

Đánh giá khả năng xử lý đồng thời As, Cd và Pb trong điều kiện lọc qua hạt vật liệu chế tạo từ bùn thải mỏ sắt Bản Cuôn, tỉnh Bắc Kạn

Nguyễn Thị Hải, Đặng Ngọc Thăng, Nguyễn Thị Hoàng Hà*

Khoa Địa chất, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội, 334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam

Nhận ngày 01 tháng 8 năm 2016

Chỉnh sửa ngày 20 tháng 9 năm 2016; chấp nhận đăng ngày 28 tháng 10 năm 2016

Tóm tắt: Nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá khả năng xử lý As, Cd và Pb trong môi trường nước thông qua thí nghiệm hấp phụ dạng cột của vật liệu SBC2-400 chế tạo từ bùn thải mỏ sắt Bản Cuôn, tỉnh Bắc Kạn. Cột vật liệu có đường kính trong 3 cm, chiều dài 11,5 cm, dung tích 60 ml và khối lượng vật liệu được chèn 50g, với điều kiện dòng chảy liên tục theo chiều hướng lên trên, tốc độ dòng chảy 2 ml/phút. Hai thí nghiệm hấp phụ dạng cột được tiến hành đồng thời và liên tục trong 25 ngày với hàm lượng As, Cd, Pb ban đầu lần lượt là: 1,0; 0,5; 20 mg/l và 0,4; 0,1; 0,6 mg/l. Kết quả nghiên cứu cho thấy, hiệu suất xử lý As, Cd, Pb của vật liệu SBC2-400 đối với 2 thí nghiệm cột lần lượt dao động trong khoảng 70,0 - 83,2; 9,8 - 56,3; 97,0 - 98,6 % và 53,1 - 76,1; 4,3 - 31,0; 43,9 - 63,9 %. Hàm lượng Pb trong dung dịch đầu ra đạt mức hàm lượng cho phép đối với nước thải công nghiệp QCVN 40:2011/BTNMT. Hàm lượng As và Cd đều vượt quá mức giới hạn cho phép trong QCVN40:2011. Để nước thải đầu ra đạt quy chuẩn môi trường, cần kết hợp với các công nghệ xử lý hoặc tăng khối lượng hạt vật liệu.

Từ khóa: Biến tính, bùn thải mỏ sắt, hấp phụ, kim loại nặng, loại bỏ, nước thải.

1. Mở đầu

Nhiễm độc As, Cd và Pb trong môi trường nước làm ảnh hưởng tới môi trường, hệ sinh thái và sức khỏe cộng đồng [1, 2]. As, Cd và Pb là những nguyên tố vết có độc tính cao khi tồn tại trong môi trường với hàm lượng lớn, được sinh ra do quá trình địa chất tự nhiên, hoạt động khai thác và chế biến khoáng sản, hoạt động nông nghiệp và quá trình công nghiệp hóa [3, 4]. Một số hồ đàu thải và dòng thải axit mỏ có

hàm lượng As, Cd và Pb cao, chúng dễ dàng di chuyển và tích tụ trong môi trường đất và trầm tích [3]. As, Cd và Pb tích lũy trong cơ thể con người thông qua các chuỗi thức ăn [5-7]. Nhiều phương pháp công nghệ, kỹ thuật đã được phát triển và sử dụng nhằm xử lý kim loại nặng như phương pháp hấp phụ [8, 9], phương pháp trao đổi ion [10, 11], phương pháp sinh học [12] và phương pháp keo tụ [13]; tuy nhiên, hầu hết các công nghệ đều đòi hỏi thiết bị hiện đại, chi phí cao và không gian rộng. Phương pháp hấp phụ sử dụng vật liệu hấp phụ là những nguyên liệu khoáng tự nhiên có hiệu quả xử lý cao, tiết

* Tác giả liên hệ. ĐT: 84-4-35587060
Email: hoanghantvnu@gmail.com;

kiệm chi phí và thân thiện với môi trường [14]. Nhiều vật liệu hấp phụ được nghiên cứu và ứng dụng như đá ong - laterit [15], zeolit [16], kaolinit [17], oxit và hydroxit sắt [18]. Việc sử dụng bùn thải từ quá trình khai khoáng làm vật liệu hấp phụ được xem như một giải pháp có hiệu quả xử lý cao và tiết kiệm chi phí [19, 20]. Sự cố vỡ hoặc tràn đập do khối lượng bùn thải lớn đòi hỏi sự cần thiết tiến hành các nghiên cứu đánh giá khả năng sử dụng bùn thải làm vật liệu xử lý. Bùn thải thường có kích thước hạt nhỏ, gây tắc các hệ thống xử lý khi sử dụng. Do đó, nhiều nghiên cứu đã tiến hành biến tính bùn thải nhằm tăng kích thước hạt và tăng khả năng hấp phụ [21]. Nghiên cứu này được thực hiện nhằm: (1) đánh giá khả năng hấp phụ As, Cd và Pb trong môi trường nước sử dụng hạt vật liệu chế tạo từ bùn thải mỏ sắt Bản Cuôn, tỉnh Bắc Kạn; và (2) đánh giá tiềm năng ứng dụng phục vụ trong xử lý ô nhiễm môi trường nước.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Vật liệu hấp phụ

