

REPUBLIQUE DU CAMEROUN

Paix-Travail-Patrie

UNIVERSITE DE YAOUNDE I

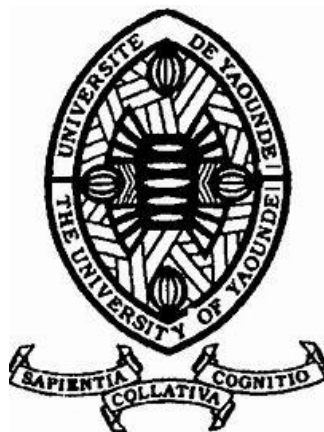
FACULTE DES SCIENCES

CENTRE DE RECHERCHE ET DE
FORMATION DOCTORALE EN SCIENCES,
TECHNOLOGIE ET GEOSCIENCES

UNITE DE RECHERCHE ET DE
FORMATION DOCTORALE
PHYSIQUE ET APPLICATIONS

B.P. 812 Yaoundé

Email: crfd_stg@uy1.uninet.cm



REPUBLIC OF CAMEROON

Peace-Work-Fatherland

THE UNIVERSITY OF YAOUNDE I

FACULTY OF SCIENCE

POSTGRADUATE SCHOOL OF
SCIENCE, TECHNOLOGY AND
GEOSCIENCES

RESEARCH AND POSTGRADUATE
TRAINING UNIT FOR PHYSICS
AND APPLICATIONS

P.O. Box: 812 Yaoundé

Email: crfd_stg@uy1.uninet.cm

Laboratoire de Physique Nucléaire, Atomique, Moléculaire et Biophysique

**Mesure de la radioactivité naturelle et des éléments de trace
métalliques et évaluation de la dose et du risque radiologique à l'aide
des codes RESRAD dans la zone cobalto-nickelifère de Lomié**

Thèse présentée et soutenue le 09 Janvier 2024

Pour obtenir le grade de Docteur/ Ph.D en Physique

Par :

GONDJI DIEU Souffit

Matricule : 12W1513

Jury

Président : OWONO OWONO Luc Calvin, Professeur, Université de Yaoundé I,

Rapporteurs: SAÏDOU, Professeur, Université de Yaoundé I,

Membres: NDJAKA Jean-Marie Bienvenu, Professeur, Université de Yaoundé I,

BEN-BOLIE Germain Hubert, Professeur, Université de Yaoundé I,

NJANDJOCK NOUCK Philippe, Professeur, Université de Yaoundé I,

EMA'A EMA'A Jean Marie, Maître de Conférences, Université de Ngaoundéré.



Option : Physique Nucléaire, Dosimétrie et Radioprotection



DEPARTEMENT DE PHYSIQUE
DEPARTMENT OF PHYSICS

ATTESTATION DE CORRECTION DE LA THESE DE
DOCTORAT/Ph.D

Nous, Professeurs **BEN-BOLIE Germain Hubert**, **NJANDJOCK NOUCK Philippe** et Professeur **OWONO OWONO Luc Calvin**, respectivement Examineurs et Président du jury de la thèse de Doctorat/Ph.D de Monsieur **GONDJI DIEU Souffit** Matricule **12W1513**, préparée sous la direction du Professeur **SAÏDOU**, intitulée « **Mesure de la radioactivité naturelle et des éléments de trace métalliques et évaluation de la dose et du risque radiologique à l'aide des codes RESRAD dans la zone cobalto-nickelifère de Lomié** », soutenue le **Mardi 09 Janvier 2024**, en vue de l'obtention du grade de Docteur/Ph.D en Physique, spécialité Physique Nucléaire, Atomique, Moléculaire et Biophysique, option Physique Nucléaire, Dosimétrie et Radioprotection, attestons que toutes les corrections demandées par le Jury de soutenance ont été effectuées.

En foi de quoi, la présente attestation lui est délivrée pour servir et valoir ce que de droit.

Fait à Yaoundé le **25 JAN 2024**

Examineurs

Le Président du Jury

Pr **BEN-BOLIE Germain**
Hubert

Pr **NJANDJOCK NOUCK**
Philippe

Pr **OWONO OWONO Luc**
Calvin



Le Chef de Département de Physique

Professeur

Dédicace

« À mes parents **TADOU Barnabas** et **ADJIVID Rhodé**, pour avoir été un pilier fondamental de ma vie, m'avoir inculqué de bonnes valeurs et offert la meilleure éducation. »

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier **DIEU Le Tout Puissant et Miséricordieux**, pour la bonne santé et le bien-être qui m'ont été nécessaires pour achever cette thèse.

- Je tiens à exprimer ma reconnaissance et mes remerciements à mon directeur de thèse, le Professeur **SAÏDOU**, pour ses précieux conseils, son soutien continu et sa patience pendant mes études. Vous êtes un formidable guide et un père pour moi. Je tiens à vous remercier d'avoir encouragé mes recherches et de m'avoir permis de m'épanouir en tant que chercheur. Vos conseils sur la recherche ainsi que sur ma carrière ont été inestimables.

- J'exprime ma gratitude au Professeur **NDJAKA Jean-Marie Bienvenu**, Chef du Département de Physique et Chef du Laboratoire de Sciences des Matériaux pour son soutien administratif. Je lui suis très reconnaissant pour la qualité de son enseignement, ses conseils, sa simplicité et sa disponibilité.

-Des remerciements particuliers sont adressés au Professeur **BEN-BOLIE Germain Hubert**, responsable du Laboratoire de Physique Nucléaire, pour la grande qualité de son enseignement, pour sa gentillesse, sa disponibilité et ses encouragements.

-Pour la qualité de son enseignement, je remercie le Professeur **OWONO OWONO Luc Calvin**, Coordinateur de l'Unité de Recherche et de Formation Doctorale (URFD) Physique et Applications du Centre de Recherche et de Formation Doctorale (CRFD) en Sciences, Technologies et Géosciences, UY1.

-Je tiens à remercier le Professeur **NJANDJOCK NOUCK Philippe**, le Professeur **HONA Jacques** et le Professeur **VONDOU DERBETINI Appolinaire** qui ont pris le temps de m'écouter et de discuter avec moi afin d'améliorer ce travail. Leurs remarques m'ont permis de considérer mon travail sous un autre angle. Pour tout cela, je les remercie.

-Je tiens à remercier **les membres du jury** à savoir les Professeurs **OWONO OWONO Luc Calvin**, **NDJAKA Jean-Marie Bienvenu**, **BEN-BOLIE Germain Hubert**, **NJANDJOCK NOUCK Philippe** et **EMA'A EMA'A Jean Marie** pour leur présence, pour leur lecture attentive de ma thèse ainsi que pour les remarques qui ont permis d'améliorer mon travail.

-Je remercie le Dr **BEYALA ATEBA Jean Felix**, Directeur des Services Techniques à l'Agence Nationale de Radioprotection (ANRP) pour son aide, ses encouragements et ses précieux conseils.

-J'exprime spécialement ma reconnaissance au **personnel du Département de Physique**, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I pour leurs cours durant mes études supérieures.

-Je suis également reconnaissant à l'**Institut de Recherches Géologiques et Minières (IRGM)** pour son soutien financier et technique au cours de cette thèse.

-Je suis particulièrement reconnaissant à l'**Université de Hirosaki** (Japon) pour avoir fourni les diverses facilités qui m'ont aidé dans mes recherches.

-Je tiens à remercier le Dr **SIKA Yvette Flore**, Adjoint au Chef du Centre des Recherches en Sciences et Techniques Nucléaires (CRSTN) de l'IRGM pour ses encouragements et tous les collègues du CRSTN pour leur chaleur et leur sympathie au sein du laboratoire et pour leur contribution à l'évolution de la recherche.

-Pour leur soutien moral et leurs encouragements durant mes travaux de thèse, je remercie mes aînés académiques Dr **MODIBO BOBBO Oumar**, Dr **BINENG Guillaume**, Dr **HAMADOU Issa**, Dr **TAKOUKAM Serge Didier**, Dr **GUEMBOU SHOUOP Cébastien Joël**, **M ATANGANA BINGANA** et **M. LAWAN LOUBOU Mohamadou** avec qui j'ai travaillé.

-Mes sincères remerciements à la grande famille **TADOU Barnabas**, aux familles **Dr NOEL KONAI**, **YAYA Obeth**, **IBRAHIM Hamadou**, **BOUBA Hamadou**, **BOUBA Théophile**, **KAZIDEYI Tchakmou**, **JONATHAN Mejo**, **TCHIKOUA Jean**, **BELLO Tchakmou**, **GONDJI Harouna**, **TCHOUBOU Zacharie**, **TITO Yacint TSAKOUÉ**, **NDJIDDA Joseph**, **Elias GONDJI**, **Hezechiel HAMAWA**, **ABBA Mahomet**, **KOSMA Barthélemy**, **MA'A Pauline (bailleur)**, **MA'A Hortense**, **FOUNADOUDOU Etienne**, **KOSMA Ernest**, **IDDI Lamou**, **Gilles le Guide**, **PAYANONG André**, **PATALE Ziebno**, **BANAI Robert** et à Mme **KOMBOU Suzanne**.

-Mes sincères remerciements à M. **MONEMPIMB Jacob Valdes**, **Michael AKIDMARALA**, **YOUNUI Susan SAMBA** et **HAMADOU YERIMA Abba** pour leur soutien inestimable.

-Je remercie tout particulièrement **KAZIDEYI Tchakmou**, **GODAM Josias**, **Dr AHMADOU Katarkalah**, **KITCHA SIME Fayette** et la famille **IBRAHIM Hamadou** pour leur soutien et leurs multiples conseils tout au long de ces années d'études.

-Je remercie sincèrement les rédacteurs et les examinateurs des revues "**Environmental Monitoring and Assessment**", "**Radiation**" et "**Water, Air and Soil Pollution**", pour leur examen détaillé, leurs critiques constructives et leurs excellents conseils pendant la préparation de mes publications.

-Je remercie aussi vivement tous **mes camarades de promotion**, mes amis et mes aînés académiques pour leur aide.

-Je suis reconnaissant à tous mes amis: MEBRE Prosper, ABDOU-AZIZ Adamou, DASO Soudi, ADAOUDI Naomi, Dr BITANG Daniel, Dr MBIDA Serge, Dr MAH TSILA Philippe, Dr NGA ONGODO, Dr KOYANG François, Dr AWE Richard, Pasto NDZONO, TSAFACK l'agrégé, HAMADOU Saïdou, YANI Sabine, MADE KOLLA Trésor, MAKIDAÏ Lydia, LANDI Constante, KOSMA Raïssa, NDJIMIRGA Elya, GONDJI Alphonse, GODOM Yermiya, GODOM Nuuhu, Raoul MONGOLIOM, DJEUFAK Boris, SOUCTARA Sandrine, DAWAÏ Dieudonné, SADJO Abraham, BITANG Henri, KESSINGRY Bernadette, KONAÏ Dominique, KOSMA Yahona, LERVOU Gabriel, BABALE OUMAR, RAÏHANATOU OUMAROU, HAMAN Felix, KONAÏ MAMOUDOU Charles, HEBSIA Éric, TELLA Christian, Bernard DAWAÏ, GONDJE Abel, KEKIMÉ Jérémie, BACHIROU, SEYNI Jean, KOSMA Theodore, NGATABA Justin et toute l'équipe du "Club Ludo" de l'École de Police.

-Je remercie vivement la population locale, les propriétaires des maisons et particulièrement **SM. METSAP Magellan** Chef du Village Nkamouna-Kongo, qui ont rendu possible la réalisation des campagnes de mesure du radon et de prélèvement d'échantillon du sol.

-Enfin, j'adresse mes remerciements à tous ceux qui, de loin ou de près ont contribué à l'aboutissement de ma thèse de doctorat.

Table des matières

<i>Dédicace</i>	<i>i</i>
<i>Remerciements</i>	<i>ii</i>
<i>Table des matières</i>	<i>v</i>
<i>Liste des figures</i>	<i>ix</i>
<i>Liste des tableaux</i>	<i>xi</i>
<i>Liste des abréviations</i>	<i>xii</i>
<i>Résumé</i>	<i>xiv</i>
<i>Abstract</i>	<i>xv</i>
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE SUR L'EXPOSITION À LA RADIOACTIVITÉ NATURELLE ET AUX ÉLÉMENTS DE TRACES MÉTALLIQUES	3
Introduction	3
1.1. La problématique de l'exposition à la radioactivité et aux éléments de trace métalliques	3
1.2. La problématique de l'exposition au radon et au thoron.....	6
1.3. Séries radioactives	8
1.4. Exposition aux rayonnements ionisants provenant des sources naturelles	13
1.5. Les éléments de trace métalliques (ETM)	16
1.6. Voies d'exposition aux radiations.....	17
1.7. Scénario d'exposition	19
1.8. Effets biologiques des rayonnements ionisants	19
1.9. Dosimétrie des rayonnements ionisants.....	22
1.10. Radioprotection	22
Conclusion	23
CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES	24
Introduction	24
2.1. Zone d'étude.....	24
2.2. Collecte d'échantillons du sol	25
2.3. Conditionnement des échantillons du sol.....	26
2.4. Spectrométrie γ	27
2.4.1 Étalonnage de la chaîne de détection.....	27
2.4.2 Étalonnage en énergie	27
2.4.3 Étalonnage en efficacité	27
2.4.4 Caractérisation des détecteurs HPGe.....	28
2.4.5 Caractérisation des détecteurs NaI	29
2.5. Spectrométrie de fluorescence X	29
2.5.1 Préparation et analyse des échantillons	30
2.5.2 Calibration de l'équipement SPECTRO XEPOS et traitement des données.....	31

2.5.3	Évaluation de la contamination du site.....	33
2.5.4	Indice de géoaccumulation (Igeo).....	33
2.5.5	Facteur de contamination (FC).....	34
2.5.6	Facteur d'enrichissement (FE).....	35
2.5.7	Indice de risque écologique potentiel (IR).....	35
2.5.8	Évaluation du risque sanitaire des éléments traces dans le sol.....	36
2.6.	Les codes RESRAD.....	37
2.6.1	RESRAD-BIOTA.....	37
2.6.2	RESRAD-ONSITE.....	39
2.6.3	Calcul de la dose avec RESRAD-ONSITE.....	40
2.6.4	Risque de cancer avec RESRAD-ONSITE.....	40
2.7.	Mesure des concentrations du radon (^{222}Rn).....	41
2.7.1	Mesure du radon dans les habitations avec RADTRAK.....	41
2.7.2	Mesure du radon dans les habitations avec les détecteurs RADUET.....	42
2.7.3	Moniteurs des descendants du thoron.....	44
2.7.4	Facteur d'équilibre.....	46
2.7.5	Capteurs directs de mesure de concentrations des descendants du radon et du thoron.....	46
2.7.6	Dose par inhalation due au radon et au thoron.....	48
2.7.7	Type de matériaux de construction dans la région.....	50
2.8.	Production du radon dans le sol.....	50
2.8.1	Le radium dans le sol.....	50
2.8.2	Coefficient d'émanation de radon.....	51
2.8.3	Mesure du radon dans le sol avec MARKUS 10.....	52
2.9.	Estimation de la concentration du radon dans l'air extérieur.....	53
2.10.	Évaluation de la dose totale par inhalation.....	53
2.11.	Mesures du débit d'équivalent de dose ambiante et évaluation de la dose externe.....	54
2.12.	Évaluation du risque dû à l'inhalation du radon.....	54
	Conclusion.....	55
	CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	56
	Introduction.....	56
3.1	Mesure de la radioactivité naturelle dans le sol par spectrométrie gamma.....	56
3.1.1	Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons de sol.....	56
3.1.2	Étude statistique.....	57
3.1.3	Distribution du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol et évaluation de la dose efficace annuelle.....	58
3.2	Exposition du public au radon, thoron et leurs descendants dans les habitations.....	59
3.2.1	Concentrations du ^{222}Rn dans les habitations mesurées avec RADTRAK2.....	59
3.2.2	Concentrations de radon, de thoron et de leurs descendants dans les habitations de Nkamouna-Kongo.....	61
3.2.3	Concentrations de radon et de ^{226}Ra dans le sol.....	64
3.2.4	Estimation de la concentration du radon dans l'air à proximité de la surface du sol.....	65
3.2.5	Corrélation entre les concentrations de radon et du ^{226}Ra dans le sol.....	66

3.2.6	Corrélation entre la concentration du radon à l'intérieur des bâtiments et le radon dans les gaz du sol	67
3.2.7	Corrélation entre les radionucléides primordiaux ($^{226}\text{Ra}/^{232}\text{Th}$) les gaz radon ($^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$).....	67
3.2.8	Variation saisonnière des concentrations de radon (^{222}Rn) dans les habitations	69
3.2.9	Influence des matériaux de construction sur les concentrations du radon dans les habitations	70
3.2.10	Évaluation de la dose due à l'inhalation du radon (RADTRAK)	71
3.2.11	Évaluation de la dose efficace totale par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés.....	72
3.2.12	Estimation correcte et précise de la dose par inhalation par la mesure directe des produits de filiation du radon et du thoron	75
3.2.13	Risque excessif de cancer au cours de la vie (ELCR)	77
3.3	Résultats de l'analyse par la méthode de fluorescence X (XRF).....	77
3.3.1	Composition élémentaire des échantillons du sol.....	77
3.3.2	Indice de géoaccumulation (Igeo)	81
3.3.3	Facteur de contamination (FC).....	82
3.3.4	Facteur de d'enrichissement (FE).....	84
3.3.5	Indice de risque potentiel écologique (IR)	86
3.3.6	Évaluation du risque sanitaire des éléments traces dans le sol.....	87
3.4	Résultats de l'évaluation des doses et des risques de cancer à l'aide de RESRAD	88
3.4.1	Guide de concentration dans le biote (BCG), facteur de rapport de somme (SRF), dose interne, dose externe et dose totale de différents radionucléides	88
3.4.2	Doses efficaces et risques de cancer obtenus à l'aide de RESRAD-ONSITE	90
	Conclusion	95
	CONCLUSION GÉNÉRALE ET RECOMMANDATIONS	96
1.	<i>Conclusions</i>	96
2.	<i>Recommandations et perspectives</i>	99
	CONTRIBUTION	101
	ANNEXE	102
A.1.	RADIOACTIVITÉ	102
1.1.	Particules alpha (α)	102
1.2.	Particules beta (β).....	102
1.3.	Rayonnements gamma.....	103
1.4.	Lois de décroissance	104
A.2.	Interaction des rayonnements avec la matière	105
2.1.	Effet photoélectrique	105
2.2.	Effet Compton.....	106
2.3.	Production de paires	107
2.4.	Interactions des particules chargées lourdes.....	107
2.5.	Interactions des particules chargées légères	108
2.6.	Phénomène d'excitation et d'ionisation.....	108
2.7.	Bremsstrahlung	109

A.3. Grandeurs et unités dosimétriques	109
3.1. Exposition	110
3.2. Kerma	110
3.3. Dose absorbée	110
3.4. Débit de dose absorbée.....	111
3.5. Dose équivalente	111
3.6. Dose efficace	112
A.4. Limitation de l'exposition aux rayonnements	112
<i>Références bibliographiques.....</i>	<i>114</i>
<i>Liste des Publications</i>	<i>130</i>

Liste des figures

Figure 1.1 Série $4n+2$ de ^{238}U	9
Figure 1.2 Série $4n$ du thorium.....	10
Figure 1.3 Série $4n+3$ de l'actinium.....	11
Figure 1.4 Série $4n+1$ de neptunium.....	12
Figure 1.5 Chaîne de désintégration du Potassium-40.....	12
Figure 1.6 Principe descriptif de la spectrométrie de fluorescence X.....	16
Figure 2.1 Carte de la zone d'étude montrant les points de prélèvement.....	25
Figure 2.2 Séchage et broyage des échantillons.....	26
Figure 2.3 Spectromètre XEPOS avec une plaque d'échantillons de 12 positions disposée pour l'analyse EDXRF.....	31
Figure 2.4 Affichage du chevauchement des spectres après comparaison de la composition élémentaire des échantillons étudiés avec le matériau approprié (matériau de référence nommé "301" et "305").....	32
Figure 2.5 Affichage de l'interface du XRF ANALYSER PRO utilisé pour l'acquisition des spectres et l'analyse des données.....	32
Figure 2.6 Spectre d'un échantillon provenant de la localité de Lomié.....	33
Figure 2.7 La famille de codes RESRAD [94]......	37
Figure 2.8 Représentation graphique de la géométrie de l'exposition [97]......	38
Figure 2.9 Affichage de la navigation des voies d'exposition dans RESRAD-ONSITE.....	39
Figure 2.10 Voies d'irradiation pour le calcul de la dose annuelle [94].....	40
Figure 2.11 : Détecteur discriminant de radon et de thoron de type passif (RADUET) [103].....	42
Figure 2.12 : Schéma du prototype d'un moniteur des descendants du thoron en (a) et (b), principe de fonctionnement en (c).....	45
Figure 2.13 Capteur de descendance directe (DTPS/DRPS) [116].....	47
Figure 2.14 : Types de maisons de la zone d'étude.....	50
Figure 2.15 : Schéma montrant le principe de l'émanomètre MARKUS 10 [117, 118].....	52
Figure 3.1 Distribution du ^{222}Rn dans les habitations d'Abong-Mbang (a), de Lomié (b), de Bertoua (c) et de toute la zone d'étude (d).....	61
Figure 3.2 Distribution des fréquences du radon, du thoron et de leurs descendants associés.....	62
Figure 3.3 : Corrélation entre le radon et la teneur en radium dans le sol.....	66
Figure 3.4 Corrélation entre le radon dans les habitations et le radon dans le sol.....	67
Figure 3.5 Corrélation entre le radon et les radionucléides primordiaux.....	68

Figure 3.6 Variation saisonnière des concentrations de radon (^{222}Rn) dans les habitations.....	70
Figure 3.7 Diagramme en gâteau des contributions du radon, thoron et leurs descendants associés à la dose efficace totale reçue par le public	73
Figure 3.8 Distribution de la dose efficace par inhalation du radon, thoron, EER et EET dans les habitations.....	74
Figure 3.9 Comparaison des doses par inhalation (DR_{nP}) obtenues en utilisant $F_{Rn} = 0,4$ et les mesures directes.....	77
Figure 3.10 Facteur de rapport de somme (SRF) (a) et débit de dose total (b)	90
Figure 3.11 Dose totale cumulée due à tous les nucléides et à toutes les voies d'exposition	91
Figure 3.12 Contributions aux doses de tous les radionucléides pour toutes les voies d'exposition..	92
Figure 3.13 Contributions de tous les radionucléides au risque de cancer en fonction du temps	92
Figure 3.14 Contributions des voies d'exposition au risque de cancer	93
Figure 3.15 Dose totale en fonction du temps en tenant compte de l'analyse de sensibilité sur l'épaisseur de la zone contaminée.....	94
Figure 3.16 Risque de cancer en fonction du temps en utilisant l'analyse de sensibilité sur l'épaisseur de la zone contaminée.....	94
Figure 3.17 Dose totale de tous les radionucléides en utilisant une épaisseur de couverture de 1 m.	95

Liste des tableaux

<i>Tableau 2.1</i> Spécifications de l'instrument du spectromètre EDXRF SPECTRO XEPOS.....	30
<i>Tableau 2.2</i> Concentrations d'éléments chimiques dans un fond géochimique	34
<i>Tableau 2.3</i> Seuils pour la classification de la qualité des sols pour les indices à élément unique ...	34
<i>Tableau 3.1</i> Concentrations du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons du sol.	56
<i>Tableau 3.2</i> Dose annuelle externe pour les membres du public dans différentes localités du district minier de l'Est.....	59
<i>Tableau 3.3</i> Concentration d'activité du ^{222}Rn à Abong-Mbang, Lomié, Bertoua et dans toute la zone d'étude.....	60
<i>Tableau 3.4</i> Concentration du radon (Rn), thoron (Tn), descendants du radon (RnP) et du thoron (TnP) dans les habitations de la zone cobalto-nickelifère de Lomié.	61
<i>Tableau 3.5</i> Concentrations du ^{222}Rn et ^{226}Ra dans le sol.	65
<i>Tableau 3.6</i> Concentrations du radon près de la surface du sol et dose annuelle par inhalation.....	66
<i>Tableau 3.7</i> Variations Saisonnière des concentrations du radon (^{222}Rn) dans les habitations	69
<i>Tableau 3.8</i> Concentrations du radon dans les habitations de la zone d'étude	71
<i>Tableau 3.9</i> Dose annuelle par inhalation pour les membres du public dans différentes localités....	72
<i>Table 3.10</i> Variation de la dose par inhalation due au radon, au thoron et à leurs descendants dans les habitations.....	76
<i>Tableau 3.11:</i> Concentrations en éléments traces (ppm) dans le sol et comparaison avec les études régionales.....	80
<i>Tableau 3.12</i> Indice de géoaccumulation des éléments traces (Igeo).....	82
<i>Tableau 3.13</i> facteurs de contamination des oligo-éléments	84
<i>Table 3.14</i> Facteur d'enrichissement des éléments traces métalliques	85
<i>Tableau 3.15</i> Indice de risque écologique potentiel (IR)	87
<i>Tableau 3.16</i> Évaluation du risque cancérigène de l'exposition aux ETM à l'aide de la RSL de l'USEPA	88
<i>Tableau 3.17</i> Évaluation du risque non-cancérigène de l'exposition aux ETM.....	88
<i>Tableau 3.18</i> Le guide de concentration dans le biote (BCG), le facteur de rapport total (SRF), la dose interne, la dose externe et la dose totale de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K	89

Liste des abréviations

RESRAD: RESidual RADioactivity

US DOE: Department of Energy of United States

US EPA: Environmental Protection Agency of United States

ED XRF: Energy Dispersive X-Ray Fluorescence

HI: Hazard Index (Indice du danger)

UNSCEAR: United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation

ELCR: Excess Life Cancer Risk

EERC ou C_{RnP} : Concentration Équivalente en radon à l'Équilibre (ou concentration des descendants du radon)

EETC ou C_{ThP} : Concentration Équivalente en Thoron à l'Équilibre (ou concentration des descendants du thoron)

F_{Rn} : Facteur d'équilibre du radon

F_{Th} : Facteur d'équilibre du thoron

ETM: Éléments de Trace Métalliques

UV: Ultra-Violet

TLE: Transfert Linéique d'Énergie

ADN: Acide DésoxyriboNucléique

CIPR: Commission Internationale de Protection Radiologique

AIEA: Agence Internationale de l'Énergie Atomique

EPA: Environmental Protection Agency

DOE: Department of Energy

GPS: Global Positioning System

IRGM: Institut des Recherches Géologiques et Minières

CRSTN: Centre des Recherches en Sciences et Techniques Nucléaires

ANRP: Agence Nationale de Radioprotection

ISO: International Organization for Standardization

OMS: Organisation Mondiale de la Santé

KERMA: Kinetic Energy Released in Matter

MAX: Maximum

MIN: Minimum

MED: Médiane

AM: Moyenne Arithmétique

GM: Moyenne Géométrique

N.A: Not Available

NORM: Naturally Occurring Radioactive Materials

Rn: Radon

GSD: Écart-type géométrique (ou Deviation Standard Geometric)

SD: Écart-type (ou deviation standard)

BUCREP: Bureau Central des Recensements et des Études des Populations

SDD: Détecteur de Dérive au Silicium

FC: Facteur de Contamination

Igeo: Indice de Géoaccumulation

FE: Facteur d'Enrichissement

IR: Indice de Risque Écologique Potentiel

HQ: Hazard Quotient

BCG: Guide des Concentrations dans le Biote

RSL: Regional Screening Level

THQ: Target Hazard Quotient

TR: Target Risk

C: Concentration

Tn: Thoron

RnP: Radon Progeny

TnP: Thoron Progeny

DJC: Dose Journalière Chronique

NYSDOH: New York State department of Health

MCNP: Monte-Carlo à N-particules

FRS: Facteur des Rapports des Sommes

ANL: Argonne National Laboratory

URFD : Unité de Recherche et de Formation Doctorale

CRFD : Centre de Recherche et de Formation Doctorale

Résumé

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'exposition du public et du biote (faune et flore) à la radioactivité naturelle et aux Éléments de Traces Métalliques (ETM) de la zone cobalto-nickelifère de Lomié dans laquelle se situe le gisement de cobalt-nickel-manganèse de Nkamouna que les autorités camerounaises prévoient d'exploiter dans quelques années.

Pour atteindre cet objectif, il a été nécessaire de procéder à un prélèvement des échantillons du sol pour la mesure des concentrations des radionucléides primordiaux (^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K) par spectrométrie gamma en laboratoire, à la mesure de la concentration du ^{222}Rn , ^{220}Rn et leurs descendants dans les habitations à l'aide des détecteurs RADTRAK2, RADUET et DRPS/DTPS respectivement, à la mesure des concentrations du ^{222}Rn dans le sol à l'aide du détecteur MARKUS10 et à la mesure des concentrations des ETM par fluorescence X à dispersion d'énergie (EDXRF). La dose effective annuelle reçue par les populations due au radon et au thoron et à leurs descendants associés, le risque de cancer du poumon dû à l'inhalation du ^{222}Rn ainsi que le risque cancérigène et non-cancérigène dû à l'exposition aux ETM ont été évalués.

Les doses internes obtenues à l'aide du code RESRAD-BIOTA étaient de $2,13 \times 10^{-7}$, $1,42 \times 10^{-6}$ et $8,38 \times 10^{-5}$ Gy d⁻¹ pour les animaux et de $2,38 \times 10^{-7}$, $2,04 \times 10^{-6}$ et $9,07 \times 10^{-5}$ Gy d⁻¹ pour les plantes respectivement pour le ^{226}Ra , le ^{232}Th , et le ^{40}K . La dose totale maximale de $0,7234$ mSv yr⁻¹ a été obtenue à t = 1 an. Un risque maximal de cancer de $1,36 \times 10^{-3}$ a été observé à t = 1 an.

Il a été constaté que le risque cancérigène pour la population exposée aux ETMs par ingestion est élevé ($2,5 \times 10^{-3}$), tandis que le risque cutané est modéré ($7,08 \times 10^{-4}$) et le risque d'inhalation est faible ($2,50 \times 10^{-7}$). Le risque non cancérigène total lié à l'exposition aux éléments traces pour les adultes (HI = 1,5) et les enfants (HI = 14,7) indique que des effets non-cancérigènes peuvent se produire.

Toutes les valeurs des concentrations de radon à l'intérieur étaient supérieures à la moyenne mondiale de 40 Bq m⁻³ donnée par l'UNSCEAR. L'ELCR variait de 1,5 % à 16,7 % avec une valeur moyenne de 3,6 %. Cette moyenne est environ trois fois supérieure au seuil d'intervention de 1,3 % recommandé par l'USEPA.

Les contributions du radon et du thoron à la dose par inhalation totale sont respectivement évaluées à 2 % (0,04 mSv/an) et à 5 % (0,11 mSv/an). Pour les descendants du radon et du thoron, les contributions sont de 38 % (0,93 mSv/an) et de 55 % (1,34 mSv/an), respectivement.

Mots clés : RESRAD ; risque de cancer ; site contaminé ; éléments traces ; EDXRF ; risque écologique ; cancérigène ; radon intérieur ; thoron, dose d'inhalation ; excès de risque de cancer sur la vie.

Abstract

The aim of this work is to assess the exposure of the public and biota (flora and fauna) to natural radioactivity and Trace Elements (TMEs) in the Lomié cobalt-nickel zone, which includes the Nkamouna cobalt-nickel-manganese deposit that the Cameroon authorities plan to exploit in a few years.

In order to achieve this objective, it was necessary to carry out a sampling of the soil for the measurement of the concentrations of the primordial radionuclides (^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K) by the method of gamma spectrometry, the measurement of the concentration of ^{222}Rn , ^{220}Rn and their progeny in the dwellings with the help of the detectors RADTRAK2 and RADUET respectively, the measurement of the concentrations of ^{222}Rn in the soil with the help of an emanometer called MARKUS10 and the measurement of the concentrations of the TMEs by energy dispersive X-ray fluorescence. The annual effective dose to populations from radon and thoron and their associated progeny, the risk of lung cancer from ^{222}Rn inhalation, and the carcinogenic and non-carcinogenic risk from exposure to TMEs were assessed.

Internal doses were 2.13×10^{-7} , 1.42×10^{-6} and 8.38×10^{-5} Gy d^{-1} for animals and 2.38×10^{-7} , 2.04×10^{-6} and 9.07×10^{-5} Gy d^{-1} for plants for ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K respectively. The maximum total dose of $0.7234 \text{ mSv yr}^{-1}$ was obtained at $t = 1$ year. A maximum cancer risk of 1.36×10^{-3} was observed at $t = 1$ year. The high risk calculated for ^{226}Ra relative to ^{232}Th and ^{40}K makes it the primary human health concern in the study area.

It was found that the carcinogenic risk for the population exposed to ETMs by ingestion was high (2.5×10^{-3}), while the dermal risk was moderate (7.08×10^{-4}) and the inhalation risk was low (2.50×10^{-7}). The total non-carcinogenic risk from trace element exposure for adults ($\text{HI} = 1.5$) and children ($\text{HI} = 14.7$) indicates that non-carcinogenic effects may occur in the vicinity of the study area.

All values of indoor radon concentrations were above the world average of 40 Bq m^{-3} given by UNSCEAR. The ELCR ranged from 1.5% to 16.7% with a mean value of 3.6%. This mean is approximately three times the USEPA recommended action level of 1.3%.

For the entire study area, the contributions to total inhalation dose of radon and thoron are estimated to be 2% (0.04 mSv/yr) and 5% (0.11 mSv/yr) respectively. For radon and thoron progeny, the contributions are 38% (0.93 mSv/yr) and 55% (1.34 mSv/yr), respectively.

Keywords: RESRAD; cancer risk; contaminated site; Trace elements; EDXRF; Ecological risk; Carcinogenic; Non-Carcinogenic; indoor radon; thoron; inhalation dose; Excess life cancer risk.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Le rayonnement naturel est un élément normal de l'environnement qui émane de deux sources principales : le rayonnement cosmique, qui provient de l'espace extra-atmosphérique et traverse l'atmosphère, et la désintégration des radionucléides (isotopes radioactifs ou radio-isotopes) présents dans le sol et la roche. Les radionucléides se désintègrent spontanément en nucléides fils et émettent des rayonnements ionisants sous forme de particules alpha et bêta et de rayons gamma. Pour l'essentiel, toutes les roches présentent un faible niveau de radioactivité naturelle dû à la désintégration de radionucléides généralement présents en quantités infimes (par exemple, en parties par million). Les niveaux de rayonnement naturel du sol et des roches dépendent de leurs concentrations en radionucléides et de l'activité spécifique des radionucléides, qui est définie comme le nombre de désintégrations par unité de temps et par unité de quantité de substance. Les principales sources de radioactivité naturelle dans la roche et le sol sont les radionucléides des éléments uranium, thorium et potassium (appelés radioéléments), en particulier les chaînes de désintégration de l' ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{40}K . Le rayonnement émis est dû à la fois à la désintégration des radionucléides parents et à celle de leurs radionucléides fils. Le rayonnement naturel du sol et des roches dépend de la composition minéralogique. Les roches composées de minéraux présentant des concentrations relativement élevées de l' ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{40}K ont une radioactivité naturelle relativement élevée. Les sols reflètent généralement les concentrations en radioéléments de leur roche mère. L'exposition humaine aux rayonnements ionisants présente un intérêt pour la population en général. L'Agence américaine de protection de l'environnement (USEPA) estime que l'homme moyen reçoit environ 620 millirem d'exposition aux rayonnements ionisants par an [1].

Lomié présente une très grande variété de lithologies, allant des roches sédimentaires aux roches métamorphiques. Une étude sur la distribution du nickel et du cobalt a été menée par Yongue-Fouateu et al. [2]. Les résultats de cette étude ont montré le développement de gisements d'oxydes de Ni-Co suite à l'altération de péridotites serpentinisées dans la région. La région de Lomié fait partie de la nappe néoprotérozoïque de Yaoundé. Elle repose sur des corps ultramafiques, des amphibolites et des schistes fortement déformés. Selon cette étude, la région présente quatre horizons : le substratum altéré (saproлите), l'horizon argileux inférieur (limonite), l'horizon ferrugineux (duricrust ferrugineux) et l'horizon argileux supérieur. Il a également été mentionné que dans cette zone, l'altération de la serpentinite a produit des horizons enrichis en nickel et en cobalt dans la partie moyenne des profils de sols latéritiques [2]. La composante terrestre du rayonnement naturel dépend de la composition des sols, des roches et de certains matériaux de construction, qui contiennent généralement des

radionucléides naturels. La détermination de la radioactivité du sol est essentielle pour comprendre l'évolution du rayonnement naturel. Le rayonnement gamma émis par les niveaux de radioactivité naturelle de l'environnement constitue le rayonnement de fond terrestre, qui varie en fonction de la structure géologique et géographique et domine la dose de rayonnement externe reçue par le corps humain.

Selon la littérature, les études sur l'évaluation de l'exposition du public due à la radioactivité naturelle dans les sols et les matériaux de construction tels que le sable et les données sur les concentrations de radionucléides dans les matériaux provenant des zones minières ont été effectuées au Cameroun [3–7]. Par conséquent, il y a un manque général de sensibilisation et de connaissance des dangers radiologiques et des niveaux d'exposition par les législateurs, les régulateurs et le public.

L'objectif général de cette thèse est d'évaluer l'exposition du public et du biote à la radioactivité naturelle et aux Éléments de Traces Métalliques de la zone cobalto-nickelifère de Lomié dans laquelle se situe le gisement de cobalt-nickel-manganèse de Nkamouna avant sa mise en exploitation.

Les résultats attendus de ce travail seront des informations sur la radioactivité naturelle et l'exposition aux éléments traces (ETM) dans la zone de cobalt-nickel de Lomié et pourront être utilisés pour cartographier la radioactivité au Cameroun.

Ce travail de thèse s'articule en trois grands chapitres. Le chapitre 1 présente un aperçu sur la problématique de l'exposition à la radioactivité et aux éléments de trace métalliques, et celle de l'exposition au radon, thoron et leurs descendants associés. Quelques généralités sur l'exposition aux radiations naturelles, l'interaction des rayonnements avec la matière et quelques bases de dosimétrie seront également présentées.

Seront présentés en détails au chapitre 2 les matériels et les différentes méthodes utilisés pour obtenir nos résultats, entre autres les concentrations des radionucléides primordiaux, les concentrations du radon dans les habitations et le sol, les concentrations des éléments traces métalliques et la dosimétrie de Lomié.

Au chapitre 3 seront présentés les résultats obtenus sur la mesure de la radioactivité dans des échantillons du sol de Lomié, du radon dans le sol et dans les habitations, des éléments traces métalliques et les risques d'exposition de la population y sont également présentés. Ces résultats seront discutés et comparés avec les données de la littérature afin de mieux les expliquer.

CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE SUR L'EXPOSITION À LA RADIOACTIVITÉ NATURELLE ET AUX ÉLÉMENTS DE TRACES MÉTALLIQUES

Introduction

Ce chapitre présente des faits généraux sur la radioactivité naturelle et ses origines. Il décrit également les principales sources d'exposition à la radioactivité naturelle, le problème de l'exposition aux éléments traces métalliques (ETM) et la question de l'exposition au radon, au thoron et à leurs descendants.

1.1. La problématique de l'exposition à la radioactivité et aux éléments de trace métalliques

Afin d'atteindre son objectif d'émergence à l'horizon 2035, le Cameroun, pays à fort potentiel minier, a inscrit ce secteur parmi ses piliers de développement. Pourtant, bien que les minerais que regorge le sous-sol du Cameroun soient très convoités pour ses propriétés multisectorielles (traitement du cancer, production de l'énergie, armes nucléaires, etc.), il est davantage célèbre pour ses caractéristiques radioactive, chimique et toxique et ses méfaits sur les plans social, sanitaire et environnemental.

L'exploitation minière peut être définie comme l'extraction de minéraux ou d'autres matériaux géologiques de la terre. Au cours du processus d'exploitation minière, plusieurs ressources peuvent être récupérées, notamment le charbon, les métaux, le calcaire, la potasse, l'argile et bien d'autres encore. L'exploitation minière a pour but d'obtenir des matériaux qui ne peuvent pas être obtenus à la surface et qui ne peuvent pas non plus être créés artificiellement d'une manière économiquement sensée. L'exploitation des minéraux est à la base d'une grande partie de l'économie mondiale et fournit les matières premières pour la plupart des infrastructures et des outils que nous utilisons dans la vie quotidienne. Il s'agit notamment des métaux de base, des minéraux combustibles, des éléments de terres rares et des métaux précieux qui sont essentiels à la construction de ponts, de trains, de voitures, d'avions, d'ordinateurs, de téléphones portables, d'articles de cuisine et de bureau, parmi de nombreuses autres applications. Cependant, il arrive très fréquemment que plus d'un élément chimique soit présent dans les minerais métalliques, et que des éléments radioactifs primordiaux tels que l'uranium, le thorium et leurs descendants radioactifs soient présents. Les éléments radioactifs primordiaux sont également présents dans les mines de sables minéraux lourds, dans les mines de terres rares, dans les

mines de charbon, dans l'exploitation du pétrole et du gaz, et dans les activités de traitement des minéraux souvent mises en œuvre par les sites miniers. En outre, l'exposition aux radionucléides et aux rayonnements se produit évidemment dans les mines. Des expositions significatives aux rayonnements peuvent également se produire dans les mines souterraines de minerais non radioactifs en raison de l'accumulation de gaz radon radioactif dans l'atmosphère de la mine [8].

Les conséquences négatives de l'exploitation minière sur la santé humaine comprennent des complications respiratoires telles que la pneumoconiose, l'asbestose et la silicose, causées par l'inhalation de particules fines provenant des grandes quantités de poussière générées par les activités minières [9].

Au cours des dernières années, les autorités de radioprotection ont commencé à accorder plus d'attention à l'exposition aux radionucléides et aux rayonnements dans les mines. Les progrès en matière de radioprotection dans ce domaine ont été lents, et l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique, l'Organisation Mondiale de la Santé et la Commission Européenne ont encouragé la recherche et l'identification des problèmes liés aux rayonnements. L'exposition aux rayonnements dans les mines doit être mesurée et contrôlée avec précision afin de protéger les mineurs et les populations environnantes. Ces derniers peuvent être exposés aux radiations émises par les matières radioactives naturelles (MRN) telles que l'uranium, le thorium et les éléments de trace métalliques [10].

La pollution de l'environnement par les ETM reste une préoccupation mondiale en raison des effets négatifs que l'exposition aux ETM peut avoir sur divers écosystèmes et récepteurs humains. Les ETM sont introduits dans l'environnement par des sources géogéniques (altération) et anthropiques, notamment l'élimination des déchets, les activités agricoles, la circulation automobile, les raffineries de pétrole, les industries de la peinture, la photographie et l'exploitation minière [11]. Les ETM émis par des sources anthropiques, y compris les activités minières, sont très mobiles dans l'environnement du sol et ont un potentiel accru de complications écologiques et de santé humaine par rapport à ceux d'origine géogénique. La contribution de l'exploitation minière métallifère aux concentrations élevées des ETM, notamment l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le plomb (Pb), le mercure (Hg), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), l'uranium (U) et le zinc (Zn) dans l'environnement est largement rapportée [14, 15]. L'exploitation minière comme source de contamination des sols par les métaux lourds a été documentée dans plusieurs pays [12, 14].

Les ETM contenus dans les décharges de résidus miniers se répandent dans divers récepteurs écologiques (faune et flore), dans les ressources en eau et dans l'atmosphère lorsque les particules de résidus sont dispersées dans les milieux environnants par diverses voies de devenir environnemental.

Ces métaux et métalloïdes peuvent être adsorbés par les particules du sol, absorbés par les plantes, les micro-, méso- et macroorganismes, ou lessivés vers les masses d'eau environnantes. En outre, les décharges de résidus miniers sont généralement ouvertes, ce qui permet à la communauté aviaire et à d'autres animaux de chercher des proies qui peuvent elles-mêmes avoir été exposées aux ETM par contact cutané et par ingestion d'aliments ou de particules contaminés, ou les deux [13]. L'ouverture des résidus facilite également l'érosion, qui contribue à la dispersion spatiale des particules de résidus et donc des ETM. Les décharges de résidus miniers n'affectent donc pas seulement la vue panoramique du paysage, mais peuvent également présenter des risques importants pour les environnements biotiques et abiotiques [16].

Bon nombre des ETM libérés par les activités d'extraction de l'or, nickel ou cobalt sont toxiques pour les plantes et ont la capacité de se bio-accumuler, ce qui présente des risques pour la santé des humains, des animaux et des écosystèmes. Les humains peuvent être exposés aux éléments de trace métalliques des résidus miniers par contact cutané avec les résidus et les sols contaminés par les résidus, par inhalation et ingestion accidentelles de résidus et de particules de sol contaminés en suspension, par ingestion de cultures cultivées sur des sols contaminés par des résidus miniers, ou par ingestion délibérée de sols contaminés par des résidus (géophagie). Si certains de ces éléments de trace métalliques (As, Ni, Cd, Cr et Pb) sont cancérigènes, ils sont tous susceptibles de provoquer une ou plusieurs complications sanitaires, notamment des lésions cutanées, des maladies rénales, des irritations et des lésions pulmonaires et nasales, une fragilité osseuse, une cardiomyopathie nerveuse, des ulcérations de l'estomac et de l'intestin grêle, des nausées et une diminution du nombre de spermatozoïdes [17]. La pollution par les éléments de trace métalliques est susceptible d'avoir des répercussions importantes sur différents écosystèmes et sur la population humaine locale vivant à proximité des activités minières.

Le projet de cobalt-nickel-manganèse de Nkamouna dans le département du Haut Nyong, région de l'Est du Cameroun, comprend le développement des mines à ciel ouvert de Nkamouna. L'étude menée par Yongue et al. [18] a montré un sous-sol très riche en cobalt, nickel et manganèse à Nkamouna-Kongo. Le gisement de Nkamouna se serait formé par l'altération tropicale de roches serpentinitiques. Les gisements se trouvent dans de vastes zones de latérite minéralisée situées sur des mésas ou des plateaux de faible relief reposant sur des roches ultramafiques [18]. Le profil d'altération latéritique a une épaisseur moyenne d'environ 20 m, tandis que la latérite minéralisée forme des lentilles qui ont généralement plus de 10 m d'épaisseur. Les lentilles sont situées parallèlement à la topographie ondulée du plateau. On estime que Nkamouna contient des réserves de minerai prouvées

et probables de 68,1 millions de tonnes (Mt) titrant 0,26% de cobalt, 1,48% de manganèse et 0,66% de nickel [18]. Le nickel et le cobalt sont des métaux lourds présents dans la terre, l'eau et l'air qui peuvent pénétrer dans l'organisme principalement par les voies respiratoires et s'accumuler jusqu'à atteindre des niveaux toxiques. Les composés du nickel sont connus pour être cancérigènes pour les humains et les animaux, tandis que les composés du cobalt produisent des tumeurs chez les animaux et sont probablement cancérigènes pour les humains [19].

1.2. La problématique de l'exposition au radon et au thoron

Le radon est un gaz naturel qui s'échappe des roches et du sol. Le radon provient de l'uranium qui se trouve dans le sol depuis la formation de la terre. Le taux d'infiltration du radon est très variable, en partie parce que les quantités d'uranium dans le sol varient considérablement. Le radon passe du sol dans l'air extérieur et dans l'air des habitations en raison du mouvement des gaz dans le sol sous les habitations. L'air extérieur contient généralement de très faibles niveaux de radon, mais celui-ci s'accumule et atteint des concentrations plus élevées à l'intérieur lorsqu'il ne peut pas se disperser. Certaines mines souterraines, notamment les mines d'uranium, contiennent des niveaux de radon beaucoup plus élevés [20]. Bien que le radon soit chimiquement inerte et électriquement non chargé, il est radioactif, ce qui signifie que les atomes du radon dans l'air peuvent se désintégrer spontanément, ou se transformer en d'autres atomes. Lorsque les atomes résultants, appelés descendants du radon, sont formés, ils sont chargés électriquement et peuvent se fixer à de minuscules particules de poussière dans l'air intérieur. Ces particules de poussière peuvent être facilement inhalées dans les poumons et peuvent adhérer à la paroi du poumon. Les atomes déposés se désintègrent, ou se transforment, en émettant un type de rayonnement appelé rayonnement alpha, qui a le potentiel d'endommager les cellules du poumon. Les radiations alpha peuvent perturber l'ADN de ces cellules pulmonaires. Ces dommages à l'ADN peuvent constituer une étape dans une chaîne d'événements pouvant conduire au cancer. Les radiations alpha ne parcourent que des distances extrêmement courtes dans le corps. Ainsi, les radiations alpha provenant de la désintégration des produits de filiation du radon dans les poumons ne peuvent atteindre les cellules d'aucun autre organe. Il est donc probable que le cancer du poumon soit le seul risque de cancer potentiellement important posé par le radon [21].

Depuis des siècles, on sait que certains mineurs de fond souffraient d'un taux de cancer du poumon plus élevé que la population générale. Au cours des dernières décennies, un nombre croissant de preuves a permis d'établir un lien de causalité entre leurs cancers du poumon et l'exposition à des niveaux élevés du radon ainsi qu'au tabagisme. Le lien entre le radon et le cancer du poumon chez les mineurs a suscité des inquiétudes quant à la possibilité que le radon présent dans les habitations soit à

l'origine du cancer du poumon dans la population générale, bien que les niveaux de radon dans la plupart des habitations soient beaucoup plus faibles que dans la plupart des mines [22].

L'Institut des Recherches Géologiques et Minières (IRGM) et l'Agence Nationale de Radioprotection (ANRP) en collaboration avec l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA) ont élaboré la réglementation du radon dans les habitations camerounaises. La réglementation camerounaise actuelle sur le radon dans l'air intérieur des habitations est de 300 becquerels par mètre cube (300 Bq m^{-3}). Des mesures correctives doivent être prises dans une habitation lorsque la concentration du radon dépasse 300 Bq m^{-3} dans la zone d'occupation normale. Plus la concentration de radon est élevée, plus les mesures correctives doivent être prises rapidement. Lorsque des mesures correctives sont prises, le niveau du radon doit être réduit à une valeur aussi basse que possible. La construction de nouvelles habitations doit faire appel à des techniques qui minimiseront l'entrée du radon et faciliteront l'élimination du radon après la construction, si cela s'avère nécessaire par la suite."

Pour fournir une estimation réaliste de l'exposition au radon des occupants, toutes les mesures doivent être effectuées dans la zone d'occupation normale du niveau habité le plus bas de la maison. La zone d'occupation normale est définie comme toute zone occupée par un individu pendant plus de 4 heures par jour. Les lieux de mesure potentiels comprennent les salles familiales, les salons, les tanières, les salles de jeux et les chambres à coucher. Les chambres à coucher de faible hauteur (par exemple, au rez-de-chaussée ou au sous-sol) doivent être testées car les gens passent généralement plus de temps dans leur chambre que dans toute autre pièce de la maison. De même, s'il y a des enfants dans la maison, des zones telles que les salles de jeux au sous-sol doivent être testées. Le sous-sol n'est considéré comme un lieu de mesure potentiel que s'il est occupé au moins 4 heures par jour ou s'il existe des plans de rénovation (ajout d'une chambre ou d'une salle de jeux/salle familiale) qui entraîneront une occupation de plus de 4 heures par jour. Le lieu de mesure doit être choisi de manière à ce que l'on puisse raisonnablement s'attendre à ce que le dispositif de mesure ne soit pas dérangé pendant la période de mesure.

L'emplacement préféré du dispositif est près d'un mur intérieur à une hauteur de 0,8 m à 2 m du sol dans la zone de respiration typique, à au moins 50 cm du plafond et 20 cm d'autres objets afin de permettre une circulation d'air normale autour du détecteur. En fonction du détecteur utilisé, cela peut se faire en suspendant le détecteur au plafond. Les détecteurs doivent être placés à environ 40 cm (16 pouces) d'un mur intérieur ou à environ 50 cm (20 pouces) d'un mur extérieur. Le but premier du dépistage est d'évaluer le niveau du radon auquel les occupants sont exposés. Par conséquent, il ne faut pas choisir des zones à tester où les occupants ne passent pas beaucoup de temps. Les efforts doivent

être concentrés sur le test des pièces du niveau le plus bas de la maison où les occupants passent au moins 4 heures par jour.

