

## 응집제의 첨가에 따른 Membrane bioreactor의 고도처리 효율 연구

박종부<sup>†</sup>

(주)한화건설 기술연구소

### Effect of Coagulant addition on Nutrient Removal Efficiency in a Submerged Membrane Bioreactor

Jong-Bu Park<sup>†</sup>

Research Institute of Technology, Hanwha E&C Corp.

(Received 28 February 2011, Revised 17 March 2011, Accepted 18 March 2011)

#### Abstract

This study was performed to investigate the characteristics of nutrient removal of municipal wastewater in the submerged membrane bioreactor by addition of alum directly into aerobic tank. Membrane bioreactor consists of three reactors such as two intermittent anaerobic tanks and the aerobic tank with hollow fiber membrane. The removal efficiencies of COD<sub>Cr</sub>, BOD, SS, TN and TP on the membrane bioreactor were 94.0%, 99.1%, 99.9%, 66.9%, and 58.9%, respectively. In addition, The removal efficiencies of COD<sub>Cr</sub>, BOD, SS, TN and TP on the membrane bioreactor with alum addition were 93.4%, 99.0%, 99.9%, 63.2%, and 96.8%, respectively. There was little difference between them on the nutrient removal efficiencies except phosphorus removal. The estimated sludge production, specific denitrification rate, specific nitrification rate and phosphorus removal content on the membrane bioreactor were 1.76 kgTSS/d, 0.055 mgNO<sub>3</sub>-N/mgVSS·d, 0.031 mgNH<sub>4</sub>-N/mgVSS·d, and 0.095 kgP/d, respectively. And The estimated sludge production, specific denitrification rate, specific nitrification rate and phosphorus removal content on the membrane bioreactor with alum addition were 2.90 kgTSS/d, 0.049 mgNO<sub>3</sub>-N/mgVSS·d, 0.030 mgNH<sub>4</sub>-N/mgVSS·d, and 0.160 kgP/d, respectively. The alum content added was 1.7 molAl/molP on an average. The increasing ratio of tran-membrane pressure on the membrane bioreactor was 0.0056 kgf/cm<sup>2</sup> compared to 0.0033 kgf/cm<sup>2</sup>·d on the membrane bioreactor with alum addition. There was a slightly reduction effect on membrane fouling by alum addition.

**keywords** : Alum, Hollow fiber, Membrane bioreactor, Nutrient removal

## 1. 서론

최근 인구집중화와 도시화에 따른 물사용량이 증가하고 있으나 수자원의 고갈로 하수 처리수의 재이용 사례가 증가하고 있으며 하수도 보급률이 85.5%로 증가하여 고농도 하수에 의한 신규 하수종말처리장의 건설 및 기존 활성슬러지 공법의 고도처리 개선이 필요하다. 활성슬러지 공법은 처리 효율이 낮으며 부하변동 대응성이 부족하여 유출수의 수질 저하를 가져오게 된다. 이러한 문제점을 해결하기 위하여 최근에는 생물학적 고도처리 공정에 분리막을 결합한 membrane bioreactor(이하 MBR)의 적용이 증가하고 있다 (Judd, 2006).

이러한 MBR 시스템은 2차 침전 및 여과 소독공정이 필요 없고 짧은 수리학적 체류시간으로 부지면적이 작으며 고농도 MLSS 유지 및 높은 SS 제거율로 엄격한 재이용수 수질 기준을 충족시킬 수 있을 뿐만 아니라 낮은 F/M비와 긴 슬러지 체류시간으로 인하여 기존 활성 슬러지법에 비

해 슬러지 발생량이 작은 장점이 있다(Gander et al., 2000; Melin et al., 2006; Stepheson et al., 2000). 하수처리장에 적용되는 막은 일반적으로 평막과 증공사막을 주로 사용하고 있다. 평막의 경우, 역세없이 분리막의 가동과 휴지를 반복하는 단순 사이클로 구성되어 있어 설비가 간단하고 운전이 용이하므로 중소규모 하수처리장에 적용이 용이하다. 반면, 증공사막의 경우, 역세공정이 있어 부대설비 및 운전기법이 다소 복잡하나, 안정적인 막 운영이 가능하고, 세정 공기량이 평막에 비해 적어 유지관리비가 저렴한 특징이 있다. 또한, 증공사막은 평막에 비해 막 집적도가 높아 단위막 면적당 처리유량이 많으며 막 파울링을 방지하기 위한 세정공기량이 적다(Judd, 2006).

그러나, MBR 공정은 막 특성에 대한 이해 부족으로 미생물 및 영양물질의 처리에 대한 명확한 해석과 예측이 곤란하여 운전조건을 선택하는데 어려움이 있다(김규진과 윤성훈, 2001). 또한, 대부분의 MBR 공정은 높은 내부순환율과 막오염 방지를 위한 과도한 포기로 인해 호기조로부터 혐기조로 유입되는 질산성 질소와 용존산소의 영향으로 혐기조건의 형성이 어려워 인 방출기작이 원활하지 못하여 인 제거효율이 낮은 단점이 있다(여상민과 이영욱, 2006;

<sup>†</sup> To whom correspondence should be addressed.