Mẫu vật liệu được thu thập tại hồ đuôi thải mỏ sắt Bản Cuôn, tỉnh Bắc Kạn. Mẫu bùn thải sau khi lấy được vận chuyển đến phòng thí nghiệm, sấy khô bằng máy NIIVE OVER KD200 ở nhiệt độ 80 - 105°C, sau đó được nghiền mịn với đường kính < 2mm bằng máy nghiền MRC Laboratory Equipment Manufacturer. Mẫu vật liệu hấp phụ được chế tạo bằng cách trộn mẫu bùn thải nghiền mịn với nước cất khử ion sau đó cho qua máy ép tạo ra các hạt vật liệu với đường kính 2 mm và nung ở nhiệt độ 400°C trong thời gian 3 giờ (SBC2-400).

2.2. Phương pháp xử lý và phân tích mẫu

Thành phần khoáng vật của vật liệu SBC2-400 được xác định bằng phương pháp nhiễu xạ tia X đối với mẫu bột (X-ray Diffraction -

XRD) (D5005, Siemens). Điện tích bề mặt và các nhóm chức hoạt động của vật liệu SBC2-400 lần lượt được xác định bằng phương pháp phân tích thể điện động của dung dịch khi có dòng chuyển động (PCD - Mütek 05) và phương pháp phân tích phổ hồng ngoại (Fourier Transform Infrared Spectroscopy -FTIR) (FTIR Spectrometer - Nicolet iS5, Thermo Scientific). Hàm lượng kim loại nặng trong mẫu nước được xác định bằng phương pháp phân tích quang phổ hấp thụ nguyên tử (Atomic Absorption Spectroscopy - AAS) (280FS, VGA77, Agilent). Các phân tích trên được thực hiện tại Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội. Diện tích bề mặt vật liệu được xác định bằng phương pháp phân tích Brunauer-Emmet-Teller (BET) (Gemini VII 2390 Surface Area Analyzer, Micromeritics) tại Trường Đại học Bách khoa Hà Nội.

2.3. Thí nghiệm đánh giá khả năng xử lý kim loại nặng sử dụng vật liệu SBC2-400

Thí nghiệm xác định điểm điện tích không pH_{PZC}

Cân 2g vật liệu SBC2-400 và cho vào các lọ nhựa chứa 100 ml dung dịch $NaNO_3$ 0,01M, sau đó điều chỉnh pH bằng dung dịch NaOH và HNO_3 về các mức pH 3, 4, 5, 6, 7, 8 và 9. Mẫu được đưa vào máy lắc với tốc độ 120 vòng/phút trong 24h. Đo lại các giá trị pH sau khi lắc. Sự biến đổi của pH trước và sau khi kết thúc thí nghiệm được xác định bằng phương trình (1):

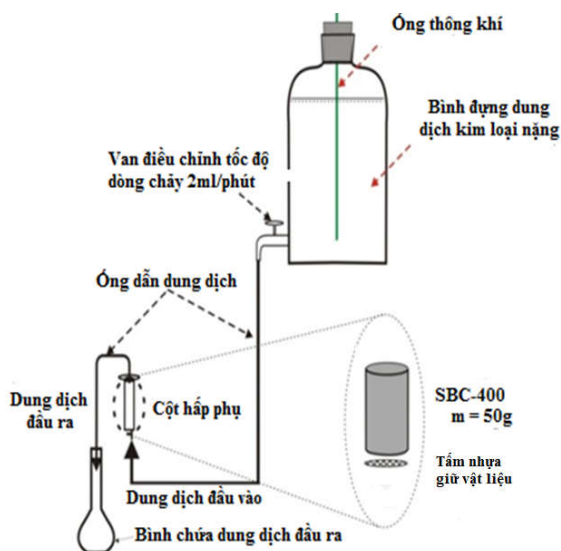
$$\Delta pH_{PZC} = pH_i - pH_f \quad (1)$$

Trong đó, pH_i và pH_f lần lượt là pH trước và sau thí nghiệm. Điểm giao nhau của đồ thị biểu diễn pH_i với trục hoành có giá trị $\Delta pH=0$ và tương ứng là pH_{PZC} của vật liệu.

Thí nghiệm hấp phụ cột

Thí nghiệm hấp phụ dạng cột được thực hiện với vật liệu SBC2-400 trong điều kiện dòng chảy liên tục với vận tốc 2ml/phút trong

25 ngày. Cột vật liệu thí nghiệm có đường kính trong 3 cm, chiều dài 11,5 cm, dung tích 60ml và chèn 50g vật liệu SBC2-400 (Hình 1). Kim loại nặng trong dung dịch thí nghiệm được pha chế từ dung dịch chuẩn (Na₂HAsO₄, Cd(NO₃)₂ và Pb(NO₃)₂). Nghiên cứu được tiến hành với 2 thí nghiệm cột riêng biệt nhằm xử lý đồng thời As, Cd và Pb với nồng độ tương ứng lần lượt là 1,0; 0,5 và 20 mg/l (cột A) và 0,4; 0,1 và 0,6 mg/l (cột B). Nước thải được pha chế trong cột A và cột B có hàm lượng As, Cd và Pb tương tự nước thải trực tiếp và nước thải qua 1 hồ lắng thuộc khu chế biến khoáng sản (khu mỏ chì kẽm Chợ Đồn, tỉnh Bắc Kạn). Dung dịch kim loại sau khi được pha chế được điều chỉnh pH = 7 - 7,5 bằng dung dịch NaOH và HNO₃.



