

# 해수 조건에서 총암모니아성 질소 부하량과 수리학적 공기 부하량에 따른 유동상 여과조의 질산화 성능 평가

이재건 · 이영훈 · 박정환\*

부경대학교 수산생물학과

## Nitrification Performance of a Moving Bed Bioreactor (MBBR) at Different Ammonia and Hydraulic Air-Loading Rates under Seawater Conditions

Jaegeon Lee and Younghun Lee and Jeonghwan Park\*

Department of Fisheries Biology, Pukyong National University, Busan 48513, Republic of Korea

The purpose of this study was to assess the efficiency of nitrification based on ammonia loading rates and hydraulic air-loading rates in a moving bed bioreactor (MBBR) under seawater conditions. The goal was to provide foundational data for the design of these bio reactors. At an ammonia loading rate of  $0.2 \text{ g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \text{ surface area} \cdot \text{day}^{-1}$ , the influent TAN concentration was determined to be  $1.76 \pm 0.33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , which is below the safe concentration for fish survival ( $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Considering operational aspects, the optimal ammonia-loading rate was derived. Subsequently, experimental results for nitrification efficiency at the optimal ammonia-loading rate revealed that the optimum hydraulic air-loading rate was  $1.8 \text{ L} \cdot \text{air} \cdot \text{m}^{-2} \text{ surface area} \cdot \text{min}^{-1}$ . This condition resulted in the lowest concentrations of TAN and  $\text{NO}_2\text{-N}$  in the influent water, thus establishing the optimal hydraulic air-loading rate. A regression equation was derived for the ammonia-removal rate (Y) based on the ammonia-loading rate (x) and expressed as a 0.5-order equation ( $Y = ax^{0.5} + b$ ). Specifically, for TAN concentrations of  $0\text{--}6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , the regression equation  $Y = 0.1683x^{0.5} - 0.13628$ , was established.

Keywords: Recirculating aquaculture systems, Moving bed bio reactor, Ammonia loading rates, Air hydraulic loading rates, Nitrification kinetics

### 서 론

순환여과양식시스템(recirculating aquaculture system, RAS)은 여러 가지 수처리 장치들을 이용하여 사용한 물을 재사용할 수 있어 유입수와 배출수를 최소화할 수 있고 환경 독립적인 동시에 환경친화적으로 양식어류를 생산할 수 있는 장점이 있다(Eng et al., 1989; Iwama, 1991; Edwards, 2015; Preena, 2021). 순환여과양식은 유수식 양식보다 상대적으로 사료와 어류의 분변이 환경으로 배출되는 것을 효과적으로 방지할 수 있으나, 지속적으로 물을 재사용하므로 수중에 총 암모니아성 질소(total ammonia nitrogen, TAN)과 아질산성 질소(nitrite nitrogen,  $\text{NO}_2\text{-N}$ )과 같은 질소성 화합물이 축적될 수 있다(Van, 2013). 질소성 화합물은 낮은 농도에서도 양식생물에 독성을

나타낼 수 있다(Ip and Chew, 2010). TAN은 강한 신경 독성 물질로서 산화 스트레스를 유발할 수 있으며, 높은 농도의 TAN은 성장부진, 과호흡, 출혈, 경련, 시각손실, 혼수상태, 폐사 등을 유발할 수 있다(Tarazona et al., 1987; Shivanand and Tripathi, 2013). 따라서 TAN을 최종적으로 상대적으로 무해한 질산성 질소(nitrate nitrogen,  $\text{NO}_3\text{-N}$ )로 전환하는 질산화 생물학적 여과조의 적용이 필수적이다(Kuhn et al., 2010). 현재 이용되고 있는 생물학적 여과조는 운영방식에 따라서 살수식, 침지식, 유동상 여과조(moving bed bio reactor, MBBR) 등 다양하다(Ebeling and Timmons, 2010). 최근에는 80년대 후반 노르웨이에서 개발 및 보급된 MBBR이 산업적으로 가장 많이 이용되고 있다(Kamstra et al., 2017). MBBR은 살수식과 침지식 같은 고정된 매질을 이용하는 여과조에 비해 질산화 성능이 더 우수

\*Corresponding author: Tel: +82. 51. 629. 5911 Fax: +82. 51. 629. 5908

E-mail address: parkj@pknu.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.

<https://doi.org/10.5657/KFAS.2023.0870>

Korean J Fish Aquat Sci 56(6), 870-877, December 2023

Received 15 November 2023; Revised 4 December 2023; Accepted 18 December 2023

저자 직위: 이재건(대학원생), 이영훈(대학원생), 박정환(부교수)

한 것으로 알려져 있다(Pulkkinen et al., 2019). MBBR의 경우 여과조 하부에서 지속적으로 에어레이션 하면서 여과매질이 수중에 부유하여 혐기적 공간이 조성되지 않기 때문이다. 또한 여과매질이 계속 유동하면서 매질 간에 마찰이 발생하여 과도한 유기물의 축적이나 두꺼운 생물막이 형성되지 않아 생물막 내부까지 질소성화합물과 용존산소가 원활하게 전달되어 상대적으로 높은 성능을 나타낼 수 있다(Magdum and Kalyanraman, 2019). MBBR에는 모래, 플라스틱 재질의 부유 가능한 구조체를 여과 매질로 사용한다(Shitu et al., 2021). 여과매질의 가장 기본적인 선택 기준은 생물학적 여과조의 성능을 결정짓는 질산화 세균이 최대한 많이 부착할 수 있는 여과매질의 비표면적(specific surface area)이다(Rusten et al., 2006). 비표면적은 단위 용적당 수용된 여과매질이 가지는 총 표면을 나타내며, 매질의 크기가 작고 굴곡이 클수록 총표면적은 넓어진다. 따라서 성능과 관리 편의성을 고려하여 매질을 선택해야 한다. 이 밖에도 다양한 운전 조건 중 MBBR의 성능에 가장 영향을 많이 주는 요인은 TAN 부하량과 수리학적 공기 부하량이다. TAN은 낮은 농도에서도 어류에게 강한 독성을 나타내므로, 양식 생물의 안전을 유지할 수 있는 TAN 부하량 수준과 범위에서 세밀한 성능평가가 필요하다. 일반적으로 환경분야에서 적용되는 TAN 농도는 어류의 안전농도를 초과한다(Campos et al., 1999; Ødegaard et al., 2004). 따라서 RAS 내에서 MBBR에 적용되는 TAN 부하량은 상대적으로 매우 낮아, 양식 분야에 적합한 MBBR 성능 모델을 도출해야 한다. 수리학적 공기 부하량의 경우, 부하량이 낮아 유동이 원활하지 않으면 생물막이 두꺼워져 생물막 내부에 혐기층이 형성되고 영양분이 제대로 공급되지 않는다. 이 경우 생물막의 대량 탈락현상이 일어나고 시스템 내부에 급격한 수질변화가 발생하여 어류가 암모니아 독성에 노출될 수 있다(Park et al., 2013). 반대로 과도한 수리학적 공기 부하량은 MBBR 내의 유속을 높여 여과매질 간의 마찰력이 크게 증가하여 생물막이 제대로 형성되지 않아 성능이 크게 저하할 수 있다(Eding et al., 2006).

