XỬ LÝ ASEN TRONG NƯỚC NGẦM BẰNG PHƯƠNG PHÁP OXY HOÁ – CỘNG KẾT TỦA KẾT HỢP

Phan Đỗ Hùng[1], Nguyễn Thế Đồng[1], Nguyễn Hoài Châu[1], Đào Bích Thuý[2], Kim Ngọc Mai[1]

[1] Viện công nghệ môi trường, [2] Viện Kỹ thuật nhiệt đới
Viện Khoa học và Công nghệ Việt Nam

TÓM TẮT

Xử lý loại bỏ asen trong dung dịch và nước ngầm bằng phương pháp cộng kết tủa với sắt (III) và phương pháp oxy hoá bằng hydropeoxit - cộng kết tủa đã được nghiên cứu. Cả hai dạng As(III) và As(V) đều có khả năng cộng kết tủa với hydroxit sắt, tuy nhiên, hiệu quả loại bỏ As(V) cao hơn nhiều so với As(III). Tỉ lệ Fe : As(V) cần thiết để xử lý As(V) xuống dưới 0,01 mg/l là trong khoảng 20 – 50, tuỳ thuộc vào nồng độ As(V) ban đầu trong dung dịch. Tỉ lệ này đối với As(III) cao hơn nhiều. Oxi hoá As(III) thành As(V) bằng H_2O_2 tăng hiệu quả xử lý asen bằng phương pháp cộng kết tủa lên nhiều lần với liều lượng H_2O_2 và Fe(II) sử dụng rất ít. Với liều lượng H_2O_2 1 mg/l và Fe(II) 1 mg/l đã có thể xử lý gần như triệt để dung dịch As(III) có nồng độ ban đầu khá cao 0,5 mg/l, với hiệu suất xử lý trên 99%. Đối với mẫu nước ngầm nghiên cứu có nồng độ asen 0,21 mg/l, oxy hoá - cộng kết tủa với 1 mg/l H_2O_2 và 2 mg/l Fe(II) đã có thể loại bỏ asen trong nguồn nước xuống dưới tiêu chuẩn cho phép với hiệu suất xử lý đạt 97%.

I. MỞ ĐẦU

Vào những năm đầu thập kỷ 90 của thế kỷ XX, vấn đề ô nhiễm asen trong nước ngầm đã trở thành mối quan tâm đặc biệt trên toàn thế giới khi xảy ra thảm hoạ nhiễm độc asen ở diện rộng ở Bangladesh và Tây Bengan Ấn độ. Nhiễm độc asen có thể gây ra các căn bệnh nguy hiểm dẫn đến tử vong như ung thư da và các cơ quan nội tạng [1,2,13-16]. Ngày nay người ta đã phát hiện thấy ngoài Bangladesh và Tây Bengan, nhiều nước trên thế giới như Đài Loan, Alaska, Achentina, Canađa, Mỹ, Việt Nam [1,2,4-6,11,13] cũng có các nguồn nước ngầm bị nhiễm asen.

Ở Việt Nam, một số khảo sát gần đây đã phát hiện thấy nước ngầm ở nhiều nơi thuộc châu thổ sông Hồng bị nhiễm asen nặng với nồng độ cao gấp nhiều lần so với giới hạn an toàn cho sức khỏe con người [1,4,11,12]. Với sự ô nhiễm ngày càng tăng của các nguồn nước mặt, hiện nay nước ngầm đang được khai thác rộng rãi ở Thủ đô Hà Nội và nhiều tỉnh thành khác để làm nước ăn uống. Hơn nữa, phần lớn dân số ở nông thôn đang sử dụng trực tiếp nước giếng khoan để làm nước ăn uống mà không qua xử lý hoặc chỉ qua xử lý đơn giản để loại bỏ sắt và mangan nếu có. Vì vậy, song song với các nghiên cứu đánh giá mức độ ô nhiễm và sự phân bố asen trong nước ngầm ở các vùng khác nhau, việc phát triển các công nghệ khả thi xử lý asen trong nước sinh hoạt ở qui mô xử lý tập trung cũng như qui mô hộ gia đình là một yêu cầu cấp bách ở nước ta hiện nay. Để phù hợp với điều kiện kinh tế – xã hội nước ta, một nước đang phát triển, các công nghệ xử lý này cần đơn giản, đầu tư thấp, giá thành rẻ, an toàn, dễ vận hành và bảo dưỡng nhưng cần đảm bảo được hiệu quả xử lý.

