



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

수 산 학 석 사 학 위 논 문

살수식 여과조의 질산화작용에 대한
수리학적 부하량과 C/N 비의 영향



2019년 2월

부 경 대 학 교 대 학 원

수 산 생 물 학 과

최 태 건

Thesis for the Degree of Master of Fisheries Science

Impact of hydraulic loading rate and
C/N ratio on nitrification in trickling
filter with styrofoam bead media in
seawater



February 2019

Pukyong National University

Department of Fisheries Biology

Taegun Choi

수 산 학 석 사 학 위 논 문

살수식 여과조의 질산화작용에 대한
수리학적 부하량과 C/N 비의 영향



지도교수 박 정 환

이 논문을 수산학 석사 학위 논문으로 제출함.

2019년 2월

부 경 대 학 교 대 학 원

수 산 생 물 학 과

최 태 건

최태건의 수산학석사 학위논문을 인준함.

2019년 2월 22일



위원장 수산학박사 김 병 기 (인)

위 원 농학박사 김 창 훈 (인)

위 원 수산학박사 박 정 환 (인)

목 차

I. 서 론	1
II. 재료 및 방법	5
II-1. 실험 장치 및 여과매질	5
II-2. 합성 영양염의 조제	8
II-3. 실험 조건	8
II-3-가. 수리학적 부하량(hydraulic loading rate, HLR)에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율	8
II-3-나. C/N비에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율	12
II-4. 수질 측정	14
II-5. 통계 처리	14
III. 결 과	15
III-1. 수리학적 부하량에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율	15
III-1-가. 수리학적 부하량에 따른 살수식 여과조의 암모니아 농도 변화 및 일간 암모니아 전환속도	15
III-1-나. 수리학적 부하량에 따른 살수식 여과조의 아질산성 질소 농도 변화 및 일간 아질산성 질소 전환속도	17
III-1-다. 수리학적 부하량에 따른 살수식 여과조의 용존산소 농도 변화, 용적당 용존산소 소모량 및 수질환경	19
III-2. C/N비에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율	22
III-2-가. C/N비에 따른 살수식 여과조의 암모니아 농도 변화 및 일간 암모니아 전환속도	22
III-2-나. C/N비에 따른 살수식 여과조의 아질산성 질소 농도 변화 및 일간 아질산성 질소 전환속도	24

III-2-다. C/N비에 따른 살수식 여과조의 용존산소 농도 변화, 용적당 용존산소 소모량 및 수질환경	26
IV. 고 찰	29
요약	38
감사의 글	40
참고문헌	42



Abstract

Maintaining suitable water quality for aquaculture organisms is one of the most important factors associated with productivity. Ammonia, which is a metabolite produced by aquaculture organisms, is toxic to themselves. Culture organisms exposed to ammonia and nitrite nitrogen are known to exhibit problems on tissue structure and function, blood chemistry, and osmotic pressure control, gills, activity, and growth rate. Thus those nitrogen forms must be appropriately controlled in culture systems, especially intensive aquaculture systems such as recirculating aquaculture systems.

In order to control ammonia and nitrite nitrogen, recirculating aquaculture systems use the biological filtration units for the nitrification process. Nitrification efficiency is affected by various physical, chemical, and biological factors such as water temperature, flow rate, and microbial biomass. The development and research on filter medium, which has a great effect on the microbial activity, is actively underway.

In this experiment, styrofoam beads which are able to provide a large specific surface area and are relatively inexpensive were tested as filter media. Styrofoam beads with a size of 3 ± 0.5 mm were used and the specific surface area of the beads was $1,034 \text{ m}^2/\text{m}^3$. 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 over the hydraulic loading rate (HLR) and carbon/nitrogen (C/N) ratios.

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, and those were found at the hydraulic loading rate of $50.9 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{hr}^{-1}$. Nitrification efficiency for C/N ratio was highest at a C/N ratio 0, showing $0.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $0.90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ for ammonia and nitrite nitrogen concentrations, respectively in the culture tank. Ammonia and nitrite nitrogen concentrations in the culture tank abruptly changed of a C/N ratio 3 or higher.



List of Figures

Figure 1. Schematic drawing for the trickling filter experiment	6
---	---

List of Tables

Table 1. Characteristics of bio-media	7
Table 2. Composition of chemical nutrients hydraulic loading rate experiments	10
Table 3. Composition of chemical nutrients C/N ratio experiments ·	13
Table 4. Effect of hydraulic loading rate on TAN concentration in inlet and outlet water, areal TAN conversion rate (ATR), volumetric TAN conversion rate (VTR) and ATR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media	16
Table 5. Effect of hydraulic loading rate on NO_2^- -N concentration in inlet and outlet water, areal NO_2^- -N conversion rate (ANR), volumetric NO_2^- -N conversion rate (VNR) and ANR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media	18

Table 6. Effect of hydraulic loading rate on DO concentration in inlet and outlet water, oxygen consumption rate (OCR) and OCR/VTR conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media	20
Table. 7. Water quality by different hydraulic loading rate	21
Table 8. Effect of C/N ratios on TAN concentration in inlet and outlet water, areal TAN conversion rate (ATR), volumetric TAN conversion rate (VTR) and ANR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media	23
Table 9. Effect of C/N ratios on NO_2^- -N concentration in inlet and outlet water, areal NO_2^- -N conversion rate (ANR), volumetric NO_2^- -N conversion rate (VNR) and ANR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media	25
Table 10. Effect of C/N ratios on DO concentration in inlet and outlet water, oxygen consumption rate (OCR) and OCR/VTR conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media	27
Table 11. Water quality by different C/N ratio	28

I. 서론

국내 양식생물은 대부분 해상 가두리 및 육상수조 유수식으로 생산되고 있다. 이러한 양식법은 생물 사육 중 발생하는 암모니아 및 아질산 질소의 제거를 위해 자연 수류 또는 인위적인 방법을 통해 가두리 및 사육조에 지속적으로 신선한 물을 공급함으로써 생물 사육에 적절한 수질을 제공한다. 그러나 이러한 방법은 외부로부터 유입되는 다양한 위험에 노출되어 있고 자연의존성이 크며, 사계절이 뚜렷한 국내 계절 특성상 연중 지속적인 양식 생물 생산이 불가능하다. 또한, 인근 수계의 자정 능력을 초과하여 배출하므로 배출수에 의한 오염 문제가 점점 심각해지고 있는 상황이다.

반면에 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). 순환여과양식시스템의 주요 구성요소인 생물학적 여과조는 사육수를 여과하여 재사용하기 때문에 비교적 적은 양의 새물 교환만으로도 양식생물의 생산이 가능하다. 또한, 외부로부터 유입되는 질병 및 오염원에 대한 노출이 적고 열관리 및 환경 조건에 대한 조절이 용이하다는 장점을 가지고 있다.

