

# Đánh giá khả năng xử lý asen trong đất của một số loài thực vật bản địa mọc xung quanh khu mỏ chì kẽm Chợ Đồn, tỉnh Bắc Kạn

Nguyễn Thị Hoàng Hà<sup>1,\*</sup>, Bùi Thị Kim Anh<sup>2</sup>, Tống Thị Thu Hà<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Khoa Địa chất, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội, 334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam

<sup>2</sup>Viện Công nghệ Môi trường, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, Hà Nội, Việt Nam

<sup>3</sup>Viện Khoa học Địa chất và Khoáng sản, Bộ Tài nguyên và Môi trường

Nhận ngày 02 tháng 8 năm 2016

Chỉnh sửa ngày 22 tháng 9 năm 2016; chấp nhận đăng ngày 28 tháng 10 năm 2016

**Tóm tắt:** Xử lý ô nhiễm môi trường bằng thực vật (Phytoremediation) là công nghệ được đánh giá có triển vọng do giá thành thấp, vận hành đơn giản và thân thiện với môi trường. Nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá khả năng xử lý asen (As) trong đất của 15 loài thực vật mọc xung quanh khu mỏ chì kẽm Chợ Đồn, tỉnh Bắc Kạn. Hàm lượng As trong các loài thực vật và trong đất tương ứng đã được phân tích, đánh giá một cách chi tiết. Kết quả nghiên cứu cho thấy, loài Dương xỉ (*Pteris vittata* L.) có khả năng siêu tích lũy As với hàm lượng As lên đến 2300 mg/kg trong thân - lá. Dựa vào hàm lượng As tích lũy trong thân - lá, hệ số vận chuyển và hệ số tích lũy, nghiên cứu đã chỉ ra một số loài thực vật có khả năng sử dụng để xử lý đất bị ô nhiễm As bao gồm cây Dương xỉ (*P. vittata* L.), Xuyên chi (*Bidens pilosa* L.) và Cỏ màn trâu (*Eleusine indica* (L.) Gaertn.).

**Từ khóa:** Asen, mỏ chì kẽm, thực vật bản địa, xử lý ô nhiễm môi trường bằng thực vật.

## 1. Giới thiệu

Asen (As) là nguyên tố phân bố tự nhiên trong nhiều khoáng vật, đá, đất, trầm tích, nước, khí quyển và sinh vật [1, 2]. As có mặt trong hơn 200 khoáng vật khác nhau bao gồm các khoáng vật của As, khoáng vật sunfua và oxit... [2]. Hàm lượng As cao thường liên quan đến các khoáng vật sunfua do sự tương đồng về tính chất hóa học của As và lưu huỳnh [2]. Hàm lượng As trung bình trong vỏ Trái Đất, đá granit, bazan, đá phiến, cát kết và đá vôi tương

ứng là 1,5; 1,3; 1,7; 10; 1 và 1 mg/kg [3-5]. Hàm lượng nền của As trong đất thường dao động trong khoảng 5-10 mg/kg [2].

Chưa có nghiên cứu nào ghi nhận As là nguyên tố dinh dưỡng của cây [6]. Thông thường, hàm lượng As xuất hiện trong cây thường nhỏ hơn 1 mg/kg [1]. Ngưỡng hàm lượng As trung bình và ngưỡng gây độc trong thân cây lần lượt là 1-1,7 và 5-20 mg/kg [7].

Phơi nhiễm As có thể gây ảnh hưởng xấu đến sức khỏe con người và gây rủi ro cao đến hệ sinh thái [8]. Các phương pháp lý - hoá học để xử lý ô nhiễm As trong đất phổ biến hiện nay thường khó khả thi khi áp dụng trong nước do giá thành xử lý cao. Công nghệ sử dụng thực

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

vật xử lý As trong đất là một trong những công nghệ thích hợp đối với điều kiện của Việt Nam hiện nay, vì nó dễ áp dụng, chi phí thấp, không cần xáo trộn cấu trúc đất cũng như thay đổi chức năng của đất [9-13]. Công nghệ chiết bằng thực vật (phytoextraction), là một dạng công nghệ phổ biến trong công nghệ sử dụng thực vật để xử lý; công nghệ này sử dụng các thực vật tích lũy lượng lớn kim loại nặng ở phần trên mặt đất của cây, sau đó có thể thu hoạch sinh khối này và di chuyển ra khỏi vùng ô nhiễm [11, 12, 14, 15]. Các loài thực vật bản địa thường có khả năng chống chịu tốt hơn với những thay đổi của môi trường sống so với các loài ngoại lai [16]. Do đó, trên thực tế, các loài thực vật bản địa thường được nghiên cứu, đánh giá và sử dụng để xử lý ô nhiễm tại khu vực đó. Nhiều nghiên cứu đã được thực hiện nhằm đánh giá khả năng tích lũy As trong thực vật mọc tự nhiên xung quanh khu vực khai thác và chế biến khoáng sản [17-19].

