

## **ẢNH HƯỞNG CỦA TẢI LƯỢNG $\text{NH}_4^+$ ĐẾN HIỆU SUẤT XỬ LÝ AMONI ĐỐI VỚI NƯỚC NGẦM TẠI KHU VỰC BỒ ĐỀ (GIA LÂM)**

### **Effect of Mass Transfer $\text{NH}_4^+$ on Ammonium Treatment Efficiency of Underground Water in the Area Bo De (Gia Lam)**

**Lê Thị Ngọc Thụy**

*Khoa Công nghệ Hoá học, Trường Đại học Bách khoa Hà Nội  
Địa chỉ email tác giả liên lạc: lethuy-dce@mail.hut.edu.vn*

#### **TÓM TẮT**

Phương pháp lọc sinh học ngập nước sử dụng chất mang là hạt Keramzite xử lý amoni trong nước ngầm nhiễm amoni (10 - 15 mg/l) cho hiệu suất xử lý cao. Trong khoảng tải lượng từ 0,27 đến 0,75 kg/m<sup>3</sup>/ngày thì hiệu suất xử lý amoni giảm khi tăng tải lượng, tuy vậy hiệu suất xử lý N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> của quá trình nitrat hoá vẫn đạt trên 96,5%. Quá trình khử nitrat hoá giảm khi tải lượng cao nhưng vẫn đạt hiệu suất trên 82%. Trong khoảng tải lượng nghiên cứu, hiệu suất toàn hệ đạt trên 96,63%. Khi tăng tải lượng, COD tăng trong quá trình khử nitrat hoá. Quá trình tái sục khí làm giảm COD đảm bảo đạt tiêu chuẩn COD cho phép.

Từ khóa: Lọc sinh học, N-NH<sub>4</sub>, nước ngầm.

#### **SUMMARY**

A biochemical filtration using Keramzite granules as carrier substance for treatment of ammonium in the underground water (with the ammonium strength between 10 - 15 mg/l) in Bode's area was found highly efficient. The treatment efficiency decreased when the mass transfer increased in the range between 0.27 to 0.75 kg/m<sup>3</sup>/day, however, the total N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> treatment efficiency remained over 96.5%. The denitrification process decreased as at high mass transfer but still attained an NO<sub>3</sub><sup>-</sup> treatment with efficiency of 82%. COD values increased with the mass transfer increment. Re-aeration was able to reduce COD value to COD standard value.

Key words: Biochemical filtration, N-NH<sub>4</sub>, underground water.

### **1. ĐẶT VẤN ĐỀ**

Hà Nội là thành phố đang sử dụng hoàn toàn nguồn nước ngầm để cung cấp nước cho sinh hoạt, ăn uống. Điều lo ngại là nhiều nguồn nước ngầm khai thác từ giếng khoan không qua hệ thống lọc bị ô nhiễm amoni (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) với hàm lượng rất cao, lên tới hàng chục mg/l (Nguyễn Văn Khôi và Cao Thế Hà, 2000). Trong khi đó các tiêu chuẩn về nước cấp ở Việt Nam cũng như thế giới đều yêu cầu hàm lượng amoni không quá 1,5 mg/l (QĐ1392 - BYT, 2002). Vì vậy vấn đề xử lý

amoni trong nước ngầm ở Hà Nội hiện nay là rất cần thiết.

Hiện nay đã có một số công trình nghiên cứu xử lý các hợp chất chứa nitơ trong nước cấp cũng như nước thải. Phần lớn các đề tài khẳng định có thể xử lý tốt amoni nhưng đều liên quan đến nước thải (Nguyễn Thế Đồng, 2004; Lê Thị Ngọc Thụy, 2008). Vấn đề xử lý amoni trong nước ngầm với hàm lượng amoni cao thì ở Việt Nam, thậm chí trên thế giới cũng chưa có nhiều kinh nghiệm (Siegrist và Gujer, 1987).

Do các phương pháp khác không thuận lợi, nên hiện nay việc xử lý amoni bằng biện pháp lọc sinh học ngập nước đang có ưu thế và được quan tâm nghiên cứu (Chandravathanam và Murthy, 1999). Khi hàm lượng amoni cao, việc xử lý đòi hỏi phải tiến hành đồng thời hai quá trình nitrat hoá (chuyển amoni thành nitrat) và khử nitrat hoá (chuyển nitrat thành nitơ). Cả hai quá trình này đều tạo thành nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) rất độc ở các bước chuyển hoá trung gian.