양식생물을 사육함에 있어 적절한 수질 환경을 유지하는 것은 생산성과 연관된 가장 중요한 요소 중 하나이다. 양식 사육수에는 양식생물이 배설한 총 암모니아성 질소(TAN, total ammonia nitrogen)가 있으며, 이는 양식생

물의 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 정상, 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, 2006). 이 중 살수식 여과조와 침지식 여과조가 국내에서 주로 이용되고 있다. 다른 여과조들과 비교하여 살수식 여과조는 높은 농도의 산소를 공급하여 효율을 극대화 할 수 있으며, 안정성이 있어 설계, 시공, 운영 및 관리가 수월하다는 이점을 가지고 있다(Eding, 2006).

생물학적 여과조 내 질산화 반응은 질산화 미생물인 *Nitrosomonas*에 의해 암모니아가 아질산으로 산화되고, 아질산은 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(Satoh et al., 2000; Chen et al., 2006).

생물학적 여과조에는 각기 다른 물질을 대사에 활용하는 많은 종의 미생

물이 존재하며, 한정된 여과조 공간에서 서로 경쟁을 한다. 생물학적 여과조 내 미생물은 크게 종속영양미생물과 독립영양미생물로 분류 할 수 있다. 종속영양미생물은 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 종속영양미생물은 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, 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 피할 수 없이 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 여과

매질의 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. 기존 개발된 여과매질에 비해 비교적 가격이 저렴하면서 큰 비표면적을 갖는 스티로폼 비드를 매질로 이용하는 연구는 상대적으로 부족하다.

따라서, 본 연구에서는 스티로폼 비드를 여과매질로 이용한 살수식 여과조에서 수리학적 부하량에 따른 질산화 효율을 평가하였다. 또한, 도출된 최적의 수리학적 부하량을 적용하여 스티로폼 비드를 여과매질로 이용했을 때 C/N비에 따른 질산화 효율평가를 실시하였다. 스티로폼 비드의 이용은 생물학적 여과조 구축비용을 획기적으로 줄일 수 있는 긍정적인 효과가 있을 것으로 예상되며, 순환여과양식시스템에서 스티로폼 비드를 여과매질로 이용할 때 여과조 용적을 결정할 수 있는 기초 자료를 제시하고자 한다.

II. 재료 및 방법

II-1. 실험 장치 및 여과매질

본 실험은 질산화 효율평가를 위해 동일한 조건에서 독립적으로 운용되는 5개의 시스템을 이용하였다. 각각의 시스템은 고밀도 폴리에틸렌 모의 사육조($1,210 \times 1,015 \times 1,150$ 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(3 반복), 순환펌프, 살수판, 정량펌프, 300W 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 DO를 일정하게 유지하였다. pH는 중탄산 나트륨(NaHCO_3)으로 조절하였으며, 자동온도 조절기를 이용하여 수온을 25℃로 조절하였다.

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

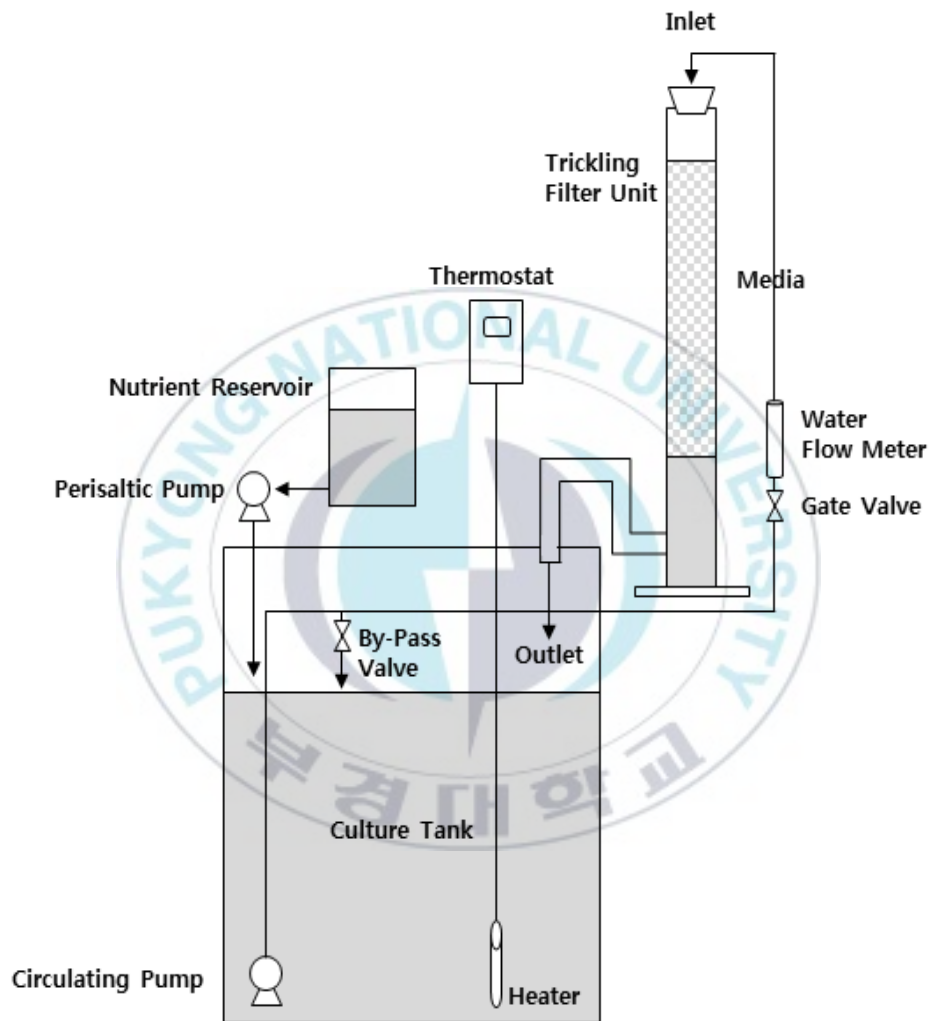


Figure 4. Schematic drawing for the trickling filter experiment

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

II-2. 합성 영양염의 조제

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

II-3. 실험 조건

II-3-가. 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 1:37 이었다. 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) $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$ 이 되도록 설정하였으며, 각 유량에 맞는 살수판을 제작하여 유

입수가 매질에 고르게 살수 되도록 하였다. 암모니아 부하량은 $0.5 \text{ g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 5개 실험구 모두 동일하였으며, NH_4Cl 를 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 염도에 따라 보충수는 해수와 담수 비율을 조절하였다. 실험은 수온 25°C , 용존산소 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 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 $\text{NO}_2\text{-N}$ conversion rate, VNR)는 (식 3)을, 매질 비표면적당 아질산성 질소 전환속도(areal $\text{NO}_2\text{-N}$ conversion rate, ANR)는 (식 4)를 이용하여 구하였다.

