

반류수탈암모니아 공정

박영현 · 김정미 · 최원영 · 유재철 · 이태호*

부산대학교 사회환경시스템공학과

Sidestream Deammonification

Younghyun Park · Jeongmi Kim · Wonyoung Choi · Jaechul Yu · Taeho Lee*

Department of Civil and Environmental Engineering, Pusan National University
(Received 2 August 2017, Revised 10 October 2017, Accepted 25 October 2017)

Abstract

Sidestream in domestic wastewater treatment plants contains high concentration of ammonium, which increases nitrogen loading rate in the mainstream. The process for deammonification consisting of partial nitrification-anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and heterotrophic denitrification is an economical method of solving this problem. Currently, about 130 full-scale deammonification plants are fully operating around the world, but none is in Korea. In order to transfer the principal information about sidestream deammonification processes to researchers and operators, we summarized basic concepts, processes type, and key influence factors (e.g., concentration of nitrogen compounds, dissolved oxygen (DO), temperature, and pH). This review emphasis on the processes of single-stage sequencing batch reactor (SBR) deammonification, which are widely used as full-scale plants. Since simultaneous processes of partial nitrification, ANAMMOX and heterotrophic denitrification occur in a single reactor, the single-stage SBR deammonification requires appropriate control/monitoring strategies for several operating factors (DO and pH mostly) to achieve efficient and stable operation. In future, AB-process consisting of A-stage (energy harvesting from organics) and B-stage (ammonium removal without organics) will be applied to the wastewater treatment process. Thus, we suggest mainstream deammonification for B-stage connected with the sidestream deammonification as seeding source of ANAMMOX. We expect that many researchers will become more interested in the sidestream deammonification.

Key words : Anaerobic ammonium oxidation, Deammonification, Partial nitrification, Sidestream, Single-stage sequencing batch reactor

1. Introduction

대규모 하수처리시설은 하수를 처리하는 주공정계열(mainstream)과 슬러지 처리과정에서 발생하는 폐수를 처리하기 위한 부공정계열(sidestream)로 구성되어 있다. 슬러지 처리과정에서 발생하는 폐수는 반류수라 불리며 하수처리 주공정계열로 반송된다. 반류수의 성상은 슬러지처리 공정에 따라 다르지만, 일반적으로는 고농도의 유기물과 고형물을 함유하고 있다. 특히, 혐기성소화조(anaerobic digestion)가 설치된 하수처리장의 반류수는 매우 높은 질소화합물을 함유하고 있기 때문에, 이를 처리하지 않을 경우 하수처리 주공정계열의 질소 부하를 10~20% 증가시켜 공정 전체의 질소제거효율을 감소시킨다(Lackner et al., 2008). 질소

화합물이 제대로 처리되지 않고 수계로 방류되면 부영양화 현상이 발생하고, 이로 인해 과다성장한 미세조류와 시아노박테리아는 용존산소(dissolved oxygen; DO) 농도를 감소시킬 뿐만 아니라 일부 독성 물질을 배출하여 수중 생태계를 교란시키게 된다(Sangolkar et al., 2006). 따라서 하폐수처리 주공정계열의 질소 부하가 적절히 유지될 수 있도록 반류수의 고농도 질소화합물을 제거하는 것이 중요하다.

일반적으로 질소를 제거하기 위해서 전통적인 생물학적 질산화 및 탈질 방법이 가장 널리 사용되고 있다(Fig. 1) (Ahn and Choi, 2006; Jetten, 2008). 질산화(nitrification)는 호기성 조건 하에 암모니아성 질소($\text{NH}_4^+\text{-N}$)가 아질산성 질소($\text{NO}_2\text{-N}$)로, $\text{NO}_2\text{-N}$ 가 질산성 질소($\text{NO}_3\text{-N}$)로 순차적으로 산화되는 반응이다. 화학무기영양균(chemolithoautotrophic bacteria)이 질산화에 관여한다고 알려져 있으며, 암모니아 산화균(ammonia-oxidizing bacteria; AOB)과 암모니아산화 고세균(ammonia-oxidizing archaea; AOA)이 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 산화에 기여하고(Könnike et al., 2005; Wiesmann, 1994), 아질산 산화균(nitrite-oxidizing bacteria; NOB)이 $\text{NO}_2\text{-N}$ 산화에 기여한다(Wiesmann, 1994). 탈질(denitrification)은 무산소 조

* To whom correspondence should be addressed.
leeth55@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.

건 하에 NO₂-N 혹은 NO₃-N가 일산화 질소(NO)와 아산화 질소(N₂O) 등을 거쳐 질소(N₂) 가스로 환원되는 반응이며, 통성 혐기성 종속영양탈질균(heterotrophic denitrifying bacteria)이 탈질에 관여한다.

혐기성 소화조가 설치된 하수처리장의 반류수는 알칼리도와 C/N비가 낮기 때문에 전통적인 질산화-탈질 공정을 적용하기 어렵다고 알려져 있다(Bowden and Stensel, 2016; Kataoka et al., 2002). 혐기성 소화조와 연결된 반류수는 일반적으로 고농도의 NH₄⁺-N를 완전 질산화시키기 위한 알칼리도가 부족하며, 이로 인해 NO₂-N와 NO₃-N가 혼합된 불완전한 질산화를 유발한다(Bowden and Stensel, 2016). 또한 반류수의 낮은 C/N비는 종속영양탈질 반응의 전자공여체 부족을 야기하고, 결과적으로 탈질 효율을 크게 저하시킨다. 이를 해결하기 위해서는 가성 소다 등 외부 알칼리원과 메탄을 등 외부 탄소원을 각각 공급해주어야 하며, 이는 하수처리장의 운영비 증가를 초래하는 비경제적인 방법이다.

단축질소제거 공정인 아질산화-탈질은 상기의 경제적인 문제를 극복할 수 있다(Fig. 1). 아질산화-탈질은 NH₄⁺-N를 NO₂-N까지 부분 질산화(partial nitrification)시키고, 뒤이어 NO₂-N를 N₂ 가스로 환원시키는 반응이다. 아질산화-탈질은 전통적인 질산화-탈질 공정과 비교하여 25 %의 폭기 비용

및 40 %의 탄소 요구량, 40 %의 바이오매스 발생량을 절감할 수 있다(Hellinga et al., 1998). 부분 질산화를 위해서는 AOB의 활성을 유지함과 동시에 NOB의 활성을 억제 시켜야 하며, DO 농도와 온도, 체류시간 등을 조절하여 이를 달성할 수 있다(Hellinga et al., 1998).

이후 혐기성 암모늄 산화(anaerobic ammonium oxidation; ANAMMOX) 반응이 주목받게 됨에 따라 아질산화-탈질을 더욱 단축시킨 탈암모니아(deammonification) 공정이 제안되었다(Fig. 1) (Wett, 2006). 탈암모니아는 NH₄⁺-N를 NO₂-N까지 약 절반을 부분 아질산화시키고, 뒤이어 혐기성 암모니아 산화균이 NO₂-N를 전자수용체로 이용하여 NH₄⁺-N를 N₂ 가스로 전환시키는 반응이다(Strous et al., 1999). 탈암모니아 공정은 폭기 비용을 전통적인 질산화-탈질 공정 대비 약 60 % 절감할 수 있으며, 외부탄소원의 첨가를 필요로 하지 않는다. 또한 바이오매스 발생량이 전통적인 공정에 비해 10 %에 불과하여 경제적인 질소제거 공정이라 할 수 있다(Table 1) (Lackner et al., 2014). 탈암모니아 공정은 혐기성 암모늄 산화 반응이 발견된 이래 지속적으로 연구되어 왔으며 반류수 질소 처리 공법으로서 성공적으로 적용되고 있다(Lackner et al., 2014; Mulder, 2003; Mulder et al., 1995; Siegrist et al., 2008; Van Loosdrecht and Salem, 2006). 반류수탈암모니아 공정기술은 고농도의 질소를 함유하는 축산폐수, 음폐수, 침출수, 산업폐수 등의 처리기술로 적용할 수 있으며, 실제 현장에서 적용하는 사례들이 급격하게 증가하고 있다(Lackner et al., 2014).

본 총설에서는 반류수탈암모니아 공정의 해외 선행연구 결과를 바탕으로 주요 원리 및 영향 인자, 공정 운전 기술에 대하여 정리하였다. 이를 계기로 많은 하수처리연구자들이 탈암모니아 공정에 흥미를 갖게 되고, 국내 하수처리장의 반류수 처리에 탈암모니아 공정이 적극적으로 도입되기를 기대한다.

2. Principle of Deammonification

탈암모니아는 부분 질산화(혹은 아질산화)와 혐기성 암모늄 산화가 연계된 반응으로 알려져 있지만, 반류수 등 실제 폐수에는 유기물이 함유되어 있기 때문에 종속영양탈질 반응도 함께 일어날 수 있다(Fig. 2).

