



Original Article

Zinc Accumulation Patterns and Ecological Risk Assessment in Vineyard Topsoils Under Contrasting Topographies

Ta Van Han^{1,2}, Trinh Thuy An¹, Nguyen Hanh San¹, Tran Thi Thanh Huong¹,
Tran Tien Manh¹, Tran Thi Tuyet Thu¹, Nguyen Quoc Viet¹, Pham Thi Ha Nhung^{1,*}

¹VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam

²Research Institute for Forest Ecology and Environment (RIFEE),
46 Duc Thang, Dong Ngac, Hanoi, Vietnam

Received 08th August 2025

Revised 15th September 2025; Accepted 30th September 2025

Abstract: In the vineyards, the terrain morphology and the intensive use of chemical fertilizers and organic materials can pose a potential risk of soil contamination by heavy metals, particularly by Zn. Therefore, we evaluate the accumulation characteristics and bioavailability of Zn in the topsoil (0-20 cm) of a sloping vineyard in Phu Tho province (vineyard A), and in a flat terrain vineyard in Hanoi city (vineyard B). The ecological risk of Zn is assessed using the contamination factor and ecological risk index, based on total and bioavailable Zn concentrations in the soil. Results indicate that terrain, soil erosion, and farming practices exert significant impacts on the distribution of Zn in the soil. In vineyard A, a significantly higher mean total Zn content is found at the backslope of the hill (84.90 mg/kg) compared to the top of the hill (47.70 mg/kg). Meanwhile, in vineyard B, the mean total Zn content of 128.89 mg/kg is observed without any marked difference between the soil samples. On the other hand, the accumulation patterns and bioavailability of Zn in the topsoil are influenced by soil characteristics such as organic matter contents and soil particle sizes (silt and clay contents). Based on the bioavailable percentages (19.47% and 30.81% in the soil of vineyard A and B, respectively), Zn shows an overall moderate mobility. Although Zn levels are lower than the pollution limit value stipulated in Vietnamese standards (QCVN 03:2023/BTNMT) and a low adverse ecological risk is observed for both vineyards, the calculated contamination factor indicates low to considerable contamination of the soil. These findings indicate that farming practices significantly influence Zn accumulation through the use of foliar fertilizers and compost. Overall, this study on Zn accumulation characteristics and associated ecological risks in vineyards with contrasting topographies provides valuable insights into Zn dynamics in soils and supports the development of environmentally sustainable vineyard management practices.

Keywords: Ecological risk, enrichment characteristics, terrain morphology, vineyard soil, zinc.

* Corresponding author.

E-mail address: phamthihanhung@hus.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnu.ees.5412>

Đánh giá đặc điểm tích lũy và rủi ro sinh thái gây ra bởi kẽm trong lớp đất mặt của hai vườn nho có địa hình đối lập

Tạ Văn Hán^{1,2}, Trịnh Thúy An¹, Nguyễn Hạnh San¹, Trần Thị Thanh Hương¹,
Trần Tiến Mạnh¹, Trần Thị Tuyết Thu¹, Nguyễn Quốc Việt¹, Phạm Thị Hà Nhung^{1,*}

¹*Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội,*

334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam

²*Viện Nghiên cứu Sinh thái và Môi trường rừng, 46 Đức Thắng, Đông Ngạc, Hà Nội, Việt Nam*

Nhận ngày 08 tháng 8 năm 2025

Chỉnh sửa ngày 15 tháng 9 năm 2025; Chấp nhận đăng ngày 30 tháng 9 năm 2025

Tóm tắt: Trong các vườn nho, hình thái địa hình và việc sử dụng quá mức phân bón hóa học và các vật liệu hữu cơ có thể gây ra nguy cơ ô nhiễm đất bởi kim loại nặng, đặc biệt là ô nhiễm kẽm (Zn). Nghiên cứu tập trung đánh giá đặc điểm tích lũy và dạng dễ tiêu sinh học của Zn trong tầng đất mặt (0 - 20 cm) của vườn nho được trồng trên đất dốc tại tỉnh Phú Thọ (vườn A) và vườn nho được trồng trên đất đồng bằng tại thành phố Hà Nội (vườn B). Cùng với đó, rủi ro sinh thái gây ra bởi Zn cũng được tính toán thông qua hệ số ô nhiễm và hệ số rủi ro sinh thái dựa trên hàm lượng Zn tổng số và Zn dễ tiêu sinh học trong đất. Kết quả nghiên cứu cho thấy địa hình, xói mòn đất và phương pháp canh tác có tác động đáng kể đến sự phân bố Zn trong đất. Ở vườn A, hàm lượng trung bình của Zn tổng số ở sườn đồi (84,9 mg/kg) cao hơn đáng kể so với ở đỉnh đồi (47,7 mg/kg). Trong khi, ở vườn B, hàm lượng trung bình của Zn tổng số là 128,89 mg/kg và không có sự khác biệt đáng kể nào giữa các mẫu đất. Mặt khác, dạng tích lũy và dễ tiêu sinh học của Zn trong tầng đất mặt chịu ảnh hưởng bởi các tính chất đất như hàm lượng chất hữu cơ và thành phần cơ giới đất (hàm lượng limon và sét). Dựa trên phần trăm của hàm lượng dễ tiêu sinh học (19,47% trong đất vườn A và 30,81% trong đất vườn B), tính di động của Zn trong đất nghiên cứu nằm ở mức trung bình. Hàm lượng Zn thấp hơn so với tiêu chuẩn cho phép trong Quy chuẩn Việt Nam (QCVN 03:2023/BTNMT) và rủi ro sinh thái ở mức thấp được ghi nhận ở cả hai vườn nho, hệ số ô nhiễm tính toán được giá trị ở từ mức ô nhiễm thấp tới mức ô nhiễm đáng kể. Điều này cho thấy phương pháp canh tác thông qua phân bón lá và phân hữu cơ có ảnh hưởng đáng kể đến hàm lượng Zn trong đất. Nhìn chung, nghiên cứu về đặc điểm làm giàu Zn liên quan đến rủi ro sinh thái ở các vườn nho được trồng ở những địa hình đối lập có thể mang lại hiểu biết sâu hơn về khả năng di động của Zn trong đất và góp phần phát triển các biện pháp quản lý vườn nho thân thiện với môi trường.