해수 RAS을 개발 및 적용하기 위해서는 운전조건에 따른 MBBR의 성능평가가 필요하다. 하지만 이전 연구들은 암모니아 부하량과 공기 부하량과 같은 특정 실험 조건에 중점을 두어 연구를 진행하였지만 본 연구에서는 도출된 최적의 암모니아 부하량을 기준으로 최적의 공기 부하량을 도출해내고자 하였다. 따라서 본 연구는 MBBR의 성능에 영향이 큰 TAN 부하량을 평가한 후 수리학적 공기 부하량에 따른 질산화 성능을 평가하여 해수 RAS의 MBBR 설계 시 기초 자료를 제시하고자 하였다.

**재료 및 방법**

**실험시스템**

총 4개의 독립된 시스템을 이용하여 본 연구를 진행하였다. 원통형 투명 PVC 여과조(직경, 250 mm; 높이, 1.2 m; 용적,

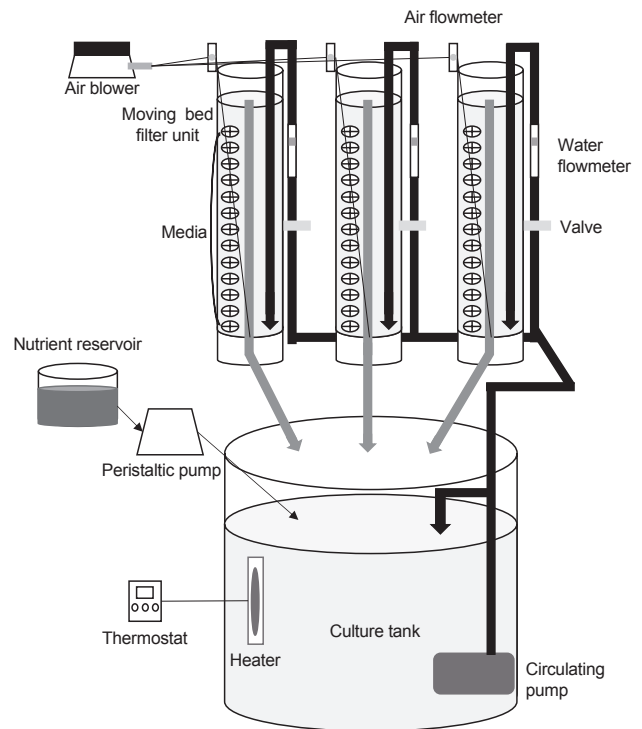


Fig. 1. The schematic drawing of the MBBR used in the experiment.

58.9 L), 원통형 PP 모의 사육조(직경, 2.0 m; 높이, 0.75 m; 용적, 600 L), 에어브로워(58 W, LP-80A; Jung-su Industry, Gimhae, Korea), 순환펌프(100 W, UP100W; hyeobsin-pump, Seoul, Korea), 전기 히터(2 kW, OKE-HE185; Sewon Oke Co. Ltd., Busan, Korea), 히터 조절기(OKE-6422H; Sewon Oke Co. Ltd.), 공기 유량계(LZQ-7, 1-10 LPM; Yuyao Shunhuan Flowmeter Co., Ltd., Zhejiang, China), 유량계(LZS-15, 10-100 L/h; Yuyao Shunhuan Flowmeter Co. Ltd.)를 이용하여 시스템을 구성하였다(Fig. 1).

한 시스템에 3개의 투명 PVC와 1개의 모의 사육조로 구성하였다. 순환펌프를 통해 유입수가 각 여과조의 하단부에 유입되게 배관을 설계하였다. 들어온 유입수가 상단 배출구로 통해 다

Table 1. Characteristics of bio media used in the experiments

Media	Kaldnes K1
Type	Flat cylinder
Material	High density polyethylene
Density (g·cm <sup>-3</sup> )	0.92–0.95
Diameter (mm)	10.0±0.2
Height (mm)	7.0±0.1
Specific surface area (m <sup>2</sup> ·m <sup>-3</sup> )	600

시 사육조로 재유입되게 설계하여 유입수가 충분히 체류할 수 있게 하였다. 용적 58.9 L의 여과조당 유입수를 50 L·h<sup>-1</sup>로 일간 24회전으로 조절하였다.

실험에 이용한 여과매질은 K1 media (Hangzhou Nihao Environmental Tech Co., Ltd., Hangzhou, China)를 이용했으며 Table 1에 특성을 나타냈다. 여과매질의 충진율은 50%로 0.025 m<sup>3</sup>를 충진하였다.

**방법**

**TAN 부하량에 따른 MBBR의 질산화 성능(EXP. 1.)**

총 4개의 실험 시스템을 3반복하여 시스템을 설계하였다. 실험기간은 실험 시작 전 3일동안 4시간 간격으로 일간 3회 측정했으며(09:00–18:00), 안정상태(steady state)에 도달하였을 때 3일 동안 1시간 간격으로 일간 12회 측정하였다(09:00–21:00). 시스템별로 여과매질 표면적당 제거속도에 따라 TAN 부하량을 달리하였다. 실험에 이용한 TAN 부하량은 1(T1), 2(T2), 3(T3), 4(T4) g TAN·m<sup>-2</sup> surface area·day<sup>-1</sup>로 달리하였으며, 실험에 이용한 합성 영양염은 Zhu and Chen (1999) 조성을 따라서 조제하였다(Table 2). 합성영양염은 정량펌프(40 W, 150F; Labscitech Inc., Corona, CA, USA), DG head, tubing (LEPP-2 x 0.92 (3STOP); Labscitech Inc.)를 이용하여 어류의 사료 섭취 시 소화되어 나오는 질소를 대체하여 모의 사육조에 연속적으로 정량공급 하여 사육환경을 조성하였다.

