

Recent trends in anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater

혐기성 막 생물반응조를 이용한 하수처리의 최근 동향

Chung-Heon Shin · Jae-Ho Bae* · Jeong-Hwan Kim

신중헌 · 배재호* · 김정환

Department of Environmental Engineering, Inha University

인하대학교 환경공학과

Abstract : With the increasing concern on climate changes and energy shortage, anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) become a promising alternative to aerobic processes for domestic wastewater treatment. Two major advantages of AnMBRs are energy production and sludge reduction. Recently, several different configurations of AnMBRs have been proved to produce high quality effluent at reasonable hydraulic retention time and ambient temperature. One of the major problems of the AnMBR is membrane fouling control, and some solutions are already suggested. Other problems to be solved before the full application of the AnMBR are recovery of dissolved methane, management of residual nutrients and sulfide. Considering the potential advantages and future technology development, AnMBR will become major domestic wastewater treatment process in near future.

Key words : domestic wastewater, anaerobic membrane bioreactor, energy, dissolved methane, nutrients, sulfide

주제어 : 도시하수, 혐기성 막 결합 생물반응조, 에너지, 용존 메탄, 영양물질, 황화물

1. 서론

기후변화 및 에너지 부족으로 인하여 신·재생에너지 개발은 세계적으로 요구되고 있다. 우리나라도 녹색성장 정책을 통해 신·재생에너지 확보를 위한 노력을 경주하여 왔으나, 2011년 현재 신·재생에너지 공급량은 전체에너지 사용량의 2.75%이며, 이는 북유럽 국가의 20-40%에 비해 매우 낮다(에너지관리공단-신·재생에너지 센터, 2012). 따라서 다양한 형태의 신·재생에너지 개발이 요구되고 있다. 하수의 유기물은 이제까지는 처리대상 물질이었으나 앞으로는 재생

에너지를 생산할 수 있는 훌륭한 자원이다(Mc-Carty et al., 2011).

도시하수 처리장의 명칭 변화는 시대적인 관점을 반영하고 있다. 우리나라 최초로 1976년에 건설된 청계하수처리장은 하수를 처리의 대상으로 인식하던 시절의 명칭이다. 이후 처리수 재활용에 대한 요구가 높아지면서 청계하수처리장은 중량하수처리사업소를 거쳐 중량물재생센터로 명칭이 변경되었다. 그러나 하수는 처리수 이외에도 회수 가능한 자원인 유기물, 질소 및 인 등을 포함하고 있다. 하수의 유기물은 바이오 에너지로 회수할 수 있는 유용한 자원이지만 이제까지는 1900년대 초에 개발된 활성슬러지(Ritmann and McCarty, 2001)로 대표되는 호기성 공정에서 산화되어 대기 중에 CO₂로 배출되었다. 암모

* Received 08 August 2013, revised 25 September 2013, accepted 30 September 2013.

* Corresponding author: Tel : +82-32-860-7507 Fax : +82-32-865-1425 E-mail : jhb@inha.ac.kr

니아성 질소의 경우 질산화/탈질 공정을 통해 질소 가스로 변환시켜 대기로 방출하는 대신 관개 용수로 이용하면 제거공정에 소요되는 에너지를 절감할 수 있을 뿐만 아니라 질소를 암모니아로 고정시키는데 소요되는 에너지 역시 절감할 수 있다(van Lier, 2011). 인 회수의 필요성은 이미 여러 학자들에 의해 지적된 바 있다(김응호, 2005). 이와 같은 다양한 자원회수의 필요성 때문에 머지않은 장래에 물재생센터는 자원회수센터로 그 명칭을 바꾸게 될 것으로 기대된다.

일반적으로 하수처리 시스템에 적용 중인 활성슬러지 공법, A/O, A2/O공법은 폭기를 위한 송풍기의 에너지 소모가 전체 처리장 에너지 소비량의 중 40 %를 차지하고 있다(환경부, 2010). 또한, 제거되는 유기물의 약 40 % 이상이 2차 슬러지로 생성되어 많은 처리 비용이 요구된다. 반면, 혐기성 처리는 호기성 처리에 비해 에너지 및 슬러지 관리 면에서 장점을 가지고 있다. 혐기성 처리는 메탄은 유용한 에너지 원으로 사용할 수 있을 뿐만 아니라 처리과정에서 공기공급에 에너지가 필요하지 않으므로 이를 통해 하수처리장을 에너지 생산시설로 변화시킬 수 있다. 또한 미생물 생성량이 적어 슬러지 처리비용도 적으므로 더 경제적인 시스템 구축이 가능하다. 그러므로 자원회수센터형 하수처리장을 구축하기 위해서는 혐기성 공정이 필수적이다.

혐기성 공정을 현장에서 적극 활용하기 위해서는 다음과 같은 점들이 개선되어야 한다. 첫째, 혐기성 처리는 저농도 폐수에 적용하기 어렵다는 편견을 바로 잡아야 한다. 이는 이제까지 혐기성 처리가 고농도 폐수 또는 폐기물에 주로 적용되어 왔기 때문에 저농도 하수 및 폐수에 대한 적용사례가 적기 때문이다. 둘째, 혐기성 처리만으로는 방류수 수질기준을 만족하기 어렵다는 인식을 바로 잡아야 한다. 실제로 브라질, 콜롬비아, 중국, 인도 등 개발도상국에서는 방류수 수질기준이 높지 않기 때문에 혐기성 공정만으로 하수를 처리하고 있으며, 필요한 경우 후

속 호기성 공정을 추가하여 운영하고 있다. 그러나 최근에는 혐기성 처리만으로도 높은 처리수질을 달성한 결과들이 보고되었다(Yoo et al., 2012; Herrera-Robledo et al., 2011). 셋째, 혐기성처리는 긴 수리학적 체류시간(hydraulic retention time, HRT)을 요구한다는 보편적인 인식을 바꾸어야 한다. 혐기성처리는 보편적으로 고농도 폐수에 적용되었으며 특히 고형물의 함유량이 높은 폐수를 처리하는데 이용되어 가수분해에 매우 긴 체류시간이 요구되었던 것이다. 실제적으로 호기성과 마찬가지로 저농도 폐수를 혐기성 공정으로 처리시 호기성과 비슷한 체류시간에서 처리가 가능하다. 하지만, 짧은 HRT에서 혐기성 미생물이 유출수를 통하여 유실된다면 혐기성 미생물의 느린 성장속도로 인하여 처리효율의 저하가 발생될 수 있다. 마지막으로, 혐기성 공정은 35 ℃이상의 온도에서 운영되어야 하므로 하수처리에는 부적합하다는 견해이다. 비록 혐기성 미생물의 최적 온도는 35 ℃ 또는 55 ℃이지만 그보다 낮은 온도에서도 메탄생성은 단지 속도가 느릴 뿐이다. 여기서, 온도와 미생물의 유실이 문제가 되는 것은 혐기성 미생물의 호기성 미생물에 비해 10배 정도 느린 성장속도 때문이다. 이를 효과적으로 해결할 수 있는 방법으로 혐기성 막 생물반응조(anaerobic membrane bioreactor, AnMBR)가 제시되었다.

AnMBR은 막을 이용하여 미생물 유실을 방지하므로 짧은 HRT에서 미생물의 체류시간(solids retention time, SRT)를 길게 유지할 수 있어 혐기성 미생물의 느린 성장속도로 인해 발생하는 문제를 해결할 수 있다. 이와 더불어 SRT 증가로 인해 혐기성 분해과정에서 울속단계로 작용하는 고형물의 가수분해율을 향상시켜 유기물 제거효율을 향상시킬 수 있다. 또한 사용되는 막 및 막 표면 케이크 층의 거름 작용으로 일부 유기물을 배제하여 방류수 수질 기준을 만족시키는 양질의 유출수를 얻을 수 있다. 또한 막을 이용함으로써 초기 순응 기간을 단축할 수

도 있다(Lew et al., 2009; Hu and Stuckey, 2006). AnMBR의 이와 같은 장점에도 불구하고 해결해야 할 가장 큰 문제는 파울링 제어이다. 일반적으로 AnMBR에서는 biogas scouring법으로 파울링을 제어하지만, 이 과정에 소요되는 에너지 비용이 약 0.25-1.0 kWh/m³으로 높아(Liao et al., 2006), 이를 해결하기 위한 방안이 필요한 실정이다.

본 논문에서는 하수로부터 에너지를 회수하여 사용할 수 있는 AnMBR에 대한 연구개발 현황을 처리수 수질, 슬러지 생성량, 에너지 요구량을 중심으로 고찰하고, 향후 AnMBR의 적용성 확대를 위해 해결해야 할 문제점에 대해 토의하였다.

