

TỐI ƯU HÓA TRÍCH LY PHOSPHORUS TỪ Bùn THẢI NHÀ MÁY XỬ LÝ NƯỚC THẢI ĐÔ THỊ BÌNH HƯNG

VŨ ĐÌNH KHANG, NGUYỄN VĂN PHƯƠNG, NGUYỄN THỊ LAN BÌNH

NGUYỄN THỊ THANH TRÚC, LÊ HÙNG ANH*

*Viện Khoa học Công nghệ và Quản lý Môi trường
Trường Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh*

** Tác giả liên hệ: lehunganh@juh.edu.vn*

DOIs: <https://www.doi.org/10.46242/jstiuh.v72i6.5005>

Tóm tắt. Trích ly photphorus (P) trong bùn thải đã tách nước từ hệ thống xử lý nước thải đô thị là giai đoạn quan trọng nhằm chuyển hóa hợp chất P trong thể rắn thành dạng hòa tan để có thể phân tách và thu hồi dưới dạng sản phẩm sạch. Ngoài ra, tối ưu hóa các điều kiện trích ly rất cần thiết để giảm thiểu đến mức thấp nhất mức độ sử dụng hóa chất và tài nguyên nước trong phát triển quy trình thu hồi P. Nghiên cứu này kết hợp quá trình thí nghiệm thực nghiệm và mô phỏng bằng công cụ thủy hóa Aqion-PRO để xác định các điều kiện trích ly phù hợp nhất nhằm tối ưu trích ly P. Tác nhân trích ly, tỉ lệ pha lỏng-rắn, nồng độ và thời gian tiếp xúc phản ứng được xác định là các điều kiện cần tối ưu hóa. Tỉ lệ pha lỏng-rắn và nồng độ chất trích ly có mối tương quan với nhau đến khả năng trích ly giải phóng P trong bùn. Tại H_2SO_4 1.1M, tỉ lệ pha lỏng-rắn 5 ml g^{-1} và thời gian tiếp xúc 60 phút được xác định mang lại hiệu quả trích ly P tối ưu nhất, khoảng $85 \pm 3\%$.

Từ khóa. Bùn thải, mô phỏng, nước thải đô thị, thu hồi photpho, trích ly

1. GIỚI THIỆU

Photpho (P), một nguyên tố vô cùng quan trọng cho sinh trưởng và phát triển thực vật, đóng vai trò then chốt trong đảm bảo sản xuất và an ninh lương thực toàn cầu. Nó đóng góp quan trọng trong quá trình tổng hợp DNA, RNA và các phân tử truyền năng lượng, là nền tảng cơ bản cho quá trình phát triển cây trồng. Do vậy nó đóng vai trò then chốt trong vấn đề an ninh lương thực toàn cầu.

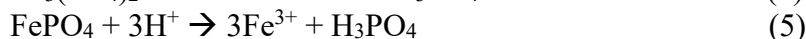
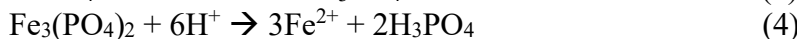
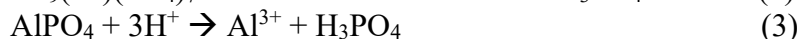
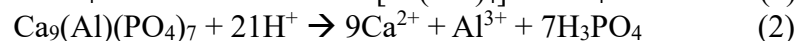
P là một nguyên tố chủ yếu được khai thác từ đá phosphate - một nguồn tài nguyên hữu hạn chứa hàm lượng photpho cao. Dự trữ P được tìm thấy chỉ phân bố chủ yếu tại một số quốc gia, vùng lãnh thổ trên thế giới như Ma-rốc, Trung Quốc, An-giê-ri và Hoa Kỳ, chiếm khoảng 87% trữ lượng toàn cầu [1]. Khi nhu cầu lương thực gia tăng do dân số tăng, tình trạng sẵn có của dự trữ P trở thành mối quan tâm rất lớn của các quốc gia.

Quản lý bền vững nguồn dự trữ đá phosphate là điều cần thiết để ngăn ngừa cạn kiệt tài nguyên P, cũng như hạn chế tác động đến an ninh lương thực trong bối cảnh nhu cầu sản xuất lương thực không ngừng gia tăng trên toàn cầu. Các phương pháp nông nghiệp hiện đại tập trung vào tối ưu hóa sản xuất, sử dụng P hiệu quả, giảm thiểu dòng chảy và ô nhiễm môi trường luôn được quan tâm. Ngoài ra, thu hồi P từ chất thải hữu cơ, phụ phẩm nông nghiệp, công nghiệp cũng mang đến những giải pháp khả thi để bảo vệ và sử dụng tài nguyên này hợp lý hơn.

Thành phố Hồ Chí Minh là đô thị lớn có dân số gần 9.5 triệu người năm 2022 [2]. Năm 2018, lưu lượng nước thải sinh hoạt tại thành phố Hồ Chí Minh vào khoảng 1,337,000 m^3 /ngày. Nhà máy xử lý nước thải đô thị Bình Hưng có công suất lớn nhất thành phố Hồ Chí Minh, khoảng 141,000 m^3 /ngày và có kế hoạch đưa vào hoạt động giai đoạn 2 năm 2023, nâng tổng công suất lên gần 469,000 m^3 /ngày. Tỉ lệ nước thải đô thị được thu gom và xử lý tại thành phố Hồ Chí Minh cao nhất khu vực phía nam Việt Nam, tuy nhiên cũng chỉ khoảng 21.2% [3]. Theo nghiên cứu của Khang và cộng sự cho thấy trữ lượng P trong nước thải sinh hoạt toàn bộ dân cư 19 tỉnh, thành khu vực Nam bộ có thể lên đến 3,800 tấn/năm. Trong đó, trữ lượng P tính theo lưu lượng phát thải nước thải sinh hoạt tại thành phố Hồ Chí Minh năm 2018 lên đến hơn 1,200 tấn/năm [4]. P trong nước thải chủ yếu được loại bỏ thông qua cơ chế loại bỏ sinh khối bùn thải hoặc quá trình hóa lý.

Bùn thải tuy chứa hàm lượng P lớn nhưng không thể sử dụng trực tiếp như phân bón trong nông nghiệp do vẫn còn sự hiện diện của các mầm bệnh, các kim loại như Al, Fe hay thậm chí là các kim loại nặng. Do vậy trữ lượng P từ bùn thải được thu hồi chọn lọc có thể mang lại ý nghĩa lớn về mặt tái sử dụng cũng như hạn chế được các ảnh hưởng của các tạp chất như kim loại nặng và các mầm bệnh khi nó được sử dụng như phân bón.

Giải phóng P trong bùn thải có thể được thực hiện thông qua các phương pháp hóa học, hóa lý hoặc phân hủy sinh học kỵ khí. Tuy phương pháp sinh học rất thân thiện với môi trường nhưng hiệu quả giải phóng P từ bùn thải còn rất hạn chế [5]. Quá trình trích ly P bằng phương pháp hóa ướt là sử dụng các tác nhân lỏng như axit hay bazo hoặc các dung dịch thử nghiệm khác nhằm trích ly giải phóng P trong bùn thải. Trong đó, axit và bazo là 2 tác nhân được nghiên cứu và ứng dụng rộng rãi nhất để hòa tan P [6]. Quá trình trích ly P bằng dung dịch axit hay bazo đều có thể dẫn đến khả năng hòa tan các hợp chất kim loại khác trong bùn. Một số hợp chất kim loại phổ biến thường hay gặp trong bùn thải bao gồm canxi photphat Ca-P, sắt photphat Fe-P, và nhôm photphat Al-P. Quá trình hòa tan các hợp chất của P này bằng phương pháp hóa ướt có thể được thể hiện như các phương trình sau [7, 8]:



Ngoài việc xác định tác nhân có khả năng hòa tan hiệu quả P trong bùn thải thì các điều kiện trích ly cũng đóng vai trò then chốt để đạt được những hiệu quả tối ưu. Đã có nhiều nghiên cứu trích ly P từ tro bùn (sản phẩm từ quá trình nung bùn ở nhiệt độ 550°C trong 5 giờ) [9] bằng phương pháp hóa ướt được công bố và cho thấy hiệu quả trích ly P rất ấn tượng. Nghiên cứu của nhóm tác giả Donatello và cộng sự [10] và nhóm Ottosen cùng cộng sự [11] cho thấy sử dụng H₂SO₄ trích ly P trong tro bùn thải có thể đạt hiệu suất lên đến 100%. Trong khi đó trích ly P từ bùn khô bằng HCl hoặc NaOH cho hiệu quả thấp hơn, tương ứng khoảng 85% và 54% [12]. Mặc dù phương pháp hóa ướt có thể giúp đạt được hiệu quả trích ly P cao nhưng mức độ tiêu thụ hóa chất và năng lượng trích ly có thể là trở ngại lớn làm giảm sự hấp dẫn để có thể ứng dụng giải pháp nghiên cứu vào thực tế [13]. Hiệu quả trích ly P phụ thuộc rất nhiều vào các điều kiện độc lập như liều lượng tác nhân trích ly, tỉ lệ pha lỏng- rắn (LR), thời gian tiếp xúc cũng như thành phần tính chất bùn đầu vào [14]. Trong đó, LR là tỉ lệ giữa thể tích tác nhân trích ly (ml) và khối lượng bùn khô được trích ly (g). Nghiên cứu này với mục đích tối ưu hóa các điều kiện trích ly P thông qua từng bước xác định tác nhân trích ly cũng như các thông số tối ưu, và mối liên hệ giữa chúng đến khả năng giải phóng P. Nghiên cứu không chỉ thực hiện các thí nghiệm thực nghiệm mà còn kết hợp mô phỏng cân bằng hóa học dựa vào chương trình phần mềm thủy hóa Aqion-PRO nhằm đánh giá và củng cố các kết quả nghiên cứu trích ly P từ bùn thải giúp tối ưu hóa các thông số trích ly. Nghiên cứu trích ly P có sự kết hợp thí nghiệm thực nghiệm và mô phỏng thông qua công cụ Aqion- PRO chưa được thực hiện.

2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Chuẩn bị mẫu bùn và phương pháp phân tích

Bùn thải sử dụng trong nghiên cứu này được lấy từ nhà máy xử lý nước thải đô thị tập trung Bình Hưng, thành phố Hồ Chí Minh. Bùn được tách ra chủ yếu từ bể xử lý sinh học thông qua quá trình lắng sinh học. Hỗn hợp bùn lỏng sau đó được tách nước thông qua thiết bị tách nước trục vít và được sử dụng cho nghiên cứu. Độ ẩm của mẫu bùn được xác định bằng thiết bị đo ẩm chuyên dụng (MA150, Sartorius, Đức). Quy trình xác định độ ẩm này được tiến hành bằng cách sấy khô một lượng khoảng 40 gram bùn sau tách nước. Máy đo độ ẩm này kết hợp chức năng cân phân tích với

ơ chế sấy hồng ngoại, đạt được độ chính xác đến 0.001 gram để xác định độ ẩm. Tiếp theo, bùn được định hình theo dạng sợi “sludge spaghetti” nhằm tăng hiệu suất sấy khô [15] đến khối lượng ổn định ở nhiệt độ 105°C bằng thiết bị sấy hoàn lưu cưỡng bức (Memmert, Đức). Trong nghiên cứu này, sau khi được sấy khô, bùn được nghiền mịn và sử dụng cho các thí nghiệm.

Thành phần P trong bùn đầu vào được xác định thông qua phương pháp phá mẫu đã được phát triển thông qua dự án có tên “Horizontal” do liên minh Châu Âu tài trợ [16]. Dự án này được Liên minh Châu Âu tài trợ nhằm mục đích xây dựng phương pháp tiêu chuẩn trong phân tích thành phần chất trong bùn thải, đất và các chất rắn sinh học đã qua xử lý. Ngoài ra, các thành phần photpho vô cơ (IP) và photpho hữu cơ (OP) cũng được xác định dựa trên phương pháp được kiểm chứng từ chương trình Tiêu chuẩn đo lường thử nghiệm (SMT) [17] được Ủy ban Châu Âu đề xuất. Hỗn hợp đậm đặc HNO₃ 65% và HCl 37% được sử dụng để hình thành môi trường hỗn hợp nước cường toan phá vỡ các liên kết cấu trúc của phân tử trong bùn ở nhiệt độ 100°C trong 2 giờ. Hỗn hợp sau khi phá mẫu được phân tách lỏng-rắn bằng thiết bị xylanh lọc sử dụng màng lọc có đường kính 25mm và kích thước lỗ rỗng lọc 0.45micromet (SYRINGE, Finetech, Đà Loan). Dung dịch lỏng thu được được pha loãng bằng dung dịch HNO₃ 5% để phân tích xác định nồng độ P, các kim loại như Fe, Ca, Al, Mg và cả các kim loại nặng như Cr, Pb, Cu bằng máy quang phổ phát xạ plasma kết hợp (ICP-OES) (SPECTRO BLUE TM, Spectro, Đức). Tính chất và thành phần chất trong bùn khô được thể hiện trong bảng 1. Hàm lượng P và các kim loại trong các thí nghiệm cũng được xác định bằng phương pháp phân tích trên thiết bị ICP-OES.

Thành phần chất trong mẫu bùn khô được tính toán theo công thức

$$\%Wt = \frac{\text{khối lượng chất (mg)}}{\text{khối lượng bùn khô (mg)}} * 100 \quad (6)$$

Bảng 1: Thành phần bùn từ nhà máy xử lý nước thải đô thị Bình Hưng

Thành phần	Đơn vị đo	Giá trị
Độ ẩm (bùn sau ép nước)	%	85
TP	g kg ⁻¹ bùn khô	15.4
OP	g kg ⁻¹ bùn khô	3.7
IP	g kg ⁻¹ bùn khô	11.7
Fe	g kg ⁻¹ bùn khô	13
Al	g kg ⁻¹ bùn khô	8.8
Ca	g kg ⁻¹ bùn khô	22
Mg	g kg ⁻¹ bùn khô	10.1
Cr	g kg ⁻¹ bùn khô	0.54
Pb	g kg ⁻¹ bùn khô	0.12
Cu	g kg ⁻¹ bùn khô	0.40

2.2. Mô phỏng tối ưu hóa bằng công cụ thủy hóa Aqion-PRO

Aqion-PRO [18] là phần mềm thủy hóa được lập trình dựa trên nền tảng ngôn ngữ lập trình C++. Nó là cầu nối giải quyết các hạn chế từ các phần mềm khoa học như Phreeqc [19] với đơn thuần tính toán xoay quanh các thông số động lực học trong hóa học như logK, cường độ ion, chỉ số bão hòa (SI) hoặc phản ứng chuyển pha. Các dạng hợp chất thành sản phẩm đầu ra được chuyển đổi đơn giản thường gặp như nồng độ mol, khối lượng, độ kiềm, độ cứng, khả năng đệm, độ dẫn điện và cả pH cân bằng, sản phẩm kết tủa. Nghiên cứu này ứng dụng phần mềm thủy hóa Aqion-PRO có bản quyền để thực hiện các tính toán mô phỏng các quá trình hóa học (chủ yếu đối với các phản ứng vô cơ) xảy ra nhằm tối ưu hóa các điều kiện trích ly và giảm thiểu thực hiện các thí nghiệm không cần thiết. Ngoài ra kết quả từ mô phỏng cũng là cơ sở đối chứng và củng cố các kết quả nghiên cứu từ thực nghiệm. Dữ liệu đầu vào tính toán mô phỏng là tổng hàm lượng P cũng như một số kim loại như Fe, Al, Ca, các kim loại nặng có trong bùn sử dụng trong nghiên cứu này. Các

dữ liệu này cùng với các biến khảo sát như loại hóa chất dùng trích ly, nồng độ chất trích ly hay LR sẽ được khai báo phù hợp với từng mục tiêu mô phỏng. Thông số thành phần bùn đầu vào tương ứng với các LR khác nhau sử dụng để thực hiện tính toán thủy hóa trên Aqion-PRO được thể hiện chi tiết trong bảng Phụ lục.