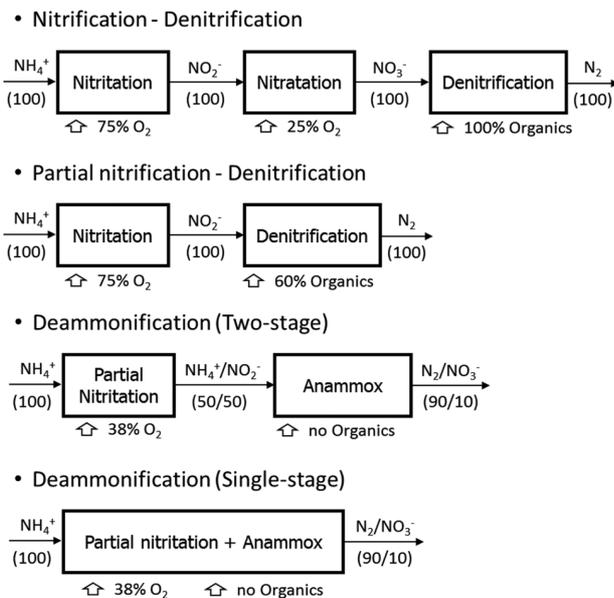


Fig. 1. Biological nitrogen removal process diagrams.

Table 1. Comparison between conventional nitrification-denitrification and deammonification processes

Characteristics	Processes		Reference
	Nitrification-denitrification	Deammonification	
Oxygen demand (g-O ₂ /g-N)	4.57	1.9	Theoretical value
External carbon sources demand (g-COD/g-N)	4.77	0	Theoretical value
Biomass production (g-COD/mol-N)	20	3	Theoretical value
Greenhouse gas (N ₂ O) emission (% of TN load)	~25	2	Castro-Barros et al., 2015
Energy demand (kWh/kg-N)	4.0	0.8~2.0	Lackner et al., 2014
Nitrogen removal rate (kg-N/m ³ /d)	0.05~0.1	0.015~0.97	Yang et al., 2017

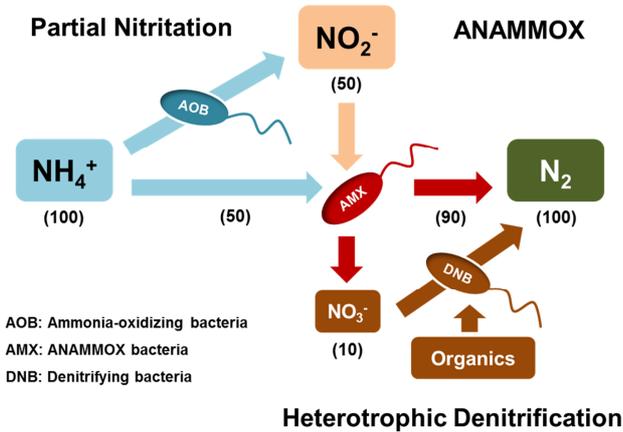


Fig. 2. Complete ammonia removal mechanism using de-ammonification (partial nitritation and ANAMMOX) and heterotrophic denitrification.

2.1 부분 질산화 반응 및 영향 인자

부분 질산화는 질산화 경로에서 NO₂-N가 NO₃-N로 산화되는 경로를 제한하여 AOB에 의해 NH₄⁺-N를 NO₂-N까지 부분적으로 산화시키는 반응이다. 부분 질산화를 통해 혐기성 암모늄 산화에 요구되는 NO₂-N를 공급하여 독립영양탈질을 유도한다.

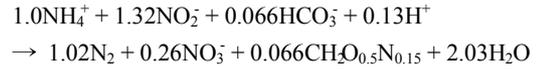
안정적인 부분 질산화를 위한 영향 인자로 DO, pH, 온도, free ammonia(FA), free nitrous acid(FNA)와 기타 미량 금속 등이 있다. 부분 질산화를 위한 DO 농도는 1.5 mg/L로 제시되었으나 많은 후속연구에서 0.8 mg/L 이상으로 제한하고 있으며, 0.5 mg/L 이하일 때는 NH₄⁺-N가 축적된다고 보고되었다(Ruiz et al., 2003). 또한 낮은 DO 농도에서는 NOB의 성장을 억제할 수 있고 AOB의 활성을 유도하여 NO₂-N을 생성할 수 있다(Peng et al., 2004). AOB의 최적 성장 온도는 30 °C 이상이며 35 °C 이상일 때 NOB의 활성은 저해 된다고 알려져 있다(Denac et al., 1983).

AOB의 활성을 유지하고 NOB의 성장 억제를 위한 pH의 범위는 7.5 ~ 8.5로 보고되었다(Surmacz-Górska et al., 1997). 낮은 pH는 FA 농도를 감소시키고 FNA의 농도를 증가시키며, 반대로 높은 pH는 FA 농도를 증가시키고 FNA 농도를 감소시킨다(Mosquera-Corral et al., 2005). 따라서 FA 농도와 FNA 농도를 조절하여 NOB의 성장을 저해할 수 있다(Vadivelu et al., 2007). 일반적으로 FA 농도가 10 ~ 150 mg/L일 때 AOB와 NOB의 활성이 모두 억제되며, FA 농도가 0.1 ~ 1.0 mg/L일 때와 FNA 농도가 0.2 ~ 2.8 mg/L일 때 NOB의 활성만 억제되는 것으로 알려져 있다(Anthonisen et al., 1976).

2.2 혐기성 암모늄 산화 반응 및 영향 인자

혐기성 암모늄 산화는 무산소 조건에서 혐기성 암모늄 산화균(anaerobic ammonia oxidizers; AMX)이 NO₂-N을 전자수용체로 사용하여 NH₄⁺-N를 N₂ 가스로 전환시키는 반응이다. 이 반응에서 NH₄⁺-N는 약 90%가 N₂ 가스로 전환되고 약 10%는 NO₃-N로 생성되며 소량의 NH₄⁺-N는 미생

물 성장의 영양원으로 사용된다. 혐기성 암모늄 산화 반응식은 다음과 같다(Strous et al., 1998).



AMX는 NO₂-N를 하이드록실아민(hydroxylamine; NH₂OH)으로 환원하고, NH₄⁺-N와 반응시켜 하이드라진(hydrazine; N₂H₄)을 생성한다. 생성된 N₂H₄는 다이아진(Diazine; N₂H₂)으로 산화되며, 이때 발생한 2H⁺가 NO₂-N를 NH₂OH로 환원하는데 사용된다. 최종적으로 N₂H₂는 N₂로 산화되며, 이 과정에서 발생한 2H⁺ 역시 NO₂-N를 NH₂OH로 환원하는데 사용된다(Van De Graaf et al., 1997).

일반적으로 AMX는 붉은색을 띠는 특성을 가지며, 분자 생물학적기법 연구를 통해 밝혀진 바에 따르면 계통발생학적으로 *Planctomycetales*에 속하고 *Candidatus "Kuenenia"* (Pynaert et al., 2003), *Candidatus "Brocadia"*, *Candidatus "Scalindua"* (Jetten et al., 2005), *Candidatus "Anammoxoglobus"* (Kartal et al., 2007), *Candidatus "Jettenia"* (Quan et al., 2008) 등 5개 속(genus)이 대표적이다.

AMX의 배가시간(doubling time)은 8 ~ 11일로 매우 느린 것이 특징이지만, 성장의 대표적인 영향 인자인 DO, pH, 온도의 최적 조건을 제공함으로써 성장 속도를 높일 수 있다(Van der Star et al., 2008). DO는 AMX의 성장에 매우 큰 영향을 주는 인자이며, 무산소 조건에서 최적 성장률을 얻을 수 있다. 또한 AMX는 낮은 DO에서는(<2% air saturation) 성장 가능하지만(Strous et al., 1997) 높은 DO에서는(>18% air saturation) 성장이 크게 저해 받는다고 보고되었다(Egli et al., 2001). AMX의 성장에 유리한 pH는 6.7 ~ 8.3로 보고되었으나(Strous et al., 1997), Egli et al. (2001)은 pH 6.5 ~ 9.0에서 AMX의 활성을 확인하였으며 최적 pH로 pH 8을 제시하였다. AMX는 30 ~ 40 °C의 온도에서 최적 성장률을 나타낸다(Strous et al., 1999; Van Hulle et al., 2010). 온도 45 °C 이상에서는 비가역적으로 활성이 저해되며(Dosta et al., 2008), 18 °C의 낮은 온도에서도 성공적으로 성장 가능하나 15 °C 이하에서는 성장이 급격히 저해된다고 보고되었다(Cema et al., 2007).

2.3 종속영양탈질 반응 및 영향 인자

종속영양탈질은 무산소 조건 하에 통성 혐기성 탈질균이 유기물을 전자공여체로 이용하여 NO₃-N 등 무기 질소화합물을 N₂ 가스로 환원시키는 반응이다(Prosnansky et al., 2002). 탈질균은 자연계에 흔하게 분포하기 때문에, 무산소(혹은 낮은 산소 농도) 조건에서 NO₃-N가 존재한다면 어디서든 반응이 일어날 수 있다. 탈암모니아 공정에서도 저농도의 유기물이 있으면 혐기성 암모늄 산화 반응에 의해 생성된 NO₃-N가 종속영양탈질에 의해 제거될 수 있기 때문에, 결과적으로 총 질소제거효율을 증가시킬 수 있다(Lan et al., 2011). 실제로 탈암모니아 공정에서 성장한 생물파립(granule) 중심부의 종속영양탈질균이 NO₃-N의 환원에 관여하였다는 연구결과가 보고되었다(Speth et al., 2016).