2. 혐기성 막 생물반응조 개요

일반적으로 하수처리장은 침사지, 1차 침전조, 호기성 반응조, 2차 침전조로 구성되며 수집 또는 발생한 슬러지 처리를 위한 농축조 그리고 소화조로 구성된다(Fig. 1a). 호기성 공정을 AnMBR로 대체하면 간단하게 혐기성 기반 하수처리 공정을 구성할 수 있다 (Fig. 1b). AnMBR 처리수는 막을 통하여 투과되므로 2차 침전조의 필요성은 없어지며 또한 AnMBR은 호기성 공정에 비하여 2차 슬러지 발생량이 약 10분의 1수준이므로 소화조의 부피를 감축할 수 있을 뿐만 아니라 슬러지의 대부분이 1차 슬러지이므로 소화 효율도 높아진다. 또 다른 적용 사례는 Fig. 1c에 나타낸 바와 같이 침사지를 거친 하수를 바로 AnMBR에서 처리하는 것이다. 이 경우 AnMBR 자체가 고형유기물까지 모두 포괄적으로 처리하며 소화조의 역할까지 하므로 별도의 슬러지 처리를 위한 소화조를 설치하지 않아도 된다. 하지만, Herrear Robledo et al., (2011)의 파일럿 연구에 따르면 1차 침전조를 거치지 않은 하수를 6시간의 HRT에서 처리한 결과 93%의 높은 COD(chemical oxygen demand)제거효율을 보였지만 막의 오염물 중 상당부분이 전단의

생물반응조에서 완전히 가수분해되지 않은 고형물이라고 지적하였다. 실제적으로 막을 이용한 생물반응조의 경우 막의 파울링을 최소화시키고 장기간 안정적인 운전을 위해서 원수의 전처리가 필수적인 것으로 지적되고 있다. 이는 분해되는데 시간이 오래 걸리는 고형물이 지속적으로 유입되어 막의 표면 또는 공극에 축적해 파울링을 빠르게 진행시키기 때문이다. 따라서 원수의 고액분리 전처리를 통해 고형물은 체류시간이 긴 별도의 소화조에서 처리하는 편이 막의 안정적인 운전을 가능하게 할 것으로 판단된다.

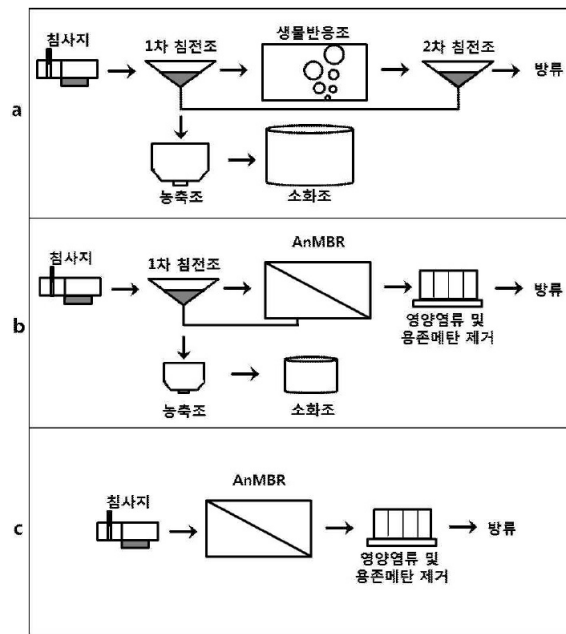


Fig. 1. Domestic wastewater treatment processes; a) aerobic process, b) anaerobic process with digester, and c) anaerobic process without digester.

AnMBR은 완전혼합형 반응조(continuous stirred tank reactor; CSTR), UASB (upflow anaerobic sludge blanket), EGSB(expanded granular sludge bed), FB(fluidized bed) 등의 기존 혐기성 생물반응조와 연계 또는 결합되어 사용된다. 또한, 막의 설치방식에 따라 교차여과 막과 침지식 막으로 구분된다. 침지식의 경우 반응조 내부 및 외부형 두 가지로 나눌 수 있

다(Fig. 2). 이중 외부형 교차여과 막(Fig. 2a)은 고농도 유기물 폐수의 2차 처리에 적용되어 온 방식인데, 높은 압력으로 운전하므로 flux가 높고 구조가 간단하지만 침지형 막보다 에너지 소비량이 높은 것이 단점이다. Martin-Garcia et al. (2011)은 외부형 교차여과 막의 에너지 소비량이 침지형 막의 약 12배 이었다고 보고하였다. 혐기성 생물반응조 후단에 침지형 막을 설치한 외부형 침지식 막(Fig. 2b)은 생물반응조 내액을 순환시키며 막분리를 하여 미생물은 생물반응조로 반송하고 투과수를 생산하는 방식으로 하수를 처리하는 AnMBR에서 주로 사용되는 방식이다. 분리막이 별도의 반응조에 설치되기 때문에 막의 유지관리가 용이하다는 장점이 있다. 혐기성 반응조 내부에 직접 침지식 막 모듈을 결합한 시스템(Fig. 2c)에서는 하나의 반응조에서 메탄가스 생성과 막분리가 일어난다. 이러한 시스템에서 막 모듈이 상부에 위치할 경우, 생물반응조를 거친 처리수를 투과시켜 막 투과에 부담이 줄어들 수 있지만 반응조 내부에서 물리적인 파울링 제어는 어려워진다. 이러한 점을 보완하기 위하여 모듈을 반응조 중간에 설치하는 경우 반응조 내액의 내부 순환을 통한 물리적인 파울링 제어 및 생물반응이 동시에 가능하게 된다.

AnMBR에 사용되는 막의 형태로는 관형(tubular), 평막형(flat sheet), 중공사형(hollow fiber)의 세 가지가 있다. 평막과 중공사막은 침지형(submerged) AnMBR에 사용되며 관형막은 교차여과식에 주로 이용된다. 막은 형태에 따라 흡입방식이 다르다. 일반적으로 교차여과 시 관형막의 경우는 막의 안쪽에서 바깥쪽(inside-out mode)으로 여과되는 형식이며, 평막과 중공사막의 경우는 막의 바깥쪽에서 안쪽으로(outside-in mode) 여과되는 형식으로 나뉜다. 또한, 막 설치방식의 특성상 역세척(backwashing)의 가능여부가 다른데, 위 세 가지 중 중공사막만 역세척이 가능하다. 중공사막과 평막의 경우 충전밀도(packing density)가 매우 중요한 설치인자이며, 이는 파울링 등에 영향

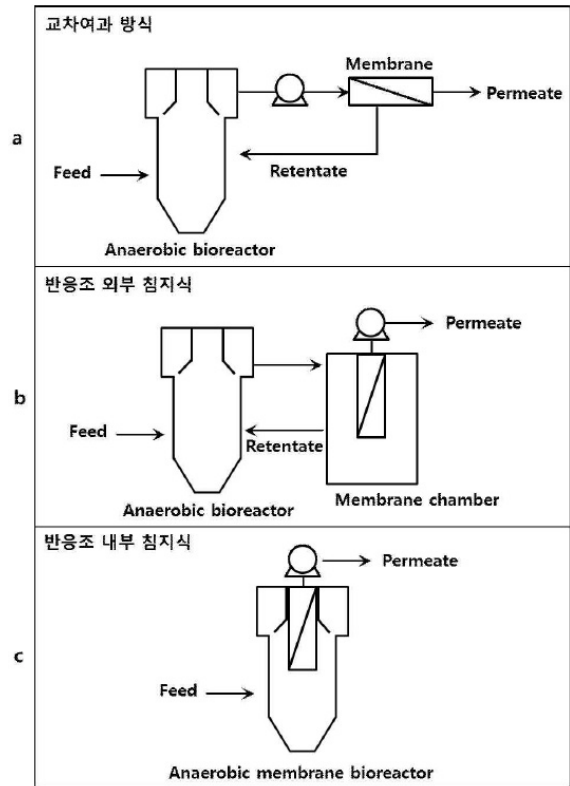


Fig. 2. Schematic of anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs); a) external sidestream AnMBR, b) external submerged membrane AnMBR, and c) internal submerged membrane AnMBR.

을 미칠 수 있다. 최대운전가능 flux는 막의 재질이나 공극크기 그리고 여과대상수의 특성 등 다양한 인자에 영향을 받을 수 있다. 막의 재질은 보통 PVDF(polyvinylidene difluoride), PES(polyethersulfone), PS(polysulfone) 등과 같은 고분자 막과 세라믹 막으로 나뉜다. 세라믹 막은 내구성이 높고, 고온 및 강산에도 내성이 좋아 고농도의 산업 폐수 처리에도 가능하고 지속가능 flux가 높지만(Martin-Garcia et al., 2011) 현재까지는 가격 경쟁력이 높지 않다. 고분자 막 중 일반적으로 많이 이용되는 PVDF 막의 경우 내구성이 우수하나 소수성 막의 경우 흡착 등으로 비가역적 파울링이 잘 일어날 수 있다.

