- Kang, H. and Jeong, J. H. (2008). Determination of Ultimate Biodegradability and Multiple Decay Rate in Anaerobic Degradation of Sewage Sludge, *Proceedings of 2008 Autumn Conference of Korea Society of Waste Management*, Korea Society of Waste Management, 299-302. [Korean Literature]
- Kinyua, M. N., Miller, M. W., Wett, B., Murthy, S., Chandran, K., and Bott, C. B. (2017). Polyhydroxyalkanoates, Triacylglycerides and Glycogen in a High Rate Activated Sludge A-Stage System, *Chemical Engineering Journal*, 316, 350-360.
- Kooijman, G., De Kreuk, M. K., and van Lier, J. B. (2017). Influence of Chemically Enhanced Primary Treatment on Anaerobic Digestion and Dewaterability of Waste Sludge, *Water Science and Technology*, 76(7-8), 1629-1639.
- Lazarova, V., Choo, K. H., and Cornel, P. (2012). Meeting the Challenges of the Water-Energy Nexus: the Role of Reuse and Wastewater Treatment, *Water* 21, 12-17.
- Li, N., He, L., Lu, Y. Z., Zeng, R. J., and Sheng, G. P. (2017). Robust Performance of a Novel Anaerobic Biofilm Membrane Bioreactor with Mesh Filter and Carbon Fiber (ABMBR) for Low to High Strength Wastewater Treatment, *Chemical Engineering Journal*, 313, 56-64.
- Lin, L., Li, R. H., Li, Y., Xu, J., and Li, X. Y. (2017). Recovery of Organic Carbon and Phosphorus from Wastewater by Fe-Enhanced Primary Sedimentation and Sludge Fermentation, *Process Biochemistry*, 54, 135-139.
- Loosdrecht, M. C. V., Kuba, T., Veldhuizen, H. M. V., Brandse, F. A., and Heijnen, J. J. (1997). Environmental Impacts of Nutrient Removal Processes: Case Study, *Journal of Environmental Engineering*, 123(1), 33-40.
- Mamais, D., Jenkins, D., and Prrr, P. (1993). A Rapid Physical-Chemical Method for the Determination of Readily Biodegradable Soluble COD in Municipal Wastewater, *Water Research*, 27(1), 195-197.
- McCarty, P. L., Bae, J., and Kim, J. (2011). Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer-Can This Be Achieved?, *Environmental Science and Technology*, 45(17), 7100-7106.
- Meerburg, F. A., Boon, N., Van Winckel, T., Vercamer, J. A., Nopens, I., and Vlaeminck, S. E. (2015). Toward Energy-Neutral Wastewater Treatment: a High-Rate Contact Stabilization Process to Maximally Recover Sewage Organics, *Bioresource Technology*, 179, 373-381.
- Meerburg, F. A., Boon, N., Van Winckel, T., Pauwels, K. T., and Vlaeminck, S. E. (2016). Live Fast, Die Young: Optimizing

- Retention Times in High-Rate Contact Stabilization for Maximal Recovery of Organics from Wastewater, *Environmental Science & Technology*, 50(17), 9781-9790.
- Ministry of Environment (ME). (2010). *Basic Plan for Energy Independence*, Ministry of Environment. [Korean Literature]
- Ministry of Environment (ME). (2011). *Report on Environmental Technology: Future Technological Options for Advanced Sewage Treatment*, Ministry of Environment, 1-9. [Korean Literature]
- Ministry of Environment (ME). (2015). *National Plan for Sewage Management*, Ministry of Environment, 12-13. [Korean Literature]
- Ministry of Environment (ME). (2016). *The Facility Status for Energy Conversion of Organic Wastes in 2015*, Ministry of Environment, 6-7. [Korean Literature]
- Ministry of Trade, Industry and Energy (MOTIE). (2015). *The 7th Basic Plan for Energy Supply*, Ministry of Trade, Industry and Energy, 1-2. [Korean Literature]
- Mouri, G., Takizawa, S., Fukushi, K., and Oki, T. (2013). Estimation of the Effects of Chemically-Enhanced Treatment of Urban Sewage System Based on Life-Cycle Management, *Sustainable Cities and Society*, 9, 23-31.
- National Research Council. (1993). *Managing Wastewater in Coastal Urban Areas*, National Academies Press.
- Nowak, O., Enderle, P., and Varbanov, P. (2015). Ways to Optimize the Energy Balance of Municipal Wastewater Systems: Lessons Learned from Austrian Applications, *Journal of Cleaner Production*, 88, 125-131.
- Obulisamy, P. K., Chakraborty, D., Selvam, A., and Wong, J. W. (2016). Anaerobic Co-Digestion of Food Waste and Chemically Enhanced Primary-Treated Sludge Under Mesophilic and Thermophilic Conditions, *Environmental Technology*, 37(24), 3200-3207.
