

# NGHIÊN CỨU CHU TRÌNH CHUYỂN HÓA AMONI TRONG HỆ THỐNG TUẦN HOÀN NƯỚC ƯƠNG NUÔI CÁ BIỂN BẰNG BỂ LỌC SINH HỌC NGẬP NƯỚC

Nguyễn Thị Thu Hiền<sup>1\*</sup>, Trần Văn Nhân<sup>2</sup>, Nguyễn Đức Cự<sup>3</sup>,  
Nguyễn Thị Thanh Hương<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Viện Nghiên cứu Nuôi trồng thủy sản I

<sup>2</sup>Viện Khoa học và Công nghệ Môi trường, Đại học Bách khoa Hà Nội

<sup>3</sup>Viện Tài nguyên và Môi trường biển.

<sup>4</sup>Viện Kỹ thuật nhiệt đới, Viện Khoa học và Công nghệ Việt Nam

\*Liên hệ tác giả: nguyenthithuhien@yahoo.com

Đến Tòa soạn ngày: 19/1/2011; Nhận đăng ngày: 10/5/2011

## 1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Sản lượng nuôi trồng thủy sản chiếm gần 50% tổng sản lượng thủy sản được tiêu thụ trên toàn thế giới [1]. Hệ thống nuôi trồng thủy sản theo công nghệ tuần hoàn nước (RAS–Recirculation Aquaculture System) bằng công nghệ lọc sinh học [2, 3, 4] đã được phát triển với mục tiêu tái sử dụng nước nuôi và làm giảm lượng nước thải. Hệ thống tuần hoàn tái sử dụng nước biển bằng công nghệ lọc sinh học ngập nước là ứng dụng quá trình chuyển hoá các chất dinh dưỡng, ammonia trong thức ăn thừa, chất thải của cá nuôi trong nước thải bởi màng sinh vật phát triển trên vật liệu đệm lọc [5, 6, 7, 8].

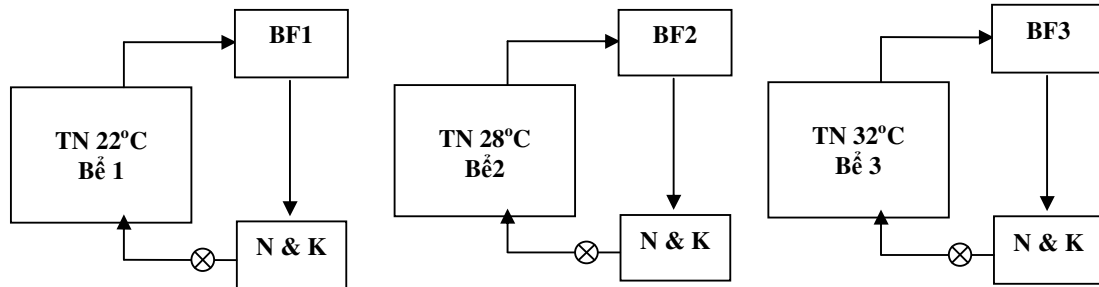
Nghiên cứu này được tiến hành tìm hiểu các thông số cơ bản của hệ thống RAS bằng công nghệ lọc ngập nước (SBF) ở quy mô pilot làm cơ sở cho quá trình ứng dụng trong quy mô sản xuất. Thí nghiệm xác định khoảng thời gian kích hoạt (chuẩn bị hệ thống lọc sinh học) trước khi vận hành hệ thống. Mô hình thống kê được tính toán trong nghiên cứu này cho ước tính tốc độ chuyển hóa thể tích TAN (Volume TAN Rate = VTR) và ảnh hưởng bởi nhiệt độ. Mô hình này dựa trên hơn hai biến dự báo khác nhau thường được sử dụng trong dự báo và ước tính VTR ở nồng độ TAN điển hình nuôi trồng thủy sản quy mô thương mại. Mối quan hệ tương quan giữa tốc độ chuyển hóa diện tích (SNR) với nhiệt độ, nồng độ TAN. Đánh giá chất lượng các thông số chất lượng nước trong hệ thống ở quy mô pilot.