Để đánh giá khả năng ứng dụng của phương pháp lọc sinh học ngập nước trong xử lý amoni, nghiên cứu này tìm hiểu ảnh hưởng của tải lượng đến hiệu suất **xử lý nước ngầm nhiễm amoni**.

## 2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

### 2.1. Đối tượng

Nước giếng khoan của một số hộ gia đình tại khu vực Bồ Đề (Gia Lâm) được sử dụng để nghiên cứu. Đặc trưng của mẫu

nước giếng khoan nhiễm amoni dao động từ 10 - 12 mg/l.

Vật liệu lọc sinh học là hạt Keramzite được sử dụng cho hệ thiết bị lọc sinh học. Keramzite có độ xốp rất cao và bề mặt riêng tiếp xúc lớn. Hai loại hạt được lựa chọn có kích thước từ 3,5 - 5,2 mm (trung bình 4,3 mm) và 8,2 - 8,6 mm (trung bình 8,4 mm).

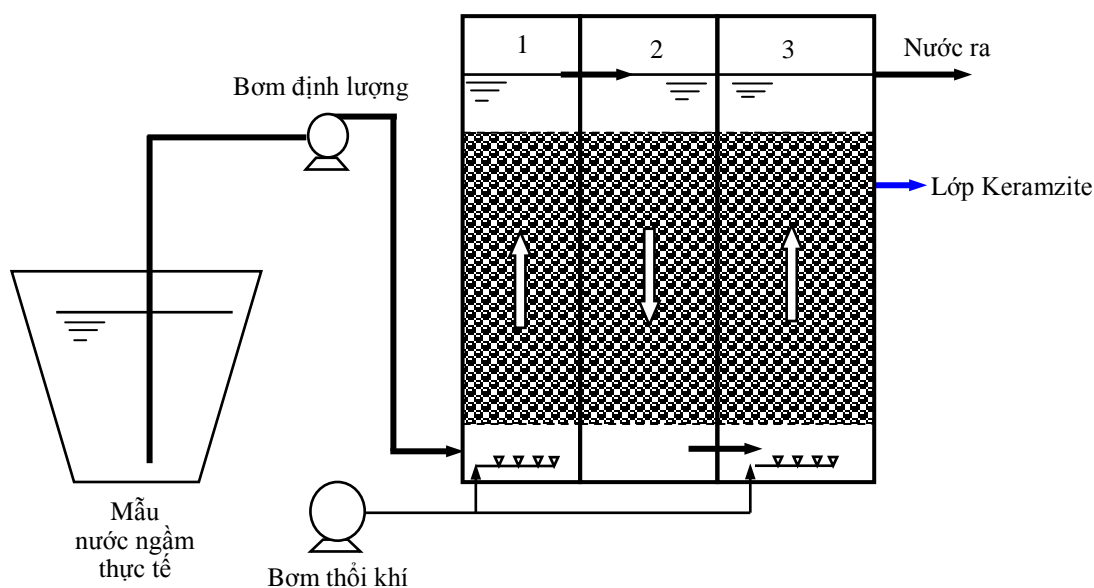
Vi sinh vật gốc được lấy từ bùn hoạt tính tại phòng thí nghiệm của phòng Công nghệ xử lý ô nhiễm - Viện Công nghệ Môi trường. Sau đó được nuôi cấy làm giàu bằng mẫu nước thực tế có bổ sung nguồn cacbon ( $\text{Na}_2\text{CO}_3 = 18 \text{ mg/l}$ ;  $\text{pH} = 7,5 - 8,0$ ).

### 2.2. Thiết bị và phương pháp nghiên cứu

#### 2.2.1. Hệ thống thiết bị lọc sinh học ngập nước

Thí nghiệm được tiến hành trên hệ thiết bị làm từ vật liệu mica trong suốt (Hình 1).

Hệ thiết bị thí nghiệm được chia làm ba ngăn gồm: Ngăn nitrat hoá, khử nitrat hoá và tái sục khí. Ở dưới đáy tại ngăn nitrat hoá và tái sục khí có lắp hệ thống phân phối khí để cung cấp khí cho hệ thống hoạt động.



