

## 해수 조건에서 모래유동층 여과조의 TAN 부하량과 수온에 따른 질산화 효율

박정환

강원도립대학 해양생물자원개발과

### Nitrification Efficiency of the Fluidized Sand Biofilter by TAN Loading Rates and Temperatures in the Simulated Seawater Aquaculture Condition

Jeonghwan PARK

Department of Marine Bio-Resources, Gangwon Provincial College, Gangneung, 210-804, Korea

These experiments investigated the conditioning pattern and the nitrification efficiency of a fluidized sand biofilter (FSB) for seawater application. The FSB fed artificial nutrient was fully conditioned within 22 weeks. The maximum nitrification efficiency of the FSB was achieved at a superficial water velocity (SWV) of 1.0 cm/sec. After fixing the superficial water velocity at 1.0 cm/sec, the nitrification rates of the FSB were assessed at 3 total ammonia nitrogen (TAN) loading rates (250, 500, 1,000 g TAN/m<sup>3</sup>/day) and 3 water temperatures (12, 16, 20 °C). The TAN concentration in the simulated culture tank ranged from 2.87 to 9.72 mg/L at TAN loading rate of 1,000 g TAN/m<sup>3</sup>/day, while that ranged from 0.45 to 1.26 mg/L at TAN loading rate of 500 g TAN/m<sup>3</sup>/day. The ranges of TAN concentration in the former were too high for aquatic organisms and those in the latter were acceptable. Therefore, the safe TAN loading rate for the FSB in seawater conditions was decided as 500 g TAN/m<sup>3</sup>/day. From these results, daily TAN removal rates (g TAN/m<sup>3</sup>/day) of FSB under conditions of inlet TAN concentration (C, mg/L) and water temperature (T, °C) were calculated by the following non-linear multi-regression equation: TAN removal rate:  $f(z) = -1,311.295 + 655.714 \ln T + 225.775 \ln C$  ( $r^2 = 0.962$ ).

Key words: Fluidized sand biofilter, Nitrification, TAN

#### 서론

순환여과 사육 시설은 일간 총 시설 수량의 약 5-10%만을 교환하므로, 양식 생물의 최적 성장을 위한 적절한 수질환경 관리가 필요하다. 수중에서 용존산소가 충분하다면, 양식생물의 생존과 생산성을 제한하는 주된 요인은 total ammonia nitrogen (TAN)이다. TAN은 양식생물에게 매우 유독하여, 조직의 구조와 기능, 혈액 성장, 삼투압조절, 내병성, 성장, 번식에 심각한 영향을 주며 결국 생산성을 크게 감소시키는 원인이 된다(Jeney et al., 1992).

이러한 TAN 제거의 주된 장치로서 침지식, 살수식, 회전원판식, 유동층 등 다양한 형태의 생물학적 여과조가 개발되어 순환여과 사육 시설에 이용되고 있다. 국내의 경우에는 하향류식의 침지식 또는 살수식 여과조가 주로 이용되고 있으나, 해수 시설에서 생물학적 여과조의 성능을 조사한 자료는 매우 드물다. Hill and Gelman (1987)은 해수에서 염소의 영향으로 질산화 과정이 거의 일어나지 않는다고 하였다. 그러나 다른 여러 연구자들은 해수 조건에서도 완전한 질산화 과정이 일어난다고 하였으며, 최근 연구에서 여러 여과 매질을 이용한

해수 순환여과 사육 시설의 가능성을 보고한 바 있다(Davis and Arnold, 1998; Menasveta et al., 2001).

생물학적 여과조는 내부에 질산화 세균이 부착할 수 있는 매질의 여과 비표면적에 따라 성능이 크게 달라진다(Nijhof and Bovendeur, 1990). 그러나 여과 비표면적을 증가시키기 위해 매질의 크기를 감소시키게 되면, 매질간의 공극률이 줄어들어 고형물이 쉽게 막히는 현상이 발생하게 된다. 최근에는 모래를 수중에 균일하게 부양시키는 유동층 기법을 이용한 모래 유동층 여과조에 대한 연구가 진행되고 있다(Arbiv and van Rijn, 1995; Summerfelt and Sharrer, 2004). 모래 유동층 여과조는 미세한 모래를 여과 매질로 사용하는데, 모래가 항상 물 속에서 유동할 수 있도록 설계된다. 이러한 모래 유동층 여과조는 일반적으로 이용되는 여과 매질들에 비해 약 5-50배 이상 넓은 비표면적을 제공할 수 있다. 따라서 넓은 비표면적을 제공하면서도 모래 입자가 수중에 부유하고 있으므로 고형물에 의한 막힘 현상도 방지할 수 있는 장점을 지니고 있다.