2.3. Phương pháp phân tích phương sai

Cùng với kết quả từ nghiên cứu thông qua thí nghiệm và mô phỏng, phương pháp thống kê phân tích phương sai (ANOVA) được sử dụng trong nghiên cứu này để đánh giá các mối liên hệ giữa các biến độc lập (điều kiện trích ly) và hiệu quả trích ly giải phóng P cũng như các kim loại. Phương pháp ANOVA đơn biến và đa biến được sử dụng nhằm đánh giá các mối liên hệ giữa các biến độc lập (LR, nồng độ) đến biến phụ thuộc (hiệu suất trích ly). Ngoài ra, phương pháp Tukey trong phân tích phương sai cũng được sử dụng để so sánh trung bình, tìm sự khác biệt có tính thống kê giữa các cặp nhóm.

2.4. Quy trình thực hiện nghiên cứu trích ly phosphorus

Trích ly P trong bùn sinh học được thực hiện bằng phương pháp hóa ướt, bao gồm trích ly trong môi trường axit và cả môi trường có tính kiềm cao. Các hóa chất HCl, H₂SO₄, HNO₃ và NaOH (Duksan, Korea) được sử dụng để chuẩn bị môi trường trích ly P. Để sàng lọc loại hóa chất phù hợp cho quá trình trích ly P, mỗi 1g bùn khô mịn được sử dụng cho vào tương ứng vào 20ml dung dịch HCl 1N, HNO₃ 1N, H₂SO₄ 1N và NaOH 1N để hòa tan P ở điều kiện được đảo trộn bằng máy lắc (GFL 3015, Đức), nhiệt độ phòng thí nghiệm trong thời gian 2 giờ. Hỗn hợp sau trích ly được phân tách pha lỏng-rắn thông qua 2 bước bằng cách sử dụng máy ly tâm (DM0636, DLAB, Trung Quốc) và tiếp đó lọc qua màng lọc có đường kính lỗ lọc 1µm nhằm loại bỏ hoàn toàn chất rắn không tan. Dung dịch thu được sau trích ly được phân tích hàm lượng P cũng như các kim loại bằng thiết bị ICP-OES. Loại hóa chất sau quá trình sàng lọc cơ bản sẽ được sử dụng để thực hiện các nghiên cứu tiếp theo. Tỷ lệ pha LR được điều chỉnh thay đổi từ 3 đến 25 và nồng độ mol (M) chất trích ly được điều chỉnh từ 0.1 đến 2 mol L⁻¹, trích ly trong 120 phút ở nhiệt độ môi trường phòng thí nghiệm. Tổng hợp thông số quy trình thực hiện được thể hiện như trong bảng 2. Sau khi xác định được các điều kiện tối ưu về nồng độ và LR, thời gian thực hiện trích ly được khảo sát từ 30 đến 240 phút với mỗi bước điều chỉnh liên kế cách nhau 30 phút.

Bảng 2: Ma trận mô tả thí nghiệm ảnh hưởng của LR và nồng độ tác nhân trích ly P

LR	Nồng độ Axit/bazo, (mol L ⁻¹)															
	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	2.0
3	t03.01	t03.02	t03.03	t03.04	t03.05	t03.06	t03.07	t03.08	t03.09	t03.10	t03.11	t03.12	t03.13	t03.14	t03.15	t03.20
5	t05.01	t05.02	t05.03	t05.04	t05.05	t05.06	t05.07	t05.08	t05.09	t05.10	t05.11	t05.12	t05.13	t05.14	t05.15	t05.20
7	T07.01	t07.02	t07.03	t07.04	t07.05	t07.06	t07.07	t07.08	t07.09	t07.10	t07.11	t07.12	t07.13	t07.14	t07.15	t07.20
9	T09.01	t09.02	t09.03	t09.04	t09.05	t09.06	t09.07	t09.08	t09.09	t09.10	t09.11	t09.12	t09.13	t09.14	t09.15	t09.20
11	t11.01	t11.02	t11.03	t11.04	t11.05	t11.06	t11.07	t11.08	t11.09	t11.10	t11.11	t11.12	t11.13	t11.14	t11.15	t11.20
13	t13.01	t13.02	t13.03	t13.04	t13.05	t13.06	t13.07	t13.08	t13.09	t13.10	t13.11	t13.12	t13.13	t13.14	t13.15	t13.20
15	t15.01	t15.02	t15.03	t15.04	t15.05	t15.06	t15.07	t15.08	t15.09	t15.10	t15.11	t15.12	t15.13	t15.14	t15.15	t15.20
17	t17.01	t17.02	t17.03	t17.04	t17.05	t17.06	t17.07	t17.08	t17.09	t17.10	t17.11	t17.12	t17.13	t17.14	t17.15	t17.20
19	t19.01	t19.02	t19.03	t19.04	t19.05	t19.06	t19.07	t19.08	t19.09	t19.10	t19.11	t19.12	t19.13	t19.14	t19.15	t19.20
21	t21.01	t21.02	t21.03	t21.04	t21.05	t21.06	t21.07	t21.08	t21.09	t21.10	t21.11	t21.12	t21.13	t21.14	t21.15	t21.20
23	t23.01	t23.02	t23.03	t23.04	t23.05	t23.06	t23.07	t23.08	t23.09	t23.10	t23.11	t23.12	t23.13	t23.14	t23.15	t23.20
25	t25.01	t25.02	t25.03	t25.04	t25.05	t25.06	t25.07	t25.08	t25.09	t25.10	t25.11	t25.12	t25.13	t25.14	t25.15	t25.20

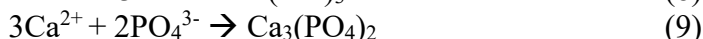
Hiệu quả trích ly được tính dựa trên tỉ lệ giữa khối lượng chất hòa tan thu được và khối lượng chất đó có trong mẫu để trích ly, được thể hiện qua phương trình 7 sau:

$$E_{\%} = \frac{\text{khối lượng chất hòa tan thu được (mg)}}{\text{khối lượng chất trong mẫu bùn (mg)}} \times 100 \quad (7)$$

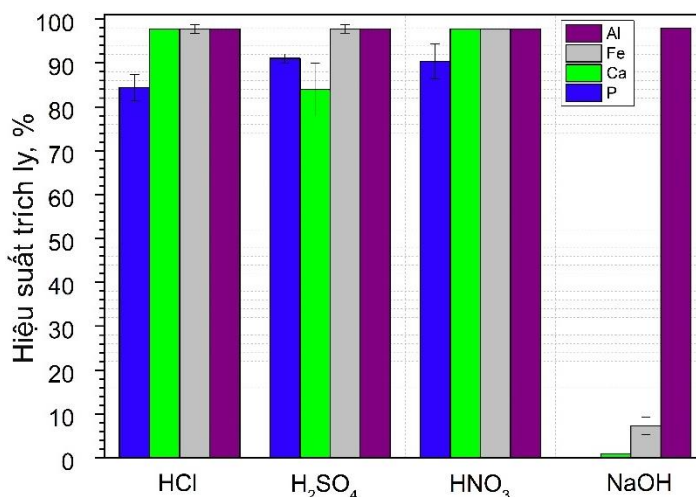
3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Khảo sát trích ly trong môi trường kiềm và axit

Trích ly bùn tại LR = 20 ml g⁻¹ trong 120 phút bằng HCl 1N, HNO₃ 1N, H₂SO₄ 1N và NaOH 1N cho thấy sự khác biệt đáng kể về hiệu quả trích ly P cũng như một số kim loại giữa môi trường có tính axit và tính kiềm cao. Hình 1 thể hiện hiệu quả trích ly P và các kim loại Al, Fe và Ca của các tác nhân khác nhau. Hiệu quả trích ly P bằng các axit được ghi nhận đạt trong khoảng từ 86 đến 92%, trong khi đó P hòa tan trong dung dịch sau trích ly bằng NaOH không được ghi nhận. Tương tự như P, hàm lượng Fe và Ca hòa tan trong dung dịch sau trích ly bằng NaOH cũng thấp hơn rất nhiều so với dung dịch trích ly bằng các loại axit. Sự hình thành các hợp chất khoáng kết tủa của Ca-P hoặc các kết tủa của sắt hydroxide trong điều kiện môi trường kiềm có thể là nguyên nhân làm giảm hàm lượng P, Ca và cả Fe được giải phóng trong dung dịch trích ly.