## 2. NGUYÊN LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP

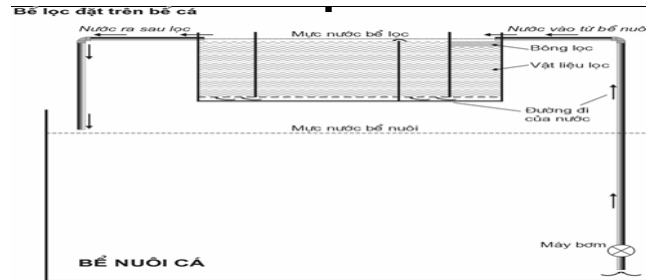
### 2.1. Hệ thống lọc sinh học ngập nước (SBF)

Sơ đồ hệ thống thí nghiệm được trình bày trong hình 1 và 2. Hệ thống lọc sinh học ngập nước có thể tích 0,20 m<sup>3</sup> (dài 0,8 m; rộng 0,5 m; cao 0,5 m); ngăn số 1 lọc xuôi rộng 20 cm, ngăn số 2 lọc ngược rộng 40 cm và ngăn số 3 rộng 20 cm, chiều cao của vật liệu lọc 0,35 m. Thể tích vật liệu lọc dài 0,8 m × rộng 0,5 m × cao 0,35 m = 0,14 m<sup>3</sup>. Vật liệu lọc là đá san hô có tiết

diện bề mặt riêng rất lớn khoảng  $277 - 321 \text{ m}^2/\text{m}^3$  và đá sét Zeolite đóng rắn có tiết diện bề mặt riêng rất lớn khoảng  $250 - 450 \text{ m}^2/\text{m}^3$ .



Hình 1. Hệ thống lọc sinh học thí nghiệm: BF: Bể lọc sinh học ngập nước; N & K: Bể nước sau lọc được sục khí đạt  $\text{DO} = 6 \text{ mg/l}$ ; Thí nghiệm tiến hành ở các điều kiện nhiệt độ khác nhau:  $22^\circ\text{C}$ ;  $28^\circ\text{C}$  và  $32^\circ\text{C}$



Hình 2. Sơ đồ hệ thống bể lọc (BF), bể nuôi cá thí nghiệm

## 2.2. Phương pháp thí nghiệm

Thí nghiệm kích hoạt bể lọc (chuẩn bị hệ thống lọc sinh học) tiến hành trong thời gian 45 ngày, nước biển trước khi tiến hành thả cá nuôi có độ mặn  $28\text{‰}$ , pH 7,6 - 7,8. Các bể nuôi không thả cá, chỉ chứa nước có hàm lượng các chất dinh dưỡng. Nước chảy qua hệ thống bể với lưu lượng  $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$  vận hành trong 24 giờ. Dung dịch dinh dưỡng cơ bản được đưa vào thí nghiệm  $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  47,5 mg/l,  $\text{MgSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  4 mg/l,  $\text{CaCl}_2$  0,25 mg/l,  $\text{FeCl}_3$  0,05 mg/l, và  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  68 mg/l hòa tan thành dạng dung dịch [15]. Nồng độ dinh dưỡng TAN trong nước thí nghiệm có nồng độ 0,6 mgTAN/l. Vật liệu đệm lọc bằng đá san hô có tiết diện bề mặt riêng (ASS)  $350 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , đá sét zeolite có ASS là  $450 \text{ m}^2/\text{m}^3$  và hỗn hợp 1/2 đá san hô cùng 1/2 đá sét Zeolite ASS trung bình là  $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$ .

Thí nghiệm vận hành hệ thống và đánh giá các thông số của bể lọc sinh học ngập nước (SBF) ở điều kiện nhiệt độ khác nhau ( $22^\circ\text{C}$ ,  $28^\circ\text{C}$  và  $32^\circ\text{C}$ ). Hệ thống bể nuôi cá và bể lọc như sơ đồ hình 2. Bể nuôi cá có thể tích nước 500 lit, độ mặn  $28\text{‰}$ , pH 7,6 - 7,8. Lưu lượng nước tuần hoàn công suất  $0,5 \text{ m}^3/\text{giờ}$ , vận hành liên tục trong 24 giờ. Mật độ thả cá trong bể nuôi  $200 \text{ con}/\text{m}^3$ , lượng thức ăn cho cá là  $240 \text{ g}/\text{m}^3/\text{ngày}$  (10% trọng lượng cá), cho ăn 2 lần/ngày. Các thông số đánh giá chất lượng nước được tiến hành theo dõi liên tục trong vòng 72 giờ.