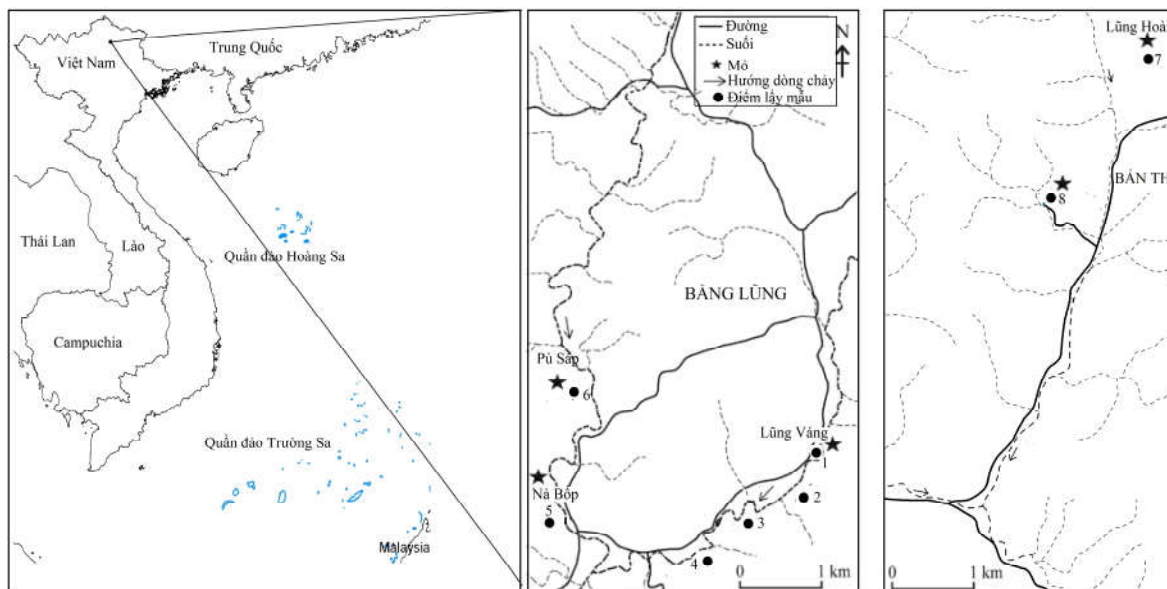
Nghiên cứu này được thực hiện nhằm (1) xác định hàm lượng As trong các loài thực vật mọc xung quanh khu mỏ chì kẽm Chợ Đồn, tỉnh Bắc Kạn và (2) đánh giá khả năng sử dụng các loài thực vật này trong xử lý ô nhiễm As trong đất.

## 2. Phương pháp nghiên cứu

### 2.1. Khảo sát thực địa

Khu mỏ chì kẽm Chợ Đồn thuộc huyện Chợ Đồn, tỉnh Bắc Kạn (Hình 1). Hoạt động khai khoáng bắt đầu từ thế kỷ 18 và tiếp tục đến ngày nay [20]. Lượng mưa trung bình vào mùa mưa và mùa khô tại khu vực nghiên cứu lần lượt là 100-600 mm/tháng và 8-22 mm/tháng; độ ẩm mùa mưa và mùa khô tương ứng là 76-88% và 35-45%. Nhiệt độ trung bình cao nhất và thấp nhất tương ứng là 31-36°C và 10-11°C.

Mẫu đất và mẫu cây được lấy tại 8 điểm xung quanh khu mỏ chì kẽm Chợ Đồn với khoảng cách giữa các điểm lấy mẫu khoảng 0,5-3 km và 1 mẫu tại khu vực ít chịu ảnh hưởng của hoạt động khai khoáng và hoạt động nhân sinh (khu vực đối chứng). Khoảng 500 g đất được lấy tại tầng mặt (0-20 cm) tại mỗi vị trí lấy mẫu. Mẫu cây được lựa chọn dựa vào mức độ phổ biến trong khu vực nghiên cứu. Tổng số 159 mẫu cây thuộc 15 loài thực vật được lấy và phân loại tại khu vực nghiên cứu năm 2015 (Bảng 1). Mẫu sau khi lấy được bảo quản và vận chuyển về phòng thí nghiệm.



