ĐẠI HỌC QUỐC GIA HÀ NỘI
TRƯỜNG ĐẠI HỌC KHOA HỌC TỰ NHIÊN

Bùi Thị Hồng

NGHIÊN CỨU SỰ DỊCH CHUYỂN MỘT SỐ ĐỒNG VỊ PHÓNG XẠ VÀ KIM LOẠI TỪ ĐẤT LÊN THỰC VẬT BẰNG PHƯƠNG PHÁP PHÂN TÍCH HẠT NHÂN

LUẬN ÁN TIẾN SĨ VẬT LÝ

Hà Nội, 2025

ĐẠI HỌC QUỐC GIA HÀ NỘI
TRƯỜNG ĐẠI HỌC KHOA HỌC TỰ NHIÊN

Bùi Thị Hồng

NGHIÊN CỨU SỰ DỊCH CHUYỂN MỘT SỐ ĐỒNG VỊ PHÓNG XẠ VÀ KIM LOẠI TỪ ĐẤT LÊN THỰC VẬT BẰNG PHƯƠNG PHÁP PHÂN TÍCH HẠT NHÂN

Chuyên ngành: Vật lí nguyên tử và hạt nhân
Mã số: 9440130.04

LUẬN ÁN TIẾN SĨ VẬT LÝ

NGƯỜI HƯỚNG DẪN KHOA HỌC: PGS.TS. Bùi Văn Loát

Hà Nội, 2025

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan luận án này là công trình nghiên cứu của riêng tôi. Các dữ liệu và kết quả nghiên cứu được trình bày trong luận án là trung thực và chưa từng được công bố trong bất kỳ công trình nào khác bởi người khác.

Nghiên cứu sinh

Bùi Thị Hồng

Lời cảm ơn

Bản luận án được hoàn thành tại Bộ môn Vật lý hạt nhân, Khoa Vật lý, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQGHN dưới sự hướng dẫn của PGS.TS. Bùi Văn Loát. Tác giả xin chân thành cám ơn các thầy cô trong Bộ môn đặc biệt là PGS.TS. Bùi Văn Loát đã dạy bảo và giúp đỡ tác giả trong suốt quá trình nghiên cứu và hoàn thành luận án. Bản luận án là một phần kết quả của đề tài thuộc Quỹ Nafosted "Phát triển kỹ thuật phân tích hạt nhân nâng cao độ chính xác trong phân tích nhiễm bẩn môi trường tại một số khu vực có nền phông phóng xạ cao tại Miền Bắc Việt Nam" mã số 103.04 -2021.131. Tác giả xin chân thành cám ơn các thành viên của đề tài, GS.TS. Trần Hoài Nam và ThS. Dương Đức Thắng, đã giúp đỡ và hợp tác trong việc thực hiện đề tài và đồng ý để tác giả sử dụng kết quả của đề tài để viết Luận án này.

Tác giả xin bày tỏ lòng biết ơn tới lãnh đạo Khoa Vật lý, Phòng đào tạo, Ban Giám hiệu Trường Đại học Khoa học Tự nhiên đã tạo mọi điều kiện và giúp đỡ tác giả hoàn thành các thủ tục cần thiết để hoàn thành luận án đúng thời hạn.

Cuối cùng tác giả xin cám ơn gia đình nội ngoại, bạn bè, đồng nghiệp đã động viên và giúp đỡ trong suốt thời gian học tập, nghiên cứu và hoàn thành Luận án này.

Mục lục

Danh mục các ký hiệu và từ viết tắt **vi**

Danh sách bảng **viii**

Danh sách hình vẽ **ix**

MỞ ĐẦU **1**

Chương 1. Một số khái niệm cơ bản và tổng quan tình hình nghiên cứu **5**

1.1 Ảnh hưởng của phóng xạ/kim loại tới môi trường và sức khỏe con người 5

1.1.1 Ảnh hưởng của phóng xạ và kim loại nặng tới môi trường đất . . 5

1.1.2 Ảnh hưởng của phóng xạ và kim loại nặng tới sức khỏe con người 8

1.2 Hệ số dịch chuyển các nguyên tố từ đất lên thực vật 9

1.2.1 Hệ số dịch chuyển từ đất lên thực vật 9

1.2.2 Các yếu tố ảnh hưởng đến hệ số dịch chuyển 10

1.3 Tổng quan tình hình nghiên cứu trong và ngoài nước 14

1.3.1 Tình hình nghiên cứu trên Thế giới 14

1.3.2 Tình hình nghiên cứu trong nước 16

Chương 2. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu **19**

2.1 Đối tượng và phạm vi nghiên cứu 19

2.1.1 Đối tượng nghiên cứu 19

2.1.2 Phạm vi nghiên cứu 20

2.2 Phương pháp phổ gamma xác định hoạt độ riêng của các đồng vị phóng xạ 25

2.2.1 Cơ sở lựa chọn các đồng vị và bức xạ gamma đặc trưng 25

2.2.2 Kỹ thuật thu góp và xử lý mẫu trong phân tích phổ gamma . . . 28

2.2.3 Hệ phổ kế gamma bán dẫn 31

2.3 Phương pháp phân tích kích hoạt neutron dụng cụ và đo phổ gamma (INAA) 34

2.3.1 Nguyên lý của phương pháp 34
2.3.2 Xác định hàm lượng nguyên tố bằng phương pháp k_0–INAA . . 36
2.3.3 Chương trình tính toán k_0 – IAEA 39
2.3.4 Bố trí thí nghiệm 40
2.4 Phương pháp phân tích hóa lý 42
2.5 Phương pháp phân tích thống kê và xử lý số liệu thực nghiệm 42
2.5.1 Công thức truyền sai số 42
2.5.2 Phương pháp phân tích thành phần chính 45
2.5.3 Chương trình XLSTAT 46
2.6 Các chỉ số nguy hiểm đối với phóng xạ và kim loại 49
2.6.1 Các chỉ số nguy hiểm phóng xạ 49
2.6.2 Các chỉ số nguy hiểm đối với kim loại nặng 51
2.6.3 Phần mềm Rad Toolbox 52

Chương 3. Thực nghiệm, kết quả và thảo luận 55
3.1 Xác định hoạt độ của các đồng vị phóng xạ và hàm lượng nguyên tố trong mẫu 55
3.1.1 Xác định hoạt độ phóng xạ riêng của ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K 55
3.1.2 Đánh giá kết quả phân tích hàm lượng nguyên tố 64
3.2 Xác định hệ số dịch chuyển các đồng vị phóng xạ từ đất lên thực vật . 67
3.2.1 Hệ số dịch chuyển đối với các mẫu rau muống 67
3.2.2 Hệ số dịch chuyển đối với các mẫu rau, củ, quả khác 73
3.2.3 Đánh giá các chỉ số nguy hiểm 76
3.3 Xác định hệ số dịch chuyển các nguyên tố kim loại từ đất lên thực vật . 82
3.3.1 Hàm lượng kim loại trong các mẫu đất 82
3.3.2 Hàm lượng kim loại trong mẫu thực vật 87
3.3.3 Đánh giá chỉ số nguy hiểm mục tiêu 91

Kết luận và Kiến nghị 93

Danh mục công trình khoa học của tác giả liên quan đến luận án 97

Tài liệu tham khảo 99

Phụ lục A. Tọa độ lấy mẫu 107

Phụ lục B. Thông số của các detector bán dẫn 110

Phụ lục C. Quy trình chiếu mẫu trong phân tích kích hoạt neutron (INAA) 111

Phụ lục D. Thông tin các mẫu chuẩn 115

Phụ lục E. Giá trị hiệu suất ghi mô phỏng 117

Phụ lục F. Tỷ lệ khối lượng tươi - khô của mẫu 118

Phụ lục G. Hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ trong mẫu phân tích 119

Phụ lục H. Hệ số dịch chuyển của các nguyên tố trong mẫu phân tích 125

Phụ lục I. Các chỉ số nguy hiểm 133

Danh mục các ký hiệu và từ viết tắt

Ký hiệu	Tiếng Anh	Tiếng Việt
AEDE	Annual Effective Dose Equivalent	Liều hiệu dụng tương đương hàng năm
CEC	Cation Exchange Capacity	Khả năng trao đổi cation
ELCR	Excess Lifetime Cancer Risk	Chỉ số nguy cơ ung thư
FAO/WHO	Food and Agriculture Organization / World Health Organization	Tổ chức Lương thực và Nông nghiệp của Liên Hợp Quốc / Tổ chức Y tế Thế giới
FWHM	Full Width at Half Maximum	Độ rộng nửa chiều cao (độ phân giải năng lượng)
FWTM	Full Width at Tenth Maximum	Độ rộng một phần mười chiều cao cực đại
HPGe	High Purity Germanium	Germanium siêu tinh khiết
HI	Hazard Index	Chỉ số tổng nguy cơ
IAEA	International Atomic Energy Agency	Cơ quan Năng lượng Nguyên tử Quốc tế
ICP-OES	Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectroscopy	Phổ phát xạ plasma cảm ứng cao tần

Ký hiệu	Tiếng Anh	Tiếng Việt
ICRP	International Commission on Radiological Protection	Ủy ban Quốc tế về Bảo vệ Bức xạ
INAA	Instrumental neutron activation analysis	Phân tích kích hoạt neutron dụng cụ
iPA	Intelligent Preamplifier	Bộ tiền khuếch đại thông minh
IUR	International Union of Radiology	Liên đoàn Quốc tế về Sinh thái Phóng xạ
NAA	Neutron Activation Analysis	Phương pháp kích hoạt neutron
NIST	National Institute of Standards and Technology	Viện Tiêu chuẩn và Công nghệ Quốc gia của Hoa Kỳ
NRC	Nuclear Regulatory Commission	Ủy ban Quản lý Hạt nhân Hoa Kỳ
MCA	Multi Channel Analysis	Máy phân tích biên độ đa kênh
MDA	Minimum Detectable Activity	Ngưỡng phát hiện
P/C	Peak to Compton	Tỷ lệ đỉnh trên nền Compton
PCA	Principal Component Analysis	Phân tích thành phần chính
OC	Organic Carbon	Chất hữu cơ
TF	Transfer Factor	Hệ số dịch chuyển
THQ	Target Hazard Quotient	Chỉ số nguy cơ mục tiêu
SEGe	Standard Energy Germanium	Germanium năng lượng chuẩn

Danh sách bảng

2.1 Các quy tắc truyền sai số 44

3.1 Tỷ lệ hợp chất tạo chất nền trong mẫu chuẩn đất thứ cấp HUS1. 56
3.2 Tỷ lệ hợp chất tạo chất nền trong mẫu chuẩn đất thứ cấp HUS2. 57
3.3 Kết quả phân tích hoạt độ phóng xạ riêng (Bq/kg) của mẫu HUS1 và HUS2 58
3.4 Hoạt độ của các đồng vị trong mẫu chuẩn thực vật thứ cấp HUS4 . . . 61
3.5 Hoạt độ phóng xạ của ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K trong mẫu rau cải 64
3.6 So sánh tỷ số giữa độ lệch chuẩn của tốc độ đếm và tốc độ đếm tại đỉnh trong mẫu cải ngồng Hưng Yên (mẫu khô) 64
3.7 So sánh giá trị phân tích và giá trị chứng nhận của mẫu chuẩn đất NIST-2711a. 66
3.8 So sánh giá trị phân tích và giá trị chứng nhận của mẫu chuẩn thực vật NIST-1570a. 67
3.9 So sánh hệ số dịch chuyển của ^{226}Ra, ^{228}Ra, và ^{40}K trong hai điều kiện sinh trưởng khác nhau ở Hà Nội. 68
3.10 So sánh hệ số dịch chuyển của ^{228}Ra, ^{226}Ra, và ^{40}K ở hai khu vực Phú Thọ (cỡ mẫu 9) và Hà Nội (cỡ mẫu 7). 69
3.11 Tổng hợp hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ từ đất lên rau muống ở khu vực Phú Thọ (cỡ mẫu 9) và Hà Nội (cỡ mẫu 31). 70
3.12 Ma trận tương quan Pearson giữa hàm lượng và hệ số dịch chuyển (TF) của các đồng vị phóng xạ ở Phú Thọ (cỡ mẫu 9). 71
3.13 Ma trận tương quan Pearson giữa hàm lượng và hệ số dịch chuyển (TF) của các đồng vị phóng xạ ở Hà Nội (cỡ mẫu 31). 71
3.14 Ảnh hưởng của các biến quan sát lên các thành phần chính đối với các mẫu ở Phú Thọ (cỡ mẫu 9) 72

3.15Giá trị TF của các đồng vị phóng xạ từ đất lên các loại rau ở khu vực Hà Nội và Lào Cai 74
3.16So sánh giá trị TF của các đồng vị phóng xạ tự nhiên với các nghiên cứu khác trong và ngoài nước 76
3.17Chỉ số nguy hiểm trung bình do các đồng vị phóng xạ trong đất gây ra ở các khu vực Hà Nội, Phú Thọ và Lào Cai 77
3.18Hàm lượng trung bình và độ lệch chuẩn (SD) của các nguyên tố trong đất ở Hà Nội và Lào Cai (μg/g) 84
3.19Hàm lượng trung bình và độ lệch chuẩn (SD) của các nguyên tố trong mẫu thực vật ở Hà Nội và Lào Cai (μg/g) 88
3.20Hàm lượng của các kim loại trong thực vật ở một số khu vực khác nhau 89
3.21Hệ số dịch chuyển trung bình và độ lệch chuẩn (SD) của các nguyên tố tại Hà Nội và Lào Cai 90
3.22Giá trị THQ và HI đối với các mẫu rau ở Hà Nội và Lào Cai. 91

Danh sách hình vẽ

1.1 Biểu đồ các yếu tố ảnh hưởng đến sự vận chuyển của nguyên tố X từ đất lên thực vật [30] 11

2.1 Bản đồ lấy mẫu ở khu vực Hà Nội[1]. 22
2.2 Bản đồ lấy mẫu ở khu vực Phú Thọ[1]. 23
2.3 Bản đồ lấy mẫu ở khu vực Lào Cai[1]. 24
2.4 Chuỗi phân rã phóng xạ của ^{238}U [40]. 26
2.5 Chuỗi phân rã phóng xạ của ^{232}Th [40]. 27
2.6 Quy trình xử lý mẫu đất. 29
2.7 Quy trình xử lý mẫu thực vật. 30
2.8 Sơ đồ khối hệ phổ kế gamma HPGe. 31
2.9 Giao diện phần mềm Genie2000. 32
2.10Giao diện lựa chọn cấu hình đo. 33
2.11Giao diện lựa chọn loại detector. 33

2.12Giao diện nhập các thông số về cấu hình đo. 34
2.13Giao diện nhập các đỉnh năng lượng cần quan tâm. 34
2.14Sơ đồ minh họa quá trình kích hoạt mẫu bằng neutron [25]. 35
2.15Sơ đồ khối mô tả tổng quan về chương trình k_0–IAEA. 39
2.16Chuẩn bị mẫu đo trong phương pháp INAA. 40
2.17Bố trí thí nghiệm chiếu mẫu trong phương pháp INAA. 41
2.18Giao diện XLSTAT trên Excel. 47
2.19Cửa sổ thiết lập PCA trong XLSTAT. 47
2.20Biểu đồ Biplot trong phân tích thành phần chính bằng XLSTAT. . . . 49
2.21Giao diện phần mềm Rad Toolbox. 53

3.1 Đường cong hiệu suất ghi tuyệt đối của detector GX5519 (a) và BE6530 (b) cho cấu hình mẫu trụ chứa 150 g mẫu 57
3.2 Phổ gamma mẫu chuẩn thứ cấp HUS2 trên hệ BE6530, hộp chứa mẫu hình trụ, khối lượng 150 g, thời gian đo 86180 s, thời gian chết 0,36%. 59
3.3 Đường cong hiệu suất ghi mô phỏng mẫu thực vật với các cấu hình đo khác nhau trên hệ GC5019. 60
3.4 Phổ gamma mẫu chuẩn IAEA-156, hộp chứa mẫu hình giếng, khối lượng 300 g, thời gian đo 15,6 giờ, thời gian chết 0,18%. 61
3.5 Phổ gamma mẫu cải ngồng Hưng Yên (mẫu khô), hộp chứa mẫu hình giếng, khối lượng 1100 g, thời gian đo 24,4 giờ, thời gian chết 0,6%. . 62
3.6 Phổ gamma mẫu cải ngồng Hưng Yên (mẫu tro), hộp chứa mẫu hình giếng, khối lượng 262 g, thời gian đo 1,89 ngày, thời gian chết 0,06%. 63
3.7 Phân bố hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ trên mẫu rau muống ở Hà Nội và Phú Thọ. 70
3.8 Biểu đồ PCA sự ảnh hưởng của các tính chất hóa lý đất lên hệ số dịch chuyển các dồng vị phóng xạ từ đất lên rau muống ở Phú Thọ. 73
3.9 Phân bố hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ trên các mẫu rau, củ, quả khác ở Hà Nội và Lào Cai. 75
3.10Liều tương đương đối với các cơ quan cơ thể khi tiêu thụ rau muống đối với ^{226}Ra. 79
3.11Liều tương đương đối với các cơ quan cơ thể khi tiêu thụ rau muống đối với ^{228}Ra. 79

3.12Liều tương đương đối với các cơ quan cơ thể khi tiêu thụ rau muống đối với ^{40}K. 80
3.13Liều tương đương tổng đối với các cơ quan con người khi tiêu thụ rau muống. 81
3.14Liều tương đương tổng đối với các cơ quan con người khi tiêu thụ rau, củ, quả khác. 82
3.15So sánh hàm lượng các nguyên tố trong đất ở các khu vực khác nhau. . 86
3.16Biểu đồ PCA dựa trên kết quả hàm lượng các nguyên tố trong đất ở hai khu vực Hà Nội và Lào Cai. 87

MỞ ĐẦU

Rau, củ, quả là nguồn cung cấp vitamin, các chất vi lượng và chất khoáng dồi dào cho cơ thể con người. Trong rau, củ, quả chứa nước, canxi, sắt, lưu huỳnh và kali, chúng đóng vai trò là tác nhân trung hòa các chất có tính axit hình thành trong quá trình tiêu hóa. Rau, củ, quả rất hữu ích cho việc duy trì sức khỏe như một phương pháp điều trị phòng ngừa nhiều bệnh khác nhau. Trong môi trường tự nhiên, đất và thực vật có mối quan hệ chặt chẽ thông qua quá trình trao đổi chất và cung cấp các yếu tố dinh dưỡng. Tuy nhiên, sự hiện diện của các chất ô nhiễm như đồng vị phóng xạ và kim loại nặng trong đất có thể dẫn đến việc chúng bị thực vật hấp thụ theo thời gian. Điều này làm gia tăng nguy cơ ô nhiễm chuỗi thực phẩm và ảnh hưởng tiêu cực đến sức khỏe con người. Do đó, nghiên cứu về sự hấp thụ và tích lũy các nguyên tố này từ đất vào thực vật đóng vai trò quan trọng trong việc đánh giá tác động của chúng đối với môi trường và sức khỏe cộng đồng.

Hệ số dịch chuyển (TF) là một chỉ số quan trọng để đánh giá khả năng hấp thụ và tích lũy các nguyên tố từ đất lên thực vật. TF được xác định bằng tỷ lệ giữa hoạt độ của đồng vị phóng xạ hoặc hàm lượng của nguyên tố trong thực vật và trong đất. Chỉ số này không chỉ giúp làm rõ cơ chế vận chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại nặng mà còn cung cấp dữ liệu cần thiết để đánh giá mức độ ô nhiễm môi trường và các nguy cơ tiềm ẩn đối với sức khỏe con người.

Các đồng vị phóng xạ tự nhiên như ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{40}K và các kim loại (bao gồm cả nguyên tố dinh dưỡng và kim loại nặng) nhận được sự quan tâm lớn. Các đồng vị phóng xạ và một vài kim loại nặng có khả năng tồn tại lâu dài trong môi trường và tích lũy trong hệ sinh thái. Những nguyên tố này có thể bị thực vật hấp thụ từ đất hoặc nước do tính chất hóa học tương tự các nguyên tố dinh dưỡng thiết yếu hoặc do cơ chế hấp thụ không phân biệt của thực vật. Điều này không chỉ ảnh hưởng trực tiếp đến sự phát triển của thực vật mà còn có thể gây tác động tiêu cực đến chuỗi thực phẩm và sức khỏe con người khi các chất này tích lũy qua các mức độ dinh dưỡng

khác nhau. Một số kim loại nặng như Cu, Pb, Cd, As và các đồng vị phóng xạ có thể gây ra những vấn đề sức khỏe nghiêm trọng như ngộ độc kim loại, ung thư và các bệnh liên quan đến hệ thần kinh.

Nghiên cứu về hệ số dịch chuyển ngày càng nhận được sự quan tâm ở cả trong và ngoài nước, nhất là tại các quốc gia có nền công nghiệp phát triển hoặc những khu vực bị ô nhiễm. Các nghiên cứu của [9, 10] đã đánh giá hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại, nhưng chỉ giới hạn ở khu vực miền Nam như Thành phố Hồ Chí Minh và Đà Lạt (Lâm Đồng). Tại miền Bắc, các nghiên cứu về hệ số dịch chuyển còn rất hạn chế. Một trong những nghiên cứu nổi bật là luận án tiến sĩ của tác giả Hoàng Hữu Đức (2021) [2], trong đó tác giả xác định TF của một số đồng vị phóng xạ lên các bộ phận khác nhau của cây chè tại Nông trường chè Lương Mỹ, Lương Sơn, Hòa Bình và rau muống, cải canh tại các địa điểm ở quần đảo Trường Sa. Nghiên cứu [90] đánh giá hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ trên các loại rau ở làng Tiền Lệ, Hà Nội. Nhìn chung, nghiên cứu về hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại từ đất lên thực vật chủ yếu dừng lại ở các phạm vi hẹp. Đa số các công trình chỉ mới nghiên cứu TF hoặc của đồng vị phóng xạ hoặc của kim loại riêng biệt. Tuy nhiên, trên thực tế ở các khu vực có nền phóng xạ cao thường kéo theo hàm lượng các nguyên tố nặng như Fe, Ni, Cu hoặc các nguyên tố đất hiếm tăng. Việc xác định TF của các đồng vị phóng xạ tự nhiên và các kim loại nhất là kim loại nặng trong các khu vực này đưa ra những thông tin về sự hấp thụ và cạnh tranh giữa các nguyên tố, đồng thời cho phép so sánh mức độ ảnh hưởng của các đồng vị phóng xạ với mức độ ảnh hưởng của các nguyên tố kim loại tới sức khỏe con người. Luận án với chủ đề "Xác định hệ số dịch chuyển của một số đồng vị phóng xạ và kim loại từ đất lên thực vật bằng phương pháp phân tích hạt nhân" mở rộng phạm vi và đối tượng nghiên cứu so với các công trình trước đây.

Luận án được thực hiện với hai mục tiêu chính là: (1) Nghiên cứu xác định đồng thời hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại từ đất trồng lên rau củ quả được lựa chọn trong các vùng có chất nền địa chất khác nhau và một số yếu tố chính ảnh hưởng tới chúng; (2) Xác định các chỉ số nguy hiểm do các đồng vị phóng xạ trong đất và thực vật, cũng như các chỉ số nguy cơ từ kim loại nặng trong thực vật gây ảnh hưởng sức khỏe con người.

Để đạt được các mục tiêu đã đề ra, luận án đã thực hiện các nội dung sau: (1) Tổng quan về hệ số vận chuyển các nguyên tố từ đất lên cây trồng, các yếu tố ảnh hưởng tới hệ số vận chuyển; (2) Lựa chọn phương pháp và đối tượng thích hợp để

nghiên cứu, tiến hành thu thập mẫu và xác định hoạt độ phóng xạ và hàm lượng kim loại trong các mẫu đất và thực vật; (3) Nghiên cứu nâng cao độ chính xác, tăng độ nhạy trong phân tích hoạt độ phóng xạ đối với mẫu thực vật; (4) Xác định hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại từ đất lên thực vật và phân tích đánh giá các yếu tố cạnh tranh và yếu tố ảnh hưởng tới hệ số dịch chuyển trên; (5) Tính toán các chỉ số nguy hiểm đối với phóng xạ và kim loại nặng dùng để đánh giá ảnh hưởng của chúng đến sức khỏe con người.

Để xác định hoạt độ phóng xạ trong các mẫu đất và thực vật, luận án sử dụng phương pháp phổ gamma trên hệ phổ kế gamma bán dẫn HPGe. Đối với các mẫu thực vật thuộc khu vực có phông phóng xạ trung bình và thấp, hoạt độ riêng của các đồng vị phóng xạ thường rất nhỏ, dẫn đến tín hiệu thu được có cường độ thấp. Nhằm nâng cao hiệu suất ghi và giảm thiểu hiệu ứng tự hấp thụ trong mẫu, luận án đã áp dụng kỹ thuật đo sử dụng hộp đựng mẫu hình giếng (3π). Tuy nhiên, trong nhiều mẫu thực vật khô, hoạt độ của các đồng vị ^{226}Ra và ^{232}Th (^{228}Ra) rất thấp, trong khi hoạt độ của ^{40}K lại cao, làm gia tăng nền Compton liên tục tại vùng năng lượng 1460,8 keV—vị trí của đỉnh hấp thụ toàn phần do ^{40}K phát xạ. Hệ quả là, ngay cả khi kéo dài thời gian đo phổ lên đến 55,6 ngày, hoạt độ riêng của ^{226}Ra và ^{232}Th (^{228}Ra) vẫn có độ không đảm bảo lớn hoặc thậm chí nhỏ hơn ngưỡng phát hiện của thiết bị đo. Để khắc phục hạn chế này, luận án đã tiến hành than hóa mẫu thực vật nhằm làm giàu các đồng vị phóng xạ, giảm độ bất định của phép đo.

Đối với việc xác định hàm lượng kim loại trong mẫu đất và thực vật, luận án lựa chọn phương pháp k-zero (k_0) trong phân tích kích hoạt neutron dụng cụ kết hợp với đo phổ gamma (INAA). Đây là phương pháp có khả năng phân tích đồng thời nhiều nguyên tố với giới hạn phát hiện thấp và độ chính xác cao, do đó được ứng dụng rộng rãi trong nghiên cứu thành phần nguyên tố của đất và thực vật.

Bên cạnh các kỹ thuật phân tích kích hoạt neutron và đo phổ gamma, luận án cũng áp dụng các phương pháp hóa lý để xác định các thông số đặc trưng của đất trồng. Đồng thời, phương pháp thống kê đa biến được triển khai nhằm phân tích các yếu tố tác động và cạnh tranh ảnh hưởng đến hệ số dịch chuyển của nguyên tố từ đất vào thực vật. Những kết quả thu được bước đầu góp phần nhận diện đặc điểm đất trồng tại các khu vực nghiên cứu.

Luận án được hoàn thiện trên 5 công trình khoa học đã được công bố trên các tạp chí quốc tế và báo cáo chuyên ngành và tài liệu tham khảo. Bản luận án dài 139

trang, ngoài phần mở đầu, kết luận, tài liệu tham khảo và phần phụ lục, luận án được chia thành 3 chương.

Chương 1. Một số khái niệm cơ bản và tổng quan tình hình nghiên cứu

Chương 2. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

Chương 3. Thực nghiệm, kết quả và thảo luận

Chương 1

Một số khái niệm cơ bản và tổng quan tình hình nghiên cứu

1.1 Ảnh hưởng của phóng xạ/kim loại tới môi trường và sức khỏe con người

1.1.1 Ảnh hưởng của phóng xạ và kim loại nặng tới môi trường đất

Ô nhiễm môi trường đất bởi phóng xạ

Phóng xạ tự nhiên trong đất là kết quả của quá trình phong hóa đá nền, nơi lưu trữ chính của các chất phóng xạ nguyên thủy, giải phóng uranium (U), thorium (Th) và kali (K) vào đất và các thành tạo địa chất khác. Phóng tự nhiên phân bố không đồng đều trong đất và đá, chúng thay đổi tùy theo hoạt động địa chất, địa lý và nhân sinh của từng vùng [69].Về cơ bản, tất cả các loại đất đá đều có mức độ phóng xạ tự nhiên thấp do sự phân rã của các đồng vị phóng xạ thường có số lượng rất nhỏ. Đất là nguồn phơi nhiễm bức xạ đáng kể cho con người, cũng như là nguồn trực tiếp dẫn đến ô nhiễm đất nông nghiệp và thảm thực vật bởi phóng xạ. Chúng đóng vai trò thiết yếu trong chuỗi thức ăn của con người và được sử dụng trong các đánh giá rủi ro sức khỏe con người do phơi nhiễm bức xạ ion hóa trong môi trường [44, 92]. Mức độ ô nhiễm phóng xạ của đất tăng cao do cả nguồn tự nhiên và nhân tạo, đặc biệt là sự đóng góp của các hoạt động của con người [43, 62]. Sự ô nhiễm môi trường đất bởi các đồng vị phóng xạ nhân tạo (^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239}Pu, ^{240}Pu và ^{241}Am) là hậu quả trực tiếp từ cuộc thử nghiệm vũ khí hạt nhân [86]. Các cuộc thử nghiệm này phát thải ra khí quyển một lượng lớn bụi phóng xạ với quy mô toàn cầu. Sự phát tán của chúng phân vùng theo vĩ độ rõ ràng, đặc biệt lớn hơn ở Bắc bán cầu nơi hầu hết các cuộc

thử nghiệm vũ khí hạt nhân được thực hiện. Ngoài ra, tai nạn nhà máy điện hạt nhân Chernobyl (tháng 4 năm 1986) và Fukushima (tháng 3 năm 2011) cũng đã vô tình giải phóng vào môi trường một lượng lớn các đồng vị phóng xạ nhân tạo. Kết quả phân tích sự ô nhiễm ^{137}Cs trong lãnh thổ Châu Âu sau vụ tai nạn phóng xạ ở Chernobyl cho thấy khoảng 35 % lượng chất phóng xạ nằm trên lãnh thổ của Belarus; hơn 3,5 triệu hecta đất rừng ở Ukraina bị ô nhiễm phóng xạ do các phát thải ngẫu nhiên từ nhà máy điện hạt nhân Chernobyl [51]. Theo nghiên cứu về các khu vực bị ảnh hưởng bởi thảm họa nhà máy điện hạt nhân Fukusima phát hiện được 31 đồng vị phóng xạ từ đất bề mặt cách thảm họa nhà máy điện hạt nhân 3,9 km về phía Tây Bắc [63]. $^{134+137}$Cs có hoạt độ cao nhất từng được ghi nhận cho sự cố Fukushima [8]. Sau khi lắng đọng, các đồng vị phóng xạ tồn tại lâu dài (như ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{238-240}$Pu) thường được hấp thụ vào nền đất, dẫn đến, phần lớn các đồng vị phóng xạ vẫn tồn tại trong lớp đất bề mặt trong nhiều thập kỷ và có khả năng di chuyển vào chuỗi thức ăn của con người [50]. Ngoài ra, hoạt độ phóng xạ tăng cao còn có thể liên quan đến các chất thải từ hoạt động khai thác và nghiền uranium, xử lý uranium, khai thác phốt phát, khai thác kim loại nặng, sử dụng than, việc loại bỏ không đúng cách của chất thải phóng xạ, các cuộc thử nghiệm vũ khí hạt nhân không kiểm soát, khai thác/di chuyển/lưu trữ dầu và khí đốt, tro từ đốt than và luyện kim từ ngành công nghiệp nghiền quặng [50].

Ô nhiễm môi trường đất bởi kim loại

Sự ô nhiễm môi trường đất bởi kim loại, chủ yếu là kim loại nặng, đặt ra một vấn đề môi trường toàn cầu do tính độc hại kéo dài, quá trình phân hủy tự nhiên chậm và sự tích tụ nhanh chóng của chúng. Thuật ngữ "kim loại nặng" dùng để chỉ bất kỳ nguyên tố kim loại nào có mật độ tương đối lớn hơn 4 g/cm^3 [73]. Cũng giống như các đồng vị phóng xạ, kim loại nặng được đưa vào môi trường thông qua cả quá trình địa chất tự nhiên và các hoạt động của con người, dẫn đến sự tích tụ của những chất ô nhiễm này vào trong trầm tích thông qua các cơ chế hấp thụ hóa học và kết tinh vật lý. Kim loại nặng có thể ở trạng thái tan hoặc lơ lửng, kết tinh xuống đáy, hoặc được hấp thụ bởi các sinh vật, từ đó tạo ra một nguồn ô nhiễm trong môi trường đất và nước. Kim loại nặng khó phân hủy và nếu không được cây trồng hấp thụ hoặc rửa trôi, chúng có thể tích tụ trong đất và tồn tại trong thời gian dài. Các nguyên tố thường được tìm thấy làm ô nhiễm đất nông nghiệp và gây ra tác động độc hại ở mức cao đối với cây trồng bao gồm Cd, Pb, Cr, As, Hg, Ni, Cu và Zn [7, 77]. Trong số đó, Cd, Pb, Cr, As và Hg có độc tính cao và gây hại cho sức khỏe thực vật ở hầu hết mọi mức độ ô

nhiễm [72]. Một số nguyên tố được phân loại là chất dinh dưỡng khoáng thiết yếu cho sự phát triển và năng suất của cây trồng như Cu, Zn, Fe, Mn, Mo, Ni, Mg, Ca và B. Ở nồng độ thấp, các nguyên tố này có thể tăng cường các chức năng tế bào cụ thể ở thực vật bao gồm cân bằng ion, sinh tổng hợp sắc tố, quang hợp, hô hấp, hoạt động của enzyme, điều hòa gen, chuyển hóa đường, cố định nitơ, v.v. [84]. Tuy nhiên, khi tích tụ ở nồng độ cao hơn mức tối ưu, những nguyên tố này có thể ảnh hưởng xấu đến sự tăng trưởng, phát triển và sinh sản của thực vật [77]. Ô nhiễm kim loại nặng trong đất nông nghiệp là một vấn đề toàn cầu. Vấn đề này nổi cộm ở nhiều nước đang phát triển, một phần là do quá trình đô thị hóa và công nghiệp hóa nhanh chóng, và một phần là do thiếu nhận thức đúng đắn của con người về hậu quả độc hại của những nguyên tố này [6]. Phân bón hóa học, đặc biệt phân bón vô cơ, là nguồn cung cấp dinh dưỡng quan trọng cho cây trồng. Một lượng lớn phân bón vô cơ bao gồm N, P, K và phân bón hỗn hợp đã thường xuyên được bổ sung vào đất nông nghiệp. Tuy nhiên, việc bón phân cũng khiến cho sự ô nhiễm kim loại nặng trong đất trở nên trầm trọng hơn. Phân bón P chứa hàm lượng chất gây ô nhiễm kim loại nặng cao nhất. Hàm lượng Cd trong đất đã được chứng minh là tăng liên tục do bón phân P [98, 99]. Cd cực kỳ độc hại đối với thực vật vì độ hòa tan và tính di động cao trong dung dịch đất. Bón thêm phân supe lân có thể vô tình đưa vào trong đất các kim loại Cd, Co, Cu, Pb, Zn, Cr và Ni. Một nguồn ô nhiễm kim loại khác nghiêm trọng không kém đến từ hoạt động của con người là phun thuốc trừ sâu. Thuốc trừ sâu đóng vai trò quan trọng trong nền nông nghiệp toàn cầu. Người ta ước tính rằng nếu không có thuốc trừ sâu, sản lượng lương thực của thế giới có thể giảm gần 40 % [68]. Một nghiên cứu khác ước tính sản lượng trái cây sẽ giảm 78 %, sản lượng rau sẽ giảm 54 % và sản lượng ngũ cốc sẽ giảm 32 % nếu không sử dụng thuốc trừ sâu [85]. Tuy nhiên, một số loại thuốc diệt nấm và thuốc trừ sâu được sử dụng rộng rãi trên đất nông nghiệp đã được chứng minh là chứa đáng kể các nguyên tố kim loại nặng trong các thành phần hoạt tính của chúng. Các nguyên tố thường thấy trong các thành phần hoạt tính của sản phẩm thuốc trừ sâu bao gồm Cu, As, Pb, Hg, Cr, Zn, Al, Li, Ba, B và Ti [56, 85]. Người ta cho rằng các kim loại nặng làm tạp nhiễm các sản phẩm thuốc trừ sâu trong quá trình sản xuất, trong khi một số trong số chúng được cố ý thêm vào dưới dạng thuốc trừ sâu nano để tăng hiệu quả [21].

1.1.2 Ảnh hưởng của phóng xạ và kim loại nặng tới sức khỏe con người

An ninh thực phẩm là một vấn đề được ưu tiên trong sự phát triển bền vững toàn cầu cả về mặt số lượng và chất lượng. Nồng độ phóng xạ và kim loại nặng trong môi trường cũng như thực vật đã gia tăng trong những thập kỷ gần đây. Thực tế, các khu vực có hoạt độ phóng xạ tự nhiên cao trong đất thường đi kèm với nồng độ đáng kể kim loại nặng [47]. Đất là nguồn dinh dưỡng cho cây trồng, do đó kim loại nặng trong đất có thể được chuyển sang các loại thực phẩm khác nhau thông qua quá trình hấp thụ của cây. Các nghiên cứu về hai loại ô nhiễm này cho thấy, ảnh hưởng của phóng xạ tới sức khỏe con người kể cả một số vùng có phông nền bức xạ cao là không đáng báo động bằng các độc tố do kim loại nặng gây ra. Khảo sát về phóng xạ và kim loại nặng ở khu vực có nền bức xạ cao tại Dương Giang, Trung Quốc cho thấy cả liều lượng và nguy cơ ung thư do phóng xạ gây ra đối với con người đều nằm trong phạm vi chấp nhận được và không có sự khác biệt nhiều giữa khu vực này so với các khu vực bình thường khác, nhưng các chỉ số nguy cơ ước tính cho sự nhiễm độc kim loại nặng lại cao hơn gấp đôi. Điều này cho thấy cư dân trong khu vực này có thể có nguy cơ sức khỏe liên quan tới kim loại nặng [97]. Sự phơi nhiễm phóng xạ có thể làm tăng nguy cơ mắc các loại ung thư như ung thư tuyến giáp, ung thư xương và ung thư máu. Ngoài ra các chất phóng xạ này còn có thể gây đột biến DNA, dẫn đến sự phát triển không kiểm soát của tế bào. Phụ nữ mang thai tiếp xúc với phóng xạ có thể gặp các vấn đề về sức khỏe thai nhi, bao gồm nguy cơ dị tật bẩm sinh, chậm phát triển và các vấn đề sức khỏe lâu dài khác. Sự phơi nhiễm phóng xạ còn có thể làm suy giảm hệ miễn dịch, khiến cơ thể bị nhiễm trùng và mất khả năng tự chống lại các bệnh lý khác. Cũng giống như phóng xạ, việc ăn phải thực phẩm bị nhiễm kim loại nặng cũng có thể gây ra tác động độc hại về mặt hóa học đối với cơ thể con người. Các kim loại này có thể kết hợp với protein, enzyme, axit nucleic, và màng sinh học, làm gián đoạn các chức năng bình thường của các phân tử sinh học do tính không phân hủy, ổn định, độc hại và tích lũy sinh học của chúng. Mặc dù một số kim loại nặng như Mn, Fe, Cu, Zn, và Mo là cần thiết cho các chức năng sinh học của cơ thể, nhưng chúng sẽ trở nên độc hại ở hàm lượng cao [34]. Trong khi đó, một số kim loại nặng như Cd, As, Hg, và Pb là độc hại và không cần thiết cho các quá trình sinh học ngay cả ở hàm lượng thấp [60]. Việc tiếp xúc với chúng có thể gây ra các vấn đề về nhận thức, rối loạn thận, rối loạn cơ và thần kinh như bệnh Parkinson và bệnh Alzheimer [60, 98]. Hơn nữa, kim loại nặng gây rối loạn chức năng não, phổi, gan và thận. Đồng là một vi

chất dinh dưỡng, nhưng việc tiếp xúc lâu dài với đồng ở hàm lượng cao có thể gây kích ứng mũi, miệng và mắt; xảy ra tình trạng đau đầu nghiêm trọng và các vấn đề về tiêu hóa (nôn mửa và tiêu chảy). Ngược lại, As, Cd, Pb và Hg là các chất gây ung thư cho cơ thể con người. Pb không có chức năng sinh học trong cơ thể ngay cả ở hàm lượng thấp, tiếp xúc với Pb có thể gây ra thiếu máu, tăng huyết áp, tổn thương não, tổng hợp hemoglobin bất thường, rối loạn xương, thận, sinh sản và hệ thần kinh, giảm khả năng học tập ở trẻ em, tổn thương thần kinh huyết học và ung thư. Sự kết hợp giữa Cd và Zn ức chế hấp thụ ion canxi, gây hại cho sự phát triển xương và răng. Cd gây tổn thương gan và thận, ung thư tuyến tiền liệt, viêm khớp và đau xương, thiếu máu và cao huyết áp ở con người [49]. Tuy uranium là một đồng vị phóng xạ, nhưng nó cũng là một kim loại nặng, với tác động chủ yếu đối với sức khỏe con người thông qua tác động hoá học lên thận. Do rủi ro về mặt phóng xạ tương đối thấp so với rủi ro về mặt hoá học, thường thì uranium được đề cập tới như một chất có độc tính hóa học.

Theo số liệu từ Hội nghị khoa học quốc tế về phòng chống ung thư năm 2022, tỉ lệ mắc bệnh ung thư tại Việt Nam hiện đang cao thứ 2 trên Thế giới. Mỗi năm, nước ta ghi nhận hơn 200.000 ca mắc mới, 82.000 ca tử vong. Tỷ lệ tử vong do ung thư tại Việt Nam với con số đáng báo động là 73,5 %, trong khi tỉ lệ của cả Thế giới chỉ ở mức 59,7 %[1]. Theo số liệu này, Tổ chức Y tế thế giới (WHO) xếp Việt Nam nằm trong 50 nước thuộc top 2 của bản đồ ung thư. Nguyên nhân do môi trường đang ngày càng ô nhiễm, thực phẩm sạch ngày càng khan hiếm, bệnh tật hoành hành và vấn đề sức khỏe con người trở nên đáng báo động. Giải pháp được chia sẻ để con người có thể cải thiện sức khỏe tốt hơn là tập luyện hàng ngày kết hợp với một chế độ ăn hợp lý. Yếu tố không thể thiếu trong một chế độ dinh dưỡng hoàn hảo là các loại rau củ quả. Vấn đề đặt ra ở đây là làm thế nào để kiểm soát độc tố do phóng xạ và kim loại nặng gây ra trong rau, củ, quả để đảm bảo dinh dưỡng cũng như sức khỏe cho con người.

1.2 Hệ số dịch chuyển các nguyên tố từ đất lên thực vật

1.2.1 Hệ số dịch chuyển từ đất lên thực vật

Các nguyên tố có sẵn cho thực vật ở trong không khí, nước cũng như trong đất và trầm tích. Cây có khả năng hấp thụ các nguyên tố từ tất cả những môi trường này. Thực vật có thể hấp thụ nguyên tố từ nước hoặc không khí qua lá cây và cành, trong khi rễ cây hấp thụ nguyên tố từ đất hoặc trầm tích (hoặc môi trường xung quanh). Việc hấp thụ nguyên tố phụ thuộc vào khả năng sẵn có của chúng trong vùng rễ hoặc

[1] https://surl.lu/licxlh

môi trường xung quanh. Sự hấp thụ các nguyên tố từ đất vào thực vật đại diện cho một bước quan trọng trong quá trình đưa các nguyên tố vào chuỗi thực phẩm của con người [5]. Quá trình này được mô tả bằng hệ số dịch chuyển (TF) từ đất sang thực vật, được định nghĩa là tỷ lệ giữa nồng độ của nguyên tố *i* trong thực vật và trong đất. Việc xác định hoạt độ/hàm lượng trong đất thường xác định ở phần đất bề mặt (10–20 cm của tầng đất) do mật độ rễ chính thường tập trung trong các lớp đất bề mặt này. Hệ số dịch chuyển, ký hiệu TF, được tính theo công thức (1.1) [5, 37]:

$$TF = \frac{C_{i,\text{plant}}}{C_{i,\text{soil}}} \tag{1.1}$$

$$\sigma_{TF} = TF \times \sqrt{\left(\frac{\sigma_{C_{i,plant}}}{C_{i,plant}}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{C_{i,soil}}}{C_{i,soil}}\right)^2} \tag{1.2}$$

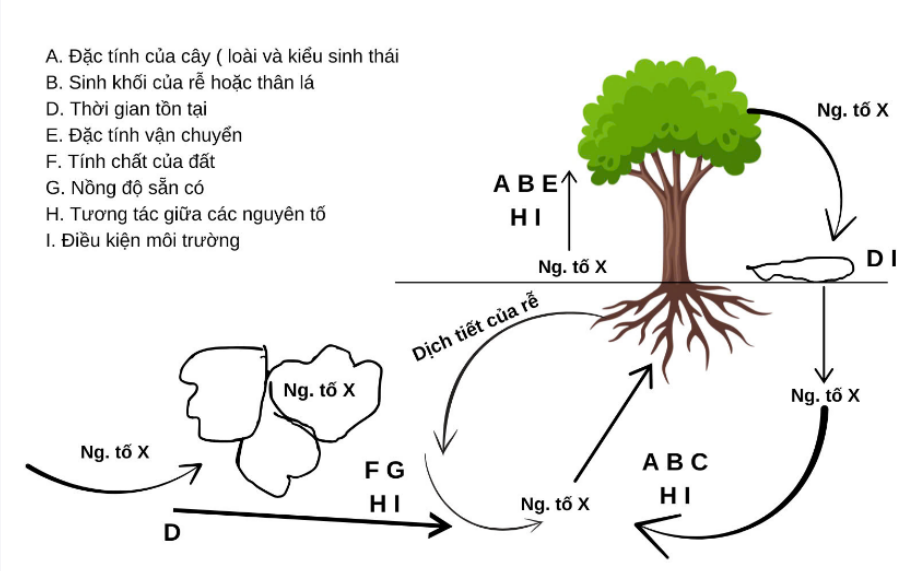
trong đó $C_{i,\text{plant}}$ và $C_{i,\text{soil}}$ lần lượt là hoạt độ/hàm lượng của nguyên tố *i* trong thực vật và trong đất (tính theo trọng lượng khô), $\sigma_{C_{i,\text{plant}}}$ và $\sigma_{C_{i,\text{soil}}}$ là sai số chuẩn tương ứng. Công thức (2) được xây dựng theo quy tắc truyền sai số cho một đại lượng dạng tỉ số.

1.2.2 Các yếu tố ảnh hưởng đến hệ số dịch chuyển

Việc sử dụng hệ số dịch chuyển là một phương thức tiếp cận rất đơn giản để giải thích quá trình chuyển giao các nguyên tố từ đất sang cây. Tuy nhiên, sử dụng hệ số này cũng có nhiều nhược điểm do có nhiều yếu tố ảnh hưởng đến nó, điều này khiến cho việc dự đoán sự vận chuyển các nguyên tố từ đất vào cây trở nên khó khăn [31]. Quá trình thực vật hấp thụ các nguyên tố bị chi phối bởi nhiều yếu tố khác nhau như kiểu gen của cây, tính chất của đất (độ pH, kết cấu đất, hàm lượng hữu cơ, ...), các yếu tố môi trường (tự nhiên và nhân tạo). Hình 1.1 mô tả các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình hấp thụ nguyên tố X trong đất bởi thực vật.

Kiểu gen của cây

Hệ số dịch chuyển các nguyên tố khác nhau có thể khác nhau phụ thuộc vào kiểu gen của cây. Có những cây có khả năng loại bỏ các nguyên tố độc hại (*excluder*) ngay cả khi nồng độ của chúng trong đất khá cao. Ngược lại, có những cây được gọi là cây tích lũy (*accumulator*) hoặc cây chấp nhận (*includer*), có khả năng tích lũy nguyên tố cao ngay cả khi nồng độ nguyên tố bên ngoài rất thấp [31]. Người ta đã quan sát thấy sự khác biệt lớn về khả năng hấp thụ, dịch chuyển và phân bố các nguyên tố giữa các loài thực vật với nhau và thậm chí là các kiểu gen khác nhau của



Hình 1.1. Biểu đồ các yếu tố ảnh hưởng đến sự vận chuyển của nguyên tố X từ đất lên thực vật [30]

cùng một loài. Ví dụ, giống gạo *indica* có khả năng tích lũy Cd cao hơn so với giống *japonica*. Đây là một trong những lý do có thể giải thích cho hàm lượng Cd trong gạo cao ở phía Nam Trung Quốc, do các giống lúa được trồng ở phía Nam Trung Quốc chủ yếu là giống *indica*, trong khi các giống được trồng ở phía Trung và Bắc Trung Quốc thường là giống *japonica* [99].

Tính chất của đất

- **Chất hữu cơ trong đất (OC)**
  Chất hữu cơ là một đặc tính quan trọng của đất ảnh hưởng đến mức độ mà các nguyên tố trong đất có thể được cây trồng hấp thụ và sử dụng. Chất hữu cơ có thể cố định nguyên tố thông qua sự hấp thụ hoặc hình thành chất hữu cơ ổn định. Người ta đã xác định rằng một số lượng lớn các nhóm chức năng (ví dụ: COOH- và OH-) tồn tại trong các chất humic [52], đóng vai trò quan trọng trong việc hình thành các phức chất với các ion kim loại, làm giảm sự di chuyển của kim loại trong đất. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra tác dụng của các chất humic đối với sự giảm hấp thụ kim loại nặng của thực vật [17, 33].