3. Deammonification Processes

반류수 내의 고농도 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 를 에너지 효율적으로 제거하기 위하여 탈암모니아화 공정이 개발된 이래, 현재 약 130여 개의 실규모(full-scale) 탈암모니아 공정이 세계 각지에서 운전되고 있다. 탈암모니아 공정은 반응조에 따라 다음 두 가지로 분류된다. 하나는 부분 질산화를 위한 반응조와 혐기성 암모늄 산화를 위한 반응조로 구성된 이단(two-stage) 공정이며, 다른 하나는 부분 질산화와

혐기성 암모늄 산화를 동시에 한 반응조에서 구현하는 단일(single-stage) 공정이다. 지금까지 이단 및 단일 탈암모니아 공정을 이용하여 다양한 연구가 수행되어 왔다(Table 2). 최근에는 단일 탈암모니아 공정(88%)을 이단 공정에 비해서 더 많이 적용하는 추세이며, 다양한 형태의 반응기 가운데 상대적으로 높은 효율을 얻을 수 있는 것으로 알려진 연속회분식반응기(sequencing batch reactor; SBR)를 많이 적용하고 있다(Fig. 3) (Bowden and Stensel, 2016; Lackner et al., 2014; Shalini and Joseph, 2012).

Table 2. Comparison between deammonification processes

Type	Process name	Reactor	Wastewater type	Inocula	Inf. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	Inf. $\text{NO}_2^-\text{-N}$ (mg/L)	NRE (%)	References	
Two-stage	SHARON/ANAMMOX	CSTR-FBR	Anaerobic digester supernatant	ANAMMOX	584	0	83	Jetten et al., 1997	
	SHARON/ANAMMOX	CSTR-SBR	Anaerobic digester liquor	ANAMMOX	1176	0	-	Van Dongen et al., 2001	
	SHARON/ANAMMOX	CSTR-SBR	Anaerobic digester supernatant	ANAMMOX	619 ~ 657	0	90	Fux et al., 2002	
		MBR	Rejected water from digested sludge	Biofilm sample from RBC for ANAMMOX	862 ± 113	0	82	Wyffels et al., 2004	
		PNR+AR	Landfill leachate	Activated sludge	PNR 1800 ~ 2700 AR 220 ~ 480	PNR 0 AR 441 ~ 1011	-	Furukawa et al., 2009	
		PNR+AR	Feed wastewater	Nitrifier + ANAMMOX gel carriers	PNR 1600 ~ 2200 AR 150 ~ 600	PNR 0 AR 200 ~ 800	75	Yamamoto et al., 2011	
Single-stage		Swim-bed reactor-UASB	Anaerobic digester liquor	Nitrifier + ANAMMOX gel carriers	PNR 800 ~ 1100 AR 130 ± 15	PNR 0 AR 117 ± 6	71	Third et al., 2001	
		CANON	SBR	Synthetic	ANAMMOX + Nitrifier	-	-	36 ~ 92	Slikers et al., 2002
		CANON	SBR	Synthetic	ANAMMOX	131	0	-	Slikers et al., 2003
		CANON	Gas-lift	Synthetic	ANAMMOX + Nitrifier	1545	0	42 ± 4.7	Ahn and Choi, 2006
		CANON	UASB	Anaerobic digester liquor	Granule + Activated sludge	420	0	80 ~ 95	Kuai and Verstraete, 1998
		OLAND	SBR	Synthetic	Nitrifier	1000	0	40	Vlaeminck et al., 2008
		OLAND	SBR	Synthetic	OLAND biomass from an RBC	200	0	-	Pynaert et al., 2003
		OLAND	RBC	Synthetic	RBC biomass	840	0	89 ± 5	Seyfried et al., 2001
		Deammonification	RBC	Synthetic	RBC biomass	-	-	-	Hippen et al., 1997
		Deammonification	Biofilm	Synthetic	-	150	0	98.9	Ahn and Kim, 2004
		Deammonification	UASB	Synthetic	UASB granule	100 ~ 200	50	30 ~ 50	Pellicier-Nacher et al., 2010
			MABR	Synthetic	Nitrifying biomass, followed by ANAMMOX biomass	530 ~ 780	0	69	Gong et al., 2007
			MABR	Synthetic	ANAMMOX biomass	200	0	89	Furukawa et al., 2006
	SNAP		Synthetic	Nitrifying biomass	10 ~ 100	0	60 ~ 80	Pynaert et al., 2003	
		RBC	Synthetic, digester effluent	Nitrifying biomass, followed by anaerobic granular sludge	880	0.15	-	Pynaert et al., 2003	
		Gas-lift	Synthetic	ANAMMOX (80%), nitrifier	1545	0	40.2	Slikers et al., 2003	

Table 2. Comparison of deammonification processes (continued)

Type	Process name	Reactor	Wastewater type	Inocula	Inf. NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	Inf. NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	NRE (%)	References
Single-stage	SNAP	SBR	Wastewater	Nitritation ANAMMOX biomass	650	0.2	> 90	Joss et al., 2009
		MBR	Rejected water from digested sludge	Biofilm sample from RBC for ANAMMOX	862 ± 113	0	82	Pynaert et al., 2003
		SBR	Domestic wastewater	Partial nitritation sludge + ANAMMOX granular	51.2 ~ 67.5	0 ~ 5.2	> 80	Miao et al., 2016
		SBR	Synthetic	Nitrifying + ANAMMOX + denitrifying bacteria	423 ± 49	0	88.6	Langone et al., 2016
	SNAD	EGSB	Synthetic	Nitrifying sludge + ANAMMOX granular	84	0	-	Wang and Gao, 2016

*NRE (nitrogen removal efficiency), PNR (partial nitritation reactor), AR (ANAMMOX reactor), CSTR (continuous stirred tank reactor), FBR (fluidized bed reactor), SBR (sequencing batch reactor), UASB (up-flow anaerobic sludge bed reactor), RBC (rotating biological contactor), MBR (membrane bioreactor), MABR (membrane aerated biofilm reactor), EGSB (expanded granular sludge bed).

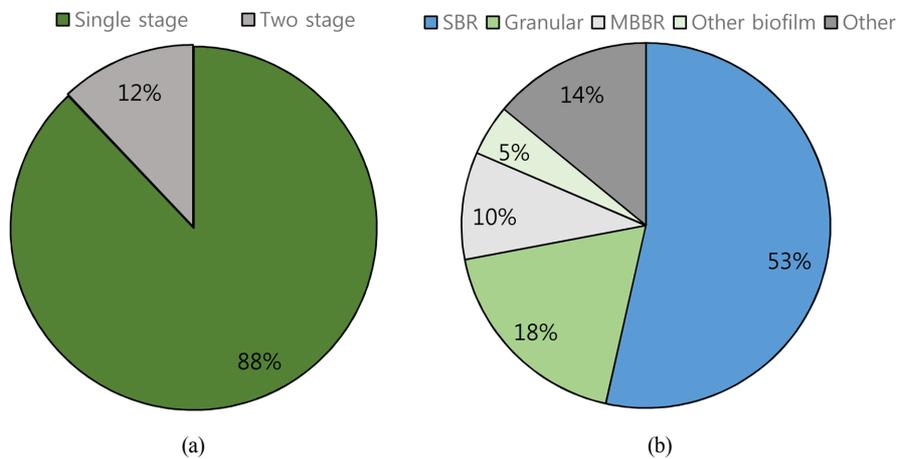


Fig. 3. Distribution of full-scale sidestream deammonification process in the world. (a) single- or two-stage processes and (b) reactor type.

3.1 이단 탈암모니아 공정

대표적인 이단 탈암모니아 공정은 SHARON (Single Reactor System for High Ammonium Removal over Nitrite)/ANAMMOX 공정이다(Van der Star et al., 2007). SHARON 공정은 부분 질산화조에서 간헐 폭기를 통하여 생성된 NO₂⁻-N을 탈질조에서 탄소원의 존재 하에 종속영양탈질로 제거하는 단축질소제거 공정이다. 이 공정은 기존의 공정에 비해 폭기량과 탄소원량을 저감할 수 있는 에너지효율적인 공정으로 개발되었다. 또한 30 ~ 40 °C의 온도와 6.6 ~ 7.0의 pH에 적합하며, 높은 NH₄⁺-N 농도(0.5 g/L 이상)를 함유한 폐수의 질소 처리에 이상적인 공정으로 알려졌다(Ahn, 2006). 그 후 AMX의 활성이 보고됨에 따라 부분 질산화조와 혐기성 암모늄 산화조가 순차적으로 구성된 이단 탈암모니아 공정인 SHARON/ANAMMOX 공정이 개발되었다.