Từ khóa: Đặc điểm tích lũy, đất trồng nho, hình thái địa hình, kẽm, rủi ro sinh thái.

1. Mở đầu

Kẽm (Zn) là nguyên tố vi lượng cần thiết cho sự phát triển của cây nho và được cung cấp chủ yếu qua phân vi lượng bón lá và phân hữu cơ.

Theo đó, nguy cơ tích lũy Zn trong đất, đặc biệt là tầng đất mặt (0-20 cm) tăng lên theo quá trình sử dụng hóa chất nông nghiệp [1]. Bên cạnh đó, quá trình làm giàu Zn trong đất chịu sự chi phối bởi một số yếu tố như hàm lượng chất hữu cơ,

* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: phamthihanhung@hus.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5412>

thành phần cơ giới của đất, địa hình và phương pháp canh tác [1-3]. Trong đó, địa hình là một trong những nhân tố có tác động mạnh tới sự phân bố của các nguyên tố trong môi trường, đặc biệt là ở những nơi có địa hình dốc [4]. Dưới ảnh hưởng của xói mòn, các nguyên tố dễ dàng bị rửa trôi xuống những khu vực thấp hơn trong cảnh quan [2, 4, 5]. Mặt khác, việc sử dụng phân bón hóa học, thuốc diệt nấm, thuốc trừ sâu trong canh tác cũng là những nguyên nhân hàng đầu bổ sung kim loại nặng (KLN) trong đó có Zn cho đất trồng nho. Hiện nay, việc kiểm soát tốt hơn đầu vào hóa chất nông nghiệp và việc áp dụng các biện pháp sinh học trong canh tác cũng làm cho mức độ nguy hại của KLN và Zn được quản lý tốt hơn và nằm ở mức từ thấp tới trung bình. Bên cạnh đó, sự tồn tại và dạng dễ tiêu sinh học của KLN trong đất canh tác có ảnh hưởng tới khả năng di động và rủi ro sinh thái mà chúng gây ra [6, 7]. Do đó, việc đánh giá khả năng tích lũy, hàm lượng dễ tiêu sinh học và rủi ro sinh thái của Zn trong tầng đất mặt dưới tác động của địa hình, phương pháp canh tác và một số tính chất đất là rất cần thiết. Để xác định hàm lượng KLN dễ tiêu sinh học, phương pháp chiết xuất đơn với các dung dịch như CH_3COOH , CaCl_2 , NH_4NO_3 và $\text{Na}_2\text{-EDTA}$ đã được nghiên cứu sử dụng [5, 7]. Trong đó, $\text{Na}_2\text{-EDTA}$ thường được sử dụng để xác định hàm lượng KLN dễ tiêu sinh học trong các nghiên cứu về môi trường và nông nghiệp [8].

Từ năm 2019, một số địa phương ở miền Bắc nước ta tập trung phát triển cây nông nghiệp mới để phát triển kinh tế, trong đó có trồng nho. Các hộ trồng nho đã thu được những hiệu quả kinh tế bước đầu. Tuy nhiên, để phát triển nghề trồng nho bền vững và thân thiện với môi trường thì việc đánh giá tác động của canh tác tới môi trường đất có ý nghĩa quan trọng. Theo đó, nghiên cứu này thực hiện ở hai vườn nho có độ tuổi tương đồng (đều được trồng từ năm 2019) nhưng được trồng trên địa hình đối lập, nhằm đánh giá ảnh hưởng từ canh tác, địa hình và tính chất đất trồng nho tới nguy cơ ô nhiễm Zn trong tầng đất mặt (0 - 20 cm) của vườn nho. Hai vườn nho được lựa chọn đó là vườn nho được trồng trên đất dốc ở xã Thu Cúc, tỉnh Phú Thọ (xã Thu

Cúc, huyện Tân Sơn, tỉnh Phú Thọ cũ) và vườn nho được trồng ở vùng đồng bằng tại xã Liên Minh, thành phố Hà Nội (xã Phương Đình, huyện Đan Phượng, thành phố Hà Nội cũ). Mục tiêu chính của nghiên cứu là: i) Đánh giá một số tính chất cơ bản của đất trồng nho tại hai vườn nho nghiên cứu; ii) Đánh giá đặc điểm tích lũy và hàm lượng dễ tiêu sinh học của Zn trong tầng đất mặt (0-20 cm) của hai vườn nho nghiên cứu; và iii) Đánh giá rủi ro sinh thái gây ra bởi Zn trong tầng đất mặt nghiên cứu ở hai vườn nho dựa trên hàm lượng Zn tổng số và Zn dễ tiêu sinh học.

