

살수식 여과조의 질산화작용에 대한 수리학적 부하량과 C/N 비의 영향

최태건 · 김병기¹ · 박정환*

부경대학교 수산생물학과, ¹강원도립대학교

Impacts of the Hydraulic Loading Rate and C/N Ratio on Nitrification in a Trickle Filter with Styrofoam Bead Media in Seawater

TaeGun Choi, Pyong-kih Kim¹ and JeongHwan Park*

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

¹Department of Aquaculture and Seafood, Gangwon State University, Gangneung 25425, Korea

Styrofoam beads, which are relatively inexpensive and can provide a large specific surface area, were tested as filter media. Styrofoam beads with a diameter of 3 ± 0.5 mm were used; the specific surface area of the beads was $1,034\text{ m}^2\cdot\text{m}^{-3}$. Five independent recirculating culture systems were used in the experiment. Each system consisted of one culture tank and three trickling bio-filters. Using the systems, nitrification efficiency was evaluated with respect to hydraulic loading rate (HLR) and carbon/nitrogen (C/N) ratio. The lowest ammonia and nitrogen concentrations were $0.84\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $1.30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively, observed at an HLR of $50.9\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Nitrification efficiency in the culture tank was highest at a C/N ratio of 0, with ammonia and nitrite nitrogen concentrations of $0.32\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $0.90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively. Ammonia and nitrite nitrogen concentrations in the culture tank abruptly changed at C/N ratios ≥ 3 .

Key words: Styrofoam beads, Hydraulic loading rate (HLR), Carbon/nitrogen (C/N) ratios, Nitrification, Recirculating aquaculture system (RAS)

서론

순환여과양식시스템(recirculating aquaculture system, RAS)은 물 교환을 줄이는 대신 암모니아 및 아질산성 질소 제거를 위해 생물학적 여과조를 운영하고 있다(Greiner and Timmons, 1998). 생물학적 여과조는 미생물의 질산화 반응을 이용해 생물 사육 중 발생하는 암모니아 및 아질산성 질소를 허용수준 이하로 제거하여 양식생물이 성장하는데 적절한 수질 환경을 유지하는 순환여과양식시스템의 핵심기술로서, 효율을 극대화하기 위한 연구를 활발히 하고 있다(Kim, 1980; Nijhof and Bonverdeur, 1990; Lee et al., 1999). 양식 사육수에는 양식생물이 배설한 총 암모니아성 질소(TAN, total ammonia nitrogen)가 있으며, 이는 양식생물의 주요 질소대사산물로 수중에서 NH_3 와 NH_4 두 가지 형태로 존재한다(Colt and Armstrong, 1981; Chen et al., 2006). 두 가지 형태 모두 낮은 농도에서도 양식생물에 독성을 띤다(Chen et al., 2006). 고농도의 암모니아 및

아질산성 질소에 노출된 사육생물은 조직의 구조와 기능, 혈액 성장, 삼투압 조절, 성장 및 번식에 문제를 일으키며, 성장률과 활동성이 감소하고 아가미 이상 현상, 이상유영 등이 나타나는 것으로 알려져 있다(Beaumont et al., 1995; Beaumont et al., 2000; Miller et al., 1990; Shingles et al., 2001; Wicks et al., 2002). 특히, 암모니아에 만성적으로 노출된 경우 생산성 감소와 대량 폐사를 초래하여 순환여과양식시스템 운영에 제한 요인이 된다(Russo, 1985; Jeney et al., 1992). 질산화 반응을 위한 생물학적 여과조는 운영형태와 여과 방식에 따라 살수식, 침지식, 유동식, 회전 원판식 등으로 다양하다(Van Rijn, 1996; Ling and Chen, 2005; Malone and Pfeiffer, 2005). 살수식 여과조는 다른 여과조들과 비교하여 높은 농도의 산소를 공급하여 효율을 극대화할 수 있으며, 안정성이 있어 설계, 시공, 운영 및 관리가 수월하다는 이점을 가지고 있다(Eding et al., 2006).

생물학적 여과조 내 질산화 반응은 질산화 미생물인 *Nitrosomonas*에 의해 암모니아가 아질산으로 산화되고, 아질산은

*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.2019.0256>

Korean J Fish Aquat Sci 52(3), 256-267, June 2019

Received 2 May 2019; Revised 17 May 2019; Accepted 29 May 2019

저자 직위: 최태건(박사과정), 김병기(교수), 박정환(교수)

다시 *Nitrobacter*에 의해 독성이 낮은 질산염으로 산화되는 반응이다. 효율적인 질산화 반응을 위해 상기 언급된 두 종류의 질산화 미생물에 적합한 환경을 조성해 적절한 생체량을 유지하는 것이 중요하다. 생물학적 여과조 내 질산화 미생물에 의한 질산화 반응은 기질 및 용존 산소 농도, 유기 물질, 온도, pH, 알칼리도, 염분 및 유속과 같은 다양한 매개 변수에 의해 영향을 받는다(Chen et al., 2006). 여과조 내 미생물은 크게 중속영양미생물과 독립영양미생물로 분류 할 수 있다. 중속영양미생물은 수중의 유기물을 탄소원으로 이용하여 성장하는 미생물을 말하며 독립영양미생물은 수중의 무기탄소를 탄소원으로 이용하여 성장하는 미생물로 질산화 미생물이 이에 속한다. 호기조건의 생물학적 여과조 내 유기물 농도가 높아질 경우 질산화 미생물과 중속영양미생물은 제한된 생물학적 여과조 내에서 공간에 대해 경쟁을 한다(Michaud et al., 2006). 이로 인해 비교적 느리게 성장하는 질산화 미생물의 생체량이 상대적으로 줄어들게 되며 이는 질산화 효율감소라는 문제로 이어진다. 또한, 생물학적 여과조 내 여과매질이 수중에 존재하는 유기고형물에 의해 막히는 문제가 발생하며, 여과조 내 수류의 원활한 흐름을 방해하고 혐기적인 공간을 만드는 등 여과 효율에 부정적인 영향을 미친다(Liao and Mayo, 1974; Muir, 1982).

여과조 내 수류가 원활하게 형성되지 않을 경우, 생물막이 성장을 계속하여 두꺼워지게 된다. 두꺼워진 생물막은 미생물 대사에 필요한 영양소와 산소를 생물막 심층까지 도달하지 못하도록 방해하여 생물막 심층에 혐기성층을 형성하게 된다(Park et al., 2013). 형성된 혐기성층 생물막은 작은 충격에도 여과매질로부터 생물막이 쉽게 탈락된다. 따라서 여과조를 운영하는데 적절한 유속을 주어 생물막 두께를 적절하게 유지해야 하며(Wheaton et al., 1991), 유기물에 의한 여과매질의 막힘을 방지하여 여과조를 호기적으로 유지하고, 효율적으로 운영하는 것이 중요하다. 그러나 순환여과양식시스템의 경우 사육조 내 자가오염 방지와 입자성 고형물 제거를 위해 사육수 순환율을 높게 유지하기 때문에 생물학적 여과조의 운전기준 설정과 최적의 질산화 효율을 위한 연구가 필요한 상황이다.

살수식 여과조에 이용하는 여과매질은 여과조 내 공간에 고르게 분포하여야 하며 산소공급이 원활하고 수류를 방해하지 않는 수준에서 비표면적이 크고 가격이 저렴해야 한다. 단위 용적 당 표면적인 비표면적에 의해 여과매질의 성능이 결정된다. 일반적으로 제한된 용적의 생물학적 여과조에 최대한으로 질산화 미생물을 배양하기 위해 비표면적이 큰 다양한 종류의 여과매질이 개발되고 연구되고 있다(Grady and Lim, 1980; Tanaka and Dunn, 1991; Westerman et al., 1993; Wheaton et al., 1994). 그러나 이러한 플라스틱 여과매질은 순환여과양식시스템의 생물학적 여과조 구축에서 많은 비용부담이 문제가 되고 있다. 따라서, 본 연구에서는 스티로폼 비드를 여과매질로 이용한 살수식 여과조에서 수리학적 부하량에 따른 질산화 효율을 평가하였다. 또한, 도출된 최적의 수리학적 부하량을 적용

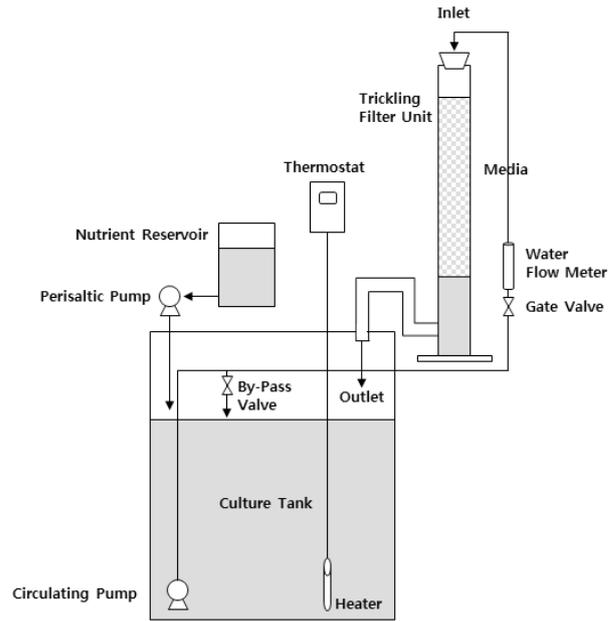


Fig 1. Schematic drawing for the trickling filter experiment.