이단 탈암모니아 공정은 부착성이 강한 AMX의 특성을 극대화 시킬 수 있다는 장점 때문에 생물막을 적용한 많은 연구가 진행되었다. 유동상 반응기(fluidized bed reactors; FBRs) (Mulder et al., 1995), 가스 리프트 반응기(gas-lift reactors) (Sliemers et al., 2003), 상향류 혐기성 슬러지상

반응기(upflow anaerobic sludge blanket; UASB) (Tran et al., 2006), SBR(Strous et al., 1998), 멤브레인 SBR (membrane SBR; MSBRs) (Trigo et al., 2006), 회전원판형 반응기 (Rotating biological contactor; RBCs) (Egli et al., 2001) 등 다양한 형태의 반응기를 사용한 연구가 보고되었다. 이단 탈암모니아 공정은 부분 질산화조와 혐기성 암모늄 산화조에서 요구되는 알칼리도가 다르기 때문에 알칼리도를 반드시 제어해야 한다. 또한, 두 개의 반응조가 필요하기 때문에 시스템의 규모가 커지는 단점이 있다. 따라서 최근에는 이러한 단점을 보완할 수 있는 단일 탈암모니아 공정의 적용사례가 증가하고 있다.

3.2 단일 탈암모니아 공정

단일 탈암모니아 공정은 한 반응조에서 부분 질산화와 혐기성 암모늄 산화가 동시에 일어나도록 만든 공정이다. 일반적으로 AOB와 AMX가 동시에 존재하는 생물과립 또는 생물막을 공정에 적용하는데, 생물과립 또는 생물막에 2개의 층을 형성시켜 내부에는 AMX가 성장하고 표면에는 AOB가 성장하도록 유도한다.

대표적인 단일 탈암모니아 공정에는 CANON (Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite) (Kuai and Verstraete, 1998), OLAND (Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification) (Third et al., 2001), DEMON (Deammonification) (Wett, 2006) 등이 있다. CANON은 단일 반응조에서 간헐 폭기가 진행되면 AOB에 의해 부분 질산화가 일어나고, 무산조 조건에서 AMX에 의한 혐기성 암모늄 산화 반응이 수행된다. CANON은 부분 질산화와 혐기성 암모늄 산화반응이 단일조에서 동시에 일어나기 때문에 DO, 온도, 기질 농도, 생물과립 또는 생물막의 두께 등의 인자들이 성능에 민감하게 작용한다(Van Loosdrecht, 2004). OLAND는 산소 제한 조건에서 혐기성 암모늄 산화 반응이 일어나는 공정으로서, CANON과 달리 기존의 질산화/탈질 반응을 결합한 탈암모니아 공정이다(Third et al., 2001). DEMON은 Innsbruck 대학과 Achental-Inntal-Zillertal Wastewater Treatment Association (Austria)에서 공동 개발된 공정으로써, 부분 질산화 공정과 혐기성 암모늄 산화 공정이 연계되어 있다. 일반적으로 DEMON은 SBR로 많이 운전되며 실제 도입된 탈암모니아 공정의 대부분에 적용되어 있는 공법이다. 그 외에도 문헌에 따라 SNAD (Simultaneous partial Nitrification, Anammox and Denitrification) (Lan et al., 2011) 혹은 SNAP (Single-stage Nitrogen removal using Anammox and Partial nitrification) (Pynaert et al., 2003) 등으로 명명되기도 한다.

4. Single-stage Deammonification SBR operation

4.1 운전 영향 인자

4.1.1 질소화합물 농도

유입되는 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 에 의해 생성되는 FA와 FNA는 AOB와 NOB 활성에 직접적인 영향을 미친다(Anthonisen et al., 1976; Ganigué et al., 2009; Vadivelu et al., 2007). AOB와 NOB는 FA 농도 150 mg-N/L 및 1.0~7.0 mg-N/L 조건에서, FNA 농도 0.49 mg-N/L 및 0.26 mg-N/L 조건에서 각각 저해를 받는다고 알려져 있다(Table 3). NOB의 활성은 낮은 질소 농도 조건에서 저해를 받기 때문에 유입 질소 농도에 의해 조절이 가능하다. 한편 유입 질소 부하량(nitrogen loading rate; NLR)이 1.5 kg/m³/d 이상일 때, AOB의 활성이 감소했다는 보고가 있다(Ganigué et al., 2009).

$\text{NO}_2\text{-N}$ 는 AMX의 전자수용체로 이용됨과 동시에 독성으로도 작용한다(Jin et al., 2012). AMX에 대한 $\text{NO}_2\text{-N}$ 저해

범위는 문헌에 따라 매우 다양한데, 균의 특성과 온도, 반응기 형태, pH, 유입 질소화합물 농도, 수리학적 체류시간(hydraulic retention time; HRT) 등에 따라 다르게 나타날 수 있다고 보고되었다(Jin et al., 2012). 한편 $\text{NO}_2\text{-N}$ 에 의한 AMX 저해는 회복이 가능하다고 알려져 있다. Strous et al. (1999)은 AMX가 100 mg-N/L의 $\text{NO}_2\text{-N}$ 에 의해 완전히 활성을 잃었을 때 미량의 중간 산물(NH_2OH : 0.7 mg-N/L, N_2H_4 : 1.4 mg-N/L)을 주입하자 활성을 회복하였다고 보고하였다. 뿐만 아니라 중간 산물 주입 없이 유입수 $\text{NO}_2\text{-N}$ 의 희석만으로도 AMX의 활성이 빠르게 회복될 수 있다. Kimura et al. (2010)은 $\text{NO}_2\text{-N}$ 농도를 750 mg-N/L으로 7일 동안 운전하자 AMX의 활성이 90% 저해되었지만, 274 mg-N/L까지 감소시키자 불과 3일 만에 활성을 회복하였다고 보고하였다.

4.1.2 유기물 농도

유입되는 유기물 농도가 증가하면, AOB보다 증식 속도가 빠른 종속영양균의 활성이 촉진되며, 암모니아 산화 반응보다 유기물 산화 반응이 우선시 된다(Prá et al., 2012). NLR이 0.5 kg- $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{m}^3/\text{d}$ 이하에서는 C/N비가 부분 질산화에 영향을 미치지 못하지만, 높은 NLR 및 C/N비에서는 유기물 산화 반응에 높은 DO가 요구되어 탈암모니아의 성능 저하를 초래한다(Puyol et al., 2014; Wei et al., 2014).

4.1.3 고형물 농도

탈암모니아 공정에 유입되는 총부유고형물(Total Suspended Solid; TSS)의 농도범위는 200~300 mg-TSS/L가 적절하다고 알려져 있다(Lackner et al., 2014). TSS가 탈암모니아 공정에 과도하게 유입되면, 여러가지 공정 상의 문제를 초래한다. DEMON® SBR의 사례에 따르면, 매우 높은 TSS가 유입되자 질소제거와 관련이 없는 균들이 과도하게 큰 생물과립의 형성에 기여하여, $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 축적이 증가하였다(Lackner et al., 2014). 따라서 유입 TSS 농도를 조절하기 위한 전단 고액 분리장치가 필요하며, 벤토나이트 등을 이용한 약품 침전 및 급속 혹은 완속여과 후 응집침전제거 등의 방법을 적용한다(Bowden and Stensel, 2016).

4.1.4 온도

안정적인 NLR 및 DO를 유지하며 운전하는 경우, 35°C 이하의 온도에서 탈암모니아 효율은 온도와 비례하지만, 그 이상의 온도에서는 FA가 과도하게 형성되기 때문에 AOB가 저해되며 공정 성능에 악영향을 줄 수 있다(Puyol et al., 2014). 특히 41°C의 온도에서는 균 활성이 멈추고, 암모니아 산화반응이 일어나지 않게 된다. 최적의 탈암모니아 공정 온도범위는 33~37°C으로 보고되었다(López-Palau et al., 2013).

4.1.5 염도

일반적으로 염도는 혐기성 생물학적 처리 공정의 저해

Table 3. AOB and NOB inhibition with respect to the concentration of FA and FNA

Bacteria	FA (mg-N/L)	FNA (mg-N/L)	Reference
AOB	150	0.49	Ganigué et al., 2009; Shalini and Joseph, 2012
NOB	1.0~7.0	0.26	Shalini and Joseph, 2012; Wiesmann, 1994

인자 중 하나로 알려져 있지만, 해양 환경에서 발견된 AMX인 *Candidatus Scalindua*는 0.8~4.0%의 염도에서 활성을 나타낸다고 보고되었다(Awata et al., 2013). 또한 *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis*도 상대적으로 고염도 조건에서 활성이 유지되는 AMX로 알려져 있는데, 이 중은 SBR 반응기에서 30 g/L의 고농도 염도(90% NaCl, 10% KCl) 조건에 성공적으로 순응되었다(Kartal et al., 2006).

4.1.6 pH와 DO

pH (Table 4)와 DO (Table 5)는 AOB의 활성을 극대화시키고 NOB의 활성을 억제할 수 있는 대표적인 인자들이다. 일반적으로 pH 7.0~8.0 (Shalini and Joseph, 2012), DO 0.1~1.0 mg/L (Okabe et al., 2011)를 제어값(set point)으로 활용할 수 있다. AMX는 pH 6.8 이하, 8.0 이상에서 활성이 저하된다고 알려져 있다(Lackner et al., 2014).