본 연구는 해수조건에서 모래 유동층 여과조를 적용하기 위한 기초 자료로서 모래 유동층 여과조의 숙성 패턴과 TAN 부하량과 수온 조건에 따른 모래 유동층 여과조의 질산화 효율을 측정하였다.

\*Corresponding author: jpark@gw.ac.kr

재료 및 방법

모래유동층 및 실험장치

실험에 이용한 모래 유동층 여과조는 직경 200 mm, 높이 1.5 m (용적 40 L)의 아크릴 관으로 제작하였다. 사육수는 순환 펌프에 의해 여과조의 상부로부터 유입되어 바닥의 토출구를 통해 배출되었다. 모래 유동층은 모래가 정체구간 없이 유동하여야 하므로 물이 토출구로부터 회전하면서 배출되게 하여 적은 에너지로 효과적으로 모래를 부양하도록 고안되었다. 토출구에서 배출되어 모래 여과층을 통과한 사육수는 상부에 설치된 50 mm 배출구를 통해 사육수조(수량 600 L)로 재유입하였다(Fig. 1). 실험에 이용된 모래는 강원도 주문진 향호리에서 채취한 여과사(silica sand, (주) 주문진규사)였으며, Table 1에 모래의 물리적 특성을 나타내었다.

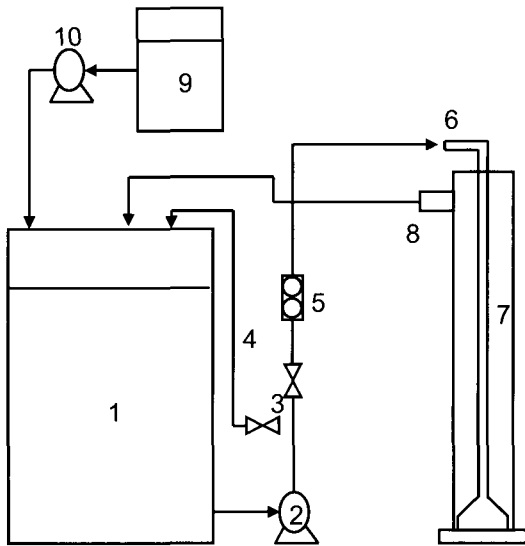


Fig. 1. Schematic diagram of the experimental system to test performance of fluidized sand filter. 1, head tank; 2, pump; 3, valve; 4, by-pass; 5, water flow meter; 6, water inlet; 7, fluidized sand filter; 8, water outlet; 9, artificial nutrient feeding tank; 10, metering pump.

Table 1. Characteristics of the filter sand used

Media	Silica sand (>SiO <sub>2</sub> 95%)
Specific weight (kg/m <sup>3</sup> )	2,604
Average diameter (μm)	469.0
Specific surface area (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	9,842
Total surface area (m <sup>2</sup> )	98.4

합성영양염의 조제 및 여과조 속성

실험에 이용된 합성영양염은 해수 조건에서 여과조 성능을 평가한 Zhu and Chen (2002)이 사용한 조성을 참고로 조제하였다(Table 2). 조제한 합성영양염을 총 수량의 약 10%에 해당하는 60 L의 여과해수(60% 해수)에 용해하고 정량 펌프(Model AK-60, Dongil Instrument Co. Ltd., Korea)로 사육수조에 투입하여 모의 사육 환경을 조성하였다.

Table 2. Compositions of the synthetic nutrient used in the present study (modified after Zhu and Chen, 2002)

Ingredients	Mass (mg/L)
NH <sub>4</sub> Cl	768
NaHCO <sub>3</sub>	1,968
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	20.08
Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	55.64
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	85.28
FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	2.79

실험방법

모래 유동층 여과조의 질산화 효율을 조사하기 전, 수온 20℃에서 사육수의 수리학적 상승속도가 1.0 cm/sec가 되도록 모래 유동층 여과조를 운전하고 일간 TAN 부하량이 250 g TAN/m<sup>3</sup>/day가 되도록 합성영양염을 투입하면서 모래 유동층 여과조의 속성 패턴을 관찰하였다. 모래 유동층 여과조가 충분히 속성된 후, 동일한 수온과 TAN 부하량에서 수리학적 상승속도를 0.7, 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec로 변화를 주어 모래 유동층 여과조가 최대 질산화 효율을 나타내는 최적 수리학적 상승속도를 조사하였다.

또한 도출된 최적 수리학적 상승속도를 고정하고, 수온 12, 16, 20℃에서, 일간 TAN 부하량을 250, 500, 1,000 g TAN/m<sup>3</sup>/day로 변화를 주면서 수온과 TAN 부하량에 따른 모래 유동층 여과조의 질산화 효율을 평가하였다.