(1) Ngăn nitrat hoá, (2) Ngăn khử nitrat, (3) Ngăn tái sục khí

Hình 1. Sơ đồ hệ thống thí nghiệm lọc sinh học ngập nước

**Bảng 1. Các thông số kỹ thuật của hệ thiết bị lọc sinh học**

Các thông số kỹ thuật	Ngăn nitrat hoá	Ngăn khử nitrat hoá	Ngăn tái sục khí
Chiều rộng (cm)	8	10	12
Chiều dài (cm)	12	12	12,5
Chiều cao (cm)	64,5	64,5	64,5
Chiều cao cột nước (cm)	53,5	49	44,5
Thể tích ngăn (lít)	6,2	7,74	9,9
Kích thước hạt TB (mm)	4,3	8,4	4,3
Chiều cao lớp đệm (cm)	32	32	32

### 2.2.2. Thí nghiệm nghiên cứu quá trình nitrat hoá và khử nitrat hoá

#### a) Khởi động hệ thống

Quá trình khởi động hệ thống trong 30 ngày nhằm cố định vi sinh vật vào lớp vật liệu lọc được thực hiện như sau:

Nguồn vi sinh vật gốc lấy từ bể nuôi khoảng 0,2 lít. Bơm liên tục nước chứa  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  với nồng độ  $\text{N-NH}_4^+$  cố định 10 mg/l (nước pha chế) vào hệ thiết bị, nguồn cacbon vô cơ  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  được bổ sung trực tiếp vào thùng chứa nước nguồn, pH được điều chỉnh từ 7,5 - 8,0. Nồng độ các thành phần  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  và COD được xác định cho đầu vào và đầu ra tại các ngăn hàng ngày với lưu lượng đầu vào 4 l/h.

#### b) Nghiên cứu khả năng nitrat hoá và khử nitrat hoá đối với nước ngầm thực tế

Sau quá trình khởi động, hệ thiết bị được cấp nước liên tục với lưu lượng 6 l/h, 10 l/h và 15 l/h, chạy ở nhiệt độ thường và có kiểm tra theo dõi COD, N-amoni,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  ở các ngăn của hệ xử lý trong 30 ngày tiếp theo.

Các thông số khác trong quá trình thí nghiệm được kiểm soát như sau: pH = 7,0 -

8,0; DO ngăn hiếu khí 4 - 5,5 mg/l. Thí nghiệm được thực hiện ở nhiệt độ phòng trong khoảng 26 - 32°C. Điều kiện lưu lượng và thời gian lưu trong thí nghiệm được tóm tắt ở bảng 2.

Mục đích của nghiên cứu này là đánh giá khả năng nitrat hoá, khử nitrat hoá đối với mẫu nước nhiễm amoni thực tế ở các tải lượng khác nhau, cũng như đánh giá chất lượng nước sau xử lý.

Mẫu nước thí nghiệm là nước ngầm nhiễm amoni lấy từ các giếng khoan gia đình ở khu vực Bồ Đề - Gia Lâm, Hà Nội. Nước giếng đã xác định trước bị ô nhiễm amoni được bơm từ độ sâu 30 m vào các thùng nhựa và can chứa, sau đó được vận chuyển bằng xe tải về phòng thí nghiệm.

Các mẫu nước này có hàm lượng Fe cao, vì vậy được xử lý sơ bộ bằng sục khí và lọc qua để loại bỏ Fe trước khi sử dụng cho thí nghiệm. Thí nghiệm được tiến hành trên hệ thiết bị với lưu lượng thay đổi từ 4, 6, 10 và 15 l/h.

Nồng độ các thành phần  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  và COD được xác định cho đầu vào và đầu ra tại các ngăn.

**Bảng 2. Điều kiện thí nghiệm**

STT	Thời gian tiến hành	Lưu lượng đầu vào		Thời gian lưu nước * (h)		
		Qv (l/h)	Ngăn nitrat hoá	Ngăn khử nitrat hoá	Cả hai ngăn	
1	30 ngày	4 (khởi động)	1,29	1,61	2,90	
2	10 ngày	6	0,86	1,07	1,93	
3	10 ngày	10	0,51	0,64	1,15	
4	10 ngày	15	0,34	0,43	0,77	

\* Thời gian lưu nước =  $V \text{ ngăn} / Q_v$

### 2.3. Các phương pháp phân tích

- Amoni được xác định bằng phương pháp Phenat (theo tài liệu Standard Methods 1995), đo quang tại bước sóng 640 nm trên thiết bị UV-Vis spectrophotometer 2450 (Shimadzu-Nhật Bản).
- Nitrat được xác định theo phương pháp trắc phổ dùng axit sunfosalixylic - được hình thành do phản ứng của natri salixylat và axit sunfuric (dựa trên TCVN 6180:1996 - ISO 7890-3:1988), đo quang tại bước sóng 410 nm trên thiết bị UV-Vis spectrophotometer 2450, Shimadzu- Nhật Bản.
- Nitrit được xác định theo phương pháp đo quang với hệ thuốc thử Griss (theo Standard Method, 1995), đo quang tại bước sóng 520 nm trên thiết bị UV-Vis spectrophotometer 2450 (Shimadzu- Nhật Bản).
- COD được xác định theo phương pháp bicromat TCVN 6491 : 1999.

