

## 육상양식장 배출수내 생물학적 질소처리시 수리학적 체류시간의 영향

박노백\*

국립수산과학원 제주수산연구소

# Effect of Hydraulic Retention Time on Biological Nitrogen Removal in Land-based Fish Farm Wastewater

Park Noh-Back\*

Jeju Fisheries Research Institute, National Institute Fisheries Science, Jeju 63068, Korea

This study investigated the removal efficiency of organic matter and nitrogen from fish farm effluent by hydraulic retention time (HRT) using an upflow biological filter (ANR system) reactor. The recycling time and influent flow in the reactor were controlled to 14.8, 7.4, 5.5 and 3.2 h to evaluate HRT. In addition, each reactor was coupled to a fixed bed upflow filter charged with media. The results showed that removal efficiency was  $\geq 95\%$  with an HRT of 5.5 h, and nitrification efficiency was reduced to 81% with an HRT of 3.2 h, although nitrification efficiency temporarily decreased due to the shock load as HRT decreased. Total nitrogen removal rate was also reduced to about 65% with an HRT of 3.2 h, which was considered a washout effect of nitrifying and denitrifying microorganisms by increasing the shearing force to the filter media, which decreased organic matter and nitrogen removal efficiency.

Keyword: Biological aerated filter, Hydraulic retention time, Nitrification, Denitrification

### 서 론

양식장에서 발생하는 오염물 중 수계에 가장 큰 영향을 미치는 것은 사료 공급에 의해 발생하는 미섭취 사료와 양식생물의 대사작용 중 소화하지 못한 영양분, 어분, 노 등으로 알려져 있다. 또한 최근의 양식산업은 과도한 물 사용과 오염원 배출에 의한 연안 환경에 부정적인 영향을 미치는 것으로 평가되고 있다 (Park et al., 2014). 이에 따라 정부는 수산물 양식시설에 대해 「수산물 양식시설 배출수 수질기준 설정 및 관리지침(Ministry of Environment, 2003)」을 제정하여 실질적인 오염원 관리가 가능하도록 유도하였다. 그러나 양식장 배출수 오염물질 중 입자상으로 존재하는 고형물질인 유기물(biochemical oxygen demand, BOD; chemical oxygen demand, COD)과 부유물질(suspended solid, SS)만을 관리하고 있고, 정부 및 지자체의 실질적인 관리감독이 어려워 양식시설의 배출수 관리에 실효성을 거두기 어렵다. 또한 질소 등 영양염류의 관리지침이 없어 하천 및 호소, 연안해역의 부영양화를 가속시켜 수계의 이용성을 저하시키고 있다. 양식장 배출수의 생물학적 영양염의 관리는 질산화와 탈질화를 통해 이루어지며, 효율적인 질산화 및 탈질

반응을 유도하기 위한 여러 연구들이 진행되었다(Patiquin and Knowles, 1972; Smith and Duff, 1988; Masser et al., 1999; Chen et al., 2006; Park et al., 2013; Park et al., 2014). 그러나 기존의 활성슬러지 공정(activated sludge process)을 이용한 생물학적 처리방법만으로 양식배출수를 처리하기 위해서는 낮은 C/N (carbon/nitrogen)비로 인한 한계와 넓은 부지 소요 면적에 대한 문제점을 해결하기 어렵기 때문에 생물여과공정(Biofilter process)과 같은 고도처리 공정이 도입되었다(Park et al., 2014). 생물여과공정에서 생물막을 유지하는 여러 요소들로 용존산소(Dissolved oxygen), 수리학적 체류시간(hydraulic retention time, HRT), 온도, 기질농도, alkalinity, 생물막의 두께 및 여재의 특성 등이 고려되고 있다(Choi et al., 2003; Park et al., 2010). 유기물 농도가 비교적 낮은 오염물질을 함유한 폐수에서 생물막을 활용할 경우 성장속도가 느린 미생물에 적합한 서식환경을 제공하고(Shin et al., 1995; Park et al., 2010; Ahn et al., 2012), 부착성장 미생물을 이용할 경우 부유성장 미생물보다 온도와 충격부하에 강하며, 수리학적 체류시간이 짧은 경우에도 안정적인 처리가 가능하다는 장점이 있다(Randall and Sen, 1996). 또한 양식배출수내 질소 제거를 위한 생물학

<https://doi.org/10.5657/KFAS.2017.0250>



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.

