

## Denitrifying PAO와 SBBR-MSBR을 이용한 생물학적영양소제거공정에서 탄소원 절약에 대한 연구

이한샘 · 한종훈\* · 윤주환†

고려대학교 대학원 환경공학과

\*육군3사관학교 화학환경과학과

## Evaluation of COD Utilization for Biological Nutrient Removal with dPAO in SBBR-MSBR System

Hansaem Lee · Jonghun Han\* · Zuwhan Yun†

Department of Environmental Engineering, Korea University

\*Korea Army Academy at Yeong Cheon

(Received 30 May 2011, Revised 24 August 2011, Accepted 25 August 2011)

### Abstract

The combined system of sequencing batch biofilm reactor (SBBR) and membrane SBR (MSBR) was operated with sewage to evaluate the COD utilization for biological nutrient removal (BNR). The SBBR was operated for nitrification reactor, while denitrifying PAO (dPAO) was cultivated in MSBR with anaerobic-anoxic operation. In the SBBR and MSBR system, the enhanced biological phosphorus removal (EBPR) was successfully achieved with higher N removal. The COD utilization in combined SBBR-MSBR system was significantly reduced compared to ordinary BNR (up to 3.1 g SCOD/g (N+P) and 1.6 g SCOD/g (N+P) with different C/N/P ratio). The results suggest that a dPAO process could effectively reduce carbon energy (=COD) requirement. The combination of oxic-SBBR and anaerobic-anoxic MSBR for dPAO utilization could be an attractive alternative to upgrade the process performance in weak sewage.

**keywords** : COD utilization, Denitrifying PAO (dPAO), Membrane SBR (MSBR), Sequencing batch biofilm reactor (SBBR)

### 1. 서론

최근 수계 수질보전에 대한 요구가 날로 증가하면서 방류수 배출기준이 급격히 강화되는 것은 이미 세계적인 추세이다. 미국의 경우 개별처리장 방류수배출허가기준(National Pollutant Discharge Elimination System: NPDES)은 경우에 따라 평균 농도기준 TN 5 mg/L 및 TP 0.2 mg/L 이하를 허가요건으로 하는 경우도 있으며, 실제 이러한 수준으로 생물학적 처리공정을 운영하고 있는 실정이다(Neethling et al., 2009; Schenkelberg and Horton, 2009; Shoolroy and Mallett, 2009).

우리나라의 경우에 방류수의 인 농도를 낮추기 위하여 화학적 응집침전공정을 주로 고려하고 있는데 그 이유는 배출규제기준을 확실히 담보하기 위한 이유와 함께 합류식 관가와 정화조로 인한 하수의 C/N/P비가 불리하여 전통적인 BNR 공정으로는 방류수 배출기준을 맞추기 힘들다고 보기 때문이다. 하지만 미국의 예를 들면(Parker et al., 2009; Peric et al., 2009; Shoolroy and Mallett, 2009; Stinson et

al., 2009) 상대적으로 고농도인 미국하수의 BNR 공정에서 화학적 응집침전과 여과를 사용하지 않으면서도 상당한 수준의 TN, TP 제거가 가능한 것으로 나타나고 있으며, C/N/P 비가 불리한 경우 제한된 탄소원 조건에서 질소·인 동시제거 미생물(denitrifying PAO: dPAO)의 역할을 극대화하는 방안에 대한 연구가 활발하게 진행되고 있다(Yuan and Oleszkiewicz, 2009).

연속회분식반응조(sequencing batch reactor: SBR)는 원래 우리나라에서 소규모하수처리장 설계시 흔히 고려되며 전체 하수처리장 중 약 22%가 SBR로 운전되고 있다(환경부, 2010). 기본적으로 SBR 공정은 하나의 반응조 내에서 연속흐름식 공정의 시간적 개념을 공간적 개념으로 바꾼 것(최의소 등, 2000; Wilderer, 1992; Wingender et al., 1999)으로 SBR은 유입수의 유량과 부하변동에 잘 적응할 수 있고 소규모 처리장에서 비교적 저렴한 시설비로 건설할 수 있으며 자동화된 운전 적용으로 운전을 효율적으로 할 수 있다. 또한 하수처리에서 분리막을 적용한 일반적인 membrane bio-reactor (MBR)는 기존 활성슬러지에서 침전지를 대체한 형태로 운전이 간편하고 처리시설 부지를 집약화할 수 있으며 유출수 고형물과 유기물 농도를 최소화 할 수 있는 장점이 있다.

† To whom correspondence should be addressed.

envzyun@korea.ac.kr

우리나라와 같이 유입 하수의 C/N/P 비가 낮은 경우, 탄소원을 절약하면서 질소와 인의 제거를 극대화 할 수 있는 dPAO 미생물을 이용하는 방안을 생각할 수 있다. 대개의 생물학적 질소·인 동시제거 공정에는 약간의 dPAO가 존재하며 ASM2d (Henze et al., 1999)에서도 공정모사를 위한 부분으로 적용되고 있으나 정상적인 탈질과 EBPR에 비하여 대사속도가 느린 것으로 알려져 있어 C/N/P 비가 유리한 하수의 BNR 공정 적용 시에는 dPAO의 역할을 최소화하는 방향으로 설계해 왔다. 하지만 질소·인 농도에 비하여 탄소원이 제한된 경우에 탄소원을 보다 효율적으로 이용한다는 측면에서 dPAO를 활용한 공정이 유리하지만 이에 대한 연구는 비교적 미흡한 편이다.

따라서 본 연구에서는 질산화를 극대화시켜 dPAO의 전자수용체로서 NO<sub>3</sub>-N을 효율적으로 공급하고자 SBR에 유동상 생물막(Moving media)을 추가한 sequencing batch biofilm reactor (SBBR) 공정과 함께, 이후 침전 문제를 제거하기 위해 분리막을 적용시키고 혐기(anaerobic)-무산소

(anoxic)의 교호환경조건을 이용한 MSBR 운전을 통해 dPAO를 이용한 탄소원 사용량을 검토하고자 하였다.