- **Kết cấu đất**

  Kết cấu của đất, chẳng hạn như tỷ lệ các hạt cát, sét, silt, quyết định khả năng giữ nước và giữ các nguyên tố trong đất [30]. Đất có hàm lượng đất sét cao có diện tích bề mặt lớn, giúp giữ lại nhiều dinh dưỡng và chất hữu cơ, qua đó ảnh hưởng đến sự vận chuyển các nguyên tố lên cây. Đất cát thường có khả năng giữ các nguyên tố kém và có thể dẫn đến rửa trôi trong trường hợp có mưa lớn kéo dài, nhưng đất cát cũng làm tăng khả năng di động của các nguyên tố, dẫn tới cây có thể hấp thụ các nguyên tố dễ dàng hơn. Nghiên cứu của Korobova kết luận các đồng vị phóng xạ bị giữ lại do sự kết tụ của các hạt mịn (gồm có sét và limon) trong đất tạo thành các cụm chống nước, không dễ dàng bị phân tán hoặc tan trong nước. Kích thước hạt và thành phần đất ảnh hưởng đến sự hấp thụ các đồng vị phóng xạ có thể khác nhau ở không gian và các độ sâu khác nhau trong đất [7]. Ngoài ra, các hạt sét (bề mặt có điện tích âm) trong các hạt mịn có thể hấp thụ kim loại nặng và lượng Pb, Cd, Zn và As cao hơn so với các hạt đất thô (gồm có cát và cuội) [93].

- **Độ pH**

  Độ pH được coi là yếu tố chủ đạo, ảnh hưởng đến độ hòa tan và di động của các nguyên tố trong đất và do đó ảnh hưởng đến khả năng cây hấp thụ chúng [30]. Trong đất có tính axit (pH thấp), các cation (ion mang điện tích dương) thường tan nhiều hơn, làm cho chúng dễ dàng hấp thụ hơn. Tuy nhiên, nếu pH quá thấp, có thể dẫn đến rửa trôi một số chất dinh dưỡng và sự di động của các kim loại độc hại [45, 61]. Khi pH của đất tăng, nồng độ ion hydroxyl (OH^-) trong dung dịch đất cũng tăng, điều này làm tăng điện tích âm trên bề mặt của các hạt đất. Ví dụ, các ion kim loại như Fe^{2+} và Mn^{2+} có thể oxy hóa thành oxit sắt (Fe^{3+}) và mangan (Mn^{3+} hoặc Mn^{4+}), những oxit này có tính chất hấp thụ mạnh đối với các ion kim loại nặng như Cd, Pb, As, ... Điều này có nghĩa là đất có khả năng giữ kim loại nặng tốt hơn khi độ pH tăng lên, do đó giảm được nguy cơ kim loại nặng bị hòa tan và di chuyển vào nước ngầm hoặc rễ cây [53]. Tuy nhiên, trong [96] lại cho rằng nếu độ pH tăng lên, đồng nghĩa với việc các ion H^+ giảm đi, dẫn đến giảm khả năng hấp thụ của các hạt đất đối với As. Kết quả là As có thể bị giải phóng từ các hạt đất để di chuyển vào trong dung dịch đất lên cây trồng [96].

- **Sự cạnh tranh của các nguyên tố trong đất**

  Sự vận chuyển và tích lũy còn phụ thuộc vào sự cạnh tranh của các nguyên tố

trong đất, tại vị trí hấp thụ hoặc trong mô của cây [30]. Tương tác giữa K và Cs cũng như giữa Ca và Sr có thể làm giảm sự hấp thụ Sr và Cs [67, 78]. Nguyên tố Ca làm giảm hệ số dịch chuyển (TF) của cả Cs và Sr [55]. Sự hấp thụ Cs ở cây chịu mặn, như họ Chenopodiaceae, dễ bị ảnh hưởng bởi sự bổ sung K hơn so với các cây ưa ẩm, như họ Gramineae [16]. Ngoài ra, nitơ không chỉ làm tăng sinh trưởng của cây mà còn tăng hấp thụ ^{137}Cs, và việc bổ sung phân bón làm tăng lưu trữ ^{137}Cs trong hệ thống rễ, trong khi giảm hấp thụ toàn bộ cây [13].

Các yếu tố khí tượng và môi trường

Hàm lượng nước trong đất chủ yếu kiểm soát quá trình trao đổi khí giữa đất và khí quyển, có tác động trực tiếp đến thế oxy hóa khử và sự hình thành đặc trưng hóa học của các nguyên tố. Sự di chuyển của các nguyên tố như phóng xạ và kim loại nặng đến các lớp đất sâu hơn có thể được tăng cường bởi lượng mưa cường độ cao. Nghiên cứu [83] chỉ ra rằng lượng mưa có thể ảnh hưởng đến tính di động của Cs trong giai đoạn đầu sau khi lắng đọng.

Biến đổi khí hậu và các phương pháp quản lý đất đai không chỉ ảnh hưởng đến khả năng sẵn có của các nguyên tố trong đất mà còn làm thay đổi cách chúng được cây trồng hấp thu và phân bổ. Nhiệt độ cao và sự gia tăng của các đợt khô hạn kéo dài có thể làm giảm độ ẩm trong đất, từ đó ảnh hưởng đến sự hoà tan và sẵn có của các nguyên tố như K, N và P. Khi đất khô, các nguyên tố này khó di chuyển và cây trồng khó hấp thụ hơn. Độ ẩm thấp làm giảm hoạt động của vi sinh vật trong đất, gây khó khăn cho quá trình phân giải các chất hữu cơ và làm giảm lượng nguyên tố dinh dưỡng trong đất. Lượng mưa tăng đột ngột hoặc mưa lớn có thể gây xói mòn đất, làm mất đi các nguyên tố dinh dưỡng quan trọng như Ca, Mg, và K, do chúng dễ bị rửa trôi từ bề mặt. Lượng mưa quá nhiều cũng có thể tạo ra các vùng đất ngập nước, làm thay đổi quá trình oxy hóa khử và làm gia tăng các nguyên tố kim loại nặng như Fe và Mn trong dạng hòa tan [28, 71]. Điều này có thể ảnh hưởng đến cây trồng do sự hấp thu các kim loại này quá mức sẽ gây độc cho cây.

Sử dụng phân bón hóa học và thuốc trừ sâu ảnh hưởng đến hàm lượng các nguyên tố dinh dưỡng trong đất, như N, P, và K. Quá trình bón phân không đúng cách có thể dẫn đến hiện tượng dư thừa các nguyên tố này, gây ra tình trạng phú dưỡng (*eutrophication*) và gây ô nhiễm nước ngầm. Thuốc trừ sâu và hóa chất trong nông nghiệp có thể tích lũy kim loại nặng như Pb, Cd, và As trong đất, gây nguy cơ nhiễm độc cho cây trồng và ảnh hưởng đến chuỗi thức ăn [20]. Người ta cũng nhận thấy rằng

khi mức độ các nguyên tố khoáng dinh dưỡng trong đất cao thì tác dụng tiềm năng của phân bón trong việc giảm hệ số chuyển của Cs và Sr sẽ ít hơn [55]. Việc bổ sung N cũng làm giảm hấp thụ Tc ở cỏ lúa mạch đen [24].

1.3 Tổng quan tình hình nghiên cứu trong và ngoài nước

1.3.1 Tình hình nghiên cứu trên Thế giới

Nghiên cứu về sự vận chuyển của phóng xạ và kim loại trên thế giới đã và đang nhận được nhiều sự quan tâm trong cộng đồng nghiên cứu. Nghiên cứu của [31] đã tiến hành xác định sự vận chuyển và tích tụ các chất phóng xạ và kim loại tại các vườn nho ở khu vực Serbia. Kết quả cho thấy hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại từ đất sang lá cao hơn từ đất sang quả. Nghiên cứu này khẳng định các kết quả thu được là minh chứng cho thực tế sự hấp thụ, tích lũy và phân bố của các đồng vị phóng xạ và kim loại trong cây bị ảnh hưởng bởi nhiều yếu tố khác nhau như cấu trúc đất, loại cây nho, khí hậu, … và không thể dễ dàng dự đoán dựa trên hoạt độ phóng xạ hay hàm lượng của kim loại trong đất. Kết quả phân tích đa biến cho thấy các quá trình xảy ra trong khí quyển và cơ chế tích lũy ảnh hưởng đến hoạt độ của các đồng vị phóng xạ và hàm lượng kim loại trong cây, đồng thời khẳng định cây nho và đất trồng dễ bị ảnh hưởng bởi các đặc tính hóa học cơ bản của đất như pH, $CaCO_3$, Ca, Na, Mg, OM và hàm lượng sét trong đất. Đây là một nghiên cứu tương đối đầy đủ khi tiến hành xác định cả hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại từ đất lên đối tượng là cây nho, đồng thời đã áp dụng phương pháp phân tích đa biến để phân tích sự ảnh hưởng của các đặc tính đất lên cơ chế vận chuyển và tích lũy các nguyên tố.

Theo nghiên cứu về hoạt độ của các hạt nhân phóng xạ tự nhiên trong cây trồng và đất tương ứng tại thành phố Erbil, Iraq, các hệ số dịch chuyển từ đất sang cây trồng cho ^{226}Ra, ^{232}Th và ^{40}K lần lượt nằm trong khoảng (0,011–0,087), (0,011–0,046) và (0,201–5,130). Điều này cho thấy sự biến đổi rộng và tỷ lệ hấp thụ khác nhau đối với sự dịch chuyển của các đồng vị này từ đất vào cây trồng [8].

Các hệ số dịch chuyển của các hạt nhân phóng xạ tự nhiên và ^{137}Cs từ đất vào các cây thuốc trong y học dân gian đã được khảo sát bởi nghiên cứu [22]. Các hệ số dịch chuyển biến thiên trong khoảng từ 0,011 đến 0,307. Ngoài ra, trong nghiên cứu này tác giả còn thu được hàm lượng các kim loại nặng As, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb và Zn biến đổi trong dải rộng từ 6,1 mg/kg đến 2287 mg/kg. Các tính chất hóa lý của

đất như khả năng trao đổi cation (CEC), hàm lượng các cation Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+} cũng được tác giả xác định và đưa vào phân tích đa biến để xem xét tác động lẫn nhau giữa các yếu tố này lên hệ số dịch chuyển. Phương pháp phân tích đa biến cho thấy không có sự phân nhóm rõ rệt giữa các hệ số dịch chuyển và các tính chất hóa lý của đất.

Nghiên cứu [4] khảo sát về hệ số dịch chuyển từ đất sang cây trồng của một số nguyên tố có khả năng gây độc trong đất nông nghiệp, thực hiện tại đồng bằng sông Sarno ở Campania, khu vực bị ảnh hưởng bởi sự suy thoái môi trường nghiêm trọng. Mẫu đất được thu thập từ 36 điểm dọc theo hai con sông chính chảy vào đồng bằng. Cây xà lách được lấy ở 11 điểm trong 36 điểm ở giai đoạn thu hoạch. Theo Luật môi trường Ý quy định đối với đất sinh sống, và dựa trên các giá trị tham chiếu về nền đất cho khu vực nghiên cứu, nhóm tác giả phát hiện ô nhiễm lan rộng do Be, Sn và Tl (có nguồn gốc từ tự nhiên — geogenic), Cr và Cu từ các nguồn nhân tạo như xưởng thuộc da và nông nghiệp thâm canh, Pb, Zn và V ít gây ô nhiễm hơn. Các nguyên tố thiết yếu như Zn và Cu có xu hướng di động và tính khả dụng sinh học cao hơn khi tổng hàm lượng của chúng trong đất tăng lên và dễ dàng được vận chuyển vào các bộ phận ăn được của cây xà lách hơn các chất ô nhiễm khác. Kết quả đánh giá ô nhiễm đất hiện nay ở khu vực nghiên cứu không ảnh hưởng đến tỷ lệ kim loại hấp thụ vào cây xà lách và rủi ro về sức khỏe là rất hạn chế.

Nghiên cứu [91] tiến hành nghiên cứu 10 mẫu cây dược liệu ở bang Kerala, miền Nam Ấn Độ. Trong đó, thông qua hệ số dịch chuyển, có thể thấy hàm lượng cao các kim loại độc hại có mặt trong cây *Clerodendrum viscosum* (cây rù rì ở Việt Nam) (chứa Hg và As) và *Psidium guajava* (cây ổi) (chứa Cd và Pb). Hàm lượng cao của các nguyên tố này có thể do sự hiện diện phong phú của các nguyên tố vi lượng trong đất ngập nước và cũng do khả năng hấp thụ cao của các loại cây này. Nhóm tác giả đưa ra kết luận rằng việc sử dụng các loại cây thuốc này có thể gây ra các vấn đề sức khỏe nghiêm trọng cho con người. Trồng các loại cây thuốc này ở những khu vực bị ô nhiễm có thể dẫn đến sự hấp thụ mạnh mẽ các nguyên tố vi lượng và giúp giải độc môi trường.

Các nghiên cứu trên đã cho thấy hệ số dịch chuyển là một thước đo có ý nghĩa để xác định sự tích tụ và vận chuyển các nguyên tố từ đất lên thực vật, bao gồm phóng xạ và kim loại nặng. Quá trình tích tụ và vận chuyển các nguyên tố từ đất lên cây là một quá trình phức tạp, phụ thuộc vào nhiều yếu tố như tính chất đất, hoạt động tự nhiên và nhân tạo. Các đồng vị phóng xạ và kim loại nặng có thể ảnh hưởng đến sức

khỏe con người thông qua chuỗi thực phẩm. Mặc dù ô nhiễm đất không phải luôn dẫn đến nguy cơ sức khỏe nghiêm trọng đối với cây trồng và con người, nhưng việc quản lý đất đai và sản xuất nông nghiệp cẩn thận là cần thiết để giảm thiểu nguy cơ này, đặc biệt là ở các khu vực có ô nhiễm nặng hoặc sử dụng các cây trồng có khả năng tích tụ kim loại độc hại.

1.3.2 Tình hình nghiên cứu trong nước

Nghiên cứu [90] xác định hệ số dịch chuyển của ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{232}Th, ^{40}K và ^{137}Cs trên một số cây rau ở làng Tiền Lệ, Hà Nội. Các hệ số dịch chuyển biến đổi trong phạm vi từ 4×10^{-2} đến $6{,}9 \times 10^{-1}$ đối với ^{226}Ra, từ 8×10^{-2} đến $9{,}7 \times 10^{-1}$ đối với ^{232}Th và từ 1,0 đến $1{,}6 \times 10^{1}$ đối với ^{40}K. Hệ số dịch chuyển của Th và K cho rau ăn lá và củ quả vượt quá các con số phổ biến trên toàn thế giới. Nghiên cứu này không thể rút ra kết luận chính xác về ^{137}Cs do hoạt độ của nó trong các cây lương thực ở dưới ngưỡng phát hiện của detector. Đất trong khu vực này cũng được đánh giá về chỉ số nguy cơ phóng xạ, kết quả dự đoán rằng hầu như không có nguy cơ đối với sức khỏe con người. Cũng như nghiên cứu trong luận án tiến sĩ của tác giả Hoàng Hữu Đức, nghiên cứu này mới chỉ xác định hệ số vận chuyển của một số loại rau trong phạm vi nghiên cứu hẹp và chưa có những đánh giá về các yếu tố ảnh hưởng đến sự vận chuyển của phóng xạ từ đất lên cây trồng.

Nghiên cứu [81] xác định hệ số dịch chuyển từ đất lên cây trồng và liều tương đương cơ quan hàng năm do tiêu thụ các đồng vị phóng xạ tự nhiên trong 13 mẫu cây trồng phổ biến ở thành phố Hồ Chí Minh. Kết quả cho thấy các giống cây khác nhau có thể hấp thụ và tích lũy hoạt độ phóng xạ khác nhau với mức độ khác nhau. Các hệ số dịch chuyển từ đất lên cây được ước tính dao động từ 8,3 đến 78,1 cho ^{40}K, từ 0,03 đến 0,35 cho ^{238}U, từ 0,06 đến 0,59 cho ^{226}Ra, từ 0,03 đến 2,90 cho ^{210}Pb, và từ 0,04 đến 0,80 cho ^{232}Th. Sự biến đổi của các hệ số này phụ thuộc vào nhiều tham số của đất và các giống cây. Có thể lựa chọn các loại cây phù hợp dựa trên đặc điểm của chúng để cải thiện môi trường với hoạt độ phóng xạ cao. *P. fruticose* (tên khoa học của một loại rêu) và *C. gigantean* (tên khoa học của rong biển) có thể được đề xuất là những cây siêu tích lũy tiềm năng cho đất bị nhiễm ^{226}Ra, ^{210}Pb và ^{232}Th. Liều tương đương cơ quan hàng năm cho ^{40}K chủ yếu tập trung ở ruột lớn, còn ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb và ^{232}Th chủ yếu tập trung ở bề mặt xương. Kết quả cho thấy rằng việc tiêu thụ các mẫu cây trồng thực phẩm trong khu vực lấy mẫu không gây ra tác động phóng xạ đối với công chúng.

Nghiên cứu [80] xác định hàm lượng các nguyên tố trong đất, rau, các hệ số dịch chuyển từ đất vào cây và chỉ số nguy cơ mục tiêu (THQ – target hazard quotient) do tiêu thụ kim loại nặng tại Thành phố Hồ Chí Minh. Nhìn chung, nồng độ các nguyên tố trong đất và cây tương tự như trong các nghiên cứu khác trên thế giới và nằm trong phạm vi cho phép theo quy định của WHO và Bộ Y tế Việt Nam. Các hệ số dịch chuyển cho thấy ảnh hưởng của đặc tính nguyên tố và kiểu gen cây trồng đến khả năng tích lũy và chuyển hóa các nguyên tố từ đất vào cây. Các loài như khoai lang (*I. batatas*), mồng tơi (*B. alba*), rau dền (*A. tricolor*), húng quế (*O. basilicum*) và cải bẹ xanh (*B. juncea*) có thể là các ứng cử viên tiềm năng cho việc xử lý môi trường trong đất ô nhiễm kim loại nặng. Kết quả cho thấy các giá trị THQ đơn lẻ và tổng THQ đều dưới 1 đối với các nguyên tố Cr, Mn, Fe, Co, Zn, As, và Sb. Tổng THQ dao động từ 0,11 đối với củ cải (*R. sativus*) đến 0,84 đối với mồng tơi (*B. alba*) với giá trị trung bình là 0,43, trong đó Mn và As là hai yếu tố đóng góp chính vào tổng THQ với giá trị trung bình lần lượt là 75% và 18%. Đánh giá an toàn dựa trên các quy định quốc gia và THQ cho thấy việc tiêu thụ các loại rau được điều tra không gây rủi ro cho người tiêu dùng.

Nghiên cứu [10] xác định hệ số dịch chuyển của một số nguyên tố từ đất lên cây trồng, đồng thời đánh giá các nguy cơ sức khỏe tiềm ẩn thông qua phương pháp NAA. Kết quả cho thấy hàm lượng asen (As) và kẽm (Zn) trong đất cao hơn quy định quốc gia về kim loại nặng trong đất nông nghiệp ở Việt Nam nhưng vẫn nằm trong giới hạn cho phép theo khuyến nghị của WHO. Các loài cây khác nhau thể hiện khả năng tích lũy nguyên tố khác nhau, cho thấy tiềm năng của chúng trong việc phục hồi môi trường theo cách riêng. Rau dền đỏ (*Beta vulgaris*) được xem xét để xử lý ô nhiễm cesium (Cs), crom (Cr), và nhôm (Al). Hệ số tích lũy sinh học (BCF) cho cả rễ và thân của tất cả các nguyên tố đều thấp hơn một (ngoại trừ Mn là 1,04). Chỉ số nguy cơ mục tiêu dao động từ 0,01 đối với antimon (Sb) đến 0,26 đối với crom (Cr). Nghiên cứu này cho thấy các loại rau được nghiên cứu trong khu vực không gây rủi ro cho người tiêu dùng đối với các nguyên tố tiềm ẩn độc hại được phân tích.

Nghiên cứu của các nhóm tác giả này đã cung cấp những bộ số liệu đầy đủ và ý nghĩa về sự vận chuyển của phóng xạ và kim loại từ đất lên thực vật như xác định hệ số dịch chuyển, đưa ra các cảnh báo về nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe con người khi tiếp xúc, đánh giá các yếu tố ảnh hưởng đến hệ số dịch chuyển. Tuy nhiên, các nghiên cứu này chỉ tập trung vào các khu vực ở miền Nam Việt Nam. Các nghiên cứu

đầy đủ về sự vận chuyển của phóng xạ và kim loại từ đất lên cây trồng ở các khu vực miền Bắc vẫn còn rất hạn chế.

Hầu hết các công trình nghiên cứu trong nước và trên thế giới đều sử dụng phương pháp phổ kế gamma với detector bán dẫn siêu tinh khiết (HPGe) để xác định hệ số dịch chuyển từ đất trồng lên thực vật. Còn để xác định hàm lượng các kim loại và xác định hệ số dịch chuyển của chúng từ đất lên thực vật, các công trình trên có thể sử dụng các phương pháp phân tích khác nhau: phương pháp quang phổ hấp thụ nguyên tử (AAS), phương pháp ICP-MS, phương pháp tia X phản xạ toàn phần (TXRF), phương pháp PIXE và phương pháp phân tích kích hoạt neutron dụng cụ (INAA). Ngoài hai phương pháp PIXE và INAA là phương pháp không phá hủy mẫu, các phương pháp còn lại đều là phương pháp phá hủy mẫu. Bên cạnh ưu điểm của hai phương pháp PIXE và INAA là không phá mẫu, hai phương pháp này còn có ưu điểm vượt trội là phân tích đồng thời đa nguyên tố, độ nhạy cao, giá thành phân tích không cao. Do khó khăn về mẫu chuẩn, hệ xử lý và tạo tiêu bản đo PIXE nên luận án đã lựa chọn phương pháp phân tích kích hoạt neutron – đo phổ gamma.

Tiểu kết Chương 1

Chương 1 của luận án đã trình bày về một số khái niệm cơ bản và tổng quan tình hình nghiên cứu. Trong đó, luận án đã đề cập tới vấn đề ô nhiễm môi trường đất bởi phóng xạ và kim loại nặng gây ảnh hưởng tới sức khỏe con người. Phóng xạ/kim loại nặng làm ô nhiễm môi trường đất có thể do các nguồn tự nhiên hình thành trong quá trình phong hóa đất, đá hoặc có thể do các hoạt động nhân tạo như sản xuất điện hạt nhân, các vụ thử vũ khí hạt nhân, các hoạt động bón phân, phun thuốc trừ sâu. Chương 1 cũng trình bày khái niệm về hệ số dịch chuyển và các yếu tố ảnh hưởng tới hệ số dịch chuyển. Hệ số dịch chuyển là cách tiếp cận đơn giản nhất để tìm hiểu về sự vận chuyển và tích tụ các nguyên tố nhưng cũng bị chi phối bởi nhiều yếu tố nhất. Các nghiên cứu về hệ số dịch chuyển trong và ngoài nước cũng đã được đánh giá để chỉ ra sự cần thiết nghiên cứu về hệ số dịch chuyển và tìm ra những hạn chế của các nghiên cứu cũ mà luận án cần phải giải quyết.

Chương 2

Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

2.1 Đối tượng và phạm vi nghiên cứu

2.1.1 Đối tượng nghiên cứu

Đối tượng nghiên cứu của luận án là các loại rau thông dụng trong bữa ăn hàng ngày của người dân Việt Nam và đất trồng tương ứng. Các loại rau đã chọn gồm có rau muống, mồng tơi, rau dền, các loại rau cải, xu hào, bí ngô, củ cải, sắn, đu đủ, cà chua, chuối xanh, ... Phụ lục A trình bày chi tiết các loại rau, số lượng và vị trí thu thập mẫu.

Rau muống, tên khoa học là *Ipomoea aquatica Forssk.*, là một loại cây nhiệt đới bán thủy sinh, được trồng rộng rãi ở các nước nhiệt đới như Trung Quốc, Ấn Độ, Việt Nam và các quốc gia Đông Nam Á khác. Rau muống là loại rau giàu dinh dưỡng, chứa nhiều vitamin như A, B_1, B_2, B_6, B_{12}, C, E và K. Rau muống được chọn là đối tượng chính cho nghiên cứu sự vận chuyển và tích lũy của các đồng vị phóng xạ vì ngoài là loại cây trồng phổ biến ở Việt Nam, rau muống còn có khả năng hấp thụ và tích lũy nguyên tố cao. Hơn nữa, loại rau này có tốc độ sinh trưởng nhanh, được trồng trong nhiều điều kiện môi trường khác như hồ, ao, đất ngập nước hoặc đất thông thường và có thể thu hoạch liên tục. Các mẫu rau muống được thu thập ở Hà Nội và Phú Thọ, nhưng không được thu thập ở Lào Cai, do rau muống không phải loại rau được trồng phổ biến ở khu vực đó.

Một số loại rau khác cũng được thu thập để nghiên cứu như: cải bắp, cải canh, cải chíp, cải ngồng, cải cúc, cải mèo (thuộc họ *Brassica*); mồng tơi (*Basellaceae*); rau dền (*Amaranthaceae*); ngải cứu và xà lách (*Asteraceae*) là các cây sinh trưởng ngắn ngày. Chúng thường có đặc điểm chung là tốc độ sinh trưởng nhanh, dễ trồng và chăm sóc, không yêu cầu điều kiện đất đai khắt khe và có thể thu hoạch trong thời

gian ngắn, từ 30 đến khoảng 60 ngày, tùy thuộc vào loại rau và điều kiện trồng. Một số loại như rau dền, rau mồng tơi hay rau muống có khả năng tái sinh sau khi thu hoạch. Hầu hết các loại rau thu hoạch ngắn ngày thường là cây thân thảo, với phần lá là bộ phận thu hoạch chính. Các loại cây này thường không phát triển thành thân gỗ hay củ lớn mà tập trung vào việc phát triển lá, ngọn hoặc hoa. Thông thường, các loại rau này sẽ được thu hoạch khi cây còn non hoặc ở giai đoạn trước khi ra hoa. Lúc này, các bộ phận ăn được như lá, ngọn hoặc hoa có độ tươi ngon và giá trị dinh dưỡng cao.

Các loại rau thuộc họ cải mang lại nguồn vitamin như C, K, A, B_6; các khoáng chất như Ca, K, Mg; chất xơ và các hợp chất có lợi như glucosinolates giúp giảm nguy cơ ung thư, sulforaphane giúp chống oxy hóa và chống viêm. Rau dền chứa nhiều vitamin A, C, K; các khoáng chất như sắt, magie và canxi; chất xơ và protein thực vật. Rau mồng tơi cung cấp vitamin A, C, K; các khoáng chất như sắt, canxi, magie và các chất chống oxy hóa mạnh (flavonoid và phenolic). Rau dền cũng được biết đến trong y học cổ truyền với tác dụng thanh nhiệt, giải độc, hỗ trợ tiêu hóa và lợi tiểu. Xà lách cung cấp vitamin K, folate, chất xơ và kali, giúp duy trì hệ tiêu hóa khỏe mạnh, hỗ trợ tim mạch và giảm cân. Ngải cứu được biết đến như một loại thảo dược có nhiều công dụng trong y học cổ truyền. Bên cạnh đó, ngải cứu còn cung cấp các loại vitamin A, C, E, các loại vitamin nhóm B, và các khoáng chất như canxi, sắt, magiê, kali.

Các loại rau sinh trưởng dài ngày cần có một khoảng thời gian dài để phát triển từ vài tháng đến một năm hoặc hơn, ví dụ như cà chua, cà rốt hoặc bắp cải có thể cần thời gian phát triển từ 6 tháng đến 18 tháng để đạt đến giai đoạn thu hoạch. Những cây rau này thường không thể thu hoạch nhanh chóng trong một vụ mùa ngắn mà cần nhiều thời gian để phát triển đầy đủ do chúng có sự phát triển chậm và ổn định qua từng giai đoạn của vòng đời. Cây rau dài ngày thường yêu cầu chăm sóc tỉ mỉ và cung cấp dinh dưỡng liên tục để đạt được năng suất cao. Các loại rau trồng dài ngày như cà chua (*Solanum lycopersicum*), cà rốt (*Daucus carota*), bí ngô (*Cucurbita maxima*), ... là nguồn cung cấp vitamin A, C, K, chất xơ và các chất chống oxy hóa dồi dào. Trong khi đó, một số loại dạng củ như khoai sọ (*Colocasia esculenta*), củ sắn (*Manihot esculenta*), khoai tây (*Solanum tuberosum*) ... là các loại củ giàu tinh bột, chất xơ, vitamin C, B_6 và một số loại khoáng chất như Mg, Fe, Ca, K [3].

2.1.2 Phạm vi nghiên cứu

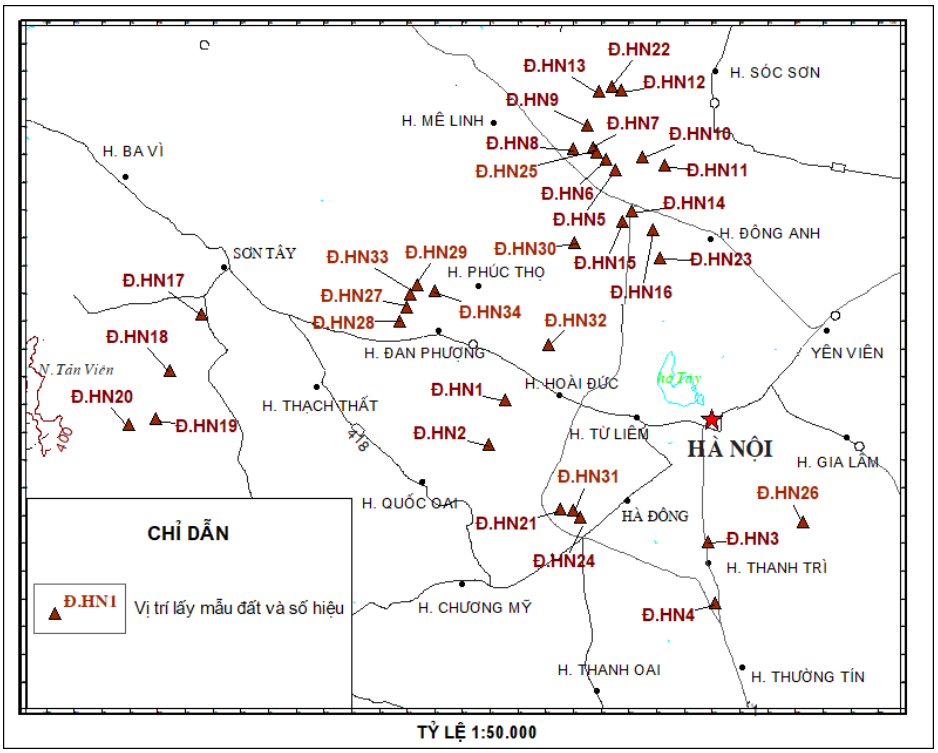
Các mẫu đất và rau nghiên cứu thuộc các khu vực miền Bắc, gồm có: một số huyện ven nội thành Hà Nội; xã Mường Hum, tỉnh Lào Cai và huyện Thanh Sơn, tỉnh

Phú Thọ. Mục tiêu của luận án là nghiên cứu quá trình tích lũy và dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại từ đất lên rau, củ, quả tại một số vùng đại diện có điều kiện địa chất và canh tác khác nhau. Việc lựa chọn ba khu vực nghiên cứu gồm: Hà Nội, Thanh Sơn (Phú Thọ) và Mường Hum (Lào Cai) được xây dựng dựa trên sự khác biệt về nên địa chất: Khu vực Hà Nội (hình 2.1) đại diện cho vùng đất phù sa châu thổ đồng bằng sông Hồng, có nền địa chất ổn định và mức phông phóng xạ tự nhiên trung bình; Khu vực Thanh Sơn (Phú Thọ) có các điểm quặng sắt và điểm quặng phóng xạ (Hình 2.2) gây ra mức phông phóng xạ tự nhiên cao, tiềm ẩn nguy cơ gia tăng phông phóng xạ tự nhiên; Khu vực Mường Hum (Lào Cai) (Hình 2.3) nằm trong vùng có tiềm năng khoáng sản đất hiếm với hàm lượng cao các nguyên tố phóng xạ như uranium và thorium, cũng là khu vực tiềm ẩn nguy cơ gia tăng phông phóng xạ tự nhiên. Dựa trên việc xác định hoạt độ phóng xạ của các đồng vị phóng xạ tự nhiên và hàm lượng các nguyên tố kim loại (bao gồm cả các nguyên tố nặng), luận án sẽ so sánh hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại giữa khu vực phóng xạ trung bình và khu vực có nền phóng xạ tự nhiên cao đối với một loại rau cụ thể và đối với các loại rau, củ, quả khác; đồng thời đánh giá ảnh hưởng của nền phóng xạ tự nhiên ở các khu vực tới sức khỏe con người.

Khu vực Hà Nội

Hà Nội là thủ đô của Việt Nam, có diện tích khoảng 3358,6 km^2, nằm tại vĩ độ 21°02′ Bắc và kinh độ 105°54′ Đông, thuộc miền Bắc Việt Nam, với dân số đứng thứ hai cả nước (khoảng 8,7 triệu người vào đầu năm 2025).

Khu vực này có địa hình khá đa dạng, bao gồm cả vùng đồng bằng và đồi núi. Khu vực trung tâm thành phố thuộc đồng bằng châu thổ sông Hồng, có địa hình bằng phẳng, trong khi phía Tây và phía Bắc của Hà Nội có những vùng đồi núi thấp, thuộc các huyện như Ba Vì, Sóc Sơn. Ngoài ra, Hà Nội còn có hệ thống sông ngòi phong phú, với sông Hồng là con sông chính chảy qua trung tâm thành phố, cùng với các con sông nhỏ như sông Đuống, sông Tô Lịch và sông Nhuệ. Khí hậu ở đây mang đặc trưng của khí hậu nhiệt đới gió mùa với bốn mùa xuân, hạ, thu, đông rõ rệt. Phần lớn khu vực Hà Nội được bao phủ bởi trầm tích Đệ Tứ, chủ yếu bao gồm các loại đất phù sa, đất cát bột và đất bùn. Đây là kết quả của quá trình bồi tụ bởi sông Hồng và các nhánh sông khác. Dưới lớp trầm tích, đá nền chủ yếu là đá trầm tích cổ như phiến thạch, sa thạch, đá vôi và một số ít đá magma xâm nhập.



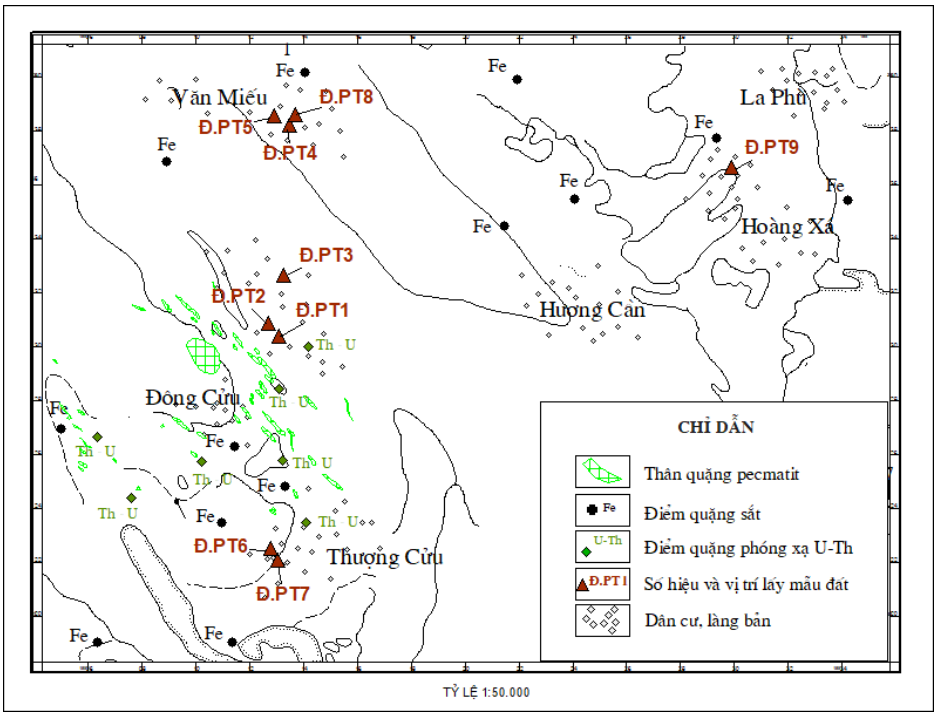
Hình 2.1. Bản đồ lấy mẫu ở khu vực Hà Nội[1].

Tọa độ các điểm lấy mẫu ở Hà Nội được trình bày chi tiết trong Bảng A1 (Phụ lục A). Hình 2.1 mô tả bản đồ lấy mẫu ở khu vực Hà Nội[1]. Trong đó, ký hiệu từ Đ.HN1 đến Đ.HN24 là vị trí lấy mẫu rau muống và đất trồng tương ứng; ký hiệu từ Đ.HN25 đến Đ.HN34 là vị trí lấy các loại rau như rau cải, mồng tơi, rau dền, su hào, bắp cải, chuối xanh, … Các mẫu được thu thập ở các khu vực trồng rau cung cấp cho người dân thành phố, thuộc các quận, huyện khắp khu vực Hà Nội.

Khu vực Phú Thọ

Khu vực Phú Thọ giới hạn ở tọa độ 20°55′ – 21°43′ vĩ độ Bắc và 104°48′ – 105°27′ kinh độ Đông, với diện tích tự nhiên khoảng 3534 km^2. Tỉnh Phú Thọ nằm ở rìa phía Tây của đồng bằng sông Hồng, là một vùng chuyển tiếp giữa địa hình đồi núi thấp và đồng bằng. Khu vực này có địa hình đa dạng với cao nguyên, đồi núi, suối rạch, sông ngòi và hồ đầm. Phú Thọ có nhiều con sông lớn chảy qua như sông Hồng, sông Lô, sông Đà, sông Cả, … Độ cao các khu vực dao động từ 100 đến 1545 m so với mực nước biển.

[1]Liên đoàn Địa chất Xạ - Hiếm



Hình 2.2. Bản đồ lấy mẫu ở khu vực Phú Thọ[1].

Đặc điểm địa lý nổi bật của Phú Thọ là vùng núi đá Đá Trắng ở huyện Thanh Sơn, với địa hình núi đá vôi, hang động, thác nước, hệ sinh thái đa dạng và nhiều loại động vật quý hiếm. Về đặc điểm khí hậu, Phú Thọ thuộc loại khí hậu ôn đới gió mùa; mùa hè nóng và có mưa nhiều, mùa đông lạnh và khô. Khí hậu chia thành hai mùa chính: mùa khô (từ tháng 10 đến tháng 4) và mùa mưa (từ tháng 5 đến tháng 9).

Phú Thọ có nhiều tài nguyên khoáng sản phong phú bao gồm: đá vôi, than bùn, kaolin, quặng sắt, đá granit, pecmatit, apatit và photphorit. Về cấu trúc địa chất, Phú Thọ thuộc vùng rìa đới uốn nếp sông Hồng, có cấu trúc địa chất phức tạp bao gồm: đá nền cổ (chủ yếu là đá biến chất như phiến thạch sét, đá phiến mica và quartzit); trầm tích Mesozoi và Kainozoi (gồm sa thạch, cuội kết, bột kết, đá vôi và trầm tích sét); và đá magma (dưới dạng đá xâm nhập như granit, granodiorit)[2].

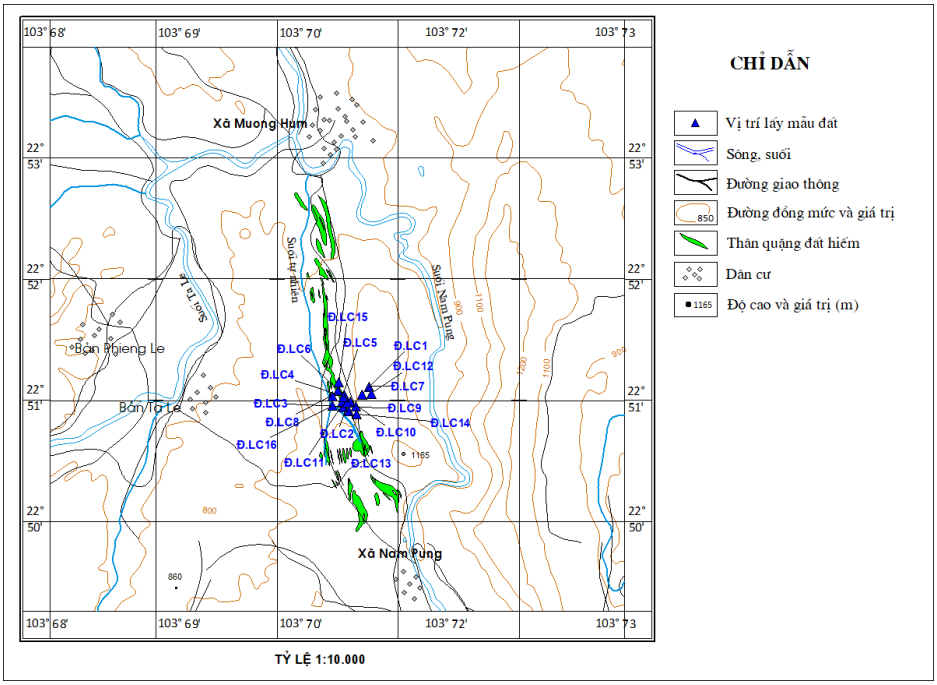
Bảng A3 (Phụ lục A) trình bày chi tiết tọa độ các điểm lấy mẫu khu vực Phú Thọ. Hình 2.2 mô tả bản đồ lấy mẫu ở khu vực Phú Thọ. Có 9 mẫu rau muống và đất tương ứng được lấy ở các khu vực dân cư. Trong đó, các mẫu Đ.PT1, Đ.PT2 và Đ.PT3 nằm ngay chân quặng pecmatit và gần khu vực có điểm quặng U-Th. Các mẫu còn

[2]https://www.vietnam.vn/phutho/dieu-kien-tu-nhien-phu-tho - Ngày truy cập 31/3/2025

lại được lấy ở xã Văn Miếu, Thượng Cửu và Hoàng Xá, là các khu vực gần với điểm quặng sắt.

Khu vực Lào Cai

Lào Cai có vị trí địa lý nằm chính giữa vùng Đông Bắc và Tây Bắc của Việt Nam, cách Hà Nội 296 km theo đường sắt và 265 km theo đường bộ. Lào Cai được giới hạn bởi tọa độ 22°51′ – 22°55′ vĩ độ Bắc và 102°68′ – 102°74′ kinh độ Đông. Với diện tích tự nhiên là 6364,25 km^2, Lào Cai chiếm 2,44% diện tích cả nước.



Hình 2.3. Bản đồ lấy mẫu ở khu vực Lào Cai[1].

Địa hình Lào Cai rất phức tạp, có sự phân tầng độ cao rõ rệt và mức độ chia cắt mạnh. Vùng cao có độ cao trên 700 m, hình thành bởi hai dãy núi chính là dãy Hoàng Liên Sơn và dãy Con Voi; các vùng còn lại chủ yếu có độ cao từ 150 đến 200 m. Kiểu khí hậu đặc trưng ở đây là khí hậu nhiệt đới gió mùa với hai mùa tương đối rõ rệt: mùa khô từ tháng 10 đến tháng 3 năm sau, và mùa mưa từ tháng 4 đến tháng 9. Nhiệt độ trung bình từ 15°C đến 20°C; lượng mưa trung bình từ 1800 đến 2000 mm. Ba con sông chính chảy qua Lào Cai gồm sông Hồng, sông Chảy và sông Ngòi Nhù với chiều dài chảy trong tỉnh lần lượt là 120 km, 124 km và 68 km. Lào Cai nổi tiếng với các loại tài nguyên khoáng sản quý giá bao gồm quặng sắt, cao lanh, fenspat, graphit, apatit (ở thành phố Lào Cai), quặng đồng, mỏ đất hiếm (ở huyện Bát Xát) và molipđen

(ở huyện Sa Pa). Cấu trúc địa chất ở Lào Cai có một số đặc điểm chính bao gồm: các loại đá nền cổ (bao gồm các loại đá biến chất như gneis, amphibolit, đá phiến mica và đá vôi biến chất); các thành tạo magma (gồm có đá granit, diorit và các loại đá magma khác); và các trầm tích (gồm đá phiến sét, sa thạch, đá vôi và đá cuội kết) [65].

Bảng A2 (Phụ lục A) trình bày chi tiết tọa độ các điểm lấy mẫu khu vực Lào Cai. Hình 2.3 mô tả bản đồ lấy mẫu ở khu vực Lào Cai. Trong đó, có 16 mẫu rau được trồng phổ biến và đất tương ứng được lấy ở khu vực dân cư gần mỏ đất hiếm Mường Hum, thuộc hai xã Mường Hum và Nậm Pung, huyện Bát Xát, tỉnh Lào Cai.

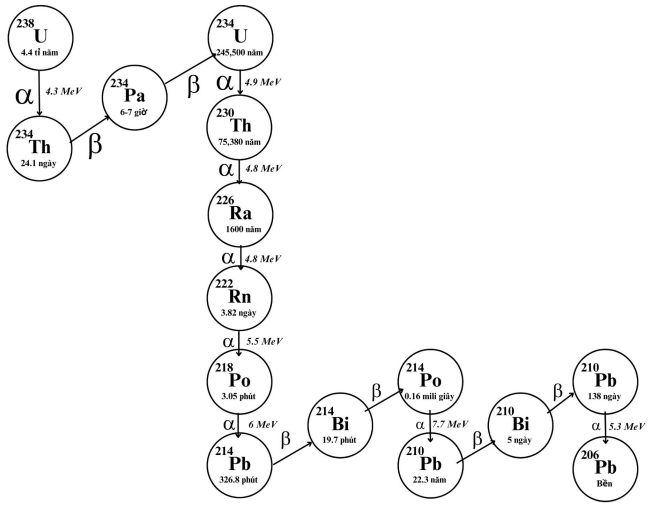
2.2 Phương pháp phổ gamma xác định hoạt độ riêng của các đồng vị phóng xạ

2.2.1 Cơ sở lựa chọn các đồng vị và bức xạ gamma đặc trưng

Để xác định hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ từ đất trồng lên rau, củ, quả, cũng như đánh giá hệ số nguy hiểm do bức xạ gây ra đối với sức khỏe con người, luận án đã tiến hành xác định hoạt độ phóng xạ riêng của các đồng vị phóng xạ trong mẫu rau và mẫu đất trồng tương ứng tại các khu vực nghiên cứu bằng phương pháp phổ gamma trên hệ phổ kế gamma bán dẫn siêu tinh khiết HPGe. Độ phóng xạ, cũng như chỉ số nguy hiểm trong đất và thực vật, chủ yếu do các đồng vị phóng xạ tự nhiên ^{226}Ra, ^{232}Th và ^{40}K gây ra [54]. Hình 2.4 và 2.5 lần lượt trình bày sơ đồ phân rã phóng xạ của ^{238}U và ^{232}Th.

Trong chuỗi phân rã của ^{238}U, liều chiếu do ^{226}Ra và các đồng vị con của nó, bao gồm ^{214}Bi và ^{214}Pb, gây ra chiếm khoảng 98% tổng liều của toàn chuỗi [87]. Trong dãy ^{226}Ra, hạt nhân mẹ ^{226}Ra có chu kỳ bán rã là 1600 năm, trong khi chu kỳ bán rã của ^{222}Rn là 3,28 ngày; các đồng vị tiếp theo như ^{218}Po, ^{214}Pb và ^{214}Bi đều có chu kỳ bán rã rất ngắn so với ^{222}Rn. Do đó, khi xử lý mẫu đất hoặc mẫu thực vật, chỉ cần nhốt mẫu trong 30 ngày là có thể thiết lập trạng thái cân bằng phóng xạ giữa ^{226}Ra và các đồng vị con như ^{214}Pb, ^{214}Bi. Hoạt độ phóng xạ của ^{226}Ra trong các mẫu đất và thực vật được xác định thông qua các đồng vị này do chúng phát ra nhiều đỉnh gamma năng lượng cao, với xác suất phát bức xạ gamma lớn.

Đối với chuỗi ^{232}Th, sau khi nhốt mẫu đất trong 30 ngày, các đồng vị trong chuỗi này sẽ đạt được trạng thái cân bằng phóng xạ. Hoạt độ phóng xạ của ^{232}Th được xác định dựa vào các tia gamma năng lượng cao và tỷ số phân nhánh lớn phát ra từ ^{228}Ac và ^{208}Tl. Tuy nhiên, đối với mẫu thực vật, việc thiết lập cân bằng phóng xạ giữa



Hình 2.4. Chuỗi phân rã phóng xạ của ^{238}U [40].

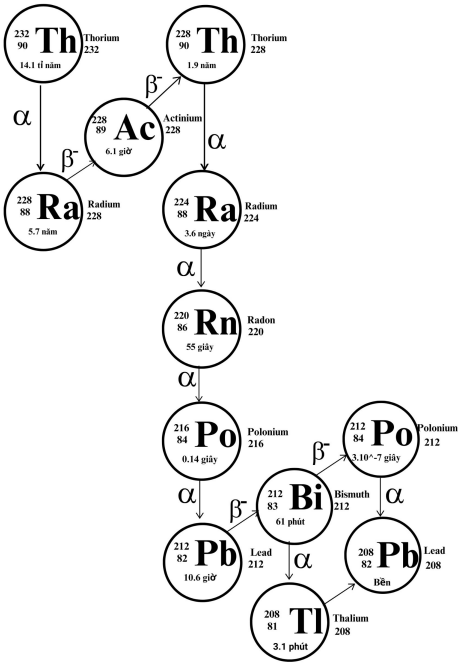
^{232}Th và ^{228}Ac sau 30 ngày là không thể thực hiện được. Điều này là do tính chất hóa học khác biệt giữa các nguyên tố Th, Ra và Ac, dẫn đến sự khác biệt trong hệ số dịch chuyển của chúng từ đất lên thực vật. Khi xử lý mẫu thực vật, khí ^{220}Rn (55 giây) sẽ thoát ra khỏi mẫu, làm gián đoạn quá trình cân bằng phóng xạ.