jongbu@hanwha.co.kr

Song et al., 2008). 또한 2013년부터 시행 예정인 수질오염 총량관리의 대상물질로 T-P가 추가될 예정에 있어 하수처리장의 방류수중 T-P농도를 0.2 mg/L이하로 유지할 필요가 있어 화학적 인 제거 공정에 대한 연구가 필요하다(환경부, 2010). 화학적 인 제거를 위해서는  $Ca^{+2}$ ,  $Al^{+3}$ ,  $Fe^{+3}$ 이온을 주로 사용하며 최종침전지, 생물반응조 및 최종침전지에 주입 가능하다. 최종침전지에 주입할 경우 생물러지량이 과다로 발생하며 최종침전지에 주입할 경우는 별도의 고액분리시설을 설치하여야 하므로 기존 하수처리장에 인 처리시설을 설치할 경우 적용하기 곤란하다(Sedlak, 1991).

따라서, 본 연구에서는 기존 하수처리장에 인 처리시설의 설치를 위하여 중공사막을 호기조에 침지한 MBR 공정에서 응집제를 직접적으로 호기조에 투입하면서 고도처리 효율 및 막 파울링에 대한 연구를 수행하고자 하였다.

## 2. 연구방법

### 2.1. 실험장치 및 실험방법

MBR 공정의 구성은 Fig. 1에서 보듯이, 두 개의 간헐 혐기 반응조(Intermittent Anaerobic)와 침지형 막분리 호기조(Submerged membrane aerobic)로 구성되었으며 시설규모는 일최대 57 m<sup>3</sup>/day으로 D 하수종말처리장에 설치하여 운전하였다. 수리학적 체류시간은 간헐혐기반응조 #1 1.5 시간, 간헐혐기반응조 #2 1.5 시간 및 호기조 3.0 시간으로 총 6 시간으로 제작하였으며 슬러지 반응은 막분리 호기조에서 간헐혐기반응조로 유입유량 대비 200%로 구성하였다. 하수는 간헐 혐기 반응조 #1과 #2에 각각 2 시간 간격으로 간헐적으로 유입되어 혐기와 무산소 조건이 교대로 이루어진다. 즉, 간헐혐기반응조 #1로 하수와 반응슬러지가 유입될 경우 간헐 혐기반응조 #1은 무산소 조건이 형성되어 탈질 반응이 진행되며 하수가 유입되지 않는 간헐 혐기반응조 #2은 혐기조건이 형성되어 하수 유입시 생흡착된 유기물을 이용하여 인 방출이 일어난다.

본 연구에 사용된 분리막은 K사의 0.1 μm의 공칭공경을 가진 PVDF(polyvinylidene fluoride)재질의 침지형 중공사막을 사용하였으며 10분 흡입, 30초 역세정으로 연속 운전

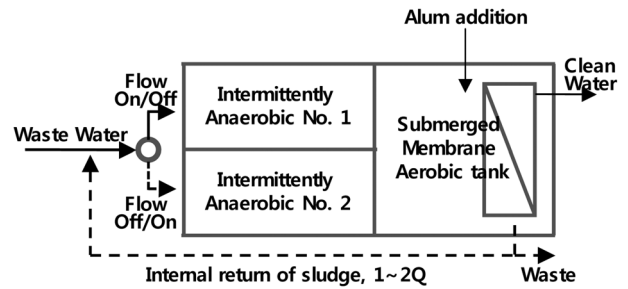


Fig. 1. Schematic diagram of the submerged membrane bioreactor.

하였다. 또한, 막 파울링 방지를 위하여 200 mg/L NaOCl로 1일 2~3회 2분간 유지 세정을 실시하였으며 회복세정은 0.25% NaOCl과 1% 옥살산( $C_2H_2O_4$ )을 사용하여 1회 실시하였다. 응집제는 7% 액체명반 용액을 MBR 공정의 호기조에 직접적으로 투입하였으며 투입농도는 평균 3.3 mg  $Al_2O_3$ /mg P (1.7 molAl/molP)였다. MBR 공정의 운전 조건은 Table 1과 같다.

### 2.2. 성상 분석 및 미생물 활성도 분석방법

$COD_{Cr}$ ,  $BOD_5$ , 총질소, 총인,  $NH_4-N$ ,  $NO_3-N$ ,  $PO_4-P$ , SS, MLSS, MLVSS 등을 수질오염공정시험법 및 Standard Methods (APHA, 1999)에 따라 분석하였으며 수온, ORP, 용존산소, 막간차압 (trans-membrane pressure, TMP), 유량 등은 계측기를 이용하여 실시간 측정하였다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 유기물 및 질소·인 제거 특성 분석

MBR공정에서 중공사막을 이용한 고도처리 효율을 비교한 결과는 Table 2와 같다.

