

Bài báo khoa học

Ảnh hưởng của than sinh học từ vỏ trấu kết hợp với rơm rạ trong việc giảm tích lũy đồng ở cây cải thìa

Trần Thị Anh Thu^{1*}, Nguyễn Thành Hưng²

¹ Khoa Khoa học quản lý, Trường Đại học Thủ Dầu Một; thutta@tdmu.edu.vn

² Khoa Công nghệ sinh học, Trường Đại học Mở Thành phố Hồ Chí Minh; hung.ngt@ou.edu.vn

*Tác giả liên hệ: thutta@tdmu.edu.vn; Tel.: +84-772634276

Ban Biên tập nhận bài: 10/5/2024; Ngày phản biện xong: 12/6/2024; Ngày đăng bài: 25/11/2024

Tóm tắt: Nghiên cứu này nhằm đánh giá hiệu quả của than sinh học vỏ trấu (RB) kết hợp với rơm rạ (RS) trong việc giảm hấp thu đồng (Cu) lên cây cải thìa bởi sự thay đổi tính linh động của Cu trong đất. Các thông số tăng trưởng của cây, nồng độ Cu trong cây, hệ số chuyển vị TFs, sự thay đổi hệ số linh động M_F được xác định. Kết quả cho thấy RB làm giảm hấp thu Cu lên thân cây cải thìa. Trong đất ô nhiễm (Cu 200 mg/kg), hàm lượng RB trung bình (2%) là thích hợp nhất để giảm nồng độ Cu trong thân và thúc đẩy tăng trưởng của cây. Đất không bị ô nhiễm (Cu 50 mg/kg), hàm lượng RB thấp (1%) là phù hợp nhất để cải thiện tăng trưởng của cây. Việc kết hợp RS (20 g/kg) với RB giảm hấp thu Cu lên cây và thúc đẩy tăng trưởng của cây tốt hơn so với chỉ bổ sung RB. Than sinh học RB kết hợp rơm rạ RS làm giảm sự chuyển vị Cu từ rễ đến thân. Ngoài ra, mối tương quan tốt giữa M_F với nồng độ Cu trong thân cho thấy rằng M_F để dự đoán sinh khả dụng Cu trong đất.

Từ khóa: Than sinh học; Đồng; Sinh khả dụng; Hệ số linh động; Cải thìa.

1. Đặt vấn đề

Đồng (Cu) với nồng độ trong giới hạn tiêu chuẩn rất cần thiết cho con người và các sinh vật khác. Tuy nhiên, khi nồng độ Cu trở thành ô nhiễm sẽ gây ra độc hại [1–2]. Tỉnh Bình Dương phát triển mạnh về công nghiệp với thành phố Tân Uyên, là một trong những đô thị trung tâm ở phía Đông Bắc tỉnh. Tân Uyên có hơn 2.000 doanh nghiệp hoạt động trong các khu công nghiệp. Phường Thái Hòa thuộc thành phố Tân Uyên đang tập trung phát triển các lĩnh vực công nghiệp, nông nghiệp và dịch vụ. Do đó, phát triển công nghiệp có thể gây ra ô nhiễm kim loại nặng trong đất nông nghiệp. Tích tụ quá mức kim loại nặng có thể suy giảm hệ miễn dịch và gây các bệnh về gan, thận, não. Vì vậy, tìm kiếm các giải pháp giảm ô nhiễm kim loại nặng là rất cần thiết. Hiện nay, đã có nhiều phương pháp giảm thiểu Cu trong đất ô nhiễm, bao gồm sử dụng thực vật và phương pháp vật lý [3]. Tuy nhiên, không dễ dàng thực hiện chúng trong thực tế với quy mô rộng do chi phí cao và nguy cơ gây hại cho cấu trúc đất. Gần đây, các công nghệ mới nhằm cố định Cu trong đất đã được phát triển, nhờ hiệu quả cao, thân thiện với môi trường, chi phí thấp, và dễ dàng thực hiện [4]. Các nghiên cứu sử dụng các loại vật liệu có khả năng cố định Cu trong đất để giảm sự hấp thụ Cu bởi rễ [5].

Hiện nay, than sinh học đã trở thành một phương pháp cố định kim loại nặng trong đất hiệu quả do chi phí thấp, dễ dàng ứng dụng và thân thiện môi trường [6]. Than sinh học giàu cacbon bởi nhiệt phân các chất hữu cơ như chất thải từ vườn và phân động vật trong điều kiện thiếu oxy [7]. Than sinh học có thể biến đổi kim loại nặng từ dạng linh động sang dạng ít linh động [8]. Ngoài ra, than sinh học còn tăng cường hàm lượng chất dinh dưỡng, cải thiện

khả năng giữ nước và phát triển vi sinh vật đất, từ đó thúc đẩy tăng trưởng cây trồng [9–10]. Thêm vào đó, cố định kim loại nặng trong đất bởi than sinh học ngoài tăng cường chất lượng đất còn giảm sự dịch chuyển của các ion kim loại nặng tự do vào nước ngầm, cải thiện chất lượng nước ngầm, phát triển hệ thống thủy văn khu vực.

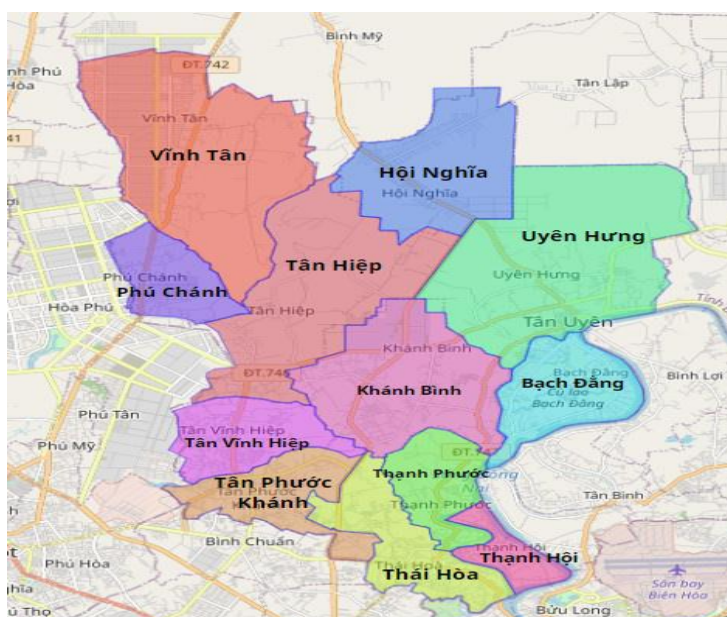
Hiện nay, các nghiên cứu chỉ quan tâm vào tổng nồng độ kim loại nặng trong đất. Tuy nhiên, các chỉ số như sinh khả dụng và đặc tính hóa học mới có thể đánh giá được toàn diện về độc tính tiềm ẩn của kim loại nặng [11]. Đặc tính sinh khả dụng của kim loại nặng chủ yếu do các liên kết hóa học với chất hữu cơ và vô cơ trong đất. Kim loại nặng kết hợp với chất hữu cơ, canxi cacbonat, oxit sắt và mangan [12], ảnh hưởng đến khả năng tích lũy và độc tố đối với thực vật. Phân tích đặc tính này giúp hiểu rõ hơn về các dạng tồn tại kim loại khác nhau và giúp đưa ra quyết định tối ưu hơn khi sử dụng than sinh học [13].