4.1.7 슬러지 체류시간

단일 탈암모니아 SBR 공정에서 생물과립을 형성하는 AOB와 AMX의 배가시간(AOB: 0.73일, AMX: 10.6일) 및 성장속도(AOB: 0.04/h, AMX: 0.003/h)는 큰 차이를 나타내기 때문에, 슬러지 체류시간(sludge retention time; SRT) 선정은 매우 중요하다(Ahn, 2006). 일반적으로 DEMON® SBR은 사이클론을 이용하여 미립자의 균들을 유출시켜 공정 내의 생물과립을 유지하며(Lackner et al., 2014), 사이클론으로 분리된 생물과립의 회수율은 95% 이상으로 알려져 있다(Bowden and Stensel, 2016). SBR 공정 내에 AOB와 AMX를 유지하고 동시에 NOB 및 기타 중속영양균의 성장

을 억제하기 위해서는 약 10일의 SRT가 필요하다(Bowden and Stensel, 2016). SRT를 운전 인자 중 하나로 사용하는 Plettenberg DEMON® SBR은 80% 이상의 질소제거효율 및 0.4 kg-N/m³/d의 NLR을 유지하고 있다(Jardin and Hennerkes, 2012; Lackner et al., 2014).

4.1.8 중금속

중금속은 생분해되기 어렵고, 미생물에 축적되면서 독성을 유발할 수 있다(Jin et al., 2012). 중금속이 AMX에 미치는 영향에 대한 연구가 최근 수행되고 있다. Cu(II)와 Zn(II)의 농도가 각각 5 mg/L 및 10 mg/L인 조건에서 AMX의 활성이 10% 이상 저해되었으며(Kimura and Isaka, 2014), 16 mg/L 및 20 mg/L인 조건에서는 AMX의 활성이 20%까지 저해되었다(Zhang et al., 2016). 또한 Ni, Co, Mo의 농도가 각각 5 mg/L, 5 mg/L, 0.2 mg/L일 때에도 AMX의 활성이 10% 이상 저해되었다(Kimura and Isaka, 2014). 한편 국내 반류수에 포함된 중금속 농도에 대한 공개된 정보는 없으나, 하수슬러지에 함유된 중금속이 Cu 87~5730 mg/kg, Zn 524~6349 mg/kg, Ni 20~2057 mg/kg 등 매우 상이하므로(NIER, 2011), 반류수탈암모니아 공정의 현장 적용에 앞서 다양한 농도의 중금속에 의한 AMX 활성 영향을 평가할 필요가 있다.

4.2 공정 모니터링 및 제어

탈암모니아 공정을 안정적으로 운전하기 위해서는 다양한 영향 인자를 모니터링하고 핵심적인 운전 인자를 제어하기 위한 전략을 수립하여야 한다. 탈암모니아 공정은 기존의 질산화-탈질 공정과 비교하여 공정이 다소 복잡하므로 공정 제어를 위해 다양한 온라인 센서가 필요하다. 대부분의 탈암모니아 공정은 NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, NO₂⁻-N, pH, DO, 산화환원전위(Oxidation-Reduction Potential; ORP) 등 다양한 온라인 센서를 활용하고 있지만 가장 많이 활용되고 있는 센서는 pH와 DO이다(Lackner et al., 2014). 그러나 pH와 DO 센서만 활용하는 경우 기질 소모와 생물 활성에 대한 정보가 부족하여 오류를 범할 수 있기 때문에 정보 활용능력을 극대화 시켜줄 제어 전략이 필요하다.

pH와 DO를 제어 인자로 활용하는 경우 각 센서는 정해진

Table 4. Optimum pH of AOB and NOB

Bacteria	Species	Optimum pH	Reference
AOB	<i>Nitrosomonas</i>	7.9~8.2	Daalkhajav and Nemati, 2014
		7.0~8.5	Groeneweg et al. 1994
		7.0~8.0	Van Hulle et al., 2010
NOB	<i>Nitrobacter</i>	7.2~7.6	Shalini and Joseph, 2012
		6.0~7.5	Groeneweg et al. 1994

Table 5. Set points and concentration ranges of full-scale SBR deammonification (Lackner et al., 2014)

Plant	Design load (kg-N/d)	pH		DO (mg/L)		Aeration (min)	
		Min	Max	Min	Max	On	Off
Amersfoort, Netherlands	600	-	-	-	0.3	-	-
Apeldoorn, Netherlands	1690	6.785	6.815	-	0.3	12	12
Balingen, Germany	120	7.0	7.1	-	0.3	8	2
Heidelberg, Germany	480	6.9	7.1	-	0.35	6	9
Ingolstadt, Germany	360	-	-	0.8	1.0	Intermittent	
Nieuwegein, Netherlands	450	0.02	-	-	0.2	12~15	20
Plettenberg, Germany	100	6.9	7.1	-	0.25	Continuous	

값을 기준으로 On/Off를 반복하며 탈암모니아 공정을 유지한다(Table 5) (Jardin and Hennerkes, 2012; Wett, 2006). 세계적으로 실규모로 가장 많이 설치된 DEMON® 공정 중 SBR 타입 반응기는 0.2~0.3 mg-O₂/L를 유지하며, 송풍 시간을 통한 제어는 8~12분 On, 2~20분 Off로 구성된다(Lackner et al., 2014). pH에 의한 제어는 pH값을 통해 반응기 내 NH₄⁺-N을 유추하여, 기질이 항상 있는 상태를 유지하도록 한다.

최근에는 점차 질소 성분을 직접 모니터링 가능한 센서들의 성능이 향상됨에 따라 NH₄⁺-N 또는 NO₂-N 등을 직접 모니터링하여 탈암모니아 공정을 제어하는 사례가 증가하는 추세이다. 스위스의 Zurich 및 네덜란드의 Amersfoort에서는 각각 NH₄⁺-N와 NO₂-N를 모니터링하고 있으며, 각각 90% 이상의 질소제거효율 및 75% 이상의 암모니아제거효율을 유지하며 현재까지 안정적으로 운전하고 있다(Joss et al., 2009; Lackner et al., 2014).

4.3 공정 운전상의 문제

현장에서 반류수탈암모니아 공정을 운전할 경우, 온라인 센서의 오작동에 따라 공정에 문제가 생기는 경우가 종종 있다고 한다. DO 센서의 오작동으로 인해 반응기 내의 DO가 증가하여 NOB가 활성화 되고, 결과적으로 부분 질산화 반응을 유지하지 못하여 NO₃-N 농도가 10~40% 증가한 사례가 있다(Lackner et al., 2014). 따라서 DO 측정보다는 송풍기 유량을 측정하는 것이 비교적 안전하다(Joss et al., 2011). TSS 센서의 오작동은 공정운전에 심각한 문제를 야기한다. DEMON® SBR 운전 사례에 따르면 과도하게 높은 TSS의 유입으로 탈암모니아 생물과립의 표면에 플록이 형성되어 AOB와 AMX의 활성에 불균형이 발생했다고 한다. 또한 플록의 NOB가 활성화되어 NO₃-N 농도가 급격히 증가하였으며 질소제거효율은 80%에서 40%까지 감소하였다고 한다(Lackner et al., 2014).

운전 중인 반응기 내의 질소화합물 축적도 사고의 한 원인이다. Lackner et al. (2014)은 실규모 탈암모니아 공정 사례에서 발생하였던 질소화합물 축적과 관련된 운전상의 문제들을 정리하였다(Table 6). NH₄⁺-N 또는 FA와

Table 6. Countermeasures against nitrogen-related stability issues during full-scale deammonification operation (Lackner et al., 2014)

Issues	Countermeasures
NH ₄ ⁺ -N build-up	1) Increase aeration
	2) Reduce feeding
	3) Reduce removal of excess sludge
NO ₂ -N build-up	1) Reduce aeration or stop aeration
	2) Decrease feed
NO ₃ -N build-up	1) Decrease DO set-point
	2) Set a shorter settling time in SBR
	3) Increase removal of excess sludge (sufficient ANAMMOX activity)
	4) Increase anoxic periods

NO₂-N의 축적은 공정의 성능을 저해시킬 수 있다(Fernández et al., 2012). NH₄⁺-N의 축적은 유입수의 알칼리도가 낮을 경우(Alk./N < 2.0)와 송풍기 문제 등으로 산소가 제대로 공급되지 않을 경우에 발생한다. 또한 침전 시간이 짧아서 균이 유실되는 경우에도 NH₄⁺-N 축적이 발생한다. NO₂-N와 NO₃-N 축적은 더욱 심각한 문제가 된다(Lackner et al., 2014). NO₂-N 축적은 주로 AMX가 저해되거나 과도한 AOB 성장에 의하여 발생한다. 특히 초기 순유기간 동안, AMX에 비해 월등한 성장률을 가진 AOB에 의해 NO₂-N가 축적되는 현상이 많이 보고되었다(Joss et al., 2011). 일반적으로 탈암모니아 SBR 공정의 NO₂-N 농도는 5.0 mg/L 이하로 유지하는 것을 권장한다(Bowden and Stensel, 2016). NO₃-N는 탈암모니아 공정의 저해 물질로 분류되지 않지만, NOB의 과도한 성장이 NO₃-N 축적을 초래하기 때문에 철저한 모니터링이 요구된다(Lackner et al., 2014).