Table 2. Composition of chemical nutrients hydraulic loading rate experiments

Ingredient	Concentration ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
NH_4Cl	44.54
NaHCO_3	114.14
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1.16
Na_2HPO_4	3.23
KH_2PO_4	4.94
$\text{FeCl}_3\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.16

$$\begin{aligned} & \text{여과매질 용적당 전환속도}(\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \times \text{day}^{-1}) \\ & = [(C_{I,a} - C_{O,a}) \times Q \times 24] / (V_{\text{media}} \times 1,034) \end{aligned} \quad \text{식(1)}$$

C_I : 여과조 유입수 내 TAN 농도($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

C_O : 여과조 배출수 내 TAN 농도($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Q : 유입수량($\text{L} \cdot \text{hr}^{-1}$)

V_{media} : 스티로폼 비드 용적(m^3)

a : TAN, DO, total alkalinity

$$\begin{aligned} & \text{여과매질 비표면적당 TAN 전환속도}(\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}) \\ & = \text{ATR} = [(C_I - C_O) \times Q] / A \end{aligned} \quad \text{식(2)}$$

$$\begin{aligned} & \text{여과매질 용적당 아질산성 질소 전환속도}(\text{g NO}_2\text{-N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{day}^{-1}) \\ & = \text{VNR} + [(C_{I,\text{NO}_2\text{-N}} - C_{O,\text{NO}_2\text{-N}}) \times Q \times 24] / (V_{\text{media}} \times 1,034) \end{aligned} \quad \text{식(3)}$$

$C_{I,\text{NO}_2\text{-N}}$: 여과조 유입수 내 $\text{NO}_2\text{-N}$ 농도 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

$C_{O,\text{NO}_2\text{-N}}$: 여과조 배출수 내 $\text{NO}_2\text{-N}$ 농도 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

$$\begin{aligned} & \text{여과매질 비표면적당 아질산성 질소 전환속도}(\text{g NO}_2\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}) \\ & = \text{ANR} + [(\text{NO}_2\text{-N}_{\text{inlet}} - \text{NO}_2\text{-N}_{\text{outlet}}) \times Q] / A \end{aligned} \quad \text{식(4)}$$

II-3-나. 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/N비에 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 용적 비율은 1:53 이었다. NH_4Cl 을 질소원으로 이용하고, glucose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$)를 탄소원으로 이용하여 각 실험구의 C/N비를 0, 3, 6, 12, 24 (C1, C2, C3, C4, C5 실험구)가 되도록 설정하였다. 암모니아 부하량은 $0.5\text{g TAN}\cdot\text{m}^{-2}\text{bead}\cdot\text{day}^{-1}$ 로 5개 실험구 모두 동일하였으며, 합성 영양염(Table 3)을 조제하여 공급하였다. 이러한 조건에서 시스템을 운영하며 여과매질이 충분히 숙성된 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 염도에 따라 보충수는 해수와 담수 비율을 조절하였다. 실험은 수온 25°C , 용존산소 $8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 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.

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.

II-4. 수질 측정

수질 분석을 위한 모든 시료는 각각의 살수식 여과조 유입수와 배출수를 일간 3회(8시간 간격) 채수하였고, pH, DO, 수온, 염도 또한, 일간 3회(8시간 간격) 측정하였다. 암모니아 및 아질산성 질소는 Thermo™사의 영양염 자동분석기(Gallery, Thermo fisher scientific, Waltham, 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.

II-5. 통계 처리

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.

III. 결 과

III-1. 수리학적 부하량에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율

III-1-가. 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) $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$ 의 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 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 와 1.03 ± 0.75 , 1.13 ± 0.55 , 1.02 ± 0.50 , 0.50 ± 0.39 , 1.49 ± 0.62 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타났다. 실험결과 5개 실험구에서 유입수 내 TAN 농도는 전체적으로 낮은 수준으로 나타났으나 T4에서 다른 실험구들에 비해 유의하게 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 $\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 와 418 ± 157 , 438 ± 173 , 440 ± 222 , 455 ± 286 , 553 ± 237 $\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 일간 TAN 전환속도는 H1, H2, H3, H4의 실험구간에서 수리학적 부하량에 대한 유의한 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 일때 가장 높은 제거율을 나타내었다.

Table 4. Effect of hydraulic loading rate on TAN concentration in inlet and outlet water, areal TAN conversion rate (ATR), volumetric TAN conversion rate (VTR) and ATR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media

HLR	TAN con. inlet biofilter	TAN con. outlet biofilter	ATR	VTR	ATR/Inlet con.
($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$)	($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	($\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$)	($\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$)	
12.7 (H1)	2.28±1.02 ^a	1.03±0.75 ^b	0.40±0.15 ^b	418±157	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
<i>P</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	

III-1-나. 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) $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$ 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 , $1.63 \pm 0.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 와 261.57 ± 5.46 , 255.39 ± 6.55 , 5.31 ± 2.26 , 1.22 ± 0.57 , $1.52 \pm 0.78 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 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 , $0.63 \pm 0.42 \text{ g NO}_2\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 와 $1,996 \pm 2,210$, $1,720 \pm 3,277$, 320 ± 238 , 478 ± 329 , $655 \pm 436 \text{ g NO}_2\text{-N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 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.

Table 5. Effect of hydraulic loading rate on NO_2^- -N concentration in inlet and outlet water, areal NO_2^- -N conversion rate (ANR), volumetric NO_2^- -N conversion rate (VNR) and ANR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media

HLR ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$)	NO_2^- -N con. inlet biofilter ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	NO_2^- -N con. outlet biofilter ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	ANR ($\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-2}$ $\text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$)	VNR ($\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-3}$ $\text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$)	ANR/Inlet con.
12.7 (H1)	262±13.5 ^a	261±5.46 ^a	1.93±2.13 ^a	1,996±2,210 ^a	0.007
25.4 (H2)	257±8.71 ^b	255±6.55 ^b	1.66±3.17 ^a	1,720±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
<i>P</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	

III-1-다. 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) $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$ 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 3.09 ± 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(OCR)은 각각 $1,276 \pm 161$, $1,396 \pm 201$, $1,823 \pm 291$, $1,155 \pm 232$, $1,317 \pm 411$ $\text{g DO} \cdot \text{m}^{-3} \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 나타났다. H3 실험구에서 가장 높은 소모량을 나타냈고 H4 실험구에서 가장 낮은 소모량을 나타냈다.

각각의 C/N비 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 적은 양의 산소 소비로도 TAN 제거가 가능한 것으로 나타났다.

7일간의 실험기간 동안 측정된 각 실험구의 pH, 수온, 염도에 대한 평균 값을 Table 7에 나타내었다. 측정결과 5개 실험구 모두 pH, 수온, 염도의 평균농도에 대해 유의한 차이를 보이지 않았으며 초기 목표로 설정한 pH, 수온, 염도의 범위에서 크게 벗어나지 않았다.

