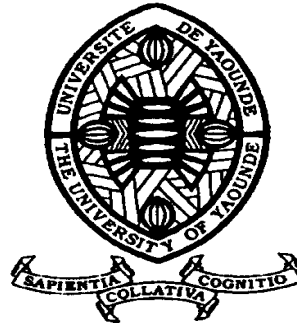


REPUBLIQUE DU CAMEROUN

Paix – Travail – Patrie

UNIVERSITE DE YAOUNDE I
FACULTÉ DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE PHYSIQUE

CENTRE DE RECHERCHE ET DE
FORMATION DOCTORALE EN
SCIENCES,
TECHNOLOGIES ET GEOSCIENCES
LABORATOIRE DE PHYSIQUE
NUCLEAIRE, ATOMIQUE,
MOLECULAIRE ET BIOPHYSIQUE



REPUBLIC OF CAMEROUN

Peace – Work – Fatherland

UNIVERSITY OF YAOUNDE I
FACULTY OF SCIENCE
DEPARTMENT OF PHYSICS

POSTGRADUATE SCHOOL OF
SCIENCE, TECHNOLOGY AND
GEOSCIENCES, RESEARCH AND
POSTGRADUATE TRAINING
UNIT FOR PHYSICS AND
APPLICATIONS

**Evaluation de l'Exposition du Public à
la Radioactivité Naturelle suivant l'axe
Akongo-Lolodorf-Kribi au Cameroun
par les Mesures Directes des
Descendants du Radon et du Thoron**

THESE Pour obtenir le grade de Docteur/PhD en Physique

Par : **BINENG Guillaume Samuel**
MSc.en physique

Sous la direction de
SAIDOU
Maître de Conférences
Université de Yaoundé I
BOUBA OUMAROU
Maître de Conférences
Université de Yaoundé I

Année Académique :



REPUBLIQUE DU CAMEROUN
UNIVERSITE DE YAOUNDE I
CENTRE DE RECHERCHE ET DE
FORMATION DOCTORALE EN
SCIENCES, TECHNOLOGIE ET
GEOSCIENCES
UNITE DE RECHERCHE ET DE
FORMATION DOCTORALE



REPUBLIC OF CAMEROON
UNIVERSITY OF YAOUNDE I
POSTGRADUATE SCHOOL OF
SCIENCE, TECHNOLOGY AND
GEOSCIENCES
RESEARCH AND POSTGRADUATE
TRAINING UNIT FOR PHYSICS AND
APPLICATIONS

DEPARTEMENT DE PHYSIQUE
DEPARTMENT OF PHYSICS

ATTESTATION DE CORRECTION DE LA THESE DE DOCTORAT/PhD

Nous, Professeur **BEN-BOLIE Germain Hubert**, Examineur, et Professeur **OWONO OWONO Luc Calvin**, Président du jury de la Thèse de Doctorat/PhD de Monsieur **BINENG Guillaume Samuel**, Matricule **99Y334**, préparée sous la direction du Professeur **OUAROU BOUBA** et du Professeur **SAÏDOU** dont le titre reformulé par le jury est: «*Évaluation de l'Exposition du Public à la Radioactivité Naturelle suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi au Cameroun par les Mesures Directes des Descendants du Radon et du Thoron*», soutenue le **Jedi, 15 Avril 2021**, en vue de l'obtention du grade de Docteur/PhD en Physique, Spécialité **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 **01 JUN 2021**

L'Examineur

Pr BEN-BOLIE Germain Hubert

Le Président du jury

Pr OWONO OWONO Luc Calvin



Le Chef de Département de Physique

Le Chef de
Département

Ndjaka Jean-Marie

Bienvenu
Professeur

**Évaluation de l'Exposition du Public à
la Radioactivité Naturelle suivant l'axe
Akongo-Lolodorf-Kribi au Cameroun
par les Mesures Directes des
Descendants du Radon et du Thoron**

THÈSE

Présentée et soutenue le 15 Avril 2021

Par

BINENG Guillaume Samuel

Matricule : **99Y334**

Pour obtenir le grade de Docteur/PhD en Physique

Spécialité : **Physique Nucléaire, Dosimétrie et Radioprotection**

SOUS LA DIRECTION DE

SAÏDOU

BOUBA OUMAROU

Maître de Conférences et

Maître de Conférences

Université de Yaoundé I

Université de Yaoundé I

25 mai 2021

Dédicace

Je dédie cette thèse

à

tous mes enfants et connaissances !

Remerciements

Cette thèse est le fruit d'une coopération entre l'Université de Yaoundé I, l'Institut de Recherches Géologiques et Minières (IRGM) au Cameroun et, l'Université d'Hirosaki au Japon. C'est grâce à cette franche collaboration que ce travail de recherche a obtenu son orientation, sa véritable valeur scientifique et surtout sa pertinence. Je suis très reconnaissant pour tous les moyens matériels, financiers et humains mis à ma disposition pour la réalisation de cette œuvre scientifique.

Je remercie le Pr Oumarou Bouba de regretté mémoire, et le Pr Saïdou d'avoir accepté diriger cette thèse. Tout au long de ces années, malgré leurs multiples responsabilités administratives et académiques, ils n'ont ménagé aucun effort sur l'orientation et la concrétisation de mes recherches. J'ai bénéficié de leurs qualités d'hommes de Sciences, de leur souci permanent de l'excellence, et surtout de leur vision pour la réorientation de la physique dans notre pays. Grâce à leurs multiples encouragements et soutien sans limite, ce travail a pu prendre une âme véritable. Qu'ils trouvent ici, ma profonde gratitude à leur égard.

Au Professeur Oumarou Bouba, qui a été successivement Recteur de l'Université de Yaoundé I et Recteur de l'Université de Yaoundé II, si le destin avait été indulgent à son égard, il serait présent parmi nous et certainement très fier de l'issue de ce travail. Je pense qu'à travers cette œuvre scientifique, bien que n'étant plus de ce monde des vivants, son nom continuera à inspirer les nouvelles générations de chercheurs. Que son âme repose en paix.

Au Pr Saïdou, un merci particulier de m'avoir associé sans réserve aucune à son équipe de chercheurs de la Section des Techniques Nucléaires de l'IRGM. Les multiples connaissances dont j'ai bénéficié auprès de lui durant toutes ces années ont considérable-

ment enrichi cette thèse. Ses orientations ont grandement contribué à mon évolution au sein du Laboratoire et à la réalisation de cette thèse qu'il a pensé, conçu et inspiré.

Je remercie tous les membres du jury qui ont accepté évaluer ce travail : le Président du jury et tous les autres membres.

J'exprime ma gratitude au Pr Ndjaka Jean Marie Bienvenu, Chef du Département de Physique de l'Université de Yaoundé I pour ses conseils et son encadrement sur le plan administratif. Je lui rends hommage pour sa simplicité et sa disponibilité.

Je remercie le Pr Ben-Bolie Germain Hubert, enseignant, par ailleurs responsable du Laboratoire de Physique Nucléaire de l'Université de Yaoundé I pour son soutien moral et son encadrement.

Je suis particulièrement très reconnaissant à l'Institut de Recherches Géologiques et Minières du Cameroun à travers son Directeur Général le Dr Hell Joseph Victor qui m'a permis sans condition aucune de travailler à la Section des Techniques Nucléaires (STN), le laboratoire de l'IRGM ayant servi à la réalisation de la partie pratique de cette thèse. Le cadre de travail était idéal et une grande chance m'a été offerte pour un résultat de qualité; j'en ai bien tiré avantage.

Je remercie le Pr Shinji Tokonami qui a conduit durant toutes ces années l'équipe de chercheurs japonais avec laquelle nous avons travaillé. Il m'a fait bénéficier de sa très grande connaissance sur les rayonnements ionisants et leurs effets sur la santé. Les multiples séminaires et ateliers de travail conjointement organisés par nos deux pays à cet effet m'ont permis de lier enfin la théorie à la pratique pour un développement optimal de la compétence; j'en sors bien enrichi.

Je remercie toute l'équipe de chercheurs japonais et camerounais qui a participé à la réalisation de cette thèse. Il s'agit du Pr Shinji Tokonami (Department of Radiation Physics, Institute of Radiation Emergency and Medicine, Hirosaki University, Japan), Pr Naofumi Akata (National Institute for Fusion Sciences, Oroshi, Japan), Pr Masahiro Hosoda, Dr Takahito Suzuki et Dr Hiromi Kudo (Department of Radiation Science, Hiro-

saki University Graduate School of Health Sciences, Japan), Pr Oumarou Bouba (Nuclear Physics Laboratory, Faculty of Science, University of Yaounde I, Cameroon), Pr Saïdou (Nuclear Physics Laboratory, Faculty of Science, University of Yaounde I, Cameroon and Nuclear Technology Section, Institute of Geological and Mining Research, Cameroon), Dr Elé Abiama Patrice et Dr Tchuenté Siaka Yvette Flore (Nuclear Technology Section, Institute of Geological and Mining Research, Cameroon), Dr Abdourahimi (Nuclear Physics Laboratory, Faculty of Science, University of Yaounde I) MM Ndjana Nkoulou II Joseph Emmanuel et Manga André (Nuclear Technology Section, Institute of Geological and Mining Research, Cameroon), Feutseu Talla Simplicie et Hamadou Issa (Nuclear Physics Laboratory, Faculty of Science, University of Yaoundé I, Cameroon). Leur disponibilité et leurs différents savoirs justifient la valeur scientifique de cette thèse ; j'en suis honoré.

Se présenter dans une maison, tenant entre les mains un appareil de mesure dont seul le praticien comprend l'usage, ne garantit pas toujours un bel accueil, surtout quand arrive le moment de placer cet appareil à un coin particulier de la maison comme la chambre à coucher ou bien encore la salle de séjour. Aller avec un appareil dans la concession d'un individu, le placer dans sa cour et commencer à creuser la terre juste parce qu'on veut faire une mesure de la radioactivité ne rassure pas souvent le propriétaire des lieux. Pour cela, je remercie toutes les populations des localités concernées qui nous ont ouvert leurs portes afin que cette étude soit menée ainsi que les autorités administratives qui ont permis la facilitation de la partie expérimentale de ce travail. Il s'agit de M. Aboubakar Iyawa Préfet du Département du Nyong et Kellé, M. Ndegou Joseph Délégué Départemental de l'Environnement, de la Protection de la Nature et du Développement Durable du Nyong et Kellé, MM les Sous-préfets des arrondissements d'Eséka, Makak, Lolodorf, Mvengue, Kribi 1^{er}, Ngomedzap, les chefs des villages Awanda, Akongo, Bikoué I, Bikoué-Si et Bikoué II, les chefs des quartiers Aviation, SNEC, Camp Sonel, Briqueterie, Permanence, Eséka II, Mayemi, Tetem, Camp fonctionnaire et Likabo dans la ville d'Eséka qui ont exceptionnellement usé de leur pouvoir pour la réalisation de cette phase de travail. Je remercie particulièrement sa Majesté Ngwem Charles Sylvanos, Chef de village Ngombas II ainsi que le Chef du village Bikoué I pour leur totale disponibilité. Ils nous ont servi de guides sur le terrain.

Je remercie ces personnes avec qui j'ai également eu l'occasion de travailler, notam-

ment Dr Kountchou Noubé Michaux (électricien à la STN) pour le conditionnement et l'analyse de mes échantillons de sol, Dr Gouet Daniel Hervé (Enseignant à l'Université de Maroua, École des Mines, de Pétrole et de Géologie) pour l'analyse et l'interprétation de certains résultats de cette thèse, Dr Okaly Joseph Brizar (Université de Yaoundé I, Laboratoire de Biophysique) pour le traitement et la mise en forme de cette thèse, M. Kemadjou Mbakemi Deric Larey (Université de Yaoundé I, Département de Géographie) et M. Ngemhe Fils Salomon (IRGM) pour la réalisation de certaines cartes et figures de cette thèse, M. Hamadou Yerima (STN), Mme Younui Susan Yakum-Ntaw (STN) et M. Oumar Bobbo (STN) pour leurs encadrement.