Asen có khả năng cộng kết tủa với một số hydroxit như hydroxit sắt, nhôm mà nước ngầm ở Việt Nam thường có nồng độ sắt khá cao. Đây là một thuận lợi trong việc xử lý asen đồng thời với xử lý sắt. Tuy nhiên, khả năng cộng kết tủa của As(III), dạng tồn tại chủ yếu trong nước ngầm, kém hơn nhiều so với As(V) [3,8]. Việc oxy hoá trước As(III) thành As(V) có thể nâng cao hiệu quả xử lý asen bằng phương pháp cộng kết tủa. Nhằm mục đích phát triển các công nghệ khả thi xử lý asen trong nước ngầm, chúng tôi

đã nghiên cứu xử lý asen bằng phương pháp kết hợp oxy hoá bằng hydro peoxit và cộng kết tủa với sắt.

II. THỰC NGHIỆM

1. Hoá chất và mẫu nước thí nghiệm

Dung dịch gốc As(III) nồng độ 1000 ppm được chuẩn bị từ As_2O_3 tinh khiết bằng cách cân chính xác 1,3200 g As_2O_3 cho vào bình 1000 ml; thêm 4,000 g NaOH tinh khiết và 100 ml nước cất, lắc cho đến khi As_2O_3 tan hết. Dùng dung dịch HCl 1:1 chuyển dung dịch asen sang môi trường axit, sau đó định mức tới vạch.

Dung dịch gốc As(V) nồng độ 500 ppm được chuẩn bị từ $Na_2HAsO_4.7H_2O$ bằng cách cân chính xác 1,0411 g $Na_2HAsO_4.7H_2O$ cho vào bình 500 ml, sau đó định mức tới vạch.

Mẫu nước dùng trong thí nghiệm cộng kết tủa và oxy hoá - công kết tủa là mẫu nước tổng hợp được pha chế từ các dung dịch asen gốc ở trên với nước cất. Mẫu nước trong thí nghiệm xử lý nước thải thực tế là nước giếng khoan (sâu 33 m) nhà ông Ngô Văn Thuận, Thôn Tựu Liệt, Xã Tam Hiệp, Huyện Thanh Trì, Hà Nội có nồng độ asen đo được là 0,21 mg/l.

2.Thí nghiệm

Thí nghiệm cộng kết tủa

Thí nghiệm cộng kết tủa được thực hiện trên thiết bị Jartest (JLT6, Ý) như sau: Cho dung dịch $FeCl_3$ với liều lượng định trước vào các cốc chứa 500 ml dung dịch As (III) hoặc As(V) với các nồng độ 0,1; 0,25; 0,5 mg/l. Khuấy và điều chỉnh pH = 7,0, khuấy mạnh dung dịch ở tốc độ 150 vòng/phút trong 5 phút rồi khuấy nhẹ dung dịch ở tốc độ 50 vòng/phút trong 10 phút. Để lắng tự nhiên trong 60 phút, sau đó lọc dung dịch qua giấy lọc băng xanh rồi đem phân tích nồng độ asen.