Table 6. Effect of hydraulic loading rate on DO concentration in inlet and outlet water, oxygen consumption rate (OCR) and OCR/VTR conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media

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

Table 7. Water quality by different hydraulic loading rate

HLR	pH	temp.	sal.
($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$)		($^{\circ}\text{C}$)	(ppt)
12.7 (H1)	8.06 $\pm$ 0.15	25.7 $\pm$ 0.7	29.43 $\pm$ 0.53
25.4 (H2)	8.08 $\pm$ 0.18	25.5 $\pm$ 0.7	29.71 $\pm$ 0.49
38.2 (H3)	8.07 $\pm$ 0.16	25.7 $\pm$ 0.7	29.43 $\pm$ 0.53
50.9 (H4)	8.06 $\pm$ 0.15	25.6 $\pm$ 0.8	29.57 $\pm$ 0.53
63.6 (H5)	8.08 $\pm$ 0.15	25.6 $\pm$ 0.7	29.57 $\pm$ 0.53
<i>P</i>	0.977	0.895	0.473

III-2. C/N비에 따른 살수식 여과조의 질산화 효율

III-2-가. 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 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 와 0.04 ± 0.06 , 0.12 ± 0.14 , 0.15 ± 0.10 , 0.18 ± 0.14 , 0.21 ± 0.20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타났다. 실험결과 5개 실험구에서 유입수 내 암모니아의 농도는 전체적으로 낮은 수준으로 5개 실험구간 유의한 차이를 나타내지 않았다($P > 0.05$). 그러나 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 $\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 와 525 ± 224 , 203 ± 145 , 139 ± 64 , 128 ± 108 , 128 ± 92 $\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 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.

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

C/N	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.
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
<i>P</i>	0.840	0.000	0.000	0.000	

III-2-나. 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 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 와 0.81 ± 0.43 , 1.03 ± 0.34 , 72.65 ± 21.30 , 82.64 ± 23.12 , 89.25 ± 20.47 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타났다. 실험결과 C/N비가 증가함에 따라 유입수와 배출수 내 아질산성 질소의 농도가 높아지는 경향을 나타내었다($P < 0.05$). C1과 C3에서 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 $\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 와 650 ± 369 , 91 ± 156 , $3,140 \pm 3,817$, $3,838 \pm 7,667$, $1,873 \pm 9,212$ $\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-3} \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 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 9. Effect of C/N ratios on NO_2^- -N concentration in inlet and outlet water, areal NO_2^- -N conversion rate (ANR), volumetric NO_2^- -N conversion rate (VNR) and ANR/Inlet conversion rate of trickling filter with styrofoam bead media

C/N	NO_2^- -N con. inlet biofilter ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	NO_2^- -N con. outlet biofilter ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	ANR ($\text{g TAN}\cdot\text{m}^{-2}$ $\text{bead}\cdot\text{day}^{-1}$)	VNR ($\text{g TAN}\cdot\text{m}^{-3}$ $\text{bead}\cdot\text{day}^{-1}$)	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}	$3,140\pm3,817^{ab}$	0.04
12 (C4)	84.55 ± 22.78^{ab}	82.64 ± 23.12^a	3.71 ± 7.41^a	$3,838\pm7,667^a$	0.04
24 (C5)	89.25 ± 18.35^a	86.44 ± 20.47^a	2.92 ± 8.73^{ab}	$1,873\pm9,212^{abc}$	0.03
<i>P</i>	0.000	0.000	0.048	0.000	

III-2-다. 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 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 와 6.58 ± 0.20 , 7.24 ± 0.26 , 7.32 ± 0.33 , 7.30 ± 0.15 , 7.70 ± 0.19 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타났다. 실험결과 5개 실험구 유입수 내 용존산소 농도는 각 실험구간에 유의한 차이를 나타내었다($P < 0.05$).

일간 용적당 산소소모량(OCR)은 각각 $1,854 \pm 376$, $1,288 \pm 387$, $1,085 \pm 420$, $1,009 \pm 191$, 355 ± 324 $\text{g DO} \cdot \text{m}^{-3} \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 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, 염도에 대한 평균값을 Table 11에 나타내었다. 측정결과 각 실험구의 pH 평균값은 실험구간에 유의한 차이를 나타내었으며($P < 0.05$), 수온, 염도에 대해서는 실험구간에 유의한 차이를 나타내지 않았다($P > 0.05$).

Table 10. Effect of C/N ratios on DO concentration in inlet and outlet water, oxygen consumption rate (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
<i>P</i>	0.000	0.000	0.000	

Table 11. Water quality by different C/N ratios

C/N	pH	temp. (°C)	sal. (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
<i>P</i>	0.000	0.649	0.423

IV. 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 (2006)이 제시한 수리학적 부하량과 질산화효율에 수온이 미치는 영향을 평가한 실험과정에서 얻은 수리학적 부하량을 참고하여 설정하였다.

수리학적 부하량 실험결과 H1에서 H4 실험구까지는 수리학적 부하량이 증가함에 따라 유입수 내 TAN 농도가 감소하는 경향을 나타내었다. 이러한 유입수 농도의 변화는 유입수 농도당 제거 가능한 TAN 농도와 관련있는 것으로 생각된다. 유입수 농도당 제거 가능한 TAN 농도 계산 결과 수리학적 부하량이 증가함에 따라 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 and Klapwijk, 1995)과 일치하는 결과였다. 4개 실험구는 수리학적 부하량의 증가에 따라 유입수 농도가 감소하였지만 H5 실험구의 경우 수리학적 부하량이 낮은 H2, H3와 H4실험구 보다 높은 TAN 농도를 나타내었다. 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 실험구에서 이러한 결과가 나온 원인으로 빠른 유속에 따른 전단력의 변화에 의해 생물막이 과도하게 탈락되어 질산화 효율을 감소시킨다고 보고한 Charaklis and Wilderer (1981)와 Park et al. (2017)의 문헌으로 볼 때, 본 실험에서도 H5 실험구의 빠른 유속에 의한 결과로 생각되어진다.

유입수 내 아질산성 질소 농도의 경우 수리학적 부하량의 증가에 따라 감소하는 경향을 보였으나, H1과 H2 실험구에서 높은 농도의 아질산성 질소가 축적되는 것을 관찰하였다. TAN 농도와 달리 수리학적 부하량에 대한 영향을 더 받은 것으로 생각된다. Van and Rivera (1990)는 사육수 내 암모니아 농도가 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 보다 낮을 때 아질산성 질소의 제거가 잘 일어난다는 반면 암모니아 농도가 높을수록 아질산성 질소가 축적됨을 발견했다고 보고하였다. H1과 H2 조건에서의 암모니아 농도 평균은 $2.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 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 나타내었으며, H4와 H5 실험구에서 유입수 내 아질산성 질소의 농도가 낮았음에도 불구하고 높은 제거량을 관찰할 수 있었다.

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 생

물막의 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 C1의 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. Okabe et al. (2000)는 C/N비 0일 때 생물막 외부에 중속영양미생물과 질산화 미생물이 공존한다고 보고하였다. C/N비 1.5일 때 생물막 외부는 중속영양미생물이 우점하며 생물막 내부에 질산화 미생물이 존재한다고 보고하였다.

