

LOẠI BỎ CHÌ KHỎI NƯỚC THẢI CÔNG NGHIỆP BẰNG CÂY CỎ MỤC (*Eclipta alba*)

Đỗ Quang Trung*

Viện Tài nguyên và Môi trường, Đại học Quốc gia Hà Nội, 19 Lê Thánh Tông, Hà Nội, Việt Nam

* Tác giả liên hệ Đỗ Quang Trung <trungcnsinh@gmail.com>

(Ngày nhận bài: 09-04-2023; Hoàn thành phản biện: 08-11-2023; Ngày chấp nhận đăng: 22-02-2024)

Tóm tắt. Một trong những vấn đề môi trường chính đang diễn ra là ô nhiễm nguồn nước và đất bởi các kim loại nặng độc hại. Mục đích của nghiên cứu này nhằm đánh giá tiềm năng của cây cỏ Mục (*Eclipta alba*) trong việc loại bỏ ion chì (Pb^{2+}) khỏi nước bị ô nhiễm bằng kỹ thuật xử lý ô nhiễm thực vật và nghiên cứu ảnh hưởng của một số điều kiện môi trường (nồng độ Pb, thời gian tiếp xúc và giá trị pH) đến hiệu quả loại bỏ Pb của cây cỏ Mục. Kết quả nghiên cứu cho thấy ở nồng độ 50 ppm cây cỏ Mục có hiệu quả loại bỏ ion Pb^{2+} cao nhất (99,34%) sau 7 ngày xử lý. Ngoài ra, kết quả cũng cho thấy pH 7 là pH tối ưu cho việc loại bỏ Pb bằng cỏ Mục (hiệu suất đạt 98,95%). Kết quả phân tích cho thấy sau 7 ngày xử lý ở pH=7 khả năng tích lũy Pb của rễ, thân và lá lần lượt là 2861,2 mg/kg, 2497,1 mg/kg và 503,2 mg/kg. Hơn nữa, kết quả cho thấy cỏ Mục có hệ số chuyển vị (TF) >1 và có hệ số cô đặc sinh học (BCF) của chồi lớn hơn 1 cho Pb; do đó, cây cỏ Mục phù hợp cho quá trình tách Pb từ nước thải bị nhiễm chì.

Từ khóa: *Eclipta alba*; xử lý thực vật; nước thải công nghiệp; hệ số cô đặc sinh học; hệ số chuyển vị

Removal of Pb from industrial wastewater by using Muc weed (*Eclipta alba*)

Do Quang Trung*

Central Institute for Natural Resources and Environmental Studies, Vietnam National University Hanoi,
19 Le Thanh Tong, Ha Noi, Viet Nam

* Correspondence to Do Quang Trung <trungcnsinh@gmail.com>

(Received: 09 April 2023; Revised: 08 November 2023; Accepted: 22 February 2024)

Abstract. One of the major ongoing environmental problems is the contamination of water and soil by toxic metals. Hence, this study aimed to evaluate the potential use of Muc weed (*Eclipta alba*) to remove lead (Pb) from contaminated water by phytoremediation and to investigate the effects of some parameters (Pb concentration, contact time and pH value) on the Pb removal efficiency of *E. alba*. The results showed that at a concentration of 50 ppm, *E. alba* presented the highest removal efficiency of Pb^{2+} (99.34%) after 7 days. In addition, the results also showed that pH= 7 is the optimal pH for Pb removal by the *E. alba* (98.95% efficiency). The analysis results showed that after 7 days of treatment at pH=7, the Pb accumulation capacity of roots, shoots, and leaves were 2861.2 mg/kg, 2497.1 mg/kg, and 503.2 mg/kg, respectively. Furthermore, the results also indicated that *E. alba* had a translocation factor

(TF) >1 and a bioconcentration factor (BCF) of shoot >1 for Pb, so it is suitable for the extraction of Pb from industrial wastewater.

Keywords: *Eclipta alba*, phytoremediation, industrial wastewater, bioconcentration factor, translocation factor

1 Mở đầu

Ô nhiễm kim loại nặng trong đất và nước là một vấn đề môi trường lớn mà thế giới hiện đại đang phải đối mặt. Nồng độ kim loại nặng toàn cầu trong các môi trường khác nhau đang gia tăng do sự gia tăng số lượng các ngành công nghiệp, hoạt động nông nghiệp và cả các hoạt động của con người [1-3]. Trong số các chất gây ô nhiễm kim loại, chì (Pb) được quan tâm nhiều nhất vì nó không có chức năng sinh học hay sinh lý đối với tế bào sống, nhưng được xác định là chất độc hóa học đối với tế bào sống [4]. Đáng chú ý, các kim loại không bị phân hủy sinh học dẫn đến tích tụ trong đất và nước, điều này có thể làm tăng nguy cơ các kim loại này xâm nhập vào chuỗi thức ăn do hoạt động hấp thụ của cây trồng [2, 5]. Vì vậy, việc loại bỏ các chất ô nhiễm kim loại ra khỏi đất và nước là rất quan trọng và cần thiết.