Rơm rạ là phế phẩm nông nghiệp chủ yếu sau quá trình trồng lúa và có thể cung cấp chất hữu cơ và các khoáng chất cho đất [14]. Chất hữu cơ ảnh hưởng đến sự linh động và sinh khả dụng của kim loại nặng [15–16]. Chất hữu cơ có thể tăng cường quá trình tạo phức, hấp phụ và kết tủa của kim loại nặng, từ đó giảm tính linh động [17]. Chất hữu cơ có thể chelate hóa và tăng cường sinh khả dụng của ion kim loại nặng [18]. Tuy nhiên, các nghiên cứu chỉ sử dụng các chất hữu cơ khác nhau (thông qua việc thêm rơm rạ) mà chưa quan tâm đến tiềm năng kết hợp với than sinh học trong việc giảm tính di động và sinh khả dụng của kim loại nặng trong đất. Vì vậy, nghiên cứu này sử dụng than sinh học kết hợp với rơm rạ để ức chế sự hấp thụ Cu. Mục tiêu của nghiên cứu bao gồm: 1) Đánh giá khả năng của than sinh học kết hợp với rơm rạ đối với sự hấp thụ Cu bởi cây cải thìa; 2) Khám phá cơ chế ức chế nồng độ Cu bởi sự giảm hệ số linh động của Cu trong đất; 3) Xác định hàm lượng của than sinh học và rơm rạ để ức chế tối ưu sự hấp thụ Cu bởi cây cải thìa.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Khu vực nghiên cứu

Đất thí nghiệm được thu thập tại khu vực Tân Ba, phường Thái Hòa, thành phố Tân Uyên, tỉnh Bình Dương. Tân Uyên thuộc tỉnh Bình Dương, nằm ở phía đông của tỉnh. Thành phố này giáp với các địa phương như huyện Vĩnh Cửu (Đồng Nai), huyện Bắc Tân Uyên, các thành phố Thủ Dầu Một, Bến Cát, Dĩ An, Thuận An (Bình Dương), và thành phố Biên Hòa (tỉnh Đồng Nai). Tân Uyên có diện tích khoảng 192 km² và dân số năm 2022 khoảng 466.000 người, mật độ dân số tương đối cao đạt gần 2.500 người/km². Thái Hòa thuộc Tân Uyên, gồm: An Thành, Ba Đình, Mỹ Hiệp, Phước Hải, Phước Thái, Tân Ba, Tân Mỹ và Vĩnh Phước.



Hình 1. Bản đồ hành chính thành phố Tân Uyên, tỉnh Bình Dương.

2.2. Vật liệu thí nghiệm

Đất sử dụng thí nghiệm là đất sét pha thịt. Đất được làm khô và sàng với rây (đường kính lỗ 5 mm). Tính chất hóa lý của đất thí nghiệm bao gồm độ pH, tỷ trọng, dung trọng, độ ẩm, tổng lượng nitơ, tổng lượng photpho, hàm lượng chất hữu cơ, tổng lượng Cu được phân tích dựa theo phương pháp của Bao [19] (Bảng 1). Độ pH được đo bằng máy đo pH trong nước

chiết xuất theo tỷ lệ đất và nước là 1:2,5. Chất hữu cơ được đo bằng K_2CrO_7 nóng và chuẩn độ $FeSO_4$. Tổng lượng nitơ được đo bằng phương pháp Kjeldahl.

Bảng 1. Đặc tính hóa lý cơ bản của đất thí nghiệm.

Tính chất lý hóa của đất	Giá trị
Tỷ trọng (g/cm^3)	3,01
Dung trọng (g/cm^3)	1,1
Độ ẩm (%)	18,5
pH	5,9
Tổng N (%)	0,033
Tổng P_2O_5 (%)	0,053
Tổng hàm lượng hữu cơ (%)	4,35
Tổng Cu (mg/kg)	4,8

Trong thí nghiệm này, vỏ trấu và rơm rạ được thu gom tại phường Thái Hòa, thành phố Tân Uyên, tỉnh Bình Dương. Than sinh học từ vỏ trấu (RB) được nhiệt phân chậm liên tục trong điều kiện thiếu không khí, đạt nhiệt độ cuối cùng là $500^\circ C$ và thời gian lưu là 8 giờ. Sau đó, than sinh học RB được làm nguội đến nhiệt độ phòng, nghiền và sàng với rây (đường kính lỗ 2 mm). Thành phần carbon (C), nitơ (N), hydro (H) và lưu huỳnh (S) được đo bằng máy phân tích nguyên tố. Khả năng trao đổi cation (CEC) được đo bằng dung dịch CH_3COONH_4 . Diện tích bề mặt được đo bằng máy tự động thông qua đường đẳng nhiệt hấp phụ N_2 của phương pháp BET (*Brunauer-Emmett-Teller*). Các đặc tính hóa lý của các mẫu than sinh học được thể hiện trong Bảng 2.

Bảng 2. Tính chất hóa lý của than sinh học.

Tính chất lý hóa của đất	Giá trị
Kích thước hạt (mm)	1,5 - 2,0
Tổng C (%)	71,3
Tổng N (%)	2,05
Tổng H (%)	3,18
Tổng S (%)	1,48
pH	10,06
CEC (cmol/kg)	17,4
Diện tích bề mặt (m^2/g)	124,7
Đường kính lỗ rỗng trung bình (nm)	3,62
Tổng thể tích lỗ rỗng (cm^3/g)	0,25
Tổng Cu (mg/kg)	3,2

Đồng (Cu) được sử dụng cho các nghiệm thức với nồng độ là 0, 50, và 200 mg/kg sử dụng $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ (theo giới hạn tối đa hàm lượng Cu trong đất nông nghiệp được quy định tại QCVN 03-MT:2015/BTNMT là 100 mg/kg). Nghiên cứu này tập trung vào hai nồng độ Cu trong đất: bình thường (50 mg/kg) và ô nhiễm Cu (200 mg/kg). Cruz và cộng sự đã chứng minh rằng nồng độ trung bình của Cu trong đất khoảng từ 1 đến 60 mg/kg và các triệu chứng ngộ độc Cu có thể biểu hiện ở thực vật khi nồng độ Cu vượt quá 150 mg/kg trong đất [20].

Than sinh học RB được trộn đều vào đất với tỷ lệ 0, 1, 2 và 3% (w/w). Rơm rạ (RS) được sử dụng là 0, 10 và 20 g/kg đất (cắt nhỏ 1-1,2 cm). Nghiệm thức đối chứng (CK) được thiết kế không có Cu, than sinh học và rơm rạ. Các nghiệm thức được thiết kế ngẫu nhiên, bao gồm 63 chậu của 21 nghiệm thức (3 lần lặp lại) (Bảng 3).

Bảng 3. Các nghiệm thức đồng, than sinh học và rơm rạ đơn hoặc kết hợp với các nồng độ khác nhau.

Nghiệm thức	Nồng độ			Nghiệm thức	Nồng độ			Nghiệm thức	Nồng độ		
	Cu	RB	RS		Cu	RB	RS		Cu	RB	RS
CK	0	0	0	Cu50RB0RS0	50	0	0	Cu200RB0RS0	200	0	0
				Cu50RB1RS0	50	1,0	0	Cu200RB1RS0	200	1,0	0
				Cu50RB1RS1 0	50	1,0	10	Cu200RB1RS10	200	1,0	10
				Cu50RB1RS2 0	50	1,0	20	Cu200RB1RS20	200	1,0	20
				Cu50RB2RS0	50	2,0	0	Cu200RB2RS0	200	2,0	0
				Cu50RB2RS1 0	50	2,0	10	Cu200RB2RS10	200	2,0	10
				Cu50RB2RS2 0	50	2,0	20	Cu200RB2RS20	200	2,0	20
				Cu50RB3RS0	50	3,0	0	Cu200RB3RS0	200	3,0	0
				Cu50RB3RS1 0	50	3,0	10	Cu200RB3RS10	200	3,0	10
				Cu50RB3RS2 0	50	3,0	20	Cu200RB3RS20	200	3,0	20

* Cu (mg/kg); RB (than sinh học vỏ trấu, %); RS (rơm rạ, g/kg).