Mẫu nước được thu ở 2 điểm (điểm 1: nước thải ra từ bể cá; điểm 2: nước sau khi xử lý bởi hệ thống lọc SBF); mẫu được phân tích ngay sau khi thu mẫu. Tổng nitơ dạng amoni (total ammonia nitrogen = TAN) xác định bằng phương pháp phenate, nitrit ( $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ) xác định bằng thuốc thử greeiss, nitrat ( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ) cho mẫu qua cột khử Cu-Cd, rồi so màu bằng thuốc thử Greeiss; nhu cầu oxy hóa học ( $\text{BOD}_5$ ) ủ trong 5 ngày và xác định oxy bằng phương pháp Winkler nhu cầu oxy hóa học (COD) với phương pháp hồi lưu và so màu. Phương pháp phân tích các thông số chất lượng nước theo cuốn Standard Methods [9]. Ôxy và pH được đo hàng ngày bằng máy đo có độ chính xác đến 0,01.

### 2.3. Phân tích thống kê

Phân tích ảnh hưởng của nồng độ ammonia và tốc độ chuyển hóa thể tích (VTR) trong hệ thống. Tốc độ chuyển hóa diện tích tối ưu (SRN), nồng độ TAN và nhiệt độ được phân tích thống kê bằng phần mềm excel. Phương pháp so sánh đánh giá các số liệu, giá trị các thí nghiệm tiến hành, hệ số tương quan, mô hình tính toán theo phương pháp được mô tả bởi Neter et al. (1990) [10].

### 2.4. Mô hình sự biến đổi ammonia của hệ thống lọc sinh học SBF

Các giá trị tỉ lệ chuyển hóa diện tích (SNR), tỉ lệ chuyển hóa thể tích (VTR) với độ tin cậy khoảng 90%. Tỉ lệ chuyển hóa diện tích tối ưu SNR ( $\text{mg TAN}/\text{m}^2/\text{ngày}$ ) biểu thị lượng TAN được chuyển hóa trên một đơn vị diện tích bề mặt đệm trung bình mỗi ngày và được tính toán theo phương trình sau:

$$\text{SNR} = [\text{TAN}_i - \text{TAN}_e] \times \frac{Q}{A} \quad (1)$$

trong đó  $Q$  là lượng nước dòng vào (l trên ngày) và  $A$  tổng diện tích bề mặt đệm trong hệ thống biofilter ( $\text{m}^2$ ).

Đối với hệ thống tuần hoàn, lượng thức ăn thải ra, tỉ lệ chuyển hóa thể tích Ammonia (VTR) được coi là chỉ thị nguyên lý đánh giá hiệu suất của các hệ thống lọc ngáp nước SBF. Đối với hệ thống SBF, VTR được tính toán bằng cách sử dụng phương trình sau đây theo Pfeiffer và Malone, 2006 [12]:

$$\text{VTR} = (\text{TAN}_I - \text{TAN}_E) \frac{Q_r}{V_b} \quad (2)$$

trong đó VTR là tỉ lệ chuyển hóa thể tích ( $\text{g}/\text{m}^3$ ),  $\text{TAN}_I$  là tổng hàm lượng ammonia của nước vào bể lọc ( $\text{g}/\text{m}^3$ ),  $\text{TAN}_E$  là tổng hàm lượng ammonia trong nước khi ra khỏi bể lọc ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).  $Q_r$  là lưu lượng nước chảy qua bể lọc ( $\text{m}^3/\text{ngày}$ ) và  $V_b$  là tổng thể tích của vật liệu đệm lọc ( $\text{m}^3$ ).

