

BÙN ĐỎ BAUXIT TÂY NGUYÊN: VẬT LIỆU XỬ LÝ Ô NHIỄM KIM LOẠI NẶNG TRONG NƯỚC THẢI

NGUYỄN TRUNG MINH¹, NGUYỄN ĐỨC CHUY², CÙ SỸ THẮNG¹, NGUYỄN THỊ THU¹,
NGUYỄN KIM THƯỜNG¹, NGUYỄN TRUNG KIÊN¹, NGUYỄN KIM THÙY¹,
NGUYỄN VĂN THÀNH³, HUỖNH MINH TRÍ⁴, SEONG-TAEK YUN⁵

¹Viện Địa chất, Viện Khoa học và Công nghệ Việt Nam, Hà Nội; ²Khoa Hoá, Trường Đại học Sư phạm Hà Nội, Hà Nội; ³Trung tâm Phân tích Thí nghiệm Địa chất, Cục Địa chất và Khoáng sản Việt Nam, Hà Nội; ⁴Mô Bauxit Bảo Lộc, Công ty Hóa chất cơ bản Miền Nam, TP. Hồ Chí Minh; ⁵Department of Earth and Environmental Sciences, Korea University, Republic of Korea

Tóm tắt: Bùn đỏ là chất thải rắn của quá trình khai thác bauxit và tinh chế alumina. Trên thế giới, đã có nhiều nghiên cứu xử lý bùn đỏ nhằm mục đích loại bỏ một phần hoặc tiêu hủy an toàn bùn đỏ và tận dụng thành phần có ích.

Trong bài báo này, chúng tôi phát triển ý tưởng tận dụng thành phần có ích của bùn đỏ để tạo ra một loại vật liệu mới có khả năng xử lý ô nhiễm kim loại nặng trong nước thải, thân thiện với môi trường, có khả năng hấp phụ cao, giá thành rẻ, phù hợp với điều kiện Việt Nam. Kết quả nghiên cứu ban đầu về sự hấp phụ của vật liệu chế tạo từ bùn đỏ Bảo Lộc, Lâm Đồng với các ion kim loại nặng Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{2+} và các thông số hóa lý, hấp phụ đẳng nhiệt khác, đã chỉ ra khả năng rất lớn của việc sử dụng bùn đỏ để xử lý ô nhiễm nước thải trong điều kiện của nước ta.

I. GIỚI THIỆU CHUNG

Dân số thế giới tăng lên mỗi ngày, kèm theo là việc phát triển kinh tế, đồng thời xả chất thải ra môi trường ngày một lớn, do đó hàng triệu tấn chất thải rắn và nước thải bị đẩy ra môi trường mỗi ngày, trong đó có kim loại nặng và arsen. Đặc biệt là nước rỉ ra từ các bãi rác tập trung, gây ô nhiễm nghiêm trọng cho nước dưới đất các vùng xung quanh. Các chất thải này, đặc biệt kim loại nặng là các nguyên tố không phân huỷ, ngấm vào đất, nước và theo chu trình địa hoá môi trường xâm nhập vào môi trường đất, nước, cuối cùng sẽ được con người tái sử dụng trực tiếp hoặc gián tiếp thông qua hệ thống biển, sông, hồ và hệ sinh thái động vật và thực vật. Việc nghiên cứu và bảo vệ môi trường là nhiệm vụ của tất cả các nước, các tổ chức và của mọi người dân.

Qua các công trình công bố gần đây, ta thấy rằng hiện nay trên thế giới đang áp dụng phổ biến một số phương pháp để loại bỏ kim loại nặng và arsen ra khỏi nước, gồm 3 nhóm phương pháp chính sau đây:

- **Nhóm 1:** Phương pháp kết tủa hoá học, đông kết tủa, cùng đông cứng (dùng chất Fenton, $FeCl_3$, $Fe(OH)_3$, $Fe(II)/MnO_2$ phủ lên cát), phương pháp khử, chiết hoà tan, tạo phức che lát.
- **Nhóm 2:** Phương pháp hấp phụ, dùng các chất như oxit nhôm, than hoạt tính, chất silicagen SiO_2 , vật liệu cellulose và oxit sắt tẩm trong vật liệu polymer, các nguyên liệu khoáng tự nhiên.
- **Nhóm 3:** Các phương pháp khác, như trao đổi ion, oxy hoá bằng ozon, v.v..