Ngoài ra, trong chuỗi ^{232}Th, ngoài đồng vị đầu chuỗi ^{232}Th, còn có ^{228}Ra đứng ngay sau với chu kỳ bán rã là 5,7 năm và ^{228}Th có chu kỳ bán rã 1,9 năm. Vì vậy, thực tế không thể thiết lập trạng thái cân bằng phóng xạ giữa tất cả các đồng vị trong chuỗi này, cũng như giữa ^{228}Ra và ^{228}Th. Tuy nhiên, sau khi nhốt mẫu trong 30 ngày, giữa ^{228}Ac (chu kỳ bán rã 6,1 giờ) và ^{228}Ra sẽ đạt được trạng thái cân bằng phóng xạ. Do đó, hoạt độ của ^{228}Ra có thể được xác định dựa vào đỉnh gamma đặc trưng phát ra từ ^{228}Ac.

Đối với mẫu đất, hoạt độ của ^{226}Ra được xác định thông qua đỉnh hấp thụ của các bức xạ đặc trưng 295,22 keV (tỷ số phân nhánh 0,1841) và 351,93 keV (0,3560) của ^{214}Pb, và 609,31 keV (0,4549) và 1120,3 keV (0,1491) của ^{214}Bi. Hoạt độ phóng xạ riêng của ^{232}Th (^{228}Ra) được xác định thông qua đỉnh 338,6 keV (0,114) và 911,1 keV (0,262) của ^{228}Ac; 583,19 keV (0,3055) của ^{208}Tl [3]. Hoạt độ phóng xạ riêng của ^{40}K được xác định thông qua đỉnh 1460,83 keV (0,1066) do chính ^{40}K phát ra [36].

Đối với mẫu thực vật, do hoạt độ phóng xạ riêng nhỏ, thời gian đo mẫu không thể kéo quá dài, dẫn đến tốc độ đếm của các đỉnh gamma quan tâm có độ lệch chuẩn

[3] http://www.lnhb.fr/nuclear-data/ - Ngày truy cập 31/3/2025



Hình 2.5. Chuỗi phân rã phóng xạ của ^{232}Th [40].

lớn. Vì vậy, để xác định hoạt độ riêng của các đồng vị phóng xạ, luận án sử dụng các đỉnh gamma năng lượng cao, tỷ số phân nhánh lớn và nằm xa các đỉnh gamma của các đồng vị khác. Cụ thể, hoạt độ phóng xạ của ^{226}Ra được xác định dựa vào 351,93 keV (0,3560) của ^{214}Pb và 609,31 keV (0,4549) của ^{214}Bi. Hoạt độ của ^{228}Ra được xác định dựa vào đỉnh 911,1 keV (0,262) của ^{228}Ac. Hoạt độ của ^{40}K cũng được xác định dựa vào đỉnh 1460,83 keV (0,1066) [36].

Hoạt độ của các đồng vị phóng xạ được xác định theo công thức sau [38]:

$$A = \frac{n}{I_\gamma \cdot \varepsilon \cdot m} \tag{2.1}$$

trong đó: A là hoạt độ phóng xạ riêng (Bq/kg); n là tốc độ đếm (số đếm/giây); I_γ là tỷ số phân nhánh; ε là hiệu suất ghi tuyệt đối tại năng lượng E_γ được chọn để xác định hoạt độ; và m là khối lượng mẫu đo (kg).

Giới hạn phát hiện (MDA) để xác định hoạt độ nhỏ nhất của đồng vị quan tâm mà hệ đo có thể ghi nhận được, được xác định bằng công thức sau [38]:

$$\text{MDA} = \frac{2{,}71 + 4{,}66 \cdot \sqrt{N_B}}{\varepsilon \cdot I_\gamma \cdot m \cdot t} \tag{2.2}$$

trong đó N_B là số đếm phông nền dưới đỉnh năng lượng E_γ; t là thời gian đo.

2.2.2 Kỹ thuật thu góp và xử lý mẫu trong phân tích phổ gamma

Kỹ thuật thu góp và xử lý mẫu được thực hiện theo hướng dẫn của IAEA [39]. Đối với mẫu đất, việc thu thập mẫu được thực hiện tại 4 vị trí xung quanh gốc cây, với độ sâu phù hợp theo từng loại rau trồng. Đất sau khi thu góp được trộn đều, loại bỏ tạp chất như rễ cây và đá sỏi, sau đó tiến hành chia tư nhiều lần (phương pháp quartering) để thu được khoảng 4 kg mẫu đại diện mang về phòng thí nghiệm. Đối với mẫu rau, cũng thực hiện thu góp tại 4 vị trí khác nhau trong cùng thửa ruộng, đảm bảo đủ khối lượng sau sơ chế để đại diện cho cây trồng tại điểm khảo sát. Với phương pháp thu góp mẫu như vậy, đất và mẫu rau tại mỗi địa điểm đều được xử lý đúng quy trình và có thể coi là mẫu đại diện, đảm bảo độ tin cậy cho phân tích và không ảnh hưởng đến giá trị thống kê của kết quả nghiên cứu.

Phương pháp thu góp và xử lý mẫu đất

Mẫu đất được thu góp ở vị trí tương ứng với mẫu rau và bốn vị trí xung quanh theo một hình vuông có chiều dài 30 cm. Mẫu được thu góp ở độ sâu từ 0–30 cm tùy theo chiều dài của rễ cây. Sau khi đưa về từ hiện trường, mẫu đất được loại bỏ rễ cây, sỏi đá vụn và trải đều trên khay, phơi khô ở điều kiện nhiệt độ phòng. Mẫu được sấy trong tủ sấy ở nhiệt độ khoảng 100°C trong khoảng thời gian từ 6–12 giờ đến khi khô hoàn toàn. Sau đó, mẫu được nghiền thành bột và sàng nhỏ với đường kính lưới 250 µm . Sau khi sàng, cân một khối lượng mẫu phù hợp và cho vào các hộp hình trụ bằng nhựa có đường kính 8 cm. Các hộp chứa mẫu được dán nhãn ghi đầy đủ thông tin về ký hiệu và khối lượng mẫu. Mẫu được nhốt kín ít nhất 30 ngày để thiết lập trạng thái cân bằng phóng xạ giữa ^{226}Ra và các đồng vị con trong chuỗi phân rã của nó [39].

Hình 2.6 mô tả sơ đồ quy trình thu góp và xử lý mẫu đất trong ghi nhận phổ gamma.

Phương pháp thu góp và xử lý mẫu thực vật

Tùy theo từng loại mẫu và hoạt độ phóng xạ của đất trồng, mẫu thực vật được thu góp với khối lượng từ 3–10 kg. Ngay tại hiện trường, mẫu được nhặt sơ bộ, loại bỏ phần gốc, rễ hoặc lá úa, sau đó đóng túi, dán nhãn ghi ký hiệu mẫu và đưa về phòng thí nghiệm. Tại phòng thí nghiệm, các mẫu được xử lý giống như phương pháp chế

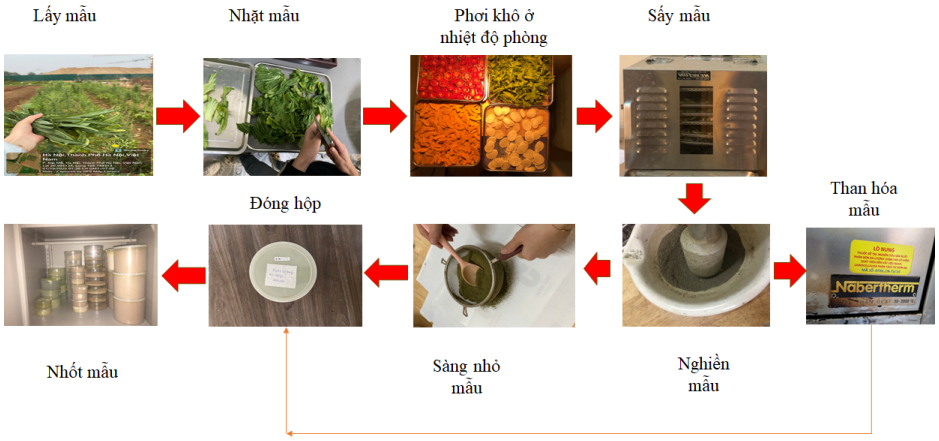
Hình 2.6. Quy trình xử lý mẫu đất.

biến thông thường để sử dụng cho mục đích sinh hoạt. Mẫu được rửa sạch để loại bỏ bụi bẩn, chỉ giữ lại các phần ăn được; đồng thời loại bỏ phần sâu và các phần không sử dụng trước khi tiếp tục xử lý. Mẫu được phơi khô ở nhiệt độ phòng cho đến khi nước bay hết hoàn toàn. Sau đó, mẫu được cân và đưa vào tủ sấy, sấy ở nhiệt độ khoảng 100°C trong khoảng 6–12 giờ (tùy loại rau) cho đến khi khối lượng mẫu không đổi. Cân và ghi lại khối lượng mẫu khô. Các mẫu khô sau đó được nghiền thành bột và sàng nhỏ với đường kính lưới 250 µm. Đối với một số mẫu thực vật thu thập từ khu vực có phông phóng xạ trung bình và thấp, khối lượng mẫu từ 400–1100 g được than hóa trong lò nung ở nhiệt độ 600°C trong vòng 2 giờ. Các mẫu sau khi sàng nhỏ (hoặc than hóa) được đựng kín trong hộp đo chuyên dụng (hộp hình trụ — hộp 2π hoặc hộp hình giếng — hộp 3π) trong vòng 30 ngày để đạt được trạng thái cân bằng phóng xạ giữa ^{226}Ra và các sản phẩm con cháu của nó. Đồng thời, ^{228}Ac cũng đạt cân bằng phóng xạ với ^{228}Ra [39].

Hình 2.7 mô tả quy trình lấy và xử lý mẫu thực vật trong luận án.

Phương pháp than hóa

Với các mẫu thực vật được thu góp trong vùng có phông nền phóng xạ trung bình và thấp, hoạt độ phóng xạ riêng của ^{226}Ra, ^{228}Ac (^{228}Ra) có giá trị rất nhỏ, trong khi ^{40}K thường biến thiên trong khoảng rộng, có mẫu như mẫu S19 và S20 lên tới 1600 Bq/kg (trong mẫu khô). Kết quả nền tán xạ Compton liên tục từ 378 keV đến 1082 keV do đỉnh gamma năng lượng 1460,85 keV của ^{40}K phát ra tăng cao, dẫn đến diện tích dưới đỉnh của các vạch gamma 351,93 keV của ^{214}Pb, 609,31 keV của ^{214}Bi và 911,1 keV của ^{228}Ac lớn.



Hình 2.7. Quy trình xử lý mẫu thực vật.

Do đó, với các mẫu thực vật có hoạt độ riêng của ^{40}K cao, ngưỡng phát hiện của các đồng vị ^{226}Ra và ^{228}Ac thường rất lớn, đồng thời độ lệch chuẩn khi xác định hoạt độ riêng của hai đồng vị này cũng tăng. Để giảm ảnh hưởng do tán xạ của ^{40}K trong mẫu, nghiên cứu trong [35] đưa ra giải pháp tách kali (trong đó có ^{40}K) ra khỏi mẫu. Tuy nhiên, đây là phương pháp phá mẫu, đòi hỏi phải sử dụng hóa chất và các dụng cụ chuyên dụng đi kèm.

Trong luận án này, phương pháp than hóa trong điều kiện thiếu oxy đã được áp dụng, đây là phương pháp đơn giản hơn và không yêu cầu phải tách kali ra khỏi mẫu. Các mẫu thực vật sau khi sấy đến khối lượng không đổi được cân và đựng trong nồi bằng đất sét có đậy kín vung. Mẫu được than hóa trong lò nung Nabertherm (tại Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên – ĐHQGHN) ở nhiệt độ 600°C trong điều kiện thiếu oxy trong vòng 2 giờ. Sau đó, mẫu được để nguội từ từ trong lò đến nhiệt độ phòng. Khối lượng than còn lại được cân để xác định tỷ số $K_{\text{kh.than}}$, là tỷ số giữa khối lượng mẫu khô trước khi than hóa và khối lượng mẫu than còn lại. Với quy trình than hóa trên, hệ số $K_{\text{kh.than}}$ biến thiên trong khoảng từ 4,15 đến 4,22.

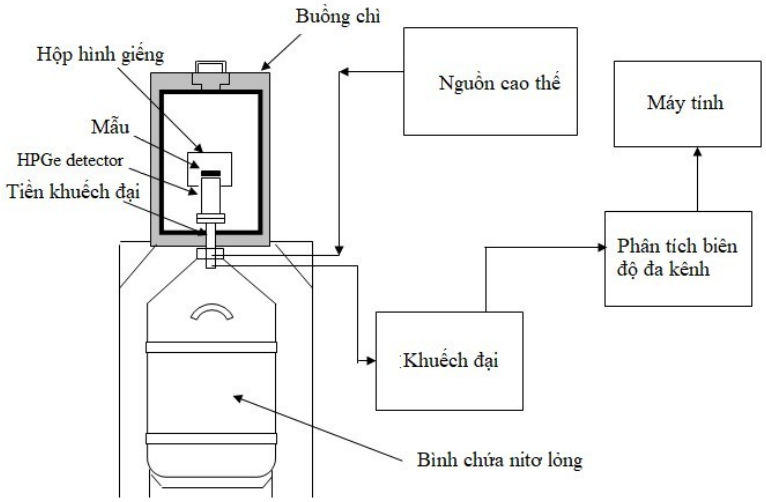
Do khối lượng mẫu giảm đi khoảng 4,2 lần, nền tán xạ Compton giảm, số đếm phông N_B trong công thức (2.2) giảm, dẫn đến hoạt độ phóng xạ riêng của các đồng vị tăng. Ngưỡng phát hiện và độ không đảm bảo khi xác định hoạt độ của các đồng vị ^{226}Ra, ^{228}Ac và ^{40}K trong các mẫu thực vật đều giảm, từ đó làm tăng độ chính xác của phép đo.

2.2.3 Hệ phổ kế gamma bán dẫn

Luận án đã sử dụng 4 hệ phổ kế gamma bán dẫn siêu tinh khiết HPGe mã GC5019, BE6530, GX5519 do hãng Mirion Technologies (Canberra) và GMX30190 do hãng Ortec, Hoa Kỳ sản xuất. Trong đó, các hệ GC5019 và BE6530 được đặt tại tại Viện Khoa học và Kỹ thuật Hạt nhân, Hà Nội; hệ GX5519 được đặt tại Viện Y học Phóng xạ và U Bướu Quân đội, Hà Nội; hệ GMX30190 được đặt tại Viện nghiên cứu Hạt nhân, Đà Lạt. Hình 2.8 mô tả sơ đồ khối hệ phổ kế gamma HPGe cơ bản. Các bộ phận chính của một khối phổ kế bao gồm: (1) đầu dò Germanium, (2) bộ tiền khuếch đại, (3) khuếch đại, (4) máy phân tích biên độ đa kênh (MCA), (5) phần mềm Genie 2000 hiển thị phổ.

Các thông số của các đầu dò sử dụng trong luận án được cho trong Bảng B1 – Phụ lục B. Cả ba detector đều là detector tinh thể lớn, hiệu suất ghi cao (từ 50 đến 60%) và độ phân giải năng lượng 1,9 keV tại đỉnh 1,32 MeV của ^{60}Co. Bộ tiền khuếch đại thông minh (iPA) được tích hợp vào các detector, giúp hệ phổ kế gamma có hiệu suất đếm cao hơn, ít tiêu thụ năng lượng và cho độ phân giải cao hơn.

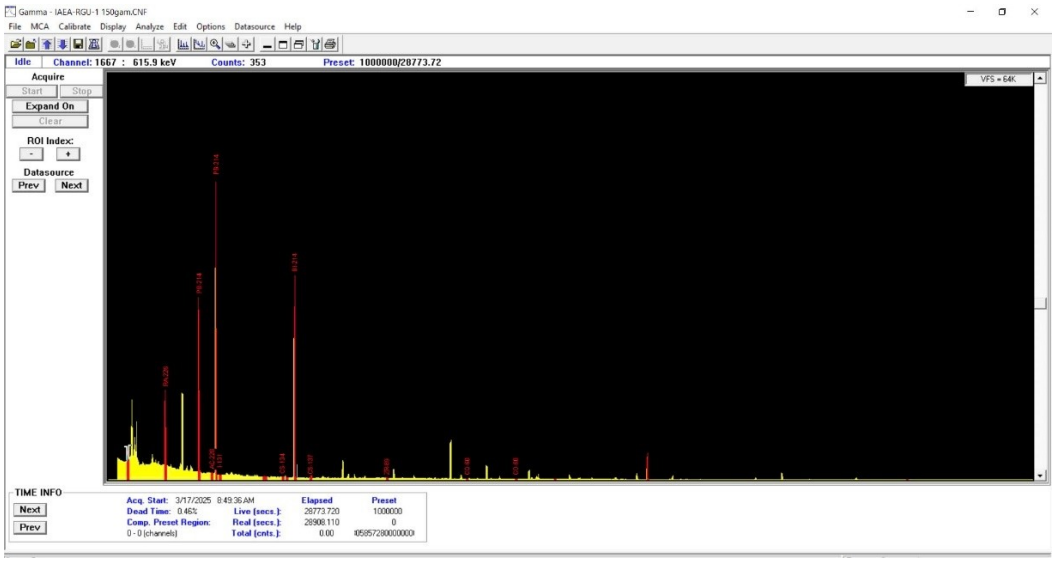
Khi tia gamma tương tác trong đầu dò, bộ iPA chuyển đổi điện tích thành một xung (xung vuông hoặc tam giác), trong đó biên độ của xung tỷ lệ với tổng điện tích tích lũy trong một tương tác. Phần mềm Genie 2000 được sử dụng để điều khiển máy phân tích đa kênh Lynx MCA 8192 kênh và thu thập, xử lý, hiển thị phổ gamma.



Hình 2.8. Sơ đồ khối hệ phổ kế gamma HPGe.

Phần mềm phân tích phổ Genie 2000

Sau khi được ghi nhận, phổ gamma được hiển thị bằng phần mềm Genie 2000 đi kèm với hệ đo của hãng Canberra. Phần mềm này hỗ trợ ghi nhận phổ độc lập trên nhiều detector thông qua kết nối mạng. Hình 2.9 mô tả hình ảnh phổ gamma hiển thị trên phần mềm Genie 2000.



Hình 2.9. Giao diện phần mềm Genie2000.

Ngoài ra, Genie 2000 còn cung cấp đầy đủ các chức năng của một phần mềm phân tích phổ trực tiếp (offline), gồm có hiệu chuẩn detector, phát hiện và phân tích đỉnh tự động, hoặc tùy chỉnh phân tích từng đỉnh. Quy trình hiệu chuẩn được đơn giản hóa nhờ các tệp dữ liệu hạt nhân tích hợp sẵn trong phần mềm, bao gồm thông tin về nhân phóng xạ, tỷ số phân nhánh, độ bất định, ...

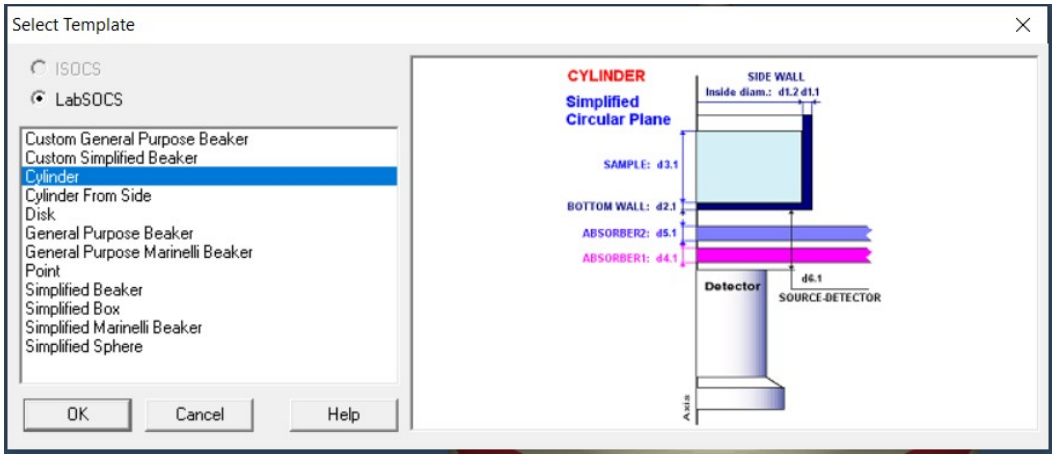
Phần mềm mô phỏng LabSOCS

Trong phân tích xác định hoạt độ phóng xạ của mẫu, việc xây dựng đường cong hiệu suất ghi bằng thực nghiệm không phải lúc nào cũng có thể thực hiện được một cách dễ dàng, nhất là trong điều kiện thiếu nguồn chuẩn. Phần mềm LabSOCS là một chương trình mô phỏng Monte-Carlo, được tích hợp vào phần mềm Genie 2000 của Canberra, giúp giải quyết các vấn đề đó. LabSOCS có thể được sử dụng để xây dựng đường cong hiệu suất ghi một cách chính xác cho hầu hết các dạng hình học mẫu khác nhau mà không cần dùng đến mẫu chuẩn.

Phần mềm LabSOCS có đầy đủ các thông tin chi tiết về detector, sử dụng bộ dữ liệu của Viện Tiêu chuẩn và Công nghệ Quốc gia (NIST), Hoa Kỳ và chương trình mô phỏng Monte-Carlo MCNP. Ngoài ra, cấu hình chi tiết về detector và buồng chì được hãng CANBERRA khai báo riêng cho từng detector cụ thể, do đó, khi mô phỏng không cần thiết phải khai báo các dữ liệu này. Các yếu tố cần khai báo trong LabSOCS gồm có: hình dạng và kích thước hộp chứa mẫu, thành phần cấu tạo hộp chứa mẫu và mật độ khối của mẫu.

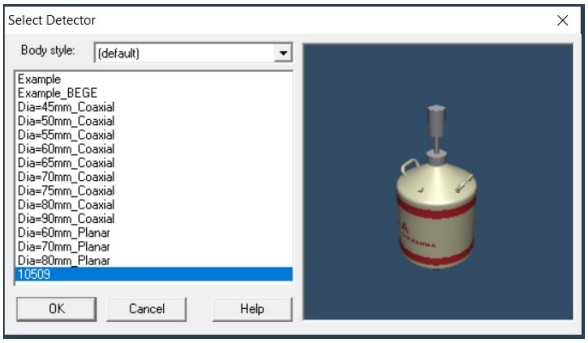
Các bước tiến hành trong LabSOCS để mô phỏng hiệu suất ghi đối với một cấu hình đo cụ thể như sau:

1. Chọn cấu hình hộp đo.



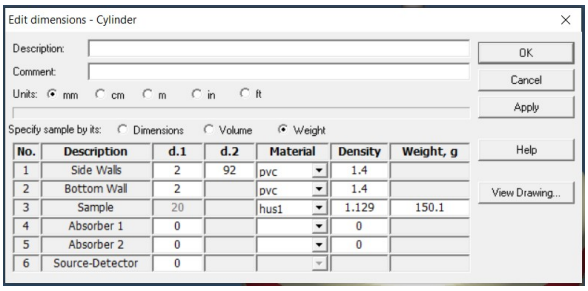
Hình 2.10. Giao diện lựa chọn cấu hình đo.

2. Chọn loại detector.



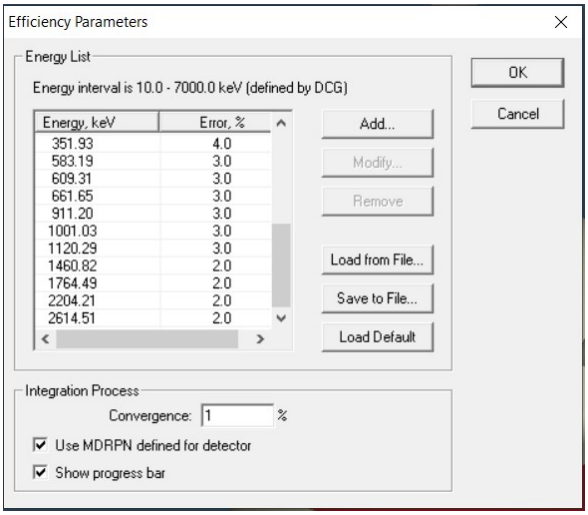
Hình 2.11. Giao diện lựa chọn loại detector.

3. Nhập các thông tin về cấu hình đo và mẫu.



Hình 2.12. Giao diện nhập các thông số về cấu hình đo.

4. Khai báo các giá trị năng lượng cần quan tâm.



Hình 2.13. Giao diện nhập các đỉnh năng lượng cần quan tâm.

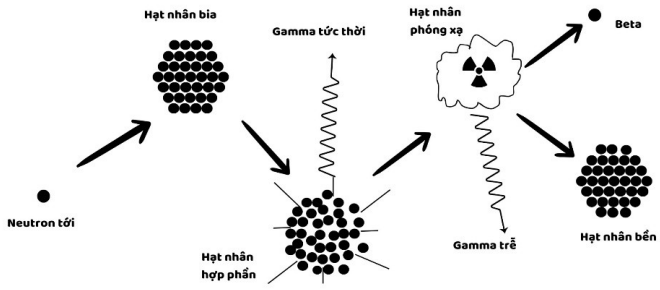
5. Lưu cấu hình đo và lấy kết quả mô phỏng.

2.3 Phương pháp phân tích kích hoạt neutron dụng cụ và đo phổ gamma (INAA)

2.3.1 Nguyên lý của phương pháp

Nguyên lý của phương pháp phân tích kích hoạt neutron và đo phổ gamma là biến đồng vị bền của một nguyên tố cần phân tích thành đồng vị phóng xạ thông qua phản ứng bắt neutron. Trên cơ sở đo bức xạ gamma đặc trưng của đồng vị phóng xạ được tạo thành và chu kỳ bán rã của nó, có thể nhận diện được đồng vị bền của nguyên tố đã tham gia phản ứng. Căn cứ vào cường độ tia gamma của đồng vị phóng

xạ tạo thành sẽ xác định được hàm lượng nguyên tố cần phân tích. Hình 2.14 mô tả sơ đồ nguyên lý trong phương pháp phân tích kích hoạt neutron và đo phổ gamma.



Hình 2.14. Sơ đồ minh họa quá trình kích hoạt mẫu bằng neutron [25].

Trong luận án, chùm neutron nhiệt và trên nhiệt được chọn để kích hoạt mẫu, khi đó đa số các hạt nhân có trong đất đá và thực vật đều bắt neutron và tạo thành hạt nhân phóng xạ. Phương trình phản ứng hạt nhân được sử dụng trong phân tích kích hoạt neutron có dạng tổng quát sau:

$$n + {}^{A}_{Z}\mathrm{X} \rightarrow {}^{A_1}_{Z_1}\mathrm{X} + b \tag{2.3}$$

trong đó n là neutron tới, ${}^{A}_{Z}\mathrm{X}$ là đồng vị bền có số khối A của nguyên tố X, ${}^{A_1}_{Z_1}\mathrm{X}$ là hạt nhân được tạo thành, còn b là hạt bay ra sau phản ứng.

Trong tự nhiên, uranium và thorium không có đồng vị bền. Khi phân tích kích hoạt, thường dựa vào quá trình kích hoạt chuyển đổi ^{238}U và ^{232}Th thành ^{239}Np và ^{233}Pa tương ứng, bằng cách bắt neutron và phân rã beta liên tiếp:

$$^{238}\mathrm{U}(n,\gamma)^{239}\mathrm{U} \rightarrow {}^{239}\mathrm{Np} \quad (E_\gamma = 106\ \mathrm{keV})$$
$$^{232}\mathrm{Th}(n,\gamma)^{233}\mathrm{Th} \rightarrow {}^{233}\mathrm{Pa} \quad (E_\gamma = 312\ \mathrm{keV})$$

Trừ hai nguyên tố uranium và thorium, các nguyên tố còn lại trong đất đá thông thường khi bắt neutron nhiệt đều trở thành hạt nhân hợp phần và phóng xạ, theo phương trình:

$$n + {}^{A}_{Z}\mathrm{X} \rightarrow {}^{A+1}_{Z}\mathrm{X}^{*} \rightarrow {}^{A+1}_{Z}\mathrm{X} + \gamma \tag{2.4}$$

Hạt nhân hợp phần phát gamma tức thời để trở về trạng thái cơ bản trước khi phân rã beta theo phương trình:

$$^{A+1}_{Z}\mathrm{X} \rightarrow ^{A+1}_{Z+1}\mathrm{Y} + \beta^{-} + \tilde{\nu} \tag{2.5}$$

Mỗi hạt nhân hợp phần có chu kỳ bán rã $T_{1/2}$ xác định. Hạt nhân con tạo thành ở trạng thái kích thích sẽ phát bức xạ gamma đặc trưng để trở về trạng thái kích thích có năng lượng thấp hơn và cuối cùng là trạng thái cơ bản. Căn cứ vào bức xạ gamma đặc trưng E_γ do hạt nhân phóng xạ phát ra sẽ nhận diện được nguyên tố trong mẫu tham gia phản ứng. Đồng thời, thông qua việc đo cường độ bức xạ đặc trưng E_γ phát ra từ mẫu sau kích hoạt và dựa vào phương trình phân tích kích hoạt sẽ xác định được hàm lượng nguyên tố cần phân tích.

Bảng C1 – Phụ lục C trình bày các đồng vị tạo thành, chu kỳ bán rã và năng lượng bức xạ gamma đặc trưng được chọn để xác định nguyên tố theo phương pháp INAA.

Trong phân tích kích hoạt sử dụng chùm neutron nhiệt và trên nhiệt, hầu hết các hạt nhân có mặt trong đất đá đều xảy ra phản ứng bắt neutron và phóng xạ. Do phổ gamma tức thời trong quá trình chiếu mẫu rất phức tạp, nên trong phân tích kích hoạt neutron, các mẫu đất trong lò phản ứng hạt nhân thường được đo gamma trễ, tức là đo phổ gamma của mẫu sau khi dừng chiếu. Vì phương pháp phân tích kích hoạt neutron và đo phổ gamma là phương pháp phân tích đồng thời đa nguyên tố, nên với một phản ứng đã chọn sẽ có những phản ứng nhiễu đi kèm làm cho việc phân tích phổ gamma trở nên phức tạp. Vì vậy, tùy theo từng nguyên tố cần phân tích, cần lựa chọn thời gian chiếu, thời gian rã và thời gian đo thích hợp để giảm bớt các phản ứng nhiễu và các nguồn sai số khác nhau.

Bảng C2,C3 – Phụ lục C trình bày thời gian chiếu, thời gian rã và thời gian đo của các nguyên tố phân tích thu được trong luận án.

2.3.2 Xác định hàm lượng nguyên tố bằng phương pháp k_0–INAA

Trong phân tích kích hoạt neutron có bốn phương pháp chính để xác định hàm lượng nguyên tố: (1) phương pháp tuyệt đối, (2) phương pháp tương đối, (3) phương pháp chuẩn đơn và (4) phương pháp chuẩn hóa k-zero (k_0–INAA). Trong đó, phương pháp k_0–INAA là một phương pháp tương đối, đơn giản hơn về mặt thực nghiệm so với các phương pháp còn lại [15, 29]. Các hệ số k_0, liên quan đến từng đỉnh gamma trong phổ gamma của mẫu đã được kích hoạt, được sử dụng để thay thế các hằng số hạt nhân (tiết diện phản ứng và xác suất phát gamma) và được xác định bằng thực nghiệm tại các phòng thí nghiệm NAA chuyên biệt. Kỹ thuật này linh hoạt với các

thay đổi trong điều kiện chiếu xạ và đo lường, đơn giản hơn so với phương pháp tương đối về mặt thực nghiệm và không cần thiết phải sử dụng nhiều mẫu chuẩn. Tuy nhiên, phương pháp này liên quan đến nhiều công thức và kỹ thuật tính toán phức tạp. Phương pháp k_0–INAA hiện tại có khả năng giải quyết nhiều vấn đề phân tích khi nói đến việc xác định nhiều nguyên tố trong nhiều mẫu thực tiễn. Hàm lượng của một nguyên tố theo phương pháp chuẩn hóa k_0 được xác định theo công thức sau:

$$p_X(\text{ppm}) = \frac{\left(\dfrac{N_\rho}{t_m}\Big/(SDCW)\right)_X}{\left(\dfrac{N_\rho}{t_m}\Big/(SDCW)\right)_{\text{Au}}} \cdot \frac{1}{k_{0,\text{Au}(X)}} \cdot \frac{G_{\text{th,Au}}\, f + G_{\text{e,Au}}\, Q_{0,\text{Au}}(\alpha)}{G_{\text{th},X}\, f + G_{\text{e},X}\, Q_{\alpha,x}(\alpha)} \cdot \frac{\varepsilon_{\text{Au}}}{\varepsilon_X} \cdot 10^6 \tag{2.6}$$

trong đó:

- X và Au lần lượt chỉ mẫu phân tích và mẫu chuẩn vàng;
- W_{Au} và W_x lần lượt là khối lượng mẫu chuẩn vàng và mẫu phân tích (gam);
- N_ρ là diện tích đỉnh hấp thụ toàn phần của phổ gamma; t_m là thời gian đo (giây);
- $S = 1 - \exp(-\lambda t_i)$, với t_i là thời gian chiếu xạ (giây);
- $D = \exp(-\lambda t_d)$, với t_d là thời gian phân rã (giây);
- $C = \dfrac{1-\exp(-\lambda t_m)}{\lambda t_m}$, với t_m là thời gian đo (giây);
- $k_{0,\text{Au}(X)}$ là hệ số chuẩn hóa k_0 của nguyên tố cần phân tích;
- G_{th} và G_{e} lần lượt là hệ số hiệu chỉnh tự che chắn neutron nhiệt và trên nhiệt;
- $f = \dfrac{\Phi_{\text{th}}}{\Phi_{\text{e}}}$ là tỷ số thông lượng neutron nhiệt trên thông lượng neutron trên nhiệt;
- Q_0 được tính bởi:

  $$Q_0 = \frac{I_0(\alpha)}{\sigma_0}$$

  trong đó:

  $$I_0(\alpha) = (1\,\text{eV})^\alpha \int_0^\infty \frac{\sigma(E)\,dE}{E^{1+\alpha}}$$

  và σ_0 là tiết diện bắt neutron nhiệt (thermal neutron cross section);
- ε là hiệu suất ghi tia gamma ứng với năng lượng E_γ.

Hệ số $k_{0,\mathrm{Au}(X)}$ trong công thức 2.6 được tính bởi công thức sau:

$$k_{0,\mathrm{Au}(X)} = \frac{M_{\mathrm{Au}} \cdot \theta_X \cdot I_{\gamma,X} \cdot \sigma_{0,X}}{M_X \cdot \theta_{\mathrm{Au}} \cdot I_{\gamma,\mathrm{Au}} \cdot \sigma_{0,\mathrm{Au}}} \tag{2.7}$$

trong đó:

- "X" và "Au" chỉ mẫu phân tích và mẫu chuẩn (Au);
- M là khối lượng nguyên tử;
- θ là độ phổ biến đồng vị trong tự nhiên;
- I_γ là tỷ số phân nhánh hay xác suất phát của tia gamma đo được;
- σ_0 là tiết diện bắt neutron nhiệt.

k_0–INAA là một kỹ thuật phân tích nguyên tố có độ chính xác cao, tuy nhiên phương pháp này tồn tại nhiều sai số ảnh hưởng đến độ chính xác và độ tin cậy của kết quả. Các sai số này có thể được phân loại thành sai số ngẫu nhiên và sai số hệ thống, xuất phát từ nhiều nguồn khác nhau trong quá trình phân tích. Sai số ngẫu nhiên có thể xuất phát từ sai số thống kê trong phân tích số đếm đỉnh gamma đặc trưng, thông lượng chùm neutron, chùm tia gamma phát ra tại thời điểm đo, tính không đồng nhất giữa mẫu chuẩn và mẫu phân tích. Sai số hệ thống thường có thể đến từ các quá trình: (1) quá trình chuẩn bị mẫu (nhiễm bẩn mẫu, độ ẩm trong mẫu), (2) chiếu xạ mẫu (sự tự che chắn neutron bởi mẫu, nhiệt hóa neutron trong mẫu), (3) sai số trong quá trình ghi nhận và phân tích phổ gamma (sự tự hấp thụ, sai số khi xây dựng đường cong hiệu suất ghi).

Để xác định ngưỡng phát hiện của các nguyên tố mà hệ đo có thể ghi nhận được trong phương pháp INAA, ta dựa vào số đếm N_{min} tại đỉnh hấp thụ của bức xạ đặc trưng được chọn để xác định hàm lượng. Giá trị N_{min} trong phân tích kích hoạt neutron được xác định bởi công thức sau [79]:

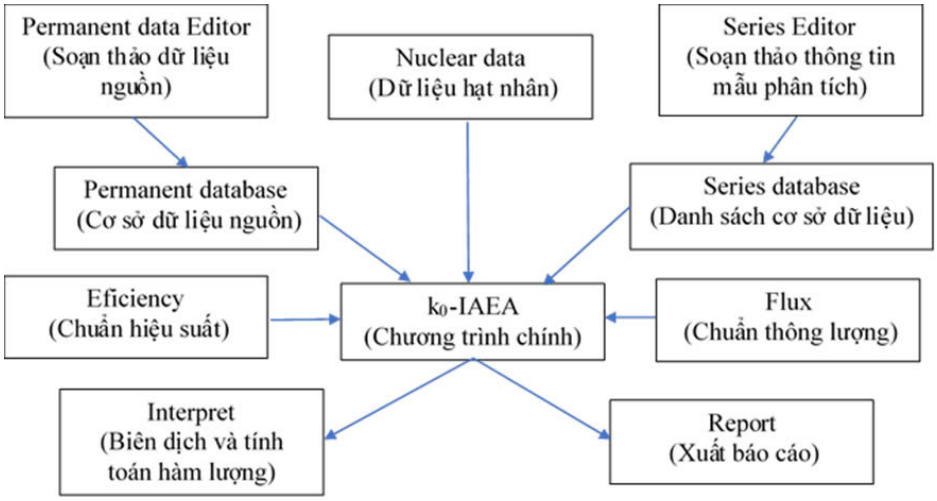
$$N_{\mathrm{min}} = 2.71 + 4.66 \cdot \sqrt{N_B} \tag{2.8}$$

trong đó N_B là số đếm phông dưới đỉnh phổ gamma. Công thức này chỉ có giá trị khi số đếm từ việc phân tích các đỉnh phổ gamma là yếu tố chính ảnh hưởng đến ngưỡng phát hiện (MDA) hàm lượng nguyên tố trong mẫu. Trên thực tế, MDA thường phụ thuộc vào các yếu tố như: (1) lượng mẫu được chiếu xạ neutron và được ghi đo bởi hệ phổ kế gamma; (2) thông lượng neutron; (3) thời gian chiếu xạ; (4) thời gian đo;

(5) kích thước detector, hình học đo và che chắn. Thay giá trị N_{min} tính được từ công thức (2.8) vào giá trị N_p trong công thức (2.6) thu được giá trị ngưỡng phát hiện của nguyên tố cần xác định.

2.3.3 Chương trình tính toán k_0 – IAEA

Trong phân tích hàm lượng nguyên tố bằng phương pháp kích hoạt neutron, chương trình k_0–IAEA được sử dụng như một phương pháp chuẩn hóa trong phân tích hàm lượng nguyên tố do Cơ quan Năng lượng Nguyên tử Quốc tế (IAEA) hỗ trợ phát triển. Phương pháp này sử dụng hệ số k_0 để chuẩn hóa phép đo, giúp đơn giản hóa quá trình định lượng nguyên tố mà không cần sử dụng chuẩn nội hoặc chuẩn ngoài cho từng nguyên tố. Hình 2.15 mô tả các chức năng của chương trình.



Hình 2.15. Sơ đồ khối mô tả tổng quan về chương trình k_0–IAEA.

Chương trình này được tiến hành theo các bước chính sau đây:

- Soạn thảo dữ liệu cơ bản và nhập thông tin của detector với các điều kiện chiếu được sử dụng (thông tin cho đầu dò, nguồn chuẩn, thông tin của các lá dò, mẫu chuẩn, mẫu phân tích, thiết bị chiếu, ...);
- Hiệu chỉnh detector;
- Xây dựng đường cong hiệu suất ghi dựa trên các nguồn chuẩn;
- Mô tả điều kiện chiếu;
- Phân tích mẫu và báo cáo.

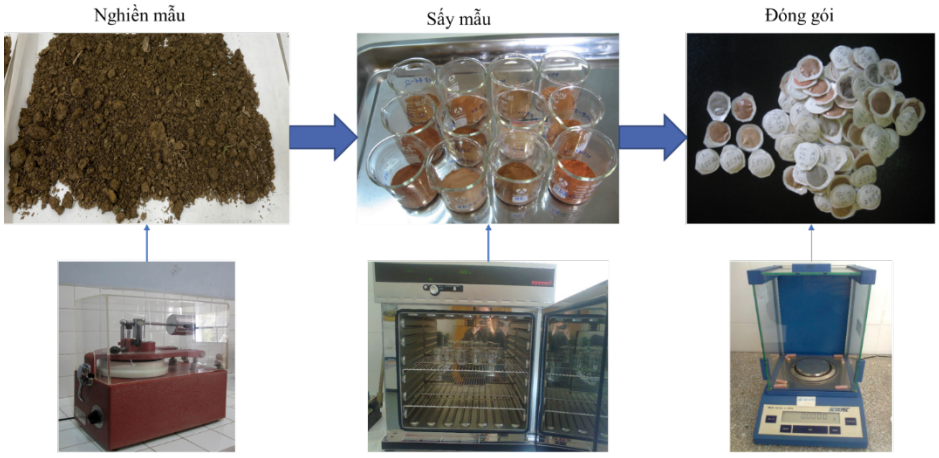
Chương trình tính toán này có thể đưa ra một kết quả phân tích hàm lượng của nguyên tố với độ chính xác cao nhờ tính ổn định mang tính hệ thống của sai số và tránh được những sai số khi thao tác.

2.3.4 Bố trí thí nghiệm

Chuẩn bị mẫu

Mẫu phân tích được nghiền mịn nhằm đảm bảo độ đồng nhất, sau đó được sấy để loại bỏ độ ẩm (105°C trong 24 giờ đối với mẫu đất và 65°C trong 24 giờ đối với mẫu thực vật). Mẫu được mã hóa, cân và đóng gói trong các túi nilông có đường kính 15 mm. Độ ẩm của mẫu được xác định bằng cân phân tích độ ẩm Ohaus MB45.

Trong phân tích kích hoạt neutron theo phương pháp k_0–INAA, các mẫu chuẩn tham khảo được chiếu đồng thời với mẫu phân tích để kiểm tra chất lượng quy trình (Quality Control – QC). Ngoài ra, lá dò vàng (Al + 0,1% Au, IRMM-530R, dày 0,1 mm) cũng được chiếu kèm nhằm kiểm soát sự biến động của thông lượng nơtron nhiệt tại vị trí chiếu và hiệu chỉnh suy giảm thông lượng dọc theo container nhôm. Hình 2.16 mô tả quy trình chuẩn bị mẫu đo bằng phương pháp INAA.



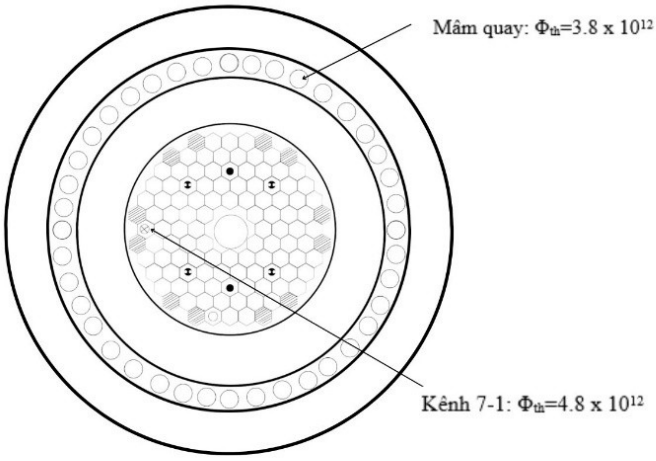
Hình 2.16. Chuẩn bị mẫu đo trong phương pháp INAA.

Bố trí thí nghiệm

Trong phân tích mẫu bằng phương pháp kích hoạt neutron, nguồn neutron được lấy tại Lò phản ứng hạt nhân Đà Lạt. Mẫu được chiếu ở hai chế độ tại hai kênh riêng biệt. Đối với các đồng vị sống ngắn, mẫu được chiếu tại kênh 7-1 (Hình 2.17). Kênh 7-1 là kênh khô được nối với hệ chuyển mẫu tự động, thích hợp cho việc chiếu mẫu

trong thời gian từ vài giây đến vài chục phút. Mỗi container nhựa chứa 05 mẫu bao gồm 01 mẫu chuẩn, 01 lá dò và còn lại là các mẫu phân tích. Các mẫu được sắp xếp theo hình xương cá và được chiếu 60 giây (đối với mẫu đất) và 120 giây (đối với mẫu thực vật) tại kênh 7-1 với thông lượng nơtron nhiệt $\phi_{\text{th}} = 4{,}8 \times 10^{12}$ n·cm^{-2}·s^{-1}, hệ số $f = 9{,}8$ và hệ số lệch phổ trên nhiệt $\alpha = -0{,}038$.

Đối với các đồng vị sống dài, mẫu được chiếu tại mâm quay (Hình 2.17). Mâm quay là kênh chiếu ướt, dùng để chiếu mẫu trong thời gian dài (> 1 giờ). Mỗi container nhôm chứa khoảng 50 mẫu bao gồm 03 mẫu chuẩn, 03 lá dò và còn lại là các mẫu phân tích. Các mẫu được sắp xếp theo hình xương cá, hàn nhiệt kín và xếp vào container bằng nhôm, sau đó được chiếu 10 giờ (đối với mẫu đất) và 15 giờ (đối với mẫu thực vật) trên mâm quay với thông lượng nơtron nhiệt $\phi_{\text{th}} = 3{,}8 \times 10^{12}$ n·cm^{-2}·s^{-1}, hệ số $f = 39{,}5$ và hệ số lệch phổ trên nhiệt $\alpha = 0{,}071$.



Hình 2.17. Bố trí thí nghiệm chiếu mẫu trong phương pháp INAA.

Các mẫu sau khi chiếu được để phân rã một thời gian thích hợp theo từng nhóm nguyên tố và được đo trên hệ phổ kế gamma sử dụng đầu dò bán dẫn siêu tinh khiết HPGe loại GMX30190 của hãng ORTEC (Hoa Kỳ) với hiệu suất ghi tương đối 30% và độ phân giải năng lượng tại 1332,5 keV của ^{60}Co là 2,1 keV. Phổ gamma được thu nhận thông qua chương trình MASTRO.

2.4 Phương pháp phân tích hóa lý

Trong phạm vi luận án, các tính chất lý hóa của đất như kết cấu đất, hàm lượng cacbon hữu cơ (OC) và độ pH của đất đã được khảo sát nhằm hiểu rõ hơn ảnh hưởng của các yếu tố này đến sự vận chuyển và tích lũy các nhân tố phóng xạ.

Trong đó, kết cấu đất được xác định dựa trên phương pháp pipet Robinson. Phương pháp này dựa trên nguyên lý lắng đọng của các hạt trong dung dịch theo kích thước và mật độ. Khi đất được khuấy đều trong một môi trường lỏng (thông thường là nước hoặc dung dịch phân tán), các hạt có kích thước khác nhau sẽ lắng xuống với tốc độ khác nhau theo định luật Stokes. Cấp hạt cát có đường kính hạt từ 0,05 mm đến 1 mm, sẽ lắng xuống nhanh nhất do kích thước lớn và mật độ cao. Cấp hạt limon có đường kính hạt từ 0,001 mm đến 0,005 mm, lắng xuống chậm hơn do kích thước nhỏ hơn. Cấp hạt sét có đường kính hạt nhỏ hơn 0,001 mm, sẽ lắng xuống rất chậm hoặc không lắng được trong thời gian ngắn do kích thước rất nhỏ và khả năng tạo huyền phù cao [14].

Hàm lượng cacbon hữu cơ trong đất được xác định bằng phương pháp Walkey–Black, dựa trên tính chất oxy hóa của chất hữu cơ trong đất khi phản ứng với dung dịch kali đicromat ($K_2Cr_2O_7$) trong môi trường axit. $K_2Cr_2O_7$ là một chất oxy hóa mạnh, khi phản ứng với chất hữu cơ trong đất ở môi trường axit (H_2SO_4) nó bị khử thành Cr^{3+}. Lượng $K_2Cr_2O_7$ bị tiêu thụ trong phản ứng tỷ lệ thuận với lượng cacbon hữu cơ trong mẫu đất [11].

Cuối cùng, độ pH của đất được xác định bằng cách trộn mẫu đất với dung dịch kali clorua (KCl) có nồng độ xác định [23].

2.5 Phương pháp phân tích thống kê và xử lý số liệu thực nghiệm

2.5.1 Công thức truyền sai số

Trong nghiên cứu thực nghiệm vật lý hạt nhân nói chung cũng như trong luận án này, các đại lượng quan tâm không thể xác định trực tiếp mà chúng được xác định gián tiếp thông qua nhiều đại lượng khác. Giả sử đại lượng nghiên cứu Y liên hệ với m đại lượng $X_1, X_2, \ldots, X_i, \ldots, X_m$ thông qua hàm số sau [1, 18]:

$$Y = f(X_1, X_2, \ldots, X_m) \tag{2.9}$$

Ở đây, Y là đại lượng quan tâm, được đánh giá thông qua m đại lượng X_i. Các đại lượng X_i có thể được xác định trực tiếp từ luận án, hoặc lấy từ thư viện hạt nhân

như tỷ số phân nhánh của bức xạ gamma, hoặc hoạt độ phóng xạ riêng của đồng vị phóng xạ có trong mẫu chuẩn chẳng hạn.

Do các đại lượng X_i trong công thức 2.9 đều có sai số hay độ bất định nào đó, hay chính xác là độ bất định, nên đại lượng Y thu được cũng có độ bất định. Độ bất định của các đại lượng X_i dẫn tới độ bất định của đại lượng Y.