Đồng được pha thành dung dịch và phun vào đất. Sau khi bổ sung Cu và trộn than sinh học với rơm rạ, đất được ổn định trong 70 ngày. Sau khi ổn định đất, 0,15 g/kg N và 0,033 g/kg P được bón. Mỗi chậu chứa 2,5 kg đất (đường kính: 18 cm; cao: 15 cm) cho tất cả các nghiệm thức. Đất trong các chậu được duy trì ở độ ẩm ổn định khoảng 70% bằng cách tưới nước liên tục. Hạt được gieo trồng, sau đó tỉa còn lại 5 cây/chậu sau 10 ngày. Các cây cải thìa được trồng trong nhà kính, ánh sáng tự nhiên và độ ẩm ở mức 70%. Nhiệt độ trong suốt quá trình trồng cũng được kiểm soát, từ 24°C đến 29°C ban ngày và 16°C đến 24°C ban đêm. Sau 38 ngày, cải thìa được thu hoạch.

2.3. Chuẩn bị mẫu

Phân tích Cu trong các dạng tồn tại: trước khi trồng, các mẫu đất từ từng chậu được bọc kín để tránh ô nhiễm chéo, sau đó làm khô (nhiệt độ phòng) và sàng qua rây (đường kính lỗ 0,15 mm).

Phân tích Cu trong cây: mẫu cải thìa được rửa sạch bằng nước cất và tách riêng phần thân và rễ, sấy khô ở 90°C trong 30 phút, rồi duy trì ở 50°C, nghiền thành bột mịn và bảo quản.

2.4. Phân tích hóa học

2.4.1. Xác định nồng độ Cu trong cải thìa và đất

Đối với mẫu cải thìa, chúng được phân hủy bởi HNO₃ và HClO₄ 4:1 (v/v). Đối với mẫu đất, chúng được phân hủy bởi HNO₃ và HClO₄ 3:1 (v/v). 0,5 g mẫu được cho vào ống thủy tinh 100 mL. Sau đó, thêm 10 mL hỗn hợp axit để qua đêm (nhiệt độ phòng). Phân hủy bằng axit được thực hiện trong lò nung (nhiệt độ tự động) đến khi dung dịch trong suốt. Tiếp theo, mẫu được làm mát và pha loãng (nước khử ion). Cuối cùng, nồng độ Cu được đo bằng hệ thống quang phổ hấp thụ nguyên tử (AAS).

2.4.2. Xác định các dạng tồn tại của Cu trong đất

Phương pháp chiết xuất tuần tự được sử dụng để phân tích các dạng tồn tại của Cu trong đất [21]. Các dạng tồn tại của Cu được chia thành năm dạng: dạng trao đổi (F1), dạng liên

kết với cacbonat (F2), dạng liên kết với Fe-Mn oxy hóa (F3), dạng liên kết với OM (F4), dạng cặn dư (F5).

(1) Dạng trao đổi (F1): xử lý với dung dịch 0,1 mol L⁻¹ NH₄HAC ở 25°C, được lắc trong 2 giờ, dung dịch/đất là 10:1, ly tâm tách ra dạng trao đổi.

(2) Dạng liên kết với cacbonat (F2): xử lý với dung dịch 1 mol L⁻¹ NaAc ở 25°C, được lắc trong 2 giờ, dung dịch/đất là 10:1, ly tâm tách ra dạng liên kết với cacbonat.

(3) Dạng liên kết với Fe-Mn oxy hóa (F3): xử lý với dung dịch 0,1 mol L⁻¹ NH₂OH + 0,01 mol L⁻¹ HCl ở 25°C, được lắc trong 0,5 giờ, dung dịch/đất là 10:1, ly tâm tách ra dạng liên kết với Fe-Mn oxy hóa.

(4) Dạng liên kết với OM (F4): xử lý với dung dịch 0,01 mol L⁻¹ HNO₃, 30% H₂O₂ đun nóng trong 2 giờ ở 85°C, được lắc liên tục, dung dịch/đất là 10:1, ly tâm tách ra dạng liên kết với OM.

(5) Dạng cặn dư (F5): xử lý với dung dịch 15 mL HNO₃, 5 mL HF, 5 mL HClO₄, đun nóng đến 300°C trong 2 h, để cho dạng cặn dư.

Dung dịch chiết xuất được đo bằng máy quang phổ hấp thụ nguyên tử (AAS).

2.5. Kiểm soát chất lượng

Tổng nồng độ Cu trong đất nông nghiệp giới hạn là 100 mg/kg theo QCVN 03-MT:2015/BTNMT, tổng nồng độ Cu trong rau giới hạn là 40 mg/kg theo FAO/WHO (2007).

2.6. Hệ số linh động

Hệ số linh động (M_F) của Cu trong đất được tính toán để đánh giá tương ứng độ linh động và sinh khả dụng của Cu. M_F là tỷ lệ giữa nồng độ Cu trong dạng linh động với tổng nồng độ Cu trong tất cả các dạng tồn tại.

$$\text{Hệ số linh động: } M_F = \frac{(F_1 + F_2)}{(F_1 + F_2 + F_3 + F_4 + F_5)} \times 100\%$$

Tính linh động của Cu được phân thành 4 loại: thấp (1% M_F ≤ 10%), trung bình (10% < M_F ≤ 30%), cao (30% < M_F ≤ 50%) và rất cao (M_F > 50%).

2.7. Hệ số chuyển vị

Hệ số chuyển vị (TFs) xác định khả năng chuyển vị của Cu từ rễ sang thân. TFs được định nghĩa là:

$$TFs = \frac{\text{Tổng nồng độ Cu trong thân cải thìa}}{\text{Tổng nồng độ Cu trong rễ cải thìa}}$$

2.8. Phân tích dữ liệu thống kê

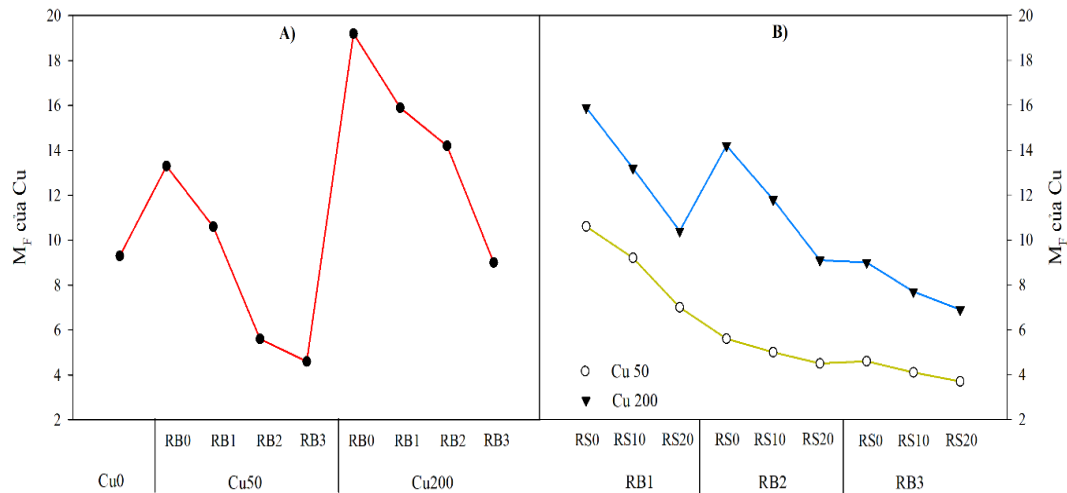
Nghiên cứu này áp dụng phương pháp thống kê so sánh Dunnett trong phân tích phương sai một chiều (One-way ANOVA), P < 0,05 là sự khác biệt đáng kể. Kết quả được trình bày bởi giá trị trung bình ± độ lệch chuẩn.