하여 스티로폼 비드를 여과매질로 이용했을 때 C/N (carbone/nitrogen)비에 따른 질산화 효율평가를 실시하였다. 스티로폼 비드의 이용은 생물학적 여과조 구축비용을 획기적으로 줄일 수 있는 긍정적인 효과가 있을것으로 예상되며, 순환여과양식 시스템에서 스티로폼 비드를 여과매질로 이용할 때 여과조 목적을 결정할 수 있는 기초 자료를 제시하고자 한다.

재료 및 방법

실험 장치 및 여과매질

본 실험은 질산화 효율평가를 위해 동일한 조건에서 독립적으로 운용되는 5개의 시스템을 이용하였다. 각각의 시스템은 고밀도 폴리에틸렌 모의 사육조(1,210×1,015×1,150 mm, 용적 1,080 L) 1개, 내부 관찰이 용이한 투명 PVC (직경 100 mm, 높이 1,300 mm)를 이용한 살수식 여과조(용적 10.2 L) 3개(3반복), 순환펌프, 살수판, 정량펌프, 300 W 히터, 자동온도조절기 등으로 구성하였다(Fig. 1). 순환 펌프에 의해 양수된 유입수가 매질에 고르게 살수될 수 있도록 여과조 상단에 살수판을 설치하였다. 살수된 유입수는 여과 매질을 통과한 후 여과조 하단에 부착된 40 mm 크기의 배수구를 통해 모의 사육조로 재유입 되도록 구성하였다. 이때, 여과조 배수구를 높여 여과조 내부 수위를 높게 유지하여 배수구를 통한 여과 매질의 유실을 방지하였다. 에어 브로와 및 배출수의 낙차, 순환 펌프 바이패스의 낙차를 이용하여 사육조 내 DO (dissolved oxygen)를 일정하게 유지하였다. pH는 중탄산 나트륨(NaHCO₃)으로 조절하였으며, 자동온도 조절기를 이용하여 수온을 25°C로 조절하였다.

여과매질로 이용한 스티로폼 비드의 특성을 Table 1에 나타내었다. 여과조 미생물의 안정화 기간 단축을 위해 실험 조건에서 약 1년간 사전 배양된 스티로폼 비드를 이용하였다

합성 영양염의 조제

질산화 효율평가를 위해 Zhu and Chen (2002)의 실험에 사용한 영양염 조성을 참고로 조제하였다. 조제한 합성 영양염은 시스템의 염분에 따라 해수와 담수를 혼합한 보충수에 용해하여 공급하였다. 용해된 영양염을 Thermo Fisher Scientific (Massachusetts, USA)사의 variable-flow peristaltic pumps (Located in Waltham, Massachusetts, USA)를 이용하여 모의 사육조에 연속적으로 정량공급하였다.

실험조건

수리학적 부하량(hydraulic loading rate, HLR)에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율

본 실험은 스티로폼 비드를 여과매질로 이용한 살수식 여과조에서 수리학적 부하량에 따른 질산화 효율을 7일간 평가하였다. 실험에는 상기 언급된 5개의 독립적인 시스템을 이용하였다. 각 실험구의 살수식 여과조에 7.2 L의 스티로폼 비드를 충전하였다. 모의 사육조의 수량은 800 L로 여과재와 사육수의 용적 비율은 1:37이었다. 게이트 밸브와 유량계(LZS-15 Water Flowmeter, 100-1000 L/h, Hilitand, China)를 이용하여 각 실험구의 수리학적 부하량을 12.7 (H1), 25.4 (H2), 38.2 (H3), 50.9 (H4), 63.6 (H5) m³·m²·h⁻¹이 되도록 설정하였으며, 각 유량에 맞는 살수관을 제작하여 유입수가 매질에 고르게 살수 되도록 하였다. 암모니아 부하량은 0.5 g TAN·m²·bead·day⁻¹로 5개 실험구 모두 동일하였으며, NH₄Cl를 질소원으로 이용한 합성 영양염(Table 2)을 조제하여 공급하였다.

실험기간 동안 일간 환수량은 전체 수량의 약 2.5% (20 L)로 5개 실험구 모두 동일하였고, 각각의 시스템 내 해수 염분에 따라 보충수는 해수와 담수 비율을 조절하였다. 실험은 수온 25°C, 용존산소 8 mg·L⁻¹, pH 8, 염분 30 psu로 동일한 환경 조건에서 실시하였다.

살수식 여과조의 유입수와 배출수에 대한 수질측정을 일간 3회(8시간 간격) 실시하였으며, 1개 실험구 84개 샘플[3회/일·7일·3반복(배출수+유입수)·5개 실험구], 총 420개의 샘플을 분석하였다. 분석 결과를 바탕으로 수리학적 부하량의 변화에 따른 여과조 내 매질 용적당 TAN 전환속도(volumetric TAN

conversion rate, VTR), 용존산소 소모량(oxygen consumption rate, OCR)은 식 (1)을 이용하여 계산하였고, 매질 비표면적당 TAN 전환속도(areal TAN conversion rate, ATR)는 식 (2), 용적당 아질산성 질소 전환속도(volumetric NO₂-N conversion rate, VNR)는 식 (3)을, 매질 비표면적당 아질산성 질소 전환속도(areal NO₂-N conversion rate, ANR)는 식 (4)를 이용하여 구하였다.

여과매질 용적당 전환속도(g·m⁻³×day⁻¹)
 $VTR = [(C_{I,a} - C_{O,a}) \times Q \times 24] / (V_{media} \times 1,034) \dots$ 식 (1)

C_I: 여과조 유입수 내 TAN 농도(mg·L⁻¹)

C_O: 여과조 배출수 내 TAN 농도(mg·L⁻¹)

Q: 유입수량(L·h⁻¹)

V_{media}: 스티로폼 비드 용적(m³)

a: TAN, DO, total alkalinity

여과매질 비표면적당 TAN 전환속도(g TAN·m⁻²·day⁻¹)
 $ATR = [(C_I - C_O) \times Q] / A \dots\dots\dots$ 식 (2)

여과매질 용적당 아질산성 질소 전환속도(g NO₂-N·m⁻³·day⁻¹)
 $VNR = [(C_{I,NO_2-N} - C_{O,NO_2-N}) \times Q \times 24] / (V_{media} \times 1,034) \dots$ 식 (3)

C_{I,NO₂-N}: 여과조 유입수 내 NO₂-N 농도 (mg·L)

C_{O,NO₂-N}: 여과조 배출수 내 NO₂-N 농도 (mg·L)

여과매질 비표면적당 아질산성 질소 전환속도(g NO₂-N·m⁻²·day⁻¹)
 $ANR = [(NO_2-N_{inlet} - NO_2-N_{outlet}) \times Q] / A \dots\dots$ 식 (4)

C/N비에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율

본 실험은 앞선 실험에서 도출된 최적의 수리학적 부하량을 각 시스템에 동일하게 적용하여 스티로폼 비드를 여과매질로 이용한 살수식 여과조에서 유기탄소(glucose)를 이용한 C/N 비에 따른 질산화 효율을 7일간 평가하였다. 실험은 수리학적 부하량에 대한 질산화 효율평가와 동일한 시스템을 이용하였다. 각 실험구의 살수식 여과조에 5 L의 스티로폼 비드를 충전하였다. 모의 사육조의 수량은 800 L로 여과재와 사육수의 용

Table 2. Composition of chemical nutrients hydraulic loading rate experiments

Ingredient	Concentration (g·L ⁻¹)
NH ₄ Cl	44.54
NaHCO ₃	114.14
MgSO ₄ 7H ₂ O	1.16
Na ₂ HPO ₄	3.23
KH ₂ PO ₄	4.94
FeCl ₃ ·6H ₂ O	0.16

Table 1. Characteristics of bio-media

Items	Description
Type	Globular form
Material	Polystyrene foam
Average diameter (mm)	3±0.5
Specific surface area (m ² /m ³)	1,046

적 비율은 1:53이었다. NH₄Cl을 질소원으로 이용하고, glucose (C₆H₁₂O₆)를 탄소원으로 이용하여 각 실험구의 C/N비를 0, 3, 6, 12, 24 (C1, C2, C3, C4, C5 실험구)가 되도록 설정하였다. 암모니아 부하량은 0.5 g TAN·m²bead·day⁻¹로 5개 실험구 모두 동일하였으며, 합성 영양염(Table 3)을 조제하여 공급하였다. 이러한 조건에서 시스템을 운영하며 여과매질이 충분히 축성된 것을 확인한 후 본 실험을 실시하였다.