2. Khu vực và phương pháp nghiên cứu

2.1. Khu vực nghiên cứu

Vườn nho được trồng trên đất dốc tại xã Thu Cúc có diện tích khoảng 0,2 ha, với độ dốc trung bình khoảng 10° với độ dài dốc là 38 m, thoát nước tốt. Vườn nho ở xã Liên Minh có diện tích khoảng 0,2 ha được trồng trên địa hình bằng phẳng trên nền đất mượn và được thiết kế cao hơn so với mặt bằng đất canh tác chung khoảng 1,5 m. Hai vườn nho áp dụng biện pháp canh tác tương đồng nhau, với hai vụ thu hoạch mỗi năm (trồng tháng 2-3, thu hoạch tháng 6 và trồng tháng 8-9 thu hoạch tháng 12). Theo đó, trong năm đầu, nông dân sử dụng phân NPK 5-10-3 và NPK 13-13-13 với liều lượng lần lượt là 0,8 tấn/ha và 1,0 tấn/ha, có bổ sung phân gà ủ hoai khoảng 3 tấn/ha. Những năm tiếp theo, lượng phân bón được sử dụng gồm 1,6 tấn/ha NPK 13-13-13 và 3 tấn/ha phân gà ủ hoai. Phân bón được sử dụng theo quá trình sinh trưởng của cây nho, đặc biệt ở các giai đoạn nhú mầm hoa, nuôi quả, thúc quả to. Bón lót bằng phân gà ủ hoai mục được thực hiện trước khi bắt đầu mùa vụ mới khoảng 10 ngày. Ngoài ra, tại các vườn nho phân bón lá vi lượng Combisolu-M, chứa Fe (3,2 m/V%), Mn (1,6 m/V%), Zn (0,8 m/V%), B (1,0 m/V%), Cu (0,3 m/V%) và Mo (0,1 m/V%), cũng được sử dụng với liều lượng khoảng 20-25 kg/ha (pha theo tỷ lệ 1:800 giữa phân bón và nước). Phân gà ủ hoai được sử dụng với lượng lớn hơn tại vườn nho Liên Minh theo

thói quen của nông dân. Cùng với phân bón lá vi lượng, thì phân gà ủ hoai mục cũng được xem là nguồn cung cấp Zn cho đất.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Lấy mẫu đất

Mẫu đất tầng mặt ở độ sâu 0-20 cm được thu thập giữa các hàng nho, cây nho theo phương pháp ngẫu nhiên vào tháng 01 năm 2025. Thời điểm lấy mẫu thời tiết có nắng, hanh khô với nhiệt độ 20°C ở Phú Thọ và 24°C ở Hà Nội. Mẫu được thu vào buổi sáng trước giờ tưới nước. Do đó, đất khô ráo và tơi xốp. Tại vườn nho Thu Cúc, các mẫu đất tầng đất mặt được thu thập tại 4 vị trí ở khu vực đỉnh đồi, 11 vị trí dọc theo sườn đồi. Tại vườn nho Liên Minh, mẫu đất tầng mặt được thu thập tại 10 vị trí. Bên cạnh đó, các mẫu đất tham chiếu được lấy ở các tầng được xem là không chịu tác động của canh tác. Tại vườn nho Thu Cúc hai mẫu tham chiếu (một tại đỉnh đồi và một tại khu vực trung tâm sườn đồi) được lấy ở tầng đất 60-80 cm (do đất đồi tầng canh tác mỏng, càng xuống sâu càng cứng chắc, nhiều sỏi, đá dăm). Một mẫu đất tham chiếu cho vườn nho Liên Minh được lấy ở tầng 80-100 cm tại khu vực trung tâm vườn nho. Các mẫu đất được bảo quản trong túi polyetylen sạch, có ghi nhãn cụ thể về vị trí, thời gian lấy mẫu và đưa về phòng thí nghiệm.

2.2.2. Phương pháp phân tích đất

Các chỉ tiêu phân tích đất được thực hiện theo các phương pháp phổ biến và tiêu chuẩn Việt Nam (TCVN). Trong đó, pH đất được xác định bằng máy đo pH trong huyền phù của đất và nước với tỷ lệ đất/nước cất là 1:2,5 (TCVN 5979:2021). Thành phần cấp hạt được xác định bằng dung dịch phân tán là $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ theo TCVN 8567:2010. Hàm lượng chất hữu cơ (CHC) đất được xác định bằng phương pháp Walkley-Black. Dung tích trao đổi cation (CEC) được xác định bằng dung dịch $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ theo hướng dẫn của TCVN 8569:2010.

Hàm lượng tổng số của Zn và các nguyên tố Mn, Fe, Al được xác định theo phương pháp US

EPA 3050B. Theo đó, các mẫu đất được thêm HNO_3 và H_2O_2 , sau đó hoàn thiện quá trình bằng cách thêm HCl [9]. Hàm lượng dễ tiêu sinh học của Zn trong đất được xác định với chất chiết $\text{Na}_2\text{-EDTA}$ 0,05M theo quy trình chi tiết của Pham, 2024 [5]. Hàm lượng tổng số và dễ tiêu sinh học trong các dịch lọc sau đó xác định bằng phương pháp phổ hấp thụ nguyên tử AAS (Atomic Absorption Spectrophotometric, Agilent 280FS AA).