3. Kết quả và thảo luận

3.1 Sự thay đổi tính linh động của Cu trong đất

Ảnh hưởng của than sinh học vỏ trấu và rơm rạ đến thay đổi tính linh động của Cu trong đất được biểu thị bởi hình 2. Dạng linh động được xem là các dạng tồn tại có liên kết yếu, đại diện cho khả năng sinh học của Cu [22–23]. Trong đất tự nhiên, Cu kết hợp với chất hữu cơ, dẫn đến hệ số linh động M_F của Cu tương đối thấp (M_F 9,3%). Khi thêm dung dịch Cu vào đất, nồng độ Cu trong các dạng linh động tăng đáng kể. Đối với các nghiệm thức chỉ thêm dung dịch Cu, hệ số linh động M_F tăng 43,0% ở các nghiệm thức nồng độ Cu thấp (50

mg/kg) và tăng đáng kể lên tới 2,1 lần ở các nghiệm thức nồng độ Cu cao (200 mg/kg) so với nghiệm thức đối chứng.



Hình 2. Hệ số linh động M_F của Cu trong đất với các nghiệm thức: A) Chỉ bổ sung than sinh học RB; B) Kết hợp than sinh học RB và rơm rạ RS.

Bổ sung than sinh học vỏ trấu (RB) giảm linh động của Cu trong đất, tăng cường khả năng liên kết Cu. Ở các nghiệm thức nồng độ Cu thấp (50 mg/kg), sử dụng than sinh học RB với hàm lượng thấp và trung bình (1% và 2%) làm giảm đáng kể hệ số linh động M_F xuống còn 20,3-57,9% so với các nghiệm thức chỉ bổ sung Cu. Tuy nhiên, mức giảm này không đổi với hàm lượng than sinh học RB cao (3%) so với ở các nghiệm thức có hàm lượng than sinh học RB trung bình (2%). Ở các nghiệm thức nồng độ Cu cao (200 mg/kg), sử dụng than sinh học RB đã làm giảm hệ số linh động M_F giảm xuống đến 17,2-53,1% so với các nghiệm thức chỉ bổ sung Cu. Do vậy, sự giảm tỷ lệ dạng Cu linh động mạnh khi sử dụng than sinh học RB hàm lượng 2% đối với các nghiệm thức nồng độ Cu thấp (50 mg/kg) và hàm lượng 3% đối với các nghiệm thức nồng độ Cu cao (200 mg/kg).

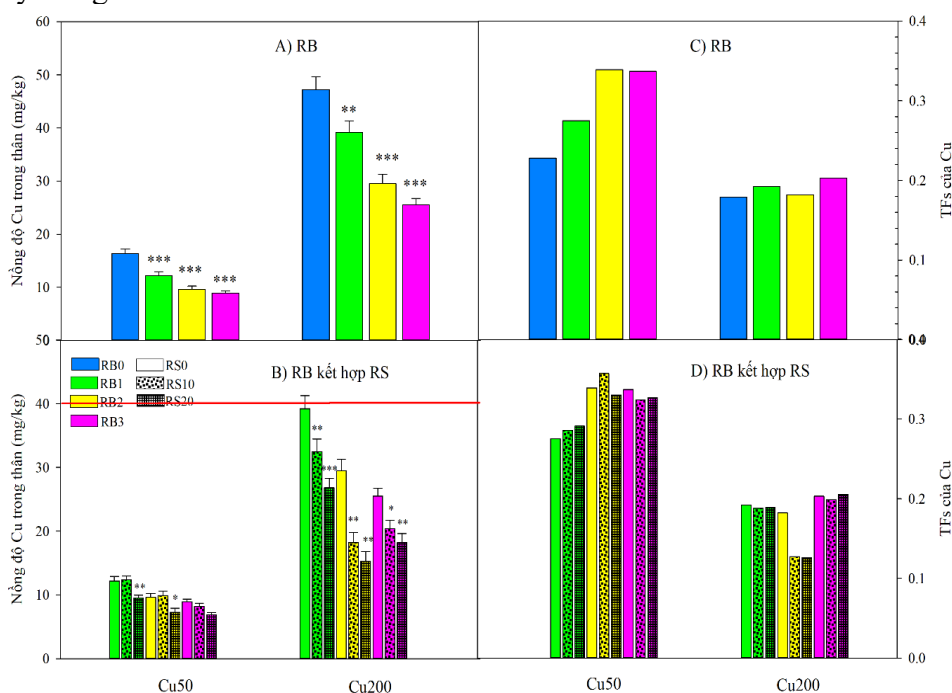
Cơ chế tác động của than sinh học lên Cu phụ thuộc sự chuyển đổi các dạng linh động. Sự biến đổi này do các quá trình như trao đổi ion, hiệu ứng tĩnh điện, hấp phụ vật lý, tạo phức và kết tủa [24–25]. Các nhóm chức trên bề mặt cũng góp phần vào khả năng trao đổi ion của than sinh học và có thể tăng pH của đất [26]. Ngoài ra, các ion kim loại kiềm thổ (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} và Mg^{2+}) trên bề mặt than sinh học có thể tăng khả năng trao đổi ion của đất. Do đó, trao đổi ion chủ yếu liên quan đến việc trao đổi ion kim loại nặng với các anion điện phân, cation và ion kim loại kiềm thổ [27]. Lực hút tĩnh điện của than sinh học và kim loại nặng do sự hấp phụ của các cation kim loại nặng với các anion trên bề mặt, từ đó cố định kim loại nặng. Quá trình hấp phụ vật lý diễn ra bởi các ion kim loại nặng hấp phụ trên diện tích bề mặt riêng của than sinh học hoặc khuếch tán vào các vi lỗ trên bề mặt của nó. Việc tăng độ pH của đất đã thúc đẩy quá trình hấp phụ kim loại nặng, làm giảm sinh khả dụng [28]. Sự kết tủa của kim loại nặng với nhóm cacbonat, photphat hoặc khoáng chất trên bề mặt than sinh học giúp cố định các kim loại nặng. Sự tạo phức xảy ra khi các nhóm chức chứa O trên bề mặt than sinh học tạo thành phức chất với các ion kim loại nặng, do đó làm giảm tính linh động và sinh khả dụng của chúng [29].

Đối với các nghiệm thức than sinh học vỏ trấu (RB) kết hợp rơm rạ (RS), với hàm lượng RS thấp (10 g/kg), hệ số linh động M_F giảm nhẹ 10,7%–17,0%, so với nghiệm thức chỉ sử dụng than sinh học RB. Với hàm lượng RS cao (20 g/kg), hệ số linh động M_F giảm xuống còn 19,6%–35,9%, so với các nghiệm thức chỉ sử dụng than sinh học RB. Nguyên nhân có thể do RS làm giảm nồng độ Cu^{2+} tự do [30], bởi khả năng hấp phụ của RS và sự gia tăng pH trong các nghiệm thức có RS [30]. Vì vậy, RS cũng có thể tăng cường liên kết Cu trong đất và nghiệm thức than sinh học RB và RS kết hợp có thể giảm sự tích tụ Cu đáng kể hơn so với nghiệm thức chỉ than sinh học RB.

3.2. Ảnh hưởng đến sự tích lũy Cu trong cải thìa và chuyển vị từ rễ đến thân

Ảnh hưởng của than sinh học vỏ trấu và rom rạ đến sự tích lũy Cu trong thân cây cải thìa và sự chuyển vị Cu từ rễ đến thân được biểu thị bởi hình 3. Số liệu được trình bày là trung bình \pm SD ($n = 3$). Đường màu đỏ quy định giới hạn tối đa cho nồng độ Cu trong rau theo FAO/WHO (2007). Các ngôi sao biểu thị sự khác biệt đáng kể so với các nghiệm thức không dùng rom rạ RS hoặc than sinh học RB (* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$).

Trong đất bản địa, nồng độ Cu trong thân cây cải thìa là 6,2 mg/kg và hệ số chuyển vị TFs là 0,274. Khi thêm Cu vào các nghiệm thức với nồng độ 200 mg/kg, nồng độ Cu trong thân tăng lên đến 7,6 lần nhưng hệ số chuyển vị TFs giảm 34,9%, so với nghiệm thức đối chứng. Do vậy, lượng nhỏ Cu được chuyển lên thân cây cải thìa trong khi lượng đáng kể Cu được tích lũy trong rễ.