Hình 1. Sơ đồ hấp phụ dạng cột.

Bình dung dịch sử dụng ống thông khí và van điều chỉnh để đạt tốc độ ổn định 2 ml/phút, tương đương với thời gian lưu giữ dung dịch kim loại nặng trong cột vật liệu hấp phụ khoảng 30 phút. Mẫu nước dung dịch đầu ra được lấy tại thời điểm 1, 3, 6, 12 giờ và 1, 2, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19, 21, 23, 25 ngày tiến hành thí nghiệm. pH của dung dịch đầu vào và đầu ra được đo tại thời điểm lấy mẫu.

3. Kết quả và thảo luận

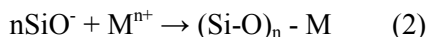
3.1. Thành phần khoáng vật và đặc trưng của vật liệu SBC2-400

Thành phần vật liệu SBC2-400 chứa một số khoáng vật có khả năng hấp phụ As, Cd và Pb bao gồm kaolinit (11%), muscovit (11%), gotit (6%), hematit (8%), illit (14%), và magnetit (1%) (Bảng 1).

Bảng 1. Thành phần khoáng vật của mẫu vật liệu hấp phụ SBC2-400

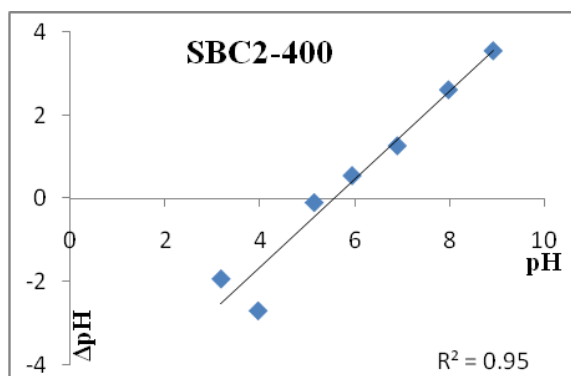
TT	Khoáng vật	SBC2-400	TT	Khoáng vật	SBC2-400
1	Thạch anh	42%	6	Talc	7%
2	Kaolinit	11%	7	Muscovit	11%
3	Gotit	6%	8	Illit	14%
4	Hematit	8%		Tổng	100%
5	Magnetit	1%			

Diện tích bề mặt (BET) và điện tích bề mặt (PCD) là tham số đặc trưng biểu thị cho khả năng hấp phụ của SBC2-400 đo được lần lượt là 47,8 m²/g và 69 mmolc(-) kg⁻¹). Vật liệu hấp phụ có diện tích bề mặt càng lớn và sự tương tác giữa điện tích bề mặt vật liệu và ion kim loại cần loại bỏ càng lớn thì khả năng hấp phụ và cố định kim loại càng tốt [22, 23]. Kết quả phân tích các nhóm chức hoạt động FTIR của mẫu vật liệu SBC2-400 bao gồm các nhóm: O-H (H bonded), Si-O-Si có bước sóng lần lượt là 3620,06 (cm⁻¹) và 1032,23 (cm⁻¹). Sự có mặt của các nhóm chức hoạt động của mẫu vật liệu SBC2-400 chứng tỏ bề mặt mang điện tích âm và có khả năng hấp phụ kim loại nặng lên bề mặt vật liệu [24-26] theo cơ chế như sau:



Điểm điện tích không pHPZC của mẫu vật liệu SBC2-400 là 5,6 (Hình 2). Do không trộn lẫn thêm phụ gia nên giá trị điểm điện tích không của mẫu vật liệu chế tạo SBC2-400 đo được xấp xỉ

bằng giá trị điểm điện tích không của mẫu bùn thải nguyên khai ($pH_{PZC} = 5,5$). Giá trị điểm điện tích không của vật liệu SBC2-400 thấp hơn giá trị pH của 2 thí nghiệm cột ($pH = 7 - 7,5$), vì vậy, hạt vật liệu hấp phụ SBC2-400 có xu hướng hấp phụ các cation kim loại như Cd^{2+} và Pb^{2+} [27].



Hình 2. Điểm điện tích không của SBC2-400.