각 시스템 내 모의 사육조의 수량은 460 L와 원통형 투명 PVC 여과조 3개의 수량은 150 L로서, 증발량에 의한 물의 소실은 담수(6 L·day<sup>-1</sup>)를 보충하여 조절하였다. 수온은 26°C, 염분은 30 psu로 동일한 조건을 유지하였다.

실험 시작 전 모든 사육조에서 주기적으로 TAN 농도를 측정하였으며 사육수조 내 TAN 농도가 안정상태에 도달(약 5개월 이상 운전)한 것을 확인한 후, MBBR로 들어가는 유입수와 배출수를 채수하고 TAN을 측정하여 MBBR의 성능을 평가하였다. 각 시스템(총 4개 시스템)내 유입수 1곳과 배출수 3곳에서 3일간 연속으로 하루에 12회 채수하여 총 576개의 시료를 분석하였다.

분석한 자료를 토대로 식을 이용하여 MBBR의 성능을 계산

Table 2. Chemical composition of synthesized stock solution for ammonia loading rate (T1, T2, T3, T4) and air loading rate experiments (A)

	T1	T2, A	T3	T4
NH <sub>4</sub> Cl	17.52	35.04	52.55	70.07
NaHCO <sub>3</sub>	45	90	135	180
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	0.46	0.91	1.37	1.82
Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	1.27	2.54	3.81	5.08
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	1.94	3.89	5.83	7.77
FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	0.06	0.13	0.19	0.25

하였다.

일간 여과매질 용적당 TAN 제거속도  
(Volumetric TAN removal, VTR; g·m<sup>-3</sup>×day<sup>-1</sup>)  

$$= [(C_1 - C_0) \times Q \times 24] / (V_{media}) \dots\dots\dots \text{식(1)}$$

C<sub>1</sub>: 유입수 내 TAN 농도(g·m<sup>-3</sup>)  
 C<sub>0</sub>: 배출수 내 TAN 농도(g·m<sup>-3</sup>)  
 Q: 유입수량(m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup>)  
 V<sub>media</sub>: 유동상 여과매질 용적(m<sup>3</sup>)

일간 여과매질 표면적당 제거속도  
(Areal TAN removal, ATR; g·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>)  

$$= [(C_1 - C_0) \times Q \times 24] / (A_{media}) \dots\dots\dots \text{식(2)}$$

A<sub>media</sub>: 유동상 여과매질 표면적(m<sup>2</sup>)

일간 여과매질 용적당 NO<sub>2</sub>-N 제거속도  
(Volumetric NO<sub>2</sub>-N removal, VNR; g NO<sub>2</sub>-N·m<sup>-3</sup>·day<sup>-1</sup>)  

$$= VTR + [(C_{I,NO_2-N} - C_{O,NO_2-N}) \times Q \times 24] / (V_{media}) \dots\dots\dots \text{식(3)}$$

C<sub>I,NO<sub>2</sub>-N</sub>: 유입수 내 NO<sub>2</sub>-N 농도(g·m<sup>-3</sup>)  
 C<sub>O,NO<sub>2</sub>-N</sub>: 배출수 내 NO<sub>2</sub>-N 농도(g·m<sup>-3</sup>)

일간 여과매질 표면적당 NO<sub>2</sub>-N 제거속도  
(Areal NO<sub>2</sub>-N removal, ANR; g NO<sub>2</sub>-N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>)  

$$= ATR + [(C_{I,NO_2-N} - C_{O,NO_2-N}) \times Q \times 24] / (A_{media}) \dots\dots\dots \text{식(4)}$$

**수리학적 공기 부하량에 따른 MBBR의 질산화 성능(EXP. 2.)**

두번째 실험은 TAN 부하량 실험에서 도출된 적정 TAN 부하량(0.2 g TAN·m<sup>-2</sup> surface area·day<sup>-1</sup>)을 고정하고 MBBR의 성능을 평가하였으며 실험 시스템의 구성과 운전 방식은 EXP. 1 과 동일하였다. TAN 부하량을 고정한 상태에서 실험에 이용한 수리학적 공기 부하량은 0.6(A1), 1(A2), 1.4(A3), 1.8(A4) L air·m<sup>-2</sup> surface area·day<sup>-1</sup>로 달리하였다. 합성 영양염은 정량 펌프를 통해 연속적으로 정량공급 하였다. 공기부하량에 따른 MBBR의 성능 평가는 앞선 실험과 동일한 측정 방식과 지표를 이용하였다.

**수질측정**

용존산소(dissolved oxygen)와 pH는 휴대용 다항목 수질 측정기(AM70; Apera Instruments, Columbus, OH, USA)로 측정하였다. TAN은 Salicylate method (Hach method 8155), NO<sub>2</sub>-N은 Diazotization (Hach method 8507)을 이용하여 분광광도계(DR 900; Hach, Loveland, CO, USA)로 측정하였다.

**통계분석**

SPSS 25.0 통계프로그램으로 통계 처리를 하였으며, 일반 선형모형의 다변량 분석으로 유의성 분석( $P < 0.05$ )을 하였다. Levene 검정으로 등분산성 검정을 실시했으며, 등분산일 경우 Duncan's multiple range test를 이용했고, 등분산이 아닐 경우 Games-Howell's multiple range test로 사후 검정을 실시하였다.

**결 과**

TAN 부하량에 따른 MBBR의 질산화 성능(EXP. 1.)