모래 유동층 여과조의 배출수와 사육수 내 TAN 및 아질산성 질소의 농도를 측정하여 Malone and Beecher (2000)의 계산식을 참고로 각 조건에서 모래 유동층 여과조의 용적당 TAN 제거량과 아질산성 질소 제거량을 식 (1)과 (2)를 이용하여 각각 계산하였다.

용적당 TAN 제거량(g TAN/m<sup>3</sup>/day)

$$= \{(C_i - C_o) \times 1,000 \times 24\} Q / (V_{\text{sand}} \times 1,000) \quad (1)$$

C<sub>i</sub>, 모의 사육조 내 TAN 농도(mg/L)

C<sub>o</sub>, 모래 여과조 배출수 내 농도(mg/L)

Q, 유입수량(L/hr)

V<sub>sand</sub>, 모래의 용적(L)

용적당 아질산성 질소 제거량(g NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N/m<sup>3</sup>/day<sup>1</sup>)

$$= VTR + (C_{i,NO2-N} - C_{o,NO2-N}) \times 1000 \times 24 / (V_{\text{sand}} \times 1000) \quad (2)$$

C<sub>i,NO2-N</sub>, 모의 사육조 내 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N의 농도(mg/L)

C<sub>o,NO2-N</sub>, 모래 유동층 배출수내 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N의 농도(mg/L)

통계 처리

Window용 SPSS 12.0 프로그램으로 one-way ANOVA를 실시하고 최소유의차검정(LSD)으로 사육수 내 TAN, 아질산성 질소 농도, 각 수질 요인의 제거량을 평균간 유의성(P<0.05) 검정을 실시하여 최적 수리학적 상승속도를 평가하였다. 수온과 TAN 부하량에 대해 two-way ANOVA를 실시하여 수온과 TAN 부하량이 사육조 내 수질 요인들의 농도와 제거량에

미치는 영향을 평가하였으며, Duncan's multiple range test로 평균 간 유의성(P<0.05)을 검정하였다. 또한 수온과 유입 TAN 농도에 따른 모래 유동층 여과조의 일간 TAN 제거량을 Window용 회귀 최적화 프로그램 Table-Curve 3D를 이용하여 다중회귀식을 도출하였다.

**결 과**

**모래유동층 여과조의 숙성**

모래 유동층 여과조를 운전하면서 TAN 농도는 실험 시작 후 급격히 증가하여 8주째에 약 16.2 mg/L로 최고 농도에 도달하였다(Fig 2). 15주째까지 3.5 mg/L로 지속적으로 감소하였으나, 18주째에 10.8 mg/L까지 TAN 농도가 다시 상승 하였다. 이후 소폭의 증감을 지속하다가, 22주째부터 안정된 농도를 나타내었다. 43주째부터는 평균 0.26±0.04 mg/L의 범위에서 매우 낮은 TAN 농도를 유지하였다. 아질산성 질소 농도도 TAN 농도와 유사한 증감의 경향을 보여 22주째부터는 평균 0.02±0.01 mg/L의 범위에서 일정한 농도를 유지하면서 안정 되었다.

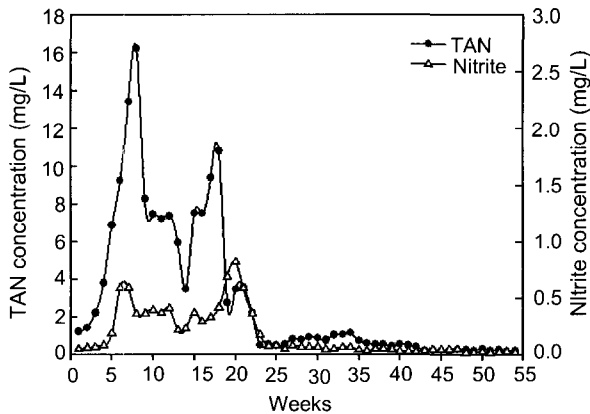


Fig. 2. Changes of TAN and nitrite concentrations in the culture tank and conditioning pattern of fluidized sand filter during 54 weeks.

**모래 유동층 여과조의 최적 수리학적 상승속도**

수온 20℃에서 0.7, 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 사육수 내 TAN 농도는 각각 0.26±0.00, 0.22±0.01, 0.30±0.00, 0.31±0.00 mg/L로 나타났다. 0.7 cm/sec에서 1.0 cm/sec로 수리학적 상승속도가 상승하면서 사육수 내 TAN 농도가 낮아졌으나, 1.3과 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서는 오히려 높아졌다(P<0.05). 모래 유동층 여과조의 용적당 TAN 제거량은 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서만 246.3 g으로 가장 많았고(P<0.05), 0.7, 1.3, 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서는 237.5±2.25, 237.6±2.45, 231.4±4.3 g TAN/m<sup>3</sup>/day로 모두 차이가 없었다(Fig. 3).