2.2.3. Đánh giá rủi ro sinh thái

Rủi ro sinh thái của Zn trong nghiên cứu sẽ được tính toán dựa trên hệ số ô nhiễm (Cf) và hệ số rủi ro sinh thái (Ei) đối với cả hàm lượng Zn tổng số và dễ tiêu sinh học. Đây là các hệ số được sử dụng rộng rãi trong đánh giá rủi ro sinh thái gây ra bởi các KLN [10]. Trong đó,

Hệ số ô nhiễm (Cf) được sử dụng để đánh giá hàm lượng của một nguyên tố trong tầng đất mặt so với đất tham chiếu [1, 6] theo phương trình:

$$Cf = \frac{C_s}{C_{\text{Ref}}} \quad (1)$$

Với C_s là hàm lượng Zn (mg/kg) trong tầng đất mặt (0-20 cm); C_{Ref} là hàm lượng Zn (mg/kg) trong tầng đất tham chiếu. Giá trị của Cf được phân theo 4 mức [10]: ô nhiễm thấp ($Cf < 1$); ô nhiễm trung bình ($1 \leq Cf < 3$); ô nhiễm đáng kể ($3 \leq Cf < 6$); ô nhiễm cao ($6 \leq Cf$).

Hệ số rủi ro sinh thái (Ei) được đánh giá theo phương trình:

$$Ei = Cf \times T \quad (2)$$

Với Cf là hệ số ô nhiễm (tính theo phương trình (1)) và T là hệ số độc tính sinh học của Zn ($T = 1$) [1]. Giá trị của Ei được phân theo 5 mức [11]: $Ei < 40$: Rủi ro sinh thái thấp; $40 \leq Ei < 80$: Rủi ro sinh thái vừa phải; $80 \leq Ei < 160$: Rủi ro sinh thái đáng kể; $160 \leq Ei < 320$: Rủi ro sinh thái cao; $320 < Ei$: Rủi ro sinh thái rất cao.

2.2.4. Phân tích dữ liệu

Dữ liệu được xử lý bằng phần mềm Microsoft Excel và thống kê mô tả bằng phần mềm IBM SPSS Statistics 27. Phân tích tương quan được sử dụng để đánh giá mối quan hệ giữa hàm lượng Zn trong đất với các tính chất đất.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Một số tính chất đất nghiên cứu

Kết quả phân tích thể hiện trong Bảng 1 cho thấy, tại vườn nho Thu Cúc, đa số mẫu đất có phản ứng chua, pH dao động 4,01-6,63. Trong khi đó, đất tại vườn nho Liên Minh có pH 6,83-7,54, thuộc pH trung tính tới kiềm. Hàm lượng CHC trong đất ở vườn nho Liên Minh ở mức nghèo (trung bình 1,19%) và ở vườn nho Thu Cúc nằm ở mức trung bình (trung bình 2,18%). Cho thấy, tại hai vườn nho cần thực hiện các biện pháp bổ sung CHC cho đất trồng. Đất vườn nho

Liên Minh và Thu Cúc có CEC trung bình lần lượt là 7,92 meq/100 g và 11,76 meq/100 g và, nằm ở mức thấp (< 10 meq/100 g đất) tới trung bình (< 20 meq/100 g đất) theo Landon, 1991 [12]. Do đó, khả năng giữ dinh dưỡng của đất ở mức thấp và gia tăng nguy cơ rửa trôi, mất dinh dưỡng, mất đất, đặc biệt ở khu vực đất dốc. Đất tại vườn nho Thu Cúc và Liên Minh được phân loại vào nhóm đất thịt trung bình. Tuy nhiên, dưới ảnh hưởng của địa hình, tại đất vườn nho Thu Cúc có khác biệt về giá trị của hàm lượng cát hạt sét, CHC và CEC giữa các vị trí lấy mẫu, với giá trị lớn hơn được ghi nhận cho các mẫu ở sườn đồi.

Bảng 1. Kết quả phân tích một số tính chất của đất trồng tại hai vườn nho nghiên cứu

	pH	CHC (%)	CEC (meq/100 g)	Thành phần cấp hạt (%)		
				Cát (2 - 0,05 mm)	Limon (0,05 - 0,002 mm)	Sét ($< 0,002$ mm)
Vườn nho Thu Cúc						
Trung bình	5,20	2,18	11,76	31,87	43,88	24,25
GTNN	4,01	0,85	6,40	20,60	33,80	10,80
GTLN	6,63	3,02	14,20	46,00	55,20	33,79
SD	0,62	0,76	2,07	6,09	5,74	5,90
Vườn nho Liên Minh						
Trung bình	7,21	1,19	7,92	19,62	49,41	30,97
GTNN	6,83	0,71	5,60	15,01	40,65	22,74
GTLN	7,54	1,96	9,20	29,74	52,12	33,82
SD	0,22	0,36	1,03	4,78	3,51	3,61

GTNN: giá trị nhỏ nhất; GTLN: giá trị lớn nhất; SD: độ lệch chuẩn.