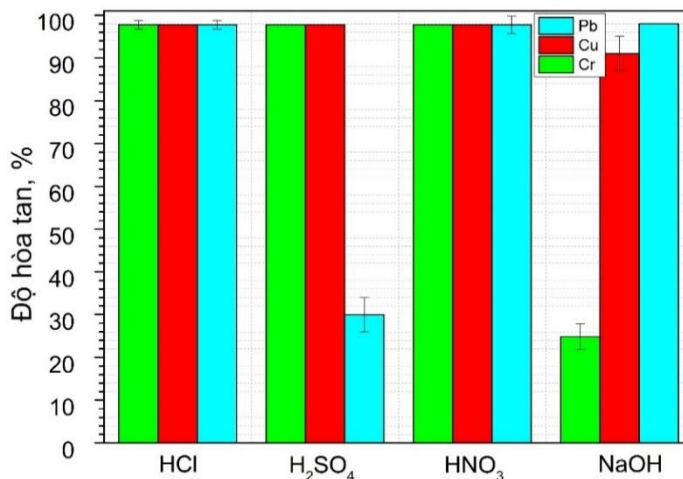


Môi trường kiềm hay môi trường axit cho thấy không có sự khác biệt nhiều đến hiệu quả trích ly, hòa tan Al trong bùn. Gần 100% hàm lượng Al trong bùn hòa tan trong dung dịch trích ly HCl 1N, HNO₃ 1N, H₂SO₄ 1N và NaOH 1N. Kết quả nghiên cứu này có sự tương đồng với công bố trong nghiên cứu của Sano và đồng nghiệp (2012) [20] và của nhóm tác giả Schaum và đồng nghiệp (2007) [21]. Các nghiên cứu này cho rằng các hợp chất Al-P đều có thể hòa tan trong cả môi trường axit và kiềm ở các mức độ khác nhau.



Hình 1: Hiệu quả trích ly P và các kim loại Al, Fe và Ca trong các môi trường khác nhau

Khả năng hòa tan kim loại nặng trong bùn của các tác nhân ảnh hưởng trực tiếp đến giải pháp quy trình thu hồi P trong dung dịch trích ly, do vậy dung dịch trích ly ít hòa tan kim loại nặng được xem là có ưu điểm hơn. Hình 2 cho thấy khả năng hòa tan kim loại nặng trong bùn bởi các dung dịch trích ly khác nhau. Hàm lượng Cu và Cr hòa tan trong dung dịch sau trích ly bằng HCl, H₂SO₄ và HNO₃ được ghi nhận tương đương với lượng có trong mẫu bùn. Dung dịch NaOH cho thấy khả năng hòa tan các kim loại nặng như Cu, Cr thấp hơn so với các dung dịch trích có tính axit. Pb là kim loại nặng có hiệu quả hòa tan trong dung dịch H₂SO₄ thấp nhất, khoảng 30%.



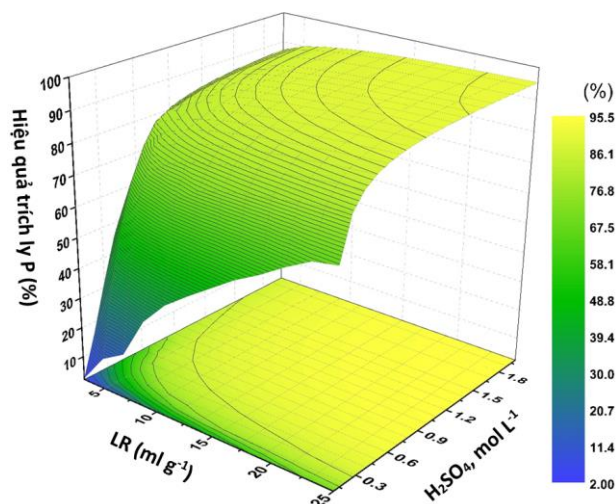
Hình 2: Khả năng hòa tan các kim loại nặng trong bùn tại các môi trường khác nhau

Dung dịch NaOH cho thấy khả năng hòa tan rất thấp các hợp chất kim loại nặng trong bùn, đây là lợi thế khi tính đến mức độ sạch của dung dịch trích ly P nhằm mục đích thu hồi. Tuy nhiên, hiệu quả trích ly P của dung dịch NaOH lại rất thấp nên không có tính khả thi. Trích ly P trong môi trường H₂SO₄ và HNO₃ cho thấy hiệu quả hòa tan P tương đương nhau, khoảng 90%. So sánh về hiệu quả chi phí trích ly P từ bùn thải cho thấy sử dụng dung dịch H₂SO₄ có ưu điểm lớn để lựa chọn do giá thành thấp hơn rất nhiều so với sử dụng HNO₃ [22]. H₂SO₄ được chọn là dung dịch trích ly phù hợp nhất để hòa tan P từ bùn thải hệ thống xử lý nước thải đô thị cho mục đích thu hồi.

3.2. Vai trò của nồng độ axit và tỉ lệ pha trong trích ly P và các kim loại

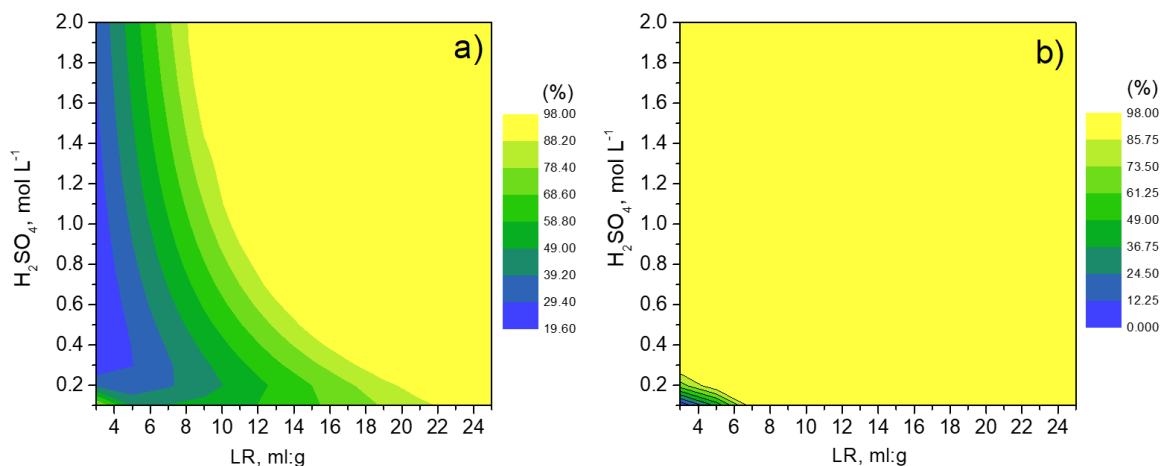
Các phản ứng hóa học có thể xảy ra giữa các hợp chất P trong bùn với H₂SO₄ được thể hiện như trong các phương trình (2) đến phương trình (5). Cân bằng phản ứng hóa học của các phương trình này cho thấy để có thể trích ly hoàn toàn P trong các hợp chất thì tỉ lệ mol giữa H⁺ và P phải tối thiểu 3. Đây là tỉ lệ tối thiểu cần thiết để trích ly hoàn toàn P trong bùn. Trong thành phần của bùn từ hệ thống xử lý nước thải còn chứa các thành phần hợp chất có khả năng phản ứng với H⁺ trong dung dịch trích ly như các hợp chất CaO, MgO, FeO, do vậy hàm lượng H₂SO₄ cần để trích ly hoàn toàn P trong bùn lớn hơn so với các tính toán cân bằng thông thường. Liều lượng axit H₂SO₄ được sử dụng có vai trò rất quan trọng đến khả năng trích ly P trong bùn. Hình 3 cho thấy có sự liên hệ giữa lượng axit được sử dụng thông qua thay đổi nồng độ H₂SO₄ cũng như LR đến hiệu quả trích ly P ở nhiệt độ phòng. Nồng độ H₂SO₄ tăng cho thấy hiệu quả trích P tăng lên đáng kể. Tại LR = 5, hiệu quả trích ly P có thể đạt trên 50% từ H₂SO₄ 0.1M. Trong khi đó, hiệu quả trích ly P chỉ có thể đạt trên 50% từ các LR 17, 8, 5 và 4 tại các nồng độ H₂SO₄ tương ứng là 0.1M, 0.2M, 0.3M và 0.4M. Tại LR = 9 và H₂SO₄ 1M cho thấy hiệu quả trích P có thể đạt 90%, tuy nhiên hiệu suất trích P cũng có thể đạt khoảng 90% tại H₂SO₄ 0.5M, LR = 19. Tương tự, các kết quả trích ly cho thấy có mối quan hệ giữa nồng độ H₂SO₄ và LR đến hiệu quả trích ly P.