### 3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

#### 3.1. Khởi động hệ thống

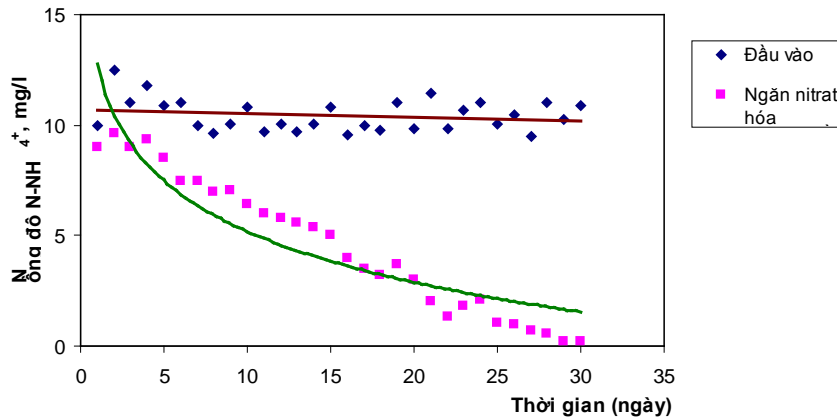
Quá trình khởi động hệ thống gắn vi sinh vật vào lớp vật liệu lọc được tiến hành trong thời gian 30 ngày. Sự thay đổi nồng độ  $\text{N-NH}_4^+$  sau xử lý theo thời gian được biểu diễn dưới dạng các đồ thị (Hình 2, Hình 3).

Đồ thị trên hình 2 và 3 cho thấy, nồng độ  $\text{N-NH}_4^+$  đầu vào khá ổn định, dao động trong khoảng 10 mg/l. Nồng độ  $\text{N-NH}_4^+$  đầu ra có xu hướng giảm dần theo thời gian xử lý với hiệu suất trên 90% trong 5 ngày cuối. Sau 30 ngày, amoni được xử lý với hiệu suất trên 98% và khá ổn định. Quá trình nitrat hóa chuyển hóa amoni gần như hoàn toàn và quá trình khử nitrat thành nitrit và cuối cùng thành  $\text{N}_2$  của toàn hệ đạt trên 98% sau quá trình tái sục khí.

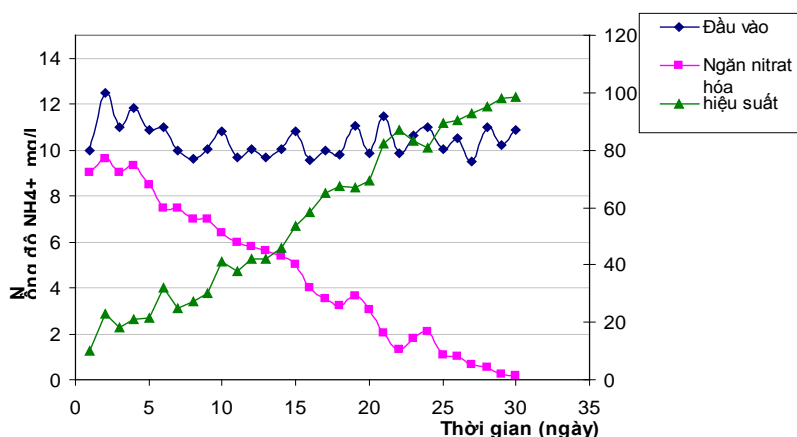
#### 3.2. Ảnh hưởng của tải lượng đến hiệu quả xử lý N - amoni bằng phương pháp lọc sinh học ngập nước

##### 3.2.1. Nồng độ một số thành phần ô nhiễm trong mẫu nước giếng khoan khảo sát ở khu vực Bồ Đề Gia Lâm

Hàm lượng một số chỉ tiêu trong nước đã xử lý sơ bộ loại bỏ sắt tại khu vực Bồ Đề (Gia Lâm) được thể hiện ở bảng 3.