Korean J Fish Aquat Sci 50(3) 250-256, June 2017

Received 18 August 2016; Revised 13 December 2016; Accepted 27 March 2017

\*Corresponding author: Tel: +82. 64. 750. 4316 Fax: +82. 64. 750. 743. 5883

E-mail address: pnb502@korea.kr

적 질산화와 탈질반응을 유도하기 위해 HRT와 적정 C/N비가 매우 중요요소이며, 이는 양식배출수 처리 과정에서 반응조의 크기를 결정하는데 중요한 지표가 된다(Park et al., 2014). 질산화 반응은 독립영양형 미생물에 의해 진행되는데, 유기물의 분해로부터 성장하는 중속영양미생물보다 성장속도가 느리기 때문에 효율적인 질산화 반응을 유도하기 위해서는 비교적 긴 SRT (solid retention time)가 요구된다. 이때, 미생물의 성장은 그 세대시간(generation time)에 영향을 받는데, 일반적인 활성슬러지 공정에서 유기물 산화에 관여하는 중속영양 미생물들의 세대시간은 질산화미생물보다 약 10-20배 정도 짧게 요구되며 (Lawrence and McCarty, 1970), 폐수처리 공정에서 질산화 반응을 위해서는 성장률이 낮은 질산화 미생물을 고려할 때 SRT를 길게 운영하는 것이 바람직하고, 질산화를 위한 폭기조 용량은 식(1)과 같이 SRT를 기본으로 한다(USEPA, 1993).

$$SRT(\theta_c) = \frac{X(HRT)}{X_w} \dots\dots\dots(식 1)$$

- SRT: solid retention time, day
- X: average mixed liquor suspended solid (MLSS) in aeration tank, mg/L
- HRT: aeration tank hydraulic retention time, day
- X<sub>w</sub>: biomass production, mg/L

질산화 반응이 정상상태(steady-state)에서는 미생물의 양이 일정해지며, 이 때 SRT (θ<sub>c</sub>)와 질산화미생물의 성장률과의 관계는 식(2)와 같다.

$$\theta_c = \frac{1}{\mu'_N - \mu_N - b_N} \dots\dots\dots(식 2)$$

- μ<sub>N</sub>: Net specific growth rate of nitrifiers, day<sup>-1</sup>
- μ<sub>N</sub><sup>'</sup>: Specific growth rate of nitrifiers, day<sup>-1</sup>
- b<sub>N</sub>: Endogenous decay coefficient for nitrifiers, g/g·day

이러한 질산화미생물을 반응조내 축적시켜 biomass량을 늘리기 위해 생물막 공정을 도입하여 SRT를 길게 유지할 수 있게 운영할 수 있으나, 육상양식장에서 양식생물의 사육을 위해 사용되는 사육수의 순환율이 일반적으로 시간당 0.5-1 회전으로 많은 양의 물을 사용하고 있어(Park et al., 2014), 빠른 유속으로 여재(media) 표면에 미생물 축적이 쉽지 않아 생물막 공정의 초기 안정화 기간이 길게 소요된다. 또한 생물학적 질소제거를 위해서는 수리학적 체류시간을 길게 유지하여 암모니아성 질소 산화를 유도해야 하는데(Park et al., 2013), 수리학적 체류시간을 줄이기 위해 생물막 공정의 도입으로 질산화미생물의 농축을 유도할 수 있으나, 양식장내 높은 사육수 순환률로 인한 빠른 유속으로 반응조내 적정 수리학적 체류시간을 유지하기가 어렵다. 따라서 본 연구에서는 실험실 규모의 연속식 실험장치를

를 이용하여 양식배출수의 생물막 공정을 통한 생물학적 질소 제거에 미치는 수리학적 체류시간의 영향을 관찰하였으며, 생물학적 질소제거에 요구되는 최적조건을 도출하고자 하였다.

## 재료 및 방법

### 원수특성

실험에 사용된 원수(raw water)는 국립수산과학원 생물사육 실험 해산어(넙치) 양식 후 배출수(해수) 성상은 Table 1에 나타내었다. 해산어 양식 배출수의 일반적 암모니아성 질소(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)의 농도는 평균적으로 0.12 mg/L, 아질산성 질소(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N) 및 질산성 질소(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)의 농도는 0.003, 0.192 mg/L로 나타났다. 양식 배출수내 질소산화물이 존재하는 이유는 해수내 미량 존재하는 농도와 양식생물 사육기간 동안 어류 아가미에 부착되어 있거나 사육수 내 존재하는 질산화 미생물에 의해 암모니아성 질소가 일부 산화되어 존재하였을 것으로 예상된다. 양식 사육수내 추가적으로 NH<sub>4</sub>Cl를 이용하여 반응조 유입원수의 암모니아성 질소의 농도를 30 mg/L로 조절하였다. 이는 양식장 사육수의 순환율이 일반적으로 시간당 0.5-1 회전으로 많은 양의 물을 사용하고 있는데, 어중에 따라 다르지만 사육밀도와 사육수 순환율을 1/3로 감소하였을 경우를 가정하여 원수 암모니아성 질소의 농도를 결정하였다. C/N비에 따른 질산화 및 탈질 효율을 평가하기 위해 포도당(glucose)을 0-130 mg/L로 조절하여 주입하였다.