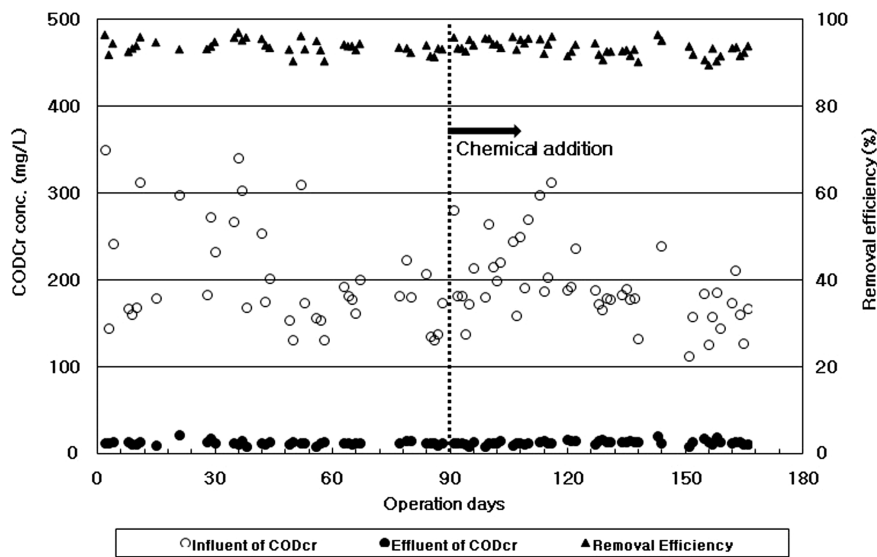
액체명반을 첨가하지 않은 조건에서 운전한 MBR 공정의 BOD의 제거효율은 유입수 BOD 69.6~188.7 (평균 107.6) mg/L에서 유출수 BOD 0.9~1.1 (평균 0.9) mg/L로 평균 제거율은 99.1%였으며  $COD_{Cr}$ 의 경우 유입수  $COD_{Cr}$  130.2~350.0 (평균 203.8) mg/L에서 유출수  $COD_{Cr}$  6.7~20.2

Table 1. Operation conditions in this study

Item	Case 1	Case 2
Membrane type	Hollow fiber	Hollow fiber
Nominal pore size (μm)	0.1	0.1
Flux (L/m <sup>2</sup> /hour)	20.7 LMH	20.7 LMH
Material	Polyvinylidene fluoride (PVDF)	Polyvinylidene fluoride (PVDF)
Filtration type	Cross-Flow (Out→In)	Cross-Flow (Out→In)
Operation mode	Filtration 10minute / Backwashing 30second	Filtration 10minute / Backwashing 30second
Net operation time	22.3 hr/day	22.3 hr/day
Operation pressure (kgf/cm <sup>2</sup> )	-0.1 ~ -0.3	-0.1 ~ -0.3
Maintenance cleaning	2 ~ 3 times/day with 200 mg/L of NaOCl for 2 minute	2 ~ 3 times/day with 200 mg/L of NaOCl for 2 minute
Recovery cleaning	1 time/year with 0.25% of NaOCl and 1% C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> O <sub>4</sub>	1 time/year with 0.25% of NaOCl and 1% C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> O <sub>4</sub>
Chemical addition	No	3.3 mgAl <sub>2</sub> O <sub>3</sub> /mgP

**Table 2.** Nutrients removal on membrane bioreactors without and with chemical addition

Item	Without chemical addition		With chemical addition	
	Influent	Effluent	Influent	Effluent
COD <sub>Cr</sub> (mg/L)	130.2 ~ 350.0 (203.8)	6.7 ~ 20.2 (11.6)	112.2 ~ 599.2 (199.7)	6.8 ~ 20.0 (12.3)
BOD <sub>5</sub> (mg/L)	69.6 ~ 188.7 (107.6)	0.9 ~ 1.1 (0.9)	60.7 ~ 372.3 (104.8)	0.9 ~ 1.2 (0.9)
SS (mg/L)	33.4 ~ 200.0 (111.6)	0 ~ 0.1 (0.1)	40.0 ~ 515.0 (89.6)	0 ~ 0.1 (0.1)
T-N (mg/L)	20.8 ~ 39.4 (31.6)	5.7 ~ 15.3 (10.4)	21.0 ~ 45.6 (29.2)	6.7 ~ 15.0 (10.5)
T-P (mg/L)	1.9 ~ 5.5 (3.2)	0.7 ~ 1.9 (1.3)	1.6 ~ 4.8 (3.0)	0.1 ~ 0.2 (0.1)



**Fig. 2.** Variation of COD<sub>Cr</sub> removal efficiency on the membrane bioreactor with chemical addition.

(평균 11.6) mg/L로 평균 제거율은 94.0%였다. 액체명반을 첨가하면서 운전한 MBR 공정의 경우, BOD의 제거효율은 유입수 BOD 60.7 ~ 372.3 (평균 104.8) mg/L에서 유출수 BOD 0.9 ~ 1.2 (평균 0.9) mg/L로 평균 99.0%였으며 COD<sub>Cr</sub>의 경우 유입수 COD<sub>Cr</sub> 112.2 ~ 599.2 (평균 199.7) mg/L에서 유출수 COD<sub>Cr</sub> 6.8 ~ 20.0 (평균 12.3) mg/L로 평균 제거율은 93.4%로 액체명반 첨가에 따른 유기물 제거능은 큰 차이가 없었다(Fig. 2).