Các kỹ thuật được sử dụng phổ biến nhất để loại bỏ các ion kim loại độc hại khỏi nước và nước thải bị ô nhiễm bao gồm kết tủa hóa học, lọc màng, đốt điện, hấp phụ, trao đổi ion và xử lý bằng thực vật [2, 6-7]. Một số thực vật có khả năng hấp thụ và tích lũy kim loại nặng trong mô của chúng, một đặc tính có thể được khai thác để loại bỏ các kim loại nặng độc hại khỏi nước bị ô nhiễm [8]. Xử lý sinh học nước bị ô nhiễm là một công nghệ được chấp nhận rộng rãi, trong đó các vi sinh vật bản địa và/hoặc loài thực vật được sử dụng để khử độc. Mặc dù xử lý sinh học có một số hạn chế, nhưng công nghệ này vẫn được quan tâm từ lâu vì chi phí và hiệu quả của nó [9]. Xử lý sinh học, thường đề cập đến làm sạch dựa vào vi khuẩn và xử lý bằng thực vật hoặc làm sạch dựa vào thực vật, đã thu hút nhiều sự quan tâm như là kỹ thuật hiệu quả với chi phí thấp và thân thiện

với môi trường, có khả năng làm sạch một loạt các chất ô nhiễm nguy hiểm [10]. Hơn nữa, công nghệ này tận dụng khả năng hấp thụ độc đáo và có chọn lọc của hệ thống rễ cây, cùng với khả năng chuyển vị, tích lũy sinh học và phân hủy chất gây ô nhiễm của toàn bộ cơ thể thực vật [11]. Vì vậy, xử lý môi trường dựa trên thực vật đã được các nhà khoa học nghiên cứu rộng rãi như một công nghệ không gây ô nhiễm, tác động thấp và có thể áp dụng ở cả các quốc gia phát triển và đang phát triển [12, 13].

Gần đây, khả năng hấp thụ kim loại nặng của nhiều loại thực vật khác nhau, chẳng hạn như cỏ dại, thực vật bản địa và cây trồng đã được báo cáo từ khu vực bị ô nhiễm chất thải kim loại [2-7]. Cây cỏ Mực có tên khoa học là *Eclipta alba* L., thuộc loại cây thân thảo mọc bò hoặc có khi gần thẳng đứng, có thể cao tới 80 cm [14]. Cây cỏ Mực đã được nghiên cứu khả năng ứng dụng để loại bỏ các kim loại và á kim trong đất [15] và nước [16]. Vì vậy, công trình này nhằm mục đích nghiên cứu khả năng loại bỏ chì khỏi nguồn nước ô nhiễm của cây cỏ Mực (*E. alba*) bằng kỹ thuật xử lý ô nhiễm thực vật.

2 Vật liệu và phương pháp

2.1 Thu thập và nuôi cấy mẫu thực vật

Mẫu cây cỏ Mực được thu thập trong Vườn được liệu tại khuôn viên Đại học Quốc gia Hà Nội, Thạch Thất, Hà Nội. Cây sau khi thu thập được rửa bằng nước máy để loại bỏ bụi bẩn bám trên cây. Những cành giâm có lá (mỗi cành có khối lượng khoảng 6,35 g và dài khoảng 20 cm) được ngâm trong nước cất và giữ cho ra rễ trong 7 ngày, sau đó chuyển sang cốc chứa đầy dung dịch

thủy canh Hoagland's và giữ trong 5 ngày trước khi làm thí nghiệm (Hình 1).



Hình 1. Cành cây cỏ Mực được thu thập cho thí nghiệm và được cho ra rễ trong bình chứa dung dịch Hoagland's.

Thành phần môi trường Hoagland's được chuẩn bị như mô tả của Jasoni và cộng sự [9]: 2 mM $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$, 6 mM KNO_3 , 4 mM $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 2 mM $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 50 μM H_3BO_3 , 10 μM $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 0,76 μM $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0,8 μM $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, 0,4 μM $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 100 μM NaCl , và 90 μM $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ trong 90 μM Na-EDTA . pH của dung dịch được điều chỉnh về 7 bằng dung dịch KOH 0,3M.

2.2 Thu thập mẫu nước thải

Các mẫu nước thải công nghiệp được thu thập từ làng nghề tái chế chì tại thôn Đông Mai, huyện Văn Lâm, tỉnh Hưng Yên từ lưu vực chính trước và sau khi xử lý nước thải, khoảng 50 cm dưới bề mặt trong lưu vực chính.

Các mẫu nước thải công nghiệp được thu thập bằng chai thủy tinh đã được khử trùng trong khoảng thời gian từ tháng 11 năm 2021 đến tháng 3 năm 2022. Các mẫu này được axit hóa bằng cách sử dụng một vài giọt axit nitric (0,1 M) để ngăn chặn sự kết tủa của các ion chì do quá trình thủy phân. Mỗi mẫu được đo để xác định nồng độ chì (Pb) bằng máy quang phổ hấp thụ nguyên tử, sau đó các mẫu chứa tỷ lệ chì (Pb) cao nhất được chọn để phân tích.

2.3 Chuẩn bị dung dịch Pb chuẩn

Dung dịch chì chuẩn được chuẩn bị như sau [10]: Dung dịch chì chuẩn (1000 ppm) được chuẩn bị bằng cách hòa tan 1,56 g chì axetat

($\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2$) trong 1000 ml nước cất. Dung dịch này được lọc qua màng lọc 0,45 μm và dùng làm dung dịch gốc để pha chế các nồng độ cần thiết cho thí nghiệm.

2.4 Nghiên cứu hiệu quả xử lý chì bằng cỏ Mực trong dung dịch chuẩn

Ảnh hưởng của nồng độ chì và thời gian tiếp xúc: Năm nồng độ chì (40, 50, 65, 85, 100 ppm) đã được lựa chọn và chuẩn bị theo nồng độ chì trong nước thải công nghiệp. Mỗi dung dịch được chuẩn bị 4 lít và đựng trong thùng nhựa (40x30x15 cm). Mười cành cỏ Mực giâm ra rễ tốt được đặt trong mỗi thùng và mỗi thí nghiệm được lặp lại ba lần trong điều kiện $25 \pm 2^\circ\text{C}$, pH $5,0 \pm 0,05$ (Hình 2).