Les mesures ne doivent pas être effectuées dans les salles de bains, car les occupants y passent relativement peu de temps. Les mesures ne doivent pas être effectuées dans les placards, les armoires, les vides sanitaires ou les recoins des fondations. Les concentrations du radon dans ces zones ne sont pas représentatives de la concentration dans la zone occupée de la maison. L'emplacement de l'appareil ne doit pas être dans les courants d'air causés par les événements, les portes, les ventilateurs et les fenêtres de chauffage, de ventilation et de climatisation. Les emplacements proches de la chaleur, comme au-dessus des radiateurs, près des cheminées ou en plein soleil, doivent être évités car certains dispositifs de mesure peuvent être affectés. De même, les appareils ne doivent pas être placés sur ou près d'appareils ou d'équipements électriques tels que les ordinateurs, les téléviseurs, les chaînes stéréo ou les haut-parleurs, car certains appareils de mesure peuvent être affectés. Les mesures de radon effectuées dans des maisons sans climatisation centrale pendant les périodes de temps chaud sont susceptibles de donner des résultats trompeurs en raison de la très forte probabilité que les fenêtres soient ouvertes pendant la période de mesure. Ce problème peut être réduit en augmentant la durée du test, et souligne l'importance d'une mesure du radon à long terme. Une fois la période de surveillance terminée, le détecteur doit être renvoyé au professionnel certifié du radon ou au laboratoire d'analyse pour traitement et évaluation des concentrations de radon.

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'exposition du public et du biote à la radioactivité naturelle et aux Éléments de Traces Métalliques de la zone cobalto-nickelifère de Lomié dans laquelle se situe le gisement de cobalt-nickel-manganèse de Nkamouna avant sa mise en exploitation.

1.3. Séries radioactives

Lorsqu'un noyau se désintègre, il émet un rayonnement et donne naissance à un noyau différent, radioactif, qui émet un nouveau rayonnement. Le processus se poursuit jusqu'à l'apparition d'un noyau stable et non radioactif. Tous les noyaux qui proviennent du noyau initial (noyau parent) forment une série ou une chaîne radioactive [25, 26]. On connaît quatre séries ou familles radioactives, dont trois existent dans la nature puisqu'elles proviennent des radionucléides primordiaux. Les radionucléides primordiaux sont ceux qui ont survécu sur la Terre depuis sa formation. Cela s'explique par le fait que leur demi-vie est comparable à l'âge de la Terre [24].

Les trois séries qui existent dans la nature sont le ^{232}Th , ^{238}U et ^{235}U , l'autre série radioactive est le ^{244}Pu , qui aurait dû être éteinte, mais les essais nucléaires ont libéré ces noyaux et cette chaîne

radioactive est donc réapparue. Dans chaque série, tous les noyaux sont apparentés ; dans le ^{232}Th , par exemple, tous les noyaux de la série ont un nombre de masse égal à $4n$, où n est un nombre entier quelconque [25].

- **la série de l'uranium ($4n + 2$)**

La série de l'uranium, également connue sous le nom de série du radium, est l'une des trois séries radioactives classiques qui commencent avec ^{238}U naturel. Cette chaîne de désintégration radioactive est constituée de noyaux atomiques lourds instables qui se désintègrent par une séquence de désintégrations alpha et bêta jusqu'à l'obtention d'un noyau stable. Dans le cas de la série de l'uranium, le noyau stable est le ^{206}Pb . Cette série commence par l'isotope ^{238}U , qui a une demi-vie de $4,5 \times 10^{10}$ ans, comme le montre la figure 1.1. Le ^{238}U subit une série de désintégration radioactive composée de 14 étapes distinctes avant de produire du ^{206}Pb stable [26]. Cette série se compose de huit désintégrations α et de six désintégrations β .

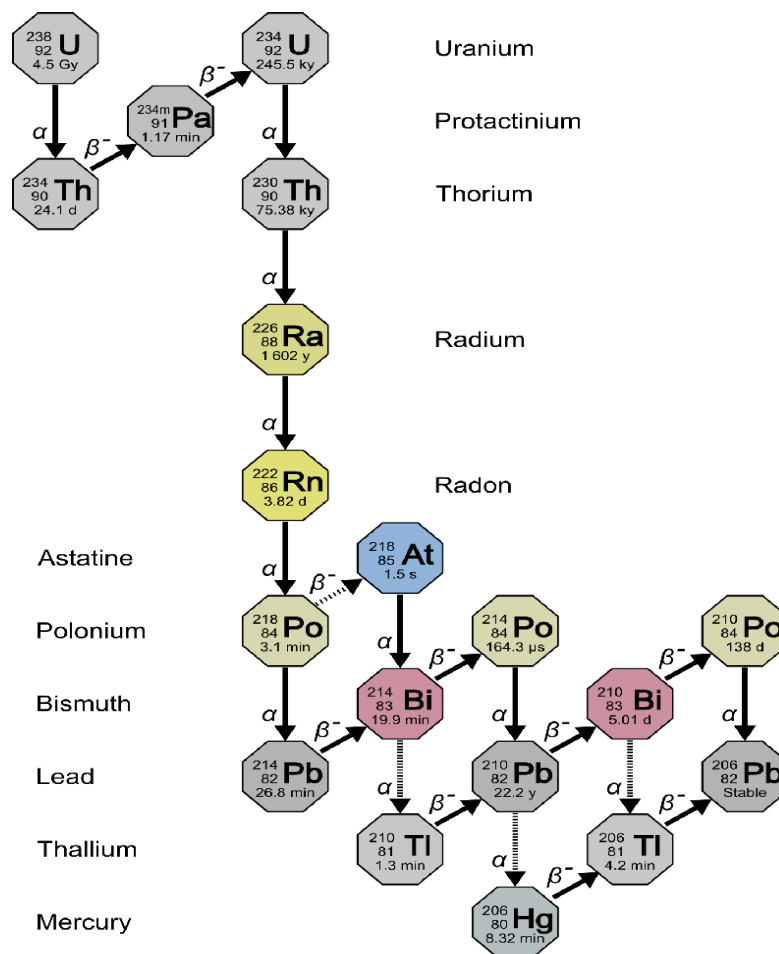


Figure 1.1 Série $4n+2$ de ^{238}U [27]

- La série du thorium (4n)

La série du thorium est l'une des trois séries radioactives classiques commençant par le ^{232}Th d'origine naturelle. Cette chaîne de désintégration radioactive est constituée de noyaux atomiques lourds instables qui se désintègrent par une séquence de désintégrations alpha et bêta jusqu'à l'obtention d'un noyau stable. Dans le cas de la série du thorium, le noyau stable est le ^{208}Pb [28].

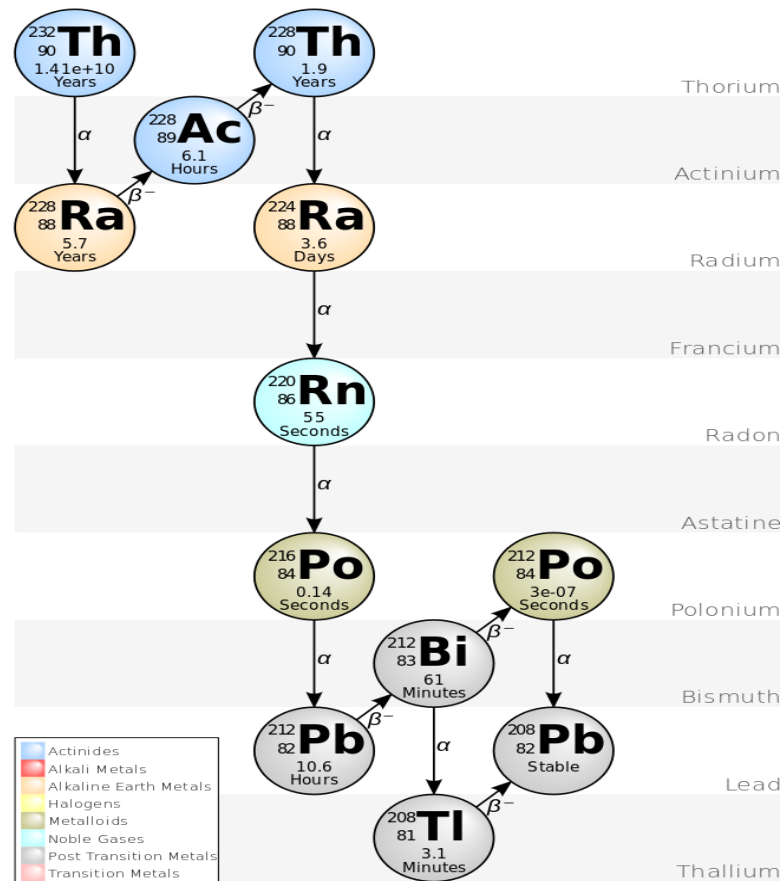


Figure 1.2 Série 4n du thorium [29]

- La série de l'actinium (4n+3)

La série de l'actinium, également connue sous le nom de cascade de l'actinium, est l'une des trois séries radioactives classiques commençant par le ^{235}U d'origine naturelle. Cette chaîne de désintégration radioactive est constituée de noyaux atomiques lourds instables qui se désintègrent par une séquence de désintégrations alpha et bêta jusqu'à l'obtention d'un noyau stable. Dans le cas de la série de l'actinium, le noyau stable est le ^{207}Pb [28]. Comme la désintégration alpha représente la désintégration d'un noyau père en un noyau fille par l'émission du noyau d'un atome d'hélium (qui contient quatre nucléons), il n'y a que quatre séries de désintégration. Dans chaque série, par

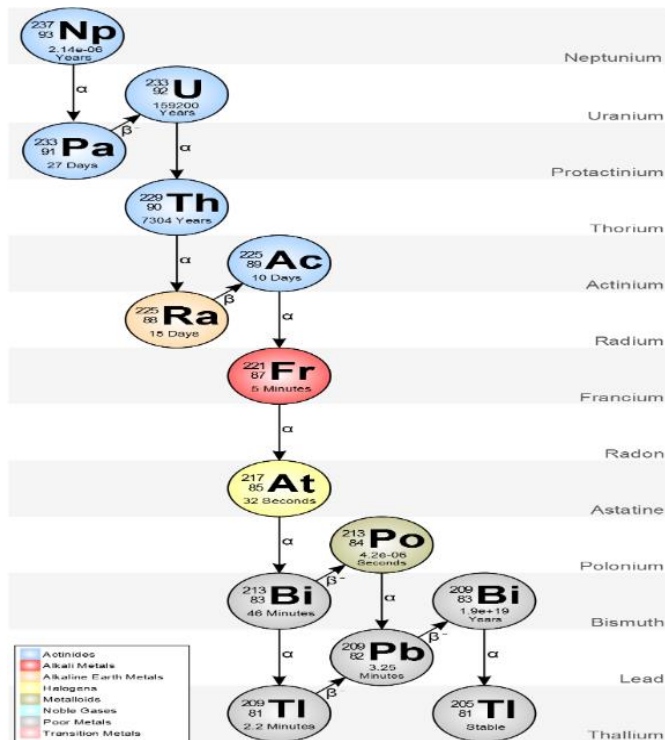


Figure 1.4 Série 4n+1 de neptunium [28]

- Le potassium-40

Le potassium, l'un des minéraux les plus abondants sur Terre, est présent dans la plupart des aliments et constitue un élément essentiel du corps humain [34–36]. Il constitue également une source importante de rayonnement naturel. Le potassium est présent dans la nature sous forme d'un mélange de trois isotopes : ^{39}K , ^{40}K et ^{41}K . Seul le ^{40}K , le moins abondant des trois isotopes, est radioactif. L'« abondance naturelle » du ^{40}K est extrêmement faible, environ 0,012 % [32]. (Dans un échantillon contenant 100 000 atomes de potassium, 12 seront du ^{40}K). Cela peut sembler peu, jusqu'à ce que l'on considère qu'un gramme de potassium contient $1,5 \times 10^{22}$ atomes, soit $1,8 \times 10^{18}$ atomes de ^{40}K radioactifs [35]. La quantité de rayonnement libérée par une matière radioactive dépend de sa vitesse de désintégration. Le ^{40}K est considéré comme un radio-isotope à très longue durée de vie : sa désintégration est extrêmement longue. Sa demi-vie est de $1,28 \times 10^9$ ans.

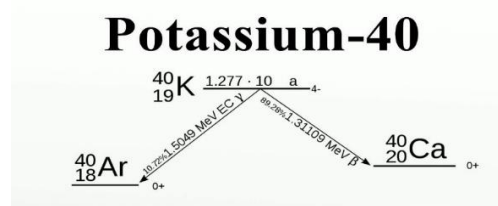


Figure 1.5 Chaîne de désintégration du Potassium-40 [36]

1.4. Exposition aux rayonnements ionisants provenant des sources naturelles

Tous les organismes vivants sont continuellement exposés aux rayonnements ionisants émanant de sources naturelles [37]. Les niveaux de ces expositions diffèrent en fonction de l'altitude et du lieu. L'irradiation externe provenant de radionucléides présents naturellement dans l'environnement ou de pratiques anthropiques est un aspect important lorsqu'il s'agit de populations humaines. Les estimations du Comité scientifique des Nations unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) ont révélé que l'exposition due aux sources naturelles représente plus de 98 % de la dose totale de rayonnement reçue par la population, à l'exclusion de l'exposition médicale [37]. Les principales sources d'exposition dues aux rayonnements naturels sont : Les rayonnements cosmiques de l'espace et les rayonnements terrestres.

1.4.1. Rayonnements cosmiques

Sur Terre, l'homme est constamment exposé à de faibles niveaux de rayonnement. Une source naturelle de rayonnement provient de l'espace. Ce type de rayonnement est appelé rayonnement cosmique. Le rayonnement cosmique est constitué de particules chargées de haute énergie, de rayons X et de rayons gamma produits dans l'espace [38]. Les particules chargées interagissent avec l'atmosphère terrestre pour produire un rayonnement secondaire qui atteint la terre. Le rayonnement cosmique est produit par les étoiles, y compris notre propre soleil. Une autre forme de rayonnement qui provient du soleil est le rayonnement ultraviolet (UV). Le rayonnement UV n'est pas considéré comme un rayonnement cosmique [39]. Contrairement au rayonnement cosmique, le rayonnement UV est plus faible en énergie et est considéré comme un rayonnement non ionisant. La dose de rayonnement due au rayonnement cosmique varie en fonction de l'altitude. Plus l'altitude est élevée, plus l'exposition au rayonnement cosmique est importante [39]. Le rayonnement cosmique est plus intense dans la haute atmosphère et plus intense dans l'espace lointain. La dose annuelle moyenne ou l'exposition au rayonnement cosmique est de 0,33 mSv (33 mrem) ou 11 % de l'exposition annuelle d'une personne due à toutes les sources naturelles de rayonnement [40]. Les sources primaires de rayonnement cosmique sont les galaxies de l'espace, tandis que le soleil est la source secondaire. Les sources de rayonnement cosmique provenant de l'espace sont normalement appelées rayonnement cosmique galactique. Le rayonnement cosmique galactique comprend environ 2 % d'électrons et 98 % de baryons [41]. Les protons constituent environ 87 % des baryons. Ce sont des particules à très haute énergie. Le physicien autrichien Victor Hess a reçu un prix Nobel pour sa découverte des rayons cosmiques en 1936 [42]. L'interaction continue entre les rayons cosmiques et l'azote atmosphérique donne lieu au rayonnement cosmique. Les radionucléides qui en résultent sont appelés radionucléides

cosmogéniques. Les radionucléides cosmogènes comprennent le ^3H , le ^{14}C , le ^{22}Na et le ^7Be , comme le montre le tableau suivant.

Tableau 1.1: Les différents radionucléides cosmogéniques [39]

Radionucléide	Demi-vie (années)	Mode de désintégration
^3H	12.26	Beta
^7Be	0.15	CE
^{10}Be	1.6E6	Beta
^{14}C	5.73E3	Beta
^{22}Na	2.6	CE
^{26}Al	7.4E5	CE
^{32}Si	280	Beta
^{32}P	0.04	Beta
^{33}P	0.07	Beta
^{35}S	0.24	Beta
^{36}Cl	3.01E5	Beta
^{39}Ar	269	Beta
^{81}Kr	2.29E5	CE

À l'exception du ^{14}C , du ^3H et du ^{22}Na , qui ont tous trois des fonctions métaboliques dans le corps humain, les radionucléides cosmogéniques ont généralement une contribution minimale aux doses de rayonnement [37]. La majeure partie du blindage contre le rayonnement cosmique est assurée par l'atmosphère terrestre. Par conséquent, à des altitudes plus basses, le blindage supplémentaire fourni par l'atmosphère terrestre réduit la dose de rayonnement cosmique. Le rayonnement cosmique s'ajoute au niveau de rayonnement naturel de la Terre.

1.4.2. Rayonnement terrestre

Les radionucléides primordiaux sont les radionucléides naturels d'origine terrestre dont la demi-vie est comparable à l'âge de la planète [43]. Les radionucléides primordiaux se trouvent dans presque tous les matériaux de l'environnement, y compris le corps humain. Des exemples de radionucléides primordiaux sont le ^{232}Th , le ^{40}K , le ^{235}U , le ^{238}U et le ^{87}Rb avec des demi-vies respectives de $1,41 \times 10^{10}$ ans, $1,28 \times 10^9$ ans, $7,04 \times 10^8$ ans, $4,47 \times 10^9$ ans et $4,70 \times 10^{10}$ ans. L'uranium naturel est un mélange de trois isotopes, soit 99,3 % de ^{238}U , 0,7 % de ^{235}U et 0,005 % de ^{234}U [42].

Le ^{40}K est un radionucléide naturel de faible numéro atomique et largement répandu dans l'environnement. On a constaté que les roches cristallines, les océans, les plantes et les animaux contiennent une concentration moyenne de ^{40}K de 27 g/kg, 380 mg/L, 1,7 g/kg et 1,7 g/kg

respectivement [42]. Dans la nature, le potassium se compose de trois isotopes : ^{39}K , ^{40}K et ^{41}K , le ^{40}K étant le seul isotope radioactif. L'abondance isotopique naturelle du ^{40}K est de 0,0118 %. Le potassium se trouve également dans les roches et est soluble, il se dissout donc dans des conditions humides [44].

1.4.3. Intérêt de l'analyse XRF

La spectrométrie de fluorescence X (XRF), technique utilisée dans plusieurs domaines de recherche (physique, chimie, géologie, archéométrie, astrophysique, ...) de nos jours, est une méthode largement utilisée pour la surveillance environnementale des matériaux terrestres (géologiques), notamment la présence de métaux lourds et la caractérisation élémentaire des échantillons [46, 47]. Elle consiste à différencier les éléments majeurs (éléments dont la concentration est exprimée en pourcentage) des éléments mineurs (dont la concentration est exprimée en ppm) et des éléments traces (éléments présents dans un échantillon en très petite fraction par rapport aux éléments majeurs et mineurs). L'analyse peut être très simple, mais en raison de la complexité et de la grande variété des minéraux contenus dans un échantillon géologique, les différentes étapes doivent être traitées avec délicatesse [47].

La spectrométrie à rayons X est utilisée dans un large éventail d'applications, notamment : la recherche en pétrologie ignée, sédimentaire et métamorphique, l'étude des sols, l'exploitation minière (par exemple, la mesure de la teneur en minerai), la production de ciment, la fabrication de céramique et de verre, la métallurgie (par exemple, le contrôle de la qualité), les études environnementales (par exemple, l'analyse des particules sur les filtres à air), l'industrie pétrolière (par exemple, la teneur en soufre du pétrole brut et des produits pétroliers), l'analyse sur le terrain dans le cadre d'études géologiques et environnementales (à l'aide de spectromètres XRF portables) [48]. Il est donc important pour les différentes recherches d'évaluer et de créer une carte radiologique ainsi que de connaître la composition élémentaire de leur environnement en vue de la protection et de la prévision de l'avenir. Puisque la composition élémentaire et la concentration de l'activité radioisotopique naturelle dans le sol varient d'un endroit à l'autre et parfois dans la même formation géologique avec les composantes géomorphologiques et topographiques du site étudié, la méthode d'échantillonnage pour une telle analyse doit être représentative. La représentativité d'une méthode d'échantillonnage permet généralement de bien évaluer une zone sans avoir à prélever un nombre infini d'échantillons et sans manquer d'informations importantes sur la zone étudiée [49].

Le principe de la spectrométrie de fluorescence des rayons X est décrit dans la figure 1.6 suivante. L'émission de rayons X "secondaires" (ou fluorescents) caractéristiques d'un matériau qui a été excité par un bombardement de rayons X de haute énergie est utilisée pour caractériser le matériau

étudié. L'interaction du rayon X incident avec l'électron de la coquille est à l'origine de la méthode car l'atome excité va subir une fluorescence pour être stabilisé dans l'état fondamental. Cette émission est caractéristique des atomes présents dans l'échantillon étudié. À partir des spectres d'énergie, il devient facile de déterminer la composition élémentaire de l'échantillon [50].

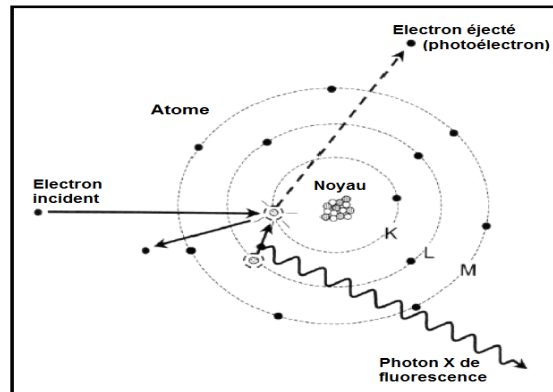


Figure 1.6 Principe descriptif de la spectrométrie de fluorescence X [46].

1.5. Les éléments de trace métalliques (ETM)

Les ETM sont généralement définis comme des éléments métalliques naturels dont la masse volumique est supérieure à 5000 kg m^{-3} . Ils sont présents naturellement dans notre environnement et utilisés massivement dans l'industrie. Généralement émis sous forme de très fines particules, ils sont transportés par le vent et se disséminent dans les sols et les milieux aquatiques, contaminant ainsi la flore et la faune, et se retrouvant dans la chaîne alimentaire.

Certains métaux sont essentiels à l'organisme, d'autres n'ont aucune fonction biologique. Mais même indispensables, ils peuvent s'avérer toxiques à forte concentration ; mais leur toxicité ne dépend pas seulement de cette concentration, elle est aussi fonction de leur spéciation, c'est-à-dire de la forme chimique sous laquelle ils sont présents dans notre environnement. [51]. La pollution par les ETM a attiré l'attention des chercheurs du monde entier, principalement en raison de leurs effets nocifs sur les êtres vivants [52].

La biologie humaine regorge de cas où la toxicité des ETM a entraîné des décès massifs [53]. Tous les ETM sont toxiques pour les organismes vivants à des concentrations excessives, mais certains sont essentiels pour une croissance et une reproduction normales et saines des plantes à des concentrations faibles mais critiques [51]. Les ETM essentiels à l'état de traces pour les plantes sont le Co, le Cu, le Fe, le Mo et le Zn et pour les animaux le Cr, le Ni et le Sn. Il n'a pas été démontré que les métaux lourds Cd, Hg et Pb sont essentiels pour les plantes ou les animaux [52].

Il est important de noter cependant que les concentrations de métaux individuels dans les tissus vivants doivent être maintenues à un niveau très bas et dans des limites étroites pour permettre la performance biologique optimale de la plupart des organismes [52]. Les ETM ne sont pas biodégradables et une fois qu'ils pénètrent dans un environnement, ils y restent pour une longue période [54]. Les ETM sont considérés comme des polluants graves en raison de leur toxicité, de leur persistance et non biodégradables dans l'environnement, constituant ainsi une menace pour les êtres humains et les autres formes de vie biologique [55]. La pollution par les ETM dans les sols fait référence aux cas où les quantités des éléments dans les sols sont supérieures aux concentrations maximales admissibles, ce qui est potentiellement dangereux pour la vie biologique à ces endroits [55]. Les ETM sont présents à des niveaux de fond normaux dans tous les écosystèmes, mais les rejets anthropiques peuvent entraîner des concentrations plus élevées de ces métaux par rapport à leurs valeurs de fond normales, d'où la pollution [55]. Les ETM libérés par les émissions des véhicules peuvent s'accumuler dans les sols de surface et leur dépôt au fil du temps peut entraîner un enrichissement anormal, provoquant ainsi une contamination métallique des sols de surface [56].

La toxicité et la mobilité des ETM dans les sols dépendent non seulement de leur concentration totale, mais aussi de leur forme chimique spécifique, de leur état de liaison, des propriétés du métal, des facteurs environnementaux, des propriétés du sol et de la teneur en matière organique [57]. L'exposition des enfants, généralement considérés comme le groupe le plus à risque, qui ont un taux d'adsorption des ETM plus élevé en raison de leur système de digestion actif et de la sensibilité de l'hémoglobine aux métaux lourds, peut augmenter considérablement l'ingestion de particules de sol chargées de métaux par le biais d'activités de la main à la bouche. En outre, les adultes peuvent être exposés à la menace puisque l'inhalation est une voie plus facile pour les métaux toxiques de pénétrer dans leur corps [56].

1.6. Voies d'exposition aux radiations

La voie d'exposition est le parcours physique d'un agent environnemental depuis sa source jusqu'à ceux qui le reçoivent éventuellement. Une fois qu'un agent chimique, physique ou biologique nous atteint, la voie d'exposition est la façon dont il pénètre dans notre corps [58]. Les trois principales voies d'exposition pour les humains sont les suivantes : L'inhalation, l'ingestion et l'exposition externe.

1.6.1. Inhalation

L'exposition par inhalation peut concerner l'air ambiant, l'air intérieur, ou les deux, selon la source et la nature du polluant [59]. L'exposition par inhalation peut être estimée en définissant d'abord le

scénario d'exposition d'intérêt. Les scénarios d'exposition comprennent généralement des informations sur les sources et les voies d'exposition, les contaminants concernés et les populations réceptrices. Ils peuvent également décrire les activités d'une population réceptrice qui peuvent affecter l'exposition et la période pendant laquelle l'exposition se produit [59], [60]. L'exposition due à l'inhalation provient principalement du radon, du thoron et de leurs produits de désintégration et de la poussière contenant des radionucléides [60]. L'exposition due à l'inhalation dépend du temps pendant lequel un individu inhale la poussière contaminée, du taux d'inhalation et de la concentration de radionucléides en suspension dans l'air au lieu d'exposition.

Le radon et le thoron sont produits dans le sol par la désintégration de l'U-238 et du Th-232, respectivement. Le radon (^{222}Rn), dont la demi-vie est de 3,825 jours, a tendance à se concentrer dans les espaces clos tels que les grottes, les mines souterraines et les habitations. Le radon (^{222}Rn), le thoron (^{220}Rn) et leurs descendants sont les principaux responsables de l'exposition humaine aux sources de rayonnement naturel [20]. Les doses d'inhalation résultant de l'exposition au radon, au thoron et à ses descendants sont des quantités importantes pour estimer le risque de radiation à faible dose pour les études épidémiologiques. Par conséquent, les mesures des niveaux de radon, de thoron et de leurs descendants dans les environnements intérieurs doivent être effectuées à l'aide de techniques de mesure fiables [61]. Bien que l'importance radiologique du radon et de ses descendants soit reconnue depuis longtemps, le thoron a souvent été négligé en raison de sa courte demi-vie. La contribution du thoron aux doses de rayonnement a récemment été reconnue. De nombreuses études ont montré que le thoron peut contribuer de manière significative à la dose de rayonnement dans les habitations [63–65].

Contrairement aux mesures du radon et du thoron, très peu de tentatives ont été faites pour mesurer directement les descendants. La pratique habituelle est d'estimer la concentration des produits de désintégration à partir des concentrations de gaz en utilisant l'approche du facteur d'équilibre. Cependant, cette approche n'est pas appropriée pour estimer la concentration des produits de désintégration du thoron à partir de la concentration gazeuse mesurée, en raison de la très courte demi-vie du thoron par rapport à celle de ses produits de désintégration [7]. La conséquence de sa demi-vie très courte (55 s) est la non-uniformité de la concentration de thoron dans l'environnement intérieur. D'autre part, les descendants du thoron sont généralement répartis de manière plus ou moins uniforme dans la pièce en raison de leur demi-vie plus longue. Par conséquent, la demi-vie relativement très courte du thoron par rapport à celle de ses descendants entraîne la non-uniformité du facteur d'équilibre du thoron, même dans le même environnement [64]. Il est donc problématique d'estimer les concentrations de descendants du thoron en utilisant la concentration de thoron et un facteur

d'équilibre. En effet, il est discutable de définir un facteur d'équilibre du thoron en raison de ses propriétés physiques et de celles de ses descendants.

De plus, étant donné que les doses inhalées sont principalement dues aux descendants du radon et du thoron, et non aux gaz, il est important de mesurer directement les descendants. Les descendants du radon et du thoron ont une grande diffusivité et la capacité de se fixer sur les surfaces [64].

1.6.2. Ingestion

L'homme peut être exposé aux rayonnements par l'ingestion d'aliments contenant des radionucléides. Ces aliments comprennent : les aliments végétaux, la viande, les aliments aquatiques, l'eau et le lait. Le sol contaminé peut également être ingéré directement, notamment par les jeunes enfants et les femmes enceintes. La dose reçue en raison de l'ingestion de sol dépend de la concentration de radionucléides dans le sol et de la quantité de sol ingérée [21, 68].

1.6.3. Exposition externe

Le rayonnement externe est dû à l'exposition directe aux rayonnements gamma et bêta des matières radioactives présentes dans l'environnement. La dose reçue en raison de l'exposition au rayonnement externe en un point de l'environnement est mesurée à 1 mètre au-dessus de la surface du sol [66].

1.7. Scénario d'exposition

L'homme est exposé aux rayonnements provenant naturellement de l'environnement et de sources artificielles. Les scénarios d'exposition décrivent les activités humaines dans la zone d'étude qui affectent la dose de rayonnement reçue dans une zone donnée pendant une période donnée. Dans cette étude, le code informatique RESRAD-ONSITE a été utilisé pour évaluer et prédire la dose et le risque de cancer dus à l'exposition au niveau de rayonnement naturel pour différentes durées allant de 1 an à 1000 ans.

1.8. Effets biologiques des rayonnements ionisants

Les effets des rayonnements ionisants résultent du dépôt de l'énergie du rayonnement sur les cellules, qui provoque l'ionisation et l'excitation des atomes des molécules qui les composent, la rupture des liaisons moléculaires et la chaleur. L'énergie déposée entraîne des modifications chimiques qui se traduisent par des dommages biologiques [67].

i. Effets biologiques au niveau cellulaire.

Quand une cellule est exposée à des radiations, il y a quatre possibilités :

- La cellule ne présente aucun dommage
- La cellule est certes endommagée, mais elle peut être réparée et fonctionner normalement.
- La cellule subit des dommages, ne peut se rétablir et continue à vivre, mais ses fonctions sont altérées.
- La cellule meurt.

En prenant en compte les principales parties de la cellule :

- Le cytoplasme est composé à 70 % d'eau, et lorsque les rayonnements frappent la cellule, il est possible qu'ils interagissent avec l'eau, dissociant les molécules, produisant des radicaux libres et d'autres molécules.
- La membrane cellulaire a pour fonction de contenir le cytoplasme et le noyau, ainsi que de permettre l'échange de substances avec le monde extérieur. Si la membrane est rompue par une radiation, elle ne protège plus la cellule du monde extérieur et la cellule meurt si elle n'est pas réparée.
- Dans le noyau de la cellule, les informations vitales sont contenues dans les chromosomes. Si les chromosomes sont altérés par les radiations, lorsqu'ils se dupliquent pour transférer les informations à de nouvelles cellules, les informations peuvent être modifiées. Les dommages qui peuvent se produire dans le noyau cellulaire sont dus à des modifications de l'ADN.

Ces effets peuvent également se produire spontanément, ou résulter de l'action d'autres agents physiques ou chimiques. La cellule dispose de mécanismes de réparation qui sont efficaces lorsqu'un seul brin des molécules d'ADN a été endommagé, car l'autre brin sert de modèle pour reconstruire l'information. Le temps de récupération est de quelques heures [68].

ii. Facteurs influençant les effets biologiques.

Il existe plusieurs causes d'un effet plus ou moins grave. Pour étudier ces causes, on les classe en trois facteurs :

❖ Facteurs physiques.

Ces facteurs sont la dose absorbée, le débit de dose, le type de rayonnement et la taille de la zone exposée. Les facteurs physiques affectent l'intensité de l'effet biologique dû à l'exposition aux rayonnements ionisants et dépendent des caractéristiques des rayonnements [69].

❖ **Facteurs physiologiques.**

Le facteur physiologique dépend des caractéristiques du sujet irradié. Certaines cellules sont plus sensibles que d'autres aux agents nocifs, tels que les virus, les toxines et les rayonnements ionisants, et c'est ce qu'on appelle la radiosensibilité cellulaire. Nous pouvons donc citer certains facteurs humains tels que le sexe, l'âge, le métabolisme, etc. [69].

❖ **Facteurs environnementaux.**

Deux des facteurs environnementaux sont la pression d'oxygène ambiante présente dans les cellules et l'état du cycle cellulaire dans lequel se trouve la cellule. La quantité d'oxygène augmente le nombre de cellules mortes, et que dans les phases de synthèse et de mitose, les cellules sont plus radiosensibles [69].

iii. Classification des effets biologiques.

L'énergie déposée dans les molécules peut provoquer la mort des cellules. Si le nombre de cellules atteintes est important, le tissu ou l'organe auquel elles appartiennent peut être endommagé. Ces effets sont appelés effets déterministes et présentent trois caractéristiques principales :

- Les effets ne commencent à se manifester qu'à partir d'un certain seuil de dose.
- Il existe une corrélation entre le débit de dose et l'effet observé.
- L'augmentation de la dose accroît la gravité de l'effet observé.
- La valeur de la dose seuil dépend de la radiosensibilité du tissu considéré.

Les effets stochastiques sont un autre type d'effet. Les caractéristiques de ces effets sont :

- Chaque effet a une probabilité d'occurrence
- Ils n'ont pas de dose seuil à laquelle ils se produisent.
- La probabilité d'apparition de l'effet augmente avec la dose.

Il se peut que l'énergie déposée dans la cellule provoque des modifications qui sont transmises lors des reproductions cellulaires successives et que des colonies de cellules modifiées se forment. Ce processus peut conduire à des manifestations cancéreuses après une période de latence [70]. On parle d'effets héréditaires si les modifications se produisent dans les cellules germinales ; celles-ci peuvent être transmises à la descendance. Des exemples d'effets stochastiques sont les effets héréditaires, l'induction de la leucémie ou de tout type de cancer, et la réduction de la durée de vie. L'exposition du corps entier ou d'une grande partie de celui-ci à de fortes doses de rayonnements ionisants peut provoquer une série de symptômes consistant en nausées, vomissements, perte d'appétit, perte de poids,

fièvre, hémorragies, nécrose de la peau, perte de cheveux, nécrose des tissus internes, stérilité temporaire ou permanente, fonctionnement anormal des organes hématopoïétiques, troubles du fonctionnement du système nerveux et même mort de l'individu [70].

1.9. Dosimétrie des rayonnements ionisants

La dosimétrie des rayonnements est la mesure, le calcul et l'évaluation des doses absorbées et l'attribution de ces doses aux individus. C'est la science et la pratique qui tentent de relier quantitativement des mesures spécifiques effectuées dans un champ de rayonnement aux changements chimiques et/ou biologiques que le rayonnement produirait sur une cible [65].

Étant donné qu'il existe deux types d'exposition aux rayonnements, l'exposition externe et l'exposition interne, la dosimétrie peut également être classée comme suit :

- Dosimétrie externe : L'exposition externe est le rayonnement qui provient de l'extérieur de notre corps et interagit avec nous. Dans ce cas, nous analysons principalement l'exposition aux rayons gamma et aux particules bêta, puisque les particules alpha, en général, ne constituent pas un danger d'exposition externe car les particules ne traversent généralement pas la peau. La dosimétrie externe est basée sur des mesures effectuées à l'aide d'un dosimètre, ou déduite de mesures effectuées par d'autres instruments de protection radiologique [65].
- Dosimétrie interne. Si la source de rayonnement se trouve à l'intérieur de notre corps, on dit qu'il s'agit d'une exposition interne. Celle-ci peut se produire par diverses voies, comme l'ingestion d'une contamination radioactive dans les aliments ou les liquides. L'évaluation de la dosimétrie interne repose sur diverses techniques de surveillance, de dosage biologique ou d'imagerie radiologique [65] .

1.10. Radioprotection

Le système de radioprotection contribue à un niveau approprié de protection contre les effets nocifs de l'exposition aux rayonnements ionisants. Les objectifs de la radioprotection sont définis pour les personnes et l'environnement [71].

La radioprotection est basée sur trois principes fondamentaux, à savoir :

- faire plus de bien que de mal (principe de justification) ;
- maintenir les doses au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre (principe d'optimisation), et
- veiller à ce que personne ne reçoive une dose élevée inacceptable (principe de limitation).

Ces principes sont universels, mais diverses catégories et situations d'exposition sont définies pour aider à les appliquer le plus efficacement possible dans différentes circonstances.

Conclusion

Ce chapitre présente la revue de la littérature. Les généralités sur la radioactivité naturelle et les éléments traces métalliques (ETM) et leurs origines ont été présentées. Le chapitre suivant présente les équipements et les différentes méthodes appropriées utilisées pour mesurer la radioactivité naturelle (radionucléides primordiaux, radon, thoron et leurs descendants dans les habitations et radon dans le sol) ainsi que les ETM.

CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

Introduction

Dans ce chapitre, la situation géographique et la géologie de la zone d'étude, le matériel ainsi que les méthodes utilisées pour l'échantillonnage, la préparation des échantillons et les différentes mesures de la radioactivité sont décrits. L'évaluation des doses et des risques associés dus à l'exposition à la radioactivité naturelle ainsi que les différentes méthodes de calcul des certains paramètres géologiques permettant d'identifier et d'évaluer la contamination multiélémentaire qui conduit à une toxicité accrue des éléments traces métalliques ont également été décrits dans cette section.

2.1. Zone d'étude

Lomié est une Commune située dans le Département du Haut-Nyong, Région de l'Est, Cameroun. Au moment du recensement de 2005, la commune comptait 18 952 habitants, dont 4 266 pour la ville de Lomié [72]. La localité de Lomié est située entre $3^{\circ} 10'$ de latitude nord et $13^{\circ} 37'$ de longitude est (Figure 2.1). La pluviométrie annuelle moyenne est de 831,7 mm et la température moyenne annuelle de l'air est de $23,5^{\circ}\text{C}$. L'étude a été menée à proximité du site minier de cobalt, manganèse et nickel et dans deux localités (Lomié située à environ 30 km et Nkamouna-Kongo située à 2 km du site minier de cobalt et manganèse). Nkamouna-Kongo est une zone occupée principalement par des pygmées qui vivent de l'agriculture, de la pêche, de la chasse et de la cueillette. Une étude sur la distribution du nickel et du cobalt a été menée par Yongue-Fouateu et al. (2006) [2]. Les résultats de cette étude ont montré le développement de gisements d'oxydes de Ni-Co suite à l'altération de péridotites serpentinisées dans la région. La région de Lomié fait partie de la nappe néoproterozoïque de Yaoundé. Elle repose sur des corps ultramafiques, des amphibolites et des schistes fortement déformés. Selon cette étude, la région présente quatre horizons : le substratum altéré (saprofite), l'horizon argileux inférieur (limonite), l'horizon ferrugineux (duricrust ferrugineux) et l'horizon argileux supérieur. Selon cette étude, le nickel est présent dans tous les minéraux (principalement dans la serpentinite : magnétite-ferritchromite, chlorite, dolomite et magnésite, sulfures de Ni-Co et brucite), et le cobalt se trouve uniquement dans les sulfures hydrothermaux et les arsénosulfures. Il a également été mentionné que dans cette zone, l'altération de la serpentinite a produit des horizons enrichis en nickel et en cobalt dans la partie moyenne des profils de sols latéritiques [2]. Il est important de noter qu'il y a plusieurs années, des sociétés minières se sont installées dans la localité et la zone minière est un espace qui sert de terre agricole aux pygmées qui y cultivent des aliments (plantain, manioc, pomme de terre...). Selon

les informations recueillies auprès des habitants de la localité, les aliments cultivés dans la zone ont connu quelques changements depuis l'exploitation. Les plantes et leurs fruits pourrissent avant la récolte. Les oligo-éléments tels que l'arsenic, le cadmium, le mercure et le plomb sont des éléments qui peuvent contaminer les aliments. Ils peuvent induire divers effets toxiques à de faibles niveaux d'exposition, via l'alimentation [34]. Suite aux activités d'exploration et d'exploitation minière réalisées par ces entreprises mais aussi de manière artisanale, la localité de Lomié et ses environs connaissent une situation sans précédent.

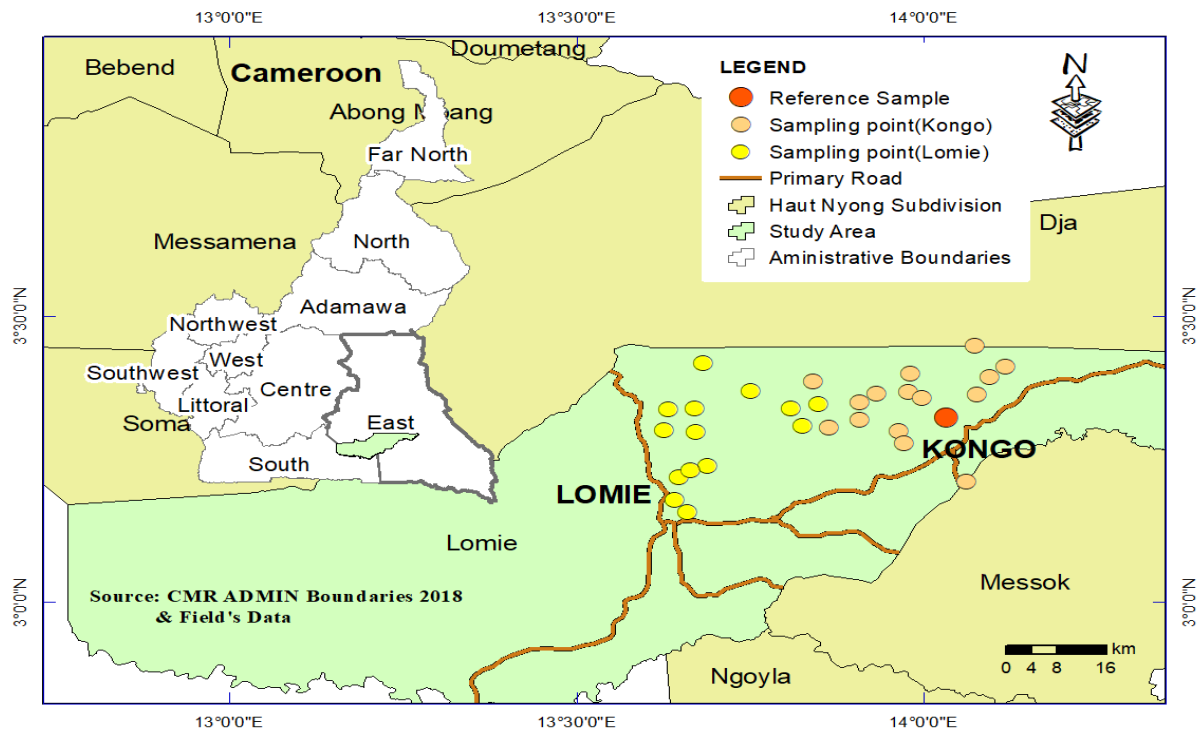


Figure 2.1 Carte de la zone d'étude montrant les points de prélèvement.

2.2. Collecte d'échantillons du sol

Des méthodes appropriées de collecte, de préparation et de stockage des échantillons sont essentielles et très importantes pour garantir que les résultats de recherche obtenus à partir de l'expérience sont crédibles et fiables pour établir les niveaux de fond et déterminer la nature de la contamination pour un site spécifique [76, 77]. Pendant l'échantillonnage, une grande attention a été prise en considération pour éviter la contamination des échantillons collectés pour l'analyse. Un total de 30 échantillons de sol a été prélevé sur les sols de surface à différents endroits pour l'analyse des niveaux de radionucléides et de la concentration élémentaire. Une truelle a été utilisée pour collecter à chaque sommet et au centre du carré une épaisseur de 0-5 cm de sol, les 05 couches de sol collectées constituent un échantillon d'environ 1 kg de masse variant également d'un site d'échantillonnage à l'autre. La procédure décrite permet d'obtenir un échantillon représentatif de ceux collectés dans

l'ensemble du carré et assure également une distribution moyenne uniforme des radionucléides au point de prélèvement. Les échantillons de sol collectés ont été placés dans des sacs en polyéthylène transparents et étiquetés en fonction du lieu d'échantillonnage. Les emplacements d'échantillonnage du sol ont été enregistrés à l'aide d'un système de positionnement global (GPS) de poche et le niveau de rayonnement dans l'air a été mesuré à l'aide d'un radiamètre de poche (RadEye).

2.3. Conditionnement des échantillons du sol

Les échantillons collectés ont été transformés en poudre de particule ultrafine afin d'assurer l'homogénéité pour une analyse précise. En effet, les échantillons de sol ont été séchés dans un four (à une température de 105 °C pendant 24 h), et broyés en poudre fine à l'aide d'un broyeur (Figure 2.2), homogénéisés et tamisés en les passant à travers un tamis de 100 μm . Après avoir obtenu la poudre, les échantillons ont été remis dans des sacs en polyéthylène, étiquetés et bien scellés pour éviter toute contamination. Le nettoyage de tout le matériel expérimental a été effectué à l'aide de l'eau distillée et d'alcool méthylique (95 degrés) après chaque échantillon. Des boîtes en plastique de 500 cm^3 de volume (Marinelli Beaker) ont été partiellement remplies afin de laisser l'espace pour les rejets gazeux (radon). La masse d'échantillon de sol finalement utilisée était d'environ 500 g. Toutes les boîtes ont ensuite été scellées pour éviter toute fuite de radon. Les boîtes ont été stockées pendant au moins un mois afin d'atteindre l'équilibre séculaire entre le ^{226}Ra et ses descendants.

Les échantillons de sol ont ensuite été soumis à un détecteur HPGe, NaI et à une analyse EDXRF afin de déterminer les concentrations des radionucléides et des ETM dans les échantillons de sol.



Figure 2.2 Séchage et broyage des échantillons

2.4. Spectrométrie γ

La spectrométrie à rayons gamma utilise le principe de proportionnalité directe entre l'énergie du rayon gamma entrant et l'amplitude de l'impulsion aux sorties du détecteur pour identifier et quantifier l'activité des radionucléides dans un échantillon [75]. Le détecteur de germanium de haute pureté (HPGe) de l'Institut de Médecine d'Urgence Radiologique de l'Université de Hirosaki au Japon et le détecteur à iodure de sodium (NaI) du Centre de Recherches en Sciences et Techniques Nucléaires ont été utilisés pour mesurer la concentration des radionucléides ^{226}Ra , ^{232}Th , et ^{40}K dans les échantillons de sol collectés à Lomié.

2.4.1 Étalonnage de la chaîne de détection

L'étalonnage des instruments est un processus important qui permet de vérifier la qualité et la fiabilité des résultats obtenus. Pour la calibration de l'efficacité du détecteur NaI(Tl) utilisé dans ce travail, la méthode utilisée est l'approximation polynomiale où E_γ est l'énergie du photon γ , ϵ est l'efficacité d'absorption totale, et a_i ($i = 0, n$) sont les coefficients déterminés par l'algorithme d'ajustement. Il est cependant possible de se limiter à $n = 1$ pour une approximation linéaire, $n = 2$ pour une approximation quadratique.

2.4.2 Étalonnage en énergie

Dans plusieurs applications de routine, les lignes de l'énergie attendue dans le spectre sont confinées [76]. Par contre, dans d'autres applications, on peut rencontrer des spectres dont les pics ne sont pas fiables. Dans de tels cas, l'étalonnage en énergie du détecteur s'avère indispensable. Un étalonnage précis nécessite une source multi-lignes ou plusieurs sources-étalons disposant d'énergies E_γ qui ne sont pas éloignées de certains canaux du détecteur ; ainsi, il est utile d'avoir plusieurs sources-étalons pour mieux les prendre en considération.

L'étalonnage en énergie peut être ajusté par un polynôme de deuxième degré [77].

$$E(x) = a_1 + a_2x + a_3x^2 \quad (2.2) \quad (2.1)$$

Où x représente un canal du détecteur et $E(x)$ son énergie correspondante. Les paramètres a_1 , a_2 et a_3 dépendent du fit des points (E, x) .

2.4.3 Étalonnage en efficacité

L'efficacité ϵ_γ est une mesure de la probabilité pour qu'un photon γ soit complètement absorbé dans le volume sensible du détecteur. En d'autres termes, l'efficacité est la probabilité pour que le

photon contribue au pic d'absorption totale. Elle dépend de l'angle solide sous lequel la source est vue par le détecteur et des propriétés intrinsèques. C'est le nombre de photons d'énergies E_γ détectés par rapport à ceux qui sont émis par la source [77]. Elle est donnée par la relation :

$$\varepsilon(E_\gamma) = \eta \varepsilon_i(E_i) \quad (2.2)$$

Où η et ε_i sont respectivement l'efficacité géométrique et l'efficacité du détecteur. L'efficacité géométrique dépend de l'angle solide sous lequel la source voit le détecteur et est simplement donnée par la relation :

$$\eta = \frac{\Omega}{4\pi} \quad (2.3)$$

Où Ω est l'angle solide sous lequel la source voit le détecteur. La méthode utilisée pour étalonner le détecteur en efficacité dans ce travail est l'approximation polynomiale.

$$\log \varepsilon = a_0 + a_1 \log(E_\gamma) + a_2 \log(E_\gamma)^2 + a_3 \log(E_\gamma)^3 + \dots + a_n \log(E_\gamma)^n \quad (2.4)$$

Avec $n \leq 2$, où E_γ est l'énergie du photon γ , ε l'efficacité d'absorption totale et a_i ($i = 0, 1$) les coefficients déterminés par l'algorithme du fit. Il est toutefois possible de se limiter à $n = 1$ pour une approximation linéaire et $n = 2$ pour une approximation quadratique. Dans ce travail, nous avons utilisé la valeur $n = 4$ pour étalonner le détecteur. Pour l'étalonnage en efficacité de notre détecteur, un standard multi-énergétique a été analysé dans les mêmes conditions expérimentales que les échantillons. Ce standard est un mélange de différentes sources radioactives formant une gamme d'énergie de 59,54 à 1836 keV des différents radioéléments suivants : (^{60}Co , ^{88}Y , ^{137}Cs , ^{152}Eu et ^{241}Am).

2.4.4 Caractérisation des détecteurs HPGe

Au total, 15 échantillons de sol provenant de la Lomié ont été envoyés à l'Institut de médecine d'urgence radiologique de l'Université de Hirosaki au Japon, pour mesurer la radioactivité. Les mesures des concentrations du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K ont été effectuées à l'aide d'un détecteur HPGe (GEM40190, AMETEK ORTEC, USA) avec une efficacité relative de 30 %, une résolution en énergie de 1,85 keV (FWHM) à 1,33 MeV de ^{60}Co , et un analyseur multicanaux MCA-7, Seiko EG & G, Japon. L'acquisition et l'analyse des spectres ont été réalisées avec le logiciel GAMMA VISION (Seiko EG & G, Japon). Les mesures de radioactivité dans les échantillons de sol ont été effectuées pendant une période de 172800 s (48 heures). Le récipient des échantillons était de forme cylindrique standard (diamètre = 48 mm ; hauteur = 58 mm), appelé commercialement U-8 (PURATUBO 3-20 type 100 cm³ U8, AS ONE, Japon). Les échantillons ont été séchés à 110°C pendant 24 heures, tamisés avec

une maille de 2 mm, environ 100 g d'échantillon tamisé ont été placés dans un U-8, et scellés avec une bande adhésive et stockés pendant 45 jours. Les étalonnages de l'énergie et de l'efficacité du détecteur ont été effectués à l'aide de sources gamma standard fournies par la Japan Radioisotope Association, avec des énergies gamma allant de 60 à 1333 keV, avec une incertitude globale inférieure à 10 %.