MBBR의 TAN 농도 변화 및 일간 TAN 제거속도

TAN 부하량에 따른 실험 결과를 Table 3에 나타냈다. 유입수 내 TAN 농도는 TAN 부하량이 증가하면서 높아졌으며, 이에 따라 배출수 내 TAN 농도도 증가하였다( $P < 0.05$ ). 일간 여과매질 표면적 및 용적당 TAN 제거속도는 TAN 부하량이 높을수록 증가하였다( $P < 0.05$ ). 유입수 농도에 따른 표면적당 제거 가능한 TAN 농도(ATR/TAN inlet concentration rate)는 큰 차이를 보이지 않았다( $P > 0.05$ ).

실험 기간 중에 나타난 유입수 내 TAN 농도 범위( $0 \text{ mg/L} \leq x \leq 6 \text{ mg/L}$ )에서 일간 표면적당 TAN 제거속도는  $0.54 \text{ 차시 회귀 모델}$ 에 적합하였으며 모델식은  $Y = 0.1683x^{0.5} - 0.13628$ 과 같았다(Fig. 2).

MBBR의  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도 변화 및  $\text{NO}_2\text{-N}$  제거속도

TAN 부하량에 따른 유입수 내  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도와 MBBR의 성능

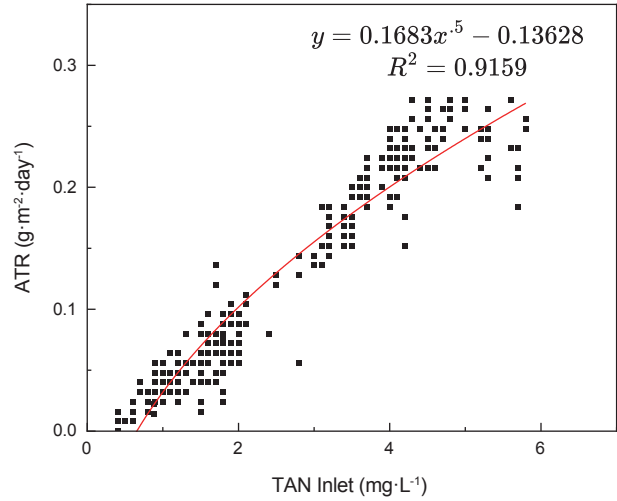


Fig. 2. Areal TAN removal rates (ATR) at different TAN inlet concentrations.

에 대한 실험 결과를 Table 4에 나타냈다. 각 실험구의 유입수 내  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도는 T1 실험구에서 다른 실험구에 비해 유의하게 낮게 나타났으며( $P < 0.05$ ). T2, T3, T4 실험구 사이에서는 유의하게 차이가 없었다( $P > 0.05$ ). 배출수 내  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도는 T1이 다른 실험구에 비해 유의하게 낮게 나타났으며, T2에서 유의하게 높게 나타났으며( $P < 0.05$ ), T3과 T4 실험구 사이에서 유의한 차이가 없었다( $P > 0.05$ ). 표면적 및 용적당 일간  $\text{NO}_2\text{-N}$  제거속도

Table 3. Effect of ALR on TAN concentration in inlet and outlet water, ATR, VTR and ATR/Inlet con. of MBBR

ALR (g TAN·m <sup>-2</sup> surface area·day <sup>-1</sup> )	TAN con. inlet bio reactor (mg·L <sup>-1</sup> )	TAN con. outlet bio reactor (mg·L <sup>-1</sup> )	ATR (g TAN·m <sup>-2</sup> surface area·day <sup>-1</sup> )	VTR (g TAN·m <sup>-3</sup> volume·day <sup>-1</sup> )	ATR/Inlet con.
0.1 (T1)	1.00±0.35 <sup>d</sup>	0.52±0.23 <sup>d</sup>	0.04±0.02 <sup>d</sup>	23.1±14.4 <sup>d</sup>	0.04
0.2 (T2)	1.76±0.33 <sup>c</sup>	0.92±0.26 <sup>c</sup>	0.07±0.02 <sup>c</sup>	40.4±13.2 <sup>c</sup>	0.04
0.3 (T3)	3.71±0.49 <sup>b</sup>	1.26±0.26 <sup>b</sup>	0.20±0.04 <sup>b</sup>	117±22 <sup>b</sup>	0.05
0.4 (T4)	4.86±0.64 <sup>a</sup>	1.65±0.28 <sup>a</sup>	0.24±0.02 <sup>a</sup>	143±14 <sup>a</sup>	0.05
P	0.000	0.000	0.000	0.000	-

ALR, Ammonia loading rate; TAN, Total ammonia nitrogen; ATR, Areal TAN conversion rate; VTR, Volumetric TAN conversion rate; ATR/Inlet con., ATR/TAN inlet concentration rate; MBBR, Moving bed bioreactor.

Table 4. Effect of ALR on  $\text{NO}_2\text{-N}$  concentration in inlet water, outlet water, ANR, VNR and ANR/Inlet con. of MBBR

ALR (g TAN·m <sup>-2</sup> surface area·day <sup>-1</sup> )	$\text{NO}_2\text{-N}$ con. inlet bio reactor (mg·L <sup>-1</sup> )	$\text{NO}_2\text{-N}$ con. outlet bio reactor (mg·L <sup>-1</sup> )	ANR (g $\text{NO}_2\text{-N}$ ·m <sup>-2</sup> surface area·day <sup>-1</sup> )	VNR (g $\text{NO}_2\text{-N}$ ·m <sup>-3</sup> volume·day <sup>-1</sup> )	ANR/Inlet con.
0.1 (T1)	0.29±0.11 <sup>b</sup>	0.25±0.11 <sup>c</sup>	0.04±0.02 <sup>d</sup>	25.2±15.0 <sup>d</sup>	0.14
0.2 (T2)	0.91±0.22 <sup>a</sup>	0.79±0.22 <sup>a</sup>	0.08±0.03 <sup>c</sup>	46.0±15.4 <sup>c</sup>	0.08
0.3 (T3)	0.99±0.23 <sup>a</sup>	0.67±0.20 <sup>b</sup>	0.22±0.04 <sup>b</sup>	133±26 <sup>b</sup>	0.22
0.4 (T4)	0.98±0.28 <sup>a</sup>	0.64±0.20 <sup>b</sup>	0.27±0.03 <sup>a</sup>	159±18 <sup>a</sup>	0.27
P	0.000	0.000	0.000	0.000	-

ALR, Ammonia loading rate; ANR, Areal  $\text{NO}_2\text{-N}$  conversion rate; VNR, Volumetric  $\text{NO}_2\text{-N}$  conversion rate; ANR/Inlet con., ANR/ $\text{NO}_2\text{-N}$  inlet concentration rate; MBBR, Moving bed bioreactor.