## 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

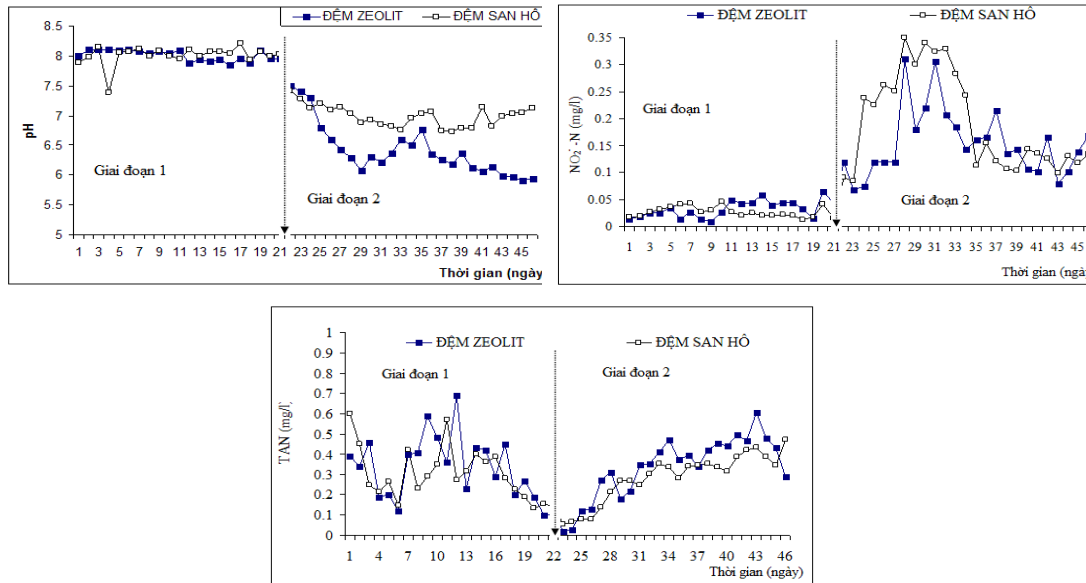
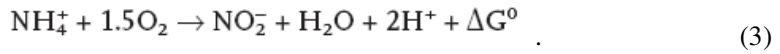
### 3.1. Quá trình kích hoạt hệ thống lọc SBF

Chất lượng nước sau khi cho qua hệ thống xử lý SBF được trình bày ở hình 3.

Quá trình kích hoạt bể lọc sinh học, xu hướng ổn định vào ngày thứ 21 – 22. Giá trị pH giảm thấp, hàm lượng nitrit tăng cao và ammonia giảm. Như vậy sau 21 – 22 ngày hệ thống lọc

SBF có khả năng hoạt động ổn định. Thời gian chuẩn bị bể lọc để vận hành cần thiết là khoảng 21 - 22 ngày.

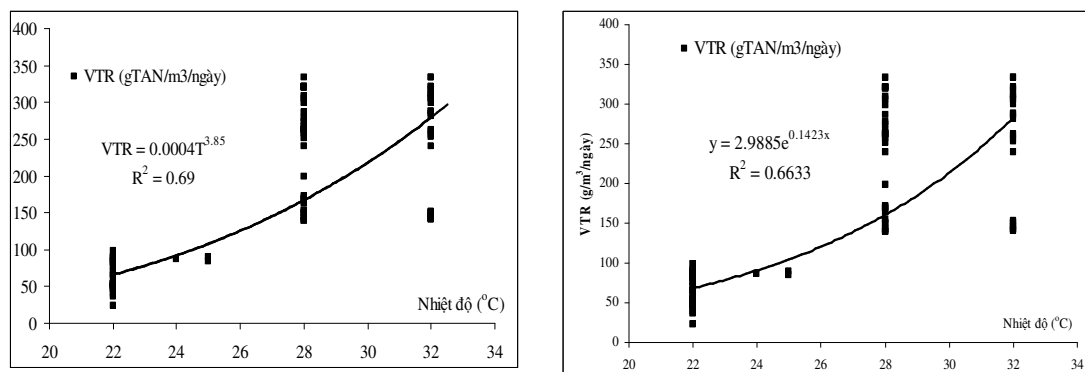
Quá trình chuyển hóa ammonia trong hệ thống được thể hiện ở 2 giai đoạn rõ ràng, giai đoạn 1 quá trình bắt đầu hoạt động, với khoảng thời gian là 21 – 22 ngày. Giai đoạn này, pH cao quá trình nitrat hóa chưa diễn ra mạnh mẽ. Giai đoạn 2, giá trị pH trong nước giảm rõ rệt, là kết quả của quá trình nitrat hóa (phương trình 3). Quá trình Nitrat hóa làm giảm nồng độ TAN trong nước sau khi lọc, tăng cao nồng độ nitrit



Hình 3. Kích hoạt hệ thống bể lọc sinh học ngập nước, quy mô thí nghiệm

### 3.2. Ảnh hưởng của nhiệt độ, nồng độ TAN đến tỉ lệ chuyển hóa thể tích VTR và tỉ lệ chuyển hóa tối ưu SNR

Ảnh hưởng của nhiệt độ đến tốc độ chuyển hóa TAN ở quy mô Pilot theo quy luật hàm e mũ (hình 4a,b). Khi nhiệt độ tăng trong khoảng giới hạn phát triển của vi khuẩn, VTR tăng.