### 운전 조건

육상양식장 해수 배출수내 영양물질(질소 등)의 생물학적 제거를 위해 ANR (aquaculture nitrogen removal) 시스템을 제작하여 운전하였다(Fig. 1). 반응조의 구성은 생물학적 질산화(Nitrification)-탈질(Denitrification) 반응을 유도하기 위해 생물막(biofilter) 공정으로 탈질반응조와 질산화반응조 직렬로 배열하였고, 반응조 유입수내 유기물을 활용하기 위해 전탈질

Table 1. Characteristics of synthesis and rearing tank wastewater (sea water)

Item	Range (mg/L)	Average (mg/L)
Substrate as SCOD	Glucose	0-130
Ammonia as N	NH <sub>4</sub> Cl	30
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	0.059-0.16	0.12±0.03
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	0.003-0.004	0.003±0.00036
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0.18-0.202	0.192±0.0067
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	0.024-0.118	0.046±0.027
SiO <sub>2</sub>	0.038-0.438	0.421±0.018
COD <sub>Mn</sub>	2.03-2.85	2.32±0.23
Salinity, psu	34.26-34.74	34.54±0.13

(pre-anoxic) 공정으로 운전하였다. 탈질반응조는 유입수와 반송수의 사영역(dead space)을 방지하기 위해 10-30 rpm으로 교반하였는데, 이는 유입수내 입자성 물질을 탈질반응의 탄소원으로 활용할 목적으로 하였고, 반응조 상단에는 탈질반응으로 발생하는 질소가스( $N_2$ ) 배출을 위해 port를 설치하였다. 질산화 반응조내 공기 주입은 송풍기를 이용하여 4-8 mg/L의 용존산소 농도를 유지하여 질산화 반응이 충분히 발현될 수 있도록 하였다. 각 반응조의 운전부피(working volume)는 40 L, 유량(flow rate)은 64.8 L/day로 설정하여 운전하였고, 이때 반응조의 수리학적 체류시간(HRT)은 14.8 h 이었다. 질산화 반응조에서 질산화된 질소산화물의 탈질반응을 위해 정량펌프를 이용하여 탈질반응조로 반송(recycle) 하였고, 반송율 100%를 고려하였을 경우 시스템내 전체 수리학적 체류시간은 7.4 h 이었다. 수리학적 체류시간에 대한 평가를 위해 반송과 유입유량을 조절하여 14.8, 7.4, 5.5, 3.2 h으로 단계적으로 감소하여 운전하였다. 각 반응조에는 모두 여재(media)를 충전한 고정상 상향류식 필터(filter)형태로 운전하였으며, 충전한 여재는 외경과 높

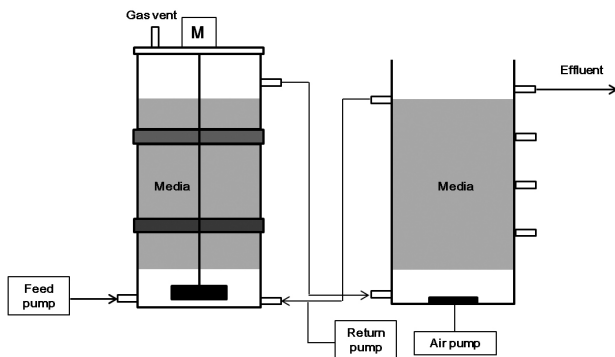


Fig. 1. Schematic diagram of ANR system.

Table 2. Operation condition of ANR (aquaculture nitrogen removal) system

Process Parameters	Aquaculture Nitrogen Removal system	
	Denitrification	Nitrification
Flow rate(Q), L/day	64.8	
Working volume, L	40	
HRT(hydraulic retention time), hr	14.8, 7.4, 5.5, 3.2	
Recycle ratio	1-2Q (100-200%)	
Seeding sludge	domestic wastewater plant sludge	
Media type & Packed	fully packed with 0.5 inch ring-type plastic media	
Reactor type	biofilter	
Temperature, °C	10~26±2	
Dissolved oxygen, mg/L	0-2	4-8
Mixer blade type	PTEF impeller	-
Air stone type	-	plat

이가 12.7 mm (0.5 inch)인 원형(ring-type)의 플라스틱 재질을 사용하였고, 각 반응조의 충전율은 100%, 이때 공극율은 90% 이었다. 각 반응조내 탈질 및 질산화 슬러지는 B시의 하수종말 처리장 슬러지를 채취하여 반응조내 식중하였고, 해수에 충분히 적응하여 운전하였다. Table 2는 기타 자세한 운전조건을 나타내었다.