Trong luận án này, tất cả các đại lượng quan tâm X_i đều độc lập hoặc liên kết yếu với nhau. Bỏ qua gần đúng bậc 2, độ lệch chuẩn của đại lượng Y được xác định theo công thức sau [1, 18]:

$$\sigma_Y = \sqrt{\sum_{i=1}^{m} \left(\left.\frac{\partial f}{\partial X_i}\right|_{\bar{X}_i} \cdot \sigma_{X_i} \right)^2} \tag{2.10}$$

trong đó σ_{X_i} là độ lệch chuẩn của đại lượng X_i, còn $\left.\frac{\partial f}{\partial X_i}\right|_{\bar{X}_i}$ là đạo hàm riêng phần của hàm số f theo X_i tại các giá trị trung bình $\bar{X}_i$.

Với 2 lần độ lệch chuẩn tương ứng với độ tin cậy 95%, độ lớn của đại lượng Y được cho theo công thức sau:

$$Y = f(\bar{X}_1, \bar{X}_2, \ldots, \bar{X}_m) \pm 2 \cdot \sigma_Y \tag{2.11}$$

Trong cả hai phương pháp phổ gamma và phân tích kích hoạt neutron (INAA), quá trình tính toán hoạt độ/hàm lượng đều dựa trên số đếm ghi nhận tại các đỉnh gamma đặc trưng. Do đó, việc đánh giá sai số của kết quả cần xem xét đến sự truyền sai số từ các đại lượng đầu vào. Trong luận án này, sai số hay độ bất định của phép đo đều được lấy bằng 2 lần độ lệch chuẩn. Các quy tắc để truyền sai số của một vài hàm toán học phổ biến được trình bày trong bảng 2.1.

Bảng 2.1. Các quy tắc truyền sai số

Công thức	**Sai số**
$z = ax + b$	$\sigma(z) = \lvert a\rvert \cdot \sigma(x)$
$z = x \pm y$	$\sigma(z) = \sqrt{\sigma(x)^2 + \sigma(y)^2}$
$z = x \cdot y$	$\frac{\sigma(z)}{z} = \sqrt{\left(\frac{\sigma(x)}{x}\right)^2 + \left(\frac{\sigma(y)}{y}\right)^2}$
$z = c^{\frac{x}{y}}$	$\frac{\sigma(z)}{z} = \sqrt{\left(\frac{\sigma(x)}{x}\right)^2 + \left(\frac{\sigma(y)}{y}\right)^2}$
$z = cx^a$	$\frac{\sigma(z)}{z} = \lvert a\rvert \cdot \frac{\sigma(x)}{x}$

- *Sai số khi xác định hoạt độ phóng xạ:* Bỏ qua sai số khi xác định khối lượng, sai số của hoạt độ phóng xạ riêng (trong công thức 2.1) của các đồng vị phóng xạ quan tâm được xác định theo công thức:

$$\sigma_A = A \cdot \sqrt{\left(\frac{\sigma_n}{n}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_I}{I}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_\varepsilon}{\varepsilon}\right)^2} \tag{2.12}$$

  trong đó: σ_n là sai số của tốc độ đếm; σ_I là sai số của tỷ số phân nhánh; σ_ε là sai số của hiệu suất ghi tuyệt đối.

  Độ lệch chuẩn của tốc độ đếm được tính theo công thức sau:

$$\sigma_n = \sqrt{\frac{\sigma_{S_m}^2}{t_m^2} + \frac{\sigma_{S_B}^2}{t_B^2}} \tag{2.13}$$

  trong đó t_m và t_B lần lượt là thời gian đo mẫu và thời gian đo phông; σ_{S_m} và σ_{S_B} là độ lệch chuẩn của số đếm đỉnh hấp thụ toàn phần bức xạ gamma đặc trưng khi đo mẫu và đo phông. Do đó, để giảm sai số khi xác định tốc độ đếm tại đỉnh hấp thụ toàn phần, các mẫu và phông trong luận án đã được tăng thời gian đo, trong đó thời gian đo phông lên tới 40 giờ và thời gian đo mẫu thực vật ít nhất là 24 giờ, tùy theo hoạt độ riêng của các đồng vị quan tâm có trong mẫu phân tích.

- *Sai số khi xác định hàm lượng nguyên tố:* Sai số của hàm lượng nguyên tố xác định bằng phương pháp k_0–INAA được tính toán trên cơ sở nguyên lý truyền sai số. Quá trình tính toán này được thực hiện tự động thông qua phần mềm

k_0–IAEA, đồng thời với việc xác định giá trị hàm lượng. Tổng sai số bao gồm sự đóng góp của các thành phần: sai số thống kê, sai số hệ thống và sai số liên quan đến các tham số hạt nhân.

- *Sai số khi xác định các chỉ số nguy hiểm:* Ngoài ra, trong luận án, các phép tính TF, các chỉ số nguy hiểm do phóng xạ và kim loại nặng gây ra đều được xác định sai số thông qua công thức truyền sai số dựa trên nguyên tắc tính toán Bảng 2.1

2.5.2 Phương pháp phân tích thành phần chính

Phân tích thành phần chính (Principal Component Analysis — PCA) là một trong những kỹ thuật điển hình trong thống kê đa biến, đồng thời là một phương pháp đơn giản trong các thuật toán giảm chiều dữ liệu dựa trên mô hình tuyến tính. PCA thường được ứng dụng để xử lý và khai thác thông tin từ các tập dữ liệu có số lượng biến quan sát lớn. Trong các bài toán thực nghiệm, dữ liệu thường tồn tại dưới dạng không gian nhiều chiều, gây khó khăn cho việc trực quan hóa và phân tích mối quan hệ giữa các biến.

PCA giải quyết vấn đề này thông qua kỹ thuật giảm chiều dữ liệu từ không gian gốc D chiều xuống không gian con K chiều (với $K < D$), bằng cách xác định và giữ lại các thành phần chính — tức những chiều mang thông tin quan trọng nhất của dữ liệu. Bản chất của phương pháp nằm ở việc xây dựng một hệ cơ sở trực chuẩn mới, trong đó các tọa độ (thành phần chính) được sắp xếp theo thứ tự giảm dần về mức độ đóng góp vào phương sai tổng thể của dữ liệu. Các thành phần có phương sai nhỏ — tương ứng với lượng thông tin hạn chế — có thể được loại bỏ mà không làm mất đáng kể thông tin ban đầu. Nhờ đó, PCA cho phép biểu diễn dữ liệu trong một không gian có số chiều thấp hơn nhưng vẫn bảo toàn được cấu trúc thông tin chính yếu.

Các bước thực hiện PCA như sau [4]:

1. Tính vector kỳ vọng toán học $\hat{X}$ của toàn bộ dữ liệu gồm N điểm quan sát $\{X_1, X_2, \ldots, X_N\}$:

$$\hat{X} = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^{N} X_n \tag{2.14}$$

2. Chuẩn hóa dữ liệu bằng cách trừ mỗi điểm dữ liệu đi vector kỳ vọng toán học:

$$\hat{X}_n = X_n - \hat{X} \tag{2.15}$$

[4] https://machinelearningcoban.com/2017/06/15/pca/ - Ngày truy cập 31/3/2025

3. Tính ma trận hiệp phương sai:

$$S = \frac{1}{N}\hat{X}\hat{X}^{\mathrm{T}} \tag{2.16}$$

trong đó $\hat{X}^{\mathrm{T}}$ là ma trận chuyển vị của ma trận $\hat{X}$.

4. Tính các trị riêng (eigenvalues) và vector riêng (eigenvectors) có chuẩn (norm) bằng 1 của ma trận hiệp phương sai S, sau đó sắp xếp chúng theo thứ tự giảm dần của trị riêng.

5. Chọn K vector riêng ứng với K trị riêng lớn nhất để xây dựng ma trận U_K có các cột tạo thành một hệ trực giao. K vector này còn được gọi là các thành phần chính (principal components), tạo thành một không gian con gần nhất với phân bố của dữ liệu ban đầu đã chuẩn hóa.

6. Chiếu dữ liệu ban đầu đã chuẩn hóa $\hat{X}$ xuống không gian con tìm được. Dữ liệu mới chính là tọa độ của các điểm dữ liệu trên không gian mới:

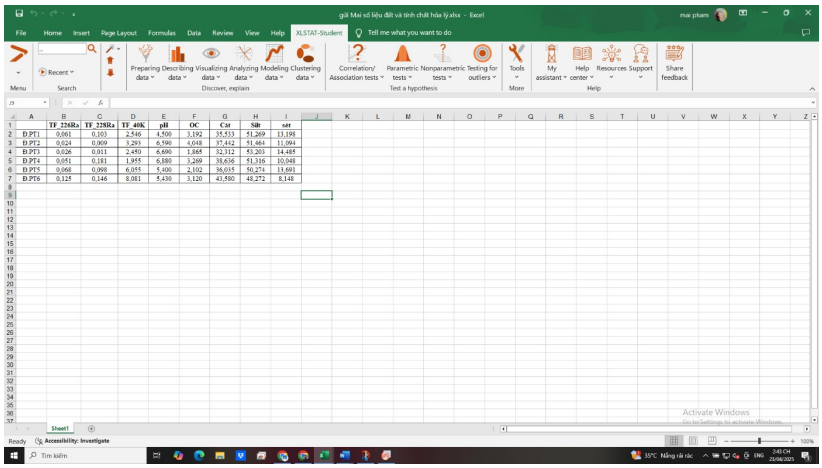
$$Z = U_K^{\mathrm{T}}\hat{X} \tag{2.17}$$

2.5.3 Chương trình XLSTAT

Trong khuôn khổ luận án, các tham số thống kê và phương pháp phân tích thành phần chính (PCA) đều được thực hiện bằng phần mềm XLSTAT — một công cụ phân tích thống kê tích hợp trực tiếp trong môi trường Microsoft Excel, giúp người dùng thao tác thuận tiện mà không cần sử dụng phần mềm độc lập. XLSTAT hỗ trợ đa dạng các kỹ thuật phân tích thống kê, từ các phương pháp cơ bản như phân tích mô tả, kiểm định giả thuyết, phân tích phương sai (ANOVA), hồi quy tuyến tính, đến các kỹ thuật nâng cao như phân tích thành phần chính (PCA), phân tích cụm (cluster analysis) và hồi quy logistic. Phần mềm cho phép linh hoạt trong lựa chọn định dạng đầu ra, bao gồm bảng kết quả và biểu đồ trực quan, đồng thời hỗ trợ xuất dữ liệu thuận tiện phục vụ mục đích trình bày hoặc phân tích tiếp theo.

Quy trình thực hiện PCA bằng phần mềm XLSTAT bao gồm các bước như sau:

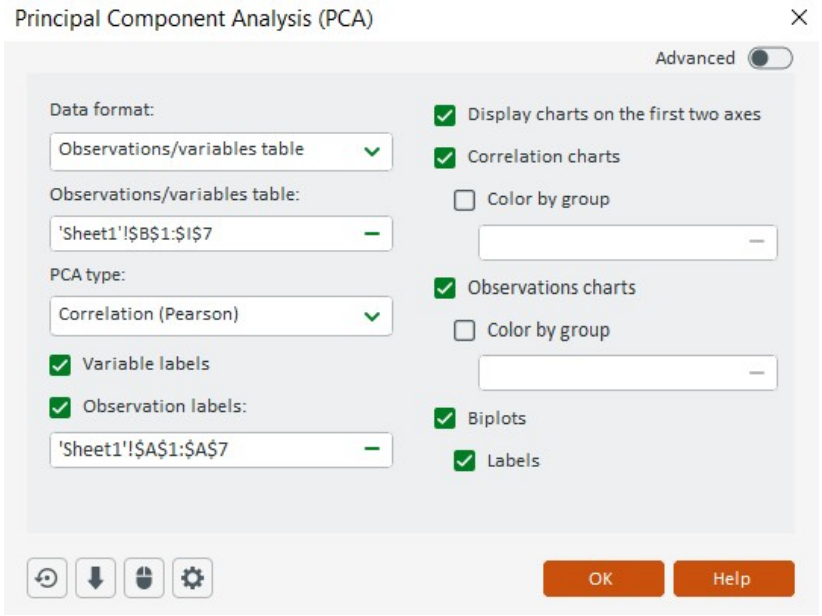
1. **Mở tập dữ liệu và khởi động XLSTAT**
   Mở tập dữ liệu cần phân tích trong Excel và chọn XLSTAT trên thanh *Toolbar* của Excel (Hình 2.18).



Hình 2.18. Giao diện XLSTAT trên Excel.

2. **Lựa chọn dữ liệu phân tích PCA**

- Trên thanh *Toolbar* của XLSTAT, chọn `Analyzing data` → `Principal Component Analysis (PCA)`.
- Khi cửa sổ PCA xuất hiện, tại mục `Data format`, chọn `Observations/variables table`.
- Tại mục `Observations/variables table`, chọn toàn bộ vùng dữ liệu cần phân tích (bao gồm cả phần tiêu đề).



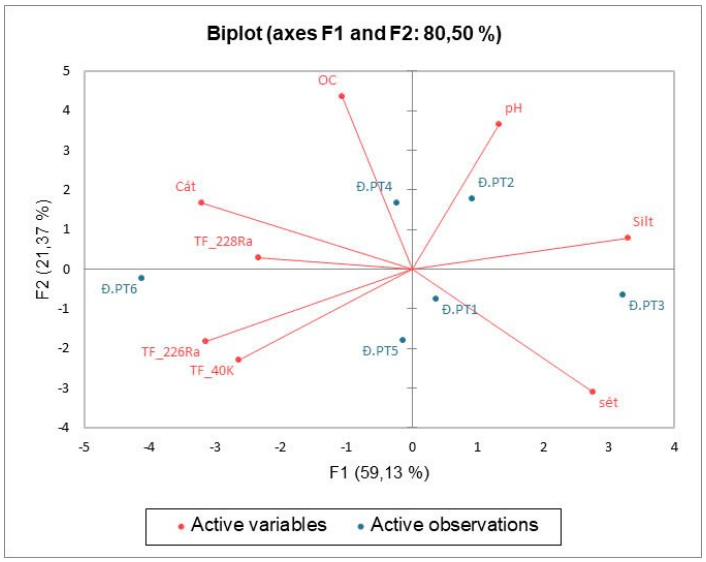
Hình 2.19. Cửa sổ thiết lập PCA trong XLSTAT.

- Tại ô *PCA type*, chọn *Correlation (Pearson)*.
- Chọn *Variables labels* và *Observations labels*. Trong mục *Observations labels*, chọn tên biến quan sát muốn hiển thị.
- Tích chọn các tùy chọn đầu ra: *Display charts*, *Correlation charts*, *Observations charts*, *Biplots*.
- Nhấn *OK* để thực hiện phân tích.

3. **Đọc kết quả phân tích**

   Các kết quả phân tích thu được bao gồm các thông số đã lựa chọn. Trong đó, hai chỉ số quan trọng được sử dụng để phân tích dữ liệu là *Square cosine (cosin bình phương)* và *biểu đồ Biplot*:

   - **Square cosine** (cosin bình phương) là một chỉ số cho biết mức độ đại diện của một biến (hoặc một cá thể) trên các thành phần chính được chọn. Giá trị này được tính là bình phương của cosin giữa điểm dữ liệu và trục thành phần chính. Giá trị càng gần 1 cho thấy biến đó được biểu diễn tốt trên thành phần chính tương ứng. Ngược lại, nếu giá trị nhỏ, biến đó không được đại diện tốt trong mặt phẳng đang xét và có thể đóng góp nhiều hơn ở các thành phần khác.
   - **Biểu đồ Biplot** là kết quả trực quan của phân tích thành phần chính, cho phép hiển thị đồng thời các biến quan sát và các đối tượng nghiên cứu trong không gian hai chiều (hoặc ba chiều). Trong biểu đồ Biplot hai chiều, trục hoành và trục tung thường đại diện cho hai thành phần chính đầu tiên (PC1 và PC2) — là những thành phần giải thích phần lớn phương sai của dữ liệu. Góc giữa các vector biểu diễn biến cho thấy mối tương quan giữa chúng: góc nhỏ (hướng gần nhau) thể hiện tương quan dương mạnh; góc gần 180° biểu thị tương quan âm; còn góc vuông cho thấy không có tương quan. Độ dài của vector phản ánh mức độ đóng góp của biến vào thành phần chính — vector càng dài, biến càng có ảnh hưởng lớn. Các điểm dữ liệu nằm gần nhau thể hiện sự tương đồng về đặc điểm theo các thành phần chính, trong khi điểm nằm gần hướng của một vector biến chỉ ra rằng đối tượng đó chịu ảnh hưởng mạnh từ biến tương ứng.



Hình 2.20. Biểu đồ Biplot trong phân tích thành phần chính bằng XLSTAT.

2.6 Các chỉ số nguy hiểm đối với phóng xạ và kim loại

2.6.1 Các chỉ số nguy hiểm phóng xạ

Hoạt độ radi tương đương - Ra_{eq} (Bq/kg)

Hoạt độ radi tương đương là một chỉ số được sử dụng để đánh giá mức độ phóng xạ của vật liệu, đặc biệt là trong đất, đá hoặc vật liệu xây dựng. Ra_{eq} giúp quy đổi hoạt độ của ba nguyên tố phóng xạ tự nhiên ^{226}Ra, ^{232}Th, và ^{40}K thành một giá trị tương đương với hoạt độ của ^{226}Ra. Chỉ số này giúp đánh giá tổng mức độ phóng xạ của vật liệu. Ra_{eq} được xác định theo công thức sau [88]:

$$Ra_{eq} = A_{Ra} + 1,43A_{Th} + 0,077A_K \tag{2.18}$$

trong đó A_{Ra}, A_{Th}, A_K lần lượt là hoạt độ phóng xạ riêng của ^{226}Ra, ^{232}Th và ^{40}K trong đất. Giới hạn hoạt độ radi tương đương là 370 Bq/kg để đảm bảo liều chiếu ngoài nhỏ hơn 1 mGy/năm.

Suất liều hấp thụ gamma – D (nGy/h)

Suất liều hấp thụ gamma ở khoảng cách 1 m so với mặt đất là tỷ lệ liều bức xạ gamma hấp thụ được trong một đơn vị thời gian, thường được đo bằng nGy/h. Suất liều này phản ánh mức độ phóng xạ mà con người có thể tiếp xúc từ môi trường. Suất

liều hấp thụ gamma được xác định theo công thức sau [88]:

$$D\ (\text{nGy/h}) = 0,46A_{Ra} + 0,62A_{Th} + 0,042A_K \tag{2.19}$$

Theo UNSCEAR (2000), giá trị trung bình thế giới đối với suất liều hấp thụ là 57 nGy/h.

Liều hiệu dụng hàng năm – AEDE (mSv/y)

Liều hiệu dụng hàng năm là liều bức xạ mà một người nhận được trong suốt một năm từ một nguồn phóng xạ. Công thức xác định liều hiệu dụng hàng năm như sau [88]:

$$AEDE\ (\text{mSv/y}) = D \times 0,7\ (\text{Sv/Gy}) \times 0,2 \times 8760\ (\text{h}) \tag{2.20}$$

trong đó D là suất liều hấp thụ gamma; 0,7 (Sv/Gy) là hệ số chuyển đổi liều; 0,2 là hệ số chiếm dụng ngoài trời (occupancy factor); 8760 h là số giờ trong một năm. Giới hạn an toàn của liều hiệu dụng từ nguồn phông ngoài trời hàng năm là 70 μSv/năm.

Nguy cơ mắc ung thư – ELCR (Excess lifetime cancer risk)

Chỉ số nguy cơ mắc ung thư thể hiện xác suất một cá nhân sẽ phát triển ung thư trong suốt cuộc đời do tiếp xúc với mức độ bức xạ xác định. Công thức xác định giá trị của chỉ số nguy cơ mắc ung thư như sau [88]:

$$ELCR = AEDE \times DL \times RF \tag{2.21}$$

trong đó DL là thời gian sống trung bình của con người (70 năm) và $RF = 0,05\ (\text{Sv}^{-1})$ là hệ số nguy cơ. Theo [88], chỉ số nguy cơ mắc ung thư suốt đời trung bình là $0,29 \times 10^{-3}$.

Chỉ số nguy hiểm ngoài trời – H_{ex} (External hazard index)

Chỉ số nguy hiểm ngoài trời là chỉ số đánh giá nguy cơ phóng xạ từ đất đá, vật liệu xây dựng tới con người khi tiếp xúc ngoài trời. H_{ex} được xác định bởi công thức sau [88]:

$$H_{ex} = \frac{A_{Ra}}{370} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \tag{2.22}$$

Chỉ số này được thiết lập để đảm bảo rằng liều bức xạ gamma ngoài trời không vượt quá giới hạn an toàn với $H_{ex} \leq 1$.

Chỉ số nguy hiểm trong nhà – H_{in} (Indoor hazard index)

Chỉ số nguy hiểm trong nhà là chỉ số dùng để đánh giá mức độ nguy hiểm phóng xạ bên trong nhà, do phóng xạ tự nhiên phát ra từ vật liệu xây dựng. Công thức tính H_{in} được tính theo công thức sau [88]:

$$H_{in} = \frac{A_{Ra}}{185} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \tag{2.23}$$

Để đảm bảo mức liều phóng xạ trong nhà dưới 1 mSv/năm (theo tiêu chuẩn quốc tế), chỉ số $H_{in} \leq 1$.

Chỉ số liều gamma – I_γ (Gamma activity concentration index)

I_γ là chỉ số đánh giá tổng lượng phóng xạ gamma từ ^{226}Ra, ^{232}Th và ^{40}K phát ra từ đất đá và các loại vật liệu. I_γ được xác định bởi công thức sau [88]:

$$I_\gamma = \frac{A_{Ra}}{300} + \frac{A_{Th}}{200} + \frac{A_K}{3000} \tag{2.24}$$

Nếu $I_\gamma \leq 1$, các mẫu đất đá và vật liệu được coi là an toàn; ngược lại nếu $I_\gamma > 1$, vật liệu có thể gây nguy hiểm.

2.6.2 Các chỉ số nguy hiểm đối với kim loại nặng

Chỉ số nguy hiểm mục tiêu – THQ (Target Hazard Quotient)

Chỉ số nguy hiểm mục tiêu (THQ) được sử dụng để đánh giá rủi ro phi ung thư do tiếp xúc với các chất ô nhiễm thông qua thực phẩm, nước uống, môi trường. Công thức xác định THQ như sau [94]:

$$THQ = \frac{C_a \times C_f \times F_{IR} \times E_F \times E_D}{B_W \times RfD \times T_A} \tag{2.25}$$

trong đó: C_a là hàm lượng của nguyên tố trong mẫu (mg/kg); C_f là hệ số chuyển đổi khối lượng khô sang khối lượng tươi của rau; F_{IR} là tỷ lệ tiêu thụ rau của người trưởng thành Việt Nam (0.1684 kg/ngày); $E_F = 365$ ngày/năm là tần suất phơi nhiễm; $E_D = 70$ năm là thời gian phơi nhiễm; $B_W = 60$ kg là cân nặng trung bình của con

người; $T_A = 365 \times 70$ ngày là thời gian phơi nhiễm trung bình; RfD là liều tham chiếu (mg/kg/ngày); giá trị RfD có sẵn cho Cr, Mn, Fe, Co, Zn, As và Sb lần lượt là 1,5; 0,014; 0,7; 0,043; 0,3; 0,0003 và 0,0004 mg/kg/ngày

Chỉ số nguy cơ – HI (Hazard Index)

Chỉ số nguy cơ (HI) là thông số được dùng phổ biến trong đánh giá rủi ro sức khỏe phi ung thư, nhằm xác định mức độ ảnh hưởng, tiềm ẩn đến sức khỏe con người khi tiếp xúc với một hoặc nhiều chất ô nhiễm (thường là kim loại nặng). Chỉ số nguy cơ được tính theo công thức sau [94]:

$$HI = \sum_{i=1}^{n} THQ_i \tag{2.26}$$

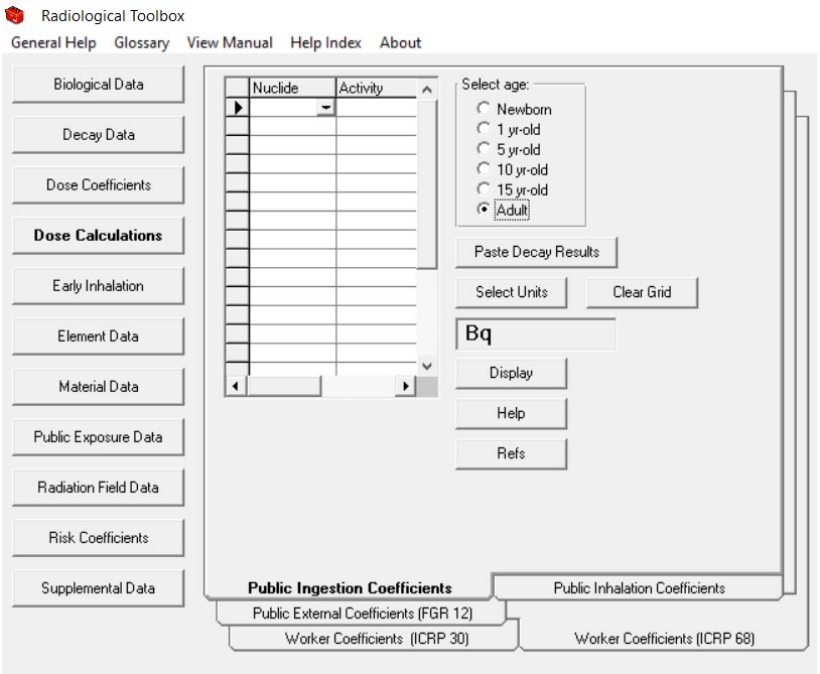
trong đó: HI < 1 được coi là an toàn; HI > 1 có thể gây rủi ro cho sức khỏe.

2.6.3 Phần mềm Rad Toolbox

Phần mềm Rad Toolbox là một công cụ được thiết kế để hỗ trợ trong việc tính toán, phân tích các chỉ số phóng xạ và nguy cơ sức khỏe liên quan đến bức xạ được phát triển bởi Phòng thí nghiệm quốc gia Oak Ridge, Hoa Kỳ. Phần mềm này thường được sử dụng trong các nghiên cứu về môi trường và sức khỏe cộng đồng, đặc biệt trong việc đánh giá mức độ ô nhiễm phóng xạ từ các nguồn tự nhiên hoặc nhân tạo. Trong phạm vi luận án, phần mềm này được sử dụng để ước tính liều tương đương hàng năm cho các cơ quan trong cơ thể do việc tiêu thụ các loại cây lương thực, nhằm đánh giá tác động ngẫu nhiên của các đồng vị phóng xạ tự nhiên lên các cơ quan cụ thể. Phần mềm này tích hợp mười một bộ dữ liệu (Hình 2.21), bao gồm:

- **Biological Data**: Cung cấp dữ liệu sinh học liên quan đến sự hấp thụ, chuyển hóa và bài tiết các chất phóng xạ trong cơ thể người và động vật.
- **Decay Data**: Bao gồm thông tin về chuỗi phân rã phóng xạ của các đồng vị, năng lượng và xác suất phát xạ của tia gamma, beta, alpha.
- **Dose Coefficients**: Cung cấp các hệ số liều hấp thụ và liều hiệu dụng cho từng đồng vị phóng xạ khi tiếp xúc qua đường hít vào, ăn uống hoặc tiếp xúc ngoài.
- **Dose Calculations**: Hỗ trợ tính toán liều hấp thụ tương đương hàng năm dựa trên hoạt độ phóng xạ, thời gian tiếp xúc và điều kiện phơi nhiễm.

- **Early Inhalation**: Cung cấp dữ liệu và công cụ tính toán liều phơi nhiễm do hít vào sớm sau sự cố hạt nhân hoặc tai nạn phóng xạ.
- **Element Data**: Bao gồm thông tin vật lý và hóa học của các nguyên tố, như khối lượng nguyên tử, trạng thái oxy hóa, độ hòa tan.
- **Material Data**: Cung cấp dữ liệu về các loại vật liệu khác nhau, bao gồm mật độ, thành phần nguyên tố và đặc tính hấp thụ bức xạ.
- **Public Exposure Data**: Dữ liệu và mô hình đánh giá mức phơi nhiễm bức xạ của cộng đồng từ các nguồn phóng xạ tự nhiên và nhân tạo.
- **Radiation Field Data**: Cung cấp thông tin về các trường bức xạ đặc trưng như suất liều gamma, neutron trong các tình huống khác nhau.
- **Risk Coefficients**: Bao gồm hệ số rủi ro ung thư và các tác động sức khỏe khác do phơi nhiễm phóng xạ, theo tiêu chuẩn của ICRP và các tổ chức quốc tế.
- **Supplemental Data**: Cung cấp dữ liệu bổ sung như hệ số chuyển đổi đơn vị, yếu tố hình học và các thông số hỗ trợ khác trong đánh giá bức xạ.



Hình 2.21. Giao diện phần mềm Rad Toolbox.

Trong luận án, phần "*Dose Calculations*" được sử dụng để tính toán liều tương đương hàng năm lên từng cơ quan cơ thể mà công chúng có thể nhận được từ việc nuốt phải các đồng vị phóng xạ ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K đối với người trưởng thành. Với dữ liệu đầu vào là các đồng vị phóng xạ (*Nuclide*) và hoạt độ tương ứng của chúng trong mẫu tươi (*Activity*), kết quả tính toán được cho dưới dạng tệp Excel gồm có liều tương đương lên 23 cơ quan cơ thể với từng đồng vị khác nhau [89].

Tiểu kết chương 2

Trong chương này, luận án trình bày tổng quan về đối tượng nghiên cứu và khu vực thu thập mẫu, bao gồm các loại rau, củ, quả khác nhau được thu thập tại ba vùng có đặc điểm địa chất tiêu biểu: Hà Nội, Lào Cai và Phú Thọ. Hai phương pháp phân tích chính dựa trên kỹ thuật vật lý hạt nhân được sử dụng để xác định hoạt độ phóng xạ và hàm lượng nguyên tố trong các mẫu môi trường là phổ gamma và phân tích kích hoạt neutron dụng cụ (INAA). Trong đó, kỹ thuật xử lý mẫu bằng phương pháp than hóa được đặc biệt nhấn mạnh nhằm giảm độ bất định trong phép đo hoạt độ phóng xạ của các đồng vị phóng xạ có trong mẫu.

Bên cạnh các phương pháp phân tích định lượng, chương này cũng trình bày phương pháp phân tích đa biến, cụ thể là phân tích thành phần chính (PCA), nhằm đánh giá vai trò của các yếu tố hóa lý của đất trong quá trình dịch chuyển các nguyên tố từ đất sang cây trồng. Đồng thời, chương này luận án cũng trình bày phương pháp đánh giá độ bất định trong phân tích, làm cơ sở để xác định độ tin cậy của các kết quả đo lường và tính toán trong toàn bộ nghiên cứu. Cuối cùng, luận án cung cấp cơ sở lý thuyết và cách tính toán các chỉ số nguy cơ liên quan đến phóng xạ và kim loại nặng trong đất và thực vật, phục vụ cho việc đánh giá rủi ro tiềm tàng đối với sức khỏe cộng đồng tại các khu vực nghiên cứu.

Chương 3

Thực nghiệm, kết quả và thảo luận

3.1 Xác định hoạt độ của các đồng vị phóng xạ và hàm lượng nguyên tố trong mẫu

3.1.1 Xác định hoạt độ phóng xạ riêng của ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K

Xây dựng đường cong hiệu suất ghi đối với mẫu đất

Để xác định hoạt độ phóng xạ của các đồng vị có trong mẫu, cần phải tiến hành xây dựng đường cong hiệu suất ghi. Trong luận án, các mẫu đất được đo trên hệ GX5519 và BE6530, các mẫu thực vật được đo trên hệ GC5019. Luận án đã sử dụng các mẫu chuẩn đất RGU1, RGTh1 và RGK1 do IAEA cung cấp để xây dựng đường cong hiệu suất ghi tuyệt đối cho các detector GX5519 và BE6530 (đo mẫu đất), và phần mềm mô phỏng LabSOCS để xây dựng đường cong hiệu suất ghi tuyệt đối cho detector GC5019 (đo mẫu thực vật) với các cấu hình đo khác nhau.

Đối với các mẫu đất, quy trình xây dựng đường cong hiệu suất ghi và đánh giá chất lượng đã được báo cáo trong "*Characteristics of natural radionuclides and ^{137}Cs in surface soil in Phonsavan, Xiengkhouang, Laos*"(công trình 1 - danh mục công trình khoa học của tác giả liên quan đến luận án). Trong luận án, các mẫu đất được lấy ở các khu vực có chất nền thay đổi mạnh, dẫn đến hoạt độ phóng xạ của ^{228}Ac (^{232}Th) biến đổi trong khoảng lớn (57,9 Bq/kg đến 893 Bq/kg). Đối với những mẫu đất có hoạt độ phóng xạ của ^{232}Th cao thì hoạt độ của ^{228}Ac cũng cao, dẫn tới đóng góp của đỉnh 1459 keV do ^{228}Ac phát ra đóng góp vào đỉnh 1460,82 keV của ^{40}K. Do đó, luận án đã tiến hành hiệu chỉnh đóng góp của đỉnh 1459 keV của ^{228}Ac và số đếm của đỉnh 1460,82 keV của ^{40}K.

Các mẫu đất được đựng trong hộp hình trụ bằng nhựa có nắp đậy với đường kính trong 9,0 cm, chiều cao 1,8 cm. Các mẫu chuẩn và mẫu phân tích đều có khối lượng 150 g, mẫu chiếm hết toàn bộ thể tích hộp. Như vậy, hình học đo và bề dày khối của mẫu chuẩn và mẫu phân tích hoàn toàn như nhau. Luận án chọn khu vực nghiên cứu có chất nền địa chất thay đổi, có cả khu vực gần mỏ sắt và gần mỏ đất hiếm, kéo theo hoạt độ phóng xạ của ^{232}Th và ^{238}U (^{226}Ra) cao. Do đó, luận án đã tạo ra các mẫu chuẩn đất thứ cấp phù hợp với điều kiện chất nền thay đổi của từng vùng. Cụ thể, do các mẫu đất trồng được thu thập từ ba vùng địa chất khác nhau (Mường Hum – Lào Cai, Thanh Sơn – Phú Thọ và Hà Nội) với đặc điểm nền khác biệt rõ rệt, đặc biệt là khu vực gần mỏ đất hiếm tại Mường Hum, việc xây dựng một mẫu chuẩn duy nhất không đủ đại diện cho toàn bộ mẫu nghiên cứu. Do đó, luận án đã xây dựng hai mẫu chuẩn thứ cấp: HUS1 có nền tương đồng với các mẫu đất tại Hà Nội, và HUS2 có nền bổ sung thêm Fe và Ba để phù hợp với thành phần đất ở Lào Cai và Phú Thọ. Các chất nền dùng để tạo mẫu chuẩn được cung cấp bởi Viện Hóa học – Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, có xuất xứ từ Trung Quốc với độ tinh khiết từ 99,5 % đến 99,7 %. Quá trình pha trộn được tiến hành theo ba bước nhằm đảm bảo độ đồng đều cao: (1) trộn sơ bộ bằng tay và lắc đều nhiều lần; (2) dàn đều và trộn tiếp trên khay thép không gỉ với trật tự định trước của các thành phần; (3) trộn kỹ bằng thìa và lắc kỹ lại trong hộp kín.

Mẫu chuẩn thứ cấp HUS1 được tạo ra từ các mẫu chuẩn đất RGU1, RGTh1, RGK1 và IAEA-375 với khối lượng lần lượt là 20,10 g, 53,91 g, 11,90 g và 1,99 g. Tổng khối lượng các mẫu chuẩn đất do IAEA cung cấp là 87,9 g, sau đó trộn đều với các hợp chất không phóng xạ theo tỷ lệ được cho trong Bảng 3.1.

Bảng 3.1. Tỷ lệ hợp chất tạo chất nền trong mẫu chuẩn đất thứ cấp HUS1.

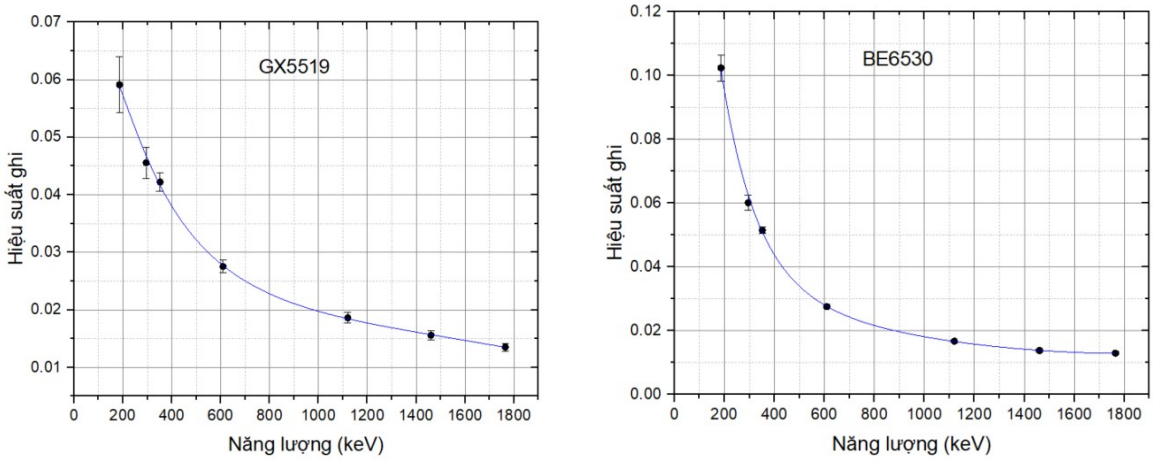
Hợp chất	**Khối lượng (g)**	**Tỷ lệ (%)**
SiO_2	113,53	46,89
$CaCO_3$	85,25	35,22
MgO	28,50	11,77
TiO_2	14,82	6,12

Mẫu chuẩn thứ cấp HUS2 được tạo ra bằng cách lấy 87,9 g các mẫu chuẩn đất như mẫu chuẩn thứ cấp HUS1, sau đó trộn thêm các hợp chất không phóng xạ $Fe(SO_4)_2.7H_2O$ và $Ba(NO_3)_2$ theo tỷ lệ được cho trong Bảng 3.2.

Bảng 3.2. Tỷ lệ hợp chất tạo chất nền trong mẫu chuẩn đất thứ cấp HUS2.

Hợp chất	**Khối lượng (g)**	**Tỷ lệ (%)**
SiO_2	106,47	43,97
$CaCO_3$	77,16	31,87
MgO	27,15	11,21
TiO_2	12,15	5,02
$Fe(SO_4)_2.7H_2O$	12,47	5,15
$Ba(NO_3)_2$	9,42	3,89

Đường cong hiệu suất ghi tuyệt đối của detector GX5519 và BE6530 được xây dựng dựa vào hiệu suất ghi tuyệt đối tại các đỉnh gamma, được xác định từ việc phân tích phổ của các mẫu chuẩn đo trên mỗi detector tương ứng. Hình 3.1 biểu diễn đường cong hiệu suất ghi tuyệt đối của detector GX5519 và BE6530.



(a) Detector GX5519 (b) Detector BE6530

Hình 3.1. Đường cong hiệu suất ghi tuyệt đối của detector GX5519 (a) và BE6530 (b) cho cấu hình mẫu trụ chứa 150 g mẫu

Trong đó, công thức (3.1) mô tả đường cong hiệu suất ghi của hệ đo GX5519 và công thức (3.2) mô tả đường cong hiệu suất ghi của hệ đo BE6530. Các công thức này có hệ số xác định $R^2 > 0{,}99$.

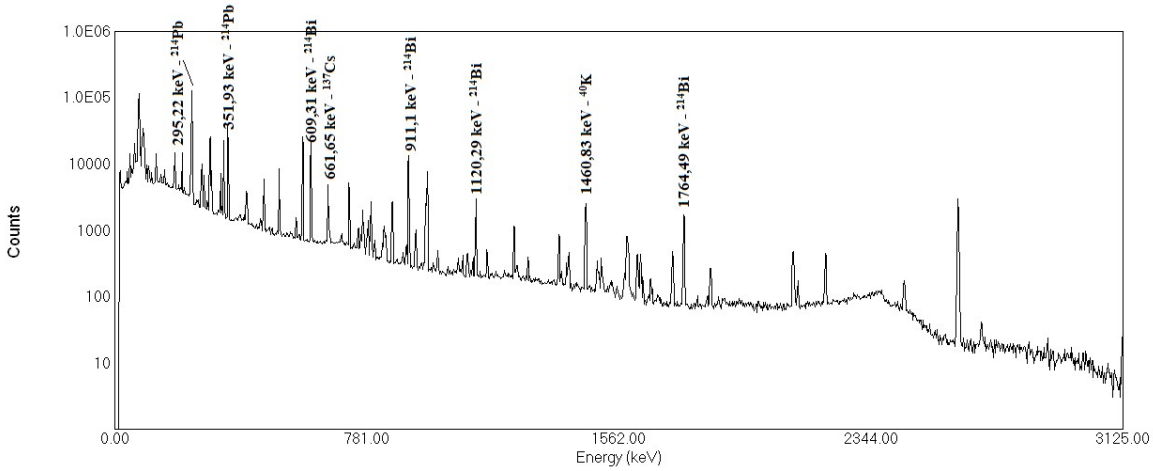
$$\varepsilon = \exp\left[-4{,}74 + 3{,}10\ln(E) - 0{,}73(\ln E)^2 + 0{,}07(\ln E)^3 - 0{,}002(\ln E)^4 - 2{,}37\times 10^{-5}(\ln E)^5\right] \tag{3.1}$$

$$\varepsilon = \exp\left[-36{,}35 + 29{,}86\ln(E) - 9{,}61(\ln E)^2 + 1{,}52(\ln E)^3 - 0{,}12(\ln E)^4 + 3{,}72\times 10^{-3}(\ln E)^5\right] \tag{3.2}$$

Với đồ thị đường cong hiệu suất ghi tuyệt đối của hai detector đã xây dựng, luận án đã tiến hành phân tích thử nghiệm các mẫu chuẩn thứ cấp HUS2 trên detector GX5519 tại Viện Y học phóng xạ và Ung bướu Quân đội, Hà Nội và HUS1 và HUS2 trên detector BE6530 tại Viện Khoa học và Kỹ thuật hạt nhân, Hà Nội. Kết quả thể hiện trong Bảng 3.3 đã chứng minh tính đồng nhất và độ tin cậy của các mẫu chuẩn thứ cấp được pha trộn.

Bảng 3.3. Kết quả phân tích hoạt độ phóng xạ riêng (Bq/kg) của mẫu HUS1 và HUS2

Detector	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs	Mẫu chuẩn
GX5519	305,2 ± 5,8	521,6 ± 17,2	500,6 ± 18,2	33,3 ± 1,6	HUS2
BE6530	295,1 ± 6,1	531,2 ± 17,6	511,4 ± 23,2	31,4 ± 2,1	HUS1
BE6530	300,3 ± 6,1	534,2 ± 17,2	512,4 ± 23,2	32,5 ± 2,1	HUS2
Giá trị khuyến cáo	300,3 ± 3,1	534,3 ± 16,2	512,4 ± 16,2	31,9 ± 0,5	HUS1, HUS2
Độ lệch cực đại (%)	3,4	2,3	2,3	5,97	



Hình 3.2. Phổ gamma mẫu chuẩn thứ cấp HUS2 trên hệ BE6530, hộp chứa mẫu hình trụ, khối lượng 150 g, thời gian đo 86180 s, thời gian chết 0,36%.

Thành phần chất nền của mẫu HUS2 chứa khoảng 2,14% Ba và 1,5% Fe, phù hợp với các mẫu đất trồng có hàm lượng đất hiếm cao lấy ở Mường Hum và gần mỏ sắt tại Thanh Sơn, Phú Thọ. Kết quả xác định hoạt độ phóng xạ riêng của ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K và ^{137}Cs trong hai mẫu HUS1 và HUS2 trên hai detector có giá trị xấp xỉ nhau. Đặc biệt, hoạt độ phóng xạ riêng của ^{137}Cs trong mẫu HUS2 xác định trên hai detector có sai lệch lớn nhất cũng chỉ 5,97%. Ngoài ra, công trình nghiên cứu "*Characteristics of natural radionuclides and ^{137}Cs in surface soil in Phonsavan, Xiengkhouang, Laos*"(thuộc danh mục các công trình khoa học của tác giả liên quan đến luận án), mẫu đất chuẩn thứ cấp TNUKTh có thành phần chất nền gần giống với mẫu chuẩn RGU1, RGTh1; kết quả sai khác so với giá trị khuyến cáo không quá 5%. Như vậy, với bề dày mẫu phân tích đã chọn, hoạt độ phóng xạ của các đồng vị có vạch gamma năng lượng từ 351 keV trở lên có thể áp dụng công thức (3.1) và (3.2) để xác định hoạt độ riêng của ^{226}Ra, ^{232}Th (^{228}Ac) và ^{40}K trong các mẫu đất cần phân tích.

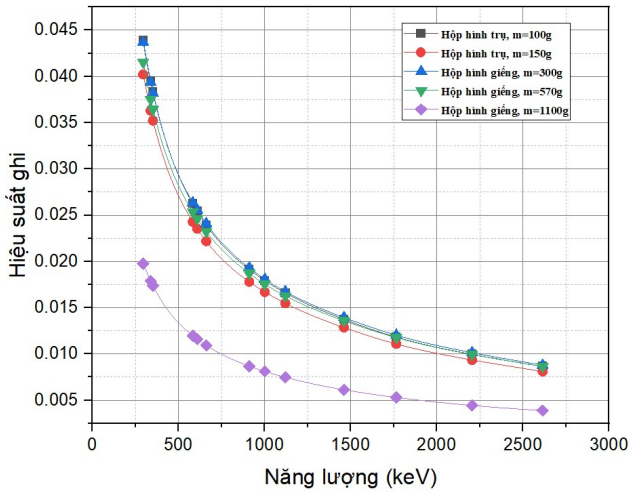
Xây dựng đường cong hiệu suất ghi đối với mẫu thực vật

Trong luận án, các mẫu thực vật được đo trên hệ phổ kế gamma bán dẫn GC5019. Tùy theo khối lượng của mẫu sau khi xử lý, mẫu được đựng trong hộp hình giếng thể tích 800 mL (hãng Canberra) hoặc hộp hình trụ với đường kính trong 9,0 cm, chiều cao 1,8 cm. Cụ thể, hộp hình giếng được sử dụng khi đo mẫu than khối lượng 300 g hoặc mẫu khô khối lượng 570 g; hộp hình trụ được sử dụng khi đo mẫu

than khối lượng 100 g và mẫu khô 150 g. Tương tự như mẫu đất, các mẫu rau được nhốt ít nhất 30 ngày trước khi đo phổ gamma.

Do hạn chế về mẫu chuẩn, luận án gặp khó khăn trong việc xây dựng đường cong hiệu suất ghi tuyệt đối bằng thực nghiệm cho mẫu thực vật. Cụ thể, mẫu chuẩn thực vật IAEA-156 (thông tin mẫu chuẩn được trình bày trong Bảng D4, Phụ lục D) chỉ chứa hai đồng vị ^{137}Cs (phát bức xạ gamma đơn năng 661,65 keV) và ^{40}K (1460,82 keV), chưa đủ để xây dựng đường cong hiệu suất ghi đầy đủ.

Do đó, luận án đã xây dựng đường cong hiệu suất ghi của detector GC5019 bằng phương pháp mô phỏng. Sử dụng phần mềm mô phỏng LabSOCS với thành phần chất nền trùng với chất nền của mẫu chuẩn IAEA-156, kết quả đường cong hiệu suất ghi mô phỏng với các cấu hình khác nhau được trình bày trong Bảng E1 (Phụ lục E). Hình 3.3 mô tả đường cong hiệu suất ghi đối với các cấu hình hộp đựng mẫu khác nhau.



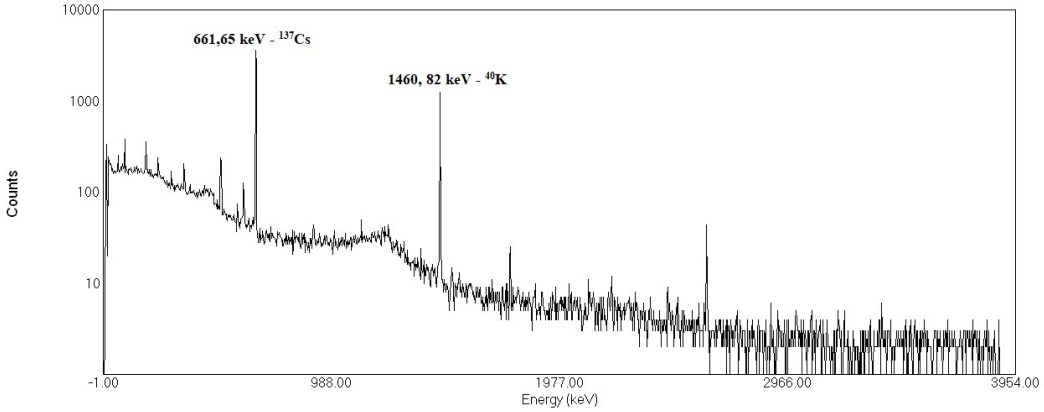
Hình 3.3. Đường cong hiệu suất ghi mô phỏng mẫu thực vật với các cấu hình đo khác nhau trên hệ GC5019.

Để đánh giá độ chính xác của các đường cong hiệu suất ghi đã xây dựng, luận án đã tiến hành đo phổ gamma của mẫu chuẩn thực vật IAEA-156 tương ứng với 4 cấu hình, bao gồm:

- Hộp hình giếng với khối lượng mẫu 300 g và 570 g,
- Hộp hình trụ với khối lượng mẫu 100 g và 150 g.

Riêng hộp hình giếng khối lượng 1100 g được sử dụng để xác định hoạt độ mẫu khô trong phân tích kiểm tra mẫu khô trước khi hóa tro.