Thí nghiệm oxy hoá bằng H_2O_2 - cộng kết tủa

Thí nghiệm oxy hoá - cộng kết tủa được thực hiện trên thết bị Jartest như sau: chuẩn bị các cốc 1 lít chứa 500 ml dung dịch As(III) 0,5 mg/l, bổ sung các dung dịch Fe(II) và H_2O_2 với liều lượng định trước. Khuấy mạnh dung dịch ở tốc độ khuấy 150 vòng/phút để tiến hành phản ứng với các thời gian khác nhau. Tiếp theo khuấy nhẹ dung dịch ở tốc độ khuấy 50 vòng/phút để thực hiện quá trình hình thành bông cặn, sau đó để lắng tự nhiên 60 phút. Lọc dung dịch qua giấy lọc băng xanh và đem phân tích nồng độ asen.

Thí nghiệm xử lý mẫu nước thực tế

Thí nghiệm được tiến hành với mẫu nước giếng khoan thực tế như sau: Cho một lượng định trước Fe(II) (0 và 2 mg/l) và H_2O_2 (1 mg/l) vào thùng chứa mẫu, khuấy đều trong 15 phút để thực hiện phản ứng rồi để lắng trong 1 giờ. Bơm phần nước đã lắng qua cột lọc cát với lưu lượng 2,6 l/h (tốc độ lọc 3,4 m/h). Cột lọc có đường kính trong 3,1 cm, chiều cao lớp cát lọc 50 cm. Cát lọc là cát thạch anh có kích thước hạt 0,6 – 2,0 mm. Mẫu nước đầu ra sau mỗi 2 giờ và mẫu ra chung của toàn bộ quá trình lọc được đem phân tích nồng độ asen cũng như một số chỉ tiêu khác. Thí nghiệm đối chứng với mẫu nước không được oxi hóa bằng tác nhân Fenton nhưng được sục khí 18 h để oxi hóa hoàn toàn Fe(II) thành Fe(III) cũng được tiến hành.

3.Phân tích

Nồng độ asen trong thí nghiệm cộng kết tủa được xác định bằng kit thử Arsen-Test (Merck, Đức). Nồng độ asen trong thí nghiệm oxy hoá - cộng kết tủa và trong thí nghiệm xử lý mẫu nước thải thực tế được phân tích theo phương pháp phổ hấp thụ nguyên tử trên máy AA- 6800 (Shimadzu, Japan).

III. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

1. Cộng kết tủa Asen với Fe(III)

Cộng kết tủa As(V) với Fe(III)

Kết quả thí nghiệm ở Bảng 1 cho thấy, quá trình cộng kết tủa với Fe(III) cho hiệu suất loại bỏ As(V) khá cao. Với dung dịch có nồng độ As(V) ban đầu 0,1 mg/l, chỉ cần liều lượng Fe(III) lớn hơn 5 mg/l đã có thể xử lý asen xuống dưới tiêu chuẩn cho phép (0,01 mg/l). Với các dung dịch có nồng độ As(V) ban đầu 0,25 mg/l và 0,5 mg/l, liều lượng Fe(III) cần thiết để loại bỏ asen xuống dưới mức an toàn là lớn hơn 10 mg/l. Các kết quả nghiên cứu trước đây chỉ ra rằng để xử lý asen bằng phương pháp cộng kết tủa, nồng độ Fe cần lớn hơn nồng độ asen trên 20 lần [10, 12]. Trong nghiên cứu này, tỉ lệ cần thiết này là 20 - 50 lần, tuỳ thuộc vào nồng độ As(V) trong dung dịch.

Bảng 1: Kết quả cộng kết tủa As(V) với Fe(III)

Hàm lượng Fe(III) mg/l	Dung dịch As(V) 0,1 mg/l		Dung dịch As(V) 0,25 mg/l		Dung dịch As(V) 0,5 mg/l	
	As sau xử lý	Hiệu suất	As sau xử lý	Hiệu suất	As sau xử lý	Hiệu suất
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1	0,05	50	0,05	80	0,1	80
5	0,01	90	0,025	90	0,05	90
10	<0,005	>95	<0,005	>98	0,01	98
15	<0,005	>95	<0,005	>98	<0,005	>99
20	<0,005	>95	<0,005	>98	<0,005	>99
25	<0,005	>95	<0,005	>98	<0,005	>99