2.4.5 Caractérisation des détecteurs NaI

Les échantillons de sol ont été analysés au Centre de Recherche en Sciences et Techniques Nucléaires de l'Institut de Recherche Géologique et Minière (IRGM) (Cameroun) à l'aide d'un détecteur NaI (TI) (Modèle 802) avec une taille de cristal de 7,6 cm × 7,6 cm, un analyseur à canaux multiples de 1024 canaux, et une résolution de 7,5% à 662 keV. Le détecteur était monté à l'intérieur d'un blindage cylindrique en plomb. L'acquisition et l'analyse des spectres ont été réalisées avec le logiciel GENIE 2000 (Canberra). Le spectromètre a été étalonné à l'aide d'un bécquer Marinelli de 500 mL avec une résine contenant ^{155}Eu , ^{60}Co , ^{137}Cs , et ^{22}Na traçable aux normes internationales et émettant des rayons gamma dans la gamme d'énergie 60.0-1115.5 keV. La même géométrie a été utilisée avec un temps de comptage de 100 000 s pour mesurer la radioactivité dans des échantillons de sol. Les pics d'énergie du ^{214}Bi (1120,3 keV et 1764,5 keV) ont été considérés pour déterminer la concentration de l'activité du ^{238}U après avoir atteint l'équilibre séculaire entre le ^{226}Ra et ses descendants. Les pics de pleine énergie d'intérêt pour le ^{228}Ac (338,8 keV, 409,5 keV, et 911,6 keV ou 969,6 keV, selon l'échantillon) ont été considérés pour déterminer la concentration d'activité du ^{232}Th . Le pic spécifique de pleine énergie de 1460,8 keV du ^{40}K a été utilisé pour déterminer sa concentration d'activité. L'électronique associée est constituée d'un préamplificateur Canberra et d'une carte d'acquisition Accuspec.

2.5. Spectrométrie de fluorescence X

Les échantillons ont été analysés par un analyseur de fluorescence X à dispersion d'énergie SPECTRO XEPOS. Le spectromètre SPECTRO XEPOS utilisé se compose essentiellement d'un tube à rayons X et d'un système de détection. Le tube à rayons X est équipé d'une anode en alliage binaire émettant un rayonnement d'excitation au palladium donnant les meilleurs résultats du fer au molybdène, du hafnium à l'uranium et du sodium au chlore, tandis que le rayonnement d'excitation au cobalt était approprié pour la mesure du potassium au manganèse. Le tube à rayons X (source d'excitation) est entraîné par un générateur de tension (haute tension ; plage de tension de fonctionnement 90-253 V, 50/60 Hz). Le système de détection est un détecteur de dérive au silicium (SDD) et la chambre de mesure de l'échantillon est une plaque d'échantillon à 12 positions. XRF Analyzer Pro était l'interface du logiciel d'exploitation utilisé dans le SPECTRO XEPOS. Offrant un

avantage considérable dans l'acquisition des données de mesure, le logiciel "Analyzer Pro" facilite le traitement rapide et l'extraction des résultats avec une rapidité inégalée. Ce logiciel permet l'acquisition et l'analyse des données ainsi que la possibilité de les visualiser en temps réel. SPECTRO XEPOS XRF Analyzer Pro affiche clairement les résultats analysés de manière structurée. Il fournit également un spectre pour chaque échantillon à la sortie du multicanal. Les spécifications des instruments du spectromètre EDXRF SPECTRO XEPOS sont décrites dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 Spécifications de l'instrument du spectromètre EDXRF SPECTRO XEPOS

Excitation	<ul style="list-style-type: none"> • X-ray tube with Pd anode • Power max 50 W • Voltage max 50 kV
Detection system	<ul style="list-style-type: none"> • Silicon Drift Detector with Peltier cooling ($\leq -25\text{ °C} / -13\text{ °F}$) • Large active detector area • 8 μm – Be window
Sample handling	<ul style="list-style-type: none"> • Sample tray with 12 positions for • Samples with diameters of 32 mm • Analysis in air, He atmosphere or • Optional in vacuum
Software	Menu- based X-LAB Pro software for control of spectrometer functions and for evaluation of data

2.5.1 Préparation et analyse des échantillons

Chaque échantillon collecté pour la caractérisation par spectrométrie gamma a été soumis à une analyse XRF. La caractérisation des éléments mineurs a eu lieu au laboratoire de physique de l'Agence Nationale de Radioprotection (ANRP) avec la technique EDXRF. Les géométries utilisées pour l'analyse XRF ont été assemblées en s'assurant que leurs fonds étaient bien recouverts de polypropylène. Chaque géométrie assemblée a ensuite été pesée. Les géométries ont été pesées dans le vide afin d'obtenir un résultat précis avec une erreur relative inférieure à 1%. À l'aide d'une spatule nettoyée à l'alcool méthylique, une quantité de cinq (5) à sept (7) grammes de chaque échantillon a été prélevée puis placée dans les géométries. Une fois placés dans les géométries, ils ont été pesés, scellés et enregistrés selon le numéro de chaque site (lié à l'étiquette de l'échantillon), puis placés sur le plateau. Mais avant la réalisation de l'analyse, l'équipement a été calibré comme décrit dans la section suivante.

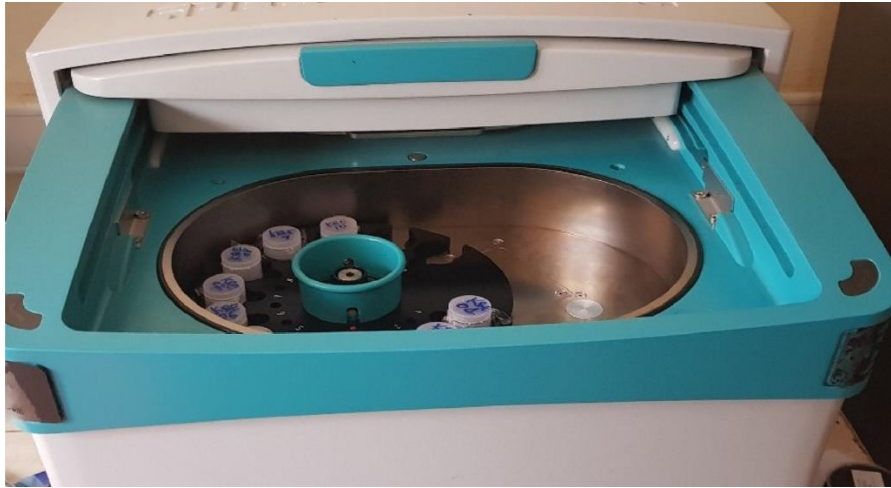


Figure 2.3 Spectromètre XEPOS avec une plaque d'échantillons de 12 positions disposée pour l'analyse EDXRF. Les deux premières positions de la plaque sont réservées aux échantillons d'étalonnage et les autres positions aux échantillons étudiés.

2.5.2 Calibration de l'équipement SPECTRO XEPOS et traitement des données

Comme toute mesure ou expérience scientifique comporte des incertitudes, il était nécessaire de vérifier la précision du système de mesure en utilisant des matériaux de référence. Ces matériaux de référence ont fait l'objet d'une préoccupation majeure dans les analyses des minéraux d'oxyde de Fe-Ti, car le nombre d'éléments couverts dans le cadre de l'étude environnementale pour les différents éléments présents dans l'échantillon est assez important et pourrait être supérieur aux attentes de l'expérimentateur. Il est très important de vérifier la précision et l'efficacité du système lors de la réalisation de telles analyses afin d'éviter les déviations et les données erronées provenant d'un mauvais calibrage. Pour vérifier la précision et l'exactitude de la technique de spectrométrie de fluorescence des rayons X dans l'évaluation des composants majeurs, mineurs et traces dans les échantillons de sol, des échantillons de référence MCCAL et GCAL préparés par le fabricant pour la calibration MCA et la calibration globale, respectivement ont été utilisés. La validation des mesures a été faite en utilisant deux échantillons de référence certifiés (NCS DC71301 et NCS DC71305) considérés comme standard (échantillons de roche standard).

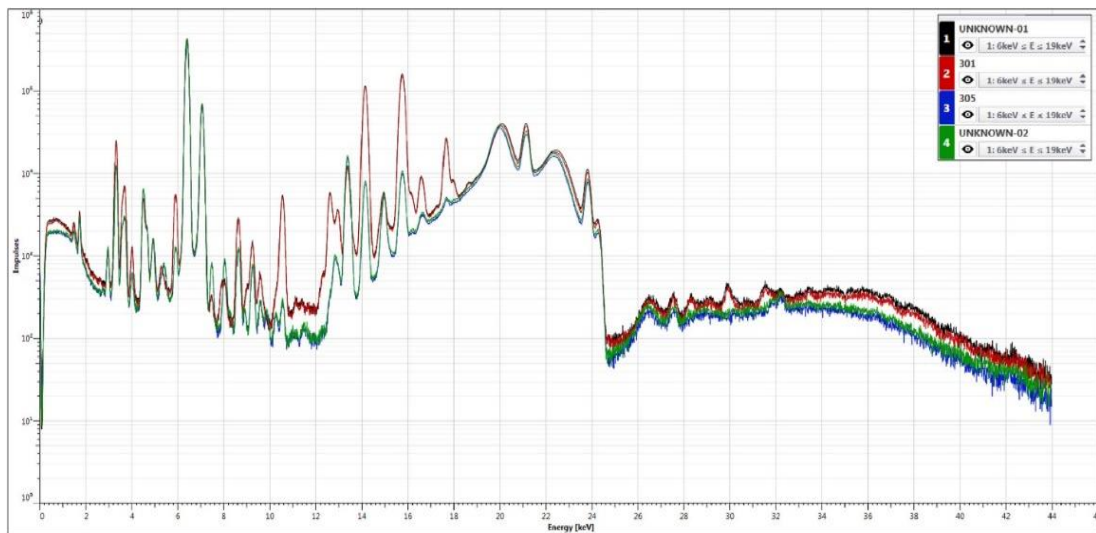


Figure 2.4 Affichage du chevauchement des spectres après comparaison de la composition élémentaire des échantillons étudiés avec le matériau approprié (matériau de référence nommé "301" et "305")

Le XRF ANALYSER PRO est ouvert une fois que les échantillons ont été placés dans la chambre à rayons X et l'étalonnage MCA peut être lancé pour mettre à jour les données d'étalonnage et attribuer la position de chaque échantillon sur la plaque d'échantillon à la position correspondante sur le logiciel. Cette étape est nécessaire avant toute expérience en spectrométrie des rayons X. Elle consiste à établir une relation de conversion entre le numéro de canal et l'énergie [78].

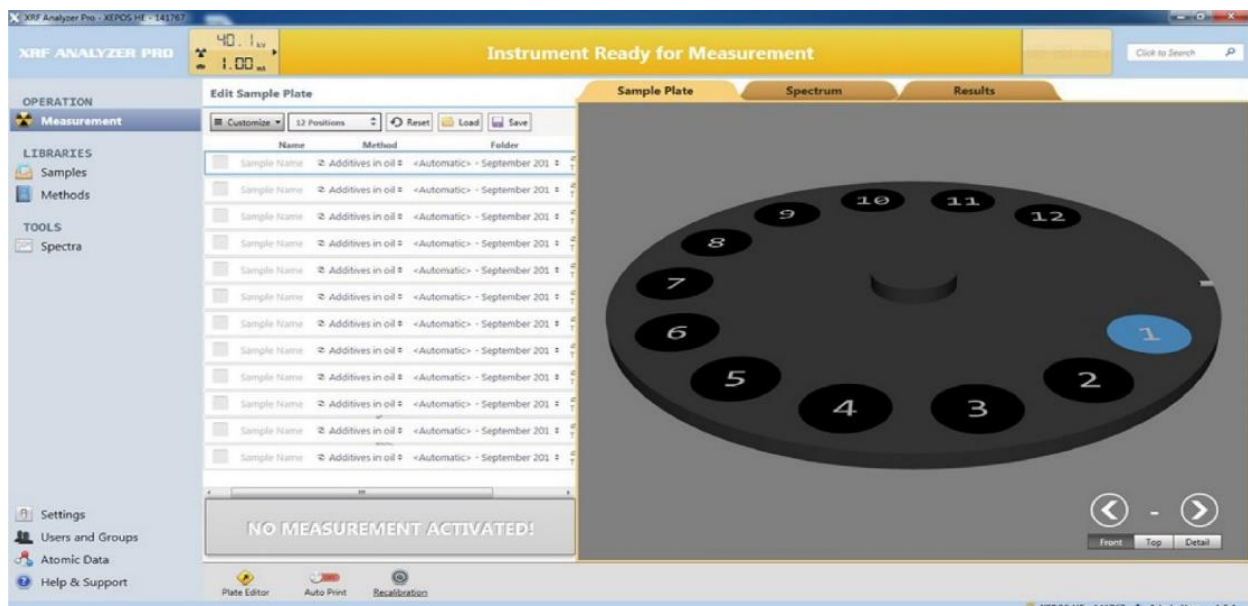


Figure 2.5 Affichage de l'interface du XRF ANALYSER PRO utilisé pour l'acquisition des spectres et l'analyse des données.

Les détails tels que la méthode d'analyse, le nom de l'échantillon, la masse de l'échantillon, etc. sont fournis dans le logiciel.

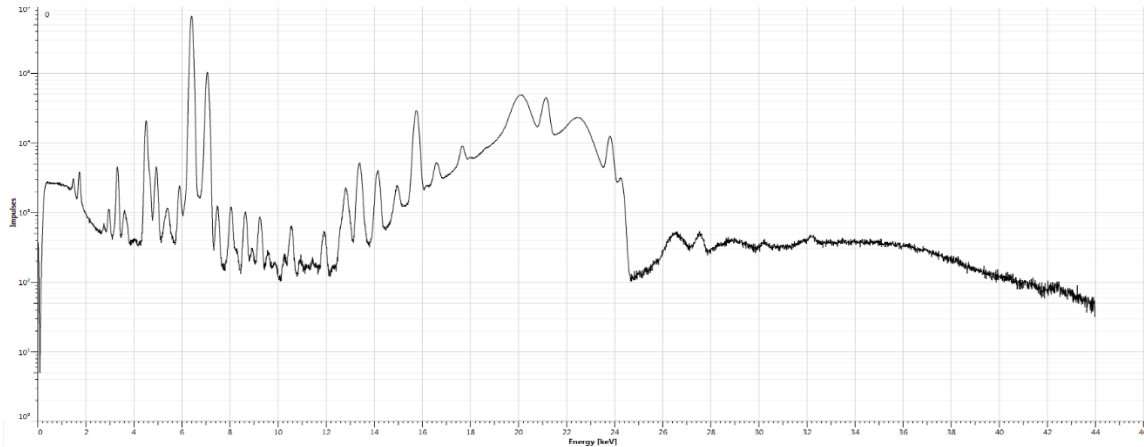


Figure 2.6 Spectre d'un échantillon provenant de la localité de Lomié

2.5.3 Évaluation de la contamination du site

Les ETM tels que Pb, Cr, As et quelques autres sont connus pour être toxiques pour le biosystème humain, même à de très faibles niveaux d'absorption. Les niveaux de pollution par les ETM ont été mesurés en utilisant le spectromètre à rayons X à dispersion d'énergie (EDXRF) de type SPECTRO XEPOS. Le risque sanitaire de l'exposition humaine a été estimé à l'aide du "Regional Screening Level" de l'Agence de Protection de l'Environnement (USEPA). La caractérisation élémentaire des échantillons étudiés a été faite en utilisant la technique EDXRF. Le facteur de contamination (CF), le facteur d'enrichissement (EF), l'indice de pollution (PI), l'indice de risque écologique potentiel (RI), le quotient de danger (HQ), l'indice de danger (HI) et l'indice de géoaccumulation (I_{geo}) ont été calculés en utilisant les données de la composition élémentaire pour vérifier le niveau de pollution de la zone étudiée. Dans ce travail, les échantillons de sol ont été prélevés à une profondeur de 5 cm en raison des résidus libérés dans l'environnement immédiat qui pourraient conduire à la contamination des plantes, des sédiments et des sols dans les eaux de surface et souterraines.

2.5.4 Indice de géoaccumulation (I_{geo})

Proposé en 1979 [79], l'indice de géoaccumulation (I_{geo}) est une approche très courante utilisée pour estimer l'accumulation des métaux dans les sols et les sédiments. Il est donné par l'équation suivante :

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_{metal(sample)}}{1.5 \times C_{metal(background)}} \right] \quad (2.5)$$

où $C_{\text{(m\u00e9tal)}}$ est la concentration de chaque m\u00e9tal dans l'\u00e9chantillon, $C_{\text{m\u00e9tal(background)}}$ est la valeur de fond g\u00e9ochimique de ce m\u00e9tal et le facteur 1,5 est utilis\u00e9 pour tenir compte des variations possibles des valeurs de fond [80]. Les concentrations d'\u00e9l\u00e9ments chimiques dans un fond g\u00e9ochimique sont indiqu\u00e9es dans le tableau 2 [81].

Tableau 2.2 Concentrations d'\u00e9l\u00e9ments chimiques dans un fond g\u00e9ochimique

Element	Ba	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Pb
Geochemical background value (ppm)	580	90	850	47200	19	68	45	95	19	13	20

Le tableau suivant (tableau 2.3) pr\u00e9sente les valeurs Igeo class\u00e9es par F\u00f6rstner et al. (1974) [82] et Ruiz (2001) [83].

Tableau 2.3 Seuils pour la classification de la qualit\u00e9 des sols pour les indices \u00e0 \u00e9l\u00e9ment unique

Class	Qualification	CF	EF	Igeo
0	Unpolluted	$CF < 1$	$EF < 2$	$Igeo < 1$
1	Slightly			$1 < Igeo < 2$
2	Moderately			$2 < Igeo < 3$
3	Moderately-Heavily/Severely	$1 < CF < 3$	$2 < EF < 5$	$3 < Igeo < 4$
4	Severely	$3 < CF < 6$	$5 < EF < 20$	$4 < Igeo < 5$
5	High	$CF > 6$	$20 < EF < 40$	
6	Extreme		$EF > 6$	$Igeo > 5$

CF= Contamination Factor; EF= Enrichment Factor; Igeo= Geoaccumulation Index

2.5.5 Facteur de contamination (FC)

Le facteur de contamination (FC) est utilis\u00e9 pour \u00e9valuer le niveau de pollution des \u00e9l\u00e9ments traces dans le sol. Dans ce travail, le CF a \u00e9t\u00e9 calcul\u00e9 \u00e0 l'aide de la formule suivante :

$$CF_n = \frac{C_n}{B_n} \quad (2.6)$$

O\u00f9 C_n est la teneur en \u00e9l\u00e9ment n dans l'\u00e9chantillon, B_n est la valeur de fond de l'\u00e9l\u00e9ment n [84]. L'utilisation de CF_n et de C_{deg} permet d'\u00e9valuer le niveau de contamination par les \u00e9l\u00e9ments traces.

Le degr\u00e9 de contamination (C_{deg}) est d\u00e9fini comme la somme des FC. Il est utilis\u00e9 pour \u00e9valuer la contamination polym\u00e9tallique pour chaque site d'\u00e9chantillonnage [14]. Le C_{deg} est exprim\u00e9 par la relation :

$$C_{deg} = \sum_{i=1}^N CF_i \quad (2.7)$$

Quatre catégories ont été définies pour le C_{deg} comme suit : < 8 = faible niveau de contamination, $8-16$ = niveau modéré de contamination, $16-32$ = niveau considérable de contamination et >32 = niveau très élevé de contamination [85].

2.5.6 Facteur d'enrichissement (FE)

Pour différencier les éléments traces provenant de sources anthropiques de ceux provenant de sources naturelles, le facteur d'enrichissement a été calculé selon [86], en utilisant l'équation suivante :

$$EF = \frac{(C_x/C_{ref})_{sample}}{(B_x/B_{ref})_{crust}} \quad (2.8)$$

Où C_x (échantillon) est la concentration de l'élément test dans l'environnement test, C_{ref} (échantillon) est la concentration de l'élément test dans l'environnement de référence, B_x est la concentration de l'élément de référence dans l'environnement test et B_{ref} est la concentration de l'élément de référence dans l'environnement de référence [81]. Pour calculer le facteur d'enrichissement (FE), les métaux de référence (normalisateurs) les plus souvent utilisés sont le fer ou l'aluminium. L'utilisation du fer est plus réalisable parce que la nature géochimique du fer est plus similaire à celle de nombreux éléments traces d'intérêt environnemental, tant dans les environnements oxygènes qu'anoxiques [87]. Sa concentration naturelle tend également à être uniforme [88]. À cet égard, la présente étude a utilisé le Fe comme normalisateur. Le tableau 3 montre les différentes catégories de contamination par rapport au facteur d'enrichissement du sol.

2.5.7 Indice de risque écologique potentiel (IR)

L'indice de risque (IR) proposé par [89], permet d'évaluer le risque écologique des éléments potentiellement toxiques présents dans le sol à partir de leur concentration et de leur toxicité. La formule suivante a été utilisée pour calculer l'IR :

$$RI = \sum E_r^i = \sum T_r^i \times \left(\frac{C}{C_n^i}\right) \quad (2.9)$$

Où RI est le risque écologique potentiel total de tous les éléments qui peuvent être toxiques, E_r^i est le RI d'un élément individuel, C est la concentration de l'élément potentiellement toxique dans l'échantillon C_n^i est la valeur de fond de l'élément dans le sol de la zone d'étude, et T_r^i est un facteur de réponse toxique pour l'élément potentiellement toxique. Les facteurs de réponse toxique pour Mn, Pb, Cu, Zn, Cr, Cd, et Ni sont respectivement de 1, 5, 5, 1, 2, 30, et 5 [89]. Le facteur de risque est décrit comme suit : $E_r^i < 40$ = risque écologique potentiel faible ; $40 \leq E_r^i \leq 80$ = risque écologique potentiel

modéré ; $80 \leq E_r^i \leq 160$ = risque écologique potentiel considérable ; $160 \leq E_r^i \leq 320$ = risque écologique potentiel élevé ; $E_r^i > 320$ = risque écologique potentiel très élevé pour la substance en question [90].

2.5.8 Évaluation du risque sanitaire des éléments traces dans le sol

Afin de déterminer le risque pour la santé humaine associé à l'exposition aux oligo-éléments, le calculateur Regional Screening Level (RSL) développé par l'US EPA a été utilisé. Cette évaluation permet de déterminer les risques probabilistes non cancérogènes et cancérogènes pour le public après une exposition à des éléments traces ou à un produit chimique. Les différentes voies considérées ici sont l'inhalation, l'ingestion et la voie cutanée. L'objectif du dépistage d'un site à l'aide du calculateur RSL est d'identifier les zones, les contaminants et les conditions qui nécessitent une attention particulière à un endroit donné [91]. Une évaluation approfondie des risques potentiels doit être effectuée lorsqu'un dépassement du niveau de dépistage (SL) est observé sur un site. Le RSL, le quotient de danger cible (HQ) ou le risque cible peuvent être calculés comme suit [92] :

$$\text{Non - carcinogenic} : \frac{THQ}{RSL} = \frac{HQ}{C} \quad (2.10)$$

$$\text{Carcinogenic} : \frac{TR}{RSL} = \frac{Risk}{C} \quad (2.11)$$

Où C représente la concentration entrée par l'utilisateur en mode spécifique au site [mg/kg ; $\mu\text{g}/\text{m}^3$; $\mu\text{g}/\text{L}$] ; TR est le risque cible fourni par l'utilisateur en mode spécifique au site ; le quotient de danger total (QTH) est le QG cible fourni par l'utilisateur en mode spécifique au site ; et RSL est le RSL déterminé par les valeurs entrées par l'utilisateur en mode spécifique au site [mg/kg ; $\mu\text{g}/\text{m}^3$; $\mu\text{g}/\text{L}$]. Le HQ représente le risque potentiel non cancérogène pour un élément trace individuel. Le HI qui représente la somme des HQ, est utilisé pour évaluer le risque lié à l'exposition à plusieurs métaux. Il y a des effets non cancérogènes si l'indice d'exposition est supérieur à 1 [93]. Le processus utilisé pour calculer le risque (risque cancérogène et quotient de danger) dans le RSL ne suit pas la méthode traditionnelle consistant à calculer d'abord une dose journalière chronique (DJC). En utilisant les équations (6) et (7), et le RSL, le risque cible ou le quotient de danger cible utilisé pour calculer le RSL, et une concentration saisie par l'utilisateur sont tout ce qui est nécessaire pour calculer le risque [92]. Les risques cancérogènes sont décrits par le département de la santé de l'État de New York (NYSDOH) comme suit :

$\leq 10^{-6}$ = Risque cancérogène faible.

10^{-4} à 10^{-3} = Risque cancérogène modéré

10^{-3} à 10^{-1} = Risque cancérogène élevé

$\geq 10^{-1}$ = Risque cancérigène très élevé:

2.6. Les codes RESRAD

La famille de codes RESRAD (**RES**iduels **RAD**ioactifs) est développée par le laboratoire d'Argonne pour analyser les expositions potentielles aux rayonnements humains et biologiques provenant de la contamination environnementale des matériaux RESiduels RADioactifs. Les codes utilisent l'analyse des voies pour évaluer l'exposition aux rayonnements et les risques associés ; et pour dériver des critères d'assainissement ou des limites autorisées pour les concentrations de radionucléides dans le milieu source contaminé. La famille de codes RESRAD est largement utilisée par les organismes de réglementation, la communauté de l'évaluation des risques et les universités dans plus de 100 pays à travers le monde. Nous distinguons entre autres les codes RESRAD-ONSITE, RESRAD-OFFSITE, RESRAD-BUILD, RESRAD-RDD, RESRAD-BIOTA. Pour la présente étude, RESRAD-BIOTA et RESRAD-ONSITE ont été utilisés.

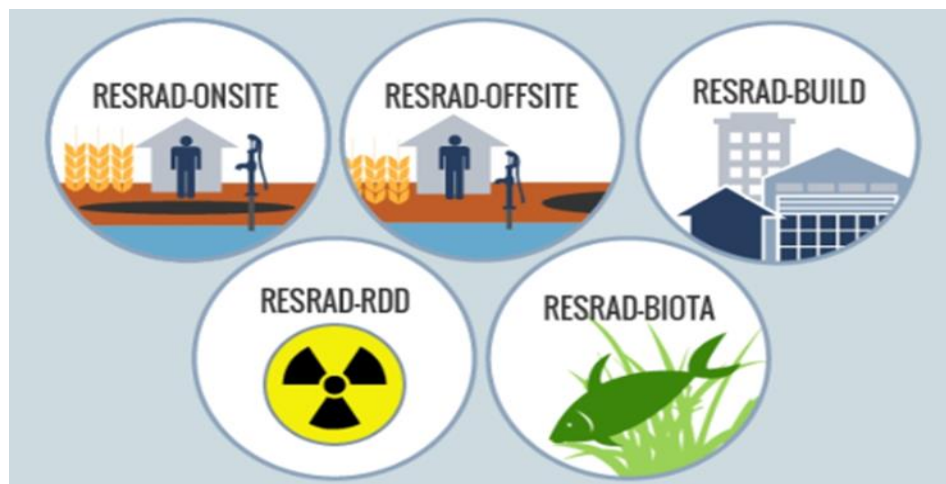


Figure 2.7 La famille de codes RESRAD [94].

2.6.1 RESRAD-BIOTA

Le code RESRAD-BIOTA est utilisé pour l'évaluation du risque radiologique pour le biote non humain. La version 1.8 de RESRAD-BIOTA a été utilisée pour estimer les guides des concentrations dans le biote (BCG), la dose totale et l'indice de risque (SFR) pour tous les radionucléides préoccupants dans cette étude. RESRAD-BIOTA offre les capacités nécessaires pour évaluer les doses reçues par le biote. Le code RESRAD-BIOTA est utilisé pour calculer les doses de radiation dans le biote aquatique, sédimentaire et terrestre. Dans cette étude, les organismes étudiés sont les herbes (plantes terrestres) et les animaux terrestres tels que les chèvres ou les moutons de la zone d'étude qui sont de race naine et ont un poids moyen d'environ 25 kg [95]. Le calcul de la dose dans RESRAD-BIOTA est basé sur des facteurs de conversion de dose [99, 100]. Les FCD sont calculés à l'aide du

code de transport de n-particules de Monte Carlo (MCNP). Dans la présente étude, en supposant une distribution uniforme des radionucléides dans le corps, les organismes sont représentés par un phantôme tridimensionnel ellipsoïdal [97]. RESRAD-BIOTA propose, à son 3ème niveau, 8 géométries prédéfinies pour l'environnement terrestre. Dans ce but, la géométrie 6 a été utilisée dans le présent travail afin de simuler l'animal terrestre spécifique au site. Comme il est possible de faire varier la masse de l'organisme, nous avons utilisé la masse de 25 kg représentant la masse moyenne des mammifères au Cameroun [95]. Il faut noter que les valeurs maximales des concentrations d'activité ont été utilisées comme valeurs d'entrée dans les codes RESRAD et qu'en raison de l'équilibre séculaire, les concentrations des descendants sont les mêmes que celles des radionucléides primordiaux.

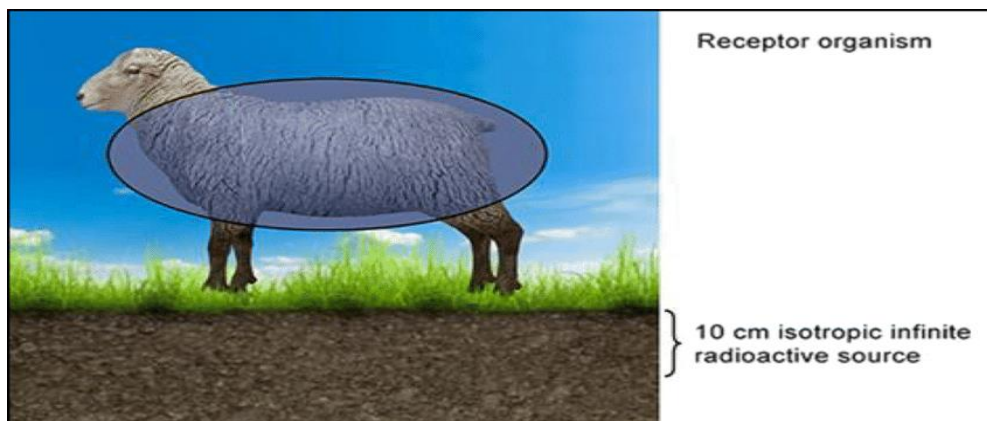


Figure 2.8 Représentation graphique de la géométrie de l'exposition [97].

a- Indice de risque (SRF)

Le SFR est la valeur du débit de dose absorbée dans le biote par rapport à la limite de dose totale dans le biote. Les rapports du Département de l'Énergie des États-Unis (USDOE) montrent que les limites de dose absorbée dans le biote sont de 10 mGy j^{-1} pour les animaux aquatiques et les plantes terrestres, et de 1 mGy j^{-1} pour les animaux terrestres et riverains [98]. La relation suivante donne l'expression du SFR :

$$SFR = \frac{\text{dose dans le biote}}{\text{dose limite}} \quad (2.12)$$

Où "la dose dans le biote" mesurée en (Gy j^{-1}) , est la valeur limite de dose selon les normes internationales DOE. Les doses limites utilisées pour les plantes terrestres et les animaux terrestres sont respectivement 0.01 Gy j^{-1} et 0.001 Gy j^{-1} .

2.6.2 RESRAD-ONSITE

Le code RESRAD-ONSITE développé par l'Argonne National Laboratory (ANL) pour le Département de l'Énergie des États-Unis (DOE) a été utilisé pour simuler la dose efficace et le risque de cancer dus à l'exposition au rayonnement naturel par inhalation, ingestion et rayonnement externe à Lomié. Le modèle permet de définir des voies d'exposition, d'entrer des données, de modifier des données et de visualiser les résultats sous la forme d'un rapport et d'un graphique interactif. Dans cette étude, la famille de codes RESRAD-ONSITE 7.2 a été utilisée pour calculer la dose de rayonnement et l'analyse des risques dus à l'ingestion, à l'inhalation et au rayonnement externe de l'environnement, comme le montre la figure suivante.



Figure 2.9 Affichage de la navigation des voies d'exposition dans RESRAD-ONSITE

Dans ce travail, le scénario de l'agriculteur résident a été utilisé pour calculer les niveaux d'exposition. RESRAD suppose un taux d'inhalation moyen de $0,96 \text{ m}^3/\text{h}$ pour l'agriculteur résident et de $1,3 \text{ m}^3/\text{h}$ pour le travailleur industriel. Il suppose également que le taux d'ingestion de sol par an est de $36,5 \text{ g}/\text{an}$ et que le taux d'ingestion d'eau est de $1,5 \text{ litre par jour}$, ce qui équivaut à $510 \text{ l}/\text{an}$ [94].

2.6.3 Calcul de la dose avec RESRAD-ONSITE

La dose reçue par un individu vivant dans la région de Lomié a été calculée comme indiquée dans l'équation suivante et illustrée dans la figure ci-dessous.

$$Dose = concentration\ du\ radionuclide\ dans\ le\ sol \times FT \times DE \quad (2.13)$$

Où FT est le facteur de transport et DE la durée d'exposition.

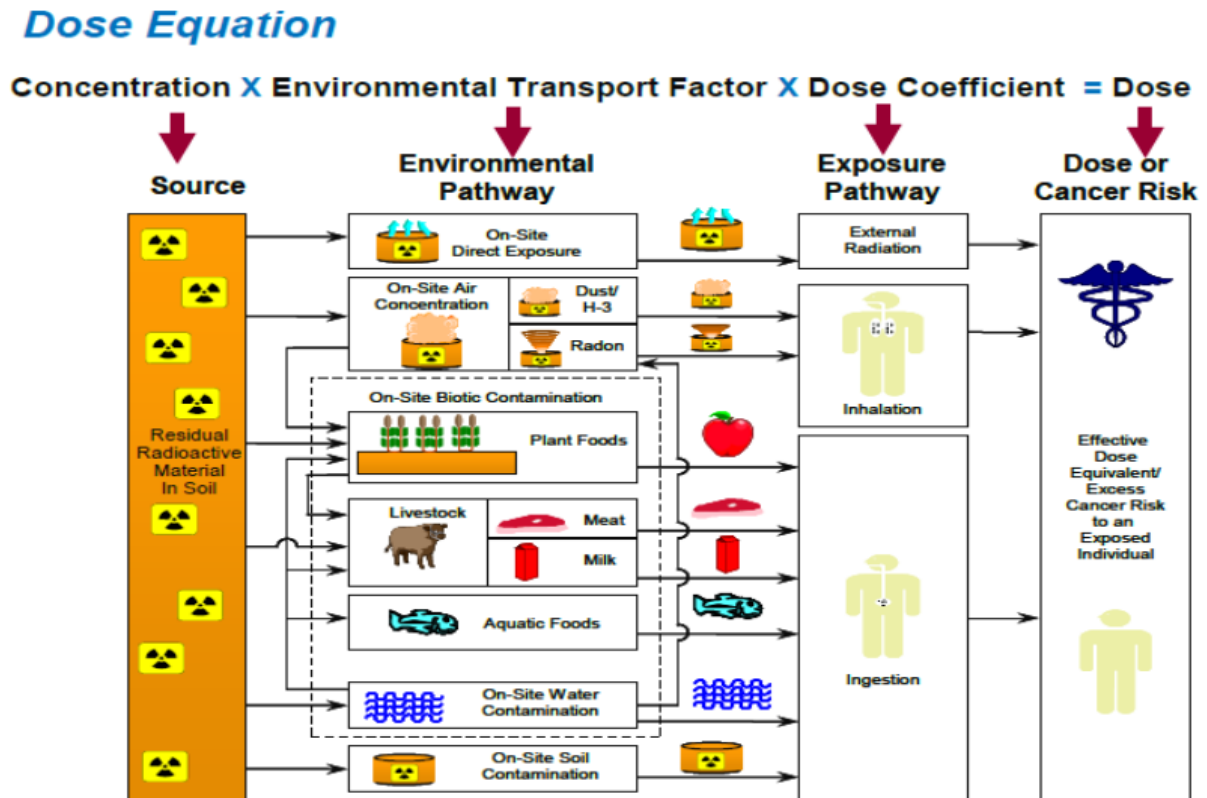


Figure 2.10 Voies d'irradiation pour le calcul de la dose annuelle [94].

2.6.4 Risque de cancer avec RESRAD-ONSITE

La voie de rayonnement externe, le temps d'exposition et le coefficient de risque ont été utilisés dans le code RESRAD pour calculer les risques de cancer à l'aide de l'équation suivante.

$$CR = \sum_{j=1}^N ETF_{j,p}(t) \times SF_{ij}(t) \times S_i(0) \times BRF_{i,j} \times RC_{i,l} \times ED \quad (2.14)$$

Où CR est le risque de cancer, \sum est le symbole de la somme, $ETF_{j,p}(t)$ est le facteur de transport environnemental, $SF_{ij}(t)$ est le facteur de concentration dans le sol, $S_i(0)$ est la concentration dans le sol au temps = 0, $BRF_{i,j}$ est le facteur de branchement, $RC_{i,l}$ est le coefficient de risque et ED est la

durée d'exposition [94]. Le risque total de cancer a été obtenu en faisant la somme des risques de cancer des radionucléides ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K , comme le montre l'équation (2.15).

$$(Grand\ total\ cancer\ risk)_p(t) = \sum_{j=1}^N (Cancer\ Risk)_{j,p} \quad (2.15)$$

Où \sum est un symbole de sommation, $j=1$ est le risque de cancer dû au radionucléide $j=1$ et N est le risque de cancer dû au Nième radionucléide.

2.7. Mesure des concentrations du radon (^{222}Rn)

Les concentrations de radon (^{222}Rn) dans les habitations et dans le sol de la zone cobalt-nickel de Lomié, dans la région de l'Est du Cameroun ont été mesurées. Un total de 98 détecteurs de traces de radon (commerciallement RADTRAK2®, Radonova Laboratories AB, Uppsala, Suède) a été utilisé pour la mesure du ^{222}Rn à l'intérieur et un détecteur de radon dans le sol (MARKUS 10). La teneur en radium (^{226}Ra) a également été mesurée à l'aide d'un détecteur de germanium de haute pureté (HPGe). Les doses annuelles d'inhalation et d'exposition externe, les caractéristiques des matériaux de construction ont été évaluées.

2.7.1 Mesure du radon dans les habitations avec RADTRAK

La concentration de radon à l'intérieur des habitations a été mesurée par une méthode passive à l'aide de détecteurs de traces nucléaires à semi-conducteurs (dans le commerce, RADTRAK2®, RADONOVA, SUÈDE). Au total, 100 détecteurs RADTRAK2® ont été déployés à Abong-Mbang, Lomié, Kongo et Bertoua. La période d'exposition était de 74 jours, et un total de 98 détecteurs ont pu être collectés et analysés par les laboratoires RADONOVA à Uppsala en Suède. La mesure a été effectuée selon la norme ISO 11665-4 [102, 103]. Le détecteur RADTRAK2® est capable de mesurer la concentration de radon sur une large gamme de détections allant de $14,8\text{ Bq m}^{-3}$ à 24050 Bq m^{-3} et il a été exposé dans les habitations pendant une période d'environ deux mois. Les détecteurs sont constitués d'un élément de film de haute technologie situé dans une capsule faite d'un plastique antistatique spécial qui permet au radon de pénétrer par diffusion. Lorsque le gaz radon pénètre dans le détecteur, il marque ou laisse des "traces" sur la puce de film à l'intérieur. Un scanner d'images avancé lit et calcule la concentration totale de radon. La limite de détection la plus basse pour une période de mesure de 3 mois est de 10 Bq m^{-3} . Il est important de noter qu'une étude menée par Shang et al, (2008) [101] sur l'influence du thoron sur les mesures de radon avec le RADTRAK2® a révélé qu'il peut distinguer efficacement le ^{222}Rn et le ^{220}Rn .

La moyenne arithmétique de la concentration de l'activité du radon pour la période d'exposition (Bq m^{-3}) a été calculée à l'aide de l'équation (2.16):

$$\bar{C} = (n_g - \bar{n}_b) \frac{1}{t \cdot SSSNTD F_c} = (n_g - \bar{n}_b) \cdot \omega \quad (2.16)$$

$$\omega = \frac{1}{t \cdot SSSNTD F_c} \quad (2.17)$$

Où ω est le facteur de correction lié au facteur d'étalonnage et à la durée d'échantillonnage exprimé dans l'équation (2.17), n_g est le nombre de traces après exposition, \bar{n}_b est le nombre moyen de traces causées par le rayonnement de fond, F_c est le facteur d'étalonnage, t est la durée d'échantillonnage, et $SSSNTD$ est la surface du détecteur utilisée pour compter le nombre de traces gravées en cm^2 . Des détails sur le calcul de la concentration en radon à l'aide de Radtrack sont donnés dans [103, 105].

2.7.2 Mesure du radon dans les habitations avec les détecteurs RADUET

Pour déterminer les concentrations de radon et de thoron, des détecteurs discriminants passifs intégrés radon-thoron développés au Centre National des Sciences Radiologiques (NIRS) au Japon (Commercialement appelé RADUET) ont été utilisés. Ces détecteurs comportent deux chambres de diffusion avec des taux de ventilation différents et chaque chambre contient une puce CR-39 de $10 \times 10 \text{ mm}^2$ (RADUET, Radosys Ltd., Hongrie, Figure 2 .11) [103] qui a été utilisée pour détecter les particules alpha émises par le radon et le thoron ainsi que leurs descendants.

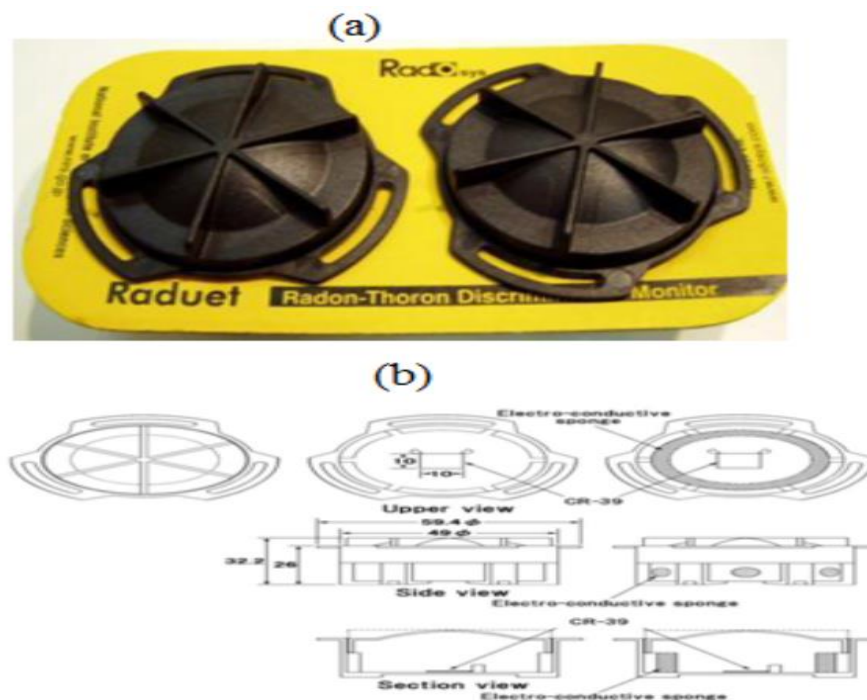


Figure 2 .11 : Détecteur discriminant de radon et de thoron de type passif (RADUET) [103]

La chambre à faible débit de diffusion est fabriquée en plastique conducteur d'électrons avec un volume intérieur de 30 cm³. La chambre à haut débit de diffusion est également fabriquée dans le même matériau, mais elle est percée de six trous dans la paroi et recouverte d'une éponge électroconductrice afin d'empêcher les produits de filiation du radon et du thoron ainsi que les aérosols de s'infiltrer à l'intérieur. Alors qu'une chambre mesure uniquement le radon, l'autre chambre détecte le radon et le thoron combinés. La concentration de thoron est alors déterminée en soustrayant le résultat d'un détecteur à l'autre. La différence de densité des traces entre les deux plaques CR-39 permet d'estimer séparément les concentrations de radon et de thoron. Après l'exposition, les plaques CR-39 ont été chimiquement gravées pendant 24 h dans une solution de NaOH 6 M à 60°C, et les traces alpha ont été comptées avec un microscope optique [64].

Les concentrations moyennes du radon $\overline{C_{Rn}}$ et du thoron $\overline{C_{Tn}}$ sont calculées à l'aide des formules suivantes :

$$\begin{aligned}\overline{C_{Rn}} &= (d_L - \bar{b}) \frac{f_{Tn2}}{t \cdot (f_{Rn1} \cdot f_{Tn2} - f_{Rn2} f_{Tn1})} - (d_H - \bar{b}) \frac{f_{Tn1}}{t \cdot (f_{Rn1} \cdot f_{Tn2} - f_{Rn2} f_{Tn1})} \\ &= (d_L - \bar{b}) \cdot \omega_1 - (d_H - \bar{b}) \omega_2\end{aligned}\quad (2.18)$$

Avec $\omega_1 = \frac{f_{Tn2}}{t \cdot \varepsilon}$ et $\omega_2 = \frac{f_{Tn1}}{t \cdot \varepsilon}$ où $\varepsilon = f_{Rn1} \cdot f_{Tn2} - f_{Rn2} f_{Tn1}$

$$\begin{aligned}\overline{C_{Tn}} &= (d_H - \bar{b}) \frac{f_{Rn1}}{t \cdot (f_{Rn1} \cdot f_{Tn2} - f_{Rn2} f_{Tn1})} - (d_L - \bar{b}) \frac{f_{Rn2}}{t \cdot (f_{Rn1} \cdot f_{Tn2} - f_{Rn2} f_{Tn1})} \\ &= (d_H - \bar{b}) \cdot \omega_3 - (d_L - \bar{b}) \omega_4\end{aligned}\quad (2.19)$$

Avec $\omega_3 = \frac{f_{Rn1}}{t \cdot \varepsilon}$ et $\omega_4 = \frac{f_{Rn2}}{t \cdot \varepsilon}$

Où d_L et d_H sont les densités de traces alpha pour les chambres à faible et à fort taux de renouvellement d'air, respectivement en traces par centimètre carré (trace cm⁻²) ; \bar{b} est la densité de pistes due au bruit de fond en (piste cm⁻²) ; t durée de l'échantillonnage (h) ; f_{Rn1} et f_{Tn1} sont les facteurs d'étalonnage pour le ²²²Rn et le ²²⁰Rn dans une chambre à faible taux de renouvellement d'air, respectivement en (traces cm⁻²h⁻¹) = (Bq m⁻³) ; f_{Rn2} et f_{Tn2} sont les facteurs d'étalonnage pour le ²²²Rn et le ²²⁰Rn dans une chambre à fort taux de renouvellement d'air en (traces cm⁻²h⁻¹) = (Bq m⁻³).

Selon le Guide ISO/IEC 98-3, l'incertitude standard de (C_{Rn}) est calculée selon la formule suivante :

$$\begin{aligned}\tilde{u}(\tilde{C}_{Rn}) &= (\omega_1^2(u^2(d_L) - u^2(\bar{b})) - 2\omega_1\omega_2u^2(\bar{b}) + \omega_2^2(u^2(d_H) + u^2(\bar{b}))) + \\ &\frac{(d_H^2 - 2d_H\bar{b} + \bar{b}^2)\omega_2^2 + \tilde{C}_{Rn}(2d_H + 2\bar{b})\omega_2 + \tilde{C}_{Rn}^2}{\omega_1^2} u^2(\omega_1) + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(\omega_2))^{-1/2}\end{aligned}\quad (2.20)$$

$$\tilde{u}(\tilde{C}_{Tn}) = \frac{(\omega_3^2(u^2(d_H) + u^2(\bar{b})) - 2\omega_3\omega_4u^2(\bar{b}) + \omega_4^2(u^2(d_L) + u^2(\bar{b}))) + (d_L^2 - 2d_L\bar{b} + \bar{b}^2)\omega_4^2 + \tilde{C}_{Tn}(2d_L - 2\bar{b})\omega_4 + \tilde{C}_{Tn}^2}{\omega_1^2} u^2(\omega_3) + (-d_L + \bar{b})^2 u^2(\omega_4))^{-1/2} \quad (2.21)$$

Le seuil de décision \bar{C}_{Rn}^* et \bar{C}_{Tn}^* sont obtenus à partir des formules de ω_3 , ω_4 et \bar{C}_{Rn} pour $\tilde{C}_{Rn} = 0$, $u^2(d_L) = 0$, $\tilde{C}_{Tn} = 0$ et $u^2(d_H) = 0$ (ISO 11929).

On obtient :

$$\bar{C}_{Rn}^* = k_{1-\alpha} \cdot \tilde{u}(0) = k_{1-\alpha} (\omega_1^2 u^2(\bar{b}) - 2\omega_1\omega_2 u^2(\bar{b}) + \omega_2^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b}))) + \frac{(d_H^2 - 2d_H\bar{b} + \bar{b}^2)\omega_2^2}{\omega_1^2} u^2(\omega_1) + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(\omega_2))^{-1/2} \quad (2.22)$$

$$\bar{C}_{Tn}^* = k_{1-\alpha} \cdot \tilde{u}(0) = k_{1-\alpha} (\omega_3^2 u^2(\bar{b}) - 2\omega_3\omega_4 u^2(\bar{b}) + \omega_4^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b}))) + \frac{(d_L^2 - 2d_L\bar{b} + \bar{b}^2)\omega_4^2}{\omega_3^2} u^2(\omega_3) + (-d_L + \bar{b})^2 u^2(\omega_4))^{-1/2} \quad (2.23)$$

$\alpha = 0.05$ avec $k_{1-\alpha} = 1.65$ souvent choisi par défaut.

Les limites de détection $\bar{C}_{Rn}^\#$ du radon et $\bar{C}_{Tn}^\#$ du thoron sont calculées à partir de la formule ci-dessous donnée par ISO 11929 :

$$\bar{C}_{Rn}^\# = \bar{C}_{Rn}^* + k_{1-\beta} (\omega_1^2 (u^2(d_L) - u^2(\bar{b})) - 2\omega_1\omega_2 u^2(\bar{b}) + \omega_2^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b}))) + \frac{(d_H^2 - 2d_H\bar{b} + \bar{b}^2)\omega_2^2 + \tilde{C}_{Rn}(2d_H + 2\bar{b})\omega_2 + \tilde{C}_{Rn}^2}{\omega_1^2} u^2(\omega_1) + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(\omega_2))^{-1/2} \quad (2.24)$$

$$\bar{C}_{Tn}^\# = \bar{C}_{Tn}^* + k_{1-\beta} (\omega_3^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b})) - 2\omega_3\omega_4 u^2(\bar{b}) + \omega_4^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b}))) + \frac{(d_L^2 - 2d_L\bar{b} + \bar{b}^2)\omega_4^2 + \tilde{C}_{Tn}(2d_L - 2\bar{b})\omega_4 + \tilde{C}_{Tn}^2}{\omega_3^2} u^2(\omega_3) + (-d_L + \bar{b})^2 u^2(\omega_4))^{-1/2} \quad (2.25)$$

La limite de détection peut être calculée à partir des expressions $\tilde{u}(\tilde{C}_{Tn})$ et \bar{C}_{Rn}^* pour $\bar{C}^\#$ ou, plus simplement, par itération avec une approximation de départ $\bar{C}^\# = 2 \times \bar{C}^*$ en termes du côté droit des formules suivantes. On obtient $\bar{C}^\#$ avec $k_{1-\alpha} = k_{1-\beta} = k$:

$$\bar{C}_{Rn}^\# = \frac{2\bar{C}_{Rn}^* + k^2 \left\{ \frac{(2d_H - 2\bar{b})\omega_2 u^2(\omega_1)}{\omega_1^2} \right\}}{1 - k^2 \frac{u^2(\omega_1)}{\omega_1^2}} \quad (2.26)$$

$$\bar{C}_{Tn}^\# = \frac{2\bar{C}_{Tn}^* + k^2 \left\{ \frac{(2d_L - 2\bar{b})\omega_4 u^2(\omega_3)}{\omega_3^2} \right\}}{1 - k^2 \frac{u^2(\omega_3)}{\omega_3^2}} \quad (2.27)$$

Les valeurs $\alpha = \beta = 0.05$ et donc $k_{1-\alpha} = k_{1-\beta} = 1.65$ sont souvent choisies par défaut.