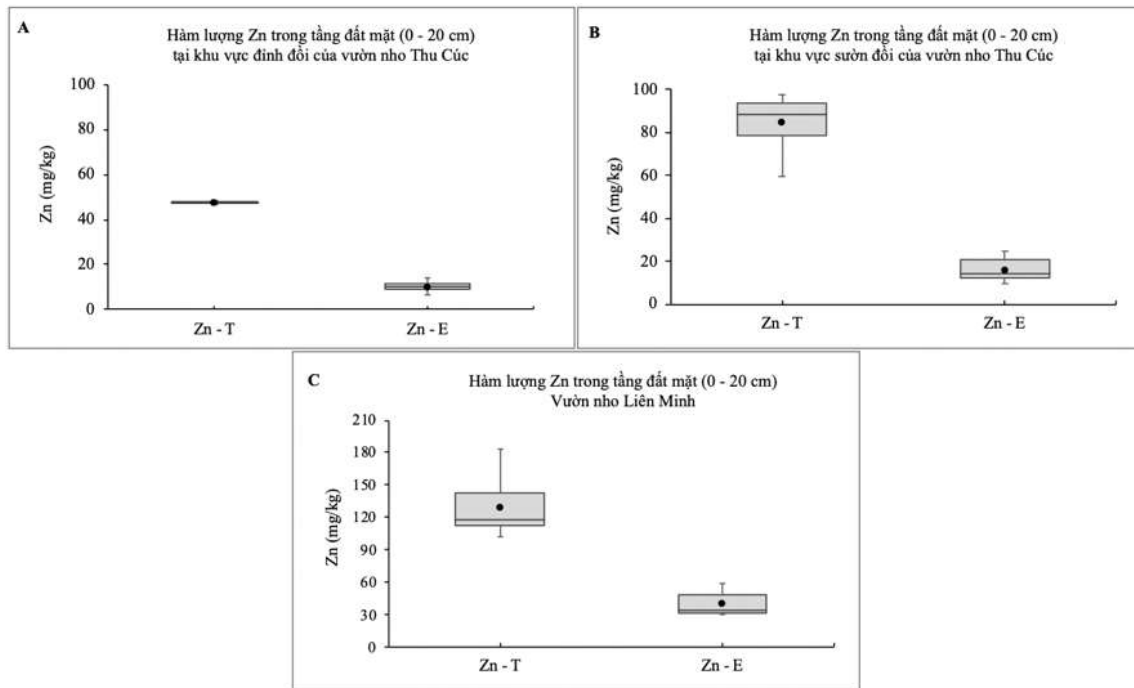
3.2. Đánh giá hàm lượng Zn tổng số và dễ tiêu sinh học trong đất nghiên cứu

Hàm lượng Zn tổng số (ký hiệu là Zn - T) và Zn dễ tiêu sinh học (ký hiệu là Zn - E) trong tầng đất mặt (0 - 20 cm) của hai vườn nho nghiên cứu được trình bày trong Hình 1. Kết quả cho thấy hàm lượng Zn - T thấp hơn đáng kể so với Quy chuẩn Việt Nam đối với đất nông nghiệp (300 mg/kg) (QCVN 03:2023/ BTNMT) [13]. Tại vườn nho trồng trên đất đồi Thu Cúc, sự phân bố của Zn có khác biệt rõ rệt giữa các khu vực lấy mẫu. Cụ thể, hàm lượng trung bình Zn - T ở sườn đồi (84,9 mg/kg) cao hơn đáng kể so ở đỉnh đồi (47,7 mg/kg) (Hình 1A và 1B). Ảnh hưởng từ địa hình dốc có thể giải thích cho vấn đề này. Theo

đó, xói mòn đất mang Zn trong liên kết với CHC và các thành phần mịn của đất (như sét và limon) xuống khu vực có địa hình thấp hơn [1, 2, 14]. Thật vậy, tại vườn nho Thu Cúc, Zn - T có mối tương quan thuận với CHC ($R = 0,63$) và hàm lượng sét ($R = 0,56$), cho thấy có ái lực mạnh của Zn với hai yếu tố này (Bảng 2). Bên cạnh đó, hàm lượng Zn - T trong tầng đất mặt của vườn nho Thu Cúc dao động từ 46,91-97,3 mg/kg, thấp hơn đáng kể so với vườn nho có tuổi tương đồng được nghiên cứu tại Brazil (111,4-241,5 mg/kg) [14]. Ngược lại, hàm lượng Zn - T trong tầng đất mặt của vườn nho Liên Minh có giá trị tương đương (101,78-182,91 mg/kg) với vườn nho được nghiên cứu ở Brazil này. Sự khác biệt này chủ yếu do sử dụng phân bón hóa học, thuốc

bảo vệ thực vật chứa Zn ở vườn nho tại Brazil và lượng phân gà bổ sung ở vườn nho Liên Minh cao hơn so với vườn nho Thu Cúc. Một vài

nghiên cứu chỉ ra rằng việc bổ sung phân gà có thể làm gia tăng đáng kể hàm lượng của Zn trong đất [15, 16].



Hình 1. Hàm lượng (mg/kg) Zn tổng số (Zn - T) và dễ tiêu sinh học (Zn - E) trong tầng đất mặt (0-20 cm) tại đỉnh đồi và sườn đồi của vườn nho Thu Cúc (A, B) và vườn nho Liên Minh (C).