Hình 2. Cành cây cỏ Mực được chuyển sang các thùng chứa dung dịch với các công thức khác nhau.

Các mẫu nước từ các thí nghiệm được thu thập mỗi ngày từ ngày 1 đến ngày 11 để xác định lượng chì còn lại bằng máy quang phổ hấp thụ nguyên tử. Mẫu đối chứng được chuẩn bị bằng cách thay dung dịch chì bằng nước cất.

Ảnh hưởng của pH: Ảnh hưởng của pH đối với sự hấp thụ chì (Pb) của cỏ Mực được thực hiện bằng cách trồng cây trong dung dịch chì (50 ppm) với giá trị pH dao động từ 4 đến 9. pH axit và kiềm được điều chỉnh bằng cách thêm HCl (1M) và KOH (1M) tương ứng. Giá trị pH tối ưu được sử dụng cho các thí nghiệm với nước thải công nghiệp.

2.5 Nghiên cứu hiệu quả xử lý chì của cỏ Mực trong nước thải công nghiệp

Cách tiến hành thí nghiệm được mô tả ở mục 2.4. Tuy nhiên, thay dung dịch Pb chuẩn bằng nước thải công nghiệp có nồng độ Pb = 40 ppm.

2.6 Xác định nồng độ Pb trong mô thực vật sau quá trình xử lý ô nhiễm

Để phân tích kim loại, lấy riêng rẽ 0,5 g mẫu rễ, thân và lá cho vào các cốc thủy tinh riêng biệt. Thêm 5 ml axit nitric (65%) và 1 ml axit perchloric (70-72%) vào cốc đựng mẫu thực vật [12]. Quá trình phá mẫu thực vật được tiến hành trong lò vi sóng ở 80°C trong 15 phút. Sau đó cốc đựng mẫu được làm nguội đến nhiệt độ phòng và thêm nước cất vào để được 50 ml dung dịch [13]. Cuối cùng, lấy 20 ml của mỗi dung dịch mẫu để xác định nồng độ Pb bằng máy quang phổ hấp thụ nguyên tử.

2.7 Tính toán hiệu quả loại bỏ chì

Hiệu quả loại bỏ chì được tính toán theo phương trình sau [17]:

$$\text{Hiệu quả loại bỏ chì \%} = [(C_o - C_f)/C_o] \times 100 \quad (1)$$

Trong đó: C_o Nồng độ chì ban đầu (mg/l), C_f Nồng độ chì cuối cùng (mg/l).

2.8 Phân tích thống kê

Dữ liệu được phân tích thống kê bằng chương trình thống kê Anova.

3 Kết quả

3.1 Nồng độ ion chì (Pb) trong nước thải và trong mô cỏ Mực trước quá trình xử lý bằng thực vật

Kết quả đo nồng độ Pb trong các mẫu nước thải cho thấy nồng độ cao nhất là 40,18 ppm. Do

đó, nồng độ Pb trong nước thải được sử dụng để tiến hành thí nghiệm là 40 ppm.

Giá trị trung bình của pH, EC và COD trong các mẫu nước thải công nghiệp lần lượt là 6, 985 $\mu\text{S/cm}$ và 18 mg/l.

Phân tích các mô khác nhau của các bộ phận cây cỏ Mực (rễ, thân, lá) để xác định nồng độ Pb trong mô trước khi sử dụng trong xử lý nước thải ô nhiễm (đối chứng) cho thấy nồng độ chì là 0 mg/kg. Điều này có nghĩa là cây không có ion Pb^{2+} trong mô của nó trước quá trình xử lý bằng thực vật.

3.2 Hiệu quả loại bỏ chì của cỏ Mực khỏi dung dịch trong điều kiện phòng thí nghiệm

Ảnh hưởng của nồng độ ion Pb^{2+} và thời gian

Cỏ Mực cho thấy hiệu quả cao trong việc loại bỏ các ion Pb^{2+} khỏi dung dịch. Hiệu quả loại bỏ Pb^{2+} cao nhất là 99,34% ở nồng độ 50 ppm sau 7 ngày xử lý trong khi hiệu quả thấp nhất (4,82%) ở nồng độ 100 ppm sau một ngày xử lý (Bảng 1). Kết quả cũng cho thấy hiệu quả loại bỏ ion Pb^{2+} của cỏ Mực tăng lên khi tăng thời gian xử lý và đạt cực đại sau 7 ngày ở tất cả các nghiệm thức. Khi thời gian tiếp tục tăng, hiệu quả loại bỏ Pb^{2+} giảm dần trong tất cả các nghiệm thức (Bảng 1).

Bảng 1. Ảnh hưởng của nồng độ Pb^{2+} đến hiệu quả loại bỏ Pb bằng cây cỏ Mực

Ngày theo dõi	Hiệu quả loại bỏ Pb (%)				
	40 ppm	50 ppm	65 ppm	85 ppm	100 ppm
1	40,23	43,67	37,56	33,31	4,82
2	55,63	56,74	46,25	43,31	12,51
3	66,17	67,23	65,13	53,32	14,24
4	80,23	81,99	77,71	70,53	19,92
5	93,28	97,52	90,06	78,58	22,82
6	97,28	97,99	93,73	82,62	26,86

Ngày theo dõi	Hiệu quả loại bỏ Pb (%)				
	40 ppm	50 ppm	65 ppm	85 ppm	100 ppm
7	97,37	99,34	92,85	83,66	29,27
8	97,04	98,24	92,32	76,58	19,63
9	96,98	97,53	93,05	75,51	17,82
10	96,83	95,42	92,15	76,35	17,75
11	96,32	95,12	91,21	75,29	9,58