Cộng kết tủa As(III) với Fe(III)

Kết quả thí nghiệm cộng kết tủa As(III) với Fe(III) được trình bày ở Bảng 2. So sánh các kết quả ở Bảng 1 và 2 ta thấy, hiệu suất loại bỏ As(III) của quá trình cộng kết tủa với Fe(III) thấp hơn nhiều so với hiệu suất loại bỏ As(V). Để xử lý dung dịch As(III) 0,1 mg/l xuống dưới giới hạn cho phép cần có nồng độ Fe(III) lớn hơn 20 mg/l. Đối với các dung dịch As(III) 0,25 mg/l và 0,5 mg/l, nồng độ Fe(III) cần thiết còn cao hơn nhiều, tương ứng là 50 mg/l và 70 mg/l. Như vậy, để xử lý có hiệu quả As(III) bằng phương pháp cộng kết tủa với Fe(III) cần oxy hóa As(III) thành As(V) trước khi áp dụng quá trình này. Trong thực tế hàm lượng sắt trong nước ngầm thường trong khoảng 1 - 20 mg/l, vì vậy đối với mẫu nước có hàm lượng asen lớn hơn 0,2 mg/l nếu không oxy hoá trước As(III) thành As(V) thì sẽ rất khó để có thể loại bỏ asen xuống dưới tiêu chuẩn cho phép.

Bảng 2: Kết quả cộng kết tủa As(III) với Fe(III)

Hàm lượng Fe(III) mg/l	As(III) 0,1 mg/l		As(III) 0,25 mg/l		As(III) 0,5 mg/l	
	As sau xử lý	Hiệu suất	As sau xử lý	Hiệu suất	As sau xử lý	Hiệu suất
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
5	0,05	50	-	-	-	-
10	0,03	70	0,2	20	0,3	40
15	0,02	80	-	-	-	-
20	0,01	90	0,15	40	0,2	60
25	0,005	95	-	-	-	-
30	<0,005	>95	0,1	60	0,15	70
40	-	-	0,025	90	0,10	80
50	-	-	0,01	96	0,05	90
70	-	-	0,005	98	0,01	98
80	-	-	-	-	0,005	99

2. Oxy hoá bằng H_2O_2 - cộng kết tủa

Ảnh hưởng của thời gian phản ứng

Ảnh hưởng của thời gian phản ứng trong phương pháp oxy hoá - cộng kết tủa được chỉ ra ở Bảng 3. Kết quả thực nghiệm cho thấy phản ứng xảy ra rất nhanh, sau 5 phút tiếp xúc thời gian phản ứng không còn ảnh hưởng đến hiệu quả xử lý.

Bảng 3: Ảnh hưởng của thời gian phản ứng đến hiệu quả xử lý

([As(III)] = 0,5 mg/l; [Fe(II)] = 10 mg/l; pH = 7,0±0,1, [H_2O_2] = 1,0 mg/l)

Thời gian phản ứng (phút)	5	10	15	25	45	60
Nồng độ asen sau xử lý (mg/l)	<0,001	0,001	0,003	<0,001	<0,001	0,003
Hiệu suất xử lý (%)	~100	99,8	99,4	~100	~100	99,4

Ảnh hưởng của liều lượng H_2O_2

Bảng 4 cho thấy khi bổ sung H_2O_2 hiệu quả xử lý asen tăng lên rõ rệt, chỉ cần lượng H_2O_2 rất nhỏ 0,5 mg/l cũng đã có thể loại bỏ gần như hoàn toàn asen trong dung dịch với hiệu suất trên 99%.