사육수 내 아질산성 질소 농도도 0.7, 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec 수리학적 상승속도에서 0.032±0.001, 0.022±0.001, 0.033±

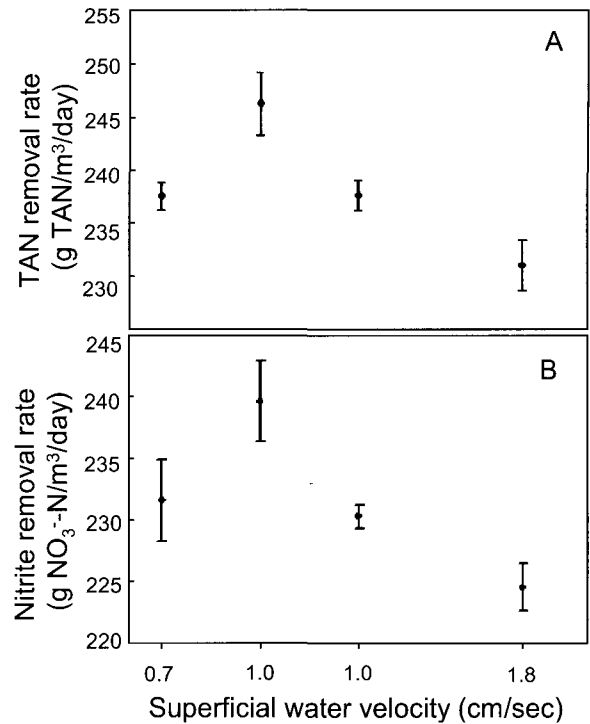


Fig. 3. TAN (A) and nitrite (B) removal rates of fluidized sand filter with superficial water velocities.

0.000, 0.051±0.002 mg/L로 나타나, TAN 농도와 유사한 경향을 나타내었다. 1.0 cm/sec에서 사육수 내 아질산성 질소 농도가 가장 낮았고(P<0.05), 0.7과 1.3 cm/sec에서는 평균 간에 차이가 없었으며(P>0.05), 1.8 cm/sec에서 가장 높았다(P<0.05). 모래 유동층 여과조의 용적당 아질산성 질소 제거량은 0.7, 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 각각 233.3±4.6, 239.7±4.5, 232.3±1.3, 227.6±3.4 g NO<sub>2</sub>-N/m<sup>3</sup>/day로, 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 가장 많았다(P<0.05, Fig. 3). 따라서 사육수 내 TAN 및 아질산성 농도는 수리학적 상승속도가 1.0 cm/sec 일 때 가장 낮았고 제거량도 1.0 cm/sec에서 가장 높아, 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 모래 유동층 여과조가 최적 성능을 나타내었다.

**수온과 TAN 부하량에 따른 모래 유동층 여과조의 질산화 효율**

수온 12, 16, 20℃에서 사육수 내 TAN 농도는 모든 TAN 부하량 조건에서 수온이 상승하면서 감소하였으며(P<0.05), 일간 모래 용적당 TAN 제거량도 동일한 경향을 나타내었다 (Table 3). 또한 사육수 내 TAN 농도는 일간 TAN 부하량이 증가하면서 높아지는 경향이있었으며(P<0.05), 특히 1,000 g TAN/m<sup>3</sup>/day의 부하량에서는 급격히 농도가 상승하였다.

사육수 내 TAN 농도와 수온 변화에 따른 모래 유동층 여과조의 용적당 TAN 제거량 변화를 살펴본 결과, 일간 TAN 제거량은 사육수 내 TAN 농도 변화에 대해 비선형적인 상관 관계를 나타내었으며, 사육수 내 TAN 농도가 증가하면서 일

Table 3. Effect of temperature (T) and TAN loading rate (TLR) on TAN concentration, and TAN removal rate (VTR) of fluidized sand filter at the most efficient superficial water velocity of 1.0 cm/sec