### 분석방법

해수 내 존재하는 질소는 Hach Co.의 기기(DR2700)를 이용하였는데, 암모니아성 질소의 분석은 Nessler법, 아질산성 질소는 Diazotization 법(Hach, USA), 질산성 질소는 Cadmium reduction 법(Hach, USA)을 이용하여 분석하였다. 화학적산소 요구량( $COD_{Mn}$ ,  $SCOD_{Mn}$ )은 해양환경공정시험법의 알칼리성 과망간산칼륨법을 이용하여 정량하였고, 알칼리도는 standard method의 적정법(APHA, 2005)을 이용하여 분석하였다. 용존산소(DO), pH, 염분농도는 YSI Co.의 기기(YSI-556NPS, USA)를 이용하여 측정하였고, 기타 항목은 standard method (APHA, 2005)와 해양환경공정시험법(Ministry of Oceans and fisheries, 2008)을 이용하여 분석하였다.

### 결과 및 고찰

#### 수리학적 체류시간 변화에 따른 질산화 영향

일반적으로 RAS (recirculating aquaculture system) 내에서 생물막을 이용하여 질산화를 유도하는 경우 암모니아성 질소의 농도는 중요한 설계인자로 작용한다(Wheaton et al., 1994; Park et al., 2014). 이는 RAS 내 생물막에서 질산화 반응을 유도하기 위한 TAN (total ammonium nitrogen)의 최소농도와 낮은 수준의 암모니아 농도가 어류에 독성으로 작용하기 때문에 낮은 암모니아 기질조건에서 생물막에 의한 질산화 반응이 증

분히 유도되어야 한다(Chen et al., 2006; Park et al., 2013, Park et al., 2014). 이 때 질산화를 위한 가장 중요한 인자 중의 하나가 수리학적 체류시간이며, 최적 수리학적 체류시간이 암모니아성 질소를 제거하기 위한 최소 부지면적을 결정하기 때문에 효율적이고 경제적인 체류시간의 운용이 매우 중요하다.

체류시간을 14.8 h에서 3.2 h까지 감소시키면서 ANR system 질산화 반응조의 암모니아성 질소의 거동을 Fig. 2에 나타내었는데, 질산화반응조의 체류시간의 조절은 내부반송율을 0-200%까지 유량을 증가시켜 조절하였다. HRT 14.8 h로 운영된 반응조 운전초기 유입수의 암모니아성 질소 농도는 평균적으로 약 35 mg/L이었고, 운전기간 약 20일까지 최종 유출수는 약 10 mg/L 내외로 유출되었다. 운전기간 약 35일까지 질산화율은 약 70%이었고, 60일 이후 유출수내 암모니아성 질소의 농도는 평균 2.93 mg/L로 90-97%의 안정적인 질산화율을 나타내었다. 운전초기 반응조가 정상상태(steady state)까지 도달하기 위해 질산화 미생물의 안정화 기간이 약 60일 정도 소요되는 것으로 판단된다. HRT 14.8 h에서 질산화율이 정상상태에 도달하였을 때 내부순환율을 100% 증가하여 HRT를 7.4 h으로 감소하였고 충격부하에 의해 질산화율이 60%까지 감소하였으나 이후 유출수내 암모니아성 질소의 농도는 평균적으로 1.5 mg/L 정도로 약 95% 이상의 질산화율을 나타내었다. 100%의 내부반송 증가로 인한 HRT가 감소(14.8→7.4 h) 하였을 때 유입수내 암모니아성 질소는 2.1 g·NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/day에서 0.096 g·NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/day로 평균적으로 약 95% 이상의 높은 질산화 효율을 나타내었다. HRT를 5.5 h으로 감소하였을 경우 유량 증가에 따른 충격부하에 의해 질산화율이 약 68%까지 현저하게 감소하였고, 감소된 질산화율이 정상상태까지 도달하기 까지 약 25일 정도의 시간이 요구되었다. HRT 5.5 h으로 운전하였을 때 초기 충격부하만 없었다면 HRT 5.5 h에서 질산화율 95% 이상(유출수 암모니아성 질소 0.1 g·NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/day)의 충분한 질산화반응을 유도할 수 있을 것으로 판단된다. HRT를 3.2 h으로 감

소하였을 경우 충격부하로 인한 급격한 질산율의 변화는 관찰되지 않았으나 지속적인 질산화를 저감이 관찰되었다. 이는 내부 반송율이 200% 증가하면서 빠른 유속에 의해 질산화 미생물이 유실(washout)되어 효율이 감소되었을 것으로 추정된다.