2.7.3 Moniteurs des descendants du thoron

Les détecteurs de dépôt de descendance de thoron (moniteurs des descendants du thoron) utilisés sont fabriqués à base du CR-39 (taille de $10 \times 10 \text{ mm}^2$) monté sur une plaque en acier inoxydable et recouverte d'une mince feuille d'adsorbant. La Figure 2.12 montre le prototype d'un moniteur des

descendants du thoron. Les pièces CR-39 sont recouvertes d'un film Mylar vaporisé d'aluminium de 71mm d'épaisseur équivalente à l'air. L'épaisseur du film Mylar permet la détection des seules particules alpha de 8.8 MeV émises par le ^{212}Po . Le protocole d'étalonnage de ces moniteurs a été bien élaboré [107–109]. Après l'exposition, le traitement des données suit la même procédure que les RADUET. Avec la densité de traces et le facteur de conversion, la concentration des descendants du thoron peut être obtenue sous forme de concentrations de thoron équivalentes à l'équilibre (EETC). Pour calculer la concentration des descendants du thoron (concentration en thoron équivalente à l'équilibre, EETC), la densité de traces obtenue a été substituée dans l'équation suivante :

$$N_{TnP} = EETC \times F_{TnP} + N_{B2} \quad (2.28)$$

Où N_{TnP} est la densité de trace de CR-39 dans le détecteur de dépôt de descendance de thoron, N_{B2} est la densité de trace de fond, et F_{TnP} est un facteur de conversion pour les détecteurs de dépôt des descendants de thoron [107–109]. Le facteur de conversion a été déterminé sur la base des résultats d'une enquête sur le terrain et de la condition de gravure chimique, et il était de 6.9×10^{-2} traces cm^{-2} (Bq m^{-3}) $^{-1}$. La limite de détection de l'EETC était inférieure à 0,01 Bq m^{-3} pour une période de mesure d'environ six mois [106]. En effet, tous ces procédés électroniques et chimiques ont été effectués à l'Université d'Hirosaki au Japon.

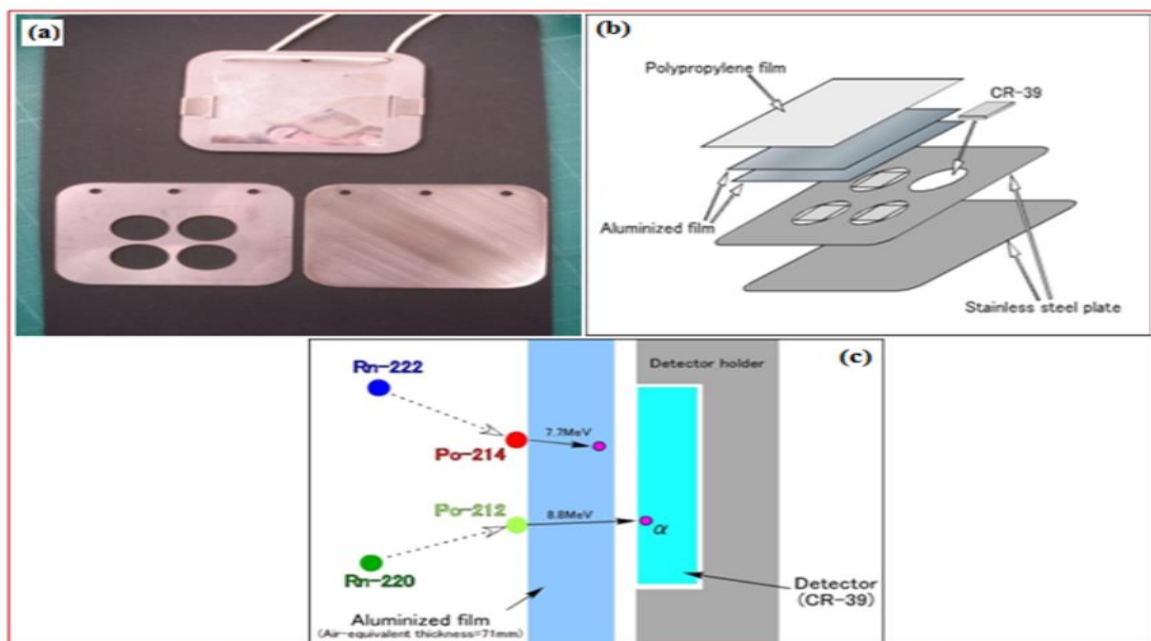


Figure 2.12 : Schéma du prototype d'un moniteur des descendants du thoron en (a) et (b), principe de fonctionnement en (c).

2.7.4 Facteur d'équilibre

Le facteur d'équilibre (F) détermine le degré d'équilibre radioactif entre un radionucléide et ses produits de désintégrations radioactives à vie courte. Il est calculé en divisant la concentration des descendants par celle des parents. Ce facteur est supposé être de 0,4 pour le radon et de 0,02 pour le thoron [37]. Dans la présente étude, les facteurs d'équilibre entre le radon, le thoron et leurs descendants ont été déterminés à partir des relations suivantes :

$$F_{Rn} = \frac{EERC}{C_{Tn}} \quad (2.29)$$

$$F_{Tn} = \frac{EETC}{C_{Tn}} \quad (2.30)$$

Où C_{Rn} et C_{Tn} sont respectivement la concentration du radon et celle du thoron et EERC et EETC les concentrations équivalentes du radon et du thoron à l'équilibre.

2.7.5 Capteurs directs de mesure de concentrations des descendants du radon et du thoron

Le calcul de la dose d'inhalation due au radon, thoron et leurs descendants a toujours été au cœur des discussions, car dans le passé, cette dose était évaluée en utilisant le facteur d'équilibre donné par l'UNSCEAR à partir de la concentration de radon et de thoron. Cela est généralement dû au manque de détecteurs de radon, de thoron et de leurs produits de filiation. Dans la présente étude, la dose d'inhalation due au radon, au thoron et à leurs descendants est calculée à l'aide d'une méthode directe basée sur les concentrations directement mesurées, et d'une autre méthode utilisant le facteur d'équilibre donné par l'UNSCEAR [43] à des fins de comparaison. La contribution de la présente étude concerne l'estimation correcte et précise de la dose d'inhalation due au radon, au thoron et à leurs descendants par la mesure directe et simultanée des concentrations de radon, thoron et de leurs descendants. En effet, la dose d'inhalation est souvent calculée en utilisant le facteur d'équilibre du radon et du thoron, afin d'estimer les concentrations des descendants à partir de celles de leurs parents (radon et thoron). L'utilisation de ces facteurs d'équilibre fausserait les résultats de la dose d'inhalation, car le facteur d'équilibre dépend de plusieurs paramètres géologiques, à savoir le taux de ventilation, l'humidité, la température, la porosité et la perméabilité du sol de la maison [63, 109–112]. Dans le passé, compte tenu de sa faible concentration dans les habitations et de sa demi-vie radioactive beaucoup plus courte que celle du radon, l'exposition au thoron et à ses descendants était souvent ignorée. Aujourd'hui, plusieurs études ont démontré la présence de thoron à des concentrations élevées dans les habitations [21, 63, 66, 113–116]. Cela soulève la question de sa contribution, et de celle de ses descendants, à la dose totale annuelle d'inhalation.

La mesure des concentrations des descendants du radon (EERC) et des descendants du thoron (EETC) a été effectuée à l'aide de techniques passives utilisant le DRPS/DTPS (Figure 2.13) développé par le Bhabha Atomic Research Centre (BARC), Mumbai, Inde. Le DRPS/DTPS se compose d'un détecteur LR-115 monté sur du Mylar aluminé. Le Mylar aluminé est unique en ce sens qu'il enregistre sélectivement les traces dues aux émissions alpha de ^{214}Po et ^{212}Po provenant des atomes de radon et de thoron déposés, respectivement, et qu'il sert également de surface de dépôt pour mesurer séparément les descendants du radon et du thoron. Des DTPS/DRPS à mailles métalliques ont été utilisés pour enregistrer la composante attachée des atomes descendants [114]. L'avantage de ces capteurs est que les paramètres géologiques et météorologiques tels que les basses températures, l'humidité, la lumière et le chauffage modéré ne peuvent pas les affecter [115]. Au total, 43 capteurs directs DRPS/DTPS ont été déployés dans les habitations de la zone d'étude.



Figure 2.13 Capteur de descendance directe (DTPS/DRPS) [116]

Tous les détecteurs ont été collectés après environ 3 mois d'exposition et envoyés au Radon and Thoron Progeny Research Laboratory, BARC, Mumbai, pour analyse. La gravure des films a été réalisée avec une solution de NaOH 2,5 N à 60°C pendant 90 minutes sans agitation [118, 120]. Un compteur d'étincelles a ensuite été utilisé pour compter les traces, et les traces comptées ont été converties en concentrations de radionucléides à l'aide de facteurs d'étalonnage appropriés. Le facteur d'étalonnage pour le DTPS était de $0,94 \text{ Tr cm}^{-2} \text{ d}^{-1} \text{ Bq m}^{-3}$ [118] et pour le DRPS de $0,09 \text{ Tr cm}^{-2} \text{ d}^{-1} \text{ Bq m}^{-3}$. Les équations (2.31) et (2.32) ont été utilisées pour convertir les traces en concentration afin de mesurer la concentration dans la descendance [121, 122] :

$$EETC (\text{Bq m}^{-3}) = \frac{T_{Tn}}{(d_{exp} \times S_{Tn})} \quad (2.31)$$

$$EERC (\text{Bq m}^{-3}) = \frac{T_{Rn}}{(d_{exp} \times S_{Rn})} - EETC \quad (2.32)$$

Où T_{Tn} et T_{Rn} sont les traces dans DTSP et DRPS, S_{Tn} et S_{Rn} sont les facteurs de sensibilité pour ^{220}Rn ($0,94 \pm 0,027 \text{ Tr cm}^{-2} \text{ d}^{-1}/\text{EEC (Bq m}^{-3})$) et ^{222}Rn ($0,09 \pm 0,0036 \text{ Tr cm}^{-2} \text{ d}^{-1}/\text{EEC (Bq m}^{-3})$) respectivement et d_{exp} est le nombre de jours d'exposition.

2.7.6 Dose par inhalation due au radon et au thoron

L'essentiel de la dose reçue par les poumons ne provient pas du gaz radon (^{222}Rn et ^{220}Rn) lui-même qui, de par ses caractéristiques en qualité de gaz inerte, ne réagit pas chimiquement avec les tissus de l'organisme. Sa Solubilité avec ces mêmes tissus est également faible, ce qui fait que la radiotoxicité du radon inhalé est relativement peu significative comparée à celle de ses descendants immédiats qui sont des particules solides à vie courte avec lesquels il est en équilibre partiel. La concentration équivalente en radon à l'équilibre (EERC) d'un mélange de descendants du radon est la concentration de radon en équilibre radioactif avec ses descendants à vie courte ayant la même concentration d'énergie potentielle alpha [43]. L'origine de l'exposition est donc liée à l'inhalation des descendants du radon émetteurs alpha présents dans l'air que nous respirons et leur dépôt dans les voies respiratoires selon leur taille. L'énergie communiquée aux tissus pulmonaires lors de la désintégration alpha contribue ainsi majoritairement à la dose apportée au poumon et au risque induit de cancer broncho-pulmonaire.

Dans le milieu professionnel minier (les mines), l'exposition au radon (^{222}Rn) est exprimée en Working Level month (WLM), tandis que dans les habitations on utilise généralement les mesures d'activités volumiques en radon, exprimées en Bq.m^{-3} . Le WLM ou Working Level Month est défini comme l'exposition d'une personne à une concentration de 1WL pour une période d'un mois de travail soit 170 heures. Le WLM a été élaboré pour évaluer l'exposition des mineurs durant leur période de travail sous terre. Un WLM équivaut à $3,54 \times 10^{-3} \text{ Jhm}^{-3}$ dans le système international.

Dans les habitations, les expositions sont exprimées en termes de débit de concentration du radon (en Bq.h.m^{-3}). Si l'on tient compte d'un temps d'exposition, par exemple de 7 000 heures qui correspondrait sensiblement au période que l'on passe dans des ambiances intérieures, et d'un facteur d'équilibre moyen de $F = 0.4$, on aboutit à une exposition annuelle domestique en ^{222}Rn de 227 Bq m^{-3} correspondant à 1 WLM [110, 111]. Avec les détecteurs de type RADUET, les doses totales dues à l'inhalation du radon et ses descendants (D_{Rn}), et à l'inhalation du thoron et ses descendants (D_{Tn}) sont calculées en utilisant les facteurs de conversion des concentrations du radon (C_{Rn}), du thoron (C_{Tn}), le EERC

et le EETC dont les valeurs respectives recommandées par l'UNSCEAR sont : 0.17 ; 0.11 ; 9 et 40 nSv Bq⁻¹h⁻¹m³ [37].

Les équations (2.33) et (2.34) donnent les mesures directes de la dose efficace par inhalation du radon et du thoron.

$$D_{Rn}(mSv/an) = 0.17 \times C_{Rn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.33)$$

$$D_{Tn}(mSv/an) = 0.11 \times C_{Tn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.34)$$

Où $F_{occ} = 0,6$ est le facteur d'occupation à l'intérieur d'un bâtiment ; $t = 8760$ h (24 h \times 365 j) est le temps d'exposition en une année (en h/a) [121]. Le facteur d'occupation habituellement utilisé est $0,8$. Cependant, la présente étude a été réalisée en Afrique sub-saharienne, plus précisément au Cameroun. Il fait généralement chaud ; les températures minimales descendent rarement en dessous de 20°C à l'ombre. La plupart des gens chez qui ce travail a été mené travaillent toute la journée dans les champs, au marché, en plein air. Les autres membres du public qui ne vont pas au travail passent plus de temps à l'extérieur, sous les arbres et les vérandas des habitations à cause de la chaleur. Par conséquent si dans les régions tempérées le public passe 80% du temps à l'intérieur, certainement à cause du froid, le temps passé dans une maison dans la présente étude est estimé à 60% ; soit une moyenne de 14 heures par jour. La chaleur, la pauvreté, le manque de climatiseur et le manque d'électricité étant les principaux coupables. Dans la présente étude, les doses efficaces dues au radon et au thoron ont été déterminées selon deux approches : la mesure traditionnelle ou indirecte qui utilise le facteur d'équilibre entre le gaz et ses descendants associés et la mesure directe utilisant les EETC directement mesurée à partir des moniteurs des descendants du thoron déployés sur le site. Ici, les contributions du radon et du thoron ne sont pas prises en compte. Les équations (2.35) et (2.36) donnent les mesures indirectes de la dose efficace par inhalation des descendants du radon et du thoron ; dans ces deux dernières expressions, le facteur d'équilibre est utilisé.

Ainsi, les doses efficaces totales dues aux descendants du radon (D_{RnP}) et du thoron (D_{TnP}) sont données par les formules suivantes :

$$D_{RnP}(mSv/an) = 9 \times F_R \times C_{Rn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.35)$$

$$D_{TnP}(mSv/an) = 40 \times EETC \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.36)$$

À cause des limites de la technologie, il n'était pas facile d'accéder aux concentrations des descendants du radon et du thoron. Pour avoir eu accès aux moniteurs des descendants du thoron dans la présente étude, seules les concentrations des descendants du thoron (EETC) ont été mesurées. Ainsi, nous avons opté pour le calcul directe de la dose efficace des descendants du thoron en substituant tout simplement dans l'équation (2.37) suivante, la concentration du gaz thoron et son facteur d'équilibre par la concentration des descendants du thoron mesurées directement sur le site :

$$D_{Tn}(mSv/an) = 40 \times F_{Tn} \times C_{Tn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.37)$$

2.7.7 Type de matériaux de construction dans la région

La mesure du radon dans les habitations a été réalisée principalement dans des maisons construites en terre et en briques de terre (Figure 2.14a), et dans quelques maisons construites en briques de ciment (Figure 2.14b). Pendant la saison des pluies, les fenêtres et les portes de la plupart des maisons sont fermées. Une étude comparative sur différents types de maisons a été menée afin d'évaluer l'effet des matériaux de construction sur les concentrations intérieures de radon dans la région.



(a) Mud home



(b) Cement brick home

Figure 2.14 : Types de maisons de la zone d'étude.

2.8. Production du radon dans le sol

2.8.1 Le radium dans le sol

Le radium (^{226}Ra) se forme dans la chaîne de désintégration du ^{238}U . Le radium n'existe toujours qu'à l'état de traces dans le sol, et il co-précipite avec des éléments comme le magnésium, le calcium et le baryum. La plupart du radium qui est exposé à l'espace poreux du sol sera fixé à la surface des particules de grain, car il est efficacement éliminé par les hydroxydes de magnésium et de fer ainsi que

par la matière organique. Les processus d'altération déplacent les atomes de radium de l'intérieur des grains minéraux vers la surface des grains. Cela signifie qu'une fois que le radium se désintègre en radon, celui-ci sera libéré beaucoup plus facilement dans l'espace interstitiel. Cela augmenterait directement le coefficient d'émanation du radon. Schumann et al. [122] déclarent que, puisque le radium a plus tendance à se concentrer près ou sur la surface des particules de grain, et que la plupart des sols contiennent de l'eau entre les pores, environ 10 à 50 % de tous les atomes de radon produits quitteront le grain solide et se retrouveront dans le volume des pores du sol [122]. La teneur en radium est généralement mesurée en Bq kg^{-1} , qui est sa concentration. Une teneur en radium de 1 Bq kg^{-1} entraînera la désintégration d'un atome de radon par kilogramme et par seconde lorsque le radium et le radon sont en équilibre séculaire. Cependant, il faut également mentionner que c'est rarement le cas dans des conditions in situ. La demi-vie du radium est d'environ 1600 ans. Le radium est largement distribué dans les roches et le sol à l'état naturel, et il peut ou non être en équilibre avec le ^{238}U . Des études sur les sols de surface réalisées aux États-Unis suggèrent que les valeurs typiques du radium se situent entre 10 et 100 Bq kg^{-1} pour les deux isotopes, ^{226}Ra et ^{224}Ra [123].

2.8.2 Coefficient d'émanation de radon

L'émanation de radon est causée par le recul direct, dû à l'émission d'une particule α , lors de la désintégration du noyau ^{226}Ra . Dans le sol, les roches, les matériaux de construction ou tout ce qui contient du radium, un coefficient d'émanation du radon est associé au matériau, car le coefficient d'émanation du radon donne une indication de la fraction des atomes de radon produits qui quittent le matériau lui-même. Dans ce cas, le matériau est constitué de résidus de mines d'or. Il est également appelé puissance d'émanation, fraction d'émanation ou rapport entre le radon qui s'échappe et celui qui est produit. Il n'a pas de dimensions et est représenté au moyen d'une fraction ou d'un pourcentage. Une fois que le radon pénètre dans l'espace interstitiel, la mobilité des atomes de ^{222}Rn dépend de mécanismes de transport tels que la diffusion et l'advection. Le processus de diffusion est possible grâce aux gradients de concentration du radon, tandis que dans le cas de l'advection, les gradients de pression dans le sol constituent la force motrice. Les atomes de radon ont une plage de recul typique d'environ 20 à 70 nm dans le grain minéral hôte, qui dépend de la composition et de la densité du grain [124]. Nazaroff et al. [123] décrivent trois possibilités dans lesquelles le coefficient d'émanation peut être répertorié. Ces possibilités sont : le recul direct, le recul indirect et la diffusion. La première possibilité est l'éjection directe de l'atome de radon par recul de l'émission alpha. Si l'atome du radium se trouvait à une certaine distance de la surface du grain du sol, l'atome du radon résultant peut effectivement quitter le grain (à condition d'être projeté vers l'extérieur) et entrer dans l'espace interstitiel des pores. Si l'espace interstitiel est rempli d'eau, il est possible que l'atome du radon termine

son recul dans l'eau [113, 115]. L'atome du radon est alors libre de diffuser de l'eau vers le gaz du sol ou d'être transporté par celui-ci [126]. La deuxième possibilité qui est plausible est que l'atome de radon recule librement du grain hôte et que l'espace interstitiel ne contient que du gaz du sol.

2.8.3 Mesure du radon dans le sol avec MARKUS 10

Le détecteur de radon du sol MARKUS 10 a été utilisé dans ce travail. Il s'agit d'un instrument professionnel dédié à la mesure du radon dans le sol. Il s'agit d'un instrument robuste doté d'un semi-conducteur. MARKUS 10 est spécialement calibré pour traiter efficacement les fortes concentrations de radon habituellement mesurées dans le sol. La figure 2.15 ci-dessous montre le principe de fonctionnement de l'instrument.

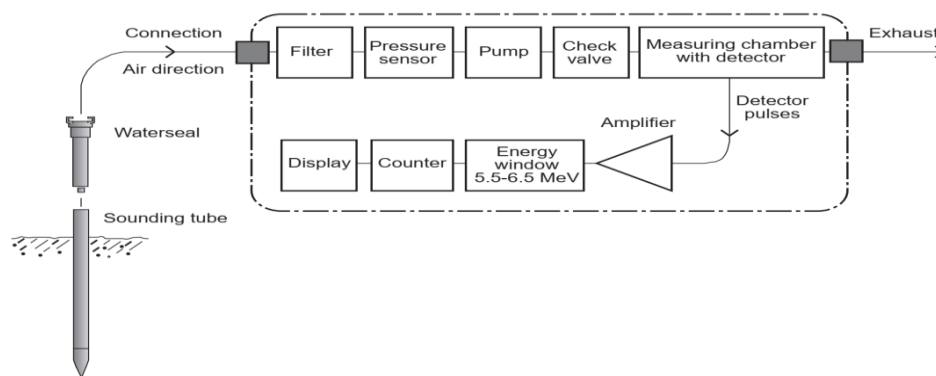


Figure 2.15 : Schéma montrant le principe de l'émanomètre MARKUS 10 [117, 118].

La sonde est insérée dans le sol à une profondeur d'environ 70 cm à 100 cm, puis reliée à l'instrument par une baïonnette équipée d'un filtre à eau. Pour cette étude, la profondeur a été fixée à 50 cm. Un total de 25 points a été considéré pour la mesure de la concentration de radon dans le sol à Lomié. Le temps de pompage réel pour remplir la chambre de mesure est d'environ 30 secondes. Si la phase de pompage n'est pas terminée après 2 à 3 minutes, cela signifie que le sol est très compact. Dans ce cas, la mesure doit être interrompue et réessayée à un endroit adjacent. Après la phase de pompage, la phase de mesure commence. Le détecteur est activé et une tension est appliquée à la chambre de mesure. Les filles de radon chargées, formées par la désintégration du radon, sont poussées vers le détecteur par un champ électrique dans la chambre. Le détecteur enregistre le rayonnement alpha des filles de radon. Les impulsions du détecteur sont amplifiées et filtrées dans un analyseur dit à canal unique, qui ne transmet que les impulsions de la fille du radon à vie courte, le ^{214}Po (dont la demi-vie est d'environ 3 minutes). Cela permet d'éliminer les faibles variations du bruit de fond provenant du ^{214}Po . Les impulsions sont comptées et le résultat est affiché sur l'écran de l'appareil (concentration du radon en kBq m^{-3}) [117, 118].

2.9. Estimation de la concentration du radon dans l'air extérieur

Le radon diffuse dans l'air depuis le sol, directement à travers les couches géologiques et pédologiques. Sa diffusion vers la surface est favorisée par la présence de failles. Dans l'air extérieur, sa concentration est faible. À l'intérieur des bâtiments, il peut s'accumuler et atteindre des concentrations élevées en l'absence de conditions de ventilation. Sa concentration dépend donc de facteurs géologiques, mais aussi de la conception des bâtiments et des modes de vie (notamment la ventilation). Pour déterminer la concentration de radon dans l'air extérieur, il est important de considérer la turbulence de l'air atmosphérique dans la diffusion du radon. Cette hypothèse permet de remplacer le coefficient de diffusion du radon dans le sol d par le coefficient de diffusion turbulente du radon dans l'air atmosphérique D . Ce coefficient est très variable et dépend de l'altitude au-dessus du sol. Dans la présente étude, D est considéré comme constant. L'équation (2.38) permet d'estimer la concentration de radon dans l'air du sol extérieur non perturbé dans les couches profondes [129].

$$C_0 = C \sqrt{d/D} \quad (2.38)$$

Où D est le coefficient de diffusion de Foucault ($5 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$) et C représentant la concentration de radon dans le sol (Bq m^{-3}) est donné par l'équation (2.39) [129]:

$$C = a/\lambda \quad (2.39)$$

Où (a) est le taux de production de radon dans le sol (Bq m^{-3}) et λ est la constante de désintégration dont la valeur est $(2,1 \times 10^{-6})$. (a) est supposé être indépendant de la profondeur.

Le taux d'exhalation E est donné par l'équation (2.40):

$$E = a \sqrt{d/\lambda} \quad (2.40)$$

Les constantes d et λ sont fixées et $d = 5 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Une fraction (estimée à 10 %) de la production d'émanations à l'équilibre ne s'échappe que dans le sol avant de se désintégrer en particules de sol [129].

2.10. Évaluation de la dose totale par inhalation

Pour calculer la dose annuelle totale par inhalation due à l'exposition au radon intérieur, l'équation (2.41) a été utilisée :

$$E_{inh} = A_{inh} \times e_{inh} \times F_{occ} \times F_{eq} \times t \quad (2.41)$$

Où A_{inh} est la moyenne géométrique de la concentration en radon dans les habitations, e_{inh} est le facteur de conversion de la dose par inhalation de $9 \text{ nSv (Bq h m}^{-3}\text{)}^{-1}$, F_{occ} est le facteur d'occupation de 0,6 lié au temps passé à l'intérieur par les personnes et au climat de la zone d'étude [3], F_{eq} est le facteur d'équilibre de 0,4 qui est la valeur par défaut donnée par UNSCEAR [37] et t correspond à une année exprimée en heures. Cependant, il est important de souligner que le facteur de conversion proposé par l'UNSCEAR a été remis en cause par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). La CIPR recommande ainsi une correction par un facteur 2 vers le haut et pour le calcul des doses provenant de l'inhalation du radon et de ses descendants dans les mines souterraines et les bâtiments, un coefficient de dose de $3 \text{ mSv (mJ h m}^{-3}\text{)}^{-1}$ (environ 10 mSv WLM^{-1}) [120]. Dans le rapport de sa quatrième assemblée générale en 2019, l'UNSCEAR a confirmé et conclu que le facteur de conversion de dose ^{222}Rn de $9 \text{ nSv (Bq h m}^{-3}\text{)}^{-1}$, qui correspond à $1,6 \text{ mSv (mJ h m}^{-3}\text{)}^{-1}$, devrait continuer à être utilisé pour estimer les niveaux d'exposition au radon pour un public [130]. Il convient également de noter que l'incertitude du facteur de conversion de la dose doit être prise en compte lors de l'évaluation de la dose par inhalation due au radon intérieur.

2.11. Mesures du débit d'équivalent de dose ambiante et évaluation de la dose externe

Les mesures du débit d'équivalent de dose ambiante ont été effectuées à l'aide d'un radiamètre de poche (RadEye PRD-ER, Thermo Scientific). Il intègre un détecteur à scintillation NaI(Tl) à haute sensibilité avec un photomultiplicateur miniature permettant la détection de très faibles niveaux de rayonnement, en mettant l'accent sur les émissions gamma inférieures à 400 keV. Le RadEye PRD-RR a été étalonné par comparaison avec un spectromètre à scintillation NaI(Tl) de 3 pouces \times 3 pouces (JSM112, Hitachi-Aloka Co., Japon) [131]. Les mesures ont été effectuées à 1 m du sol. La dose externe a été évaluée à l'aide de l'équation (2.42):

$$E = \dot{D} \times t \quad (2.42)$$

Où \dot{D} est la moyenne arithmétique du débit d'équivalent de dose ambiante mesuré par le radiamètre de poche RadEye PRD-ER, t est le temps de travail soit 1848 h y^{-1} .

2.12. Évaluation du risque dû à l'inhalation du radon

Le risque excédentaire de cancer au cours de la vie (ELCR) a été calculé à l'aide de l'équation (2.43) :

$$ELCR = E_{inh} \times D_c \times RF \quad (2.43)$$

Où D_c est l'espérance de vie pour le Cameroun de 58,9 ans [132], E_{inh} est la dose efficace annuelle, et RF est le facteur de risque. La valeur de RF recommandée par la CIPR pour les effets stochastiques est de 0,05 pour le public [70].

Conclusion

L'objectif de ce chapitre, était de présenter le matériel utilisé pour les mesures de radioactivité naturelle, ainsi que la méthodologie utilisée pour déterminer la concentration des radionucléides primordiaux suivants : ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K puis, la concentration du radon dans le sol, le radon, le thoron et des descendants du thoron dans les habitations de la zone d'étude.

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Introduction

Les concentrations des radionucléides primordiaux et des éléments traces métalliques ont été calculées dans les échantillons de sol en utilisant les détecteurs HPGe, NaI et EDXRF respectivement, la concentration du radon dans le sol, le radon, le thoron et des descendants du thoron dans les habitations de la localité de Lomié ont été mesurées respectivement à l'aide des détecteurs RADTRAK2, RADUET et DTPS/DRPS et l'émanomètre MARKUS 10 a été utilisé pour la mesure du radon dans le sol. Dans cette partie du travail, les résultats obtenus sont présentés, discutés et comparés à d'autres travaux d'une part, et à leurs différentes valeurs moyennes correspondantes d'autre part.

3.1 Mesure de la radioactivité naturelle dans le sol par spectrométrie gamma

3.1.1 Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons de sol

Les concentrations de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K pour les trente (30) échantillons du sol (Tableau 3.1) ont été comparées aux concentrations moyennes mondiales ainsi qu'aux résultats des études menées à Batouri et Betaré-Oya, deux localités situées dans la même région. Ainsi, ces résultats montrent clairement que les niveaux de radioactivité du ^{226}Ra et du ^{232}Th sont dans la gamme de la moyenne mondiale, cependant le niveau de radioactivité du ^{40}K était inférieur à la moyenne mondiale [37]. Les concentrations les plus élevées pour le ^{232}Th ont été trouvées dans les échantillons prélevés à proximité du site minier de cobalt-nickel, tandis que celles du ^{40}K et du ^{226}Ra ont été trouvées dans les échantillons prélevés à Kongo, un village situé à environ 2 km dudit site. Comme présentées dans le Tableau 3.1, les concentrations de la radioactivité varient légèrement d'un point à l'autre. Ces variations observées peuvent résulter de la distribution non uniforme des radionucléides présents dans la croûte terrestre.

Tableau 3.1 Concentrations du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons du sol.

Concentration (Bq kg ⁻¹)	Avec le détecteur NaI (TI)			Avec le détecteur HPGe		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	Radionucléides		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Minimum	34 ± 18	58 ± 5	45 ± 1	20 ± 1	24 ± 1	158 ± 5
Maximum	53 ± 28	126 ± 17	339 ± 8	64 ± 1	61 ± 1	463 ± 7
Moyenne	45 ± 23	87 ± 11	135 ± 3	35 ± 1	42 ± 1	215 ± 5
Moyenne mondiale	33	45	420			
Moyenne à Batouri	46	32	76			
Moyenne à Betaré-Oya	32	37	197			

Les concentrations rapportées pour le ^{226}Ra , le ^{232}Th et le ^{40}K dans des échantillons de sol provenant des zones d'exploitation aurifère de Betaré-Oya variaient de 29 à 63 Bq kg⁻¹ et 13 à 87 Bq kg⁻¹, 16 à 414 Bq kg⁻¹, avec des valeurs moyennes de 32 ± 7 Bq kg⁻¹, 37 ± 13 Bq kg⁻¹ et 197 ± 21 Bq kg⁻¹ pour le ^{226}Ra , le ^{232}Th et le ^{40}K , respectivement. De plus, les concentrations mesurées dans les échantillons de sol des zones d'exploitation aurifère de Batouri variaient de 32 à 62 Bq kg⁻¹ et de 22 à 40 Bq kg⁻¹, 41 à 115 Bq kg⁻¹, avec des valeurs moyennes de 46 Bq kg⁻¹, 32 Bq kg⁻¹ et 76 Bq kg⁻¹ respectivement pour le ^{226}Ra , le ^{232}Th et le ^{40}K [133]. Ces résultats montrent que le niveau de la radioactivité de la zone investiguée pour le ^{40}K est légèrement inférieur à celui des sites de Batouri et de Betaré-Oya et légèrement supérieur pour le ^{226}Ra et le ^{232}Th [133].

Dans les régions uranifère de Poli et pétrolifère de Bakassi les échantillons de sol prélevés et analysés par spectrométrie γ en laboratoire par Saïdou et al. [79, 125] ont révélé des concentrations de 24 ± 1 et 19 ± 4 Bq kg⁻¹ pour ^{238}U , 28 ± 1 et 32 ± 6 Bq kg⁻¹ pour le ^{232}Th et 506 ± 3 et 110 ± 22 Bq kg⁻¹ pour le ^{40}K . Ces différentes valeurs sont toutes inférieures à celles déterminées dans le cadre de cette étude ; sauf le ^{40}K dont la concentration est au moins trois fois plus élevée.

Un travail similaire a été fait dans une partie de la région de Lolodorf (Awanda, Ngombas et Bikoué) par Elé Abiama et al. [135]. Les concentrations respectives de 160, 480 et 1050 Bq kg⁻¹ pour ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K obtenues sont toutes supérieures à celles obtenues dans ce travail. La différence observée entre ces mesures pourrait s'expliquer par le fait que les échantillons du sol analysés par Elé et al. [135], ont été prélevés aux voisinages des points où les anomalies d'uranium et du thorium ont été révélées tandis que pour la présente étude, La cible était le voisinage des habitations et les milieux fréquentés en permanence par le public. Par ailleurs, les techniques utilisées n'étaient pas les mêmes.

3.1.2 Étude statistique

Une comparaison statistique de deux séries d'échantillons a été effectuée. Les p-values ont été calculées à des fins de comparaison. Premièrement, les concentrations obtenues dans les échantillons prélevés au voisinage immédiat du site minier (zone perturbée par l'exploration minière) ont été comparées avec celles prélevés à Lomié (zone non perturbée). Les concentrations de ^{40}K , ^{232}Th et ^{226}Ra dans les échantillons prélevés à Lomié varient respectivement de 77 à 212 Bq kg⁻¹ ; 54 à 97 Bq kg⁻¹ et 34 à 50 Bq kg⁻¹ avec une moyenne arithmétique de 140 Bq kg⁻¹, 74 Bq kg⁻¹ et 44 Bq kg⁻¹, respectivement. Dans la zone perturbée, les concentrations varient de 46 à 340 Bq kg⁻¹ ; de 40 à 126 Bq kg⁻¹ et de 36 à 54 Bq kg⁻¹, respectivement pour le ^{40}K , le ^{232}Th et le ^{226}Ra avec une moyenne arithmétique de 158 Bq kg⁻¹, 86 Bq kg⁻¹ et 46 Bq kg⁻¹ respectivement. Le « test t » a été effectué et une valeur p de 0,275 a été obtenue. Ce résultat indique qu'il n'y a pas de différence statistiquement

significative entre les données obtenues dans les zones non perturbées et les zones perturbées (valeur $p > 0,05$).

Deuxièmement, les concentrations de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans l'échantillon témoin provenant d'une zone sans activité anthropique sont respectivement de 34 Bq kg^{-1} , 54 Bq kg^{-1} et 77 Bq kg^{-1} . Les p-values calculées pour comparer les concentrations de la zone à fort potentiel minier de Lomié à celles de l'échantillon témoin sont toutes égales à zéro (p-value = 0). Ainsi, les concentrations des radionucléides à proximité immédiate du site de cobalt et à Lomié sont significativement plus élevées que celles de l'échantillonnage témoin.

3.1.3 Distribution du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol et évaluation de la dose efficace annuelle

Le débit de dose ambiant a été mesuré en 200 points dans toute la zone d'étude : 36 points à Abong-Mbang, 84 points à Lomié et 80 points à Bertoua. Le tableau 3.2 montre la dose externe pour l'ensemble de la zone d'étude et pour les différentes localités étudiées dans la région de l'Est du Cameroun. Elle a été estimée en utilisant les débits de dose mesurés à l'intérieur et à l'extérieur des habitations de la zone. Cette dose varie entre 0,23 et 0,72 mSv pour l'ensemble de la zone d'étude. Les valeurs moyennes arithmétiques et géométriques correspondantes sont respectivement de 0,41 mSv et 0,39 mSv. Par ailleurs, pour les localités d'Abong-Mbang, Lomié et Bertoua, la dose externe annuelle varie respectivement de 0,23 à 0,44 mSv, de 0,23 à 0,68 mSv, et de 0,23 à 0,67 mSv avec des moyennes arithmétiques de 0,36 mSv, 0,40 mSv et 0,42 mSv, respectivement. Par rapport à la valeur moyenne mondiale de 0,9 mSv (0,5 mSv pour le rayonnement terrestre et 0,4 mSv pour le rayonnement cosmique) donnée par l'UNSCEAR (2000), il est clair que presque toutes les valeurs de dose externe obtenues dans cette étude sont inférieures à la valeur moyenne mondiale.

Bien que l'exposition du public aux sources externes semble être faible (non critique) aujourd'hui dans la zone d'étude, la situation pourrait changer pour les populations vivant à proximité du gisement de Nkamouna-Kongo, où l'exploitation minière à ciel ouvert sera bientôt lancée. Cela pourrait conduire à une augmentation considérable de la dose externe due aux Matériels Radioactifs Naturels (MRN).

Ainsi, les concentrations des radionucléides varient d'un site à l'autre, ce qui s'explique par la distribution non uniforme des matières radioactives dans la matrice géologique. La variation des concentrations des radionucléides dans la zone d'étude pourrait être attribuée d'une part aux différences de distribution des radionucléides naturels dans les roches et les sols qui constituent la géologie de la zone mais aussi à la déposition variable de la teneur en argile, qui constitue la formation de la géologie

de la zone investiguée et d'autre part à l'excavation des sols lors de l'exploration du gisement de cobalt-nickel de Nkamouna-Kongo [136].

Tableau 3.2 Dose annuelle externe pour les membres du public dans différentes localités du district minier de l'Est.

AM : Moyenne arithmétique, **GM** : Moyenne géométrique, **SD** : Ecart-type, **GSD** : Ecart-type géométrique, **N** : Nombre de logements.

Paramètres Statistiques	Dose annuelle par irradiation (mSv)			
	Outdoor (Out)	Indoor (In)	Total Dose (Out + In)	
Abong-Mbang	Variation	0.07 - 0.18	0.16 - 0.26	0.23 - 0.44
	AM ± SD	0.13 ± 0.03	0.23 ± 0.03	0.36 ± 0.06
	GM ± GSD	0.13 ± 0.02	0.23 ± 0.02	0.36 ± 0.04
	Médiane	0.14	0.24	0.38
	N	18	18	18
Lomié	Variation	0.07 - 0.21	0.16 - 0.47	0.23 - 0.68
	AM ± SD	0.13 ± 0.03	0.27 ± 0.03	0.40 ± 0.06
	GM ± GSD	0.14 ± 0.02	0.29 ± 0.02	0.43 ± 0.04
	Médiane	0.14	0.32	0.46
	N	41	41	41
Bertoua	Variation	0.07 - 0.25	0.16 - 0.42	0.23 - 0.67
	AM ± SD	0.15 ± 0.03	0.27 ± 0.03	0.42 ± 0.06
	GM ± GSD	0.14 ± 0.02	0.28 ± 0.02	0.42 ± 0.04
	Médiane	0.14	0.26	0.42
	N	39	39	39
Zone d'étude complète	Variation	0.07 - 0.25	0.16 - 0.47	0.23 - 0.72
	AM ± SD	0.14 ± 0.03	0.27 ± 0.03	0.41 ± 0.06
	GM ± GSD	0.13 ± 0.02	0.26 ± 0.02	0.39 ± 0.04
	Médiane	0.14	0.24	0.38
	N	98	98	98

3.2 Exposition du public au radon, thoron et leurs descendants dans les habitations

3.2.1 Concentrations du ^{222}Rn dans les habitations mesurées avec RADTRAK2

Le tableau 3.3 montre la distribution des concentrations de radon (^{222}Rn) mesurées avec les détecteurs de type RADTRAK2 à l'intérieur des habitations dans l'Est du Cameroun, subdivisé en sites. Ces concentrations varient de (30 ± 22) à (300 ± 140) Bq m⁻³ avec des moyennes arithmétiques et géométriques de 65 ± 37 , et 58 ± 24 Bq m⁻³, respectivement pour l'ensemble de l'étude. Les concentrations intérieures de radon varient de 30 ± 22 Bq m⁻³ à 52 ± 24 Bq m⁻³ à Abong-Mbang avec des moyennes arithmétiques et géométriques de 39 ± 9 , et 38 ± 8 Bq m⁻³, respectivement. Pour Lomié, les concentrations en radon varient de 27 ± 22 à 300 ± 50 Bq m⁻³ avec des moyennes arithmétiques et géométriques de 78 ± 58 , et 91 ± 38 Bq m⁻³, celles de Bertoua varient de 30 ± 22 à 130 ± 40 Bq m⁻³ avec des moyennes arithmétiques et géométriques de 64 ± 19 , et 59 ± 15 Bq m⁻³, respectivement. La quasi-totalité des valeurs des concentrations du radon dans les habitations obtenues dans cette étude

(99 %) sont supérieures à la valeur moyenne géométrique globale de 30 Bq m^{-3} donnée par l'UNSCEAR. Il convient de noter que les incertitudes standard sont exprimées pour $k=2$. Il est important de noter que les concentrations du radon dans les habitations varient d'une localité à l'autre, compte tenu du type de matériaux de construction utilisés, des variables météorologiques, de la géologie de la zone, le type de bâtiment et l'âge des bâtiments. À Abong-Mbang, toutes les habitations investiguées ont été construites en briques de ciment ; à Lomié, 26 % des habitations investiguées sont en briques de ciment et 36 % des habitations investiguées à Bertoua sont également en briques de ciment.

Tableau 3.3 Concentration d'activité du ^{222}Rn à Abong-Mbang, Lomié, Bertoua et dans toute la zone d'étude

Paramètres Statistiques	Concentration du radon (Bq m^{-3})			
	Abong-Mbang	Lomié	Bertoua	Toute la zone d'étude
variation	30-52	27-300	30-130	27-300
AM \pm SD	39 ± 9	78 ± 58	64 ± 19	65 ± 37
GM \pm GSD	38 ± 8	91 ± 38	59 ± 15	58 ± 24
Médiane	37	93	61	59
N	18	41	39	98

Environ 91 % des valeurs obtenues dans ce travail (Fig. 3.1 (d)) sont inférieures au niveau de référence de 100 Bq m^{-3} recommandé par l'OMS pour le radon [137]. Seule une maison a présenté une valeur de concentration en radon de 300 Bq m^{-3} équivalente au niveau de référence de la CIPR pour la concentration en radon [138]. Il convient de noter que les concentrations de radon obtenues dans la localité d'Abong-Mbang (Fig. 3.1 (a)) et au voisinage du gisement de cobalt-nickel de Nkamouna-Kongo sont toutes inférieures au niveau de référence de 100 Bq m^{-3} recommandé par l'OMS pour le radon, et environ 78 % des maisons investiguées à Lomié (Fig. 3.1 (b)) présentent également des concentrations inférieures à la référence de l'OMS. Environ 95 % des maisons examinées dans la ville de Bertoua (Fig. 3.1 (c)) ont des concentrations inférieures au niveau de référence de l'OMS, et il n'y a aucune maison avec des concentrations supérieures au niveau de référence de la CIPR. Il faut noter que ces valeurs de concentration pourraient augmenter une fois l'exploitation minière de Nkamouna-Kongo lancée. Une grande variation de la concentration du radon dans les habitations d'une localité à l'autre, et d'une maison à l'autre a été remarquée. Cette grande variation peut être expliquée en général par la concentration du radium dans le sol de chaque localité et par les différents matériaux de construction et le taux de renouvellement de l'air de chaque maison [22, 129].

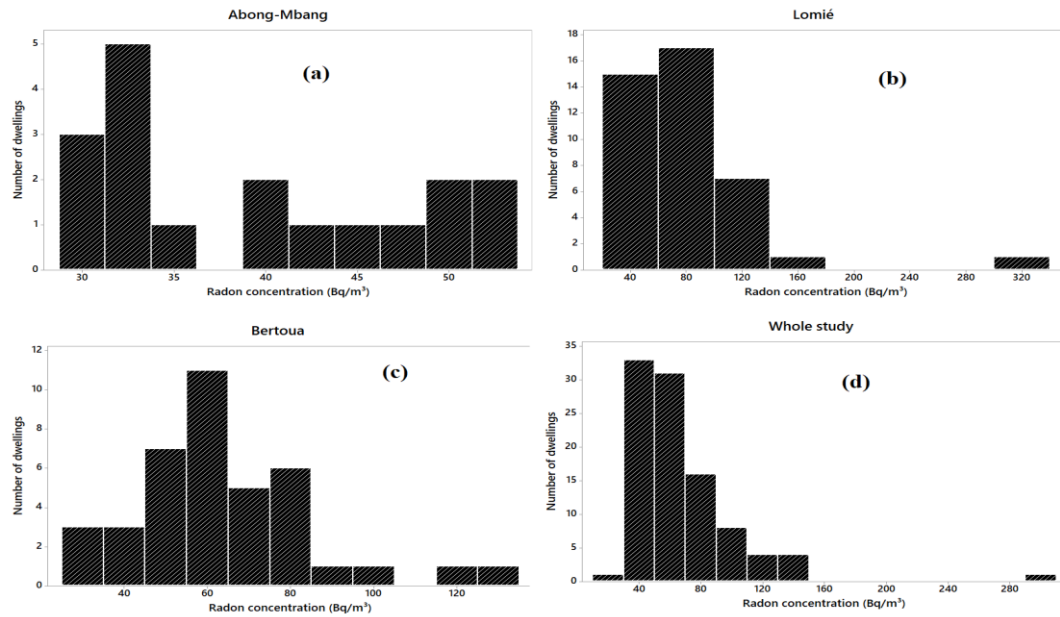


Figure 3.1 Distribution du ^{222}Rn dans les habitations d'Abong-Mbang (a), de Lomié (b), de Bertoua (c) et de toute la zone d'étude (d).

3.2.2 Concentrations de radon, de thoron et de leurs descendants dans les habitations de Nkamouna-Kongo

Les concentrations du radon, du thoron, des descendants du radon et des descendants du thoron sont déterminées dans 43 habitations. Le Tableau 3.4 résume ces différents résultats.

Tableau 3.4 Concentration du radon (Rn), thoron (Tn), descendants du radon (RnP) et du thoron (TnP) dans les habitations de la zone cobalto-nickelifère de Lomié.

Paramètre Statistique	Concentration (Bq m^{-3})							
	Avec RADUET					Avec DRPS/DTPS		
	Rn	Tn	RnP	TnP	F_{Tn}	RnP	TnP	F_{Rn}
Variation	33-75	11-742	4-30	1-12	0.01-0.44	12.08-94.04	0.48-10.82	0.14-0.94
AM \pm SD	50 ± 11	194 ± 138	20 ± 4	7 ± 3	0.06 ± 0.08	33.20 ± 18.08	4.65 ± 2.21	0.54 ± 0.22
GM \pm GSD	49 ± 9	167 ± 134	19 ± 4	6 ± 3	0.03 ± 0.08	29.50 ± 17.86	4.09 ± 2.19	0.50 ± 0.22
Médiane	49	157	20	7	0.04	29.09	4.42	0.49

La Figure 3.2 montre la distribution des fréquences du radon, du thoron, des descendants du radon ainsi que celle des descendants du thoron dans les logements de la zone d'étude.

Les concentrations du radon, du thoron et de leurs descendants associés mesurées sur le terrain sont réparties de manière asymétrique. Cela s'explique par le fait que les faibles valeurs sont beaucoup plus nombreuses que les grandes. En conséquence, les valeurs extrêmes, élevées influencent fortement la moyenne arithmétique d'une telle distribution [140].

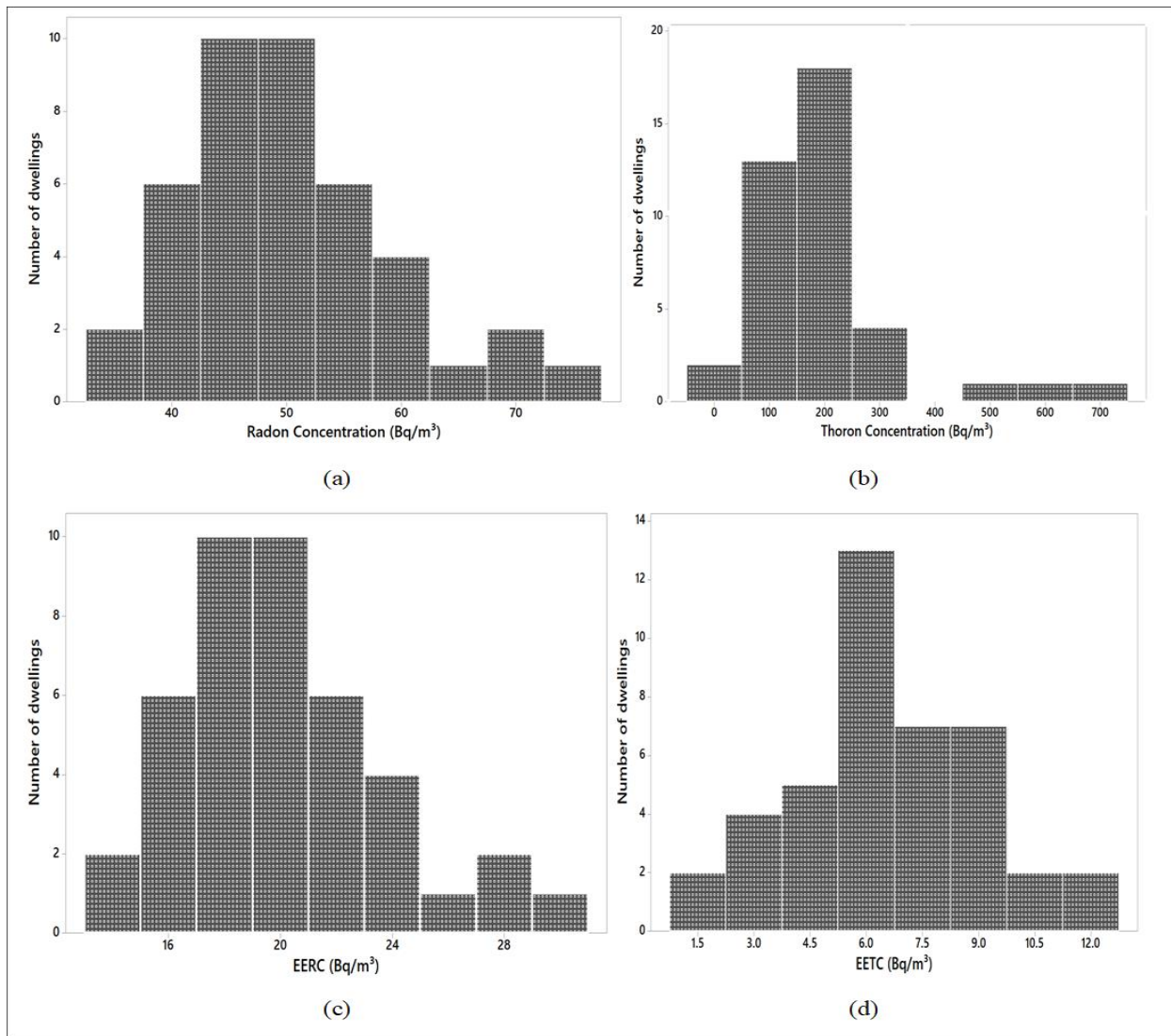


Figure 3.2 Distribution des fréquences du radon, du thoron et de leurs descendants associés.