Bảng 2. Ma trận tương quan giữa hàm lượng Zn tổng số và dễ tiêu sinh học với một số tính chất của tầng đất mặt (0 - 20 cm) tại vườn nho Thu Cúc, Phú Thọ

	Zn - T	Zn - E	Mn	Fe	Al	pH	CHC	CEC	Cát	Limon	Sét
Zn - T	1,00	0,16	0,50	0,42	0,20	0,18	0,63*	0,68**	0,01	-0,53*	0,56*
Zn - E		1,00	0,82**	0,46	-0,25	0,60	0,61*	0,38	0,57*	-0,72**	0,32
Mn			1,00	0,60*	-0,12	0,66**	0,70**	0,53*	0,19	-0,66**	0,68**
Fe				1,00	0,37	0,31	0,20	0,20	-0,04	-0,43	0,72**
Al					1,00	-0,11	-0,18	0,04	-0,17	0,09	0,28
pH						1,00	0,36	0,15	0,08	-0,23	0,25
CHC							1,00	0,64**	0,35	-0,71**	0,46
CEC								1,00	0,24	-0,59*	0,32
Cát									1,00	-0,63*	-0,24
Limon										1,00	-0,49
Sét											1,00

CHC: Hàm lượng chất hữu cơ; Zn - T: hàm lượng Zn tổng số; Zn - E: hàm lượng Zn dễ tiêu sinh học.

*Độ tin cậy $p < 0,05$; **Độ tin cậy $p < 0,01$.

Bên cạnh đó, tại vườn nho Liên Minh, hàm lượng Zn - T không thể hiện tương quan rõ rệt

với CHC, thay vào đó là mối tương quan thuận với hàm lượng Mn ($R = 0,64$) và hàm lượng sét

($R = 0,94$) (Bảng 3). Điều này phản ánh, Zn có xu hướng liên kết mạnh với các phần tử mịn và các oxit Mn trong đất [2]. Mặt khác, tương quan thuận giữa Zn - T và Zn - E (Bảng 3) cho thấy nguy cơ rủi ro sinh thái tăng lên khi hàm lượng Zn - T tăng. Hàm lượng Zn - T ở cả hai vườn nho đều có tương quan thuận với CEC của đất. Điều này cho thấy khi CEC, vốn chịu ảnh hưởng bởi hàm lượng CHC và sét trong đất, càng tăng thì khả năng giữ Zn của đất càng tăng. Thật vậy, CEC thể hiện tương quan thuận với CHC và sét (Bảng 3) là điều kiện thuận lợi cho quá trình tích lũy Zn trong đất trồng nho nghiên cứu.

Đánh giá hàm lượng dễ tiêu sinh học (Zn - E) cho thấy Zn là nguyên tố có khả năng linh động từ trung bình tới cao trong đất trồng nho nghiên cứu (với 19,47% ở vườn nho Thu Cúc và 30,81% ở vườn nho Liên Minh, so với hàm lượng Zn - T). Với phần trăm Zn - E trong đất cao hơn thu được ở vườn nho Liên Minh cũng phản ánh được ảnh hưởng của phương pháp canh

tác. Việc bổ sung nhiều hợp chất chứa Zn (đặc biệt là phân bón vi lượng và phân gà ủ hoai mục) khiến cho hàm lượng dễ tiêu sinh học của nguyên tố này tăng lên. Ngoài ra, tính chất đất cũng ảnh hưởng tới độ linh động của Zn trong đất. Kết quả phân tích tương quan cho thấy, Zn - E còn có mối quan hệ thuận với Mn ($R = 0,82$) và CHC ($R = 0,61$) (ở vườn nho Thu Cúc); và với hàm lượng sét ($R = 0,71$) (ở vườn nho Liên Minh).

Có thể thấy rằng, theo thời gian, hàm lượng Zn trong đất có thể tăng lên vượt ngưỡng QCVN hay không, phụ thuộc nhiều vào canh tác và quản lý vườn nho. Tuy nhiên, Zn là nguyên tố vi lượng cần thiết cho thực vật, do đó, việc tăng cường hiệu quả hút thu phù hợp cho cây trồng là rất cần thiết. Theo đó, các phương pháp canh tác bổ sung vật liệu chứa dinh dưỡng vi lượng được kiểm soát đầy đủ, sẽ là một giải pháp nâng cao hiệu quả trong sản xuất nông nghiệp và giảm thiểu ô nhiễm môi trường, đặc biệt là môi trường đất.

Bảng 3. Ma trận tương quan giữa hàm lượng Zn tổng số và dễ tiêu sinh học với một số tính chất của tầng đất mặt (0 - 20 cm) tại vườn nho Liên Minh, Hà Nội

	Zn - T	Zn - E	Mn	Fe	Al	pH	CHC	CEC	Cát	Limon	Sét
Zn - T	1,00	0,77**	0,64*	0,50	0,55	0,24	0,38	0,71*	-0,78**	-0,18	0,94**
Zn - E		1,00	0,54	0,43	0,21	0,41	0,41	0,55	-0,66*	-0,25	0,71*
Mn			1,00	0,45	0,34	0,36	0,19	0,71*	-0,200	-0,59	0,69*
Fe				1,00	0,70*	-0,43	-0,18	0,10	-0,21	-0,52	0,36
Al					1,00	-0,20	-0,16	0,13	-0,30	-0,50	0,55
pH						1,00	0,57	0,48	-0,29	-0,07	0,48
CHC							1,00	0,55*	-0,48	0,32	0,47
CEC								1,00	-0,58	-0,09	0,78**
Cát									1,00	-0,31	-0,75*
Limon										1,00	-0,26
Sét											1,00