Kết quả phân tích phương sai 2 biến (ANOVA2way) cho thấy có mối quan hệ của yếu tố nồng độ H₂SO₄ và LR đến hiệu quả trích ly P ($p\text{-value} = 2.1 \cdot 10^{-6}$). Phân tích độc lập các biến cũng cho thấy có sự khác biệt mang ý nghĩa thống kê về hiệu quả trích ly P khi thay đổi LR và nồng độ ($\alpha = 0.05 > p\text{-value}$ tương ứng là $2.33 \cdot 10^{-15}$ và $1.4 \cdot 10^{-16}$). P có thể đạt hiệu suất trích ly cao trong mối quan hệ giữa nồng độ và LR, điều này cho thấy điều kiện trích ly P hiệu quả cao có nhiều lựa chọn khác nhau. Do vậy, cần phải xem xét thêm các yếu tố khác trong đó bao gồm mức độ sử dụng hóa chất (H₂SO₄) trích ly, khả năng lọc phân tách pha lỏng rắn sau trích ly và mức độ nhiễm các tạp chất không mong đợi (các kim loại, kim loại nặng) trong dung dịch thu được sau trích ly là rất cần thiết.



Hình 3: Mối tương quan giữa nồng độ H₂SO₄ và tỉ lệ pha đến hiệu quả trích ly P

Mối liên hệ giữa nồng độ và LR đến hiệu suất trích ly các kim loại Ca, Al được thể hiện tương ứng tại các hình 4a và 4b. Tại các LR từ 3 đến 13, trong khoảng nồng độ H₂SO₄ từ 0.1 đến 0.3 cho thấy có sự khác hiệu quả trích ly Ca thay đổi theo xu hướng giảm dần. Khoáng gypsum (CaSO₄.H₂O) có thể hình thành trong quá trình sử dụng H₂SO₄ trích ly P trong bùn chứa Ca. Các ion Ca hòa tan trong dung dịch trích ly phản ứng với SO₄²⁻ trong dung dịch H₂SO₄ hình thành khoáng kết tủa gypsum có thể là nguyên nhân làm giảm hàm lượng ion Ca²⁺ hòa tan dẫn đến hiệu suất hòa trích ly Ca giảm. Nghiên cứu của Ottosen và cộng sự (2013) và Donatello cùng cộng sự (2010) sử dụng axit sunfuric trích ly P trong tro bùn cũng ghi nhận sự hình thành của khoáng gypsum trong tro bùn dư sau quá trình trích ly [22, 23]. Lượng gypsum hình thành này có khả năng làm tăng thể tích của tro bùn thải và gây tác động tiêu cực đến quy trình thu hồi P do cần phải xử lý thêm lượng chất thải phát sinh. Gypsum được sinh ra cũng có thể được sử dụng như 1 loại nguyên liệu nhẹ ứng dụng trong xây dựng, có thể thay thế hoặc phối trộn với xi măng [24].

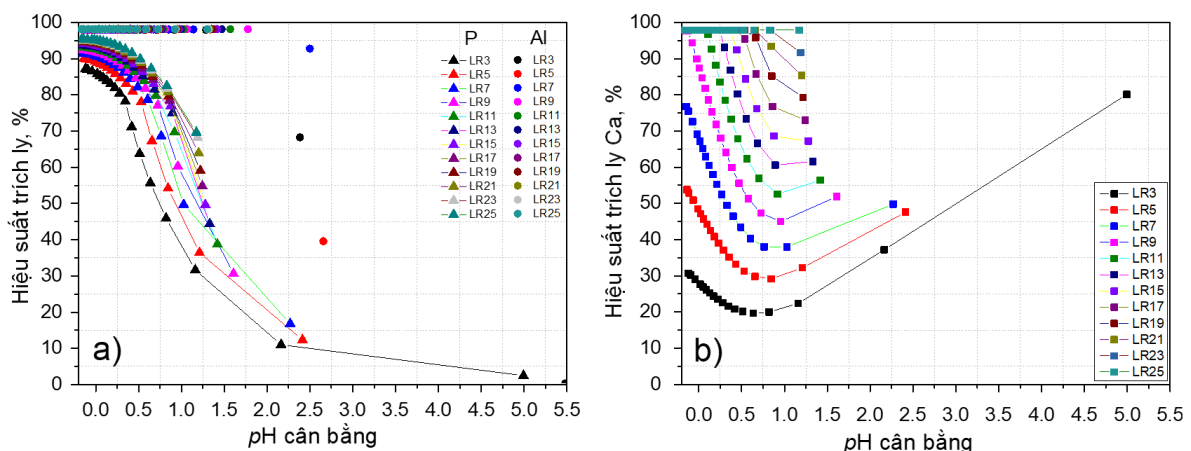


Hình 4: Mối tương quan giữa nồng độ H₂SO₄ và LR đến hiệu quả trích ly Ca (a) và Al (b)

Kết quả nghiên cứu cũng cho thấy khi tăng LR = 14 đến 25 tại bất kỳ nồng độ được khảo sát nào hoặc LR = từ 3 đến 13 tại các nồng độ lớn hơn 0.3M lại cho thấy xu hướng tăng hiệu quả trích ly Ca. Nồng độ H₂SO₄ hay LR điều chỉnh tăng đều làm tăng hàm lượng H⁺ trong dung dịch trích ly, điều này dẫn đến khả năng hòa tan trở tại các khoáng gypsum trong môi trường có tính axit mạnh hơn.

Hình 4b cho thấy khả năng trích ly nhôm tại các nồng độ axit khác nhau tương ứng với LR được nghiên cứu từ 3 đến 25. Hầu hết các hợp chất của Al trong bùn được ghi nhận hòa tan gần như hoàn toàn trong điều kiện trích ly tại LR lớn hơn 7 tại bất kỳ nồng độ axit nào được khảo sát.

Bùn thải từ hệ thống xử lý nước thải đô thị ngoài chứa nguyên tố P, nó còn bao gồm các hợp chất khác. Nồng độ hay hàm lượng H_2SO_4 được sử dụng để đạt hiệu quả trích ly không phải hệ số áp dụng chung cho tất cả các loại bùn. Hình 5 cho thấy mối tương quan giữa pH cân bằng của dung dịch sau trích ly đến khả năng giải phóng P và các kim loại như Al và Ca. Xu hướng hiệu quả trích ly P (hình 5a) và Ca (hình 5b) cho thấy giữa LR và nồng độ H_2SO_4 có mối tương quan với nhau. Trong nghiên cứu này, chỉ số pH cân bằng của dung dịch sau trích ly được sử dụng như mẫu số chung để phản ánh mức độ giải phóng P và các kim loại trong bùn. Hiệu quả trích ly P có thể đạt >90% tại các pH cân bằng nhỏ hơn 0.5, đồng nghĩa với tại các môi trường trích ly có hàm lượng $[H^+]$ cao. Al hầu như được hòa tan hoàn toàn tại các pH cân bằng nhỏ hơn 1.5 (hình 5a).

