

## **GIẢM ĐỘC TỔ CADMIUM DI ĐỘNG TRONG ĐẤT NÔNG NGHIỆP Ô NHIỄM BẰNG THAN SINH HỌC (PHỤ PHẨM CÂY LÚA) VÀ ĐÁ PERLITE**

**Đinh Thị Lan Phương<sup>1</sup>, Vũ Thị Khắc<sup>2</sup>, Nguyễn Thị Hằng Nga<sup>3</sup>, Đặng Tuấn Anh<sup>4</sup>**

**Tóm tắt:** Mục tiêu của nghiên cứu này là so sánh hiệu quả xử lý Cadmium (Cd) di động trong đất nông nghiệp bị ô nhiễm Cd bởi các vật liệu phổ biến, bao gồm đá perlite, than sinh học từ phụ phẩm rơm rạ (tro rơm và tro trấu). Thí nghiệm được thực hiện trong phòng với ba tỉ lệ trộn 0,5 – 1 – 1,5% về khối lượng vật liệu. Hiệu quả làm giảm độc tố Cd di động được đánh giá sau 30 – 40 – 50 – 60 ngày trộn. Kết quả thí nghiệm đã chỉ ra đá perlite cho hiệu quả làm giảm Cd di động cao nhất so với hai vật liệu còn lại. Tỉ lệ trộn đá perlite 1% và 1,5% cho hiệu quả xử lý Cd di động cao hơn so với tỉ lệ 0,5% và đạt mức tối ưu trên 99% sau 40 ngày trộn. Đứng thứ hai là vật liệu tro trấu xử lý Cd di động đạt mức tối ưu sau 50 ngày với tỉ lệ trộn 1,5%. Hiệu quả thấp nhất là tro rơm xử lý Cd di động đạt mức tối ưu sau thời gian 60 ngày với tỉ lệ trộn 1,5%.

**Từ khóa:** Than sinh học, đá perlite, xử lý Cd di động trong đất ô nhiễm

### **1. GIỚI THIỆU CHUNG**

Cadmium (Cd) là nguyên tố không cần thiết và FAO được liệt kê vào danh sách chất độc hại thứ sáu gây nguy hiểm cho con người. Ô nhiễm cadimi hiện đang là vấn đề nghiêm trọng đe dọa sức khỏe con người, đặc biệt ở các khu vực nông nghiệp đông dân cư. Dạng Cd di động trong đất (dạng có thể trao đổi và liên kết với cacbonat) dễ được cây trồng hấp thụ, gây hại cho sự sinh trưởng và phát triển của cây trồng, ảnh hưởng đến chất lượng và năng suất cây trồng (Solgi E. et al., 2012). Kết quả là Cd đi vào con người qua chuỗi thức ăn, làm tổn thương phổi, gan, thận, xương và các cơ quan sinh sản, gây độc cho hệ thống miễn dịch và tim mạch (Tian H.Z. et al., 2012).

Hiện nay, ô nhiễm Cd trong đất đã trở thành vấn đề môi trường nghiêm trọng trên toàn cầu (Rehman M.Z. et al., 2018, Dala-Paula B.M. et al.,

2018). Trên thế giới, ô nhiễm Cd được tìm thấy với các nồng độ khác nhau trong đất nông nghiệp Châu Á, Bắc Mỹ và Châu Âu (Chavez E. et al, 2016). Cd xuất hiện trong đất, sau khi hòa tan tạo dạng Cd di động sẽ tham gia các phản ứng hóa học, di chuyển và chuyển hóa trong thực vật (Rao Z.X. et al., 2018). So với chì, đồng, kẽm và asen, lượng Cd trong môi trường nhỏ hơn nhiều nhưng lại được cây trồng như lúa mì và lúa hấp thụ dễ dàng. Điều này được giải thích do Cd có hệ số làm giàu cao hơn nên dễ di chuyển từ đất sang lúa hơn các kim loại khác (Zhua G.X. et al., 2018). Cu và Cd là hai kim loại nặng độc hại phổ biến được tìm thấy trong lúa (Rao Z.X. et al., 2018). Nếu ăn phải các sản phẩm nông nghiệp và nước uống bị ô nhiễm Cd thường xuyên, các triệu chứng của ngộ độc Cd mãn tính sẽ xuất hiện sau một thời gian.