Hình 3. Nồng độ Cu trong thân cây cải thìa và Hệ số chuyển vị TFs của Cu từ rễ đến thân.

Sử dụng than sinh học RB đã giảm đáng kể hệ số linh động M_F của Cu, giảm sinh khả dụng của Cu và giảm sự hấp thụ Cu bởi cây cải thìa. Ở các nghiệm thức nồng độ Cu thấp (50 mg/kg), than sinh học RB giảm đáng kể nồng độ Cu trong thân cây cải thìa xuống 25,6-41,5% ($P < 0,001$); ngược lại, hệ số chuyển vị TFs tăng 20,7-48,7%, ở hàm lượng than sinh học RB thấp và trung bình (1% và 2%), so với các nghiệm thức Cu đơn. Mức giảm nồng độ Cu trong thân vẫn không đổi khi hàm lượng than sinh học RB tăng lên 3% so với các nghiệm thức hàm lượng than sinh học RB trung bình (2%). Kết quả này có thể do hàm lượng than sinh học RB thấp và trung bình có thể đủ để hấp phụ Cu, làm giảm sự hấp thụ Cu của cây; và do đó, bổ sung hàm lượng than sinh học RB cao hơn (3%) cũng không làm giảm thêm nồng độ Cu. Ở các nghiệm thức nồng độ Cu cao (200 mg/kg), nồng độ Cu trong thân giảm đáng kể xuống 16,9-46,0% ($P < 0,001$), hệ số chuyển vị TFs thay đổi không đáng kể, tăng nhẹ 1,8-13,8%, so với các nghiệm thức Cu đơn, và hàm lượng than sinh học RB 3% có hiệu quả cao nhất. Do đó, than sinh học RB với hàm lượng 3% đạt hiệu quả cố định Cu trong đất tốt hơn nhưng nó lại không làm thay đổi sự vận chuyển Cu từ rễ sang thân. Các nghiên cứu trước đây cũng có kết luận tương đồng. Wang và cộng sự đã kết luận rằng than sinh học từ vỏ trấu giảm nồng độ Cu trong cây từ 25,24% đến 35,98% [31]. Nejad và Wang đã kết luận rằng hàm lượng Cu trong cải bẹ xanh và cải thìa giảm khi sử dụng than sinh học [32–33]. Nghiên cứu [10] đã cho thấy 5% than sinh học tre, than sinh học rom rạ và than sinh học vỏ quả óc chó đã làm giảm nồng độ Cu của rễ lần lượt là 15%, 35% và 26%.

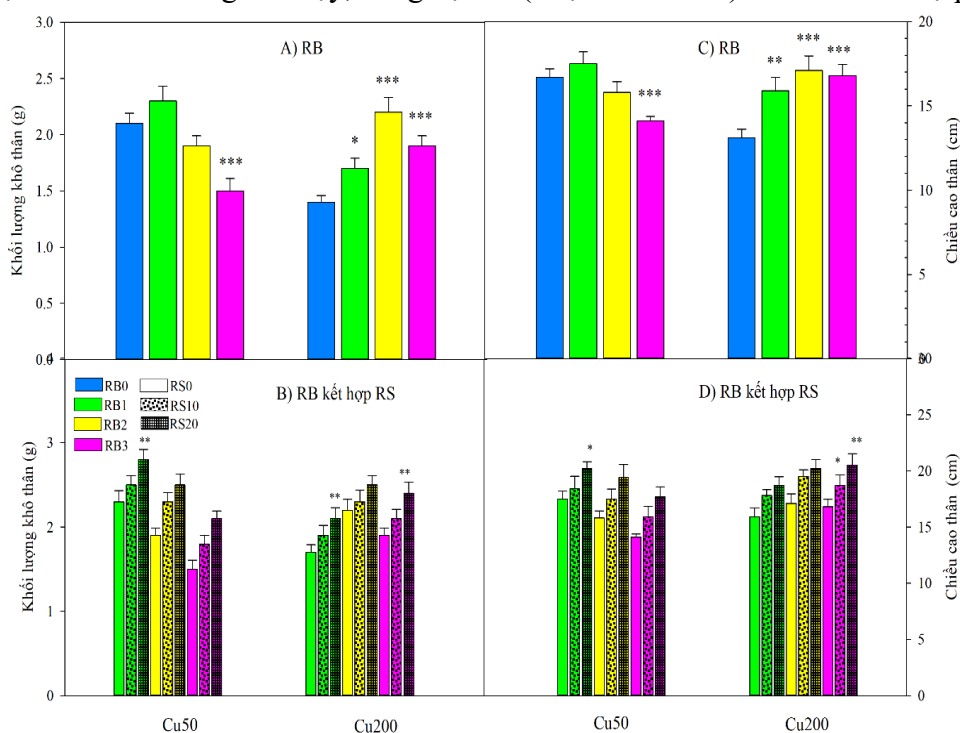
Đối với nghiệm thức than sinh học RB kết hợp rơm rạ (RS), ở nồng độ Cu thấp (50 mg/kg), nồng độ Cu trong thân không thay đổi đáng kể ($P > 0,05$) với hàm lượng RS thấp (10 g/kg), nồng độ Cu trong thân giảm nhẹ 22,1-24,0% ($P < 0,05$) với hàm lượng RS cao (20 g/kg), hệ số chuyển vị TFs không thay đổi đáng kể; so với nghiệm thức chỉ có than sinh học RB. Đặc biệt, trong các nghiệm thức Cu ở nồng độ 200 mg/kg, nồng độ Cu trong thân giảm đáng kể 17,1-48,1% ($P < 0,001$), hệ số chuyển vị TFs cũng giảm 1,6-31,0% so với nghiệm thức chỉ có than sinh học RB, và giá trị cao đáng kể được quan sát thấy ở hàm lượng RS 20 g/kg. Vì vậy, sự kết hợp của than sinh học RB và rơm rạ RS có thể giảm đáng kể sự tích lũy Cu trong cây và sự chuyển vị Cu từ rễ đến thân.

Tuy nồng độ Cu trong cây cải thìa giảm khi sử dụng than sinh học RB với các nghiệm thức ở nồng độ Cu cao (200 mg/kg), nồng độ Cu trong thân vẫn còn tương đối cao. Nồng độ Cu trong thân cây cải thìa khi sử dụng than sinh học RB ở hàm lượng thấp (1%) và trung bình (2%) có giá trị từ 29,5 mg/kg đến 39,2 mg/kg, gần vượt giá trị tiêu chuẩn 40 mg/kg theo FAO/WHO (2007). Nồng độ Cu trong thân không vượt quá giá trị tiêu chuẩn, nhưng tiêu thụ các loại rau này có thể gây nguy hại cho người tiêu dùng. Khi kết hợp than sinh học RB với rơm rạ RS, nồng độ Cu trong thân thấp nhiều so với giá trị tiêu chuẩn. Nồng độ Cu trong thân cây cải thìa khi sử dụng than sinh học RB kết hợp rơm rạ RS ở hàm lượng RS cao (20 g/kg) từ 15,3 mg/kg đến 26,6 mg/kg, nằm trong giới hạn tốt nhất của nồng độ Cu trong cây cải thìa, thúc đẩy tăng trưởng và không ảnh hưởng sức khỏe. Vì vậy, than sinh học RB kết hợp rơm rạ RS có hiệu quả hơn chỉ sử dụng than sinh học RB trong việc giảm nồng độ Cu trong thân cây cải thìa.

3.3. Ảnh hưởng đến tăng trưởng của cây cải thìa

Ảnh hưởng của than sinh học vỏ trấu và rơm rạ đến tăng trưởng của thân cây cải thìa được biểu thị bởi hình 4. Số liệu được trình bày là trung bình \pm SD ($n = 3$). Các dấu hoa thị biểu thị sự khác biệt đáng kể so với các nghiệm thức không dùng rơm rạ RS hoặc than sinh học RB (* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$).