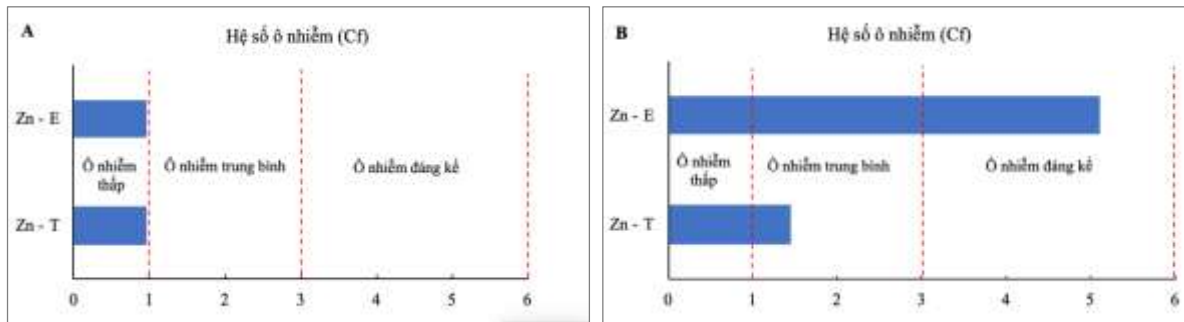
CHC: Hàm lượng chất hữu cơ; Zn - T: hàm lượng Zn tổng số; Zn - E: hàm lượng Zn dễ tiêu sinh học

* Độ tin cậy $p < 0,05$; ** Độ tin cậy $p < 0,01$.

3.3. Đánh giá rủi ro sinh thái

Kết quả tính toán hệ số ô nhiễm (Cf) tại hai vườn nho nghiên cứu cho thấy, ở vườn nho Thu Cúc, giá trị Cf đối với Zn - T và Zn - E đều ở mức ô nhiễm thấp ($Cf < 1$) (Hình 2A). Trong khi đó, ở vườn nho Liên Minh, Cf ở mức ô nhiễm

vừa ($Cf = 1,46$ tính với Zn - T) tới mức ô nhiễm đáng kể ($Cf = 5,11$ tính với Zn - E) (Hình 2B). Như vậy, quá trình làm giàu Zn trong tầng đất mặt ở vườn nho chịu ảnh hưởng bởi canh tác, đặc biệt là thông qua phân bón hóa học và phân hữu cơ. Do đó, việc sử dụng thường xuyên hóa chất nông nghiệp sẽ làm tăng nguy cơ ô nhiễm.



Hình 2. Giá trị trung bình của hệ số ô nhiễm (Cf) được tính toán dựa trên hàm lượng Zn tổng số (Zn - T) và dễ tiêu sinh học (Zn - E) trong đất vườn nho Thu Cúc (A) và vườn nho Liên Minh (B).

Bên cạnh đó, hệ số rủi ro sinh thái (E_i) ở hai vườn nho nghiên cứu, đều cho thấy mức độ rủi ro sinh thái thấp ($E_i < 40$). Tuy nhiên, ở vườn nho Liên Minh, giá trị E_i đạt 1,46 cho Zn - T và 5,11 cho Zn - E, cao hơn so với vườn nho Thu Cúc với giá trị E_i 0,96 cho cả Zn - T và Zn - E. Mặc dù rủi ro vẫn nằm ở mức thấp, những nghiên cứu về rủi ro sinh thái gây ra bởi Zn là rất cần thiết cho phát triển nghề trồng nho bền vững. Kết quả phân tích hàm lượng tổng số của Zn (13,1 mg/kg - 19,8 mg/kg) ở các mẫu lá cây nho của vườn nho Liên Minh cho thấy mối tương quan thuận của chúng với hàm lượng Zn - E trong đất. Tuy nhiên, kết quả không ghi nhận mối tương quan rõ ràng của hàm lượng Zn trong lá cây với hàm lượng Zn - T trong đất. Do đó, trong quá trình canh tác, việc sử dụng phân bón vi lượng qua lá cũng là nguyên nhân khiến cho hàm lượng Zn trong lá cây tăng lên. Ngoài ra, kết quả đánh giá rủi ro cũng góp phần mang lại những hiểu biết sâu sắc hơn về tính di động của Zn trong đất, đặc biệt ở những vườn nho có địa hình khác nhau.