Dans le Tableau 3.4, les concentrations du radon varient de 33 à 75 Bq m⁻³ avec une moyenne arithmétique de 50 ± 1 Bq m⁻³ et une moyenne géométrique de 49 Bq m⁻³. Ces deux valeurs moyennes (MA et MG) sont inférieures à 300 Bq m⁻³, la valeur de référence recommandée par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) [120]. En effet, aucune habitation sur 43 surveillées n'a une concentration de radon supérieure à 300 Bq m⁻³. Comparées à la valeur moyenne mondiale de 45 Bq m⁻³, les concentrations moyennes (MA et MG) de radon dans les habitations obtenues dans la présente étude sont toutes supérieures [43]. De plus, aucune habitation n'a une concentration de radon supérieure à 100 Bq m⁻³, la valeur de référence recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé [21]. De même, aucun logement n'a une concentration du radon supérieure au seuil d'intervention de 200 Bq m⁻³ prescrit dans de nombreux pays de l'Union Européenne [141].

Pour le thoron, la valeur moyenne mondiale est fixée à 10 Bq m^{-3} [43]. Dans la présente étude, les concentrations de thoron varient entre 11 et 742 Bq m^{-3} avec une valeur moyenne de 203 Bq m^{-3} . Ces concentrations dépassent 100 Bq m^{-3} dans 84% habitations, tandis que 12% ont une concentration supérieure à 300 Bq m^{-3} . Par ailleurs, aucune corrélation véritable n'existe entre les concentrations de radon et celles de thoron dans les habitations. Il convient aussi de noter que le niveau de référence de 100 Bq m^{-3} n'est valable que pour le radon ; aucune valeur de référence n'a encore été définie pour le thoron. Néanmoins, presque toutes les maisons (84%) ont des concentrations en thoron supérieures à 100 Bq m^{-3} . Aucune maison n'a une concentration inférieure à la valeur moyenne mondiale. Il est donc urgent de définir des niveaux d'action pour le thoron au niveau international. Les EETC ont été déterminées suivant une méthode des mesures directes issues des moniteurs des descendants du thoron déployés sur le site. Les résultats des mesures directes de EETC varient de 0.9 à 12.22 Bq m^{-3} avec une MA de 6.5 Bq m^{-3} et une MG de 5.8 Bq m^{-3} . Ces deux valeurs moyennes respectives sont environ 22 et 15 fois supérieures à $0,5 \text{ Bq m}^{-3}$, la valeur moyenne mondiale [43]. Seulement, 4 habitations sur 43 (9 %) ont une concentration supérieure à la valeur moyenne mondiale indiquée ci-dessus. Toutefois, la valeur maximale n'est pas complètement éloignée des autres valeurs de la distribution. Elle a été mesurée dans une habitation où les concentrations de thoron et de radon sont de 236 Bq m^{-3} et de 69 Bq m^{-3} respectivement. La valeur moyenne arithmétique de EERC, estimée à 20 Bq m^{-3} est supérieure à la valeur moyenne mondiale fixée à 15 Bq m^{-3} [43]. Aussi, 93% d'habitations investiguées ont une EERC supérieure à la valeur moyenne mondiale. En outre, aucune habitation n'a une EERC supérieure à 100 Bq m^{-3} .

Pour les descendants du radon, les EERC varient de $12,08 \text{ Bq m}^{-3}$ à $94,04 \text{ Bq m}^{-3}$, avec une moyenne géométrique de $29,50 \text{ Bq m}^{-3}$. Il est important de noter que 93% des habitations présentaient des concentrations inférieures à la valeur moyenne mondiale de 15 Bq m^{-3} [43] et que 14% présentaient des EERC supérieures à 50 Bq m^{-3} . En outre, aucune habitation ne présentait des concentrations supérieures à 100 Bq m^{-3} . Les EETC variaient de $0,48 \text{ Bq m}^{-3}$ à $10,82 \text{ Bq m}^{-3}$, avec des valeurs moyennes arithmétiques et géométriques de $4,65 \text{ Bq m}^{-3}$ et $4,09 \text{ Bq m}^{-3}$ respectivement. Ces valeurs moyennes sont plus de 9 fois supérieures à la moyenne mondiale de $0,5 \text{ Bq m}^{-3}$ [43]. Seuls 4 % des logements présentaient des concentrations inférieures à la valeur moyenne mondiale. 60 % des habitations présentaient des concentrations inférieures à 5 Bq m^{-3} , soit 10 fois la moyenne mondiale. En outre, les concentrations varient d'un logement à l'autre. Cela serait dû à des paramètres géologiques ou environnementaux tels que le taux de ventilation, la température, l'humidité, etc.

3.2.3 Concentrations de radon et de ^{226}Ra dans le sol

La concentration de radon dans le sol de la zone d'étude a montré une grande variation qui pourrait être due aux paramètres géologiques et météorologiques de la zone. Les résultats des concentrations du radon dans le sol et la teneur en radium du sol sont résumés dans le tableau 3.5. L'émanation de radon dans les gaz du sol est soumise aux variations météorologiques. La concentration en radon dans les sols de la zone investiguée varie de 3600 Bq m^{-3} à 63200 Bq m^{-3} pour l'ensemble de l'étude avec une moyenne arithmétique de 25800 Bq m^{-3} .

Selon les critères d'évaluation des risques connus sous le nom de "critère suédois", 8 % des points de mesure du radon dans le sol ont présenté des concentrations du radon inférieures à $10\,000 \text{ Bq m}^{-3}$ et sont considérés comme des points "à faible risque" et ne nécessitent aucune action particulière ; 84 % des points du mesure du radon dans le sol ont des concentrations comprises entre $10\,000$ et $50\,000 \text{ Bq m}^{-3}$ et sont classés comme "à risque normal" et nécessitent des mesures de protection dans les maisons des zones concernées et 8 % des points d'échantillonnage ont des concentrations supérieures à $50\,000 \text{ Bq m}^{-3}$ et sont classés comme "à risque élevé" et nécessitent une attention particulière [142].

Des études rapportées dans le monde entier ont montré que la variation de la concentration de radon dans le sol dépend de facteurs climatiques, du type de sol et des conditions météorologiques. La concentration de ^{226}Ra dans le sol varie de $19,6 \text{ Bq kg}^{-1}$ à $63,7 \text{ Bq kg}^{-1}$ avec une moyenne arithmétique de $34,8 \text{ Bq kg}^{-1}$. La valeur la plus élevée de concentration de radon dans le sol a été obtenue au point d'échantillonnage ID STN05 (près de la chefferie de Kongo) avec une teneur en radium élevée correspondante ($57,9 \text{ Bq kg}^{-1}$). Une observation similaire a été faite aux points d'échantillonnage STN09 et STN12.

Des mesures de la concentration du radon dans le sol ont été effectuées dans les régions de l'Extrême-Nord, Nord, Adamaoua et Ouest du Cameroun.

À Mokolo dans la région de l'Extrême-Nord, les concentrations du radon dans le sol rapportées par Koyang et al. [143] varient de $1,2 \text{ kBq m}^{-3}$ à $138,3 \text{ kBq m}^{-3}$ avec une valeur moyenne de $32,7 \text{ kBq m}^{-3}$. Les différentes valeurs obtenues dans cette région sont toutes supérieures à celle de la présente étude.

Les concentrations du radon dans le sol mesurées à Guider dans la région du Nord Cameroun par Sadjo et al. [144] varient de $0,9$ à $13,9 \text{ kBq m}^{-3}$ avec une valeur moyenne de $4,6 \text{ kBq m}^{-3}$. Ces valeurs sont inférieures à celles obtenues dans la présente étude.

Dans la région de l'Ouest, Djeufack et al. [145] ont rapporté que les concentrations de ^{222}Rn à 1 m de profondeur dans le sol varient de 35 à 202 kBq m^{-3} , avec une valeur moyenne de $69 \pm 40 \text{ kBq m}^{-3}$,

à Fongo-Tongo ; et de 48 à 255 kBq m⁻³, avec une valeur moyenne de 82 ± 56 kBq m⁻³, à Dschang. Ces concentrations sont toutes élevées par rapport à celles présentées dans ce travail.

La différence entre les concentrations de ²²²Rn dans le sol d'un endroit à l'autre peut être due à la structure géologique et à la composition minéralogique du sol de la région. La structure géologique, le processus géochimique du sol et le taux d'émanation de gaz dans la région sont influencés par la perméabilité.

Tableau 3.5 Concentrations du ²²²Rn et ²²⁶Ra dans le sol.

Paramètres Statistiques	Concentration du ²²² Rn dans le sol (Bq m ⁻³)	Concentration du ²²⁶ Ra (Bq kg ⁻¹)
MIN	3600	19.60
MAX	53900	63.70
AM	25780	34.79
SD	15410	11.88

3.2.4 Estimation de la concentration du radon dans l'air à proximité de la surface du sol

La concentration de radon dans l'air près de la surface du sol a été calculée à partir de la concentration de radon dans le sol, comme le montre le tableau 3.6. La concentration de radon dans l'air près de la surface du sol varie de 3,60 à 63,20 Bq m⁻³ avec une moyenne de 27,14 Bq m⁻³. Cette valeur moyenne est plus de deux fois supérieure à la concentration moyenne mondiale de radon à l'extérieur, qui est de 10 Bq m⁻³ [37]. Le taux d'exhalation du radon a également été évalué. Il varie de 1,17 Bq m⁻² s⁻¹ à 20,48 Bq m⁻² s⁻¹ avec une valeur moyenne de 8,79 Bq m⁻² s⁻¹. Le taux d'exhalation moyen du radon obtenu dans cette étude est plus élevé que la valeur de $4,5 \pm 0,3$ mBq m⁻² s⁻¹ obtenue par Modibo et al. (2021) dans la préfecture de Gifu, au Japon [111]. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les mesures ont été effectuées pendant la saison des pluies [146]. En République slovaque, Müllerová et al. (2018) [147] ont obtenu le taux d'exhalation le plus élevé pendant les périodes sèches et le plus faible pendant les périodes de fortes pluies.

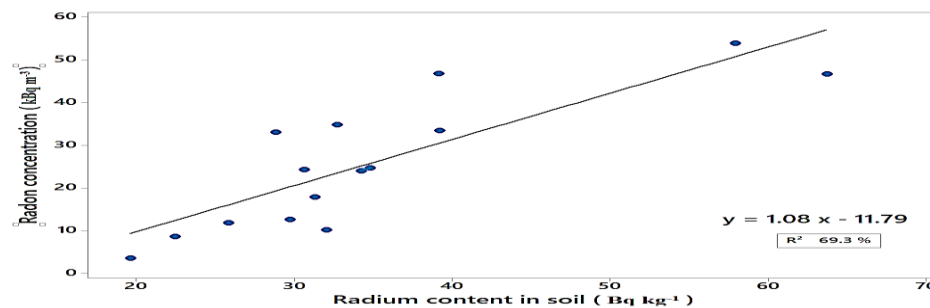
Ainsi, il est clair que le taux d'exhalation du radon ainsi que la concentration de radon dans l'air à proximité de la surface du sol varient d'un point à l'autre. Cette variation du taux d'exhalation pourrait être due à des facteurs tels que la porosité du sol et de la roche, et l'humidité du sol qui est connue pour être un paramètre géologique influençant le coefficient d'émanation du radon. La variation de la concentration de radon dans l'air près de la surface du sol pourrait être due à la circulation de l'air ambiant. Il convient de noter que cette variation peut également être due à des paramètres météorologiques tels que la vitesse du vent et la pression atmosphérique. La dose efficace annuelle calculée à partir de la concentration de radon à l'extérieur varie de 0,03 à 0,60 mSv an⁻¹.

Tableau 3.6 Concentrations du radon près de la surface du sol et dose annuelle par inhalation.

paramètres Statistiques	Concentration du radon dans le sol (Bq m ⁻³)	Concentration du radon près de la surface du sol (Bq m ⁻³)	Taux de production du radon (Bq m ⁻³ s ⁻¹)	Taux d'exhalation (Bq m ⁻² s ⁻¹)	Dose annuelle par inhalation (mSv)
MIN	3600	3.60	0.01	1.17	0.03
MAX	63200	63.20	0.13	20.48	0.60
AM	27140	27.14	0.06	8.79	0.26
SD	15717	15.72	0.03	5.09	0.15

3.2.5 Corrélation entre les concentrations de radon et du ²²⁶Ra dans le sol

Afin de vérifier la prédiction des résultats obtenus dans cette étude et de déterminer si le radon mesuré dans le gaz du sol est dû au ²²⁶Ra présent dans le sol, la concentration du radon dans le gaz du sol et la concentration du ²²⁶Ra dans les échantillons de sol ont été présentées sous forme de nuage de points. Ensuite, le coefficient de corrélation a été obtenu à partir d'une analyse de régression pour quantifier et analyser la corrélation linéaire des deux concentrations. En général, la régression est une méthode utilisée pour déterminer la corrélation entre les variables et une analyse de régression simple a été utilisée, notamment pour analyser la corrélation entre deux variables. L'étude de la corrélation entre la concentration du radon dans le gaz du sol et la concentration du ²²⁶Ra dans le sol est très importante car elle permet de prédire les concentrations du radon. La figure 3.3 illustre cette corrélation. Étant donné que le coefficient de corrélation entre la concentration du radon dans les gaz du sol et la concentration du ²²⁶Ra dans le sol est de 0,69, une corrélation entre les deux radionucléides a été confirmée. Des études sur la corrélation entre le radon dans les gaz du sol et le ²²⁶Ra ont été menées par [139, 140]. Ces études ont montré une bonne corrélation entre les concentrations du radon dans le sol et les concentrations du ²²⁶Ra. Les résultats obtenus dans la présente étude sont similaires à ceux réalisés par ces différents auteurs. Ainsi, il est important de noter que la corrélation observée dans cette étude dépend de la géologie de la région qui contient plusieurs formations rocheuses.

**Figure 3.3 :** Corrélation entre le radon et la teneur en radium dans le sol

3.2.6 Corrélation entre la concentration du radon à l'intérieur des bâtiments et le radon dans les gaz du sol

La corrélation entre le radon dans les habitations et les concentrations du radon dans le sol a également été étudiée (Figure 3.4). Une valeur de coefficient de corrélation de 0,32 a été obtenue, indiquant une faible corrélation entre les deux quantités. Il a été constaté à certains endroits que, lorsque la concentration du radon dans le sol était élevée, le radon intérieur l'était également. Cela explique pourquoi l'augmentation du radon dans les habitations dépend principalement du sol. Par ailleurs, il y a eu des cas où la concentration du radon était faible et la concentration du radon à l'intérieur était élevée. Les conditions de ventilation des maisons, la contribution des matériaux utilisés dans la construction des maisons pourraient être la raison de cette variation. Ainsi, il est important de noter que plusieurs études [141–143] ont été rapportées sur la corrélation entre la concentration du radon intérieur et la concentration du radon dans le sol ($R^2 = 0.21$, $R^2 = 0.4$ et $R^2 = 0.54$ respectivement). Il ressort de ces études qu'il n'existe pas de corrélation commune entre les concentrations du radon intérieur et dans le sol, car plusieurs paramètres tels que les variables météorologiques, la géologie de la région, les matériaux de construction du sol, le type de bâtiment et l'âge des bâtiments affectent considérablement ces derniers.

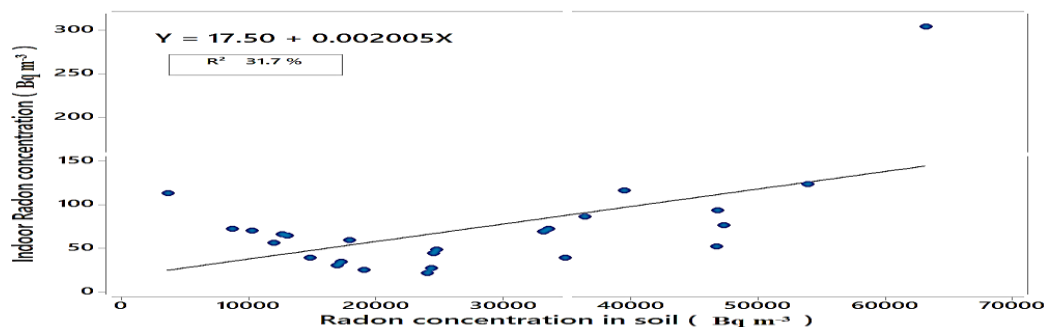


Figure 3.4 Corrélation entre le radon dans les habitations et le radon dans le sol.

3.2.7 Corrélation entre les radionucléides primordiaux ($^{226}\text{Ra}/^{232}\text{Th}$) les gaz radon ($^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$)

La figure 3.5 (a) montre la corrélation entre les EETC obtenus avec les deux types de détecteurs. Un coefficient de corrélation de 0,63 a été obtenu, montrant une corrélation moyenne entre les concentrations obtenues avec les détecteurs DRPS/DRTS et RADUET. La corrélation entre le ^{220}Rn et le ^{232}Th mesurés dans les habitations de la zone d'étude a été calculée. La figure 3.5 (b) montre la courbe de corrélation entre ces deux radionucléides. Un coefficient de corrélation de 0,62 a été obtenu. Cette corrélation moyenne entre le ^{220}Rn et le ^{232}Th pourrait s'expliquer par le fait que le thoron ne vit que 56 secondes, une demi-vie radioactive très courte qui laisse très peu de temps au thoron pour quitter les roches. D'autres études menées à travers le monde ont confirmé une corrélation entre

le ^{220}Rn et le ^{232}Th . [153] ont obtenu un coefficient de corrélation de 0,86. Une bonne corrélation a été observée entre le ^{222}Rn et le ^{226}Ra . Le coefficient obtenu est de 0,72 (Fig. 3.5 (c)). Ceci peut être dû au fait que les habitations de la région ont été construites en briques de terre contenant une forte concentration de radium [148, 157]. Cela peut également être dû aux conditions géologiques et météorologiques de la zone étudiée. Aussi, une étude de corrélation entre les concentrations en thoron et celles de ses descendants (EETC) a été réalisée. La figure 3.5 (d) montre une faible corrélation, avec un coefficient de corrélation de 0,11. Cette faible corrélation peut être due au fait que le thoron a une demi-vie courte, par rapport à ses descendants, qui ont des demi-vies relativement longues [7]. La faible corrélation entre le thoron et ses descendants montre clairement qu'il n'est ni judicieux ni efficace de prévoir les concentrations des descendants du thoron (EETC) en considérant un seul facteur d'équilibre pour le thoron, ce qui introduirait une incertitude considérable [7].

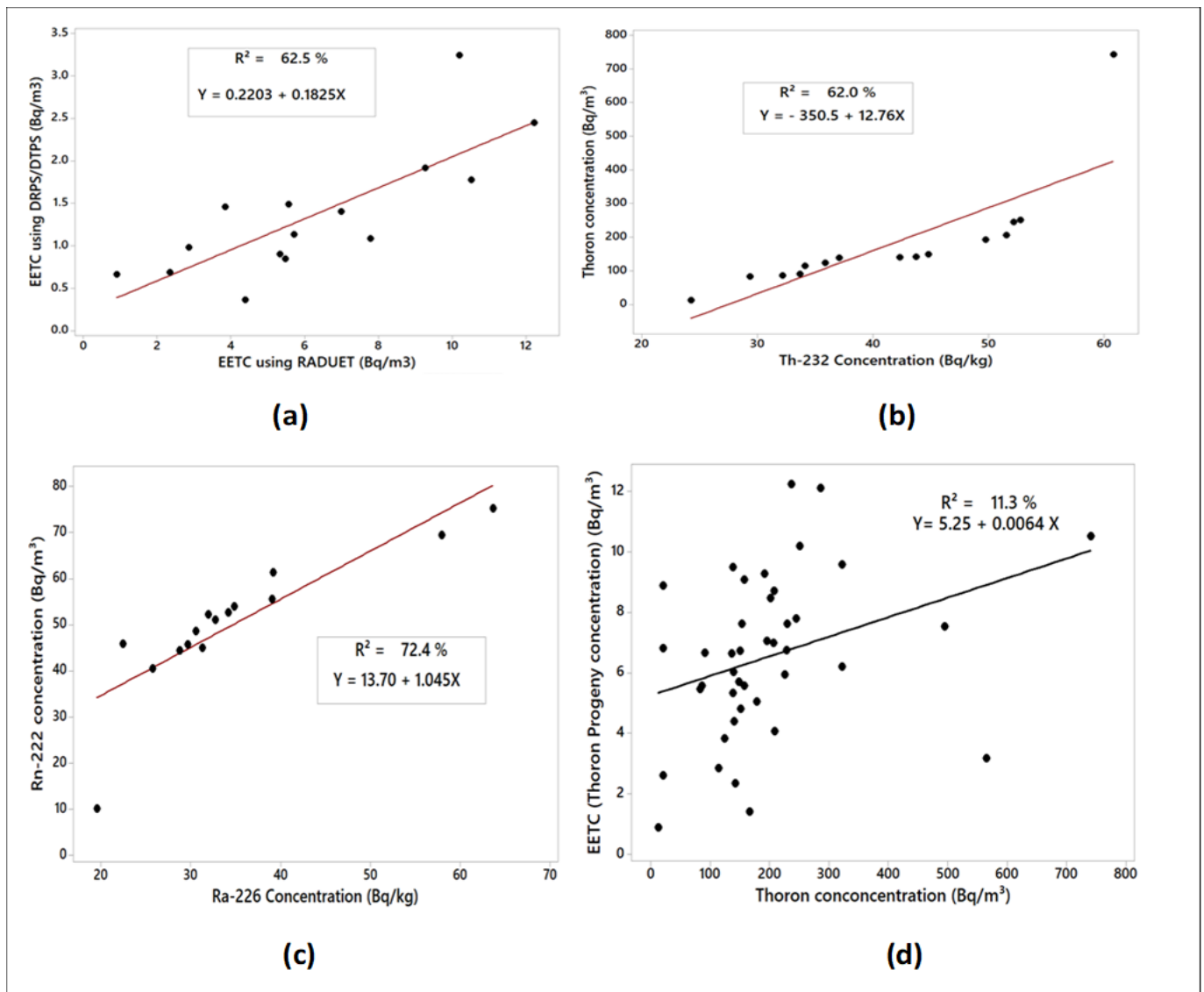


Figure 3.5 Corrélation entre le radon et les radionucléides primordiaux.

3.2.8 Variation saisonnière des concentrations de radon (^{222}Rn) dans les habitations

Les concentrations ont été mesurées sur deux saisons (pluvieuse et sèche). Le tableau 3.7 présente les différents paramètres statistiques obtenus pour les deux saisons. Pendant la saison des pluies, les concentrations varient de 27 à 72 Bq m^{-3} , avec une moyenne géométrique de 46 Bq m^{-3} . En saison sèche, elles varient de 33 à 75 Bq m^{-3} , avec une moyenne de 49 Bq m^{-3} . Une différence de concentrations est observée entre les deux saisons. Cette variation peut s'expliquer par les différentes conditions de ventilation saisonnières, qui affectent la diffusion du radon dans l'environnement extérieur. Des études menées par Sun et al. [155] ont montré que la porosité et l'humidité du sol sont des facteurs qui influencent la diffusion du ^{222}Rn dans le sol. Il convient également de noter que les paramètres météorologiques tels que les précipitations et la vitesse du vent affectent également le processus d'advection [159, 160].

Tableau 3.7 Variations Saisonnière des concentrations du radon (^{222}Rn) dans les habitations

Paramètres statistiques	^{222}Rn Concentration (Bq m^{-3})	
	Saison pluvieuse	Saison sèche
Variation	27-72	33-75
AM \pm SD	46 \pm 20	50 \pm 11
GM \pm GSD	46 \pm 16	49 \pm 9
Médiane	48	49

Dans la majorité des habitations, les concentrations de radon pendant la saison pluvieuse sont plus élevées que celles mesurées pendant la saison sèche (figure 3.6). Ceci est dû aux paramètres influençant la diffusion du radon : la porosité, l'humidité et la perméabilité du sol. En effet, en saison des pluies, le sol est humide et l'eau contenue dans les pores empêcherait la diffusion du radon [161, 162]. Les comportements des habitants sont également importants. En effet, pendant la saison pluvieuse, les fenêtres et les portes sont fermées à cause du froid, ce qui entraîne une mauvaise ventilation et une plus grande accumulation de radon dans les habitations [63, 104, 115, 146, 147, 163].

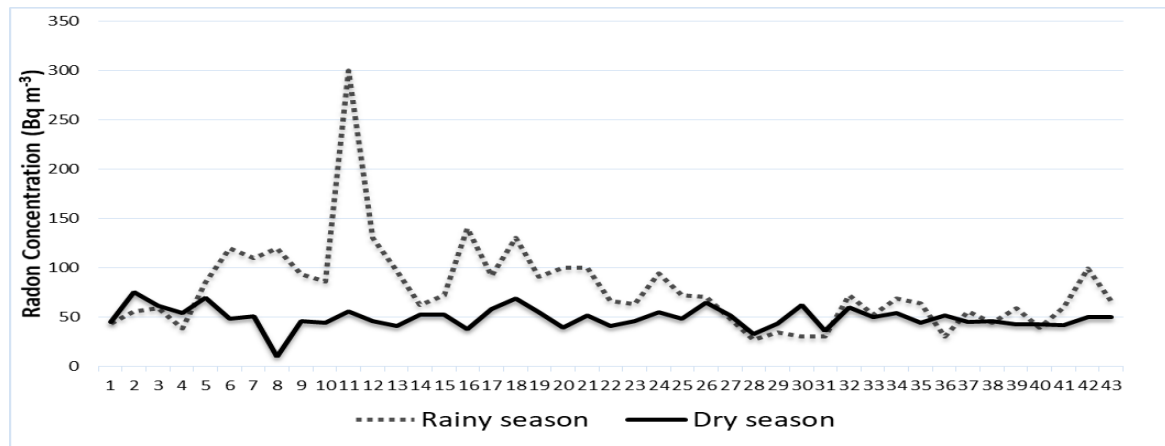


Figure 3.6 Variation saisonnière des concentrations de radon (^{222}Rn) dans les habitations

3.2.9 Influence des matériaux de construction sur les concentrations du radon dans les habitations

Sur les 98 maisons étudiées dans le cadre de cette étude, 43 maisons, soit 44 % des maisons, ont été construites en briques de ciment avec une concentration moyenne du radon dans les habitations de 40 Bq m^{-3} et 55 maisons soit 56 % des maisons, ont été construites en terre avec une concentration moyenne du radon dans les habitations de 81 Bq m^{-3} . Comme le montre le Tableau 3.8, les concentrations de radon dans les habitations en ciment vont de 27 à 60 Bq m^{-3} , avec une moyenne arithmétique de 41 Bq m^{-3} . Pour les maisons en terre, les concentrations du radon vont de 46 à 300 Bq m^{-3} , avec une moyenne arithmétique de 87 Bq m^{-3} . Le Tableau 3.6 montre que les différents paramètres statistiques des concentrations du radon dans les maisons en terre sont plus élevés que ceux des maisons construites en briques de ciment. La valeur élevée de la concentration du radon dans les maisons en terre serait due à une mauvaise ventilation des maisons ou à la présence de ^{226}Ra dans les matériaux de construction utilisés pour ces maisons. Ces résultats sont en accord avec les études menées dans des maisons à Ebolowa par Mbida et al. (2021) [161] et dans le sud du Nigeria par Ajayi & Olubi (2016) [162]. Dans le cas des maisons en briques de ciment, cette différence peut être expliquée par le fait que la plupart de ces maisons ont été construites avec plusieurs fenêtres et de grandes portes, ce qui permet une ventilation adéquate. Elle pourrait également s'expliquer par le fait que les matériaux de construction (sable, ciment, roches...) sont pauvres en ^{226}Ra [143, 144, 146–148]. La contribution des matériaux de construction pierreux, tels que les blocs de béton, la brique ou la pierre naturelle, contient des produits de dégradation de l'uranium et émet donc de faibles concentrations du radon. Elle varie en fonction de la concentration du ^{226}Ra et du facteur d'émanation. Par ailleurs, Ndjana et al. [160] ont évalué les contributions des types des logements à la concentration du radon dans certaines localités de la région du Centre. En effet, les concentrations du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K pour l'ensemble des matériaux de construction échantillonnés varient entre 10 ± 2 - 52 ± 7 , 10 ± 1 -

95±10 et 31±1- 673±20 Bq kg⁻¹ respectivement. Les contributions des types de logements correspondants à la concentration moyenne de radon mesurée à l'intérieur (42±12 Bq m⁻³) sont respectivement de 22%, 13% et 16% [160].

Des mesures correctives doivent être envisagées pour réduire le risque d'exposition au radon (cancer du poumon) dans les habitations existantes. Rénover les sols des sous-sols, surtout s'ils sont en terre ; Obstruer les voies de passage c'est-à-dire rendre les parois (murs, dalles...) en contact avec les sols les plus étanches possibles pour réduire le flux de radon vers l'intérieur. Sachant que le radon a tendance à se déposer sur les minuscules particules de poussière présentes dans l'air, il est important de ne pas mettre en suspension les poussières [166].

Dans le cas de terrains à bâtir, il est important de mesurer le taux d'émission du radon sur le terrain à bâtir, puis de calculer le risque radon dans la maison à construire. Le taux d'émanation du radon permet également de définir les mesures à prendre lors de la construction pour éviter l'entrée du radon. Ainsi, la méthode d'aspiration sous dalle peut être utilisée lors de la construction d'un nouveau bâtiment. Cette méthode consiste à mettre en dépression le sous-sol du bâtiment en installant un système d'aspiration sous la dalle, le radon est aspiré et évacué hors du bâtiment. Le radon sera évacué par un système d'aspiration ou de tuyaux insérés sous la dalle de béton. Les flux de radon sont dirigés vers le toit, loin des fenêtres et autres entrées par lesquelles le radon pourrait pénétrer.

Tableau 3.8 Concentrations du radon dans les habitations de la zone d'étude

Paramètres Statistiques	Concentration du radon dans les habitations (Bq m ⁻³)	
	En briques de ciment	En briques de terre
Variation	27-60	46-300
AM ± SD	41 ± 10	87 ± 40
GM ± GSD	40 ± 9	81 ± 38
Médiane	40	80

3.2.10 Évaluation de la dose due à l'inhalation du radon (RADTRAK)

L'étude de la dose annuelle d'inhalation a également été réalisée dans ce travail. Le tableau 3.9 montre la dose calculée pour l'ensemble de la zone d'étude et pour les différentes localités de la région. Elle varie entre 0,51 et 5,68 mSv avec une valeur moyenne de 1,24 ± 0,68 mSv pour l'ensemble de la zone d'étude. Cette dose varie également de 0,57 à 0,98 mSv, de 0,51 à 5,68 mSv et de 0,57 à 2,46 mSv, respectivement à Abong-Mbang, Lomié et Bertoua avec des valeurs moyennes correspondantes de 0,74 ± 0,16, 1,48 ± 1,10 et 1,21 ± 0,35 mSv, respectivement. Les valeurs moyennes de dose d'inhalation obtenues dans la présente étude pour Lomié et Bertoua étaient supérieures à la valeur

moyenne globale de 1,2 mSv donnée par (UNSCEAR, 2000). Pour le cas d'Abong-Mbang, la valeur moyenne est inférieure à la valeur moyenne globale. Plusieurs études sur le radon ont été menées au Cameroun. La dose d'inhalation obtenue dans cette étude est comparable à celles obtenues par d'autres chercheurs qui ont mené des investigations dans d'autres localités de la région de l'Est Cameroun. Ndjana et al. (2019) [5] ont évalué l'exposition du public au rayonnement naturel dans les zones d'exploitation aurifère de Betare-Oya et ont rapporté une valeur de dose d'inhalation de 2,5 mSv. Ce qui est plus élevé que celles obtenues dans la présente étude et également plus élevée que la valeur moyenne mondiale de 1,2 mSv donnée par UNSCEAR [37].

Tableau 3.9 Dose annuelle par inhalation pour les membres du public dans différentes localités

AM : Moyenne arithmétique, GM : Moyenne géométrique, SD : Ecart-type, GSD : Ecart-type géométrique, N : Nombre de logements.

	Paramètres Statistiques	Dose annuelle par inhalation (mSv)
Abong-Mbang	Variation	0.57 - 0.98
	AM \pm SD	0.74 \pm 0.16
	GM \pm GSD	0.73 \pm 0.14
	Médiane	0.7
	N	18
Lomié	Variation	0.51 - 5.68
	AM \pm SD	1.48 \pm 1.10
	GM \pm GSD	1.71 \pm 0.71
	Médiane	1.75
	N	41
Bertoua	Variation	0.57 - 2.46
	AM \pm SD	1.21 \pm 0.35
	GM \pm GSD	1.12 \pm 0.28
	Médiane	1.15
	N	39
Toute la zone d'étude	Variation	0.51 - 5.68
	AM \pm SD	1.24 \pm 0.68
	GM \pm GSD	1.11 \pm 0.45
	Médiane	1.12
	N	98

3.2.11 Évaluation de la dose efficace totale par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés

Les Figures 3.7 et 3.8 présentent respectivement les contributions des radionucléides à la dose par irradiation interne et la distribution de la dose efficace totale par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés dans les habitations de la zone d'étude. La dose efficace dans 95 % des habitations enquêtées dépasse la valeur moyenne mondiale de 1,26 mSv/an [43].

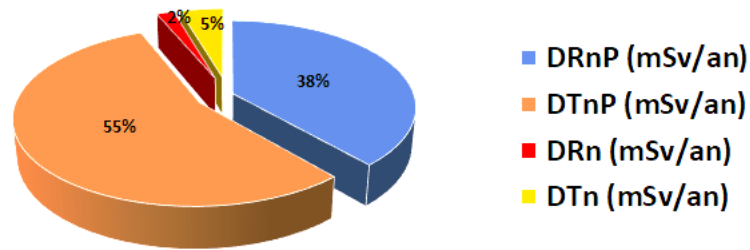


Figure 3.7 Diagramme en gâteau des contributions du radon, thoron et leurs descendants associés à la dose efficace totale reçue par le public

Pour l'ensemble de la zone d'étude, les contributions du radon et du thoron sont respectivement évaluées à 2 % (0,04 mSv/an) et à 5 % (0,11 mSv/an). Pour les descendants du radon et du thoron, les contributions sont de 38 % (0,93 mSv/an) et de 55 % (1,34 mSv/an), respectivement. Ces résultats montrent que les contributions du radon et du thoron sont négligeables devant celles de leurs descendants associés. De plus, une fois inhalés, ces radionucléides sont presque complètement expirés. Par contre, leurs descendants, qui sont des particules solides et radioactives, sont déposés sur les bronches et dans les poumons. Ils peuvent ainsi provoquer une irritation des cellules des tissus bronchiques et pulmonaires capable d'induire un cancer. Ainsi, le risque sanitaire dû au radon et au thoron n'est pas lié au gaz lui-même, mais à ses produits de filiation [43]. Par conséquent, la prise en compte de leurs différentes contributions dans l'estimation de la dose effective totale pourrait entraîner des erreurs dans le résultat attendu.

En somme, la dose efficace moyenne de l'ensemble de la zone d'étude est estimée à 3,75 mSv/an ; elle varie entre 1,01 et 6,64 mSv/an. Cette dose efficace est environ 3 fois plus élevée que la moyenne mondiale de 1,26 mSv/an.

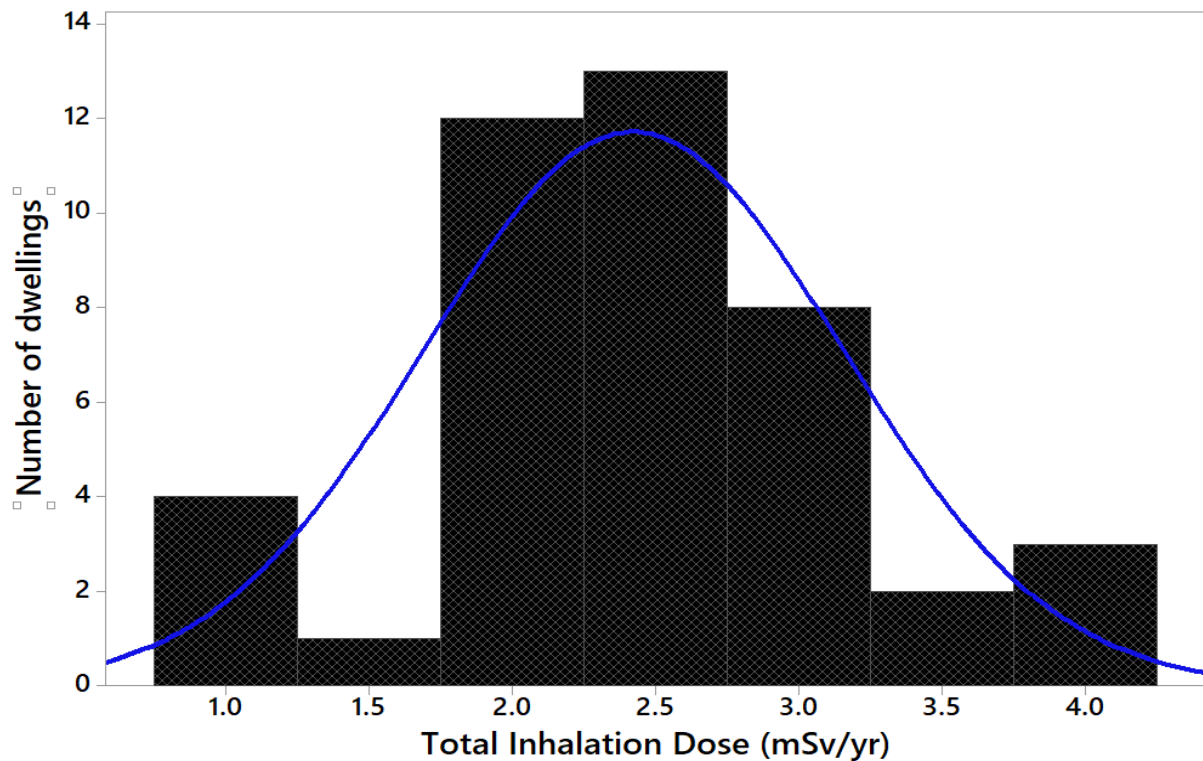


Figure 3.8 Distribution de la dose efficace par inhalation du radon, thoron, EER et EET dans les habitations

Dans la zone de Lolodorf au Sud du Cameroun où le niveau de la radioactivité naturelle est élevé, les mesures de radon, de thoron et des descendants du thoron ont été faites par Bineng et al. [7]. Les concentrations du radon et des descendants du thoron variaient de 28 à 976 Bq/m³ et de 0,4 à 37,6 Bq/m³ respectivement. Les valeurs moyennes de la dose efficace due au radon et au thoron étaient respectivement estimées à 0,09 et 0,1 mSv/an. Ces valeurs sont toutes inférieures aux valeurs moyennes obtenues dans ce travail. À Douala dans la région du Littoral, les travaux effectués par Takoukam et al. [112] ont révélés que les concentrations du radon, thoron et de leurs descendants du thoron varient de 31 ± 1 à 436 ± 12 Bq m⁻³, de 4 ± 7 à 246 ± 5 Bq m⁻³, et de $1,5 \pm 0,9$ à $13,1 \pm 9,4$ Bq m⁻³ respectivement. La dose efficace annuelle due à l'exposition au radon et à ses descendants varie de 0,6 à 9 mSv/an avec une valeur moyenne de $2,6 \pm 0,1$ mSv/an. Aussi, les travaux menés par Ndjana et al [5] à Betaré-Oya dans la région de l'Est du Cameroun ont révélés que les concentrations du radon, du thoron et des descendants du thoron pour l'ensemble de la zone d'étude vont de 88 à 282 Bq m⁻³, de 4 à 383 Bq m⁻³ et de 1 à 19 Bq m⁻³, respectivement, avec des moyennes arithmétiques et géométriques de 133 ± 39 , 93 ± 76 , 6 ± 4 , 128 ± 1 , 70 ± 2 et 4 ± 2 Bq m⁻³, respectivement. La dose d'inhalation correspondant aux concentrations d'activité du radon varie de 1,7 à 5,3 mSv/an avec une moyenne arithmétique de $2,5 \pm 0,7$ mSv/an. La dose efficace annuelle due à l'inhalation de thoron et de ses

descendants variait de 0,13 à 4,0 mSv/an avec une valeur moyenne arithmétique de $1,2 \pm 0,9$ mSv/an. À Ngaoundal dans la région de l'Adamaoua, on a constaté que les concentrations de ^{222}Rn variaient entre 36 ± 8 - 687 ± 35 Bq m⁻³ avec une moyenne géométrique (MG) de 175 ± 16 Bq m⁻³ et 43 ± 12 - 270 ± 40 Bq m⁻³ avec une moyenne géométrique de 101 ± 21 Bq m⁻³ en utilisant EPERM et RADTRAK, respectivement. La dose d'inhalation varie entre 0,8 et 5 mSv/an avec une valeur moyenne de 2 mSv/an [100]. Une autre étude similaire menée à Poli dans le Nord a montré que les concentrations de radon et de thoron varient entre 46-137 Bq m⁻³ et 24-238 Bq m⁻³ avec les valeurs moyennes arithmétiques de 82 Bq m⁻³ et 94 Bq m⁻³ respectivement. Les doses d'inhalation dues aux produits de filiation du radon et du thoron varient entre 0,87-2,6 mSv/an et 0,34-6,2 mSv/an respectivement. La contribution du thoron à la dose totale par inhalation varie entre 12 et 67 %, avec une valeur moyenne de 49 %, ce qui montre que le thoron ne peut être négligé dans l'évaluation des doses comme cela a été fait dans le passé.

3.2.12 Estimation correcte et précise de la dose par inhalation par la mesure directe des produits de filiation du radon et du thoron

Pour une bonne estimation des doses efficaces par inhalation, le radon et ses descendants associés doivent être mesurés en un même point, aux mêmes instants et pendant la même période. Dans la présente étude, la méthode directe consistait à calculer la dose efficace par inhalation d'un gaz à partir de la concentration de ce gaz et de celle de ses descendants associés directement mesurées sur le site par le biais des appareils de mesure appropriés. La méthode directe a donc été utilisée pour estimer les doses efficaces par inhalation du radon, du thoron et des descendants associés du thoron dans ce travail. La méthode indirecte, encore appelée méthode traditionnelle consistait à calculer la dose efficace par inhalation à partir du facteur d'équilibre donnés par l'UNSCEAR entre un gaz et ses descendants associés. Cette méthode est utilisée lorsqu'une seule concentration (celle du radionucléide ou celle de ses descendants) est connue. Ainsi, la méthode indirecte a été utilisée pour estimer la dose efficace due aux descendants du radon. Pour les besoins de comparaison des doses efficaces par inhalation due au thoron, nous avons utilisé deux F_{Tn} : le $F_{\text{Tn}} = 0,02$ proposé par l'UNSCEAR [43] et le F_{Tn} expérimental qui est un facteur d'équilibre obtenu sur le site. Ainsi, lorsque la valeur 0,02 du facteur d'équilibre du thoron donnée par l'UNSCEAR est utilisée dans le calcul, la dose efficace liée à l'inhalation du thoron et ses descendants varie de 0,06 à 3,55 mSv/an avec une moyenne de 0,45 mSv/an ; lorsque la méthode directe (concentration EETC des descendants du thoron) est utilisée, elle varie de 0,02 à 3,03 mSv/an avec une moyenne de 1,41 mSv/an (Tableau 3.10). Ainsi, la valeur moyenne obtenue par la méthode indirecte est 1,6 fois inférieure à celle de obtenue lorsque les concentrations des descendants directement mesurées sont utilisées. Il est important de noter que la dose efficace par inhalation du

thoron et ses descendants obtenue dans la présente étude est négligeable devant celle due au radon et ses descendants tel que décrit par la CIPR dans la plupart des régions du monde [120]. Pour toute la région, la contribution du thoron (T_n et T_nP) à la dose efficace totale varie entre 2 % et 74 %, avec une valeur moyenne de 57 %. Par conséquent, le thoron à travers ses descendants associés doit être pris en compte dans l'évaluation de la dose et des risques sanitaires. De même, pour calculer la dose d'inhalation du radon et de ses descendants, les deux méthodes utilisées dans le cas du thoron sont également utilisées, mais cette fois avec une valeur pour le facteur d'équilibre entre le radon et ses descendants de $F_{Rn} = 0,4$ donnée par l'UNSCEAR [43].

Table 3.10 Variation de la dose par inhalation due au radon, au thoron et à leurs descendants dans les habitations

paramètre statistique	Dose par inhalation (mSv/an)							
	D_{Rn}	D_{Tn}	D_{RnP}	D_{RnP} avec $F_{Rn}=0.4$	D_{TnP}	D_{TnP} avec $F_{Rn}=0.02$	Dose Totale Directe	Dose Totale Indirect
Variation	0.01-0.07	0.01-0.43	0.57-4.45	0.19-1.4	0.01-2.6	0.05-3.12	0.6-7.55	0.26-5.02
AM \pm SD	0.04 \pm 0.01	0.11 \pm 0.08	1.57 \pm 0.86	0.93 \pm 0.21	1.3 \pm 0.6	0.8 \pm 0.6	2.42 \pm 0.73	1.89 \pm 0.75
GM \pm GSD	0.04 \pm 0.01	0.08 \pm 0.07	1.40 \pm 0.84	0.90 \pm 0.20	1.05 \pm 0.08	0.6 \pm 0.5	2.30 \pm 0.72	1.77 \pm 0.74

La dose par inhalation des descendants du radon calculée à partir des concentrations directement mesurées avec le DRPS allait de 0,57 mSv an⁻¹ à 4,45 mSv an⁻¹, avec des valeurs moyennes arithmétiques et géométriques de 1,57 mSv an⁻¹ et 1,41 mSv an⁻¹ respectivement. Comme dans le cas du thoron, il a été constaté que les doses obtenues dans presque toutes les habitations pour les mesures directes étaient plus élevées que celles calculées en utilisant le facteur d'équilibre du radon de l'UNSCEAR de 0,4 (Figure 3.9). Cela montre clairement que l'utilisation du facteur d'équilibre ne donne pas une estimation précise de la dose par inhalation du RnP, car cette méthode sous-estime la dose d'inhalation due aux produits de filiation du radon. La figure 3.9 montre la comparaison des doses d'inhalation (D_{RnP}) obtenues en utilisant le facteur d'équilibre entre le radon et ses descendants ($F_{Rn} = 0,4$) et des mesures directes. Les études menées par Bineng et al. [7] ont montré que pour une estimation bonne et correcte de la dose par inhalation du radon, du thoron et de leurs produits de filiation, la méthode la plus appropriée est celle qui utilise les concentrations directement mesurées dans les habitations. Ce qui est en accord avec les résultats obtenus dans la présente étude.

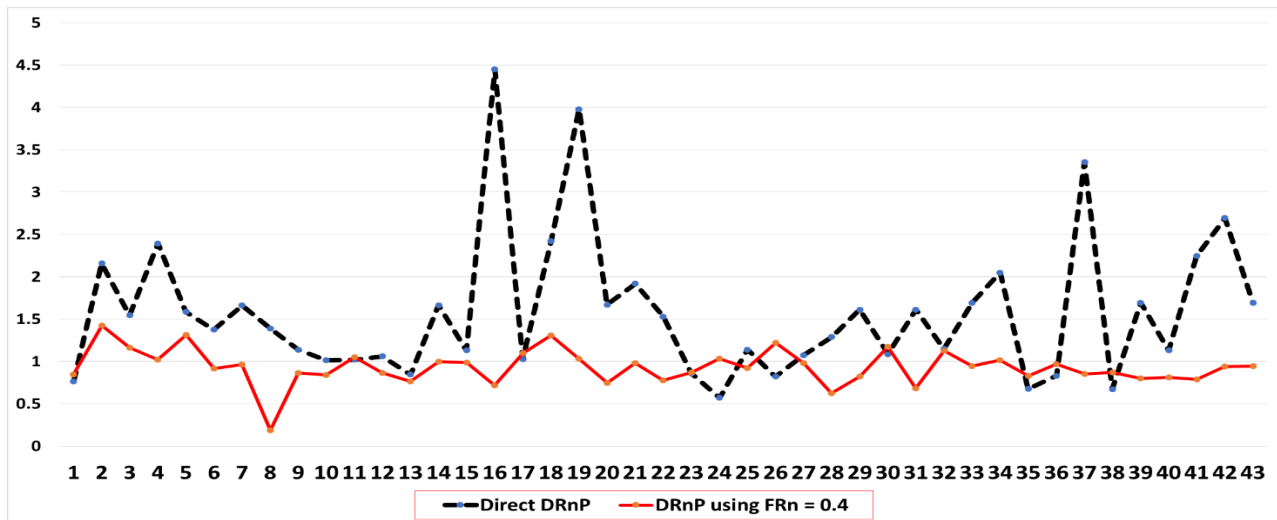


Figure 3.9 Comparaison des doses par inhalation (DRnP) obtenues en utilisant $F_{Rn} = 0,4$ et les mesures directes

3.2.13 Risque excessif de cancer au cours de la vie (ELCR)

Le risque de cancer à vie a également été pris en compte dans cette étude. Le risque de cancer à vie est la probabilité qu'un individu développe ou meure d'un cancer au cours de sa vie en raison de son exposition au radon. L'ELCR obtenu dans cette étude varie de 1,5 à 16,72 % avec une valeur moyenne de 3,64 %. Mbida et al. [161] ont évalué l'ELCR dans la région d'Ebolowa. Pour cette région, la valeur de l'ELCR varie de 1,39 à 158 % avec une valeur moyenne de 8,2 %. La valeur moyenne de l'ELCR obtenue par ces auteurs est plus élevée que celle obtenue dans cette étude. D'autre part, la valeur moyenne de l'ELCR obtenue dans notre travail est deux fois plus élevée que le niveau d'action de 1,3 % donné par l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis [1]. En effet, le taux de prévalence du risque de cancer du poumon dû à l'exposition au radon au Cameroun n'a pas été établi. Il serait donc important de mener des études épidémiologiques dans les zones à risque radon au Cameroun [102] pour confirmer les résultats de l'ELCR obtenus dans cette étude.

3.3 Résultats de l'analyse par la méthode de fluorescence X (XRF)

3.3.1 Composition élémentaire des échantillons du sol

Les éléments traces évalués dans cette étude sont Fe, Cr, Mn, Zr, Ni, Ba, Rb, Cu, Zn, Sr, Ga, Pb, Co, Rb, As et Sn. Les concentrations de tous les éléments traces dans le sol ont montré une gamme de valeurs relativement large. Celles analysées dans cette étude sont présentées dans le tableau 3.8. Ces résultats montrent que les concentrations moyennes des éléments traces sont dans l'ordre suivant : Fe>Cr>Mn>Zr>Ni>Ba>Rb>Cu>Zn>Sr>Ga>Pb>Co>Rb>As>Sn.

Selon le tableau 3.11, la concentration de Cr varie de 57,1 ppm à 8196 ppm avec une moyenne de 903,03 ppm. La concentration moyenne est supérieure à la limite globale (150 ppm). Les concentrations de Cr les plus élevées ont été observées dans les échantillons prélevés près du site minier de cobalt-nickel-manganèse. Des études ont montré que l'exposition au chrome est responsable d'asthme, de respiration sifflante, de toux et d'autres problèmes respiratoires [167]. Il faut également noter que les mineurs exposés à de fortes concentrations de Cr sont à risque d'ulcères cutanés chroniques et de dermatite irritative [168].

La concentration en plomb (Pb) varie de 7,4 à 46,6 ppm avec une valeur moyenne de 16,7 ppm ; les plus fortes concentrations en plomb ont été observées autour du site minier de cobalt-nickel-manganèse. Selon l'étude menée par Castro-Gonzalez et Mendez-Armenta (2008) [169], l'accumulation de plomb (Pb) dans le corps humain cause des dommages aux organes tels que : les os, le foie, les reins, le cerveau, les poumons et le système nerveux central. La concentration moyenne en Pb obtenue dans cette étude est inférieure à celle obtenue à Betaré-Oya mais supérieure à celle obtenue à Batouri [170].