Temp. (°C)	TLR (g TAN m <sup>3</sup> /day)	TAN con. in culture tank (mg/L)	TAN con. from biofilter (mg/L)	VTR (g TAN/m <sup>3</sup> /day)
12	250	0.57 ± 0.03*	0.48 ± 0.03	186.8 ± 7.8
	500	1.26 ± 0.12	1.07 ± 0.12	423.7 ± 17.0
	1,000	9.72 ± 0.17	9.36 ± 0.16	783.2 ± 46.8
	Pooled mean	3.85 ± 4.41 <sup>c***</sup>	3.64 ± 4.30 <sup>c</sup>	484.5 ± 261.3 <sup>a</sup>
16	250	0.27 ± 0.04	0.16 ± 0.04	232.5 ± 12.4
	500	0.76 ± 0.09	0.56 ± 0.09	451.9 ± 13.5
	1,000	5.84 ± 0.23	5.43 ± 0.25	873.6 ± 44.5
	Pooled mean	2.29 ± 2.67 <sup>b</sup>	2.05 ± 2.54 <sup>b</sup>	519.3 ± 283.2 <sup>b</sup>
20	250	0.22 ± 0.01	0.11 ± 0.01	246.3 ± 5.1
	500	0.45 ± 0.12	0.24 ± 0.11	456.1 ± 9.7
	1,000	2.87 ± 0.15	2.41 ± 0.15	973.3 ± 12.1
	Pooled mean	1.18 ± 1.27 <sup>a</sup>	0.92 ± 1.12 <sup>a</sup>	558.5 ± 324.1 <sup>c</sup>
Total	250	3.85.36 ± 0.16 <sup>x**</sup>	0.25 ± 0.18 <sup>x</sup>	221.8 ± 28.1 <sup>x</sup>
	500	0.83 ± 0.37 <sup>y</sup>	0.62 ± 0.37 <sup>y</sup>	443.9 ± 19.3 <sup>y</sup>
	1,000	6.14 ± 2.98 <sup>z</sup>	5.73 ± 3.02 <sup>z</sup>	876.6 ± 88.7 <sup>z</sup>
	Pooled mean	2.44 ± 3.15	2.20 ± 3.06	514.1 ± 282.1
Analysis of variance (F value)				
Overall		1,896.25 <sup>#</sup>	2,026.19 <sup>#</sup>	452.40 <sup>#</sup>
T		1,046.01 <sup>#</sup>	1,018.03 <sup>#</sup>	35.28 <sup>#</sup>
TLR		5,271.32 <sup>#</sup>	5,840.53 <sup>#</sup>	1,755.16 <sup>#</sup>
T×TLR		633.80 <sup>#</sup>	623.08 <sup>#</sup>	9.59 <sup>#</sup>

\*Values are means±SD of triplicate groups.

\*\*Pooled means±SD are compared temperatures and TAN loading rates respectively, so that pooled means within the same column having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test. #P<0.001.

간 TAN 제거량의 증가폭이 감소하는 지수적인 증가를 보였다. 특히, 12°C에서 그러한 경향이 명확히 나타났으며 수온이 상승할수록 감소하였다. 수온(T, °C)과 사육수 내 TAN 농도(C, mg/L)에 대한 모래 유동층 여과조의 용적당 TAN 제거량(g TAN/m<sup>3</sup>/day)의 다중회귀식은 식 (3)과 같았다.

$$f(z) = -1,311.295 + 655.714 \ln T + 225.775 \ln C \quad (3)$$

사육수 내 아질산성 질소 농도도 수온변화에 따라 TAN 농도 변화와 유사한 경향을 나타내어, 수온이 상승하면서 낮아졌다(Table 4). 또한 각 수온 조건에서 용적당 아질산성 질소 제거량은 각각 수온이 상승하면서 증가하여, 수온 20°C에서 일간 제거량이 가장 많았다(P<0.05). 그러나 1,000 g TAN/m<sup>3</sup>/day의 부하량에서는 수온이 12°C에서 16°C로 상승하면서 아질산성 질소 농도가 1.10±0.01에서 1.65±0.08 mg/L로 오히려 증가하였다가, 수온 20°C가 되면서 0.56±0.03 mg/L로 다시 감소하는 경향을 나타내었다. 또한 모든 수온 조건에서 TAN 부하량 변화에 따른 사육수 내 아질산성 질소의 농도는 부하량이 증가하면서 높아졌으며, 용적당 아질산성 질소 제거량도 동일한 경향을 나타내었다.

### 고 찰

여과 매질의 종류, 매질의 물리적 특성과 운전 환경에 따라

여과조의 숙성기간이 차이가 발생한다. 일반적으로 담수 조건에서 생물학적 여과조의 숙성 기간은 2주에서 12주 정도 소요된다고 하였다(Huguenin and Colt, 1989). 그러나 본 연구에서 해수 조건에서 모래 유동층 여과조의 숙성 패턴을 관찰한 결과, 숙성되기 까지 약 22주 정도가 소요되어 숙성 기간이 다소 길었다. 소규모 반응조에서 염분 변화에 따른 담수 질산화 세균의 숙성 시간의 차이를 조사한 Nijhof and Bovendeur (1990)는 질산화 세균이 염분도가 증가하면서 숙성기간이 길어진다고 보고한 바 있으며, Richardson (1985)은 이러한 원인을 10 ppt 이상 염분도에서 질산화 세균이 염소에 의해 저해되기 때문이라고 고찰한 바 있다. 따라서 본 연구에서도 해수 조건에서 염소에 영향에 의해 모래 유동층 여과조의 숙성기간이 다소 연장된 것으로 판단된다.