는 TAN 부하량이 높아질수록 유의하게 높아졌으나( $P < 0.05$ ). 유입수 내  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도당 제거 가능한  $\text{NO}_2\text{-N}$  양은 농도가 증가하면서 증가하는 패턴이었다.

### 수리학적 공기 부하량에 따른 MBBR의 질산화 성능 (EXP. 2.)

#### MBBR의 TAN 농도 변화 및 일간 TAN 제거속도

수리학적 공기 부하량에 따른 TAN 농도와 제거속도에 대한 실험 결과를 Table 5에 나타냈다. 각 실험구의 유입수와 배출수 평균 TAN 농도는 수리학적 공기 부하량이 높은 A3와 A4가 A1와 A2보다 유의하게 감소하였다( $P < 0.05$ ). 표면적 및 용적당 일간 TAN 제거속도는 A2에서 유의하게 높았다( $P < 0.05$ ).

#### MBBR의 $\text{NO}_2\text{-N}$ 농도 변화 및 일간 $\text{NO}_2\text{-N}$ 제거속도

수리학적 공기 부하량에 따른  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도와 제거속도에 대한 실험 결과를 Table 6에 나타냈다. 각 실험구의 유입수와 배출수 내 평균  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도는 수리학적 공기 부하량이 높은 A3와 A4가 A1와 A2에 비해 유의하게 낮게 나타났다( $P < 0.05$ ). 표면적 및 용적당 일간  $\text{NO}_2\text{-N}$  제거속도는 A3, A4에서 유의하게 낮게 나타났다( $P < 0.05$ ).

## 고 찰

본 실험의 TAN 부하량 실험 결과에서 유입수와 배출수 내 TAN 농도는 부하량이 증가할수록 계속해서 증가하는 경향을 보였다. 이때 TAN 부하량이 증가할수록 일간 TAN 제거속도인 ATR, VTR값이 증가하여 T3, T4에서 T1, T2에 비해 3배 이상 높은 TAN 제거속도를 나타냈다(Table 3). 이는 TAN 부하량이 높아질수록 TAN 제거속도가 증가한다는 기존의 결과와 유사하였다(Harwanto et al., 2011). 하지만, 본 실험에서 유입수 내 TAN 농도당 일간 제거된 TAN 양은 크게 차이가 나지 않았는데, 실험에 이용된 TAN 농도 범위에서는 TAN 농도 증가에 따라 TAN 제거속도의 급격한 감소가 일어나지 않는 것으로 보인다. 본 실험 결과와는 달리 Zhu and Chen (1999)의 실험에서는 유입수 내 TAN 농도가 증가하면서 TAN 제거속도가 감소한다고 한 바 있다. 이러한 차이는 염분, 수온, 여과 방식, TAN 농도

범위 등의 차이에서 기인할 수 있다. 특히 다양한 염분 및 TAN 농도 범위 조건에서 MBBR의 제거 성능과 특성 파악을 위한 추가 연구가 필요할 것으로 판단된다.

본 실험에서 유입수 내  $\text{NO}_2\text{-N}$ 은 TAN 부하량이 높을수록 높아지는 경향을 보였는데, 이는 높은 TAN 농도에서 TAN 제거속도가 증가하면서  $\text{NO}_2\text{-N}$  생성속도가 증가하고  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도가 상향 안정화된 것으로 판단된다(Table 4). 높은 농도의  $\text{NO}_2\text{-N}$ 은  $\text{NO}_2\text{-N}$ 이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 산화되는 것을 저해하는 것으로 알려져 있다(Liu et al., 2018), 그러나 본 실험의 모든 실험구에서  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도가  $\text{NO}_2\text{-N}$  제거속도를 억제할 정도의 고농도로 농축되지는 않은 것으로 판단된다. 이에 따라  $\text{NO}_2\text{-N}$ 의 농도가 높아지면서  $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 산화되는  $\text{NO}_2\text{-N}$  제거속도 또한 높아지는 것으로 생각된다.

수리학적 공기 부하량에 따른 MBBR의 성능 실험의 경우, 수리학적 공기 부하량이 증가할수록 유입수와 배출수 내 TAN 농도가 낮아지는 경향을 보였다(Table 5). 이는 수리학적 공기 부하량이 높아지면서 공기 유속이 증가하고 MBBR 내 유체의 유동성이 높아지면서 여과매질 표면과 TAN 기질이 접촉하는 기회가 향상되었기 때문으로 생각된다. 그러나 본 실험에서 TAN 제거속도는 수리학적 공기 부하량이 증가하면서 지속적으로 증가하지 않았는데, 유사한 MBBR이 수리학적 공기 부하량이 증가하면서 TAN 제거속도가 높아진다는 Kamstra et al. (2017)의 연구 결과와는 달랐다. 이는 유사한 MBBR 방식을 이용하였으나, 실험 및 운전 조건이 차이가 있었기 때문으로 생각된다. 이와 더불어 본 실험에서는 MBBR의 제거 성능이 각 실험 조건에서 평형 상태에 도달한 후 높은 수리학적 공기 부하량에서 TAN 농도가 하향 안정되었고, 이로 인해 TAN 제거속도가 상대적으로 낮아진 것으로 판단된다.  $\text{NO}_2\text{-N}$ 의 경우도 이와 동일한 현상으로 해석할 수 있다(Table 6). EXP. 1에서 높은 농도의 TAN 및  $\text{NO}_2\text{-N}$ 에서 높은 TAN 및  $\text{NO}_2\text{-N}$  제거속도가 나타나는 것과 같은 원리이며, van Kessel et al. (2010)의 연구 결과에서도 TAN과  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도가 높을수록 제거속도가 빨라진다고 하였다.