Để kiểm tra tính chính xác của các giá trị đường cong hiệu suất ghi mô phỏng, luận án tiến hành xác định hiệu suất ghi tuyệt đối bằng thực nghiệm với mẫu IAEA-156 tại đỉnh gamma năng lượng 661,65 keV (^{137}Cs) và 1460,82 keV (^{40}K) tương ứng với các cấu hình trên. Kết quả thực nghiệm cho thấy, hiệu suất ghi tại hai đỉnh này sai lệch so với giá trị tính toán mô phỏng không quá 4%.



Hình 3.4. Phổ gamma mẫu chuẩn IAEA-156, hộp chứa mẫu hình giếng, khối lượng 300 g, thời gian đo 15,6 giờ, thời gian chết 0,18%.

Ngoài ra, luận án cũng tiến hành đánh giá hoạt độ của mẫu chuẩn thực vật thứ cấp HUS4. Mẫu chuẩn thứ cấp HUS4 (khối lượng 570 g) được tạo ra bằng cách trộn đều 385,77 g mẫu sắn (có hoạt độ phóng xạ của ^{226}Ra, ^{232}Th và ^{40}K lần lượt là 2,86 Bq/kg; 2,49 Bq/kg và 300 Bq/kg) với hỗn hợp mẫu chuẩn IAEA-156, RGU1, RGTh1 và RGK1 lần lượt là 155,4 g; 1,90 g; 6,40 g và 10,53 g.

Sử dụng kết quả mô phỏng đã có đối với cấu hình đo 570 g, luận án tiến hành phân tích mẫu chuẩn thứ cấp HUS4. Kết quả phân tích được trình bày trong Bảng 3.4.

Bảng 3.4. Hoạt độ của các đồng vị trong mẫu chuẩn thực vật thứ cấp HUS4

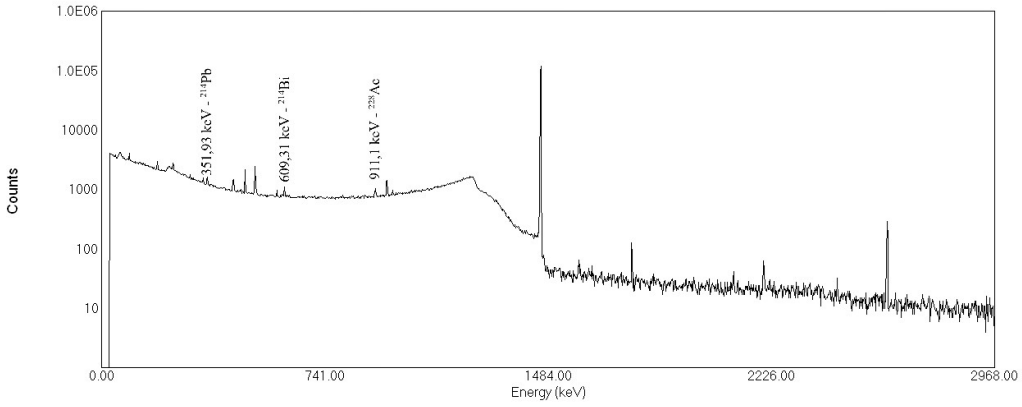
Đồng vị	Giá trị thực nghiệm (Bq/kg)	Giá trị tham chiếu (Bq/kg)	Độ lệch (%)
^{137}Cs	36,1 ± 0,4	35,1 ± 0,5	2,77
^{40}K	585,3 ± 5,5	575,3 ± 5,5	1,71
^{228}Ac	39,3 ± 0,8	40,2 ± 1,1	-2,29
^{226}Ra	19,1 ± 0,4	19,2 ± 0,8	-0,52

Đánh giá chất lượng phương pháp than hóa

Với các mẫu thực vật lấy ngoài hiện trường, sau khi sấy cho đến khối lượng không đổi ($m_{\text{khô}}$), mẫu tiếp tục được nung trong lò nung đến khi hóa than với khối lượng m_{than}. Tỷ lệ $K_{\text{kh,than}} = m_{\text{than}}/m_{\text{khô}}$ được xác định khoảng bằng 4.2 lần. Khi thực hiện than hóa, khối lượng mẫu giảm đáng kể, dẫn đến bề dày lớp mẫu trong hình học đo cũng giảm tương ứng. Việc giảm bề dày khối mẫu làm cho xác suất xảy ra hiện tượng tán xạ Compton giảm, do ít vật chất hơn để tương tác với bức xạ gamma. Bên cạnh đó, mẫu sau khi than hóa thường mịn và đồng đều hơn, làm giảm tán xạ ngẫu nhiên bên trong mẫu. Kết hợp các yếu tố này khiến nền tán xạ Compton trong phổ gamma của mẫu than hóa thấp hơn rõ rệt so với phổ của mẫu ở dạng khô ban đầu. Điều này góp phần cải thiện tỷ lệ tín hiệu/nền, tăng độ chính xác trong phân tích hoạt độ phóng xạ.

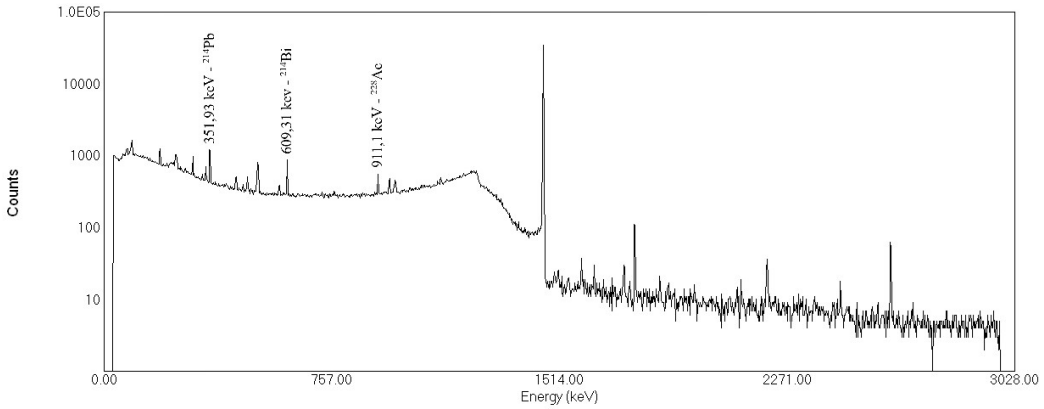
Luận án đã tiến hành đánh giá sự mất mát các đồng vị phóng xạ sau quá trình than hóa trên mẫu cải ngồng ở Hưng Yên. Sau khi thu thập mẫu, tiến hành xử lý và phân tích theo hai bước sau:

Bước 1: Mẫu thử nghiệm sau khi lấy về được sấy cho đến khối lượng không đổi. Khối lượng mẫu khô thu được là 1100 gam. Mẫu được nhốt trong hộp hình giếng thể tích 2000 mL trong vòng 30 ngày. Tiến hành đo phổ gamma trong thời gian đủ dài (ít nhất 24 giờ). Phân tích phổ được thực hiện để xác định hoạt độ phóng xạ riêng của ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K đối với mẫu khô. Phổ gamma của mẫu cải ngồng Hưng Yên được sấy khô được thể hiện ở Hình 3.5.



Hình 3.5. Phổ gamma mẫu cải ngồng Hưng Yên (mẫu khô), hộp chứa mẫu hình giếng, khối lượng 1100 g, thời gian đo 24,4 giờ, thời gian chết 0,6%.

Bước 2: Với 1100 gam mẫu khô trên tiếp tục được than hóa theo quy trình đã trình bày tại Mục 2.2.3. Khối lượng than còn lại được cân xác định tỷ số $K_{kh,than}$. Mẫu sau khi than hóa được nhốt trong vòng 30 ngày và đo phổ gamma trong ít nhất 24 giờ. Phân tích phổ được thực hiện để xác định hoạt độ phóng xạ riêng của ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K đối với mẫu than. Hoạt độ riêng của ba đồng vị trên được quy đổi về khối lượng khô bằng cách chia cho hệ số $K_{kh,than}$. Phổ gamma của mẫu cải ngồng Hưng Yên được than hóa được trình bày tại Hình 3.6.



Hình 3.6. Phổ gamma mẫu cải ngồng Hưng Yên (mẫu tro), hộp chứa mẫu hình giếng, khối lượng 262 g, thời gian đo 1,89 ngày, thời gian chết 0,06%.

Bảng 3.5 trình bày kết quả so sánh hoạt độ phóng xạ riêng của ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K trong mẫu khô xác định từ bước 1 ($A_{khô_1}$) và hoạt độ phóng xạ riêng quy đổi từ mẫu than ($A_{khô}$). Độ lệch giữa hai phép đo đối với ba đồng vị đều nhỏ hơn 6%. Các giá trị kiểm tra t đều nhỏ hơn 1,96, cho thấy với độ tin cậy 95% có thể kết luận rằng trong quá trình than hóa không xảy ra sự mất mát đáng kể các đồng vị phóng xạ.

Bảng 3.5. Hoạt độ phóng xạ của ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K trong mẫu rau cải

Loại mẫu	^{226}**Ra (Bq/kg)**	^{228}**Ra (Bq/kg)**	^{40}**K (Bq/kg)**
Mẫu khô (thực nghiệm)	$1,38 \pm 0,20$	$1,50 \pm 0,35$	887 ± 160
Mẫu than (thực nghiệm)	$6,20 \pm 0,64$	$6,01 \pm 0,72$	3748 ± 260
$A_{\text{khô}} = A_{\text{than}}/K_{\text{kh,than}}$	$1,47 \pm 0,15$	$1,42 \pm 0,16$	888 ± 64
Độ lệch (%)	1,43	-5,5	0,11
Giá trị t	0,15	1,84	0,03

Bảng 3.6 cho thấy, với mẫu than hóa, độ bất định của phép đo phổ gamma tại các đỉnh năng lượng 351,93 keV, 609,31 keV và 911,10 keV đã giảm từ 3 đến 6 lần so với mẫu khô. Điều này chứng tỏ rằng việc than hóa mẫu giúp giảm đáng kể độ bất định trong phép đo phổ gamma.

Bảng 3.6. So sánh tỷ số giữa độ lệch chuẩn của tốc độ đếm và tốc độ đếm tại đỉnh trong mẫu cải ngồng Hưng Yên (mẫu khô)

Năng lượng (keV)	σ_n/n **mẫu khô**	σ_n/n **mẫu than**	**Tỷ lệ giảm**
351,93	0,24	0,04	6,00
609,31	0,21	0,04	5,25
911,10	0,22	0,07	3,14

Trong luận án, ngoại trừ các mẫu thực vật thu thập từ khu vực đất trồng có phông phóng xạ cao, các mẫu thực vật còn lại đều được than hóa (tùy theo khối lượng) và phổ gamma của chúng được đo trên hệ phổ kế gamma GC5019 với thời gian đo tối thiểu 24 giờ nhằm đảm bảo tỷ số giữa độ lệch chuẩn và hoạt độ phóng xạ của ^{226}Ra và ^{228}Ra không vượt quá 10% ($\Delta A_0/A_0 < 0,10$).

3.1.2 Đánh giá kết quả phân tích hàm lượng nguyên tố

Trong phương pháp k_0-INAA, các mẫu chuẩn có cùng cấu hình được chiếu kèm với mẫu phân tích nhằm đánh giá chất lượng của phép phân tích (QC). Việc đánh

giá số liệu thực nghiệm dựa trên các tiêu chuẩn U_{score}, Z_{score} và độ lệch tương đối (*Relative Bias - RB*), được xác định theo các công thức sau [41]:

$$U_{\text{score}} = \frac{|X_{\text{Lab}} - X_{\text{Ref}}|}{\sqrt{\mu_{\text{Lab}}^2 + \mu_{\text{Ref}}^2}} \tag{3.3}$$

$$Z_{\text{score}} = \frac{X_{\text{Lab}} - X_{\text{Ref}}}{\mu_{\text{Lab}}} \tag{3.4}$$

$$RB = \frac{X_{\text{Lab}} - X_{\text{Ref}}}{X_{\text{Ref}}} \times 100\% \tag{3.5}$$

Trong đó X_{Lab}, μ_{Lab}, X_{Ref} và μ_{Ref} lần lượt là hàm lượng nguyên tố và độ không đảm bảo đo của mẫu phân tích (Lab) và của mẫu chuẩn (Ref) tương ứng. Nếu $U_{\text{score}} \leq 1$ và $Z_{\text{score}} \leq 2$: giá trị được chấp nhận; nếu $2 < Z_{\text{score}} < 3$: giá trị cần được xem xét; và nếu $Z_{\text{score}} \geq 3$: giá trị không được chấp nhận.

Bảng 3.7. So sánh giá trị phân tích và giá trị chứng nhận của mẫu chuẩn đất NIST-2711a.

STT	Nguyên tố	Giá trị phân tích	Giá trị chứng nhận	RB (%)	Z_{score}	U_{score}
1	As (μg/g)	109 ± 5	107 ± 5	1,87	0,40	0,28
2	Na (%)	1,12 ± 0,06	1,20 ± 0,10	-6,69	1,33	0,69
3	K (%)	2,55 ± 0,17	2,53 ± 0,10	0,60	0,12	0,10
4	Sm (μg/g)	6,05 ± 0,38	5,93 ± 0,28	2,02	0,32	0,25
5	Co (μg/g)	9,78 ± 0,10	9,89 ± 0,18	-1,11	1,10	0,53
6	Rb (μg/g)	122 ± 5,00	120 ± 3,00	1,67	0,40	0,34
7	Zn (μg/g)	426 ± 3,00	414 ± 11	2,90	4,00	1,05
8	Cs (μg/g)	6,43 ± 0,15	6,70 ± 0,20	-4,03	1,80	1,08
9	Cr (μg/g)	51,2 ± 1,4	52,3 ± 2,9	-2,10	0,79	0,34
10	Eu (μg/g)	1,03 ± 0,02	1,10 ± 0,20	-6,36	3,50	0,35
11	Fe (%)	2,68 ± 0,07	2,82 ± 0,04	-4,82	2,00	1,74
12	Hf (μg/g)	8,66 ± 0,18	9,20 ± 0,20	-5,87	3,00	2,01
13	Ta (μg/g)	1,35 ± 0,07	(1,42)	-4,93	1,00	1,91
14	Tb (μg/g)	0,84 ± 0,04	(0,83)	1,20	0,25	2,05
15	Th (μg/g)	13,4 ± 0,4	15,0 ± 1,0	-10,67	4,00	1,49
16	Sb (μg/g)	23,2 ± 0,40	23,8 ± 1,40	-2,52	1,50	0,41
17	Sc (μg/g)	8,50 ± 0,12	8,50 ± 0,10	0,00	0,00	0,00
18	Yb (μg/g)	3,02 ± 0,06	(3,2)	-5,63	3,00	1,69

Bảng 3.8. So sánh giá trị phân tích và giá trị chứng nhận của mẫu chuẩn thực vật NIST-1570a.

STT	Nguyên tố	Giá trị phân tích	Giá trị chứng nhận	RB (%)	Z_{score}	U_{score}
1	As (μg/g)	0,06 $\pm$ 0,001	0,07 $\pm$ 0,01	-10,3	-7,00	0,58
2	K (%)	3,02 $\pm$ 0,05	2,90 $\pm$ 0,05	3,96	2,15	1,55
3	Co (μg/g)	0,40 $\pm$ 0,010	0,39 $\pm$ 0,05	1,78	0,70	0,14
4	Rb (μg/g)	12,5 $\pm$ 0,40	12,7 $\pm$ 1,60	-1,57	0,50	0,12
5	Zn (μg/g)	87,7 $\pm$ 2,0	82,3 $\pm$ 3,0	6,56	2,70	1,50
6	Al (μg/g)	309 $\pm$ 15	310 $\pm$ 11	-0,32	0,07	0,05
7	Ca (%)	1,59 $\pm$ 0,04	1,53 $\pm$ 0,04	0,58	1,40	1,00
8	Na (%)	1,74 $\pm$ 0,05	1,82 $\pm$ 0,04	-4,59	1,74	1,27
9	Mg (%)	0,96 $\pm$ 0,09	(0,89)	7,51	0,75	2,87
10	Mn (μg/g)	76,0 $\pm$ 1,4	75,9 $\pm$ 1,9	0,13	0,07	0,04

Việc đánh giá kết quả phân tích được tiến hành dựa trên mẫu chuẩn đất đá NIST-2709a (San Joaquin Soil), NIST-2711a (Montana II Soil) và mẫu chuẩn thực vật NIST-1570a (Spinach leaves). Bảng 3.7 và Bảng 3.8 là các kết quả phân tích hàm lượng nguyên tố trong mẫu chuẩn và đánh giá số liệu phân tích theo các tiêu chuẩn RB, Z_{score} và U_{score}. Các giá trị trong dấu ngoặc đơn là các giá trị tham khảo dựa trên kết quả từ một phương pháp phân tích tại NIST. Các giá trị tiêu chuẩn cho thấy hầu hết các giá trị hàm lượng của các nguyên tố quan tâm dựa trên phương pháp INAA đều phù hợp với giá trị tham chiếu, ngoại trừ một số nguyên tố như Zn, Eu, Th và Yb cần xem xét trước khi tính toán hàm lượng.

3.2 Xác định hệ số dịch chuyển các đồng vị phóng xạ từ đất lên thực vật

3.2.1 Hệ số dịch chuyển đối với các mẫu rau muống

Kết quả phân tích xác định hoạt độ phóng xạ riêng và hệ số dịch chuyển của ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K trong rau muống và trong đất tại 31 điểm ở Hà Nội và 9 điểm ở huyện Thanh Sơn, Phú Thọ được trình bày trong Bảng G1, G2 - Phụ lục G.

Trong đó, 20 mẫu rau muống được thu thập tại khu vực Hà Nội, bao gồm 10 mẫu rau muống trồng trong điều kiện ngập nước (mẫu số 1–10) và 10 mẫu rau muống trồng trên cạn (mẫu số 11–20). Mục tiêu của nghiên cứu là đánh giá sự khác biệt về hệ số chuyển dịch (TF) của các đồng vị phóng xạ tự nhiên giữa hai điều kiện sinh trưởng khác nhau của cùng một loài. Kết quả phân tích này đã được công bố trong bài báo "*Transfer of natural radionuclides from soil to water spinach (Ipomoea aquatica Forssk) under flooded and unflooded conditions in Hanoi, Vietnam*"(Công trình 2 - danh mục công trình khoa học của tác giả liên quan đến luận án).

Bảng 3.9. So sánh hệ số dịch chuyển của ^{226}Ra, ^{228}Ra, và ^{40}K trong hai điều kiện sinh trưởng khác nhau ở Hà Nội.

Điều kiện trồng	**Tham số thống kê**	**TF**		
		^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K
Ngập nước	Trung bình	0,049	0,070	1,276
	Độ lệch chuẩn	0,036	0,055	0,722
	Nhỏ nhất	0,017	0,010	0,340
		(0,003)	(0,002)	(0,016)
	Lớn nhất	0,129	0,167	2,491
		(0,009)	(0,016)	(0,117)
Cạn	Trung bình	0,028	0,031	0,966
	Độ lệch chuẩn	0,013	0,020	0,460
	Nhỏ nhất	0,007	0,009	0,325
		(0,001)	(0,002)	(0,016)
	Lớn nhất	0,042	0,060	1,611
		(0,005)	(0,008)	(0,066)

Bảng 3.9 cho thấy TF ở rau muống nước cao hơn đáng kể so với rau muống cạn (ở mức ý nghĩa 0,05). Kết quả này khẳng định rằng hệ số dịch chuyển chịu ảnh hưởng đáng kể bởi sự khác biệt về điều kiện sinh trưởng của cây.

Ngoài ra, để loại trừ ảnh hưởng của các yếu tố môi trường đối với hệ số dịch chuyển của các nhân phóng xạ, luận án đã tiến hành thu thập 7 mẫu rau muống tại Hà Nội (mẫu số 25 đến 31) và 9 mẫu rau muống tại Phú Thọ (mẫu số 1 đến 9) vào các ngày 26/6/2024 và 1/7/2024, trong điều kiện thời tiết và khí hậu tương đồng giữa hai khu vực. Kết quả được cho trong bảng 3.10. Kết quả phân tích cho thấy hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ trong rau muống ở Phú Thọ cao hơn rõ rệt so với Hà Nội (ở mức ý nghĩa 0,05). Kết quả này phản ánh rõ sự khác biệt về nền địa chất giữa hai khu vực. Các mẫu rau muống ở Phú Thọ được thu thập từ các khu vực có nền bức xạ cao, gần các điểm quặng sắt và quặng phóng xạ U-Th (bản đồ mẫu Hình 2.2),

trong khi các mẫu rau muống ở Hà Nội được lấy từ các hợp tác xã trồng rau. Sự chênh lệch về hệ số dịch chuyển của các nhân phóng xạ giữa hai khu vực cho thấy yếu tố địa chất có tác động đáng kể đến sự vận chuyển và tích lũy của các nhân phóng xạ nói riêng và các nguyên tố nói chung.

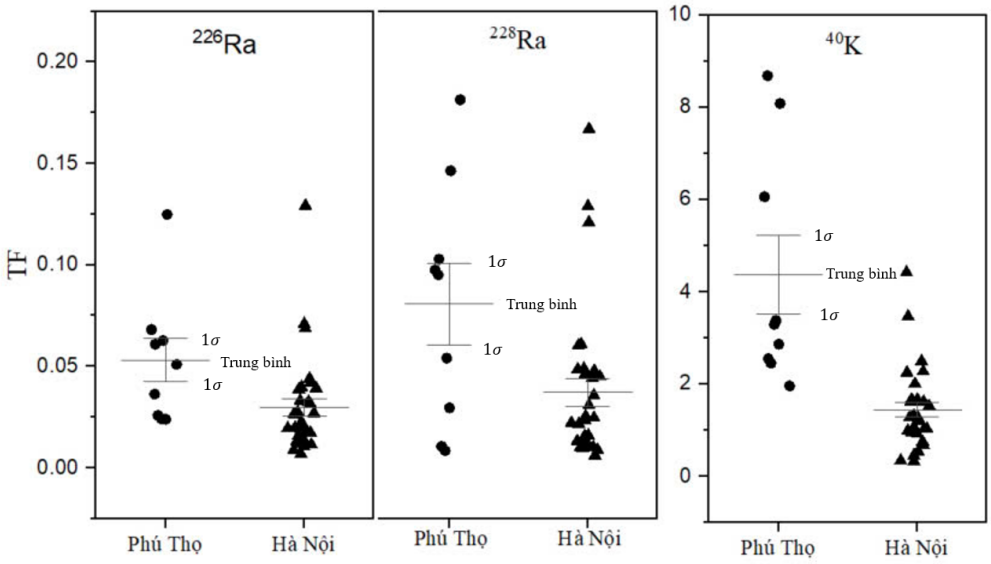
Bảng 3.10. So sánh hệ số dịch chuyển của ^{228}Ra, ^{226}Ra, và ^{40}K ở hai khu vực Phú Thọ (cỡ mẫu 9) và Hà Nội (cỡ mẫu 7).

Tham số thống kê	**Phú Thọ**			**Hà Nội**		
	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K
Cỡ mẫu	9	9	9	7	7	7
Trung bình	0,052	0,078	4,593	0,015	0,015	2,238
Độ lệch chuẩn	0,034	0,064	2,639	0,004	0,006	1,223
Nhỏ nhất	0,024	0,009	1,955	0,009	0,010	1,207
	(0,004)	(0,001)	(0,151)	(0,002)	(0,002)	(0,048)
Lớn nhất	0,125	0,181	8,679	0,020	0,026	4,416
	(0,014)	(0,010)	(0,417)	(0,003)	(0,004)	(0,418)

Bảng 3.11 trình bày số liệu thống kê về hệ số dịch chuyển (TF) của ba đồng vị ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K trên 31 mẫu rau muống thu thập tại Hà Nội và 9 mẫu tại Phú Thọ. Hình 3.7 minh họa sự phân bố của các hệ số này ở cả hai khu vực. Tại Phú Thọ, giá trị trung bình của TF đối với cả ba đồng vị đều cao hơn so với tại Hà Nội, đồng thời mức độ phân tán số liệu cũng lớn hơn. Ở cả hai địa điểm, TF trung bình của ^{40}K đều lớn hơn 1, phản ánh xu hướng tích lũy đồng vị này trong thân cây. Ngược lại, hệ số dịch chuyển của ^{226}Ra và ^{228}Ra nhỏ hơn đáng kể so với 1. Điều này phù hợp với đặc tính của kali — một nguyên tố dinh dưỡng thiết yếu cho cây trồng, đồng thời là kim loại kiềm dễ hòa tan và có khả năng di chuyển linh hoạt trong môi trường đất và nước [90]. Trong khi đó, ^{226}Ra và ^{228}Ra là hai đồng vị của radium, thuộc nhóm kim loại kiềm thổ với tính chất hóa học khác biệt rõ rệt so với kali. Các đồng vị này thường bị giữ lại bởi hạt đất, khoáng vật và chất hữu cơ, dẫn đến khả năng di chuyển kém trong đất [27]. Mặc dù radium không phải là nguyên tố dinh dưỡng đối với cây trồng, nhưng với đặc tính hóa học gần giống magie (Mg) và canxi (Ca), sự hấp thu của radium có thể bị chi phối bởi cơ chế cạnh tranh với các nguyên tố này [30].

Bảng 3.11. Tổng hợp hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ từ đất lên rau muống ở khu vực Phú Thọ (cỡ mẫu 9) và Hà Nội (cỡ mẫu 31).

Tham số	**Phú Thọ**			**Hà Nội**		
	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K
Cỡ mẫu	9	9	9	31	31	31
Trung bình	0,052	0,078	4,593	0,030	0,037	1.406
Độ lệch chuẩn	0,034	0,064	2,639	0,024	0,039	0,870
Giá trị nhỏ nhất	0,024	0,009	1,955	0,007	0,006	0,325
	(0,004)	(0,001)	(0,151)	(0,001)	(0,001)	(0,016)
Giá trị lớn nhất	0,125	0,181	8,679	0,129	0,167	4,416
	(0,014)	(0,010)	(0,417)	(0,009)	(0,016)	(0,418)



Hình 3.7. Phân bố hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ trên mẫu rau muống ở Hà Nội và Phú Thọ.

Bảng 3.13 và Bảng 3.12 trình bày hệ số tương quan tuyến tính giữa hoạt độ phóng xạ trong đất và hệ số dịch chuyển từ đất lên rau muống của các đồng vị ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K ở Phú Thọ và Hà Nội (p-value = 0,05). Ở cả hai khu vực đều dễ dàng nhận thấy có mối tương quan tuyến tính dương giữa hoạt độ phóng xạ trong đất của ^{226}Ra và ^{228}Ra, và hệ số dịch chuyển của ^{226}Ra và ^{228}Ra. Hoạt độ phóng xạ trong đất của ^{40}K có mối tương quan âm với TF của nó từ đất lên rau muống ở cả hai khu vực, cụ thể ở Phú Thọ, hệ số tương quan giữa hai yếu tố này là -0,737; ở Hà Nội là -0,685. Kết quả này phù hợp với luận án tiến sĩ của tác giả Hoàng Hữu Đức (2021) [1]. Hầu

hết các nghiên cứu đều thu được hệ số dịch chuyển của ^{40}K lớn hơn 1 [81, 90]. Tuy nhiên, do hệ số tương quan giữa TF của ^{40}K và hoạt độ phóng xạ của ^{40}K trong đất có giá trị âm, điều này có nghĩa là khi hàm lượng kali trong đất rất cao, hoạt độ phóng xạ riêng của ^{40}K trong đất lớn, hệ số dịch chuyển TF của đồng vị này sẽ nhỏ hơn 1. Cụ thể, trong luận án các mẫu đất trồng rau muống Đ.HN3, Đ.HN5, Đ.HN10, Đ.HN12, Đ.HN13 và Đ.HN18, chủ yếu ở khu vực Đông Anh, Hà Nội có hoạt độ của ^{40}K cao, hệ số dịch chuyển của ^{40}K từ đất lên rau muống có giá trị nhỏ hơn 1. Kết quả này của luận án cũng phù hợp với kết quả thu được trong nghiên cứu [8].

Bảng 3.12. Ma trận tương quan Pearson giữa hàm lượng và hệ số dịch chuyển (TF) của các đồng vị phóng xạ ở Phú Thọ (cỡ mẫu 9).

Tương quan Pearson	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	TF_^{226}Ra	TF_^{228}Ra	TF_^{40}K
^{226}Ra	1					
^{228}Ra	**0,738**	1				
^{40}K	0,108	0,300	1			
TF_^{226}Ra	-0,265	-0,233	-0,445	1		
TF_^{228}Ra	-0,149	-0,272	-0,174	**0,643**	1	
TF_^{40}K	-0,472	-0,494	**-0,737**	0,499	0,298	1

Bảng 3.13. Ma trận tương quan Pearson giữa hàm lượng và hệ số dịch chuyển (TF) của các đồng vị phóng xạ ở Hà Nội (cỡ mẫu 31).

Tương quan Pearson	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	TF_^{226}Ra	TF_^{228}Ra	TF_^{40}K
^{226}Ra	1					
^{228}Ra	**0,795**	1				
^{40}K	0,337	0,216	1			
TF_^{226}Ra	-0,302	-0,325	0,136	1		
TF_^{228}Ra	-0,164	-0,239	-0,044	**0,891**	1	
TF_^{40}K	-0,416	-0,386	**-0,685**	-0,116	-0,051	1

Ngoài ra, hầu như không quan sát thấy có mối quan hệ nào giữa hoạt độ phóng xạ trong đất và hệ số dịch chuyển của các đồng vị còn lại ở cả hai khu vực nghiên cứu. Điều này được hiểu rằng ^{40}K có đặc tính khác biệt đáng kể so với hai đồng vị

còn lại, do đó cơ chế hấp thụ và tích lũy đồng vị này đối với cây trồng cũng khác biệt so với ^{226}Ra và ^{228}Ra. Kết quả phân tích này cũng cho thấy sự dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ từ đất lên rau muống không phụ thuộc nhiều vào hoạt độ phóng xạ của chúng trong đất. Do đó, luận án đã tiến hành đánh giá ảnh hưởng của các yếu tố hoá lý trong đất tới hệ số dịch chuyển (TF) của các đồng vị phóng xạ trong rau muống ở Phú Thọ. Các yếu tố hoá lý của đất gồm có pH đất, hàm lượng chất hữu cơ (OC), thành phần cơ giới của đất (bao gồm tỷ lệ cát, silt và sét).

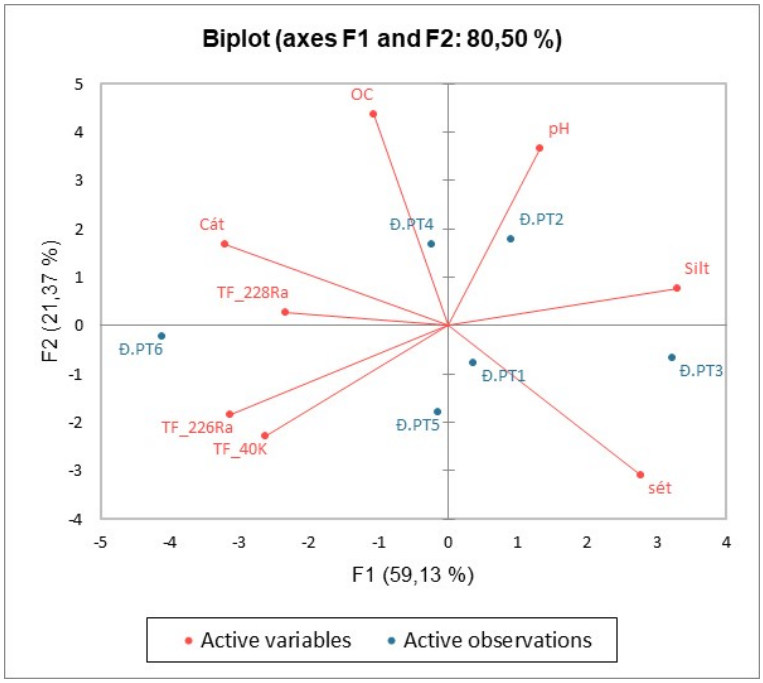
Bảng 3.14 trình bày giá trị cosin bình phương (cos^2) của các biến lên các thành phần chính. Trong đó, hai thành phần chính đầu tiên giải thích hơn 80% phương sai của dữ liệu, cho thấy hầu hết thông tin của dữ liệu được trực quan hoá trong không gian của hai trục tạo bởi hai thành phần chính này. Các thành phần chính còn lại không hoặc có ít đóng góp vào sự biến thiên của dữ liệu. Thành phần chính thứ nhất bị ảnh hưởng mạnh bởi các yếu tố TF của ^{226}Ra (cos^2 = 0,865), ^{40}K (0,610), cát (0,902), silt (0,951) và sét (0,668). Thành phần chính thứ hai có sự đóng góp của pH đất (0,423) và OC (0,602).

Bảng 3.14. Ảnh hưởng của các biến quan sát lên các thành phần chính đối với các mẫu ở Phú Thọ (cỡ mẫu 9)

Biến	**F1**	**F2**	**F3**	**F4**	**F5**
TF_226Ra	**0,865**	0,106	0,003	0,003	0,022
TF_228Ra	0,480	0,002	0,007	**0,502**	0,009
TF_40K	**0,610**	0,167	0,047	0,168	0,008
pH	0,154	**0,423**	0,416	0,005	0,002
OC	0,100	**0,602**	0,271	0,023	0,003
Cát	**0,902**	0,088	0,005	0,005	0,001
Silt	**0,951**	0,019	0,000	0,014	0,015
Sét	**0,668**	0,303	0,014	0,001	0,014

Trên Hình 3.8, "Acitve variables"đại diện cho các biến đầu vào gồm có các tính chất hóa lý đất, hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ, "Active observations"đại diện cho các điểm dữ liệu được dùng để tính toán và thể hiện trên mặt phẳng PCA. Biểu đồ Biplot (Hình 3.8) cho thấy pH đất và thành phần hạt mịn (silt) có mối tương quan âm với hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ từ đất vào cây, trong khi đó cát lại có mối tương quan dương. Mối quan hệ này phù hợp với cơ sở lý thuyết về

tương tác giữa đặc tính hoá lý của đất và quá trình vận chuyển các đồng vị phóng xạ. Cụ thể, pH đất cao thường làm tăng khả năng kết tủa hoặc hấp phụ các đồng vị phóng xạ lên bề mặt khoáng vật và vật chất hữu cơ, từ đó làm giảm tính di động và khả năng hấp thu vào cây trồng [30]. Tương tự, đất giàu silt với đặc điểm hạt mịn và diện tích bề mặt lớn sẽ tăng cường khả năng giữ lại các đồng vị phóng xạ, làm giảm hệ số dịch chuyển [30]. Ngược lại, đất có thành phần cát cao thường có kết cấu rỗng, khả năng hấp phụ ion thấp và dễ bị rửa trôi, tạo điều kiện cho các đồng vị tồn tại ở dạng di động và dễ được cây hấp thụ hơn, dẫn đến hệ số dịch chuyển cao hơn [30]. Do đó, các mối tương quan thể hiện trên biểu đồ Biplot là hoàn toàn phù hợp với cơ sở khoa học về tương tác giữa các tính chất hóa lý của đất và các đồng vị phóng xạ đã được trình bày trong Chương 1.



Hình 3.8. Biểu đồ PCA sự ảnh hưởng của các tính chất hóa lý đất lên hệ số dịch chuyển các dồng vị phóng xạ từ đất lên rau muống ở Phú Thọ.

3.2.2 Hệ số dịch chuyển đối với các mẫu rau, củ, quả khác

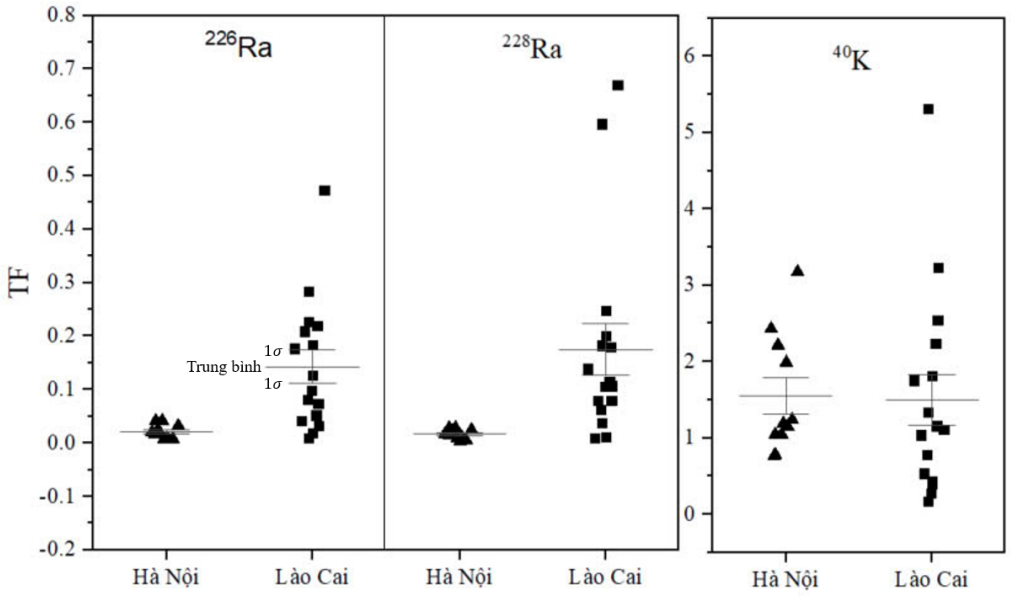
Các mẫu rau, củ, quả phổ biến sử dụng thường xuyên trong bữa ăn hàng ngày của người dân được thu thập ở hai khu vực Hà Nội và Lào Cai. Ở khu vực Hà Nội, các mẫu rau cải, mồng tơi, rau dền, ... được lấy ở các quận Bắc Từ Liêm, Dương Nội, Đan Phượng, Mê Linh, là các khu vực trồng rau để cung cấp cho người dân toàn thành

phố. Ở Lào Cai, các mẫu rau như chuối xanh, su su, đỗ, bí ngô, khoai, sắn, ... được lấy gần khu vực mỏ đất hiếm Mường Hum, huyện Bát Xát, tỉnh Lào Cai.

Bảng G3, G4 (Phụ lục G) trình bày chi tiết về hoạt độ phóng xạ trong các mẫu rau, củ, quả, và hoạt độ phóng xạ trong đất tương ứng cùng hệ số dịch chuyển của các đồng vị ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K ở hai khu vực Hà Nội và Lào Cai. Bảng 3.15 trình bày các tham số thống kê TF ở hai khu vực Lào Cai và Hà Nội đối với các đồng vị phóng xạ. Hình 3.9 biểu diễn hệ số dịch chuyển đối với các mẫu rau, củ, quả khác nhau ở Hà Nội và Lào Cai.

Bảng 3.15. Giá trị TF của các đồng vị phóng xạ từ đất lên các loại rau ở khu vực Hà Nội và Lào Cai

Tham số	**Lào Cai**			**Hà Nội**		
	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K
Trung bình	0,143	0,175	1,498	0,019	0,016	1,599
Độ lệch chuẩn	0,122	0,191	1,340	0,012	0,008	0,807
Giá trị nhỏ nhất	0,008	0,008	0,163	0,008	0,004	0,771
	(0,002)	(0,002)	(0,006)	(0,002)	(0,001)	(0,056)
Giá trị lớn nhất	0,471	0,668	5,306	0,042	0,028	3,173
	(0,046)	(0,059)	(0,358)	(0,005)	(0,004)	(0,155)



Hình 3.9. Phân bố hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ trên các mẫu rau, củ, quả khác ở Hà Nội và Lào Cai.

TF của các đồng vị phóng xạ đối với các đối tượng rau, củ, quả khác nhau ở khu vực Hà Nội dao động nhỏ xung quanh giá trị trung bình. Trong khi đó, TF của các đồng vị phóng xạ ở Lào Cai cho thấy sự dao động mạnh hơn. Hệ số dịch chuyển trung bình ở cả hai khu vực đối với ^{226}Ra và ^{228}Ra xấp xỉ nhau và nhỏ hơn 1, trong khi đó hệ số dịch chuyển của ^{40}K lớn hơn 1. Hệ số dịch chuyển với ^{226}Ra và ^{228}Ra ở khu vực Lào Cai cao hơn từ 7 đến 10 lần so với Hà Nội, trong khi đó hệ số dịch chuyển của ^{40}K xấp xỉ nhau.

Bảng 3.16 so sánh TF của các đồng vị phóng xạ trong các loại rau củ quả ở các khu vực khác nhau. Có thể thấy hệ số dịch chuyển trong các loại rau, củ, quả ở Hà Nội hầu hết nhỏ hơn các khu vực khác. Trong khi đó, các loại rau ở Lào Cai có hoạt độ đối với ^{226}Ra và ^{228}Ra hầu hết là cao hơn các khu vực so sánh trong bảng, ngoại trừ các loại rau ăn lá ở Tiền Lệ - Hà Nội và Hóc Môn – Thành phố Hồ Chí Minh, còn hoạt độ của ^{40}K trong luận án thấp hơn nhiều so với báo cáo của các nghiên cứu khác.

Bảng 3.16. So sánh giá trị TF của các đồng vị phóng xạ tự nhiên với các nghiên cứu khác trong và ngoài nước

Loại thực vật	**Khu vực nghiên cứu**	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	**Tài liệu tham khảo**
Rau muống	Hà Nội	0,044	0,034	1,199	Luận án
Rau muống	Phú Thọ	0,053	0,081	4,366	Luận án
Rau, củ, quả	Hà Nội	0,019	0,016	1,599	Luận án
Rau, củ, quả	Lào Cai	0,143	0,175	1,498	Luận án
Rau muống	Hồ Chí Minh	0,080	0,120	69,100	[81]
Rau ăn lá	Tiền Lệ, Hà Nội	0,230	0,380	7,000	[90]
Rau ăn củ	Tiền Lệ, Hà Nội	0,120	0,110	3,200	[90]
13 loại thực vật	Hóc Môn, Hồ Chí Minh	0,210	0,270	42,200	[81]

3.2.3 Đánh giá các chỉ số nguy hiểm

Chỉ số nguy hiểm do các đồng vị phóng xạ trong đất gây ra.

Bảng I1, I2, I3 – Phụ lục I trình bày chi tiết các chỉ số nguy hiểm do các đồng vị phóng xạ trong đất gây ra, bao gồm Ra_{eq}, D, $AEDE$, $ELCR$, H_{ex}, H_{in} và I_γ ở ba khu vực Hà Nội, Phú Thọ và Lào Cai. Trong đó, một phần kết quả đánh giá chỉ số nguy hiểm do các đồng vị phóng xạ trong đất gây ra ở xung quanh mỏ đất hiếm Mường Hum, Lào Cai đã được công bố trong bài báo *"Relationship between physicochemical parameters with radioactive concentration in soil and annual effective dose"* (Công trình 5 - danh mục công trình khoa học của tác giả liên quan đến luận án). Bảng 3.17 trình bày giá trị trung bình của các chỉ số Ra_{eq}, D, $AEDE$, $ELCR$, H_{ex}, H_{in} và I_γ. Kết quả cho thấy các chỉ số nguy hiểm ở khu vực Phú Thọ là lớn nhất, tiếp theo là khu vực Lào Cai và cuối cùng là Hà Nội.

Hầu hết các vị trí lấy mẫu ở Hà Nội và Lào Cai đều có giá trị Ra_{eq} nhỏ hơn giá trị giới hạn là 370 Bq/kg, trong khi đó, ở Phú Thọ, giá trị trung bình của Ra_{eq} lớn gấp 1,5 lần so với mức giới hạn an toàn (370 Bq/kg). Trong đó, ba vị trí Đ.PT1, Đ.PT2 và Đ.PT3, là các điểm nằm gần thân quặng pecmatit và điểm quặng phóng xạ Th-U nhất, có giá trị Ra_{eq} lớn hơn giá trị giới hạn từ 3 đến 5 lần; các điểm lấy mẫu khác có giá trị nhỏ hơn.

Giá trị suất liều hấp thụ ở các điểm lấy mẫu trong luận án hầu hết lớn hơn giá trị trung bình của thế giới (59 nGy/h) [88]. Dẫn đến, các chỉ số nguy hiểm đối với liều hiệu dụng hàng năm ($AEDE$) và chỉ số nguy cơ ung thư ($ELCR$) ở cả ba khu vực cũng lớn hơn giá trị trung bình do UNSCEAR cung cấp [88].

Các chỉ số còn lại H_{ex}, H_{in} và I_γ ở Phú Thọ cao hơn mức giới hạn là 1, còn ở Hà Nội và Lào Cai dưới mức giới hạn. Giá trị trung bình của các chỉ số này cao do ảnh hưởng hoạt độ phóng xạ chủ yếu từ ba vị trí Đ.PT1, Đ.PT2 và Đ.PT3, lớn gấp từ 2 đến 5 lần giá trị giới hạn.

Kết quả đánh giá chỉ số nguy hiểm trong nghiên cứu này đưa ra cảnh báo về nguy cơ bị chiếu xạ đối với sức khỏe con người trong phạm vi các địa điểm lấy mẫu ở Phú Thọ, đặc biệt là ba vị trí gần khu vực mỏ sắt Đ.PT1, Đ.PT2 và Đ.PT3.

Bảng 3.17. Chỉ số nguy hiểm trung bình do các đồng vị phóng xạ trong đất gây ra ở các khu vực Hà Nội, Phú Thọ và Lào Cai

Khu vực	**Tham số**	**Ra**$_{eq}$ (Bq/kg)	**D** (nGy/h)	**AEDE** (mSv/năm)	**ELCR** ($\times 10^{-3}$)	H_{ex}	H_{in}	I_γ
Hà Nội	Trung bình	200	95,7	0,12	0,41	0,54	0,69	0,75
	Độ lệch chuẩn	53	26,1	0,03	0,11	0,14	0,20	0,20
Phú Thọ	Trung bình	518,1	230,9	0,28	0,99	1,40	1,64	1,83
	Độ lệch chuẩn	503,3	220,2	0,27	0,95	1,36	1,51	1,75
Lào Cai	Trung bình	251,8	115,0	0,14	0,49	0,68	0,89	0,90
	Độ lệch chuẩn	124,8	56,1	0,07	0,24	0,34	0,44	0,44
Giá trị tham chiếu		370*	59	0,07	0,29	1*	1*	1*

*Giới hạn an toàn

Liều tương đương do các đồng vị phóng xạ trong rau gây ra đối với các cơ quan người tiêu thụ

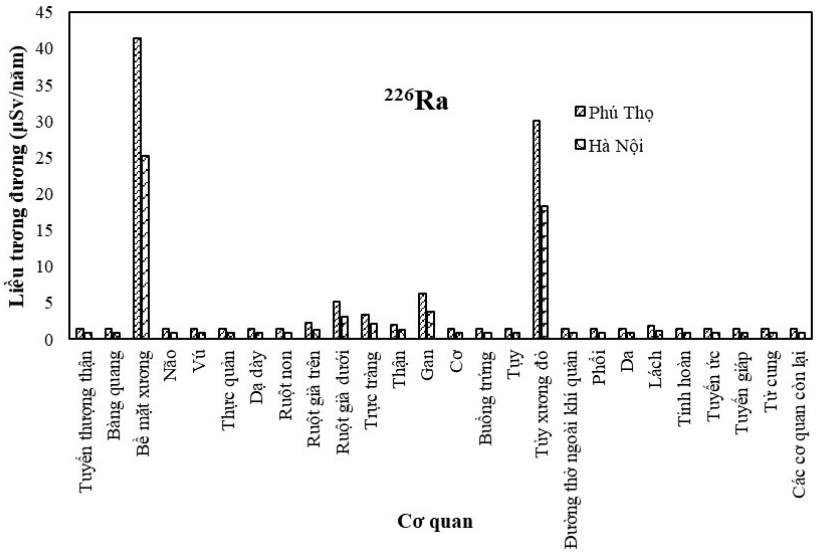
Liều tương đương do tiêu thụ các mẫu rau, củ, quả được tính dựa vào phần mềm *Rad Toolbox*. Phần mềm tính toán dựa trên hoạt độ trong mẫu rau, củ, quả tươi, do đó hoạt độ phóng xạ của các mẫu rau, củ, quả cần được chuyển đổi từ khối lượng khô sang khối lượng tươi. Bảng F1– Phụ lục F trình bày tỷ lệ khối lượng tươi/khô của các loại rau, củ, quả sử dụng trong luận án. Mức tiêu thụ rau, củ, quả trung bình của người trưởng thành (từ 17–70 tuổi) là 231 g/người/ngày theo công bố kết quả tổng điều tra dinh dưỡng năm 2019–2020 của Bộ Y tế Việt Nam.

Liều tương đương do tiêu thụ rau muống

Bảng I4 – Phụ lục I trình bày chi tiết liều tương đương của từng đồng vị phóng xạ đối với từng cơ quan của con người khi tiêu thụ rau muống ở hai khu vực Hà Nội và Phú Thọ. Liều tương đương của ^{226}Ra và ^{228}Ra chủ yếu tập trung ở bề mặt xương

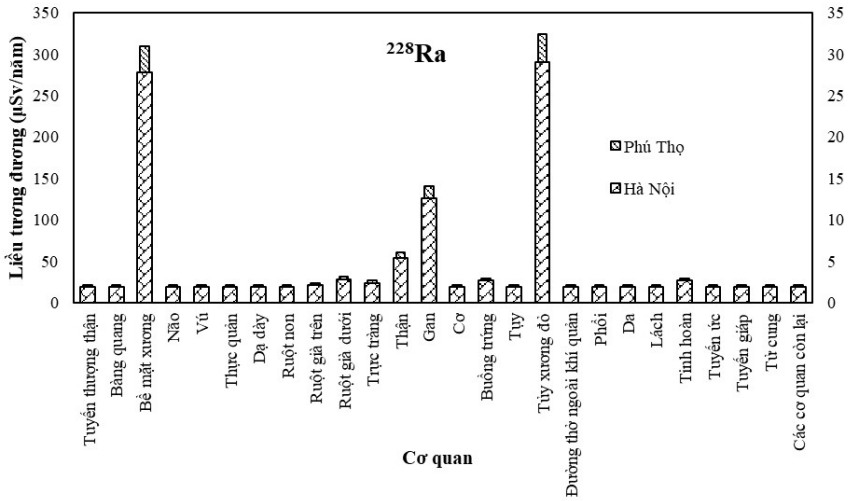
và tủy xương đỏ (Hình 3.10 và Hình 3.11), khiến tổng liều tương đương lên hai cơ quan này cao hơn đáng kể so với các cơ quan khác. Thực tế, radium chủ yếu được giữ lại trong bộ xương của cơ thể [88]. Ngược lại, hình 3.12 là biểu đồ phân bố liều tương đương của ^{40}K lên từng cơ quan cụ thể của con người. Ở cả hai khu vực, liều tương đương của ^{40}K đối với ruột già trên, ruột già dưới và trực tràng cao hơn so với các cơ quan khác. Điều này là do ruột già trên, ruột già dưới và đại tràng là những cơ quan tiếp xúc trực tiếp với thức ăn qua quá trình tiêu hóa của cơ thể. Trong khi đó, thức ăn mất khoảng 18 đến 48 giờ để đi qua toàn bộ hệ tiêu hóa. Do đó, khi tiêu thụ rau chứa một lượng phóng xạ ^{40}K nhất định, các cơ quan này sẽ có khả năng nhận liều tương đương lớn hơn.