3.2. Khả năng hấp phụ As, Cd, Pb của vật liệu SBC2-400 trong thí nghiệm hấp phụ cột

Trong 25 ngày tiến hành thí nghiệm dạng cột, giá trị pH đo được của dung dịch đầu ra của thí nghiệm cột A và cột B tương ứng dao động trong khoảng 6,6 - 7,5 và 7,1 - 7,6 (Hình 3 và 4). Sau 12 giờ tiến hành thí nghiệm, giá trị pH của thí nghiệm cột A giảm mạnh từ 7,5 xuống 6,6, chứng tỏ rằng As, Cd và Pb đã hấp phụ một phần trên bề mặt hạt vật liệu, đây cũng là nguyên nhân giá trị pH của dung dịch đầu ra giảm. Bên cạnh đó, tại giá trị pH của dung dịch đầu vào dao động trong khoảng 7 - 7,5 đều cao hơn giá trị pH_{PZC} ; cùng với sự có mặt của các nhóm chức hoạt động (Si-O-Si) và O-H (H-bonded) cho thấy bề mặt của hạt vật liệu chế tạo SBC2-400 mang điện tích âm có ái lực cao với các cation kim loại nặng.

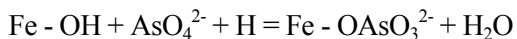
Trong thí nghiệm cột A, hàm lượng đầu vào của các kim loại As, Cd và Pb lần lượt là 1,0; 0,5 và 20 mg/l; sau 1 ngày thí nghiệm giảm xuống còn 0,2; 0,35 và 0,4 mg/l; sau 9 ngày giảm 0,24; 0,39; 0,5 mg/l; sau 25 ngày tiến hành thí nghiệm chỉ đạt 0,22; 0,46 và 0,6 mg/l. Trong 25 ngày tiến hành thí nghiệm, hiệu suất hấp phụ As, Cd và Pb

của hạt vật liệu duy trì với hiệu suất hấp phụ dao động lần lượt là 70,0 - 83,2; 9,8 - 56,3 và 97,0 - 98,6% tương ứng với tỷ lệ của nồng độ đầu ra và nồng độ ban đầu của dung dịch kim loại (Ce/Co) tương ứng lần lượt là 0,17 - 0,31; 0,44 - 0,90 và 0,01 - 0,03 (Hình 3). Điều này chứng tỏ vật liệu SBC2-400 vẫn có thể tiếp tục xử lý kim loại As, Cd và Pb trong thời gian dài hơn.

Trong thí nghiệm cột B, hàm lượng As, Cd và Pb giảm dần theo thời gian trong suốt thời gian tiến hành thí nghiệm (Hình 4). Sau 3 ngày đầu thực nghiệm, tổng thể tích nước thải đi qua cột vật liệu là 8,68l với hiệu suất hấp phụ As, Cd và Pb dao động trong khoảng 64,2 - 76,1% (Ce/Co = 0,36 - 0,24); 6,2 - 19,2% (Ce/Co = 0,94 - 0,81) và 44,1 - 59,0% (Ce/Co = 0,56 - 0,41); sau đó hiệu suất tiếp tục giảm nhẹ, hiệu suất hấp phụ As, Cd, Pb ở ngày thứ 25 chỉ đạt 54,4 % (Ce/Co = 0,46); 8,5% (Ce/Co = 0,92) và 43,9% (Ce/Co = 0,56).

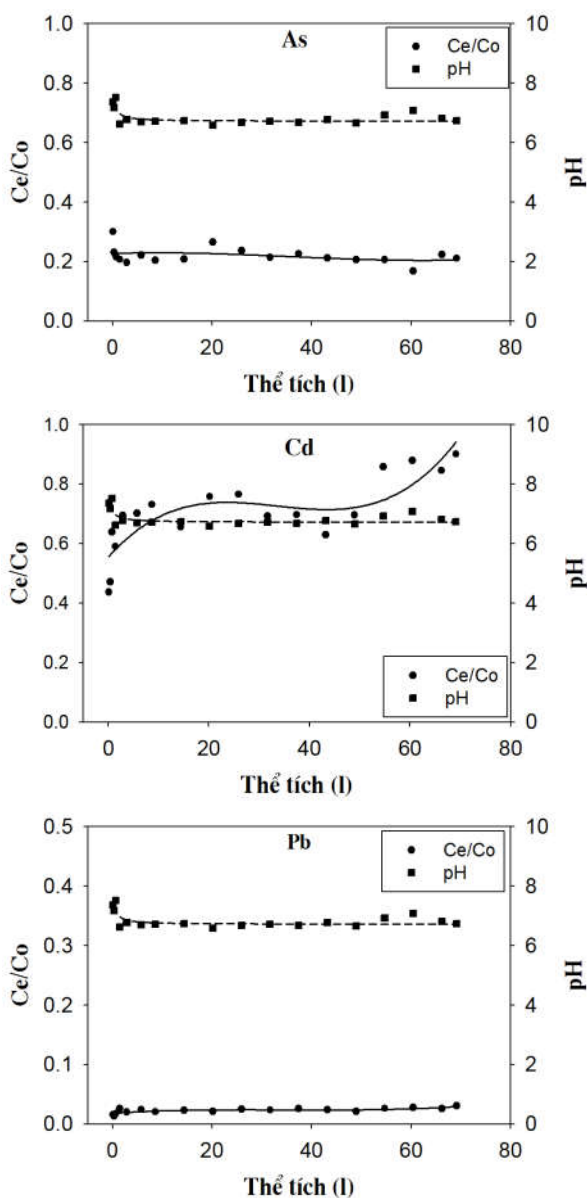
Nhìn chung, kết quả kiểm chứng khả năng xử lý của vật liệu chế tạo SBC2-400 thông qua 2 thí nghiệm hấp phụ cột A và cột B cho thấy, khả năng xử lý Pb cao hơn Cd và As. Điều này có thể do bán kính của ion (Pb^{2+} và Cd^{2+}) ảnh hưởng đến mật độ điện tích các ion, trong đó $r(Pb^{2+}) (1,2A^{\circ}) > r(Cd^{2+}) (0,97A^{\circ})$. Cation có bán kính càng lớn thì mật độ điện tích càng nhỏ và lớp vỏ hydrat càng mỏng. Do Cd với lớp vỏ hydrat hóa lớn có khả năng che chắn lực tương tác tĩnh điện tốt, vì vậy Pb^{2+} có khả năng bị hấp phụ cao hơn Cd^{2+} . Bên cạnh đó, hiệu quả xử lý Pb cao hơn so với Cd có thể do Pb^{2+} bị thủy phân, tạo kết tủa và bị lọc mạnh hơn so với Cd^{2+} . Sự trao đổi ion của các ion hóa trị 2 có hằng số thủy phân (pK) càng nhỏ diễn ra càng mạnh và ngược lại, trong đó hằng số thủy phân của Pb (pK1 = 7,7) thấp hơn so với hằng số thủy phân của Cd (pK1 = 10) [28, 29].