Đối với các nghiệm thức Cu đơn, ở nồng độ Cu thấp (50 mg/kg), khối lượng khô và chiều cao của thân tăng nhẹ 10,5% và 3,6% so với nghiệm thức đối chứng. Ngược lại, khối lượng khô và chiều cao của thân giảm 26,3% và 18,5% ở nồng độ Cu cao (200 mg/kg), so với nghiệm thức đối chứng. Do vậy, nồng độ cao (vượt tiêu chuẩn) Cu đã ức chế sự phát triển



Hình 4. Khối lượng khô của thân và chiều dài của thân cây cải thìa.

của cây. Những kết quả này tương đồng với các nghiên cứu trước, nhấn mạnh ảnh hưởng của kim loại nặng đến quá trình nguyên phân tế bào ở đầu rễ, giảm tốc độ phân chia tế bào và suy giảm sinh khối [34]. Nghiên cứu [35] cũng kết luận sự sụt giảm sinh khối ở cải thìa và cải rổ được trồng trong đất ô nhiễm Cu.

Ở các nghiệm thức nồng độ Cu thấp (50 mg/kg), hàm lượng than sinh học RB thấp nhất (1%) làm tăng khối lượng khô và chiều cao của thân cây cải thìa, tăng lần lượt 9,5% và 5,2% so với các nghiệm thức Cu đơn. Ở hàm lượng than sinh học RB trung bình và cao (2% và 3%), khối lượng khô và chiều cao của thân giảm đáng kể 9,5-28,6% ($P < 0,001$) và 5,2-15,7% ($P < 0,001$), so với các nghiệm thức Cu đơn. Do vậy, hàm lượng than sinh học RB thấp (1%) là thích hợp nhất để giảm nồng độ Cu trong cây và thúc đẩy tăng trưởng của cây trên đất không bị ô nhiễm Cu. Ở các nghiệm thức nồng độ Cu cao (200 mg/kg), khối lượng khô và chiều cao của thân tăng lên khi bổ sung than sinh học RB so với các nghiệm thức Cu đơn. Các nghiệm thức có hàm lượng than sinh học RB 2% cho thấy khối lượng khô và chiều cao của thân cao đáng kể so với các nghiệm thức có hàm lượng than sinh học RB 3%. Cụ thể, sử dụng than sinh học RB ở hàm lượng trung bình (2%) dẫn đến khối lượng khô và chiều cao của thân tăng đáng kể 57,1% và 30,4% ($P < 0,001$). Vì vậy, hàm lượng than sinh học RB trung bình (2%) là phù hợp nhất để giảm nồng độ Cu trong cây và cải thiện sinh trưởng trên đất ô nhiễm Cu. Những kết luận trên phù hợp với nghiên cứu [36], chứng minh sinh khối của cây cải bẹ xanh tăng đáng kể khi sử dụng 2% than sinh học và giảm ở mức sử dụng cao hơn tới 6%.

Sự gia tăng khối lượng khô do than sinh học có thể do một số yếu tố. Thứ nhất, than sinh học có thể tăng cường hấp thụ chất dinh dưỡng trong đất [37], dẫn đến thúc đẩy tăng trưởng của cây trồng. Than sinh học có thể cải thiện tính chất lý hóa của đất [38], hỗ trợ sự phát triển của thực vật. Thứ hai, than sinh học có khả năng làm giảm sinh khả dụng của kim loại nặng trong đất [39]. Sự giảm khả dụng sinh học này làm giảm độc tính của kim loại nặng, do đó thúc đẩy tăng trưởng thực vật. Tuy nhiên, hàm lượng than sinh học tăng thì khối lượng khô của cây có thể giảm. Sự suy giảm do độ pH của đất tăng bởi than sinh học, có thể làm giảm lượng dinh dưỡng sẵn có và sau đó ức chế tăng trưởng của thực vật [40]. Hơn nữa, tỷ lệ than sinh học quá mức có thể có tác động tiêu cực. Diện tích bề mặt lớn của than sinh học có thể hấp thụ chất dinh dưỡng trong đất, gây ra thiếu chất dinh dưỡng và giảm tăng trưởng của thực vật [41].

Đối với các nghiệm thức than sinh học RB kết hợp rom rạ RS, khối lượng khô và chiều cao của thân tăng đáng kể (8,7-40,0%, $P < 0,01$; 5,0-25,8%; $P < 0,05$) ở nồng độ Cu 50 mg/kg Cu, đặc biệt là với hàm lượng RS cao (20 g/kg), so với các nghiệm thức chỉ có than sinh học RB. Do vậy, bổ sung RS trong các nghiệm thức than sinh học RB thúc đẩy tăng trưởng của cây tốt hơn so với các nghiệm thức chỉ có than sinh học RB. Tuy nhiên, đối với các nghiệm thức ở nồng độ Cu cao (200 mg/kg), khối lượng khô và chiều cao của thân tăng nhẹ 4,5%–26,3% ($P < 0,01$) và 11,2-21,9% ($P < 0,05$) so với nghiệm thức chỉ có than sinh học RB. Mặc dù nồng độ Cu trong thân giảm đáng kể ($P < 0,001$) và hệ số chuyển vị TFs cũng giảm nhưng chỉ số tăng trưởng của cây cải thìa chỉ tăng nhẹ. Nguyên nhân có thể do lượng vi sinh vật trong đất tăng sau khi bổ sung RS, và nhiều chất dinh dưỡng có sẵn của thực vật được cố định bởi vi sinh vật, hạn chế sự phát triển của thực vật [42]. Vì vậy, bổ sung RS trong các nghiệm thức than sinh học RB thúc đẩy tăng trưởng của cây hơn so với các nghiệm thức chỉ có than sinh học RB.

3.4 Mối tương quan giữa tính linh động Cu trong đất, sự tích lũy Cu trong cải thìa và sự tăng trưởng của cây

Để xác định ảnh hưởng của các dạng tồn tại Cu trong đất đến sinh khả dụng Cu trong đất và sự tăng trưởng của cải thìa, mối tương quan giữa chúng được phân tích (Bảng 4).

Bảng 4. Phân tích tương quan giữa hệ số linh động Cu trong đất với sự hấp thụ Cu và sự tăng trưởng của cây cải thìa.

Hệ số tương quan	M _F	Nồng độ Cu	TFs	Khối lượng khô	Chiều cao
M _F	1	0,855**	-0,708**	-0,310	-0,285
Nồng độ Cu	0,855**	1	-0,685**	-0,449*	-0,295
TFs	-0,708**	-0,685**	1	0,010	-0,235
Khối lượng khô	-0,310	-0,449*	0,010	1	0,894**
Chiều cao	-0,285	-0,295	-0,235	0,894**	1

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, $n = 21$.

Mối tương quan tốt giữa sự hấp thụ Cu của thân và hệ số chuyển vị TFs với hệ số linh động M_F ($R > 0,7$; $P < 0,01$). Tương quan thuận giữa hệ số linh động M_F và nồng độ Cu trong thân cây cải thìa cho thấy rằng sự thay đổi các dạng Cu linh động (F1 và F2) ảnh hưởng chủ yếu đến sự tích lũy Cu trong cây. Do đó, các dạng linh động quyết định sinh khả dụng Cu trong đất, và phần lớn Cu trong thực vật được hấp thụ trực tiếp từ các dạng linh động trong đất.