AnMBR에 사용되는 막은 공극 크기에 따라 0.03-0.1 μm인 MF(micro filtration) 및 UF(ultra filtration)로 나뉜다. 막 공극크기보

다 큰 입자들을 체거름의 원리로 차단되고, 그보다 작은 입자들도 막 표면에 형성된 케이크 층에 의해 제거될 수 있으므로 높은 수질의 처리수를 얻을 수 있다. 일반적으로 막 자체의 저항(membrane resistance, R_m)은 공극 크기와 surface porosity에 의해 결정되므로 같은 재질의 막에 있어서는 공극 크기가 작을수록 막 자체 저항이 커지게 된다. 그러므로 공극 크기가 큰 막이 작은 막에 비해 높은 flux를 가질 수도 있지만 실제 여과 시에는 공극의 크기보다 작은 물질이 공극을 통과하여 공극 내부에서 흡착되어 유발되는 파울링 현상, 즉, 공극 내부 막힘 현상이 심해질 수 있고 대상 파울링 유발물질이 압축성을 지닐 경우 높은 투과 flux로 인해 막 표면에서 압밀되면서 더욱 조밀한 파울링층이 형성될 수 있다. Lin et al. (2009)은 용존유기물질(dissolved organic matter, DOM)을 molecular weight cutoff (MWCO) 기준으로 10 kDa과 100 kDa의 유효 공극 크기를 가지는 UF 중공사막을 이용하여 제거하는 실험에서 100 kDa의 공극을 가진 막이 운전초기에는 높은 flux를 가졌지만 시간이 지남에 따라서 flux 감소가 심하게 나타났으며 심지어는 10 kDa보다 낮은 flux를 보였다고 보고했다. 특히 10 kDa의 막에는 표면의 케이크 층의 파울링이 주로 발생하였지만 100 kDa의 경우 공극 내 파울링이 심하게 발생하였다고 보고하였다. AnMBR의 운전경우 처리대상 원수의 입자분포와 그리고 막의 공극크기 그리고 재질에 대한 상관관계를 파악한 후 막을 선정하는 것이 중요하다.

3. AnMBR에 의한 하수처리

3.1. 유기물 제거 및 슬러지 발생량

3.1.1. 유기물 제거효율

인공하수 및 실제하수를 실험실 및 파일럿 규모 AnMBR에 적용하는 연구가 최근 들어 활발하게 진행되고 있으며 실험조건 및 결과는 각각 Table 1 및 Table 2에 요약하였다. 실험실 규모

AnMBR의 COD 제거효율은 80 ~ 90 %이며, 일반적으로 체류시간이 감소하거나 온도가 낮아지면 COD 제거효율이 낮아지는 경향을 보였다. 실제하수의 경우 25 °C 이상에서는 대부분이 84 ~ 97 %의 높은 COD 제거효율을 보였으나 저온에서 유기물 제거효율은 다소 낮았다. Chu et al. (2005)은 침지형 막이 결합된 EGSB를 인공폐수에 적용하여 15 °C 및 HRT= 3.5 시간 조건에서 COD제거효율이 85 ~ 96 %이었다고 보고하였다. 이보다 더 낮은 온도인 11 °C에서는 COD 제거효율이 76 %로 약간 감소하였지만 HRT를 5.7시간으로 증가시킴에 따라 COD 제거효율이 80 % 이상으로 회복하였다. Smith et al. (2013)은 15 °C에서 인공폐수를 대상으로 실험한 결과 92 %의 COD 제거효율을 보고하였다. 또한 같은 조건에서 실제하수를 적용한 결과 COD 제거효율이 69 %까지 감소하였지만 투과수의 BOD₅ 농도는 약 24 mg/L로 미국의 EPA 방류기준 (BOD₅ = 30 mg/L)을 충족하였다고 보고하였다. 최근 Yoo et al. (2013)은 2단 혐기성 유동상 막 생물반응조 시스템을 이용하여 온도 10 ~ 25 °C 및 2.3 시간의 짧은 HRT에서 처리수 COD 및 BOD₅가 각각 25 및 7 mg/L로 다소 엄격한 우리나라 방류수 수질 기준을 만족할 수 있다고 제시하였다.

실제 하수를 적용한 파일럿 규모 연구 결과는 최근 5개의 대학, 스페인 Valencia 대학, 영국 Cranfield 대학, 캐나다 Waterloo 대학, 멕시코 UNAM, 독일 Muinchen 대학, 중국 Zhejiang Normal 대학을 중심으로 발표하였다. 보고된 파일럿 플랜트는 체류시간 6 ~ 20 시간에서 79 ~ 95 %의 높은 COD 제거효율을 보였으나, 전처리 방법 및 운전온도 등 운영면에서는 다소 차이점이 있었다. Herrera-Robledo et al. (2011)은 UASB와 외부형 교차여과 막을 조합한 시스템을 이용하여 22 °C 및 HRT 6시간에서 COD 처리효율이 93 %로 멕시코 수질기준을 만족하였다고 보고하였다. UASB에서는 약 70 %의 COD가 제거되었으며, 교차여과 막의 flux는 45 ~

50 LMH (L/m²/h)이었다. Martinez-Sosa et al. (2011)은 CSTR후단에 침지형 AnMBR을 중온(35 ℃) 및 저온(20 ℃)에서 운전한 결과 저온에서 처리효율은 온도와 상관없이 90 % 정도로 유지하였으나, 여과 저항이 증가하여 막 오염이 증가하였다고 보고하였다.

파일럿 규모 실험 과정에서 다양한 운영인자에 대한 평가가 있었다. Matin-Garcia et al. (2011)은 호기성 막 생물반응조(AeMBR), 혐기성 막 생물반응조 (AnMBR), 입상 팽창상 An-MBR (G-AnMBR)을 비교하였다. HRT 16시간에서 유기물 제거효율은 AeMBR, AMBR, 그리고 G-AnMBR 의 경우 각각 95 %, 84 % 및 86 %이었으며, 반응조 내 용해성 미생물 산물 (SMP)은 혐기성에서 호기성보다 5배 높았다. G-AnMBR 의 경우 EGSB (팽창상 혐기성 입상 슬러지 반응조)를 혐기성 생물반응조를 이용하여 막 반응조로의 MLSS 부하율을 낮게 유지함으로써 SRT가 무한대로 유지되었으며, 그에 따라 슬러지 발생이 없었다. Dagneu et al. (2011)은 상용화된 GE (GE water & Energy) 막 ZW500D를 이용하여 지속가능 flux 17 LMH에서 유출수 BOD < 15 mg/L를 달성하였

으나, 막의 파울링 제어를 위해서는 주기적인 화학세정과 역세척 등을 실시하였다. Gimenez et al. (2011)은 HRT 20 ~ 6시간에서 COD 제거 효율이 85 % 이상이었으며 COD/SO₄-S의 비율에 따라 메탄 생성량이 크게 영향을 받는 것을 확인하였다. Martin-Garcia et al. (2013)은 파일럿 규모의 혐기성 막 생물반응조 (AnMBR)와 혐기성 입상 막 생물반응조 (G-AnMBR)에서 온도를 20 ℃에서 10 ℃로 낮추자 COD의 제거 효율이 92 %에서 78 %로 감소하였다고 보고하였다. 반면, 투과수의 BOD₅의 농도의 경우 모든 온도 조건범위에 있어서 5 에서 15 mg/L로 유지하였는데 저온에서 COD와 BOD₅의 농도차이가 커지는 이유는 온도 감소로 인한 soluble microbial product (SMP)의 발생량 증가와 SMP의 분해속도의 저감에 의한 것으로 보고하였다.

파일럿 및 실험실 규모 AnMBR에 대한 연구 결과에 따르면 COD 또는 BOD로 표시되는 유기물은 대부분의 경우 상온에서 적절한 체류시간을 유지하면 엄격한 방류수 수질을 충족할 수 있을 것으로 판단된다. 이로부터 호기성 공정을 혐기성 공정으로 대체하기 위한 기본 조건은 만족되었다고 판단된다.

Table 1. COD removal performance of lab scale AnMBRs

Type	HRT (hr)	Influent	OLR (g/L-d)	Temp (℃)	COD removal (%)	(Ref.)
CSTR-I	10	DWW	< 1,0	30	90	(Lin et al., 2011)
CSTR-I	16 - 24	Synthetic	0.44 - 0.66	15	92	(Smith et al., 2013)
CSTR-I	24	DWW	0.17-0.39	15	69	(Smith et al., 2013)
CSTR-S	2-2,5	DWW		35	98	(Kocadagistan and Topcu, 2007)
CSTR-S	12	Synthetic	1	15	85	(Ho and Sung, 2010)
CSTR-S	12	Synthetic	1	25	95	(Ho and Sung, 2010)
UASB - I	8	DWW		10 - 15	57	(Zhang et al., 2010)
UASB - I	4 - 6	DWW	0,5-12,5	14 - 25	97	(Wen et al., 1999)
UAR-S	24	Synthetic	5,1	30	> 96	(Gao et al., 2010)
EGSB-I	3,5	Synthetic		15 - 25	85 - 96	(Chu et al., 2005)
EGSB-I	3,5 - 5,7	Synthetic		11	76 - 81	(Chu et al., 2005)
FB-S	2,3	DWW	3,50	10 - 25	90	(Yoo et al., 2013)

CSTR; continuous stirred tank reactor
 UASB; upflow anaerobic sludge blanket
 UAR; upflow anaerobic reactor
 EGSB; expanded graualar sludge bed

FB; fluidized bed
 I; immersed(internal) MBR
 S; sidestream(external) MBR
 DWW; domestic wastewater

Table 2. COD removal performance of treating domestic wastewater with pilot scale AnMBRs

Type	HRT (hr)	OLR (g/L-d)	Temperature (°C)	COD removal (%)	(Ref.)
AnMBR-S	6 - 20		33	87	(Gimenez et al., 2011)
UASB - S	6		22	93	(Herrera-Robledo et al., 2011)
AnMBR- S	16		Ambient	84	(Martin-Garcia et al., 2011)
CSTR · S	19.2	0.5 - 1.1	20 - 35	82 - 90	(Martin-Sosa et al., 2011)
UASB - S	6			92	(Calderon et al., 2011)
AnMBR- S	8.5	0.58	22	79	(Dagnew et al., 2011)
G-AnMBR- S	16		10 - 25	80 - 95	(Martin-Garcia et al., 2013)