Các khoáng vật gotit và khoáng vật sét có khả năng hấp phụ As rất cao do cấu trúc khoáng vật gotit tạo bề mặt mang điện tích dương [2]. Khoáng vật gotit liên kết cố định As theo cơ chế sau [22]:

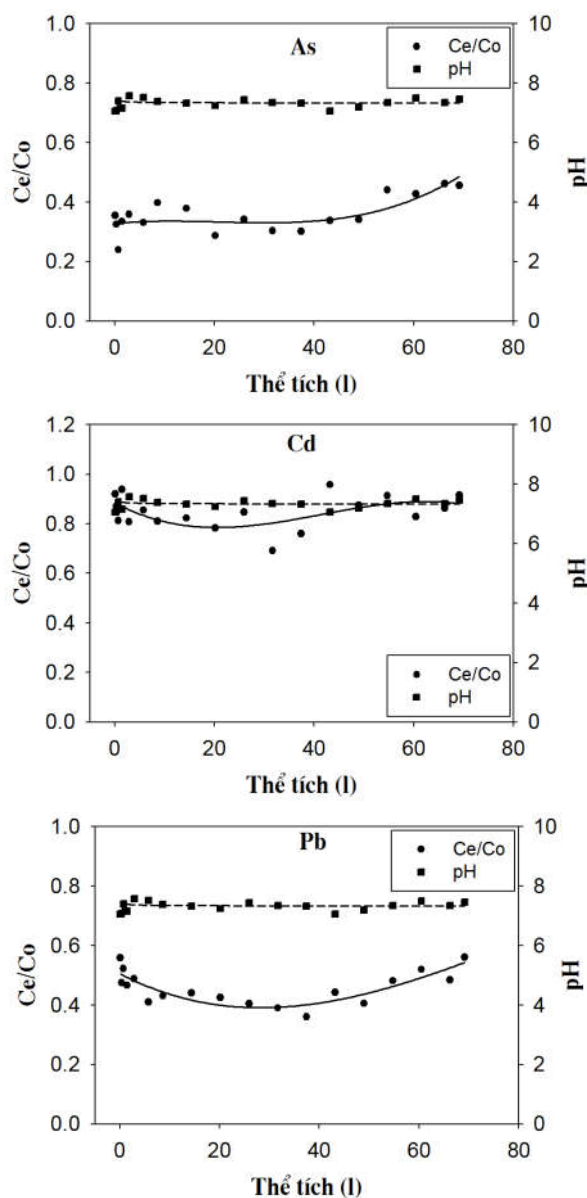


Ngoài ra, trong điều kiện môi trường trung tính của dung dịch ban đầu (pH = 7 - 7,5), As (III) và As (V) đều di chuyển nhanh [2]. Trong đó, các anion As (V) tương tác phản ứng với Cd^{2+} tạo nên 2 cơ chế đồng hấp phụ và đồng kết tủa trên bề mặt khoáng vật gotit, kết quả hình thành các hợp chất

$\text{CdH}_2\text{AsO}_4^+$ và CdHAsO_4^0 trong dung dịch [30]. Điều này lý giải cho hiệu suất xử lý Cd^{2+} ở cả 2 hệ thống thí nghiệm cột giảm đi nhanh vào những ngày cuối cùng của thí nghiệm do bề mặt khoáng vật gotit đã bị lấp đầy dẫn đến khả năng hấp phụ giảm và hiệu suất loại bỏ giảm (Hình 3, 4).



Hình 3. Đường cong hấp phụ As, Cd, Pb của vật liệu SBC-400 trong thí nghiệm cột A.