Hình 2. Sự thay đổi nồng độ  $\text{N-NH}_4^+$  theo thời gian trong giai đoạn khởi động



Hình 3. Hiệu suất xử lý N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> theo thời gian trong giai đoạn khởi động

Bảng 3. Hàm lượng một số chỉ tiêu trong nước đã xử lý sơ bộ loại bỏ sắt tại khu vực BỒ ĐỀ (Gia Lâm)

Tên các chỉ tiêu phân tích	Đơn vị	Trước xử lý sơ bộ	Sau xử lý sơ bộ	TCVN	TCBYT
				5502:2002	1329/2002
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/l	12,8	10,8	3	1,5
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/l	0,05	0,03	1,0	2
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	0,40	1,40	10	10
COD	mg/l	7,70	7,60	-	2
Fe	mg/l	5,20	0,80	0,5	0,5
Mn	mg/l	0,25	0,08	0,5	0,5
Ph	-	7,60	7,51	6-8,5	6,5-8,5

### 3.2.2. Ảnh hưởng của tải lượng NH<sub>4</sub><sup>+</sup> đến hiệu quả nitrat hóa ở các giai đoạn xử lý

Tải lượng được thay đổi bằng cách thay đổi lưu lượng đầu vào ở các lưu lượng 6 l/h; 10 l/h; 15 l/h. Từ các số liệu N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> thu được ở từng ngăn của hệ xử lý, ta tính toán được kết quả.

#### a) Ảnh hưởng của tải lượng đến hiệu suất nitrat hóa ở các giai đoạn xử lý

Tải lượng càng tăng thì hiệu suất càng giảm. Hiệu suất quá trình nitrat hóa và việc tăng tải lượng là hai quá trình trái ngược nhau, tuy nhiên trong phạm vi của nghiên cứu này việc tăng tải lượng chưa có ảnh hưởng đáng kể hiệu suất xử lý và lượng amoni đầu ra vẫn đạt dưới tiêu chuẩn

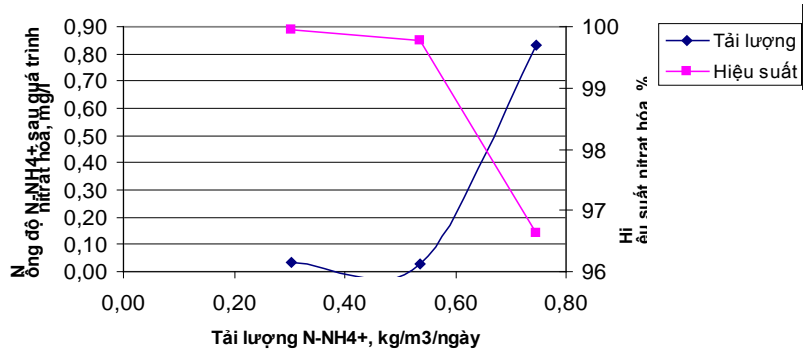
cho phép, quá trình nitrat hóa vẫn đạt trên 96,5% (Hình 4).

#### b) Ảnh hưởng của tải lượng đến hiệu suất khử nitrat ở ngăn khử nitrat hóa

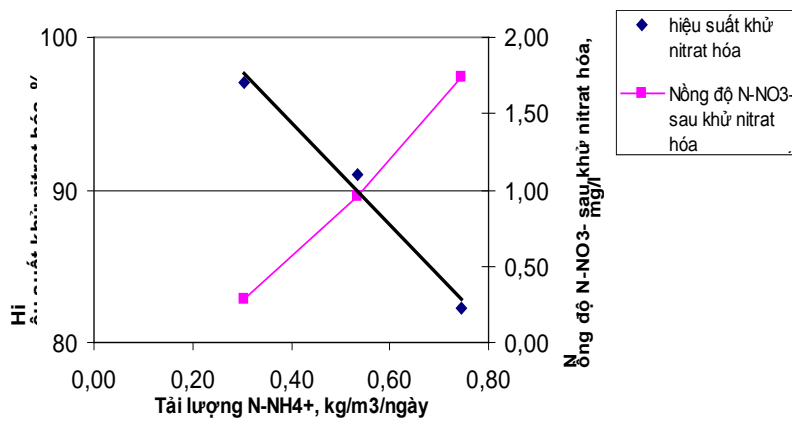
Khi tải lượng tăng thì hiệu suất giảm, nhưng vẫn bảo đảm hiệu suất khử nitrat hoá đạt trên 82%. Tải lượng N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> là 0,75 kg/m<sup>3</sup>/ngày chưa có ảnh hưởng lớn tới nồng độ N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> tại ngăn khử nitrat hoá, nồng độ nitrat vẫn dưới mức tiêu chuẩn cho phép và hiệu suất đạt kết quả cao (Hình 5).