실험기간 동안 일간 환수량은 전체 수량의 약 10% (80 L)로 5개 실험구 모두 동일하였고, 각각의 시스템 내 해수 염분에 따라 보충수는 해수와 담수 비율을 조절하였다. 실험은 수온 25°C, 용존산소 8 mg·L⁻¹, pH 8 염분 30 psu로 동일한 환경 조건에서 실시하였다.

수리학적 부하량에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율 실험과 동일한 방법으로 샘플을 채수하여 분석하였다. C/N비에 따른 여과조 내 매질 용적당 TAN 전환속도, 아질산성 질소 전환속도, 용존산소 소모량, 비표면적당 TAN 전환속도, 아질산성 질소 전환속도는 동일한 방법으로 구하였다.

수질 측정

수질 분석을 위한 모든 시료는 각각의 살수식 여과조 유입수와 배출수를 일간 3회(8시간 간격) 채수하였고, pH, DO, 수온, 염분 또한, 일간 3회(8시간 간격) 측정하였다. 암모니아 및 아질산

성 질소는 Thermo™사의 영양염 자동분석기(Gallery, Thermo fisher scientific, Waltham, MA, USA)를 이용하여 분석하였다. pH, 수온, 용존산소는 HQ 40d multi parameter meter (HACH CO, Loveland, Colorado, USA)를 이용하여 측정하였다. 염분은 굴절식 염분계(ORA 2 SA, KERN, Mannheim, Germany)를 이용하여 측정하였다.

통계처리

통계 처리는 SPSS 25.0 통계프로그램을 이용하였다. One way ANOVA test를 실시하여 등분산성 검정을 위해 Levene 검정을 실시했다. 등분산성이 확보되었을 경우 Duncan's multiple range test를 이용하였고, 등분산성이 확보되지 않았을 경우 Games-Howell's multiple range test를 실시하여 유의성 검정을 하였다.

결 과

수리학적 부하량에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율 수리학적 부하량에 따른 살수식 여과조의 암모니아 농도 변화 및 일간 암모니아 전환속도

수리학적 부하량에 대한 7일간의 실험결과를 Table 4에 나타내었다. 12.7 (H1), 25.4 (H2), 38.2 (H3), 50.9 (H4), 63.6 (H5) m³·m⁻²·h⁻¹의 각 실험구에서 살수식 여과조로 들어오는 유입수와 배출수의 TAN 평균농도는 각각 2.28±1.02, 1.79±0.77, 1.46±0.71, 0.84±0.51, 1.82±0.78 mg·L⁻¹와 1.03±0.75, 1.13±0.55, 1.02±0.50, 0.50±0.39, 1.49±0.62 mg·L⁻¹로 나타났다. 실험결과 5개 실험구에서 유입수 내 TAN 농도는 전체적으로 낮은 수준으로 나타났으나 H4에서 다른 실험구들에 비해 유의하게 가장 낮게 나타났다(P<0.05).

일간 TAN 전환속도 ATR과 VTR의 값은 각각 0.40±0.15, 0.42±0.17, 0.43±0.22, 0.44±0.28, 0.54±0.23 g TAN·m⁻²bead·day⁻¹와 418±157, 438±173, 440±222, 455±286, 553±237 g TAN·m⁻³bead·day⁻¹로 일간 TAN 전환속도는 H1, H2, H3, H4의 실험구간에서 수리학적 부하량에 대한 유의한

Table 3. Composition of chemical nutrients C/N ratio experiments

Ingredient	Concentration (g·L ⁻¹)
Glucose*	0-473.2
NH ₄ Cl	30.09
NaHCO ₃	77.11
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.78
Na ₂ HPO ₄	2.18
KH ₂ PO ₄	3.33
FeCl ₃ ·6H ₂ O	0.10

*Glucose levels were adjusted depending on the experimental C/N, carbon/nitrogen.

Table 4. Effect of HLR on TAN concentration in inlet and outlet water, ATR, VTR and ATR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media

HLR (m ³ ·m ⁻² ·h ⁻¹)	TAN con. inlet biofilter (mg·L ⁻¹)	TAN con. outlet biofilter (mg·L ⁻¹)	ATR (g TAN·m ⁻² bead·day ⁻¹)	VTR (g TAN·m ⁻³ bead·day ⁻¹)	ATR/Inlet con.
12.7 (H1)	2.28±1.02 ^a	1.03±0.75 ^b	0.40±0.15 ^b	418±157 ^c	0.17
25.4 (H2)	1.79±0.77 ^b	1.13±0.55 ^b	0.42±0.17 ^b	438±173 ^b	0.23
38.2 (H3)	1.46±0.71 ^b	1.02±0.50 ^b	0.43±0.22 ^b	440±222 ^b	0.29
50.9 (H4)	0.84±0.51 ^c	0.50±0.39 ^c	0.44±0.28 ^b	455±286 ^b	0.52
63.6 (H5)	1.82±0.78 ^b	1.49±0.62 ^a	0.54±0.23 ^a	553±237 ^a	0.28
P	0.000	0.000	0.000	0.000	

HLR, hydraulic loading rate; TAN, total ammonia nitrogen; ATR, areal TAN conversion rate; VTR, volumetric TAN conversion rate.

차이를 나타내지 않았다($P>0.05$). 반면, H5의 실험구에서 ATR과 VTR 모두 다른 4개의 실험구와 비교하여 유의하게 높은 전환속도가 나타났다.

각 실험 조건에서 유입수 농도당 제거 가능한 TAN 농도(ATR/inlet concentration) 계산결과 각각 0.17, 0.23, 0.29, 0.52, 0.28의 비로 H4 일 때 가장 높은 제거율을 나타내었다.

수리학적 부하량에 따른 살수식 여과조의 아질산성 질소 농도 변화 및 일간 아질산성 질소 전환속도

수리학적 부하량에 대한 7일간의 실험결과를 Table 5에 나타내었다. 12.7 (H1), 25.4 (H2), 38.2 (H3), 50.9 (H4), 63.6 (H5) $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 의 각 실험구에서 살수식 여과조로 들어오는 유입수와 배출수의 아질산성 질소의 평균농도는 각각 262.23 ± 13.56 , 257.06 ± 8.71 , 5.11 ± 2.12 , 1.30 ± 0.53 , 1.63 ± 0.81 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 와 261.57 ± 5.46 , 255.39 ± 6.55 , 5.31 ± 2.26 , 1.22 ± 0.57 , 1.52 ± 0.78 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타났다. 유입수와 배출수의 아질산성 질소 평균농도는 H3, H4, H5 실험구에서 유의한 차이가 없었으나 H1과 H2 실험구에서 다른 실험구와 비교하여 유의하게 높은 농도의 아질산성 질소가 축적되는 것으로 나타났다($P<0.05$).

일간 아질산성 질소 전환속도 ANR과 VNR의 값은 각각 1.93 ± 2.13 , 1.66 ± 3.17 , 0.31 ± 0.23 , 0.46 ± 0.32 , 0.63 ± 0.42 $\text{g NO}_2\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 와 $1,996 \pm 2,210$, $1,720 \pm 3,277$, 320 ± 238 , 478 ± 329 , 655 ± 436 $\text{g NO}_2\text{-N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 H1과 H2 두 실험구간에 유의한 차이를 나타내지 않았으나($P>0.05$)

H3, H4, H5 실험구와 비교하여 유의하게 높은 전환속도를 나타내었다($P<0.05$). 각 실험 조건에서 유입수 농도당 제거 가능한 아질산성 질소의 농도(ANR/inlet concentration) 계산 결과 각각 0.007, 0.006, 0.06, 0.35, 0.38의 비로 H4와 H5 실험구의 유입수 내 아질산성 질소농도가 낮음에도 불구하고 H4와 H5 실험구에서 높은 농도의 아질산성 질소가 제거 가능한 것으로 나타났다.