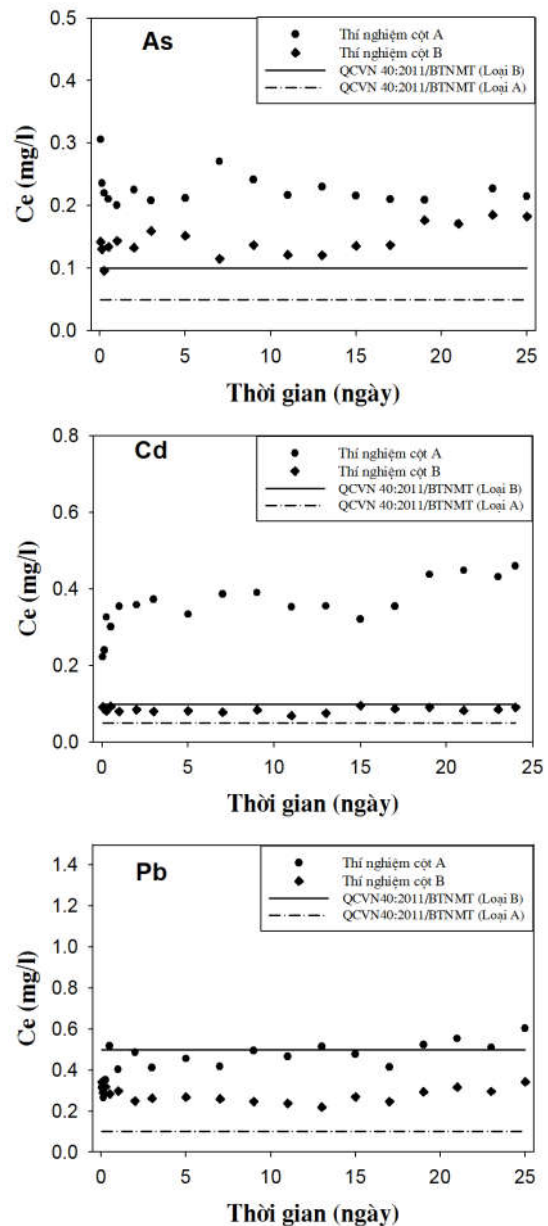


Hình 4. Đường cong hấp phụ As, Cd, Pb của vật liệu SBC2-400 trong thí nghiệm cột B.

3.3. Khả năng xử lý kim loại nặng As, Cd và Pb của vật liệu SBC2-400

Trong 25 ngày thí nghiệm, hàm lượng As, Cd và Pb trong dung dịch nước đầu ra trong thí nghiệm cột A và cột B lần lượt đạt từ 0,17 - 0,31; 0,22 - 0,46; 0,27 - 0,60 mg/l; và 0,10 - 0,19; 0,07 - 0,10; 0,22 - 0,34 mg/l (Hình 5). Kết quả so sánh giữa hạt liệu SBC2-400 với vật liệu trộn 10% thủy tinh lỏng và nung ở nhiệt độ 400°C trong 3 giờ (SBC2-400-10S) cho thấy, trong cùng điều kiện thí nghiệm, SBC2-400 có hiệu suất xử lý As, Cd và Pb thấp hơn SBC2-10-10S [31]. Sự khác nhau về hiệu suất xử lý giữa hai hạt vật liệu này là do SBC2-400-10S được chế tạo thêm chất phụ gia thủy tinh lỏng với thành phần $\text{Na}_2\text{O} = 11,5 - 12,5\%$, $\text{SiO}_2 = 25,5 - 29,5\%$ [31]. Ngoài ra, kết quả nghiên cứu này cho thấy hàm lượng As đầu ra của cả 2 thí nghiệm cột A và cột B đều cao hơn mức hàm lượng cho phép của QCVN 40:2011/BTNMT trong 25 ngày tiến hành thí nghiệm. Hàm lượng Cd trong dung dịch đầu ra của cột A cao hơn mức hàm lượng Cd cho phép trong QCVN 40:2011/BTNMT. Hàm lượng Cd của dung dịch đầu ra của thí nghiệm cột B đạt quy chuẩn cho nước thải công nghiệp theo quy chuẩn loại B QCVN40:2011/BTNMT nhưng vẫn cao hơn quy chuẩn loại A đối với nước thải công nghiệp xả thải cho mục đích cấp nước sinh hoạt (Hình 5).

Đối với Pb, hàm lượng trong dung dịch nước đầu ra ở cả 2 thí nghiệm cột hấp phụ A và B đều đạt QCVN40:2011/BTNMT loại B, tuy nhiên chưa đạt quy chuẩn loại A. Đặc biệt, trong những ngày cuối của thí nghiệm cột A, hàm lượng Pb trong dung dịch đầu ra vượt quá giới hạn cho phép theo quy chuẩn loại B QCVN40:2011/BTNMT (Hình 5). Như vậy, để đảm bảo nước đầu ra đạt quy chuẩn môi trường, cần kết hợp công nghệ xử lý khác hoặc tăng khối lượng hạt vật liệu SBC2-400.