Các nghiên cứu trước đây cho thấy cơ chế hấp thu kim loại đặc biệt phụ thuộc vào nồng độ kim loại nặng. Nồng độ Pb tối ưu là 50 ppm vì cho hiệu quả loại bỏ cao nhất (99,34%) sau 7 ngày xử lý (so với các nồng độ khác của thí nghiệm) (Bảng 1). Kết quả nghiên cứu này cho thấy hiệu quả loại bỏ ion Pb tăng ở nồng độ thấp và trung bình trong khi giảm ở nồng độ cao hơn. Những quan sát này có thể được giải thích là ở nồng độ Pb²⁺ thấp, tỷ lệ diện tích bề mặt hấp thụ so với tổng số ion Pb²⁺ có sẵn là cao và do đó, khả năng loại bỏ Pb²⁺ cao hơn. Ngược lại, khi nồng độ ion Pb²⁺ tăng lên, các vị trí liên kết trở nên bão hòa nhanh hơn; do đó, nhiều ion Pb²⁺ không được hấp thụ trong dung dịch ở các nồng độ cao hơn.

Thời gian tiếp xúc cũng là một trong những thông số ảnh hưởng đến sự thành công của quá trình xử lý bằng thực vật. Kết quả nghiên cứu này cho thấy việc loại bỏ ion kim loại tăng lên khi thời gian tiếp xúc ban đầu tăng lên, tốc độ hấp thụ nhanh. Tuy nhiên, sự hấp phụ kim loại của cây cỏ Mực đạt trạng thái cân bằng sau 7 ngày xử lý. Tiếp tục tăng thời gian tiếp xúc lên 11 ngày, phần trăm hấp phụ giảm rất chậm. Do đó, thời gian tiếp xúc tối ưu là 7 ngày. Kết quả này tương tự kết quả được báo cáo bởi Dhabab [18] khi ông sử dụng bèo tấm (*Lemna minor*) để loại bỏ một số kim loại nặng. Gallardo và cộng sự [19] phát hiện sự hấp thu Pb đạt tối đa (98%) sau một tuần tiếp xúc của cây rong đuôi chồn (*Hydrilla verticillate*) với dung dịch chì đậm đặc. Trong báo cáo của Al-Bayati [20] cho thấy hiệu suất loại bỏ Pb²⁺ bởi cây Bèo Tây (*Eichhornia crassipes*) đạt tới gần 100% đối với

các nồng độ Pb từ 1 đến 30 ppm sau 10 ngày xử lý.

Các kết quả trên đây cho thấy hiệu quả loại bỏ chì của cây cỏ Mực phụ thuộc vào cả nồng độ Pb ban đầu và thời gian xử lý.

Ảnh hưởng của pH đến khả năng loại bỏ chì của cây cỏ Mực

Giá trị pH của dung dịch là một thông số kiểm soát quan trọng trong việc loại bỏ kim loại nặng. Kết quả nghiên cứu của chúng tôi cho thấy việc tăng giá trị pH có ảnh hưởng đáng kể đến khả năng loại bỏ các ion Pb²⁺ của cỏ Mực (Bảng 2).

Kết quả cho thấy hiệu quả loại bỏ chì khỏi dung dịch chì tiêu chuẩn (50 ppm) bị ảnh hưởng bởi yếu tố pH dung dịch. Khi pH tăng thì hiệu quả loại bỏ Pb²⁺ cũng tăng và đạt giá trị tối ưu khi pH trên 6. Hơn nữa, hiệu quả loại bỏ (RE) ion Pb²⁺ đạt 100% được quan sát thấy ở pH 9 và sau 7 ngày xử lý. Tuy nhiên, Lindsay [21] đã báo cáo trong điều kiện pH 8 và 9 (> 7), ion Pb²⁺ có thể bị kết tủa dưới dạng chì hydroxit và do đó có thể cho sai nồng độ ban đầu. Vì vậy, trong nghiên cứu này chúng tôi sử dụng pH=7 là pH tối ưu để loại bỏ các ion Pb²⁺ trong dung dịch và hiệu quả loại bỏ Pb²⁺ đạt 98,95% sau 7 ngày xử lý (Bảng 2).

Bảng 2. Ảnh hưởng của pH đến hiệu quả loại bỏ Pb bằng cây cỏ Mực

Ngày theo dõi	Hiệu quả loại bỏ Pb (%)					
	pH 4	pH 5	pH 6	pH 7	pH 8	pH 9
1	0	12.4	4.88	49.6	72.6	91.5
2	3.7	12.8	12.5	63.2	76.6	93.1
3	4.5	18.5	14.2	95.1	97.2	99.15
4	5.1	20.7	19.9	95.2	97.48	99.85
5	6.5	21.2	22.82	98.28	97.93	99.61
6	7.8	51.6	26.86	98.91	98.21	99.89
7	9.5	52	29.2	98.95	98.73	100
8	6.2	32.3	19.6	98.88	99.11	100

Ngày theo dõi	Hiệu quả loại bỏ Pb (%)					
	pH 4	pH 5	pH 6	pH 7	pH 8	pH 9
9	1.7	26.4	17.8	98.32	98.2	100
10	0	22.7	17.7	97.61	98.21	100
11	0	18.84	9.5	97.19	98.25	100

Ngoài ra, kết quả nghiên cứu cũng cho thấy sự dao động về giá trị pH của dung dịch chì sau khi sử dụng cỏ Mực. Cả pH axit và kiềm của dung dịch đều chuyển nhẹ về pH trung tính khi số ngày tăng lên. Sự thay đổi độ pH này có thể là do sự giải phóng một số hợp chất tiết ra từ rễ cây cỏ Mực để đối phó với căng thẳng nhằm tự thích nghi với môi trường hiện tại. Như vậy, kết quả nghiên cứu cho thấy loài cỏ Mực có khả năng trung hòa pH.