Đối với sự tăng trưởng của cây cải thìa, khối lượng khô và chiều cao của thân không tương quan với hệ số linh động M_F ($R < 0,4$; $P > 0,05$). Mặc dù việc sử dụng than sinh học RB và rơm rạ RS làm giảm tính linh động của Cu trong đất và nồng độ Cu trong thân cây cải thìa, nhưng không có tương quan giữa hệ số M_F và sự tăng trưởng của cây. Từ những kết quả này có thể kết luận rằng các chỉ số tăng trưởng của cây có thể không sử dụng để đánh giá ô nhiễm Cu trong đất. Tuy nhiên, người ta tìm thấy tương quan nghịch giữa nồng độ Cu và khối lượng khô của thân cải thìa ($R > 0,4$; $P < 0,05$). Kết quả này cho thấy sự tăng trưởng của cây cải thìa bị ảnh hưởng bởi sự tích lũy Cu trong cây.

4. Kết luận

Than sinh học từ vỏ trấu RB có thể giảm sự hấp thụ Cu lên thân cải thìa. Trong đất ô nhiễm Cu với nồng độ cao (200 mg/kg), hàm lượng than sinh học RB trung bình (2%) là thích hợp nhất để giảm nồng độ Cu trong thân và thúc đẩy sự tăng trưởng của cải thìa. Trong đất Cu không bị ô nhiễm với nồng độ Cu thấp (50 mg/kg), hàm lượng than sinh học RB thấp (1%) là phù hợp nhất để cải thiện sự phát triển của cải thìa. Việc kết hợp rơm rạ RS (20 g/kg) với than sinh học RB giảm đáng kể sự hấp thụ Cu lên cây và thúc đẩy sự tăng trưởng của cải thìa tốt hơn so với chỉ bổ sung than sinh học RB. Than sinh học RB kết hợp rơm rạ RS làm giảm sự chuyển vị Cu từ rễ đến thân. Mối tương quan tốt giữa hệ số linh động M_F với nồng độ Cu trong thân cải thìa có thể kết luận rằng M_F có thể dự đoán sinh khả dụng Cu trong đất. Ngoài ra, cố định Cu trong đất bởi than sinh học RB kết hợp rơm rạ RS có thể giảm sự dịch chuyển của các ion Cu²⁺ tự do trong dung dịch đất, cải thiện chất lượng nước ngầm, phát triển hệ thống thủy văn khu vực.

Đóng góp của tác giả: Xây dựng ý tưởng nghiên cứu: T.T.A.T.; Lựa chọn phương pháp nghiên cứu: T.T.A.T.; Xử lý số liệu: T.T.A.T.; Phân tích mẫu: T.T.A.T., N.T.H.; Lấy mẫu: N.T.H.; Viết bản thảo bài báo: T.T.A.T.; Chỉnh sửa bài báo: T.T.A.T.

Lời cảm ơn: Nghiên cứu này được tài trợ bởi Trường Đại học Thủ Dầu Một trong đề tài mã số DT.20.2-028.

Lời cam đoan: Tập thể tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tập thể tác giả, chưa được công bố ở đâu, không được sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích trong nhóm tác giả.

Tài liệu tham khảo

1. Saravu, K.; Jose, J.; Bhat, M.N.; Jimmy, B.; Shastry, B.A. Acute ingestion of copper sulphate: A review on its clinical manifestations and management. *India J. Crit. Care Med.* **2007**, *11*(2), 74–80.
2. Asati, A.; Pichhode, M.; Nikhil, K. Effect of heavy metals on plants: an overview. *Int. J. Appl. Innov. Eng. Manage.* **2016**, *5*, 2319–4847.
3. Norini, M.P.; Thouin, H.; Miard, F.; Battaglia-Brunet, F.; Gautret, P.; Guegan, R.; Forestier, L.L.; Morabito, D.; Bourgerie, S.; MotelicaHeino, M. Mobility of Pb, Zn, Ba, As and Cd toward soil pore water and plants (willow and ryegrass) from a mine soil amended with biochar. *J. Environ. Manag.* **2019**, *232*, 117–130.
4. Hamid, Y.; Tang, L.; Yaseen, M.; Hussain, B.; Zehra, A.; Aziz, M.Z.; He, Z.L.; Yang, X. Comparative efficacy of organic and inorganic amendments for cadmium and lead immobilization in contaminated soil under rice-wheat cropping system. *Chemosphere* **2019**, *214*, 259–268.
5. Kaur, R.; Bhatti, S.S.; Singh, S.; Singh, J.; Singh, S. Phytoremediation of heavy metals using cotton plant: a field analysis. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2018**, *101*, 637–643.
6. Beiyuan, J.; Tsang, D.C.; Ok, Y.S.; Zhang, W.; Yang, X.; Baek, K.; Li, X.D. Integrating EDDS enhanced washing with low-cost stabilization of metal-contaminated soil from an ewaste recycling site. *Chemosphere* **2016**, *159*, 426–432.
7. Mailakeba, C.D.; Rajashekhar Rao, B.K. Biochar application does not improve the biochemical properties of Ni contaminated soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2020**, *105*, 633–638.
8. Lwin, C.S.; Seo, B.H.; Kim, H.U.; Owens, G.; Kim, K.R. Application of soil amendments to contaminated soils for heavy metal immobilization and improved soil quality-a critical review. *Soil Sci. Plant Nutr.* **2018**, *64*(2), 156–167.
9. Sorrenti, G.; Ventura, M.; Toselli, M. Effect of biochar on nutrient retention and nectarine tree performance: a three-year field study. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **2016**, *179*, 336–346.
10. Wang, Y.Y.; Ji, H.Y.; Lyu, H.H.; Liu, Y.X.; He, L.L.; You, L.C.; Zhou, C.H.; Yang, S.M. Simultaneous alleviation of Sb and Cd availability in contaminated soil and accumulation in *Lolium multiflorum* Lam. after amendment with Fe-Mn-modified biochar. *J. Clean Prod.* **2019**, *231*, 556–564.
11. Lu, S.J.; Teng, Y.G.; Wang, Y.Y.; Wu, J.; Wang, J.S. Research on the ecological risk of heavy metals in the soil around a Pb-Zn mine in the Huize County, China. *Chin. J. Geochem.* **2015**, *34*(2), 540–549.
12. Lasota, J.; Błonska, E.; Lyszczarz, S.; Tibbett, M. Forest humus type governs heavy metal accumulation in specific organic matter fractions. *Water Air Soil Pollut.* **2020**, *231*, 80.
13. Wierzbowska, J.; Kovačik, P.; Sienkiewicz, S.; Krzebietke, S.; Bowszys, T. Determination of heavy metals and their availability to plants in soil fertilized with different waste substances. *Environ. Monit. Assess.* **2018**, *190*(10), 567.
14. Chivenge, P.; Rubianes, F.; Duong, V.C. Rice straw incorporation influences nutrient cycling and soil organic matter. *Sustainable Rice Straw Manage.* **2020**, 131–144.
15. Weng, L.P.; Temminghoff, E.J.M.; Lofts, S.; Tipping, E.; Van Riemsdijk, W.H. Complexation with dissolved organic matter and solubility control of heavy metals in a sandy soil. *Environ. Sci. Technol.* **2002**, *36*, 4804–4810.
16. Alvim Farraz, M.C.M.; Lourenco, J.C.N. The influence of organic matter content of contaminated soils on the leaching rate of heavy metals. *Environ. Prog.* **2000**, *19*, 53–58.