Je remercie mes camarades de thèse, membres de l'équipe des chercheurs de la STN/IRGM avec qui j'ai partagé le laboratoire. Il s'agit de Dr Ngoa Engola Louis et Dr Dallou Guy Blanchard (Université de Douala, CEPAMOQ), Dr Takoukam Soh Serge Didier (Université de Yaoundé I) en particulier, et M. Atangana Bingana Martin Serge (Université de Yaoundé I). Du Dr Takoukam Soh Serge Didier, j'ai beaucoup appris sur la réalisation des figures à base des logiciels OriginPro, QGIS et Surfer. Chaque fois que c'était nécessaire, il m'a assisté à la matérialisation de cette thèse dans ses différentes articulations. J'ai beaucoup bénéficié de nos échanges scientifiques et ensemble, nous avons tous su gérer le stress lié à la pression et l'immensité du travail.

Ma reconnaissance va également à l'endroit de M. Bakondok Guillaume, Mme Ngo Bineng Marthe veuve Mbock, M. Honba Expédit, pour la lecture, la correction grammaticale et orthographique de cette thèse.

À mon cher papa Bineng Guillaume (décédé), et ma très chère maman Ngo Minka Agata, je suis convaincu qu'à travers cette œuvre intellectuelle, vous êtes honorés. Vos conseils, sacrifices et multiples prières ont atteint le Très Haut, Dieu le Tout Puissant ! Il a favorablement répondu. Cette thèse, je l'ai aussi grâce à vous. Vos deux noms resteront inscrits sur le pur tableau des titres de l'Esprit, parmi les parents qui ont bien accompli leur devoir. Merci pour tout.

Toute ma gratitude va également à l'endroit des membres de ma famille : mon épouse Ebongue Ebongue Victorine, mes enfants, mes frères et sœurs (Bineng Pius, Ngo

Bineng Cécile, Ngo Bineng Marthe, Bineng Jean Claude, Ngo Bineng Friède, Ngo Bineng Marie Crescence et Ngo Bineng Erna), mes beaux frères (Mbock Daniel (décédé) et Ndjock Daniel), la grande famille Log Bineng ainsi que la grande famille Log Bitjaga. Je suis très conscient du sacrifice fait par chacun de vous pour l'aboutissement de cette thèse.

Pour ses conseils, son encadrement et ses encouragements depuis mon inscription à l'Université, je tiens à remercier particulièrement M. Nlend Lucien, secrétaire au Département de Physique à l'Université de Yaoundé I (mis à la retraite).

Je ne saurais terminer cette thèse sans avoir une pensée très forte à l'égard de certains de mes enseignants de l'Enseignement de Base jusqu'au Supérieur qui ont positivement influencé mon amour pour l'école et l'envie inextinguible de faire les sciences. Il s'agit des dames Mboutou et Tsanga (mes maîtresses à l'école maternelle), M. Makondo Benjamin (mon maître à la SIL), M. Djem Bissai Marcel et M. Bakaba Nicolas (mes maîtres au CM II), M. Baonga et M. Bitjoga Etoa Samuel (Enseignants de Français et de Mathématique en classe de 3 ième), M. Ekwala Martin, M. Bamal et M. Tjeck (Enseignants de Mathématique et des Sciences physiques en classe de première C), M. Oum Pierre, M. Likeng Li Hot, M. Temgoué (Enseignants d'Histoire Géographie et Civisme, Français et Physique en classe de Tle). M. Bayiha Samuel, M. Makondo Moïse, M. Bineng Jean Claude, M. Bineng Pius et M. Bahebeg Serge Rabelais ont bâti mon esprit à travers un encadrement de proximité dans les matières scientifiques tout au long de mon cycle secondaire. À l'Université, il y a le Pr Kofané Timoléon Crépin, Pr Mukam Fotsing Albert, Pr Minyono Nkodo Mathieu Francois, Pr Owono Owono Luc Calvin, Pr Bonoma Beguide, Pr Goueth, Pr Fon Abi, Dr Bapougue Lionel, Dr Gnokam Edmond, Dr Hell Paul, Dr Mbounga Jean Marie. Prière de bien vouloir trouver ici ma sincère gratitude, car vous avez tous contribué à la réalisation de cette thèse.

Cités ou non, ils sont vraiment nombreux ceux qui m'ont soutenu tout au long de mon parcours académique. Que tous trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

Table de matières

Dédicace	i
Remerciements	ii
Table de matières	vii
Liste des Figures	xii
Liste des Tableaux	xv
Liste des Abréviations	xviii
Résumé	xx
Abstract	xxii
Introduction Générale	1
Chapitre 1 RÉVUE DE LA LITTÉRATURE	5
1.1 Problématique de la radioactivité naturelle	5
1.1.1 Radioactivité naturelle dans le sol et la roche	5
1.1.2 Le radon dans les habitations	7
1.1.2.1 Propriétés du radon	7
1.1.2.2 Migration du radon du sol à l’atmosphère	8
1.1.2.3 Exposition du public au radon	9
1.1.3 Problématique de la radioactivité naturelle au Cameroun	11
1.2 Techniques de mesure de la radioactivité naturelle	13
1.2.1 Techniques de mesure de la radioactivité naturelle dans le sol	14
1.2.2 Techniques de mesure du radon, du thoron et des descendants du thoron dans l’air confiné des habitations	16

1.3	Evaluation de la dose	18
1.4	Présentation de la zone d'étude	20
Chapitre 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES		26
2.1	Mesure de la concentration des émetteurs γ	26
2.1.1	Impact des matériaux de construction	26
2.1.2	Mesure de la radioactivité naturelle dans le sol par spectrométrie gamma <i>in-situ</i>	27
2.1.2.1	Chaîne de mesure en spectrométrie γ	27
2.1.2.2	Dispositif de mesure	28
2.1.2.3	Etalonnage du détecteur	28
2.1.2.4	Facteur d'atténuation (Shielding factor)	30
2.1.2.5	Facteur de conversion de dose (dose rate conversion factor).	30
2.1.2.6	Détermination du débit de dose dans l'air à 1 mètre du sol, des concentrations de ^{238}U , de ^{232}Th , de ^{40}K et leurs incertitudes	30
2.1.3	Mesure de la radioactivité naturelle dans les échantillons de sol par spectrométrie gamma en laboratoire	32
2.1.3.1	Echantillonnage et conditionnement du sol	32
2.1.3.2	Prélèvement des échantillons de sol	32
2.1.3.3	Conditionnement des échantillons de sol	33
2.1.3.4	Dispositif expérimental	34
2.1.3.5	Etalonnage de la chaîne de détection	34
2.1.3.6	Etalonnage en énergie	36
2.1.3.7	Etalonnage en efficacité	37
2.1.3.8	Correction de sommation par coïncidence	37
2.1.3.9	L'autoabsorption γ	38
2.1.3.10	Correction de l'effet d'autoabsorption	39
2.1.3.11	Détermination des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , dans les échantillons de sol	39
2.1.3.12	Évaluation de la surface nette des pics	40
2.1.3.13	Méthode TPA	41
2.1.3.14	Le pic-somme	43
2.1.3.15	Seuil et limite de détection	43

2.2	Mesure des concentrations de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans les habitations	43
2.2.1	Caractéristiques des habitations étudiées	43
2.2.2	Phase 1 : Mesure des concentrations de radon et de ses descendants associés	44
2.2.2.1	Dispositif de mesure	44
2.2.2.2	Matériel utilisé	44
2.2.2.3	Protocole expérimental.	46
2.2.2.4	Calcul de la concentration du radon.	46
2.2.2.5	Calcul des incertitudes	47
2.2.3	Phase 2 : Mesure des concentrations de radon, de thoron et de leurs descendants associés	47
2.2.3.1	Dispositif de mesure	48
2.2.3.2	Mesure des concentrations de radon et de thoron	48
2.2.3.3	Mesure de la concentration des descendants du thoron	52
2.2.3.4	Calcul de la concentration des descendants du radon	53
2.2.3.5	Facteur d'équilibre	53
2.3	Évaluation de la dose	54
2.3.1	Dose par irradiation externe	54
2.3.1.1	Débit de dose absorbée dans l'air à 1 mètre du sol	54
2.3.1.2	Évaluation de la dose efficace annuelle	55
2.3.2	Dose par irradiation interne due au radon et au thoron	56
2.4	Risques radiologiques	59
2.4.1	Estimation des indices de risque	60
2.4.1.1	Estimation de l'activité du Radium équivalent (Ra_{eq})	60
2.4.1.2	Estimation des indices de risque externe et interne	60
2.4.1.3	Estimation de l'indice de niveau de radioactivité	61
2.4.2	Risque radiologique spécifique à une exposition au radon : l'excès de risque absolu vie entière	61
Chapitre 3 RÉSULTATS ET DISCUSSION		63
3.1	Mesure de la concentration des émetteurs γ	63
3.1.1	Estimation de l'impact des radionucléides des matériaux de construction	63

3.1.2	Mesure de la radioactivité naturelle dans le sol par la spectrométrie γ <i>in-situ</i>	64
3.1.2.1	Effet d'atténuation du véhicule et ses passagers (shielding factor)	65
3.1.2.2	Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K	65
3.1.3	Évaluation de la dose et indices de risque associés	68
3.1.3.1	Distribution du débit de dose dans l'air à 1 m du sol	68
3.1.3.2	Évaluation de la dose efficace annuelle	72
3.1.3.3	Indices de risque	73
3.1.4	Radioactivité naturelle dans les échantillons de sol par la spectrométrie γ en laboratoire	74
3.1.4.1	Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K	74
3.1.5	Évaluation de la dose et indices de risque associés	77
3.1.5.1	Distribution du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol	77
3.1.5.2	Évaluation de la dose efficace annuelle	77
3.1.5.3	Indices de risque	80
3.1.6	Synthèse des résultats obtenus par spectrométrie γ <i>in-situ</i> et en laboratoire	81
3.2	Exposition du public au radon, au thoron et à leurs descendants associés dans les habitations	83
3.2.1	Phase 1 : Radon et descendants associés dans les habitations	83
3.2.1.1	Concentration de radon	83
3.2.2	Phase 2 : Radon, thoron et descendants associés dans les habitations	84
3.2.2.1	Concentrations de radon, de thoron et de leurs descendants associés	84
3.2.2.2	Facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés (F_{Tn})	91
3.2.2.3	Évaluation de la dose efficace totale par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés	92
3.2.2.4	Importance des mesures directes des descendants du radon et du thoron pour une estimation correcte de la dose efficace	94

3.2.2.5	Variations de la dose efficace par inhalation en fonction du facteur d'équilibre	95
3.2.3	Risques radiologiques liés à l'inhalation de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans les habitations	98
	Conclusion générale, perspectives et recommandations	107
	Références bibliographiques	112
	Liste de Publications	120
	Annexes	121

Liste des Figures

Figure 1.1	Chaînes de désintégration de ^{238}U , avec mode de décroissance, énergie émise et demie-vie. Les flèches descendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance α ; Les flèches ascendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance β ou γ . La zone délimitée par les traits interrompus-courts représente la désintégration du ^{222}Rn .	9
Figure 1.2	Chaînes de désintégration du ^{232}Th , avec mode de décroissance, énergie émise et demie-vie. Les flèches descendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance α ; Les flèches ascendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance β ou γ . La zone délimitée par les traits interrompus-courts représente la désintégration du ^{220}Rn .	10
Figure 1.3	Infiltration du radon dans une maison. Les flèches présentent l'émanation du radon du sol vers la maison. 1- Fissures dans les planchers pleins, 2- Joints dans les constructions, 3- Fissures dans les murs sous le niveau du sol, 4- Trous dans les planchers suspendus, 5- Fissures dans les murs, 6- Passages autour des tuyaux de service, 7- passage dans les creux [31].	11
Figure 1.4	Carte du Cameroun distinguant les localités d'Akongo, Awanda, Bikoué, Eséka, Kribi, Lolodorf et Ngombas II où ce travail a été fait.	22
Figure 1.5	Carte géologique de reconnaissance suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi. Il s'agit des localités d'Akongo, Awanda, Bikoué, Lolodorf, Eséka, Ngombas II	23
Figure 1.6	Carte géologique de reconnaissance suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi. Ici, il s'agit uniquement de la localité de Kribi	24
Figure 2.1	Débitmètre.	27
Figure 2.2	Schéma simplifié de la chaîne de mesure en spectrométrie γ .	28