Hơn nữa, một số nghiên cứu trước đây cho thấy khả năng loại bỏ các ion Pb^{2+} phụ thuộc vào giá trị pH của dung dịch, trạng thái ion và bản chất của vật liệu [22, 23]. Ở giá trị pH thấp, các vị trí liên kết thường được proton hóa hoặc tích điện dương (bởi các ion H_3O^+). Do đó, lực đẩy sẽ xảy ra giữa cation kim loại và chất hấp phụ. Ngược lại, khi giá trị pH tăng lên, các vị trí liên kết bắt đầu khử proton và tạo ra các nhóm chức năng khác nhau để liên kết với ion kim loại.

Kết quả thu được từ nghiên cứu này phù hợp với kết quả của các tác giả khác. Goswami và cộng sự [24] phát hiện bèo tây (*E. crassipes*) có hiệu quả loại bỏ Pb^{2+} tối đa ở pH trung tính. Kết quả tương tự cũng được báo cáo bởi Baharudin và Mohd [25]. Các tác giả này phát hiện trong vùng đất ngập nước được xây dựng có chứa 15 loài thực vật đã ghi nhận khả năng loại bỏ chì cao nhất với 99,28% ở điều kiện trung tính (pH 7) so với điều kiện bazơ và axit.

Tuy nhiên, các nghiên cứu khác thu được kết quả thấp hơn hoặc cao hơn so với nghiên cứu của chúng tôi (pH 7). Ví dụ như Traunfeld và cộng sự [26] báo cáo lượng chì mà thực vật hấp

thụ bị ảnh hưởng bởi độ pH và để giảm sự hấp thụ chì của thực vật, độ pH của đất hoặc nước được điều chỉnh ở mức từ 6,5 đến 7. Trong một nghiên cứu khác, Uysal và Taner [27] đã kiểm tra khả năng loại bỏ chì hòa tan của *L. minor* dưới các giá trị khác nhau của pH (4,5-8,0) và nhiệt độ (15-35°C) với sự có mặt của các nồng độ Pb khác nhau (0,1-10,0 mg/L) trong 7 ngày. Tác giả báo cáo sự tích lũy Pb^{2+} tăng ở pH 4,5 và sau đó giảm xuống ở pH 6, nhưng giá trị này không thay đổi ở khoảng pH 6-8. Các kết quả này cho thấy ảnh hưởng của pH môi trường, đặc điểm sinh trưởng và sinh thái của loài thực vật sử dụng đóng vai trò quan trọng trong quá trình xử lý ô nhiễm kim loại bằng thực vật.

3.3 Hiệu quả loại bỏ chì trong nước thải công nghiệp của cây cỏ Mực *E. alba*

Các kết quả trong điều kiện phòng thí nghiệm cho thấy giá trị pH và thời gian xử lý được chọn tương ứng là pH=7 và trong 7 ngày cho hiệu quả xử lý Pb^{2+} khỏi dung dịch của cây cỏ Mực *E. alba* là tốt nhất. Kết quả thử nghiệm loại bỏ Pb khỏi nước thải công nghiệp (chứa 40 ppm Pb) sau 7 ngày ở 4 giá trị pH khác nhau được trình bày trong Bảng 3.

Bảng 3. Ảnh hưởng của pH đến khả năng loại bỏ Pb trong nước thải công nghiệp bằng cây cỏ Mực

Ngày theo dõi	Hiệu quả loại bỏ Pb (%)			
	pH 5	pH 6	pH 7	pH 8
1	65,56	90,12	85,53	93,01
2	88,14	92,03	90,95	95,18
3	88,32	93,43	93,15	95,62
4	93,35	93,87	93,54	97,31
5	93,38	93,95	96,89	97,37
6	94,51	94,17	97,14	97,45
7	94,66	95,13	97,25	100

Kết quả cho thấy, sau 7 ngày xử lý bằng cỏ Mực hiệu quả loại bỏ chì trong nước thải đạt 97,25

và 100% lần lượt ở pH 7 và pH 8, trong khi hiệu quả thấp hơn được ghi nhận ở pH 5 (94,66%) và pH 6 (95,13%). Ở các giá trị pH cao hơn 7, sự kết tủa của các kim loại nặng trong nước thải bao gồm cả Pb xảy ra do sự hình thành các hydroxit. Sự kết tủa này làm thay đổi nồng độ Pb trong dung dịch và cho kết quả đọc không chính xác. Vì vậy, pH tối ưu cho việc loại bỏ Pb trong nước thải là pH 7.

Theo kết quả của nghiên cứu này, cây cỏ Mực có thể được sử dụng trong việc loại bỏ Pb khỏi nước thải công nghiệp. Chong và cộng sự [28] chứng minh loài bèo tấm (*L. minor*) có thể loại bỏ tới 90% Pb hòa tan khỏi nước thải trong khoảng pH 6 - 9, trong khi giá trị pH thấp nhất mà loài cây này có thể chịu được là khoảng pH 5-6.

Kết quả phân tích đặc tính hóa lý của mẫu nước thải công nghiệp được xử lý bằng cỏ Mực ở pH 7 và trong 7 ngày cho thấy các giá trị EC và COD lần lượt là 1438 $\mu\text{S}/\text{cm}$ và 46 mg/L. Khi so sánh kết quả này với số liệu của nước thải công nghiệp trước khi xử lý bằng thực vật, cho thấy giá trị EC và COD đều tăng.

Các kết quả nghiên cứu trên đã cho thấy tiềm năng ứng dụng thực vật trong việc loại bỏ kim loại nặng trong nước thải.