17. Warne, M.S.J.; Heemsbergen, D.; Mclaughlin, M.; Bell, M.; Broos, K.; Whatmuff, M.; Barry, G.; Nash, D.; Pritchard, D.; Penney, N. Models for the field-based toxicity of copper and zinc salts to wheat in 11 Australian soils and comparison to laboratory-based models. *Environ. Pollut.* **2008**, *156*, 707–714.
18. Zhao, K.L.; Fu, W.J.; Ye, Z.Q.; Zhang, C.S. Contamination and spatial variation of heavy metals in the soil-rice system in Nanxun County, Southeastern China. *Int. J. Environ. Res. Publ. Health.* **2015**, *12*, 1577–1594.
19. Bao, S.D. Method of Soil Chemistry Analysis. *Chin. Agric. Sci. Technol. Press.* **2000**, 373–375. (In Chinese)
20. Cruz, F.J.R.; da Cruz Ferreira, R.L.; Conceicao, S.S.; Lima, E.U.; de Oliveira Neto, C.F.; Galvão, J.R.; da Cunha Lopes, S.; de Jesus Matos Viegas, I. Copper toxicity in plants: nutritional, physiological, and biochemical aspects. Kimatu JN (ed) *Advances in plant defense mechanisms*, 2022.
21. Hu, B.; Liang, D.L.; Liu, J.J.; Lei, L.M.; Yu, D.S. Transformation of heavy metal fractions on soil urease and nitrate reductase activities in copper and selenium co-contaminated soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2014**, *110*, 41–48.
22. Tessier, A.; Campbell, P.; Bisson, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* **1979**, *51*, 844–851.
23. Baruah, N.K.; Kotoky, P.; Bhattacharyya, K.G.; Borah, G.C. Metal speciation in Jhanji river sediments. *Sci. Total Environ.* **1996**, *193*, 1–12.
24. Beckers, F.; Awad, Y.M.; Beiyuan, J.; Abrigata, J.; Mothes, S.; Tsang, D.C.W.; Ok, Y.S.; Rinklebe, J. Impact of biochar on mobilization, methylation, and ethylation of mercury under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. *Environ. Int.* **2019**, *127*, 276–290.
25. Rinklebe, J.; Shaheen, S.M.; El-Naggar, A.; Wang, H.; Du Laing, G.; Alessi, D.S.; Sik Ok, Y. Redox-induced mobilization of Ag, Sb, Sn, and Tl in the dissolved, colloidal and solid phase of a biochar-treated and un-treated mining soil. *Environ. Int.* **2020**, *140*, 105754.
26. Zhang, Y.F.; Wang, J.M.; Feng, Y. The effects of biochar addition on soil physicochemical properties: A review. *Catena* **2021**, *202*, 105284.
27. Chen, C.; Liao, M. Research progress on the remediation of soils contaminated by heavy metals. *Trace Elem. Sci.* **2004**, *11(10)*, 1–8.
28. Zhang, X.K.; Wang, H.L.; He, L.Z.; Lu, K.P.; Sarmah, A.; Li, J.W.; Bolan, N.S.; Pei, J.C.; Huang, H.G. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2013**, *20*, 8472–8483.
29. Zhou, D.; Ghosf, S.; Zhang, D.; Liang, N.; Dong, X.; Wu, M.; Pan, B. Role of ash content in biochar for copper immobilization. *Environ. Eng. Sci.* **2016**, *33*, 962–969.
30. Cui, Y.S.; Du, X.; Weng, L.P.; Zhu, Y.G. Effects of rice straw on the speciation of cadmium (Cd) and copper (Cu) in soils. *Geoderma.* **2008**, *146(1–2)*, 370–377.
31. Wang, Y.Y.; Zheng, K.X.; Zhan, W.H.; Huang, L.Y.; Liu, Y.D.; Li, T.; Yang, Z.H.; Liao, Q.; Chen, R.H.; Zhang, C.S. Highly effective stabilization of Cd and Cu in two different soils and improvement of soil properties by multiple-modified biochar. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2021**, *207*, 111294.
32. Nejad, Z.D.; Jung, M.C. The effects of biochar and inorganic amendments on soil remediation in the presence of hyperaccumulator plant. *Int. J. Energy Environ. Eng.* **2017**, *8*, 317–329.
33. Wang, Y.Y.; You, L.C.; Lyu, H.H.; Liu, Y.X.; He, L.L.; Hu, Y.D.; Luo, F.C.; Yang, S.M. Role of biochar-mineral composite amendment on the immobilization of heavy metals for *Brassica chinensis* from naturally contaminated soil. *Environ. Technol. Innov.* **2022**, *28*, 102622.

34. Seregin, I.V.; Kozhevnikova, A.D. Physiological role of nickel and its toxic effects on higher plants. *Russ. J. Plant Physiol.* **2006**, *53*, 257–277.
35. Lin, M.Z.; Jin, M.F. Soil Cu contamination destroys the photosynthetic systems and hampers the growth of green vegetables. *Photosynthetica* **2018**, *56*, 1336–1345.
36. Awad, M.; Liu, Z.; Skalicky, M.; Dessoky, E.S.; Brestic, M.; Mbarki, S.; Rastogi, A.; El Sabagh, A. Fractionation of heavy metals in multi-contaminated soil treated with biochar using the sequential extraction procedure. *Biomolecules* **2021**, *11*(3), 448.
37. Almaroai, Y.A.; Eissa, M.A. Effect of biochar on yield and quality of tomato grown on a metal contaminated soil. *Sci. Hort.* **2020**, *265*, 109210.
38. Bashir, S.; Rehman, M.; Yousaf, M.; Salam, A.; Gulshan, A.B.; Iqbal, J.; Aziz, I.; Azeem, M.; Rukh, S.; Asghar, R.M.A. Comparative efficiency of wheat straw and sugarcane bagasse biochar reduces the cadmium bioavailability to spinach and enhances the microbial activity in contaminated soil. *Int. J. Phytorem.* **2019**, *21*, 1098–1103.
39. Xu, P.; Sun, C.X.; Ye, X.Z.; Xiao, W.D.; Zhang, Q.; Wang, Q. The effect of biochar and crop straws on heavy metal bioavailability and plant accumulation in a Cd and Pb polluted soil. *Ecotox. Environ. Saf.* **2016**, *132*, 94–100.
40. Sayyadian, K.; Moezzi, A.; Gholami, A.; Panahpour, E.; Mohsenifar, K. Effect of biochar on cadmium, nickel and lead uptake and translocation in maize irrigated with heavy metal contaminated water. *Appl. Ecol. Environ. Res.* **2019**, *17*(1), 969–982.
41. Kocsis, T.; Kotroczo, Z.; Kardos, L.; Biro, B. Optimization of increasing biochar doses with soil–plant–microbial functioning and nutrient uptake of maize. *Environ. Technol. Innov.* **2020**, *2*, 101191.
42. Wang, D.D.; Li, H.X.; Hu, F.; Wang, X. Role of earthworm–straw interactions on phytoremediation of Cu contaminated soil by ryegrass. *Acta Ecol. Sin.* **2007**, *27*(4), 1292–1299.

Influence of rice husk biochar combined with rice straw on reducing copper accumulation in pak choi

Tran Thi Anh Thu^{1*}, Nguyen Thanh Hung²

¹ Faculty of Management Sciences, Thu Dau Mot University; thutta@tdmu.edu.vn

² Faculty of Biotechnology, Ho Chi Minh City Open University; hung.ngt@ou.edu.vn

Abstract: The objective of this study is to explore and evaluate the effect of rice husk biochar (RB) combined with rice straw (RS) in reducing Cu uptake by pak choi through changing the bioavailability of Cu in soil. Plant growth parameters, Cu concentration in plants, translocation factor (TFs), and mobility factor (M_F) were determined. The results indicate that RB biochar can reduce Cu uptake by pak choi. In Cu-contaminated soil (200 mg/kg), medium biochar RB proportion (2%) is most effective in reducing Cu concentration in shoot and improving the growth of pak choi. In non-contaminated Cu soil (50 mg/kg), low biochar RB proportion (1%) is most suitable for improving growth of pak choi. The RS rice straw (20 g/kg) and biochar RB co-exposure treatments can limit Cu uptake on plants and enhance plant growth better than only biochar RB alone treatments. The RB biochar combined with RS rice straw reduces Cu translocation from roots to shoots. Additionally, the good correlation between M_F and shoots Cu concentration suggests that M_F can be used to predict Cu bioavailability in soil.

Keywords: Biochar; Copper; Bioavailability; Mobility factor; Pak choi.