Figure 2.3 Chaîne de montage de la spectrométrie gamma <i>in-situ</i> . Il s'agit : en (1) un ordinateur portable contenant le logiciel d'analyse ; en (2) le spectromètre à scintillation <i>NaI (Tl)</i> 3 × 3 pouces avec le préamplificateur et l'amplificateur ; en (3) un GPS pour mesurer les coordonnées géographiques du point de mesure.	29
Figure 2.4 Mesure du débit de dose par spectrométrie gamma <i>in-situ</i> à l'intérieur du véhicule (<i>car-borne survey</i>).	29
Figure 2.5 Échantillonnage sur le terrain, préparation, conditionnement et mesure de la radioactivité naturelle par spectrométrie γ dans les échantillons de sol au laboratoire de la Section des Techniques Nucléaires de l'IRGM (Nkolbisson-Yaoundé)	35
Figure 2.6 Marineli Beaker contenant la source liquide radioactive de l'AIEA utilisée pour l'étalonnage en efficacité de la chaîne de détection de la spectrométrie γ en laboratoire [47].	35
Figure 2.7 Courbe d'étalonnage du détecteur en énergie.	36
Figure 2.8 Courbe d'étalonnage du détecteur en efficacité.	38
Figure 2.9 Méthode TPA : <i>B1</i> et <i>B2</i> sont le bruit de fond à gauche et à droite du centroïde.	42
Figure 2.10 Global Position System	45
Figure 2.11 Couvercle du dosimètre (à gauche) ; le dosimètre E-perm (au milieu) ; le lecteur de dosimètre (à droite)	45
Figure 2.12 Détecteur de type RADUET (en a), schéma détaillé du détecteur (en b).	49
Figure 2.13 Schéma du prototype d'un moniteur des descendants du thoron en (a) et (b), principe de fonctionnement en (c).	53
Figure 3.1 Corrélation entre le débit de dose à l'intérieur et à l'extérieur des habitations suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.	64
Figure 3.2 Corrélation entre le nombre de coups à l'intérieur et à l'extérieur du véhicule.	65
Figure 3.3 Concentrations de ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{40}K de chaque localité suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.	66
Figure 3.4 Corrélation entre l'uranium et le thorium dans le sol suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.	67

Figure 3.5	Corrélation entre le débit de dose dans l'air à 1 m du sol et le taux de comptage à l'extérieur du véhicule.	68
Figure 3.6	Variations du débit de dose dans l'air à 1 m du sol le long du parcours effectué à bord d'un véhicule suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.	72
Figure 3.7	Distribution des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons de sol des localités d'étude.	76
Figure 3.8	Comparaison des contributions des différentes localités à la dose efficace.	79
Figure 3.9	Distributions des fréquences des radionucléides dans les habitations suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi : en (a) le radon ; en (b) le thoron ; en (c) les descendants du radon ; en (d) les descendants du thoron.	85
Figure 3.10	Distributions comparées des concentrations de radon, de thoron et des EETC dans les 7 localités d'étude suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi	89
Figure 3.11	Graphe de probabilité du facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés.	91
Figure 3.12	Diagramme en gâteau des contributions du radon, thoron et leurs descendants associés à la dose efficace totale reçue par le public suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.	92
Figure 3.13	Distribution de la dose efficace par inhalation du radon, thoron EER et EET dans les habitations suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.	93
Figure 3.14	Distributions comparées des doses efficaces par inhalation du Rn, Tn, RnP et TnP dans les 7 localités d'étude suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.	96

Liste des Tableaux

Tableau 1.1 Les localités d'étude suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi. L-E et L-N sont respectivement la latitude-Est et la longitude-Nord	21
Tableau 2.1 Principales lignes d'énergie utilisées dans ce travail en spectrométrie gamma en laboratoire pour la détermination de l'activité spécifique des radionucléides dans les échantillons de sol	40
Tableau 3.1 Moyennes arithmétique et géométrique, médiane, valeurs minimale et maximale des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K , du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol et de la dose efficace annuelle de toute la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi. La valeur moyenne mondiale est donnée par l' <i>UNSCEAR</i> [24].	70
Tableau 3.2 Contribution de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K au débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol dans les localités investiguées. La valeur moyenne mondiale est donnée par l' <i>UNSCEAR</i> [24].	71
Tableau 3.3 Indices de risque lié à une exposition à la radioactivité naturelle dans le sol suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi (spectrométrie gamma <i>in-situ</i>). La valeur mondiale permise est donnée par l' <i>UNSCEAR</i> [24].	73
Tableau 3.4 Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et du ^{40}K de chaque localité. La valeur moyenne mondiale est de 33 Bq/kg pour ^{238}U , 45 Bq/kg pour ^{232}Th et 420 Bq/kg pour ^{40}K [24].	75
Tableau 3.5 Contribution de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K au débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol (D_a) dans les localités d'étude. La valeur moyenne mondiale est donnée par l' <i>UNSCEAR</i> [24].	78
Tableau 3.6 Dose efficace liée à la radioactivité naturelle dans le sol suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi (spectrométrie γ en laboratoire). La valeur moyenne mondiale est de 0,5 mSv/an [24].	79

Tableau 3.7 Indices de risque lié à l'exposition à la radioactivité naturelle dans le sol suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi (spectrométrie γ en laboratoire). La valeur mondiale permise est donnée par l'UNSCEAR [24].	80
Tableau 3.8 Mesure du radon dans les habitations avec le détecteur E-perm. Valeur moyenne mondiale (45 Bq/m^3) ; valeur de référence de l'OMS (100 Bq/m^3) ; valeur de référence de l'AIEA (300 Bq/m^3) [16–18].	83
Tableau 3.9 Récapitulatif des Résultats des mesures du radon, thoron, RnP et TnP : N est le nombre d'habitations où les mesures ont été faites. La valeur moyenne mondiale de la concentration de chaque radio-nucléide est représentée par l'UNSCEAR [16].	102
Tableau 3.10 Variations des C_{Rn} , C_{Tn} , EERC, EETC (en Bq/m^3) et du F_{Tn} en fonction du type de matériau de construction : N est le nombre d'habitations investiguées. Valeurs moyennes mondiales : Rn (45 Bq/m^3) ; RnP (15 Bq/m^3) ; Tn (10 Bq/m^3) ; TnP ($0,5 \text{ Bq/m}^3$) ; F_{Tn} (0,02) [16].	102
Tableau 3.11 Concentrations de radon, thoron, EERC, EETC ainsi que le F_{Tn} : N est le nombre d'habitations enquêtées. Valeurs moyennes mondiales : Rn (45 Bq/m^3) ; RnP (15 Bq/m^3) ; Tn (10 Bq/m^3) ; TnP ($0,5 \text{ Bq/m}^3$) ; F_{Tn} (0,02) [16]. Mesures faites en saison sèche 2014. .	103
Tableau 3.12 Concentrations de radon, thoron, EERC, EETC ainsi que le F_{Tn} : N est le nombre d'habitations enquêtées. Valeurs moyennes mondiales : Rn (45 Bq/m^3) ; RnP (15 Bq/m^3) ; Tn (10 Bq/m^3) ; TnP ($0,5 \text{ Bq/m}^3$) ; F_{Tn} (0,02) [16]. Mesures faites en saison sèche 2016. .	103
Tableau 3.13 Concentrations de radon, thoron, EERC, EETC ainsi que le F_{Tn} : N est le nombre d'habitations enquêtées. Valeurs moyennes mondiales : Rn (45 Bq/m^3) ; RnP (15 Bq/m^3) ; Tn (10 Bq/m^3) ; TnP ($0,5 \text{ Bq/m}^3$) ; F_{Tn} (0,02) [16]. Mesures faites en saison pluvieuse 2016.	103

Tableau 3.14 Variations de la dose efficace par irradiation interne en fonction du type d’habitations : D'_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d’équilibre $F_{Tn} = 0,02$ donnée par l’*UNSCEAR* ; D''_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d’équilibre expérimental. Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16]. 104

Tableau 3.15 Dose efficace par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés : D'_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d’équilibre $F_{Tn} = 0,02$ donnée par l’*UNSCEAR*. Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16]. Mesures faites en saison sèche 2014. 104

Tableau 3.16 Dose efficace par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés : D'_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d’équilibre $F_{Tn} = 0,02$ donnée par l’*UNSCEAR* ; D''_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d’équilibre expérimental. Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16]. Mesures faites en saison sèche 2016. 105

- Tableau 3.17** Dose efficace par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés : D'_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d'équilibre $F_{Tn} = 0,02$ donnée par l' *UNSCEAR* ; D''_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d'équilibre expérimental. Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16]. Mesures faites en saison pluvieuse 2016. 105
- Tableau 3.18** Récapitulatif des résultats des mesures du radon, thoron, descendants du radon et du thoron des 7 localités investiguées suivant l'axe Akongo-Lolodorf. Dans la localité de Bikoué, la dose efficace due aux TnP est estimée à partir du $F_{Tn} = 0,02$. Valeur moyenne mondiale : Rn (45 Bq/m³) ; Tn (10 Bq/m³) ; RnP (15 Bq/m³) ; TnP (0,5 Bq/m³) ; F_{Tn} (0,02) ; dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16]. 106

Liste des Abréviations

- AFNOR** : Association Française de Normalisation
- AIEA** : Agence Internationale de l'énergie Atomique
- CIPR** : Commission Internationale de Protection Radiologique
- C_{Rn} : Concentration de radon
- C_{Tn} : Concentration de thoron
- D_a : Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol
- D_{Rn} : Dose efficace due à l'inhalation du radon
- D_{RnP} : Dose efficace due à l'inhalation des descendants du radon
- DSTN** : Détecteur solide des traces nucléaires
- D_{Tn} : Dose efficace due à l'inhalation du thoron
- D_{TnP} : Dose efficace due à l'inhalation des descendants du thoron
- E_{ext} : Dose efficace par irradiation externe
- E_{in} : Dose efficace par irradiation interne (ou dose efficace par inhalation)
- H_{ext} : Indice de risque externe
- H_{in} : Indice de risque interne
- I_γ : Indice de niveau de radioactivité
- EEERC ou C_{RnP}** : Concentration équivalente en radon à l'équilibre (ou concentration des descendants du radon)
- EETC ou C_{TnP}** : Concentration équivalente en thoron à l'équilibre (ou concentration des descendants du thoron)
- EPA** : Environmental Protection Agency
- E-PERM** : Electret-Passive Environmental Radon Monitor
- F_{Rn} : Facteur d'équilibre du radon
- F_{Tn} : Facteur d'équilibre du thoron
- GPS** : Global Positioning System
- ICRU** : International Commission on Radiation Units and Measurements