Hình 1. Vị trí lấy mẫu xung quanh khu mỏ chì kẽm Chợ Đồn.

Bảng 1. Họ, loài và số lượng mẫu thực vật được lấy xung quanh khu mỏ chì kẽm Chợ Đồn và khu vực đối chứng

STT	Ký hiệu	Họ	Loài	Số mẫu
1	Age	Asteraceae	<i>Ageratum houstonianum</i> Mill.	12
2	Bid	Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i> L.	6
3	Dip	Athyriaceae	<i>Diplazium esculentum</i> (Retz.) Sw.	9
4	Ele	Poaceae	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	9
5	Hou	Saururaceae	<i>Houttuynia cordata</i> Thunb.	9
6	Kyl	Cyperaceae	<i>Kyllingia nemoralis</i>	12
7	Lee	Poaceae	<i>Leersia hexandra</i> Sw.	9
8	Lyg	Lygodiaceae	<i>Lygodium flexuosum</i> (L.) Sw.	6
9	Nep	Lomariopsidaceae	<i>Nephrolepis cordifolia</i> (L.) Presl.	9
10	Pte	Pteridaceae	<i>Pteris vittata</i> L.	24
11	Sac	Poaceae	<i>Saccharum spontaneum</i> L.	9
12	Sci	Cyperaceae	<i>Scirpus juncooides</i> Roxb.	9
13	Sel	Selaginellaceae	<i>Sellaginella delicatula</i> (Desv.) Alst.	15
14	The	Thelypteridaceae	<i>Thelypteris noveboracensis</i>	9
15	Thy	Poaceae	<i>Thysanolaena latifolia</i>	12

## 2.2. Các phương pháp phân tích

Mẫu đất được sấy khô ở nhiệt độ 80°C trong 3 ngày, nghiền mịn, trộn đều và phá mẫu sử dụng hỗn hợp axit HNO<sub>3</sub>:HCl = 1:3. Quy trình phá mẫu được thực hiện sử dụng lò vi sóng Multiwave PRO (Anton Paar). Mẫu đất (1000 mg ± 5 mg) sau khi phá được cho vào lọ đựng mẫu, định mức đến 10 ml sử dụng nước cất (deionized) [21].

Mẫu cây được rửa sạch bằng nước cất, sấy khô ở nhiệt độ 80°C trong 2 ngày, sau đó được nghiền mịn. Mẫu cây (200 mg) được phá bằng hỗn hợp H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:HF:HNO<sub>3</sub> = 2:5:10.

Hàm lượng As trong mẫu đất và mẫu thực vật được xác định sử dụng thiết bị Quang phổ Hấp thụ Nguyên tử (AAS 280FS, VGA77, Agilent) tại Phòng thí nghiệm Trọng điểm cấp Đại học Quốc gia Hà Nội về Địa môi trường và Ứng phó Biến đổi Khí hậu. Mẫu đối chứng và các mẫu chuẩn của đất (NIST-SRM 2587, National Institute of Standard and Technology, USA) và cây (NIES CRM No. 1, National Institute for Environmental Studies, Japan) được sử dụng nhằm đảm bảo độ chính xác và tin cậy của kết quả phân tích.

## 2.3. Hệ số tích lũy và hệ số vận chuyển

Hệ số tích lũy (Bioconcentration factor - BCF) là tỉ số giữa hàm lượng As trong thân - lá với hàm lượng tương ứng trong đất [22, 23]. Hệ số tích lũy BCF phản ánh khả năng tích lũy As từ đất vào cây và được sử dụng để đánh giá tiềm năng xử lý ô nhiễm của các loài thực vật.

Hệ số vận chuyển (Translocation factor - TF) là tỉ số giữa hàm lượng As trong thân - lá với hàm lượng tương ứng trong rễ [24, 25].

## 2.4. Xử lý số liệu

Xử lý thống kê số liệu được thực hiện trong SPSS 20.0.