수리학적 부하량에 따른 살수식 여과조의 용존산소 농도 변화, 용적당 용존산소 소모량 및 수질환경

수리학적 부하량에 대한 7일간의 실험결과를 Table 6에 나타내었다. 12.7 (H1), 25.4 (H2), 38.2 (H3), 50.9 (H4), 63.6 (H5) $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 의 각 실험구에서 살수식 여과조로 들어오는 유입수와 배출수의 용존산소 농도는 각각 7.73 ± 0.40 , 7.59 ± 0.27 , 7.58 ± 0.35 , 7.54 ± 0.28 , 7.49 ± 0.26 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 와 3.90 ± 0.28 , 5.61 ± 0.33 , 5.76 ± 0.35 , 5.25 ± 0.47 , 6.51 ± 0.52 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타났다. 실험결과 5개 실험구 유입수 내 용존산소 농도는 각 실험구간에 유의한 차이가 없었다($P>0.05$). 그러나 각 실험구에서 배출수 내 용존산소는 수리학적 부하량이 증가하면서 높아지는 경향을 나타내었다.

일간 용적당 산소소모량(Oxygen consumption rate, OCR)은 각각 $1,276 \pm 161$, $1,396 \pm 201$, $1,823 \pm 291$, $1,155 \pm 232$, $1,317 \pm 411$ $\text{g DO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 나타났다. H3 실험구에서 가장 높은 소모량을 나타냈고 H4 실험구에서 가장 낮은 소모

Table 5. Effect HLR on $\text{NO}_2\text{-N}$ concentration in inlet and outlet water, ANR, VNR and ANR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead med

HLR ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	$\text{NO}_2\text{-N}$ con. inlet biofilter ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\text{NO}_2\text{-N}$ con. outlet biofilter ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	ANR ($\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$)	VNR ($\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$)	ANR/Inlet con.
12.7 (H1)	262 ± 13.5^a	261 ± 5.46^a	1.93 ± 2.13^a	$1,996 \pm 2,210^a$	0.007
25.4 (H2)	257 ± 8.71^b	255 ± 6.55^b	1.66 ± 3.17^a	$1,720 \pm 3,277^a$	0.006
38.2 (H3)	5.11 ± 2.12^c	5.31 ± 2.26^c	0.31 ± 0.23^b	320 ± 238^b	0.06
50.9 (H4)	1.30 ± 0.53^c	1.22 ± 0.57^d	0.46 ± 0.32^b	478 ± 329^b	0.35
63.6 (H5)	1.63 ± 0.81^c	1.52 ± 0.78^d	0.63 ± 0.42^b	655 ± 436^b	0.38
P	0.000	0.000	0.000	0.000	

HLR, hydraulic loading rate; ANR, areal $\text{NO}_2\text{-N}$ conversion rate; VNR, volumetric $\text{NO}_2\text{-N}$ conversion rate.

Table 6. Effect of HLR on DO concentration in inlet and outlet water, OCR and OCR/VTR conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media

HLR ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	DO con. inlet biofilter ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	DO con. outlet biofilter ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	OCR ($\text{g DO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$)	OCR/VTR
12.7 (H1)	7.73 ± 0.40	3.90 ± 0.28^d	$1,276 \pm 161^b$	3.05
25.4 (H2)	7.59 ± 0.27	5.61 ± 0.33^b	$1,396 \pm 201^b$	3.18
38.2 (H3)	7.58 ± 0.35	5.76 ± 0.35^b	$1,823 \pm 291^a$	4.14
50.9 (H4)	7.54 ± 0.28	5.25 ± 0.47^c	$1,155 \pm 232^c$	2.53
63.6 (H5)	7.49 ± 0.26	6.51 ± 0.52^a	$1,317 \pm 411^{bc}$	2.38
P	0.159	0.000	0.000	

HLR, hydraulic loading rate; OCR, oxygen consumption rate; VTR, volumetric TAN conversion rate; DO, dissolved oxygen.

량을 나타냈다. 각각의 수리학적부하량 조건에서 TAN을 산화시키는데 소모되는 산소의 양(OCR/VTR)을 계산한 결과 각각 3.05, 3.18, 4.14, 2.53, 2.38로 나타났다. H3 실험구에서 가장 많은 산소 소비량을 나타냈으며 H4와 H5 실험구에서 적은양의 산소 소비로도 TAN 제거가 가능한 것으로 나타났다. 7일간의 실험기간 동안 측정된 각 실험구의 pH, 수온, 염분에 대한 평균값을 Table 7에 나타내었다. 측정결과 5개 실험구 모두 pH, 수온, 염분의 평균농도에 대해 유의한 차이를 보이지 않았으며 초기 목표로 설정한 pH, 수온, 염분의 범위에서 크게 벗어나지 않았다.

C/N비에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율

C/N비에 따른 살수식 여과조의 암모니아 농도 변화 및 일간 암모니아 전환속도

C/N비에 대한 7일간의 실험결과를 Table 8에 나타내었다. C/N비 0 (C1), 3 (C2), 6 (C3), 12 (C4), 24 (C5)의 각 실험구에서 살수식 여과조로 들어오는 유입수와 배출수의 TAN 평균농도는 각각 0.32±0.14, 0.26±0.21, 0.25±0.16, 0.27±0.15, 0.27±0.18 mg·L⁻¹와 0.04±0.06, 0.12±0.14, 0.15±0.10, 0.18±.14, 0.21±0.20 mg·L⁻¹로 나타났다. 실험결과 5개 실험구에서 유입수 내 암모니아의 농도는 전체적으로 낮은 수준으로 5개 실험구간 유의한 차이를 나타내지 않았다(P>0.05). 그러

나 배출수 내 TAN 농도는 C/N비가 증가함에 따라 증가하는 경향을 나타내었다(P<0.05).

일간 TAN 전환속도 ATR과 VTR의 값은 각각 0.51±0.22, 0.20±0.14, 0.17±0.09, 0.12±0.10, 0.12±0.08 g TAN·m⁻² bead·day⁻¹와 525±224, 203±145, 139±64, 128±108, 128±92 g TAN·m⁻³bead·day⁻¹로 C1 실험구에서 다른 4개의 실험구들과 비교하여 유의하게 높은 TAN 전환속도를 나타내었다(P<0.05). 실험 조건에서 유입수 농도당 제거 가능한 TAN 농도(ATR/inlet concentration) 계산 결과 각각 1.59, 0.76, 0.68, 0.44, 0.44로 C1일 때 가장 높은 제거량을 나타내었다.

C/N비에 따른 살수식 여과조의 아질산성 질소 농도 변화 및 일간 아질산성 질소 전환속도

C/N 비에 대한 7일간의 실험결과를 Table 9에 나타내었다. C/N비 0 (C1), 3 (C2), 6 (C3), 12 (C4), 24 (C5)의 각 실험구에서 여과조로 들어오는 유입수와 배출수의 아질산성 질소의 평균농도는 각각 0.90±0.46, 1.06±0.37, 73.46±19.03, 84.55±22.78, 89.25±18.35 mg·L⁻¹와 0.81±0.43, 1.03±0.34, 72.65±21.30, 82.64±23.12, 89.25±20.47 mg·L⁻¹로 나타났다. 실험결과 C/N비가 증가함에 따라 유입수와 배출수 내 아질산성 질소의 농도가 높아지는 경향을 나타내었다(P<0.05). C1과 C2에서 비교적 낮은 유입수 내 아질산성 질소농도를 나타내었으며, C3, C4, C5 실험구에서 유입수 내 높은 농도의 아질산성 질소가 축적되는 것으로 나타났다.

일간 아질산성 질소 전환속도 ANR과 VNR의 값은 각각 0.63±0.35, 0.09±0.15, 3.04±3.69, 3.71±7.41, 2.92±8.73 g TAN·m⁻²bead·day⁻¹와 650±369, 91±156, 3,140±3,817, 3,838±7,667, 1,873±9,212 g TAN·m⁻³bead·day⁻¹로 일간 아질산성 질소 전환속도는 C/N비 조건에 따라 유의한 차이를 나타내었다(P<0.05). 각 실험 조건에서 유입수 농도당 제거 가능한 아질산성 질소의 농도(ANR/inlet concentration) 계산 결과 각각 0.7, 0.08, 0.04, 0.04, 0.03으로 C1일 때 가장 높은 제거량을 나타내었다.

Table 7. Water quality by different HLR

HLR (m ³ ·m ⁻² ·h ⁻¹)	pH	Temperature (°C)	Salinity (psu)
12.7 (H1)	8.06±0.15	25.7±0.7	29.43±0.53
25.4 (H2)	8.08±0.18	25.5±0.7	29.71±0.49
38.2 (H3)	8.07±0.16	25.7±0.7	29.43±0.53
50.9 (H4)	8.06±0.15	25.6±0.8	29.57±0.53
63.6 (H5)	8.08±0.15	25.6±0.7	29.57±0.53
P	0.977	0.895	0.473

HLR, hydraulic loading rate.