I; immersed(internal) MBR
S; sidestream(external) MBR

3.1.2 슬러지 발생량

AnMBR의 가장 큰 장점의 하나가 슬러지 발생량 저감이다. 일반적으로 혐기성 시스템에서 슬러지 생산량은 $0.042 \text{ g VSS/g BOD}_L$ 로 호기성 처리에 비해 적으며(Rittmann and McCarty, 2001), SRT가 긴 AnMBR에서 슬러지 발생량은 더욱 낮아질 것이다. Lin et al. (2011)은 AnMBR에서 슬러지 발생량이 $0.032 \text{ kg MLSS/kg COD}_{rem}$ 이었으며, 이는 Anderson et al. (1996)이 고농도 유기성 폐수인 맥주공장의 폐수를 UASB와 침지형 막을 통해서 처리한 경우의 슬러지 발생량인 $0.0378 \text{ kg MLVSS/kg COD}_{rem}$ 와 비슷한 값이다. Lin et al. (2011)의 경제성 분석 연구에서 $20,000 \text{ m}^3/\text{day}$ 하수를 AnMBR을 통하여 처리하는 경우 총 예상 운영비는 US \$ 235,000/yr이며, 이중 7.2%가 2차 슬러지 처리비용이라고 보고하였다. 이는 비슷한 양의 하수를 처리하는 호기성 hybrid MBR의 2차 슬러지 처리 비용(Verrecht et al., 2010)의 약 12%에 불과하다. 최근 Yoo et al. (2012)은 혐기성 유동상 반응조와 결합된 AnMBR으로 실제 하수를 처리하는 실험에서 슬러지 발생량은 $0.031 \text{ g VSS/g COD}_{rem}$ 이라고 보고하였다. 이 같이 낮은 슬러지 발생량은 반응조 전단의 혐기성 유동상 반응조를 통한 VSS의 분해가 높아 후단에 부하량이 적고 후단의 막 반응조에서도 활성탄에 부착된 추가적인 고형물 분해에 기인한 것으로 판단된다. AnMBR은 2차슬러지 발생

량이 매우 적으므로 호기성 하수처리의 가장 큰 문제 중 하나인 슬러지 발생량을 약 절반 수준으로 이하로 감소시킬 수 있을 것으로 판단된다.

3.2 막의 유지 관리

3.2.1 막 파울링 제어

AnMBR 공정에서 가장 큰 관심사의 하나는 투과율은 최대화하면서 파울링(fouling)은 최소화하는 것이다. 또한 AnMBR의 에너지 회수율을 높이기 위해서는 파울링 제어에 소요되는 에너지를 크게 감축시켜야 한다. 일반적으로 MBR은 지속가능한 flux(sustainable flux)에서 역세척(backwashing), 휴지기간(relaxation) 그리고 화학적 세정을 주기적으로 실시하여 파울링을 최소화 시키는 방법으로 운전을 진행한다. 휴지기간은 투과시간 사이에 반복적으로 두며 역세척은 최적의 주기를 산정하여 실시하여야 한다. 화학세정은 주로 산, 산화제 또는 알칼리 성분의 화학약품을 이용하여 비가역적(irreversible) 파울링을 제어하는 것으로, 물리적 세정(physical cleaning)의 효과가 줄어드는 경우 실시한다. 화학적 세정의 효과를 극대화시키기 위해서는 막 오염물(foulant) 및 막의 재질 특성 등에 대해 파악하여야 한다. 산 계열(HCl, H₂SO₄)은 주로 무기성 막오염물(inorganic foulant)의 제거를 위하여, 알칼리 계열(NaOH)은 주로 유기성 막오염물(organic foulant)의 제거를 위해서 이

용된다. 생물학적 파울링(biological fouling)의 경우도 역시 알칼리 계열의 약품을 통하여 제어된다. 또한, 용존 유기 오염물질(dissolved organic foulant)의 처리를 위해서는 가성 차아염소산염(caustic hypochlorite)이 사용된다(Liao et al., 2006). 막의 재질에 따라 PVDF 종류는 pH 11이상에서 세정하면 안되며 polypropylene (PP) 재질은 chlorine에 대한 내성(tolerant)이 없다는 점 등을 고려해야 한다고 보고되었다(Porcelli and Judd, 2010).

운전기간동안 지속적으로 파울링을 제어하기 위한 물리적 세정방법으로 반응조 내액(Brockmann and Seyfried, 1996)이나 가스버블(gas bubble)를 순환시키며 막 표면에 전단력(shear stress)를 주어 케이크 층의 형성을 방지한다. 가스버블 세정을 위해서 호기성 MBR에서는 유기물 산화를 위해 공급하는 공기를, AnMBR의 경우에는 발생 바이오 가스를 활용한다(Martin et al., 2011; Lin et al., 2011; Vyrides and Stuckey, 2009; Akram and Stuckey, 2008; Jeisona and van Lier, 2008). AnMBR에서 가스버블을 이용하는 biogas sparging에 소요되는 에너지는 0.25-1.0 kWh/m³ 하수로 호기성 MBR에서 사용되는 값과 유사하다. 기타 물리적 세정방법으로는 슬러지를 순환시키거나(Martinez-Sosa et al., 2011) 초음파를 이용하는 방법(Sui et al., 2008), 관형 막의 경우 내부를 flushing 하는 방법(Martin et al., 2011; Jeisona and van Lier, 2008; Zhang et al., 2007) 등이 사용되어 왔다.

물리적 세정방법의 하나로 활성탄과 같은 입자를 이용한 방법도 연구되었다. Park et al. (1999)은 기계 교반식 AnMBR연구에 분말활성탄(powdered activated carbon; PAC)을 투입한 결과 flux와 COD제거효율이 동시에 증가하였다는 연구결과를 제시하였다. Akram and Stuckey (2008) 역시 biogas sparging형태의 AnMBR에 PAC를 추가한 결과 역시 flux 및 COD제거효율이 증가하였는 바, 이는 PAC에 의

한 막 표면의 세정효과와 더불어 PAC의 흡착효과에 기인한 것이라고 보고되었다. AnMBR에서 bulk 용액 순환을 통하여 입상활성탄(granular activated carbon; GAC)을 유동시키며 막을 세정한 경우에 파울링 제어 효과가 탁월했으며 이때 요구되는 에너지는 기타 다른 공법에서 소개된 에너지보다 현저히 작은 값인 0.037 kWh/m³이었다(Bae et al., 2013). 이 경우 실제하수를 주입하며 운전온도 25°C, flux 6-12 LMH에서 310일 동안 화학적 세정이나 역세척 없이 GAC의 세정 효과만으로 파울링 없이 운전이 가능하였다고 보고되었다.

최근에는 이밖에도 동적막 및 내장기능을 보유한 막 등도 개발되고 있다. 동적막은 상향류식 혐기성 슬러지 블랭킷(UASB) 내부의 헤드(Head) 부분에 61 μm 크기의 공극을 가진 평막형 막을 설치하여 부가적인 미세공극을 가진 동적막의 형성을 유도하여 높은 flux인 65 LMH에서 낮은 파울링 저항성을 유지하는 방식으로, 이를 이용한 COD 처리효율은 약 65% 이었다(Zhang et al., 2011). 또한, 탄소나노튜브(Carbon Nano Tube)나 막 속에 광촉매 등을 내장시키는 것과 같이 내장기능을 보유한 막(built-in function) 등이 개발되고 있다.

3.2.2 에너지 수지

AnMBR에서 가장 큰 장점은 바이오가스를 통한 에너지 회수의 가능성이며, 이는 메탄으로 회수할 수 있는 에너지와 파울링 제어에 소요되는 에너지에 의해 결정된다. McCarty et al. (2011)는 활성슬러지와 혐기성 소화를 구비한 시설(Fig. 1a)과 활성슬러지를 AnMBR로 대체한 시설(Fig. 1b)을 비교한 연구에서 후자의 메탄 발생량은 전자의 약 2배에 해당한다고 보고하였다. 또한, AnMBR에서는 하수처리장 전체 에너지 소비량의 약 33% 정도를 차지하는 aeration 소요 동력이 필요하지 않으므로 혐기성 공정을 통해 하수처리가 에너지 소비형이 아닌 에너지 생산형 공정으로 변환될 수 있다고 보고하였다.