Cd có trong đất nông nghiệp thông qua nguồn nước tưới ô nhiễm, phân bón, thuốc bảo vệ thực vật, sự lắng bụi từ khai thác khoáng sản và các hoạt động đốt than trong nhiệt điện và sản xuất. Nước tưới dùng cho sản xuất nông nghiệp chủ yếu lấy từ nguồn nước ngầm và tận

---

<sup>1</sup> Khoa Hóa và Môi Trường, Trường Đại học Thủy lợi

<sup>2</sup> Công nghệ và Môi trường - Liên minh hợp tác xã Việt Nam

<sup>3</sup> Khoa Kỹ thuật Tài nguyên nước, Trường Đại học Thủy lợi

<sup>4</sup> Ban QLDA đầu tư xây dựng công trình nông nghiệp và PTNT tỉnh Hà Tĩnh

dụng nước thải chưa qua xử lý hoặc xử lý chưa đạt yêu cầu. Biến đổi khí hậu làm nhiều vùng canh tác khan hiếm nước tưới vào mùa khô phải tận dụng nguồn nước thải làm nguồn tưới. Bên cạnh đó, áp lực về tăng năng suất và mẫu mã nông sản dẫn đến lạm dụng phân bón hóa học. Điều này dẫn đến sự tích lũy các ion Cd trong đất canh tác là nguyên nhân Cd đi vào cây trồng đe dọa đến sức khỏe con người (Zhua G.X. et al., 2018).

Tại Trung Quốc, hàm lượng Cd trong ngũ cốc đã được ghi nhận là gia tăng trong những năm gần đây. Phần lớn các mẫu đất nông nghiệp ở Trung Quốc đều có hàm lượng Cd vượt quá tiêu chuẩn khoảng 7% (Theo Tiêu chuẩn Chất lượng Môi trường Quốc gia về Đất của Trung Quốc, đất có lượng cadimi lớn hơn 1 mg/kg được coi là ô nhiễm). Khoảng 20 triệu ha đất canh tác ở Trung Quốc đang bị ô nhiễm Cd nghiêm trọng, chiếm 1/5 tổng diện tích đất canh tác (Wang H.F. et al., 2018). Tại Việt Nam, phần lớn hệ thống tưới cho lúa bị thiếu nước vào mùa khô nên nhiều vùng sử dụng các nguồn thải làm nguồn tưới. Các lưu vực sông Nhuệ, sông Cầu, hệ thống thủy lợi Bắc Hưng Hải... là nguồn tưới chính cho hệ thống lúa ở lưu vực sông Hồng. Ngoài vai trò cung cấp nước tưới, các hệ thống thủy lợi này đều là nơi tiếp nhận một lượng lớn nước thải từ sinh hoạt và sản xuất, tiềm ẩn nguy cơ ô nhiễm kim loại nặng, trong đó có cả Cd. Một khi Cd có trong nguồn nước tưới, nó sẽ tích lũy trong đất nông nghiệp và đi vào lương thực (Peng L. et al., 2019). Một khảo sát tại 61 vị trí rải rác khắp miền Bắc cho kết quả khác biệt lớn về hàm lượng Cd trong hạt gạo giữa vùng trũng và vùng cao (Anh T. K. Bui et al., 2020). Trong khi Cd không được tìm thấy trong hầu hết mẫu hạt gạo từ các cánh đồng thuộc vùng cao, thì Cd đã tìm thấy trong gạo ở những vùng trũng với hàm lượng trung bình là 0,033 ppm. Nguyên nhân chính của sự khác biệt là ô nhiễm Cd từ nguồn nước tưới.

Việc loại bỏ Cd ra khỏi đất canh tác rất khó

thực hiện khi áp dụng trên diện rộng cho hàng trăm nghìn ha lúa. Có nhiều biện pháp như chọn giống cây trồng và chất cải tạo đất Si hoặc các vật liệu giàu Si có thể giảm thiểu sự tích tụ Cd trong cây lúa. Si đã được chứng minh là có khả năng làm giảm Cd di động trong đất (Anh T. K. Bui et al., 2020). Si là nguyên tố có sẵn trong đất có thể góp phần giảm thiểu Cd trong thực vật, tuy nhiên Si lại tồn tại chủ yếu trong thành phần khoáng vật làm cây lúa không hấp thu được. Hàm lượng Si hòa tan trong đất rất thấp, chẳng hạn ở vùng đồng bằng sông Hồng hàm lượng Si hòa tan chỉ dưới 5 ppm. Do đó, trong nghiên cứu này, các vật liệu phổ biến giàu Si bao gồm than sinh học từ tro rơm, tro trấu và đá perlite được lựa chọn để giảm thiểu độc tố Cd di động trong đất ô nhiễm Cd.