5. Sidestream and Mainstream Deammonification

에너지 자립형 하수처리공정을 개발하기 위해서는 하수의 유기물을 회수하여 에너지를 생산하는 단계(A stage)와 잔류하는 하수 내 NH₄⁺-N를 유기물 없이 제거하는 단계(B stage)가 필요하다. 유기물 없이 NH₄⁺-N를 제거하기 위해서는 탈암모니아 공정을 하수처리 주공정계열에 도입하여야 한다. 지금까지 탈암모니아 공정이 반류수처리를 위해 적용된 사례는 많고 지속적으로 증가하는 추세이지만, 하수처리 주공정계열에 적용된 사례는 드물다. 탈암모니아 공정을 주공정계열에 적용하기 위해서는 유입 하수의 낮은 온도, 낮은 NH₄⁺-N 농도, 방류수 수질 기준을 고려하여야 한다(Ali and Okabe, 2015). AMX는 낮은 온도와 낮은 NH₄⁺-N 농도에서 활성이 저하되고 성장이 둔화될 수 있다. 또한 유기물이 존재 할 경우에는 종속영양탈질균과의 경쟁에서 불리하기 때문에, 탈암모니아 미생물을 대량 배양하여 지속적으로 공급할 필요가 있다(Guven et al., 2005; Oshiki et al., 2011). 이에 대한 현실적인 방안은 반류수탈암모니아 공정을 통해 생산되는 잉여의 AMX를 주공정계열의 탈암모니아 공정에 지속적으로 공급하는 것이다(Fig. 4). 실제로 오스트리아의 STRASS 하수처리장은 이러한 방법을 적용하여 반류수탈암모니아 공정을 AMX 배양조로 활용함으로써 하수처리시설을 에너지 자립형으로 운영하고 있다(O'Shaughnessy, 2015). 또한 반류수탈암모니아 공정에서 발생한 잉여 슬러지를 장기간 보관할 수 있는 방안도 확립해야 하며, 최근 관련 연구들이 활발히 진행되고 있다(Ali and Okabe, 2015).

6. Conclusion

고농도 암모니아를 함유하는 반류수 처리기술로서 기존 질소처리공정에 비해 폭기와 유기탄소원 비용을 획기적으로 절감할 수 있는 탈암모니아 공정에 대한 전세계적인 수

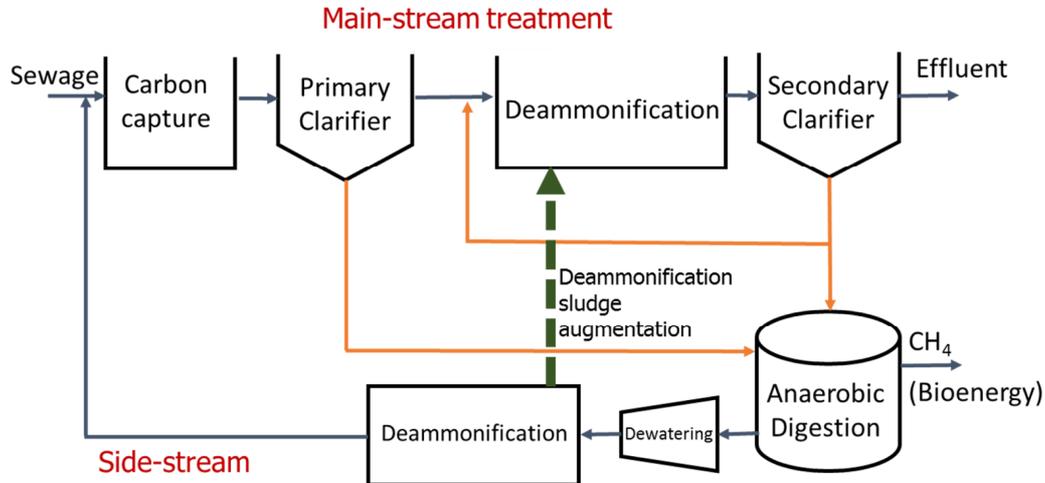


Fig. 4. Conceptual diagram of a linkage of side-stream deammonification process to main-stream deammonification process for the energy-sustainable sewage treatment.

요가 급증하고 있다. 지금까지 전세계에 130여개의 실규모 탈암모니아 공정이 운전되고 있으며, 최근에는 이단 탈암모니아 공정에서 단일 탈암모니아 공정으로 전환되는 추세이다. 탈암모니아 공정에서는 부분아질산화, 혐기성 암모늄산화, 종속영양탈질 반응이 한 반응조에서 일어나기 때문에 효율적이고 안정적인 공정 운영을 위해서는 다양한 영향 인자에 대한 모니터링과 제어 전략이 필요하다. 실제 현장에서는 pH, DO 등 핵심 운전 인자를 모니터링하고 제어함으로써 공정의 안전성을 유지하고 있지만, 점차 질소 성분을 직접 모니터링 가능한 센서들의 성능이 향상됨에 따라 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 또는 $\text{NO}_2\text{-N}$ 등을 직접 모니터링하여 공정을 제어하는 방향으로 진화하고 있다. 아직까지 국내 하수처리장에 반류수탈암모니아 공정이 적용된 사례는 없다. 이미 세계적인 추세에서 많이 뒤쳐져 있지만, 지금이라도 반류수탈암모니아 공정을 국내 하수처리장에 도입하고 해외시장을 개척하기 위해 노력해야 한다. 무엇보다도 탈암모니아 미생물 대량배양 기술과 안정적인 공정제어 기술 개발에 대한 국가와 선도적 기업의 적극적인 지원이 필요하다.

Acknowledgements

이 논문은 2017년도 부산녹색환경지원센터의 연구사업비 지원을 받아 연구되었음(17-4-10-15).

References

Ahn, Y. (2006). Sustainable Nitrogen Elimination Biotechnologies: A Review, *Process Biochemistry*, 41, 1709-1721.
 Ahn, Y. and Choi, H. (2006). Autotrophic Nitrogen Removal from Sludge Digester Liquids in Upflow Sludge Bed Reactor with External Aeration, *Process Biochemistry*, 41, 1945-1950.
 Ahn, Y. and Kim, H. (2004). Nutrient Removal and Microbial Granulation in an Anaerobic Process Treating Inorganic and Organic Nitrogenous Wastewater, *Water Science and Technology*,

50, 207-215.

Ali, M. and Okabe, S. (2015). Anammox-Based Technologies for Nitrogen Removal: Advances in Process Start-Up and Remaining Issues, *Chemosphere*, 141, 144-153.
 Anthonisen, A., Loehr, R., Prakasam, T., and Srinath, E. (1976). Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid, *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 835-852.
 Awata, T., Oshiki, M., Kindaichi, T., Ozaki, N., Ohashi, A., and Okabe, S. (2013). Physiological Characterization of an Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacterium Belonging to the "Candidatus Scalindua" Group, *Applied and Environmental Microbiology*, 79, 4145-4148.
 Bowden, G. and Stensel, D. (2016). *Technologies for Sidestream Nitrogen Removal*, Water Environment and Reuse Foundation.
 Castro-Barros, C. M., Daelman, M. R. J., Mampaey, K. E., van Loosdrecht, M. C. M., and Volcke, E. I. P. (2015). Effect of Aeration Regime on N_2O Emission from Partial Nitrification-Anammox in a Full-Scale Granular Sludge Reactor, *Water Research*, 68, 793-803.
 Cena, G., Wiszniowski, J., Żabczyński, S., Zabłocka-Godlewska, E., Raszka, A., and Surmacz-Górska, J. (2007). Biological Nitrogen Removal from Landfill Leachate by Deammonification Assisted by Heterotrophic Denitrification in a Rotating Biological Contactor (RBC), *Water Science and Technology*, 55, 35-42.
 Daalkhajav, U. and Nemati, M. (2014). Ammonia Loading Rate: an Effective Variable to Control Partial Nitrification and Generate the Anaerobic Ammonium Oxidation Influent, *Environmental Technology*, 35, 523-531.
 Denac, M., Uzman, S., Tanaka, H., and Dunn, I. (1983). Modeling of Experiments on Biofilm Penetration Effects in a Fluidized Bed Nitrification Reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, 25, 1841-1861.
 Dosta, J., Fernandez, I., Vazquez-Padin, J., Mosquera-Corral, A., Campos, J., Mata-Alvarez, J., and Mendez, R. (2008). Short- and Long-Term Effects of Temperature on the Anammox Process, *Journal of Hazardous Materials*, 154, 688-693.
 Egli, K., Fanger, U., Alvarez, P. J., Siegrist, H., van der Meer,