## 3. Kết quả và thảo luận

### 3.1. Hàm lượng As trong đất và thực vật

Kết quả nghiên cứu cho thấy, hàm lượng As trong tất cả các mẫu đất lấy xung quanh khu mỏ chì kẽm đều cao hơn trong mẫu khu vực đối chứng (p<0,001). Hàm lượng As xung quanh khu mỏ cao hơn khoảng 102-1180 lần hàm

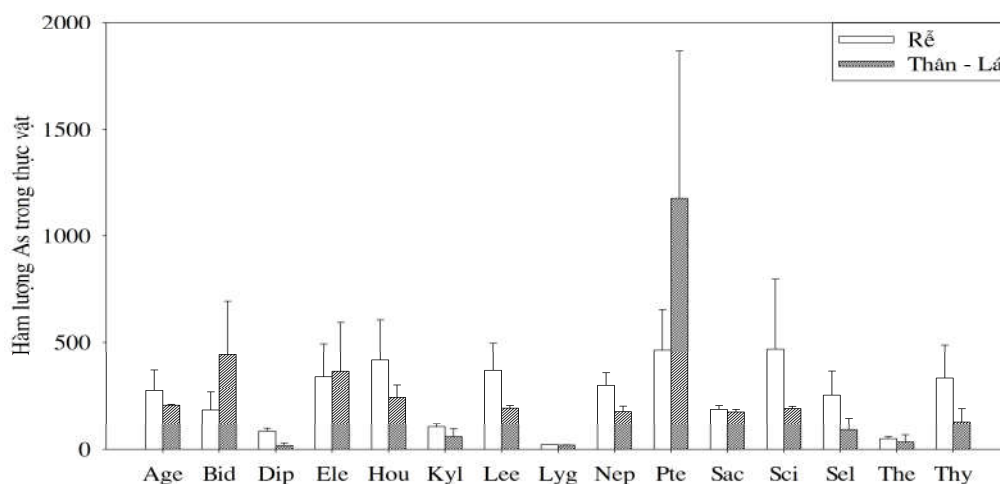
lượng tương ứng trong khu vực đối chứng. Hàm lượng As trong đất dao động trong khoảng 489-5630 mg/kg. Hàm lượng As trong tất cả các mẫu đất lấy tại khu mỏ chì kẽm đều cao hơn giới hạn cho phép trong Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về giới hạn cho phép của một số kim loại nặng trong đất [26]. Hàm lượng As trong đất tại các điểm lấy mẫu xung quanh khu mỏ chì kẽm cao hơn giới hạn cho phép khoảng 34-358 lần [26]. Hàm lượng As cao trong đất có thể do sự phát tán As vào môi trường từ quá trình phong hóa đá và oxy hóa các khoáng vật sunfua như arsenopyrit (FeAsS), galena (PbS), sphalerit (ZnS), pyrit (FeS<sub>2</sub>), pyrotin (FeS) và chalcopyrit (CuFeS<sub>2</sub>) cường hóa bởi hoạt động khai khoáng [20].

Hàm lượng As trong đất có thể di chuyển và tích lũy vào thực vật mọc trên đó. Hàm lượng As cao nhất là 2300 mg/kg trọng lượng khô (mg/kg-DW) trong cây dương xỉ (*P. vittata* L.).

Hàm lượng As trong rễ của các loài thực vật *Ageratum houstonianum* Mill., *Bidens pilosa* L., *Diplazium esculentum* (Retz.) Sw., *Eleusine indica* (L.) Gaertn., *Houttuynia cordata* Thunb., *Kyllingia nemoralis*, *Leersia hexandra* Sw., *Lygodium flexuosum* (L.) Sw., *Nephrolepis cordifolia* (L.) Presl., *P. vittata* L., *Saccharum spontaneum* L., *Scirpus juncooides* Roxb., *Sellaginella delicatula* (Desv.) Alst., *Thelypteris noveboracensis* và *Thysanolaena*

*latifolia* mọc xung quanh khu mỏ lần lượt dao động trong khoảng 162-350; 156-213; 73,3-91,7; 230-448; 284-548; 84,8-119; 278-458; 16,3-23,1; 259-340; 291-861; 173-197; 237-700; 91-362; 42,1-54,3 và 172-480 mg/kg-DW; hàm lượng tương ứng ở phần trên mặt đất (thân - lá) là 203-209; 285-528; 10,2-24,2; 204-524; 197-283; 29,6-97,5; 182-199; 14,7-21,5; 158-193; 251-2300; 166-182; 183-197; 78-164; 29,8-56,5 và 63,1-184 mg/kg-DW. Kết quả nghiên cứu cho thấy, hàm lượng As trong hầu hết các loài thực vật đều cao hơn giới hạn gây độc (5-20 mg/kg) [7]. Điều này chứng tỏ khả năng chống chịu và thích nghi khá tốt của các loài thực vật thu thập tại khu vực nghiên cứu.