Bảng 4: Ảnh hưởng của hàm lượng H_2O_2 đến hiệu quả xử lý

([As(III)] = 0,5 mg/l; [Fe(II)] = 10 mg/l; pH = 7,0±0,1; thời gian phản ứng = 5 phút)

Hàm lượng H_2O_2 (mg/l)	0	0,5	1,0	1,5	2,0
Nồng độ asen sau xử lý (mg/l)	0,182	0,003	0,003	<0,001	< 0,001
Hiệu suất xử lý (%)	63,6	99,4	99,4	~100	~100

Ảnh hưởng của liều lượng Fe(II)

Kết quả thí nghiệm được chỉ ra ở Bảng 5. Lượng Fe(II) cần thiết để loại bỏ asen là rất nhỏ, chỉ cần 1 mg/l đã có thể loại bỏ gần như hoàn toàn asen trong dung dịch với hàm lượng As(III) ban đầu khá lớn 0,5 mg/l.

Bảng 5: Ảnh hưởng của hàm lượng Fe^{2+}đến hiệu quả xử lý

([As(III)] = 0,5 mg/l; pH = 7,0 ± 0,1, [H_2O_2] = 1,0 mg/l)

Hàm lượng Fe^{2+} (mg/l)	1	2	4	6	8	10
Nồng độ asen sau xử lý (mg/l)	0,001	0,003	< 0,001	0,002	0,001	< 0,001
Hiệu suất xử lý (%)	99,8	99,4	~100	99,6	99,8	~100

Bảng 6: So sánh kết quả thí nghiệm cộng kết tủa với Fe(III) và Fe(II) khi có mặt và không có mặt tác nhân ôxi hoá

Lượng Fe(III) hoặc Fe (II) (mg/l)	Không có H_2O_2				Có H_2O_2 (1 mg/l)	
	As(III) 0,5 mg/l Cộng kết tủa với Fe(III)		As(V) 0,5 mg/l Cộng kết tủa với Fe(III)		As (III) 0,5 mg/l Cộng kết tủa với Fe(II)	
	As sau xử lý	Hiệu suất	As sau xử lý	Hiệu suất	As sau xử lý	Hiệu suất
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1	-	-	0,1	80	0,001	99,8
2	-	-	-	-	0,003	99,4
4	-	-	-	-	<0,001	~100
5	-	-	0,05	90	-	-
10	0,3	40	0,01	98	<0,001	~100
20	0,2	60	< 0,005	> 99	-	-
30	0,15	70	-	-	-	-
50	0,05	90	-	-	-	-
70	0,01	98	-	-	-	-

So sánh các kết quả thí nghiệm cộng kết tủa với Fe khi có và không có H_2O_2 được đưa ra ở Bảng 6.

Kết quả ở Bảng 6 cho thấy để xử lý dung dịch As(III) có nồng độ ban đầu 0,5 mg/l xuống dưới tiêu chuẩn cho phép (0,01 mg/l) bằng phương pháp cộng kết tủa với Fe(III), lượng Fe cần thiết phải lớn hơn 70 mg/l. Trong khi đó nếu dùng H_2O_2/Fe(II) để oxy hoá As(III) thành As(V) rồi cộng kết tủa với ion sắt thì lượng sắt cần thiết là rất nhỏ, chỉ cần 1,0 mg/l. Lượng H_2O_2 sử dụng cũng rất nhỏ chỉ 1,0 mg/l.

So sánh kết quả cộng kết tủa As(V) với Fe(III) và oxy hoá - cộng kết tủa ta có một nhận xét khá lý thú như sau: Lượng sắt cần thiết để xử lý asen xuống dưới 0,01 mg/l trong oxy hoá - cộng kết tủa nhỏ hơn rất nhiều (chỉ cần 1 mg/l) so với lượng sắt cần thiết trong quá trình cộng kết tủa As(V) với Fe(III) (trên 10 mg/l). Điều này cho thấy trong quá trình oxy hoá - cộng kết tủa, Fe(III) mới được hình thành "tại chỗ" có "hoạt tính" cộng kết - hấp phụ với As(V) cũng mới được hình thành tại chỗ cao hơn so với trường hợp Fe(III) và As(V) đã hình thành từ trước.