## 2. 연구방법

### 2.1. 실험장치

SBBR은 질산성 질소(nitrate nitrogen)의 공급을 극대화하기 위한 질산화 반응조로 사용하고, SBR에 분리막(membrane)을 설치한 MSBR은 혐기-무산소 조건의 dPAO 전용 반응조로 구성하여 운전하였다. 여기서 SBBR과 MSBR이 결합된 SBBR-MSBR의 운전은 SBBR 반응조의 질산화된 유출수가 MSBR에서 dPAO 성장을 위한 전자 수용체(electron acceptor)로 사용되도록 운전주기를 조절하여 운전하였다. 실제하수를 적용한 SBBR과 MSBR을 결합한 반응조의 모식도와 운전주기가 Fig. 1에 나타나 있다. 반응조는 유효용적 5 L의 원통형 아크릴을 사용하였으며, SBBR 상부에 교반기를 설치하여 200 RPM으로 교반해 주었다.

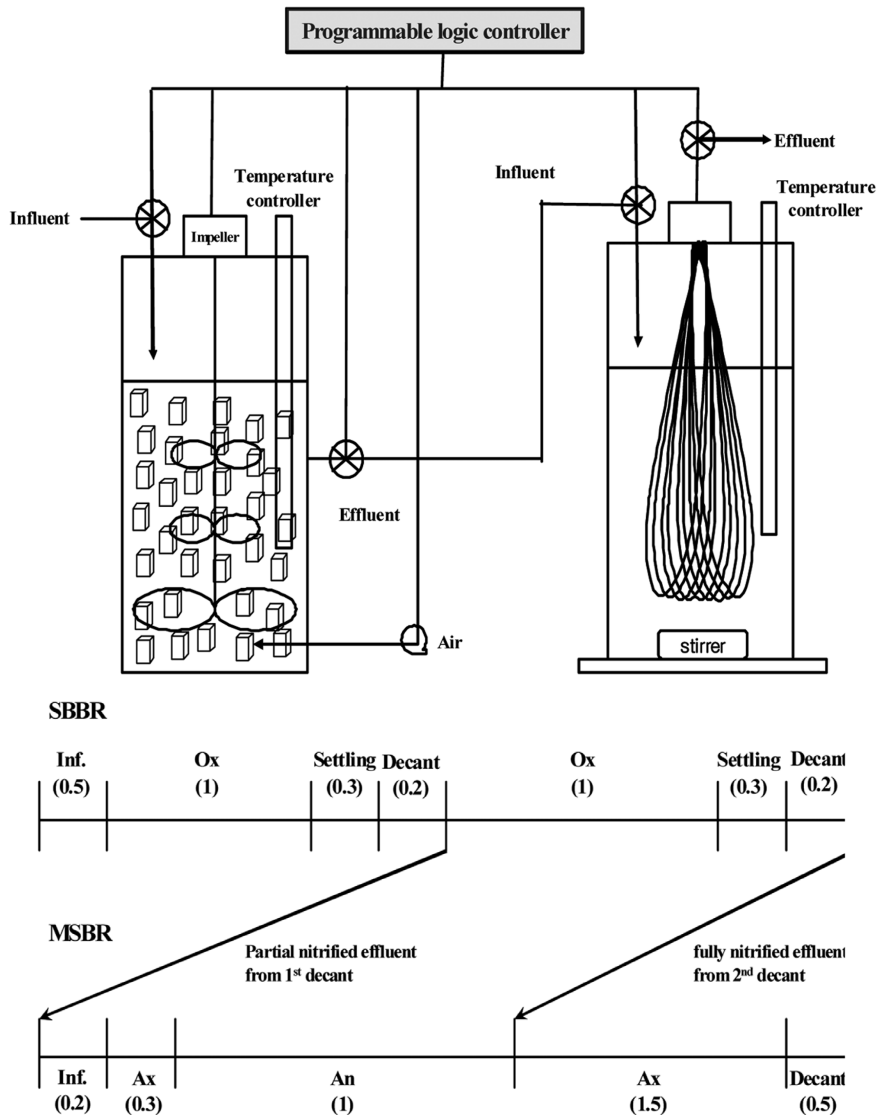


Fig. 1. Lab-scale SBBR-MSBR unit with operating cycle.

**Table 1.** Characteristics of UF membrane for MSBR

Parameter	Specification
Type	PVDF
Inside/external diameter	0.8/2.0 mm
Surface area of the unit	0.05 m <sup>2</sup>
Operating flux	15 ~ 25 LMH
Filtration mode	Out-to-in flow
Normal operating pressure	-100 ~ 400 mmHg
Membrane cleaning	0.5 times/day

MSBR의 교반은 십자형의 magnetic stirring bar를 사용하여 하부에서 교반해 주었다. 두 반응조의 운전온도는 온도 조절기(temperature controller)를 이용하여 상온 (25 ± 2°C)을 유지하였다. 한편 SBBR의 경우 질산화 미생물의 효과적인 확보를 위해 유동상 담체 (PVA, density = 0.168 g/cm<sup>3</sup>, specific surface area = 4.57 m<sup>2</sup>/g)를 사용하였고, 운전 DO는 2 ~ 5 mg/L로 유지하였다.