- IEC** : International Electrotechnical Commission
- IRGM** : Institut de Recherches Géologiques et Minières
- IRSN** : Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
- ISO** : International Organization for Standardization
- kerma** : Kinetic Energy Released in Matter
- MA ou Moy arithm** : Moyenne arithmétique
- Max** : Maximale (ou maximum)
- Méd** : Médiane
- MG ou Moy géom** : Moyenne géométrique
- Min** : Minimale (ou minimum)
- NORM** : Naturally Occurring Radioactive Materials
- OECD** : Organization for Economic Cooperation and Development
- OMS** : Organisation Mondiale de la Santé
- PC** : Personal computer
- Rn** : Radon
- RnP** : Progéniture (ou descendants) du radon
- RADUET** : Passive Integrated Radon-Thoron Discriminative Detectors
- Ra_{eq}** : Radium équivalent
- SD** : Écart-type (ou deviation standard)
- GSD** : Écart-type géométrique (ou deviation standard geometric)
- STN** : Section des Techniques Nucléaires
- TnP** : Progéniture (ou descendants) du thoron
- UE** : Union Européenne
- UNSCEAR** : United Nation Scientific Committee On the Effects of Atomic radiation
- US EPA** : United States Environmental Protection Agency

Résumé

Cette étude porte sur l'exposition du public à la radioactivité naturelle causée par des sources externes et l'inhalation de radon, de thoron et de leurs descendants dans sept localités habitées suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi au Cameroun. Le facteur d'équilibre (F_{Tn}) entre le thoron et ses descendants a été déterminé pour montrer l'importance des mesures directes des descendants du radon et du thoron pour une estimation correcte de la dose efficace. Par spectrométrie gamma *in-situ*, car-borne survey et en laboratoire, le spectromètre à scintillation NaI(Tl) 3×3 pouces a permis d'évaluer le niveau de radioactivité naturelle du sol et une carte de distribution du débit de dose absorbée dans l'air a été réalisée. Afin d'évaluer l'exposition interne due au radon et au thoron, des détecteurs passifs de type RADUET et des moniteurs des descendants du thoron ont été déployés pendant deux mois dans 220 habitations de la zone d'étude. Le débit moyen de dose absorbée dans l'air, la dose efficace externe et les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K sont respectivement de 50,4 nGy/h, 0,33 mSv/an, 33 Bq/kg, 53 Bq/kg, et 182 Bq/kg dans le sol, 37 nGy/h, 0,3 mSv/an, 22 Bq/kg, 37 Bq/kg et 98 Bq/kg dans les échantillons de sol analysés au laboratoire. Les matériaux utilisés dans la construction de la plupart des habitations contiennent des radionucléides. Le rapport moyen entre le débit de dose à l'intérieur et à l'extérieur des habitations estimé à 1,02 pour l'ensemble de la zone d'étude a été utilisé pour prendre en compte, leur contribution dans l'estimation de la dose efficace externe. Comparées aux limites de l'UNSCEAR, ces valeurs sont relativement élevées en certains endroits de la zone d'étude. Excepté ces endroits et de leurs voisinages, le sol peut être utilisé comme matériau de construction. Les concentrations moyennes de radon, thoron et descendants associés du thoron sont respectivement de 89 Bq/m³, 118 Bq/m³, 7,4 Bq/m³. La dose efficace totale par inhalation est estimée à 4,2 mSv/an. La contribution du thoron à la dose efficace varie entre 3 et 80 % avec une valeur moyenne de 53 %. Le F_{Tn} varie en fonction des saisons, le type d'habitation, les matériaux de construction et les localités. Par ailleurs, la dose efficace due au thoron varie considérablement en fonction des différentes valeurs prises par le F_{Tn} et est différente de celle déterminée directement à l'aide des concentrations des descendants du thoron. La dose efficace due au thoron déterminée à partir du F_{Tn} n'est donc pas fiable. Par conséquent, le risque

d'exposition du public au thoron (Tn et TnP) peut être plus élevé que celui du radon (Rn et RnP) dans de nombreuses régions du monde si le F_{Tn} n'est plus utilisé dans l'estimation de la dose efficace totale. Ce résultat est en accord avec les conclusions de l'UNSCEAR. Il est donc important de mesurer directement les descendants du radon et du thoron pour une estimation correcte de la dose efficace.

Mots clés : *Car-borne survey; débit de dose absorbée dans l'air; dose efficace; facteur d'équilibre; évaluation; exposition; in-situ; radioactivité; radon; thoron.*

Abstract

This study deals with natural radiation exposure to the public caused by external sources and inhalation of radon, thoron and their progeny in seven inhabited areas, following the Akongo-Lolodorf-Kribi axis, Cameroon. The equilibrium (F_{Tn}) factor between thoron and its progeny was determined in order to show the importance of direct progeny measurements for correct estimation of effective dose due to radon, thoron and their progenies. The level of natural radioactivity in the soil was evaluated by car-borne survey, *in-situ* and laboratory gamma spectrometry method using 3-in \times 3-in NaI(Tl) scintillation spectrometer, and a distribution map of absorbed dose rate in air was performed. In order to assess internal exposure due to radon and thoron, passive type radon-thoron detectors and thoron progeny monitors were deployed for two months in 220 dwellings of the study area. The average absorbed dose rates in air, the external effective dose and the activity concentrations of ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K are 50.4 nGy h⁻¹, 0.33 mSv y⁻¹, 33 Bq kg⁻¹, 53 Bq kg⁻¹, 182 Bq kg⁻¹ in soil, and 37 nGy h⁻¹, 0.3 mSv y⁻¹, 22 Bq kg⁻¹, 37 Bq kg⁻¹, 98 Bq kg⁻¹ in soil samples analyzed in laboratory. The materials used in the construction of most of buildings contain radionuclides. The average ratio of the indoor dose rate to outdoor dose rate of 1.02 estimated in the entire studied area was applied to take into account their contribution in the external dose estimation. Compared to UNSCEAR limits, these values are relatively high in some parts of the study area. Except for these points and their nearest neighborhoods, soils can be used as building material. Average geometric concentrations of radon, thoron and thoron progeny were respectively 89 Bq m⁻³, 118 Bq m⁻³, 7.4 Bq m⁻³. Total effective dose due to radon and thoron was estimated at 4.2 mSv y⁻¹; thoron contribution to effective dose ranged between 3 and 80% with the average value of 53%. F_{Tn} varied according to seasons, the type of dwelling, building materials and localities. In addition, effective dose due to thoron varied greatly according to the different values taken by F_{Tn} and was different from that determined directly using the thoron progeny concentrations. Thus, effective dose due to thoron determined from the equilibrium factor is unreliable. Therefore, the risk of public exposure due to thoron (Tn and TnP) may therefore be higher than that of radon (Rn and RnP) in many parts of the world if F_{Tn} is no longer used in estimating total effective dose. This is not in contradiction with

the UNSCEAR conclusions. It is therefore important to directly measure the radon and thoron progeny for a correct estimate of effective dose.

Keywords : *Car-borne survey; absorbed dose rate in air; effective dose; equilibrium factor; evaluation; exposition; in-situ; radioactivity; radon; thoron.*

Introduction Générale

Il est bien connu que la terre baigne dans une mixture de rayonnements ionisants dont les principales sources sont le soleil, la terre elle-même, les activités humaines menées dans les réacteurs et centrales nucléaires, les essais nucléaires, la médecine, la recherche, et les industries. Par conséquent l'homme, partout où il se trouve sur la terre, est à chaque instant influencé par ces rayonnements invisibles, aux effets relativement néfastes à son organisme. Les rayonnements ionisants dont la source est la terre proviennent essentiellement de la désintégration de la famille de l'uranium (^{238}U et ^{235}U), de la famille du thorium (^{232}Th) et leurs descendants dont le radon qui est présent dans l'atmosphère et, le potassium (^{40}K). Ces différents radionucléides sont présents dans les roches, le sol et ajouts industriels qui nous servent de matériaux de construction, dans les aliments ainsi que les eaux que nous consommons au quotidien. Il est aussi possible de trouver ces éléments radioactifs en fines particules dans l'air que nous respirons. Ainsi, avoir les connaissances sur le niveau de la radioactivité d'un environnement spécifique est très important pour la protection des populations y vivant en permanence contre ses effets indésirables sur la santé.

Au Cameroun, l'exposition du public aux rayonnements ionisants d'origine naturelle a fait l'objet de plusieurs études [1–15]. Ces différentes études ont révélé la présence de la radioactivité naturelle dans les roches, les matériaux de construction, l'eau, les denrées alimentaires, les cultures agricoles et certains végétaux prélevés à certains endroits bien ciblés. Il s'agit des localités où les études géologiques ont révélé des anomalies d'uranium, de thorium et de potassium, des zones d'exploitation aurifères et certaines villes du Cameroun. La radioactivité naturelle a aussi été mesurée dans l'air confiné de certaines habitations des zones ci-dessus. Les techniques utilisées étaient la spectrométrie gamma en laboratoire et la spectrométrie gamma *in-situ* pour l'analyse de la radioactivité du sol, la spectrométrie alpha pour l'analyse de la radioactivité de l'eau et des denrées alimentaires, et enfin la détection solide des traces nucléaires pour mesurer la concentration de radon, de thoron et des descendants du thoron dans les habitations. Malgré la faible statistique dans l'échantillonnage, toutes ces méthodes ont permis d'évaluer le niveau de la radioactivité dans les différentes zones enquêtées .

En pratique, dans l'exposition des membres du public à la radioactivité naturelle, la dose efficace par irradiation externe et par ingestion représente seulement 32,08%, tandis que la dose par irradiation interne due au radon et au thoron représente 52,5% [16]. Jusqu'à ce jour, la plupart des travaux effectués au Cameroun se sont limités à l'évaluation de la dose efficace par irradiation externe et par ingestion, bien que l'homme soit exposé majoritairement au radon, au thoron et à leurs descendants associés.

Certains travaux qui se sont intéressés à l'irradiation interne que ce soit au Cameroun ou ailleurs n'ont jamais évoqué la problématique des mesures directes des descendants du radon et du thoron dans le calcul de la dose efficace par inhalation.

D'autre part, les multiples variations du facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés remettent en question le calcul de la dose efficace par inhalation.

Enfin, les connaissances actuelles sur le radon et le thoron, ainsi que les données expérimentales recueillies sur de nombreux sites où des dispositifs de surveillance des descendants de thoron ont été déployés remettent en cause la contribution réelle du thoron à la dose efficace totale par irradiation interne.

Dans la présente étude, se pose la question de la fiabilité du calcul de la dose efficace par irradiation interne due au radon et au thoron à partir de leurs facteurs d'équilibre. Vouloir évaluer aujourd'hui, le risque d'exposition interne du public sur la base de la détermination indirecte de la dose efficace du thoron à partir de son facteur d'équilibre est l'une des erreurs qu'il est souhaitable d'éviter en radioprotection. Car la littérature montre qu'il n'y a pas de véritable corrélation entre la concentration de thoron gazeux et celle de ses descendants solides présents dans une habitation [19]. Par ailleurs, la concentration de thoron dans une habitation dépend de la distance par rapport à la source et le résultat de la mesure dépend de la position du détecteur par rapport à la source. Près du mur et du sol, la concentration est élevée.

La technique utilisant les mesures directes des descendants du radon et du thoron dans le calcul de la dose efficace par inhalation exposée dans ce travail permettra sur le plan international, de redéfinir l'exposition des membres du public au thoron car, elle informe mieux sur la dose efficace due au thoron. Sur le plan local, la présente étude contribuera à l'extension de la base de données sur les connaissances du niveau de radioactivité naturelle au Cameroun en général et dans la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi en particulier, à l'élaboration d'une carte radon dans l'habitat au niveau national, et à la définition d'une valeur de référence pour la concentration du radon, du thoron et de leurs descendants associés dans les habitations.

Cette étude contribuera aussi à confirmer les conclusions de l'*UNSCEAR* (2008) sur l'importante contribution du thoron à la dose efficace dans certaines circonstances.