3. Xử lý mẫu nước thực tế

Mẫu nước ngầm thực tế là mẫu nước giếng khoan có nồng độ asen đo được là 0,21 mg/l. Mẫu nước rất đục có hàm lượng chất rắn lơ lửng cao, nhưng rất khó lắng. ngoài asen, hàm lượng Fe và Si cũng rất cao (Bảng 8).

Kết quả thí nghiệm trình bày ở Bảng 7. Mặc dù với hàm lượng Fe có mặt trong nước ngầm khá cao là 12,1 mg/l, nhưng oxi hóa Fe(II) và As(III) bằng oxi không khí hay H_2O_2 vẫn không thể giảm nồng độ asen xuống dưới mức 0,01 mg/l. Nếu so sánh với kết quả thí nghiệm đối với mẫu tổng hợp thì rõ ràng hiệu suất xử lý mẫu thực tế kém hơn mẫu tổng hợp. Đã có nhiều nghiên cứu [8] chỉ ra rằng sự có mặt đồng thời của một số anion làm giảm hiệu quả cộng kết tủa của asen với hydroxit sắt. Trong thí nghiệm này chúng tôi nhận thấy, mẫu nước mặc dù chứa hàm lượng sắt cao, nhưng ngay cả trong điều kiện oxi hoá hoàn toàn Fe(II) thành Fe(III) bằng cách sục khí kéo dài hay bổ sung H_2O_2 vẫn rất khó lắng. Với phương pháp oxi hóa bằng sục khí kéo dài, mẫu nước hầu như không có khả năng lắng. Khi bổ sung H_2O_2 có cải thiện được khả năng lắng của nước, tuy nhiên bông cặn hình thành có kích thước rất nhỏ, tốc độ lắng rất chậm. Điều này có thể là do trong nguồn nước chứa nhiều silic (16,5 mg/l) tạo thành hệ keo silic rất khó lắng. Trong trường hợp bổ sung 1,0 mg/l H_2O_2 và 2,0 mg/l Fe(II), khả năng kết tủa và lắng của nước tăng lên rõ rệt, hàm lượng asen sau lọc cũng giảm xuống còn rất thấp.

Bảng 7: Kết quả thí nghiệm oxi hóa - cộng kết tủa với mẫu thực tế

Thời điểm lấy mẫu từ lúc lọc, giờ	Nồng độ asen sau oxi hóa bằng không khí – lọc cát, mg/l	Nồng độ asen sau oxi hóa bằng H_2O_2 (1mg/l) – lọc cát, mg/l	
		Fe(II) 0 mg/l	Fe(II) 2 mg/l
0	0,028	0,022	0,012
2	0,050	0,030	0,008
4	0,096	0,025	0,005
6	0,105	0,026	0,005
Mẫu chung toàn bộ quá trình lọc	0,084 (Đục)	0,025 (trong)	0,006 (trong)

Kết quả phân tích một số chỉ tiêu chất lượng nước trước và sau xử lý ở Bảng 8 cho thấy, sau xử lý ngoài asen, hàm lượng Fe và Si cũng giảm rất rõ rệt. Các thành phần khác ở mức độ tương đương với mẫu nước ban đầu, chỉ riêng hàm lượng clorua tăng lên ít nhiều. Điều này là do Fe(II) được bổ sung dưới dạng $FeCl_2$ làm tăng hàm lượng clorua trong nước. Tuy nhiên lượng $FeCl_2$ bổ sung không nhiều, do đó hàm lượng clorua tăng lên không đáng kể.