Trong số các phương pháp này thì việc sử dụng oxit sắt, mangan và nhôm có sẵn trong các khoáng vật tự nhiên là rẻ tiền và tiện lợi nhất. Trong thành phần bùn đỏ ở vùng Bảo Lộc, Lâm

Đồng có một hoặc nhiều loại khoáng trên, vì vậy bùn đỏ sẽ là nguyên liệu có tiềm năng cho việc chế tạo sản phẩm hấp phụ.

Trên thế giới, đặc biệt là ở các nước châu Âu, thường dùng zeolit (clinoptillolit, chabazit) và bentonit thiên nhiên làm nguyên liệu hấp phụ, xử lý các chất độc hại như kim loại nặng, arsen. Ở các nước châu Á như Iran, Ấn Độ, Thổ Nhĩ Kỳ, Trung Quốc, Hàn Quốc và Việt Nam chỉ có ít loại zeolit (heulandit, phillipsit) và trữ lượng cũng rất thấp. Các loại zeolit này có tính hấp phụ rất nhỏ đối với kim loại nặng và arsen. Vì vậy, việc tìm ra những nguyên liệu khoáng tự nhiên khác, có giá thành rẻ thay thế cho zeolit tự nhiên ở một loạt các nước châu Á, trong đó có Việt Nam, là một vấn đề hết sức cấp thiết và có ích cho việc xử lý ô nhiễm môi trường kim loại nặng và arsen.

Trong những năm gần đây, đặc biệt vào đầu thế kỷ XXI, đã có nhiều nhà khoa học trên thế giới tiến hành nghiên cứu chi tiết tính chất hấp phụ của các vật liệu tự nhiên như laterit, bazan, bùn đỏ, apatit (hydroxyapatit, fluorapatit), dolomit, zeolit, bentonit, kaolin, diatomit, siderit, bauxit (gibbsit, goethit), đá phosphat (francolit), v.v.. Đó là các nhà khoa học ở các nước Ấn Độ, Australia, Đài Loan, Hàn Quốc, Hồng Kông, Iran, Nhật, Sri Lanka, Thổ Nhĩ Kỳ, Trung Quốc, Anh, Bulgaria, Croatia, Đan Mạch, Đức, Hà Lan, Italia, Tây Ban Nha, Thụy Điển, Argentina, Brazil, Canada, Mỹ, Ghana, Liban, Nigeria, v.v. [2, 5].

Các nhà khoa học ở các nước nói trên đều có chung nhận định là, các vật liệu hấp phụ dùng để sử dụng trong công nghệ xử lý ô nhiễm môi trường cần có các tính chất sau: thân thiện với môi trường, giá thành thích hợp, có thể sản xuất ở quy mô công nghiệp và thích ứng với nhiều loại hình ô nhiễm kim loại và nồng độ khác nhau. Một số nguyên liệu khoáng tự nhiên đáp ứng được các yêu cầu này, nhưng cũng có một số không thể trở thành sản phẩm hấp phụ thương mại được do giá thành quá cao (như hydroxyapatit, fluorapatit), vì vậy cần nghiên cứu phát triển các sản phẩm hấp phụ từ các nguyên liệu khoáng rẻ tiền, trong đó laterit và bazan (đặc biệt là bùn đỏ) ở các nước nhiệt đới nóng ẩm có giá thành rất rẻ và dễ khai thác.

Bauxit là một loại quặng chứa nhôm màu từ hồng đến nâu, hình thành từ quá trình phong hóa các đá giàu nhôm hoặc tích tụ từ các quặng có trước bởi quá trình xói mòn. Quặng bauxit phân bố chủ yếu trong vành đai xung quanh xích đạo, đặc biệt trong môi trường nhiệt đới. Từ bauxit có thể tinh chế ra alumina (Al_2O_3), nguyên liệu chính để luyện nhôm.

Ở Việt Nam, bauxit được xếp vào khoáng sản chứa nhôm khi tỷ lệ giữa oxit nhôm và oxit silic gọi là modul silic (ký hiệu là μSi), không được nhỏ hơn 2 và thuộc hai loại chính.