Ở khu vực Phú Thọ, liều tương đương trung bình đối với ba đồng vị phóng xạ ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K lên các cơ quan đóng góp lần lượt 7,35 %, 61,74 % và 30,91 % vào liều tương đương tổng. Ở Hà Nội, phần trăm đóng góp lần lượt là 15,29 % với ^{226}Ra; 18,92 % với ^{228}Ra và 65,79 % với ^{40}K;. Điều đó có nghĩa là liều tương đương đối với các cơ quan do tiêu thụ các mẫu rau muống ở Phú Thọ chủ yếu do ^{228}Ra gây ra, trong khi đó ở Hà Nội do ^{40}K gây ra. Trên thực tế, liều phóng xạ từ ^{40}K gây ra không đáng kể, vì ^{40}K là đồng vị của một nguyên tố thiết yếu, và cơ thể có khả năng tự điều chỉnh mức độ của nó. Do đó, tác động của ^{40}K trong cơ thể chủ yếu phụ thuộc vào các đặc tính sinh lý của nó, thay vì liều phóng xạ mà nó gây ra [42, 81].



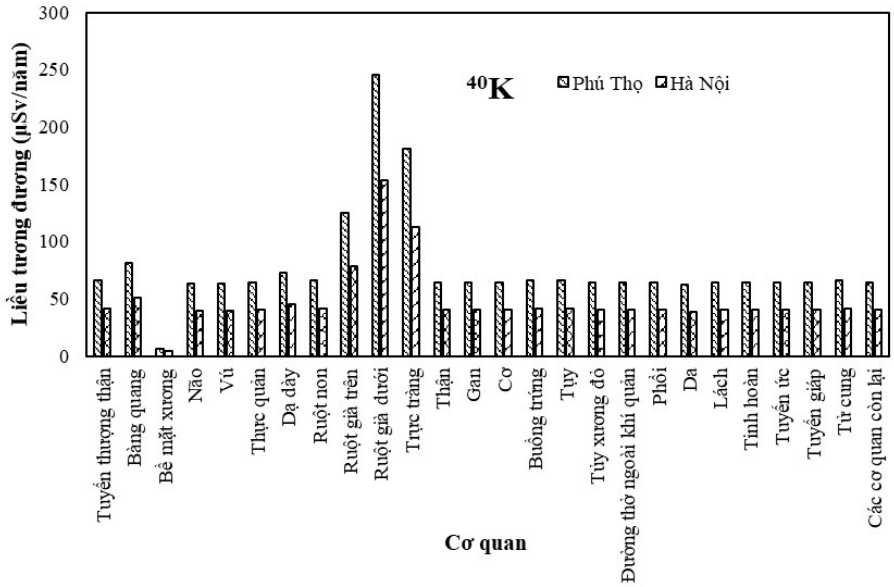
Hình 3.10. Liều tương đương đối với các cơ quan cơ thể khi tiêu thụ rau muống đối với ^{226}Ra.

(Chú thích: Liều tương đương đối với bề mặt xương đã giảm 10 lần trong biểu đồ)



Hình 3.11. Liều tương đương đối với các cơ quan cơ thể khi tiêu thụ rau muống đối với ^{228}Ra.

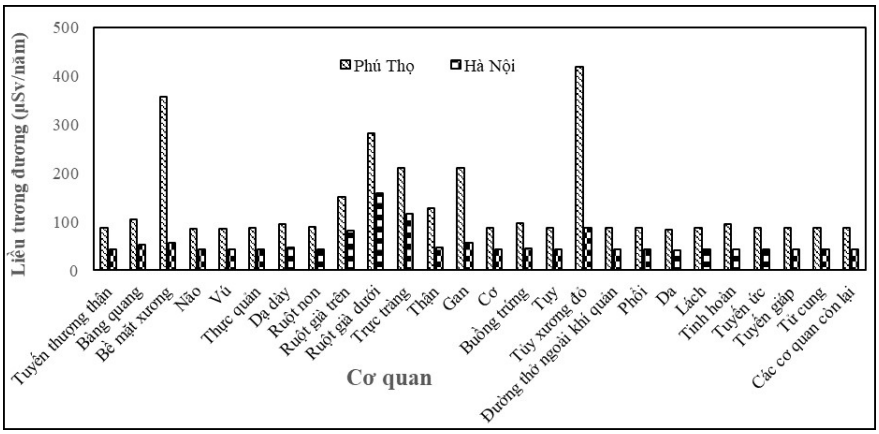
(Chú thích: Liều tương đương đối với bề mặt xương đã giảm 10 lần trong biểu đồ)



Hình 3.12. Liều tương đương đối với các cơ quan cơ thể khi tiêu thụ rau muống đối với ^{40}K.

(Chú thích: Liều tương đương đối với bề mặt xương đã giảm 10 lần trong biểu đồ)

Hình 3.13 so sánh tổng liều tương đương của các đồng vị phóng xạ đối với từng cơ quan của cơ thể khi tiêu thụ rau muống ở hai khu vực Hà Nội và Phú Thọ. Có thể thấy tổng liều tương đương lên các cơ quan cơ thể khi tiêu thụ các mẫu rau muống ở Phú Thọ đều cao hơn so với Hà Nội từ 2 cho đến 6 lần. Giá trị liều hiệu dụng toàn thân do tiêu thụ rau muống ở Phú Thọ là 186,97 μSv/năm, cao gấp 3 lần so với ở Hà Nội (64,62 μSv/năm). Tuy nhiên, khi so sánh với giá trị liều hiệu dụng trung bình toàn cầu do tiêu thụ thực phẩm và nước uống được báo cáo trong UNSCEAR 2000 (khoảng 290 μSv/năm) [88], cả hai giá trị này đều thấp hơn đáng kể, lần lượt chiếm khoảng 0,65 và 0,22 lần mức trung bình toàn cầu. Hơn nữa, các giá trị này vẫn nằm dưới ngưỡng giới hạn liều đối với công chúng là 1 mSv/năm do ICRP khuyến cáo. Do đó, mặc dù mức liều ở Phú Thọ cao hơn rõ rệt so với Hà Nội, song cả hai đều không gây ra nguy cơ đáng kể về sức khỏe, trong đó có nguy cơ ung thư, khi xét trong bối cảnh tiêu chuẩn an toàn bức xạ hiện hành.

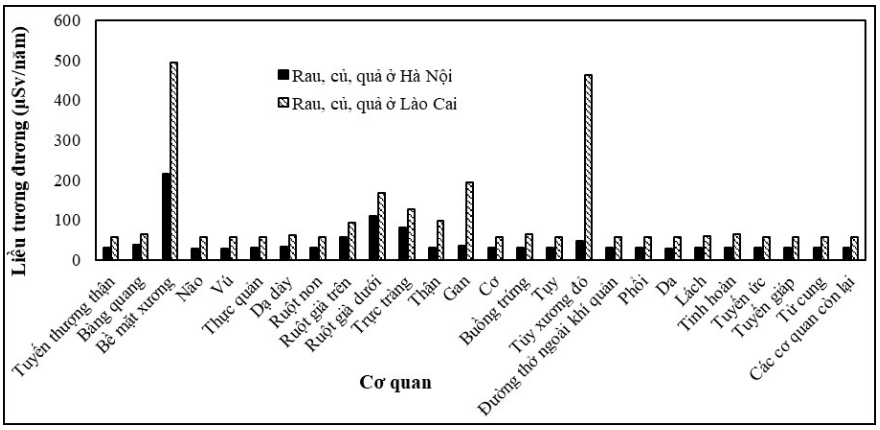


Hình 3.13. Liều tương đương tổng đối với các cơ quan con người khi tiêu thụ rau muống.

(Chú thích: Liều tương đương đối với bề mặt xương đã giảm 10 lần trong biểu đồ)

Liều tương đương do tiêu thụ các loại rau, củ, quả khác

Liều tương đương lên các cơ quan do tiêu thụ các loại rau, củ, quả khác ở Hà Nội và Lào Cai được cho trong bảng I5 – phụ lục I. Giống như liều tương đương lên các cơ quan do tiêu thụ rau muống, liều tương đương tổng do tiêu thụ các loại rau khác lên bề mặt xương và tủy xương đỏ là cao nhất, sau đó tới các cơ quan thuộc hệ tiêu hóa bao gồm: ruột già trên, ruột già dưới và trực tràng (Hình 3.14). Nhìn chung, liều tương đương tổng mà các cơ quan nhận được ở Lào Cai cao hơn so với Hà Nội. Sự chênh lệch rõ ràng có thể quan sát được đối với bề mặt xương, tủy xương đỏ và gan. Liều hiệu dụng toàn thân do tiêu thụ các loại rau, củ, quả ở Lào Cai là 167.82 μSv/năm, cao gấp khoảng 4,2 lần so với ở Hà Nội (40.40 μSv/năm). Tuy nhiên, khi so sánh với giá trị liều hiệu dụng trung bình toàn cầu do tiêu thụ thực phẩm và nước uống được báo cáo trong *UNSCEAR 2000* (khoảng 290 μSv/năm), cả hai giá trị này đều thấp hơn đáng kể, lần lượt chiếm khoảng 0,58 và 0,14 lần mức trung bình toàn cầu. Ngoài ra, các giá trị này vẫn nằm dưới ngưỡng giới hạn liều đối với công chúng là 1 mSv/năm do ICRP khuyến cáo. Do đó, mặc dù mức liều ở Lào Cai cao hơn rõ rệt so với Hà Nội, song cả hai đều không gây ra nguy cơ đáng kể về sức khỏe, bao gồm nguy cơ ung thư, khi xét trong bối cảnh tiêu chuẩn an toàn bức xạ hiện hành.



Hình 3.14. Liều tương đương tổng đối với các cơ quan con người khi tiêu thụ rau, củ, quả khác.

(Chú thích: Liều tương đương đối với bề mặt xương đã giảm 10 lần trong biểu đồ)

3.3 Xác định hệ số dịch chuyển các nguyên tố kim loại từ đất lên thực vật

3.3.1 Hàm lượng kim loại trong các mẫu đất

Hàm lượng các kim loại ở hai vùng Hà Nội và Lào Cai xác định bằng phương pháp INAA được trình bày trong bảng H1, H2 phụ lục H. Kết quả được báo cáo trong "*Evaluation of heavy metal elements in soil in Hanoi and Lao Cai using the k0 – NAA method*"(Công trình 4 - danh mục công trình khoa học của tác giả liên quan đến luận án). Bảng 3.18 trình bày hàm lượng trung bình của các nguyên tố ở hai khu vực nghiên cứu.

Nhóm nguyên tố chính gồm Al, Fe, Ti, K và Na là những thành phần phổ biến nhất của vỏ Trái Đất, xuất hiện từ giai đoạn Trái Đất hình thành. Kết quả phân tích cho thấy hàm lượng trung bình của các kim loại Al, Fe và Ti trong mẫu đất khu vực Lào Cai cao hơn từ 1,5 đến gần 4 lần so với khu vực Hà Nội. Ngược lại, hàm lượng K và Na ở Lào Cai lần lượt thấp hơn khoảng 2 lần và 7 lần so với Hà Nội. Fe và Al, mặc dù là các kim loại phổ biến trong đất, thường tồn tại dưới dạng các hợp chất không tan, đặc biệt trong điều kiện đất trung tính đến kiềm, từ đó làm giảm sự cạnh tranh hấp thụ của chúng đối với các nguyên tố khác trong nhóm. Tuy nhiên, trong môi trường đất chua (pH thấp), nhôm (Al) có thể chuyển sang dạng hòa tan, gây độc cho cây và cản trở khả năng hấp thụ sắt cũng như một số kim loại vi lượng khác [19, 74]. K và Na đều thuộc nhóm kim loại kiềm, song kali đóng vai trò là dưỡng chất thiết yếu đối với

thực vật, trong khi natri chỉ hữu ích với một số loài cây nhất định hoặc khi xuất hiện ở nồng độ thấp [70]. Khi nồng độ Na tăng cao (điển hình trong điều kiện đất mặn), ion Na có thể cạnh tranh vị trí hấp thụ với K, làm giảm hiệu quả hấp thụ kali của cây.

Mn và Co đều là các nguyên tố vi lượng thiết yếu, đóng vai trò quan trọng đối với quá trình sinh trưởng và phát triển của cây trồng [46, 57]. Phân tích cho thấy hàm lượng trung bình của Mn và Co trong mẫu đất tại Lào Cai cao hơn so với khu vực Hà Nội. Mặc dù cây chỉ cần một lượng cobalt (Co) rất nhỏ (thường dưới 0,1 µg/g), sự dư thừa Co có thể gây độc hại, làm tổn thương rễ, cháy lá hoặc xuất hiện đốm đen trên cây [46]. Đối với Mn, nhu cầu dinh dưỡng của cây dao động trong khoảng 20 đến 200 µg/g. Tuy nhiên, khi hàm lượng Mn vượt quá ngưỡng này — đặc biệt trong môi trường đất có tính axit — nguy cơ ngộ độc Mn tăng cao, ảnh hưởng tiêu cực đến khả năng hấp thụ các chất dinh dưỡng khác như Fe, Ca và Mg [57].

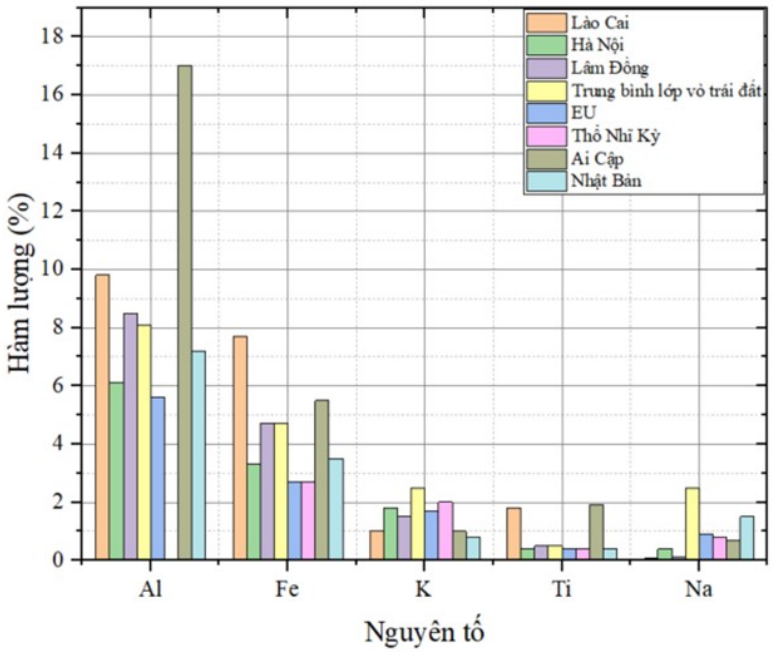
Bảng 3.18. Hàm lượng trung bình và độ lệch chuẩn (SD) của các nguyên tố trong đất ở Hà Nội và Lào Cai (μg/g)

Nguyên tố	**Hà Nội**		**Lào Cai**	
	Trung bình	**SD**	**Trung bình**	**SD**
Al	61 268	22 606	98 181	12 104
Fe	33 151	8 020	77 774	12 287
Ti	4 677	679	18 148	4 667
K	18 427	3 970	10 413	5 040
Na	4 722	1 377	669	496
Mn	503	214	617	330
Co	13,4	3,25	17,1	12,4
Rb	129	43,3	69,6	23,4
Cr	109	20,7	256	103
V	101	43,2	270	68,8
Ce	91,2	16,6	227	164
La	40,9	9,53	132	67,6
Sc	12,9	5,19	30,0	6,82
Th	12,6	1,97	45,1	66,9
Hf	8,51	2,37	12,3	3,98
Cs	8,13	4,50	2,95	0,88
Sm	6,46	1,14	14,3	5,77
Dy	7,46	6,78	29,9	42,4
Eu	1,27	0,30	3,34	1,18
Ta	1,17	0,23	3,21	0,85
Tb	0,85	0,20	1,31	0,64

Đối với nhóm nguyên tố phóng xạ và kim loại nặng gồm Th, Cr và Cs, hàm lượng trung bình của Th và Cr trong các mẫu đất ở Lào Cai cao hơn so với Hà Nội, ngoại trừ Cs. Các mẫu đất ở Lào Cai được thu thập gần khu vực mỏ đất hiếm, nơi có trữ lượng ThO_2 cao (trung bình 0,157% ThO_2) [65, 66], trong khi các mẫu tại Hà Nội chủ yếu lấy từ khu vực lân cận các khu công nghiệp ngoại thành. Việc canh tác rau tại những khu vực này tiềm ẩn nguy cơ ô nhiễm kim loại nặng do hoạt động khai thác khoáng sản, công nghiệp và các nguồn phát thải khác. Các kim loại này không chỉ gây độc hại cho cây trồng mà còn có thể tích lũy trong chuỗi thức ăn, ảnh hưởng gián tiếp đến sức khỏe con người.

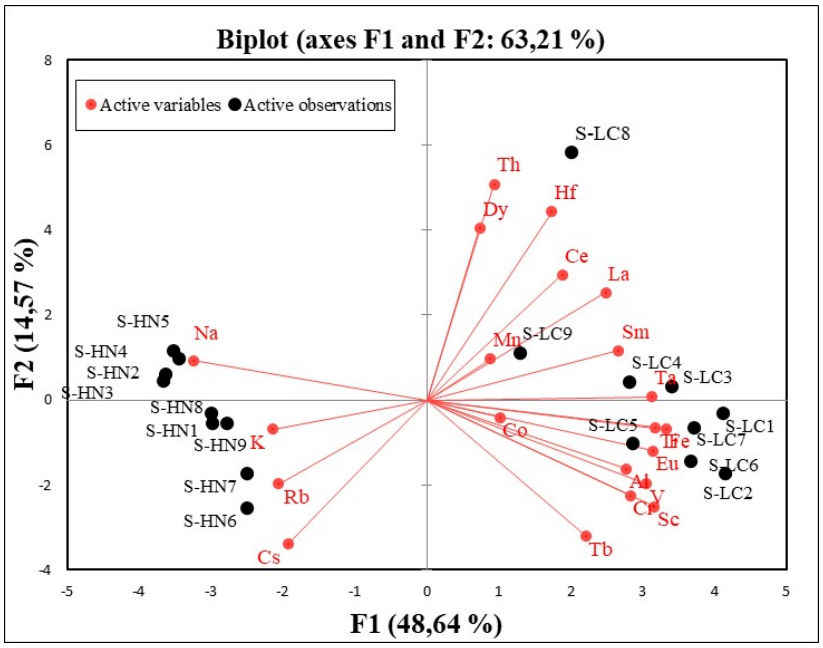
Hàm lượng trung bình của các nguyên tố vi lượng khác dao động từ 0,8 µg/g đến 129,4 µg/g ở khu vực Hà Nội và từ 1,3 µg/g đến 269,7 µg/g ở Lào Cai. Sự phong phú của các nguyên tố hóa học khác nhau trong đất là do vật liệu gốc và các quá trình phong hóa của đất [82]. Tác động của con người từ các hoạt động canh tác như bón phân, tưới tiêu, sử dụng thuốc trừ sâu và hoạt động công nghiệp cũng ảnh hưởng đáng kể đến sự phong phú của các nguyên tố trong đất [32]. Hàm lượng các nguyên tố trong đất cũng khác biệt đáng kể giữa các loài thực vật khác nhau mặc dù vị trí lấy mẫu giống nhau. Điều này có thể được giải thích bởi sự khác biệt trong nhu cầu dinh dưỡng và cơ chế hấp thụ, phản ánh qua các hoạt động sinh lý, hóa sinh và chuyển hóa của mỗi loài thực vật, điều này cũng có thể ảnh hưởng đến hàm lượng các nguyên tố trong đất [48].

Hình 3.15 so sánh hàm lượng một vài nguyên tố trong đất ở các khu vực khác nhau. Hàm lượng các nguyên tố tại Hà Nội chủ yếu nhỏ hơn so với các nghiên cứu được so sánh, trong khi đó hàm lượng các nguyên tố ở Lào Cai chủ yếu là lớn hơn (ngoại trừ K và Na).



Hình 3.15. So sánh hàm lượng các nguyên tố trong đất ở các khu vực khác nhau.

Luận án sử dụng phương pháp phân tích đa biến để thấy rõ sự khác biệt về hành vi của các kim loại giữa hai vùng Hà Nội và Lào Cai. Hình 3.16 trình bày biểu đồ phân tích thành phần chính của các nguyên tố kim loại trong đất giữa hai khu vực Hà Nội và Lào Cai. Điểm đặc biệt trong biểu đồ này có thể thấy được là sự tách biệt của các mẫu đất ở Hà Nội và Lào Cai khi xét đến hàm lượng các nguyên tố nằm về hai phía so với trục biểu diễn thành phần chính thứ 2, với các mẫu đất ở Hà Nội nằm phía bên trái và các mẫu đất ở Lào Cai nằm về phía bên phải. Điều này nói lên được sự khác biệt về thành phần kim loại ở hai khu vực này là đáng kể. Na, K, Rb và Cs là nhóm các kim loại kiềm và kiềm thổ có mối liên hệ chặt chẽ với các mẫu đất ở Hà Nội, trong khi đó các nguyên tố khác thuộc nhóm kim loại nặng và nguyên tố đất hiếm có mối liên hệ chặt chẽ với các mẫu đất ở Lào Cai. Điều này phù hợp với tính chất đất ở hai khu vực. Các mẫu đất ở Hà Nội được lấy ở các hợp tác xã trồng rau cung cấp cho toàn thành phố Hà Nội, trong khi đó các mẫu đất ở Lào Cai được lấy ở khu vực nhà dân gần mỏ đất hiếm Mường Hum, Lào Cai.



Hình 3.16. Biểu đồ PCA dựa trên kết quả hàm lượng các nguyên tố trong đất ở hai khu vực Hà Nội và Lào Cai.

3.3.2 Hàm lượng kim loại trong mẫu thực vật

Hàm lượng của các nguyen tố trong các mẫu rau ứng với các mẫu đất đã phân tích ở trên được cho trong Bảng H3, H4 – Phụ lục H. Hàm lượng trung bình các nguyên tố trong các mẫu rau ở hai khu vực Hà Nội và Lào Cai được trình bày trong Bảng 3.19.

Các nguyên tố K, Cl, Na, Mg chiếm tỷ lệ lớn trong tổng hàm lượng của các nguyên tố được phát hiện. Hàm lượng trung bình của Na, Cl, Mg ở Hà Nội cao hơn so với ở Lào Cai, trong khi đó hàm lượng của K ở Hà Nội thấp hơn Lào Cai. Các nguyên tố khác như Fe, Mn, Zn, Br và Rb là các nguyên tố dinh dưỡng vi lượng, chiếm hàm lượng từ 20,3 đến 832,7 μg/g ở các mẫu thực vật thuộc khu vực Hà Nội, từ 22,5 đến 119,4 μg/g ở các mẫu thực vật thuộc khu vực Lào Cai.

So sánh hàm lượng các nguyên tố trong thực vật (Bảng 3.20) cho thấy hầu hết các nguyên tố kim loại trong các mẫu thực vật ở hai khu vực nghiên cứu đều thấp hơn các vùng khác.

Bảng 3.19. Hàm lượng trung bình và độ lệch chuẩn (SD) của các nguyên tố trong mẫu thực vật ở Hà Nội và Lào Cai (μg/g)

Nguyên tố	**Hà Nội**		**Lào Cai**	
	Trung bình	**SD**	**Trung bình**	**SD**
K	27 570	15 642	40 010	24 100
Na	5 103	6 591	1 543	2 651
Fe	833	2 009	119	173
Cl	9 249	5 503	4 772	4 554
Mn	44,6	31,4	53,0	49,3
Mg	2 294	1 201	1 897	1 998
Zn	37,0	18,8	59,7	38,2
Br	10,8	6,9	22,5	13,1
Rb	20,3	15,4	105	80,1

Bảng 3.20. Hàm lượng của các kim loại trong thực vật ở một số khu vực khác nhau

Nguyên tố	Hà Nội	Lào Cai	Đà Lạt	Thaulla area	Brazil
	(Cây lương thực)		(rau muống)	(T. angustifolia)	(lá trà)
	(Kết quả luận án)		[10]	[75]	[64]
K (%)	4,00	2,75	5,21	1,18*	1,39*
Na (%)	0,15	0,51	2,34	6,14*	–
Fe (%)	0,01	0,08	0,11	0,36*	0,01*
Cl (%)	0,47	0,92	3,29	–	–
Mg (%)	0,19	0,23	–	2,19*	0,67*
Zn (μg/g)	59,7	37,0	42,5	10,1	97,77
Br (μg/g)	22,5	10,8	272,8	–	–
Rb (μg/g)	104,6	20,3	57,1	–	–
Mn (μg/g)	53,0	44,6	54,7	468,0	1,65

Hệ số dịch chuyển các nguyên tố kim loại từ đất lên thực vật

Trong nghiên cứu này, cây trồng chủ yếu hấp thụ các nguyên tố dinh dưỡng thiết yếu từ đất gồm K, Na, Fe, Mn và Rb (Bảng H5, H6 – Phụ lục H). Hệ số dịch chuyển (TF) của các nguyên tố theo thứ tự K > Na > Rb > Mn > Fe ở cả hai khu vực Hà Nội và Lào Cai, trong đó hệ số dịch chuyển của K và Na lớn hơn 1, các nguyên tố còn lại có giá trị nhỏ hơn 1. Ngoại trừ hệ số dịch chuyển của Fe, hệ số dịch chuyển của các nguyên tố còn lại ở khu vực Lào Cai đều lớn hơn so với khu vực Hà Nội. Ngoài ra, kết quả phân tích mẫu tại Hà Nội bằng phương pháp phản xạ toàn phần tia X (TXRF) được công bố trong công trình "*Transport and accumulation of nutrients in plant samples using Total reflection X-ray Flourescence (TXRF)*"(Công trình 3 - danh mục công trình khoa học của tác giả liên quan đến luận án) cho thấy hệ số dịch chuyển của K lớn hơn 1 và Fe nhỏ hơn 1, tương đồng với kết quả thu được bằng phương pháp kích hoạt neutron (INAA). Tuy nhiên, đối với Mn, hệ số dịch chuyển có sự khác biệt đáng kể giữa hai phương pháp. Điều này cho thấy lựa chọn phương pháp phân tích có thể ảnh hưởng đến kết quả đánh giá quá trình vận chuyển nguyên tố từ đất vào thực

vật. Do đó, các phân tích chuyên sâu hơn bằng phương pháp TXRF sẽ được tiếp tục thực hiện nhằm làm rõ sự sai khác và nâng cao độ tin cậy của kết luận nghiên cứu.

Bảng 3.21. Hệ số dịch chuyển trung bình và độ lệch chuẩn (SD) của các nguyên tố tại Hà Nội và Lào Cai

Nguyên tố	**Hà Nội**		**Lào Cai**	
	Trung bình	**SD**	**Trung bình**	**SD**
K	1,55	1,05	5,59	5,67
Na	1,20	1,35	3,70	8,93
Fe	0,031	0,076	0,001	0,002
Mn	0,15	0,18	0,09	0,07
Rb	0,16	0,11	1,64	1,27

Cây thường hấp thụ kali (K) nhanh chóng và liên tục dưới dạng các ion hòa tan trong nước. Do đó, cây có xu hướng tích lũy K để đáp ứng nhu cầu dinh dưỡng và thực hiện các chức năng sinh lý của cây [58, 59]. Thêm vào đó, việc sử dụng phân bón chứa K cũng là một lý do khiến hàm lượng của chúng trong cây cao hơn trong đất. Hàm lượng Na cao trong cây thể hiện khả năng chịu mặn ở các loại rau đang nghiên cứu. Khi cây có thể tích lũy Na mà không gặp phải các triệu chứng ngộ độc, cho thấy chúng đã phát triển các cơ chế thích nghi để sống sót trong môi trường có hàm lượng muối cao [95]. Các cây này thường sử dụng Na như một quá trình sinh lý giúp điều chỉnh áp suất thẩm thấu, hỗ trợ quá trình quang hợp và cải thiện khả năng chịu đựng của cây đối với các yếu tố môi trường bất lợi [12].

Ngược lại, dù hàm lượng sắt trong đất rất cao nhưng cây chỉ hấp thụ một lượng nhỏ. Thực tế, cây chủ yếu hấp thụ sắt ở dạng dễ hòa tan như Fe^{2+} hoặc Fe^{3+}, trong khi sắt trong đất chủ yếu tồn tại ở dạng oxit hoặc hydroxit không hòa tan [19, 74]. Ngoài ra, sự cạnh tranh với các ion khác trong đất cũng có thể dẫn đến cạnh tranh cho các vị trí hấp thụ trên rễ cây hoặc ảnh hưởng đến khả năng hòa tan của sắt [76].

Nghiên cứu [81] báo cáo kết quả hệ số dịch chuyển của các nguyên tố trong các mẫu cây lương thực ở Hóc Môn, Thành phố Hồ Chí Minh với hệ số dịch chuyển của Na, Fe và Mn có giá trị lần lượt là 1,27; 0,004 và 0,55, gần với các giá trị thu được

trong luận án . Nghiên cứu [26] báo cáo TF của Mn và Fe có giá trị lần lượt là 1,56 và 0,96, cao hơn các giá trị TF của Mn và Fe trong nghiên cứu hiện tại .

3.3.3 Đánh giá chỉ số nguy hiểm mục tiêu

Bảng 3.22 trình bày chỉ số nguy hiểm mục tiêu (THQ) và chỉ số nguy cơ (HI) tính cho các mẫu thực vật thu thập ở Hà Nội và Lào Cai.

Bảng 3.22. Giá trị THQ và HI đối với các mẫu rau ở Hà Nội và Lào Cai.

Tên mẫu	THQ			HI	Tên mẫu	THQ			HI
	Fe	Mn	Zn			Fe	Mn	Zn	
P-HN1	0,0061	0,7350	0,0358	0,7769	P-LC1	0,0035	3,4017	0,0437	3,4488
P-HN2	0,0497	0,8398	0,0344	0,9238	P-LC2	0,0239	0,4326	0,0826	0,5391
P-HN3	0,1886	1,1987	0,0287	1,4160	P-LC3	0,0107	0,1265	0,0300	0,1672
P-HN4	0,0172	0,3705	0,0288	0,4165	P-LC4	0,0360	5,2226	0,4097	5,6684
P-HN5	0,0198	0,2965	0,0155	0,3318	P-LC5	0,0088	0,6819	0,0638	0,7546
P-HN6	0,0620	1,3195	0,0476	1,4292	P-LC6	0,0783	0,4486	0,0180	0,5449
P-HN7	0,1002	1,2964	0,0255	1,4222	P-LC7	0,0190	10,6304	0,4234	11,0728
P-HN8	0,0092	0,1160	0,0147	0,1399	P-LC8	0,0684	0,7081	0,0263	0,8028
P-HN9	0,0099	0,0416	0,0135	0,0649	P-LC9	0,0742	0,1642	0,0367	0,2751
Trung bình	0,057	0,685	0,026	0,768		0,040	2,302	0,136	2,478
SD	0,062	0,541	0,012	0,599		0,029	3,766	0,174	3,919

Các mẫu ở Hà Nội có giá trị trung bình THQ đối với từng nguyên tố quan tâm đều nhỏ hơn 1 và HI nhỏ hơn 1, cho thấy chúng an toàn đối với sức khỏe con người. Tuy nhiên, cần lưu ý ba mẫu P-HN2, P-HN6, P-HN7 - là ba mẫu rau muống ở Hà Nội - cho giá trị THQ của Mn lớn hơn 1, dẫn tới HI lớn hơn 1. Nếu tiêu thụ loại rau này trong thời gian dài, có thể phát sinh nguy cơ ảnh hưởng tới sức khỏe. Nghiên cứu [10] cũng chỉ ra các loại rau xà lách xoăn, mùi tây và rau cải - là các loại rau ăn lá có thời gian sinh trưởng tương tự như rau muống, có chỉ số nguy cơ lớn hơn 1.

Đối với các mẫu thực vật lấy ở Lào Cai, chỉ số nguy cơ HI bằng 2,59, với đóng góp lớn chủ yếu từ Mn. Điều này chứng tỏ rằng Mn là nguyên tố chính gây ra nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe con người khi tiêu thụ các mẫu rau ở khu vực này, đặc biệt là các mẫu chuối xanh (P-LC1), khoai môn (P-LC4) và khoai sọ (P-LC7) có giá trị THQ lần lượt là 3,40; 5,22 và 10,63. Ở Lào Cai, nguy cơ sức khỏe từ thực vật chủ yếu đến từ các mẫu cây dài ngày.

Tiểu kết chương 3

Chương 3 của luận án đã tập trung làm rõ cơ chế vận chuyển các đồng vị phóng xạ (^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{40}K) và các nguyên tố kim loại từ đất sang cây trồng, đồng thời đánh

giá nguy cơ tiềm ẩn đối với sức khỏe con người thông qua các chỉ số nguy hiểm do phơi nhiễm phóng xạ và kim loại nặng. Các kết quả thu được góp phần cung cấp cái nhìn toàn diện về mối liên hệ giữa điều kiện đất đai, đặc điểm thực vật và khả năng tích lũy các chất nguy hại trong môi trường trồng trọt.

Về hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ, kết quả cho thấy ^{40}K có khả năng tích lũy trong cây trồng cao nhất (TF > 1), trong khi ^{226}Ra và ^{228}Ra có TF < 1, phản ánh mức độ vận chuyển hạn chế. Sự khác biệt về TF giữa các vùng địa lý là rõ nét: các mẫu rau muống ở Phú Thọ và rau, củ, quả ở Lào Cai đều có TF cao hơn đáng kể so với Hà Nội. Điều này cho thấy yếu tố địa chất đóng vai trò quan trọng trong kiểm soát mức độ hấp thụ phóng xạ của cây trồng. Ngoài ra, sự khác biệt TF giữa rau muống nước và rau muống cạn khẳng định ảnh hưởng của điều kiện canh tác đến cơ chế vận chuyển. Phân tích PCA nhấn mạnh vai trò của các thông số hóa lý đất (như pH, chất hữu cơ, khả năng trao đổi cation...) trong việc điều chỉnh mức độ hấp thụ phóng xạ của thực vật. Đánh giá các chỉ số nguy cơ phóng xạ cho thấy khu vực Hà Nội an toàn đối với cư dân, trong khi một số điểm ở Lào Cai và Phú Thọ có thể tiềm ẩn rủi ro chiếu xạ, cần được giám sát kỹ lưỡng. Bên cạnh đó, luận án đã xác định liều tương đương lên các cơ quan nội tạng khi tiêu thụ rau củ chứa đồng vị phóng xạ. Kết quả cho thấy ^{40}K gây liều cao chủ yếu ở hệ tiêu hóa (ruột già trên, ruột già dưới, đại tràng), trong khi ^{226}Ra và ^{228}Ra tập trung liều ở xương và tủy xương đỏ. Mức liều cao hơn được ghi nhận ở các mẫu rau ở Phú Thọ và Lào Cai so với Hà Nội, phản ánh rõ sự khác biệt về mức độ phơi nhiễm theo đặc điểm địa lý qua con đường tiêu thụ thực phẩm.

Đối với các nguyên tố kim loại, thứ tự giảm dần của TF được xác định là: K > Na > Rb > Mn > Fe. Hai nguyên tố K và Na có TF > 1, cho thấy khả năng hấp thụ cao vào thực vật, trong khi các nguyên tố còn lại có TF < 1. TF ở khu vực Lào Cai nhìn chung cao hơn so với Hà Nội, cho thấy sự ảnh hưởng đáng kể từ đặc điểm địa hóa học của đất. Kết quả đánh giá chỉ số nguy cơ sức khỏe (THQ và HI) chỉ ra rằng các mẫu rau ở Hà Nội an toàn đối với người tiêu dùng. Tuy nhiên, ở Lào Cai, hàm lượng Mn cao trong một số mẫu rau là nguyên nhân chính dẫn đến nguy cơ sức khỏe tiềm tàng, đặc biệt nếu tiêu thụ kéo dài.

Kết luận và Kiến nghị

Kết luận

Luận án đã hoàn thành các mục tiêu và nội dung đề ra, thu được các kết quả như sau:

1. **Nâng cao chất lượng phân tích hoạt độ phóng xạ trong mẫu thực vật:** Để giảm độ bất định trong phân tích hoạt độ các đồng vị phóng xạ ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K trong mẫu rau củ và quả khô, luận án đã tiến hành phương pháp than hóa thực vật. Kết quả cho thấy, khi sấy khô mẫu và tiếp tục than hóa trong điều kiện thiếu oxy ở 600°C trong 2 giờ, không có sự mất mát các đồng vị trên, đồng thời độ giàu của chúng tăng lên 4,2 lần, độ bất định phép đo mẫu thực vật giảm từ 3 đến 6 lần.

2. **Xác định hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại từ đất lên cây trồng:** Luận án đã phân tích hoạt độ phóng xạ, hàm lượng kim loại trong đất và thực vật ở các khu vực có nền địa chất khác nhau là Hà Nội, Phú Thọ và Lào Cai. Kết quả cho thấy hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại phụ thuộc vào điều kiện sinh trưởng, địa chất của từng khu vực và các thông số hóa lý của đất:

    - Hệ số dịch chuyển trung bình của ^{226}Ra, ^{228}Ra nhỏ hơn 1, trong khi đó hệ số dịch chuyển trung bình của ^{40}K lớn hơn 1. Sự khác biệt đối với TF giữa rau muống cạn và rau muống nước, cũng như TF của rau muống ở Hà Nội và Phú Thọ khẳng định vai trò của điều kiện sinh trưởng của cây cũng như phông bức xạ tự nhiên đối với quá trình hấp thụ và tích lũy đồng vị phóng xạ từ đất lên cây trồng.
    - Phân tích thành phần chính (PCA) cho thấy các yếu tố hóa lý của đất có ảnh hưởng rõ rệt đến quá trình hấp thụ các đồng vị phóng xạ trong cây trồng. Cụ thể, pH đất và thành phần hạt mịn (silt) có mối tương quan âm, trong

khi hàm lượng cát lại thể hiện mối tương quan dương với hệ số dịch chuyển. Những kết quả này phù hợp với cơ sở lý thuyết về cơ chế tương tác giữa các đặc tính đất và sự vận chuyển các đồng vị phóng xạ từ đất vào thực vật.

- Hệ số dịch chuyển của các nguyên tố kim loại giảm dần theo thứ tự K > Na > Rb > Mn > Fe ở cả Hà Nội và Lào Cai, trong đó K và Na có hệ số lớn hơn 1, các nguyên tố còn lại nhỏ hơn 1. Ngoại trừ Fe, các nguyên tố khác có hệ số dịch chuyển cao hơn ở Lào Cai so với Hà Nội. Phân tích đa biến cũng chỉ ra sự cạnh tranh trong hấp thụ của một số nguyên tố, đặc biệt giữa Fe-Mn và Na-K-Rb.

3. **Đánh giá nguy cơ phóng xạ trong đất và trong rau ở các khu vực nghiên cứu:** Dựa trên hoạt độ phóng xạ trong đất, luận án đã tính toán các chỉ số nguy hiểm do phóng xạ ở Hà Nội, Lào Cai và Phú Thọ. Kết quả cho thấy khu vực Hà Nội và Lào Cai an toàn đối với cư dân, trong khi một số địa điểm ở Phú Thọ, đặc biệt gần mỏ sắt, có nguy cơ chiếu xạ cao hơn. Đồng thời, nghiên cứu cũng đánh giá liều tương đương lên các cơ quan khi tiêu thụ thực phẩm nhiễm phóng xạ. Kết quả cho thấy:

   - Rau muống ở Phú Thọ và rau củ quả ở Lào Cai có liều tương đương cao hơn so với rau muống và rau của quả ở Hà Nội.
   - ^{40}K tập trung chủ yếu ở hệ tiêu hóa, trong khi ^{226}Ra và ^{228}Ra chủ yếu tích tụ trong xương.

4. **Đánh giá nguy cơ từ kim loại trong rau:** Luận án đã tiến hành tính toán chỉ số nguy hiểm mục tiêu (THQ) đối với kim loại trong các mẫu rau, củ, quả thu thập ở Hà Nội và Lào Cai. Kết quả cho thấy phần lớn mẫu ở Hà Nội có giá trị THQ < 1, ngoại trừ ba mẫu rau muống (P-HN2, P-HN6, P-HN7) có chỉ số THQ của Mn vượt ngưỡng an toàn (THQ > 1). Ngược lại, ở khu vực có nền phông phóng xạ cao ở Mường Hum (Lào Cai), chỉ số THQ trung bình đạt 2,59, trong đó nhóm rau củ dài ngày thể hiện mức nguy cơ cao hơn so với nhóm rau ngắn ngày. Đáng chú ý, Mn là nguyên tố có giá trị THQ cao nhất, phản ánh tiềm năng gây tác động bất lợi đến sức khỏe người tiêu dùng. Những phát hiện này góp phần nhấn mạnh kết luận quan trọng của nghiên cứu: trong các khu vực có phông phóng xạ tự nhiên cao, rủi ro sức khỏe không nhất thiết bắt nguồn từ phóng xạ, mà có thể chủ yếu đến từ sự tích lũy kim loại nặng trong cây trồng.

5. Các điểm mới của luận án

- Luận án áp dụng phương pháp than hóa mẫu thực vật nhằm tăng độ giàu và giảm độ bất định khi phân tích hoạt độ phóng xạ của các đồng vị ^{226}Ra, ^{228}Ra và ^{40}K trong rau củ quả bằng phổ kế HPGe.
- Xác định hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại từ đất lên cây trồng ở các khu vực có điều kiện địa chất khác nhau (Hà Nội, Phú Thọ, Lào Cai), đồng thời chỉ ra vai trò của loại đất, điều kiện sinh trưởng và đặc tính đất đối với quá trình vận chuyển và tích lũy các nguyên tố trong thực vật.
- Áp dụng phân tích thống kê đa biến (PCA, AHC) để đánh giá các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình hấp thụ các nguyên tố trong cây trồng, chứng minh sự cạnh tranh hấp thụ giữa các nguyên tố như Fe-Mn, Na-K-Rb.
- Luận án đã đánh giá toàn diện nguy cơ phóng xạ và độc tố kim loại khi tiêu thụ rau, củ, quả ở các khu vực có nền phông phóng xạ tự nhiên cao. Kết quả cho thấy, rủi ro sức khỏe không chỉ đến từ phóng xạ mà còn từ sự tích lũy kim loại nặng, đặc biệt là Mn.

Kiến nghị

- Cần tiến hành khảo sát hệ số dịch chuyển các đồng vị phóng xạ và kim loại ở các khu vực khác nhau trên diện tích rộng hơn.
- Xây dựng các bộ số liệu về hệ số dịch chuyển các đồng vị phóng xạ và kim loại đối với từng loại rau cụ thể ở các khu vực khác nhau.
- Phân tích các tính chất hóa lý của đất và đánh giá thêm các yếu tố như bón phân, lượng mưa, thời điểm lấy mẫu để có cái nhìn tổng quan về cơ chế sự vận chuyển của các đồng vị phóng xạ và kim loại từ đất lên cây trồng.
- Phân tích hàm lượng kim loại dựa trên nhiều phương pháp khác như phương pháp TXRF, PIXE, ICP-OES để đưa ra được phương pháp tối ưu nhất trong nhận diện và phân tích hàm lượng các kim loại nặng trong đất cũng như các mẫu thực vật.

Danh mục công trình khoa học của tác giả liên quan đến luận án

1. Bui, T.-H., Bui, V.-L., Leuangtakoun, S., Lathdavong, L., Xayhuangsy, S., Duong, D.-T., Tran, D.-K., Tran, V.-K., Le, N.-T., Phan, G., et al. (2023). "Characteristics of natural radionuclides and ^{137}Cs in surface soil in Phonsavan, Xiengkhouang, Laos", *Nuclear Technology and Radiation Protection*, Vol. 389(4), pp. 289–300, https://doi.org/10.2298/NTRP2304289B

2. Bui, T.-H., V.-L., Duong, V.-H., Duong, D.-T., Le, N.-T., Tran, D.-K., Tran, V.-K., Ha, T.-T.-L., Phan, G.T.T., Tran, V.-H., et al. (2024). "Transfer of natural radionuclides from soil to water spinach (Ipomoea aquatica Forssk) under flooded and unflooded conditions in Hanoi, Vietnam", *Journal Environmental Radioactivity*, Vol. 277, pp. 107445.

3. Bui Thi Hong, Vu Ngoc Ba, Nguyen An Son, Nguyen Thi Minh Sang, Bui Thi Hoa, Bui Van Loat. (2024). "Transport and accumulation of nutrients in plant samples using Total reflection X-ray Flourescence (TXRF)", *Advances in the Earth, Mining and Environmental Sciences for Safe and Sustainable Development*, Vol. 1, pp. 113-122.

4. Thi-Hong Bui, Viet-Hoang Tran, Vu Ngoc Ba, Anh-Hung Vu, Hoai-Nam Tran, Van-Loat Bui (2025), "Evaluation of heavy metal elements in soil in Hanoi and Lao Cai using the k0 – NAA method", *IOP Journal of Physics: Conference Series (JPCS)*, 3040, 012018, http://doi.org/10.1088/1742-6596/3040/1/012018

5. Nguyen The Nghia, Vu Ngoc Ba, Bui Van Loat, Nguyen Van Dung, Tran Van Khanh, Bui Thi Hong (2025). "Relationship between physicochemical parameters with radioactive concentration in soil and annual effective dose", *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 334 (6), http://doi.org/10.1007-/s10967-025-10172-5

Danh mục công trình khoa học của tác giả liên quan đến luận án

Danh mục công trình khoa học của tác giả liên quan đến luận án

1. Bui, T.-H., Bui, V.-L., Leuangtakoun, S., Lathdavong, L., Xayhuangsy, S., Duong, D.-T., Tran, D.-K., Tran, V.-K., Le, N.-T., Phan, G., et al. (2023). "Characteristics of natural radionuclides and ^{137}Cs in surface soil in Phonsavan, Xiengkhouang, Laos", *Nuclear Technology and Radiation Protection*, Vol. 38, pp. 289–300.

2. Bui, T.-H., V.-L., Duong, V.-H., Duong, D.-T., Le, N.-T., Tran, D.-K., Tran, V.-K., Ha, T.-T.-L., Phan, G.T.T., Tran, V.-H., et al. (2024). "Transfer of natural radionuclides from soil to water spinach (Ipomoea aquatica Forssk) under flooded and unflooded conditions in Hanoi, Vietnam", *Journal Environmental Radioactivity*, Vol. 277, pp. 107445.

3. Bui Thi Hong, Vu Ngoc Ba, Nguyen An Son, Nguyen Thi Minh Sang, Bui Thi Hoa, Bui Van Loat. (2024). "Transport and accumulation of nutrients in plant samples using Total reflection X-ray Flourescence (TXRF)", *Advances in the Earth, Mining and Environmental Sciences for Safe and Sustainable Development*, Vol. 1, pp. 113.

4. Thi-Hong Bui, Viet-Hoang Tran, Vu Ngoc Ba, Anh-Hung Vu, Hoai-Nam Tran, Van-Loat Bui (2025), "Evaluation of heavy metal elements in soil in Hanoi and Lao Cai using the k0 – NAA method", *IOP Journal of Physics: Conference Series (JPCS)*, 3040, 012018 (SCOPUS).

5. Nguyen The Nghia, Vu Ngoc Ba, Bui Van Loat, Nguyen Van Dung, Tran Van Khanh, Bui Thi Hong (2025). "Relationship between physicochemical parameters

with radioactive concentration in soil and annual effective dose", *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 334 (6).

Tài liệu tham khảo

Tiếng việt

[1] Bùi Văn Loát, Nguyễn Quang Báu, Nguyễn Thị Thanh Nhàn, Đinh Văn Thìn (2021), *Xác suất thống kê trong vật lý hạt nhân*, Nhà xuất bản Đại học Quốc gia Hà Nội, Hà Nội.

[2] Hoàng Hữu Đức (2021), *Nghiên cứu sự vận chuyển của một số đồng vị phóng xạ tự nhiên và nhân tạo từ đất sang cây rau và cây chè bằng kỹ thuật hạt nhân hiện đại*, Luận án Tiến sĩ khoa học vật chất, Học viện khoa học và công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam.

[3] Nguyễn Thu Hường (2004), *Cây rau trong bữa ăn gia đình*, Nhà xuất bản Thanh Hóa, Thanh Hóa.

Tiếng anh

[4] Adamo P., Iavazzo P., Albanese S., Agrelli D., Vivo B.D., Lima A. (2014), "Bioavailability and soil-to-plant transfer factors as indicators of potentially toxic element contamination in agricultural soils", *Science of The Total Environment.* Vol. 500–501, pp. 11–22.

[5] Adeleke F.E., Olarinoye I.O., Idris M.M., Isah K.U. (2021), "Estimation of soil-to-plant transfer factors for ^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K and ^{137}Cs radionuclides for some selected medicinal plants in some part of Minna and Kaduna, Nigeria", *Journal of Radiation and Nuclear Applications.* Vol. 6, pp. 171–171.