Table 8. Effect of C/N ratios on TAN concentration in inlet and outlet water, ATR, VTR and ANR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media

C/N	TAN con. inlet biofilter	TAN con. outlet biofilter	ATR	VTR	ATR/Inlet con.
	(mg·L ⁻¹)	(mg·L ⁻¹)	(g TAN·m ⁻² ead·day ⁻¹)	(g TAN·m ⁻³ ead·day ⁻¹)	
0 (C1)	0.32±0.14	0.04±0.06 ^c	0.51±0.22 ^a	525±224 ^a	1.59
3 (C2)	0.26±0.21	0.12±0.14 ^b	0.20±0.14 ^b	203±145 ^b	0.76
6 (C3)	0.25±0.16	0.15±0.10 ^{ab}	0.17±0.09 ^b	139±64 ^b	0.68
12 (C4)	0.27±0.15	0.18±0.14 ^{ab}	0.12±0.10 ^b	128±108 ^b	0.44
24 (C5)	0.27±0.18	0.21±0.20 ^a	0.12±0.08 ^b	128±92 ^b	0.44
P	0.840	0.000	0.000	0.000	

C/N, carbon/nitrogen; TAN, total ammonia nitrogen; ATR, areal TAN conversion rate; VTR, volumetric TAN conversion rate; ANR, areal NO₂-N conversion rate.

Table 9. Effect of C/N ratios on NO₂⁻-N concentration in inlet and outlet water, ANR, VNR and ANR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media

C/N	NO ₂ ⁻ -N con. inlet biofilter (mg·L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N con. outlet biofilter (mg·L ⁻¹)	ANR (g TAN·m ⁻² bead·day ⁻¹)	VNR (g TAN·m ⁻³ bead·day ⁻¹)	ANR/Inlet con.
0 (C1)	0.90±0.46 ^c	0.81±0.43 ^c	0.63±0.35 ^b	650±369 ^{ac}	0.7
3 (C2)	1.06±0.37 ^c	1.03±0.34 ^c	0.09±0.15 ^b	91±156 ^c	0.08
6 (C3)	73.46±19.03 ^b	72.65±21.30 ^b	3.04±3.69 ^{ab}	3,140±3,817 ^{ab}	0.04
12 (C4)	84.55±22.78 ^{ab}	82.64±23.12 ^a	3.71±7.41 ^a	3,838±7,667 ^a	0.04
24 (C5)	89.25±18.35 ^a	86.44±20.47 ^a	2.92±8.73 ^{ab}	1,873±9,212 ^{abc}	0.03
P	0.000	0.000	0.048	0.000	

C/N, Carbon/Nitrogen; ANR, areal NO₂⁻-N conversion rate; VNR, volumetric NO₂⁻-N conversion rate.

Table 10. Effect of C/N ratios on DO concentration in inlet and outlet water, OCR and OCR/VTR conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media

C/N	DO con. inlet biofilter (mg·L ⁻¹)	DO con. outlet biofilter (mg·L ⁻¹)	OCR (g TAN·m ⁻³ bead·day ⁻¹)	OCR/VTR
0 (C1)	7.97±0.16 ^c	6.58±0.20 ^c	1,854±376 ^a	3.53
3 (C2)	8.20±0.14 ^a	7.24±0.26 ^b	1,288±387 ^b	6.34
6 (C3)	8.13±0.13 ^{ab}	7.32±0.33 ^b	1,085±420 ^{bc}	7.80
12 (C4)	8.06±0.15 ^{bc}	7.30±0.15 ^b	1,009±191 ^c	7.88
24 (C5)	7.97±0.16 ^c	7.70±0.19 ^a	355±324 ^d	2.77
P	0.000	0.000	0.000	

C/N, carbon/Nitrogen; OCR, oxygen consumption rate; VTR, volumetric TAN conversion rate; DO, dissolved oxygen.

C/N비에 따른 살수식 여과조의 용존산소 농도 변화, 용적당 용존산소 소모량 및 수질환경

C/N비에 대한 7일간의 실험결과를 Table 10에 나타내었다. C/N비 0 (C1), 3 (C2), 6 (C3), 12 (C4), 24 (C5)의 각 실험구에서 살수식 여과조로 들어오는 유입수와 배출수의 용존산소 농도는 각각 7.97±0.16, 8.20±0.14, 8.13±0.13, 8.06±0.15, 7.97±0.16 mg·L⁻¹와 6.58±0.20, 7.24±0.26, 7.32±0.33, 7.30±0.15, 7.70±0.19 mg·L⁻¹로 나타났다. 실험결과 5개 실험구 유입수 내 용존산소 농도는 각 실험구간에 유의한 차이를 나타내었다(P<0.05).

일간 용적당 산소소모량(OCR)은 각각 1,854±376, 1,288±387, 1,085±420, 1,009±191, 355±324 g DO·m⁻³bead·day⁻¹로 나타났다. OCR은 C1에서 가장 높고 C5에서 가장 낮게 나타났으며 C/N비가 증가함에 따라 유의하게 감소하는 경향을 나타내었다(P<0.05).

각각의 C/N비 조건에서 TAN을 산화시키는데 소모되는 산소의 양(OCR/VTR)을 계산한 결과 각각 3.53, 6.34, 7.80, 7.88, 2.77로 나타났다. C3과 C4에서 높은 산소 소비량을 나타내었다. 7일간의 실험기간 동안 측정된 각 실험구의 pH, 수온, 염분에 대한 평균값을 Table 11에 나타내었다. 측정결과 각 실험구의 pH 평균값은 실험구간에 유의한 차이를 나타내었으며 (P<0.05), 수온, 염분에 대해서는 실험구간에 유의한 차이를 나타내지 않았다(P>0.05).

고 찰

본 실험에서는 스티로폼 비드를 여과매질로 이용한 살수식 여과조를 이용하여 수리학적 부하조건을 달리하여 여과매질이 막히지 않고 효율적인 질산화 반응이 이루어질 수 있는 최적의 수리학적 부하량에 대한 질산화 효율평가를 실시하였다. 수리학적 부하량에 대한 실험이후 도출된 부하량을 이용하여 C/N비에 따른 질산화 효율을 평가하였다.

본 연구의 수리학적 부하량 설정은 살수식 여과조가 막히는 것을 방지하기 위해 Eding et al. (2006)이 제시한 수리학적 부하량과 질산화효율에 수온이 미치는 영향을 평가한 실험과정에서 얻은 수리학적 부하량을 참고하여 설정하였다. 수리학적 부하량 실험결과 H1에서 H4 실험구까지는 수리학적 부하량

Table 11. Water quality by different C/N ratios

C/N	pH	Temperature (°C)	Salinity (psu)
0 (C1)	8.06±0.08 ^e	25.14±0.17	29.8±0.38
3 (C2)	8.18±0.13 ^d	25.07±0.26	30.0±0.00
6 (C3)	8.24±0.13 ^c	25.12±0.20	30.0±0.00
12 (C4)	8.46±0.03 ^a	25.15±0.28	30.0±0.00
24 (C5)	8.37±0.07 ^b	25.07±0.23	30.0±0.00
P	0.000	0.649	0.423

C/N, carbon/nitrogen.

이 증가함에 따라 유입수 내 TAN 농도가 감소하는 경향을 나타내었다. 유입수 농도당 제거 가능한 TAN 농도 계산 결과 수리학적 부하량이 증가함에 제거 가능한 TAN 농도 역시 증가하여 H4 실험구에서 가장 높게 나타났다. TAN 전환속도는 수리학적 부하량의 증가에 따라 높아지는 경향을 나타내었다. 이는 수리학적 부하량이 증가할수록 TAN 전환속도가 높아진다고 보고한 문헌들(Kaiser and Wheaton, 1983; Peng and Jo, 2003; Nijhof, 1995; Nijhof, 1995)과 일치하는 결과였다. 각 실험 조건에서 유입수 농도당 제거 가능한 TAN 농도 계산 결과 H4 실험구의 유입수 내 TAN 농도가 가장 낮음에도 불구하고 가장 높은 제거량이 나왔고, H5 실험구를 제외하고 수리학적 부하량의 증가에 따라 높아지는 경향을 나타내었다. H5 실험구의 경우 빠른 유속에 따른 전단력의 변화에 의해 생물막이 과도하게 탈락되어 질산화 효율이 감소한 것으로 보인다(Charaklis and Wilderer, 1989; Park, 2017).