## 2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

### 2.1. Vật liệu

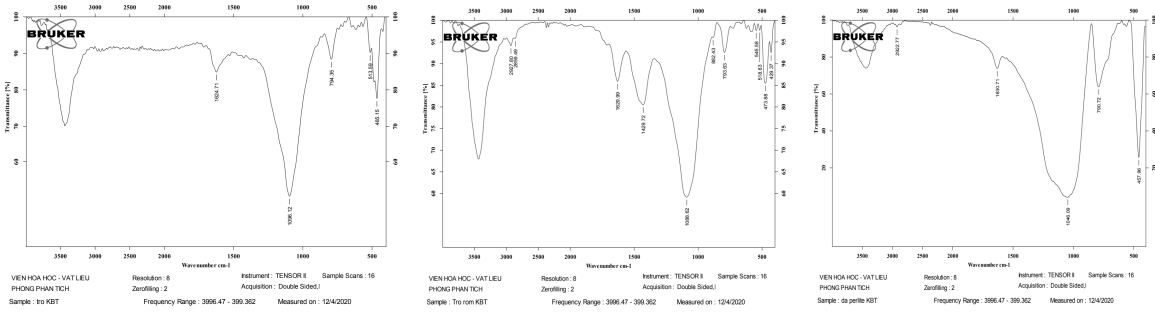
*Thời gian, địa điểm thí nghiệm:* Thí nghiệm (TN) được thực hiện từ tháng 08/2020-12/2020 tại khu thí nghiệm nhà B5, Đại học Thủy Lợi, Hà Nội, tọa độ 21°0'26,957''B, 105°49'28,27''Đ.

*Đất thí nghiệm:* Đất thí nghiệm là đất phù sa trung tính ít chua, trồng lúa bị ô nhiễm kim loại Cd (đã được kiểm soát) từ khu thí nghiệm nhà Lưới Học viện Nông nghiệp I, Gia Lâm, Hà Nội (21°0'21,918''B, 105°49'28,928''Đ) với nồng độ Cd tổng số 5,125 ppm, Cd di động là 0,048 ppm.

**Bảng 1. Một số tính chất lí hóa của đất thí nghiệm**

STT	Chỉ tiêu	Kết quả thử nghiệm
1	OC	0,81 – 1,05%
2	CEC	51,12–53,04 meq/100g
3	pHKCl	5,9–6,2
4	Cd tổng số	5,125 ppm
5	Cd di động	0,048 ppm

Vật liệu nghiên cứu: Gồm than sinh học tro trấu (TT), tro rơm (TR) và đá perlite (ĐP).



Hình 1. Ảnh IR của than sinh học: tro trấu (trái) và tro rom (giữa) và đá perlite (phải)

Trong nghiên cứu này, TT được tạo ra bằng cách nung yếm khí trấu ở 400-450 °C trong 06 h, sau khi thành phẩm đem nghiền thành các hạt nhỏ đường kính 0,1 mm. Rom được phơi khô, cắt nhỏ thành các mảnh dài 1 cm, sau đem

nung yếm khí ở 400-450 °C trong 06 h; khi thành phẩm TR được nghiền thành các hạt nhỏ đường kính 0,1 mm. ĐP được sấy khô ở 105 °C trong 72 h, sau nghiền thành các hạt nhỏ đường kính 0,1 mm.