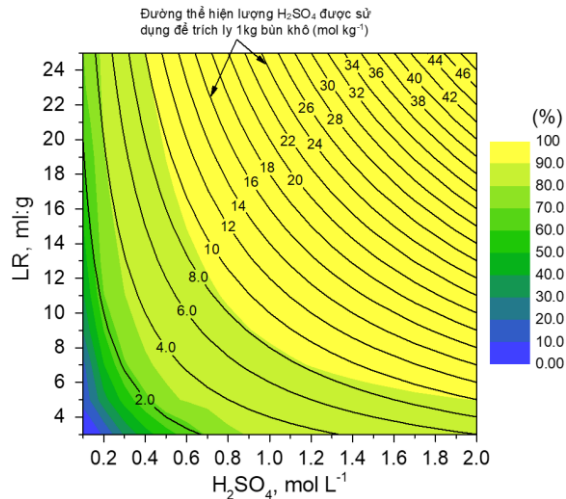


Hình 5: Mối tương quan giữa pH cân bằng trong dung dịch sau trích ly và hiệu quả trích ly P, Al (a) và Ca (b) tại các LR khác nhau

Sử dụng phương pháp trích ly bằng H_2SO_4 không chỉ hòa tan giải phóng P mà còn hòa tan các kim loại tạp chất không mong muốn ví dụ như Al, Ca và Fe. Do vậy, thông số điều kiện trích ly mang lại hiệu quả hòa tan P cao cùng với hàm lượng các kim loại hòa tan trong dung dịch sau trích ly thấp là ưu tiên lựa chọn trong phát triển quy trình thu hồi P. Ngoài ra, mức độ tiêu thụ H_2SO_4 trong quá trình trích ly P cũng ảnh hưởng rất lớn đến tính khả thi ứng dụng vào thực tế. Chính vì thế, trong nghiên cứu này ngoài đánh giá các hiệu quả trích ly giải phóng P và một số kim loại chính trong bùn từ thực nghiệm thì hàm lượng H_2SO_4 tiêu thụ tương ứng với hiệu quả trích ly thu được thông qua mô phỏng trên phần mềm Aqion-PRO cũng được thực hiện. Nội dung trong hình 6 là kết quả mô phỏng thể hiện mối liên hệ giữa lượng H_2SO_4 (mol) được sử dụng trích ly mỗi kg bùn khô và hiệu quả trích ly P tương ứng có thể đạt được. Kết quả mô phỏng cho thấy hiệu quả trích ly P có thể >90% khi tỉ lệ $mol_{H_2SO_4} : kg_{bùn} \geq 8$. Trong khoảng tỉ lệ từ 4 đến 8 cho thấy hiệu quả trích ly có thể đạt từ 80-90%. Tại LR = 3 ml g^{-1} và H_2SO_4 1.9M (tương ứng 5.7mol H_2SO_4/kg bùn khô) có thể mang lại hiệu quả trích ly P đạt 87%. Hiệu quả trích ly P cũng đạt tương đương 87% tại điều kiện LR = 5 ml g^{-1} và H_2SO_4 1.1M (tương ứng với 5.5 mol H_2SO_4/kg bùn khô). Như vậy so sánh giữa nhóm sử dụng lượng H_2SO_4 cao ($\geq 8mol/kg$ bùn khô) và nhóm từ 4-8 mol/kg bùn khô cho thấy hiệu quả trích ly P không có sự khác biệt lớn, trong khi đó mức độ tiêu thụ hóa chất trích ly là rất khác biệt. LR trong trích ly P ảnh hưởng trực tiếp đến mức độ sử dụng tài nguyên nước đầu vào, LR càng thấp thì nhu cầu sử dụng nước càng ít. Điều này mang đến cơ hội tiết kiệm chi phí tài nguyên nước. Tuy nhiên để đạt được hiệu suất trích ly tương đương thì hàm lượng H_2SO_4 sử dụng cần lớn hơn, dẫn đến dung dịch sau trích ly có tính axit mạnh, điều này đòi hỏi các phải pháp và vật liệu sử dụng để phân tách pha lỏng rắn phức tạp và đắt hơn. Ngoài ra, trích ly P

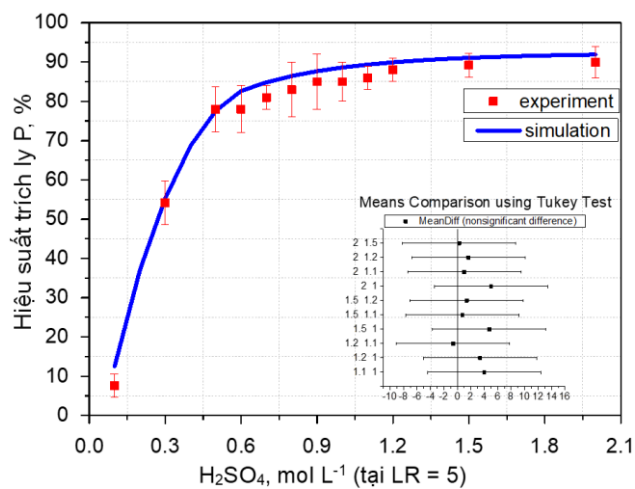
tại các LR thấp sẽ hạn chế khả năng lọc phân tách pha lỏng -rắn sau trích ly do sự hình thành khoáng kết tủa gypsum làm tăng thể tích chất rắn dạng sệt không tan [23, 24], đồng thời làm tăng tỉ lệ thất thoát P.

Kết hợp kết quả từ thực nghiệm và mô phỏng bằng công cụ Aqion-PRO cho thấy điều kiện phù hợp để trích ly P cho mục đích thu hồi nên được thực hiện tại $LR = 5 \text{ ml g}^{-1}$ và $\text{H}_2\text{SO}_4 \text{ 1.1M}$.



Hình 6: Mô phỏng quan hệ giữa lượng H_2SO_4 sử dụng cho mỗi kg bùn khô và hiệu quả trích ly P bằng công cụ Aqion-PRO

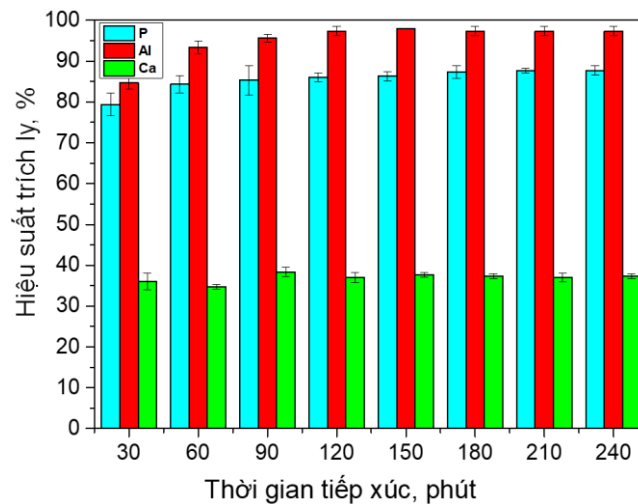
Khả năng trích ly P từ mô phỏng và thực nghiệm tại $LR = 5$ trong thời gian 120 phút được thể hiện trong đồ thị hình 7. Nồng độ H_2SO_4 tăng từ 0.1 mol L^{-1} đến 0.5 mol L^{-1} cho thấy xu hướng tăng mạnh hiệu quả trích ly P, tăng từ khoảng 7% lên 76%. Tuy nhiên khi tiếp tục tăng nồng độ H_2SO_4 , tốc độ tăng hiệu suất trích ly P có xu hướng tăng chậm lại, thay đổi tăng trong khoảng từ 76% đến 82%. Hiệu quả trích ly P có thể đạt đến khoảng gần 90% từ nồng độ $\text{H}_2\text{SO}_4 \text{ 1.1M}$. Việc tăng nồng độ H_2SO_4 hơn 1.1M không có thấy có sự khác biệt đáng kể nào đến xu hướng tăng hiệu quả trích ly P, điều này thể hiện từ kết quả phân tích so sánh hiệu quả trích ly trung bình đối với các cặp nồng độ từ 1.1M đến 2M theo phương pháp Tukey (như trong hình 7). So sánh kết quả cho thấy xu hướng hiệu quả trích ly giải phóng P từ mô phỏng bằng công cụ Aqion-PRO và thực nghiệm khá tương đồng nhau.