이는 박재로와 김응호(2000)과 최송휴 등(2004)의 연구결과와 차이를 보였다. 이들에 의하면 액체명반을 포기조에 투입할 경우 혼합액내 미생물 대사산물과 반응하여 불용성 금속염을 생산함으로써 유출수의 BOD 및 COD<sub>Cr</sub>의 수질의 향상을 가져오는 것으로 설명하였다. 본 연구에서는 액체명반 투입전의 처리수질이 매우 양호하여 액체명반 투입에 따른 효과를 관찰할 수 없었다. Fig. 3에서 보듯이, 액체명반을 투입하지 않은 경우 유입 및 유출 SS농도는 각각 33.4 ~ 200.0 (평균 111.6) mg/L 및 0 ~ 0.1 (평균 0.1) mg/L였으며 액체명반을 투입한 경우는 각각 40.0 ~ 515.0 (평균 89.6) mg/L 및 0 ~ 0.1 (평균 0.1) mg/L였다. SS 제거효율은 각각 99.9%로 액체명반 투입 유무에 따른 차이가 없었다.

MBR공정에서 액체명반 투입에 따른 T-N 제거 효율을 비교한 결과는 Fig. 4와 같다. 액체명반을 투입하지 않은 경우, T-N의 제거효율은 유입수 T-N 20.8 ~ 39.4 (평균 31.6) mg/L에서 유출수 T-N 5.7 ~ 15.3 (평균 10.4) mg/L로 평균 66.9%였으며 액체명반을 투입한 경우, T-N의 제거효율은 유입수 T-N 21.0 ~ 45.6 (평균 29.2) mg/L에서 유출수 T-N 6.7 ~ 15.0 (평균 10.5) mg/L로 평균 63.2%으로 액체명반을 투입한 경우 질소제거효율이 다소 낮게 나타났다.

NH<sub>4</sub>-N 농도는 액체명반을 넣지 않은 경우 유입수 중 19.5 ~ 31.1 (평균 23.7) mg/L에서 유출수 중 NH<sub>4</sub>-N농도는 0.1 ~ 0.4 (평균 0.2) mg/L였으며 액체명반을 넣은 경우 유입수 중 8.5 ~ 30.6 (평균 22.6) mg/L에서 유출수 중 NH<sub>4</sub>-N 농도는 0.1 ~ 7.0 (평균 1.3) mg/L으로 일부 질산화 저해현상이 나타났다. 질산화 저해는 고농도 암모니아 함유 폐수가 유입되거나 수온저하(Wu et al., 2007) 또는 과잉의 액체명반의 투입에 의한 pH저하 ( $Al^{3+} + H_nPO_4^{3-n} \rightarrow AlPO_4 + nH^+$ )에 의해 일어날 수 있다(Song et al., 2008). 그러나 본 연구에서는 유출 NH<sub>4</sub>-N의 농도는 7.0 mg/L일 때의 유입하수의 알카리도, 호기조의 pH 및 수온은 각각 150 mg/L, pH 7.0 및 11°C로 pH가 중성으로 정상적인 질산화 반응이

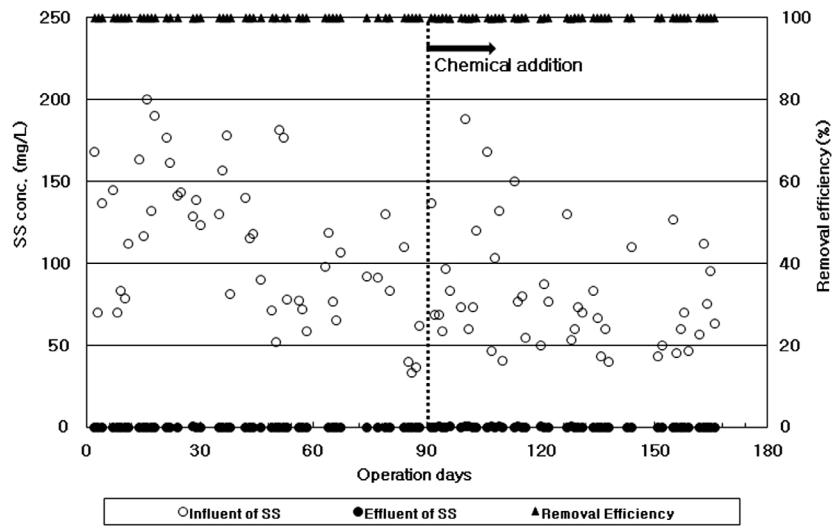


Fig. 3. Variation of SS removal efficiency on the membrane bioreactor with chemical addition.

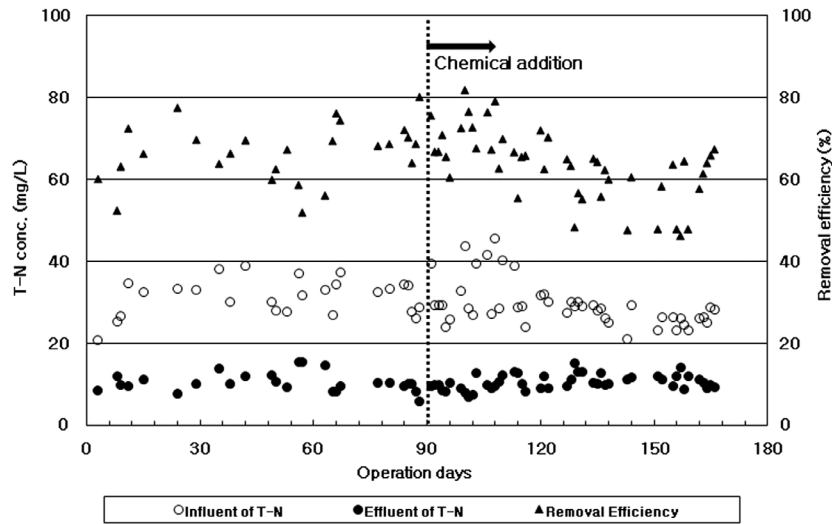


Fig. 4. Variation of T-N removal efficiency on the membrane bioreactor with chemical addition.