Il est bien connu que le radon, avec ses trois isotopes naturels dont le radon (^{222}Rn), le thoron

(^{220}Rn) et l'actinon (^{219}Rn), est un gaz noble. Il est donc censé n'avoir aucune affinité avec d'autres éléments chimiques. D'autre part, ses produits solides de désintégration possèdent un grand pouvoir d'affinité avec la matière présente dans leur environnement. Parmi les dangereux descendants du radon, il y a le polonium, le bismuth, le thallium et le plomb. Par ces descendants, le radon est reconnu comme le deuxième responsable du cancer du poumon après le tabagisme et, est la principale source d'exposition radiologique naturelle pour l'homme [16–18].

Au regard de tout ce qui est connu sur le radon, le thoron et leurs descendants associés, est-il convenable de faire une estimation correcte de la dose efficace par inhalation des descendants du radon et du thoron en utilisant leurs facteurs d'équilibre dans le calcul? Autrement dit, le facteur d'équilibre peut-il vraiment avoir un impact positif dans le calcul de la dose efficace par inhalation du thoron en particulier, et l'évaluation de la dose efficace totale en général?

L'objectif de la présente étude est d'évaluer la dose efficace afin de montrer l'importance des mesures directes des descendants du radon et du thoron. Pour cela, dans le calcul de la dose efficace par irradiation externe, nous utilisons un spectromètre à scintillation $\text{NaI}(\text{Tl}) 3 \times 3$ pouces pour mesurer les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans le sol par *car-borne survey* (les mesures à bord d'un véhicule), par spectrométrie gamma *in-situ* et par spectrométrie gamma en laboratoire. Pour la dose par irradiation interne, par détection solide des traces nucléaires, les mesures directes des concentrations de radon, de thoron et des descendants du thoron dans l'air confiné des habitations sont faites par le biais des détecteurs passifs de type *RADUET* et les moniteurs des descendants du thoron. De même, le facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants ainsi que les doses efficaces par irradiation interne et externes sont déterminés.

La dose efficace totale par irradiation interne déterminée directement à partir du radon, du thoron et des descendants du thoron est comparée à la dose estimée à partir de la valeur 0,02 du facteur d'équilibre du thoron donnée par l'*UNSCEAR* (2008), et à celles estimées à partir des facteurs d'équilibre expérimentaux mesurés dans ce travail.

Ce travail de thèse s'oriente sur plusieurs axes. Dans le Chapitre I, nous décrivons les véritables sources et les notions fondamentales de la radioactivité naturelle, ainsi que son impact sur la santé humaine. Ce chapitre expose aussi certaines corrélations entre la roche, sa structure, sa constitution minéralogique et la radioactivité naturelle dans un environnement.

Le matériel et les différentes méthodes utilisés pour atteindre le but de ce travail sont présentés au Chapitre II. Pour l'évaluation de la dose par irradiation interne liée à l'inhalation du radon et du thoron, nous proposons une approche dans laquelle, la mesure indirecte des descendants du thoron est remplacée par la mesure directe pour une estimation beaucoup plus fiable de la

dose efficace et une bonne évaluation du risque radiologique induit.

Le Chapitre III est consacré aux résultats obtenus tout au long de cette thèse. Ces résultats sont analysés, discutés puis comparés à leurs correspondants mondiaux et à d'autres obtenus ailleurs.

Nous terminons cette thèse par une conclusion générale. Les principaux résultats obtenus relatifs à l'évaluation de l'exposition du public à la radioactivité suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi sont résumés, suivis des recommandations. Pour améliorer ce travail, quelques perspectives sont exposées à la fin.

Chapitre 1

Révue de Littérature

Introduction

Ce chapitre présente les généralités sur la radioactivité naturelle ainsi que ses origines. Les principales sources d'exposition radioactives naturelles, les techniques de mesure de la radioactivité dans le sol et dans l'air confiné des habitations y sont aussi décrites. Par ailleurs, la problématique de la radioactivité au Cameroun y est abordée et la zone d'étude présentée.

1.1 Problématique de la radioactivité naturelle

1.1.1 Radioactivité naturelle dans le sol et la roche

Depuis sa formation, la terre a toujours été baignée dans un cocktail de radioactivité naturelle dont la teneur varie en fonction des caractères pédologiques et géologiques du milieu considéré [24]. Les atomes radioactifs à l'origine de la radioactivité naturelle sont présents dans les roches de l'écorce terrestre depuis la formation de la Terre ou bien formés en permanence à partir du rayonnement cosmique. L'uranium, le thorium et leurs descendants dont le radon qui est présent dans l'atmosphère, le potassium ^{40}K constituent la première source d'exposition radioactive naturelle. Dans l'environnement, il existe trois séries naturelles de désintégration, souvent appelées NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials) qui sont généralement réparties de manière uniforme dans le sol ou les roches. Certaines conditions géologiques et hydrologiques peuvent parfois conduire à leur enrichissement dans certaines zones, donnant lieu à des gisements d'uranium ou de thorium. En ce qui concerne l'uranium, il est présent partout dans la croûte terrestre à des proportions variables. C'est le cas par exemple des gisements uranifères de l'Australie, du Canada, du Brésil, de la Namibie, ..etc.

Selon leur nature, les sols et les roches ont une radioactivité spécifique qui permet de les différencier. Dans les roches, la radioactivité n'est pas répartie de façon homogène mais présente des variations systématiques. Les analyses détaillées par plaques nucléaires ont permis d'établir trois origines de la radioactivité : les inclusions, les fissures et la dispersion dans les minéraux essentiels [25].

a) **Inclusions**

Un minéral peut contenir des inclusions qui peuvent être d'autres minéraux ou roches, un liquide, un gaz, ou tout corps englobé dans le minéral hôte. On distingue deux types d'inclusions, selon le moment où elles apparaissent dans le minéral hôte : les inclusions primaires qui, apparaissent durant la phase hydrothermale de la cristallogénèse dans les fractures du minéral, et les inclusions secondaires qui, se forment après la cristallisation du minéral [25].

b) **Fissures**

Sous l'action de l'élévation excessive de la température et de la pression, la roche commence à se fissurer favorisant ainsi la circulation d'eau chaude ou de vapeur en son sein. L'intensification du phénomène dissout beaucoup d'éléments qui, sont entraînés vers les zones vides générées par les fissures. La roche autour de ces dernières se déminéralise pour former des cristaux dont la nature dépendra de la roche initiale, de la température et de la pression. La présence des radioéléments tels que l'uranium, le thorium et le potassium dans les microfractures peut ainsi induire une radioactivité aux teneurs parfois très élevées [25].

c) **Dispersion dans les minéraux essentiels**

Excepté les accumulations ou anomalies, les minéraux essentiels (constituants importants de la roche) et les minéraux accessoires sont les véritables réservoirs dans lesquels les radioéléments vont résider. À cause de la grande capacité de propagation de l'uranium, du thorium et du potassium, toutes les roches ont la possibilité d'être radioactives.

Le potassium est un élément très présent dans les minéraux essentiels tels que les feldspaths potassiques et les micas. Quant à l'uranium et le thorium, ils sont en très faibles quantités et fréquemment associés ; ainsi, ils s'associent aux minéraux tels que les terres rares et les zirconiums. Dans les minerais, ils se présentent sous forme de traces ou d'impuretés. Les zircons, allanites et monazites sont les principaux minéraux accessoires radioactifs que l'on trouve sous forme d'inclusions microscopiques dans les roches. Les zircons sont généralement présents dans les granites, les pegmatites ou syénites, les gneiss et la biotite contenus dans les roches. Les allanites sont présents dans certains granites et pegmatites. Les monazites se trouvent dans les granitoïdes à biotite et leurs pegmatites [25].

Dans les roches magmatiques, certaines études ont révélé des teneurs moyennes en uranium. L'analyse de plusieurs échantillons de roches acides (granites et granulites) de Bretagne

faite par René COPPENS a mis en évidence des teneurs assez importantes en uranium et thorium [25, 26]. Par ailleurs, *Bariand et al.* [25, 27] montrent la forte concentration de l'uranium et du thorium dans les granites et les syénites, tandis qu'elles sont plus faibles dans les basaltes et très faibles dans les péridotites.

Dans les roches basiques, le taux de radioactivité dû à l'uranium et au thorium est d'environ trois fois moindre que celui des roches acides. Les teneurs moyennes varient entre 1 et 2 ppm en uranium, 3 et 4 ppm en thorium. Dans certaines roches comme les gabbros, la radioactivité due à l'uranium et au thorium est très faible. Dans les diorites, elle est moyenne alors qu'elle est élevée dans les roches acides. Dans les roches volcaniques, les éléments radioactifs primordiaux (*U*, *Th* et *K*) sont présents, mais à des teneurs variables selon leur nature [25].

Dans les roches sédimentaires, la radioactivité est moins élevée à cause de la dispersion des radioéléments. En plus les minéraux microscopiques uranifères et thorifères ne résistent pas à l'érosion. Ainsi, l'autunite, la pechblende, la samarskite, la thorianite et la thorite sont très rares dans ce type de roches car ils sont détruits par l'érosion. Néanmoins, les inclusions telles que les zircons et bien d'autres riches en thorium comme la monazite, l'apatite, et le xénotine y résistent et parviennent à s'accumuler dans les placers. Contrairement au thorium, l'uranium est détruit en milieu oxydant à cause de ses propriétés chimiques. Alors, il est moins présent dans les roches sédimentaires [28]. La radioactivité de la roche sédimentaire varie en fonction de la nature et de l'origine de la roche. Ainsi, les argiles et les phosphates sédimentaires ont une radioactivité élevée ; dans les gneiss, elle est moyenne. Les marnes, mélange naturel d'argiles et de calcaire ont une radioactivité proportionnelle à la teneur en argile. Quant aux sables, calcaires, grès, dolomie, gypses et anhydrites, évaporites sans potassium, la halite, les roches basiques et ultrabasiques, les schistes noirs et les évaporites potassiques, la radioactivité est relativement faible. La concentration du potassium contenu dans les argiles et argiles phosphatées est très élevée. Il est totalement absent dans le calcaire. Dans les roches carbonées et hydrocarbures tels que les asphaltes, les pétroles, cires minérales et gaz, il y a l'uranium à des teneurs variables. Sa teneur est élevée dans les phosphates, faible dans les argiles phosphatées et le calcaire, absente dans les argiles. Le thorium est absent dans le calcaire, les argiles et les phosphates [28].

1.1.2 Le radon dans les habitations

1.1.2.1 Propriétés du radon

Le radon est un gaz inerte, inodore, incolore, lourd et noble. Il est environ 7,5 fois plus lourd que l'air et son nombre de charge est $Z = 86$. Il se compose de 33 isotopes tous radioactifs avec une gamme de masses atomiques allant de 195 à 228. Les températures de fusion (-71°C) et

d'ébullition ($-62^{\circ}C$) sont les plus élevées parmi tous les gaz rares [29]. La solubilité du radon dépend du fluide et de la température. En général, elle diminue en fonction de la température, et présente une valeur plus élevée dans les milieux organiques que dans l'eau. Le radon s'absorbe facilement sur certains solides comme le charbon actif, souvent utilisé comme piège afin de purifier en radon un volume de gaz. Le radon possède 3 isotopes naturels : le radon-222 (ou radon), le radon-220 (ou **thoron**), et le radon-219 (ou actinon). Tous ces isotopes naturels sont issus de la désintégration des radioéléments présents dans le sol. Leur abondance respective est liée à la teneur du sous-sol en uranium-238 (^{238}U), thorium-232 (^{232}Th) et uranium-235 (^{235}U) d'une part, et de leur période radioactive d'autre part. Leur désintégration donne naissance à des éléments eux-mêmes radioactifs puis à du plomb stable [24, 25, 30].

Le radon (^{222}Rn), issu directement du ^{226}Ra , est l'isotope le plus présent dans l'atmosphère à cause de sa période radioactive qui est de 3,8 jours. Cette période est suffisamment longue pour qu'il puisse migrer dans les sols de la roche-mère jusqu'à l'atmosphère libre. Il appartient à la famille de désintégration de ^{238}U .