Hình 7: Hiệu quả trích ly P tại các điều kiện trích ly tối ưu từ thí nghiệm và mô phỏng

3.3. Ảnh hưởng của thời gian tiếp xúc trích ly

Đánh giá khả năng trích ly P trên chương trình Aqion-PRO không thể thực hiện theo thời gian tiếp xúc phản ứng thực. Do vậy, trong nghiên cứu này khảo sát ảnh hưởng của thời gian tiếp xúc trích ly được thực hiện tại các điều kiện LR 5 ml g⁻¹ và nồng độ tối ưu H₂SO₄ 1.1M đã được xác định, trong khoảng thời gian từ 30 đến 270 phút. Hình 8 cho thấy kết quả trích ly P cũng như khả năng giải phóng các kim loại Al, Ca tại các thời gian tiếp xúc trích ly khác nhau.



Hình 8: Ảnh hưởng của thời gian tiếp xúc đến hiệu quả trích ly P, Al và Ca

Phân tích phương sai đơn biến đối với thời gian cho thấy có sự khác biệt mang ý nghĩa thống kê ($\alpha = 0.05 > p\text{-value} = 0.004$) đối với hiệu quả trích ly P. Tuy nhiên, nếu thực hiện so sánh đôi theo phương pháp Tukey giữa các cặp thời gian về hiệu quả trích ly P trung bình thì hầu như không có sự khác biệt đáng kể giữa các cặp thời gian trích ly lớn hơn 60 phút. Tại thời gian lưu 60 phút hiệu quả trích ly P trung bình đạt khoảng 84%, tăng thời gian lưu lên 120, 180 hay 240 phút thì hiệu quả trung bình được ghi nhận không quá 90%. Điều đó cho thấy tăng thời gian lưu tiếp xúc trích ly P hơn 60 phút là không cần thiết. Phân tích Ca và Al hòa tan trong dung dịch sau trích ly cũng cho thấy có sự khác biệt mang ý nghĩa thống kê về hiệu quả giải phóng các kim loại này, tương ứng chỉ số $p\text{-value} = 2.53 \cdot 10^{-4}$ và $3.54 \cdot 10^{-10}$. Sự khác biệt về hiệu quả giải phóng (Ca, Al) thể hiện rõ giữa khoảng thời gian trích ly từ 30 đến 60 phút và nhóm thời gian trích ly >60 phút, tương ứng hiệu quả (35%, 89%) và (37%, 97%). So sánh với các kết quả nghiên cứu của Donatello và đồng nghiệp cho thấy P có thể hoàn toàn được giải phóng vào dung dịch trích ly (H₂SO₄) trong thời gian tiếp xúc khoảng 120 phút [10, 23, 25], hoặc ít hơn 4 giờ theo báo cáo trong nghiên cứu của Biswas và đồng nghiệp [26].

Sử dụng H₂SO₄ trích ly P dẫn đến hòa tan cả các tạp chất không mong muốn như kim loại hoặc các kim loại nặng. Các phương pháp trao đổi ion [27], sử dụng dung môi trích ly [28] hoặc kết tủa chọn lọc phân đoạn [6] có thể được nghiên cứu ứng dụng để loại bỏ các tạp chất không mong muốn trong dung dịch sau trích ly.

4. KẾT LUẬN

Dung dịch H₂SO₄ được sử dụng như 1 chất trích ly hòa tan P phù hợp nhất do hiệu quả cao và giá thành rẻ hơn nhiều so với các loại axit vô cơ khác hoặc NaOH. Ngoài ra, sử dụng H₂SO₄ có thể hạn chế tạp chất hòa tan, như Ca trong dung dịch thu được sau trích ly do sự hình thành kết tủa gypsum. P trong bùn thải từ hệ thống xử lý nước thải đô thị Bình Hưng có thể đạt hiệu quả trích ly tối ưu, khoảng $85 \pm 3\%$ tại điều kiện LR = 5 ml g⁻¹, H₂SO₄ 1.1M, tương đương 5.5 mol H₂SO₄

sử dụng để trích ly 1 kg bùn khô trong thời gian tiếp xúc trích ly 60 phút ở điều kiện nhiệt độ môi trường phòng thí nghiệm.

Liều lượng H₂SO₄ hay tỉ lệ pha lỏng -rắn có mối tương quan với nhau đến hiệu quả giải phóng P trong bùn. Do vậy việc xem xét độc lập mỗi điều kiện trích ly (nồng độ H₂SO₄ hay LR) không phản ánh được mối tương quan với hiệu quả trích ly P. Tổng hàm lượng H₂SO₄ sử dụng (mol H₂SO₄/kg bùn khô) hoặc pH cân bằng của dung dịch sau trích ly có thể được sử dụng như một chỉ số phù hợp hơn để phản ánh mối liên hệ đến hiệu quả giải phóng P trong bùn.

LR (ml:g) càng lớn dẫn đến mức độ tiêu thụ tài nguyên nước càng nhiều, làm tăng chi phí cho quá trình phân tách pha sau trích ly. Hàm lượng Ca có trong bùn có thể phản ứng với H₂SO₄ trong quá trình trích ly P hình thành khoáng kết tủa gypsum, làm tăng thể tích bùn dư không tan còn lại sau trích ly và có thể ảnh hưởng đến khả năng phân tách pha thu hồi dung dịch sau trích bằng phương pháp lọc, đặc biệt đối với phương pháp lọc trọng lực. Mô phỏng quá trình trích ly bằng công cụ Aqion-PRO cho thấy có sự tương đồng với kết quả từ thực nghiệm. Do vậy phương pháp mô phỏng có thể được ứng dụng để nghiên cứu tối ưu hóa trích ly P trong bùn thải.

PHỤ LỤC

Bảng: Phụ lục thông số bùn đầu vào tại các LR khác nhau cho quá trình mô phỏng thủy hóa bằng Aqion-PRO

Thành phần	Tỉ lệ pha lỏng: rắn, (ml g ⁻¹)											
	3	5	7	9	11	13	15	17	19	21	23	25
Ca (mmol L ⁻¹)	183.3	110.0	78.6	61.1	50.0	42.3	36.7	32.4	28.9	26.2	23.91	22.00
Mg (mmol L ⁻¹)	138.5	83.1	59.4	46.2	37.8	31.9	27.7	24.4	21.9	19.78	18.07	16.62
Na (mmol L ⁻¹)	30.5	18.3	13.1	10.2	8.3	7.0	6.1	5.4	4.8	4.3	3.97	3.66
K (mmol L ⁻¹)	74.4	44.6	31.9	24.8	20.3	17.2	14.9	13.1	11.7	10.6	9.70	8.92
Al (mmol L ⁻¹)	108.7	65.2	46.6	36.2	29.7	25.1	21.7	19.2	17.2	15.5	14.18	13.05
Mn (mmol L ⁻¹)	9.8	5.9	4.2	3.3	2.7	2.3	1.9	1.7	1.5	1.4	1.28	1.18
PO ₄ ³⁻ (mmol L ⁻¹)	41.1	24.7	17.6	13.7	11.2	9.5	8.2	7.3	6.5	5.9	5.36	4.93
Fe (mmol L ⁻¹)	77.6	46.6	33.3	25.9	21.2	17.9	15.5	13.7	12.2	11.1	10.12	9.31
Cr (mmol L ⁻¹)	0.35	0.21	0.15	0.17	0.09	0.08	0.07	0.06	0.05	0.05	0.05	0.04
Cu (mmol L ⁻¹)	2.1	1.26	0.90	0.70	0.57	0.48	0.42	0.37	0.33	0.30	0.27	0.25
Pb (mmol L ⁻¹)	0.1	0.08	0.06	0.04	0.04	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02

LỜI CẢM ƠN: Công bố khoa học này là sản phẩm của đề tài nghiên cứu khoa học cấp trường mã số 21.2VMT03 được tài trợ bởi Trường Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh. Các tác giả rất cảm ơn sự hỗ trợ nhiệt tình của sinh viên Lương Minh Tiến và Nguyễn Đức Thiện trong quá trình chuẩn bị mẫu thí nghiệm.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] USGS. *Mineral Commodity Summaries 2022*. Available: <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2022/mcs2022.pdf>.
- [2] Tổng cục Thống kê. *Niên giám thống kê Việt Nam 2018*. (2019). Available: <https://www.gso.gov.vn/>.
- [3] Bộ Tài nguyên và Môi trường. *Báo cáo Hiện trạng Môi trường Quốc gia 2018 - Môi trường nước các lưu vực sông*. (2019). Available: <http://vea.gov.vn/detail?Sid=363>.
- [4] Khang, V.D., L.H. Anh and A. Pfennig, *Phosphorus in waste sources in Southern Vietnam: potential for recovery*, Sustainable Environment Research, **33**(1), p. 7, 2023. DOI:10.1186/s42834-023-00169-8.