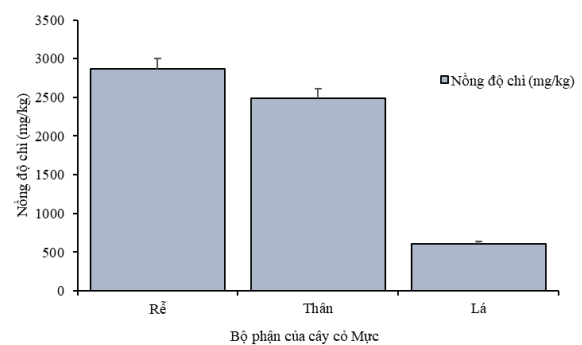
3.4 Ion chì (Pb^{2+}) tích lũy trong mô cỏ Mực *E. alba* sau quá trình xử lý nước thải

Kết quả nghiên cứu cho thấy khối lượng tươi ban đầu của 1 cây cỏ Mực là 6,35 g, khối lượng tươi cuối cùng của của 1 cây cỏ Mực sau 7 ngày xử lý là 5,05 g. Kết quả này chứng tỏ sự giảm sinh trưởng và sinh khối của thực vật sau 7 ngày xử lý nước thải công nghiệp chứa chì ở nồng độ 40 ppm (Hình 3).



Hình 3. Sự phát triển của cây cỏ Mực sau khi xử lý nước thải công nghiệp (40 ppm)

Kết quả phân tích nồng độ chì trong các mô rễ, thân, và lá của cỏ Mực sau 7 ngày nuôi ở pH =7 lần lượt là 2861,2; 2497,1 và 503,2 mg/kg khối lượng khô (Hình 4).



Hình 4. Nồng độ chì trong các bộ phận của cây cỏ Mực sau khi xử lý nước thải công nghiệp (40 ppm)

Kết quả này cho thấy khả năng tích lũy chì với hàm lượng lớn, đặc biệt ở rễ so với thân và lá của cây cỏ Mực. Kết quả của nghiên cứu này phù hợp với kết quả được công bố bởi Ashokkumar và cộng sự [29]. Các tác giả này cho biết cỏ Mực có khả năng hấp thụ và tích lũy kim loại nặng trong đó có Pb từ đất bị ô nhiễm.

Thực vật có xu hướng tích lũy Pb trong rễ, sau đó là chồi [30-32]. Xu hướng tích lũy hầu hết các kim loại ở rễ là do các kim loại này trong quá trình hấp thụ nước và các chất dinh dưỡng thiết yếu tiếp xúc trực tiếp với Pb có trong đất, nước và tích tụ trong thành tế bào của rễ bởi lực hút giữa điện tích âm của chúng và điện tích dương của kim loại [31]. Điều này ngăn chặn tác động độc

hại (hoại tử và nhiễm clo) trong các bộ phận phía trên mặt đất của cây [32]. Ngoài ra, thân cây cho thấy sự tích lũy Pb cao hơn so với lá cây, điều này có thể là do chức năng vận chuyển chất lỏng và chất dinh dưỡng giữa rễ, thân, và lá thông qua xylem và phloem, cho phép Pb tích tụ trong mô thân và lá, tạo điều kiện thuận lợi cho dự trữ của chúng trong thân và lá [30, 32].

Các công bố trước đây cho thấy nồng độ kim loại trong thực vật thay đổi theo loài thực vật [6, 7]. Hơn nữa, sự hấp thụ kim loại cao có thể là do hiệu quả của quá trình ngăn cách nội bào. Ngoài ra, các yếu tố chính ảnh hưởng đến hiệu quả hấp thụ kim loại của thực vật đã được báo cáo là cấu trúc di truyền của sự tích lũy kim loại cũng như các phối tử liên kết như axit hữu cơ, axit amin, peptit và protein bao gồm citrate, malate, histidine, nicotinamine, glutathione, phytochelatin, metallothionein [33].

Ngoài ra, khả năng chịu đựng và tích lũy kim loại từ đất/nước của cây có thể được ước tính bằng cách sử dụng hệ số cô đặc sinh học (BCF) và hệ số chuyển vị (TF). BCF được định nghĩa là tỷ lệ nồng độ kim loại trong rễ so với trong đất/nước [34]. Theo MacFarlane và cộng sự [35], TF được định nghĩa là tỷ lệ nồng độ kim loại trong chồi so với nồng độ trong rễ. Những yếu tố này là những giá trị chính cần thiết để ước tính tiềm năng chiết xuất và ổn định kim loại của thực vật được sử dụng.

Kết quả phân tích hệ số cô đặc sinh học (BCF) và hệ số chuyển vị (TF) của Pb²⁺ ở trong cây cỏ Mực được trình bày trong Bảng 4.

Bảng 4. Hệ số cô đặc sinh học (BCF) và hệ số chuyển vị (TF) đối với Pb của cây cỏ Mực

Bộ phận của cây	Nồng độ Pb trong dung dịch (ppm)	Nồng độ Pb trong mô thực vật (mg/kg)	BCF	TF
Rễ	40	2861,2	71,53	-
Chồi (thân và lá cây)	40	3000,3	75	1,05

Kết quả cho thấy hệ số cô đặc sinh học (BCF) của cây cỏ Mực đối với Pb sau khi xử lý nước thải công nghiệp 7 ngày lần lượt là 71,53 và 75 cho rễ và chồi, trong khi TF là 1,05. Kết quả BCF thu được trong nghiên cứu này cao hơn so với báo cáo của Ahmad và cộng sự [36] và Nazir và cộng sự [37], với BCF đối với Pb của cây cỏ Mực lần lượt là 30,38 và 4. Một nghiên cứu khác cho thấy giá trị BCF đối với Pb ở các loại cây khác nhau thấp hơn so với kết quả trong nghiên cứu này: Kim và cộng sự [38] đã tìm thấy BCF=58 đối với Pb trong *P. redundent*, Yoon và cộng sự [39] tìm thấy BCF=11 đối với Pb ở *Gentiana pennelliana*.