SBBR은 MSBR로의 질산성 질소의 공급을 위해 유입 (0.5hr) - 호기 (1hr) - 침전 (0.3hr) - 상징액 유출 (0.2hr) - 호기 (1hr) - 침전 (0.3hr) - 상징액 유출 (0.2hr)로 구성하였으며, 첫 번째 침전 이후 MSBR로 1.25 L를, 두 번째 침전 이후 MSBR로 1.25 L를 각각 주입하여 총 1 cycle 당 2회를 주입하였다. Sequence는 각 반응조가 3.5 시간으로 총 7 시간이며, SBBR에서 MSBR로의 1차 유입은 운전시작 1.8 시간 후, 2차 유입은 1차 상징액 유출 후 1.3시간 후였다. MSBR은 혐기와 무산소로 변경 운전되는데, 혐기 조건에서는 dPAO에 의한 인 용출(P-release)이 일어나고 무산소 조건에서는 인 용출을 통해 인을 제거하면서 동시에 탈질이 일어나 질소와 인을 동시에 제거하게 된다. Table 1은 MSBR에 사용된 막의 특성을 나타내었으며, membrane cleaning은 반응조 운전 초기에는 2일에 1회, 60일 이후부터는 1일 1회 실시하였다. 분리막의 화학적 세정시 3%의 가성소다(NaOH)와 차아염소산 나트륨(NaOCl)을 혼합하여 30분간 세정 후 다시 수돗물로 2~3회 세척하여 사용하였다. 본 연구에서는 분리막의 오염 특성을 목적으로 하지 않았기 때문에 공정의 안정적 운전이 가능한 수준에서 분리막을 관리하였다.

**Table 2.** Operating parameters in MSBR feed with raw sewage and adjusted sewage

Operating parameters		Mode 1	Mode 2
Influent sewage	TCOD (mg/L)	171 ~ 199 (181)	154 ~ 201 (172)
	SCOD (mg/L)	75 ~ 93 (79)	59 ~ 81 (70)
	TN (mg/L)	23 ~ 29 (25)	40 ~ 44 (41)
	NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	13 ~ 19 (15)	29 ~ 33 (30)
	TP (mg/L)	4.8 ~ 6.5 (5.7)	14.2 ~ 16.3 (15.0)
	PO <sub>4</sub> -P (mg/L)	3.8 ~ 4.8 (4.4)	12.9 ~ 13.7 (13.3)
	C/N/P ratio	31.8 : 4.4 : 1	11.5 : 2.7 : 1
Influent flow rate (L/cycle)		2.5	2.5
MLSS (mg TSS/L)	SBBR	4,895 ~ 4,973 (4,943)	4,249 ~ 4,827 (4,624)
	MSBR	6,743 ~ 7,105 (6,920)	5,532 ~ 5,976 (5,802)
SRT (d)	SBBR	10	10
	MSBR	10	10

## 2.2. 유입하수의 특성

Table 2는 실험에 사용된 유입하수의 특성이다. 유입하수는 J 하수처리장의 1차침전지 유출수를 사용하였는데, Mode 1에 주입된 하수의 C/N/P 비는 31.8 : 4.4 : 1, Mode 2의 C/N/P 비는 11.5 : 2.7 : 1이었다. Mode 1은 실제 하수에서의 반응을 관찰하기 위해 유입수에 탄소원 및 nitrate 등의 주입이 없이 그대로 사용하였다. Mode 2의 경우, C/N/P 비가 극단적으로 낮은 경우를 모사하기 위해 NH<sub>4</sub>-N 및 PO<sub>4</sub>-P를 추가 주입하였다.

유입 유량은 1 cycle 당 2.5 L를 3.5시간 간격으로 주입하여 하루에 총 17 L가 주입되었다. 반응조의 MLSS 농도는 운전기간동안 SBBR과 MBBR에서 각각 4,943 mg/L 및 6,920 mg/L의 평균값을 나타냈다. SRT는 MSBR에서의 슬러지 배출(sludge wasting)을 통해 10 day로 조절하였다.

## 2.3. 분석방법

본 연구의 수질 측정 항목들은 기본적으로 Standard Method (APHA, 2005)에 준하여 실시하였으며 측정 항목별 방법들은 Table 3과 같다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 공정 운전 효율

Table 4는 호기성 SBBR (Oxic SBBR)과 혐기-무산소 MSBR에서 mode 1과 2의 전체 운전기간동안 유입 및 유출수의 평균수질을 나타내었다. 유기물의 경우 TCOD와 SCOD 모두 평균 95% 이상의 높은 제거율을 보였으며, SS 역시 운전기간 동안 분리막을 이용하여 안정적으로 높은 수질을 확보할 수 있었다. 유출수 TN의 경우 C/N/P 비가 높은 Mode 1에서 보다 높은 유출수 수질을 보였으나 전체 제거된 양은 Mode 2에서 높은 것으로 조사되었으며 이는 TP의 경우에서도 유사하였다. 결과적으로 C/N/P 비가 절반 정도 낮은 Mode 2에서도 70% 이상의 높은 질소 및 인 제거효율을 나타내었으며 이는 낮은 C/N/P 비에서도 탄소원을 효율적으로 이용한 결과로 판단된다.

**Table 3.** Analytical methods

Parameters		Method or procedures
COD (Total, filtrated)		K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> closed reflux
SS, VSS		Dry weight by Whatman GF/C with drying oven and furnace
N	TN	DR4000 (HACH Co.)
	NH <sub>4</sub>	Nessler method (Spectrophotometer, DR4000)
	NO <sub>2</sub> -N	Ion chromatography (DIONEX DX-80)
	NO <sub>3</sub> -N	Ion chromatography (DIONEX DX-80)
P	TP	DR4000 (HACH Co.)
	PO <sub>4</sub> -P	Ion chromatography (DIONEX DX-80)
pH		Glass electrode pH meter (Orion model 290A)