- [5] Yu, B., et al., *Enhancing phosphorus recovery from sewage sludge using anaerobic-based processes: Current status and perspectives*, Bioresource Technology, 341, p. 125899, 2021. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125899.
- [6] Petzet, S., et al., *Recovery of phosphorus and aluminium from sewage sludge ash by a new wet chemical elution process (SESAL-Phos-recovery process)*, Water science and technology, **64**(3), p. 693-9, 2011. DOI: 10.2166/wst.2011.682.
- [7] Takahashi, M., et al., *Technology for recovering phosphorus salt and zeolite from incinerated ash of sewage treatment sludge*, Journal of advanced science, **13**(3), p.163-166, 2002. DOI: 10.2978/jsas.13.163.
- [8] Levlin, E., and B. Hultman, *Phosphorus recovery from sewage sludge-Ideas for further studies to improve leaching*, Report, 12, p. 5-6, 2004.
- [9] Semerci, N., S. Ahadi, and S. Coşgun, *Comparison of dried sludge and sludge ash for phosphorus recovery with acidic and alkaline leaching*, Water and Environment Journal, **35**(1), p. 359-370, 2021. DOI: 10.1111/wej.12633.
- [10] Donatello, S., D. Tong, and C.R. Cheeseman, *Production of technical grade phosphoric acid from incinerator sewage sludge ash (ISSA)*, Waste Management, **30**(8-9), p.1634-1642, 2010. DOI:10.1016/j.wasman.2010.04.009.
- [11] Ottosen, L. M., G. M. Kirkelund and P. E. Jensen, *Extracting phosphorous from incinerated sewage sludge ash rich in iron or aluminum*, Chemosphere, **91**(7), p. 963-9, 2013. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.101.
- [12] Stark, K., E. Plaza, and B. Hultman, *Phosphorus release from ash, dried sludge and sludge residue from supercritical water oxidation by acid or base*, Chemosphere, **62**(5), p. 827-832, 2006. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.069.
- [13] Zhou, K., et al., *Phosphorus recovery from municipal and fertilizer wastewater: China's potential and perspective*, Journal of Environmental Sciences, 52, p. 151-9, 2017. DOI: 10.1016/j.jes.2016.04.010.
- [14] Monea, M. C., et al., *Phosphorus recovery from sewage sludge–phosphorus leaching behavior from aluminum-containing tertiary and anaerobically digested sludge*, Water Science and Technology, **82**(8), p. 1509-22, 2020. DOI: 10.2166/wst.2020.414.
- [15] Laurent, F., et al., *Use of an experimental design to characterize the convective drying behavior of different sludges*, Drying Technology, **33**(11), p. 1302-8, 2015. DOI: 10.1080/07373937.2015.1026979.
- [16] Horizontal. (2006) *Cluster 6: Inorganic parameters*. [Online]. Available: <https://horizontal.ecn.nl/consultation-of-phase-ii/inorganic-parameters/index.html>.
- [17] Patricia, P., G. Rauret, and J. F. López-Sánchez, *Shortened screening method for phosphorus fractionation in sediments: a complementary approach to the standards, measurements and testing harmonised protocol*, Analytica Chimica Acta, **508**(2), p. 201-206, 2004. DOI: 10.1016/j.aca.2003.11.005.
- [18] Aqion-PRO. (2023) *Hydrochemistry & Water Analysis*. [Online]. Available: <https://www.aqion.de/site/101>.
- [19] Parkhurst, D. L., C. A. J. Appelo, *A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations*, USGS report, 1999.
- [20] Sano, A. M., et al., *Extraction of raw sewage sludge containing iron phosphate for phosphorus recovery*, Chemosphere, **89**(10), p.1243-7, 2012. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.07.043.
- [21] Schaum, C., P. Cornel and N. Jardin, *Phosphorus recovery from sewage sludge ash—a wet chemical approach*. In Proceeding of the IWA Conference on Biosolids, Moving Forward Wastewater Biosolids Sustainability: Technical, Managerial, and Public Synergy, 2007, p. 24-27.
- [22] Ottosen, L. M, G. M. Kirkelund and P. E. Jensen, *Extracting phosphorous from incinerated sewage sludge ash rich in iron or aluminum*, Chemosphere, **91**(7), p. 963-9, 2013. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.101.
- [23] Donatello, S., et al., *Effect of milling and acid washing on the pozzolanic activity of incinerator sewage sludge ash*, Cement and Concrete Composites, **32**(1), p. 54-61, 2010. DOI: 10.1016/j.cemconcomp.2009.09.002.
- [24] Wang, K.S., I. J Chiou, *Foamed lightweight materials made from mixed scrap metal waste powder and sewage sludge ash*, Waste management & research, **22**(5), p. 383-9, 2004. DOI: 10.1177/0734242X0404046215.
- [25] Donatello, S., M. Tyrer, C. R. Cheeseman, *EU landfill waste acceptance criteria and EU Hazardous Waste Directive compliance testing of incinerated sewage sludge ash*, Waste Management, **30**(1), p. 63-71, 2010. DOI: 10.1016/j.wasman.2009.09.028.
- [26] Biswas, K B., et al., *Leaching of phosphorus from incinerated sewage sludge ash by means of acid extraction followed by adsorption on orange waste gel*, Journal of Environmental Sciences, **21**(12), p. 1753-60, 2009. DOI: 10.1016/S1001-0742(08)62484-5.
- [27] Levlin, E., *Recovery of phosphate from sewage sludge and separation of metals by ion exchange*, Wastewater Sludge Solid Waste Management, **24**(9), p. 81, 2001.
- [28] Dittrich, C., et al., *Phosphorus recovery from sewage sludge ash by a wet-chemical process*. In Proc. Int. Conf. on Nutrient Recovery, 2009, p. 645-658. DOI: 10.2166/9781780401805.

OPTIMIZATION OF PHOSPHORUS LEACHING FROM SEWAGE SLUDGE OF BINH HUNG DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT PLANT

VU DINH KHANG, NGUYEN VAN PHUONG, NGUYEN THI LAN BINH

NGUYỄN THI THANH TRUC, LE HUNG ANH

Institute of Environmental Science, Engineering and Management, Industrial University of Ho Chi Minh City

** Corresponding author: lehunganh@iuh.edu.vn*

Abstract. Leaching phosphorus (P) in dewatered sludge from domestic wastewater treatment plant is an important step to convert solid P compounds into a soluble form that can be separated and recovered as clean products. In addition, optimization of leaching conditions is essential to minimize the amount of chemicals used and water resources in developing P recovery processes. This study combines experimental studies and simulation calculations by using the Aqion-PRO hydrochemistry tool to determine the optimal conditions for P leaching. The type of leaching agent, liquid-solid phase ratio, agent concentration, and leaching time are researched to optimize. The liquid-solid phase ratio and leaching agent concentration are correlated to the P leaching ability from the sludge. The H₂SO₄ 1.1M, phase ratio 5 ml g⁻¹, and leaching time of 60 minutes were determined as the optimal parameters for leaching phosphorus, P leaching efficiency can reach about 85 ± 3%.

Keywords. Sewage sludge, simulation, domestic wastewater, phosphorus recovery, leaching

Ngày nhận bài: 23/3/2024

Ngày chấp nhận đăng: 17/6/2024