HRT 3.2 h에서 유출수 내 암모니아성 질소는 2-3 mg/L로 유출되었고, 이후 4.0 mg/L 이상으로 유출되어 80% 이하의 질산화 효율을 나타내었다. 따라서 해수(sea water)내 암모니아성 질소를 95-100% 제거하기 위해서는 5 h 정도의 체류시간이 요구되며 HRT 3 h 정도에서는 80% 이하의 효율을 기대할 수 있는 것으로 판단된다(Fig. 5). 양식장 배출수의 생물학적 처리에 있어 순환여과를 도입할 경우 질산화에 의한 질산염과 용존 유기물의 축적에 의한 영향을 최소화하기 위해 시스템의 약 5-10% 정도의 외부순환수를 추가하여 운영하게 되는데(Masser et al., 1999), 보충수에 의한 희석효과를 고려한 질산화 반응을 유도할 수 있는 최적 체류시간의 도출이 요구된다.

운전기간 동안 pH 거동(Fig. 3)을 살펴보면 운전초기 질산화반응에 의한 알칼리도 소모로 유출수의 pH가 급격하게 감소되고 질산화율의 변화가 큰 것으로 관찰되었다. 이에 HRT 5.5 h부터 중탄산나트륨(sodium bicarbonate)을 주입하여 운전하였을 경우 안정적인 pH 거동을 나타내었다. 운전초기 반응조 유입수(양식 배출수)내 알칼리도는 평균적으로 약 100 mg/L (as CaCO<sub>3</sub>) 정도로 낮은 수준이어서 HRT 7.4 h에서는 약 50 mg·NaHCO<sub>3</sub>/L 알칼리도를 주입하였으나, HRT 감소에 따른 내부 반송에 의한 희석율 증가로 인해 알칼리도를 약 100 mg·NaHCO<sub>3</sub>/L로 증가하여 주입하였을 때 반응조내 질산화반응이 안정적이었고, 반응조 유출수내 pH도 중성범위를 유지하였다(Fig. 4).

수리학적 체류시간 및 CN비에 의한 탈질반응 (denitrification) 영향

유입수내 탈질반응의 외부탄소원으로 사용될 수 있는 입자성

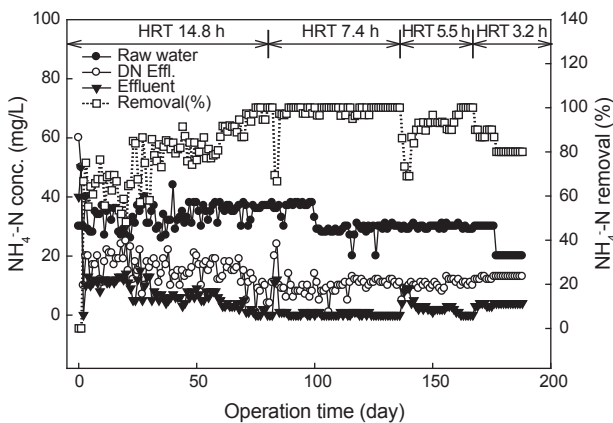


Fig. 2. Ammonium concentration and removal efficiency with various HRT.

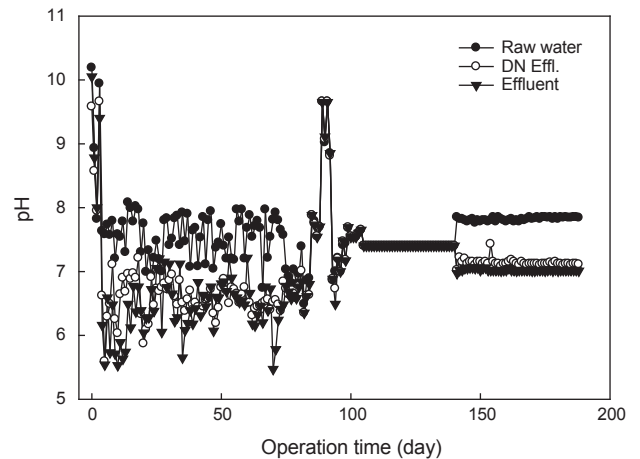


Fig. 3. Variation of influent and effluent pH concentration.



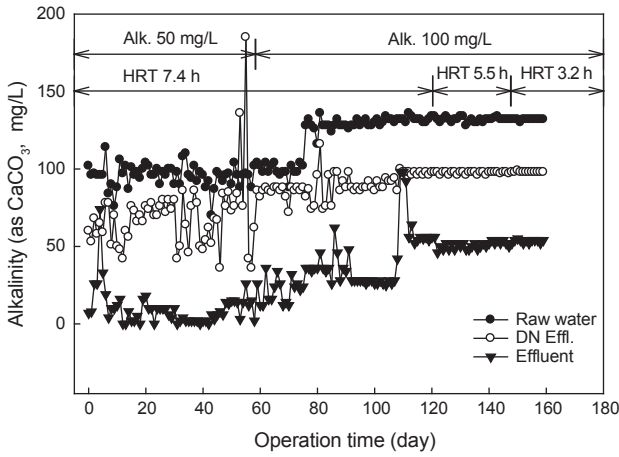


Fig. 4. Alkalinity concentration in the ANR system during the operation period.