Dựa trên giá trị của TF >1 của cây cỏ Mực chứng tỏ Pb²⁺ có thể được chuyển một cách hiệu quả từ rễ sang chồi. Kết quả này lớn hơn so với TF đối với Pb ở cây cỏ Mực được báo cáo bởi Ahmad và cộng sự [36] (TF=0,26) và Nazir và cộng sự [37] (TF=0,50). Một nghiên cứu khác cũng ghi nhận TF>1 đối với Pb ở *Solanum nigrum* [40].

Xem xét định nghĩa siêu tích lũy của thực vật, cây cỏ Mực tích lũy Pb trên 1000 mg kg⁻¹ trong chồi và có TF = 1,05, do đó nó có thể được coi là siêu tích lũy Pb và có thể được nghiên cứu mở rộng phạm vi xử lý chì bằng phương pháp xử lý thực vật trong tương lai.

4 Kết luận

Trong bài báo này, hiệu quả loại bỏ ion kim loại bằng cách sử dụng các vật liệu có nguồn gốc tự nhiên đã được nghiên cứu dưới dạng nước thải công nghiệp thực tế từ quá trình tái chế chì.

Tiềm năng sử dụng cây cỏ Mực (*E. alba*) đã được nghiên cứu. Kết quả của nghiên cứu cho thấy cây cỏ Mực cho hiệu quả cao trong việc loại bỏ ion Pb khỏi nước ô nhiễm sau 7 ngày xử lý ở pH=7. Hiệu quả loại bỏ chì bị ảnh hưởng nhiều bởi các yếu tố môi trường khác nhau như nồng độ Pb, thời gian tiếp xúc, và pH. Ngoài ra, trong rễ của cây cỏ Mực có nhiều kim loại tích lũy sinh học

hơn là trong chồi. Cây cỏ Mực còn có tác dụng tăng COD và EC trong nước thải sau xử lý. Các kết quả này cho thấy tiềm năng ứng dụng cây cỏ Mực trong xử lý nước thải làng nghề ở Việt Nam.

Lời cảm ơn

Công trình này được hỗ trợ kinh phí bởi Viện Tài nguyên và Môi trường, Đại học Quốc gia Hà Nội.

Tài liệu tham khảo

1. Aransiola SA, Ijah UJJ, Abioye OP, Bala JD. Microbial-aided Phytoremediation of Heavy Metals Contaminated Soil: A Review. *European Journal of Biological Research*. 2019;9(2):104-125.
2. Xiao C, Guo S, Wang Q, Chi R. Enhanced reduction of Lead Bioavailability in Phosphate Mining Wasteland Soil by a Phosphate-solubilizing Strain of *Pseudomonas* sp. LA, Coupled with Ryegrass (*Lolium perenne* L.) and Sonchus (*Sonchus oleraceus* L.). *Environmental Pollution*. 2021;274:116572.
3. Bortoloti G, Baron D. Phytoremediation of Toxic Heavy Metals by *Brassica* Plants: a Biochemical and Physiological Approach. *Environmental Advances*. 2022;8:100204.
4. Yahaghi Z, Shirvani M, Nourbakhsh F, de la Peña TC, Pueyo JJ, Talebi M. Isolation and Characterization of Pb-solubilizing Bacteria and Their Effects on Pb Uptake by *Brassica juncea*: Implications for Microbe-assisted Phytoremediation. *Journal of Microbiology and Biotechnology*. 2018;28(7):1156-1167.
5. Noble A, Taneer FBG, Osuji J. The Effect of Ripe Plantain Peels Waste on the Phytoextraction of Pb and Cd by *Echinochloa colona* (L.) Link. *International Journal of Natural Resource Ecology and Management*. 2018;3(1):19.
6. Do QT, Luu TA, Dao MT. Phosphate-solubilizing Bacteria Enhance the Growth and Lead Removal of Weed Plants (*Echinochloa colona*). *Acta Fytotechnica et Zootechnica*. 2022;5(4):333-341.
7. Do QT. Enhance the Phytoremediation Efficiency of *Echinochloa colona* for Pb-contaminated Soil by Phosphorus Solubilizing Bacteria. *Acta Agriculturae Slovenica*. 2022;118(3):1-9.
8. Boonyapookana B, Parkplan P, Techapinyawat S, De Laune RD, Jugsujinda A. Phytoaccumulation of Lead by Sunflower (*Helianthus annuus*), Tobacco (*Nicotianatabacum*), and Vetiver (*Vetiveriazizanioides*). *Journal of Environmental Science and Health, Part A, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. 2005;40:117-137.
9. Jasoni RL, Cothren JT, Morgan PW, Sohan DE. Circadian Ethylene Production in Cotton. *Plant Growth Regulation*. 2002;36(2):31-37.
10. Harley JP, Prescott LM. *Laboratory Excesses in Microbiology*. 3rd ed. Boston (USA): McGraw-Hill; 1996.
11. Hinchman RR, Negri MC, Gatliff EG. *Phytoremediation: Using Green Plants to Clean up Contaminated Soil, Groundwater, and Wastewater*. Argonne National Laboratory Hinchman, Applied Natural Sciences, Inc; 1995.
12. Wang X, Zhou QX. Distribution Forms of Cadmium, Lead, Copper and Zinc in Soil and Its Influences by Modifier. *Journal of Agro-Environment Science*. 2003;22:541-545.
13. Price WJ. *Spectrochemical Analysis by Atomic Absorption*. London (UK): Heydon and Sons Ltd. 1979;254-255.
14. United States Environmental Protection Agency (USEPA). *Introduction to Phytoremediation*. EPA 600/R-99/107, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH; 2000.
15. Chandrasekher C, Ray JG. Copper Accumulation, Localization and Antioxidant Response in *Eclipta alba* L. in Relation to Quantitative Variation of the Metal in Soil. *Acta Physiologiae Plantarum*. 2017;39:205.
16. Charazińska S, Burszta-Adamiak E, Lochyński P. The Efficiency of Removing Heavy Metal Ions from Industrial Electropolishing Wastewater Using Natural Materials. *Scientific Reports*. 2022;12:17766.
17. Fahad HG. *A Study of Efficiency of Different Microorganisms in Thorium Sorption from Aqueous Solutions [Thesis]*. Baghdad: College of Science, Baghdad University; 1994.
18. Dhabab JM. Removal of Some Heavy Metal Ions from Their Aqueous Solutions by Duckweed. *Toxicology and Environmental Health Sciences*. 2011;3(6):164-170.