Fig. 2에서 유입수 TAN 농도에 따른 해수 조건에서 MBBR의 일간 표면적당 TAN 제거속도를 0.5차 모델식을 이용하여

Table 5. Effect of aHLR on TAN concentration in inlet and outlet water, ATR, VTR and ATR/Inlet con. of MBBR

aHLR (L·air·m <sup>-2</sup> surface area·min <sup>-1</sup> )	TAN con. inlet bio reactor (mg·L <sup>-1</sup> )	TAN con. outlet bio reactor (mg·L <sup>-1</sup> )	ATR (g TAN·m <sup>-2</sup> surface area·day <sup>-1</sup> )	VTR (g TAN·m <sup>-3</sup> volume·day <sup>-1</sup> )	ATR/Inlet con.
0.6 (A1)	1.62±0.27 <sup>b</sup>	0.94±0.21 <sup>a</sup>	0.04±0.03 <sup>c</sup>	25.0±19.0 <sup>c</sup>	0.025
1 (A2)	1.80±0.30 <sup>a</sup>	0.96±0.22 <sup>a</sup>	0.07±0.03 <sup>a</sup>	40.0±16.7 <sup>a</sup>	0.039
1.4 (A3)	1.44±0.18 <sup>c</sup>	0.78±0.16 <sup>b</sup>	0.05±0.02 <sup>b</sup>	32.0±10.5 <sup>b</sup>	0.035
1.8 (A4)	1.49±0.26 <sup>c</sup>	0.79±0.17 <sup>b</sup>	0.06±0.02 <sup>b</sup>	33.2±9.6 <sup>b</sup>	0.040
P	0.000	0.000	0.000	0.000	-

aHLR, air loading rate; TAN, Total ammonia nitrogen; ATR, Areal TAN conversion rate; VTR, Volumetric TAN conversion rate; ATR/Inlet con., ATR/TAN inlet concentration rate; MBBR, Moving bed bioreactor.

최적화하였다. 일반적으로 수중에 TAN 등 기질 농도가 증가하면서 여과 세균의 기질 제거속도가 증가한다. 낮은 농도에서는 제거속도가 기질 농도가 증가하면서 직선에 가까운 비율로 증가하지만, 농도가 높아지면서 제거속도의 상승폭이 감소하며 제거속도가 더 이상 증가하지 않는 포화 곡선식을 따른다. Zhu and Chen (1999)은 유입수 내 다양한 TAN 농도에서 침지식 고정상 생물학적 여과조의 TAN 제거속도를 포화 곡선식 (Michaelis-Menten kinetics),  $R=R_{max} \frac{C}{K+C}$  을 이용하여 예측한 바 있다. 이 실험의 포화 곡선모델식에서 생물학적 여과조의 제거속도가 평형 상태가 되는 최대 제거속도( $R_{max}$ )가 1.86 g TAN m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>로 나타났으며 평형상태가 되는 TAN 농도는 15 mg·L<sup>-1</sup> 이상으로 나타났다(Zhu and Chen, 1999). 그러나 이 실험은 본 실험과는 달리 담수 조건에서 침지식 고정상 여과조의 기질 제거 특성을 파악하기 위해 양식 생물이 생존하기 어려운 높은 농도 범위까지 실험을 진행하였다. Nijhof and Bovendeur (1990) 및 Diaz et al. (2012)는 각각 담수(살수식 여과조)와 해수 조건(침지식 여과조)의 포화 곡선 모델식에서 TAN 농도가 약 3 mg·L<sup>-1</sup>에서 최대 제거속도가 0.28과 0.64 g TAN m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>로 나타나 Zhu and Chen (1999)의 결과에 비해 더 낮은 기질 농도에서 낮은 제거속도를 보였다. 이와 달리 Heinsbroek and Kamstra (1990)와 Kamstra et al. (1998)은 0.5차 모델식을 이용하여 담수 조건에서 MBBR과 살수식 여과조에 대해 TAN 부하량에 따른 TAN 제거 성능 특성을 도출한 바 있다. 본 실험에서는 해수 순환여과양식 시스템을 설계하기 위해 필요한 TAN 농도 범위에서 MBBR의 성능 곡선을 0.5차 모델식을 이용하여 최적화하였다( $Y=0.1683x^{0.5}-0.13628$ ). 본 실험에서 나타난 최대 TAN 농도는 약 5.5 mg·L<sup>-1</sup>로 나타났으며, 이 때 TAN 최대 제거속도는 약 0.26 g TAN m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>로 나타났다. 이는 0.5차 모델식으로 제거속도를 평가한 이전 연구와 비교하여 다소 높은 농도에서 유사한 제거속도가 나타난 것으로, 이전 연구와 비교하여 저조한 기질 제거속도를 보였다. 생물학적 여과조의 기질 제거 특성은 여과조의 형태, 방식, 규모, 운전 조건 등에 따라 크게 달라질 수 있다. 앞서 언급한 연구의 경우, 본 실험과 달리 담수 조건에서 실시한 경우이거나, 해수조건에서 실시한 실험의 경우도 방식이 다른 살수식을 적용한 결과였다. 또한 다른 선행연구

에 의하면 담수에 비해 해수에서 생물학적 여과조의 성능이 약 40%로 감소한다고 하는 등(Rusten et al., 2006) 유입수 내 TAN 농도, 염분, 수온 조건에 따라서 생물학적 여과조의 성능은 크게 달라질 수 있다. 따라서 해수 조건에서 양식 생물을 생산하는 데 필요한 MBBR의 제거 성능을 평가할 수 있는 실질적인 예측 모델이 필요하다.

본 연구에서는 도출한 0.5차 모델식을 이용하여 해수조건에서 양식 생물 사육하는데 필요한 TAN 안전농도 기준으로 MBBR의 설계와 안정적인 운전 조건을 설정하는 기초자료를 제시하고자 한다. 해수조건에서 MBBR의 설계 및 운전 조건을 수립하기 위해서는 먼저 사육 생물이 장기적인 영향을 받지 않는 TAN의 안전 농도를 설정하는 것이 필요하다. 일반적으로 해수의 pH가 8.2일 때 해수 어종에 대한 TAN의 96h-LC<sub>50</sub>는 약 20 mg·L<sup>-1</sup>이며, 만성 독성이 일어나지 않는 TAN의 생물학적 안전 농도는 이 값에 0.1을 곱함으로써 구할 수 있으며 약 2 mg·L<sup>-1</sup>로 산출할 수 있다(Anadu et al., 1996; Eshchar et al., 2006; Boyd, 2013). 이 농도는 사육수조의 배출수 내 허용 가능한 최대 TAN 농도이며, 이 배출수는 순환여과양식 시스템 내 생물학적 여과조로 유입되며 여과조 유입수 내 유지되는 TAN의 농도가 된다. 따라서 본 연구에서 도출한 0.5차 식을 기준으로 생물학적 여과조로 TAN 농도가 2 mg·L<sup>-1</sup>인 물이 유입될 때, 기대할 수 있는 MBBR의 표면적당 TAN 제거속도(적정 표면적당 TAN 부하량)는 약 0.1 g TAN·m<sup>2</sup> surface area·day<sup>-1</sup>이며 표면적당 적정 TAN 부하량은 약 0.2 g TAN·m<sup>2</sup> surface area·day<sup>-1</sup> 해당한다(염분 30 psu, 수온 약 25–26°C).