Bảng 2. Một số tính chất lí hóa của vật liệu thí nghiệm

STT	Chỉ tiêu	Tro trấu	Tro rom	Đá pelite
1	pH	8,7 – 8,9	8,6 – 8,8	6,6 – 7,6
2	CEC	49,8–55,2 meq/100g	45,6 – 47,8 meq/100g	3 – 5 meq/100g
3	Độ rỗng	57,24 – 60,14%	55,32 – 56,13%	75,2 – 76,1%

## 2.2. Công thức và bố trí thí nghiệm

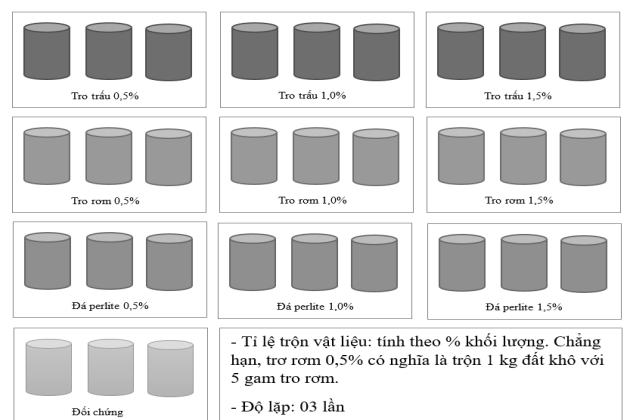
Các công thức thí nghiệm (TN): TT trộn với đất theo các tỉ lệ 0,5 – 1 – 1,5%. TR trộn với đất theo các tỉ lệ 0,5 – 1 – 1,5%. ĐP trộn với đất theo các tỉ lệ 0,5 – 1 – 1,5%. Công thức (CT) đối chứng (ĐC) là đất ô nhiễm Cd không sử dụng vật liệu hấp phụ.

Chậu thí nghiệm là túi PE nông nghiệp có đường kính 20 cm, cao 25 cm.

Bố trí thí nghiệm: Các chậu thí nghiệm được sắp xếp theo kiểu khối ngẫu nhiên đầy đủ với mỗi khối chứa tất cả CT của một lần nhắc lại. Mỗi TN bao gồm 03 CT và thực hiện 03 lần nhắc lại. Đất sau khi trộn đều vật liệu được đổ nước khử ion từ từ cho đến khi bão hòa, sau đó đổ ngập 0,5 cm trên bề mặt. Thực hiện đảo đất 2 ngày/lần và bổ sung nước khử ion định kỳ đảm bảo duy trì mức ngập bề mặt 0,5 cm.

Lấy mẫu đất: Mẫu đất được lấy vào các thời điểm sau trộn là 30, 40, 50, 60 ngày ở độ sâu 0 - 20 cm.

Mẫu được phơi khô tự nhiên, nghiền nhỏ, rây qua rây 1 mm trước khi phân tích.



Hình 2. Sơ đồ bố trí thí nghiệm

## 2.3. Chỉ tiêu và phương pháp phân tích

Chỉ tiêu phân tích: Các chỉ tiêu phân tích đất bao gồm  $pH_{KCl}$ , Cd di động.

Phương pháp phân tích: Cân chính xác 5,0 g mẫu đất khô đã qua rây 1 mm lắc trong 2 giờ với

25 mL axit pentacetic dietylen triamine trên máy lắc (McLaughlin et al., 2000). Dung dịch hỗn hợp sau lắc được lọc qua giấy lọc Whatman. Cd di động trong các dung dịch lọc được đo trên máy AAS tại Phòng Thí nghiệm Đất Nước và Môi trường (Đại học Thủy Lợi).

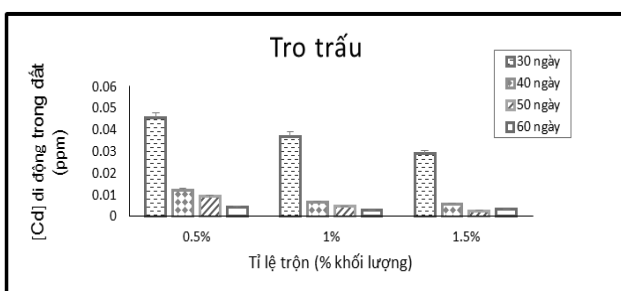
#### 2.4. Xử lý số liệu

Xử lý số liệu bằng phần mềm excel, kiểm định sự khác biệt các giá trị trung bình của các nghiệm thức qua phép kiểm định thống kê T-test độc lập.