#### c) Nồng độ COD ở các giai đoạn xử lý

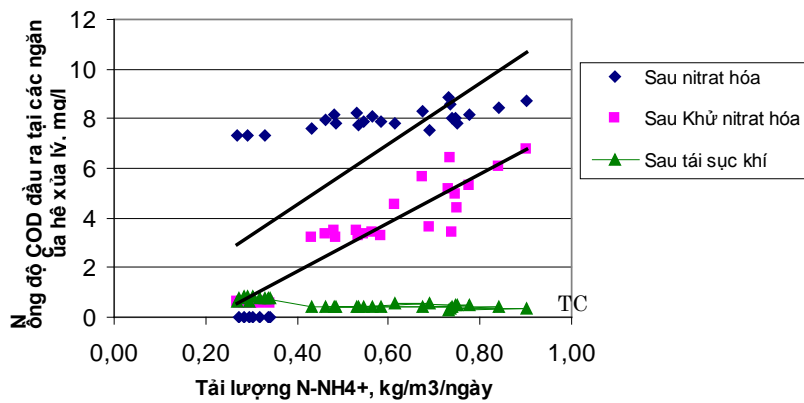
Kết quả cho thấy, COD tăng sau quá trình nitrat hóa khi tăng tải lượng ở quá trình khử nitrat hóa. Nhưng sau quá trình tái sục khí, hàm lượng COD giảm đáng kể có thể đạt tiêu chuẩn cho phép (Hình 6).



Hình 4. Ảnh hưởng của tải lượng đến hiệu suất nitrat hoá của ngăn nitrat hoá



Hình 5. Ảnh hưởng của tải lượng đến hiệu suất khử nitrat hoá tại ngăn khử nitrat hóa



Hình 6. Nồng độ COD đầu ra tại các ngăn của hệ xử lý ở các tải lượng khác nhau

#### 4. KẾT LUẬN

Kết quả nghiên cứu cho thấy có thể xử lý amoni trong nước ở tải lượng 0,75 kg/m<sup>3</sup>/ngày đạt tiêu chuẩn cho phép bằng hệ thống lọc sinh học ngập nước với vật liệu lọc Keramzite. Quá trình khử nitrat hoá chuyển hóa NH<sub>4</sub><sup>+</sup> thành NO<sub>3</sub><sup>-</sup> và cuối cùng thành Nitơ cần phải tiến hành quá trình tái sục khí để giảm hàm lượng NO<sub>2</sub><sup>-</sup> cũng như lượng hữu cơ dư. Kết quả trên có thể ứng dụng để xử lý nước sinh hoạt nhiễm amoni.

#### TÀI LIỆU THAM KHẢO

Lê Thị Ngọc Thụy (2008). Báo cáo đề tài nghiên cứu khoa học cấp Bộ B2008-01-200, Trường Đại học Bách khoa Hà Nội.

Nguyễn Văn Khôi, Cao Thế Hà (2000). Nghiên cứu xử lý N- amoni trong nước ngầm Hà Nội,

đề tài cấp TP 01C- 09/11-2000-2, tr 1- 116.

Quyết định 1329/18/4 2002 QĐ-BYT của Bộ Y tế, tr. 6-14.

Nguyễn Thế Đồng (2004). Xây dựng công nghệ khả thi xử lý amoni và asen trong nước sinh hoạt, báo cáo đề tài cấp trung tâm 2003-2004, Viện Công nghệ Môi trường.

Tiêu chuẩn Việt Nam (1999). TCVN 6491: 1999, ISO 6060 : 1989, Tr 3-9.

Standard Method (1995). Phenate Method. 4-80.

Siegrist, H. and W. Gujer (1987). "Demonstration of Mass Transfer and pH Effects in Nitrifying Biofilm." Wat. Res., 21:1481-1487.

Chandravathanam, S; Murthy, D-V-S (1999). Bioprocess Engineering, 21(2): 117-122. 1999.