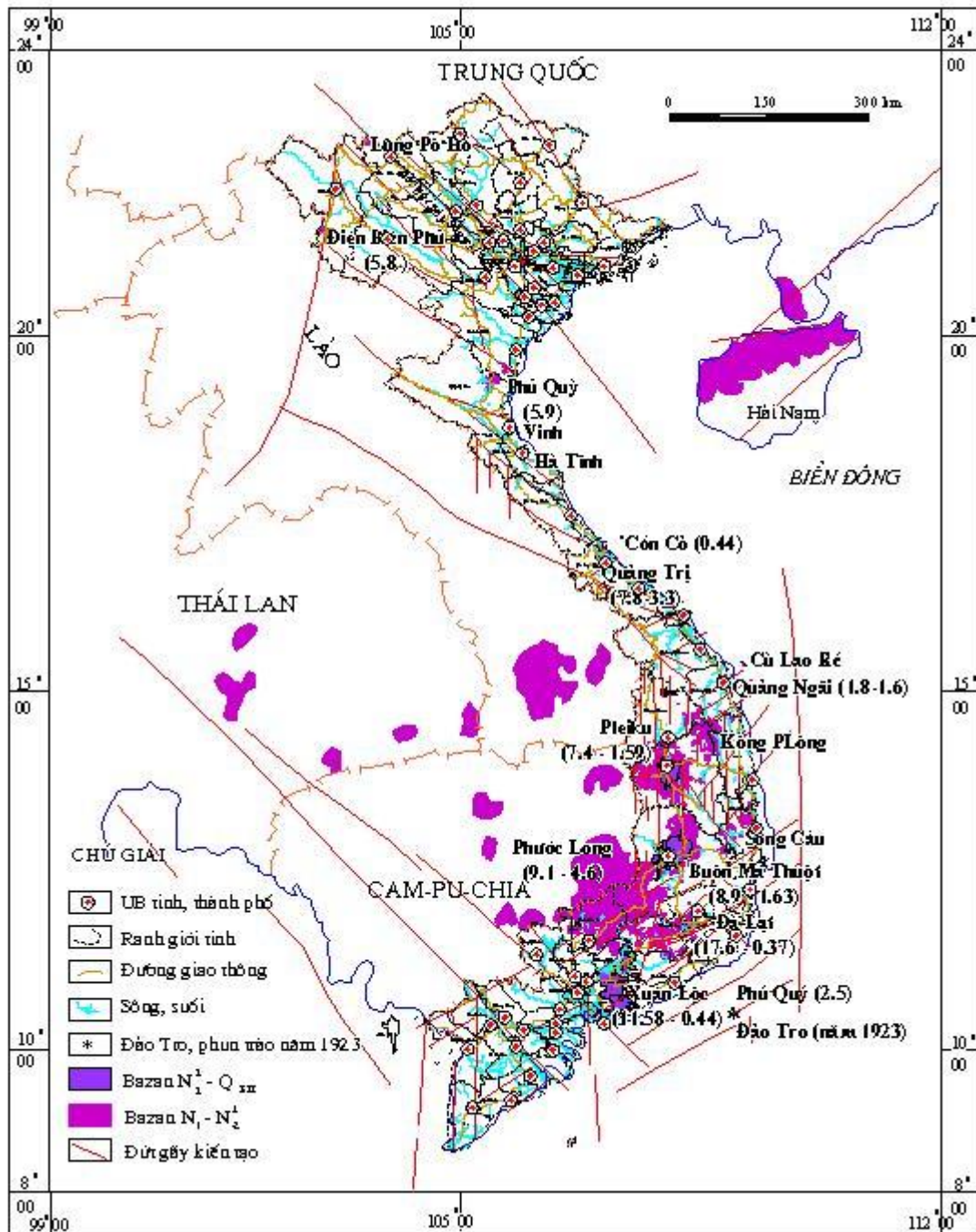
- *Bauxit nguồn gốc trầm tích* (một số bị biến chất): tập trung ở các tỉnh phía Bắc như Hà Giang, Cao Bằng, Lạng Sơn, Bắc Giang, Sơn La và Nghệ An. Tổng trữ lượng ước tính khoảng vài trăm triệu tấn.

- *Bauxit nguồn gốc phong hoá laterit từ đá bazan*: tập trung ở các tỉnh phía Nam như Kon Tum, Đắk Nông, Lâm Đồng, Bình Dương, Phú Yên và Quảng Ngãi. Các mỏ bauxit phong hoá từ đá bazan có trữ lượng và tài nguyên dự báo đạt khoảng 6,7 tỷ tấn.

Bùn đỏ là sản phẩm (chất thải rắn) của quá trình khai thác bauxit và tinh chế alumina. Trên thế giới, đã có nhiều nghiên cứu xử lý bùn đỏ nhằm mục đích loại bỏ một phần hoặc tiêu hủy an toàn và tận dụng thành phần có ích.