수리학적 공기 부하량에 따른 MBBR의 제거 특성을 보면, 수리학적 공기 부하량이 높을수록 유입수와 배출수 내 TAN과 NO<sub>2</sub>-N의 농도가 낮아지는 경향이었다. 반면 표면적과 용적당 TAN과 NO<sub>2</sub>-N의 제거속도가 A2 실험구에서 가장 높았다(Table 5, Table 6). 이는 기질 농도가 낮아지면서 생물학적 여과조에 가해지는 부하량이 적어졌기 때문이다. 즉, 제거속도만 고려했을 경우 최적의 수리학적 공기 부하량이 1.0 L·air·m<sup>2</sup> surface area·min<sup>-1</sup> (A2)로 생각되어질 수 있지만 배출수가 모의 사육조로 유입되어 유입수와 배출수 농도를 같이 낮추게 되어 표면적과 용적당 제거속도에 차이가 낮아지게 된 것이다. 따라

Table 6. Effect of aHLR on NO<sub>2</sub>-N concentration in inlet water, outlet water, ANR, VNR and ANR/Inlet con. of MBBR

aHLR (L·air·m <sup>-2</sup> surface area·min <sup>-1</sup> )	NO <sub>2</sub> -N con. inlet bio reactor (mg·L <sup>-1</sup> )	NO <sub>2</sub> -N con. outlet bio reactor (mg·L <sup>-1</sup> )	ANR (g NO <sub>2</sub> -N·m <sup>-2</sup> surface area·day <sup>-1</sup> )	VNR (g NO <sub>2</sub> -N·m <sup>-3</sup> volume·day <sup>-1</sup> )	ANR/Inlet con.
0.6 (A1)	0.82±0.31 <sup>b</sup>	0.69±0.29 <sup>b</sup>	0.07±0.03 <sup>ab</sup>	39.1±16.1 <sup>ab</sup>	0.085
1.0 (A2)	1.31±0.17 <sup>a</sup>	1.21±0.27 <sup>a</sup>	0.08±0.04 <sup>a</sup>	45.2±21.4 <sup>a</sup>	0.061
1.4 (A3)	0.21±0.04 <sup>c</sup>	0.14±0.04 <sup>c</sup>	0.06±0.02 <sup>b</sup>	35.0±11.0 <sup>b</sup>	0.286
1.8 (A4)	0.16±0.03 <sup>d</sup>	0.11±0.03 <sup>d</sup>	0.06±0.02 <sup>b</sup>	35.4±9.6 <sup>b</sup>	0.375
P	0.000	0.000	0.000	0.000	-

aHLR, air loading rate; ANR, Areal NO<sub>2</sub>-N conversion rate; VNR, Volumetric NO<sub>2</sub>-N conversion rate; ANR/Inlet con., ANR/NO<sub>2</sub>-N inlet concentration rate; MBBR, Moving bed bioreactor.

서 본 실험에서 배출수와 유입수 내 TAN 농도와  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도가 가장 낮게 나온 최적의 수리학적 공기 부하량은  $1.8 \text{ L}\cdot\text{air}\cdot\text{m}^{-2}\text{ surface area}\cdot\text{min}^{-1}$ 로 보인다. 본 실험에서 수리학적 공기 부하량이 높아질수록 점차 유입수와 배출수 내 TAN과  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도가 수렴하는 경향을 보인다. Kamstra et al. (2017)에서도 공기 유속이  $0\text{--}5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 까지 TAN 제거속도가 증가하는 양상을 보이며,  $6\text{--}16 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 에서 기울기가 점차 감소하며 제거속도가 일정하게 수렴하는 경향을 보였다. 수렴하는 이유는 수리학적 공기 부하량이 과도해지면 유속이 높아져 여과매질의 생물막 탈락에 영향을 미쳐 질산화에 부정적인 영향을 미치기 때문이다 (Eding et al., 2006). 따라서, 본 연구에서 수행한 실험 조건 범위 내에서 볼 때, MBBR을 설계 인자로서  $1.8 \text{ L}\cdot\text{air}\cdot\text{m}^{-2}\text{ surface area}\cdot\text{min}^{-1}$ 을 수리학적 공기 부하량의 최저기준점으로 이용할 수 있을 것으로 보인다.

어중에 따라 사육밀도와 사료 공급률 등 사육조건에 큰 차이가 있다. 하지만 어류가 섭취한 사료량을 기반으로 최적의 암모니아 및 공기 부하량을 고려하여 여과조를 설계하면 어중에 관계없을 것으로 보인다. 추가로 다양한 수온, 염분, 체류시간 등에 대한 적정 설계 요인을 도출하기 위한 부가적인 연구도 필요할 것으로 판단된다.

## 사 사

이 논문은 2021년도 정부(과학기술정보통신부)의 재원으로 정보통신기획평가원의 지원을 받아 수행된 연구임 (No. 2021-0-00225, 최적의 수산 양식 설계·운영을 위한 디지털 아쿠아트윈 핵심 플랫폼 기술 개발).