Le thoron (^{220}Rn) est le plus abondant. Il est issu du ^{232}Th et disparaît très vite à cause de sa courte période radioactive qui est de 55 secondes seulement.

L'actinon (^{219}Rn) est le moins abondant des trois isotopes. Cela est dû à la faible teneur de ^{235}U dans les roches et les sols qui est de 0,73%. Par ailleurs, il est pratiquement absent de l'atmosphère et des eaux souterraines.

Le radon est émetteur alpha (α). Sa désintégration donne des descendants solides, eux-mêmes radioactifs, puis du plomb stable (^{210}Pb) qui est très toxique (Figures 1.1 et 1.2). Avec ses produits de désintégration, il est classé parmi les principales causes de développement du cancer du poumon. Le radon exhale du sol et des murs pendant que ses produits de désintégration sont générés dans l'air. Les produits de désintégration du radon inhalés se déposent le long des parois des voies respiratoires de l'arbre bronchique ; ce qui conduit à une exposition pulmonaire. Il peut donc présenter un danger en cas de concentrations importantes dans des sites fermés [24, 30, 31]. Dans le cadre de cette étude, nous nous intéresserons exclusivement aux ^{222}Rn et ^{220}Rn qui, de part leur nature, constituent la plus grande menace pour le public.

1.1.2.2 Migration du radon du sol à l'atmosphère

Le radon trouve son origine principale dans les sols où il est formé par la désintégration des atomes de radium présents dans les minéraux constitutifs des roches. Pour s'exhaler d'un matériau, le radon doit d'abord se libérer de la phase solide contenant le radium, première étape appelée émanation, puis doit migrer jusqu'à l'interface matériau atmosphère, par diffusion

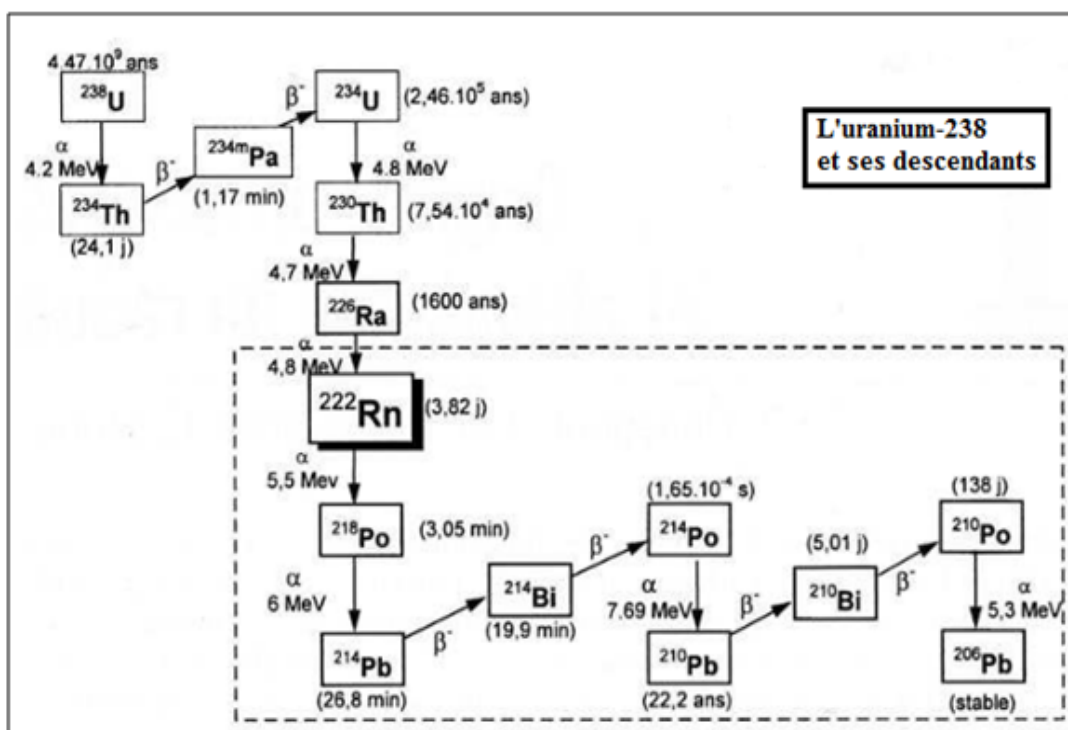


Figure 1.1 – Chaînes de désintégration de ^{238}U , avec mode de décroissance, énergie émise et demi-vie. Les flèches descendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance α ; Les flèches ascendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance β ou γ . La zone délimitée par les traits interrompus-courts représente la désintégration du ^{222}Rn .

suivant la loi de Fick :

$$\vec{J}_{Rn} = -D\vec{\nabla}C_{Rn} \quad (1.1)$$

où les quantités \vec{J}_{Rn} , C_{Rn} et D représentent respectivement le flux de radon (en $\text{Bq}/\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$), l'activité volumique du radon dans le milieu (en Bq/m^{-3}) et le coefficient de diffusion du radon dans le milieu (en m^2s^{-1}).

1.1.2.3 Exposition du public au radon

Les principales sources d'exposition au radon sont : le sous-sol d'une habitation, les matériaux de construction et l'air libre (Figure 1.3). Une faible fraction du radon peut également être présente dans les eaux souterraines et, si elles sont utilisées à des fins domestiques, le radon peut se libérer dans l'air à l'intérieur de l'habitation chaque fois qu'on ouvre un robinet ou une douche [16, 24, 32]. Le radon s'accumule de préférence dans des endroits clos et peu ventilés comme les caves, les chambres encombrées et dans les maisons modernes ayant les vides sanitaires.

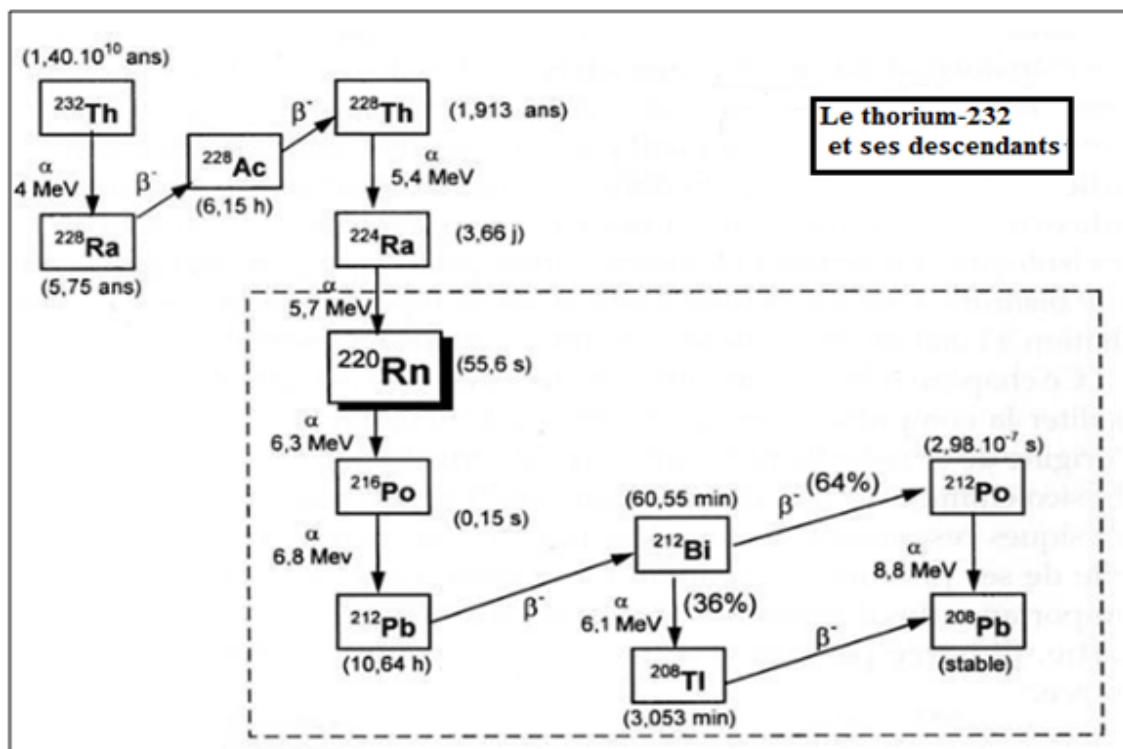


Figure 1.2 – Chaînes de désintégration du ^{232}Th , avec mode de décroissance, énergie émise et demi-vie. Les flèches descendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance α ; Les flèches ascendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance β ou γ . La zone délimitée par les traits interrompus-courts représente la désintégration du ^{220}Rn .

On en trouve aussi dans les vieilles maisons ; puisqu'il peut s'infiltrer plus facilement à travers les fissures des fondations ou d'autres voies d'entrée au niveau du soubassement. L'eau ayant séjourné dans des nappes souterraines est une voie de transfert secondaire (cette eau restitue une partie du radon dissoute). Le radon, qui émerge surtout des sous-sols, se dilue rapidement dans l'atmosphère dès qu'il atteint la surface du sol. Mais il n'en va pas de même lorsqu'il s'infiltré à travers les pores et les fissures jusqu'aux caves et pièces d'habitations de nos maisons. Piégé, il peut alors s'y accumuler et atteindre des concentrations importantes. La contribution des matériaux de construction ne dépasse généralement pas quelques dizaines de becquerels par mètre cube (Bq/m^3). Par contre dans le sol d'une habitation, la teneur en radon peut atteindre des centaines de (Bq/m^3). La concentration varie fortement d'une région à l'autre, en fonction de la nature géologique du sous-sol et de la météorologie. Elles sont plus élevées dans les régions où l'on trouve des gisements de minerais d'uranium et de thorium. Contrairement aux sols sédimentaires, le granite et le schiste en contiennent plus. A l'intérieur d'une même zone géologique, la concentration varie aussi fortement d'une maison à l'autre. Dans une maison, la concentration varie avec l'heure de la journée et les modes de vie des habitants. Ainsi durant

la nuit, le radon s'accumule car les portes et fenêtres sont fermées. Au matin, parce que les volets sont ouverts, la maison s'aère et le gaz se dissipe. Le radon stagne au niveau du sol et son activité volumique peut aussi augmenter dans l'air d'un facteur 10 à 100. Une fois émis dans l'air extérieur, le radon se dilue dans l'atmosphère et se disperse principalement par mélange turbulente de l'air [16, 24, 31–33].

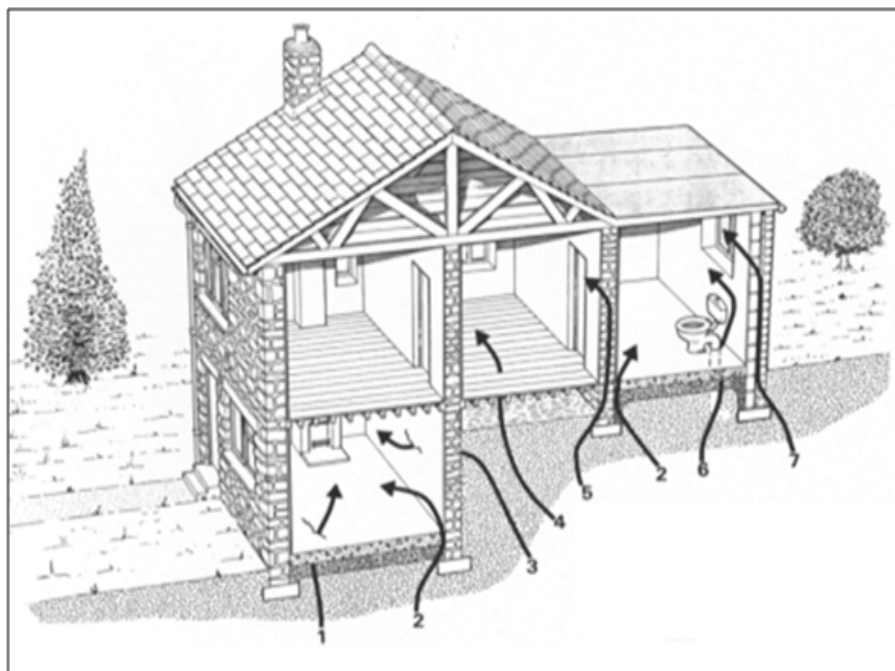


Figure 1.3 – Infiltration du radon dans une maison. Les flèches présentent l'émanation du radon du sol vers la maison. 1- Fissures dans les planchers pleins, 2- Joints dans les constructions, 3- Fissures dans les murs sous le niveau du sol, 4- Trous dans les planchers suspendus, 5- Fissures dans les murs, 6- Passages autour des tuyaux de service, 7- passage dans les creux [31].