Việc nghiên cứu phát triển các sản phẩm chế tạo từ bùn đỏ hết sức quan trọng và cấp bách hiện nay, đáp ứng được cả hai mục tiêu: một là giảm được lượng chất thải của quá trình khai thác, chế biến bauxit; hai là tận dụng chất thải của quá trình khai thác và chế biến quặng, tạo ra một loại vật liệu có khả năng xử lý các ô nhiễm ion kim loại nặng và các chất độc hại khác trong môi trường

nước. Đây là nhu cầu thực tế và bức xúc hiện nay tại các khu kinh tế phát triển trên Tây Nguyên và nhiều địa phương khác như Hà Giang, Cao Bằng, Lạng Sơn và ven biển miền Trung.



Hình 1. Sơ đồ phân bố bazan Kainozoi muộn ở Việt Nam và các vùng lân cận [3].

Trong bài báo này, chúng tôi phát triển ý tưởng tận dụng thành phần có ích của bùn đỏ để tạo ra một loại vật liệu mới có khả năng xử lý ô nhiễm kim loại nặng trong nước thải, thân thiện với môi trường, có khả năng hấp phụ cao, giá thành rẻ, phù hợp với điều kiện Việt Nam. Kết quả nghiên cứu ban đầu sự hấp phụ của vật liệu chế tạo từ bùn đỏ Bảo Lộc, Lâm Đồng với ion kim

loại nặng Pb^{2+} và các thông số hóa lý, hấp phụ đẳng nhiệt khác, đã chỉ ra khả năng sử dụng bùn đỏ để xử lý ô nhiễm nước thải.

Trong quá trình tinh chế alumina, phần quặng không tan trong kiềm được làm lắng, rửa và loại khỏi dây chuyền. Bã thải này có màu đỏ, nên thường được gọi là bùn đỏ.

Pha lỏng của bùn đỏ chứa thành phần nhôm tan trong kiềm và pha rắn chứa các oxit kim loại chủ yếu là: hematit - Fe_2O_3 (30-60%), trihydrat nhôm - Al_2O_3 (10-20%), dioxid silic - SiO_2 (3-50%), oxit natri - Na_2O (2-10%), oxit calci - CaO (2-8%), dioxid titan - TiO_2 (2-50%), cùng một số chất hóa học khác như: nitơ, kali, chrom, thiếc,

Trong quá trình sản xuất alumina, bauxit được nghiền nhỏ. Do đó, bùn thải khi khô là các hạt bụi mịn (60% hạt có $\phi < 1 \mu m$), dễ phát tán vào không khí, gây ô nhiễm môi trường; sự tiếp xúc thường xuyên với bụi này gây ra các bệnh về da và mắt. Pha lỏng của bùn đỏ có tính kiềm gây ăn mòn đối với vật liệu. Khi không được thu gom, cách ly với môi trường, nước này có thể thấm vào đất ảnh hưởng đến cây trồng, xâm nhập vào mạch nước ngầm gây ô nhiễm nguồn nước. Nước thải từ bùn tiếp xúc với da gây tác hại như ăn da, làm mất đi lớp nhon làm da khô ráp, chai cứng, nứt nẻ, đau rát, có thể sưng tấy và loét mủ ở vết rách xước trên da.

Bùn đỏ sinh ra là tất yếu trong quá trình tinh chế alumina. Đây là nguồn thải lớn cần phải quản lý, xử lý triệt để và an toàn.

Bảng 1. Kết quả xác định thành phần nguyên tố của bùn đỏ Bảo Lộc (phương pháp XRF)

Thành phần hóa học	Khối lượng (%)	Thành phần hóa học	Khối lượng (%)
Al_2O_3	27,670	P_2O_5	0,163
Fe_2O_3	36,280	Cr_2O_3	0,120
SiO_2	8,486	CuO	0,015
CaO	0,066	ZnO	0,010
TiO_2	5,389	ZrO_2	0,064
MnO	0,045	SO_3	0,221
K_2O	0,024	MKN	20,330

II. THỰC NGHIỆM

1. Tạo hạt hấp phụ từ bùn đỏ

- Trộn bùn đỏ với các loại phụ gia (như dầu cốc, kaolin, thủy tinh lỏng (Na_2SiO_3) theo tỷ lệ nhất định, thêm lượng nước phù hợp và trộn nhuyễn;

- Dùng máy ép tạo hạt đường kính cỡ 2,5 mm;

- Phơi khô ngoài nắng;

- Nung vật liệu ở các nhiệt độ khác nhau từ 400 đến 900°C.

Mẫu được ngâm và lắc trong dung dịch để thử độ tan rã trong thời gian 120 ngày để có được vật liệu tốt nhất.