[6] Ahmed M., Matsumoto M., Ozaki A., Thinh N., Kurosawa K. (2019), "Heavy metal contamination of irrigation water, soil, and vegetables and the difference between dry and wet seasons near a multi-industry zone in Bangladesh", *Water.* Vol. 11, pp. 583–583.

[7] Ali H., Khan E., Ilahi I. (2019), "Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation", *Journal of Chemistry.* Vol. 2019, pp. 1–14.

[8] Azeez H., Mansour H., Ahmad S. (2019), "Transfer of natural radioactive nuclides from soil to plant crops", *Applied Radiation and Isotopes.* Vol. 147, pp. 152-158.

[9] Ba V.N., Nguyen V.T., Thien B.N., Thu H.N.P., Loan T.T.H. (2021), "Activity concentrations of ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K, and ^{222}Rn in the indoor air and surface soil in Ho Chi Minh City, Vietnam: Methods for estimating indoor ^{222}Rn and health risks to the population", *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 327, pp. 897–90.

[10] Ba V.N., Thien B.N., Phuong H.T., Loan T.T.H., Anh T.T. (2024), "Bioconcentration and translocation of elements from soil to vegetables and associated health risk", *Journal of Food Composition and Analysis.* Vol. 132, pp. 106296–106296.

[11] Bahadori M., Tofighi H. (2015), "A modified Walkley-Black method based on spectrophotometric procedure", *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. Vol. 47 (2).

[12] Balasubramaniam T., Shen G., Esmaeili N., Zhang H. (2023), "Plants' response mechanisms to salinity stress", *Plants*. Vol. 12 (12)

[13] Belli M., Sansone U., Ardiani R., Feoli E., Scimone M., Menegon S., Parente G. (1995), "The effect of fertilizer applications on 137Cs uptake by different plant species and vegetation types", *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 27 (1), pp. 75–89.

[14] Beretta A., Silbermann A., Paladino L., Torres D., Bassahun D., Musselli R., García-Lamohte A. (2014), "Soil texture analyses using a hydrometer: modification of the Bouyoucos method", *Ciencia e Investigación Agraria*. Vol. 41, pp. 263–271.

[15] Blaauw M., D'Agostino G., di Luzio M., Dung H. M., Jacimovic R., Dias M. D. S., Semmler R., van Sluijs R., Barradas N. P. (2023), "The 2021 IAEA software intercomparison for k_0-INAA", *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 332, pp. 3387–3400.

[16] Broadley M. R., Willey N. J. (1997), "Differences in root uptake of radiocaesium by 30 plant taxa", *Environmental Pollution*. Vol. 97, pp. 11–15.

[17] Bunluesin S., Pokethitiyook P., Lanza G., Tyson J., Kruatrachue M., Xing B., Upatham S. (2007), "Influences of cadmium and zinc interaction and humic acid on metal accumulation in Ceratophyllum demersum", *Water Air and Soil Pollution*. Vol. 180, pp. 225–235.

[18] Christopher F., Penman J., Hanle L., M. F. S., O. S. (2006), "2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 3: Uncertainties", *Intergovernmental Panel on Climate Change*. Vol. 1.

[19] Colombo C., Palumbo G., He J. Z., Pinton R., Cesco S. (2014), "Review on iron availability in soil: Interaction of Fe minerals, plants, and microbes", *Journal of Soils and Sediments.*

[20] Das H., Devi N., Venu N., Borah A. (2023), "Chemical fertilizer and its effects on the soil environment", *Book or chapter title unknown*. Vol. 7, pp. 31–51.

[21] Defarge N., de Vendômois J. S., Séralini G. E. (2018), "Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides", *Toxicology Reports*. Vol. 5, pp. 156–163.

[22] Djelic G., Krstic D., Stajic J. M., Milenkovic B., Topuzovic M., Nikezic D., Vucic D., Zeremski T., Stankovic M., Kostic D. (2016), "Transfer factors of natural radionuclides and 137Cs from soil to plants used in traditional medicine in Central Serbia", *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 158, pp. 81–88.

[23] Dominik P., Kaupenjohann M. (2000), "Simple spectrophotometric determination of Fe in oxalate and HCl soil extracts", *Talanta*. Vol. 51, pp. 701–707.

[24] Echevarria G., Vong P. C., Morel J. L. (1998), "Effect of NO_3^- on the fate of $^{99}TcO_4^-$ in the soil–plant system", *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 38, pp. 163–171.

[25] El-Taher A., Abdelhalim M. (2014), "Elemental analysis of soils from Toshki by using instrumental neutron activation analysis techniques", *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 300, pp. 431-435.

[26] Feng F., Sun J., Ding L., Su W., Zhou Y., Tao Z., Shang W., Li Y. (2024), "Migration patterns of heavy metals from solid waste stockpile soils by native plants for ecological restoration in arid and semi-arid regions of Northwest China", *Environmental Research*. Vol. 251 (1), pp. 118907.

[27] Filgueiras R. A., Silva A. X., Domingues A. M., Ribeiro F. C. A., Viglio E. P. (2022), "Relationships between natural radionuclides activity concentration in soils of the State of Alagoas, Brazil and WRB/FAO soil classification, types of parental rocks and rainfall variability", *Applied Radiation and Isotopes*. Vol. 187, Article 110309.

[28] Francos M., Vieira A., Bento-Gonçalves A., Úbeda X., Zema D.A., Lucas-Borja M.E. (2023), "Effects of wildfire, torrential rainfall and straw mulching on the physicochemical soil properties in a Mediterranean forest", *Ecological Engineering*. Vol. 192, pp. 106987–106987.

[29] Glascock M. (2008), "An overview of neutron activation analysis", *Encyclopedia of Archaeology, pp. 1669 – 1683.*

[30] Greger M. (2004), *Uptake of Nuclides by Plants,* Technical report TR-04-14, Stockholm.

[31] Gulan L., Stajic J., Milenkovic B., Zeremski T., Milic S., Krstic D. (2021), "Plant uptake and soil retention of radionuclides and metals in vineyard environments", *Environmental Science and Pollution Research*. Vol. 28, pp. 49651-49662

[32] Gupta N., Yadav K.K., Kumar V., Kumar S., Chadd R.P., Kumar A. (2019), "Trace elements in soil-vegetables interface: Translocation, bioaccumulation, toxicity and amelioration – a review", *Science of The Total Environment*. Vol. 651 (2), pp. 2927–2942.

[33] Haghighi M., Kafi M., Khoshgoftarmanesh A. (2013), "Effect of humic acid application on cadmium accumulation by lettuce leaves", *Journal of Plant Nutrition*. Vol. 36, pp. 1521-1532.

[34] Harmanescu M., Alda L., Bordean D.-M., Gogoasa I., Gergen I. (2011), "Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grown in old mining area; a case study: Banat County, Romania", *Chemistry Central Journal*. Vol. 5, pp. 64–64.

[35] Huynh H., Huu N.T.T., Trinh L., Thang N., Le H. (2024), "Improvement of the accuracy of radioactivity analysis using gamma spectroscopy by reducing the Compton continuum of ^{40}K gamma spectrum", *International Journal of Radiation Research*. Vol. 22 (3), pp. 559 – 566.

[36] IAEA (1989), *Measurement of Radionuclides in Food and the Environment,* Technical Reports Series. Vol. 295, International Atomic Energy Agency, Vienna.

[37] IAEA (2009), "Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments", *Technical Reports*, Chemistry Unit, IAEA, Seibersdorf, Vienna, Austria.

[38] IAEA (2019a), *Determination and Interpretation of Characteristic Limits for Radioactivity Measurements: Decision Threshold, Detection Limit and Limits of the*

Confidence Interval, Analytical Quality in Nuclear Applications Series. Vol. 48, International Atomic Energy Agency.

[39] IAEA (2019b), *Guidelines on Soil and Vegetation Sampling for Radiological Monitoring,* Technical Reports Series. Vol. 48, International Atomic Energy Agency.

[40] IAEA (2023), *Radiological Environmental Impact Assessment for the Disposal of Solid Radioactive Waste,* Safety Reports Series. Vol. 49, International Atomic Energy Agency.

[41] ISO/IEC – 17043 (2010), *Conformity Assessment — General Requirements for Proficiency Testing,* International Organization for Standardization.

[42] Jibiri N., Farai I., Alausa S. (2007), "Activity concentrations of ^{226}Ra, ^{228}Th, and ^{40}K in different food crops from a high background radiation area in Bitsichi, Jos Plateau, Nigeria", *Radiation and Environmental Biophysics*. Vol. 46, pp. 53–59.

[43] Jibiri N., Okeyode I. (2011), "Activity concentrations of natural radionuclides in the sediments of Ogun River, Southwestern Nigeria", *Radiation Protection Dosimetry*. Vol. 147, pp. 555–564.

[44] Kamiya K., Ozasa K., Akiba S., Niwa O., Kodama K., Takamura N., Zaharieva E., Kimura Y., Wakeford R. (2015), "Long-term effects of radiation exposure on health", *Lancet (London, England)*. Vol. 386, pp. 469–478.

[45] Khaidem J., Thounaojam T., Meetei T.T. (2018), "Influence of soil pH on nutrient availability: A review", *International Journal of Emerging Technologies and Innovative Research*, Vol. 5, p. 707 – 713.

[46] Khalid S., Shahid M., Naz R., Niazi N., Kahtani A.A., Alothman Z., Fatima R., Murtaza B. (2023), "Cobalt in Soil–Plant–Human System: A Data-Analysis Review", *JETIR Research Journal.*

[47] Khan A., Khan S., Alam M., Khan M.A., Aamir M., Qamar Z., Rehman Z.U., Perveen S. (2016), "Toxic metal interactions affect the bioaccumulation and dietary intake of macro- and micro-nutrients", *Chemosphere*. Vol. 146, pp. 121–128.

[48] Khan A., Khan S., Khan M.A., Qamar Z., Waqas M. (2015), "The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plant nutrients, and associated health risk: A review", *Environmental Science and Pollution Research*. Vol. 22, pp. 13772–13799.

[49] Khan R., Islam H.M.T., Islam A.R.M.T. (2021). "Mechanism of elevated radioactivity in Teesta River Basin from Bangladesh: Radiochemical characterization, provenance and associated hazards", *Chemosphere*. Vol. 264, p. 128459.

[50] Kirchner G., Strebl F., Bossew P., Ehlken S., Gerzabek M.H. (2009). "Vertical migration of radionuclides in undisturbed grassland soils", *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 100, pp. 716–720.

[51] Konishchuk V.V. (2016). “Chernobyl radiation-ecological biosphere reserve in the system of Pan-European econetwork”, *Agroecological Journal*. pp. 71–81.

[52] Lado L., Hengl T., Reuter H. (2008). “Heavy metals in European soils: A geostatistical analysis of the FOREGS geochemical database”, *Geoderma*. Vol. 148, pp. 189–199.

[53] Lahori A.H., Zhang Z., Guo Z., Mahar A., Li R., Awasthi M.K., Sial T.A., Kumbhar F., Wang P., Shen F., Zhao J., Huang H. (2017). “Potential use of lime combined with additives on (im)mobilization and phytoavailability of heavy metals from Pb/Zn smelter contaminated soils”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 145, pp. 313–323.

[54] Lee S.K., Wagiran H., Ramli A.T., Apriantoro N.H., Wood A.K. (2009). “Radiological monitoring: Terrestrial natural radionuclides in Kinta District, Perak, Malaysia”, *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 100, pp. 368–374.

[55] Lembrechts J. (1993). “A review of literature on the effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-to-plant transfer of radiostrontium and radiocaesium”, *Science of The Total Environment*. Vol. 137, pp. 81–98.

[56] Lewis K., Tzilivakis J., Warner D., Green A. (2016). “An international database for pesticide risk assessments and management”, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. Vol. 22, pp. 1–15.

[57] Li K., Cao C., Ma Y., Su D., Li J. (2019). “Identification of cadmium bioaccumulation in rice (Oryza sativa L.) by the soil-plant transfer model and species sensitivity distribution”, *Science of The Total Environment*. Vol. 692, pp. 1022–1028.

[58] Lin Y.-H. (2010). “Effects of potassium behaviour in soils on crop absorption”, *African Journal of Biotechnology*. Vol. 9 (3), pp. 4638 - 4643.

[59] Marschner P., Rengel Z. (2023), *Nutrient availability in soils*, Marschner’s Mineral Nutrition of Plants, Chapter 12. pp. 315 - 330.

[60] Mehrgan M.S., Mehrgan P.S., Shekarabi S.P.H., Hasanzadeh B., Seyedalhosseini S., Alhosseini S. (2019). “Seasonal variations of cadmium and lead concentrations in water, sediments, and tissues of fish in Mellat artificial lake, Iran”, *Journal of Human, Environment, and Health Promotion*. Vol. 5 (4), pp. 177 – 182.

[61] Miller J. (2016). *Soil pH affects nutrient availability*, Affiliation: University of Maryland Extension.

[62] Monged M., Hassan H., El-Sayed S. (2020). “Spatial distribution and ecological risk assessment of natural radionuclides and trace elements in agricultural soil of northeastern Nile valley, Egypt”, *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 231 (338).

[63] Morooka K., Kurihara E., Takehara M., Takami R., Fueda K., Horie K., et al. (2021). “New highly radioactive particles derived from Fukushima Daiichi Reactor Unit 1: Properties and environmental impacts”, *Science of The Total Environment*. Vol. 773, p. 145639.

[64] Naibo G., de São José J.F.B., Pesini G., Chemin C., Lisboa B., Kayser L., et al. (2024). "Combining mid-infrared spectroscopy and machine learning to estimate nutrient content in plant tissues of yerba mate (Ilex paraguariensis A. St. Hil.)", *Journal of Food Composition and Analysis*. Vol. 128.

[65] Nguyen D.V., Trinh H.D., Phan T.V. (2021). "Assessment of natural irradiation doses in rare earth mines of Muong Hum, Bat Xat District, Lao Cai Province", *Journal of Mining and Earth Sciences*. Vol. 62, pp. 106–115.

[66] Nhu T., Nhu D., Luan P., Vu T., Chinh, Duoc T. (2021). "An overview of rare earth ores beneficiation in Vietnam", *Inżynieria Mineralna*. Vol. 1 (2).

[67] Nisbet A.F. (1993). "Effect of soil-based countermeasures on solid-liquid equilibria in agricultural soils contaminated with radiocaesium and radiostrontium", *Science of The Total Environment*. Vol. 137, pp. 99–118.

[68] Oerke E.-C. (2006). "Crop losses to pests", *The Journal of Agricultural Science*. Vol. 144, pp. 31–43.

[69] Olagbaju P., Wojuola O., Tshivhase M. (2021). "Radionuclides contamination in soil: Effects, sources and spatial distribution", *EPJ Web of Conferences*. Vol. 253, p. 09006.

[70] Otlewska A., Migliore M., Dybka-Ścępień K., Manfredini A., Struszczyk-Świta K., et al. (2020). "When salt meddles between plant, soil, and microorganisms", *Frontiers in Plant Science*. Vol. 11.

[71] Ponting J., Kelly T.J., Verhoef A., Watts M.J., Sizmur T. (2021). "The impact of increased flooding occurrence on the mobility of potentially toxic elements in floodplain soil – a review", *Science of The Total Environment*. Vol. 754, p. 142040.

[72] Rai P.K., Lee S.S., Zhang M., Tsang Y.F., Kim K.H. (2019). "Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management", Vol. 125, pp. 365-385.

[73] Rashid A., Schutte B., Ulery A., Deyholos M., Sanogo S., Lehnhoff E., Beck L. (2023). "Heavy metal contamination in agricultural soil: Environmental pollutants affecting crop health", *Agronomy*. Vol. 13 (6), pp. 1521.

[74] R.M. C., Schwertmann U. (2003). *The Iron Oxides*, 2nd edn. Wiley Online Books. pp. 433–474.

[75] Rodrigo M.D., Abeysingha N.S., Duminda D.M., Ray R.L. (2024). "Metal and nutrient uptake by natural wetland plants in a tropical man-made wetland of Sri Lanka", *Soil and Environmental Health*. Vol. 2, pp. 100080.

[76] Rolka E., Wyszkowski M. (2021). "Availability of trace elements in soil with simulated cadmium, lead and zinc pollution", *Minerals*. Vol. 11, p. 879.

[77] Shahid M., Khalid S., Abbas G., Shahid N., Nadeem M., Sabir M., Aslam M., Dumat C. (2015). *Heavy metal stress and crop productivity*, Springer International Publishing, pp. 1–25.

[78] Shaw G. (1993). “Blockade by fertilisers of caesium and strontium uptake into crops: Effects on the root uptake process”, *Science of The Total Environment*. Vol. 137, pp. 119–133.

[79] Slamene H., Akhal T., Zouranen B. (2013). *Concepts, instrumentation and techniques of neutron activation analysis*, Imaging and Radioanalytical Techniques in Interdisciplinary Research - Fundamentals and Cutting Edge Applications.

[80] Thien B.N., Ba V.N., Man M.T., Loan T.T.H. (2021). “Analysis of the soil to food crops transfer factor and risk assessment of multi-elements at the suburban area of Ho Chi Minh City, Vietnam using instrumental neutron activation analysis (INAA)”, *Journal of Environmental Management*. Vol. 291.

[81] Thien B.N., Ba V.N., Vy N.T.T., Loan T.T.H. (2020). “Estimation of the soil to plant transfer factor and the annual organ equivalent dose due to ingestion of food crops in Ho Chi Minh City, Vietnam”, *Chemosphere*. Vol. 259.

[82] Thornton I., Webb J.S. (1980), "Trace Elements in Soils and Plants", *Springer Netherlands*. pp. 273–315.

[83] Thørring H., Skuterud L., Steinnes E. (2012), "Effects of chemical climate on soil depth distribution and plant uptake of radiocaesium in forest ecosystems", *Radioprotection*. Vol. 46 (Supplement), pp. S503–S508.

[84] Tiwari S., Lata C. (2018), "Heavy metal stress, signaling, and tolerance due to plant-associated microbes: An overview", *Frontiers in Plant Science*. Vol. 9, pp. 1–10.

[85] Tudi M., Ruan H., Wang L., Jia L., Sadler R., Connell D., Chu C., Phung D. (2021), "Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment", *International Journal of Environmental Research and Public Health*. Vol. 18, pp. 1112.

[86] UNSCEAR (1969), *Radioactive Contamination of the Environment by Nuclear Tests*, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York.

[87] UNSCEAR (1988), *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. 1988 Report to the General Assembly with Annexes*, United Nations, New York.

[88] UNSCEAR (2000), *Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, Volume I: Sources*, United Nations, New York.

[89] U.S.NRC (2013), *Radiological Toolbox User’s Guide*, Office of Nuclear Regulatory Research, United States Nuclear Regulatory Commission.

[90] Van H.D., Nguyen T.D., Peka A., Hegedus M., Csordas A., Kovacs T. (2020), "Study of soil to plant transfer factors of 226Ra, 232Th, 40K and 137Cs in Vietnamese crops", *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 223–224, pp. 106416.

[91] Vineethkumar V., Shimod K.P., Akhil R., Prasad T.K., Benny S.P., Narayanan A., Prakash V. (2024), "Influence of physico-chemical parameters on natural radionuclides in the coastal

belt of Kollam District, South West Coast of India", *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 333, pp. 2251–2262.

[92] Vitaly L., Bauer T., Minkina T., Mandzhieva S., Mazarji M. (2022), "Spatial distribution of heavy metals in soils of the flood plain of the Seversky Donets River (Russia) based on geostatistical methods", *Environmental Geochemistry and Health*. Vol. 44, pp. 319 - 333.

[93] Wan Y., Liu J., Zhuang Z., Wang Q., Li H. (2024), "Heavy metals in agricultural soils: Sources, influencing factors, and remediation strategies", *Toxic*. Vol. 12 (1), pp. 63.

[94] Wang X., Sato T., Xing B., Tao S. (2005), "Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish", *Science of The Total Environment*. Vol. 350, pp. 28–37.

[95] Wu H. (2018), "Plant salt tolerance and Na^+ sensing and transport", *The Crop Journal*. Vol. 6, pp. 215–225.

[96] Yamaguchi N., Nakamura T., Dong D., Takahashi Y., Amachi S., Makino T. (2011), "Arsenic release from flooded paddy soils is influenced by speciation, Eh, pH, and iron dissolution", *Chemosphere*. Vol. 83, pp. 925–932.

[97] Yang B., Tuo F., Zhou Q., Zhang J., Zeshu L., Pang C. (2022), "Dietary exposure of radionuclides and heavy metals in adult residents in a high background natural radiation area using duplicate diet method", *Scientific Reports*. Vol. 12, pp. 16676.

[98] Zaher H., Mohamed A., Hamed S., El-Khateeb A. (2021), "Risk assessment of heavy metal bioaccumulation in raw crab and prawn flesh marketed in Egypt", *Journal of Human, Environment, and Health Promotion*. Vol. 7, pp. 6–14.

[99] Zhuang Z., Mu H.Y., Fu P.N., Wan Y.N., Yu Y., Wang Q., Li H.F. (2020), "Accumulation of potentially toxic elements in agricultural soil and scenario analysis of cadmium inputs by fertilization: A case study in Quzhou County", *Journal of Environmental Management*. Vol. 269, pp. 110797.

Phụ lục: Tọa độ lấy mẫu

Bảng A1. Tọa độ lấy mẫu ở Hà Nội

Số thứ tự	Ký hiệu đất	Ký hiệu rau	Loại rau	Vĩ độ	Kinh độ
1	Đ.HN1	P.HN1	Rau muống	21.0459870	105.7027670
2	Đ.HN2	P.HN2	Rau muống	21.0166140	105.6919800
3	Đ.HN3	P.HN3	Rau muống	20.9528710	105.8437230
4	Đ.HN4	P.HN4	Rau muống	20.9125790	105.8481530
5	Đ.HN5	P.HN5	Rau muống	21.1950910	105.7805380
6	Đ.HN6	P.HN6	Rau muống	21.2017140	105.7736780
7	Đ.HN7	P.HN7	Rau muống	21.2097780	105.7648770
8	Đ.HN8	P.HN8	Rau muống	21.2087440	105.7515660
9	Đ.HN9	P.HN9	Rau muống	21.2244430	105.7609880
10	Đ.HN10	P.HN10	Rau muống	21.2033390	105.7994300
11	Đ.HN11	P.HN11	Rau muống	21.1977010	105.8149620
12	Đ.HN12	P.HN12	Rau muống	21.2496010	105.7825560
13	Đ.HN13	P.HN13	Rau muống	21.2460020	105.7692350
14	Đ.HN14	P.HN14	Rau muống	21.1682320	105.7913510
15	Đ.HN15	P.HN15	Rau muống	21.1612910	105.7853560
16	Đ.HN16	P.HN16	Rau muống	21.1559280	105.8060250
17	Đ.HN17	P.HN17	Rau muống	21.1023900	105.4929100

(Tiếp theo)

Số thứ tự	Ký hiệu đất	Ký hiệu rau	Loại rau	Vĩ độ	Kinh độ
18	Đ.HN18	P.HN18	Rau muống	21.0654100	105.4708000
19	Đ.HN19	P.HN19	Rau muống	21.0343800	105.4610900
20	Đ.HN20	P.HN20	Rau muống	21.0302800	105.4417600
21	Đ.HN21	P.HN21	Rau muống	20.9742120	105.7408760
22	Đ.HN22	P.HN22	Rau muống	21.2491241	105.7779395
23	Đ.HN23	P.HN23	Rau muống	21.0459870	105.7027670
24	Đ.HN24	P.HN24	Rau muống	21.0166140	105.6919800
25	Đ.HN25	P.HN25	Cải ngồng	21.2067474	105.7672451
26	Đ.HN26	P.HN26	Cải chíp	20.9650370	105.9091770
27	Đ.HN27	P.HN27	Cải canh	21.1065576	105.6347828
28	Đ.HN28	P.HN28	Cải cúc	21.1064188	105.6330675
29	Đ.HN29	P.HN29	Củ cải	21.1206184	105.6422400
30	Đ.HN30	P.HN30	Mồng tơi	21.1480435	105.7520815
31	Đ.HN31	P.HN31	Rau dền	20.9736310	105.7502360
32	Đ.HN32	P.HN32	Su hào	21.0814184	105.7330455
33	Đ.HN33	P.HN33	Bắp cải	21.1150201	105.6377992
34	Đ.HN34	P.HN34	Chuối xanh	21.1187707	105.6412506

Bảng A2. Tọa độ lấy mẫu ở Phú Thọ

Số thứ tự	Ký hiệu đất	Ký hiệu rau	Loại rau	Vĩ độ	Kinh độ
1	Đ.PT1	P.PT1	Rau muống	21.065690	105.125820
2	Đ.PT2	P.PT2	Rau muống	21.066797	105.124420
3	Đ.PT3	P.PT3	Rau muống	21.085879	105.127550
4	Đ.PT4	P.PT4	Rau muống	21.136522	105.129780
5	Đ.PT5	P.PT5	Rau muống	21.139325	105.124160
6	Đ.PT6	P.PT6	Rau muống	20.992752	105.124480
7	Đ.PT7	P.PT7	Rau muống	20.991811	105.125550
8	Đ.PT8	P.PT8	Rau muống	21.137441	105.130750
9	Đ.PT9	P.PT9	Rau muống	21.121903	105.287600

Bảng A3. Tọa độ lấy mẫu ở Lào Cai

Số thứ tự	Ký hiệu đất	Ký hiệu rau	Loại rau	Kinh độ	Vĩ độ
1	Đ.LC1	P.LC1	Quả cà	103.7137233	22.5118035
2	Đ.LC2	P.LC2	Chuối xanh	103.7125497	22.5112253
3	Đ.LC3	P.LC3	Đu đủ	103.7122130	22.5108753
4	Đ.LC4	P.LC4	Su su	103.7122180	22.5116380
5	Đ.LC5	P.LC5	Quả đỗ	103.7122937	22.5118050
6	Đ.LC6	P.LC6	Cà chua	103.7118010	22.5120980
7	Đ.LC7	P.LC7	Bí ngô	103.7142790	22.5123900
8	Đ.LC8	P.LC8	Khoai môn	103.7127595	22.5112545
9	Đ.LC9	P.LC9	Sắn	103.7110800	22.5127500
10	Đ.LC10	P.LC10	Củ cải	103.7121238	22.5111923
11	Đ.LC11	P.LC11	Su hào	103.7142860	22.5121810
12	Đ.LC12	P.LC12	Cải mèo	103.7124241	22.5108696
13	Đ.LC13	P.LC13	Cải chíp	103.7128653	22.5105866
14	Đ.LC14	P.LC14	Cải bắp	103.7117720	22.5121200
15	Đ.LC15	P.LC15	Cải ngồng	103.7117970	22.5112980
16	Đ.LC16	P.LC16	Ngải cứu	103.7136690	22.5122150

Thông số của các detector bán dẫn

Bảng B1. Thông số của các detector bán dẫn

Tham số	GC5019	BE6530	GX5519	GMX30190
Hiệu suất tương đối (%)	50	60	55	30
Độ phân giải năng lượng (keV)				
Ở năng lượng 122 keV	0,950	0,75	1,0	–
Ở năng lượng 1,3 MeV	1,9	2,00	1,9	2,1
Tỷ lệ đỉnh/nền Compton	64	–	64	–
FWTM/FWHM	1,9	1,89	1,9	–

Quy trình chiếu mẫu trong phân tích kích hoạt neutron (INAA)

Bảng C1. Đồng vị tạo thành, chu kỳ bán rã, năng lượng bức xạ gamma đặc trưng được chọn để xác định các nguyên tố theo phương pháp INAA

Nguyên tố	**Đồng vị được đo**	**E (keV)**	**$T_{1/2}$**	**Độ phổ biến θ (%)**	**Xác suất phát I_γ (%)**
As	^{76}As	559,10	26,24 H	100	45,00
Ba	^{131}Ba	496,3	11,50 D	0,11	46,80
Ca	^{49}Ca	3084,40	8,72 M	0,19	92,10
Ce	^{141}Ce	145,40	32,51 D	88,48	48,20
Cl	^{38}Cl	1642,70	37,24 M	24,23	32,50
Co	^{60}Co	1332,50	5,271 Y	100	99,98
Cr	^{51}Cr	320,10	27,70 D	4,35	93,10

Còn tiếp trang sau

Tiếp theo bảng C1

Nguyên tố	**Đồng vị được đo**	**E (keV)**	**$T_{1/2}$**	**Độ phổ biến θ (%)**	**Xác suất phát I_γ (%)**
Cs	^{134}Cs	604,70	2,07 Y	100	97,56
Cu	^{66}Cu	1039,20	5,12 M	30,83	7,40
Dy	^{165}Dy	94,70	2,33 H	28,10	3,58
Eu	^{152}Eu	1408,00	13,54 Y	47,86	20,85
Fe	^{59}Fe	1099,30	44,50 D	0,28	56,10
Hf	^{181}Hf	482,20	42,39 D	0,00	82,80
Hg	^{203}Hg	279,20	46,61 D	29,70	81,46
K	^{42}K	1524,70	12,36 H	6,73	17,90
La	^{140}La	1596,20	1,68 D	99,91	95,40
Mg	^{27}Mg	843,80	9,46 M	11,01	71,80
Mn	^{56}Mn	846,80	2,58 H	100	98,87
Na	^{24}Na	1368,60	14,96 H	100	99,99
Nd	^{147}Nd	91,10	10,98 D	17,19	28,10
Rb	^{86}Rb	1077,00	18,63 D	72,17	8,78

Còn tiếp trang sau

Tiếp theo bảng C1

Nguyên tố	**Đồng vị được đo**	**E (keV)**	**$T_{1/2}$**	**Độ phổ biến θ (%)**	**Xác suất phát I_γ (%)**
Sb	^{124}Sb	1691,00	60,20 D	42,70	47,60
Sc	^{46}Sc	889,30	83,83 D	100	99,98
Se	^{75}Se	264,70	119,78 D	0,89	58,75
Sm	^{153}Sm	103,20	46,50 H	26,60	28,30
Ta	^{182}Ta	1221,40	114,40 D	99,99	27,17
Tb	^{160}Tb	879,40	72,30 D	100	30,35
Th	^{233}Th	311,90	26,97 D	100	38,60
Ti	^{51}Ti	320,10	5,76 M	5,20	93,10
U	^{239}U	277,60	2,36 D	99,28	14,20
V	^{52}V	1434,10	3,75 M	99,75	100,00
Yb	^{169}Yb	177,20	32,03 D	0,13	21,15
Zn	^{65}Zn	1115,50	244,30 D	48,60	14,80

Ghi chú: Y: năm; D: ngày; H: giờ; M: phút.

Bảng C2. Quy trình chiếu và đo mẫu đất và thực vật trên kênh 7-1.

Vị trí chiếu	**Thời gian chiếu**	**Thời gian rã**	**Thời gian đo**	**Nguyên tố**	**Loại mẫu (khối lượng)**
Kênh 7-1 ($\phi_{th} = 4.8 \times 10^{12}$ n.cm^{-2}.s^{-1} $\alpha = -0.038$, $f = 9.8$)	60 giây	10–20 phút	120 giây	^{28}Al, ^{51}Ti, ^{52}V	Đất, trầm tích (50 mg)
		1–2 giờ	600 giây	^{165}Dy, ^{56}Mn	Đất, trầm tích (50 mg)
	90–120 giây	5–10 phút	120 giây	^{28}Al, ^{51}Ti, ^{52}V, ^{66}Cu, ^{27}Mg, ^{49}Ca	Thực vật, sinh học (70 mg)
		30–90 phút	600 giây	^{38}Cl, ^{165}Dy, ^{56}Mn	Thực vật, sinh học (70 mg)

Bảng C3. Thông tin quy trình chiếu xạ và đo mẫu đất, thực vật trên mâm quay.

Vị trí chiếu	**Thời gian chiếu**	**Thời gian rã**	**Thời gian đo**	**Nguyên tố**	**Loại mẫu (khối lượng)**
Mâm quay ($\phi_{th} = 3{,}8 \times 10^{12}$ n.cm^{-2}.s^{-1} $\alpha = 0{,}071$, $f = 39{,}5$)	10 giờ	3–6 ngày	1800 giây	^{76}As, ^{42}K, ^{24}Na, ^{140}La, ^{153}Sm, ^{147}Nd, ^{239}Np (U)	Đất, trầm tích (100 mg)
		>20 ngày	7200 giây	^{131}Ba, ^{141}Ce, ^{60}Co, ^{51}Cr, ^{134}Cs, ^{152}Eu, ^{59}Fe, ^{181}Hf, ^{177}Lu, ^{86}Rb, ^{233}Pa (Th), ^{124}Sb, ^{46}Sc, ^{75}Se, ^{182}Ta, ^{160}Tb, ^{169}Yb, ^{65}Zn	Đất, trầm tích (100 mg)
	15 giờ	2–3 ngày	1800 giây	^{76}As, ^{42}K, ^{24}Na, ^{140}La, ^{153}Sm	Thực vật, sinh học (150 mg)
		>20 ngày	10800 giây	^{141}Ce, ^{60}Co, ^{51}Cr, ^{134}Cs, ^{59}Fe, ^{181}Hf, ^{203}Hg, ^{86}Rb, ^{124}Sb, ^{46}Sc, ^{75}Se, ^{233}Pa (Th), ^{65}Zn	Thực vật, sinh học (150 mg)

Thông tin các mẫu chuẩn

Bảng D1. Thông tin mẫu chuẩn TNKUTh

Nguyên tố	Hoạt độ (Bq/kg)
^{40}K	987,2 $\pm$ 6,0
^{226}Ra	330,2 $\pm$ 9,1
^{232}Th	220,2 $\pm$ 6,3

Bảng D2. Thông tin mẫu chuẩn IAEA-375 (ngày 8/1/1994)

Đồng vị	Hoạt độ (Bq/kg)	Đồng vị	Hoạt độ (Bq/kg)
^{106}Ru	56	226Ra	20
^{125}Sb	77	^{228}Th	21
^{129}I	0,0017	^{232}Th	20,5
^{134}Cs	463	^{234}U	25
^{137}Cs	5280	^{238}Pu	0,071
^{238}U	24,4	^{241}Am	0,13
$^{239+240}$Pu	0,3	^{40}K	424
		^{90}Sr	108

Bảng D3. Thông tin mẫu chuẩn RGU1, RGTh1, RGK1 (1/1/1987)

Mẫu chuẩn	Đồng vị	Hoạt độ phóng xạ (Bq/kg)	Sai số (Bq/kg)
RGU1	^{235}U	224	5
	^{238}U	4941	99
RGTh1	^{232}Th	3250	180
RGK1	^{40}K	14180	160

Bảng D4. Thông tin mẫu chuẩn IAEA-156 (ngày 1/1/1991)

Đồng vị	**Hoạt độ (Bq/kg)**
^{134}Cs	132
^{137}Cs	264
^{40}K	657
^{90}Sr	14,8
Thành phần vật liệu	**Hàm lượng (%))**
C	13
O	32
Na	1
P	5
Cl	3
K	40
Ca	6

Giá trị hiệu suất ghi mô phỏng

- Hộp trụ: bề dày 1 mm, đường kính trong 8,9 cm, chiều cao 4,8 cm.
- Hộp hình giếng: thể tích 800 ml (chứa khối lượng 300 g và 570 g).
- Hộp hình giếng: thể tích 2000 ml (chứa khối lượng 1100 g).

Bảng E1. Hiệu suất ghi mô phỏng mẫu thực vật với cấu hình đo khác nhau trên hệ GC5019

E **(keV)**	**Hộp trụ** $m = 100$ g	**Hộp trụ** $m = 150$ g	**Hộp giếng** $m = 300$ g	**Hộp giếng** $m = 570$ g	**Hộp giếng** $m = 1100$ g
295.22	0.0438569	0.040217	0.043697	0.041526	0.0197725
338.32	0.0394888	0.036291	0.039376	0.037513	0.0178915
351.93	0.0383075	0.035227	0.038211	0.036429	0.0173769
583.19	0.0262322	0.024290	0.026369	0.025362	0.0119792
609.31	0.0254096	0.023541	0.025560	0.024603	0.0116048
661.65	0.0239273	0.022190	0.024103	0.023231	0.0109342
911.20	0.0191344	0.017811	0.019323	0.018718	0.0086856
1001.03	0.0179200	0.016699	0.018088	0.017546	0.0081141
1120.29	0.0165876	0.015478	0.016748	0.016272	0.0074738
1460.82	0.0137388	0.012855	0.013936	0.013590	0.0061286
1764.49	0.0118204	0.011081	0.012038	0.011766	0.0052959
2204.21	0.0099560	0.009348	0.010140	0.009936	0.0044385
2614.51	0.0086394	0.008121	0.008795	0.008632	0.0038704

Tỷ lệ khối lượng tươi - khô của mẫu

Bảng F1. Tỷ lệ khối lượng tươi so với khô của các loại rau, củ, quả sử dụng trong luận án

Loại mẫu	Khối lượng tươi (kg)	Khối lượng khô (g)	Tỷ lệ tươi/khô
Rau muống	2,57	243,13	10,57
Quả cà	5,60	625,00	8,96
Chuối xanh	3,67	605,61	6,06
Đu đủ	2,45	571,10	4,29
Su su	7,56	460,98	16,40
Quả đỗ	5,15	416,33	12,37
Cà chua	3,27	188,18	17,38
Bí ngô	2,60	607,92	4,28
Khoai môn	2,10	412,56	5,09
Củ sắn	2,00	729,93	2,74
Củ cải	16,50	711,05	23,21
Su hào	6,42	390,13	16,46
Cải mèo	5,14	370,68	13,87
Cải chíp	2,60	124,22	20,93
Cải bắp	3,96	241,81	16,38
Cải ngồng	13,50	973,57	13,87
Ngải cứu	3,87	344,61	11,23
Cải canh	4,90	345,62	14,18
Cải cúc	5,50	282,95	19,44
Mồng tơi	2,78	316,20	8,79
Rau dền	4,00	365,00	10,96

Hệ số dịch chuyển của các đồng vị phóng xạ trong mẫu phân tích

Bảng G1. Hoạt độ phóng xạ và hệ số dịch chuyển của các mẫu rau muống tại khu vực Phú Thọ

STT	Mẫu đất	Mẫu rau	Hoạt độ trong đất (Bq/kg)			Hoạt độ trong rau (Bq/kg)			Hệ số dịch chuyển		
			^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K
1	Đ.PT1	P.PT1	184±3,3	893±16	584±19	11,2±1,50	91,8±2,50	1487±45	0,061±0,008	0,103±0,003	2,546±0,113
2	Đ.PT2	P.PT2	229±9,1	517±16	328±11	5,56±0,69	4,42±0,39	1080±38	0,024±0,003	0,009±0,001	3,293±0,160
3	Đ.PT3	P.PT3	66,9±2,5	587±29	587±29	1,73±0,47	6,26±0,93	1438±45	0,026±0,007	0,011±0,002	2,450±0,143
4	Đ.PT4	P.PT4	113±4,3	147±4,8	583±41	5,75±0,63	26,6±1,20	1140±36	0,051±0,006	0,181±0,010	1,955±0,151
5	Đ.PT5	P.PT5	44,3±1,2	66,4±2,1	292±12	3,02±0,23	6,48±0,45	1768±68	0,068±0,006	0,098±0,007	6,055±0,341
6	Đ.PT6	P.PT6	47,4±2,3	95,3±3,6	272±14	5,92±0,60	14,0±0,84	2198±67	0,125±0,014	0,146±0,010	8,081±0,483
7	Đ.PT7	P.PT7	44,9±2,2	57,9±3,9	333±22	2,82±0,21	3,13±0,67	1124±36	0,063±0,006	0,054±0,012	3,375±0,248
8	Đ.PT8	P.PT8	38,2±2,3	46,8±2,8	239±8,9	1,39±0,24	4,45±0,51	2077±63	0,036±0,007	0,095±0,012	8,679±0,417
9	Đ.PT9	P.PT9	47,5±2,5	64,8±3,6	794±36	1,14±0,20	1,92±0,32	2270±66	0,024±0,004	0,030±0,005	2,859±0,154

Bảng G2. Hoạt độ phóng xạ và hệ số dịch chuyển của các mẫu rau muống tại khu vực Hà Nội

STT	Mẫu đất	Mẫu rau	Hoạt độ trong đất (Bq/kg)			Hoạt độ trong rau (Bq/kg)			Hệ số dịch chuyển		
			^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K
1	Đ.HN1	P.HN1	41,4±1,8	48,5±2,0	590±18	1,73±0,25	1,31±0,15	1340±49	0,032±0,004	0,036±0,005	2,271±0,108
2	Đ.HN2	P.HN2	32,2±0,8	47,3±2,1	494±16	2,3±0,29	0,86±0,10	1110±44	0,027±0,003	0,049±0,006	2,247±0,115
3	Đ.HN3	P.HN3	64,4±2,2	69,3±2,5	851±23	1,54±0,18	1,26±0,16	289±11	0,020±0,003	0,022±0,003	0,340±0,016
4	Đ.HN4	P.HN4	49,8±1,64	77,7±2,5	562±17	3,44±0,40	1,63±0,22	1400±50	0,033±0,005	0,044±0,005	2,491±0,117
5	Đ.HN5	P.HN5	72,3±2,6	82,9±2,8	953±26	2,05±0,22	1,26±0,16	644±19	0,017±0,002	0,025±0,003	0,676±0,027
6	Đ.HN6	P.HN6	40,9±1,1	65,3±2,3	854±23	3,98±0,41	1,13±0,11	1370±50	0,028±0,003	0,061±0,007	1,604±0,073
7	Đ.HN7	P.HN7	35,8±0,9	43,2±1,3	1040±40	5,57±0,67	2,54±0,37	954±26	0,071±0,011	0,129±0,016	0,917±0,043
8	Đ.HN8	P.HN8	36,7±1,0	56,5±1,5	899±25	9,44±0,88	4,74±0,32	1080±38	0,129±0,009	0,167±0,016	1,201±0,054
9	Đ.HN9	P.HN9	35,2±0,9	45,9±1,3	817±22	5,56±0,69	2,42±0,33	1029±36	0,069±0,010	0,121±0,015	1,259±0,056
10	Đ.HN10	P.HN10	35,9±0,9	49,7±1,4	1880±52	0,51±0,12	1,58±0,21	1410±50	0,044±0,006	0,010±0,002	0,750±0,034
11	Đ.HN11	P.HN11	44,9±1,1	73,2±1,5	773±21	3,58±0,50	1,49±0,26	1010±36	0,033±0,006	0,049±0,007	1,307±0,059
12	Đ.HN12	P.HN12	92,3±2,9	137±3,2	1445±39	2,16±0,28	0,64±0,09	469±19	0,007±0,001	0,016±0,002	0,325±0,016
13	Đ.HN13	P.HN13	46,5±1,0	54,7±1,3	1320±30	1,69±0,22	0,9±0,13	708±25	0,019±0,003	0,031±0,004	0,536±0,023
14	Đ.HN14	P.HN14	45,1±1,3	69,1±2,1	683±17	3,31±0,45	1,89±0,21	1100±36	0,042±0,005	0,048±0,007	1,611±0,066
15	Đ.HN15	P.HN15	47,3±1,5	71,7±2,6	738±19	3,23±0,66	1,86±0,24	1123±40	0,039±0,005	0,045±0,009	1,522±0,067

Bảng G2. Hoạt độ phóng xạ và hệ số dịch chuyển của các mẫu rau muống tại khu vực Hà Nội (tiếp theo)

STT	Mẫu đất	Mẫu rau	Hoạt độ trong đất (Bq/kg)			Hoạt độ trong rau (Bq/kg)			Hệ số dịch chuyển		
			^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K
16	Đ.HN16	P.HN16	51,0±1,3	73,43±2,1	687±18	3,40±0,46	2,03±0,30	886±26	0,040±0,006	0,046±0,006	1,29±0,051
17	Đ.HN17	P.HN17	76,3±1,7	91,2±2,3	1260±34	5,50±0,71	2,02±0,28	1240±38	0,026±0,004	0,06±0,008	0,984±0,04
18	Đ.HN18	P.HN18	71,7±1,5	81,7±2,2	1590±41	0,97±0,13	0,86±0,15	714±25	0,012±0,002	0,012±0,002	0,449±0,02
19	Đ.HN19	P.HN19	35,9±0,9	52,7±1,2	1770±46	0,52±0,12	1,39±0,19	1680±47	0,039±0,005	0,010±0,002	0,949±0,036
20	Đ.HN20	P.HN20	39,6±1,0	55,6±1,3	1550±40	0,50±0,10	1,07±0,16	1590±42	0,027±0,004	0,009±0,002	1,026±0,038
21	Đ.HN21	P.HN21	39,6±2,2	55,5±4,2	539±26	0,76±0,08	0,81±0,10	573±19	0,019±0,002	0,015±0,002	1,063±0,062
22	Đ.HN22	P.HN23	41,7±2,2	79,2±3,1	731±36	0,95±0,15	1,86±0,28	937±36	0,023±0,004	0,023±0,004	1,282±0,08
23	Đ.HN23	P.HN24	46,1±2,3	68,4±3,4	644±30	0,60±0,08	1,10±0,19	1063±30	0,013±0,002	0,016±0,003	1,651±0,09
24	Đ.HN24	P.HN24	32,1±2,3	76,3±3,2	526±30	0,37±0,06	0,47±0,06	541±33	0,012±0,002	0,006±0,001	1,029±0,086
25	Đ.HN25	P.HN25	39.6±2,2	55.7±2,1	315±18	0.79±0,12	1.21±0,16	1091±40	0.020±0,003	0.022±0,003	3.463±0,235
26	Đ.HN26	P.HN26	38.2±2,1	41.1±1,8	286±15	0.69±0,11	1.05±0,14	573±24	0.018±0.003	0.026±0,004	2.003±0,134
27	Đ.HN27	P.HN27	36,8±2,0	39,2±1,7	161±13	0,32±0,09	0,52±0,10	711±35	0,009±0,002	0,013±0,003	4,416±0,418
28	Đ.HN28	P.HN28	40,7±1,6	81,2±1,7	721±20	0,65±0,16	1,09±0,26	1200±50	0,016±0,004	0,013±0,003	1,664±0,083
29	Đ.HN29	P.HN29	42,2±1,7	76,1±2,3	636±25	0,45±0,10	0,93±0,17	1045±42	0,011±0,002	0,012±0,002	1,643±0,092
30	Đ.HN30	P.HN30	46,8±1,5	62,5±2,6	710±14	0,61±0,11	0,64±0,1	903±30	0,013±0,002	0,010±0,002	1,272±0,049
31	Đ.HN31	P.HN31	39,3±1,2	68,5±2,8	812±20	0,78±0,13	0,72±0,14	980±31	0,020±0,003	0,011±0,002	1,207±0,048

Bảng G3. Hoạt độ phóng xạ và hệ số dịch chuyển của cácrau,củ, quả khác tại khu vực Hà Nội

STT	Mẫu đất	Mẫu rau	Hoạt độ trong đất (Bq/kg)			Hoạt độ trong rau (Bq/kg)			Hệ số dịch chuyển			
			^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	
1	Cải ngồng	Đ.HN25	P.HN25	$62,0 \pm 2,03$	$53,4 \pm 1,77$	949 ± 29	$2,59 \pm 0,33$	$1,52 \pm 0,19$	993 ± 34	$0,042 \pm 0,005$	$0,028 \pm 0,004$	$1,046 \pm 0,048$
2	Cải chíp	Đ.HN26	P.HN26	$28,1 \pm 1,70$	$49,8 \pm 2,40$	426 ± 16	$0,68 \pm 0,08$	$1,12 \pm 0,17$	944 ± 55	$0,024 \pm 0,003$	$0,022 \pm 0,004$	$2,216 \pm 0,154$
3	Cải canh	Đ.HN27	P.HN27	$29,2 \pm 1,70$	$48,2 \pm 2,60$	450 ± 16	$0,95 \pm 0,11$	$1,19 \pm 0,17$	1428 ± 48	$0,033 \pm 0,004$	$0,025 \pm 0,004$	$3,173 \pm 0,155$
4	Cải cúc	Đ.HN28	P.HN28	$31,3 \pm 1,70$	$50,9 \pm 2,60$	499 ± 19	$0,63 \pm 0,11$	$0,9 \pm 0,12$	1212 ± 40	$0,020 \pm 0,004$	$0,018 \pm 0,003$	$2,429 \pm 0,122$
5	Củ cải	Đ.HN29	P.HN29	$38,2 \pm 2,30$	$40,2 \pm 2,60$	562 ± 28	$0,30 \pm 0,07$	$0,47 \pm 0,05$	647 ± 34	$0,008 \pm 0,002$	$0,012 \pm 0,001$	$1,152 \pm 0,083$
6	Mồng tơi	Đ.HN30	P.HN30	$43,7 \pm 2,23$	$58,5 \pm 3,23$	668 ± 30	$0,33 \pm 0,07$	$0,54 \pm 0,13$	796 ± 29	$0,008 \pm 0,002$	$0,009 \pm 0,002$	$1,192 \pm 0,069$
7	Rau dền	Đ.HN31	P.HN31	$45,6 \pm 1,70$	$64,9 \pm 2,70$	757 ± 49	$0,75 \pm 0,09$	$1,35 \pm 0,21$	584 ± 20	$0,016 \pm 0,002$	$0,021 \pm 0,003$	$0,771 \pm 0,056$
8	Su hào	Đ.HN32	P.HN32	$39,6 \pm 2,10$	$68,8 \pm 2,45$	653 ± 29	$0,34 \pm 0,06$	$0,25 \pm 0,07$	1300 ± 54	$0,009 \pm 0,002$	$0,004 \pm 0,001$	$1,991 \pm 0,121$
9	Bắp cải	Đ.HN33	P.HN33	$39,2 \pm 1,73$	$61,1 \pm 2,13$	753 ± 29	$0,32 \pm 0,05$	$0,35 \pm 0,07$	933 ± 48	$0,008 \pm 0,001$	$0,006 \pm 0,001$	$1,239 \pm 0,079$
10	Chuối xanh	Đ.HN34	P.HN34	$37,7 \pm 1,17$	$62,5 \pm 2,10$	656 ± 26	$0,76 \pm 0,11$	$0,91 \pm 0,12$	513 ± 31	$0,020 \pm 0,003$	$0,015 \pm 0,002$	$0,782 \pm 0,057$

Bảng G4. Hoạt độ phóng xạ và hệ số dịch chuyển của cácrau,củ, quả khác tại khu vực Lào Cai

STT	Mẫu đất	Mẫu rau	Hoạt độ trong đất (Bq/kg)			Hoạt độ trong rau (Bq/kg)			Hệ số dịch chuyển			
			^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	
1	Quả cà	Đ.LC1	P.LC1	31,3 ± 2,52	73,6 ± 5,01	405 ± 14	5,51 ± 0,45	10,1 ± 0,83	706 ± 25	0,176 ± 0,02	0,137 ± 0,015	1,743 ± 0,086
2	Chuối xanh	Đ.LC2	P.LC2	112 ± 2,60	187 ± 3,40	483 ± 16	5,69 ± 0,33	21,4 ± 1,44	1075 ± 42,6	0,051 ± 0,003	0,114 ± 0,008	2,226 ± 0,116
3	Đu đủ	Đ.LC3	P.LC3	89,9 ± 1,52	125 ± 2,89	396 ± 16	6,51 ± 0,46	9,87 ± 0,76	1002 ± 37	0,072 ± 0,005	0,079 ± 0,006	2,53 ± 0,138
4	Su su	Đ.LC4	P.LC4	28,4 ± 2,02	58,1 ± 3,47	182 ± 8,2	5,90 ± 0,67	4,55 ± 0,52	96,1 ± 4,30	0,208 ± 0,028	0,078 ± 0,01	0,528 ± 0,034
5	Quả đỗ	Đ.LC5	P.LC5	86,6 ± 6,12	104 ± 6,71	290 ± 16	8,45 ± 0,53	10,8 ± 0,61	76,6 ± 3,00	0,098 ± 0,009	0,104 ± 0,009	0,264 ± 0,018
6	Cà chua	Đ.LC6	P.LC6	24,5 ± 1,61	28,9 ± 1,87	390 ± 15	4,47 ± 0,52	7,12 ± 0,85	165 ± 5,5	0,182 ± 0,024	0,246 ± 0,033	0,423 ± 0,022
7	Bí ngô	Đ.LC7	P.LC7	85,4 ± 2,5	91,0 ± 3,10	364 ± 14	10,7 ± 0,76	18,1 ± 1,43	140 ± 7,4	0,125 ± 0,01	0,199 ± 0,017	0,385 ± 0,025
8	Khoai môn	Đ.LC8	P.LC8	130 ± 2,61	169 ± 7,20	520 ± 16	28,5 ± 1,30	30,1 ± 4,50	597 ± 21	0,219 ± 0,011	0,178 ± 0,028	1,148 ± 0,054
9	Sắn	Đ.LC9	P.LC9	153 ± 3,22	163 ± 3,54	474 ± 17	12,3 ± 0,73	9,99 ± 1,10	364 ± 11	0,080 ± 0,005	0,061 ± 0,007	0,768 ± 0,037
10	Củ cải	Đ.LC10	P.LC10	96,6 ± 1,71	192 ± 3,78	906 ± 18	27,3 ± 1,55	34,8 ± 0,83	148 ± 4,80	0,283 ± 0,017	0,181 ± 0,006	0,163 ± 0,006
11	Su hào	Đ.LC11	P.LC11	79,4 ± 2,42	49,2 ± 2,60	437 ± 13	1,37 ± 0,27	0,52 ± 0,12	790 ± 28	0,017 ± 0,003	0,011 ± 0,003	1,808 ± 0,084
12	Cải mèo	Đ.LC12	P.LC12	109 ± 1,91	138 ± 2,16	487 ± 14	3,34 ± 0,51	14,6 ± 0,82	1568 ± 53,1	0,031 ± 0,005	0,106 ± 0,006	3,22 ± 0,143
13	Cải chíp	Đ.LC13	P.LC13	33,1 ± 2,65	47,9 ± 3,27	162 ± 10	15,6 ± 0,85	32 ± 1,83	179 ± 5,80	0,471 ± 0,046	0,668 ± 0,059	1,105 ± 0,077
14	Cải bắp	Đ.LC14	P.LC14	30,1 ± 2,61	20,8 ± 1,49	193 ± 11	6,80 ± 0,40	12,4 ± 1,21	1024 ± 37	0,226 ± 0,024	0,596 ± 0,072	5,306 ± 0,358
15	Cải ngồng	Đ.LC15	P.LC15	59,2 ± 1,42	61,8 ± 2,57	789 ± 20	2,41 ± 0,42	0,51 ± 0,11	812 ± 29	0,041 ± 0,007	0,008 ± 0,002	1,029 ± 0,045
16	Ngải cứu	Đ.LC16	P.LC16	65,5 ± 4,5	72,7 ± 2,58	690 ± 19	0,53 ± 0,12	2,65 ± 0,51	914 ± 32	0,008 ± 0,002	0,036 ± 0,007	1,325 ± 0,059

Hệ số dịch chuyển của các nguyên tố trong mẫu phân tích

Bảng H1. Hàm lượng nguyên tố trong đất khu vực Hà Nội (μg/g).