에너지 생산형 AnMBR 공정이 현실화 되기 위해서는 막 파울링 제어에 소요되는 에너지를 충분이 낮게 유지하여야 한다. AnMBR에서 일반적으로 사용되고 있는 biogas sparging을 이용할 경우 에너지 사용량은 0.25 ~ 1.0 kWh/m³으로 호기성 막 생물반응조와 큰 차이가 없다고 보고되었다(Liao et al., 2006). Martin et al. (2011)도 AnMBR의 에너지 요구량 범위를 0.03 ~ 5.7 kWh/m³으로 넓게 추정하였지만, 막 파울링 제어를 포함하는 경우는 약 1.0 ~ 5.7로 kWh/m³라고 추정하였다. 이와 같이 gas sparging 을 통한 막 파울링 제어 시 높은 에너지가 드는 이유는 막 면적당 가스량이 중요한 인자로 충분한 물리적 자극을 주기 위해서 많은 에너지가 소모되기 때문이다. 따라서 gas sparging 에 소요되는 에너지를 크게 감소시키거나, 다른 방안을 모색할 필요가 있다. 최근 Yoo et al. (2012)은 GAC를 파울링 제어에 이용한 AnMBR연구에서 에너지 요구량이 0.047 kWh/m³으로 gas sparging 법의 10 %만으로 파울링 제어가 가능하며, 실제 하수의 용존유기물로부터 생성된 메탄을 이용하여 생산할 수 있는 에너지가 0.082 kWh/m³으로 요구량의 1.7 배 이라고 보고하였다.

메탄은 가스 상 뿐만 아니라 용존 상태로도 존재하는 바, 용존 메탄은 회수되지 않고 대기 중으로 방출될 경우 이산화탄소에 비해서 25배 높은 GWP(global warming potential)로 인해 지구온난화에 악 영향을 미치므로 반드시 회수하여 에너지원으로 사용하거나 처리하여야 한다. 총 메탄 발생량중 용존메탄의 비율은 하수의 유기물 농도, 과포화율, 그리고 온도 등에 영향을 받는다. 용존메탄의 농도는 헨리의 법칙에 따라 가스 상 메탄의 부분압력과 상관관계가 있기 때문에 용존메탄 비율은 하수의 COD 또는 BOD 가 낮을수록 증가하며, 실제로 1.4-12배 과포화되어 있다고 알려져 있다(Hartley and Lant, 2006; Pauss et al., 1990; Shin et al., 2012).

일 예로 유입수의 COD 농도가 45 mg/L의 경우에는 발생하는 모든 메탄이 용존메탄 상태로 유출되며 가스상 메탄 발생량은 없었으며(Shin et al., 2012), 15 °C 의 저온에서 인공폐수 및 실제 하수를 처리하는 실험실규모의 AnMBR실험에서 발생한 메탄의 약 40 ~ 50 %가 용존 상태로 존재하였다(Smith et al., 2013). 실제 하수처리를 AnMBR 을 통해 처리하는 실험에서 25 °C 에서 생성된 총 메탄 중 용존메탄이 63 %를 차지한 것으로 보고되었다(Yoo et al., 2012). 이와 같이 실제하수를 처리하는 AnMBR에서 발생한 메탄중 용존메탄이 차지하는 범위는 40 ~ 63 %로 이는 즉 에너지 회수율에 큰 영향을 끼친다. 그러므로 용존 메탄의 회수는 반드시 이뤄져야 하며 용존 메탄의 회수 방안에 대해서는 3.3 에 토의하였다.

3.3 운영을 위한 고려 사항

온도 영향

온도는 처리수 수질, 막의 성능, 그리고 슬러지 발생량에 영향을 미친다. Martinez -Sosa et al. (2011)는 온도가 35, 28, 20 °C 로 낮아지면서 TMP(trans membrane pressure) 증가율이 증가함을 보고하였다. 낮은 온도에 의해 슬러지 생산량이 증가하며 입자성 유기물의 가수분해율이 떨어짐으로써 고형물량이 증가하는 것은 이전의 연구들에서도 밝혀진 결과이다(Lettinga et al., 2001; Seghezze et al., 1998; Uemura and Harada, 2000). 특히, 침지형 AnMBR의 경우 반응조 내액의 점성도 증가, MBR 슬러지의 플록해체(deflocculated) 및 이때 증가 발생하는 EPS(extracellular polymeric substances)의 농도 등에 의하여 운전효율이 크게 영향을 받을 수 있다. 파일럿 규모 호기성 MBR 연구결과 온도가 17 ~ 18 °C 에서 13 ~ 14 °C 로 감소함에 따라 파울링이 심각하게 진행되었다고 보고되어 있다(Jiang et al., 2005). 또한, 휴지기간 (on/off)의 차이에 따라 감소된 운전

조건에서 cake저항 증가율은 약 47 %과 278 % 증가하였다고 보고했다. 그러나, 온도가 올라가면 물의 점성계수가 작아져 여과저항은 작아지고 투과 flux는 증가하지만 용해도는 높아져 투과수의 수질이 나빠질 가능성도 있다는 연구결과도 있다(Martinez-Sosa et al., 2011). 따라서, 실제적으로 온도의 감소는 미생물의 활성도 저하에 따른 제거율의 감소 그리고 점성도 증가 등을 수반하여 막의 파울링에 부정적인 영향을 끼칠 수 있으며 용존메탄 농도 증가에 영향을 끼쳐 메탄회수율에도 큰 영향을 끼친다.

온도가 막의 파울링에 악영향을 미치지만 효과적인 운전방식 (휴지기간, scouring effect 등)을 이용해서 파울링 발생율을 제어 할 수도 있다. 예를 들면, Jiang et al. (2005)은 휴지기간의 조절(10 s on/10 s off 그리고 10 s on/60 s off)을 통하여 약 6배 정도의 케이크 층의 저항을 제어가 가능했다고 보고하였다. 이보다 나아가 효과적인 막 표면에 scouring effect를 통한 케이크 층의 축적 방지 그리고 MLSS를 적당 수치 유지하기 위한 bulk wasting을 활용한다면 온도 감소에 따른 증가된 점성도의 영향으로 인해 발생하는 저항을 제외 가능하고는 제어가 가능하다고 판단된다.

용존메탄 회수

처리수를 통한 용존메탄의 유출은 에너지 측면과 온실가스발생량 측면에 심각한 영향을 주므로 반드시 고려될 사항이다. 3.2.2에서 소개된 바와 같이 용존메탄은 유입수의 COD농도, 온도 그리고 HRT에 따라서 차지하는 비율이 매우 커질 수 있다. 특히, 온도가 낮아질수록 용존메탄의 농도는 증가하며 HRT가 짧아질수록 반응기 용적당 배출되는 물의 양이 증가함에 따라 자연스럽게 용존메탄의 배출양도 많아지게 된다.

용존메탄의 가장 간단한 제거 방법으로 air stripping이 알려져 있다. 실제로 영국의 매립지 침출수 소화조를 대상으로 상용화된 공정들이 있으며 제거효율은 99.9 % 이상으로 보고

되었다. McCarty et al. (2011)에 의하면 Air stripping은 톤당 0.05 kWh정도의 적은 에너지 소모를 통하여 제거가 가능하다고 추정하였다. 이를 통한 장점으로는 가장 간단하고 에너지가 적게 드는 공정이며 용존산소가 존재하지 않는 처리수에 용존산소를 공급해줄 수 있다는 점이다. 하지만, 이용방법에 있어서 회수한 메탄과 불어준 공기를 동시에 보일러의 연소과정에 이용할 수 밖에 없다는 한계점이 있다.

Degassing membrane을 이용한 방식으로 vacuum 방식과 gas sweeping방식이 있다. Bandara et al. (2011)의 vacuum 방식을 통한 용존메탄을 회수할 경우 97 %의 높은 회수율을 보였다고 보고하였다. 이 때 회수된 메탄의 에너지양에 비해 vacuum을 위해 소비된 에너지의 양이 약 300배 정도 소모된 것으로 추정되었지만(Smith et al., 2012), 이는 용존 메탄의 양이 상대적으로 낮았기 때문인 것으로 추정된다. Gas sweeping의 경우 매우 적은 에너지를 이용하여 72 %의 용존메탄회수가 가능하다고 보고되었다 (Cookney et al., 2012). 하지만, 질소 등의 sweeping gas주입을 필요로 하므로 추가적인 비용이 발생할 것으로 사료된다. 또한, 회수된 가스의 메탄 조성은 0.1 % 이하일 것으로 계산되어 사용방법에 있어서도 매우 제한적일 것으로 판단된다. Degassing membrane을 이용한 연구들의 경우 막의 유지관리 및 오염에 대한 결과는 포함되어있지 않아 추가적인 에너지 또는 비용이 더 필요할 것으로 판단된다.

미생물을 이용한 용존메탄의 회수 방법으로는 메탄산화균(methaneoxidationbacteria, M_{OB})를 이용한 방법과 Methane monooxygenases (MMOs)를 이용한 방법이 있다. 메탄산화균을 이용한 Hatamoto et al. (2010)의 실험 결과에 따르면 적은 공기의 주입량과 2시간의 비교적 짧은 HRT에서 95 %의 제거효율을 보였다고 한다. 하지만, 이 경우 미생물에 의해 CH₄를 CO₂로 산화하기 때문에 메탄의 회수가 없는 공정이다. MMOs를 이용한 메탄의 처리경우 메탄

이 메탄올로 전환이 가능하다는 매우 큰 장점을 가지고 있지만, 실제적용은 매우 제한적인 것으로 알려져 있다. 마지막으로 용존메탄을 질산화 과정의 전자공여체로 이용하는 방법 등이 알려져 있다(Kampman et al., 2012). 하지만, 아직까지 높은 제거효율, 적은 에너지 소비량 그리고 적절한 활용 방법 등에 대한 뚜렷하게 제시되어 있지는 않다.