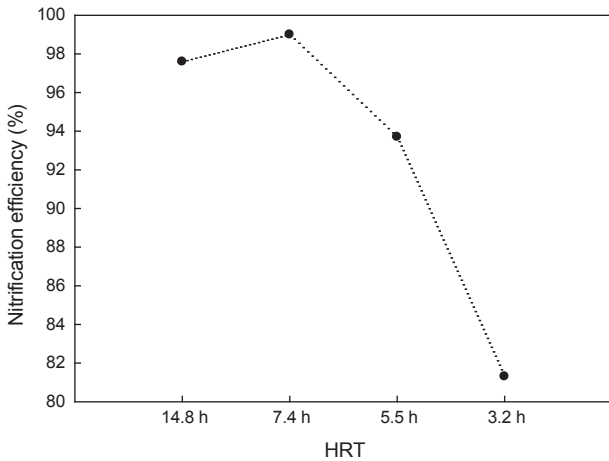


Fig. 5. Ammonium removal efficiency at various HRT.

유기물 등  $TCOD_{Mn}$  농도는 약 20 mg/L 내외였는데, 유입수내 질소 농도를 기준으로  $COD/N (NH_4^+-N)$  비는 0.6으로 낮은 수준이었다(Park et al., 2014). 따라서 효과적인 탈질 반응의 유도를 위해 포도당(Glucose)을 이용하여  $TCOD_{Mn}$  농도를 100 mg/L 주입하여 최소 C/N비를 3 정도로 운전하였고, 수리학적 체류시간에 따른 탈질율을 관찰하기 위해 C/N비 5로 증가시켜 충분한 탈질 반응을 유도하였다. 운전초기 C/N비 0.6에서 3으로 증가함에 따라 운전기간 20일에서 40일까지 안정적인 질산성 질소 제거율을 보였는데, 탈질 반응조에서 유출되는 질산성 질소의 농도는 약 4 mg/L 정도였고, 미처리된 암모니아성 질소 등 총질소(TN) 제거율로 계산할 경우 약 74%이었으며, 정상상태 도달 후 약 88%의 높은 탈질 효율을 나타내었다. 이후 안정적인 탈질 반응을 유도하기 위해 C/N비를 5로 증가하였고, HRT를 단계적으로 감소하여 탈질 효율을 관찰하였다. HRT를

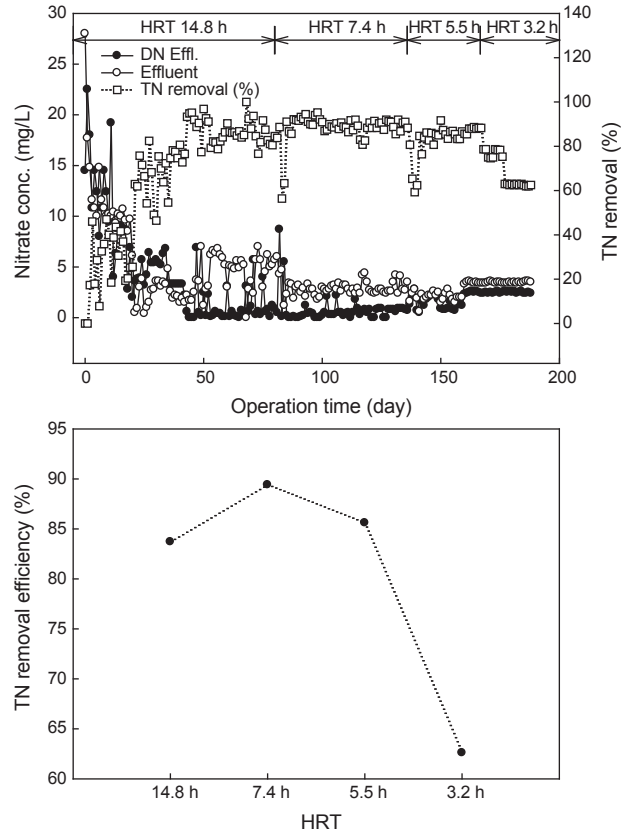


Fig. 6. Nitrate and TN removal efficiency with various HRT.