Des fortes concentrations de fer (Fe_2O_3) ont été observées dans les échantillons de sol prélevés dans toute la zone d'étude. Ces concentrations variaient de 38800 à 524800 ppm avec une moyenne de 126300 ppm. Ces concentrations sont supérieures à la limite globale (50000 ppm) fixée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Les concentrations les plus élevées de Fe_2O_3 ont été enregistrées dans les échantillons de sol prélevés à proximité immédiate du site minier de cobalt-nickel-manganèse (STN15, STN16, STN17, STN18, et STN19 avec des concentrations de 415500 ppm, 309000 ppm, 305000 ppm, 263200 ppm et 524800 ppm respectivement). Dans les études comparatives, la concentration moyenne en fer obtenue dans cette étude est beaucoup plus élevée que celles obtenues à Betaré-Oya et Batouri [170].

La concentration en nickel (Ni) varie de 16,1 à 1919 ppm avec une valeur moyenne de 189,69 ppm ; les plus fortes concentrations ont été observées autour du site de la mine de cobalt-nickel-manganèse. Le nickel (Ni) est l'un des 23 métaux naturels les plus toxiques qui sont très dangereux pour la durabilité de l'environnement lorsqu'ils sont présents à des concentrations élevées [171]. C'est le cinquième élément le plus abondant en poids après l'oxygène, le magnésium, le silicium et le fer. Ce métal est un cancérigène humain de classe 1 bien établi. Des expositions prolongées à de faibles doses de nickel peuvent produire des effets pathologiques graves, notamment la dermatite, l'asthme, la fibrose pulmonaire et le cancer des voies respiratoires [172]. La concentration moyenne en Nickel (Ni) obtenue dans cette étude est beaucoup plus élevée que celles obtenues à Betaré-Oya et Batouri [170].

La concentration de cuivre (Cu) varie de 15,9 à 63,3 ppm avec une valeur moyenne de 36 ppm ; les concentrations les plus élevées ont été observées dans les échantillons prélevés autour du site de

la mine de cobalt-nickel-manganèse. Le cuivre est l'un des constituants de nombreuses protéines et enzymes du corps humain. Essentiel à de nombreux processus vitaux, il permet la bonne utilisation des lipides. Sa carence pourrait augmenter le risque de maladies cardiovasculaires. Bien qu'importante pour le corps humain, l'exposition chronique au cuivre provoque une certaine irritation du nez, de la bouche et des yeux et peut causer des maux de tête, des étourdissements, des vomissements, des diarrhées et des troubles de l'estomac. Des concentrations de Cu inférieures au seuil crustal prescrit de 100 ppm dans le sol [173] ont été observées dans quatre échantillons (STN119, STN124, STN125 et STN137), mais étaient plus élevées pour les autres échantillons.

La concentration en Mn varie de 87 à 2012 ppm avec une valeur moyenne de 421,07 ppm. La plus forte concentration (2012 ppm) de Mn a été enregistrée dans l'échantillon STN115 prélevé près du site de la mine de cobalt-nickel-manganèse. Il est à noter que les échantillons prélevés près de ce site présentent des concentrations élevées par rapport aux autres échantillons. Cependant, ces concentrations sont inférieures à la valeur critique (2000 ppm) autorisée par l'OMS (1996) (OMS, 1996) sur tous les sites, sauf pour l'échantillon STN115. La toxicité du manganèse a été examinée dans des études très récentes par [161–163]. Selon ces études, l'exposition à de fortes concentrations peut provoquer des effets toxiques sur le système nerveux central et le cerveau.

La concentration en cobalt varie de 7,8 à 46,2 ppm avec une valeur moyenne de 14,72 ppm. Seuls deux échantillons (STN115 et STN 119 prélevés à proximité d'un site agricole) présentent des concentrations en cobalt de 46, 2 ppm et 34 ppm respectivement, supérieures à la concentration maximale dans le sol de 30 ppm fixée par l'OMS (OMS, 1996). La concentration moyenne en cobalt est supérieure à la moyenne mondiale (10 ppm) dans la croûte continentale supérieure [84]. Il faut également noter que les valeurs de concentration en cobalt dans les échantillons prélevés à proximité du site minier sont toutes supérieures aux autres concentrations.

La concentration en gallium (Ga) varie de 6,8 à 27,7 ppm avec une valeur moyenne de 18,56 ppm ; la plus forte concentration a été observée dans l'échantillon STN118 prélevé près du site minier de cobalt-nickel-manganèse. En comparaison avec les résultats de l'étude menée dans la même région par Blanchard et al. [170], la concentration moyenne en Ga obtenue dans cette étude est supérieure à celle obtenue à Betaré-Oya et Batouri.

La concentration en Zn varie de 17,7 à 74,9 ppm avec une valeur moyenne de 35,75 ppm ; la plus forte concentration en zinc (Zn) (74,9 ppm) a été enregistrée dans l'échantillon STN113 prélevé au centre de la ville de Lomié. Plusieurs études menées sur la toxicité du zinc telles que celles de Li et al. [177] et Brown et al. [178] ont montré que l'exposition à de fortes concentrations peut causer des dommages aux organismes. Les symptômes observés sont des nausées et des vomissements, des

douleurs épigastriques, des crampes abdominales et des diarrhées. En comparaison avec les données d'une étude similaire réalisée dans la même région, la concentration moyenne de Zn dans le sol de la zone d'étude est supérieure à celle obtenue à Batouri et inférieure à celle obtenue à Betaré-Oya [170]. Il faut également noter que toutes les concentrations en zinc obtenues dans les échantillons de notre zone d'étude sont inférieures à la valeur maximale admissible dans le sol fixée par l'OMS [179].

La concentration de Ba varie de 14 à 680,7 ppm avec une valeur moyenne de 175,69 ppm ; la plus forte concentration (680,7 ppm) de Ba a été enregistrée dans l'échantillon STN121 prélevé au centre de la ville de Lomié. Le baryum est un métal naturellement présent dans le sol à des concentrations variables. Le Ba est présent dans le sol sous plusieurs formes telles que : soluble, insoluble, inorganique et organique. Le BaS, sous sa forme soluble, est extrêmement toxique pour les humains, les plantes et les animaux [180]. L'exploitation humaine des ressources minérales augmente la teneur en oligo-éléments, dont le Ba, ce qui crée un problème majeur, car les concentrations élevées d'oligo-éléments sont toxiques pour les plantes et les animaux [181].

Les concentrations de Zr varient de 137,5 à 502,8 ppm, avec une moyenne de 264,46 ppm au-dessus de la valeur moyenne de la croûte continentale supérieure (190 ppm). Les plus fortes concentrations en Zr ont été enregistrées à Nkamouna-Kongo et dans le centre-ville de Lomié (502,8 ppm dans l'échantillon STN116 à Nkamouna-Kongo et 429,3 ppm dans l'échantillon STN137 à Lomié). 80% des échantillons ont une concentration supérieure à la moyenne de la croûte terrestre. Concernant sa toxicité, une étude menée par Shahid et al. [182] a montré que le Zr a une faible toxicité pour l'organisme. En comparaison avec les résultats obtenus par Blanchard et al. [170], les concentrations en Zr obtenues dans notre étude sont inférieures à celles obtenues dans la zone de Betaré-Oya et supérieures à celles obtenues à Batouri.

Les concentrations d'arsenic (As) obtenues dans cette étude varient de 1,1 à 9,1 ppm, avec une moyenne de 3,96 ppm. Ces concentrations sont inférieures à la limite mondiale (20 ppm) fixée par l'Organisation mondiale de la santé [179] mais la valeur moyenne est supérieure à la moyenne mondiale de 1,5 ppm. L'homme est exposé à l'arsenic principalement par l'eau, les aliments et les médicaments. L'exposition à des niveaux élevés d'arsenic pourrait affecter les enzymes mitochondriales, entraver la respiration cellulaire et provoquer une toxicité cellulaire [183].

Les concentrations moyennes d'yttrium (Y), d'étain (Sn), de rubidium (Rb), de strontium (Sr) et de brome (Br) obtenues dans cette étude sont faibles par rapport aux concentrations moyennes mondiales de ces éléments.

Tableau 3.11: Concentrations en éléments traces (ppm) dans le sol et comparaison avec les études régionales

Element	Minimum	Maximum	Mean	Standard Deviation	Betaré -Oya	Batouri	Worldwide average*	Maximum permissible Level in soil
Ba	14	680.7	175.69	139.41	17.1	34.7	550	N.A
Cr	57.1	8196	903.03	1970.9	-	-	35	150 ^a
Mn	87	2012	421.07	419.73	840	439	600	2000 ^a
Fe	38770	524800	126343	116485.12	43179	29552	35000	50000 ^a
Co	7.8	46.2	14.72	8.55	-	-	10	30 ^a
Ni	16.1	1919	189.69	435.1	9	6.6	20	50 ^a , 40 ^b
Cu	15.9	63.3	36	11.6	21	-	25	100 ^a , 30 ^b
Zn	17.7	74.9	35.75	12.46	45	27	71	300 ^a
Ga	6.8	27.7	18.56	4.89	10.8	12.8	17	N.A
As	1.1	9.1	3.96	2.45	4.6	3	1.5	20 ^a
Pb	7.4	46.6	16.70	9.67	105	13.4	20	100 ^{a,b}
Zr	137.5	502.8	264.46	81.79	149	724.7	190	N.A
Sr	9.5	109.3	25.65	20.41	33.3	46.8	350	N.A
Y	1.1	30.4	9.94	6.69	20	13.4	22	N.A
Rb	8.4	93.8	42.36	23.97	46.8	25.3	112	N.A
Sn	1	4.2	1.74	0.82	0.1	1.5	5.5	N.A
Br	1.3	10.9	5.38	2.51	1.3	2.8	N.A	N.A

N.A = not available, * world average of upper continental crust [84], ^a[173] and ^b[12].

3.3.2 Indice de géoaccumulation (Igeo)

Les résultats des indices de géoaccumulation sont présentés dans le tableau 3.12. Cependant, l'étude menée par Izah [184] a indiqué que l'accumulation des éléments traces dans le sol, les sédiments et l'eau est liée aux activités humaines indirectes. Les valeurs de l'indice de géoaccumulation (Igeo) pour Zn (-4,79 à 0,82) ; Mn (-2,70 à 1,83), Co (-0,70 à 1,87) ; Cu (-0,92 à 1,08) ; Zn (-1,84 à 0,24) ; Ga (-0,90 à 1,13), As (-2,98 à 0,07) et Pb (-0,85 à 1,81) sont toutes inférieures à 2 indiquant une absence de contamination du sol. En revanche, les valeurs Igeo des éléments tels que Cr (-0,07 à 7,09), Fe (0,30 à 4,06) et Ni (-1,49 à 5,40) indiquent une forte contamination du sol échantillonné. En effet, les valeurs Igeo les plus élevées pour Cr, Fe et Ni ont été observées dans les échantillons collectés à proximité immédiate du site minier de cobalt-manganèse-nickel.

Tableau 3.12 Indice de géoaccumulation des éléments traces (Igeo)

Sample code	Ba	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Pb
STN110	-0.95	0.43	-1.12	1.36	-0.08	0.11	0.46	-1.16	0.51	-2.27	-0.07
STN111	-1.37	0.59	0.01	1.14	-0.20	-0.53	0.23	-0.20	0.40	-1.63	0.79
STN112	-1.37	-0.07	-1.42	0.43	-0.53	-0.67	0.11	-1.57	-0.13	-2.98	-0.46
STN113	-2.20	0.68	-0.62	1.81	0.14	-0.13	0.33	0.24	0.85	-1.53	-0.42
STN114	-1.34	0.64	-1.33	1.27	-0.20	-0.34	0.12	-0.85	0.55	-0.42	0.04
STN115	-4.35	7.09	1.83	4.06	1.87	5.40	-0.17	-0.32	-0.23	-2.74	1.67
STN116	-2.03	5.83	0.78	3.06	0.92	3.48	0.90	-0.48	0.97	-0.58	1.01
STN117	-3.16	5.66	0.64	3.28	1.09	3.74	1.08	-0.92	0.80	-1.31	1.09
STN118	-4.79	6.00	0.39	3.30	1.09	3.11	0.32	-1.35	1.05	-1.23	1.18
STN119	-2.86	6.60	1.36	3.72	1.42	4.99	0.91	-0.28	0.42	-2.98	1.81
STN120	-1.58	0.31	-2.70	0.30	-0.61	-1.21	-0.75	-1.84	0.07	-2.85	-0.85
STN121	0.82	0.75	-1.48	1.40	-0.08	-0.84	0.68	-1.04	0.53	-0.19	0.08
STN122	-1.36	2.12	-0.94	1.71	-0.08	-0.95	-0.09	-1.11	0.07	-1.79	-0.29
STN123	-1.88	1.14	-0.69	1.28	-0.20	-0.33	0.05	-0.43	0.46	-0.48	0.09
STN124	-2.54	0.51	-1.47	0.35	-0.70	-1.49	-0.92	-1.83	-0.90	-1.74	-0.52
STN125	-1.35	0.24	-0.77	0.68	-0.54	-0.88	-0.43	-1.38	-0.23	-0.82	-0.60
STN126	-0.56	0.61	-1.38	1.61	-0.08	-0.45	0.04	-0.61	1.13	0.07	0.82
STN127	-1.67	1.41	-0.80	1.56	-0.08	0.04	0.42	-0.92	0.84	-0.01	-0.33
STN128	-0.86	0.89	-0.98	1.36	-0.20	-0.18	0.52	-0.95	0.58	-0.29	-0.14
STN129	0.17	1.11	-2.23	1.75	0.14	-0.91	-0.17	-1.35	0.93	-0.48	0.20
STN130	-0.20	2.53	-2.26	1.75	0.24	-0.72	0.12	-1.20	0.51	-0.27	-0.13
STN131	0.10	0.48	-1.83	1.30	-0.20	-0.30	0.76	-1.29	0.48	-0.39	-0.30
STN132	-2.24	0.36	-1.49	1.24	-0.20	-0.26	-0.13	-1.11	0.66	-1.85	-0.34
STN133	-1.51	1.02	-0.77	1.64	0.04	-0.25	0.35	-0.40	0.85	-2.05	-0.70
STN134	-1.43	0.18	-1.42	0.92	-0.38	-0.86	-0.11	-0.73	0.32	-2.05	0.41
STN135	-1.67	0.47	-1.23	1.06	-0.34	-0.66	-0.09	-0.57	0.36	-2.05	0.18
STN136	-1.15	0.45	-1.06	1.34	-0.20	-0.21	0.18	-1.12	0.66	-2.27	0.18
STN137	-1.83	-0.07	-1.08	1.21	-0.20	-0.58	-0.33	-0.97	0.64	-1.74	-0.34
STN138	-0.71	1.30	-0.43	1.80	0.14	-0.17	0.76	-0.69	0.78	-1.53	0.19
STN139	-0.67	0.46	-1.04	1.39	-0.08	0.01	0.55	-0.68	0.84	-1.85	0.24
MEAN	-1.55	1.66	-0.85	1.64	0.06	0.27	0.19	-0.90	0.49	-1.41	0.15
SD	1.18	2.13	1.01	0.9	0.6	1.81	0.47	0.48	0.44	0.92	0.67

3.3.3 Facteur de contamination (FC)

Les facteurs de contamination (FC) des éléments traces dans les échantillons de sol de notre zone d'étude sont présentés dans le tableau 3.13. Les facteurs de contamination des éléments traces suivent un ordre décroissant : Cr>Ni>Fe>As>Co>Cu>Zr>Ga>Pb>Mn>Zn>Y>Rb>Ba>Sn>Sr. Ces résultats montrent que la plupart des métaux étaient dans des classes de contamination allant de la classe 1 (non

pollué) à la classe 6 (extrêmement pollué). Cette étude montre en général que la zone d'étude est significativement contaminée par le chrome (Cr), le nickel (Ni) et le fer (Fe), ayant les valeurs moyennes les plus élevées du facteur de contamination, c'est-à-dire 26, 9,48 et 3,6 respectivement. Les valeurs les plus élevées du facteur de contamination, 234, 97, 87, 110 et 167 pour le Cr ; 15, 7.5, 8.7, 8.8 et 12 pour le Fe ; et 96, 25.3, 30.3, 19.6 et 72.1 pour le Ni, ont été observées respectivement dans les échantillons prélevés dans le voisinage immédiat du site minier de cobalt-nickel-manganèse. Une faible contamination des sols par des sources anthropiques a été observée pour le Mn, le Zn, le Pb, le Rb, le Sr, le Y, le Sn et le Ba avec des valeurs moyennes de facteur de contamination inférieures à 1. Selon les études menées par Kabata-Pendias [185] et Sello Likuku et al. [186], des valeurs élevées de FC indiqueraient une origine anthropique des polluants et des valeurs moyennes relativement faibles pourraient être attribuées à une origine géogénique des éléments.

Les degrés de contamination (C_{deg}) des échantillons de sol sont présentés dans le tableau 3.10. Les résultats montrent que 26,66% (08 échantillons) ont un degré de contamination modéré, 56,66% (17 échantillons) ont un degré de contamination considérable et 16,66% (05 échantillons) ont un degré de contamination très élevé. Selon une étude menée par Manna et Maiti (2018) [187], les degrés de contamination moyens de tous les éléments traces comparés à leurs degrés de contamination respectifs révèlent un niveau de contamination modéré, indiquant une pollution anthropique.

Tableau 3.13 facteurs de contamination des oligo-éléments

Sample code	Ba	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Pb	Zr	Sr	Y	Rb	Sn	Cdeg
STN110	0.4	2.3	0.4	2.3	1.2	2.45	1.66	0.4	1.1	1.2	0.6	1.1	0.1	0.3	0.3	0.2	16
STN111	0.3	2.6	1	2	1.1	1.57	1.4	0.8	1	1.9	1.2	1.2	0.1	0.2	0.4	0.8	17
STN112	0.3	1.6	0.4	1.2	0.9	1.42	1.29	0.3	0.7	0.7	0.5	0.9	0.1	0.2	0.3	0.3	11
STN113	0.2	2.7	0.6	3.2	1.4	2.08	1.5	1.1	1.3	2	0.5	1.4	0.1	0.3	0.1	0.2	19
STN114	0.3	2.7	0.4	2.2	1.1	1.79	1.3	0.5	1.1	4.3	0.7	1.4	0	0.5	0.6	0.2	19
STN115	0	234	3.4	15	4.6	96	1.06	0.7	0.6	0.9	2.1	0.7	0	0.1	0.2	0.5	360
STN116	0.2	97	1.6	7.5	2.4	25.3	2.23	0.6	1.5	3.9	1.3	1.4	0.1	0.3	0.3	0.4	146
STN117	0.1	87	1.5	8.7	2.7	30.3	2.53	0.5	1.3	2.3	1.4	1.6	0	0.4	0.2	0.4	140
STN118	0	110	1.2	8.8	2.7	19.6	1.5	0.3	1.5	2.5	1.5	2	0	0.4	0.1	0.4	152
STN119	0.1	167	2.4	12	3.4	72.1	2.25	0.7	1	0.7	2.3	1.1	0	0.2	0.2	0.4	265
STN120	0.2	2.1	0.1	1.1	0.8	0.98	0.71	0.2	0.8	0.8	0.4	0.9	0.1	0.2	0.3	0.3	9.9
STN121	1.2	2.9	0.3	2.4	1.2	1.27	1.92	0.4	1.1	5.1	0.7	1.5	0.1	0.9	0.8	0.2	22
STN122	0.3	7.5	0.5	3	1.2	1.17	1.12	0.4	0.8	1.7	0.5	0.8	0.1	0.2	0.2	0.3	20
STN123	0.2	3.8	0.6	2.2	1.1	1.81	1.24	0.7	1	4.1	0.7	1.6	0	0.7	0.5	0.2	20
STN124	0.1	2.4	0.3	1.1	0.8	0.81	0.64	0.3	0.4	1.7	0.5	0.7	0	0.5	0.3	0.2	11
STN125	0.3	2	0.6	1.4	0.9	1.24	0.89	0.3	0.6	3.3	0.4	1	0	0.6	0.4	0.2	14
STN126	0.5	2.6	0.4	2.8	1.2	1.67	1.23	0.6	1.6	6.1	1.2	2.6	0.2	1.2	0.8	0.5	25
STN127	0.2	4.6	0.5	2.7	1.2	2.34	1.6	0.5	1.3	5.7	0.5	1.3	0	0.5	0.4	0.6	24
STN128	0.4	3.2	0.5	2.3	1.1	2	1.72	0.5	1.1	4.7	0.6	1.3	0	0.5	0.6	0.3	21
STN129	0.8	3.7	0.2	3	1.4	1.21	1.07	0.3	1.4	4.1	0.8	1.4	0.3	0.7	0.7	0.2	21
STN130	0.6	9.9	0.2	3	1.5	1.38	1.3	0.4	1.1	4.8	0.6	1	0.2	0.8	0.5	0.2	27
STN131	0.8	2.4	0.3	2.2	1.1	1.84	2.04	0.4	1	4.4	0.5	1.6	0	1.4	0.7	0.3	21
STN132	0.2	2.2	0.3	2.1	1.1	1.89	1.1	0.4	1.2	1.6	0.5	1.8	0	0.3	0.2	0.2	15
STN133	0.3	3.5	0.6	2.8	1.3	1.91	1.53	0.7	1.3	1.4	0.4	1.8	0	0.4	0.1	0.2	18
STN134	0.3	1.9	0.4	1.7	1	1.25	1.11	0.5	0.9	1.4	0.9	1.4	0.1	0.2	0.3	0.4	14
STN135	0.2	2.4	0.4	1.9	1	1.43	1.13	0.6	1	1.4	0.8	1.6	0.1	0.3	0.3	0.3	15
STN136	0.3	2.3	0.5	2.3	1.1	1.97	1.36	0.4	1.2	1.2	0.8	1.6	0.1	0.3	0.4	0.6	16
STN137	0.2	1.6	0.4	2.1	1.1	1.52	0.95	0.5	1.2	1.7	0.5	2.3	0	0.3	0.2	0.2	15
STN138	0.4	4.2	0.7	3.1	1.4	2.02	2.03	0.6	1.3	2	0.8	1.4	0.1	0.3	0.4	0.2	21
STN139	0.4	2.4	0.5	2.4	1.2	2.29	1.75	0.6	1.3	1.6	0.8	1.4	0.1	0.5	0.6	0.3	18
MEAN	0.3	26	0.7	3.6	1.5	9.48	1.44	0.5	1.1	2.6	0.8	1.4	0.1	0.5	0.4	0.3	
SD	0.25	56.3	0.7	3.3	0.9	21.75	0.46	0.2	0.29	1.6	0.5	0.4	0.1	0.3	0.21	0.1	

3.3.4 Facteur de d'enrichissement (FE)

Le tableau 3.14 montre les valeurs des facteurs d'enrichissement pour les éléments Ba, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As et Pb sur l'ensemble de la zone d'étude. Les résultats montrent que Ba, Mn, Co, Cu, Zn, Ga, As et Pb ont des valeurs de facteur d'enrichissement entre 0 et 2 dans tous les échantillons, indiquant un enrichissement minimal dans le sol collecté. Les sites STN115, STN116, STN117, STN118 et STN119 ont des valeurs de facteur d'enrichissement pour le chrome (Cr) entre 5 et 20

(facteur d'enrichissement élevé), ce qui indique que le Cr est le principal élément de la charge anthropique dans le sol échantillonné sur ces sites [170].

Les sites STN115 et STN119 présentent des valeurs de facteur d'enrichissement pour le nickel (Ni) supérieures à 2, indiquant un facteur d'enrichissement modéré pour le Ni. En dehors de ces sites, les valeurs du facteur d'enrichissement sont comprises entre 0 et 2, ce qui signifie que le sol de ces sites présente un enrichissement minimal en Cr et Ni.

Table 3.14 Facteur d'enrichissement des éléments traces métalliques

Code d'échantillon	Ba	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Pb
STN110	0.2	0.52	0.18	1	0.37	0.42	0.54	0.17	0.56	0.08	0.37
STN111	0.18	0.68	0.46	1	0.39	0.31	0.53	0.4	0.6	0.15	0.79
STN112	0.29	0.71	0.28	1	0.51	0.46	0.8	0.25	0.68	0.09	0.54
STN113	0.06	0.46	0.19	1	0.32	0.26	0.36	0.34	0.51	0.1	0.21
STN114	0.16	0.64	0.16	1	0.36	0.33	0.45	0.23	0.6	0.31	0.43
STN115	0	8.19	0.21	1	0.22	2.54	0.05	0.05	0.05	0.01	0.19
STN116	0.03	6.8	0.21	1	0.23	1.34	0.22	0.09	0.23	0.08	0.24
STN117	0.01	5.21	0.16	1	0.22	1.38	0.22	0.05	0.18	0.04	0.22
STN118	0	6.51	0.13	1	0.22	0.88	0.13	0.04	0.21	0.04	0.23
STN119	0.01	7.36	0.19	1	0.2	2.41	0.14	0.06	0.1	0.01	0.26
STN120	0.27	1.01	0.12	1	0.53	0.35	0.48	0.23	0.85	0.11	0.45
STN121	0.67	0.64	0.14	1	0.36	0.21	0.6	0.18	0.55	0.33	0.4
STN122	0.12	1.33	0.16	1	0.29	0.16	0.29	0.14	0.32	0.09	0.25
STN123	0.11	0.91	0.26	1	0.36	0.33	0.43	0.31	0.57	0.29	0.44
STN124	0.13	1.11	0.28	1	0.48	0.28	0.42	0.22	0.42	0.24	0.55
STN125	0.25	0.74	0.37	1	0.43	0.34	0.46	0.24	0.53	0.35	0.41
STN126	0.22	0.5	0.13	1	0.31	0.24	0.34	0.21	0.71	0.34	0.58
STN127	0.11	0.9	0.19	1	0.32	0.35	0.45	0.18	0.6	0.34	0.27
STN128	0.22	0.72	0.2	1	0.34	0.34	0.56	0.2	0.58	0.32	0.35
STN129	0.33	0.64	0.06	1	0.33	0.16	0.26	0.12	0.57	0.21	0.34
STN130	0.26	1.73	0.06	1	0.35	0.18	0.32	0.13	0.43	0.25	0.27
STN131	0.43	0.57	0.11	1	0.35	0.33	0.69	0.17	0.57	0.31	0.33
STN132	0.09	0.54	0.15	1	0.37	0.35	0.39	0.2	0.67	0.12	0.33
STN133	0.11	0.65	0.19	1	0.33	0.27	0.41	0.24	0.58	0.08	0.2
STN134	0.2	0.6	0.2	1	0.4	0.29	0.49	0.32	0.66	0.13	0.7
STN135	0.15	0.67	0.2	1	0.38	0.3	0.45	0.32	0.62	0.12	0.54
STN136	0.18	0.54	0.19	1	0.34	0.34	0.45	0.18	0.62	0.08	0.45
STN137	0.12	0.41	0.2	1	0.37	0.29	0.34	0.22	0.67	0.13	0.34
STN138	0.17	0.7	0.21	1	0.32	0.26	0.48	0.18	0.49	0.1	0.33
STN139	0.24	0.52	0.19	1	0.36	0.39	0.56	0.24	0.68	0.11	0.45
MEAN	0.18	1.75	0.19	1	0.35	0.54	0.41	0.2	0.51	0.17	0.38
SD	0.14	2.355	0.1	0	0.08	0.6	0.2	0.09	0.19	0.1	0.1

3.3.5 Indice de risque potentiel écologique (IR)

La contribution anthropique des éléments traces a été évaluée à l'aide de l'indice de risque écologique potentiel (IR). Le tableau 3.15 montre l'IR calculé (somme des risques écologiques potentiels des différents éléments potentiellement toxiques). L'indice de risque écologique potentiel a été calculé pour Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Pb et Cd dans tous les échantillons de sol collectés. La moyenne des indices obtenus pour les sols de l'étude montre l'ordre suivant : $Cd > Cr > Ni > Pb > Cu > Mn > Zn$. D'après ces résultats, les éléments tels que Pb, Cu, Mn et Zn ont une valeur Eri inférieure à 40 indiquant un risque écologique potentiel faible sur l'ensemble de la zone d'étude. D'autre part, des valeurs Eri de 182,13, 75,82, 67,38, 85,24 et 129,53 pour le chrome (Cr) ; 141,10, 37,25, 44,58, 28,81 et 106,03 pour le nickel (Ni) ; 150, 100, 110, 110 et 130 pour le cadmium (Cd), ont été observées dans les échantillons STN115, STN116, STN117, STN118 et STN119, respectivement. Ces valeurs indiquent un risque écologique potentiel allant de modéré à élevé. Selon Kolawole et al. (2018) [90], le cadmium était le principal facteur d'influence dans l'origine de l'Eri potentiel.

Tableau 3.15 Indice de risque écologique potentiel (IR)

Sample code	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	RI
STN110	1.8	0.31	3.6	4.6	0.3	3.18	60	73.78
STN111	2.01	0.67	2.3	3.9	0.58	5.78	60	75.25
STN112	1.27	0.25	2.09	3.6	0.22	2.43	60	69.85
STN113	2.13	0.43	3.05	4.2	0.79	2.5	70	83.08
STN114	2.08	0.26	2.63	3.6	0.37	3.43	60	72.4
STN115	182.1	2.37	141.1	3	0.54	10.6	150	489.7
STN116	75.82	1.15	37.25	6.2	0.48	6.7	100	227.6
STN117	67.38	1.04	44.58	7	0.35	7.1	110	237.5
STN118	85.24	0.87	28.81	4.2	0.26	7.55	110	236.9
STN119	129.5	1.71	106	6.3	0.55	11.7	130	385.7
STN120	1.66	0.1	1.44	2	0.19	1.85	60	67.22
STN121	2.24	0.24	1.87	5.3	0.32	3.53	60	73.52
STN122	5.82	0.35	1.72	3.1	0.31	2.73	70	84.04
STN123	2.94	0.41	2.65	3.4	0.49	3.55	60	73.5
STN124	1.89	0.24	1.18	1.8	0.19	2.33	60	67.6
STN125	1.57	0.39	1.82	2.5	0.26	2.2	60	68.71
STN126	2.04	0.26	2.45	3.4	0.44	5.9	60	74.5
STN127	3.55	0.38	3.43	4.4	0.35	2.65	60	74.82
STN128	2.48	0.34	2.93	4.8	0.35	3.03	60	73.91
STN129	2.87	0.14	1.77	3	0.26	3.83	70	81.84
STN130	7.72	0.14	2.03	3.6	0.29	3.05	70	86.84
STN131	1.86	0.19	2.71	5.7	0.27	2.7	60	73.39
STN132	1.71	0.24	2.78	3.1	0.31	2.63	60	70.72
STN133	2.71	0.39	2.8	4.2	0.5	2.05	60	72.7
STN134	1.51	0.25	1.83	3.1	0.4	4.43	60	71.51
STN135	1.85	0.28	2.1	3.1	0.45	3.78	60	71.59
STN136	1.82	0.32	2.89	3.8	0.31	3.78	60	72.9
STN137	1.27	0.32	2.23	2.6	0.34	2.63	60	69.42
STN138	3.28	0.5	2.97	5.6	0.41	3.8	60	76.61
STN139	1.83	0.32	3.37	4.9	0.41	3.95	60	74.75
MEAN	20.07	0.5	13.95	4	0.38	4.18	71.33	114.4
SD	43.79	0.49	31.99	1.29	0.13	2.42	23.60	

3.3.6 Évaluation du risque sanitaire des éléments traces dans le sol

Pour évaluer le risque pour la santé humaine de l'exposition aux éléments traces, trois voies différentes ont été utilisées et trois éléments traces ont été considérés : l'arsenic, le cobalt et le nickel. Dans ce contexte, la principale voie d'exposition est l'inhalation et, accessoirement, l'ingestion et le contact cutané. Si l'inhalation est sans danger ($2,5 \times 10^{-7}$) pour les habitants de cette zone, le risque cutané total est de $7,08 \times 10^{-4}$ et de $2,52 \times 10^{-3}$ pour l'ingestion (tableau 3.16). Selon l'USEPA, le risque cancérigène pour la population exposée est élevé, le risque cutané est modéré et le risque par inhalation

est faible. Le risque total en prenant en compte toutes les voies d'exposition et tous les ETM considérés pour la population exposée est élevé ($3,23 \times 10^{-3}$).

Tableau 3.16 Évaluation du risque cancérigène de l'exposition aux ETM à l'aide de la RSL de l'USEPA

Chemical	Ingestion Risk	Dermal Risk	Inhalation Risk	Carcinogenic Risk
Arsenic	1.18×10^{-5}	1.66×10^{-6}	1.03×10^{-8}	1.34×10^{-5}
Cobalt	-	-	1.09×10^{-7}	1.09×10^{-7}
Nickel	2.51×10^{-3}	7.07×10^{-4}	1.31×10^{-7}	3.22×10^{-3}
Total Risk	2.52×10^{-3}	7.08×10^{-4}	2.50×10^{-7}	3.23×10^{-3}

Le tableau 3.17 montre le risque non cancérigène pour les enfants et les adultes suite à l'exposition aux éléments traces tels que As, Co, Cu, Fe, Ni, Sr et Zn. Pour les enfants, les HQ pour Co, Fe et Ni sont tous supérieurs à 1 et le HI est de 14,7. La valeur HI est plus de 10 fois supérieure à la valeur de référence, ce qui signifie que des effets non cancérigènes peuvent se produire. Pour les adultes, le risque non cancérigène lié à l'exposition aux ETM identifiés dans nos échantillons n'est pas préoccupant, mais la valeur HI de 1,51 indique que des effets non cancérigènes peuvent se produire. Ainsi, il a été observé que les ETM qui contribuent le plus au développement du risque non cancérigène chez les enfants et les adultes sont le Co, le Fe et le Ni.

Tableau 3.17 Évaluation du risque non-cancérigène de l'exposition aux ETM

	As	Co	Cu	Fe	Ni	Sr	Zn	HI
HQ Ingestion Enfant	2.33×10^{-1}	1.97	2.02×10^{-2}	9.59	2.23	2.33×10^{-03}	3.19×10^{-03}	14
HQ Cutané Enfant	2.76×10^{-2}	-	-	-	5.29×10^{-1}	-	-	5.57×10^{-1}
HQ Inhalation Enfant	4.28×10^{-4}	5.43×10^{-3}	-	-	9.67×10^{-2}	-	-	1.03×10^{-1}
HI Non-Cancérigène Enfant	2.61×10^{-1}	1.97	2.02×10^{-2}	9.59	2.86	2.33×10^{-3}	3.19×10^{-3}	14.7
HQ Ingestion Adulte	2.18×10^{-2}	1.85×10^{-1}	1.90×10^{-3}	8.99×10^{-1}	2.09×10^{-1}	2.18×10^{-4}	2.99×10^{-4}	1.32
HQ Dermal Adulte	4.61×10^{-3}	-	-	-	8.83×10^{-2}	-	-	9.29×10^{-2}
HQ Inhalation Adulte	4.28×10^{-4}	5.43×10^{-3}	-	-	9.67×10^{-2}	-	-	1.03×10^{-1}
HI Non- Cancérigène Adulte	2.68×10^{-2}	1.90×10^{-1}	1.90×10^{-3}	8.99×10^{-1}	3.94×10^{-1}	2.18×10^{-4}	2.99×10^{-4}	1.51

3.4 Résultats de l'évaluation des doses et des risques de cancer à l'aide de RESRAD

3.4.1 Guide de concentration dans le biote (BCG), facteur de rapport de somme (SRF), dose interne, dose externe et dose totale de différents radionucléides

Les calculs effectués à l'aide du logiciel RESRAD-BIOTA version 1.8 ont révélé que les niveaux de BCG dans le sol variaient de $5,1 \times 10^4$ Bq kg⁻¹ à $5,49 \times 10^3$ Bq kg⁻¹ pour ⁴⁰K ; de $8,75 \times 10^5$ Bq kg⁻¹ à $6,16 \times 10^4$ Bq kg⁻¹ pour ²³²Th ; et de $5,82 \times 10^5$ Bq kg⁻¹ à $2,13 \times 10^5$ Bq kg⁻¹ pour ²²⁶Ra. Ces valeurs BCG représentent les limites des concentrations de radionucléides dans un milieu environnemental qui

n'entraîneront pas de dépassement des normes de dose recommandées pour le biote. Les SRF du ^{40}K , ^{232}Th et ^{226}Ra dans les échantillons de sol, calculés sur la base des organismes sont présentés dans le tableau 3.18. Ces résultats montrent que les valeurs SRF du ^{40}K étaient de $8,44 \times 10^{-2}$ pour les animaux terrestres et de $9,07 \times 10^{-3}$ pour les plantes terrestres. Dans le cas du ^{232}Th , nous avons obtenu une valeur de $2,04 \times 10^{-3}$ pour les animaux terrestres et de $1,44 \times 10^{-4}$ pour les plantes terrestres ; et dans le cas du ^{226}Ra , nous avons obtenu une valeur de $2,44 \times 10^{-4}$ pour les animaux terrestres et de $8,93 \times 10^{-5}$ pour les plantes terrestres. Les facteurs de rapport total (SRF) pour les différents radionucléides répondent à l'exigence que ce facteur soit ≤ 1 [94]. La figure 3.10 (a) montre le SRF total dans le sol.

Tableau 3.18 Le guide de concentration dans le biote (BCG), le facteur de rapport total (SRF), la dose interne, la dose externe et la dose totale de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K .

Paramètre de risque	radionucléides	Animal Terrestre	Plante Terrestre
Sum ratio factor ($\frac{\text{dose in biota}}{\text{dose limit}}$)	^{226}Ra	$2,44 \times 10^{-4}$	$8,93 \times 10^{-5}$
	^{232}Th	$2,04 \times 10^{-3}$	$1,44 \times 10^{-4}$
	^{40}K	$8,44 \times 10^{-2}$	$9,07 \times 10^{-3}$
Biota Concentration Guide (BCG) (Bq kg^{-1})	^{226}Ra	$2,13 \times 10^{+5}$	$5,82 \times 10^{+5}$
	^{232}Th	$6,16 \times 10^{+4}$	$8,75 \times 10^{+5}$
	^{40}K	$5,49 \times 10^{+3}$	$5,10 \times 10^{+4}$
Dose Externe (Gy d^{-1})	^{226}Ra	$1,34 \times 10^{-8}$	$6,55 \times 10^{-7}$
	^{232}Th	$1,65 \times 10^{-10}$	$2,21 \times 10^{-8}$
	^{40}K	$6,18 \times 10^{-7}$	$4,32 \times 10^{-6}$
Dose interne (Gy d^{-1})	^{226}Ra	$2,31 \times 10^{-7}$	$2,38 \times 10^{-7}$
	^{232}Th	$2,04 \times 10^{-6}$	$1,42 \times 10^{-6}$
	^{40}K	$8,38 \times 10^{-5}$	$8,64 \times 10^{-5}$
Dose Totale (Gy d^{-1})	^{226}Ra	$2,44 \times 10^{-7}$	$8,93 \times 10^{-7}$
	^{232}Th	$2,04 \times 10^{-6}$	$1,44 \times 10^{-6}$
	^{40}K	$8,44 \times 10^{-5}$	$9,07 \times 10^{-5}$

Le débit de dose externe pour les plantes terrestres dû à l'exposition au ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K était de $6,55 \times 10^{-7} \text{ Gy d}^{-1}$, $2,21 \times 10^{-8} \text{ Gy d}^{-1}$ et $4,32 \times 10^{-6} \text{ Gy d}^{-1}$ respectivement et pour les animaux terrestres de $1,34 \times 10^{-8} \text{ Gy d}^{-1}$, $1,65 \times 10^{-10} \text{ Gy d}^{-1}$ et $6,18 \times 10^{-7} \text{ Gy d}^{-1}$ dus à l'exposition au ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K respectivement. De même, la valeur du débit de dose interne dans le sol de la zone d'étude due à l'exposition au ^{226}Ra était de $2,13 \times 10^{-7} \text{ Gy d}^{-1}$ pour les animaux terrestres et de $2,38 \times 10^{-7} \text{ Gy d}^{-1}$ pour les plantes terrestres ; quant au ^{232}Th , une valeur de $2,04 \times 10^{-6} \text{ Gy d}^{-1}$ a été obtenue pour l'animal terrestre et $1,42 \times 10^{-6} \text{ Gy d}^{-1}$ pour la plante terrestre ; et pour le cas du ^{40}K , nous avons obtenu une valeur de $8,38 \times 10^{-5} \text{ Gy d}^{-1}$ pour l'animal terrestre et $9,07 \times 10^{-5} \text{ Gy d}^{-1}$ pour la plante terrestre. Ces valeurs de débit de dose sont inférieures aux limites de dose recommandées par le DOE des États-Unis. Ces résultats indiquent que les débits de dose peuvent ne pas constituer une menace pour les populations animales et végétales terrestres dans la zone d'étude.

La valeur du débit de dose totale due à l'exposition au ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K est plus élevée pour les animaux terrestres que pour les plantes terrestres. D'après les limites de dose standard du DOE américain, les données calculées avec RESRAD-BIOTA dans cette étude sont inférieures aux limites de dose standard. La figure 3.10 (b) montre le débit de dose total pour l'animal terrestre et la plante terrestre pour tous les nucléides additionnés.

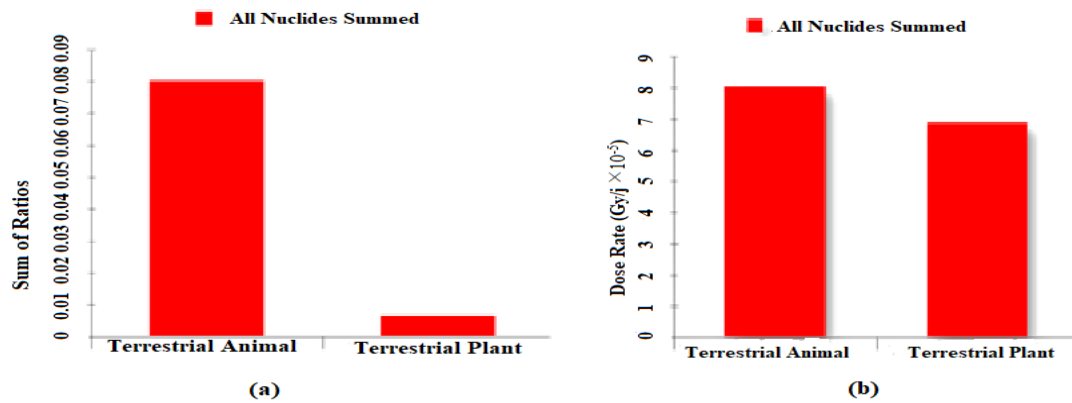


Figure 3.10 Facteur de rapport de somme (SRF) (a) et débit de dose total (b)

3.4.2 Doses efficaces et risques de cancer obtenus à l'aide de RESRAD-ONSITE

L'objectif de l'évaluation de la dose et du risque est de produire une estimation plus précise du risque lié à un site contaminé afin de comprendre le niveau de ce risque.

Les résultats suivants (Figure 3.8, Figure 3.9, Figure 3.10, Figure 3.11, Figure 3.12 et Figure 3.13) sont ceux obtenus avec RESRAD-ONSITE en prenant une profondeur de couverture égale à zéro. La profondeur de couverture a été utilisée ultérieurement pour évaluer le risque d'exposition en prenant une profondeur de 1m (Figure 3.14).

La Figure 3.11 montre la variation de la dose due au ^{40}K , ^{232}Th et ^{226}Ra sur une période de 1000 ans en raison de l'activité minière. Cette figure montre que la dose totale maximale due au ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K et à leurs descendants de 0,7234 mSv/an a été obtenue à la date $t = 1$ an. De même, les contributions de dose totale calculées avec RESRAD-ONSITE pour chaque radionucléide à la date $t = 1$ an pour la voie terrestre, sont de 0,0827 mSv/an pour ^{226}Ra , 0,0220 mSv/an pour ^{232}Th et 0,0615 mSv/an pour ^{40}K . Les valeurs élevées des doses calculées pour le ^{226}Ra , par rapport au ^{232}Th et au ^{40}K , en font le principal problème de santé humaine dans la zone d'étude.

De même, l'excès de risque et l'excès de dose efficace dus au rayonnement de fond naturel (Lomié) ont également été évalués. La dose totale maximale due au rayonnement naturel de fond du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K et de leurs descendants de 0,410 mSv/an a été obtenue à la date $t = 1$ an et les contributions de dose totale calculées avec RESRAD-ONSITE pour chaque radionucléide à la date $t = 1$ an pour la

voie terrestre, sont de 0,0733 mSv/an pour le ^{226}Ra , 0,0169 mSv/an pour le ^{232}Th et 0,0281 mSv/an pour le ^{40}K .

Il est clair que l'impact de l'activité minière (excavation du sol lors de l'exploration) est visible car les résultats montrent que l'excès de dose efficace reçue au voisinage du gisement du cobalt-nickel est supérieur à celui reçu dans la zone représentant le niveau naturel de la radioactivité (Lomié).

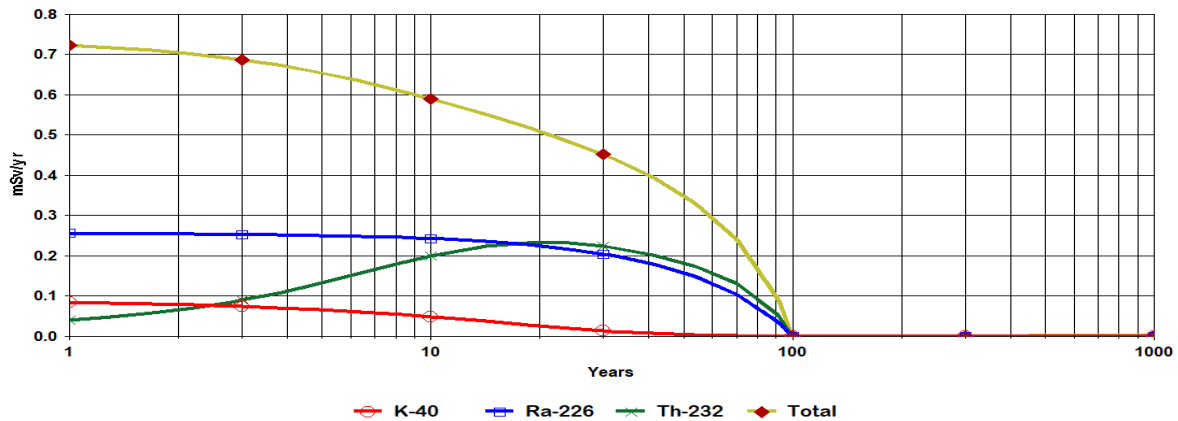


Figure 3.11 Dose totale cumulée due à tous les nucléides et à toutes les voies d'exposition

La contribution de la dose externe obtenue à la date $t = 1$ an pour tous les nucléides additionnés et toutes les voies de contamination est de 0,4 mSv/an. La voie externe est donc celle qui contribue le plus à l'exposition par rapport aux autres voies (figure 3.12). Cette dose est supérieure à la limite de dose de rayonnement de base de 0,25 mSv/an. Les différentes valeurs des contributions de dose pour chaque radionucléide sont supérieures à celles obtenues par Njinga et Tshivhase [188] sauf pour le cas du ^{232}Th . Il faut également noter que la dose totale obtenue dans cette étude pour toutes les voies d'exposition additionnées à la date $t = 1$ an est inférieure à celle obtenue par ces mêmes auteurs. Cette différence serait due à la géologie de la zone d'étude.

Les valeurs des doses externes à $t = 1$ an obtenues avec RESRAD-ONSITE concordent avec celles des débits de dose ambiante obtenues sur le site en utilisant le radiamètre RadEye. En effet, les débits de dose externe varient entre 0,23 et 0,72 mSv/an pour l'ensemble de la zone d'étude avec les moyennes arithmétiques et géométriques correspondantes de 0,41 mSv et 0,39 mSv/an respectivement.

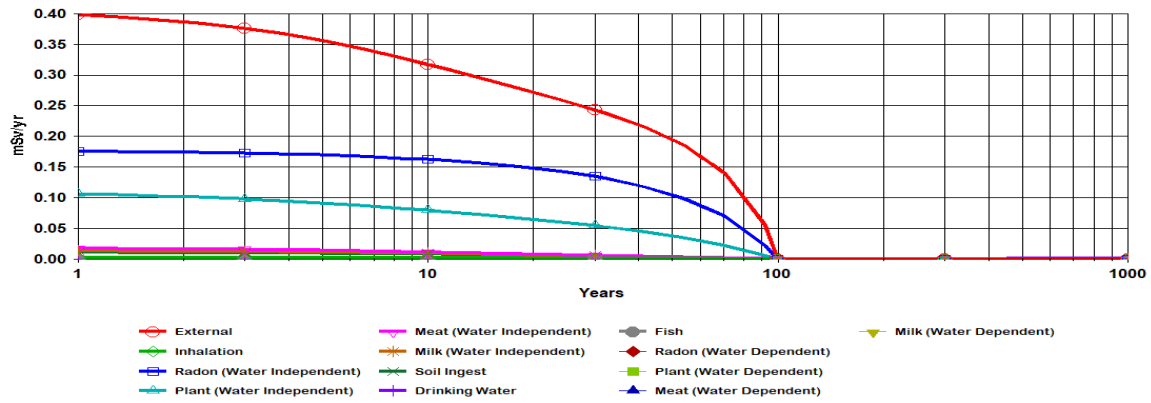


Figure 3.12 Contributions aux doses de tous les radionucléides pour toutes les voies d'exposition.

La figure 3.13 montre le risque de cancer évalué avec RESRAD-ONSITE. Cette courbe montre que le risque de cancer suite à une exposition aux différents radionucléides diminue de la première à la centième année pour tous les radionucléides primordiaux. Ce risque tend vers zéro à partir de la centième année. La valeur maximale du risque total de cancer de $1,36 \times 10^{-3}$ a été observée à la date $t = 1$ an. Il convient également de noter que la contribution du ^{226}Ra au risque de cancer est élevée par rapport à celle du ^{232}Th . Le ^{226}Ra est donc le principal contributeur au risque de cancer.

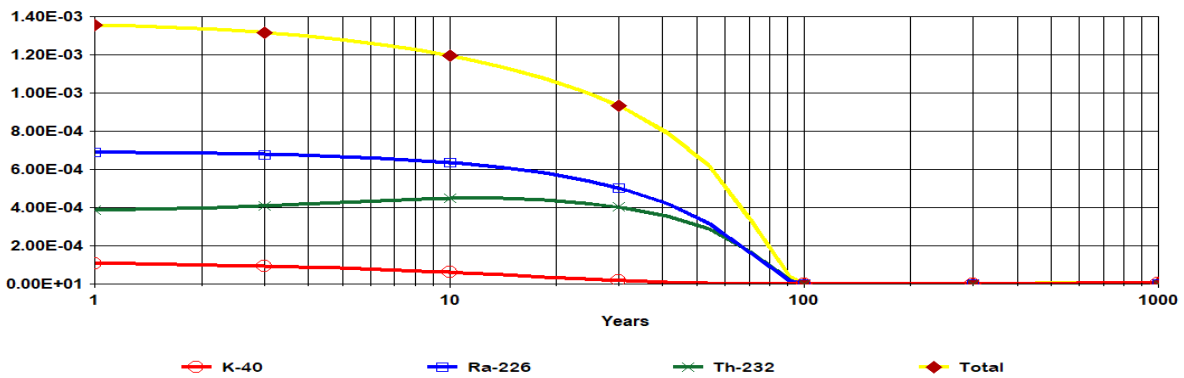


Figure 3.13 Contributions de tous les radionucléides au risque de cancer en fonction du temps

La figure 3.14 montre la variation du risque de cancer en tenant compte de toutes les voies d'exposition. La voie externe est la principale voie contribuant au risque de cancer. On observe une diminution de la contribution de toutes les voies de la date $t = 1$ an à $t = 100$ ans. Le risque tend vers zéro à partir de 100 ans.