영양염류 제거

혐기성 생물반응조를 이용하면 질소나 인의 제거는 거의 이루어지지 않는다. 그러나 용수의 70 % 이상이 1회성 용도인 농업용수로 이용되고 있으므로(Hoekstra and Chapagain, 2008) 질소와 인을 포함한 혐기성 처리수를 농업용수로 이용하면 영양염류를 재활용하고 에너지도 소비도 절약할 수 있다(Calderon et al., 2011). 질소의 경우, 하수처리과정에서 암모니아는 에너지를 이용하여 질산화/탈질공정을 통해 질소 가스 형태로 방출하며, 비료 생산을 위한 암모니아 질소 고정에도 많은 에너지가 소비된다. 그러나 처리수를 방류하거나 재이용하기 위해서는 수질 기준에 맞추기 위해 영양염류의 제거가 필요하다.

AnMBR 유출수의 질소제거를 위한 방법으로 부분질산화-탈질(simultaneous nitrification and denitrification, SND) 또는 아나모스(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)공정을 고려할 수 있다. SND는 암모니아성 질소(NH_4^+)를 아질산성 질소(NO_2^-)까지만 산화시켜 N_2 로 탈질시키는 공정(Fig. 3a)으로 기존의 질산화-탈질공정에 비하여 25 %의 산소요구량과 40 %의 탄소요구량을 감소시킴과 동시에 슬러지 발생량을 감소시킬 수 있다(Wang et al., 2007). 또한, 혐기성 AnMBR과 연계시 유출수 내 잔류유기물 및 용존메탄을 탄소원으로 사용할 수 있어 처리수질 향상에도 기대가 된다. Wang et al. (2007)과 Wang et al. (2008)

의 실험실규모와 파일럿 규모의 SND를 통한 하수처리 실험에서 TN (total nitrogen) 제거율은 85 - 93 %이었다. ANAMMOX는 1995년 탈질 유동상 반응조에서 최초로 발견되었으며, Fig. 3b에 제시한 바와 같이 암모니아성 질소를 전자공여체로, 아질산성 질소를 전자수용체로 이용하여 유기물의 산화 없이 N_2 로 탈기하는 방법이다(Mulder et al., 1995). 암모니아성 질소의 일부분만을 아질산성 질소로 부분질산화 시키면 되기 때문에 보편적인 질산화-탈질공정에 비하여 약 60 % 이상의 산소요구량을 감축시킬 수 있으며(Van Dongen et al., 2001; Siegrist et al., 2008) SND에 비하여도 적은 산소요구량이 필요하다. 또한, ANAMMOX의 매우 느린 성장속도로 인하여 기존공법에 비하여 90 %의 슬러지 발생량을 감소 가능하다(Mulder, 2003; De Clippeleir et al., 2011). Ma et al. (2013)는 하수처리장 방류수에 NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- 를 투입하여 약 50 mg N/L의 농도의 인공폐수를 제조하여 HRT와 온도변화가 ANAMMOX UASB 공정에서 TN 제거효율에 미치는 영향에 대하여 연구하였다. 30 °C 에서는 HRT를 1.26시간에서 0.12시간까지의 변화에서 92 %이상의 TN제거효율을 보였으며, 16 °C 의 운전온도와 0.28시간의 HRT에서 아질산성 질소의 제거효율은 92 %를 유지하였지만 암모니아성 질소의 제거효율은 약 88 %로 감소하는 추세를 보고하였다. 200

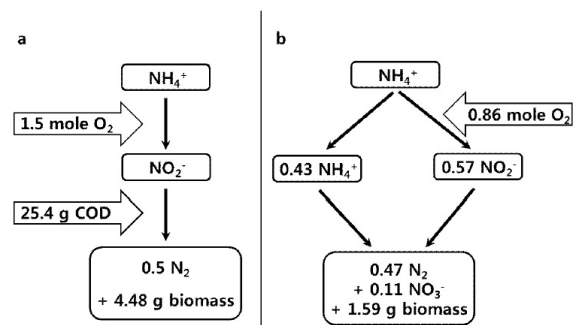


Fig. 3. Progress diagram of simultaneous nitrification denitrification (SND) and anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX).

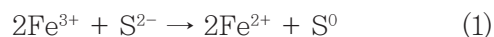
일간의 운전기간동안 전체구간의 TN농도는 약 10 mg/L로 나타난 것을 보아 짧은 HRT와 저온의 조건에서도 방류수질을 충족 가능할 것으로 판단된다.

영양염류중에서 가장 중요한 자원으로 부상되고 있는 인(P)은 대부분 무기성 인(inorganic phosphate) 형태로 하수 중에 존재하며 주로 오르토 인산염(orthophosphate)과 중합인산염(polyphosphate)으로 존재한다. 몇몇 연구에서 막을 통한 인의 제거가 보고되었지만 (Kocadagistan and Topcu, 2007; Herrera-Robledo et al., 2011; Saddoud et al., 2007) 방류수 수질 기준을 만족하기에는 역부족이었다. 그러나 인은 보편적인 응집-침전공정을 통하여 간단하게 회수 될 수 있으며 보편적인 알루미늄염(Al)과 철염(Fe)을 응집제로 이용할 경우 인의 제거효율이 매우 높은 것으로 알려져 있다 (Jiang and Graham, 1998). 하수와 비슷한 인 농도인 2.5 - 7 mg/L를 대상으로 인을 제거하는 실험에서 alum과 ferric chloride를 이용하여 응집한 연구 대부분이 99 %이상의 제거효율을 보였다. 이때 처리수의 인의 농도는 0.1 mg/L 이하였으며 사용한 응집제의 주입량은 60 - 90 ppm이었다. (Eklund et al., 1991; Hunt et al., 2000). 다른 제거 방법으로는 이온교환을 이용한 방법이 있는데, ferric nanoparticle을 충전한 접촉조에서 4.0 mg/L 농도의 인이 0.1 mg/L까지 제거되었다(Martin et al., 2013). Zeolite를 이용하여 처리하는 경우 인과 질소가 동시에 제거 가능하다. Nguyen (1996)에 따르면 인공폐수와 폐수를 zeolite를 이용하여 처리한 실험에서 인의 제거효율은 14-84 % 그리고 암모니아성 질소의 제거효율은 67 ~ 95 % 까지 가능하다고 보고하였으며 폐수의 특성 및 zeolite의 특성에 따라 제거효율은 크게 변할 수 있다고 보고했다.

황화물

하수 내의 황산화물은 황환원세균(sulfate

reducing bacteria, SRB)에 의하여 황화수소(H_2S)로 변환되며 가스상과 용존상으로 존재한다. 황화수소는 강한 유독성과 부식성으로 인체에 유해하며 보일러, 엔진 등의 설비를 부식시켜 설비가동에 문제를 발생시키며, 악취의 발생 그리고 대기 중으로 방출시 이산화황(SO_2)으로 산화하여 산성비의 원인이 된다. 가스상으로 발생된 황화수소는 AnMBR의 바이오가스 정제시 간단하게 처리가 가능하지만 용존 황화물이 유출되면 대기로 황화수소를 방출시킬 수 있어 방류전에 반드시 제거해야 한다. 황화수소의 제거 방법은 다음 두 가지 공정을 고려할 수 있다. 첫째는 용존메탄제거를 위한 air stripping을 활용하는 방법이다. 둘째로, 인과 같은 잔류물질 제거를 위한 응집공정에서 철염 응집제를 이용한 제거도 가능하다. 제2가철(Fe(III))을 사용하는 경우 다음과 같은 식과 같은 원리로 제거가 가능하다.



특히, 2가철(Fe(III))이 1가철(Fe(II))로 환원되며 황이온(S^{2-})은 황(sulfur, S^0)형태로 회수(식1)가 가능하며 추후 슬러지를 퇴비화시 비료의 질을 향상시킬 수 있다. 실제로 철염을 통한 H^+ , S^{2-} 제거의 이점들이 선행연구들에서 증빙된 바가 있다(Edwards et al., 1997; Walker et al., 1995; Padival et al., 1995).

4. 향후 연구

최근 AnMBR을 적용하여 호기성 공정과 비교할만한 유기물 제거효율을 얻을 수 있었지만 AnMBR을 현장에 적용하기 위해서는 다음과 같은 분야에 대한 연구가 필요하다.

에너지 효율 향상: AnMBR을 적용하는 가장 중요한 이유의 하나는 에너지 생산형 하수처리장을 구현하기 위해서이다. 그러나 이제까지 상

용화된 AnMBR기술에서는 막의 fouling 관리에 상당한 에너지를 소비하기 때문에 적은 에너지로 막의 오염 없이 지속적인 운전을 가능하게 할 수 있는 방법에 대한 연구가 필요하다. 예를 들어, GAC를 유동시킴으로써 gas sparging에 비해 적은 에너지로 막 파울링 저감을 극대화시킨 것과 같은 새로운 방안이 연구가 필요하다. 폐수의 성상에 따른 최적의 막 소재 및 공극 크기 선정 등을 통한 파울링의 저감에 대한 가이드라인 설정 등에 대한 연구도 매우 중요한 분야의 하나이다.