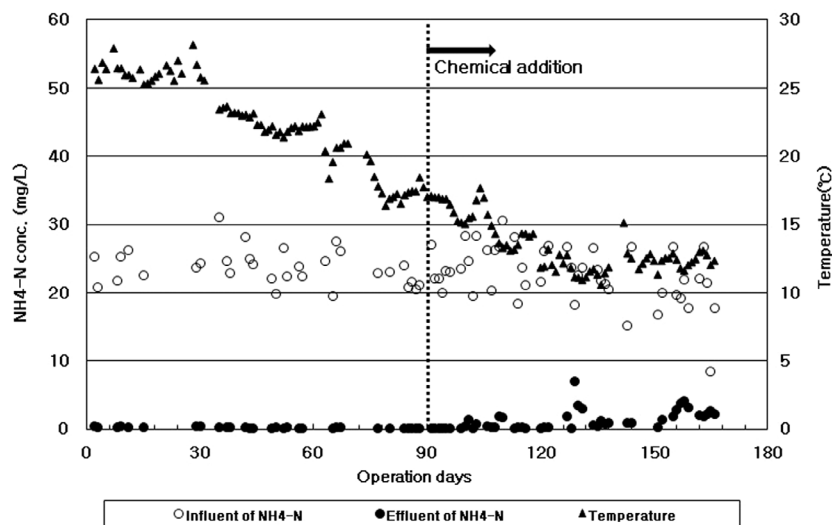


Fig. 5. Influent and effluent concentrations of  $\text{NH}_4\text{-N}$  on the membrane bioreactor with chemical addition.

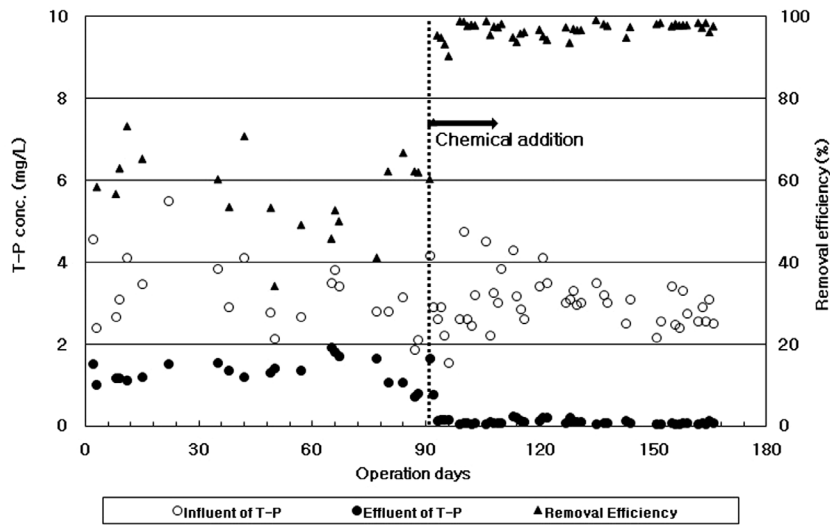


Fig. 6. Variation of T-P removal efficiencies on the membrane bioreactor with chemical addition.

가능하였으나 일시적인 수온 감소에 따른 질산화 효율 저하가 발생한 것으로 판단하였다.

MBR공정에서 액체 명반 투입에 따른 T-P 제거 효율을 비교한 결과는 Fig. 6과 같다. 액체명반을 투입하지 않은 경우, T-P의 제거효율은 유입수 T-P 1.9~5.5 (평균 3.2) mg/L에서 유출수 T-P 0.9~2.1 (평균 1.5) mg/L로 평균 제거율은 58.9%였으며 액체 명반을 투입한 경우, T-P의 제거효율은 유입수 T-P 1.6~4.8 (평균 3.0) mg/L에서 유출수 T-P 0.1~0.2 (평균 0.1) mg/L로 평균 제거율은 96.8%로 액체 명반의 투입에 의해 안정적인 인 제거가 가능하였다. 유입수 PO<sub>4</sub>-P농도는 0.9~2.1 (평균 1.5) mg/L에서 액체 명반을 투입하지 않은 경우, 유출수의 PO<sub>4</sub>-P농도는 0.5~1.9 (평균 1.2) mg/L였으며 액체 명반을 투입한 경우, 유출수의 PO<sub>4</sub>-P농도는 0.1~0.2 (평균 0.1) mg/L였다.