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 아질산성 질소 농도 계산 결과 C1 조건의 실험구에서 유입수 내 아질산성 질소의 농도가 낮았음에도 불구하고 높은 제거량을 관찰할 수 있었다.

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. 본 실험에서도 C/N비가 낮은 실험 조건 간에 효율 차이는 크게 나타난 반면에 C2 조건 이상의 실험구간 질산화 효율 차이는 크게 나타나지 않았다. Chen et al. (2006)의 문헌에서도 C/N비 3 이상의 조건에서의 질산화 효율은 큰 차이가 나타나지 않는다고 보고되었다.

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). Okabe et al. (1996)는 유입되는 C/N비가 높을수록 질산화 박테리아의 축적을 지연시키고 질산화반응 시간이 길어지는 것을 발견하였다. 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. Schoberl and Engel (1964)의 문헌에서 용존산소 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 저해 없이 질산화 반응이 일어났다고 보고하였다. Knowles et al. (1965)는 Nitrobacter는 용존산소 $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 이하에서 성장률의 감소가 매우 민감하게 나타난다고 보고하였으며, Zhu and Chen (2002)에 의하면 생물막 조건에서는 생물막으로 확산 전달되는 성질 때문에 부유 성장 조건보다 용존산소를 충분하게 유지하는 것이 중요하다고 보고하였다. 따라서 C/N비에 따른 질산화 효율평가를 위한 실험에서 C/N비가 높은 실험구의 용존산소를 높이고 실험구 간의 용존산소 농도의 차이를 줄이기 위해 브로워를 이용해 모의 사육조 내 산소를 공급하였다. 그럼에도 불구하고 실험기간 동안 각 실험구의 모의 사육조 내 용존산소농도에서 유의한 차이를 보였다. 그러나 이는 질산화 효율평가를 진행한 다른 문헌들(Sharma et al., 1997; Choi et al., 1999; 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. 실험에 이용한 스티로폼 비드는 비중이 낮아 물에 쉽게 뜨기 때문에 살수식 여과조 내 여과매질을 고정하기 위한 별도의 장치가 필요하지 않다. 배수구를 높임으로써 여과조 내 일정 수위를 유지하며 여과매질을 원하는 곳에 위치시킬 수 있었다.

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; Odd-Ivar Lekang, 2000;

Nijhof and Arnold, 1998; Nijhof and Bovendeur, 1990). 여과 매질을 선택함에 있어 두 가지 상반된 요구 조건이 있다. 첫 번째로 제한된 공간 내에서 질산화 미생물의 성장을 위한 공간 확보를 위해 단위 면적당 가능한 많은 표면적을 제공하는 것이고, 두 번째로 여과조의 막힘 방지를 위해 일정 크기 이상의 여과 매질을 선택하는 것이다(Wheaton et al., 1991). 여과매질의 크기를 감소시켜 비표면적을 증가시키면 공극률이 줄어들어 여과조가 막히는 문제가 발생한다(Park, 2005). 이러한 이유로 살수식 여과조에는 주로 수직 형태나 직교류 형태의 여과매질이 사용되어 왔다. 이러한 형태의 여과매질을 사용하기 위해서는 살수식 여과조 내에 여과매질을 고정하기 위한 별도의 장치를 필요로 한다. Eding (2006)은 수직 형태나 직교류 형태의 여과매질을 사용하는 이유로 수리학적부하량과 여과매질의 형태에 대한 정량이 어렵고 다른 형태의 여과 매질의 경우 여과조 내 수류가 원활하게 흐르지 못할 뿐 아니라 막힘의 가능성이 더 크기 때문으로 보고 있다. 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. 최대 질산화 효율을 위해 가능한 여과조 내 많은 질산화 미생물을 축적하고 유지 관리가 필요하다. 그러나 실제 운영과정에서 미생물 생체량의 증가에 따른 질산화 효율의 증가에는 한계가 있을 수 있다(Fred Wheaton et al., 1994). 생물막은 여과매질의 표면에 형성된 미생물의 점액 물질과 그 함유물로 구성되어 있다(Park et al., 2013). 질산화 과정은 여과매질의 표면에 형성된 생물막과 수중의 암모니아 및 산소가 접촉하여 암모니아를 제거하는 공정이다(Park et al., 2013). 생물막은 시간이 지남에 따라

미생물의 성장에 의해 두꺼워지게 된다. 용존산소가 수중에 높은 농도로 존재하더라도 생물막이 두꺼우면 산소의 전달을 저해하여 생물막 내부의 DO 농도를 떨어뜨린다(Chen, 2006). 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). 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 여과매질을 막아 여과조 내 수류를 방해할 수 있고(Eding, 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, 2006). 따라서, 시스템에 적합한 수리학적 부하량은 생물학적 여과조를 운영함에 있어 생물막을 적절한 두께로 유지할 수 있다. 유속에 의해 생물막이 적절한 두께로 유지 될 때 과도한 탈락으로 인한 미생물 생체량의 급격한 변화와 여과매질의 막힘을 예방할 수 있다. 기질과 산소의 확산에 영향을 미치는 생물막의 두께는 유기물 부하에도 영향을 받으며 유기물 부하 역시 질산화반응에 큰 영향을 미친다.

순환여과양식시스템에서 유기물은 어류가 먹지 않고 남은 사료와 배설되는 분변 등으로 부터 발생한다. 이로 인해 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 산소 소비와 대사과정에서 양식생물에 질병을 발생 시킬 수 있으며, 독립영양미생물로 분류되는 질산화 미생물과 여과조 내에서 산소와 공간에 대해 경쟁을

한다(Ohashi, 1995; Leonard et al., 2001; Matsumoto et al., 2007; Nogueira et al., 2002).

일반적으로 종속영양미생물은 독립영양미생물에 비해 5배 높은 성장속도를 보이며 세포 생성량은 2-3배 높다고 알려져 있다(Ling and Chen, 2005; Gray and Lim, 1980). Matsumoto et al. (2007)는 질산화 미생물이 종속영양 미생물과의 경쟁에 밀려 DO농도가 낮은 생물막 안쪽에 존재한다고 하였다. 유기물 부하가 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/N비 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 ₩190,000/m³로 기존에 이용되는 플라스틱 재질의 여과매질인 Kaldnes k1 media ₩1,300,000/m³에 비해 경제적인 측면에서 큰 이점을 가진다. 상업적 규모에서 스티로폼 비드의 가격 경쟁력은 더욱 극대화 될 것으로 보인다. 살수식 여과조의 배출구를 높여 여과조 내부에 스티로폼 비드를 띄워 놓음으로 여과매질을 원하는 높이에 위치시킬 수 있었다. 기존의 여과매질에서 필요로 하던 여과조 내부의 여과매질 고정 장치가 필요로 하지 않았기 때문에 스티로폼 비드의 사용은 살수식 여과조의 설계에 있어 단순화 할 수 있는 장점이 있는 것으로 생각된다. 다양한 종류와 모양의 여과매질이 살수식 여과조에 이용되고 연구되고 있다. 일반적으로 살수식 여과조에 이용되는 여과매질의 비표면적은 100-1,000 m²·m⁻³