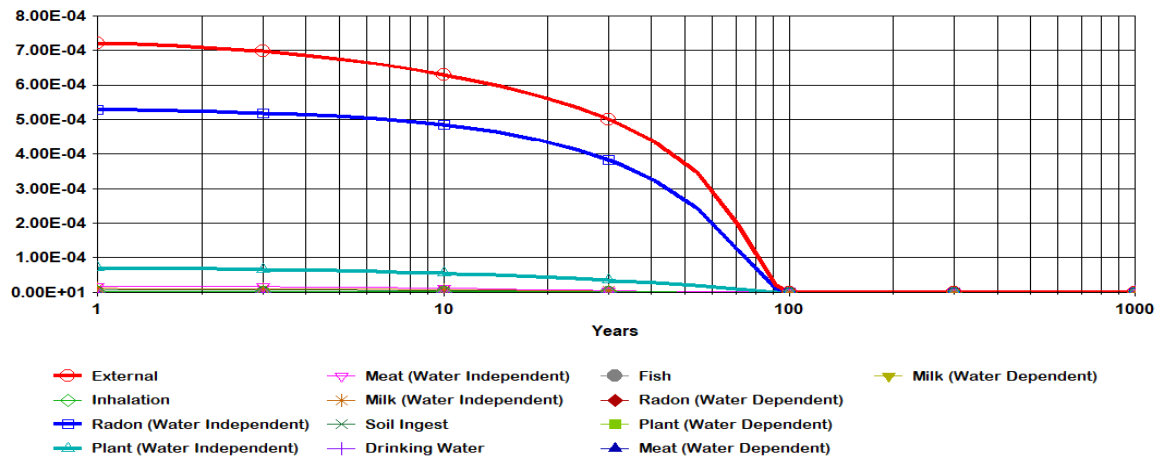


Figure 3.14 Contributions des voies d'exposition au risque de cancer

Le risque de cancer pour l'inhalation de radon et de ses descendants à la date $t = 1$ an (voie indépendante de l'eau) a été calculé. Il convient de noter que RESRAD évalue le risque lié au radon et au thoron en fonction de la concentration de ^{226}Ra et ^{232}Th [136]. Compte tenu des concentrations élevées de ^{232}Th dans les échantillons de sol de la zone d'étude actuelle, la contribution du thoron (^{220}Rn) au risque de cancer sera élevée. Ainsi, le risque de cancer du ^{222}Rn est de $4,83 \times 10^{-5}$; pour ses descendants de désintégration, le risque de cancer est de $9,52 \times 10^{-5}$ pour le ^{218}Po , de $1,21 \times 10^{-4}$ pour le ^{214}Pb et de $2,36 \times 10^{-4}$ pour le ^{214}Bi . Ces valeurs sont inférieures à la valeur limite de 3×10^{-4} , obtenue en utilisant la valeur recommandée de $0,25 \text{ mSv/an}$, sauf pour ^{214}Pb et ^{214}Bi . Pour ^{220}Rn , sa contribution au risque de cancer est de $1,8 \times 10^{-5}$, pour ses descendants de désintégration, le risque de cancer est de $2,83 \times 10^{-7}$ pour ^{216}Po , $9,9 \times 10^{-6}$ pour ^{212}Pb et $4,74 \times 10^{-6}$ pour ^{212}Bi . Ces valeurs sont élevées par rapport à celles du ^{222}Rn , car le ^{220}Rn est un produit de filiation du ^{232}Th , dont la concentration est plus élevée que celle du ^{226}Ra . Il faut noter que les contributions au risque de cancer du ^{222}Rn et du ^{220}Rn sont dix fois plus faibles que la limite de $3,00 \times 10^{-4}$, obtenue en utilisant la valeur recommandée de $0,25 \text{ mSv/an}$. D'autres études telles que [151, 175] ont été menées sur le radon, le thoron et les descendants du thoron dans la même région (Est et Ouest du Cameroun). Il ressort de ces études que la contribution du thoron à la dose d'inhalation due à l'exposition au radon et au thoron varie entre 7 et 70 % à Betare-Oya. Il est important de noter que RESRAD ne peut pas être un modèle approprié pour l'évaluation du risque lié au radon car il n'y a pas d'entrée directe pour la concentration d'activité du radon dans RESRAD [136].

L'analyse de sensibilité est l'étude de la manière dont l'incertitude dans la sortie d'un code peut être attribuée à l'incertitude dans ses entrées. Elle implique l'estimation d'indices de sensibilité qui quantifient l'influence d'une entrée ou d'un groupe d'entrées sur la sortie. Afin d'évaluer l'importance

de certains paramètres dans l'évaluation des risques, une analyse de sensibilité a été menée pour l'épaisseur de la zone contaminée, dont la variation peut influencer l'évaluation des risques environnementaux de notre zone d'étude [136].

La figure 3.115 et la figure 3.16 montrent la variation de la dose et du risque de cancer, respectivement. Dans les deux cas, on constate que si l'épaisseur de la zone contaminée est doublée, alors la dose et le risque de cancer augmentent, et si l'épaisseur est divisée par 2, ces deux paramètres diminuent. Ainsi, à la date $t = 1$ an, lorsque l'épaisseur est doublée, le risque de cancer augmente de $1,36 \times 10^{-3}$ à $2,24 \times 10^{-3}$ alors que lorsqu'elle est divisée par 2, le risque de cancer diminue de $1,36 \times 10^{-3}$ à $6,67 \times 10^{-4}$.

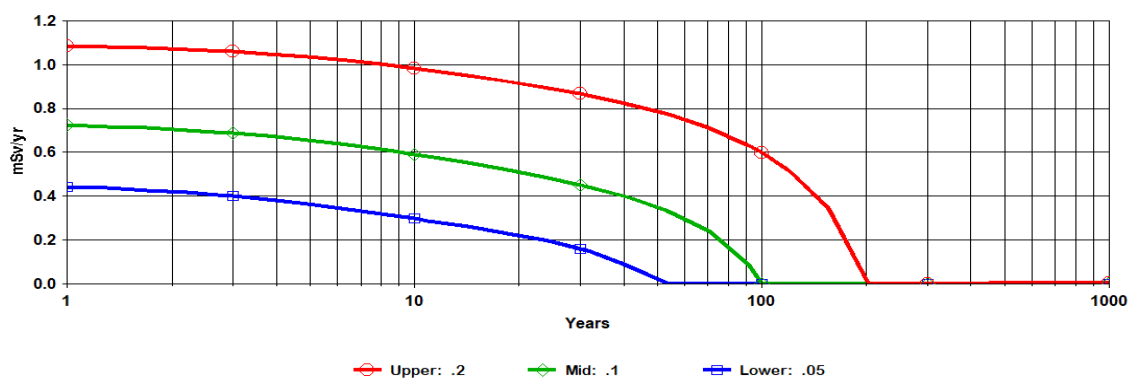


Figure 3.15 Dose totale en fonction du temps en tenant compte de l'analyse de sensibilité sur l'épaisseur de la zone contaminée.

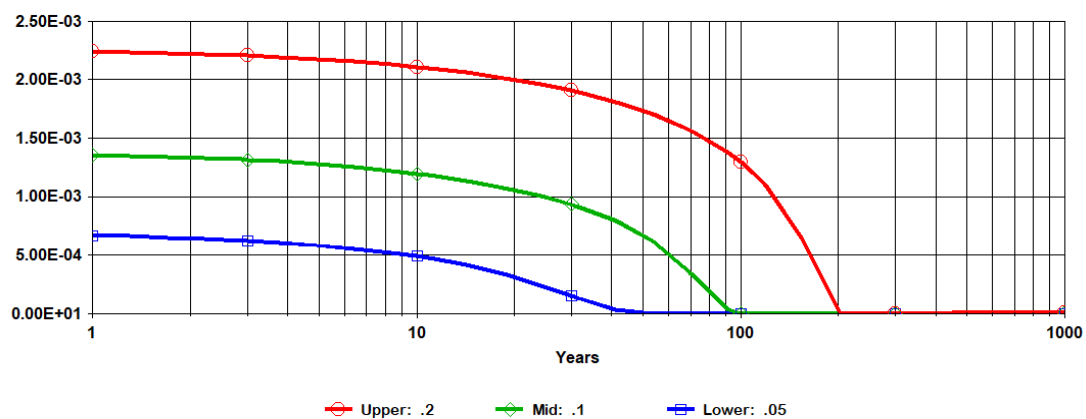


Figure 3.16 Risque de cancer en fonction du temps en utilisant l'analyse de sensibilité sur l'épaisseur de la zone contaminée.

Dans le but d'estimer le niveau de nettoyage du site contaminé étudié dans le présent travail, une épaisseur de la couverture propre de 1 m a été utilisée. La figure 3.17 montre la variation de la dose cumulée pour tous les radionucléides avec une épaisseur de couverture propre de 1m. Cette figure

montre qu'avec cette épaisseur de couverture, la dose due au ^{232}Th et au ^{40}K est insignifiante de la date $t = 0$ à la date $t = 100$ ans. D'autre part, nous observons une valeur stable de la dose égale à $0,16 \text{ mSv/an}$ due au ^{226}Ra de la date $t = 0$ à la date $t = 100$ ans. Cette valeur est inférieure à la valeur limite et par conséquent ne présente pas de risque sanitaire majeur. Pour une réduction considérable de la dose et du risque associé, il est donc important d'augmenter l'épaisseur de la couverture. La dose totale maximale de $0,52 \text{ mSv/an}$ est obtenue au temps $t = 1000$ ans.

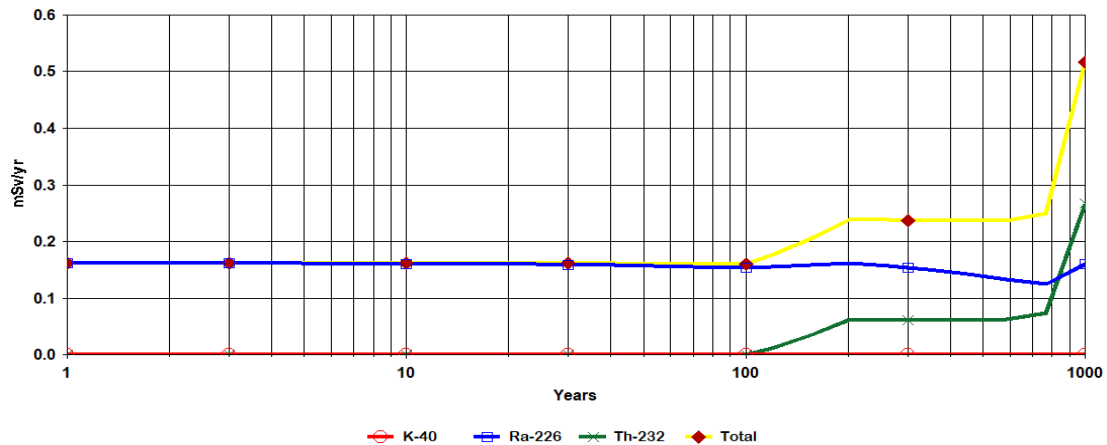


Figure 3.17 Dose totale de tous les radionucléides en utilisant une épaisseur de couverture de 1 m.

Conclusion

Ce chapitre a présenté les résultats du présent travail. La comparaison de ces résultats avec ceux d'autres études menées au Cameroun et dans d'autres pays a été faite. Il ressort de cette étude que les niveaux de radioactivité du ^{226}Ra et du ^{232}Th sont dans la gamme de la moyenne mondiale, cependant le niveau de radioactivité du ^{40}K était inférieur à la moyenne mondiale; L'excès de risque de cancer sur la vie entière (ELCR) suite à l'exposition au radon obtenue dans ce travail est deux fois plus élevée que le niveau d'action de 1,3% donné par le USEPA. En ce qui concerne les ETM, le risque non cancérigène pour les enfants et les adultes dépend des ETM et de leur voie d'exposition. Ainsi, il a été observé que les ETM qui contribuent le plus au développement du risque non cancérigène chez les enfants et les adultes sont Co, Fe et Ni.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET RECOMMANDATIONS

1. Conclusions

Ce travail de thèse a consisté à étudier le « niveau zéro » de la zone cobalto-nickelifère de Lomié dans laquelle se situe le gisement de cobalt-nickel-manganèse de Nkamouna avant sa mise en exploitation. Cette étude a conduit au prélèvement des échantillons du sol suivi d'une mesure de la radioactivité naturelle et des ETM, au déploiement des dosimètres de mesure du radon dans les habitations de la zone d'étude et à la mesure du radon dans le sol. L'étude a fourni des données de base importantes sur le niveau naturel de la radioactivité et la concentration en éléments traces et des risques associés dans le sol de la localité de Lomié, située dans l'Est du Cameroun.

Les résultats de l'étude montrent que les valeurs moyennes arithmétiques et géométriques correspondantes du débit de dose absorbé dans l'air mesuré à une hauteur de 1 m au-dessus du sol à 200 points d'échantillonnage différents sont respectivement de 0,41 mSv/an et 0,39 mSv/an. Toutes les valeurs du débit de dose externe obtenues dans cette étude sont inférieures à la valeur moyenne mondiale de 0,9 mSv/an (0,5 mSv/an pour le rayonnement terrestre et 0,4 mSv/an pour le rayonnement cosmique) donnée par l'UNSCEAR [37].

Les résultats de cette étude montrent que les niveaux de radioactivité du ^{226}Ra et du ^{232}Th sont dans la gamme de la moyenne mondiale, cependant le niveau de radioactivité du ^{40}K était inférieur à la moyenne mondiale. Les concentrations d'activité les plus élevées pour le ^{232}Th ont été trouvées dans les échantillons prélevés à proximité du site à fort potentiel minier de cobalt-nickel de Nkamouna, tandis que celles du ^{40}K et du ^{226}Ra ont été trouvées dans les échantillons prélevés à Kongo, un village situé à environ 2 km du site minier. La variation des concentrations d'activité dans la zone d'étude pourrait être attribuée d'une part aux différences de distribution des radionucléides naturels dans les roches et les sols qui constituent la géologie de la zone mais aussi à la déposition variable de la teneur en argile, qui constitue la formation de la géologie de la zone investiguée et d'autre part à l'excavation des sols lors de l'exploration du gisement de cobalt-nickel de Nkamouna-Kongo.

La distribution des concentrations du radon dans le sol et du radon (^{222}Rn) dans les habitations, et la teneur en ^{226}Ra dans le sol ont été présentées. Les doses annuelles dues à l'inhalation et à l'exposition externe, le risque excessif de cancer au cours de la vie entière et les corrélations entre le radon dans les habitations et le radon dans le sol, et entre la teneur en ^{226}Ra dans le sol et le radon dans le sol ont été évalués. Presque toutes les valeurs des concentrations du radon dans les habitations obtenues dans cette étude (99%) étaient supérieures à la valeur moyenne géométrique mondiale de 30 Bq m^{-3} donnée

par l'UNSCEAR. Presque toutes les valeurs de dose externe obtenues dans cette étude étaient inférieures à la valeur moyenne mondiale (0,9 mSv/an). La valeur moyenne de l'excès de risque de cancer sur la vie entière (ELCR) obtenue dans ce travail est deux fois plus élevée que le niveau d'action de 1,3 % donné par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA).

En ce qui concerne la mesure du radon, thoron et leurs descendants, les concentrations de radon varient de 33 à 75 Bq m⁻³ avec une moyenne arithmétique de 50 ± 1 Bq m⁻³ et une moyenne géométrique de 49 Bq m⁻³. Ces deux valeurs moyennes (MA et MG) sont inférieures à 300 Bq m⁻³, la valeur de référence recommandée par le CIPR. Pour le thoron, la valeur moyenne mondiale est fixée à 10 Bq m⁻³. Dans la présente étude, les concentrations de thoron varient entre 11 et 742 Bq m⁻³ avec une valeur moyenne de 203 Bq m⁻³. Ces concentrations dépassent 100 Bq m⁻³ dans 84% habitations, tandis que 12% ont une concentration supérieure à 300 Bq m⁻³. Aucune maison n'a une concentration inférieure à la valeur moyenne mondiale. Il est donc urgent de définir des niveaux d'action pour le thoron au niveau international. Pour toute la région, la contribution du thoron (Tn et TnP) à la dose efficace totale varie entre 0.82% et 73%, avec une valeur moyenne de 57%. Par conséquent, le thoron à travers ses descendants associés doit être pris en compte dans l'évaluation de la dose et des risques sanitaires. Lorsque la valeur 0,02 du facteur d'équilibre du thoron (FTn) donnée par l'UNSCEAR est utilisée dans le calcul, la dose efficace liée à l'inhalation du thoron et ses descendants varie de 0.05 à 3.55 mSv/an avec une moyenne de 0.91 mSv/an ; lorsque la méthode directe (concentration EETC des descendants du thoron) est utilisée, elle varie de 0.02 à 2.71 mSv/an avec une moyenne de 1.45 mSv/an. Ainsi, la valeur moyenne obtenue par la méthode indirecte est 1.6 fois inférieure à celle de obtenue directement de l'EETC.

Cette étude a également porté sur l'évaluation de la pollution par les éléments traces et ses risques d'exposition humaine dans la zone de cobalt-nickel de Nkamouna-Kongo à l'Est du Cameroun. Une forte hétérogénéité spatiale des concentrations a été observée dans l'analyse géochimique des éléments traces dans les trente échantillons prélevés dans cette localité. Cette variabilité a révélé que cinq échantillons prélevés à proximité immédiate du site minier étaient soumis à une forte contamination. L'étude du facteur d'enrichissement a montré que les éléments tels que Ba, Mn, Co, Cu, Zn, Ga, As et Pb sont moins enrichis, le nickel est moyennement enrichi et le chrome (Cr), dont le facteur d'enrichissement est compris entre 5 et 20, est fortement enrichi, ce qui indique qu'il est l'élément principal de la charge anthropique dans les sols collectés, principalement dans les échantillons situés à proximité immédiate du site minier de cobalt-manganèse-nickel. Cette analyse montre que la variation du facteur d'enrichissement est cohérente avec la distribution spatiale des concentrations. Quant à l'indice de géoaccumulation (Igeo), les métaux tels que le Zn, le Mn, le Co, le Cu, le Zn, le

Ga, l'As et le Pb ont des valeurs Igeo inférieures à 2, indiquant une absence de contamination du sol. En revanche, les sols collectés sont fortement contaminés en Chrome, Fer et Nickel. L'indice de risque écologique potentiel a été calculé pour Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Pb et Cd dans tous les échantillons. La moyenne des E_r^i obtenus a montré l'ordre suivant : $Cd > Cr > Ni > Pb > Cu > Mn > Zn$. L'évaluation du risque pour la santé humaine de l'exposition aux éléments traces a été faite avec le niveau de dépistage régional (RSL).

Les résultats obtenus ont montré que le risque cancérigène pour la population exposée par ingestion est élevé ($2,5 \times 10^{-3}$), tandis que le risque cutané est modéré ($7,08 \times 10^{-4}$) et le risque par inhalation est faible ($2,5 \times 10^{-7}$). Cette étude a montré que le risque non cancérigène pour les enfants et les adultes dépend des ETM et de leur voie d'exposition. Pour les enfants, la valeur HI totale ($1,47 \times 10^{+1}$) pour Co, Fe et Ni est plus de 10 fois supérieure à la valeur de référence, ce qui indique que des effets non cancérigènes peuvent se produire. Pour les adultes, le risque non cancérigène lié à l'exposition aux ETM individuels identifiés dans nos échantillons n'est pas préoccupant, mais la valeur HI de 1,51 indique que des effets non cancérigènes peuvent se produire. Ainsi, l'ensemble des données obtenues dans la présente étude permettra de protéger l'être humain des effets des rayonnements ionisants et d'avoir une idée du risque cancérigène et non cancérigène dû à l'exposition aux ETM.

Les concentrations de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans les trente échantillons de sol prélevés dans la localité de Lomié au Cameroun ont été utilisées comme paramètres d'entrée pour exécuter les codes RESRAD-BIOTA et RESRAD-ONSITE afin de déterminer le guide de concentration dans le biote (BCG), le débit de dose interne et externe au biote, le facteur de ratio de somme (FRS) et une évaluation du risque de cancer excessif. Les valeurs de débit de dose obtenues avec RESRAD-BIOTA version 1.8 sont inférieures aux limites de dose recommandées par le département de l'énergie américain (DOE). Ces résultats indiquent que les débits de dose ne constituent pas une menace pour les populations animales et végétales terrestres de la zone d'étude. La contribution de la dose externe obtenue à la date $t = 1$ an pour tous les radionucléides additionnés et toutes les voies de composants est de 0,4 mSv/an et est supérieure à la limite de dose de rayonnement de fond de $2,5 \times 10^{-1}$ mSv/an. La valeur maximale du risque total de cancer de $1,356 \times 10^{-3}$ a été obtenue à la date $t = 1$ an. Il convient également de noter que la contribution du ^{226}Ra au risque de cancer est élevée par rapport à celle du ^{232}Th . Le radium est donc le principal contributeur au risque de cancer. L'utilisation d'une épaisseur de couverture permet d'assainir le site contaminé à une dose de l'ordre de 10^{-5} mSv/an pour une période de 1 à 100 ans et la dose totale maximum de 0,52 mSv/an est observée au temps $t = 1000$ ans. Par conséquent, toutes les données obtenues dans la présente étude aideront à protéger les humains, les animaux et les plantes terrestres des effets des rayonnements ionisants et à avoir une idée du risque de cancer dû à l'exposition

aux radionucléides naturels. Une évaluation environnementale est prévue pendant et après l'exploitation minière afin de mettre en évidence son impact pour une meilleure protection radiologique du public et de l'environnement.

2. Recommandations et perspectives

- i.* Les résultats de cette étude montrent que les concentrations des radionucléides ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K se situent dans les limites acceptables. Cependant, des études pendant et après l'exploitation du gisement de cobalt-nickel doivent être menées afin d'évaluer l'impact de l'exploitation sur l'environnement.
- ii.* Presque toutes les valeurs des concentrations de radon à l'intérieur des habitations obtenues dans cette étude (99%) étaient supérieures à la valeur moyenne géométrique mondiale de la concentration d'activité du radon de 30 Bq m^{-3} donnée par l'UNSCEAR. Les résultats de la présente étude ont permis d'établir les niveaux de référence pour la politique nationale du radon afin de minimiser l'exposition due à ce dernier. Les populations de Lomié et ses environs sont encouragées à construire des maisons bien ventilées pour réduire l'exposition au radon;
- iii.* Nous envisageons mesurer le radon dans l'eau consommée par la population de Lomié et ses environs ;
- iv.* Aucune habitation n'a présenté une concentration du thoron inférieure à la valeur moyenne mondiale de 10 Bq m^{-3} . Il est donc urgent de définir des niveaux d'action pour le thoron au niveau international ;
- v.* La contribution du thoron (Tn et TnP) à la dose totale d'inhalation varie entre 2% et 74%, avec une valeur moyenne de 57%. Par conséquent, le thoron à travers ses descendants associés doit être pris en compte dans l'évaluation de la dose et des risques sanitaires ;
- vi.* L'utilisation du facteur d'équilibre donné par l'UNSCEAR entre le Rn, le Tn et leurs descendants sous-estime la dose d'inhalation. Il est donc important de mesurer leurs concentrations directement à l'aide des détecteurs appropriés, afin d'évaluer correctement la dose d'inhalation.
- vii.* Les autorités camerounaises sont encouragées à sensibiliser le public sur la question de l'exposition au Rn, Tn, RnP, TnP et à la prise en considération de certaines mesures correctives pour la protection contre ces gaz dans les habitations.
- viii.* Prendre en compte l'exposition au radon et au thoron dans le plan de construction des maisons.

- ix.** Une forte hétérogénéité spatiale des concentrations a été observée dans l'analyse géochimique des éléments traces dans les trente échantillons prélevés dans cette localité. Cette variabilité a révélé que cinq échantillons prélevés à proximité immédiate du site minier étaient soumis à une forte contamination. À l'avenir, il serait souhaitable de compléter notre étude en l'étendant à la distribution des éléments traces dans l'eau, les sédiments et les aliments dans la zone étudiée.
- x.** Pour ce qui est de l'exposition aux ETMs, il faut éviter de consommer les aliments (plantes et animaux) provenant du site ou à proximité du site minier.
- xi.** Cette étude sur les niveaux naturels de la radioactivité et des ETM du gisement du cobalt-nickel de Nkamouna-Kongo peut être utilisée comme données de base pour l'information du public et pour le développement de politiques de radioprotection.
- xii.** Cette étude peut être étendue à d'autres localités à fort potentiel minier du Cameroun.

CONTRIBUTION

Ce travail de thèse est une contribution majeure dans le domaine de radioprotection. Sur le plan international, cette thèse a permis de définir des niveaux d'action pour le thoron dont la valeur proposée pour la toute première fois par le Cameroun au niveau international est de 500 Bq/m^3 . Elle a également soulevé la problématique de l'exposition du public au Tn et TnP et a permis de prendre en compte leurs contributions à la dose efficace totale et aux risques associés; ce travail a aussi remis en cause l'usage du facteur d'équilibre entre un gaz et ses produits de filiation donné par l'UNSCEAR dans l'estimation de la dose et a mis par conséquent en évidence l'importance de la mesure directe des concentrations de RnP et TnP pour une estimation correcte de la dose.

Sur le plan national, ce travail est une contribution majeure à la cartographie de la radioactivité naturelle et des ETMs. Il a également Contribué à la mise en place du Plan National Radon au Cameroun, dont les niveaux de référence pour le Rn et le Tn ont été définis.

Sur le plan local, les résultats de cette thèse peut servir de base des données permettant de suivre l'évolution de la radioactivité dans la zone et de faciliter la prise de décisions chez les décideurs une fois l'exploitation minière lancée.

ANNEXE

A.1. RADIOACTIVITÉ

1.1. Particules alpha (α)

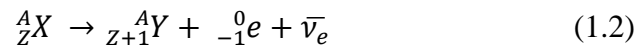
Ce sont de petites particules chargées positivement qui sont éjectées spontanément des noyaux de certains éléments radioactifs. Elles sont identiques au noyau d'hélium, dont le nombre de masse est de 4 et la charge électrostatique de +2. Elles ont un faible pouvoir de pénétration et une courte portée (quelques centimètres dans l'air). En fait, la désintégration alpha est observée pour les éléments plus lourds que le plomb et pour quelques noyaux aussi légers que les éléments lanthanides [189]. Elle peut s'écrire symboliquement comme suit :



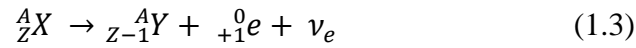
La particule alpha la plus énergétique ne pénètre généralement pas les couches de cellules mortes qui recouvrent la peau, et peut être facilement arrêtée par une feuille de papier. Les particules alpha sont dangereuses lorsqu'un isotope émetteur de particules alpha se trouve à l'intérieur du corps. Les particules alpha interagissent avec la matière principalement par les forces de coulomb entre leur charge positive et la charge négative des électrons dans les orbitales atomiques. Elles transfèrent de l'énergie principalement par excitation, c'est-à-dire lorsque la particule chargée peut transférer de l'énergie à l'atome, faisant passer les électrons à des niveaux d'énergie plus élevés, ou par ionisation, c'est-à-dire lorsque la particule chargée a suffisamment d'énergie pour enlever un électron [190]. Il en résulte la création de paires d'ions dans la matière environnante. Les isotopes α actifs naturels sont le ^{147}Sm et les éléments du ^{232}Th , ^{235}U et ^{238}U , et ceux qui sont artificiels sont les lanthanides et les actinides, par exemple la famille ^{239}Np [191].

1.2. Particules beta (β)

Les particules bêta (β) sont considérées comme un électron ou un positron, qui se caractérisent par leur énergie et leur vitesse élevées, produites par la désintégration radioactive d'un noyau atomique, qui se produit dans la phase de désintégration [30]. Dans le processus de la désintégration bêta, un électron ou un positron est émis. Cette émission est accompagnée de l'émission d'un antineutrino (désintégration β^-) ou d'un neutrino (désintégration β^+), qui partage l'énergie et le momentum de la désintégration. Un noyau atomique instable (A_ZX) avec un excès de neutrons peut subir une désintégration β^- , où un neutron est converti en un proton, un électron et un antineutrino électronique (l'antiparticule du neutrino) :



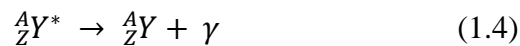
Les noyaux atomiques instables avec un excès de protons peuvent subir une désintégration β^+ , également appelée désintégration positronique, où un noyau riche en proton émet un positron (antiparticule d'électron).



Des trois types courants de rayonnement émis par les matières radioactives, alpha, bêta et gamma, c'est le bêta qui a le pouvoir de pénétration moyen et le pouvoir ionisant moyen [32, 179]. Bien que l'énergie de la particule bêta émise par différentes matières radioactives varie, la plupart des particules bêta peuvent être arrêtées par quelques millimètres d'aluminium. Étant composé de particules chargées, le rayonnement bêta est plus fortement ionisant que le rayonnement gamma [30].

1.3. Rayonnements gamma

Les rayons gamma, également connus sous le nom de rayonnement gamma, désignent un rayonnement électromagnétique (sans masse au repos, sans charge) de très haute énergie. Les rayons gamma sont des photons de haute énergie avec des longueurs d'onde très courtes et donc une fréquence très élevée. Les rayons gamma et les rayons X sont tous deux des formes de rayonnement électromagnétique [193]. Leur spectre électromagnétique se chevauche. Ils se distinguent en fonction de leur source. Les rayons gamma proviennent du noyau et sont issus de la désintégration, tandis que les rayons X proviennent du nuage d'électrons qui entoure le noyau. Ils se distinguent également en fonction de leur énergie. Les rayons gamma n'étant en substance que des photons de très haute énergie, ils sont très pénétrants dans la matière et donc biologiquement dangereux [180, 181]. Les rayons gamma peuvent parcourir des milliers de mètres dans l'air et traverser facilement le corps humain. Les rayons gamma sont émis par des noyaux instables lorsqu'ils passent d'un état de haute énergie à un état plus bas, connu sous le nom de désintégration gamma [194]. L'équation suivante décrit la désintégration gamma d'un noyau A_ZY :



Le rayonnement gamma présente un risque important pour la santé. Ces rayons sont une forme de rayonnement ionisant, ce qui signifie qu'ils ont suffisamment d'énergie pour enlever les électrons des atomes et des molécules. Cependant, ils sont moins susceptibles d'être endommagés par ionisation que les rayons alpha ou bêta moins pénétrants. L'énergie élevée du rayonnement signifie également que les rayons gamma ont un fort pouvoir de pénétration. Ils traversent la peau et endommagent les organes internes et la moelle osseuse [182, 183].

1.4. Lois de décroissance

La loi de décroissance des noyaux radioactifs a été établie expérimentalement en 1902 par Rutherford et Soddy [197]. Si l'on observe un nombre suffisamment important d'atomes radioactifs pendant un temps suffisamment long, on constate que la loi de la décroissance radioactive est la suivante :

$$-\frac{dN}{dt} = \lambda N \quad (1.5)$$

Où N est le nombre d'atomes d'un certain radionucléide, $-\frac{dN}{dt}$ est le taux de désintégration, et λ la constante de désintégration ou de décroissance (s^{-1}). Le signe négatif est nécessaire car N diminue lorsque le temps t augmente. L'équation (1.5) est la mesure de la probabilité de désintégration radioactive.

L'intégration de l'équation (1.5) donne :

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (1.6)$$

Où N_0 est le nombre d'atomes radioactifs au temps $t = 0$. Au lieu de la constante de désintégration λ , la demi-vie $t_{1/2}$ est fréquemment utilisée. Il s'agit du temps après lequel la moitié des atomes radioactifs se sont désintégrés. Pour trouver $t_{1/2}$ en fonction de λ , nous écrivons à partir de l'équation (1.6) au temps $t = t_{1/2}$:

$$\frac{1}{2} = e^{-\lambda t_{1/2}} \quad (1.7)$$

$$\Rightarrow t_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (1.8)$$

L'activité A d'un radionucléide est donnée par son taux de désintégration :

$$A = \frac{dN}{dt} = \lambda N = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} N \quad (1.9)$$

La dimension est s^{-1} , et l'unité est appelée becquerel (Bq) : $1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$. Une unité plus ancienne encore utilisée est le curie (Ci). Elle est liée à l'activité de 1 g de ^{226}Ra et est définie comme suit : $1 \text{ Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{ s}^{-1} = 37 \text{ GBq}$. Comme l'activité A est proportionnelle au nombre N d'atomes radioactifs, la loi exponentielle, équation (1.6), s'applique également à l'activité :

$$A = A_0 e^{-\lambda t} \quad (1.10)$$

A.2. Interaction des rayonnements avec la matière

Une des caractéristiques essentielles des rayonnements ionisants (photons, neutrons, particules chargées, etc.) est leur capacité à pénétrer et à interagir avec la matière. Dans ces interactions, le rayonnement perd une partie ou la totalité de son énergie au profit du milieu qu'il traverse au moyen de différents mécanismes d'interaction qui dépendent essentiellement du type de rayonnement, de son énergie et des propriétés du milieu matériel avec lequel il interagit [185, 186]. Ces processus d'interaction du rayonnement avec la matière sont à l'origine des effets du rayonnement (en particulier des effets biologiques sur les êtres vivants) et déterminent les conditions de propagation du rayonnement dans un milieu matériel ainsi que la conception d'un blindage approprié pour chaque type de rayonnement. L'interaction du rayonnement avec un matériau donné dépend principalement de sa charge électrique et de sa masse [185, 187].

2.1. Effet photoélectrique

L'effet photoélectrique se produit lorsqu'une interaction a lieu entre un photon et un atome, représenté par l'un de ses électrons suffisamment lié [201]. La conséquence d'une interaction photoélectrique est l'émission d'électrons (photoélectrons), due à l'absorption totale de l'énergie du photon par l'électron lié. L'énergie d'émission des photoélectrons est :

$$E_f = E_\gamma + E_b \quad (1.11)$$

Où E_h est l'énergie du photon incident et E_b est l'énergie de liaison de l'électron à l'atome.

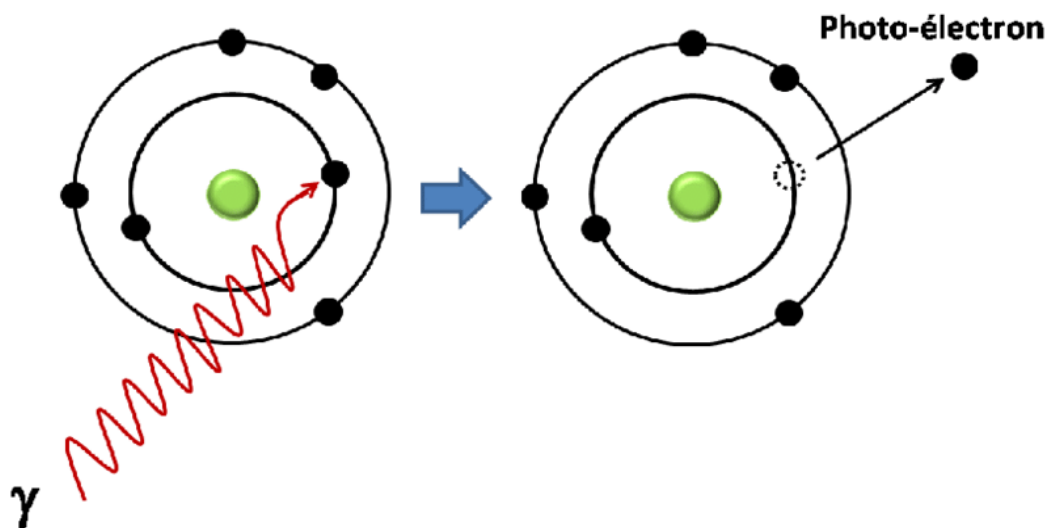


Figure A.1 Effet photoélectrique [201]

2.2. Effet Compton

L'effet Compton a lieu lors de l'interaction entre un photon et un électron faiblement lié à l'atome ($E_b \ll E$) qui peut être considéré comme libre, la collision étant considérée comme élastique. Lors de la collision avec le photon primaire, d'énergie $h\nu$, l'électron est dévié d'un angle, avec une énergie E_e , tandis que le photon primaire est dispersé d'un angle et son énergie diminue jusqu'à $h\nu'$ [202]. Le principe de conservation de l'énergie nous permet d'écrire, en négligeant l'énergie de liaison de l'électron :

$$h\nu = h\nu' + E_e \quad (1.12)$$

L'application des principes de conservation de l'énergie et de la quantité de mouvement dans des conditions relativistes permet de calculer la valeur de l'énergie du photon diffusé $h\nu'$:

$$h\nu' = \frac{h\nu}{1 + \alpha(1 - \cos\Phi)} \quad (1.13)$$

Avec $\alpha = h\nu / m_0c^2$, où m_0 est la masse au repos de l'électron. L'énergie cinétique de l'électron en collision est :

$$T = h\nu - h\nu' = h\nu \times \frac{\alpha(1 - \cos\Phi)}{1 + \alpha(1 - \cos\Phi)} \quad (1.14)$$

de sorte que T atteint une valeur maximale pour $\Phi = \pi$ (rétrodiffusion) qui est de :

$$T_{max} = h\nu \times \frac{2\alpha}{1 + 2\alpha} \quad (1.15)$$

L'effet Compton, comme l'effet photoélectrique, donne lieu à un atome ionisé résiduel, mais dans ce cas, la vacance se trouve dans une coquille peu profonde, généralement la coquille la plus externe (électrons de valence), de sorte que si un rayonnement électromagnétique de désexcitation est émis, il sera de faible énergie Figure A.2.

$$h\nu = h\nu' + E_e$$

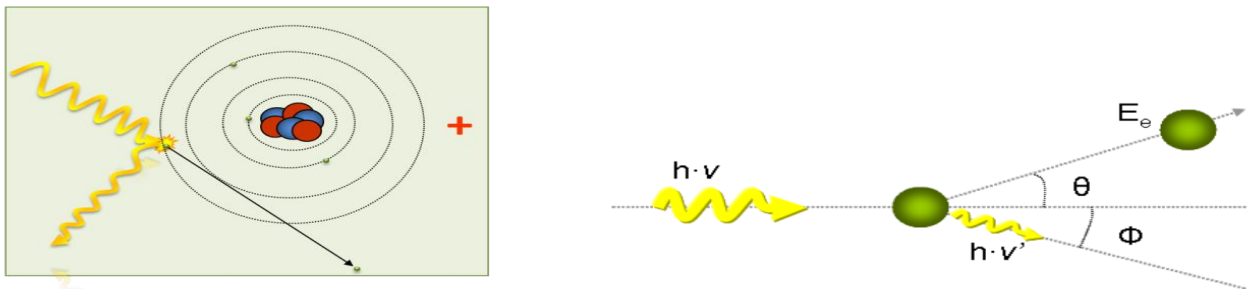


Figure A.2 Effet Compton [202]

2.3. Production de paires

L'effet de création de paires a lieu avec des photons de haute énergie, et représente un processus de matérialisation de l'énergie au sens de la mécanique relativiste. Le phénomène qui se produit est la disparition du photon dans le champ du noyau, et la création à sa place d'une paire positron-électron [203]. Le principe de conservation de l'énergie s'exprime ici comme suit :

$$h\nu = 2m_0c^2 + E_+ + E_- \quad (1.16)$$

Où E_+ et E_- représentent respectivement les énergies cinétiques du positron et de l'électron. Le processus de formation des paires est représenté de manière schématique dans la figure A.3. La création est impossible pour les photons dont l'énergie est inférieure à 1,02 MeV, cette valeur est donc le seuil d'énergie du processus [203].

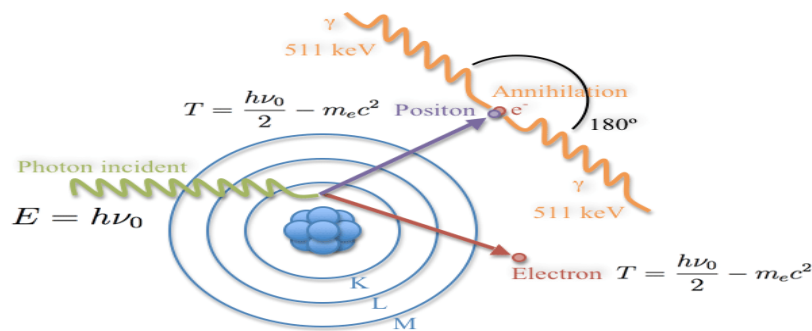


Figure A.3 Phénomène de création des paires [203]

Les positrons résultant de la création de paires, comme ceux de la désintégration bêta positive, s'annihilent lorsqu'ils se combinent avec des électrons dans le milieu d'interaction. C'est pourquoi, dans l'interaction du rayonnement gamma de haute énergie ($E > 1,02$ MeV), le phénomène s'accompagne d'un rayonnement d'annihilation [203].

2.4. Interactions des particules chargées lourdes

Une particule lourde chargée qui traverse la matière perd de l'énergie principalement par l'ionisation et l'excitation des atomes. (Excepté à faible vitesse, une particule chargée lourde perd une quantité négligeable d'énergie dans les collisions nucléaires). La particule chargée en mouvement exerce des forces électromagnétiques sur les électrons atomiques et leur transmet de l'énergie. L'énergie transférée peut être suffisante pour faire tomber un électron d'un atome et ainsi l'ioniser, ou elle peut laisser l'atome dans un état excité, non ionisé. Une particule lourde chargée ne peut transférer qu'une petite fraction de son énergie dans une seule collision électronique. Sa déviation dans la collision est négligeable. Ainsi, une particule lourde chargée parcourt un chemin presque rectiligne à

travers la matière, perdant presque continuellement de l'énergie en petites quantités par des collisions avec les électrons atomiques, laissant dans son sillage des atomes ionisés et excités [199].

La propriété la plus intéressante des particules de rayonnement lourd est la modification du transfert d'énergie linéaire (TLE) lors de la pénétration dans les tissus. Les particules déposent des énergies plus faibles dans les premières couches, tandis qu'elles peuvent déposer leurs énergies restantes à des profondeurs particulières. Ces profondeurs dépendent de l'énergie, de la masse et de la charge des particules. Les masses plus élevées des particules chargées par rapport aux électrons entraînent un faible dépôt d'énergie le long de leur trajectoire. Cependant, une charge plus élevée et une énergie plus faible entraînent un dépôt d'énergie plus important. Ces propriétés des particules chargées lourdes entraînent un dépôt d'énergie plus faible dans la première gamme de particules, tandis qu'elles déposent la plupart de leurs énergies à la fin de leur gamme. L'extrémité de la trajectoire d'une particule qui reçoit une énergie élevée est connue sous le nom de pic de Bragg [204]. Après le pic de Bragg, une faible énergie peut être déposée. Cependant, pour les particules plus lourdes telles que les ions carbonés, silicium et fer, des doses de rayonnement plus élevées peuvent être déposées après le pic de Bragg. Il en résulte une fragmentation des particules, conduisant à la formation de quelques fragments de poids inférieur. Dans cette situation, la fragmentation est responsable du dépôt de la dose derrière le pic [191, 192].

2.5. Interactions des particules chargées légères

En comparaison aux particules chargées lourdes, les électrons perdent leur énergie à un rythme plus lent et suivent un chemin beaucoup plus tortueux à travers les matériaux absorbants. Les électrons diffèrent également des particules chargées lourdes en ce que l'énergie peut être perdue par des processus radiatifs ainsi que par des interactions coulombiennes. Ces pertes radiatives prennent la forme de bremsstrahlung ou de rayonnement électromagnétique, qui peut émaner de n'importe quelle position le long de la trajectoire de l'électron. D'après la théorie classique, toute charge doit émettre de l'énergie lorsqu'elle est accélérée, et les déviations de l'électron dans ses interactions avec l'absorbeur correspondent à cette accélération [206].

2.6. Phénomène d'excitation et d'ionisation

Ces interactions sont les plus probables. L'électron incident transfère une partie de son énergie cinétique à l'électron atomique, selon la valeur de la quantité d'énergie transférée, l'une ou l'autre de ces réactions aura lieu : Soit ΔE l'énergie cinétique de l'électron incident et WL l'énergie de liaison des électrons de l'atome cible [74, 194]. Selon que ΔE est suffisant ou non pour éjecter l'électron de son orbite, deux phénomènes peuvent se produire :

- Si $\Delta E \geq WL$: l'électron de la cible est éjecté de son orbite avec une énergie cinétique ($\Delta E - WL$), et une ionisation de l'atome cible se produit. L'électron éjecté, appelé électron secondaire, peut à son tour créer d'autres ionisations si son énergie cinétique est suffisante.
- Si $\Delta E < WL$: le transfert d'énergie ΔE ne peut produire aucune ionisation mais, peut transporter l'électron cible vers un niveau d'énergie supérieur, avec excitation de l'atome cible.

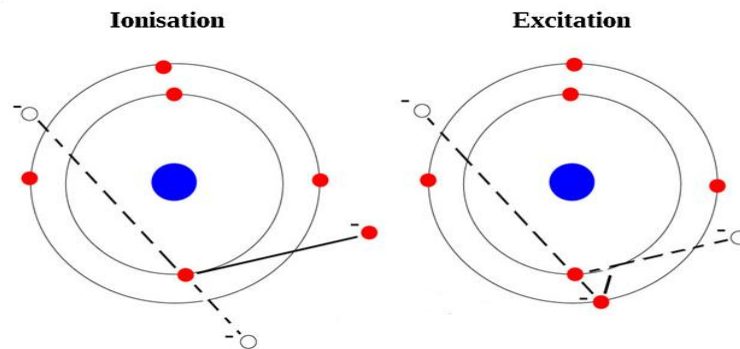


Figure A.4 Phénomène d'excitation et d'ionisation [207]

2.7. Bremsstrahlung

Bremsstrahlung, (allemand : "rayonnement de freinage"), rayonnement électromagnétique produit par un ralentissement ou une déviation soudaine des particules chargées (en particulier des électrons) traversant la matière au voisinage des champs électriques puissants des noyaux atomiques [208]. Le bremsstrahlung, par exemple, explique les spectres continus de rayons X, c'est-à-dire la composante des rayons X dont l'énergie couvre toute une gamme allant d'une valeur maximale vers le bas en passant par des valeurs plus faibles. Pour générer le bremsstrahlung, certains électrons projetés sur une cible métallique dans un tube à rayons X sont immobilisés par une collision frontale avec un noyau et voient ainsi toute leur énergie de mouvement convertie en une radiation d'énergie maximale [209]. D'autres électrons provenant du même faisceau incident s'immobilisent après avoir été déviés plusieurs fois par les noyaux chargés positivement. Chaque déviation donne lieu à une impulsion d'énergie électromagnétique, ou photon, d'une énergie inférieure au maximum. Bremsstrahlung est l'un des processus par lesquels les rayons cosmiques dissipent une partie de leur énergie dans l'atmosphère terrestre. Les rayons X solaires ont été attribués au bremsstrahlung généré par des électrons rapides traversant la matière dans la partie de l'atmosphère du Soleil appelée chromosphère [208].

A.3. Grandeurs et unités dosimétriques

Les mesures de rayonnement et les études sur les effets des rayonnements nécessitent diverses spécifications du champ de rayonnement au point d'intérêt. La dosimétrie des rayonnements traite des méthodes de détermination quantitative de l'énergie déposée dans un milieu donné par des

rayonnements directement ou indirectement ionisants. Un certain nombre de quantités et d'unités ont été définies pour décrire le faisceau de rayonnement. Les quantités dosimétriques les plus couramment utilisées et leurs unités sont définies ci-dessous.

3.1. Exposition

Quantité utilisée pour exprimer le rayonnement ionisant externe, ou pour indiquer la présence de radionucléides ou de rayonnements affectant des individus ou des populations (par exemple, "exposition" aux radionucléides dans l'environnement). La quantité d'exposition (\dot{X}) reflète l'intensité des rayons gamma ou des rayons X et la durée de l'exposition. Plus précisément, il s'agit d'une mesure de la charge des ions d'un signe résultant de l'interaction des photons de rayons gamma et de rayons X dans une masse d'air déterminée [210].

Cette quantité d'exposition est définie par l'ICRU (International Commission on Radiation Units and Measurements) comme le quotient de la charge ΔQ par le volume d'air massique Δm .

$$\dot{X} = \frac{\Delta Q}{\Delta m} \quad (1.17)$$

3.2. Kerma

Kerma est l'acronyme de “**K**inetic **E**nergy **R**elaxed per unit **M**Ass”. Il s'agit d'une quantité non-stochastique applicable aux rayonnements indirectement ionisants, tels que les photons et les neutrons. Il quantifie la quantité moyenne d'énergie transférée du rayonnement indirectement ionisant au rayonnement directement ionisant sans se préoccuper de ce qui se passe après ce transfert [210]. Le kerma est défini comme l'énergie moyenne transférée du rayonnement indirectement ionisant aux particules chargées (électrons) dans le milieu \bar{E}_{tr} par unité de masse dm .

$$K = \frac{d\bar{E}_{tr}}{dm} \quad (1.18)$$

L'unité de kerma est le joule par kilogramme ($J \cdot kg^{-1}$). Le nom spécial de l'unité de kerma est le gray (Gy), où $1 Gy = 1 J \cdot kg^{-1}$.

3.3. Dose absorbée

La dose absorbée est une quantité non stochastique applicable à la fois aux rayonnements indirectement et directement ionisants. Dans le cas des rayonnements indirectement ionisants, l'énergie est transmise à la matière selon un processus en deux étapes. Dans la première étape (résultant en un kerma), le rayonnement indirectement ionisant transfère de l'énergie sous forme d'énergie cinétique à des particules chargées secondaires. Dans la deuxième étape, ces particules chargées transfèrent une

partie de leur énergie cinétique au milieu (ce qui entraîne une dose absorbée) et perdent une partie de leur énergie sous forme de pertes par bremsstrahlung [210].

La dose absorbée est définie comme l'énergie moyenne ε communiquée par le rayonnement ionisant à la matière de masse m dans un volume fini V donnée par :

$$D = \frac{d\bar{\varepsilon}}{dm} \quad (1.19)$$

L'énergie impartie ε est la somme de toute l'énergie entrant dans le volume d'intérêt moins toute l'énergie sortant du volume, en tenant compte de toute conversion masse-énergie dans le volume. La production de paires, par exemple, diminue l'énergie de 1,022 MeV, tandis que l'annihilation électron-positron augmente l'énergie de la même quantité.

L'unité de dose absorbée est le joule par kilogramme (J kg^{-1}). Le nom spécial de l'unité de dose absorbée est le gray (Gy).

3.4. Débit de dose absorbée

Le débit de dose absorbée, \dot{D} (nGy h^{-1}) est le quotient de dD par dt , où dD est l'incrément de dose absorbée pendant l'intervalle de temps correspondant dt :

$$\dot{D} = \frac{dD}{dt} \quad (1.20)$$

3.5. Dose équivalente

La dose équivalente (symbole H_T) est une mesure de la dose de rayonnement reçue par les tissus où l'on a tenté de tenir compte des différents effets biologiques relatifs des différents types de rayonnement ionisant. En termes quantitatifs, la dose équivalente est moins fondamentale que la dose absorbée, mais elle est plus significative sur le plan biologique. La dose équivalente est mesurée à l'aide du sievert, mais le rem est encore couramment utilisé ($1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$). La dose équivalente (H_T) est calculée en multipliant la dose absorbée par l'organe ou le tissu (D_T) par le facteur de pondération du rayonnement, w_R . Ce facteur dépend du type et de l'énergie du rayonnement incident.

En 2007, la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) a publié une nouvelle série de facteurs de pondération des rayonnements [70] comme suit :

- photon, toutes énergies = 1
- électron, muons, toutes les énergies = 1
- protons, pions chargés = 2
- particules alpha, fragments de fission, ions lourds = 20

$$\sum_R D_{T,R} \times w_R \quad (1.21)$$

3.6. Dose efficace

La dose efficace est utilisée pour comparer le risque stochastique d'une exposition non uniforme aux rayonnements. Les tissus de l'organisme réagissent différemment aux rayonnements et l'induction du cancer se produit à un taux de dose différent selon les tissus. Par conséquent, la dose efficace est le risque de développer un cancer mortel dans le tissu en question. Si le corps est uniformément irradié, la somme des facteurs de pondération des tissus est égale à un. La dose efficace est calculée en multipliant la dose équivalente (H_T) par un facteur de pondération tissulaire (W_T). Pour tout examen, la dose effective reçue par chaque partie du corps peut être additionnée après avoir été multipliée par son facteur de pondération [73, 197].

$$E = \sum_T w_T \times H_T = \sum_T w_T \sum_R D_{T,R} \times w_R \quad (1.22)$$

Le débit de dose efficace équivalent est également la dose efficace basée sur le temps d'exposition (Sv yr^{-1}).

Pour calculer la dose efficace, les valeurs de dose équivalente de chaque organe sont multipliées par le facteur de pondération des tissus respectifs et les produits sont additionnés. La somme des facteurs de pondération est égale à 1.