Hình 5. Khả năng xử lý As, Cd, Pb của hạt vật liệu SBC2-400.

4. Kết luận

Vật liệu hấp phụ SBC2-400 chế tạo từ bùn thải mỏ sắt Bản Cuôn, tỉnh Bắc Kạn có khả năng xử lý As, Cd và Pb. Trong 25 ngày tiến hành thí nghiệm, hiệu suất xử lý As, Cd và Pb tương ứng đạt 53,1 - 83,2; 4,3 - 56,3 và 43,9 -

98,6%. Hiệu suất xử lý Pb cao hơn so với As và Cd. Hàm lượng Pb của dung dịch đầu ra thấp hơn so với QCVN40:2011/BTNMT, hàm lượng As của dung dịch đầu ra cao hơn giới hạn cho phép của QCVN40:2011/BTNMT.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được thực hiện với sự hỗ trợ kinh phí từ Đề tài KHCN-TB.02C/13-18 thuộc Chương trình Khoa học và Công nghệ trọng điểm cấp Nhà nước giai đoạn 2013-2018 “Khoa học và Công nghệ phục vụ phát triển bền vững vùng Tây Bắc”. Tập thể tác giả chân thành cảm ơn sự hỗ trợ cần thiết đó.

Tài liệu tham khảo

- [1] H.M. Chen, Q. Lin, C.R. Zheng, Interaction of Pb and Cd in soil-water-plant system and its mechanism: II Pb-Cd interaction in rhizosphere, *Pedosphere* 8 (1998) 237-244.
- [2] P.L. Smedley, D.G. Kinniburgh, A review of the source, behaviour, and distribution of arsenic in natural waters, *Applied Geochemistry* 17(5) (2002) 517-568.
- [3] D.B. Johnson, K.B. Hallberg, Acid mine drainage remediation options: A review, *Science of the Total Environment* 338(1) (2005) 3-14.
- [4] J.H. Kyle, P.L. Breuer, K.G. Bunney, R.P. Leysier, P.M. May, “Review of trace toxic elements (Pb, Cd, Hg, As, Sb, Bi, Se, Te) and their deportment”, in gold processing Part 1: Mineralogy, aqueous chemistry, and toxicity, *Hydrometallurgy* 107 (2011) 91-100.
- [5] S. Tamaki, W.T. Frankenberger, A review and synthesis *Environmental Biochemistry of Arsenic*, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 124 (1992) 79-110.
- [6] K. Steenland, P. Boffetta, Lead and cancer in humans: where are we now?, *American Journal of Industrial Medicine* 38 (2000) 295-299.
- [7] S. Satarug, H.G. Scott, A.S. Mary, A.S. Donald, Cadmium, environmental exposure, and health outcomes, *Environmental health perspectives* 118 (2010) 182-190.
- [8] T.F. Lin, J.K. Wu, Adsorption of arsenite and arsenate within activated alumina grains: equilibrium and kinetics, *Water Resources* 35 (8) (2001) 2049-2057.
- [9] Y. Zhang, M. Yang, X. Huang, Arsenic (V) removal with a Ce(IV)-doped iron oxide adsorbent, *Chemosphere* 51 (2003) 945-952.
- [10] E. Korngold, N. Belayev, L. Aronov, Removal of arsenic from drinking water by anion exchange, *Desalination* 141 (2001) 81-84.
- [11] J. Kim, M.M. Benjamin, Modeling a novel ion exchange process for arsenic and nitrate removal, *Water Resources* 38 (2004) 2053-2062.
- [12] I.A. Katsoyiannis, A.I. Zouboulis, Removal of arsenic from contaminated water sources by sorption onto iron-coated polymeric materials, *Water Resources* 36 (2002) 5145-5155.
- [13] J.G. Hering, P.J. Chen, J.A. Wilkie, M. Elimelech, Arsenic removal from drinking water during coagulation, *Journal of Environmental Engineering* 8 (1997) 800-807.
- [14] H. Patel, R.T. Vashi, COD and BOD removal from wastewater using naturally prepared adsorbents and their activation forms using sulphuric acid. (Eds.H.A. Aziz and A. Mojiri). In *Wastewater engineering: advance wastewater treatment systems International Journal of Scientific Research Books* (2014) 31-40.
- [15] A. Maiti, S. Dasgupta, J.K. Basu, S. De, Adsorption of arsenite using natural laterite as adsorbent, *Separation and Purification Technology* 55 (2007) 350-359.
- [16] R. Han, L. Zou, X. Zhao, Y. Xu, F. Xu, Y. Li, Y. Wang, Characterization and properties of iron oxide-coated zeolite as an adsorbent for removal of copper (II) from solution in fixed bed column, *Chemical Engineering Journal* 149(1) (2009) 123-131.
- [17] K.G. Bhattacharyya, S.S. Gupta, Adsorption of a few heavy metals on natural and modified kaolinite and montmorillonite: a review, *Advances in Colloid and Interface Science* 140(2) (2008) 114-131.
- [18] H. Liu, T. Chen, R.L. Frost, An overview of the role of goethite surfaces in the environment, *Chemosphere* 103 (2014) 1-11.
- [19] N.T. Minh, Hạt vật liệu chế tạo từ bùn đỏ bauxit Bảo Lộc và định hướng ứng dụng trong xử lý ô nhiễm nước thải, *Tạp chí các Khoa học về Trái đất* 33 (2011) 231-237.
- [20] D.Đ. Hùng, N.T. Minh, N.T. Thu, C.S. Thắng, L.T.P. Dung, Kết quả nghiên cứu bước đầu về khả năng sử dụng bùn thải mỏ than Bình Minh và Khe Châm vào việc chế tạo vật liệu hấp phụ