L'Organisation Mondiale de la Santé a fixé la valeur de référence du ^{222}Rn à 100 Bq/m^3 [17] et la Commission Internationale de la Protection Radiologique à 300 Bq/m^3 [31]. Aucune valeur de référence n'est encore établie pour le ^{220}Rn jusqu'à ce jour.

1.1.3 Problématique de la radioactivité naturelle au Cameroun

La littérature montre que l'exposition du public aux rayonnements ionisants naturels a fait l'objet de nombreuses études au Cameroun. Ngachin *et al.* [1] ont présenté une étude sur l'exposition externe aux matériaux de construction utilisés au Cameroun. Cette étude a révélé que tous les matériaux examinés pouvaient être utilisés comme matériaux de construction au sens

des critères de l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques [34].

Afin d'estimer les facteurs de transfert sol-plante (TF) de certains radionucléides naturels, Ben-Bolie *et al.* [5], Mvondo *et al.* [10, 11], ont mesuré les activités de ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{226}Ra et ^{210}Po dans les échantillons de sol, des cultures agricoles et certains végétaux prélevés dans les localités de Ngombas, Awanda, Bikoué et Melondo. Ces valeurs de TF calculées se sont révélées supérieures à celles proposées par l'AIEA. Saïdou *et al.* [3] ont rapporté des mesures de la radioactivité et une évaluation de la dose totale dans la région uranifère de Poli au nord du Cameroun. La majeure partie de la dose totale évaluée était attribuée à la consommation de radon et à des niveaux élevés de ^{210}Po et ^{210}Pb contenus dans des légumes et produits alimentaires consommés par les populations locales.

Par ailleurs, les échantillons de sol prélevés à Awanda, Bikoué et Ngombas dans la région sud-ouest du Cameroun par Ele Abiama *et al.* [2] ont révélé des fortes concentrations de ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{40}K en certains points; ceci prouve que les zones étudiées ont un niveau de radioactivité très élevé. Toujours dans la même région, Beyala Ateba *et al.* [4] ont mesuré la concentration de l'uranium dans les roches et les sols collectés aux endroits où une anomalie radiométrique avait été décelée lors d'une enquête. L'analyse, effectuée par spectrométrie gamma (γ) au laboratoire à l'aide d'un détecteur au Germanium a mis en évidence une forte teneur en uranium dans les échantillons de sol, et roche, et que les zones étudiées présentent un potentiel minier uranifère.

Saïdou *et al.* [8] ont présenté une étude comparative de l'exposition du public aux radiations naturelles dans les régions uranifères et pétrolières du Cameroun. Cette étude a montré que la dose de rayonnement et le risque radiologique dans chacune des régions étudiées sont supérieurs aux valeurs moyennes mondiales. Une évaluation de l'exposition du public aux rayonnements naturels dans les zones d'extraction d'or de l'Est du Cameroun a montré que les sols peuvent être utilisés sans danger pour la construction de bâtiments. Néanmoins, certaines recommandations ont été formulées pour renforcer la protection de l'environnement dans ces zones minières [12].

À Douala, capitale économique et l'une des villes les plus peuplées du Cameroun, une étude similaire a été menée par Takoukam Soh *et al.* [13]. Elle a révélé la présence de la radioactivité à des concentrations élevées en certains points de la ville.

Les échantillons de sol prélevés dans le gisement de minerai de bauxite dans le département de la Menoua, à l'ouest du Cameroun, analysés par spectrométrie gamma à l'aide d'un détecteur de type Broad Energy Germanium (BEGe6530) ont également mis en évidence la présence des radionucléides fondamentaux à des teneurs élevées. Ces résultats ont remis en cause l'utilisation du sol comme matériau de construction susceptible d'entraîner une augmentation de l'exposition (externe et interne) du public à la radioactivité naturelle [9].

Par ailleurs, plusieurs mesures des concentrations de radon et de thoron ont été également réalisées dans les habitations de certaines localités du Cameroun. Dans les régions uranifères de Poli et de Lolodorf, les résultats obtenus à l'aide des chambres d'ionisation à Electrets (Eperm) ont mis en évidence des niveaux élevés de radon dans beaucoup d'habitations des deux régions [6]. Par le biais des détecteurs de type RADUET, Saïdou *et al.* [7] ont mesuré le radon et le thoron dans les localités de Bikoué et de Ngombas II qui sont deux zones à forte irradiation naturelle de la région à potentiel uranifère et thorifère de Lolodorf. Des concentrations élevées de radon et de thoron ont été observées dans la plupart des habitations. Cette étude comme d'autres, a montré que la contribution du thoron ne doit plus être négligée lors de l'évaluation de la dose par irradiation interne.

La plupart des travaux effectués au Cameroun et présentés ci-dessus se sont jusqu'à ce jour, limités à l'évaluation de la dose efficace par irradiation externe et par ingestion, bien que l'homme soit majoritairement exposé au radon, au thoron et à leurs descendants associés. Par ailleurs, malgré toutes les connaissances disponibles sur le radon, le thoron et leurs descendants associés, la radioactivité naturelle telle que mesurée au Cameroun et ailleurs ne tient pas en compte, l'importance des mesures directes des descendants du radon et du thoron dans l'estimation de la dose efficace par irradiation interne due à l'inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés. La présente étude qui, s'inscrit dans le cadre du prologement de la mesure de la radioactivité naturelle faite au Cameroun, vient agrandir les connaissances sur le niveau de la radioactivité naturelle suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi en particulier, et celles du Cameroun en général. Elle ouvre aussi une nouvelle voie en métrologie dans l'évaluation de la dose efficace par inhalation des descendants du radon et du thoron dans l'air confiné des habitations.

En définitive, les études menées jusqu'à ce jour au Cameroun mettent en évidence la présence de la radioactivité naturelle avec des teneurs très élevées dans certains échantillons de sol d'une part, et habitations d'autre part. Ceci est dû à la présence de minéraux lourds radiogéniques contenant de l'uranium et du thorium dans le sol et roches de ces régions où les investigations ont été menées.

1.2 Techniques de mesure de la radioactivité naturelle

La radioactivité est l'émission spontanée d'une particule de matière et de l'énergie par un noyau atomique instable. Les radiations émises sont de plusieurs types : les particules α , β , γ , les rayons X, les électrons, les positrons, les neutrons, les protons, ...etc. Ces particules peuvent être émises au cours de la désintégration α , β , la capture électronique, la désexcitation γ , la

transition isomérique, la fission nucléaire et la fusion nucléaire (voir Annexe I). La radioactivité a toujours posé de graves problèmes à l'homme et à l'environnement lorsqu'elle est mal utilisée ou mal connue. Les techniques utilisées pour mesurer la radioactivité environnementale sont tributaires de la nature et du type de rayonnement émis. Dans cette section, nous nous limiterons uniquement aux techniques utilisées dans la présente étude pour mesurer la radioactivité. Il s'agit de la spectrométrie γ *in-situ* et la spectrométrie γ en laboratoire pour la mesure de la radioactivité naturelle dans le sol et, la détection des traces nucléaires pour la mesure des concentrations du radon, thoron et leurs descendants associés dans les habitations. Les appareils de mesure utilisés à cet effet nécessitent l'étalonnage en énergie et en efficacité au préalable pour le domaine d'énergies couvrant les lignes des radionucléides considérés.

1.2.1 Techniques de mesure de la radioactivité naturelle dans le sol

La principale cause de l'exposition externe humaine à la radioactivité naturelle est la série de l'uranium et du thorium, ainsi que le ^{40}K . Les sols, les roches et les matériaux de construction contiennent une radioactivité à des niveaux variables en raison de leur composition minéralogique [24]. En principe, les grandeurs à mesurer sont généralement des concentrations des radionucléides primordiaux tels que l' ^{238}U , le ^{232}Th et le ^{40}K . Les scintillateurs NaI(Tl) (iodure de sodium dopé au thallium) ont été utilisés à cet effet.

La spectrométrie gamma *in-situ* est une technique qui consiste à mesurer directement la radioactivité sur le site. La mesure *in-situ* de l'activité d'un radionucléide dans le sol est plus sensible et fournit des données plus représentatives que les données obtenues par la collecte d'échantillons de sol et les analyses de laboratoire subséquentes. Dans les situations d'urgence, il est crucial d'évaluer la contamination. Pour l'évaluation rapide de l'activité déposée, on utilise une mesure directe du rayonnement γ ambiant [35]. Cette méthode permet de déterminer rapidement les niveaux d'activité des radionucléides émetteurs gamma sur un site ainsi que les débits de dose dans l'air libre correspondants. De telles mesures peuvent être utilisées pour orienter des actions ultérieures incluant par exemple des évaluations radiologiques, des programmes d'échantillonnages et de mesures [36].

En effet, les méthodes classiques de spectrométrie gamma (méthodes de laboratoire) nécessitent la collecte d'échantillons sur le site pour faire des analyses dans un environnement contrôlé. Quoique ceci présente des avantages potentiels en termes de précision pour des résultats individuels, quand l'échantillon est distribué sur une zone vaste, il est plus aisé et moins coûteux de faire des mesures d'échantillons *in-situ*. Par conséquent, on peut aisément constater que les

mesures prises sur le site recouvrent une vaste étendue (10 m de rayon et plus) par rapport aux mesures en laboratoire qui se limitent à un échantillon de sol sur 1 m^2 de surface. Ceci confère aux résultats *in-situ* plus de fiabilité relativement au comportement radiologique global du site à étudier. La statistique de comptage en mesure *in-situ* est obtenue en un temps très petit devant celui nécessaire pour des analyses en laboratoire [37].

Tout comme la spectrométrie γ classique (au laboratoire), la spectrométrie γ *in-situ* repose sur l'analyse des spectres obtenus à partir d'un détecteur. Les mécanismes portant sur l'interaction rayonnement-matière restent valides ainsi que le fonctionnement interne du détecteur. En pratique, les mesures à bord d'une voiture (car-borne survey) et la spectrométrie gamma *in-situ* sont des méthodes courantes qui se sont révélées efficaces pour évaluer directement la dose sur le terrain. Au cours des dernières décennies, de nombreuses équipes de recherche du monde entier ont utilisé ces méthodes pour connaître rapidement les niveaux de radioactivité dans un vaste environnement. C'est le cas notamment au Brunei [38], en Turquie [39] et au Japon [40, 41], où plusieurs séries de mesures de la radioactivité naturelle et artificielle ont été réalisées.