Từ những kết quả nghiên cứu trên có thể thấy rằng, phương pháp oxy hoá bằng H_2O_2 - cộng kết tủa là phương pháp có thể xử lý triệt để asen trong nước với hàm lượng có thể rất cao. Nồng độ sắt không cần phải lớn do đó có thể áp dụng cho cả những vùng có hàm lượng sắt thấp. Trong phương pháp này, tuy phải sử dụng hoá chất nhưng lượng

cần thiết rất ít vì vậy giá thành xử lý rẻ. Ngoài khả năng xử lý asen cao, còn có thể loại bỏ đồng thời mangan, silic, oxy hoá chất hữu cơ, diệt khuẩn. Tuy phải bổ sung hoá chất nhưng quá trình không phức tạp, có thể ứng dụng cho cả quy mô xử lý tập trung cũng như hộ gia đình. H_2O_2 là chất oxy hoá an toàn, không sản sinh các sản phẩm phụ độc hại như các chất oxy hoá gốc clo, dễ bị phân huỷ do đó không cần khống chế nghiêm ngặt lượng hoá chất dư.

Bảng 8: Một số chỉ tiêu chất lượng mẫu nước thực tế trước và sau xử lý

Chỉ tiêu	Trước xử lý	Sau xử lý (H_2O_2 1mg/l, Fe(II) 2 mg/l)	TCYT-2002 (hoặc TCVN 5501-1991)
Cảm quan	Đục, nâu nhờ, khó lắng, mùi tanh	Trong, không mùi	Không có mùi, vị lạ
pH	7,38	7,03	6,5 – 8,5
As, mg/l	0,21	0,006	0,01
Fe, mg/l	12,1	0,13	0,5
Mn, mg/l	0,39	0,30	0,5
Ca, mg/l	72	72	(75)
Si, mg/l	16,5	0,11	(10)
SO_4^{2-}, mg/l	1,0	1,0	250
Cl^-, mg/l	12,9	19,3	(300)
PO_4^{3-}, mg/l	0,21	0,24	(2,5)
HCO_3^-, mg/l	488	476	-
NH_4^+	2,28	2,24	1,5
Độ cứng toàn phần ($CaCO_3$), mg/l	245	208	300

IV. KẾT LUẬN

Khả năng xử lý nước nhiễm asen bằng các phương pháp cộng kết tủa với hydroxit sắt, và phương pháp oxi hoá bằng hydro peoxit - cộng kết tủa kết hợp đã được nghiên cứu. Kết quả nghiên cứu nhận được cho phép rút ra các kết luận sau đây:

1. Cả As(III) và As(V) có khả năng cộng kết tủa với hydroxit sắt, tuy nhiên, hiệu quả loại bỏ As(V) cao hơn nhiều so với As(III). Tỉ lệ Fe : As(V) cần thiết để xử lý As(V) xuống dưới 0,01 mg/l là trong khoảng 20 – 50, tuỳ thuộc vào nồng độ As(V) ban đầu trong dung dịch. Tỉ lệ này đối với As(III) cao hơn nhiều.
2. Oxi hoá As(III) thành As(V) bằng H_2O_2 tăng hiệu quả xử lý asen bằng phương pháp cộng kết tủa lên nhiều lần với liều lượng H_2O_2 và Fe(II) sử dụng rất ít. Với liều lượng H_2O_2 1 mg/l và Fe(II) 1 mg/l đã có thể xử lý gần như triệt để dung dịch As(III) có nồng độ ban đầu khá cao 0,5 mg/l, với hiệu suất xử lý trên 99%.
3. Có thể dễ dàng loại bỏ được asen trong mẫu nước thực tế bằng phương pháp oxy hoá - cộng kết tủa tuy hiệu quả xử lý ít nhiều kém hơn so với mẫu nước tổng hợp. Với mẫu nước ngầm nghiên cứu có nồng độ asen 0,21 mg/l, oxy hoá - cộng kết tủa với 1 mg/l H_2O_2 và 2 mg/l Fe(II) đã có thể loại bỏ asen trong nguồn nước xuống dưới tiêu chuẩn cho phép với hiệu suất xử lý là 97%.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Babloe Chander, Nguyen Thi Phuong Thao, Nguyen Quy Hoa, "Random Survey of Arsenic Contamination in Tubewell Water of 12 Provinces in Vietnam and Initially Human Health Arsenic Risk Assessment through Food Chain", *Hội nghị khoa học - Trường ĐHKHTN chủ đề "Những vấn đề Khoa học và Công nghệ liên quan đến ô nhiễm asen - Hiện trạng, ảnh hưởng đến sức khoẻ và công nghệ xử lý"*, Hà Nội, 2004.
2. Chowdhury, T.R et al. "Arsenic Poisoning in the Ganges Delta". *Nature*, **No.401**, 1999, pp 545 -546
3. Dainichi Colsultant (1998), "Available Technologies for Arsenic Treatment, Advantages and Disadvantages", Inc., Gifu, Japan.
4. Do Trong Su, "Assessment of Underground water Pollution in Bac Bo Delta Plain and Proposal Solutions for Water Source Protection", *Geological Archives*, **No.4**, 1997.
5. Đỗ Trọng Sự, "Nghiên cứu nhiễm bẩn nước dưới đất vùng Hà Nội", Luận án Tiến sỹ Địa lý - Địa chất, 1996
6. Đỗ Văn Ái, Mai Trọng Nhuận, Nguyễn Khắc Vinh, "Một số đặc điểm phân bố asen trong tự nhiên và vấn đề ô nhiễm asen trong môi trường ở Việt Nam", *Hội thảo Quốc Tế về ô nhiễm Arsen*, 2000
7. Fields, Keith, Abraham Chen, and Lili Wang (2000), "Arsenic Removal from Drinking Water by Iron Removal Plants", EPA 600-R-00-086.
8. Hoang Thai Long, Nguyen Van Hop, Kabayashi Takaaki (2000), "Laboratory Study on As(III) Removal from Aqueous Solution by Coprecipitation with Iron Hydroxide", *International Workshop on Arsenic*, Hanoi, 2000
9. Ioannis A. Katsoyiannis, Anastasios I. Zouboulis (2002), "Removal of Arsenic from Contaminated Water Sourse by Sorption onto Iron-oxide-coated Polymeric Materials", *Water Research*, 36, 5141-5155.
10. Janet G. Herring, Pen-Yuan Chen, Jennifer A. Wilkie, Menachem Elimelech, Sun Liang "Arsenic Removal by Ferric Chloride", *J. Am. Wat. Works Assoc*, **Vol. 88(4)**, 1996, pp155-167.
11. Ngo Ngoc Cat. "Arsenic Contamination in Underground Water in Vietnam". *Science Activities*, **No. 9**. 2001, pp. 22-23
12. Nguyễn Hoài Châu, "Nghiên cứu xây dựng công nghệ khả thi xử lý amoni và asen trong nước sinh hoạt", *Báo cáo đề tài Viện Khoa học và Công nghệ Việt Nam*, 2005
13. Nguyễn Thị Phương Thảo, Đỗ Trọng Sự, Báo cáo hội nghị ô nhiễm Arsen của Bộ Kế hoạch và Đầu tư, 1999
14. Nguyễn Văn Đản, Tống Ngọc Thanh, "Về khả năng nhiễm bẩn Arsenic các nguồn nước dưới đất ở Việt Nam", *Hội nghị về Asen trong nước sinh hoạt và xây dựng kế hoạch hành động*, Bộ Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn, Hà Nội, 2001.
15. Nikos Melitas, Jianping Wang, Martha conklin, Peggy O' Day, and James Farrell, "Understanding Soluble Arsenate Removal Kinetics by Zerovalent Iron Media", *Environmental Science and Technology*, **9 (36),** 2002, pp 2074-2081
16. O.S. Thirunavukkarasu, T. Viraraghavan, K.S. Subramanian and S. Tanjore, "Organic Arsenic Removal from Drinkingwater", *Urbanwater,* **No. 4**, 2002, pp 415-421