### 3.2. 응집제 첨가에 따른 동력학적 계수 분석

응집제를 첨가하지 않은 경우 간헐 혐기조 및 막분리 호기조의 MLSS 농도는 각각 10,000 mg/L 및 13,000 mg/L였으며 MLVSS/MLSS비는 평균 64%이었으며 응집제를 첨가한 경우 MLSS의 농도는 간헐 혐기조 및 막분리 호기조에서 각각 9,000 mg/L 및 12,000 mg/L였으며 MLVSS/MLSS비는 평균 54%였다. F/M비는 응집제를 첨가하지 않은 경우, 32.3~107.3 (평균 58.0) kgBOD/kgVSS·d였으며 응집제를 첨가한 경우, 18.9~226.7 (평균 68.7) kgBOD/kgVSS·d였다.

응집제 첨가에 의한 비질산화율(Specific nitrification ratio, SNR) 및 비탈질산화율(Specific denitrification ratio, SDNR)을 분석한 결과, Fig. 7에서 보듯이 응집제를 첨가하지 않은 경우, 평균 SNR 및 SDNR은 각각 0.031 kgNH<sub>4</sub>-N/kgVSS·d 및 0.055 kgNO<sub>x</sub>-N/kgVSS·d였으며 응집제를 첨가한 경우 평균 SNR 및 SDNR은 각각 0.030 kgNH<sub>4</sub>-N/kgVSS·d 및 0.049 kgNO<sub>x</sub>-N/kgVSS·d로 응집제를 첨가한 경우 SNR은 유사하였으나 SDNR이 다소 낮게 나타났다. 이는 응집

제의 과잉 투입에 따른 pH저하에 따른 질소 제거효율의 저하보다는 Fig. 7에서 보듯이, 수온 저하에 따른 질소 제거효율의 저하에 기인한 것으로 판단되었다.

응집제로 액체명반을 1.2~5.7 (평균 3.3) mgAl<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/mgP의 비율로 막분리 호기조에 직접 투입한 결과, 인 평균 제거량은 액체 명반을 사용하지 않은 경우와 사용한 경우 각각 0.095 kg/일 및 0.160 kg/일로 화학적 인제거량은 평균 0.064 kg/d였다. 액체명반 투입량을 몰비로 환산하면 1.7 molAl/molP이었다. USEPA (1976)에서는 하수중의 총인을 95% 이상 제거하기 위해서는 액체명반을 2.3 molAl/molP의 비로 투입하도록 규정하고 있다. 슬러지 평균 발생량은 액체 명반을 투입하기 전 후 각각 1.76 kgTSS/d 및 2.80 kgTSS/d로 액체 명반을 투입하였을 때 슬러지 발생량은 약 1.14 kgTSS/d 증가되었으며 이는 인의 응집반응에 의해 생성된 화학 슬러지에 인한 것으로 판단되었다(Fig. 8). 이 때 평균 SRT는 각각 250일과 100일이었다. 또한, 생물학적 슬러지의 발생량은 제거된 COD<sub>Cr</sub> 및 BOD기준으로 산정할 때 각각 0.11 kgVSS/kgCOD 및 0.20 kgVSS/kgBOD으로 분리막 공법의 특성인 긴 SRT에 의한 슬러지 산화로 인해 Fan 등(1996)의 실제 하수를 대상으로 분석한 결과인 0.61 kgVSS/kgCOD에 비해 낮게 나타났다. 또한, 응집제 첨가에 따른 색도 변화를 분석한 결과, D 하수처리장 방류수의 색도가 22~52 (평균 32) 도였으나 MBR 공정에서 응집제 투입전 13~22 (평균 18) 도에서 응집제 투입후 9~22 (평균 15) 도로 다소 감소하는 경향을 보였다. 박재로와 김응호(2000)과 최송휴 등(2004)에 의하면 액체명반을 포기조에 투입할 경우 혼합액내 미생물 대사산물과 반응하여 불용성 금속염을 생산함으로써 유출수의 수질의 향상을 가져오는 것으로 설명하였다.

### 3.3. Membrane bioreactor 운영 특성 분석

막파울링 방지를 위해 공기세정과 차아염소산에 의한 유지관리 및 계외 세정을 실시하였다. 응집제를 투입하기 전

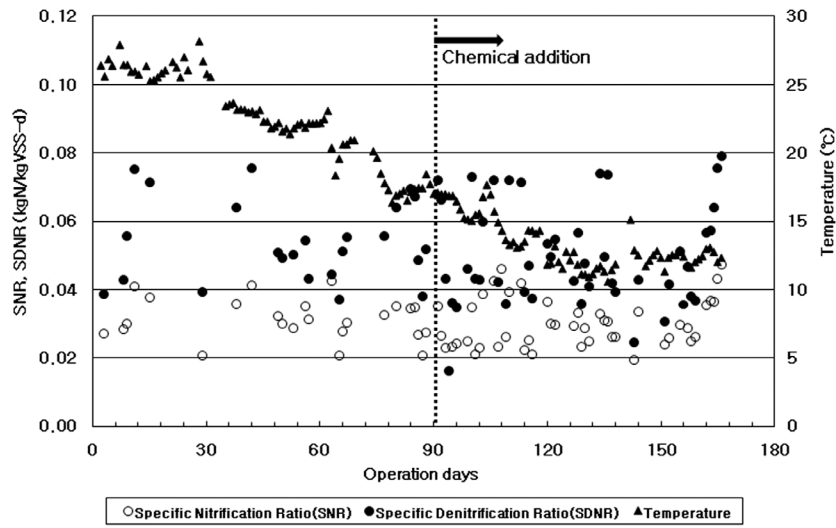


Fig. 7. Specific nitrification ratio (SNR) and specific denitrification ratio (SDNR) on the membrane bioreactor with chemical addition.