Sự tích lũy As trong các loài thực vật bản địa xung quanh khu mỏ kim loại đã được nghiên cứu và công bố. Hàm lượng As trong các loài *Poa annua* L., *Echium vulgare* (L.), *Sonchus asper* (L.) Hill. và *Barbera verna* (Mill.) Cây mọc xung quanh khu mỏ Sb khu vực Ribes Valley (Eastern Pyrenees) dao động trong khoảng 5,5-23 mg/kg-DW [27]. Hàm lượng As trong thực vật mọc xung quanh mỏ Sb khu vực Ouche (Cantal, Pháp) dao động trong khoảng rộng 29-426 mg/kg [28]. Wei và Chen (2006) [29] công bố hàm lượng As dao động trong khoảng 149-694 và 3-704 mg/kg trong *P. cretica* và *P. vittata* mọc tại mỏ As thuộc quận Shimen, tỉnh Hồ Nam, Trung Quốc.



Hình 2. Hàm lượng As (mg/kg) trong thực vật mọc xung quanh khu mỏ (N = 6-24).

Hàm lượng 24,5-597 mgAs/kg được ghi nhận trong thực vật mọc tại khu vực ô nhiễm As khu vực Tây Bengal, Ấn Độ [30]. Fernández và nnk. (2016) [31] ghi nhận hàm lượng As trong khoảng 30-40 mg/kg trong cây mọc trên đuôi thải mỏ Pb-Zn và Hg-As phía bắc Tây Ban Nha. Các loài thực vật mọc trên các tụ khoáng giàu Pb-Sb-Ag tỉnh Zamora (Tây Ban Nha) và mỏ Globe-Miami, Arizona (Mỹ) tích lũy lượng nhỏ As trong thân [32, 33]. Trong khi đó, các loài thực vật mọc trên khu vực chịu ảnh hưởng của hoạt động khai khoáng tại Trung Quốc tích lũy hàm lượng As (mg/kg) cao như *P. fauriei* (>1000) [34], *P. baurita* (2000), *P. cretica* (1800), *P. quadriaurita* (2900), *P. ryukyuensis* (3647) [35], và *P. vittata* (8331) [36].

### 3.2. Đánh giá tiềm năng xử lý As của một số loài thực vật

Các loài thực vật có tiềm năng xử lý kim loại trong đất thường có các đặc trưng sau: (1) siêu tích lũy kim loại trong phần trên mặt đất của cây; (2) sinh khối lớn, sinh trưởng nhanh và chống chịu sâu bệnh; (3) BCF và TF lớn hơn 1; (4) phân bố rộng rãi và có bộ rễ phát triển nhiều nhánh; (5) dễ trồng và phân bố phổ biến tại nhiều khu vực khí hậu khác nhau; và (6) dễ thu hoạch [12, 37].

Các loài siêu tích lũy As là những loài có hàm lượng As trong khí sinh ít nhất 1000 mg/kg-DW khi trồng trong mỗi trường có hàm lượng As cao [22, 38, 39]. Trong số các loài thực vật lấy tại khu vực nghiên cứu, Dương xỉ (*P. vittata* L.) siêu tích lũy As trong thân - lá (2300 mg/kg). Kết quả nghiên cứu này phù hợp với những công bố trước đây về khả năng siêu tích lũy As của loài thực vật này [13].

Hệ số tích lũy As (BCF) của 15 loài thực vật dao động trong khoảng rộng 0,01-1,19 (Bảng 2). Hệ số tích lũy As của các loài thực

thực vật mọc xung quanh khu mỏ chì kẽm lớn hơn hệ số tương ứng trong cây khu vực đối chứng ( $p < 0,01$ ). Điều này có thể do hàm lượng As trong khu vực mỏ chì kẽm cao hơn khu vực đối chứng. *P. vittata* L. có giá trị BCF > 1 (1,19), các loài thực vật khác đều có giá trị BCF < 1. Kết quả này phản ánh khả năng tích lũy As của các loài thực vật khác nhau. Giá trị BCF thấp còn có thể do dạng tồn tại của As trong đất. Kim loại trong đất có thể tồn tại ở dạng hòa tan, trao đổi, hấp phụ... [20, 42]. As trong khu vực nghiên cứu có nguồn gốc chính từ khoáng vật As (arsenopyrit - FeAsS) và khoáng vật sunfua, do đó As có thể tồn tại ở dạng kém linh động sinh học, điều này kết hợp với cấu trúc đất khu mỏ làm giảm khả năng tích lũy As trong cây [17].