Hình 4a, b. Ảnh hưởng của nhiệt độ đến tốc độ chuyển hóa TAN (VTR)

Ảnh hưởng của nhiệt độ đến tốc độ chuyển hóa thể tích TAN được trình bày ở phương trình (4).

$$VTR = 2,99 e^{0,1423T} \quad (4)$$

trong đó: VTR là tốc độ chuyển hóa TAN ( $g/m^3/ngày$ ); T là nhiệt độ ( $^{\circ}C$ ).

Mối tương quan tuyến tính giữa tốc độ chuyển hóa diện tích TAN (SNR) với nhiệt độ và nồng độ TAN trình bày ở phương trình 5.

$$SNR = 11,7 \cdot T^{2,26} \cdot TAN_{vào}^{0,45} \quad (5)$$

trong đó: SNR là tốc độ chuyển hóa diện tích ( $g/m^2/ngày$ ), T là nhiệt độ ( $^{\circ}C$ ), TAN vào là nồng độ TAN vào của hệ thống lọc sinh học ngập nước.

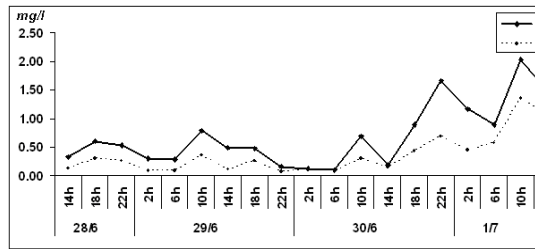
Trong phạm vi nhiệt độ bình thường, hoạt động của vi sinh vật làm tăng nhiệt độ [13]. Nitrat hóa tỉ lệ được thể hiện bởi phương trình Monod có một mối quan hệ tuyến tính với nhiệt độ trong một phạm vi nhất định [11]. Wortman và Wheaton, 1991 đã tìm thấy mối quan hệ tuyến tính giữa tốc độ chuyển hóa TAN với khoảng nhiệt độ 7 – 35  $^{\circ}C$  với mối tương quan ở phương trình (6) [14]. Đây là kết quả nghiên cứu trong hệ thống xử lí lọc sinh học tuần hoàn nước hệ thống RAS nuôi cá Hồi (cá nước ngọt)

$$SNR = 165,75T_e^{0,228} SS^{-0,16} TAN^{0,71} \quad [14]. \quad (6)$$

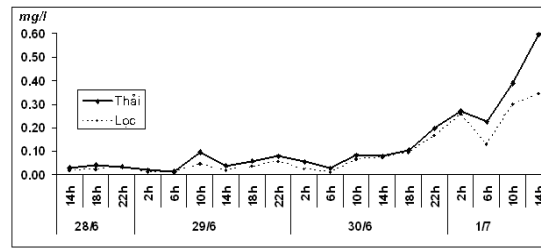
Như vậy, tốc độ chuyển hóa diện tích TAN tăng khi nhiệt độ và nồng độ TAN, tuân theo quy luật hàm mũ.

### 3.3. Chất lượng nước trong hệ thống lọc

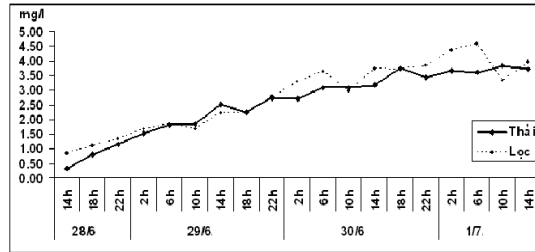
Khi hệ thống đủ yêu cầu để vận hành, tiến hành thả cá, theo dõi chất lượng nước trong hệ thống bể lọc. Kết quả được thể hiện ở hình 5.