En 2007, la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) a publié un nouvel ensemble de facteurs de pondération des tissus, comme indiqué ci-dessous :

- $W_T = 0,12$ (pour chacun des 6) : estomac, côlon, poumon, moelle osseuse (rouge), sein et autres tissus*.
- $W_T = 0,08$: gonades
- $W_T = 0,04$: vessie, œsophage, foie, thyroïde
- $W_T = 0,01$: surface osseuse, peau, cerveau, glandes salivaires.

*Les tissus restants, collectivement (13 organes) : surrénales, région extrathoracique, vésicule biliaire, cœur, rein, ganglions lymphatiques, muscle, muqueuse buccale, pancréas, intestin grêle, rate, thymus, et utérus/cervix (♀), prostate(♂) [70].

A.4. Limitation de l'exposition aux rayonnements

L'exposition artificielle ou L'exposition aux rayonnements, qu'elle soit artificielle ou naturelle, peut être réduite de trois manières principales : le temps, la distance et le blindage [138].

- **Le temps**

Les personnes qui travaillent dans des zones présentant des niveaux élevés de rayonnement peuvent minimiser la période ou le temps d'exposition afin de réduire la quantité de dose reçue du rayonnement. En effet, la dose de rayonnement absorbée est directement proportionnelle au temps d'exposition (Dose = débit de dose x temps). Par conséquent, pour réduire la dose reçue, il est nécessaire de limiter le temps passé dans la zone.

- **La distance**

Les personnes travaillant dans un environnement de rayonnement doivent rester aussi loin que possible des sources de rayonnement car la dose de rayonnement absorbée (R_d) reçue diminue fortement avec l'augmentation de la distance (d) selon la loi du carré inverse ($R_d \propto 1/d^2$). Par conséquent, les personnes qui restent à proximité d'une source de rayonnement sont éloignées de la source ou de la zone pour réduire l'exposition au rayonnement.

- **Le blindage**

Les barrières comme la peau, les feuilles d'aluminium, l'air, le papier, les blocs de béton, les blocs de plomb peuvent être utilisés pour bloquer ou réduire la quantité de rayonnement passant d'une extrémité à l'autre. Le blindage peut être utilisé pour réduire la quantité de rayonnement atteignant un travailleur en créant une barrière pour atténuer le rayonnement. Plus le matériau est épais, plus la quantité de rayonnement est bloquée. L'épaisseur du matériau qui réduit de moitié la quantité de rayonnement est appelée épaisseur de demi-atténuation. L'épaisseur de demi-atténuation dépend du matériau de blindage et du type de rayonnement.

Références bibliographiques

- [1] USEPA, “United States Environmental Protection Agency. Assessment of Risks from Radon in Homes,” *Air Radiat.*, no. June, 2003.
- [2] R. Yongue-Fouateu, R. T. Ghogomu, J. Penaye, G.E. Ekodeck, H. Stendal, and F. Colin d, “Nickel and cobalt distribution in the laterites of the Lomie region , south-east Cameroon,” *J. African Earth Sci.*, vol. 45, no. October 2017, pp. 33–47, 2006, doi: 10.1016/j.jafrearsci.2006.01.003.
- [3] Saïdou, Abdourahimi, T. F. Y. Siaka, and O. Bouba, “Indoor radon measurements in the uranium regions of Poli,” *J. Environ. Radioact.*, vol. 136, pp. 36–40, 2014, doi: 10.1016/j.jenvrad.2014.05.001.
- [4] Saïdou, S. Tokonami, M. Hosoda, N. I. J. E. Ndjana, and S. D. S. Takoukam, “Naturel radiation exposure to the public in mining and ore bearing regions of Cameroon,” *Radiat. Prot. Dosimetry*, pp. 1–6, 2019, doi: 10.1093/rpd/ncz176.
- [5] N. I. J. E. Ndjana *et al.*, “SIMULTANEOUS INDOOR RADON, THORON AND THORON PROGENY MEASUREMENTS IN BETARE-OYA GOLD MINING AREAS, EASTERN CAMEROON,” *Radiat. Prot. Dosimetry*, vol. 185, no. 3, pp. 391–401, Dec. 2019, doi: 10.1093/rpd/ncz026.
- [6] O. B. Modibo *et al.*, “Occupational Natural Radiation Exposure at the Uranium Deposit of Kitongo , Cameroon,” *Radioisotopes*, vol. 68, pp. 621–630, 2019, doi: 10.3769/radioisotopes.68.621.
- [7] G. S. Bineng *et al.*, “The Importance of Direct Progeny Measurements for Correct Estimation of Effective Dose Due to Radon and Thoron,” *Front. public Heal.*, vol. 8, p. 17, 2020, doi: 10.3389/fpubh.2020.00017.
- [8] A. K. Mensah, I. O. Mahiri, O. Owusu, O. D. Mireku, I. Wireko, and E. A. Kissi, “Environmental Impacts of Mining : A Study of Mining Communities in Ghana,” vol. 3, no. 3, pp. 81–94, 2015, doi: 10.12691/aees-3-3-3.
- [9] K. Ji *et al.*, “Assessment of exposure to heavy metals and health risks among residents near abandoned metal mines in Goseong, Korea,” *Environ. Pollut.*, vol. 178, pp. 322–328, 2013, doi: 10.1016/j.envpol.2013.03.031.
- [10] R. Pereira, S. Barbosa, and F. P. Carvalho, “Uranium mining in Portugal: a review of the environmental legacies of the largest mines and environmental and human health impacts,” *Environ. Geochem. Health*, vol. 36, no. 2, pp. 285–301, 2014, doi: 10.1007/s10653-013-9563-6.

- [11] H. Deng, Z. H. Ye, and M. H. Wong, “Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China,” *Environ. Pollut.*, vol. 132, no. 1, pp. 29–40, 2004, doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.030>.
- [12] N. Ezejiolor, “Environmental metals pollutants load of a densely populated and heavily industrialized commercial city of Aba, Nigeria,” *J. Toxicol. Environ. Heal. Sci.*, vol. 5, no. 1, pp. 1–11, 2013, doi: 10.5897/jtehs11.081.
- [13] Y. N. Jolly, A. Islam, and S. Akbar, “Transfer of metals from soil to vegetables and possible health risk assessment,” *Springerplus*, vol. 2, no. 1, p. 385, 2013, doi: 10.1186/2193-1801-2-385.
- [14] T. Javed, N. Ahmad, and A. Mashiatullah, “Heavy metals contamination and ecological risk assessment in surface sediments of Namal Lake, Pakistan,” *Polish J. Environ. Stud.*, vol. 27, no. 2, pp. 675–688, 2018, doi: 10.15244/pjoes/75815.
- [15] P. Hajeb, J. J. Sloth, S. Shakibazadeh, N. A. Mahyudin, and L. Afsah-Hejri, “Toxic elements in food: Occurrence, binding, and reduction approaches,” *Compr. Rev. Food Sci. Food Saf.*, vol. 13, no. 4, pp. 457–472, 2014, doi: 10.1111/1541-4337.12068.
- [16] M. L. Sall, A. K. D. Diaw, D. Gningue-Sall, S. Efremova Aaron, and J.-J. Aaron, “Toxic heavy metals: impact on the environment and human health, and treatment with conducting organic polymers, a review,” *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 27, no. 24, pp. 29927–29942, 2020, doi: 10.1007/s11356-020-09354-3.
- [17] M. Lian *et al.*, “Profiles and potential health risks of heavy metals in soil and crops from the watershed of Xi River in Northeast China,” *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 169, no. November 2018, pp. 442–448, 2019, doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.11.046.
- [18] R. Yongue-Fouateu, R. T. Ghogomu, J. Penaye, G. E. Ekodeck, H. Stendal, and F. Colin, “Nickel and cobalt distribution in the laterites of the Lomié region, south-east Cameroon,” *J. African Earth Sci.*, vol. 45, no. 1, pp. 33–47, 2006, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2006.01.003>.
- [19] T. Vrba, I. Malatova, and B. Jurochova, “Analysis of a case of internal contamination with cobalt radioisotopes,” *Radiat. Prot. Dosimetry*, vol. 125, no. 1–4, pp. 527–530, 2007.
- [20] R. Mishra, Y. S. Mayya, and H. S. Kushwaha, “Measurement of $^{220}\text{Rn}/^{222}\text{Rn}$ progeny deposition velocities on surfaces and their comparison with theoretical models,” *J. Aerosol Sci.*, vol. 40, no. 1, pp. 1–15, 2009, doi: 10.1016/j.jaerosci.2008.08.001.
- [21] WHO, *WHO handbook on indoor radon: a public health perspective*. World Health Organization, 2009.
- [22] C. Bowie and S. H. U. Bowie, “Radon and health,” *The Lancet*, vol. 337, no. 8738, pp. 409–

- 413, 1991, doi: 10.1016/0140-6736(91)91177-V.
- [23] P. Radvanyi, “Ernest Rutherford: la transformation radioactive,” *Bibnum. Textes fondateurs la Sci.*, 2010.
- [24] Z. Djimli, N. Amoura, and A. E. Belafrites, “Etude de la radioactivité des eaux thermales et perspectives d’évaluation du risque sanitaire.” Université de jijel, 2021.
- [25] M. Ivanovich, “The phenomenon of radioactivity,” in *Uranium series disequilibrium: applications to environmental problems*, 1982.
- [26] L. Foulquier, “Radioecology. Origin of radioelements,” *Tech. l’ingénieur. Génie nucléaire*, no. BN180, pp. BN3908-1, 2002.
- [27] Y. Agyare-Dwomoh, “The application of Radon-222 in constraining zones of recent groundwater recharge in the Table Mountain Group aquifer in the City of Cape Town and its surrounding areas.” Stellenbosch: Stellenbosch University, 2020.
- [28] C. L. Tan, “Big gaps and short bridges: A model for solving the discontinuity problem,” *Answers Res. J.*, vol. 9, no. 6, pp. 149–162, 2016.
- [29] L. J. Looi, A. Z. Aris, F. M. Yusoff, N. M. Isa, and H. Haris, “Application of enrichment factor, geoaccumulation index, and ecological risk index in assessing the elemental pollution status of surface sediments,” *Environ. Geochem. Health*, vol. 41, no. 1, pp. 27–42, 2019, doi: 10.1007/s10653-018-0149-1.
- [30] J. Magill and J. Galy, “Types of Radioactive Decay,” *Radioact. Radionuclides Radiat. Incl. Univers. Nuclide Chart CD-ROM*, pp. 59–87, 2005.
- [31] G. T. Seaborg, *The Neptunium ($4n+1$) Radioactive Family*. US Atomic Energy Commission, Technical Information Division, 1948.
- [32] R. Aversa, R. V. Petrescu, A. Apicella, and F. I. Petrescu, “The basic elements of life’s,” *Am. J. Eng. Appl. Sci.*, vol. 9, no. 4, pp. 1189–1197, 2016.
- [33] S. KO, O. CO, and E. O. O, “The importance of mineral elements for humans, domestic animals and plants-A review,” *African J. food Sci.*, vol. 4, no. 5, pp. 200–222, 2010.
- [34] F. S. Al-Fartusie and S. N. Mohssan, “Essential trace elements and their vital roles in human body,” *Indian J Adv Chem Sci*, vol. 5, no. 3, pp. 127–136, 2017.
- [35] L. Blake *et al.*, “Potassium content in soil, uptake in plants and the potassium balance in three European long-term field experiments,” *Plant Soil*, vol. 216, no. 1, pp. 1–14, 1999.
- [36] H. Leutz, G. Schulz, and H. Wenninger, “The decay of potassium-40,” *Zeitschrift für Phys.*, vol. 187, no. 2, pp. 151–164, 1965.
- [37] UNSCEAR, *Sources and effects United Nations Scientific Committee on the Effects*, vol. I. 2000.

- [38] G. Lemaire, “La radioactivité et les rayonnements au quotidien,” *J. Chim. Phys.*, vol. 91, pp. 1176–1191, 1994.
- [39] A. Rannou, “Connaissance actuelle des sources d’irradiation naturelle,” *Radioprotection*, vol. 34, no. 4, pp. 505–519, 1999.
- [40] N. M. A. Hamed, “Measurement of Radon Concentration in Soil at North Gaza,” p. 86, 2005.
- [41] G. Reitz, “Radiation environment in the stratosphere,” *Radiat. Prot. Dosimetry*, vol. 48, no. 1, pp. 5–20, 1993.
- [42] H. Cember and T. E. Johnson, *Introduction to health physics*. NNRA Library, 2009.
- [43] Unsear, “UNSCEAR 2008 report Vol. I: sources of ionizing radiation.” United Nations Publications New York, 2008.
- [44] A. Caciolli *et al.*, “A new FSA approach for in situ γ ray spectroscopy,” *Sci. Total Environ.*, vol. 414, pp. 639–645, 2012.
- [45] P. J. Potts, “X-ray fluorescence analysis: principles and practice of wavelength dispersive spectrometry,” in *A Handbook of Silicate Rock Analysis*, Springer, 1987, pp. 226–285.
- [46] P. J. Potts, “Energy dispersive X-ray spectrometry,” in *A Handbook of Silicate Rock Analysis*, Springer, 1987, pp. 286–325.
- [47] K. Norrish and J. T. Hutton, “An accurate X-ray spectrographic method for the analysis of a wide range of geological samples,” *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol. 33, no. 4, pp. 431–453, 1969.
- [48] E. Hondrogiannis, K. Peterson, C. M. Zapf, W. Roy, B. Blackney, and K. Dailey, “The use of wavelength dispersive X-ray fluorescence and discriminant analysis in the identification of the elemental composition of cumin samples and the determination of the country of origin,” *Food Chem.*, vol. 135, no. 4, pp. 2825–2831, 2012.
- [49] A. Omair, “Sample size estimation and sampling techniques for selecting a representative sample,” *J. Heal. Spec.*, vol. 2, no. 4, p. 142, 2014.
- [50] A. El-Taher, “Elemental analysis of granite by instrumental neutron activation analysis (INAA) and X-ray fluorescence analysis (XRF),” *Appl. Radiat. Isot.*, vol. 70, no. 1, pp. 350–354, 2012.
- [51] A. HEMANTARANJAN, B. BOSE, O. K. GARG, and D. N. TYAGI, “PHYSIOLOGICAL AND MOLECULAR ADVANCES IN PLANT IRON NUTRITION,” *Dev. Physiol. Biochem. Mol. Biol. Plants*, vol. 1, p. 1, 2005.
- [52] V. C. Srivastava, I. D. Mall, and I. M. Mishra, “Competitive adsorption of cadmium (II) and nickel (II) metal ions from aqueous solution onto rice husk ash,” *Chem. Eng. Process. Process Intensif.*, vol. 48, no. 1, pp. 370–379, 2009.

- [53] V. K. Gupta, A. K. Shrivastava, and N. Jain, “Biosorption of chromium (VI) from aqueous solutions by green algae *Spirogyra* species,” *Water Res.*, vol. 35, no. 17, pp. 4079–4085, 2001.
- [54] G. B. van der Voet *et al.*, “Clinical and analytical toxicology of dietary supplements: a case study and a review of the literature,” *Biol. Trace Elem. Res.*, vol. 125, no. 1, pp. 1–12, 2008.
- [55] B. A. Adelekan and K. D. Abegunde, “Heavy metals contamination of soil and groundwater at automobile mechanic villages in Ibadan, Nigeria,” *Int. J. Phys. Sci.*, vol. 6, no. 5, pp. 1045–1058, 2011.
- [56] F. T. Fong, P. S. Chee, A. A. Mahmood, and N. M. Tahir, “Possible source and pattern distribution of heavy metals content in urban soil at Kuala Terengganu town center,” *Malaysian J. Anal. Sci.*, vol. 12, no. 2, pp. 458–467, 2008.
- [57] C. Osu and I. A. Okoro, “Comparative evaluation of physical and chemical parameters of sewage from some selected areas in Port Harcourt Metropolis, Rivers State Nigeria,” *Cont. Journal. Water, Air soil Pollut.*, vol. 2, no. 1, 2011.
- [58] Z. Wu *et al.*, “Exposure pathways, levels and toxicity of polybrominated diphenyl ethers in humans: a review,” *Environ. Res.*, vol. 187, p. 109531, 2020.
- [59] A. Johnston, “Radiation exposure of members of the public resulting from operation of the Ranger uranium mine,” 1987.
- [60] M. Lippmann, “Health Effects of Indoor Air Exposures,” *Adv. Control. Clin. Inhal. Stud.*, pp. 69–84, 1993.
- [61] L. Zhang, C. Liu, and Q. Guo, “Measurements of thoron and radon progeny concentrations in Beijing, China,” *J. Radiol. Prot.*, vol. 28, no. 4, pp. 603–607, 2008, doi: 10.1088/0952-4746/28/4/N02.
- [62] Z. Curguz *et al.*, “Long-term measurements of equilibrium equivalent radon and thoron progeny concentrations in Republic of Srpska dwellings,” *Contemp. Mater.*, vol. 1, no. 11, pp. 33–38, 2020, doi: 10.7251/COMEN2001033C.
- [63] R. C. Ramola, M. S. Negi, and V. M. Choubey, “Measurement of equilibrium factor ‘F’ between radon and its progeny and thoron and its progeny in the indoor atmosphere using nuclear track detectors,” *Indoor Built Environ.*, vol. 12, no. 5, pp. 351–355, 2003, doi: 10.1177/142032603035368.
- [64] M. Hosoda *et al.*, “Characteristic of thoron (^{220}Rn) in environment,” *Appl. Radiat. Isot.*, vol. 120, pp. 7–10, 2017.
- [65] F. Paquet, J. W. Stather, M. R. Bailey, J. D. Harrison, and H. Métivier, “Internal dosimetry of radionuclides,” *Radiation protection dosimetry*, vol. 127, no. 1–4. Oxford University Press, p. 1, 2007.

- [66] R. Antoni and L. Bourgois, *Applied Physics of External Radiation Exposure*. Springer, 2017.
- [67] R. P. and S. of R. Sources, “Radiation Protection and Safety of Radiation Sources : International Basic Safety Standards General Safety Requirements Part 3.”
- [68] P. A. Jeggo, “Risks from low dose/dose rate radiation: what an understanding of DNA damage response mechanisms can tell us,” *Health Phys.*, vol. 97, no. 5, pp. 416–425, 2009.
- [69] B. Bonin, “3 Les effets des rayonnements sur le vivant,” in *Le nucléaire expliqué par des physiciens*, EDP Sciences, 2021, pp. 29–50.
- [70] ICRP, “ICRP103: The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection,” *Ann. ICRP*, vol. 37, no. 2, p. IFC, 2007, doi: [https://doi.org/10.1016/S0146-6453\(07\)00042-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6453(07)00042-5).
- [71] C. Jimonet and H. Métivier, *Principes de radioprotection: Réglementation*. EDP sciences, 2012.
- [72] BUCREP, “Planning de publication des résultats du 3ème RGPH,” 2021. <http://www.bucrep.cm/index.php/fr/recensements/3eme-rgph/20-3eme-rgph/presentation> (accessed Jul. 23, 2021).
- [73] IAEA-TECDOC-1415, “Soil sampling for environmental contaminants,” *October*, no. October, p. 81, 2004.
- [74] IAEA, “Supporting Sampling and Sample Preparation Tools for Isotope and Nuclear Analysis,” Joint FAO/IAEA Division of Nuclear Techniques in Food and Agriculture, 2016.
- [75] IAEA, *Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data: also as open access e-book*. International Atomic Energy Agency (IAEA), 2003.
- [76] Saïdou, F. Bochud, J.-P. Laedermann, M. G. Kwato Njock, and P. Froidevaux, “A comparison of alpha and gamma spectrometry for environmental natural radioactivity surveys,” *Appl. Radiat. Isot.*, vol. 66, no. 2, pp. 215–222, 2008, doi: <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2007.07.034>.
- [77] K. Debertain and R. G. Helmer, “Gamma-and X-ray spectrometry with semiconductor detectors,” 1988.
- [78] A. Rahmani *et al.*, *Analyses élémentaires par fluorescence de rayons X - Application à la géochimie et aux sciences de l’environnement*. Meknes: Université Moulay Ismail, 2002.
- [79] G. Müller, “Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971,” 1979.
- [80] P. Stoffers, G. P. Glasby, C. J. Wilson, K. R. Davis, and P. Walter, “Heavy metal pollution in wellington harbour,” *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.*, vol. 20, no. 3, pp. 495–512, 1986, doi: 10.1080/00288330.1986.9516169.
- [81] K. K. Turekian, N. Haven, K. Hans, and W. M. Der Universitat, “Distribution of the Elements

- in Some Major Units of the Earth's Crust," *America (NY)*, no. February, pp. 175–192, 1961.
- [82] U. Förstner, G. Müller, and G. Wagner, "Schwermetalle in Sedimenten des Bodensees - Natürliche und zivilisatorische Anteile," *Naturwissenschaften*, vol. 61, no. 6, p. 270, 1974, doi: 10.1007/BF00595660.
- [83] F. Ruiz, "Trace metals in estuarine sediments from the southwestern Spanish coast," *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 42, no. 6, pp. 481–489, 2001, doi: 10.1016/S0025-326X(00)00192-2.
- [84] S. R. Taylor and S. M. McLennan, "The geochemical evolution of the continental crust," *Rev. Geophys.*, vol. 33, no. 2, pp. 241–265, 1995, doi: 10.1029/95RG00262.
- [85] F. Rastmanesh, F. Moore, M. K. Kopaei, B. Keshavarzi, and M. Behrouz, "Heavy metal enrichment of soil in Sarcheshmeh copper complex, Kerman, Iran," *Environ. Earth Sci.*, vol. 62, no. 2, pp. 329–336, 2011, doi: 10.1007/s12665-010-0526-2.
- [86] M. Ergin, C. Saydam, Ö. Baştürk, E. Erdem, and R. Yörük, "Heavy metal concentrations in surface sediments from the two coastal inlets (Golden Horn Estuary and İzmit Bay) of the northeastern Sea of Marmara," *Chem. Geol.*, vol. 91, no. 3, pp. 269–285, 1991, doi: 10.1016/0009-2541(91)90004-B.
- [87] B. Rubio, M. A. Nombela, and F. Vilas, "Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution," *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 40, no. 11, pp. 968–980, 2000, doi: 10.1016/S0025-326X(00)00039-4.
- [88] K. D. Daskalakis and T. P. O'Connor, "Normalization and elemental sediment contamination in the coastal United States," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 29, no. 2, pp. 470–477, Feb. 1995, doi: 10.1021/es00002a024.
- [89] L. Hakanson, "An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach," *Water Res.*, vol. 14, no. 8, pp. 975–1001, 1980, doi: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.
- [90] T. O. Kolawole, A. S. Olatunji, M. T. Jimoh, and O. T. Fajemila, "Heavy metal contamination and ecological risk assessment in soils and sediments of an industrial area in Southwestern Nigeria," *J. Heal. Pollut.*, vol. 8, no. 19, 2018, doi: 10.5696/2156-9614-8.19.180906.
- [91] J. Shahriyari, M. R. Rezaei, H. Kamani, and M. H. S. Anari, "Carcinogenic and Non-Carcinogenic Risk Assessment of Heavy Metals in drinking tap water in Zabol city, Iran," *J Neyshabur Univ Med Sci*, vol. 8, no. 3, pp. 59–75, 2020.
- [92] U. S. EPA, "Regional Screening Levels (RSLs)-User's Guide," *Natl. Cent. Environ. Assess. c/o-Risk Website*. [https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-usersguide# Spec.](https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-usersguide#Spec.), 2018.
- [93] B. Hu, J. Wang, B. Jin, Y. Li, and Z. Shi, "Assessment of the potential health risks of heavy

- metals in soils in a coastal industrial region of the Yangtze River Delta,” *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 24, no. 24, pp. 19816–19826, 2017, doi: 10.1007/s11356-017-9516-1.
- [94] C. Yu *et al.*, “User’s Manual for RESRAD Version 6,” *Environ. Assess. Div. Argonne Natl. Lab.*, 2001.
- [95] Davidgarlandjones, “Chèvre du Cameroun : caractéristiques d’entretien et de soins,” 2021. <https://davidgarlandjones.com/fr/biznes/5746-kamerunskaya-koza-osobennosti-soderzhaniya-i-uhoda.html> (accessed Jul. 23, 2021).
- [96] K. A. Higley, S. L. Domotor, and E. J. Antonio, “A kinetic-allometric approach to predicting tissue radionuclide concentrations for biota,” *J. Environ. Radioact.*, vol. 66, pp. 61–74, 2003, doi: 10.106/S0265-931X(02)00116-9.
- [97] M. Sotiropoulou and H. Florou, “Radiological risk assessment in the terrestrial ecosystem: comparative study of two software tools used for dose rate calculations,” *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 27, no. 15, pp. 18488–18497, 2020, doi: 10.1007/s11356-020-08186-5.
- [98] DOE, “DOE-STD-1153-2019: A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota. Final Technical Standard,” *U.S. Dep. Energy Washingt.*, 2002.
- [99] ISO 11665-4, “Measurement of radioactivity in the environment — Air : radon- 222 — Part 4 : Integrated measurement method for determining average activity concentration using passive sampling,” 2021.
- [100] Saïdou *et al.*, “Indoor Radon Measurements Using Radon Track Detectors and Electret Ionization Chambers in the Bauxite-Bearing Areas of Southern Adamawa , Cameroon,” *Int. J. Environ. Res. Public Heal. Artic.*, vol. 17, pp. 1–12, 2020, doi: 10.3390/ijerph17186776.
- [101] B. Shang, J. Tschiersch, H. Cui, and Y. Xia, “Radon survey in dwellings of Gansu, China: the influence of thoron and an attempt for correction,” *Radiat. Environ. Biophys.*, vol. 47, no. 3, pp. 367–373, 2008.
- [102] S. Bachirou, Saïdou, N. I. J. E. Ndjana, H. Félix, and K. N. Moïse Godfroy, “Natural Radiation Exposure and Radiological Hazard Analysis in A Radon-Prone Area of The Adamawa Region, Cameroon,” *Radiat. Prot. Dosimetry*, p. ncab183, Jan. 2022, doi: 10.1093/rpd/ncab183.
- [103] S. Tokonami, H. Takahashi, Y. Kobayashi, W. Zhuo, and E. Hulber, “Up-to-date radon-thoron discriminative detector for a large scale survey,” *Rev. Sci. Instrum.*, vol. 76, no. 11, p. 113505, 2005.
- [104] Y. S. Mayya *et al.*, “Deposition-based passive monitors for assigning radon, thoron inhalation doses for epidemiological studies,” *Radiat. Prot. Dosimetry*, vol. 152, no. 1–3, pp. 18–24, 2012.

- [105] A. Sorimachi, S. Tokonami, C. Kranrod, and T. Ishikawa, "Preliminary experiments using a passive detector for measuring indoor ^{220}Rn progeny concentrations with an aerosol chamber," *Health Phys.*, vol. 108, no. 6, pp. 597–606, 2015.
- [106] I. O. for Standardization, "Measurement of Radioactivity in the Environment-Air-Radon 220: Integrated Measurement Methods for the Determination of the Average Activity Concentration Using Passive Solid-State Nuclear Track Detectors ISO16641." ISO Geneva, Switzerland, 2014.
- [107] M. Khan, "Estimation of equilibrium factor, equilibrium equivalent concentration and its seasonal variation in indoor atmosphere by using Solid State Nuclear Track Detector (SSNTD) technique," *Am. Int. J. Res. Sci. Tech. Eng. Math.*, vol. 15, pp. 230–236, 2016.
- [108] L. Vanchhawng *et al.*, "Measurements of the equilibrium factor of radon in Aizawl, Mizoram, India," *Sci Vis*, vol. 11, no. 2, pp. 102–105, 2011.
- [109] J. Chen and L. Marro, "Assessment of radon equilibrium factor from distribution parameters of simultaneous radon and radon progeny measurements," *Radiat. Environ. Biophys.*, vol. 50, pp. 597–601, 2011.
- [110] M. Prasad *et al.*, "Variability of radon and thoron equilibrium factors in indoor environment of Garhwal Himalaya," *J. Environ. Radioact.*, vol. 151, pp. 238–243, 2016.
- [111] O. B. Modibo *et al.*, "Long-Term Measurements of Radon and Thoron Exhalation Rates from the Ground Using the Vertical Distributions of Their Activity Concentrations," *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 18, no. 4. 2021, doi: 10.3390/ijerph18041489.
- [112] S. D. S. Takoukam *et al.*, "Simultaneous measurements of indoor radon and thoron and inhalation dose assessment in Douala," *Isotopes Environ. Health Stud.*, vol. 0, no. 0, pp. 1–12, 2019, doi: 10.1080/10256016.2019.1649258.
- [113] Saïdou *et al.*, "From Radon and Thoron Measurements, Inhalation Dose Assessment to National Regulation and Radon Action Plan in Cameroon," *J. Radiat. Prot. Res.*, vol. 47, no. 4, pp. 237–245, 2022.
- [114] R. C. Ramola *et al.*, "Dose estimation derived from the exposure to radon, thoron and their progeny in the indoor environment," *Sci. Rep.*, vol. 6, pp. 1–16, 2016, doi: 10.1038/srep31061.
- [115] R. Mehra and P. Bala, "Effect of ventilation conditions on the annual effective dose due to indoor radon concentration," *Adv. Appl. Sci. Res.*, vol. 4, no. 1, pp. 212–215, 2013.
- [116] S. Dutt, V. Joshi, R. S. Sajwan, M. Yadav, R. Mishra, and R. C. Ramola, "Study of indoor radon, thoron and their decay products level in residences of Udham Singh Nagar district of Uttarakhand, India," *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, vol. 330, no. 3, pp. 1509–1515, 2021.

- [117] P. C. Rohmingliana *et al.*, “Measurement of indoor concentrations of radon and thoron in Mizoram, India,” *Sci Vis*, vol. 10, pp. 148–152, 2010.
- [118] R. Mishra and Y. S. Mayya, “Study of a deposition-based direct thoron progeny sensor (DTPS) technique for estimating equilibrium equivalent thoron concentration (EETC) in indoor environment,” *Radiat. Meas.*, vol. 43, no. 8, pp. 1408–1416, 2008.
- [119] R. Mishra, Y. S. Mayya, and H. S. Kushwaha, “Measurement of $^{220}\text{Rn}/^{222}\text{Rn}$ progeny deposition velocities on surfaces and their comparison with theoretical models,” *J. Aerosol Sci.*, vol. 40, no. 1, pp. 1–15, 2009.
- [120] ICRP, “ICRP Publication 115. Lung cancer risk from radon and progeny and statement on radon,” *Ann. ICRP*, vol. 40, no. 1, pp. 1–64, Feb. 2010, doi: 10.1016/j.icrp.2011.08.011.
- [121] S. Kumar, S. Singh, B. S. Bajwa, B. Singh, A. D. Sabharwal, and K. P. Eappen, “Indoor inhalation dose estimates due to radon and thoron in some areas of South-Western Punjab, India,” *Radiat. Prot. Dosimetry*, vol. 151, no. 1, pp. 112–116, 2012.
- [122] R. R. Schumann, L. C. S. Gundersen, and A. B. Tanner, “Geology and Occurrence of Radon,” *Radon Prevalence, Meas. Heal. risks Control. Philadelphia, PA ASTM*, pp. 83–96, 1994.
- [123] W. W. NAZAROFF, “Soil as a source of indoor radon: generation, migration, and entry,” *Radon its decay Prod. indoor air*, 1988.
- [124] F. J. Aldenkamp, R. J. De Meijer, L. W. Put, and P. Stoop, “An assessment of in situ radon exhalation measurements, and the relation between free and bound exhalation rates,” *Radiat. Prot. Dosimetry*, vol. 45, no. 1–4, pp. 449–453, 1992.
- [125] A. B. Tanner, “Radon migration in the ground: a supplementary review,” 1980.
- [126] R. L. Fleischer, “Radon: Overview of properties, origin, and transport,” *Radon Meas. by etched track Detect. Appl. Radiat. Prot. earth Sci. Environ.*, pp. 3–20, 1997.
- [127] Gammadata, *User’s Guide MARKUS 10 Version 1.4. The instrument for determining the radon content in the soil*. 1996.
- [128] Markus10, *MEASUREMENTS OF RADON IN SOIL VERSION 1.3*. 2011.
- [129] C. E. Junge, *Air chemistry and radioactivity*. New York: Academic Press, 1963.
- [130] UNSCEAR, *SOURCES, EFFECTS AND RISKS OF IONIZING RADIATION United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Annexe B :LUNG CANCER FROM EXPOSURE TO RADON*. 2019.
- [131] M. Hosoda *et al.*, “Absorbed dose rate in air at the Bunkyo-cho campus of Hirosaki University,” *Radiat Emerg Med*, vol. 3, no. 1, pp. 59–62, 2014.
- [132] PNUD, “Programme des Nations Unies pour le développement. Rapport sur le développement humain 2019,” p. 45, 2019.

- [133] G. B. Dallou, E. L. Ngoa, N. I. J. E. Ndjana, T. F. Y. Siaka, D. Bongue, and N. M. G. Kwato, “NORM Measurements and Radiological Hazard Assessment in the Gold Mining Areas of Eastern Cameroon,” *Radiat. Environ. Med.*, vol. 6, no. 1, pp. 22–28, 2017.
- [134] Saïdou, Abdourahimi, Y. F. Tchuenta Siaka, and M. G. Kwato Njock, “Natural radiation exposure to the public in the oil-bearing Bakassi Peninsula, Cameroon,” *Radioprotection*, vol. 50, no. 1, pp. 35–41, 2015, doi: 10.1051/radiopro/2014025.
- [135] P. Ele Abiama, P. Owono Ateba, G. H. Ben-Bolie, F. H. P. Ekobena, and T. El Khoukhi, “High background radiation investigated by gamma spectrometry of the soil in the southwestern region of Cameroon,” *J. Environ. Radioact.*, vol. 101, no. 9, pp. 739–743, 2010, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.04.017>.
- [136] S. Ziajahromi, M. Khanizadeh, and F. Nejadkoorki, “Using the RESRAD Code to Assess Human Exposure Risk to ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K in Soil,” *Hum. Ecol. Risk Assess.*, vol. 21, pp. 250–264, 2015, doi: 10.1080/10807039.2014.909194.
- [137] WHO, “WHO HANDBOOK ON INDOOR RADON,” *WHO Libr. Cat. Data WHO*, 2014.
- [138] ICRP, *Annals of the ICRP. ICRP Publication 126 Radiological Protection against Radon Exposure*, vol. 43, no. 3. 2014.
- [139] N. Kaur, “Measurements of Radon Gas Concentration in Soil,” *Int. J. Comput. Appl.*, vol. 16, no. Icaet, pp. 19–21, 2015.
- [140] C. Q. Fibres and C. Q. Vrac, “IRSST-Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail. Guide d’échantillonnage des contaminants de l’air en milieu de travail.”
- [141] European Commission, “Commission recommendation on the protection of the public against indoor exposure to radon.” European Commission Report, 1990.
- [142] G. Akerblom, “Investigations and mapping of radon risk areas,” 1987.
- [143] K. François *et al.*, “Assessment of Natural Radiation Exposure Due to ^{222}Rn and External Radiation Sources: Case of the Far North, Cameroon,” *Health Phys.*, vol. 123, no. 6, 2022.
- [144] Sadjo, T. S. S. Didier, H. Yerima Abba, V. Valentin, Saïdou, and M. Alidou, “Soil gas radon, indoor radon and its diurnal variation in the northern region of Cameroon,” *Isotopes Environ. Health Stud.*, pp. 1–18, Jul. 2022, doi: 10.1080/10256016.2022.2102617.
- [145] L. B. Djeufack, G. S. Bineng, O. B. Modibo, J. E. Ndjana Nkoulou, and Saïdou, “Correlation between Ground ^{222}Rn and ^{226}Ra and Long-Term Risk Assessment at the at the Bauxite Bearing Area of Fongo-Tongo, Western Cameroon,” *Radiation*, vol. 2, no. 4, pp. 387–404, 2022, doi: 10.3390/radiation2040029.
- [146] M. S. Chandrashekara, L. Paramesh, P. Venkataramaiah, and J. Sannappa, “Studies on radon in soil and its concentration in the atmosphere at Mysore,” *Environ. Geochemistry*, vol. 9, no.

- 1, pp. 115–119, 2006.
- [147] M. Müllerová, K. Holý, P. Blahušíak, and M. Bulko, “Study of radon exhalation from the soil,” *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, vol. 315, no. 2, pp. 237–241, 2018.
- [148] R. K. Kakati, L. Kakati, and T. V Ramachandran, “Measurement of Uranium, Radium and Radon Exhalation Rate of Soil Samples from Karbi Anglong District of Assam, India Using EDXRF and Can Technique Method,” *APCBEE Procedia*, vol. 5, pp. 186–191, 2013, doi: <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2013.05.033>.
- [149] P. Pisapak, N. Todorovic, and T. Bhongsuwan, “Correlation between radon and radium concentrations in soil and estimation of natural radiation hazards in Namom district, Songkhla province (Southern Thailand),” *Environ. Earth Sci.*, vol. 76, no. 4, pp. 1–11, 2017, doi: 10.1007/s12665-017-6439-6.
- [150] L. C. S. Gundersen, “The Correlation between Bedrock Geology and Indoor Radon: Where It works and Where it Doesn’t—Some Examples from the Eastern United States,” *1993 Int. Conf.*, no. May, pp. IV-1-IV–8, 1993.
- [151] B. Shang, B. Chen, Y. Gao, Y. Wang, H. Cui, and Z. Li, “Thoron levels in traditional Chinese residential dwellings,” *Radiat. Environ. Biophys.*, vol. 44, no. 3, pp. 193–199, 2005, doi: 10.1007/s00411-005-0020-5.
- [152] J. Singh, H. Singh, S. Singh, and B. S. Bajwa, “Measurement of soil gas radon and its correlation with indoor radon around some areas of Upper Siwaliks, India,” *J. Radiol. Prot.*, vol. 30, no. 1, pp. 63–71, 2010, doi: 10.1088/0952-4746/30/1/005.
- [153] P. Singh, P. Singh, B. S. Bajwa, and B. K. Sahoo, “Radionuclide contents and their correlation with radon-thoron exhalation in soil samples from mineralized zone of Himachal Pradesh, India,” *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, vol. 311, pp. 253–261, 2017.
- [154] Gondji et al., “Radon risk assessment and correlation study of indoor radon, radium-226, and radon in soil at the cobalt–nickel bearing area of Lomié, Eastern Cameroon,” *Water, Air, Soil Pollut.*, vol. 233, no. 6, p. 196, 2022.
- [155] K. Sun, Q. Guo, and J. Cheng, “The effect of some soil characteristics on soil radon concentration and radon exhalation from soil surface,” *J. Nucl. Sci. Technol.*, vol. 41, no. 11, pp. 1113–1117, 2004.
- [156] A. V. Sundal, V. Valen, O. Soldal, and T. Strand, “The influence of meteorological parameters on soil radon levels in permeable glacial sediments,” *Sci. Total Environ.*, vol. 389, no. 2–3, pp. 418–428, 2008.
- [157] S. D. Schery, D. H. Gaeddert, and M. H. Wilkening, “Factors affecting exhalation of radon from a gravelly sandy loam,” *J. Geophys. Res. Atmos.*, vol. 89, no. D5, pp. 7299–7309, 1984.

- [158] R. Shweikani, T. G. Giaddui, and S. A. Durrani, “The effect of soil parameters on the radon concentration values in the environment,” *Radiat. Meas.*, vol. 25, no. 1–4, pp. 581–584, 1995.
- [159] W. W. Nazaroff, “Radon transport from soil to air,” *Rev. Geophys.*, vol. 30, no. 2, pp. 137–160, 1992.
- [160] J. E. Ndjana Nkoulou II, A. Manga, Saïdou, O. German, C. Sainz-Fernandez, and M. G. Kwato Njock, “Natural radioactivity in building materials, indoor radon measurements, and assessment of the associated risk indicators in some localities of the Centre Region, Cameroon,” *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 29, no. 36, pp. 54842–54854, 2022, doi: 10.1007/s11356-022-19781-z.
- [161] M. S. Mbida *et al.*, “Indoor radon, external dose rate and assessment of lung cancer risk in dwellings: the case of Ebolowa town, Southern Cameroon,” *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, vol. 00, no. 00, pp. 1–17, 2021, doi: 10.1080/03067319.2021.1946684.
- [162] O. S. Ajayi and O. E. Olubi, “Investigation of indoor radon levels in some dwellings of southwestern Nigeria,” *Environ. Forensics*, vol. 17, no. 4, pp. 275–281, Oct. 2016, doi: 10.1080/15275922.2016.1230909.
- [163] J. Chen and K. L. Ford, “A study on the correlation between soil radon potential and average indoor radon potential in Canadian cities,” *J. Environ. Radioact.*, vol. 166, pp. 152–156, 2017, doi: 10.1016/j.jenvrad.2016.01.018.
- [164] C. Demoury *et al.*, “A statistical evaluation of the influence of housing characteristics and geogenic radon potential on indoor radon concentrations in France,” *J. Environ. Radioact.*, vol. 126, pp. 216–225, 2013, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.08.006>.
- [165] P. Ravikumar, D. Davis, R. K. Somashekar, and K. Prakash, “TEMPORAL VARIATION IN INDOOR AIR AND SOIL-GAS RADON,” *J. Appl. Geochemistry*, vol. 17, no. 3, pp. 296–303, 2015.
- [166] F. Tondeur, I. Gerardy, D. Christiaens, S. Hallez, and J. M. Flemal, “Indoor radon in the region of Brussels,” *Health Phys.*, vol. 77, no. 6, pp. 697–702, Dec. 1999, doi: 10.1097/00004032-199912000-00014.
- [167] S. Langard, “A Survey of Respiratory Symptoms and Lung Function in Ferrochromium and Ferrosilicon Workers,” *Int Arch Occup Env. Heal.*, vol. 46, no. 1, pp. 1–9, 1980, doi: 10.1007/BF00377455.
- [168] K. Shekhawat, S. Chatterjee, and B. Joshi, “Chromium toxicity and its health hazards,” *Int. J. Adv. Res.*, vol. 3, no. July 2015, p. 167, 2015.
- [169] M. I. Castro-González and M. Méndez-Armenta, “Heavy metals: Implications associated to fish consumption,” *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, vol. 26, no. 3, pp. 263–271, 2008, doi:

- 10.1016/j.etap.2008.06.001.
- [170] D. G. Blanchard *et al.*, “Environmental Pollution by Heavy Metals in the Gold Mining Region of East Cameroon,” *Am. J. Environ. Sci.*, vol. 14, no. 5 SE-Research Article, Nov. 2018, doi: 10.3844/ajessp.2018.212.225.
- [171] V. V. Shukla, “Secondary hypertension manifests renal artery stenosis and weakened kidney,” *J. Mech. Med. Biol.*, vol. 11, no. 1, pp. 73–100, 2011, doi: 10.1142/S021951941000371X.
- [172] E. Nieboer, G. G. Fletcher, and Y. Thomassen, “Relevance of reactivity determinants to exposure assessment and biological monitoring of the elements,” *J. Environ. Monit.*, vol. 1, no. 1, pp. 1–14, 1999, doi: 10.1039/a808849g.
- [173] T. M. Chiroma, R. O. Ebewe, and F. Hymore, “Comparative assessment of heavy metal levels in soil, vegetables and urban grey water used for irrigation in Yola and Kano,” *Int. Ref. J. Eng. Sci.*, vol. 3, pp. 1–9, Jan. 2014.
- [174] H. Amin and A. Shawkat, “Manganese Toxicity Complicating Parenteral Nutrition,” *Am. J. Ther.*, vol. 27, no. 3, pp. e303–e304, 2020, doi: 10.1097/MJT.0000000000000899.
- [175] K. Pradeep, R. W. Bell, and W. Vance, “Variation of Cicer Germplasm to Manganese Toxicity Tolerance,” *Front. Plant Sci.*, vol. 11, no. November, pp. 1–15, 2020, doi: 10.3389/fpls.2020.588065.
- [176] T. Tang, F. Tao, and W. Li, “Characterisation of manganese toxicity tolerance in *Arabis paniculata*,” *Plant Divers.*, 2020, doi: 10.1016/j.pld.2020.07.002.
- [177] Y. ting Li *et al.*, “Study on risk factors of sporadic hepatitis E virus cases in some districts of Shanghai,” *Zhonghua Liu Xing Bing Xue Za Zhi*, vol. 27, no. 4, pp. 298–301, 2006.
- [178] M. A. Brown, G. L. Orth, P. Cova, and J. Juarez, “Food poisoning involving zinc contamination,” *Arch. Environ. Health*, vol. 8, no. 5, pp. 657–660, 1964, doi: 10.1080/00039896.1964.10663736.
- [179] WHO, “World Health Organization - Permissible limits of heavy metals in soil and plants,” *Geneva, Switzerland*. 1996.
- [180] R. Suwa, K. Jayachandran, N. T. Nguyen, A. Boulenouar, K. Fujita, and H. Saneoka, “Barium toxicity effects in soybean plants,” *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 55, no. 3, pp. 397–403, 2008, doi: 10.1007/s00244-008-9132-7.
- [181] V. Raghu, “Accumulation of elements in plants and soils in and around Mangampeta and Vemula barite mining areas, Cuddapah District, Andhra Pradesh, India,” *Environ. Geol.*, vol. 40, no. 10, pp. 1265–1277, 2001, doi: 10.1007/s002540100308.
- [182] M. Shahid, E. Ferrand, E. Schreck, and C. Dumat, “Behavior and impact of zirconium in the soil-plant system: Plant uptake and phytotoxicity,” *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 221,

- pp. 107–127, 2013, doi: 10.1007/978-1-4614-4448-0_2.
- [183] C. Roy and Shyamal Kanti Das, *Arsenic toxicity*. Republic of Moldova, Chisinau-2068, str. A.Russo 15, of.61: LAP LAMBERT Academic Publishing, 2012.
- [184] S. C Izah, “Health risk assessment of selected heavy metals in gari (cassava flake) sold in some major markets in Yenagoa metropolis, Nigeria,” *MOJ Toxicol.*, vol. 4, no. 2, pp. 47–52, 2018, doi: 10.15406/mojt.2018.04.00089.
- [185] A. Kabata-Pendias, “Trace Elements in Soils and Plants,” *4th ed. Taylor Fr. Gr. Boca Rat. London New York, CRC Press*, Jan. 2011, doi: <https://doi.org/10.1201/b10158>.
- [186] A. Sello Likuku, K. B. Mmolawa, and G. Kabelo Gaboutloeloe, “Assessment of Heavy Metal Enrichment and Degree of Contamination around the Copper-Nickel Mine in the Selebi Phikwe Region, Eastern Botswana,” *Environ. Ecol. Res.*, vol. 1, no. 2, pp. 32–40, 2013, doi: 10.13189/eer.2013.010202.
- [187] A. Manna and R. Maiti, “Geochemical contamination in the mine affected soil of Raniganj Coalfield – A river basin scale assessment,” *Geosci. Front.*, vol. 9, no. 5, pp. 1577–1590, 2018, doi: 10.1016/j.gsf.2017.10.011.
- [188] R. L. Njinga and V. M. Tshivhase, “Use of RESRAD-Onsite 7 . 2 Code to Assess Environmental Risk around Tudor Shaft Mine Tailing Sites,” *Environ. Nat. Resour. Res.*, vol. 8, no. 3, pp. 138–147, 2018, doi: 10.5539/enrr.v8n3p138.
- [189] W. Loveland, D. J. Morrissey, and G. T. Seaborg, “ α Decay,” *Mod. Nucl. Chem.*, vol. 1, 2005.
- [190] C. Dalencourt, “Stratégies analytiques pour l’extraction séquencée du Th, U, Ra, Pb et Po dans des matrices environnementales,” 2019.
- [191] T. Mitsugashira *et al.*, “Natural alpha-active isotopes contained in modern memory device materials,” *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, vol. 239, no. 2, pp. 345–349, 1999.
- [192] M. Pfützner, M. Karny, L. V Grigorenko, and K. Riisager, “Radioactive decays at limits of nuclear stability,” *Rev. Mod. Phys.*, vol. 84, no. 2, p. 567, 2012.
- [193] J. H. Schulman and H. W. Etzel, “Small-Volume Dosimeter for X-Rays and Gamma-Rays,” *Science (80-)*, vol. 118, no. 3059, pp. 184–186, 1953.
- [194] M. A. Hill, “The variation in biological effectiveness of X-rays and gamma rays with energy,” *Radiat. Prot. Dosimetry*, vol. 112, no. 4, pp. 471–481, 2004.
- [195] A. C. Upton, “The biological effects of low-level ionizing radiation,” *Sci. Am.*, vol. 246, no. 2, pp. 41–49, 1982.
- [196] A. Chaturvedi and V. Jain, “Effect of ionizing radiation on human health,” *Int. J. Plant Environ.*, vol. 5, no. 03, pp. 200–205, 2019.
- [197] M. Gensane, “Validité de la méthode des images en acoustique des salles,” 1978.

- [198] H. Nikjoo, S. Uehara, and D. Emfietzoglou, *Interaction of radiation with matter*. CRC press, 2012.
- [199] C. Palmer, “Interaction of radiation with matter.” LWW, 2013.
- [200] J. Rickards, “Interaction of radiation with matter,” in *AIP Conference Proceedings*, 2010, vol. 1271, no. 1, pp. 132–158.
- [201] M. F. L’Annunziata, “Nuclear radiation, its interaction with matter and radioisotope decay,” *Handb. Radioact. Anal.*, pp. 1–122, 2003.
- [202] M. Brandl, “The Compton effect,” *Proj. PHYSNET*, 2000.
- [203] J. H. Hubbell, “Electron–positron pair production by photons: A historical overview,” *Radiat. Phys. Chem.*, vol. 75, no. 6, pp. 614–623, 2006.
- [204] K. Mortezaee, M. Najafi, B. Farhood, A. Ahmadi, D. Shabeeb, and A. Elejo Musa, “Genomic instability and carcinogenesis of heavy charged particles radiation: Clinical and environmental implications,” *Medicina (B. Aires)*, vol. 55, no. 9, p. 591, 2019.
- [205] O. Desouky and G. Zhou, “Biophysical and radiobiological aspects of heavy charged particles,” *J. Taibah Univ. Sci.*, vol. 10, no. 2, pp. 187–194, 2016.
- [206] Y. Hatano, Y. Katsumura, and A. Mozumder, “Charged particle and photon interactions with matter: recent advances, applications, and interfaces,” 2010.
- [207] C. Leroy and P.-G. Rancoita, *Principles of radiation interaction in matter and detection*. World Scientific, 2011.
- [208] E. Haug and W. Nakel, *The elementary process of bremsstrahlung*, vol. 73. World Scientific, 2004.
- [209] J. Chapelle and F. Cabannes, “Absorption et emission du rayonnement continu emis par un jet de chalumeau à plasma d’argon entre 30 et 30.000 cm⁻¹,” *J. Quant. Spectrosc. Radiat. Transf.*, vol. 9, no. 7, pp. 889–919, 1969.
- [210] P. J. Allisy-Roberts, “Radiation quantities and units—understanding the sievert,” *J. Radiol. Prot.*, vol. 25, no. 1, p. 97, 2005.

Liste des Publications

1. **GONDJI Dieu S.**; Mohamadou, L.L., Guembou Shouop, C.J. et al. Assessment of trace elements pollution and their potential health risks in the cobalt–nickel bearing areas of Lomié, East Cameroon. **Environmental Monitoring and Assessment (SPRINGER)** 194, 127 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09776-1>
2. **GONDJI Dieu S.**, Saïdou; Bobbo Modibo, O., Lepoire, D., Tokonami, S. Risk Assessment of Exposure to Natural Radiation in Soil Using RESRAD-ONSITE and RESRAD-BIOTA in the Cobalt-Nickel Bearing Areas of Lomié in Eastern Cameroon. **Radiation (MDPI)** 2, 177-192 (2022). <https://doi.org/10.3390/radiation2020013>
3. **GONDJI Dieu S.**, Jacob Valdes, M., Bobbo Modibo, O. et al. Radon Risk Assessment and Correlation Study of Indoor Radon, Radium-226, and Radon in Soil at the Cobalt–Nickel Bearing Area of Lomié, Eastern Cameroon. **Water Air Soil Pollution (SPRINGER)** 233, 196 (2022). <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05666-x>