용존메탄 회수공정 개발: 용존메탄을 회수하여 사용함으로써 에너지 효율을 크게 개선할 수 있으므로 이에 대한 연구가 필요하다. 또한, 회수된 용존메탄의 효율적인 활용방안에 대한 개발 부분 역시 필요하다. 현재 air stripping 통해 회수된 용존메탄을 보일러 연소시 같이 태우는 방안만이 활용되고 있지만 이보다 효율적으로 용존메탄을 사용할 수 있게 메탄의 순도를 높여 회수하거나 메탄올 등의 저장 가능한 에너지 원으로 회수하는 방법에 대한 개발이 요구된다.

영양염류제거 및 황화수소제거 공정의 개발 또는 적용: 점차 강화되고 있는 방류수 수질을 충족하면서 자원회수 또는 재이용이 가능한 공정을 AnMBR과 연계하여 이용할 수 있는 최적의 공정의 개발 또는 적용에 대한 연구가 진행되어야 한다.

미량오염물질의 제거: 최근 하수처리 분야에 서 환경 보건 쪽의 관심이 높아지면서 병원균, 내분비계 교란물질, 약리활성물질 등을 포함하는 미량오염 물질 제거에 대한 관심이 점차 높아지고 있다. 미량오염물질을 처리하는 방법으로는 물리화학적 방법으로 오존산화, 고도산화처리, 활성탄 흡착, 멤브레인 여과 등과 생물학적인 방법으로는 생물막여과법이 사용되고 있다 (Bolong et al., 2009). Grassi et al. (2013)

는 산화처리 방식을 이용할 시 추가적인 부산물의 형성으로 문제가 될 수 있으며, 운영에 많은 에너지가 요구되는 RO멤브레인 여과방법은 비용면에서 비현실적이라고 제시하였다. 그리하여 이중 활성탄 공정이 관개용수로 사용하기 위해서는 가장 경제적으로 유망하고, 효과적으로 오염물질을 제거할 수 있는 방법이라고 제시하였다. 또한, 활성탄에 biofilm을 결합하여 생물학적 활성도를 가진 biological activated carbon (BAC)의 경우 흡착과 미생물에 의한 분해가 동시에 이루어지므로 대부분의 미량오염물질 항목에 대한 제거효율이 90 % 이상으로 높다고 보고되었다(U.S. Southern California Regional Brine-Concentrate Management, 2009). 이와 같은 관점에서 보면 유동상 GAC를 파울링 제어에 사용하는 AFMBR에서는 흡착, 미생물에 의한 분해 그리고 막을 통한 여과에 대한 효과로 미량오염물질의 제거효율이 매우 높을 것으로 판단된다.

사 사

본 연구는 환경부 글로벌탑 환경기술개발사업의 “하·폐수고도처리기술개발사업단”의 지원에 의해 수행된 과제입니다. (과제번호 : GT-11-B-01-012-0)

참고문헌

- 김응호, 임수빈, 정호찬, 이억재, 조진규 (2005) 완전혼합형 정석탈인반응조에서 미분말 전로슬래그를 이용한 고농도 인의 회수, *대한상하수도학회지*, 21(1), pp. 59-65.
- 에너지관리공단·신·재생에너지 센터 (2012) 2011년 신·재생에너지 보급통계.
- 환경부 (2010) 에너지 자립화 기본계획.
- Akram, A. and Stuckey, D.C. (2008) Flux and performance improvement in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) using powdered activated carbon (PAC), *Proc. Biochem.*, 43(1), pp. 93 - 102.
- Anderson, G.K., Kasapgil, B. and Ince, O. (1996)

- Microbial kinetics of a membrane anaerobic reactor system, *Environ. Technol.*, **17**(5), pp. 449 – 464.
- Bae, J., Yoo, R., Lee, E. and McCarty, P.L. (2013) Two-staged anaerobic fluidized-bed membrane bioreactor treatment of settled domestic wastewater, *Wat. Sci. Technol.*, **68**(2), pp. 394 – 399.
- 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, *Wat. Res.*, **45**, pp. 3533 – 3540.
- Bolong, N., Ismail, A.F., Salim, M.R. and Mat-suura, T. (2009) A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal, *Desalination*, **239**, pp. 229 – 246.
- Brockmann, M. and Seyfried, C.F. (1996) Sludge activity and cross-flow microfiltration – A non-beneficial relationship, *Wat. Sci. Technol.*, **34**(9), pp. 205 – 213.
- Calderon, K., Rodelas, B., Cabirol, N., Gonzalez-Lopez, J. and Noyola, A. (2011) Analysis of microbial communities developed on the fouling layers of a membrane-coupled anaerobic bioreactor applied to wastewater treatment, *Bioresour. Technol.*, **102**, pp. 4618 – 4627.
- 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, *Proc. Biochem.*, **40**, pp. 1063 – 1070.
- Cookney, J., McAdam, E. J., Cartmell, E. and Jefferson, B. (2012) Recovery of methane from anaerobic process effluent using poly-di-methyl-siloxane membrane contactors, *Wat. Sci. Technol.*, **65**(4), pp. 604–610.
- Dagnew, M., Parker, W., Seto, P., Waldner, K., Hong, Y., Bayly, R. and Cumin, J. (2011) Pilot testing of an AnMBR for municipal wastewater treatment, *WEFTEC*, **80**, pp. 4931 – 4941.
- De Clippeleir, H., Yan, X., Verstrete, W. and Vlaeminck, S.E. (2011) OLAND is feasible to treat sewage-like nitrogen concentrations at low hydraulic residence times. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **90**(4), pp. 1537 – 1545.
- Edward, M., Courtney, B., Heppler, P.S. and Hernandez, M. (1997) Beneficial discharge of iron coagulation sludge to sewers, *J. Environ. Eng.*, **123**, pp. 1027 – 1032.
- Eklund, L., Hellstrom, B.G. Hultman, B., Lind, J.E. and Nordstrom, B. (1991) Swedish full-scale experiments on modified operational modes in removal of nutrients, *Wat. Sci. Technol.*, **24**(7), pp. 97 – 102.
- Gao, D.W., Zhang, T., Tang, C.Y.Y., Wu, W.M., Wong, C.Y., Lee, Y.H., Yeh, D.H. and Criddle, C.S. (2010) Membrane fouling in an anaerobic membrane bioreactor: Difference in relative abundance of bacterial species in the membrane foulant layer and in suspension, *J. Membr. Sci.*, **364**, pp. 331 – 338.
- Gimenez, J.B., Robles, A., Carretero, L., Duran, F., Ruano, M.V., Gatti, M.N., Ribes, J., Ferrer, J. and Seco, A. (2011) Experimental study of the anaerobic urban wastewater treatment in a submerged hollow-fiber membrane bioreactor at pilot scale, *Bioresour. Technol.*, **102**, pp. 8799 – 8806.
- Grassi, M., Rizzo, L. and Farina, A. (2013) Endocrine disruptors compounds, pharmaceuticals and personal care products in urban wastewater: implications for agricultural reuse and their removal by adsorption process, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **20**, pp. 3616 – 3628.
- Hartley, K. and Lant P. (2006) Eliminating non-renewable CO₂ emissions from sewage treatment: an anaerobic migrating bed reactor pilot plant study, *Biotechnol. Bioeng.*, **95**(3), pp. 384 – 398.
- Hatamoto, M., Yamamoto, H., Kindaichi, T., Ozaki, N. and Ohashi, A. (2010) Biological oxidation of dissolved methane in effluents from anaerobic reactors using a down-flow