14.8 h에서 3.2 h으로 내부반응을 통해 단계적으로 감소하였을 때 탈질 반응의 거동을 Fig. 6에 나타내었다. HRT 14.8 h에서 7.4 h으로 감소하였을 때 초기 탈질 반응조내 유속증가에 의한 충격부하로 일시적으로 질산성질소의 농도가 8.7 mg/L로 유출되어 총질소 농도로 약 56%까지 탈질 효율이 감소되는 것으로 나타났으나 이후 정상상태에 도달하여 안정적인 탈질 효율을 나타내었다. HRT 5.5 h으로 감소하였을 때 충격부하로 59%까지 총질소 제거율이 감소하였고, 이 때 미처리된 질산성 질소의 농도는 2.8 mg/L이었다. 이후 정상상태에 도달하였으나 HRT 5.5 h에서의 평균 총질소 제거율은 약 82.4%로 나타났다. 그러나 HRT 3.2 h에서는 내부반응율(2Q)의 증가로 인해 질소제거율이 낮아졌는데, 탈질 반응조에서 유출되는 질산성 질소의 평균농도는 약 2.5 mg/L이었고 총질소 제거율은 약 60%까지 현저히 감소되었다. Fig. 7은 HRT 5.5, 3.2 h에서 용존유기물(soluble COD) 거동을 모식화하였는데, HRT 3.2 h에서 SCOD 제거율이 80% 이하로 현저하게 감소되는 것이 관찰되었다. 또한 탈질반응조 유출수의 SCOD 농도가 약 27 mg/L에서 58 mg/L로 2배정도 높게 유출되었다. 이는 유속증가에 의해 접촉시간이 짧아 탈질 반응의 탄소원으로 이용되지 않은 것으로 판단된다. 일반적으로 생물막 공정에서 유기물 및 질소제

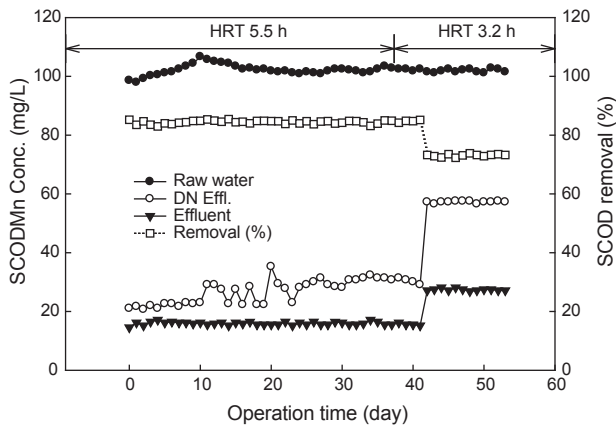


Fig. 7. SCOD concentration and removal efficiency with various HRT.

겨울은 여재의 표면부하율과 밀접한 상관관계를 가지고 있는데(Boller et al., 1994), 본 연구에서 HRT의 감소에 따라 F/M (food/microorganism)비, 표면적당 부하율이 감소되면서 유기물 및 질소제거율이 감소되는 것으로 판단된다.

### 결과의 고찰

수리학적 체류시간이 감소함에 따라 질산화 및 탈질 효율 감소와 유기물 제거효율의 감소는 미생물의 생성량 보다는 유속 변화에 의한 물리적인 생물막 탈리와 유실(washout)로 판단될 수 있다(Choi et al., 2003). 생물막 공정에서 여재 표면의 생물막 밀도 및 두께는 기질 부하율, 세포의 증식단계, 난류의 강도 등에 따라 달라질 수 있기 때문에(Hoehn and Ray, 1973) 체류시간이 14.8 h에서 3.2 h로 감소할 때 반응조내 유속 증가에 따른 전단력에 의해 질산화 및 탈질 미생물들이 유실되었을 것으로 추정된다. 선행연구(Park et al., 2014)에 의하면 HRT 7.4 h에서 정상상태시 반응조내 축적되는 생물막의 두께는 65  $\mu\text{m}$ 로 산정되어 Liu et al. (2013)이 제시한 최적 생물막 두께인 70  $\mu\text{m}$ 와 유사하였으나, HRT 감소(5.5, 3.2 h)로 생물막 두께가 감소하여 질산화 및 탈질 효율이 저하되었을 것으로 추정된다. 생물막 공정을 이용한 생물학적 질소처리시 여재 표면의 생물막은 운전초기 biomass가 증가하여 두께가 증가될 수 있으나, 체류시간에 따른 수류 전단력에 의해 탈리되고(Characklis, 1981) F/M비가 증대되어 유기물 및 영양 염류 제거에 제한인자로 작용될 수 있기 때문에 적정 수리학적 체류시간의 운전조건 설정이 매우 중요하다.