Ký hiệu mẫu	K	Na	Fe	Mn	Al	Ti	V	Dy	Sm
S-HN1	19810 ± 1169	4746 ± 375	38810 ± 1203	816 ± 19,00	70810 ± 2974	4332 ± 334	115 ± 5,0	5,85 ± 0,40	7,20 ± 0,40
S-HN2	14940 ± 1868	5750 ± 213	26520 ± 928	407 ± 9	39580 ± 3166	4127 ± 487	65,0 ± 3,00	4,78 ± 0,54	5,20 ± 0,50
S-HN3	15990 ± 2462	6202 ± 229	28960 ± 1969	480 ± 10	44850 ± 2512	4882 ± 766	68 ± 4,00	3,95 ± 0,27	5,80 ± 8,20
S-HN4	14400 ± 3154	5468 ± 246	25770 ± 1108	512 ± 13,0	42580 ± 2895	4108 ± 259	66 ± 3	4,89 ± 0,35	5,70 ± 0,60
S-HN5	14450 ± 1893	5524 ± 210	22030 ± 815	571 ± 12	38640 ± 2782	4385 ± 307	58,5 ± 4,00	4,60 ± 0,75	5,50 ± 0,80
S-HN6	22530 ± 8133	2403 ± 147	45570 ± 3235	266 ± 6,00	97700 ± 3322	4360 ± 349	155 ± 6,00	6,59 ± 0,91	7,80 ± 3,20
S-HN7	25950 ± 1012	2441 ± 142	31470 ± 1353	135 ± 6,00	93750 ± 3750	6018 ± 349	181 ± 10,0	6,62 ± 0,36	8,50 ± 0,50
S-HN8	18600 ± 1860	5068 ± 507	38560 ± 2468	621 ± 13,0	59190 ± 2900	4320 ± 367	96,0 ± 5,00	4,88 ± 0,39	6,00 ± 0,40
S-HN9	19170 ± 2684	4893 ± 220	40670 ± 1667	721 ± 15,0	64310 ± 2765	5563 ± 490	100 ± 7	6,21 ± 0,63	6,40 ± 0,70
Trung bình	18427	4722	33151	503	61268	4677	101	7,50	6,50
Độ lệch chuẩn	3970	1377	8020	214	22606	679	43,2	6,80	1,10
Nhỏ nhất	14400 ± 3154	2403 ± 147	22030 ± 815	135 ± 6,00	38640 ± 2782	4108 ± 259	58,5 ± 4,00	3,95 ± 0,27	5,20 ± 0,50
Lớn nhất	25950 ± 1012	6202 ± 229	45570 ± 3235	816 ± 19,0	97700 ± 3322	6018 ± 349	181 ± 10,0	6,21 ± 0,63	8,50 ± 0,50

Bảng H1. Hàm lượng nguyên tố trong đất khu vực Hà Nội (tiếp theo) (μg/g).

Ký hiệu mẫu	Ce	La	Eu	Tb	Hf	Rb	Sc	Ta	Th	Co	Cr	Cs
S-HN1	105 ± 3,10	43,2 ± 1,30	1,40 ± 0,10	0,91 ± 0,15	7,30 ± 0,30	134 ± 5,60	14,0 ± 0,40	1,20 ± 0,20	14,5 ± 0,80	16,5 ± 0,50	118 ± 10,0	8,70 ± 0,60
S-HN2	79,4 ± 2,10	31,9 ± 1,40	1,00 ± 0,10	0,74 ± 0,15	10,0 ± 0,50	97,8 ± 4,70	9,00 ± 0,30	1,20 ± 0,20	9,90 ± 0,60	10,2 ± 0,20	87,0 ± 8,00	4,90 ± 0,50
S-HN3	66,7 ± 1,60	34,5 ± 1,80	1,00 ± 0,10	0,64 ± 0,23	9,0 ± 0,90	104 ± 4,60	9,80 ± 0,60	1,10 ± 0,20	12,2 ± 1,50	11,5 ± 0,90	88,0 ± 14,0	5,30 ± 0,80
S-HN4	83,9 ± 19,1	35,7 ± 1,70	1,00 ± 0,10	0,60 ± 0,19	11,1 ± 0,80	95,5 ± 8,10	8,30 ± 0,30	1,10 ± 0,20	13,6 ± 1,20	10,6 ± 0,20	94,0 ± 12,0	4,20 ± 0,60
S-HN5	71,0 ± 1,80	33,0 ± 1,50	0,80 ± 0,10	0,64 ± 0,16	12,1 ± 0,70	76,0 ± 4,80	7,00 ± 0,20	0,90 ± 0,20	11,2 ± 0,80	8,70 ± 0,40	115 ± 12,0	4,10 ± 0,60
S-HN6	114 ± 3,00	51,3 ± 6,70	1,70 ± 0,10	1,10 ± 0,28	5,90 ± 0,80	219 ± 7,90	23,2 ± 1,30	1,60 ± 0,30	13,0 ± 0,90	16,9 ± 0,40	151 ± 21,0	17,6 ± 1,60
S-HN7	106 ± 5,20	60,5 ± 3,30	1,50 ± 0,10	1,09 ± 0,06	4,90 ± 0,30	164 ± 11,2	18,1 ± 1,10	1,50 ± 0,10	15,6 ± 0,70	13,6 ± 0,90	124 ± 1,10	12,7 ± 1,1
S-HN8	95,4 ± 12,5	36,7 ± 1,50	1,50 ± 0,30	1,08 ± 0,38	8,90 ± 1,30	131 ± 5,50	12,9 ± 0,70	0,90 ± 0,50	10,0 ± 1,10	15,8 ± 0,30	102 ± 16,0	7,10 ± 1,40
S-HN9	99,7 ± 2,90	41,7 ± 1,80	1,50 ± 0,20	0,92 ± 0,24	7,40 ± 0,60	144 ± 8,00	13,5 ± 0,30	1,10 ± 0,30	13,7 ± 0,90	17,0 ± 0,70	98,0 ± 12,0	8,60 ± 1,10
Trung bình	91,2	40,9	1,30	0,80	8,50	129	12,9	1,20	12,6	13,4	108,6	8,10
Độ lệch chuẩn	16,6	9,50	0,30	0,20	2,40	43,3	5,20	0,20	2,00	3,20	20,7	4,50
Nhỏ nhất	66,7 ± 1,60	31,9 ± 1,40	0,80 ± 0,10	0,60 ± 0,19	4,90 ± 0,30	76,0 ± 4,80	7,00 ± 0,20	0,90 ± 0,20	9,90 ± 0,60	8,70 ± 0,40	87,0 ± 8,00	4,10 ± 0,60
Lớn nhất	114 ± 3,00	60,5 ± 3,30	1,70 ± 0,10	1,10 ± 0,28	12,1 ± 0,70	219 ± 7,90	23,2 ± 1,30	1,60 ± 0,30	15,6 ± 0,70	17,0 ± 0,70	151 ± 21,0	17,6 ± 1,60

Bảng H2. Hàm lượng nguyên tố trong đất khu vực Lào Cai (μg/g).

Ký hiệu mẫu	K	Na	Fe	Mn	Al	Ti	V	Dy	Sm	Ce
S-LC1	12900 ± 3393	741 ± 134	73060 ± 3434	$663 \pm 15{,}0$	92270 ± 3045	21360 ± 983	$283 \pm 10{,}0$	$11{,}0 \pm 0{,}89$	$12{,}0 \pm 2{,}90$	$308 \pm 8{,}00$
S-LC2	5060 ± 2130	$263 \pm 57{,}0$	93860 ± 7133	$740 \pm 16{,}0$	123000 ± 3198	14960 ± 986	$298 \pm 12{,}0$	$12{,}6 \pm 0{,}44$	$18{,}1 \pm 7{,}00$	$217 \pm 3{,}90$
S-LC3	12160 ± 948	$676 \pm 22{,}0$	67090 ± 3153	$642 \pm 13{,}0$	91220 ± 3649	19140 ± 995	$298 \pm 12{,}0$	$7{,}88 \pm 0{,}98$	$15{,}5 \pm 1{,}20$	$441 \pm 11{,}5$
S-LC4	10640 ± 4628	541 ± 105	64470 ± 2385	$678 \pm 14{,}0$	79150 ± 4195	23610 ± 1299	$275 \pm 14{,}0$	$5{,}79 \pm 0{,}45$	$9{,}80 \pm 1{,}50$	$254 \pm 6{,}60$
S-LC5	10880 ± 3416	$462 \pm 77{,}0$	73150 ± 5779	$121 \pm 3{,}00$	102200 ± 4292	21820 ± 938	$276 \pm 10{,}0$	$6{,}80 \pm 0{,}28$	$14{,}8 \pm 2{,}20$	$39{,}9 \pm 1{,}40$
S-LC6	5370 ± 2212	$393 \pm 80{,}0$	97100 ± 6894	$328 \pm 7{,}00$	105300 ± 3791	17620 ± 652	290 ± 13	$6{,}93 \pm 0{,}70$	$12{,}3 \pm 2{,}80$	$209 \pm 6{,}70$
S-LC7	17500 ± 7228	766 ± 191	88800 ± 7726	$1319 \pm 18{,}0$	93060 ± 4467	18040 ± 523	$265 \pm 7{,}00$	$9{,}16 \pm 0{,}58$	$21{,}0 \pm 5{,}20$	$49{,}9 \pm 2{,}00$
S-LC8	16240 ± 568	$1894 \pm 83{,}0$	67140 ± 3424	$607 \pm 28{,}0$	95815 ± 5078	7739 ± 410	$97{,}0 \pm 5{,}00$	$101 \pm 11{,}2$	$21{,}7 \pm 1{,}20$	$477 \pm 16{,}7$
S-LC9	2969 ± 140	$281 \pm 15{,}0$	75300 ± 3389	$454 \pm 20{,}0$	101617 ± 4776	19040 ± 914	$346 \pm 17{,}0$	$2{,}73 \pm 0{,}17$	$3{,}30 \pm 0{,}20$	$47{,}4 \pm 2{,}30$
Trung bình	10413	669	77774	617	98181	18148	270	29,9	14,3	227
Độ lệch chuẩn	5040	496	12287	330	12104	4667	68,8	42,4	5,80	164
Nhỏ nhất	2969 ± 140	$263 \pm 57{,}0$	64470 ± 2385	$121 \pm 3{,}00$	79150 ± 4195	7739 ± 410	$97{,}0 \pm 5{,}00$	$5{,}79 \pm 0{,}45$	$3{,}30 \pm 0{,}20$	$39{,}9 \pm 1{,}40$
Lớn nhất	17500 ± 7228	$1894 \pm 83{,}0$	97100 ± 6894	$1319 \pm 18{,}0$	123000 ± 3198	23610 ± 1299	$346 \pm 17{,}0$	$101 \pm 11{,}2$	$21{,}7 \pm 1{,}20$	$477 \pm 16{,}7$

Bảng H2. Hàm lượng nguyên tố trong đất khu vực Lào Cai (tiếp theo)(μg/g).

Ký hiệu mẫu	La	Eu	Tb	Hf	Rb	Sc	Ta	Th	Co	Cr	Cs
S-LC1	121 ± 11,6	4,30 ± 0,20	1,80 ± 0,40	15,0 ± 1,40	71,9 ± 6,80	34,7 ± 1,20	4,10 ± 0,50	33,0 ± 1,90	10,5 ± 0,20	389 ± 42,0	2,30 ± 1,00
S-LC2	94,3 ± 11,4	4,6 ± 0,30	2,40 ± 0,60	8,10 ± 0,90	45,1 ± 4,60	34,2 ± 1,10	2,00 ± 0,50	10,9 ± 1,10	40,9 ± 0,70	191 ± 29,0	3,80 ± 1,10
S-LC3	163 ± 4,10	3,60 ± 0,20	1,20 ± 0,40	11,8 ± 1,30	85,5 ± 6,90	31,2 ± 1,30	3,70 ± 0,40	30,4 ± 1,50	6,40 ± 0,20	286 ± 32,0	2,80 ± 1,20
S-LC4	101 ± 11,9	2,40 ± 0,20	0,90 ± 0,30	16,5 ± 1,00	78,0 ± 8,30	31,4 ± 1,00	4,40 ± 0,40	23,0 ± 1,10	11,2 ± 0,20	302 ± 23,0	3,40 ± 0,70
S-LC5	152 ± 11,9	3,50 ± 0,20	1,10 ± 0,30	9,90 ± 1,10	78,0 ± 7,30	32,5 ± 1,20	3,40 ± 0,40	20,2 ± 1,30	5,90 ± 0,10	321 ± 10,0	2,10 ± 0,40
S-LC6	75,4 ± 7,70	3,60 ± 0,30	1,60 ± 0,60	9,80 ± 1,90	55,8 ± 8,30	35,7 ± 1,60	3,70 ± 0,70	20,3 ± 2,80	28,6 ± 0,60	285 ± 51,0	4,40 ± 0,90
S-LC7	201 ± 26,5	4,60 ± 0,50	1,80 ± 0,80	11,0 ± 2,30	92,2 ± 7,60	29,5 ± 1,40	3,00 ± 0,10	35,7 ± 5,10	16,4 ± 0,40	316 ± 61,0	3,60 ± 0,90
S-LC8	249 ± 12,5	2,70 ± 0,20	0,70 ± 0,04	16,1 ± 0,90	95,1 ± 7,20	13,1 ± 0,40	2,60 ± 0,10	222 ± 8,00	27,2 ± 1,10	55,0 ± 0,70	1,90 ± 0,70
S-LC9	27,1 ± 1,20	0,90 ± 0,04	0,30± 0,02	12,7 ± 0,6	24,6 ± 1,10	28,0 ± 1,30	2,00 ± 0,10	10,4 ± 0,60	6,60 ± 0,30	155,0 ± 0,80	2,30 ± 0,80
Trung bình	132	3,30	1,30	12,3	69,6	30,0	3,20	45,1	17,1	256	3,00
Độ lệch chuẩn	67,6	1,20	0,60	3,00	23,4	6,80	0,90	66,9	12,4	103	0,90
Nhỏ nhất	27,1 ± 1,20	0,90 ± 0,04	0,30 ± 0,02	8,10 ± 0,90	24,6 ± 1,10	13,1 ± 0,40	2,00 ± 0,10	10,4 ± 0,60	5,90 ± 0,10	55,0 ± 0,70	1,90 ± 0,70
Lớn nhất	249 ± 12,5	4,60 ± 0,50	2,40 ± 0,60	16,5 ± 1,00	95,1 ± 7,20	35,7 ± 1,60	4,40 ± 0,40	222 ± 8,00	40,9 ± 0,70	389 ± 42,0	4,40 ± 0,90

Bảng H3. Hàm lượng nguyên tố trong thực vật khu vực Hà Nội (μg/g).

Symbol	**K**	**Na**	**Fe**	**Cl**	**Mn**	**Mg**	**Zn**	**Br**	**Rb**
P-HN1	44050 ± 1630	2542 ± 224	23,9 ± 5,30	7810 ± 211	57,5 ± 1,40	1678 ± 169	60,1 ± 4,30	18,6 ± 0,70	20,4 ± 1,80
P-HN2	6162 ± 364	2684 ± 153	145,2 ± 10,0	11010 ± 264	49,1 ± 1,30	1640 ± 159	43,1 ± 2,70	1,80 ± 0,90	19,6 ± 1,40
P-HN3	28240 ± 2965	21160 ± 1100	655 ± 45,0	20910 ± 460	83,2 ± 2,00	5078 ± 1544	42,7 ± 2,60	18,6 ± 3,70	20,5 ± 1,20
P-HN4	56260 ± 4220	2083 ± 102	67,3 ± 5,00	5449 ± 223	29,0 ± 0,90	2042 ± 174	48,3 ± 3,40	11,0 ± 0,90	8,10 ± 0,70
P-HN5	23990 ± 2447	1419 ± 94,0	80,8 ± 20,6	4912 ± 103	24,2 ± 0,70	1708 ± 94,0	27,2 ± 1,50	12,7 ± 0,50	28,0 ± 1,70
P-HN6	26970 ± 1375	7921 ± 372	181 ± 21,0	12140 ± 304	77,2 ± 1,90	3316 ± 391	59,7 ± 3,40	10,6 ± 2,30	53,6 ± 3,40
P-HN7	33830 ± 1725	4542 ± 282	293 ± 16,0	12411 ± 583	75,8 ± 4,00	2343 ± 152	32,0 ± 1,60	18,0 ± 0,70	24,8 ± 1,80
P-HN8	14580 ± 569	57,1 ± 1,30	15,2 ± 3,50	4837 ± 111	3,80 ± 0,20	1472 ± 107	10,4 ± 0,90	3,70 ± 0,20	4,00 ± 0,50
P-HN9	14050 ± 576	44,9 ± 2,00	16,2 ± 4,00	3765 ± 87,0	1,40 ± 0,10	1366 ± 96,0	9,50 ± 0,80	2,20 ± 0,10	3,30 ± 0,30
Trung bình	27570	4717	164	9249	44,6	2294	37,0	10,8	20,3
Độ lệch chuẩn	15642	6623	206	5503	31,4	1202	18,8	6,90	15,4
Nhỏ nhất	6162 ± 364	44,9 ± 2,00	15,2 ± 3,50	3765 ± 87,0	1,40 ± 0,10	1366 ± 96,0	9,50 ± 0,80	1,80 ± 0,90	3,30 ± 0,30
Lớn nhất	56260 ± 4220	21160 ± 1100	655 ± 45,0	20910 ± 460	83,2 ± 2,00	5078 ± 1544	60,1 ± 4,30	18,6 ± 3,70	53,6 ± 3,40

Bảng H4. Hàm lượng nguyên tố trong thực vật khu vực Lào Cai (μg/g).

Symbol	**K**	**Na**	**Fe**	**Cl**	**Mn**	**Mg**	**Zn**	**Br**	**Rb**
P-LC1	33950 ± 1256	$19,7 \pm 1,0$	$5,70 \pm 0,21$	4369 ± 192	$112 \pm 2,40$	1772 ± 158	$30,8 \pm 2,20$	$10,1 \pm 0,40$	$116 \pm 8,00$
P-LC2	9623 ± 414	$30,0 \pm 1,40$	$16,3 \pm 0,46$	$323 \pm 13,0$	$5,90 \pm 0,30$	$142 \pm 38,0$	$24,2 \pm 1,40$	$4,10 \pm 0,10$	$31,0 \pm 1,80$
P-LC3	55090 ± 1487	$1514 \pm 91,0$	$60,8 \pm 24,3$	$2528 \pm 99,0$	$14,4 \pm 1,00$	2576 ± 350	$72,8 \pm 3,90$	$40,7 \pm 1,10$	$170 \pm 9,00$
P-LC4	15290 ± 428	$223 \pm 14,0$	$24,6 \pm 0,33$	$1986 \pm 52,0$	$71,4 \pm 1,40$	606 ± 139	$120,0 \pm 53,0$	$21,5 \pm 0,60$	$50,6 \pm 3,00$
P-LC5	72260 ± 1807	$76,0 \pm 2,70$	$11,1 \pm 0,34$	4844 ± 126	$17,1 \pm 0,50$	366 ± 132	$34,3 \pm 1,70$	$41,7 \pm 1,00$	$203 \pm 10,0$
P-LC6	72240 ± 1589	$301 \pm 1,40$	$526 \pm 87,0$	$3202 \pm 90,0$	$60,3 \pm 2,20$	6662 ± 520	$51,8 \pm 2,60$	$31,2 \pm 0,80$	$237 \pm 12,0$
P-LC7	13880 ± 736	$36,6 \pm 1,20$	$13,0 \pm 0,44$	$1033 \pm 29,0$	$145 \pm 3,60$	946 ± 265	$124 \pm 6,00$	$13,4 \pm 0,50$	$56,9 \pm 2,90$
P-LC8	38580 ± 1119	3984 ± 191	$200 \pm 12,0$	11221 ± 830	$41,4 \pm 1,80$	2604 ± 187	$33,0 \pm 1,50$	$17,6 \pm 0,70$	$25,8 \pm 1,30$
P-LC9	49180 ± 1672	7703 ± 408	$217 \pm 10,0$	13441 ± 995	$9,60 \pm 0,50$	1400 ± 189	$46,0 \pm 1,70$	$22,3 \pm 0,80$	$51,3 \pm 1,90$
Trung bình	40010	1543	119	4772	53,0	1897	59,7	22,5	105
Độ lệch chuẩn	24100	2651	173	4554	49,3	1998	38,2	13,1	80,1
Nhỏ nhất	9623 ± 414	$19,7 \pm 1,0$	$5,70 \pm 0,21$	$323 \pm 13,0$	$5,90 \pm 0,30$	$142 \pm 38,0$	$24,2 \pm 1,40$	$4,10 \pm 0,10$	$25,8 \pm 1,30$
Lớn nhất	72260 ± 1807	7703 ± 408	$526 \pm 87,0$	13441 ± 995	$145 \pm 3,60$	6662 ± 520	$124 \pm 6,00$	$41,7 \pm 1,00$	$237,0 \pm 12,0$

Bảng H5. Hệ số dịch chuyển của các nguyên tố từ đất lên cây trồng ở Hà Nội.

Mẫu	**K**	**Na**	**Fe**	**Mn**	**Rb**
P-HN1	2,22 ± 0,155	0,54 ± 0,063	0,0006 ± 0,00014	0,07 ± 0,0024	0,15 ± 0,015
P-HN2	0,41 ± 0,057	1,07 ± 0,048	0,2324 ± 0,00814	0,12 ± 0,0042	0,20 ± 0,017
P-HN3	1,77 ± 0,329	3,41 ± 0,218	0,0226 ± 0,00219	0,17 ± 0,0055	0,20 ± 0,015
P-HN4	3,91 ± 0,905	0,38 ± 0,025	0,0026 ± 0,00022	0,06 ± 0,0023	0,08 ± 0,010
P-HN5	1,66 ± 0,276	0,26 ± 0,020	0,0037 ± 0,00094	0,04 ± 0,0015	0,37 ± 0,032
P-HN6	1,20 ± 0,436	3,30 ± 0,254	0,0040 ± 0,00054	0,29 ± 0,0097	0,25 ± 0,018
P-HN7	1,30 ± 0,084	1,86 ± 0,158	0,0093 ± 0,00065	0,56 ± 0,0387	0,15 ± 0,015
P-HN8	0,78 ± 0,084	0,01 ± 0,001	0,0004 ± 0,00009	0,01 ± 0,0003	0,03 ± 0,004
P-HN9	0,73 ± 0,107	0,01 ± 0,001	0,0004 ± 0,00010	0,002 ± 0,0001	0,02 ± 0,002
Trung bình	1,55	1,20	0,031	0,15	0,16
Độ lệch chuẩn	1,05	1,35	0,076	0,18	0,11
Nhỏ nhất	0,41 ± 0,057	0,01 ± 0,001	0,0004 ± 0,00009	0,002 ± 0,0001	0,02 ± 0,002
Nhỏ nhất	3,91 ± 0,905	3,41 ± 0,218	0,2324 ± 0,00814	0,56 ± 0,0387	0,37 ± 0,032

Bảng H6. Hệ số dịch chuyển của các nguyên tố từ đất lên cây trồng ở Lào Cai.

Mẫu	**K**	**Na**	**Fe**	**Mn**	**Rb**
P-LC1	2,63 ± 0,699	0,03 ± 0,005	0,0001 ± 0,000005	0,17 ± 0,0053	1,61 ± 0,189
P-LC2	1,90 ± 0,805	0,11 ± 0,025	0,0002 ± 0,00001	0,01 ± 0,0004	0,69 ± 0,081
P-LC3	4,53 ± 0,374	2,24 ± 0,153	0,0009 ± 0,00036	0,02 ± 0,0016	1,99 ± 0,192
P-LC4	1,44 ± 0,626	0,41 ± 0,084	0,0004 ± 0,00002	0,11 ± 0,0030	0,65 ± 0,079
P-LC5	6,64 ± 2,092	0,16 ± 0,028	0,0002 ± 0,00001	0,14 ± 0,0054	2,60 ± 0,275
P-LC6	13,45 ± 5,549	0,77 ± 0,156	0,0054 ± 0,00098	0,18 ± 0,0078	4,25 ± 0,667
P-LC7	0,79 ± 0,330	0,05 ± 0,012	0,0001 ± 0,00001	0,11 ± 0,0031	0,62 ± 0,060
P-LC8	2,38 ± 0,108	2,10 ± 0,137	0,0030 ± 0,00023	0,07 ± 0,0043	0,27 ± 0,025
P-LC9	16,56 ± 0,963	27,41 ± 2,061	0,0029 ± 0,00019	0,02 ± 0,0014	2,08 ± 0,121
Trung bình	5,59	3,70	0,001	0,09	1,64
Độ lệch chuẩn	5,67	8,93	0,002	0,07	1,27
Nhỏ nhất	0,79 ± 0,330	0,03 ± 0,005	0,0001 ± 0,00001	0,01 ± 0,0004	0,27 ± 0,025
Lớn nhất	13,45 ± 5,549	27,41 ± 2,061	0,0054 ± 0,00098	0,56 ± 0,0387	4,25 ± 0,667

Các chỉ số nguy hiểm

Bảng I1. Các chỉ số nguy hiểm đối với đồng vị phóng xạ trong đất ở Hà Nội.

Tên mẫu	**Ra$_{eq}$ (Bq/kg)**	**D (nGy/h)**	**AEDE (mSv/y)**	**ELCR ($\times 10^{-3}$)**	**H$_{ex}$**	**H$_{in}$**	**I$_{\gamma}$**
Đ.HN1	153 ± 6.00	72.8 ± 2.80	0.09 ± 0.003	0.31 ± 0.01	0.41 ± 0.02	0.54 ± 0.02	0.57 ± 0.02
Đ.HN2	131 ± 4.50	62.5 ± 2.20	0.08 ± 0.003	0.27 ± 0.01	0.35 ± 0.01	0.48 ± 0.02	0.48 ± 0.02
Đ.HN3	227 ± 7.40	108 ± 3.50	0.13 ± 0.004	0.46 ± 0.01	0.61 ± 0.02	0.80 ± 0.03	0.84 ± 0.03
Đ.HN4	192 ± 6.20	90.2 ± 2.90	0.11 ± 0.004	0.39 ± 0.01	0.52 ± 0.02	0.73 ± 0.02	0.70 ± 0.02
Đ.HN5	260 ± 8.40	123 ± 4.00	0.15 ± 0.005	0.53 ± 0.02	0.70 ± 0.02	0.93 ± 0.03	0.96 ± 0.03
Đ.HN6	190 ± 5.70	91.3 ± 2.70	0.11 ± 0.003	0.39 ± 0.01	0.51 ± 0.02	0.69 ± 0.02	0.71 ± 0.02
Đ.HN7	174 ± 5.70	85.7 ± 2.90	0.11 ± 0.004	0.37 ± 0.01	0.47 ± 0.02	0.59 ± 0.02	0.67 ± 0.02
Đ.HN8	178 ± 4.80	86.5 ± 2.30	0.11 ± 0.003	0.37 ± 0.01	0.48 ± 0.01	0.63 ± 0.02	0.67 ± 0.02
Đ.HN9	159 ± 4.40	77.3 ± 2.10	0.09 ± 0.003	0.33 ± 0.01	0.43 ± 0.01	0.55 ± 0.02	0.60 ± 0.02
Đ.HN10	246 ± 6.70	124 ± 3.40	0.15 ± 0.004	0.53 ± 0.01	0.66 ± 0.02	0.80 ± 0.02	0.97 ± 0.03
Đ.HN11	197 ± 4.70	94.0 ± 2.30	0.12 ± 0.003	0.40 ± 0.01	0.53 ± 0.01	0.73 ± 0.02	0.73 ± 0.02
Đ.HN12	380 ± 10.4	181 ± 4.90	0.22 ± 0.006	0.78 ± 0.02	1.03 ± 0.03	1.40 ± 0.04	1.40 ± 0.04
Đ.HN13	223 ± 5.00	109 ± 2.50	0.13 ± 0.003	0.47 ± 0.01	0.60 ± 0.01	0.75 ± 0.02	0.85 ± 0.02
Đ.HN14	186 ± 5.30	88.5 ± 2.50	0.11 ± 0.003	0.38 ± 0.01	0.50 ± 0.01	0.69 ± 0.02	0.68 ± 0.02
Đ.HN15	196 ± 6.20	93.3 ± 2.90	0.11 ± 0.004	0.40 ± 0.01	0.53 ± 0.02	0.72 ± 0.02	0.72 ± 0.02
Đ.HN16	199 ± 5.40	94.2 ± 2.60	0.12 ± 0.003	0.40 ± 0.01	0.54 ± 0.01	0.74 ± 0.02	0.73 ± 0.02
Đ.HN17	297 ± 7.30	142 ± 3.50	0.17 ± 0.004	0.61 ± 0.02	0.80 ± 0.02	1.05 ± 0.03	1.11 ± 0.03
Đ.HN18	307 ± 7.50	149 ± 3.70	0.18 ± 0.005	0.64 ± 0.02	0.83 ± 0.02	1.05 ± 0.03	1.16 ± 0.03
Đ.HN19	240 ± 6.00	121 ± 3.00	0.15 ± 0.004	0.52 ± 0.01	0.65 ± 0.02	0.79 ± 0.02	0.94 ± 0.02
Đ.HN20	232 ± 5.90	115 ± 2.90	0.14 ± 0.004	0.49 ± 0.01	0.63 ± 0.02	0.78 ± 0.02	0.90 ± 0.02
Đ.HN21	161 ± 10.2	75.3 ± 4.70	0.09 ± 0.006	0.32 ± 0.02	0.43 ± 0.03	0.54 ± 0.03	0.59 ± 0.04
Đ.HN22	211 ± 9.40	99 ± 4.5	0.12 ± 0.005	0.42 ± 0.02	0.57 ± 0.03	0.68 ± 0.03	0.78 ± 0.03
Đ.HN23	194 ± 9.50	90.7 ± 4.4	0.11 ± 0.005	0.39 ± 0.02	0.52 ± 0.03	0.65 ± 0.03	0.71 ± 0.03
Đ.HN24	182 ± 9.20	84.2 ± 4.3	0.10 ± 0.005	0.36 ± 0.02	0.49 ± 0.02	0.58 ± 0.03	0.66 ± 0.03
Đ.HN25	212 ± 6.80	101.5 ± 3.2	0.12 ± 0.004	0.44 ± 0.01	0.57 ± 0.02	0.74 ± 0.02	0.79 ± 0.03

Bảng I1. Các chỉ số nguy hiểm đối với đồng vị phóng xạ trong đất ở Hà Nội (tiếp theo).

Tên mẫu	**Ra$_{eq}$ (Bq/kg)**	**D (nGy/h)**	**AEDE (mSv/y)**	**ELCR ($\times 10^{-3}$)**	**H$_{ex}$**	**H$_{in}$**	**I$_{\gamma}$**
Đ.HN26	132 ± 6.40	61.7 ± 2.9	0.08 ± 0.004	0.26 ± 0.01	0.36 ± 0.02	0.43 ± 0.02	0.48 ± 0.02
Đ.HN27	133 ± 6.70	62.2 ± 3.1	0.08 ± 0.004	0.27 ± 0.01	0.36 ± 0.02	0.44 ± 0.02	0.49 ± 0.02
Đ.HN28	143 ± 6.90	66.9 ± 3.2	0.08 ± 0.004	0.29 ± 0.01	0.38 ± 0.02	0.47 ± 0.02	0.53 ± 0.03
Đ.HN29	139 ± 8.20	66.1 ± 3.9	0.08 ± 0.005	0.28 ± 0.02	0.38 ± 0.02	0.48 ± 0.03	0.52 ± 0.03
Đ.HN30	179 ± 9.20	84.4 ± 4.3	0.10 ± 0.005	0.36 ± 0.02	0.48 ± 0.02	0.60 ± 0.03	0.66 ± 0.03
Đ.HN31	197 ± 9.30	93.0 ± 4.5	0.11 ± 0.006	0.40 ± 0.02	0.53 ± 0.03	0.65 ± 0.03	0.73 ± 0.04
Đ.HN32	188 ± 7.80	88.3 ± 3.7	0.11 ± 0.005	0.38 ± 0.02	0.51 ± 0.02	0.62 ± 0.03	0.69 ± 0.03
Đ.HN33	185 ± 7.00	87.5 ± 3.3	0.11 ± 0.004	0.38 ± 0.01	0.50 ± 0.02	0.60 ± 0.02	0.69 ± 0.03
Đ.HN34	178 ± 6.10	83.7 ± 2.9	0.10 ± 0.004	0.36 ± 0.01	0.48 ± 0.02	0.58 ± 0.02	0.66 ± 0.02

Bảng I2. Các chỉ số nguy hiểm đối với đồng vị phóng xạ trong đất ở Phú Thọ.

Tên mẫu	**Ra$_{eq}$ (Bq/kg)**	**D (nGy/h)**	**AEDE (mSv/y)**	**ELCR (10^{-3})**	**H$_{ex}$**	**H$_{in}$**	**I$_{\gamma}$**
Đ.PT1	1506 ± 27.6	663 ± 12.2	0.81 ± 0.015	2.84 ± 0.05	4.07 ± 0.07	4.56 ± 0.08	5.27 ± 0.10
Đ.PT2	994 ± 32.8	440 ± 14.6	0.54 ± 0.018	1.89 ± 0.06	2.68 ± 0.09	3.30 ± 0.11	3.46 ± 0.11
Đ.PT3	952 ± 46.2	419 ± 20.4	0.51 ± 0.025	1.80 ± 0.09	2.57 ± 0.12	2.75 ± 0.13	3.35 ± 0.16
Đ.PT4	367 ± 14.3	167 ± 6.7	0.21 ± 0.008	0.72 ± 0.03	0.99 ± 0.04	1.30 ± 0.05	1.30 ± 0.05
Đ.PT5	162 ± 5.1	73.8 ± 2.4	0.09 ± 0.003	0.32 ± 0.01	0.44 ± 0.01	0.56 ± 0.02	0.58 ± 0.02
Đ.PT6	205 ± 8.5	92.3 ± 3.9	0.11 ± 0.005	0.40 ± 0.02	0.55 ± 0.02	0.68 ± 0.03	0.73 ± 0.03
Đ.PT7	153 ± 9.5	70.5 ± 4.4	0.09 ± 0.005	0.30 ± 0.02	0.41 ± 0.03	0.54 ± 0.03	0.55 ± 0.03
Đ.PT8	124 ± 7	56.6 ± 3.2	0.07 ± 0.004	0.24 ± 0.01	0.33 ± 0.02	0.44 ± 0.03	0.44 ± 0.02
Đ.PT9	201 ± 10.4	95.4 ± 4.9	0.12 ± 0.006	0.41 ± 0.02	0.54 ± 0.03	0.67 ± 0.03	0.75 ± 0.04

Bảng I3. Các chỉ số nguy hiểm đối với đồng vị phóng xạ trong đất ở Lào Cai.

Tên mẫu	**Ra$_{eq}$ (Bq/kg)**	**D (nGy/h)**	**AEDE (mSv/y)**	**ELCR ($\times 10^{-3}$)**	**H$_{ex}$**	**H$_{in}$**	**I$_{\gamma}$**
Đ.LC1	168 ± 10.8	77.1 ± 4.90	0.09 ± 0.006	0.33 ± 0.02	0.45 ± 0.03	0.54 ± 0.04	0.61 ± 0.04
Đ.LC2	416 ± 8.70	188 ± 4.00	0.23 ± 0.005	0.81 ± 0.02	1.12 ± 0.02	1.43 ± 0.03	1.47 ± 0.03
Đ.LC3	300 ± 6.90	136 ± 3.20	0.17 ± 0.004	0.58 ± 0.01	0.81 ± 0.02	1.05 ± 0.02	1.06 ± 0.02
Đ.LC4	126 ± 7.60	56.8 ± 3.40	0.07 ± 0.004	0.24 ± 0.01	0.34 ± 0.02	0.42 ± 0.03	0.45 ± 0.03
Đ.LC5	257 ± 16.9	116 ± 7.70	0.14 ± 0.009	0.50 ± 0.03	0.69 ± 0.05	0.93 ± 0.06	0.90 ± 0.06
Đ.LC6	95.9 ± 5.40	45.6 ± 2.50	0.06 ± 0.003	0.20 ± 0.01	0.26 ± 0.01	0.33 ± 0.02	0.36 ± 0.02
Đ.LC7	244 ± 8.00	111 ± 3.70	0.14 ± 0.004	0.48 ± 0.02	0.66 ± 0.02	0.89 ± 0.03	0.86 ± 0.03
Đ.LC8	412 ± 14.1	187 ± 6.30	0.23 ± 0.008	0.80 ± 0.03	1.11 ± 0.04	1.46 ± 0.05	1.45 ± 0.05
Đ.LC9	423 ± 9.60	192 ± 4.40	0.23 ± 0.005	0.82 ± 0.02	1.14 ± 0.03	1.56 ± 0.03	1.48 ± 0.03
Đ.LC10	441 ± 8.50	201 ± 3.90	0.25 ± 0.005	0.86 ± 0.02	1.19 ± 0.02	1.45 ± 0.03	1.58 ± 0.03
Đ.LC11	183 ± 7.10	85.4 ± 3.30	0.10 ± 0.004	0.37 ± 0.01	0.50 ± 0.02	0.71 ± 0.03	0.66 ± 0.03
Đ.LC12	344 ± 6.10	156 ± 2.80	0.19 ± 0.003	0.67 ± 0.01	0.93 ± 0.02	1.22 ± 0.02	1.22 ± 0.02
Đ.LC13	114 ± 8.10	51.7 ± 3.70	0.06 ± 0.004	0.22 ± 0.02	0.31 ± 0.02	0.40 ± 0.03	0.40 ± 0.03
Đ.LC14	74.8 ± 5.60	34.9 ± 2.60	0.04 ± 0.003	0.15 ± 0.01	0.20 ± 0.02	0.28 ± 0.02	0.27 ± 0.02
Đ.LC15	208 ± 6.60	98.7 ± 3.10	0.12 ± 0.004	0.42 ± 0.01	0.56 ± 0.02	0.72 ± 0.02	0.77 ± 0.02
Đ.LC16	223 ± 9.70	104 ± 4.50	0.13 ± 0.005	0.45 ± 0.02	0.60 ± 0.03	0.78 ± 0.04	0.81 ± 0.03

Bảng I4. Liều tương đương hàng năm lên các cơ quan do tiêu thụ rau muống (μSv/năm).

Cơ quan	Phú Thọ				Hà Nội			
	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	Tổng	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	Tổng
Tuyến thượng thận	65,91	1,42	21,12	88,45	41,12	0,86	1,90	43,88
Bàng quang	81,42	1,38	21,12	103,92	50,80	0,84	1,90	53,54
Bề mặt xương	64,62	414,83	3097,73	3577,18	40,32	252,95	278,24	571,50
Não	63,33	1,42	21,12	85,86	39,51	0,86	1,90	42,27
Vú	63,33	1,38	21,12	85,83	39,51	0,84	1,90	42,25
Thực quản	64,62	1,38	21,12	87,12	40,32	0,84	1,90	43,06
Dạ dày	72,37	1,42	21,12	94,91	45,15	0,86	1,90	47,91
Ruột non	65,91	1,45	21,12	88,48	41,12	0,89	1,90	43,90
Ruột già trên	125,36	2,21	23,94	151,51	78,21	1,35	2,15	81,71
Ruột già dưới	245,55	5,19	30,98	281,71	153,20	3,16	2,78	159,14
Trực tràng	180,93	3,42	26,75	211,11	112,88	2,09	2,40	117,37
Thận	64,62	2,04	60,55	127,21	40,32	1,24	5,44	47,00
Gan	64,62	6,22	140,81	211,65	40,32	3,79	12,65	56,76
Cơ	64,62	1,38	21,12	87,12	40,32	0,84	1,90	43,06
Buồng trứng	65,91	1,42	29,57	96,90	41,12	0,86	2,66	44,64
Tụy	65,91	1,38	21,12	88,42	41,12	0,84	1,90	43,86
Tủy xương đỏ	64,62	30,08	323,85	418,55	40,32	18,34	29,09	87,74
Đường thở ngoài khí quản	64,62	1,38	21,12	87,12	40,32	0,84	1,90	43,06
Phổi	64,62	1,38	21,12	87,12	40,32	0,84	1,90	43,06
Da	62,03	1,38	21,12	84,54	38,70	0,84	1,90	41,44
Lách	64,62	1,83	21,12	87,57	40,32	1,12	1,90	43,33
Tinh hoàn	64,62	1,38	29,57	95,57	40,32	0,84	2,66	43,81

Bảng I4. Liều tương đương hàng năm lên các cơ quan do tiêu thụ rau muống (μSv/năm) (tiếp theo).

Cơ quan	Phú Thọ				Hà Nội			
	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	Tổng	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	Tổng
Tuyến ức	64,62	1,38	21,12	87,12	40,32	0,84	1,90	43,06
Tuyến giáp	64,62	1,38	21,12	87,12	40,32	0,84	1,90	43,06
Tử cung	65,91	1,38	21,12	88,42	41,12	0,84	1,90	43,86
Các cơ quan còn lại	64,62	1,38	21,12	87,12	40,32	0,84	1,90	43,06
Trung bình	79,38	18,88	158,57	256,83	49,53	11,51	14,24	75,28
Giá trị lớn nhất	245,55	414,83	3097,73	3577,18	153,20	252,95	278,24	571,50
Giá trị nhỏ nhất	62,03	1,38	21,12	84,54	38,70	0,84	1,90	41,44
Liều hiệu dụng toàn thân	80,13	9,68	97,16	186,97	49,99	5,90	8,73	64,62

Bảng I5. Liều tương đương hàng năm lên các cơ quan do tiêu thụ các loại rau của quả khác (μSv/năm).

Cơ quan	Phú Thọ				Hà Nội			
	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	Tổng	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	Tổng
Tuyến thượng thận	28,91	0,21	0,86	29,97	31,35	5,43	20,74	57,52
Bàng quang	35,71	0,20	0,86	36,77	38,73	5,29	20,74	64,77
Bề mặt xương	2,83	6,07	12,61	21,52	3,07	158,85	304,21	466,13
Não	27,77	0,21	0,86	28,84	30,12	5,43	20,74	56,29
Vú	27,77	0,20	0,86	28,83	30,12	5,29	20,74	56,16
Thực quản	28,34	0,20	0,86	29,40	30,74	5,29	20,74	56,77
Dạ dày	31,74	0,21	0,86	32,81	34,43	5,43	20,74	60,59
Ruột non	28,91	0,21	0,86	29,98	31,35	5,56	20,74	57,65
Ruột già trên	54,98	0,32	0,97	56,27	59,63	8,47	23,51	91,61
Ruột già dưới	107,69	0,76	1,26	109,71	116,80	19,86	30,42	167,08
Trực tràng	79,35	0,50	1,09	80,94	86,06	13,11	26,27	125,44
Thận	28,34	0,30	2,41	31,04	30,74	7,81	58,08	96,62
Gan	28,34	0,91	5,73	34,98	30,74	23,83	138,28	192,84
Cơ	28,34	0,20	0,86	29,40	30,74	5,29	20,74	56,77
Buồng trứng	28,91	0,21	1,15	30,26	31,35	5,43	27,66	64,43
Tụy	28,91	0,20	0,86	29,97	31,35	5,29	20,74	57,39
Tủy xương đỏ	28,34	4,40	13,19	45,93	30,74	115,17	318,04	463,94
Đường thở ngoài khí quản	28,34	0,20	0,86	29,40	30,74	5,29	20,74	56,77
Phổi	28,34	0,20	0,86	29,40	30,74	5,29	20,74	56,77
Da	27,20	0,20	0,86	28,27	29,51	5,29	20,74	55,54
Lách	28,34	0,27	0,86	29,47	30,74	7,02	20,74	58,49
Tinh hoàn	28,34	0,20	1,15	29,69	30,74	5,29	27,66	63,69

Bảng I5. Liều tương đương hàng năm lên các cơ quan do tiêu thụ các loại rau của quả khác (GMX30190) (tiếp theo).

Cơ quan	Rau muống Phú Thọ				Rau muống Hà Nội			
	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	Tổng	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Ra	Tổng
Tuyến ức	28,34	0,20	0,86	29,40	30,74	5,29	20,74	56,77
Tuyến giáp	28,34	0,20	0,86	29,40	30,74	5,29	20,74	56,77
Tử cung	28,91	0,20	0,86	29,97	31,35	5,29	20,74	57,39
Các cơ quan còn lại	28,34	0,20	0,86	29,40	30,74	5,29	20,74	56,77
Trung bình	33,83	0,66	2,08	36,58	36,70	17,32	50,26	104,27
Giá trị lớn nhất	107,69	6,07	13,19	109,71	116,80	158,85	318,04	466,13
Giá trị nhỏ nhất	2,83	0,20	0,86	21,52	3,07	5,29	20,74	55,54
Liều hiệu dụng toàn thân	35,14	1,42	3,84	40,40	38,11	37,06	92,65	167,82