54주간 충분히 숙성된 모래 유동층 여과조를 이용하여 사육수의 수리학적 상승속도에 따른 질산화 효율을 측정된 결과, 해수 조건에서 모래 유동층 여과조는 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 최적의 성능을 보였다. 일반적으로 모래 유동층 여과조는 0.7-1.3 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 운전되며, 수리학적 상승속도가 빨라지면서 모래 표면에 전단력이 증가하여, 질산화 세균의 과도한 증식을 방지할 수 있어 건강한 질산화 세균 상을 유지할 수 있다. 그러나 본 연구의 경우, 수리학적 상승속도가 1.0 cm/sec를 초과하면서 TAN 및 아질

Table 4. Effect of temperature (T) and TAN loading rate (TLR) on  $\text{NO}_2^-$ -N concentration and  $\text{NO}_2^-$ -N removal rate of fluidized sand filter at the most efficient superficial water velocity of 1.0 cm/sec

Temp. (°C)	TLR (g TAN/m <sup>3</sup> /day)	$\text{NO}_2^-$ -N con. in culture tank (mg/L)	$\text{NO}_2^-$ -N con. from biofilter (mg/L)	VNR (g TAN/m <sup>3</sup> /day)
12	250	0.14 ± 0.01	0.15 ± 0.00	166.5 ± 12.0
	500	0.54 ± 0.05	0.65 ± 0.05	263.35 ± 16.2
	1,000	1.10 ± 0.01	1.15 ± 0.01	676.2 ± 5.26
	Pooled mean	0.60 ± 0.42 <sup>b</sup>	0.65 ± 0.44 <sup>c</sup>	368.7 ± 234.7 <sup>a</sup>
16	250	0.06 ± 0.01	0.07 ± 0.01	213.8 ± 2.6
	500	0.11 ± 0.01	0.12 ± 0.01	432.3 ± 17.6
	1,000	1.65 ± 0.08	1.57 ± 0.08	1,056.3 ± 57.1
	Pooled mean	0.61 ± 0.79 <sup>b</sup>	0.58 ± 0.74 <sup>b</sup>	567.5 ± 379.8 <sup>b</sup>
20	250	0.02 ± 0.00	0.03 ± 0.00	239.7 ± 4.5
	500	0.16 ± 0.01	0.16 ± 0.012	455.9 ± 10.5
	1,000	0.56 ± 0.03	0.42 ± 0.02	1,139.6 ± 60.7
	Pooled mean	0.25 ± 0.24 <sup>a</sup>	0.20 ± 0.17 <sup>a</sup>	611.7 ± 408.0 <sup>c</sup>
Total	250	0.07 ± 0.05 <sup>x</sup>	0.08 ± 0.05 <sup>x</sup>	206.7 ± 32.9 <sup>x</sup>
	500	0.28 ± 0.22 <sup>y</sup>	0.31 ± 0.26 <sup>y</sup>	383.9 ± 91.9 <sup>y</sup>
	1,000	1.10 ± 0.48 <sup>z</sup>	1.15 ± 0.51 <sup>z</sup>	957.4 ± 218.0 <sup>z</sup>
	Pooled mean	0.49 ± 0.54	0.48 ± 0.53	516.0 ± 352.4
Analysis of variance (F value)				
Overall		806.13 <sup>#</sup>	776.57 <sup>#</sup>	460.63 <sup>#</sup>
T		329.09 <sup>#</sup>	456.46 <sup>#</sup>	173.01 <sup>#</sup>
TLR		2,279.45 <sup>#</sup>	1,986.59 <sup>#</sup>	1,589.82 <sup>#</sup>
T×TLR		307.99 <sup>#</sup>	331.61 <sup>#</sup>	39.85 <sup>#</sup>

\*Values are means±SD of triplicate groups.

\*\*Pooled means±SD are compared temperatures and TAN loading rates respectively, so that pooled means within the same column having the same superscript are not significantly different at  $P < 0.05$  based on Duncan's multiple range test. # $P < 0.001$ .