유입수 내 아질산성 질소 농도는 H1과 H2 실험구에서 높은 농도의 아질산성 질소가 축적되는 것을 관찰하였다. Van and Rivera (1990)는 사육수 내 암모니아 농도가 $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 보다 낮을 때 아질산성 질소의 제거가 잘 일어나는 반면 암모니아 농도가 높을수록 아질산성 질소가 축적됨을 발견했다고 보고하였다. H1과 H2 조건에서 TAN 농도가 아질산성 질소 농도에 영향을 준 것으로 생각된다. 아질산성 질소 전환 속도는 H1과 H2 실험구에서 높게 관찰되었다. 이는 Nijhof and Klapwijk (1995)와 Liu and Capdeville (1994)의 보고를 통해 볼 때, 높은 농도의 아질산성 질소가 여과조 내로 유입됨에 따라 전환속도가 다른 실험구에 비해 높게 나타난 것으로 보여진다. 각 실험 조건에서 유입수 농도당 제거 가능한 아질산성 질소 농도 계산 결과 수리학적 부하량의 증가에 따라 높아지는 경향을 나타내었다.

Percival et al. (1999)와 Vieira and Melo (1999)는 낮은 유속의 조건보다 높은 조건에서 더 많은 미생물 생체량과 생물막이 더 안정적으로 운영이 가능한 것을 보고하였다. 본 실험결과 Percival et al. (1999)와 Vieira and Melo (1999)의 문헌에 보고된 바와 같이 TAN과 아질산성 질소 모두 수리학적 부하량의 증가에 따라 높은 효율을 보였다. 그러나 과도한 유속은 생물막의 탈락을 야기하여 질산화 효율에 부정적인 영향을 미치는 것으로 생각된다.

C/N비에 따른 질산화 효율평가를 위한 초기 C/N비의 설정은 본 실험실에서 실험적 규모의 순환여과양식시스템을 이용하여 감성돔을 사육하였을 때 시스템 내 사육수의 C/N비를 측정하여 그 값을 바탕으로 각 실험구의 C/N 비를 설정하였다. C/N비 실험결과 유입수 내 TAN 농도는 평균 $0.27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 로 5개 실험구 모두 낮은 농도로 실험구간에 유의한 차이를 나타내지 않았다. 배출수 내 TAN 농도는 C/N비가 증가함에 따라 높아지는 경향을 나타냈다. 이를 통해 C/N비가 증가할수록 제거되는 TAN이 낮아진다는 것을 관찰할 수 있었다. TAN 전환속도와 유입수 농도당 제거 가능한 아질산성 질소농도 계산 결과 C1

의 조건 일 때 가장 높은 효율을 보였으며 C2 이상의 조건에서 C1과 비교하여 급격히 감소하는 것을 관찰할 수 있었다. 이는 유기물이 증가할수록 암모니아 제거율이 감소한다는 Pano and Middlebrooks (1983)과 Okabe et al. (2000)의 결과와 비슷한 경향의 결과로 나타났다.

유입수 내 아질산성 질소 농도의 경우 C/N비가 증가함에 따라 높아지는 경향을 보였으며, TAN 농도와 달리 C/N비에 대한 영향을 더 받은 것으로 생각된다. C3 이상의 조건에서 양식생물의 사육에 적합하지 않은 수준으로 높은 농도의 아질산성 질소가 축적되는 것을 관찰하였다. 아질산성 질소 전환 속도는 C3, C4, C5의 실험구에서 높게 관찰되었다. 이는 Nijhof and Klapwijk (1995)와 Liu and Capdeville (1994)의 문헌을 통해 볼 때, 높은 농도의 아질산성 질소가 여과조 내로 유입됨에 따라 전환속도가 다른 실험구에 비해 높게 나타난 것으로 보여진다.

각 실험 조건에서 유입수 농도당 제거 가능한 TAN과 아질산성 질소 계산 결과 C1과 C2의 실험 조건에서의 효율 차이가 크게 관찰되었으며, C2와 C3의 실험 조건에서의 효율 차이는 크지 않은 것이 관찰되었다. 이는 C/N비가 0에서 1로 증가할 때 질산화 효율이 45% 감소하고 C/N비 1에서 2로 증가할 때 질산화 효율이 7% 감소한다고 보고한 Zhu and Chen (2002)의 결과와 비슷하였다. C/N비에 대한 질산화 효율평가 결과 TAN과 아질산성 질소 모두 C/N비가 증가할수록 효율이 저하 되는 것을 관찰하였으며, 아질산성 질소의 경우 TAN에 비해 C/N비에 대한 영향을 더 받는 것으로 생각되어진다. C/N비가 증가할수록 종속영양미생물과 질산화미생물의 공간과 산소의 경쟁에 의해 질산화 미생물의 감소에 따라 질산화 효율이 감소한다(Boller et al., 1994; Ohashi et al., 1995). 다양한 문헌들을 통해 보고된 바와 같이 많은 저자들(Bovendeur, 1989; Zhu and Chen, 2001; Crab et al., 2007; Jeong et al., 2009)은 문헌을 통해 C/N비를 3 미만으로 낮게 유지해야 한다고 보고하였다. 가능한 낮은 C/N비를 유지하는 것이 생물학적 여과조를 이용한 효율적인 질산화 반응을 위한 조건이라 생각된다.

수리학적 부하량에 따른 질산화 효율평가 기간 동안 유입수와 배출수의 바이패스 낙차를 이용하여 5개 실험구의 모의 사육조 내 용존산소 농도를 동일하게 유지하였다. 그러나 C/N비 실험 조건에서 여과매질 숙성과정 중 C1의 조건 일 때 용존산소 농도는 $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 이었으며, C5의 조건 일 때 용존산소 농도는 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 로 나타났다. 모의 사육조 내 용존산소 농도는 C/N비가 증가함에 따라 감소하였다. 그러나 이는 질산화 효율평가를 진행한 다른 문헌들(Schoberl and Engel, 1964; Knowles et al., 1965; Sharma and Ahlert, 1997; Choi et al., 1994; Zhu and Chen, 2002; Park et al., 2004; Park et al., 2013)에서 질산화에 영향을 주지 않는 용존산소 범위에 포함되는 결과로 실험결과에 큰 영향을 미치지 않았을 것으로 생각된다.

본 실험에서는 기존의 플라스틱 재질의 여과매질과 비교하여 비표면적이 큰 동시에 저렴하고 쉽게 구할 수 있는 스티로폼

비드를 살수식 여과조의 여과매질로 이용하였다. 질산화 미생물의 부착기질인 여과매질에 대한 다양한 연구와 개발이 이루어지고 있으며, 많은 문헌에서 여과매질의 선택이 질산화 효율에 큰 영향을 미치는 것으로 나타나 있다(Kamstra et al., 1998; Lekang and Kleppe, 2000; Nijhof and Bovendeur 1990). 여과매질을 선택함에 있어 제한된 공간 내에서 질산화 미생물의 성장을 위한 공간 확보를 위해 단위 면적당 가능한 많은 표면적을 제공해야 하는 동시에 여과조의 막힘 방지를 위한 일정크기를 고려해야 한다(Wheaton and Kaiser, 1991). 일반적으로 여과매질은 생물학적으로 불활성이어야 하며, 화학적으로 안정적일 뿐 아니라 시간이 지남에 따라 부패하지 않아야 한다(Chipperfield, 1967). 또한, 비용은 저렴하면서 여과조 내 수류를 방해하지 않는 조건에서 비표면적이 커야 한다(Park, 2005).

생물학적 여과조의 이용은 여과조 내 비표면적이 큰 여과매질을 통해 많은 질산화 미생물의 생체량을 확보하여 암모니아 제거율을 높이는 것이 중요하다. 그러나 실제 운영과정에서 미생물 생체량의 증가에 따른 질산화 효율의 증가에는 한계가 있을 수 있다(Wheaton et al., 1994). 질산화 과정은 여과매질의 표면에 형성된 생물막과 수중의 암모니아 및 산소가 접촉하여 암모니아를 제거하는 공정이다(Park et al., 2013).

Bryers and Characklis (1982)는 일반적으로 산소가 침투할 수 있는 생물막의 두께는 2-3 mm 정도라고 보고하였다. 이 경우 기질과 산소가 생물막 안쪽까지 전달되지 못해 생물막 내부는 혐기성 층을 형성한다(Bryers and Characklis, 1982; Chen and Blancheton, 2006). 혐기화가 진행되면 악취가 발생할 수 있고 생물막이 작은 충격에도 쉽게 탈락될 수 있다. 탈락된 생물막은 40 μm 의 크기로 제거가 어려울 뿐 아니라 유기 고형물과 함께 여과 매질을 막아 여과조 내 수류를 방해할 수 있고(Eding et al., 2006), 질산화 효율을 감소시킨다(Pano and Middlebrooks, 1983).

생물학적 여과조 내 유속에 따라 변화되는 전단력에 의해 생물막이 여과매질로부터 탈락됨으로 생물막의 두께에 영향을 주고 기질과 산소가 수중으로부터 생물막으로 확산되는데 영향을 미친다(Bryers and Characklis, 1981; Eding et al., 2006). 시스템에 적합한 수리학적 부하량은 생물막을 적절한 두께로 유지할 수 있다.