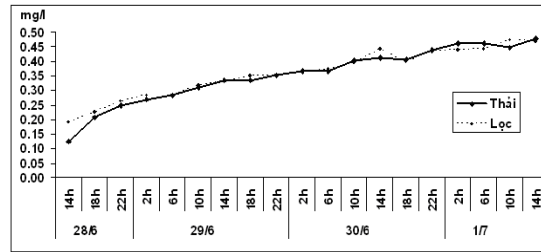
Hình 5a. Biến đổi hàm lượng TAN



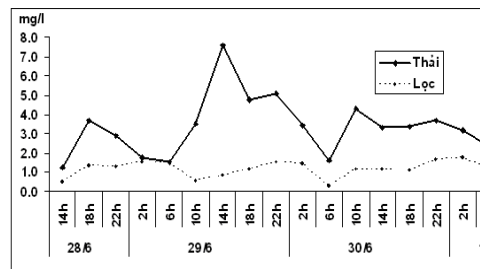
Hình 5b. Biến đổi hàm lượng N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>



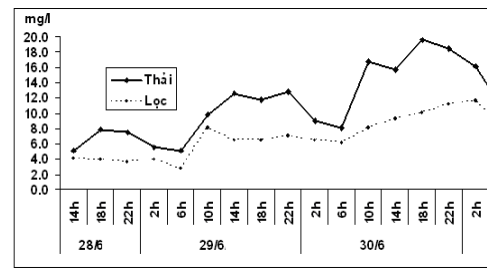
Hình 5c. Biến đổi hàm lượng N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>



Hình 5d. Biến đổi hàm lượng P - PO<sub>4</sub><sup>3+</sup>



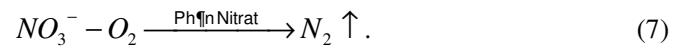
Hình 5e. Biến đổi hàm lượng BOD<sub>5</sub>



Hình 5f. Biến đổi hàm lượng COD

Thực hiện quá trình chuyển hoá TAN thành NO<sub>2</sub><sup>-</sup> và NO<sub>3</sub><sup>-</sup> nên nồng độ TAN trong nước giảm thấp. Đây chính là quá trình chuyển hóa của vi sinh vật phát triển ở màng lọc sinh học. Hàm lượng NH<sub>4</sub><sup>+</sup> và NO<sub>2</sub><sup>-</sup> không tăng cao đáng kể theo thời gian quan trắc 3 ngày liên tục (hình 5a và 5b).

Các hợp chất N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> và P - PO<sub>4</sub><sup>3+</sup> là các hợp chất có hàm lượng tăng cao liên tục theo thời gian quan trắc (hình 5d). Do quá trình khử trong hệ thống (gọi chung là nhóm *denitroficans*) chuyển NO<sub>3</sub><sup>-</sup> thành khí nitơ (7).



Hợp chất P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> cũng được tích lũy cao trong nước do hợp chất này không chuyển thành khí trong hệ thống lọc thoáng khí. Quá trình kết tủa trong môi trường lọc đệm cacbonat không đáng kể (phương trình 8).



Hợp chất N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> và P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> là quá trình tích lũy liên tục làm tăng cao hàm lượng trong nước của hệ thống lọc sinh học. Đây là lí do quan trọng phải thay nước mới sau một thời gian nuôi hoàn lưu không thay nước. Mô hình thiết kế hệ thống cần có thời gian thay nước.

#### 4. KẾT LUẬN

Thời gian kích hoạt hệ thống tuần hoàn tái sử dụng nước biển bằng vật liệu đệm lọc là đá san hô và Zeolit là 21 – 22 ngày.

Ảnh hưởng nhiệt độ đến tốc độ chuyển hóa thể tích TAN tuân theo quy luật hàm mũ. Phương trình tương quan  $VTR = 2,99 e^{0,1423T}$

Mối tương quan tỉ lệ chuyển hóa diện tích SRN với nhiệt độ nước, nồng độ TAN là phương trình  $SNR = 11,7 \times T^{2,26} \cdot TAN_{\text{vào}}^{0,45}$

Sau một thời gian tuần hoàn cần phải thay nước mới, do có quá trình tích lũy các hợp chất nitrat và photpho.

#### TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. FAO, 2005 - The State of World Fisheries and Aquaculture Production Statistics 1996 - 2002. FAO Fisheries Circular Rome, FAO. Published in March 2005.
2. Satoh H., Okabe S., Norimatsu N., and Watanabe Y. - Significance of substrate C/N ratio on structure and activity of nitrifying biofilms determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes, *Water Sci. Technol.* **41** (2000) (4–5) 317–321.
3. Chen S., Ling J., and Blancheton J. - Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors, *Aquacult. Eng.* **34** (3) (2006) 179–197.
4. Losordo T. M., Hobbs A. O., and DeLong D. P. - The design and operational characteristics of the CP&L/EPRI fish barn: a demonstration of recirculating aquaculture technology, *Aquacult. Eng.* **22** (1) (2000) 3–16.
5. Nguyễn Đức Cự, Nguyễn Thị Thu Hiền, Lê Quang Dũng, Nguyễn Mạnh Cường - Áp dụng công nghệ lọc sinh học cho ương nuôi cá giò. Hội nghị khoa học về nuôi trồng thủy sản toàn quốc tại Vũng Tàu, 2004.
6. Nguyễn Thị Thu Hiền - Một số kết quả lọc sinh học áp dụng cho ương nuôi cá biển. Tạp chí Tài nguyên và Môi trường biển, tập 13 (2006). Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật
7. Nguyễn Đức Cự, Nguyễn Thị Thu Hiền, Lê Quang Dũng, Nguyễn Mạnh Cường - Quy trình công nghệ lọc sinh học cho ương nuôi giống cá biển. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Biển, 2006.
8. Nguyễn Thị Thu Hiền - Nghiên cứu động học quá trình các hợp chất dinh dưỡng trong hệ thống lọc sinh học tuần hoàn nước ương nuôi cá biển. Tạp chí Hội thảo Khoa học Môi trường Đại học Hàng Hải Việt Nam lần thứ 1 năm 2008.
9. APHA - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington, DC, 1995.
10. Neter J., Wasserman W., Kutner M. H. - Applied Linear Statistical Models—Regression, Analysis of Variance and Experimental Designs, 3rd ed. Richard D. Irwin, New York, 1990, 720 pp.
11. Randall C. W. and Buth D - Nitrite buildup in activated sludge resulting from combined temperature and toxicity effects. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 1984.
12. Shammas N. K. - Interactions of temperature, pH, and biomass on thenitrification process. *J. Water Pollution Control Federation* **58** (1986) 52–59.

13. Pfeiffer T. and Malone R. - Nitrification performance of a propeller - washed bead clarifier supporting a fluidized sand biofilter in a recirculating warmwater fish system, *Aquacult. Eng.* **34** (3) (2006), pp. 311–321.
14. Wortman B. and Wheaton F. - Temperature effects on biodrum nitrification. *Aquacult. Eng.* **10** (1991) 83–205.
15. Zhu S. and Chen S - Impacts of Reynolds number on nitrification biofilm kinetics. *Aquacult. Eng.* **24** (2001) 213–229.

## SUMMARY

### AMMONIA REMOVE IN THE SUBMERGED BIOFILTER APPLIED FOR RECIRCULATION SYSTEM AQUACULTURE WATER MARINE FISH REARING

Ammonia removal by a submerged biofilter with the growth and detachment of biofilm on the media. Maintaining an active biofilm in a biofilter is a necessary requirement. The experiment carried out to determine activation time, to investigate the effects of operating parameters such as: temperature, TAN (Total Ammonia Nitrogen), Volume TAN Rate (VTR) and specific ammonia removal rate (SNR). The results showed that the start of the operation into stable operation is 21 – 22 days. The experimental results were used to develop a series of equations describing the relationship between ammonia removals and operating conditions (SNR, temperature, concentrations of ammonia). Operating system stable and water quality requirements are demonstrated by graphs. These correlation equations SNR with temperature and TAN in recirculation aquaculture system were set up. The observed values were within the 90% confidence interval of the model. Thus, the model Biofilter to select a backwash frequency that will maintain a stable water quality in recirculating aquaculture systems and toward application for industrial marine fish production.

*Keywords.* TAN, Biofilter, Recirculating aquaculture systems (RAS).