**Table 4.** Average influent and effluent concentration of SBBR-MSBR unit

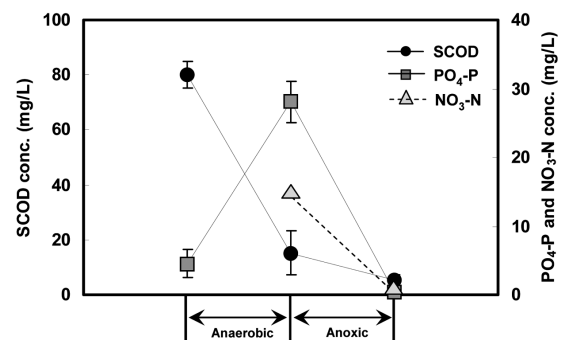
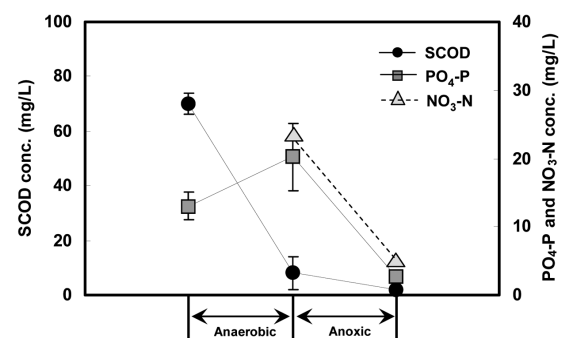
	Mode 1			Mode 2		
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	% Removal	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	% Removal
TCOD	181	4.0 ~ 9.0 (6.3)	95.4 ~ 97.9 (96.5)	172	3.6 ~ 10.8 (7.9)	92.6 ~ 97.9 (95.4)
SCOD	79	3.0 ~ 7.0 (4.8)	91.0 ~ 96.3 (93.9)	70	0 ~ 3.9 (2.1)	95.1 ~ 100 (97.0)
TSS	102	0.5 ~ 1.8 (1.0)	98.0 ~ 99.5 (99.1)	96	0.8 ~ 1.6 (1.2)	98.4 ~ 99.2 (98.8)
TN	25	2.3 ~ 5.5 (4.0)	74.8 ~ 91.3 (84.0)	41	11.8 ~ 12.7 (12.1)	69.5 ~ 72.9 (70.5)
NH <sub>4</sub> -N	15	2.0 ~ 6.0 (3.5)	60.0 ~ 87.4 (76.7)	30	2.3 ~ 2.8 (2.5)	91.0 ~ 92.5 (91.7)
NO <sub>x</sub> -N	0.1	0.02	-	0.8	4.0	-
TP	5.7	0.4 ~ 1.1 (0.7)	82.5 ~ 92.5 (87.7)	15	2.7 ~ 3.4 (3.0)	77.7 ~ 82.0 (80.0)
PO <sub>4</sub> -P	3.6	0.1 ~ 1.0 (0.46)	79.7 ~ 96.7 (87.2)	13	2.4 ~ 2.9 (2.7)	78.2 ~ 82.0 (79.2)

### 3.2. EBPR

Fig. 2는 Mode 1의 MSBR에서 EBPR에 의한 SCOD, PO<sub>4</sub>-P 및 NO<sub>3</sub>-N 농도 변화를 나타낸 것이다. SCOD는 혐기성 조건에서 대부분 제거 되었으며, 이 과정에서 PO<sub>4</sub>-P 농도는 혐기성 조건이 끝나는 지점에서 유입의 약 5배인 28.1 mg/L까지 용출되었으며 무산소 조건에서 0.5 mg/L까지 감소하였다.

한편 Fig. 3은 Mode 2의 MSBR의 SCOD, PO<sub>4</sub>-P 및 NO<sub>3</sub>-N 농도 변화를 나타낸 것이다. Mode 1에 비해 Mode 2에서는 NO<sub>3</sub>-N 농도가 상당히 높게 나타났는데, 이는 유입 NH<sub>4</sub>-N의 영향으로 판단되며 무산소 조건을 거치며 대부분 제거된 것으로 나타났다. 그러나 용출된 인의 양은 도리어 줄어들었는데, 이는 SBBR에서 산화되는 SCOD양이 증가하여 MSBR에 충분한 SCOD를 공급해주지 못했기 때문으로 판단되고, MSBR의 MLSS 농도 감소도 일부 요인으로 판단된다.

MSBR의 경우 혐기-무산소의 주기로 운전하였으며 호기성 조건은 배제되었기 때문에 인의 용출과 흡수에 관여하는 미생물은 대부분 dPAO라고 추정할 수 있다. Mode 1과 2의 경우 무산소 조건에서 제거된 SCOD (10 mg/L)가 모두 탈질 미생물에 의해 소모되었다고 가정하고, 1 g의 질산성 질소가 제거되는데 필요한 이론적 탄소원 요구량인 2.8 g SCOD/g N

**Fig. 2.** SCOD, PO<sub>4</sub>-P and NO<sub>3</sub>-N profiles in MSBR (Mode 1).**Fig. 3.** SCOD, PO<sub>4</sub>-P and NO<sub>3</sub>-N profiles in MSBR (Mode 2).

(Henze, 1995)으로 환산하면, mode 1의 경우 3.6 mg/L의 NO<sub>3</sub>-N이 탈질 미생물에 의해 제거되고 8.9 mg/L의 NO<sub>3</sub>-N은 dPAO에 의해 제거된 것으로 볼 수 있다. 또한 Mode 1의 경우 mg NO<sub>3</sub>-N removal/mg P-uptake는 0.4 mg NO<sub>3</sub>-N/mg P로 나타난 반면, Mode 2의 경우 1.54 mg NO<sub>3</sub>-N/mg P로 나타나 Mode 1에 비해 상대적으로 높은 값을 보였다. 이는 dPAO가 전자수용체로서 사용하는 NO<sub>3</sub>-N가 인 용출시 농도에 관계없이 탄력적으로 이용될 수 있음을 나타내며, NO<sub>3</sub>-N이 부족한 환경에서도 질소와 인을 동시에 제거할 수 있는 능력을 가지고 있음을 보여주는 결과라고 판단된다.