2. Xác định dung lượng hấp phụ và % hấp phụ của các hạt vật liệu C1, C3, C5, C6 với ion Pb^{2+}

Trong 4 mẫu không tan trong nước, Bảng 2 cho thấy mẫu C1 có dung lượng và % hấp phụ tốt nhất, đáp ứng được yêu cầu của một vật liệu hấp phụ thực tế. Vì thế chúng tôi chọn mẫu C1 làm hạt nghiên cứu.

Bảng 2. Kết quả xác định khả năng hấp phụ Pb^{2+} của các hạt C1, C3, C5, C6.

STT	Mẫu	Khối lượng (g)	C đầu (mg/l)	C sau (mg/l)	Dung lượng hấp phụ Qe (mg/g)	% hấp
1	C1	1,0126	1279	400	21,70	68,73
2	C3	1,0198	1279	490	19,34	61,69
3	C5	1,0150	1279	610	16,48	52,31
4	C6	1,0160	1279	605	16,58	52,70

3. Đặc trưng cấu trúc của vật liệu hấp phụ C1

Đối với bất kỳ một vật liệu hấp phụ nào, diện tích bề mặt và đường kính xốp là 2 yếu tố quan trọng quyết định khả năng hấp phụ của vật liệu. Chúng tôi tiến hành đo diện tích bề mặt và đường kính lỗ xốp và thu được kết quả diện tích bề mặt theo phương trình BET như sau:

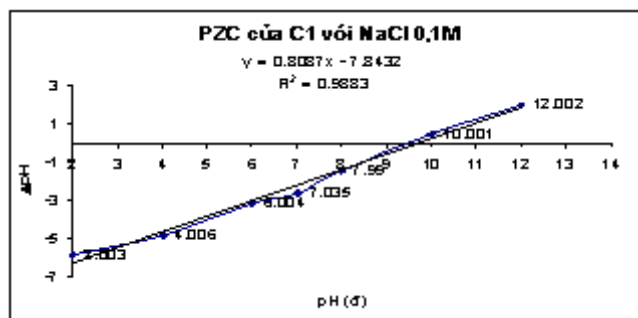
- Diện tích bề mặt BET = 109,55 m²/g;

- Đường kính lỗ xốp = 69,22 Å.

Từ kết quả trên, ta thấy C1 có khả năng hấp phụ rất tốt.

4. Xác định điểm điện tích không của hạt

Kết quả ở Hình 2 cho thấy hệ số tương quan đối với đường cong phụ thuộc của ΔpH vào pHi: R² = 0,9883, chứng tỏ đường thực nghiệm ở đồ thị phù hợp tương đối với lý thuyết, nên ta có thể xác định PZC của C1 dựa vào đồ thị [4]. Qua đồ thị, ta xác định được pH_{PZC} của hạt vật liệu C1 là 9,3-9,7.



Hình 2. Xác định điểm điện tích không của hạt C1 bằng NaCl 0,1M.

5. Ảnh hưởng của môi trường pH đến khả năng loại bỏ Pb²⁺ bằng vật liệu hạt C1

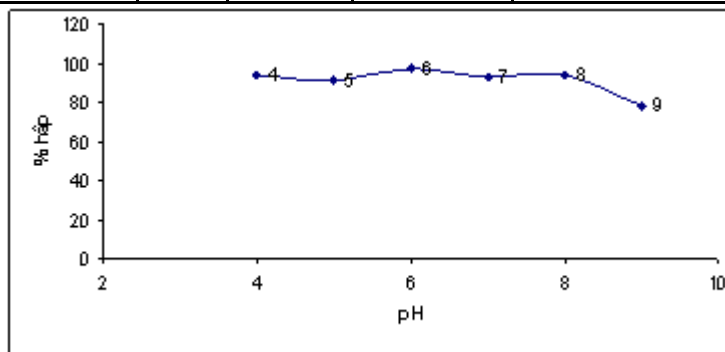
- Môi trường là một trong những yếu tố quan trọng ảnh hưởng tới khả năng loại bỏ Pb²⁺.

- Bảng 3 và Hình 3 trên cho thấy hạt C1 hấp phụ Pb²⁺ tốt trong khoảng pH = 5,5-6,5; khoảng pH này thấp hơn so với PZC của hạt (pH = 9,3).