본 연구에서는 전탈질(pre-anoxic) 생물막 공정을 도입하여 수리학적 체류시간에 따른 양식사육 배출수(해수)내 유기물 및 질소를 제거를 관찰하였다. HRT를 단계적으로 감소하였을 때(14.8, 7.4, 5.5, 3.2 h) 충격부하에 의해 질산화 효율이 일시적으로 감소하였으나, HRT 5.5 h 이상에서는 95% 이상의 안정적인 효율을 나타내었고, HRT 3.2 h에서는 81% 정도로 질산화 효율

이 저감되는 것으로 나타났다. 또한 총질소도 HRT 3.2 h에서 약 65% 이하로 제거율 감소하여 낮은 체류시간에서 반응조내 유속증가로 인한 여재표면의 전단력 증가로 질산화 및 탈질미생물의 유실로 효율이 저감되었을 것으로 판단된다.

### 사 사

이 논문은 2017년도 국립수산물품질관리원 수산과학연구소 “제주 넙치 양식장 모니터링 및 폐사율 저감 연구” 과제(R2017006)의 지원으로 수행된 연구입니다.

### References

Ahn KH, Ko KB, Kim IT and Kim KS. 2012. Pollutant removal in variable HRT using the aerobic biofilm. *J Environm Sci* 21, 1495-1501. <http://dx.doi.org/10.5322/JES.2012.21.12.1495>.

APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. Ameri Pub Health Associ, Washington DC, U.S.A.

Boller M, Gujer W and Tschui M. 1994. Parameters affecting nitrifying biofilm reactors. *Wat Sci Tech* 29, 1-11.

Characklis WG. 1981. Fouling biofilm development: a process analysis. *Biotechnol Bioeng* 23, 1923-1960.

Chen S, Ling J and Blancheton JP. 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquac Eng* 34, 179-197. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.004>.

Choi DH, Bae W, Park SJ and Chung JW. 2003. Characteristics of wastewater treatment according to the variation of HRT and DO in biological aerated filter process, *J Korean Soc Environ Eng* 25, 1337-1343.

Hoehn RC and Ray AD. 1973. Effect of thickness on bacterial film. *J Wat Pollut Cont Fed* 45, 2302-2320.

Lawrence AW and McCarty PL. 1970. Unified basis for biological treatment design and operation, *Jour San Eng Div, Proc Amer Soc Civil Eng* 96, 757.

Liu H, Che X and Zhang Y. 2013. Performance of sequencing microbead biofilter in a recirculating aquaculture system. *Aquac Eng* 52, 80-86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.10.002>.

Masser MP, Rackocy J and Losordo TM. 1999. Recirculating aquaculture tank production system: management of recirculating system. *South Regio Aquacul Center* 452, 1-12.

Ministry of Environment. 2003. Establishment of effluent management guideline for aquaculture facility.

Park NB, Lee HY, Kim SM and Lee JS. 2014. Nitrification and Denitrification of land-based fish farm wastewater using an anaerobic-aerobic upflow biological aerated filter. *Korean J Fish Aquat Sci* 47, 622-629. <http://dx.doi.org/10.5657/KFAS.2014.0622>.

Park NB, Park MS, Lee JH and Myeong JI. 2013. A study of nitrification kinetics in the biofilter process for aquaculture

- water treatment: A review. *Korean J Fish Aquat Sci* 46, 675-681. <http://dx.doi.org/10.5657/KFAS.2013.0675>.
- Park SM, Jun HB, Bae JH, Park WK and Park NB. 2010. Removal of nutrients using an upflow septic tank(UST)-aerobic filter(AF) system. *Kor J Environ Agricul* 29, 232-238. <http://dx.doi.org/10.5338/KJEA.2010.29.3.232>.
- Park SM, Jun HB, Hong SP and Kwon JC. 2003. Small sewage treatment system with an anaerobic-anoxic-aerobic combined biofilter. *Wat Sci Tech* 48, 213-220.
- Patriquin DG and Knowles R. 1972. Nitrogen fixation in the rhizosphere of marine angiosperms. *Mar. Bid* 16, 49-58.
- Randall GW and Sen D. 1996. Full-scale evaluation of an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) process for enhanced nitrogen removal. *Wat Sci Tech* 33, 155-162.
- Shin HS, Lim KH, Lee ES and Choi GW. 1995. Removal of organic contaminants in water supplies by biofilm reactor, *J of Korean Soc Wat Qual* 11, 341-349.
- Smith RL and Duff JH. 1988. Denitrification in a sand and gravel aquifer. *Appl Environ Microbiol* 54, 1071-1078.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1993. Manual nitrogen control, EPA/625/R-93/010, 1-326.
- Wheaton FW, Hochheimer JN, Kaiser GE, Krones MJ, Libey GS and Easter CC. 1994. Nitrification principles: In Timmons MB and Losordo TM (Eds.), *Aquaculture water re-use system: Engineering design and Management*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 101-126.