Hệ số vận chuyển As (TF) của 15 loài thực vật nghiên cứu dao động trong khoảng 0,22-2,98 (Bảng 2). Hầu hết các loài thực vật đều có giá trị TF < 1. Giá trị TF khu vực đối chứng cao hơn tại khu mỏ chì kẽm ( $p < 0,01$ ). Giá trị TF trong *B. pilosa* L., *E. indica* (L.) Gaertn. và *P. vittata* L. cao hơn giá trị tương ứng của các loài thực vật khác ( $p < 0,05$ ). *B. pilosa* L. và *E. indica* (L.) Gaertn. có khả năng vận chuyển As từ rễ vào thân cao (Bảng 2).

Trong số 15 loài thực vật thu thập, *P. vittata* L. là loài phân bố phổ biến nhất trong khu vực nghiên cứu. *P. vittata* L. có khả năng tích lũy As cao, TF và BCF > 1. Ngoài ra, đây cũng là loài thực vật có sinh khối tương đối lớn, sinh trưởng nhanh và dễ trồng [13, 43, 44]. Do đó, *P. vittata* L. là cây được lựa chọn hàng đầu cho xử lý As trong đất. *B. pilosa* L. và *E. indica* (L.) Gaertn không phải là loài siêu tích lũy As; tuy nhiên hàm lượng As trong cây tương đối cao kết hợp với TF > 1 cho thấy đây là những loài có tiềm năng xử lý As trong đất.

Bảng 2. Hệ số tích lũy (BCF) và hệ số vận chuyển (TF) của các loài thực vật khu mỏ chì kẽm Chợ Đồn

Ký hiệu	BCF	TF
Age	0,09±0,05	0,84±0,05
Bid	0,35±0,15	<b>2,41±0,15</b>
Dip	0,05±0,03	0,22±0,03
Ele	0,43±0,39	<b>1,03±0,39</b>
Hou	0,12±0,04	0,61±0,04
Kyl	0,01±0,01	0,54±0,11
Lee	0,52±0,42	0,54±0,42
Lyg	0,36±0,11	0,78±0,11
Nep	0,40±0,26	0,59±0,26
Pte	<b>1,19±0,50</b>	<b>2,98±0,50</b>
Sac	0,12±0,03	0,94±0,23
Sci	0,15±0,01	0,54±0,11
Sel	0,23±0,23	0,43±0,23
The	0,12±0,13	0,64±0,13
Thy	0,11±0,06	0,39±0,16

#### 4. Kết luận

Trong số 15 loài thực vật thu thập quanh khu mỏ chì kẽm Chợ Đồn, *Pteris vittata* L. là loài siêu tích lũy As với hàm lượng As trong thân - lá > 1000 mg/kg-DW. Đây là loài thực vật phù hợp nhất để xử lý As trong đất khu vực nghiên cứu. *Biden spilosa* L. và *Eleusine indica* (L.) Gaertn. cũng là những loài có tiềm năng tương đối tốt. Kết quả thu được cho thấy sự cần thiết phải tiến hành các nghiên cứu ở quy mô thí nghiệm và pilot nhằm kiểm chứng khả năng sử dụng các loài thực vật này để xử lý As trong đất tại khu vực nghiên cứu.

#### Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được thực hiện với sự hỗ trợ kinh phí từ Đề tài KHCN-TB.02C/13-18 thuộc Chương trình Khoa học và Công nghệ Trọng điểm cấp Nhà nước giai đoạn 2013-2018 “Khoa học và Công nghệ phục vụ phát triển bền vững vùng Tây Bắc” và Đề tài KHCN cấp cơ sở, HĐ số 76A ngày 18/4/2016 của Viện Khoa học Địa chất và Khoáng sản. Tập thể tác giả xin chân thành cảm ơn sự hỗ trợ cần thiết đó.