- kim loại nặng trong xử lý ô nhiễm môi trường nước, Tạp chí Địa chất 340(A) (2014) 79-90.
- [21] D.Đ. Hùng và N.T. Minh, Nghiên cứu hấp phụ Zn (II) dạng cột của hạt vật liệu BVNQ chế tạo từ đuôi thải quặng bauxit Bảo Lộc, Tạp chí các Khoa học về Trái đất, 33(3Đ) (2011) 591-598.
- [22] N.N. Minh, P.V. Quang, D.T.N. Than, N.T. Huong, Technical analysis application of electrostatics to determine surface charge density of some minerals in the soil, Soil Science 43 (2014).
- [23] S. Chotpanarat, S.K. Ong, C. Sutthirat, K. Osathaphan, Competitive sorption and transport of Pb^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , and Zn^{2+} in lateritic soil columns, Journal of Hazardous Materials 190 (2011) 391-396.
- [24] M. Jiang, Q. Wang, X. Jin, Z. Chen, Removal of Pb (II) from aqueous solution using modified and unmodified kaolinite clay, Journal of Hazardous Materials 170 (2009) 332-339.
- [25] Y. Glocheux, M.M. Pasarín, A.B. Albadarin, S.J. Allen, G.M. Walker, Removal of arsenic from groundwater by adsorption onto an acidified laterite by-product, Chemical Engineering Journal 228 (2013) 565-574.
- [26] P.K. Raul, R.R. Devi, I.M. Umlong, A.J. Thakur, S. Banerjee, V. Veer, Iron oxide hydroxide nanoflower assisted removal of arsenic from water, Materials Research Bulletin 49 (2014) 360.
- [27] N.T. Minh, Nghiên cứu chế tạo sản phẩm hấp phụ trên cơ sở nguyên liệu khoáng tự nhiên bazan, đá ong, đất sét để xử lý nước thải ô nhiễm kim loại nặng và asen, KC02.25/06-10 (2011).
- [28] S.T. Bosso, J. Enzweiler, Evaluation of heavy metal removal from aqueous solution onto scolecite, Water Research 36(19) (2002) 4795-4800.
- [29] Ö. Yavuz, Y. Altunkaynak, F. Güzel, Removal of copper, nickel, cobalt and manganese from aqueous solution by kaolinite, Water Research 37(4) (2003) 948-952.
- [30] W. Jiang, và nnk, Arsenate and cadmium co-adsorption and co-precipitation on goethite, Journal of Hazardous Materials 262 (2013) 55-63.
- [31] L.S. Chính, M.T. Nhuận, N.X. Hải, N.T. Hải, D.N. Thăng, N.T. Giang, T.D. Quy, N.T.H. Hà, Đánh giá khả năng xử lý kim loại nặng trong nước sử dụng vật liệu chế tạo từ bùn thải mỏ sắt chế biến sắt, Tạp chí Khoa học ĐHQGHN, 32(1S) (2016) 45 -52.

Simultaneous Removal of As, Cd and Pb by Modified Ban Cuon Iron Mine Drainage Sludge, Bac Kan Province

Nguyen Thi Hai, Dang Ngoc Thang, Nguyen Thi Hoang Ha

Faculty of Geology, VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam

Abstract: Arsenic (As), cadmium (Cd), and lead (Pb) are potentially highly toxic trace elements. The present study was conducted to assess the removal efficiency and potential for wastewater treatment by Ban Cuon iron mine drainage sludge, Bac Kan province, which was modified by heating at 400°C in 3 hours (SBC2-400). 50 g of sorbent was put in a fixed bed column of diameter x length x volume = 3 cm x 11.5 cm x 60ml with constant flow rate of 2 ml/min during 25 days of experiment. Initial concentrations of As, Cd and Pb in column A were 1.0, 0.5, and 20 mg/l, respectively, those in column B were 0.4, 0.1, and 0.6 mg/l. The results showed that removal efficiencies of As, Cd, Pb by SBC2-400 in column A were 70.0 - 83.2, 9.8 - 56.3, 97.0 - 98.6%, respectively; those in column B were 53.1 - 76.1, 4.3 - 31.0, 43.9 - 63.9%. Concentrations of As and Cd in outlet water were higher than those in national technical regulation on industrial wastewater QCVN 40:2011/BTNMT. The results of this study indicate the need for increasing the adsorbent dose and combining with other technologies for treatment of wastewater with high initial concentrations of heavy metals.

Keywords: Modification, iron mine drainage sludge, sorption, heavy metals, removal, wastewater.