4. Kết luận

Dưới ảnh hưởng của canh tác, địa hình và đặc điểm đất, sự tích lũy và phân bố Zn trong tầng đất mặt (0-20 cm) trong hai vườn nho có địa hình đối lập là rất khác biệt. Tại vườn nho được trồng ở địa hình dốc (vườn nho Thu Cúc, Phú Thọ), hàm lượng Zn tích lũy chủ yếu ở khu vực sườn dốc. Ở vườn nho có địa hình bằng phẳng (vườn nho Liên Minh, Hà Nội) chịu ảnh hưởng rõ rệt bởi quá trình canh tác (với việc sử dụng

thường xuyên hơn phân gà ủ hoại mục). Hàm lượng Zn tổng số và Zn dễ tiêu sinh học có tương quan thuận với một số tính chất đất như hàm lượng CHC, hàm lượng sét, CEC và oxit Mn. Kết quả đánh giá rủi ro sinh thái cho thấy mức độ rủi ro ở hai vườn nho nằm ở mức thấp. Tuy nhiên, việc canh tác cường độ cao có thể làm gia tăng nguy cơ tích lũy và khả năng di động của Zn trong đất, đặc biệt là tại vườn nho được trồng trên đất dốc. Do đó, nghiên cứu này cung cấp cơ sở hữu ích cho công tác quản lý bền vững ở các vườn nho.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Đại học Quốc gia Hà Nội theo đề tài mã số QG.24.11.

Tài liệu tham khảo

- [1] N. T. H. Pham, I. Babcsányi, A. Farsang, Ecological Risk and Enrichment of Potentially Toxic Elements in the Soil and Eroded Sediment in an Organic Vineyard (Tokaj Nagy Hill, Hungary), *Environ Geochem Health*, Vol. 44, 2022, pp. 1893-1909.
- [2] N. T. H. Pham, I. Babcsányi, P. Balling, A. Farsang, Accumulation Patterns and Health Risk Assessment of Potentially Toxic Elements in the Topsoil of Two Sloping Vineyards (Tokaj-Hegyalja, Hungary), *J. Soils Sediments*, Vol. 22, 2022, pp. 2671-2689.
- [3] G. Brunetto, A. Miotto, C. A. Ceretta, D. E. Schmitt, J. Heinzen, M. P. D. Moraes, E. Giroto, Mobility of Copper and Zinc Fractions in

- Fungicide-Amended Vineyard Sandy Soils, *Arch Agron Soil Sci*, Vol. 60, No. 5, 2014, pp. 609-624.
- [4] N. T. H. Pham, V. Q. Nguyen, Assessing the Impact of Soil Erosion and Farming Practices on The Spatial Distribution Of Soil Characteristics in The Topsoil of a Sloping Vineyard Using an Open Source Software QGIS, *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*, Vol. 39, No. 4, 2023, pp. 91-101.
- [5] N. T. H. Pham, Distribution and Bioavailability of Copper in the Soil of a Young Steep Vineyard Applying Different Extraction Procedures and Pseudo-Total Digestion, *Water Air Soil Pollut*, Vol. 235, 2024, pp. 326.
- [6] M. Mirzaei, S. Marofi, E. Solgi, M. Abbasi, R. Karimi, H. R. Riyahi Bakhtyari, Ecological and Health Risks of Soil and Grape Heavy Metals in Long-term Fertilized Vineyards (Chaharmahal and Bakhtiari Province of Iran), *Environ Geochem Health*, Vol. 42, 2020, pp. 27-43.
- [7] T. Milićević, M. Aničić Urošević, D. Relić, G. Jovanović, D. Nikolić, K. Vergel, A. Popović, Environmental Pollution Influence to Soil-plant-air System in Organic Vineyard: Bioavailability, Environmental, And Health Risk Assessment, *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 28, 2021, pp. 3361-3374.
- [8] T. Milićević, D. Relić, S. Škrivanj, Ž. Tešić, A. Popović, Assessment of Major and Trace Element Bioavailability in Vineyard Soil Applying Different Single Extraction Procedures and Pseudo-Total Digestion, *Chemosphere*, Vol. 171, 2017, pp. 284-293.
- [9] US EPA, Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils, *Environ. Prot. Agency*, Vol. 2, 1996, pp. 3-5.
- [10] L. Hakanson, An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control, A Sedimentological Approach, *Water Res*, Vol. 14, 980, pp. 975-1001.
- [11] M. S. Islam, M. K. Ahmed, M. H. A. Mamun, Metal Speciation in Soil and Health Risk Due to Vegetables Consumption in Bangladesh, *Environ Monit Assess*, Vol. 187, 2015, pp. 288.
- [12] J. R. Landon, *Booker Tropical Soil Manual: A Handbook for Soil Survey and Agricultural Land Evaluation in the Tropics and Sub Tropics*, Longman Scientific and Technical, Essex, New York, USA, 1991.
- [13] QCVN 03:2023/BTNMT, National Technical Regulation on Soil Quality, Ministry of Natural Resources and Environment, Vietnam, 2023.
- [14] N. Mirlean, A. Roisenberg, J. O. Chies, Metal Contamination of Vineyard Soils in Wet Subtropics (Southern Brazil), *Environmental Pollution*, Vol. 149, 2007, pp. 10-17.
- [15] L. X. Yao, G. L. Li, Z. Dang, Z. H. He, C. M. Zhou, B. M. Yang, Bioavailability of As, Cu and Zn in Two Soils As Affected by Application of Chicken Manure and Pig Manure, *Huan Jing Ke Xue*, Vol. 29, 2008, pp. 2592-2598.
- [16] Y. L. Chen, S. J. Xiong, J. J. Dong, Z. Jia, S. Wang, S. X. Wang, J. L. Shi, X. H. Tian, Effects of Combined Addition of Organic Materials with Zinc Fertilizer on Zinc Availability and Transformation in Calcareous Soil, *Chinese Journal of Applied Ecology*, Vol. 30, No. 8, 2019, pp. 2737-2745.