순환여과양식시스템의 수중에는 많은 양의 유기물이 녹아있거나(dissolved organic carbon, DOC) 미립자 형태(particulated organic carbon, POC)로 존재할 수 있다. 호기 조건의 생물학적 여과조 내에서 유기탄소를 대사에 이용하는 종속영양미생물은 독립영양미생물로 분류되는 질산화 미생물과 여과조 내에서 산소와 공간에 대해 경쟁을 한다(Ohashi et al., 1995; Leonard et al., 2000; Nogueira et al., 2002; Matsumoto et al., 2007)

일반적으로 종속영양미생물은 독립영양미생물에 비해 5배 높은 성장속도를 보이며 세포 생성량은 2-3배 높다고 알려져 있다(Ling and Chen, 2005; Gray and Lim, 1980). 유기물 부

하가 높은 조건에서 질산화 효율은 감소한다(Andersson et al., 1994; Boller et al., 1994). 즉, C/N비가 상대적으로 낮은 조건에서는 독립영양미생물이 우위를 점할 수 있지만 C/N비가 높은 조건에서 생물학적 여과조 내 종속영양미생물이 우위를 점하게 되어 질산화 효율은 감소한다(Lomax, 1976; Michaud et al., 2006; Kang et al., 2009). Ohashi et al. (1995)는 C/N비가 증가에 따라 여과조 내 질산화 미생물의 비가 감소하는 것을 발견하였다고 보고하였다. 종속영양미생물에 의한 질산화 효율 감소의 이유로 많은 저자들이 순환여과양식시스템에서 유기물 제거의 중요성을 보고했다(Peng and Jo, 2003; Ling and Chen, 2005; Rejish kumar et al., 2014).

실험에 이용된 스티로폼 비드는 190,000원/ m^3 로 기존에 이용되는 플라스틱 재질의 여과매질인 Kaldnes k1 media 1,300,000원/ m^3 에 비해 경제적인 측면에서 큰 이점을 가진다. 상업적 규모에서 스티로폼 비드의 가격 경쟁력은 더욱 극대화 될 것으로 보인다. 또한 기존의 여과매질에서 필요로 하던 여과조 내부의 여과매질 고정 장치가 필요로 하지 않았기 때문에 스티로폼 비드의 사용은 살수식 여과조의 설계에 있어 단순화할 수 있는 장점이 있는 것으로 생각된다. 본 실험에 이용된 스티로폼 비드의 비표면적은 1,034 $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ 로 일반적으로 살수식 여과조에 사용되는 여과매질의 비표면적(100-1,000 $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$)과 비교하였을 때 높은 비표면적을 갖는 것으로 나타났다(Crab et al., 2007). 또한, 일반적인 살수식 여과조의 암모니아 전환속도는 0.24-0.55 $\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 알려져 있다. 본 실험 결과 최적의 수리학적 부하량과 C/N비 조건에서 일간 암모니아 전환속도는 0.4-0.5 $\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 가격, 비표면적, 전환속도 측면을 고려했을 때 스티로폼 비드의 여과매질로서의 사용에 대한 가능성을 확인하였다.

시스템 운영적인 측면과 모의사육조 내 TAN과 아질산성 질소 농도, TAN과 아질산성 질소 전환속도, 유입수 농도당 제거 가능한 TAN과 아질산성 질소 농도를 고려하였을 때 스티로폼 비드를 이용한 살수식 여과조의 최적의 수리학적 부하량은 50.9 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 로 판단된다. 본 실험 결과 효율적인 생물학적 여과조 운영을 위해 C/N비는 낮은 농도로 유지해주는 것이 좋으며, 유기물 발생 시 빠른 제거를 위한 별도의 장치가 필수적이라고 생각된다. 또한, 스티로폼 비드를 이용하여 0-3 범위의 C/N비에 대한 질산화 효율평가 실시 및 상업적인 규모에 적합한 여과조 면적에 대한 추가적인 연구가 수행된다면 스티로폼 비드를 이용한 살수식 여과조 사용에 대해 더 많은 정보를 제공할 수 있을 것이라 생각된다.

사 사

이 논문은 2016년부터 3년간 해양수산부 재원으로 한국해양과학기술진흥원(KIMST)의 지원을 받아 수행된 연구입니다(해수순환여과 요소기술을 통합한 산업형 표준모델 개발).

References

- Andersson B, Aspegren H, Parker DS and Lutz MP. 1994. High rate nitrifying trickling filters. *Water Sci Technol* 29, 47-52. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0744>.
- Boller M, Gujer W and Tschui M. 1994. Parameters affecting nitrifying biofilm reactors. *Water Sci Technol* 29, 1-11. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0739>.
- Beaumont MW, Butler PJ and Taylor EW. 1995. Plasma ammonia concentration in brown trout (*Salmo trutta*) exposed to sub-lethal copper concentrations and its relationship to decreased swimming performance. *J Exp Biol* 198, 2213-2220.
- Beaumont MW, Taylor EW and Butler PJ. 2000. The resting membrane potential of white muscle from brown trout (*Salmo trutta*) exposed to copper in soft, acidic water. *J Exp Biol* 203, 2229-2236.
- Bovendeur J. 1989. Fixed-biofilm reactors applied to waste water treatment and aquacultural water recirculating systems. Dissertation, Wageningen Agricultural University, Wageningen, Netherlands.
- Bryers JD and Characklis WG. 1981. Early fouling formation in a turbulent flow system: Overall kinetics. *Water Res* 15, 483-491. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(81\)90059-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(81)90059-2)
- Bryers JD and Characklis WG. 1982. Processes governing primary biofilm formation. *Biotechnol Bioeng* 24, 2451-2476. <https://doi.org/10.1002/bit.260241111>.
- Characklis WG and Wilderer PA. 1989. Structure and function of biofilms. John Wiley & Sons, New York, NY, U.S.A.
- Chen S, Ling J and Blancheton JP. 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacult Eng* 34, 179-197. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.004>.
- Chipperfield PNJ. 1967. Performance of plastic filter media in industrial and domestic waste treatment. *J Water Pollut Cont Fed* 39, 1860-1874.
- Choi IC, Park SY, Lee KY, Bae JH and Cho KM. 1994. Effects of ammonia loading on nitrification and nitrite build-up in an activated carbon fluidized bed biofilm reactor. *J Korean Soc Environ Eng* 22, 53-60.
- Colt J and Armstrong D. 1981. Nitrogen toxicity to crustacean, fish and mollusca. In: LJ Allen and EC Kinney (Eds.). Proceedings of the Bio-engineering Symposium for Fish Culture, America Fisheries Society Bethesda, MD, 34-37.
- Crab R, Avnimelech Y, Defoirdt T, Bossier P and Verstraete W. 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture* 270, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.05.006>.
- Eding EH, Kamstra A, Huisman EA and Klapwijk A. 2006. Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacult Eng* 34, 234-260. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.007>.
- Grady COL and Lim HC. 1980. Biological waste water treatment: theory and applications. Marcel Dekker Inc., New York, NY, U.S.A.
- Grady CXPL and Lim HC. 1980. Biological Wastewater Treatment. Marcel Dekker Inc., New York, NY, U.S.A.
- Greiner AD and Timmons MB. 1998. Evaluation of the nitrification rates of microbead and trickling filters in an intensive recirculating tilapia production facility. *Aquacult Eng* 18, 189-200. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(98\)00030-2](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(98)00030-2).
- Jeney G, Nemesok J, Jeney Z and Olah J. 1992. Acute effect of sublethal 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. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(92\)90145-B](https://doi.org/10.1016/0044-8486(92)90145-B).
- Jeong GT, Park SH, Park HH, Lim ET, Bang SH and Park DH. 2009. Effect of factors of nitrification process in wastewater treatment. *Korean Soci Biotechnol Bioeng* 24, 296-302.
- Kaiser G and Wheaton W. 1983. Nitrification filters for aquatic culture, systems: state of the art. *J World Aquacult Soc* 14, 1-4. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1983.tb00086.x>.
- Kang MK, Kim KY, Kim SH, Ryu HD and Lee SL. 2009. Characteristics of NH₄⁺ removal in nitrification reactor according to organic Rate. *Korean J Fish Aquat Sci* 17, 85-93.
- Kamstra A, van der Heul JW and Nijhof M. 1998. Performance and optimisation of trickling filters on eel farms. *Aquacult Eng* 7, 175-192.
- Kim IB. 1980. Pilot scale fish production in water recycling system. *Korean J Fish Aquat Sci* 13, 187-194.
- Knowles G, Downing AL and Barrett MJ. 1965. Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture with the aid of an electronic computer. *J Gen Microbiol* 38, 263-278.
- Lee SI, Kim and Kim JS. 1999. Water treatment recirculating aquaculture system by using three phase fluidized bed reactor. Spring joint Meeting of the Korean Societies on Fisheries Science. 359-360.
- Lekang O and Kleppe H. 2000. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacult Eng* 21, 181-199. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(99\)00032-1](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(99)00032-1).
- Leonard N, Blancheton JP and Guiraud JP. 2000. Populations of heterotrophic bacteria in an experimental recirculating aquaculture system. *Aquacult Eng* 22, 109-120. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(00\)00035-2](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(00)00035-2).
- Liao PB and Mayo RD. 1974. Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement. *Aquaculture* 3, 61-85. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(74\)90099-4](https://doi.org/10.1016/0044-8486(74)90099-4).
- Ling J and Chen S. 2005. Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. *Aquacultural Engineering*. 33, 150-162. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.12.002>.
- Liu Y and Capdeville B. 1994. Kinetic behaviors of nitrifying biofilm growth in wastewater nitrification pro-