- J. R., and Zehnder, A. J. (2001). Enrichment and Characterization of an Anammox Bacterium from a Rotating Biological Contactor Treating Ammonium-Rich Leachate, *Archives of Microbiology*, 175, 198-207.
- Fernández, I., Dosta, J., Fajardo, C., Campos, J., Mosquera-Corral, A., and Méndez, R. (2012). Short-and Long-Term Effects of Ammonium and Nitrite on the Anammox Process, *Journal of Environmental Management*, 95, S170-S174.
- Furukawa, K., Inatomi, Y., Qiao, S., Quan, L., Yamamoto, T., Isaka, K., and Sumino, T. (2009). Innovative Treatment System for Digester Liquor Using Anammox Process, *Bioresource Technology*, 100, 5437-5443.
- Furukawa, K., Lieu, P., Tokitoh, H., and Fujii, T. (2006). Development of Single-Stage Nitrogen Removal Using Anammox and Partial Nitritation (SNAP) and Its Treatment Performances, *Water Science and Technology*, 53, 83-90.
- Fux, C., Bohler, M., Huber, P., Brunner, I., and Siegrist, H. (2002). Biological Treatment of Ammonium-Rich Wastewater by Partial Nitritation and Subsequent Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) in a Pilot Plant, *Journal of Biotechnology*, 99, 295-306.
- Ganigué, R., Gabarró, J., Sánchez-Melsió, A., Rusalleda, M., López, H., Vila, X., Colprim, J., and Balaguer, M. D. (2009). Long-Term Operation of a Partial Nitritation Pilot Plant Treating Leachate with Extremely High Ammonium Concentration Prior to an Anammox Process, *Bioresource Technology*, 100, 5624-5632.
- Gong, Z., Yang, F., Liu, S., Bao, H., Hu, S., and Furukawa, K. (2007). Feasibility of a Membrane-Aerated Biofilm Reactor to Achieve Single-Stage Autotrophic Nitrogen Removal based on Anammox, *Chemosphere*, 69, 776-784.
- Groeneweg, J., Sellner, B., and Tappe, W. (1994). Ammonia Oxidation in *Nitrosomonas* at NH_3 Concentrations Near K_m : Effects of pH and Temperature, *Water Research*, 28, 2561-2566.
- Güven, D., Dapena, A., Kartal, B., Schmid, M. C., Maas, B., van de Pas-Schoonen, K., Sozen, S., Mendez, R., Op den Camp, H. J., Jetten, M. S., Strous, M., and Schmidt, I. (2005). Propionate Oxidation by and Methanol Inhibition of Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacteria, *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 1066-1071.
- Hellinga, C., Schellen, A., Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. V., and Heijnen, J. (1998). The SHARON Process: an Innovative Method for Nitrogen Removal from Ammonium-Rich Waste Water, *Water Science and Technology*, 37, 135-142.
- Hippen, A., Rosenwinkel, K., Baumgarten, G., and Seyfried, C. F. (1997). Aerobic Deammonification: A New Experience in the Treatment of Waste Waters, *Water Science and Technology*, 35, 111-120.
- Jardin, N. and Hennerkes, J. (2012). Full-Scale Experience with the Deammonification Process to Treat High Strength Sludge Water ~ A Case Study, *Water Science and Technology*, 65, 447-455.
- Jetten, M. S. (2008). The Microbial Nitrogen Cycle, *Environmental Microbiology*, 10, 2903-2909.
- Jetten, M. S., Horn, S. J., and van Loosdrecht, M. C. (1997). Towards a More Sustainable Municipal Wastewater Treatment System, *Water science and technology*, 35, 171-180.
- Jetten, M., Schmid, M., van de Pas-Schoonen, K., Damsté, J. S., and Strous, M. (2005). Anammox Organisms: Enrichment, Cultivation, and Environmental Analysis, *Methods in Enzymology*, 397, 34-57.
- Jin, R. C., Yang, G. F., Yu, J. J., and Zheng, P. (2012). The Inhibition of the Anammox Process: A Review, *Chemical Engineering Journal*, 197, 67-79.
- Joss, A., Derlon, N., Cyprien, C., Burger, S., Szivak, I., Traber, J., Siegrist, H., and Morgenroth, E. (2011). Combined Nitritation ~ Anammox: Advances in Understanding Process Stability, *Environmental Science & Technology*, 45, 9735-9742.
- Joss, A., Salzgeber, D., Eugster, J., König, R., Rottermann, K., Burger, S., Fabijan, P., Leumann, S., Mohn, J., and Siegrist, H. (2009). Full-Scale Nitrogen Removal from Digester Liquid with Partial Nitritation and Anammox in One SBR, *Environmental Science & Technology*, 43, 5301-5306.
- Kartal, B., Koleva, M., Arsov, R., van der Star, W. R. L., Jetten, M. S. M., and Strous, M. (2006). Adaptation of a Freshwater Anammox Population to High Salinity Wastewater, *Journal of Biotechnology*, 126, 546-553.
- Kartal, B., Rattray, J., van Niftrik, L. A., van de Vossenberg, J., Schmid, M. C., Webb, R. I., Schouten, S., Fuerst, J. A., Damsté, J. S., and Jetten, M. S. (2007). *Candidatus "Anammoxoglobus propionicus"* a New Propionate Oxidizing Species of Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria, *Systematic and Applied Microbiology*, 30, 39-49.
- Kataoka, N., Suzuki, T., Ishida, K., Yamada, N., Kurata, N., Katayose, M., and Honda, K. (2002). Field Test of Methane Fermentation System for Treating Swine Wastes, *Water Science and Technology*, 45, 103-112.
- Kimura, Y. and Isaka, K. (2014). Evaluation of Inhibitory Effects of Heavy Metals on Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) by Continuous Feeding Tests, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98, 6965-6972.
- Kimura, Y., Isaka, K., Kazama, F., and Sumino, T. (2010). Effects of Nitrite Inhibition on Anaerobic Ammonium Oxidation, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 86, 359-365.
- Könneke, M., Bernhard, A. E., de La Torre, J. R., Walker, C. B., Waterbury, J. B., and Stahl, D. A. (2005). Isolation of an Autotrophic Ammonia-Oxidizing Marine Archaeon, *Nature*, 437, 543.
- Kuai, L. and Verstraete, W. (1998). Ammonium Removal by the Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification System, *Applied and Environmental Microbiology*, 64, 4500-4506.
- Lackner, S., Gilbert, E. M., Vlaeminck, S. E., Joss, A., Horn, H., and van Loosdrecht, M. C. (2014). Full-Scale Partial Nitritation/Anammox Experiences ~ an Application Survey, *Water Research*, 55, 292-303.
- Lackner, S., Terada, A., and Smets, B. F. (2008). Heterotrophic Activity Compromises Autotrophic Nitrogen Removal in Membrane-Aerated Biofilms: Results of a Modeling Study, *Water Research*, 42, 1102-1112.
- Lan, C., Kumar, M., Wang, C., and Lin, J. (2011). Development of Simultaneous Partial Nitrification, Anammox and Denitrification (SNAD) Process in a Sequential Batch Reactor, *Bioresource Technology*, 102, 5514-5519.