## References

- Anadu DI, Anaso HU and Onyeka OND. 1996. Acute toxicity of the insect larvicide abate® (temephos) on the fish *tilapia melanopleura* and the dragonfly larvae *neurocordelia virginensis*. J Environ Sci Heal Part B 31, 1363-1375. <https://doi.org/10.1080/03601239609373072>.
- Boyd CE. 2013. Ammonia Toxicity Degrades Animal Health, Growth. Global Aquaculture Advocate 16,40-43.
- Campos JL, Garrido-Fernandez JM, Mendez R and Lema JM. 1999. Nitrification at high ammonia loading rates in an activated sludge unit. Bioresour Technol 68, 141-148. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00141-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00141-2).
- Díaz V, Ibáñez R, Gómez P, Urtiaga AM and Ortiz I. 2012. Kinetics of nitrogen compounds in a commercial marine recirculating aquaculture system. Aquac Eng 50, 20-27. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.03.004>.
- Ebeling JM and Timmons MB. 2010. Recirculating Aquaculture. Cayuga Aqua Ventures, Ithaca, NY, U.S.A.
- Eding EH, Kamstra A, Verreth JAJ, Huisman EA and Klapwijk A. 2006. Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. Aquac Eng 34, 234-260. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.007>.
- Edwards P. 2015. Aquaculture environment interactions: past, present and likely future trends. Aquaculture 447, 2-14. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.02.001>.
- Eng CT, Paw JN and Guarín FY. 1989. The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in Southeast Asia. Mar Pollut Bull 20, 335-343. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(89\)90157-4](https://doi.org/10.1016/0025-326X(89)90157-4).
- Eshchar M, Lahav O, Mozes N, Peduel A and Ron B. 2006. Intensive fish culture at high ammonium and low pH. Aquaculture 255, 301-313. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.11.034>.
- Harwanto D, Oh SY and Jo JY. 2011. Comparison of the nitrification efficiencies of three bio reactor media in a freshwater system. Fish Aquat Sci 14, 363-369. <https://doi.org/10.5657/FAS.2011.0363>.
- Heinsbroek LTN and Kamstra A. 1990. Design and performance of water recirculation systems for eel culture. Aquac Eng 9, 187-207. [https://doi.org/10.1016/0144-8609\(90\)90005-K](https://doi.org/10.1016/0144-8609(90)90005-K).
- Ip YK and Chew SF. 2010. Ammonia production, excretion, toxicity, and defense in fish: A review. Front Physiol 1, 134. <https://doi.org/10.3389/fphys.2010.00134>.
- Iwama GK. 1991. Interactions between aquaculture and the environment. Crit Rev Environ Sci Technol 21, 177-216. <https://doi.org/10.1080/10643389109388413>.
- Kamstra A, Blom E and Terjesen BF. 2017. Mixing and scale affect moving bed biofilm reactor (MBBR) performance. Aquac Eng 78, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.04.004>.
- van der Heul JW and Nijhof M. 1998. Performance and optimisation of trickling filters on eel farms. Aquac Eng 17, 175-192. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(98\)00014-4](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(98)00014-4).
- Kuhn DD, Drahos DD, Marsh L and Flick Jr GJ. 2010. Evaluation of nitrifying bacteria product to improve nitrification efficacy in recirculating aquaculture systems. Aquac Eng 43, 78-82. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.07.001>.
- Liu B, Terashima M, Quan NT, Ha NT, Van Chieu L, Goel R and Yasui H. 2018. High nitrite concentration accelerates nitrite oxidising organism's death. Water Sci Technol 77, 2812-2822. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.272>.
- Nijhof M and Bovendeur J. 1990. Fixed film nitrification characteristics in sea-water recirculation fish culture systems. Aquaculture 87, 133-143. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(90\)90270-W](https://doi.org/10.1016/0044-8486(90)90270-W).
- Magdum S and Kalyanraman V. 2019. Evaluation of high rate MBBR to predict optimal design parameters for higher carbon and subsequent ammoniacal nitrogen removal. Curr Sci 116, 2083-2088. <https://doi.org/10.18520/cs/v116/i12/2083-2088>.
- Park NB, Park MS, Lee JH and Myeong JI. 2013. A study of nitrification kinetics in the bio reactor process for aquaculture

- water treatment: A review. *Korean J Fish Aquat Sci* 46, 675-681. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2013.0675>.
- Preena PG, Rejish Kumar VJ and Singh ISB. 2021. Nitrification and denitrification in recirculating aquaculture systems: The processes and players. *Rev Aquac* 13, 2053-2075. <https://doi.org/10.1111/raq.12558>.
- Pulkkinen JT, Eriksson-Kallio AM, Aalto SL, Tiirola M, Koskela J, Kiuru T and Vielma J. 2019. The effects of different combinations of fixed and moving bed bioreactors on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and health, water quality and nitrification in recirculating aquaculture systems. *Aquac Eng* 85, 98-105. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2019.03.004>.
- Ødegaard H, Rusten B and Wessman F. 2004. State of the art in Europe of the moving bed biofilm reactor (MBBR) process. In: *Proceedings of the Water Environment Federation. Water Environment Federation, Alexandria, VA, U.S.A.*, 348-354.
- Rusten B, Eikebrokk B, Ulgenes Y and Lygren E. 2006. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquac Eng* 34, 322-331. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.002>.
- Shitu A, Liu G, Muhammad AI, Zhang Y, Tadda MA, Qi W and Zhu S. 2022. Recent advances in application of moving bed bioreactors for wastewater treatment from recirculating aquaculture systems: A review. *Aquac Fish* 7, 244-258. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2021.04.006>
- Shivanand A and Tripathi G. 2013. A review on ammonia toxicity in fish. *Asia Pac J Life Sci* 7(2), 193-232.
- Tarazona JV, Munoz M, Ortiz JA, Nunez M and Camargo JA. 1987. Fish mortality due to acute ammonia exposure. *Aquac Res* 18, 167-172. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1987.tb00135.x>
- van Kessel MAHJ, Harhangi HR, van de Pas-Schoonen K, van de Vossen J, Flik G, Jetten MSM, Klaren PHM and den Camp HJMO. 2010. Biodiversity of N-cycle bacteria in nitrogen removing moving bed bio reactors for freshwater recirculating aquaculture systems. *Aquaculture* 306, 177-184. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.05.019>.
- van Rijn J. 2013. Waste treatment in recirculating aquaculture systems. *Aquac Eng* 53, 49-56. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.11.010>.
- Zhu S and Chen S. 1999. An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system. *Aquac Eng* 20, 245-259. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(99\)00019-9](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(99)00019-9).