로 알려져 있다(Crab et al. 2007). 본 실험에 이용된 스티로폼 비드의 비표면적은 $1,034 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ 로 일반적으로 사용되는 여과매질의 비표면적과 비교하였을 때 높은 비표면적을 갖는 것으로 나타났다. 또한, 일반적인 살수식 여과조의 암모니아 전환속도는 $0.24\text{--}0.55 \text{ g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 알려져 있다. 본 실험 결과 최적의 수리학적 부하량과 C/N비 조건에서 일간 암모니아 전환속도는 $0.4\text{--}0.5 \text{ g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \text{bead} \cdot \text{day}^{-1}$ 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 $50.9 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$ 로 판단된다. 본 실험 결과와 다양한 문헌들에 보고 되어 있는 바와 같이 효율적인 생물학적 여과조 운영을 위해 C/N비는 낮은 농도로 유지해주는 것이 좋으며, 유기물 발생 시 빠른 제거를 위한 별도의 장치가 필수적이라고 생각된다. 생물학적 여과조의 질산화 반응에 앞서 유기물 제거를 하여 여과매질이 막히는 문제를 해결하고 여과조 내 유기물의 농도를 최소화하는 것이 필요하다. 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.

요약

양식생물을 사육함에 있어 적절한 수질 환경을 유지하는 것은 생산성과 연관된 가장 중요한 요소 중 하나이다. 생물사육중 발생하는 암모니아는 양식생물에 독성을 띤다. 암모니아 및 아질산성 질소에 노출된 사육생물은 조직의 구조와 기능, 혈액 정상, 삼투압 조절, 성장 및 번식에 문제를 일으키고, 성장을 및 활동성 감소, 아가미 이상 현상 등이 나타나는 것으로 알려져 있다.

순환여과양식시스템은 생물 사육과정에서 발생하는 암모니아 및 아질산성 질소를 제거하기 위해 생물학적 여과조를 운용하며 생물학적 여과조 내 질산화 미생물의 질산화 반응을 이용한다. 질산화 반응은 수온, 유속, 미생물 생체량 등 물리적, 화학적, 생물학적인 다양한 요인에 영향을 받는다. 이 중에서 미생물의 생체량에 큰 영향을 미치는 여과매질에 대한 개발과 연구가 활발히 진행되고 있다.

본 실험은 기존의 플라스틱 재질의 여과매질을 대체하여 비표면적이 크고 비교적 가격이 저렴한 스티로폼 비드를 여과매질로 이용하였다. 3 ± 0.5 mm 크기의 스티로폼 비드를 이용하였으며 스티로폼 비드가 갖는 비표면적은 $1,034 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ 로 일반적으로 사용되는 여과매질의 비표면적과 비교하였을 때 높은 비표면적을 갖는다. 실험은 독립적으로 운용되는 5개의 순환여과시스템이 이용되었으며, 각 시스템은 1개의 모의 사육조와 3개의 살수식 여과조로 구성되었다. 이 시스템을 이용하여 미생물의 생체량과 질산화효율에 큰 영향을 미치는 요인 중 수리학적 부하량과 C/N비의 영향에 대한 질산화 효율을 평가하였다.

수리학적 부하량에 대한 질산화 효율평가 결과 $50.9 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$ 의 수리학적 부하량 일 때 모의 사육조 내 암모니아 및 아질산성 질소 농도는 각각

0.84, 1.30 mg·L⁻¹로 실험구 중 가장 낮은 농도를 나타내었다. 일간 암모니아와 아질산성 질소의 전환속도와 운영적인 측면을 고려했을 때 50.9 m³·m⁻²·hr⁻¹가 최적의 수리학적 부하량으로 도출되었다.

C/N비에 대한 질산화 효율평가 결과 C/N비 0의 조건에서 가장 높은 효율을 나타내었다. 모의 사육조 내 암모니아 및 아질산성 질소 농도는 각각 0.32, 0.90 mg·L⁻¹로 나타났다. 실험결과 C/N비 3 이상의 조건에서 모의 사육조 내 암모니아 및 아질산성 질소 농도의 급격한 변화가 관찰되었다. C/N비 0의 조건에서 질산화 효율이 가장 좋게 나타났다.



감사의 글

본 논문을 제출하기까지 많은 분들의 도움이 있었기에 이 글을 빌어 감사드립니다.

석사과정의 끝에 있으니 2년 전 잘할 수 있을까라는 걱정과 설렘으로 부산에 왔던 때가 생각납니다. 교수님과 출장지를 오가며 했던 대화 속에서도 학교에서 배울 수 없는 많은 것을 배우고 느낄 수 있었습니다. 부족했음에도 제자로 곁에 두시며 많은 가르침을 주시고 올바르게 성장하도록 지도해주신 박정환 교수님께 진심으로 감사드립니다.

바쁘신 와중에도 논문심사를 해주시고 교정과 그 과정 속에서 많은 조언을 해주신 김병기 교수님과 김창훈 교수님께 감사드립니다.

2년의 대학원 기간 동안 많은 가르침을 주신 김동수, 배승철, 남윤권, 김종명, 공승표, 최윤희 교수님께 감사드립니다.

또한, 따뜻한 조언과 도움을 주신 김용구, 김종구 사장님, 박우근, 정상명 선배님께 감사드립니다.

처음 오게 된 낯선 도시인 부산에서의 가족이 되어주고 가장 많은 시간을 함께 해준 양식시스템 실험실의 동생들에게 고마움을 전합니다. 책임감을 가지고 일하는 모습을 통해 많이 배웠고 얼큰하게 취한 날이면 늦은 밤 분위기와 함께 집 앞에 서서 했던 대화가 기분 좋은 추억으로 남은 이웃사촌 준혁이, 많은 도움과 관심을 받았고 같은 시기에 졸업논문을 준비하며 한 단계씩 해나가는 과정 속에서 어려움과 기쁨을 공유하고 공감했으며 큰 힘과 많은 의지가 된 재현이, 실험실

의 유일한 여동생, 오빠들의 이쁨을 한 몸에 받으며 거친 오빠들 틈에서도 묵묵히 잘해주고 있는 모습이 너무 고마운 은지, 늘 변함없는 모습으로 도움을 주고 걱정해 줬으며 오랜 시간 함께 했음에도 더 많은 순간을 함께 하지 못한 것에 대한 아쉬움이 남는 형원이, 보이지 않는 곳에서도 주도적으로 성실히 해주는 듄직한 동생, 더 나은 효율과 방법의 선택에 있어 많은 도움이 된 태영이, 적극적으로 찾고 움직이며 다양하게 경험하고 배우려고 노력하는 법준이에게도 진심을 담아 고마움을 전합니다. I will not forget the time with Celio, Gladys, Mariel. I always hope your happiness and success. 각자의 자리에서 도움을 준 듄직한 동생 석이, 지민, 유정, 혜림, 준호, 수현이를 포함해 배려 속에서 서로 아끼고 챙겨주는 실험실 식구들의 도움으로 석사과정을 마칠 수 있었기에 진심으로 감사의 마음을 표현합니다.