### 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

#### 3.1. Sự cố định Cd di động bởi tro trấu

Trong 30 ngày đầu, hiệu quả giảm lượng Cd di động trong đất ở các công thức trộn tro trấu theo tỉ lệ 0,5% – 1% – 1,5% tương ứng là 4,8% - 22,8% - 39,8%. So với hai tỉ lệ trộn còn lại, tỉ lệ tro trấu 1,5% làm giảm Cd di động cao hơn 5 – 9 lần. Sự giảm Cd di động sâu hơn xuất hiện ở thời điểm sau 40 ngày, lúc này hàm lượng Cd di động trong cả 3 công thức đều giảm hơn 70%. Trong đó, tỉ lệ trộn tro trấu 1,5% làm giảm đến 87,8% lượng Cd di động trong đất. Như vậy, sau 40 ngày thử nghiệm vật liệu, công thức trộn 1,5% tro trấu làm hàm lượng Cd di động chỉ còn ở mức 12,2% so với ĐC. Từ kết quả của thí nghiệm này có thể thấy sự giảm Cd di động đạt hiệu quả sau 40 ngày trộn vật liệu.



Hình 3. Kết quả thử nghiệm của tro trấu

Sau 50 – 60 ngày trộn, kết quả thí nghiệm cho thấy hàm lượng Cd di động trong đất chỉ còn ở mức khá thấp, dao động trong khoảng 6 – 20% so với ĐC. Trong đó, tỉ lệ trộn tro trấu 1,5% làm giảm Cd di động lên tới 94%. Như

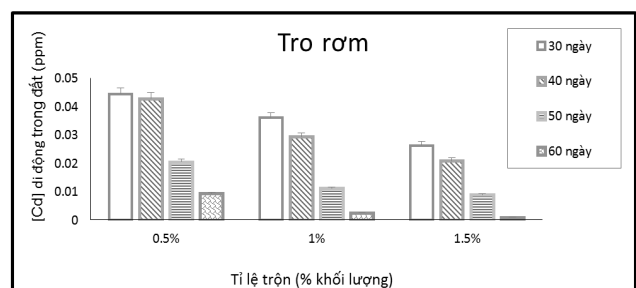
vậy, với CT trộn tro trấu tỉ lệ trộn 1,5% đạt hiệu quả xử lý Cd di động cao nhất so với hai tỉ lệ trộn 0,5% và 1%. Tỉ lệ tro trấu 1,5% cho hiệu quả xử lý Cd di động cao nhất, sau 50 ngày trộn vật liệu đã kiểm soát được hàm lượng Cd di động trong đất ở mức dưới 5,7%.

#### 3.2. Sự cố định Cd di động bởi tro rơm

Kết quả thử nghiệm cho thấy than sinh học tạo ra từ tro rơm tại thời điểm 30 ngày làm giảm không đáng kể lượng Cd di động trong đất. Hàm lượng Cd di động trung bình đo được chỉ cho kết quả giảm dưới 25% đối với các tỉ lệ trộn 0,5% và 1%. Tỉ lệ trộn tro rơm 1,5% cho kết quả giảm 45,2% lượng Cd di động trong đất.

Sự giảm Cd di động được theo dõi trong các ngày thí nghiệm tiếp theo. Cụ thể, ngày thứ 40, hàm lượng Cd di động đã giảm hơn nhiều so với ngày thứ 30, độ giảm tương ứng từ 10,8 – 56,6% tương ứng với các công thức trộn 0,5 – 1 – 1,5% khối lượng tro rơm. Trong thí nghiệm này, sự giảm Cd di động hiệu quả nhất xuất hiện từ ngày thứ 50. Cụ thể, tỉ lệ tro rơm 0,5 – 1 – 1,5 % làm giảm 57,2%, 76,8%, 81,4% lượng Cd di động tương ứng.

Sự giảm sâu tiếp diễn vào ngày thứ 60, tỉ lệ tro rơm 0,5% làm giảm 80,5% lượng Cd di động. Đối với các tỉ lệ 1% và 1,5% tro rơm còn lại đã làm giảm hoàn toàn hàm lượng Cd di động trong đất ô nhiễm, kết quả là hàm lượng Cd di động chỉ còn ở mức dưới 5%.