산성 질소의 제거량이 다소 감소하는 경향을 나타내었다. RBC의 회전속도에 따른 여과 효율을 조사한 Oh (2001)의 연구 결과에서 회전속도가 5 rpm에서 RBC의 여과 효율이 4 rpm에서보다 감소한다고 하였으며, 이것은 빠른 회전속도에서 질산화 세균의 탈리속도가 부착속도보다 컸기 때문으로 고찰한 바 있다. 모래 유동층 여과조의 경우도, RBC와 유사하게 수리학적 상승속도가 1.0 cm/sec를 초과하면서 모래 표면에 전단력이 강해지고 탈리속도가 더 빨라져 질산화 효율이 감소한 것으로 생각된다. 특히 모래 유동층 여과조는 모래의 유동을 위해 매우 높은 수리학적 부하량 조건에서 운전되므로, 이러한 현상이 더욱 민감하게 발생한 것으로 생각된다.

최적 수리학적 상승속도에서 용적당 TAN 제거량은 수온이 상승하고 TAN 부하량이 증가하면서 증가하였다. 사육수 내 TAN 농도는 양식 생물의 대사와 생육에 직접적인 관계를 가지고 있으므로, 생물학적 여과조의 성능을 평가하기 위해서는 제거량과 더불어, 사육수 내 적정 TAN 농도 유지 여부를 같이 평가하여야 한다. Colt and Armstrong (1981)은 대부분의 양식 생물들이 약 2.5-9.5 mg TAN/L에서 심각하게 성장이 저해된다고 보고하였으며, Harris et al. (1998)은 *Haliotis laeigata*가 2.7-6.2 mg TAN/L에서 만성적으로 노출될 때 각장과 무게 성장이 느려진다고 하였다. 또한 어류의 치어, 육성어, 갑각류, 패류 등이 대체적으로 약 2.7 mg TAN/L 이상의 농도

에서 만성적인 성장의 저해를 받는다고 보고된 바 있어(Russo 1985), 양식 생물 사육을 위해서는 TAN 농도가 최대 2.7 mg TAN/L 를 넘지 않는 것이 바람직 할 것으로 생각된다. 이 기준으로 볼 때, 본 연구에서 모래 유동층 여과조는 모래 1 m<sup>3</sup> 당 500 g의 TAN 부하량에서 TAN을 효과적으로 처리하여 양식 생물을 사육하기에 적절한 TAN 농도를 유지할 수 있는 것으로 판단된다. 담수에서 모래 유동층 여과조는 수온 25°C에서 일간 2,500 g TAN/m<sup>3</sup>의 부하량을 처리할 수 있으며, 안전을 위해 최대 1,000 g TAN/m<sup>3</sup>/day의 부하량을 초과하지 않는 것이 바람직하다고 한 보고(Timmons and Summerfelt, 1998)와 비교하여, 본 실험 결과에 나타난 해수 조건에서 모래 유동층 여과조의 용적당 제거량은 다소 적었다. 이것은 낮은 수온에서 모래 유동층 여과조를 운전하였기 때문으로 생각되나, 수온의 영향과 더불어 해수 조건에서 질산화 세균의 효율이 감소하였기 때문으로 판단된다.

사육수 내 아질산성 질소의 농도는 1,000 g TAN/m<sup>3</sup>/day의 부하량 일 때 수온 12와 16°C의 아질산성 질소 농도가 각각 1.10 mg/L와 1.61 mg/L로 16°C에서 더 높아, 더 높은 수온인 16°C에서 아질산성 질소가 축적되는 현상을 보였다. Lawson (1995)은 아질산성 질소 산화 세균이 TAN 산화 세균에 비해 낮은 수온에 대해 더 민감하게 반응하여 효율이 감소하게 된다고 하였다. 본 연구에서도 수온이 하강함에 따라, 아질산