- hanging sponge reactor, *Wat. Res.*, **44**, pp. 1409 – 1418.
- Herrera-Robledo, M., Cid-Leon, D.M., Morgan-Sagastume, J.M. and Noyola, A. (2011) Biofouling in an anaerobic membrane bioreactor treating municipal sewage, *Sep. Purif. Technol.*, **81**, pp. 49–55.
- Ho, J. and Sung, S. (2010) Methanogenic activities in anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating synthetic municipal wastewater, *Bioresour. Technol.*, **101**, pp. 2191 – 2196.
- Hoekstra, A.Y. and Chapagain, A.K. (2008) Globalization of water: Sharing the planet's freshwater resources. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Hu, A. and Stuckey, D.C., (2006) Treatment of dilute wastewaters using a novel submerged anaerobic membrane bioreactor, *J. Environ. Eng.*, **132**, pp. 190 – 198.
- Hunt, K.S., Maxwell, M., Morine, M., Neher, M., Okamura, K., Okazaki, K., Poter, D., Segler, K. and Smith, T. (2000) Advanced wastewater treatment testing showdown in Henderson, Nevada. Water Environ. Fed. Annual Conf., WEFTEC, New Orleans.
- Jeisona, D. and van Lier, J.B. (2008) Feasibility of thermophilic anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) for wastewater treatment, *Desalination*, **231**, pp. 277 – 235.
- Jiang, J.Q. and Graham, N.J.D. (1998) Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation – A review, *Water SA.*, **24**(3), pp. 237 – 244.
- Jiang, T., Kennedy, M.D., Guinzbourg, B.F., Vanrolleghem, P.A. and Schippers, J.C. (2005) Optimising the operation of a MBR pilot plant by quantitative analysis of the membrane fouling mechanism, *Wat. Sci. Technol.*, **51**(6–7), pp. 19–25.
- Kampman, C., Hehdricx, T.L.G, Temmink, B.G., Zeeman, G. and Buisman, C.J.N. (2012) Denitrification with dissolved methane for energy efficient wastewater treatment. 2012 9th IWA Leading-Edge Conference on Water and Wastewater Technologies, Brisbane, Australia.
- Kocadagistan, E. and Topcu, N. (2007) Treatment investigation of the Erzurum city municipal wastewater with anaerobic membrane bioreactors, *Desalination*, **216**, pp. 367 – 376.
- Lettinga, G., Rebac, S. and Zeeman, G. (2001) Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment, *TRENDS in Biotechnol.*, **19**(9), pp. 363–369.
- Lew, B., Tarre, S., Beliaevski, M., Dosoretz, C. and Green, M. (2009) Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for domestic wastewater treatment, *Desalination*, **243**, pp. 251 – 257.
- Liao, B.Q., Kraemer, J.T. and Bagley, D.M. (2006) Anaerobic membrane bioreactors: Application and research directions, *Environ. Sci. Technol.*, **36**(6), pp. 489 – 530.
- Lin, C.H., Lin, A.Y.C., Chandana, P. and Tsai, C.Y. (2009) Effects of mass retention of dissolved organic matter and membrane pore size on membrane fouling and flux decline, *Wat. Res.*, **43**, pp. 389 – 394.
- Lin, H., Chen, J., Wang, F., Ding, L. and Hong, H. (2011) Feasibility evaluation of submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal secondary wastewater treatment, *Desalination*, **280**, pp. 120 – 126.
- Ma, B., Peng, Y., Zhang, S., Wang, J., Gan, Y., Chang, J., Wang, S., Wang, S. and Zhu, G. (2013) Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures, *Bioresour. Technol.*, **129**, pp. 606 – 611.
- Martin, I., Pidou, M., Soares, A., Judd, S. and Jefferson, B. (2011) Modeling the energy demands of aerobic and anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment, *Environ. Technol.*, **32**(9), pp. 921 – 932.
- Martin, B.D., Kock, L.D., Stepheson, T., Parsons, S.A. and Jefferson, B. (2013) The impact of contactor scale on a ferric nanoparticle adsorbent process for the removal of phosphorus from municipal wastewater, *Chem. Eng. J.*, **215**–216, pp. 209 – 215.
- Martin-Garcia, I., Monsalvo, V., Pidou, M.,

- Le-Clech, P., Judd, S.J., McAdam, E.J. and Jefferson, B. (2011) Impact of membrane configuration on fouling in anaerobic membrane bioreactors, *J. Membr. Sci.*, **382**, pp. 41 – 49.
- Martin-Garcia, I., Mokosch, M., Soares, A., Pidou, M. and Jefferson, B. (2013) Impact on reactor configuration on the performance of anaerobic MBRs: Treatment of settled sewage in temperate climates, *Wat. Res.*, In press.
- Martinez-Sosa, D., Helmreich, B., Netter, T., Paris, S., Bischof, F. and Horn, H. (2011) Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) for municipal wastewater treatment under mesophilic and psychrophilic temperature conditions, *Bioresour. Technol.*, **102**, pp. 10337 – 10385.
- McCarty, P.L., Bae, J.H. and Kim, J.H. (2011) Domestic wastewater treatment as a net energy producer – Can this be achieved?, *Environ. Sci. Technol.*, **45**, pp. 7100–7106.
- Mulder, A., Graaf, A. A., van de Robertson, L.A. and Kuenen, J.G. (1995) Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **16**, pp. 177 – 184.
- Mulder, A. (2003) The quest for sustainable nitrogen removal technologies, *Wat. Sci. Technol.*, **48**(1), pp. 67 – 75.
- Nguyen, M.L. (1996) Ammonium-nitrogen and phosphate-phosphorus removal from wastewater using natural New Zealand zeolites, In: Mason, I. G. ed. Proceedings of a seminar on tertiary treatment options for dairyshed and piggery wastewaters, Massey University, June 20, Palmerston North, New Zealand, pp. 68 – 79.
- Padival, N.A., Kimbell, W.A. and Redner, J.A. (1995) Use of iron salts to control dissolved sulfide in trunk sewers, *J. Environ. Eng.*, **121**, pp. 824 – 829.
- Park, H., Choo, K.H. and Lee, C.H. (1999) Flux enhancement with powdered activated carbon addition in the membrane anaerobic bioreactor, *Sep. Sci. Technol.*, **34**(14), pp. 2781 – 2792.
- Pauss, A., Andre, G., Perrier, M. and Guiot, S.R. (1990) Liquid-to-gas mass transfer in anaerobic process: Inevitable transfer limitations of methane and hydrogen in the biomethanation process, *Appl. Environ. Microbiol.*, **56**(6), pp. 1636 – 1644.
- Porcelli, N. and Judd, S. (2010) Chemical cleaning of potable water membranes: A review, *Sep. Purif. Technol.*, **71**, pp. 137 – 143.
- Ritmann B.E. and McCarty, P.L. (2001) Environmental Biotechnology: Principles and Applications, McGrawHill.
- Seghezzi, L., Zeeman, G., van Lier, J.B., Hamelers, H.V.M. and Lettinga G. (1998) A review : The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors, *Bioresour. Technol.*, **65**(3), pp. 175–190.
- Shin, C., Bae, J. and McCarty P.L. (2012) Lower operational limits to volatile fatty acid degradation with dilute wastewaters in an anaerobic fluidized bed reactor, *Bioresour. Technol.*, **109**, pp. 13 – 20.
- Siegrist, H., Salzgeber, D., Eugster, J. and Joss, A. (2008) Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal, *Wat. Sci. Technol.*, **57**(3), pp. 383 – 388.
- Smith, A.L., Stadler, L.B., Love, N.G., Skerlos, S.J. and Raskin, L. (2012), Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater, *Bioresour. Technol.*, **122**, pp. 149 – 159.
- Smith, A., Skerlos, S.J. and Raskin, L. (2013) Psychrophilic anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater, *Wat. Res.*, **47**, pp. 1655 – 1665.
- Sui, P., Wen, X. and Huang, X. (2008) Feasibility of employing ultrasound for on-line membrane fouling control in an anaerobic membrane bioreactor, *Desalination*, **219**, pp. 203 – 213.
- Uemura, S. and Harada, H. (2000) Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions, *Bioresour. Technol.*, **72**, pp. 275–282.

- U.S. Southern California Regional Brine-Concentrate Management (2009) Reclamation – Secondary/Emerging Constituents Report.
- van Dongen, U., Jetten, M.S.M. and van Loosdrecht, M.C.M. (2001) The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater, *Wat. Sci. Technol.*, **44**(1), pp. 153 – 160.
- van Lier, J. B. (2011) Nutrient Recovery a challenge for the future. ADSW&EC, Vienna, Austria.
- Verrecht, B., Maere, T., Nopens, I., Brepols, C. and Judd, S. (2010) The cost of a large-scale hollow fibre MBR, *Wat. Res.*, **44**, pp. 5274 – 5283.
- Vyrides, I. and Stuckey, D.C. (2009) Saline sewage treatment using a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR): Effects of activated carbon addition and biogas-sparging time, *Wat. Res.*, **43**, pp. 933 – 942.
- Walker S.J. and Morgan W.J. (1995) The addition of ferrous and ferric chloride for hydrogen sulfide and struvite control in anaerobic digesters, Metro Wastewater Reclamation District Rep., Denver, Colorado.
- Wang, X., Ma, Y., Peng, Y. and Wang, S. (2007) Short-cut nitrification of domestic wastewater in a pilot-scale A/O nitrogen removal plant, *Bioprocess Biosyst. Eng.*, **30**, pp. 91 – 97.
- Wang, J., Peng, Y., Wang, S. and Gao, Y. (2008) Nitrogen removal by simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequency hybrid biological reactor, *Chinese J. Chem. Eng.*, **16**(5), pp. 778 – 784.
- Wen, C., Huang, X. and Qian, Y. (1999) Domestic wastewater treatment using an anaerobic bioreactor coupled with membrane filtration, *Proc. Biochem.*, **35**, pp. 335 – 340.
- Yoo, R.H., Kim, J.H., McCarty, P.L. and Bae, J.H. (2012) Anaerobic treatment of municipal wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAF-MBR) system, *Bioresour. Technol.*, **120**, pp.133–139.
- Yoo, R.H., Kim, J.H., McCarty, P.L. and Bae, J.H. (2013) Effect of temperature on the treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAF-MBR) system, AD13-IWA, Santiago de Compostela, Spain.
- Zhang, J., Padmasiri, I., Fitch, M., Norddahl, B., Raskin, L. and Morgenroth, E. (2007) Influence of cleaning frequency and membrane history on fouling in an anaerobic membrane bioreactor, *Desalination*, **207**, pp. 153 – 166.
- 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, *Chem. Eng. J.*, **165**, pp. 175 – 183.
- Zhang, X., Wang, Z., Wu, Z., Wei, T., Lu, F., Tong, J. and Mai, S. (2011) Membrane fouling in anaerobic dynamic membrane bioreactor(AnDMBR) for municipal wastewater treatment : Characteristics of membrane foulants and bulk sludge, *Proc. Biochem.*, **48**(8), pp. 1538 – 1544.