#### Tài liệu tham khảo

- [1] D. Adriano, Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. New York. Springer, 2001.
- [2] P.L. Smedley, D.G. Kinniburgh, A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters, Applied Geochemistry 17 (2002) 517-568.
- [3] H.J.M. Bowen, Environmental Geochemistry of the Elements, Academic Press, London, 1979.
- [4] K.H. Wedepohl, Handbook of Geochemistry, Springer-Verlag, Berlin, (1969-1974).
- [5] S.R. Taylor, Abundance of elements in the continental crust, Geochimica et Cosmochimica Acta 28 (1964) 1273-1286.
- [6] P.J.C. Favas, J. Pratas, M.N.V. Prasad, Accumulation of arsenic by aquatic plants in large-scale field conditions: opportunities for phytoremediation and bioindicator, Science of the Total Environment 433 (2012) 390-397.
- [7] A. Kabata-Pendias, H. Pendias, Trace elements in soils and plants, CRC Press, Florida, 1986.
- [8] R. Singh, S. Singh, P. Parihar, V.P. Singh, S.M. Prasad, Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: a review, Ecotoxicology and Environmental Safety 112 (2015) 247-270.
- [9] S.D. Cunningham, D.W. Ow, Promises and prospects of phytoremediation, Plant Physiology 110(3) (1996) 715-719.
- [10] I. Raskin, P.B.A.N. Kumar, S. Dushenkov, D.E. Salt, Bioconcentration of heavy metals by plants, Current Opinion in Biotechnology 5(3) (1994) 285-290.
- [11] D.E. Salt, R.D. Smith, I. Raskin, Phytoremediation, Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology 49 (1998) 643-668.
- [12] I. Garbisu, X. Alkorta, Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment, Bioresource Technology 77 (2002) 229-236.
- [13] L.Q. Ma, K.M. Komar, C. Tu, W. Zhang, Y. Cai, E.D. Kennelley, A fern that hyperaccumulates arsenic, Nature 409 (2001) 579.
- [14] P.B.A.N. Kumar, V. Dushenkov, H. Motto, I. Raskin, Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils, Environmental Science and Technology 29(5) (1995) 1232-1238.
- [15] S.D. Ebbs, M.M. Lasat, D.J. Brandy, J. Cornish, R. Gordon, L. V. Kochian, Heavy metals in the

- environment: Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil, *Journal of Environmental Quality* 26 (1997) 1424-1430.
- [16] J.H. Yoon, S.J. Kang, C.H. Lee, T.K. Oh, *Donghaeana dokdonensis* gen. nov., sp. nov., isolated from sea water, *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 56 (2006) 187-191.
- [17] H.M. Conesa, A. Faz, R. Arnaldos, Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Union mining district (SE Spain), *Science of Total Environment* 366 (2006) 1-11.
- [18] R.C. Gonzalez, M.C.A. Gonzalez-Chavez, Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes, *Environmental Pollution* 144 (2006) 84-92.
- [19] S. Haque, J. Ji., K.H. Johannesson, Evaluating mobilization and transport of arsenic in sediments and groundwaters of Aquia aquifer, Maryland, USA, *Journal of Contaminant Hydrology* 99 (2008) 68-84.
- [20] Viện Địa chất, Điều tra tổng hợp, đánh giá tiềm năng một số khoáng sản trọng tâm (Pb-Zn, Au) ở những điểm đã được Nhà nước cho phép khai thác tận thu, phục vụ quy hoạch phát triển kinh tế - xã hội tỉnh Bắc Kạn, 2000.
- [21] USEPA, EPA Region 3 Risk-based Concentration Table, 2014. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/search/index.cfm>. Accessed September 12th, 2014.
- [22] R.R. Brooks, *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. CAB International, Wallingford, 1998.
- [23] M.I. Mattina, W. Lannucci-Berger, C. Musante, J.C. White, Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil, *Journal of Environment Pollution* 124 (2003) 375-378.
- [24] W.H. Zhang, Y. Cai, C. Tu, L.Q. Ma, Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant, *Science of the Total Environment* 300 (2002) 167-177.
- [25] W.J. Fitz, W.W. Wenzel, Arsenic transformation in the soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to remediation, *Journal of Biotechnology* 99 (2002) 259-278.
- [26] QCVN 03-MT:2015/BTNMT, Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về giới hạn cho phép của một số kim loại nặng trong đất. Bộ Tài nguyên và Môi trường, Hà Nội, 2015.
- [27] J. Bech, I. Corrales, P. Tume, J. Barceló, P. Duran, N. Roca, C. Poschenrieder, Accumulation of antimony and other potentially toxic elements in plants around a former antimony mine located in the Ribes Valley (Eastern Pyrenees), *Journal of Geochemical Exploration* 113 (2012) 100-105.
- [28] U. Jana, V. Chassany, G. Bertrand, M. Castrec-Rouelle, E. Aubry, S. Boudsocq, D. Laffray, A. Repellin, Analysis of arsenic and antimony distribution within plants growing at an old mine site in Ouche (Cantal, France) and identification of species suitable for site revegetation, *Journal of Environmental Management* 110 (2012) 188-193.
- [29] C.Y. Wei, T.B. Chen, Arsenic accumulation by two brake ferns growing on an arsenic mine and their potential in phytoremediation, *Chemosphere* 63(6) (2006) 1048-1053.
- [30] N.K. Singh, A.S. Raghubanshi, A.K. Upadhyay, U.N. Rai, Arsenic and other heavy metal accumulation in plants and algae growing naturally in contaminated area of West Bengal, India, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 130 (2016) 224-233.
- [31] S. Fernández, C. Poschenrieder, C. Marcenò, J.R. Gallego, D. Jiménez-Gámez, A. Bueno, E. Afif, Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain, *Journal of Geochemical Exploration* (2016). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.05.015>.
- [32] E. Álvarez-Ayuso, V. Otones, A. Murciego, A. García-Sánchez, I. Santa Regina, Antimony, arsenic and lead distribution in soils and plants of an agricultural area impacted by former mining activities, *Science of the Total Environment* 439 (2012) 35-43.
- [33] N. Haque, J.R. Peralta-Videa, G.L. Jones, T.E., Gill, J.L. Gardea-Torresdey, Screening the phytoremediation potential of desert broom (*Baccharis sarothroides* Gray) growing on mine tailings in Arizona, USA, *Environmental Pollution* 153(2) (2008) 362-368.
- [34] H.B. Wang, M.H. Wong, C.Y. Lan, A.J.M. Baker, Y.R. Qin, W.S. Shu, G.Z. Chen, Z.H. Ye, Uptake and accumulation of arsenic by 11 *Pteris* taxa from southern China, *Environmental Pollution* 145(1) (2007) 225-233.
- [35] M. Srivastava, L.Q. Ma, J.A.G. Santos, Three new arsenic hyperaccumulating ferns, *Science of the Total Environment* 364 (2006) 24-31.
- [36] S. Kalve, B.K. Sarangi, R.A. Pandey, T. Chakrabarti, Arsenic and chromium hyperaccumulation by an ecotype of *Pteris vittata* - prospective for phytoextraction from