이름만 떠올려도 미소가 지어지는 사람들, 단순한 친구 이상의 사람들, 누구보다도 나를 잘 알고 이해하며 어디에서나 진심어린 응원과 큰 힘을 실어준 원관이형, 세영이, 현성이, 순용이, 창호에게 진심으로 고맙다는 말을 전하고 싶습니다.

서운해 하신다는 것을 알면서도 표현하지 못하고 살갑게 굴지 못하는 무뚝뚝한 아들이지만 그런 저를 항상 대견해하시며 애정으로 믿고 지켜봐주시는 부모님께 감사드리며, 멋진 모습으로의 성장이 기대되는 두 동생 아영이와 태민이에게도 고마움을 전합니다.

2년간의 석사 과정은 마치지만 끝이 아닌 새로운 시작이라 생각되며 언제 어디서든 교수님과 양식시스템실험실에 도움이 되는 제자와 선배가 될 수 있도록 끊임없이 노력하겠습니다.

참 고 문 헌

- Andersson, B., Aspegren, H., Parker, D. S. and M. P. Lutz, 1994. High rate nitrifying trickling filters. Water Science and Technology. Vol. 29, pp. 47-52.
- Boller, M., Gujer, W., and M. Tschui, 1994. Parameters affecting nitrifying biofilm reactors. Water Science and Technology. Vol. 29, pp. 1-11.
- Beaumont, M. W., Butler, P. J., Taylor, E. W., 1995. Plasma ammonia concentration in brown trout (*Salmo trutta*) exposed to sub-lethal copper concentrations and its relationship to decreased swimming performance. Journal of Experimental Biology. 198, 2213 - 2220.
- Beaumont, M. W., Taylor, E. W., Butler, P. J., 2000. The resting membrane potential of white muscle from brown trout (*Salmo trutta*) exposed to copper in soft, acidic water. Journal of Experimental Biology. 203, 2229 - 2236
- Bovendeur, J., 1989. Fixed-biofilm reactors applied to waste water treatment and aquacultural water recirculating systems. Dissertation, Department of Environmental Technology, Wageningen University, P.O. BOX 8192, 6700 EV Wageningen, The Netherlands, pp. 133.
- Bryers, J. D. and W. G. Characklis, 1981. Early fouling formation in a turbulent flow system: Overall kinetics. Water Research. Vol. 15, pp. 483-491.
- Bryers, J. D. and W. G. Characklis, 1982. Processes governing primary biofilm formation. Biotechnology and Bioengineering. Vol. 24, pp.

2451-2476.

- Characklis, W. G. and P. A. Wilderer, 1989 Structure and function of biofilms. New York; John Wiley & Sons; 1989. 372 p. Ilus, tab.
- Chen, S., Ling, J. and J. P. Blancheton, 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural Engineering*. Vol. 34, pp. 179-197.
- Chipperfield, P. N. J., 1967. Performance of plastic filter media in industrial and domestic waste treatment. *Water Pollution Control Federation*. Vol. 39, pp. 1860-1874.
- Choi, I. C., Park, S. Y., Lee, K. Y., Bae, J. H. and K. M. Cho, 1994. Effects of ammonia loading on nitrification and nitrite build-up in an activated carbon fluidized bed biofilm reactor. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*. Vol. 22, No. 1. pp. 53-60.
- Colt, J. and D. Armstrong, 1981. Nitrogen toxicity to crustacean, fish and mollusca. In: L.J. Allen and E.C. Kinney (Eds.). *Proceedings of the Bio-engineering Symposium for Fish Culture*, American Fisheries Society Bethesda, MD, pp. 34-37.
- Crab, R., Avnimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P. and W. Verstraete, 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture*. Vol. 270, pp. 1-14.
- Eding, E. H., Kamstra, A., Huisman, E. A. and A. Klapwijk, 2006. Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering*. Vol. 34, pp. 234-260.
- Grady, C. O. L. and H. C. Lim, 1980. *Biological waste water treatment: theory and applications*. Marcel Dekker Inc., New York, NY, 963 pp.
- Grady, C. X. P. L. and H. C. Lim, 1980. *Biological Wastewater Treatment*.

- New York: Marcel Dekker. Hunter, J.S. III, 1987. Recent developments in buoyant media liquid filtration. *Filtration Separation* 1 (November:December), 399 - 406.
- Greiner, A. D. and M. B. Timmons, 1998. Evaluation of the nitrification rates of microbead and trickling filters in an intensive recirculating tilapia production facility. *Aquacultural Engineering*. Vol. 18, pp. 189-200.
- Gujer, W. and M. Boller, 1986. Design of a nitrifying tertiary trickling filter based on theoretical concepts, *Water. Research.*, Vol. 20, pp. 1353-1362.
- Jeney, G., J. Nemesok, Z. Jeney and J. Olah, 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.
- Jeong, G. T., Park, S. H., Park, H. H., Lim, E. T., Bang, S. H. and D. H. Park, 2009. Effect of factors of nitrification process in wastewater treatment. *Korean Society for Biotechnology and Bioengineering*. Vol. 24, pp. 296-302.
- Kang, M. K., Kim, K. Y., Kim, S. H., Ryu, H. D. and S. L. Lee, 2009. Characteristics of NH_4^+ removal in nitrification reactor according to organic Rate. *Korean Journal of fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 17, pp. 85-93.
- Kamstra, A., van der Heul, J. W. and M. Nijhof, 1998. Performance and optimisation of trickling filters on eel farms. *Aquacultural Engineering*. Vol. 17, pp. 175-192.
- Kim, I. B., 1980. Pilot scale fish production in water recycling system. *Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.*, Vol. 13, pp.

187-194.