- Olsson, G. (2015). *Water and Energy: Threats and Opportunities*, IWA publishing, 349-350.
- Park, J. B., Hur, H. W., Kang, H., and Chang, S. O. (2009). Assessment of the Organic and Nitrogen Fractions in the Sewage of the Different Sewer Network Types by Respirometric Method, *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, 31(8), 649-654. [Korean Literature]
- Poon, C. S., and Chu, C. W. (1999) The Use of Ferric Chloride and Anionic Polymer in the Chemically Assisted Primary Sedimentation Process, *Chemosphere*, 39(10), 1573-1582.
- Rahman, A., Meerburg, F. A., Ravadagundhi, S., Wett, B., Jimenez, J., Bott, C., Al-Omari, A., Riffat, R., Murthy, S., and De Clippeleir, H. (2016). Bioflocculation Management Through High-Rate Contact-Stabilization: A Promising Technology to Recover Organic Carbon from Low-Strength Wastewater, *Water Research*, 104, 485-496.
- Rahman, A., Mosquera, M., Thomas, W., Jimenez, J. A., Bott, C., Wett, B. Al-Omari, A., Murthy, S., Riffat, R., and De Clippeleir, H. (2017). Impact of Aerobic Famine and Feast Condition on Extracellular Polymeric Substance Production in High-Rate Contact Stabilization Systems, *Chemical Engineering Journal*, 328, 74-86.
- Sarparastzadeh, H., Saeedi, M., Naeimpoor, F., and Aminzadeh, B. (2007). Pretreatment of Municipal Wastewater by Enhanced Chemical Coagulation, *International Journal of Environmental Research*, 1(2), 104-113.
- Shin, H. S., Jeong, H. S., and Nam, S. Y. (2001). Measurement of the Organic and Biomass Fractions in Sewage by Respirometry, *Journal of Korean Society of Biotechnology and Bioengineering*, 16(4), 351-355. [Korean Literature]
- Shoener, B. D., Bradley, I. M., Cusick, R. D., and Guest, J. S. (2014). Energy Positive Domestic Wastewater Treatment: the Roles of Anaerobic and Phototrophic Technologies, *Environmental Science: Processes and Impacts*, 16(6), 1204-1222.
- Smith, A. L., Love, N. G., Skerlos, S. J., and Raskin, L. (2011). Role of Membrane Biofilm in Psychrophilic Anaerobic Membrane Bioreactor for Domestic Wastewater Treatment, *Proceedings of the 2011 Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, Water Environment Federation, Los Angeles, United States, 2011(11), 4948-4952.
- Söttemann, S. W., Wentzel, M. C., and Ekama, G. A. (2006). Mass Balance-Based Plant-Wide Wastewater Treatment Plant Models-Part 4: Aerobic Digestion of Primary and Waste Activated Sludges, *Water SA*, 32(3), 297-306.
- Szatkowska, A. B. and Paulsrud, B. (2014). The Anammox Process for Nitrogen Removal from Wastewater-Achievements and Future Challenges, *Vannforeningen*, 2014-2, 186-194.
- Wan, J., Gu, J., Zhao, Q., and Liu, Y. (2016). COD Capture: a Feasible Option Towards Energy Self-Sufficient Domestic Wastewater Treatment, *Scientific Reports*, 6, 25054.
- Wang, H., Li, F., Keller, A. A., and Xu, R. (2009). Chemically Enhanced Primary Treatment (CEPT) for Removal of Carbon and Nutrients from Municipal Wastewater Treatment Plants: a Case Study of Shanghai, *Water Science and Technology*, 60(7), 1803-1809.
- Wang, X., Wang, C., Tang, C. Y., Hu, T., Li, X., and Ren, Y. (2017). Development of a Novel Anaerobic Membrane Bioreactor Simultaneously Integrating Microfiltration and Forward Osmosis Membranes for Low-Strength Wastewater Treatment, *Journal of Membrane Science*, 527, 1-7.
- Yoon, S. H. (2014). Renewable Energy Technology for the Energy Independence of Public Sewage Treatment Plants, *Konetic Report*, 2014-7, 1-19. [Korean Literature]
- Zhang, G., Ji, S., Gao, X., and Liu, Z. (2008). Adsorptive Fouling of Extracellular Polymeric Substances with Polymeric Ultrafiltration Membranes, *Journal of Membrane Science*, 309(1), 28-35.
- Zhang, X., Wang, Z., Wu, Z., Lu, F., Tong, J., and Zang, L. (2010). Formation of Dynamic Membrane in an Anaerobic Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment, *Chemical Engineering Journal*, 165(1), 175-183.
- Zhang, Z. B., Zhao, J. F., Xia, S. Q., Liu, C. Q., and Kang, X. S. (2007). Particle Size Distribution and Removal by a Chemical-Biological Flocculation Process, *Journal of Environmental Sciences*, 19(5), 559-563.