- contaminated water and soil, *Current Science* 100 (2011) 888-894.
- [37] N.T.H. Hà, M. Sakakibara, S. Sano, M.T. Nhuan, Uptake of metals and metalloids by plants growing in a lead-zinc mine area, Northern Vietnam, *Journal of Hazardous Materials* 186 (2011) 1384-1391.
- [38] M.E. Watanabe, Phytoremediation on the brink of commercialization, *Environmental Science Technology* 31 (1997) 182-186.
- [39] R.D. Reeves, A.J.M. Baker, I. Raskin, B.D. Ensley, Metal-accumulating plants. In: *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*, 1st ed., John Wiley and Sons, New York, 2000.
- [40] X. Xian, Effect of chemical forms of cadmium, zinc, and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants, *Plant and Soil* 113 (1989) 257-264.
- [41] X. Xian, G.I. Shokohifard, Effect of pH on chemical forms and plant availability of cadmium, zinc, and lead in polluted soils, *Water, Air, and Soil Pollution* 45 (1989) 265-273.
- [42] L. Rodriguez, E. Ruiz, J. Alonso-Azcarate, J. Rincon, Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain, *Journal of Environment Management* 90 (2009) 1106-1116.
- [43] C. Tu, L.Q. Ma, B. Bondada, Arsenic accumulation in the hyperaccumulator Chinese Brake and its utilization potential for phytoremediation, *Journal of Environmental Quality* 31 (2002) 1671-1675.
- [44] M.I.S. Gonzaga, J.A.G. Santos, L.Q. Ma, Phytoextraction by arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. from six arsenic-contaminated soils: Repeated harvests and arsenic redistribution, *Environment Pollution* 154 (2008) 212-218.

## The Potential of Plant Species Growing Around Cho Don Lead - Zinc Mine for Phytoremediation of Arsenic

Nguyen Thi Hoang Ha<sup>1</sup>, Bui Thi Kim Anh<sup>2</sup>, Tong Thi Thu Ha<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Faculty of Geology, VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam*

<sup>2</sup>*Institute of Environmental Technology, Vietnam Academy of Science and Technology*

<sup>3</sup>*Vietnam Institute of Geosciences and Mineral Resources, Ministry of Natural Resources and Environment of the Socialist Republic of Vietnam*

**Abstract:** Phytoremediation is a potential, simple application, cost-effective, and environmental friendly technology for remediation of contaminated environment. This study was conducted to evaluate the potential of 15 plant species growing naturally at one of the largest Pb-Zn mines in northern Vietnam for phytoremediation of As. Total concentrations of As were determined in the plant and in associated soil. The results indicate that hyperaccumulation level of As was obtained in *Pteris vittata* L. (2300 mg/kg dry weight in the frond). Based on bioconcentration and translocation factors, *P. vittata* L.; *Biden spilosa* L. and *Eleusine indica* (L.) Gaertn. are potential plant species for phytoremediation of As contaminated soil.

**Keywords:** Arsenic, lead-zinc mine, indigenous plant, phytoremediation.