- Knowles, G., Downing, A. L. and M. J. Barrett, 1965. Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture with the aid of an electronic computer, *J. Gen. Microbiol.*, Vol 38, pp. 263-278.
- Lee, S. I., Kim, and J. S. Kim, 1999. Water treatment recirculating aquaculture system by using three phase fluidized bed reactor. Spring joint Meeting of the Korean Societies on Fisheries Science. pp. 359-360.
- Leonard, N., Blancheton, J. P. and J. P. Guiraud, 2000. Populations of heterotrophic bacteria in an experimental recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*. Vol. 22, pp. 109-120.
- Liao, P. B. and R. D. Mayo, 1974. Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement. *Aquaculture* 3:61-85.
- Ling, J. and S. Chen, 2005. Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. *Aquacultural Engineering*. Vol. 33, pp. 150-162.
- Liu, Y. and B. Capdeville, 1994. Kinetic behaviors of nitrifying biofilm growth in wastewater nitrification process. *Environmental Technology*. Vol. 15, pp. 1001-1013.
- Lomax, K. M., 1976. Nitrification with water pretreatment on a closed cycle catfish culture system. Ph. D. Thesis, University of Maryland, College Park, MD, USA.
- Malone, F. and J. Preiffer, 2005. Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*. Vol. 34, pp. 389-402.
- Matsumoto, S., Terada, A. and S. Tsuneda, 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. *Biochemical Engineering Journal*. Vol. 37, pp.98-107.
- Michaud, L., Blancheton, J. P. Bruni, V. and R. Piedrahita, 2006. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. *Aquacultural Engineering*. Vol. 34, 224-233.
- Miller, D. C., Poucher, S., Cardin, J. A. and D. Hansen, 1990. The acute and chronic toxicity of ammonia to marine fish and a mysid. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 19, pp. 40-48.
- Muir, J. F., 1982. Recirculated water system in aquaculture. In: J. F. Muir and R. J. Roberts (Eds). *Recent Advanced in Aquaculture*. Westview Press, Boulder, CO, pp. 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*. Vol. 134, pp. 49-64
- Nijhof, M. and J. Bovendeur, 1990. Fixed film nitrification characteristics in sea-water recirculation fish culture systems. *Aquaculture*. Vol. 87, pp. 133-143.
- Nijhof, M. and A. Klapwijk, 1995. Diffusional transport mechanism and biofilm nitrification characteristics influencing nitrite levels in nitrifying trickling filter effluents. *Water Research*. vol. 29, pp. 2287-2292.
- Nogueira, R., Melo, L. G., Purkhold, U., Wuertz, S. and M. Wasgner, 2002. Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilm reactor: effects of hydraulic retention time and presence of organic carbon.

- Water Research. Vol. 36, pp. 469-481.
- Odd-lvar Lekang. and Helge Kleppe, 2000. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. Aquacultural Engineering. Vol. 21, pp. 181-199.
- Ohashi, A., Viraj de Silva, D. G., Mobarry, B., Manem, J. A., Stahl, D. A. and B. E. Rittmann, 1995. Influence of substrate C/N ratio on the structure of multi-species biofilms consisting of nitrifiers and heterotrophs. Water Science and Technology. Vol. 32, 75-84.
- Okabe, S., Hiratia, K., Ozawa, Y., Watanabe, Y., 1996. Relationship between population dynamics of nitrifiers in biofilms and reactor performance at various C:N ratios. Water Research. Vol. 30, pp. 1563-1572.
- 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 E. J. Middlebrooks, 1983. Kinetics of carbon and ammonia nitrogen removal in RBC's. Journal of Water Pollution Control Federation. Vol. 55, pp. 956-965.
- Peng, L. and J. Y. Jo, 2003. Nitrification efficiency in fixed film biofilters using different filter media in simulated seawater aquarium system. Korean Journal of fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 16, pp. 203-209.
- Percival, S. L., Knapp, J. S., Wales, D. S. and R. G. J. Edyvean, 1999. The effect of turbulent flow and surface roughness on biofilm formation in drinking water. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology. Vol. 22, pp. 152-159.
- Park, J. H., Lee, W. H., Yeon, I. J. and K. S. Cho, 2004. Effect of temperature on nitrification in a recirculating aquaculture system.

- Korean Journal of fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 37, pp. 13-17.
- Park, J. H., 2005. Nitrification efficiency of the fluidized sand biofilter by TAN loading rates and temperatures in the simulated seawater aquaculture condition. Korea Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 38, pp. 347-352.
- Park, N. B., 2017. Effect of hydraulic retention time on biological nitrogen removal in land-based fish farm wastewater. Korea Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 50, pp. 250-256.
- Park, N. B., Park, M. S., Lee, J. H. and J. I. Myeong, 2013. A study of nitrification kinetics in the biofilter process for aquaculture water treatment: A Review. Korea Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 46, pp. 675-681.
- Rejish Kumar, V. J., Joseph, V. Philip, R. and B. Singh, 2014. Nitrification by stringed bed suspended bioreactors at different salinities and substrate concentrations. Indian Journal of Geo-Marine Sciences. Vol. 43, pp. 1899-1904.
- Russo, R. C., 1985. Ammonia, nitrite and nitrate. In: Rand, G. M., Petrocelli, S. R. (Eds). Fundamentals of Aquatic Toxicology. Hemisphere Publishing, Washington, pp. 455-471.
- Sharma, B. and R. C. Ahlert, 1977. Nitrification and nitrogen removal. Water Research Vol. 11, pp.897-925.
- Shingles, A., McKenzie, D. J., Taylor, E. W., Moretti, A., Butler, P. J., Ceradini, S., 2001. The effects of sublethal ammonia on swimming performance in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. Journal of Experimental Biology. 204, 2691 - 2698.
- Tanaka, H., Dunn, I. J., 1991. Kinetics of biofilm nitrification.

- bioengineering 24, 669 - 689. van Rijn, J., Rivera, G., 1990. Aerobic and anaerobic biofiltration in an aquaculture unit-nitrite accumulation as a result of nitrification and denitrification. *Aquacultural Engineering*. Vol. 9, 217 - 234.
- Van Rijn, J. and G. Rivera, 1990. Aerobic and anaerobic biofiltration in an aquaculture unit-nitrite accumulation as a result of nitrification and denitrification. *Aquacultural Engineering*., Vol. 9, pp. 217-234.
- Van Rijn, J., 1996. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture – A review. *Aquaculture* 139: 181-201.
- Vieira, M. J. and L. F. Melo, 1999. Intrinsic kinetics of biofilms formed under turbulent flow and low substrate concentrations. *Bioprocess Engineering*. Vol. 20, pp. 369-375.
- Westerman, P. W., Losordo, T. M., Wildhaber, M. L., 1993. Evaluation of various biofilters in an intensive recirculating fish production facility. *Proceedings of an Aquacultural Engineering Conference*, 21 - 23 June 1993. Spokane, Washington, ASAE Publication 02-93, St. Joseph, MI, pp. 326 - 334.
- Wheaton, F., Hochheimer, J., and G. Ellen Kaiser, 1991. Fixed film nitrification filters for aquaculture. *Aquaculture and water quality*. pp. 272-303.
- Wheaton, F.W., Hochheimer, J. N., Kaiser, G. E., Krones, M. J., Libey, G. S., Easter, C., 1994. Nitrification filter principles. In: Timmons, M. B., Losordo, T. S. (Eds.), *Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering Design and Management*. Amsterdam: Elsevier, Chap. 4.
- Wicks, B. J., Tang, Q., Joensen, R., Randall, D. J., 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 Toxicology*. 59, 55 - 69.

Zhu, S. and S. Chen, 2001. Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacultural Engineering*. Vol. 25, pp. 1-11.

Zhu, S. and S. Chen, 2002. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters, *Aquacultural Engineering*., Vol. 26, pp. 221-237.