Bảng 3. Kết quả thí nghiệm xác định ảnh hưởng của pH đến khả năng loại bỏ Pb²⁺ của hạt C1

STT	Mẫu	Khối lượng (g)	pH	Co đầu (mg/l)	Ce sau (mg/l)	Dung lượng hấp phụ Qe (mg/g)	% hấp phụ
1	C1H1	1,0143	4	5,11	0,30	0,119	94,13
2	C1H2	0,9984	5	4,97	0,43	0,114	91,35
3	C1H3	0,9959	6	4,82	0,13	0,118	97,30
4	C1H4	1,0035	7	4,31	0,27	0,101	93,74

5	C1H5	1,0000	8	0,92	0,05	0,022	94,57
6	C1H6	0,9990	9	0,56	0,12	0,011	78,57



Hình 3. Sự phụ thuộc % loại bỏ Pb^{2+} vào pH

- Kết quả tuy ngược với lý thuyết PZC, vì ở pH này hạt C1 sẽ hấp phụ anion tốt hơn, nhưng xét về thực tế khi pH lớn hơn 7 thì ion chì bị kết tủa, nên ở khoảng pH 8, 9, nồng độ đầu Pb^{2+} bị giảm xuống đột ngột. Lượng chì kết tủa sẽ bám lên bề mặt hạt C1 sẽ làm giảm dung lượng hấp phụ và % hấp phụ của C1.

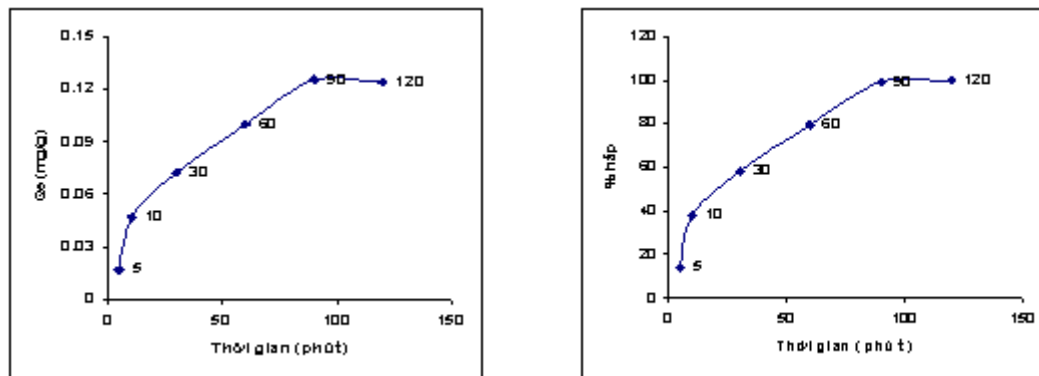
Các kết quả khảo sát ảnh hưởng cho thấy pH tối ưu để xử lý Pb^{2+} là pH = 6.

6. Khả năng loại bỏ Pb^{2+} của hạt vật liệu C1 theo thời gian

Bảng 4 và Hình 4 cho thấy, trong khoảng thời gian từ 5 đến 90 phút Q_e và % hấp phụ của Pb^{2+} tăng, C_e của Pb^{2+} giảm dần rõ rệt, sau 90 phút khả năng loại bỏ Pb^{2+} đạt trạng thái bão hòa, đến 120 phút C_e giảm không đáng kể. Như vậy thời gian tối ưu để xử lý Pb^{2+} là 90 phút.

Bảng 4. Kết quả xác định khả năng loại bỏ Pb^{2+} của hạt C1 theo thời gian

STT	Mẫu	Khối lượng (g)	Thời gian (phút)	Co đầu (mg/l)	Ce sau (mg/l)	Dung lượng hấp phụ Q_e (mg/g)	% hấp phụ
1	C1T1	1,0102	5	5	4,31	0,017	13,80
2	C1T2	1,0151	10	5	3,10	0,047	38,00
3	C1T3	1,0044	30	5	2,09	0,072	58,20
4	C1T4	0,9953	60	5	1,02	0,100	79,60
5	C1T5	0,9907	90	5	0,03	0,125	99,40
6	C1T6	1,0064	120	5	0,01	0,046	99,80



Hình 4. Khả năng loại bỏ Pb^{2+} của hạt C1 theo thời gian

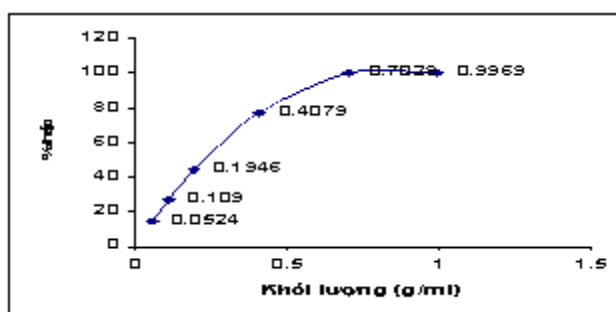
7. Ảnh hưởng của khối lượng C1 dùng để hấp phụ