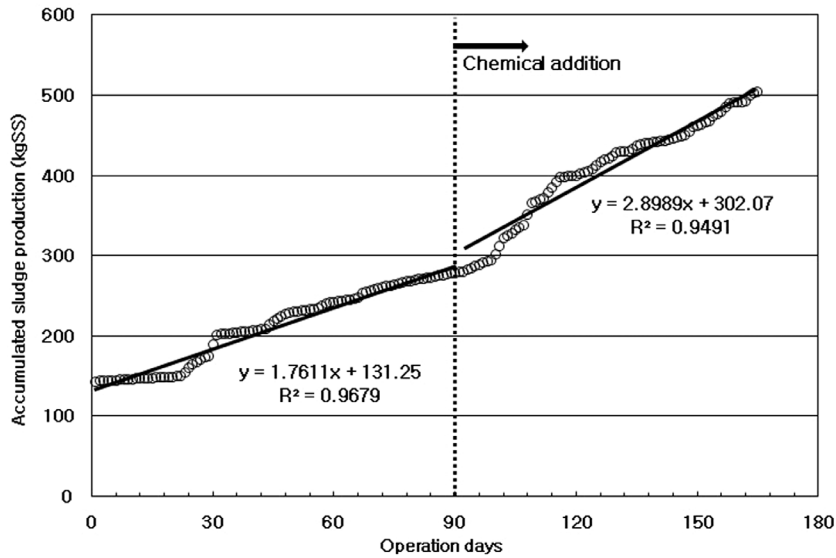


Fig. 8. Accumulated sludge production on the membrane bioreactor with chemical addition.

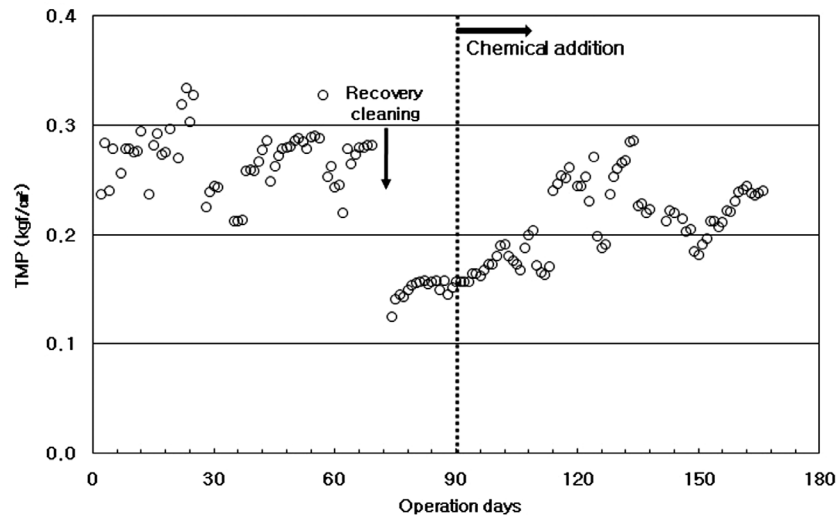


Fig. 9. Profile of trans-membrane pressures on the membrane bioreactor with chemical addition.

막간차압은 최소 0.12 kgf/cm<sup>2</sup>에서 최대 0.33 kgf/cm<sup>2</sup>까지 증가하였으며 평균 0.24 kgf/cm<sup>2</sup>를 유지하였으며 응집제를 투입하기 전에 제외세정을 실시하였다. 응집제를 투입한 후의 막간차압은 최소 0.16 kgf/cm<sup>2</sup>에서 최대 0.29 kgf/cm<sup>2</sup>까지 증가하였으며 평균 0.16 kgf/cm<sup>2</sup>를 유지하였다(Fig. 9). 또한, 응집제를 투입하기 전 TMP의 증가비는 0.0056 kgf/cm<sup>2</sup>·d였으나 응집제를 투입한 후 TMP의 증가비는 0.0033 kgf/cm<sup>2</sup>·d으로 응집제를 투입한 후 TMP의 증가가 다소 감소하는 경향을 보였다. 이러한 TMP 증가비의 감소는 차기철 등(2003), Nagaoka (1996) 및 Song 등(2008)에 의하면 TMP 증가의 원인 물질인 생물대사산물이 액체명반에 의해 불용성 염으로 전환되어 막 부하를 경감시킨 것으로 설명하였다.

#### 4. 결론

본 연구에서는 중공사막을 이용하여 고도처리 막분리 공정에서 액체명반을 호기조에 직접 장기간 투입하면서 고도처리 효율 및 막 파울링에 대한 영향을 분석한 결과, 다음과 같은 결론을 얻었다.