**3.3. 물질수지 분석을 통한 SBBR-MSBR 공정의 탄소원 사용량 검토**

Fig. 4는 SBBR-MSBR 반응조의 물질수지를 나타낸 것이다. 일반적인 생물학적 질소·인 제거시 요구되는 탄소원의 계산은 인 용출 및 탈질에 필요한 탄소원을 각각 계산하나, 본 연구에 사용된 dPAO의 경우 인 흡수시 질산성 질소를 사용하므로, 탈질에 소모되는 탄소원과 인 용출에 사용되는 탄소원을 각각 계산하는 방식은 적절하지 못하다고 판단하여 (N+P) 제거당 소모되는 탄소원의 양을 계산하였다. 일반적으로 질산화-탈질에 의해 사용되는 탄소원의 양과 혐기-호기의 교호환경조건에서 인을 제거하기 위해 필요한 탄소원의 합은 Smolders 등(1994, 1995)에 의하면 6.5 g SCOD/g (N+P)이며, Van Loosdrecht 등(1998)에 의하면 5.9 g SCOD/g (N+P)라고 보고되었다. 반면 dPAO를 이용한 공정의 경우 Choi 등(2008)은 하수처리 BNR system에서 5 g SCOD/g (N+P)로 조사되었으며, Kuba 등(1996)은 A<sub>2</sub>N 공정을 운전한 결과 3.3 g SCOD/g (N+P), Van Loosdrecht 등(1998)의 경우는 3.5 g SCOD/g (N+P)로 나타나 비교적 낮은 값을 보였다. 본 연구에서도 Mode 1에서 3.1 g SCOD/g (N+P)을 값을 보였으며 Mode 2에서도 1.6 g SCOD/g (N+P)을 보여 dPAO를 이용한 공정과 유사하거나 뛰어난 것으로 나타났는데, 이는 dPAO 공정 이용시 낮은 C/N/P비를 가지는 하수에서 탄소원을 보다 효율적

으로 이용한 결과로 판단된다.

Table 5는 dPAO를 이용한 다양한 공정들을 대상으로 질소·인 제거시 소요되는 탄소원 사용량을 정리하여 나타낸 것이다. dPAO에 관련된 공정을 더욱 명확히 알아보기 위해 obligated dPAO study, dPAO process, 그리고 general BNR and MBR로 구분하였다. “obligated dPAO study”는 dPAO만을 배양할 목적으로 anaerobic-anoxic 교호환경조건을 이용한 SBR 시스템에서의 조건이며, “dPAO process”는 aerobic 반응조가 존재하나 dPAO를 목적으로 설계된 공정이라 할 수 있다. 마지막으로 “general BNR and MBR”은 dPAO를 목적으로 설계된 것은 아니지만 무산소 인 축적(anoxic P uptake)이 관찰된 문헌들을 정리하여 나타내었다.

“obligated dPAO study”와 “dPAO process”로 분류된 집단의 질소·인 제거당 탄소원 사용량은 Lee 등(2001)의 연구를 제외하면 1.5~4.5 g SCOD/g (N+P)의 범위로 평균 3.1 g SCOD/g (N+P)의 값을 보였다. 반면에, “general BNR and MBR”의 경우 3~6.5 g SCOD/g (N+P)의 범위를 가지며 평균 4.9 g SCOD/g (N+P)로 나타나 dPAO를 전략적으로 사용한 공정의 경우 그렇지 않은 공정보다 약 35%의 탄소원 절감효과가 있는 것으로 나타났다. 이는 dPAO에 의한 무산소 인 축적 과정에서 탄소원을 추가적으로 소비하지 않고 NO<sub>3</sub>-N을 가스형태로 환원시켜 탄소원의 효율적 이용이 가능했기 때문인 것으로 판단된다.

Table 5에 정리된 자료를 이용하여 dPAO의 탄소원 사용량에 대한 경향을 명확히 관찰하기 위해 Fig. 5에 나타내었다. “obligated dPAO study”와 “dPAO process” 집단의 대부분은 적은 탄소원으로 효과적인 질소 인 제거율을 달성했으며, 일반적인 BNR 및 MBR 공정보다 비교적 높은 제거 효율을 보였다. 한편 유입수의 C/(N+P)비가 클수록 질소와 인 제거율이 높아지는 것이 일반적이나 질소 및 인 제거율과 유입수 C/(N+P)비가 큰 상관관계가 없는 것처럼 보여지는 가장 큰 이유는 유입수 성장, 즉 유입수의 탄소원 중 쉽게 분해가능한 탄소원(Readily biodegradable COD)의 농도 차이에서 기인하는 것으로 판단된다. 실제로 유입수의

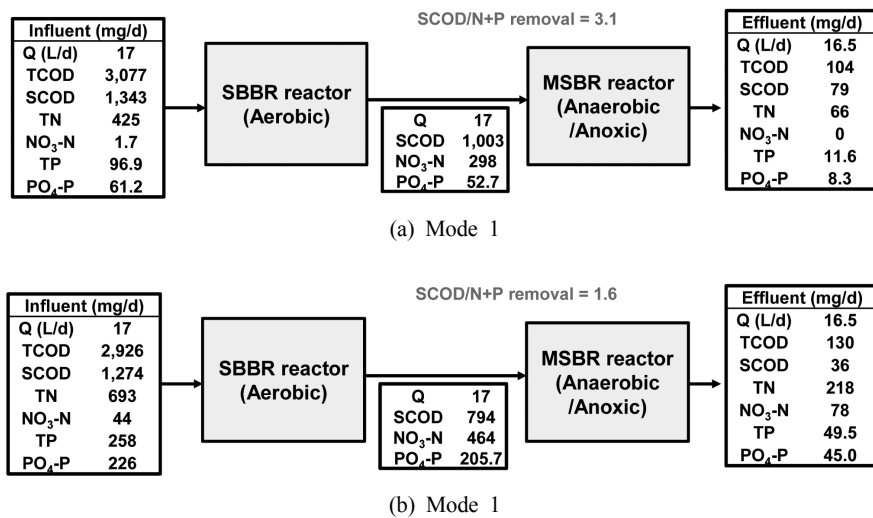


Fig. 4. Overall mass balance in SBBR-MSBR unit.