Hình 4. Kết quả thử nghiệm của tro rơm

Có sự khác biệt đáng kể giữa 3 tỉ lệ thí nghiệm, trong đó tỉ lệ tro rơm 1,5% cho hiệu quả xử lý cao nhất so với hai tỉ lệ 0,5% và 1% ( $P < 0,05$ ). Trong

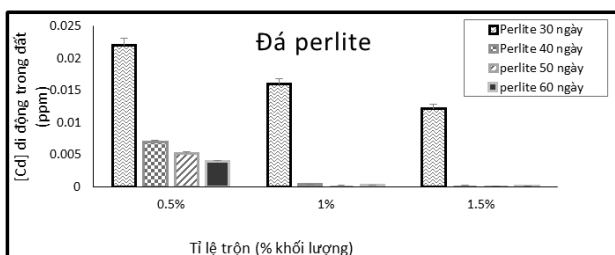
đó, tỉ lệ tro rơm 1,5% đã kiểm soát được Cd di động ở mức dưới 2% sau 60 ngày trộn vật liệu.

### 3.3. Sự cố định Cd di động bởi đá perlite

Tỉ lệ trộn ĐP 0,5% cho hiệu quả giảm Cd di động trong đất khá hiệu quả ngay từ ngày thứ 30. Cụ thể, tỉ lệ Cd di động của CT này giảm so với ĐC là 54,1%. Tỉ lệ ĐP 1,0% cho kết quả giảm sâu hơn so với ĐC vào ngày thứ 30 là 66,6%. Giảm sâu nhất tương ứng với tỉ lệ ĐP 1,5%, trong công thức này hàm lượng Cd di động giảm tới 74,5%.

Có thể quan sát khá rõ trên đồ thị cho thấy tỉ lệ trộn ĐP 0,5% giảm mạnh từ ngày thứ 30 đến ngày 60, trung bình mỗi khoảng thời gian 10 ngày, hàm lượng Cd di động giảm khoảng 0,0098 ppm, tương ứng 20,42%. Tại ngày thứ 60, tỉ lệ ĐP 0,5% làm giảm Cd di động đạt tới 91,77%. Với công thức ĐP 1%, sự giảm sâu Cd di động nhất xuất hiện vào ngày thứ 40, tại thời điểm này hàm lượng Cd di động đã giảm được 99,2%. Vào các khoảng thời gian tiếp theo (50, 60 ngày), hàm lượng Cd di động trong đất chỉ còn tỉ lệ rất thấp (dưới 1%) so với ĐC.

Công thức ĐP 1,5% cho kết quả giảm lượng Cd di động khá cao ngay từ ngày thứ 30. Tương tự như công thức ĐP 1%, sự giảm sâu nhất của CT ĐP 1,5% xuất hiện vào ngày thứ 40. Tuy nhiên, tại thời điểm này không thấy có sự khác biệt về hiệu quả xử lý Cd giữa hai tỉ lệ trộn 1% và 1,5% ( $P > 0,05$ ). Trong các khoảng thời gian từ ngày thứ 40 đến ngày 60, kết quả thí nghiệm cho thấy hàm lượng Cd di động trong đất đã được khống chế ở mức dưới 1%.



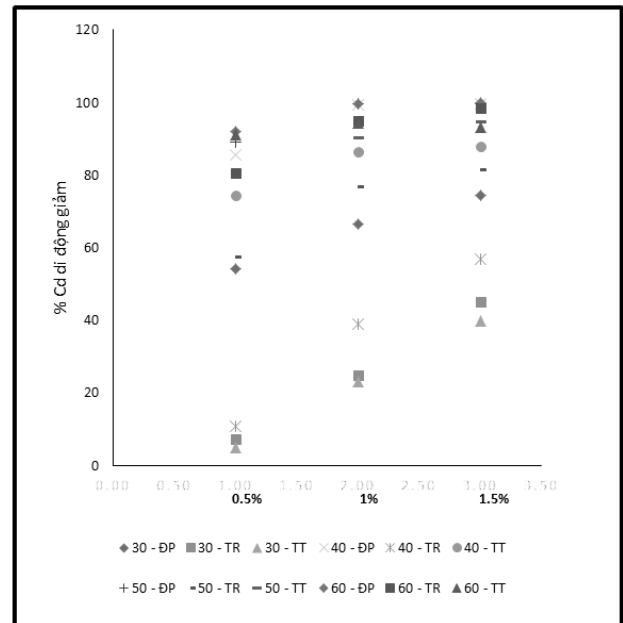
Hình 5. Kết quả thử nghiệm của đá perlite

So với tro rơm, hiệu quả làm giảm Cd di động trong đất của ĐP nhanh hơn khoảng 20 ngày.