- Langone, M., Ferrentino, R., Cadonna, M., and Andreottola, G. (2016). Stoichiometric Evaluation of Partial Nitrification, Anammox and Denitrification Processes in a Sequencing Batch Reactor and Interpretation of Online Monitoring Parameters, *Chemosphere*, 164, 488-498.
- López-Palau, S., Sancho, I., Pinto, A., Dosta, J., and Mata-Álvarez, J. (2013). Influence of Temperature on the Partial Nitrification of Reject Water in a Granular Sequencing Batch Reactor, *Environmental Technology*, 34, 2625-2632.
- Miao, Y., Zhang, L., Yang, Y., Peng, Y., Li, B., Wang, S., and Zhang, Q. (2016). Start-Up of Single-Stage Partial Nitrification-Anammox Process Treating Low-Strength Swage and Its Restoration from Nitrate Accumulation, *Bioresource Technology*, 218, 771-779.
- Mosquera-Corral, A., Gonzalez, F., Campos, J., and Méndez, R. (2005). Partial Nitrification in a SHARON Reactor in the Presence of Salts and Organic Carbon Compounds, *Process Biochemistry*, 40, 3109-3118.
- Mulder, A. (2003). The Quest for Sustainable Nitrogen Removal Technologies, *Water Science and Technology*, 48, 67-75.
- Mulder, A., Van de Graaf, A. A., Robertson, L. A., and Kuenen, J. G. (1995). Anaerobic Ammonium Oxidation Discovered in a Denitrifying Fluidized Bed Reactor, *FEMS Microbiology Ecology*, 16, 177-183.
- National Institute of Environmental Research (NIER). (2011). *Study on Appropriate Treatment & Management of the Public Sewage Treatment Works Entering the Industrial Wastewater*, National Institute of Environmental Research, 84. [Korean Literature]
- Okabe, S., Oshiki, M., Takahashi, Y., and Satoh, H. (2011). Development of Long-Term Stable Partial Nitrification and Subsequent Anammox Process, *Bioresource Technology*, 102, 6801-6807.
- O'Shaughnessy, M. (2015). *Mainstream Deammonification*, Water Environment and Reuse Foundation.
- Oshiki, M., Shimokawa, M., Fujii, N., Satoh, H., and Okabe, S. (2011). Physiological Characteristics of the Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacterium '*Candidatus Brocadia sinica*', *Microbiology*, 157, 1706-1713.
- Pellicer-Nächer, C., Sun, S., Lackner, S., Terada, A., Schreiber, F., Zhou, Q., and Smets, B. F. (2010). Sequential Aeration of Membrane-Aerated Biofilm Reactors for High-Rate Autotrophic Nitrogen Removal: Experimental Demonstration, *Environmental Science & Technology*, 44, 7628-7634.
- Peng, Y., Chen, Y., Peng, C., Liu, M., Wang, S., Song, X., and Cui, Y. (2004). Nitrite Accumulation by Aeration Controlled in Sequencing Batch Reactors Treating Domestic Wastewater, *Water Science and Technology*, 50, 35-43.
- Prá, D., Celant, M., Kunz, A., Bortoli, M., Perondi, T., and Chini, A. (2012). Simultaneous Removal of TOC and TSS in Swine Wastewater Using the Partial Nitrification Process, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 87, 1641-1647.
- Prosnansky, M., Sakakibara, Y., and Kuroda, M. (2002). High-Rate Denitrification and SS Rejection by Biofilm-Electrode Reactor (BER) Combined with Microfiltration, *Water Research*, 36, 4801-4810.
- Puyol, D., Carvajal-Arroyo, J., Sierra-Alvarez, R., and Field, J. (2014). Nitrite (Not Free Nitrous Acid) is the Main Inhibitor of the Anammox Process at Common pH Conditions, *Biotechnology Letters*, 36, 547-551.
- Pynaert, K., Smets, B. F., Wyffels, S., Beheydt, D., Siciliano, S. D., and Verstraete, W. (2003). Characterization of an Autotrophic Nitrogen-Removing Biofilm from a Highly Loaded Lab-Scale Rotating Biological Contactor, *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 3626-3635.
- Quan, Z., Rhee, S., Zuo, J., Yang, Y., Bae, J., Park, J. R., Lee, S., and Park, Y. (2008). Diversity of Ammonium-Oxidizing Bacteria in a Granular Sludge Anaerobic Ammonium-Oxidizing (Anammox) Reactor, *Environmental Microbiology*, 10, 3130-3139.
- Ruiz, G., Jeison, D., and Chamy, R. (2003). Nitrification with High Nitrite Accumulation for the Treatment of Wastewater with High Ammonia Concentration, *Water Research*, 37, 1371-1377.
- Sangolkar, L. N., Maske, S. S., and Chakrabarti, T. (2006). Methods for Determining Microcystins (Peptide Hepatotoxins) and Microcystin-Producing Cyanobacteria, *Water Research*, 40, 3485-3496.
- Seyfried, C., Hippen, A., Helmer, C., Kunst, S., and Rosenwinkel, K. (2001). One-Stage Deammonification: Nitrogen Elimination at Low Costs, *Water Science and Technology: Water Supply*, 1, 71-80.
- Shalini, S. S. and Joseph, K. (2012). Nitrogen Management in Landfill Leachate: Application of SHARON, ANAMMOX and Combined SHARON ~ ANAMMOX Process, *Waste Management*, 32, 2385-2400.
- 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, *Water Science and Technology*, 57, 383-388.
- Slikers, A. O., Derwort, N., Gomez, J. C., Strous, M., Kuenen, J., and Jetten, M. (2002). Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite in One Single Reactor, *Water Research*, 36, 2475-2482.
- Slikers, A. O., Third, K., Abma, W., Kuenen, J., and Jetten, M. (2003). CANON and Anammox in a Gas-lift Reactor, *FEMS Microbiology Letters*, 218, 339-344.
- Speth, D. R., In't Zandt, M. H., Guerrero-Cruz, S., Dutilh, B. E., and Jetten, M. S. (2016). Genome-based Microbial Ecology of Anammox Granules in a Full-Scale Wastewater Treatment System, *Nature Communications*, 7, 11172.
- Strous, M., Heijnen, J., Kuenen, J. G., and Jetten, M. (1998). The Sequencing Batch Reactor as a Powerful Tool for the Study of Slowly Growing Anaerobic Ammonium-Oxidizing Microorganisms, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50, 589-596.
- Strous, M., Kuenen, J. G., and Jetten, M. S. (1999). Key Physiology of Anaerobic Ammonium Oxidation, *Applied and Environmental Microbiology*, 65, 3248-3250.
- Strous, M., Van Gerven, E., Zheng, P., Kuenen, J. G., and Jetten, M. S. (1997). Ammonium Removal from Concentrated Waste Streams with the Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) Process in Different Reactor Configurations, *Water Research*,

- 31, 1955-1962.
- Surmacz-Górska, J., Cichon, A., and Miksch, K. (1997). Nitrogen Removal from Wastewater with High Ammonia Nitrogen Concentration via Shorter Nitrification and Denitrification, *Water Science and Technology*, 36, 73-78.
- Third, K., Sliemers, A. O., Kuenen, J., and Jetten, M. (2001). The CANON System (Completely Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite) under Ammonium Limitation: Interaction and Competition between Three Groups of Bacteria, *Systematic and Applied Microbiology*, 24, 588-596.
- Tran, H., Park, Y., Cho, M., Kim, D., and Ahn, D. (2006). Anaerobic Ammonium Oxidation Process in an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor with Granular Sludge Selected from an Anaerobic Digester, *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 11, 199-204.
- Trigo, C., Campos, J., Garrido, J., and Mendez, R. (2006). Start-Up of the Anammox Process in a Membrane Bioreactor, *Journal of Biotechnology*, 126, 475-487.
- Vadivelu, V., Keller, J., and Yuan, Z. (2007). Free Ammonia and Free Nitrous Acid Inhibition on the Anabolic and Catabolic Processes of *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*, *Water Science and Technology*, 56, 89-97.
- Van De Graaf, A. A., De Bruijn, P., Robertson, L. A., Jetten, M. S., and Kuenen, J. G. (1997). Metabolic Pathway of Anaerobic Ammonium Oxidation on the basis of ^{15}N Studies in a Fluidized Bed Reactor, *Microbiology*, 143, 2415-2421.
- Van der Star, W. R. L., Abma, W. R., Blommers, D., Mulder, J., Tokutomi, T., Strous, M., Picioreanu, C., and van Loosdrecht, M. C. (2007). Startup of Reactors for Anoxic Ammonium Oxidation: Experiences from the First Full-Scale Anammox Reactor in Rotterdam, *Water Research*, 41, 4149-4163.
- Van der Star, W. R. L., Miclea, A. I., van Dongen, U. G., Muyzer, G., Picioreanu, C., and van Loosdrecht, M. (2008). The Membrane Bioreactor: a Novel Tool to Grow Anammox Bacteria as Free Cells, *Biotechnology and Bioengineering*, 101, 286-294.
- Van Dongen, U., Jetten, M. S., and Van Loosdrecht, M. (2001). The SHARON®-Anammox® Process for Treatment of Ammonium Rich Wastewater, *Water Science and Technology*, 44, 153-160.
- Van Hulle, S. W., Vandeweyer, H. J., Meesschaert, B. D., Vanrolleghem, P. A., Dejjans, P., and Dumoulin, A. (2010). Engineering Aspects and Practical Application of Autotrophic Nitrogen Removal from Nitrogen Rich Streams, *Chemical Engineering Journal*, 162, 1-20.
- Van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Recent Development on Biological Wastewater Nitrogen Removal Technologies, *Proceedings of the International Conference on Wastewater Treatment for Nutrient Removal and Reuse (ICWNR'04)*, Pathumthani, Thailand, January, 26-29.
- Van Loosdrecht, M. C. M. and Salem, S. (2006). Biological Treatment of Sludge Digester Liquids, *Water Science and Technology*, 53, 11-20.
- Vlaeminck, S., Cloetens, L. F., Carballa, M., Boon, N., and Verstraete, W. (2008). Granular Biomass Capable of Partial Nitritation and Anammox, *Water Science and Technology*, 58, 1113-1120.
- Wang, X. and Gao, D. (2016). In-Situ Restoration of One-Stage Partial Nitritation-Anammox Process Deteriorated by Nitrate Build-Up via Elevated Substrate Levels, *Scientific Reports*, 6, 37500.
- Wei, D., Du, B., Xue, X., Dai, P., and Zhang, J. (2014). Analysis of Factors Affecting the Performance of Partial Nitrification in a Sequencing Batch Reactor, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98, 1863-1870.
- Wett, B. (2006). Solved Upscaling Problems for Implementing Deammonification of Rejection Water, *Water Science and Technology*, 53, 121-128.
- Wiesmann, U. (1994). Biological Nitrogen Removal from Wastewater, *Biotechnics/Wastewater*, 113-154.
- Wyffels, S., Boeckx, P., Pynaert, K., Zhang, D., Van Cleemput, O., Chen, G., and Verstraete, W. (2004). Nitrogen Removal from Sludge Reject Water by a Two-Stage Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification Denitrification Process, *Water Science and Technology*, 49, 57-64.
- Yamamoto, T., Wakamatsu, S., Qiao, S., Hira, D., Fujii, T., and Furukawa, K. (2011). Partial Nitritation and Anammox of a Livestock Manure Digester Liquor and Analysis of Its Microbial Community, *Bioresour. Technology*, 102, 2342-2347.
- Yang, T., Zhang, L., Cheng, J., Zhang, S., Li, B., and Peng, Y. (2017). Achieve Efficient Nitrogen Removal from Real Sewage in a Plug-Flow Integrated Fixed-Film Activated Sludge (IFAS) Reactor via Partial Nitritation/Anammox Pathway, *Bioresour. Technology*, 239, 294-301.
- Zhang, Z. Z., Zhang, Q. Q., Xu, J. J., Deng, R., Ji, Z. Q., Wu, Y. H., and Jin, R. C. (2016). Evaluation of the Inhibitory Effects of Heavy Metals on Anammox Activity: A Batch Test Study, *Bioresour. Technology*, 200, 208-216.