**Table 5.** COD utilization for (N+P) removal with BNR process type

Process type	References	Substrate	Operating mode	Reactor	HRT (hr)	SRT (d)	MLSS (MLVSS)	g SCOD/g (N+P)	% N removal	% P removal	SCODinf (mg/L)
Obligated dPAO study	Han et al. (2009)	HAc	An-Ax **	SBR	6	10	1,750 (1,400)	4.5	89.6	83.5	200
	Vlekke (1988)	Sewage +HAc	An-Ax	SBR	8	12.9	1,890 (-)	7.1 (4.3 <sup>*</sup> )	80.4	97.1	195 (78 <sup>*</sup> )
	Lee et al. (2005)	Sewage	An-Ax	SBR	8	12	2,300 (1,780)	1.5	63.6	80.0	45
	Vargas et al. (2008)	HPr	An-Ax	SBR	7	-	1,640 (1,300)	4.3	-	-	100
	Wang et al. (2007)	HAc	An-Ax	SBR	7	-	1,844 (-)	2.6	86.7	100	100
		HAc	An-Ax	SBR	7	-	3,231 (-)	2.8	80.0	100	100
HAc		An-Ax	SBR	7	-	6,730 (-)	3.2	73.3	75	100	
dPAO process	This study	Sewage	Ox + An-Ax	MSBR	6	10	6,920 (5,260)	3.1	84.0	87.7	79
		Sewage	Ox + An-Ax	MSBR	6	10	5,800 (4,520)	1.6	70.5	80.0	70
	Bortone et al. (1994)	Piggery	An-Ax + Ox	SBR	7.3	11	8,110 (5,570)	3.3	90.7	91.3	5,394
		Piggery	An-Ax + Ox	SBR	6.7	14.7	10,300 (7,480)	3.1	97.3	91.6	5,394
	Kuba et al. (1996)	HAc	An-Ax + Ox	SBR	24	8	-	3.3	88.0	99.0	400
	Bortone et al. (1996)	Sewage	An-Settle-Ox-Ax-Ox	DEPHANOX	22.9	10	1,810 (1,010)	3.8	60	71	93
	Lee et al. (2001)	HAc	An-Ox-Ax-Ox	SBR	8	18	-	7.8	88.0	100.0	300
	Wang et al. (2004)	Sewage	An-Settle-Ox-Ax-Ox	A2N	17	14	4,700 (-)	4.5 (2.9 <sup>*</sup> )	80.9	92.9	230 (92 <sup>*</sup> )
		Sewage	An-Settle-Ox-Ax-Ox	A2N	17	14	4,700 (-)	6.5 (3.1 <sup>*</sup> )	92.0	97.1	375 (150 <sup>*</sup> )
		Sewage	An-Settle-Ox-Ax-Ox	A2N	17	14	4,700 (-)	8.9 (3.6 <sup>*</sup> )	92.0	73.6	500 (200 <sup>*</sup> )
	Lee et al. (2005)	Sewage	An-Ax-Ax-BAF	BNR	7	20	3,400 (-)	3.4	54.9	31.6	72
Sewage		An-Ax-Ax/Ox-BAF	BNR	7	16	7,450 (-)	3.2	61.7	90.8	100	
Choi et al. (2008)	Sewage	Pre Ax-An-Ax1-Ax2-Ox	BNR	7.5	20	4,410 (-)	2.3	83.0	85.0	108	
General BNR and MBR	Kuba et al. (1997)	Sewage	An-Ax-Ox	UCT	17	47	5,500 (4,000)	4.8	98.0	72.0	238
	Hao et al. (2001)	Sewage	An-Ax-Ox	MUCT	36	7.5	5,000 (-)	6.1	92.8	97.9	435
	Chung et al. (2006)	HAc	An-Ax/Ox	BNR	8	20	3,400 (-)	6.5	78.7	93.3	300
	Makinia et al. (2006)	Sewage	An-Ax-Ox	MUCT	30	14.6	3,110 (2,210)	6.9 (2.9 <sup>*</sup> )	85.9	97.5	546 (218 <sup>*</sup> )
	Toit et al. (2007)	Sewage +HAc	An-Ax-Ox (MBR)	UCT MBR	13	20	18,000 (12,500)	7.2 (3.5 <sup>*</sup> )	81.5	70.3	951 (380 <sup>*</sup> )
	Kim et al. (2009)	Sewage	An-Ax-Ox (MBR)	BNR MBR	6	10	57,500 (-)	2.6	75.9	42.9	76
		Sewage	An-Ax-Ox (MBR)	UCT MBR	6	10	51,000 (-)	3.0	67.2	54.3	76
	Lee et al. (2009)	Glucose +HAc	An-Ax-Ox (MBR)	UCT MBR	6	34	6,500	5.1	75.8	74.9	270

\* Converted from TCOD to SCOD, SCOD/TCOD ratio is 0.4 in terms of moderated sewage type (Henze, 1995)

\*\* An: Anaerobic, Ax: Anoxic, Ox: Oxidic

C/(N+P)의 농도가 높은 경우는 대부분 “general BNR and MBR” 부분이며 대부분 실제 하수(sewage)를 사용한 것으로 조사되었으며 비록 질소와 인 제거율이 높았음에도 불구하고 탄소원 사용량이 높은 것은 RBCOD의 농도가 명확히 높지 않으나 쉽게 분해가능한 탄소원이 상대적으로 부족한 결과로 보인다. 결과적으로 dPAO의 이용을 목적으로 한 공정들뿐만 아니라 본 연구에서의 SBBR-MSBR 공정 역시 탄소원 사용량이 상대적으로 낮음을 확인할 수 있었다.