Trong 30 ngày đầu, đá perlite cho hiệu quả xử lý Cd di động cao hơn tro rơm 39,24%. Trong 40 ngày, hiệu quả xử lý của đá perlite cao hơn 59,33%. Ngày thứ 50 – 60 hiệu quả xử lý của đá perlite cao hơn tro rơm từ 5,97 – 24,25%.

### 3.4. So sánh hiệu quả xử lý Cd di động của các vật liệu thử nghiệm

Hiệu quả xử lý Cd di động của các vật liệu thử nghiệm được trình bày trong đồ thị dưới đây:



Hình 6. So sánh hiệu quả xử lý Cd di động giữa 3 vật liệu thí nghiệm

Từ kết quả biểu diễn trên đồ thị có thể rút ra một số nhận xét sau đây: Trong khi tro rơm và tro trấu cho hiệu quả xử lý khá thấp ở 30 ngày đầu sau trộn thì đá perlite cho hiệu quả xử lý Cd di động cao nhất. Trong đó, lượng giảm Cd di động của đá perlite sau 30 ngày tương đương với hiệu quả xử lý của tro rơm sau 50 ngày và tro trấu sau 40 ngày ở cùng tỉ lệ trộn. Hiệu quả xử lý Cd di động bởi đá perlite khá cao từ ngày thứ 40 trở đi với sự kiểm soát hàm lượng Cd di động chỉ còn ở mức 0,5 – 4,5% so với ĐC.

Không có sự khác biệt đáng kể về hiệu quả xử lý Cd di động bởi đá perlite giữa 40 ngày, 50 ngày và 60 sau trộn ( $P > 0,05$ ). Tương tự, không có sự khác biệt đáng kể về hiệu quả xử lý Cd di

động bởi tro trấu giữa 50 ngày và 60 ngày sau trộn ( $P > 0,05$ ). Tro rơm cho hiệu quả xử lý Cd di động khá thấp dưới 40 ngày so với hai vật liệu còn lại. Vai trò xử lý Cd di động trong đất của tro rơm có hiệu quả tăng dần từ sau 30 đến 60 ngày thử nghiệm. Đặc biệt trong nghiên cứu này tỉ lệ tro rơm 1,5% tốt hơn so với hai tỉ lệ 0,5% và 1%, và chỉ kiểm soát Cd di động tốt nhất sau 60 ngày trộn vật liệu.

#### 4. KẾT LUẬN

Trong nghiên cứu này, hiệu quả làm giảm Cd di động trong đất ô nhiễm kim loại Cd bởi đá

perlite được đánh giá cao nhất so với than sinh học từ rơm và trấu. Trong đó, tỉ lệ trộn đá perlite 1% và 1,5% cho hiệu quả xử lý Cd di động tốt hơn so với tỉ lệ 0,5%. Sau 40 ngày trộn vật liệu, tỉ lệ 1 – 1,5% về khối lượng đá perlite cho hiệu quả xử lý Cd di động đạt mức tối ưu trên 99%. Các vật liệu tro trấu xử lý Cd di động chỉ đạt mức tối ưu sau 50 ngày và tro rơm xử lý Cd di động chỉ đạt mức tối ưu sau thời gian 60 ngày. Trong đó, tỉ lệ trộn 1,5% về khối lượng của cả hai vật liệu tro rơm và tro trấu cho hiệu quả xử lý cao nhất từ 94 – 99% lượng độc tố Cd di động trong đất.

#### TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Anh T. K. Bui . Lim T. Duong . Minh N. Nguyen, 2020, *Accumulation of copper and cadmium in soil–rice systems in terrace and lowland paddies of the Red River basin, Vietnam: the possible regulatory role of silicon*, Environ Geochem Health. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00626-y>.
- Chavez E., He Z.L., Stoffella P.J., Mylavarapu R.S., Li Y.C., Baligar V.C. *Chemical speciation of cadmium: An approach to evaluate plant available cadmium in Ecuadorian soils under cacao production*. Chemosphere. 2016;**150**:57–62. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.02.013.
- Dala-Paula B.M., Custodio F.B., Knupp E.A.N., Palmieri H.E.L., Silva J.B.B., Gloria M.B.A. *Cadmium, copper and lead levels in different cultivars of lettuce and soil from urban agriculture*. Environ. Pollut. 2018; **242**:383–389. doi: 10.1016/j.envpol.2018.04.101.
- Lu Y.G., Ma J., Teng Y., He J.Y., Christie P., Zhu L.J., Ren W.J., Zhang M.Y., Deng S.P. *Effect of Silicon on Growth, Physiology, and Cadmium Translocation of Tobacco (Nicotiana tabacum L.) in Cadmium-Contaminated Soil*. Pedosphere. 2018; **28**:680–689. doi: 10.1016/S1002-0160(17)60417-X.
- McLaughlin, M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P., Cook, N., (2000). *Soil Testing for Heavy Metals*. Commun. Soil Sci.Plant Anal., **31**, 1661-1700.
- Zhua G.X., Xiao H.Y., Guo Q.J., Zhang Z.Y., Zhao J.J., Yang D. *Effects of cadmium stress on growth and amino acid metabolism in two Compositae plants*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 2018;**158**:300–308. doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.04.045.
- Rao Z.X., Huang D.Y., Wu J.S., Zhu Q.H., Zhu H.H., Xu C., Xiong J., Wang H., Duan M.M. *Distribution and availability of cadmium in profile and aggregates of a paddy soil with 30-year fertilization and its impact on Cd accumulation in rice plant*. Environ. Pollut. 2018;**239**:198–204. doi: 10.1016/j.envpol.2018.04.024.
- Rehman M.Z., Rizwan M., Hussain A., Saqib M., Ali S., Sohail M.I., Shafiq M., Hafeez F. *Alleviation of cadmium (Cd) toxicity and minimizing its uptake in wheat (Triticum aestivum) by using organic carbon sources in Cd spiked soil*. Environ. Pollut. 2018; **241**:557–565. doi: 10.1016/j.envpol.2018.06.005.
- Peng L., Deng X.Z., Song H.J., Tan X.K., Gu J.D., Luo S., Lei M. *Manganese enhances the immobilization of trace cadmium from irrigation water in biological soil crust*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 2019;**168**:369–377. doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.10.087.

- Solgi E., Esmaili-Sari A., Riyahi-Bakhtiari A., Hadipour M. *Soil contamination of metals in the three industrial estates, arak, iran. Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2012;**88**:634–638. doi: 10.1007/s00128-012-0553-7.
- Tian H.Z., Cheng K., Wang Y. *Temporal and spatial variation characteristics of atmospheric emissions of Cd, Cr, and Pb from coal in China. Atmos. Environ.* 2012;**50**:157–163. doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.12.045.
- Wang H.F., Wu Q.M., Hu W.Y., Huang B., Dong L.R., Liu G. *Using multi-medium factors analysis to assess heavy metal health risks along the Yangtze River in Nanjing, Southeast China. Environ. Pollut.* 2018;**243**:1047–1056. doi: 10.1016/j.envpol.2018.09.036.

**Abstract:**

**REDUCED MOBILE CADMIUM TOXIN IN CONTAMINATED AGRICULTURAL SOIL BY BIOCHAR FROM RICE BY-PRODUCTS AND PERLITE MATERIAL**

*The purpose of this study aimed to compare the efficiency of mobile Cd toxin treatment in contaminated agricultural soils by common materials, including perlite material, and biochar from rice by-products (straw and rice husk). The experiment treatments was conducted with three mixing material ratios (0.5 - 1 - 1.5%, w/w) and mobile Cd content in soils was observed after 30 - 40 - 50 - 60 days. Experimental results showed that perlite is material with highest Cd reduction efficiency compared to others. In addition, mixing ratios of 1% and 1.5% were higher than 0.5% ratio of perlite material, and mobile Cd toxin control (over 99%) is optimum after 40 days. Rice husk with the mixing ratio of 1.5% reached the optimal level after 50 days. The lower efficiency was straw with 1.5% ratio with optimum control about mobile Cd after 60 days.*

**Keywords:** Biochar, perlite material, mobile Cd treatment in contaminated soil

---

*Ngày nhận bài: 28/02/2021*

*Ngày chấp nhận đăng: 30/6/2021*