Bảng 5. Kết quả xác định ảnh hưởng của khối lượng hạt C1 đến khả năng loại bỏ Pb^{2+}

STT	Mẫu	Khối lượng (g)	Co đầu (mg/l)	Ce sau (mg/l)	Dung lượng hấp phụ Qe (mg/g)	% hấp phụ
1	C1M1	0,0524	194,4	165,70	13,931	14,76
2	C1M2	0,1090	194,4	142,00	12,133	26,95
3	C1M3	0,1946	194,4	108,00	11,164	44,44
4	C1M4	0,4079	194,4	44,37	9,226	77,18
5	C1M5	0,7028	194,4	0,41	6,918	99,79
6	C1M6	0,9969	194,4	0,20	4,883	99,90

- (Co, V, pH, T, t) ở điều kiện không đổi, Ce và m biến thiên;
- Do Qe tỉ lệ nghịch với m, khi m tăng, nhưng đồng thời cũng có sự tăng của $(C_o - C_e)$, tuy nhiên sự tăng này vẫn nhỏ hơn sự tăng của m, nên Qe giảm;
- Mặt khác do % hấp phụ phụ thuộc vào Ce nên khi Ce giảm, % hấp phụ sẽ tăng;
- m tăng theo lượng nhất định đến một giá trị max ($C_o = \text{const}$), thì Ce hầu như không giảm nữa; lúc đó % hấp phụ ở trạng thái gần cân bằng, khi m = 0,702 trở đi, % hấp phụ tăng không đáng kể nữa.

Đồ thị kết quả cho thấy hàm lượng C1 tăng lên thì khả năng loại bỏ Pb^{2+} tăng.

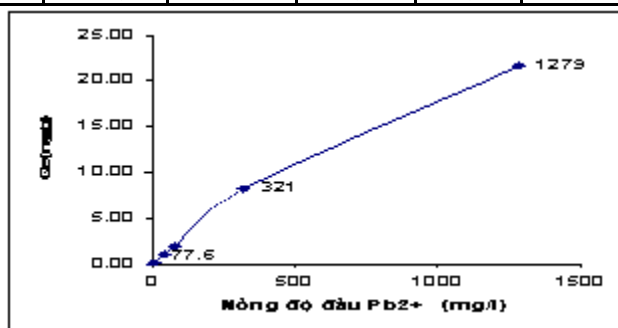


Hình 5: Ảnh hưởng của khối lượng hạt C1 đến khả năng loại Pb^{2+}

8. Khảo sát ảnh hưởng của nồng độ Pb^{2+} trong dung dịch

Bảng 6. Kết quả xác định ảnh hưởng nồng độ Pb^{2+} đến khả năng hấp phụ của hạt C1

STT	Mẫu	Khối lượng (g)	Co đầu (mg/l)	Ce sau (mg/l)	Qe (mg/g)	% hấp phụ	Ce/Qe	Log Ce (mg/l)	Log Qe (mg/g)
1	C16	0,9904	1,12	0,001	0,03	99,91	0,04	-3,00	-1,55
2	C15	0,9951	5,29	0,002	0,13	99,96	0,02	-2,70	-0,88
3	C14	0,9992	41,94	0,050	1,05	99,88	0,05	-1,30	0,02
4	C13	0,9977	77,60	0,100	1,94	99,87	0,05	-1,00	0,29
5	C12	0,9839	321,00	0,450	8,14	99,86	0,06	-0,35	0,91
6	C11	1,0126	1279,00	400,000	21,70	68,73	18,43	2,60	1,34



Hình 6. Dung lượng hấp phụ Pb^{2+} phụ thuộc vào nồng độ.

Như vậy, vật liệu C1 có khả năng xử lý các loại nước thải có hàm lượng chì nhỏ hơn 321 mg/l (gấp 600 TCVN5945:2005, loại B: 0,5 mg/l) và hiệu suất xử lý đạt 99,86%.