19. Gallardo T, Maria B, Robert F, Martin F. Lead Accumulation by Three Aquatic Plants. Symposia papers presented before the division of Environmental Chemistry. American Chemical Society. 1999;39(2):46-47.
20. Al-Bayati SMH. Removal of Copper and Lead Metals from Water Ecosystem by Water Hyacinth *Eichhorniacrassipes* (Mart.) Solm [Thesis]. Baghdad: College of Science for women, University of Baghdad; 2008.
21. Lindsay WL. Chemical Equilibria in Soils. New York: John Wiley and Sons; 1979.
22. Forsner U, Wittman GT. Metal Pollution in the Aquatic Environment. 2nd edition. Berlin: Springer-Verlag; 1981.
23. Esposito A, Pagnanelli F, Veglio FI. Plant Proving Their Worth in Toxic Metal. Chemical Engineering Science. 2002;57:307-313.
24. Goswami R, Thakur R, Sarma KP. Uptake of Lead from Aqueous Solution using *Eichhomia crassipes*: Effect on Chlorophyll Content and Photosynthetic Rate. International Journal of ChemTech Research. 2010;2(3):1702-1705.
25. Baharudin B, Mohd S. Lead and Cadmium Removal in Synthetic Wastewater Using Constructed Wetland. Faculty of Chemical & Natural Resources Eng. Pahang: University Pahang; 2008.
26. Traunfeld JH, Clement DL. Lead in Garden Soils. Home and Garden. Maryland Cooperative Extension, Maryland: University of Maryland; 2001.
27. Uysal Y, Taner F. Effect of pH, Temperature and Lead Concentration on the Bioremoval of Lead from Water Using *L. minor*. International Journal of Phytoremediation. 2009;11:591-608.
28. Chong Y, Hu H, Qian Y. Effects of Inorganic Nitrogen Compounds and pH on the Growth of Duckweed. Journal of Environmental Sciences. 2003;24:35-40.
29. Ashokkumar B, Jothiramalingam S, Thiyagarajan SK, Hidhayathullakhan T, Nalini R. Phytoremediation of Tannery Polluted Soil Using *Eclipta Alba* (karisalankanni). International Journal of Current Research in Chemistry and Pharmaceutical Sciences. 2014;1(3):01-05.
30. Marrugo-Negrete J, Marrugo-Madrid S, Pinedo-Hernández J, Durango-Hernández J, Díez S. Screening of Native Plant Species for Phytoremediation Potential at a Hg-contaminated Mining Site. Science of the Total Environment. 2016;542:809-816.
31. Ghorri NH, Ghorri T, Hayat MQ, Imadi SR, Gul A, Altay V, et al. Heavy Metal Stress and Responses in Plants. International Journal of Environmental Science and Technology. 2019;16:1807-1828.
32. Shaik J, Sumithra S, Senthilkumar P. Mercury Uptake and Translocation by Indigenous Plants. Rasayan Journal of Chemistry. 2018;11:1-12.
33. Verbruggen N, Hermans C, Schat H. Molecular Mechanisms of Metal Hyperaccumulation in Plants. New Phytologist. 2009;181(4):759-776.
34. Gupta AK, Sinha S. Phytoextraction Capacity of the *Chenopodium album* L. Growing on Soil Amended with Tannery Sludge. Bioresource technology. 2007;98:442-446.
35. MacFarlane GR, Koller CE, Blomberg SP. Accumulation and Partitioning of Heavy Metals in Mangroves: A Synthesis of Field-based Studies. Chemosphere. 2007;69:1454-1464.
36. Ahmad A, Ghufuran R, Zularisam AW. Phytosequestration of Metals in Selected Plants Growing on a Contaminated Okhla Industrial Areas, Okhla, New Delhi, India. Water Air Soil Pollution. 2011;217:255-266.
37. Nazir A, Malik RN, Ajaib M, Khan N, Siddiqui MF. Hyperaccumulators of Heavy Metals of Industrial Areas of Islamabad and Rawalpindi. Pakistan Journal of Botany. 2011;43(4):1925-1933.
38. Kim IS, Kang HK, Johnson-Green P, Lee EJ. Investigation of Heavy Metal Accumulation in *Polygonum thunbergii* for Phytoextraction. Environmental Pollution. 2003;126:235-243.
39. Yoon Y, Cao X, Zhou Q, Ma LQ. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in Native Plants Growing on a Contaminated Florida Site. Science of the Total Environment. 2006;368:456-464.
40. Sun YB, Zhou QX, Diao CY. Effects of Cadmium and Arsenic on Growth and Metal Accumulation of Cd Hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. Bioresource Technology. 2008;99:1103-1110.