## 4. 결론

본 연구는 실제 하수를 이용하여 서로 다른 C/N/P비로 운전된 SBBR-MSBR 공정을 통해 dPAO 성장을 유도하고, 이를 통한 탄소원 사용량을 검토하고자 하였다. 실제 하수를 적용시킨 Mode 1과 질소와 인을 추가로 주입하여 C/N/P 비를 절반수준으로 낮춘 Mode 2 모두 성공적인 EBPR을 달성하였으며, 물질수지 분석 결과 Mode 1 (3.1 g

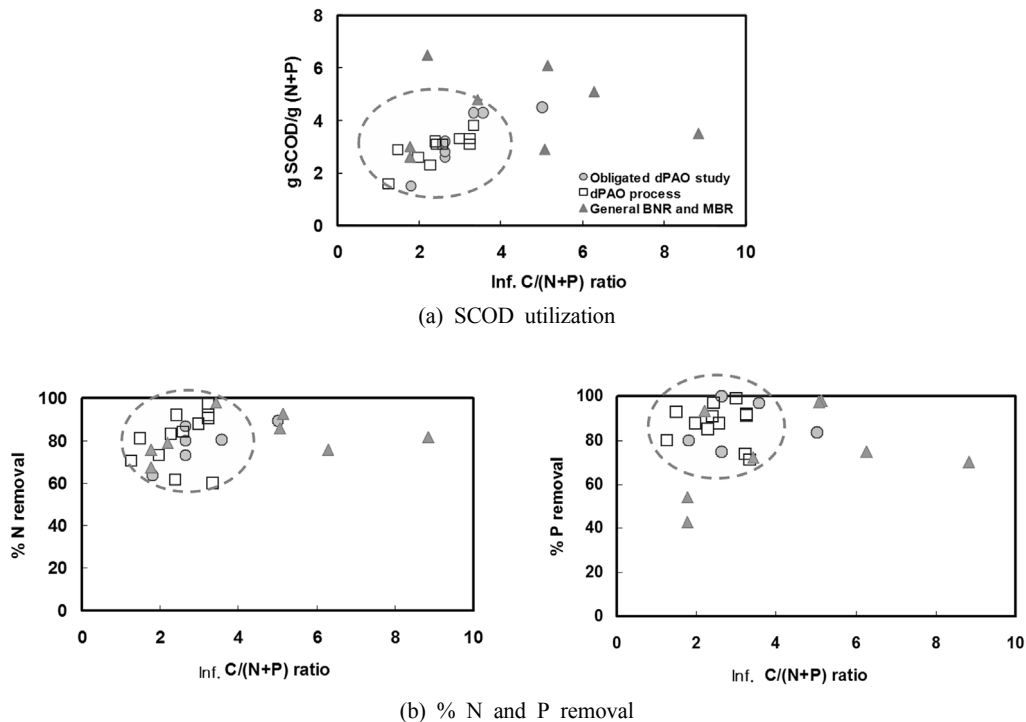


Fig. 5. COD utilization in the different-type BNR process.

SCOD/g (N+P))과 Mode 2 (1.6 g SCOD/g (N+P))에서 질소와 인 제거당 탄소원 사용량이 일반적인 BNR 시스템과 비교해 상대적으로 낮은 결과를 얻었다. 또한 C/N/P 비가 낮을수록 탄소원 사용량이 더 낮은 결과를 보였는데 이는 dPAO 이용을 목적으로 한 공정에서 탄소원을 보다 탄력적으로 이용할 수 있음을 보여주는 것이며 유입 하수의 C/N/P 비가 낮은 경우 dPAO의 이용이 공정의 효율을 한 단계 높일 수 있는 좋은 대안이 될 수 있을 것으로 기대된다.

## 사 사

이 논문은 2011년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 연구임(2011-0004663)

## 참고문헌

- 최소, 이영행, 길경익, 유주환(2000). 아질산화-탈질 반응을 이용한 혐기성 소화조 상징액의 질소 제거. *수질보전 한국물환경학회지*, **16**(2), pp. 265-273.
- 환경부(2010). 하수도 통계.
- APHA, WEF and ASCE (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Eds.*, WashingtonDC, USA.
- Bortone, G., Malaspina, F., Stante, L., and Tilche, A. (1994). Biological nitrogen and phosphorus removal in an anaerobic/anoxic sequencing batch reactor with separated biofilm nitrification. *Wat. Sci. Tech.*, **30**(6), pp. 303-313.
- Bortone, G., Saltarelli, R., Alonso, V., Sorm, R., Wannier, J., and Tilche, A. (1996). Biological anoxic phosphorus removal- The DEPHANOX process. *Wat. Sci. Tech.*, **34**(1-2), pp. 119-228.
- Choi, E., Park, J. B., Yun, Z., and Min, K. S. (2008). Design implications on denitrifying PAO in BNR plant. *KSCE Journal of Civil Engineering*, **12**(1), pp. 9-14.
- Chung, J., Kim, Y., Lee, D. J., Shim, H., and Kim, J. O. (2006). Characteristics of denitrifying phosphate accumulating organism in an anaerobic-intermittently aerobic process. *Environmental Engineering Science*, **23**(6), pp. 981-993.
- Han, J., Lee, H., Ko, K. B., Choi, E., and Yun, Z. (2009). Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal by dPAO in SBR and SBBR, *Proc. 3rd IWA-ASPIRE Conference*, Oct 18-22, 2009 Taipei, Taiwan.
- Hao, X., Heijnen, J. J., Qian, Y., and van Loosdrecht, M. C. M. (2001). Contribution of P-bacteria in biological nutrient removal processes to overall effects on the environment. *Wat. Sci. Tech.*, **44**(1), pp. 67-76.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M., Marais, G., and Van Loosdrecht, M. C. M. (1999). Activated sludge model NO.2, ASM2d, *Wat. Sci. Tech.*, **39**(1), pp. 165-182.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. C., and Arvin, E. (1995). *Wastewater treatment: Biological and chemical processes*. Springer, Germany.
- Kim, M. and Nakhla, G. (2009). Phosphorus fractionation in membrane-assisted biological nutrient removal process. *Chemosphere*, **76**, pp. 1283-1287.
- Kuba, T., van Loosdrecht, M. C. M., and Heijnen, J. J. (1996). Phosphorus and Nitrogen Removal with Minimal COD Requirement by Integration of Denitrifying Dephosphatation and Nitrification in a two-sludge system. *Wat. Res.*, **30**(7), pp. 1702-1710.