- 1) COD<sub>cr</sub>, BOD 및 SS 유출수의 평균농도는 각각 액체명반을 투입하지 않은 경우 11.6 mg/L, 0.9 mg/L 및 0.1 mg/L였으며 액체명반을 투입한 경우 12.3 mg/L, 0.9 mg/L 및 0.1 mg/L였다. 액체명반 투입 전후의 평균 COD<sub>cr</sub> 제거율은 각각 94.0% 및 93.4%였으며 평균 BOD 제거율은 각각 99.1% 및 99.0%였고 SS 제거효율은 각각 99.9%로 액체명반 투입 유무에 따른 차이가 없었다.
- 2) 평균 SNR 및 평균 SDNR은 각각 응집제를 투입하지 않은 경우 0.031 mgNH<sub>4</sub>-N/mgVSS·d 및 0.055 mgNO<sub>3</sub>-N/mgVSS·d이었으며 응집제를 투입한 경우 0.030 mgNH<sub>4</sub>-N/mgVSS·d 및 0.049 mgNO<sub>3</sub>-N/mgVSS·d으로 응집제 투입 유무와 상관없이 수온저하의 영향으로 응집제를 투입한 경우의 SDNR이 다소 낮게 나타났다.
- 3) 액체명반 평균 투입량은 1.7 molAl/molP으로 했을 때인 평균 제거량은 0.160 kg/일이었으며 슬러지 폐기를 통한 생물학적 인 제거량은 0.095 kg/일이었고 응집제 첨가에 의한 화학적 인제거량은 평균 0.064 kg/d였다.
- 4) 슬러지 평균 발생량은 액체명반을 투입하지 않은 경우 1.76 kgTSS/d에서 액체명반을 투입한 경우 2.90 kgTSS/d로 인의 화학적 응집반응에 의해 슬러지 발생량이 약 1.14 kgTSS/d 증가하였다.
- 5) 액체명반을 투입전 TMP의 증가비는 0.0056 kgf/cm<sup>2</sup>·d이었으나 액체명반을 투입한 후 TMP 증가비는 0.0033 kgf/cm<sup>2</sup>·d으로 액체명반 투입에 따른 생물대사산물의 불용성 염으로 전환됨에 따라 막 파울링이 완화되었다. 따라서, 위의 실험결과를 종합해 볼 때 MBR 공정에 응집제를 직접 투입하여 인을 제거하는 co-precipitation 공정은 영양물질의 제거효율이 우수할 뿐만 아니라 방류수의 T-P 농도를 0.2 mg/L이하로 유지할 수 있고 막 운영의 문제점 중 하나인 막의 파울링을 방지할 수 있어 기존 하수

처리장의 인 처리시설의 설치를 위한 훌륭한 대안이 될 수 있을 것으로 판단되었다.

#### 참고문헌

김규진, 윤성훈(2001). Membrane Bioreactor(MBR)를 이용한 오·폐수 처리. *J. Korean Ind. Eng. Chem.*, **12**(3), pp. 239-248.

박재로, 김응호(2000). 침지형막분리법과 응집제첨가활성슬러지법의 조합에 의한 하수중의 유기물 및 인 제거 특성에 관한 연구. *수질보전 한국물환경학회지*, **16**(3), pp. 401-411.

여상민, 이영옥(2006). 생물학적 인 제거 공정에서 탄소원에 따른 미생물군집구조의 변화. *대한환경공학회지*, **28**(2), pp. 165-172.

차기철, 유영욱, 이명규, 김동진, 유익근, 엄태규(2003). MBR 공정에서 생물대사산 물의 농도에 따른 막오염 특성. *수질보전 한국물환경학회지*, **19**(5), pp. 503-511.

최송휴, 조남운, 한명수(2004). 응집제를 활용한 막일체형 고도처리 공정에 의한 인과 질소의 제거 효과. *대한환경공학회지*, **26**(2), pp. 160-167.

환경부(2010). *오염총량관리 기본 방침*.

APHA, AWWA and WEF (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Ed., Washington, DC.

Fan, X. J., Urbain, V., Qian, Y., and Manem, J. (1996). Nitrification and mass balance with a membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.*, **34**(1-2), pp. 129-136.

Gander, M., Jefferson, B., and Judd, S. (2000). Aerobic MBRs for domestic wastewater treatment: a review with cost consideration. *Separation and Purification Technology*, **18**, pp. 119-130.

Judd, S. (2006). *The Membrane Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*, Elsevier.

Melin, T., Jefferson, B., Bixio, D., Thoeye, C., Wilde, W., and Koning, J. (2006). Membrane Bioreactor technology on wastewater treatment and reuse. *Desalination*, **187**, pp. 271-282.

Nagaoka, H. (1996). Influence of bacterial extracellular polymers on the membrane separation activated sludge process. *Water Sci. Technol.*, **34**(9), pp. 165-172.

Sedlak, R. I. (1991). *Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater: Principles and Practice*, 2d ed., The soap and detergent association, Lewis Publishers, New York.

Song, K. G., Kim, Y., and Ahn, K. H. (2008). Effect of coagulant addition on membrane fouling and nutrient removal in a submerged membrane bioreactor. *Desalination*, **221**, pp. 467-474.

Stephenson, T., Judd, S., Jefferson, B., and Brindle, K. (2000). *Membrane bioreactors for wastewater treatment*. IWA Publishing, London, U.K.

U.S. EPA (1976). *Process Design Manual for Phosphorus Removal*. Office of Technology Transfer, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Wu, C. Y., Chen, Z. Q., Liu, X. H., and Peng, Y. Z. (2007). Nitrification- denitrification via nitrite in SBR using real-time control strategy when treating domestic wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, **36**(2), pp. 87-92.