성 질소 산화 세균의 활성이 감소하여 수온 12와 16°C의 모의 사육조 내 아질산성 질소 농도가 20°C에서보다 더 높게 나타난 것으로 생각된다. 또한 앞선 결과에서처럼, 1,000 g TAN/m<sup>3</sup>/day 부하량의 경우, 16°C에서 아질산성 질소 농도가 12°C보다 높은 것은 높은 일간 TAN 부하량에서 16°C일 경우에는 TAN 산화 세균의 활성이 아질산성 질소 산화 세균의 활성보다 높아 많은 양의 TAN이 아질산성 질소로 산화되는 반면, 아질산성 질소가 충분히 질산 질소로 전환되지 못하였기 때문이며, 수온이 더 하강하여 12°C가 되면서 TAN 산화 세균의 활성도 크게 감소하였기 때문으로 생각된다. 해수에서 아질산성 질소에 대한 안전 농도 기준은 명확히 정의되지 않고 있다. 아질산성 질소의 치사 농도는 어종, 크기, 영양상태 및 다른 수질 요인들과의 상관관계에 따라 달라진다. 여러 담수 어류에 대해 Russo (1985)는 48-96LC<sub>50</sub> 농도를 어종에 따라 0.19-190 mg/L의 넓은 범위를 보고한 바 있으나, 일반적으로 아질산성 질소의 농도는 기수 또는 해수에서는 염소의 농도가 높아 큰 문제가 되지 않는다. 따라서 본 연구에 나타난 아질산성 질소의 농도도 500 g TAN/m<sup>3</sup>/day의 부하량에서 0.56 mg/L 이하의 비교적 적절한 농도를 유지할 수 있었다. 따라서 해수 조건에서 모래 유동층 여과조의 일간 제거량과 사육수 내 농도를 기준으로, 최소 운전 수온을 16°C 이상 유지하고, TAN 부하량이 500 g TAN/m<sup>3</sup>/day를 넘지 않도록 운전하는 것이 바람직 할 것으로 생각된다.

## 사 사

본 연구는 해양수산부에서 시행한 2002년도 수산특정연구 개발사업과제에 의해 수행한 연구결과로 이에 감사드립니다.

## 참 고 문 헌

- Arbiv, R. and J.V. Rijn. 1995. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal in intensive aquaculture systems. *Aquacult. Eng.*, 14, 189-203.
- Colt, J. and D. Armstrong. 1981. Nitrogen toxicity to crustacean, fish and mollusca. In: *Proceedings of the Bio-engineering Symposium for Fish Culture*. Allen, L.J. and E. C. Kinney, eds. America Fisheries Society, Bethesda, pp. 34-37.
- Davis, D.A. and C.R. Arnold. 1998. The design, management and production of a recirculating raceway system for the production of marine shrimp. *Aquacult. Eng.*, 17, 193-211.
- Harris, J.O., G.B. Maguire, S. Edwards and S.M. Hindrum. 1998. Effect of ammonia on the growth rate and oxygen consumption of juvenile greenlip abalone, *Haliotis laevis* Donovan. *Aquacult.*, 160, 259-272.
- Hill, D.O. and S.R. Gelman. 1987. Effects of chloride on nitrification rates in activated sludge systems. *Aquaculture*, 82, 206-213.
- Huguenin, J.E. and J. Colt. 1989. *Design and operating guide for aquaculture seawater systems*. Elsevier, Amsterdam, pp. 264.
- Jeney, G., J. Nemesok, Z. Jeney and J. Olah. 1992. Acute effect of sub-lethal ammonia concentrations on common carp (*Cyprinus carpio* L.) II. Effect of ammonia on blood plasma transaminases (GOT, GPT), GIDH enzyme activity and ATP value. *Aquaculture*, 104, 149-156.
- Lawson, T.B. 1995. *Fundamentals of Aquacultural Engineering*. Chapman and Hall, New York, pp. 355.
- Malone, R.F. and L.E. Beecher. 2000. Use of floating bead filters to recondition recirculating waters in warmwater aquaculture production systems. *Aquacult. Eng.*, 22, 57-73.
- Menasveta, P., T. Panritdam, P. Sihanonth, S. Powtongsook, B. Chuntapa and P. Lee. 2001. Design and function of a closed, recirculating seawater system with denitrification for the culture of black tiger shrimp brookstock. *Aquacult. Eng.*, 25, 35-49.
- Nijhof, M. and J. Bovendeur. 1990. Fixed film nitrification characteristics in sea-water recirculating fish culture system. *Aquaculture*, 87, 133-143.
- Oh, S.Y. 2001. Nitrogen loading rate of Nile tilapia and nitrification rate of rotating biological contactor. Ph.D. Thesis, Pukyong National University, Korea. pp. 155.
- Richardson, M. 1985. Nitrification inhibitors in the treatment of sewage. *Thames Water*, UK, pp. 103.
- Russo, R.C. 1985. Ammonia, nitrite and nitrate. In: *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Rand, G.M. and S.R. Petrocelli, eds. Hemisphere Publishing, Washington, 455-471.
- Summerfelt, S.T. and M.J. Sharrer. 2004. Design implication of carbon dioxide production within biofilters contained in recirculating salmonid culture systems. *Aquacult. Eng.*, 32, 171-182.
- Timmons, M.B. and S.T. Summerfelt. 1998. Review of circular tank technology and management. *Aquacult. Eng.*, 18, 51-69.
- Zhu, S., and S. Chen. 2002. The impact of temperature on nitrification rate of fixed film biofilters. *Aquacult. Eng.*, 26, 221-237.

2005년 10월 31일 접수

2005년 12월 10일 수리