- Kuba, T., van Loosdrecht, M. C. M., Brandse, F. A., and Heijnen, J. J. (1997). Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treatment plants. *Wat. Res.*, **31**(4), pp. 777-786.
- Lee, D. S., Jeon, C. O., and Park, J. M. (2001). Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system. *Water Res.*, **35**(16), pp. 3968-3976.
- Lee, H., Han, J., and Yun, Z. (2009). Biological Nitrogen and Phosphorus Removal in UCT-type MBR Process. *Wat. Sci. Tech.*, **59**(11), pp. 2093-2099.
- Lee, J., Kim J., Lee, C., Yun, Z., and Choi, E. (2005). Biological phosphorus and nitrogen removal with biological aerated filter using denitrifying phosphorus accumulating organism. *Wat. Sci. Tech.*, **52**(10-11), pp. 569-578.
- Makinia, J., Rosenwinkel, K. H., Swinarski, M., and Dobiegala, E. (2006). Experimental and model-based evaluation of the role of denitrifying polyphosphate accumulating organisms at two large scale WWTPs in northern poland. *Wat. Sci. Tech.*, **54**(8), pp. 73-81.
- Neethling, J., Stensel, D., Parker, D., Bott, D., Murthy, S., Pramanik, A., and Clark, D. (2009). What is limit of technology (LOT): a rational and quantitative approach. *Wat. Env. Fed.*, pp. 5917-5930.
- Parker, D., Bott, C. B., Neethling, J. B., Pramanik, A., and Murthy, S. (2009). WEF/WERF cooperative study of BNR plants approaching the limit of technology: I. What can we learn about the technologies. Proc. of 82nd Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference 2009, 4543-4559, October 10-14, Orlando, Florida, USA.
- Peric, M., Neupane, D., Stinson, B., Locke, E., Kharkar, S., Passarelli, N., Sultan, M., Shin, G., Murthy, S., Bailey, W., Carr, J., and Minassian, R. (2009). Phosphorus requirements in a post denitrification MBBR at a combined limit of technology nitrogen and phosphorus plant. *Wat. Env. Fed.*, pp. 2231-2245.
- Schenkelberg, K. and Horton, B. (2009). Application of membrane bioreactor technology to meet stringent load limits on Virginia's Eastern Shore. *Wat. Env. Fed.*, pp. 2203-2215.
- Shoolroy, L. and Mallett, C. (2009). WWTP optimization to achieve effluent total phosphorus levels less than 0.15 mg/L without chemicals or filtration. Proc. of 82nd Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference 2009, 4484-4500, October 10-14, Orlando, Florida, USA.
- Smolders, G. J. F., van der Meij, J., van Loosdrecht M. C. M., and Heijen, J. J. (1994). Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process. *Biotech. Bioeng.*, **44**, pp. 837-848.
- Smolders, G. J. F. (1995). A metabolic model of the biological phosphorus removal-stoichiometry, kinetics and dynamic behaviour. Ph. D. thesis, Delft Univ. of Tech.
- Stinson, B., Peric, m., Neupane, D., Laquidara, M., Locke, E., Murthy, S., Bailey, W., Kharkar, S., Passarelli, N., Derminassian, R., Carr, J., Sultan, M., Shin, G., Barnard, J., Daigger, G., Parker, D., Randall, C., and Wilson, T. (2009). Design and operating considerations for a post denitrification MBBR to achieve limit of technology effluent NOX < 1 mh/L and Effluent TP < 0.18 mg/L. *Wat. Env. Fed.*, pp. 4357-4377.
- Toit, G. J. G., Ramphao, M. C., Parco, V., Wentzel, M. C., and Ekama, G. A. (2007). Design and performance of BNR activated sludge systems with flat sheet membranes for solid-liquid separation. *Wat. Sci. Tech.*, **56**(6), pp. 105-113.
- Van Loosdrecht, M. C. M., Brandse, F. A., and De Vries, A. C. (1998). Upgrading of wastewater treatment processes for integrated nutrient removal the BCFS process. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(9), pp. 209-217.
- Vargas, M., Guisasola, A., Lafuente, J., Casas, C., and Baeza, J. A. (2008). On-line titrimetric monitoring of the anaerobic-anoxic EBPR process. *Wat. Sci. Tech.*, **57**(8), pp. 1149-1154.
- Vlekke, G. J. F. M. (1988). Biological phosphate removal from wastewater with oxygen or nitrate in sequencing batch reactors. *Environmental Technology Letters*, **9**, pp. 791-796.
- Wang, Y. Y., Pan, M. L., Peng, Y. Z., and Wang, S. Y. (2007). Characteristics of anoxic phosphorus removal in sequence batch reactor. *Journal of Environmental Sciences*, **19**, pp. 776-782.
- Wang, Y. Y., Peng, Y. Z., Li, T. W., Ozaki, M., Takigawa, A., and Wang, S. Y. (2004). Phosphorus removal under anoxic conditions in a continuous-flow A2N two sludge process. *Wat. Sci. Tech.*, **50**(6), pp. 37-44.
- Wilderer, P. A. (1992). Sequencing batch biofilm reactor technology. *Harnessing biotechnology for the 21th century*. M. R. Ladisch and A. Bose (eds.), *Amer. Chem. Soc.*, pp. 475-479.
- Wingender, J., Neu, T. R., and Hlemming, H. C. (1999). *Microbial Extracellular Polymeric Substances: Characterization, Structure and Function*. Springer, Berlin.
- Yuan, Q. and Oleszkiewicz, J. (2009). Selection and enrichment of denitrifying phosphorus accumulating organisms in activated sludge, Proc. of 82nd Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference 2009, 4330-4341, October 10-14, Orlando, Florida, USA.