- cess. *Environ Technol* 15, 1001-1013. <https://doi.org/10.1080/09593339409385509>.
- Lomax KM. 1976. Nitrification with water pretreatment on a closed cycle catfish culture system. Ph. D. Dissertation, University of Maryland, College Park, MD, U.S.A.
- Malone F and Preiffer J. 2005. Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems. *Aquacult Eng* 34, 389-402. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.007>.
- Matsumoto S, Terada A and Tsuneda S. 2007. Modeling of membrane-aerated biofilm: Effects of C/N ratio, biofilm thickness and surface loading of oxygen on feasibility of simultaneous nitrification and denitrification. *Biochem Eng J* 37, 98-107. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.03.013>.
- Michaud L, Blancheton JP, Bruni V and Piedrahita R. 2006. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. *Aquacult Eng* 34, 224-233. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.07.005>.
- Miller DC, Poucher S, Cardin JA and Hansen D. 1990. The acute and chronic toxicity of ammonia to marine fish and a mysid. *Arch Environ Contam Toxicol* 19, 40-48.
- Muir JF. 1982. Recirculated water system in aquaculture. In: JF Muir and RJ Roberts (Eds). *Recent Advances in Aquaculture*. Westview Press, Boulder, 357-447.
- Nijhof M. 1995. Bacterial stratification and hydraulic loading effects in a plug-flow model for nitrifying trickling filters applied in recirculating fish culture systems. *Aquaculture* 134, 49-64. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(95\)00030-6](https://doi.org/10.1016/0044-8486(95)00030-6).
- 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).
- Nijhof M and Klapwijk A. 1995. Diffusional transport mechanism and biofilm nitrification characteristics influencing nitrite levels in nitrifying trickling filter effluents. *Water Res* 29, 2287-2292. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00061-O](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00061-O).
- Nogueira R, Melo LG, Purkhold U, Wuertz S and Wasgner M. 2002. Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilm reactor: effects of hydraulic retention time and presence of organic carbon. *Water Res* 36, 469-481. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00229-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00229-9).
- Ohashi A, Viraj de Silva DG, Mobarry B, Manem JA, Stahl DA and Rittmann BE. 1995. Influence of substrate C/N ratio on the structure of multi-species biofilms consisting of nitrifiers and heterotrophs. *Water Sci Technol* 32, 75-84. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00010-8](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00010-8).
- Okabe S, Hiratia K, Ozawa Y, Watanabe Y. 2000. Spatial microbial distributions of nitrifiers and heterotrophs in mixed population biofilms. *Biotech Bioeng* 50, 24-35.
- Pano A and Middlebrooks EJ. 1983. Kinetics of carbon and ammonia nitrogen removal in RBC's. *J Water Pollu Cont Fed* 55, 956-965.
- Peng L and Jo JY. 2003. Nitrification efficiency in fixed film biofilters using different filter media in simulated seawater aquarium system. *Korean J Fish Aquat Sci* 16, 203-209.
- Percival SL, Knapp JS, Wales DS and Edyvean RGJ. 1999. The effect of turbulent flow and surface roughness on biofilm formation in drinking water. *J Indust Microbiol Biotechnol* 22, 152-159. <https://doi.org/10.1038/sj.jim.2900622>.
- Park JH, Lee WH, Yeon IJ and Cho KS. 2004. Effect of temperature on nitrification in a recirculating aquaculture system. *Korean J Fisheries Aquat Sci* 37, 13-17. <https://doi.org/10.5657/kfas.2004.37.1.013>.
- Park JH. 2005. Nitrification efficiency of the fluidized sand biofilter by TAN loading rates and temperatures in the simulated seawater aquaculture condition. *Korea J Fish Aquat Sci* 38, 347-352.
- Park NB. 2017. Effect of hydraulic retention time on biological nitrogen removal in land-based fish farm wastewater. *Korea J Fish Aquat Sci* 50, 250-256. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2017.0250>.
- 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. *Korea J Fish Aquat Sci* 46, 675-681. <http://dx.doi.org/10.5657/KFAS.2013.0675>.
- Rejish Kumar VJ, Joseph V, Philip R and Singh B. 2014. Nitrification by stringed bed suspended bioreactors at different salinities and substrate concentrations. *Indian J Mar Sci* 43, 1899-1904.
- Rijn J and Rivera G. 1990. Aerobic and anaerobic biofiltration in an aquaculture unit-nitrite accumulation as a result of nitrification and denitrification. *Aquacult Eng* 9, 217-234. [https://doi.org/10.1016/0144-8609\(90\)90017-T](https://doi.org/10.1016/0144-8609(90)90017-T).
- Russo RC. 1985. Ammonia, nitrite and nitrate. In: Rand GM, Petrocelli SR (Eds). *Fundamentals of aquatic toxicology*. Hemisphere Publishing, Washington DC, U.S.A., 455-471.
- Schoberl P and Engel H. 1964. Das Verhalten der nitrifizierenden Bakterien gegenüber gelostem Sauerstoff. *Arch Microbiol* 48, 393-400. <https://doi.org/10.1007/BF00405983>.
- Sharma B and Ahlert RC. 1977. Nitrification and nitrogen removal. *Water Res* 11, 897-925. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(77\)90078-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(77)90078-1).
- Shingles A, McKenzie DJ, Taylor EW, Moretti A, Butler PJ and Ceradini S. 2001. The effects of sublethal ammonia on swimming performance in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *J Exp Biol* 204, 2691-2698.
- Tanaka H and Dunn IJ. 1991. Kinetics of biofilm nitrification. *Biotechnol Bioeng* 24, 669-689.
- Van Rijn J and Rivera G. 1990. Aerobic and anaerobic biofiltration in an aquaculture unit-nitrite accumulation as a result of nitrification and denitrification. *Aquacult Eng* 9, 217-234. [https://doi.org/10.1016/0144-8609\(90\)90017-T](https://doi.org/10.1016/0144-8609(90)90017-T).
- Van Rijn J. 1996. The potential for integrated biological treatment

- systems in recirculating fish culture-A review. *Aquaculture* 139, 181-201. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(95\)01151-X](https://doi.org/10.1016/0044-8486(95)01151-X).
- Vieira MJ and Melo LF. 1999. Intrinsic kinetics of biofilms formed under turbulent flow and low substrate concentrations. *Bioprocess Eng* 20, 369-375. <https://doi.org/10.1007/s004490050605>.
- Westerman PW, Losordo TM and Wildhaber ML. 1993. Evaluation of various biofilters in an intensive recirculating fish production facility. *Aqua Eng Con* 21-23.
- Wheaton F, Hochheimer J and Ellen Kaiser G. 1991. Fixed film nitrification filters for aquaculture. *Aquaculture and water quality*. 272-303.
- Wheaton FW, Hochheimer JN, Kaiser GE, Krones MJ, Libey GS and Easter C. 1994. Nitrification filter principles. In: Timmons MB, Losordo TS (Eds.), *Aquaculture water reuse systems: engineering design and management*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands.
- Wicks BJ, Tang Q, Joensen R and Randall DJ. 2002. Swimming and ammonia toxicity in salmonids: the effect of sub lethal ammonia exposure on the swimming performance of coho salmon and the acute toxicity of ammonia in swimming and resting rainbow trout. *Aquatic Toxicol* 59, 55-69. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(01\)00236-3](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(01)00236-3).
- Zhu S and Chen S. 2001. Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacult Eng* 25, 1-11. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(01\)00071-1](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(01)00071-1).
- Zhu S and Chen S. 2002. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacult Eng* 26, 221-237. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(02\)00022-5](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(02)00022-5).