9. Khảo sát ảnh hưởng của nhiệt độ

Qua các thí nghiệm trên, chúng tôi thấy hạt C1 có khả năng hấp phụ Pb^{2+} . Để kiểm tra quá trình hấp phụ Pb^{2+} của hạt C1 là thu nhiệt hay tỏa nhiệt, tự xảy ra hay không tự xảy ra, chúng tôi làm thí nghiệm sau đây:

Khảo sát ảnh hưởng của nhiệt độ đến quá trình hấp phụ Pb^{2+} trong điều kiện: nồng độ Pb^{2+} 1279 mg/l; pH = 6, thời gian khuấy 180 phút tại các nhiệt độ 35°C, 45°C. Các giá trị nhiệt động ΔH^0 , ΔS^0 , ΔG^0 được xác định thông qua phương trình sau:

$$K_d = \frac{(C_0 - C_e).V}{C_e.m} \quad (\text{ml/g})$$

$$\Delta G^0 = \Delta H^0 - T\Delta S^0$$

trong đó, K_d : hằng số phân bố; ΔG^0 : biến thiên enthalpy tự do; ΔH^0 : biến thiên enthalpy; ΔS^0 : biến thiên entropi; T: nhiệt độ (°K); $\Delta H^0 = -139,9754$ (kJ/mol); $\Delta S^0 = -0,0018$ (kJ/mol);

Ở 308 K: $\Delta G^0 = -139,9754 - (308.(-0,0018)) = -139,4243$ (kJ/mol); ở 318 K: $\Delta G^0 = -139,9754 - (318.(-0,0018)) = -139,4064$ (kJ/mol).

Giá trị $\Delta H^0 < 0$; $\Delta S^0 < 0$; $\Delta G^0 < 0$ và sự tăng ΔG^0 khi tăng nhiệt độ cho thấy quá trình hấp phụ Pb^{2+} trên C1 là tỏa nhiệt và tự xảy ra.

Trong quá trình hấp phụ, năng lượng tự do bề mặt của hệ giảm, nghĩa là $\Delta G < 0$. Đồng thời độ hỗn độn của hệ giảm (do các tiểu phân của các chất bị hấp phụ trên bề mặt chất hấp phụ được sắp xếp một cách có trật tự) nghĩa là $\Delta S < 0$.

Do đó, từ phương trình năng lượng của công thức GIBBS (thế đẳng áp đẳng tích)

$$\Delta G = \Delta H - T.\Delta S < 0.$$

Từ đó, suy ra: $\Delta H < 0$; nghĩa là quá trình hấp phụ là quá trình tỏa nhiệt. Điều này hoàn toàn phù hợp với kết quả thực nghiệm.

Với Pb^{2+} : $|\Delta H^0| = 139,9754$ (kJ/mol), quá trình hấp phụ của hạt C1 là hấp phụ hóa học [1].

KẾT LUẬN

Với kết quả thu được trong nghiên cứu này, hạt vật liệu chế tạo từ bùn đỏ hứa hẹn sẽ là vật liệu tốt, có khả năng xử lý ô nhiễm kim loại nặng trong nước thải, thân thiện với môi trường, có khả năng hấp phụ cao, giá thành rẻ, phù hợp với điều kiện Việt Nam.

Lời cảm ơn: Công trình này được thực hiện với sự hỗ trợ của Đề tài khoa học công nghệ trọng điểm cấp Nhà nước KC.02.25/06-10.

VĂN LIỆU

1. **Ho Yuh-Shan, 2006.** Isotherms for the Sorption of Lead onto Peat: Comparison of Linear Methods - *Polish Journal of Environmental Studies Vol. 15, No. 1 (2006)*.

2. **Kwon Jang-Soon, 2003.** Geochemical investigation of the removal of aqueous heavy metals (Pb, Zn, Cu, Cd) by scoria from Jeju, Korea. *Master thesis, Korea Univ., Korea*.

3. **Nguyễn Trung Minh, Nguyễn Đức Chuy, Nguyễn Thu Hòa, Lê Quốc Khuê, Cù Sỹ Thắng, Nguyễn Thị Thu, Nguyễn Kim Thường, Nguyễn Trung Kiên, Đoàn Thị Thu Trà, Phạm Tích Xuân, Cù Hoài Nam, 2009.** Kết quả bước đầu xác định điểm điện tích không của bazan Phước Long. *TC Địa chất, A/313 : 47-55. Hà Nội*.

4. **LBR, 2006.** Railsback's some fundamentals of mineralogy and geochemistry. *LBR 8150 point zero charge 05 9/2006*.

5. **Panayotova M.I., 2001.** Kinetics and thermodynamics of copper ions removal from waste water by use of zeolite. *Waste Management, 21 : 671-676*.