Pour les deux méthodes ci-dessus, un spectromètre à scintillation NaI(Tl) 3×3 pouces (EMF-211; EMF Japan Co. Japan) est utilisé. Les photo-pics d'énergie $E_\gamma = 1460keV$ du ^{40}K et $E_\gamma = 2615keV$ du ^{208}Tl servent à l'étalonnage de la chaîne de détection. Les positions des photo-pics du ^{40}K et du ^{208}Tl ont été déterminées avec précision par lissage des rayonnements gamma de haute énergie par la distribution de Fourier [42]. L'obtention du photo-pic pour chaque rayonnement gamma en 30 secondes dans l'environnement naturel étant difficile, la précision sur l'étalonnage en énergie sera faible. Par ailleurs, les photo-pics obtenus avec le détecteur à scintillation NaI (Tl) sont influencés par la température. Les positions des photo-pics des rayonnements gamma émis par le ^{40}K et le ^{208}Tl ne sont pas stables car ils se déplacent d'un côté à l'autre [42–46]. Par conséquent, la précision sur le débit de kerma dans l'air estimée à l'aide d'une distribution des rayonnements gamma de haute impulsion obtenue par des mesures de 30 secondes sera aussi faible. La relation entre le nombre total de coups d'une distribution de rayonnements gamma de haute impulsion et les niveaux de kerma dans l'air a ainsi été établie pour estimer le facteur de conversion du débit de dose. Le nombre de mesures permettant d'estimer le facteur de conversion du débit de dose diffère du nombre de mesures pour l'estimation du facteur de blindage (le shielding factor) de la coque du véhicule et du nombre de passagers à l'intérieur. Les temps de comptage dans les zones de rayonnement gamma d'énergies hautes, moyennes et basses sont fixés à 300, 600 et 900 secondes, respectivement. Le temps doit rester bon (ensoleillé) pendant toute la période de mesure afin que les niveaux de kerma estimés dans l'air ne soient pas affectés par les précipitations. Le débit de kerma dans l'air dû à l'énergie du rayonnement gamma naturel peut donc ainsi être considéré comme pratiquement équivalent au

débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol.

Pour la spectrométrie γ au laboratoire, les mesures de la radioactivité dans les échantillons de sol sont faites à l'aide d'un détecteur Canberra NaI (Tl). Le traitement des données est effectué par le logiciel GENIE 2000 [46]. L'étalonnage en efficacité du détecteur est réalisé à l'aide des solutions aqueuses du ^{60}Co , ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{139}Ce , ^{137}Cs et ^{88}Y dont l'énergie des photons émis varie dans l'intervalle 59-1836 keV. L'étalonnage en énergie du détecteur est réalisé à l'aide des sources de référence ^{60}Co (1173,23 et 1332,5 keV), ^{133}Ba (383,9 keV), ^{54}Mn (834,9 keV), ^{22}Na (511 et 1274,5 keV), ^{137}Cs (661,6 keV) de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique, Vienne [47].

Seul le ^{40}K est directement mesuré par le détecteur NaI(Tl) par le fait qu'il est émetteur gamma. Les activités du ^{232}Th et de ^{238}U n'étant pas faciles à déterminer directement par spectrométrie gamma, leurs descendants avec lesquels ils sont en équilibre séculaire ont été utilisés à cet effet. Pour le ^{232}Th , les lignes d'énergie 911,1 et 969,1 keV de ^{228}Ac sont utilisées. Par ailleurs, les lignes 1764,5, 1120 et 609,3 keV du ^{214}Bi permettent de déterminer l'activité spécifique de l' ^{238}U .

1.2.2 Techniques de mesure du radon, du thoron et des descendants du thoron dans l'air confiné des habitations

Les grandeurs à mesurer sont généralement des activités volumiques en gaz radon et thoron et des concentrations en énergie alpha potentielle volumique. Il existe de nombreuses techniques pour mesurer la concentration de l'air en radon, thoron et en leurs descendants distincts.

Elles peuvent être classées en trois catégories selon les caractéristiques du prélèvement d'air ; celui-ci peut être actif ou passif (ni pompe, ni alimentation électrique) [29].

a) Les techniques de mesures ponctuelles : elles consistent en un prélèvement effectué sur une courte période (de l'ordre de quelques minutes ou moins). Le comptage est effectué rapidement par la suite.

b) Les techniques de mesure en continu : l'échantillonnage est effectué de façon continue. L'analyse simultanée, ou en léger différé, permet d'enregistrer les variations temporelles de la concentration.

c) Les techniques donnant des mesures intégrées : il s'agit d'un prélèvement effectué sur une longue période (de quelques jours à une année). La mesure en différé fournit, dans ce cas, une valeur globalement représentative de la concentration pendant la période considérée. Cette classification est commode, même si les limites en sont quelques fois mal fixées, tant pour les mesures de radon que pour celles des descendants. La mesure du radon dans les habitations

ou dans une atmosphère confinée est toujours accompagnée des informations portant sur la durée, la période de mesure et l'altitude où la mesure a été faite. Cela est dû au fait que les concentrations du radon varient en fonction des paramètres mentionnés ci-dessus. La mesure doit se faire dans un lieu dont la situation par rapport aux reliefs naturels ou artificiels voisins place ceux-ci à l'extérieur d'un cône d'axe vertical et d'angle au sommet 140° au moins, dont le point de prélèvement constitue le sommet. La mesure doit s'effectuer à une hauteur comprise entre 1 et 2 mètres du sol [29].

Comme appareils de mesures, les détecteurs solides des traces nucléaires (LR115 et CR-39) et la chambre d'ionisation à téflon (électret) sont utilisés à cet effet.

Une *trace nucléaire* est une zone de dommage créée le long des trajectoires de ces particules dans les matériaux. Il existe deux types de DSTN :

Les DSTN massifs : ce sont des polycarbonates. Ici, on a utilisé le CR-39. Il s'agit des feuilles en plexiglas plus ou moins souples d'épaisseur de l'ordre de millimètres. Les traces ressemblent à des cônes de différentes tailles. Ces détecteurs enregistrent les particules alpha ayant un angle d'incidence de 75° et une énergie comprise entre 0 et 20 MeV.

Les DSTN en couches minces : il s'agit du film KODAK type LR115. Il est constitué d'une nitrocellulose fortement teintée en rouge. Il peut enregistrer les particules alpha d'énergie comprise entre 1,4 et 4,7 MeV avec angle d'incidence allant jusqu'à 50° .

La chambre d'ionisation à téflon : c'est un système de détection passif pour la mesure intégrée du radon dans l'air.

Un disque de téflon porté à un potentiel négatif de l'ordre de 200 V, est inséré dans une chambre d'ionisation à électrets en matériau plastique conducteur, de volume déterminé. Le champ électrostatique ainsi créé à l'intérieur de la chambre permet de collecter sur ce disque les ions formés lors de la désintégration du radon et descendants. Par suite de cette collecte d'ions, le potentiel du disque décroît en fonction de la concentration en radon. Un électromètre permet de mesurer cette différence de potentiel qui est directement proportionnelle à la concentration de radon observée sur la période d'exposition. Les chambres d'ionisation à téflon ont été utilisées dans la première phase de ce travail par le biais des détecteurs de type E-perm.

La mesure du gaz radon ne permet pas directement d'accéder au risque sanitaire. Seul un modèle dosimétrique ou l'utilisation du facteur d'équilibre permet de faire une estimation de ce dernier. Car, le risque sanitaire n'est pas dû au gaz radon lui-même, mais à ses produits de désintégration. Avec le facteur d'équilibre du radon, on accède facilement à ces descendants. Dans les habitations le facteur d'équilibre moyen varie entre 0,3 et 0,6 avec une valeur moyenne de 0,4 ; en l'absence de valeur exacte, il est communément admis comme égal à 0,4 [24]. Cette démarche n'est pas valable pour les descendants du thoron, car la concentration du thoron dans une

habitation varie considérablement avec la position sol/mur par rapport au détecteur. C'est pour cette raison qu'il est plus judicieux pour les études portant sur le risque sanitaire, de faire une mesure directe des concentrations des descendants; ceci, sur des périodes de l'ordre de plusieurs semaines. Pour les études à caractère phénoménologique, la détermination de la concentration en gaz et en descendants est conseillée [29]. La valeur moyenne du facteur d'équilibre recommandée pour le thoron est de 0,02 [24].

En épidémiologie, le risque sanitaire est étudié en fonction d'une exposition cumulée sur 20 à 40 ans. Ainsi, une mesure sur 6 mois ou 1 an est souvent préconisée dans l'habitat pour une estimation la plus précise possible de l'exposition individuelle au radon [29]. Mais dans le cadre de ce travail, les appareils utilisés étaient prévus pour une durée allant de 1 à 3 mois.

Les résultats de la mesure des concentrations du radon, du thoron ou de leurs descendants en un lieu donné n'ont de signification que s'ils sont accompagnés :

- *des modes de prélèvement (ponctuel, intégré, ou continu);*
- *de la durée du prélèvement;*
- *de la période de mesure dans l'année;*
- *des conditions météorologiques.*

1.3 Evaluation de la dose

L'exposition aux rayonnements ionisants a deux principales sources : la nature (les rayonnements d'origine naturelle et les rayonnements cosmiques) et l'industrie. La source d'exposition industrielle est liée aux multiples activités humaines menées dans les installations nucléaires (centrales et réacteurs nucléaires), les essais et armements militaires, le transport et gestion des substances radioactives, les industries minières et agroalimentaires, le diagnostic et le traitement de certaines pathologies en médecine telles que les cancers, la recherche scientifique, . . . etc [24]. Ces rayonnements ionisants polluent l'environnement dans son intégralité à travers la contamination de l'air, des eaux, des végétaux, des animaux, des sols et puis l'homme [24].

En pratique, chaque membre du public s'expose à la radioactivité naturelle de manière individuelle. Cette exposition dépend de son mode de vie, l'environnement dans lequel il vit et l'activité professionnelle qu'il mène [24]. Ceci veut donc dire que la dose efficace annuelle ne reflète pas la dose reçue par chaque individu vivant en permanence suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi ou partout ailleurs sur la Terre. Cette dose annuelle est tout simplement un outil qui informe l'opinion publique et les décideurs sur l'évolution des expositions de la population au fil des ans. Notre région d'étude étant une potentielle zone à risque, la mise à jour périodique de ces données permet d'anticiper les éventuelles tendances qui requièrent une attention particulière

dans le cadre de la radioprotection.

L'exposition externe due au ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K et l'exposition interne liée à l'inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés concentrés dans les habitations sont les deux sources prises en compte dans la présente étude. La dose reçue par exemple par les populations suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi spécifique à chaque source d'exposition est en fait la dose annuelle par habitant estimée sur la base des données obtenues sur le terrain. Cette dose est une valeur moyenne de la somme des doses reçues en chaque point de mesure, divisée par le nombre total de mesures faites dans toute la zone d'étude. Les valeurs définitives représentent une estimation qui est sujette à de nombreuses incertitudes et fluctuations. Pour les individualiser, il est vivement recommandé de tenir en compte, les caractéristiques et les facteurs environnementaux de la personne [24].

Les différentes doses reçues par le public ne sont pas en général directement calculées. Dans la plupart des cas, elles sont estimées sur une base de données relevées dans l'environnement (concentrations, durée d'exposition,...etc) et en se référant aux modèles et hypothèses pour simuler divers scénarios.

La dose efficace par irradiation externe/interne est calculée à partir des concentrations moyennes de radionucléides dans le sol ou dans l'air et du coefficient de conversion de dose utilisé dans les rapports de l'*UNSCEAR* [24, 32, 33]. Pour l'exposition externe, la dose efficace tient compte des facteurs de conversion de dose spécifiques à chaque tranche d'âge : 0,7 pour les adultes, 0,8 pour les enfants de 6 à 15 ans et 0,9 pour le reste des enfants [24]. Dans la présente étude, la dose liée aux rayonnements cosmiques n'est pas prise en compte.

Concernant l'exposition interne, le public passe suffisamment du temps à l'intérieur : que ce soit au lieu de service ou dans les domiciles. En Afrique en général et au Cameroun en particulier, le public passe environ 60% de son temps à l'intérieur des bâtiments. Il est donc nécessaire de connaître les concentrations du radon, thoron et leurs descendants associés dans les maisons et lieux de service ainsi que le risque d'exposition des occupants induit par ces différents radionucléides. Le radon (Rn, Tn) dans sa généralité est un gaz radioactif caractérisé par sa concentration dans l'air [16, 31]. Cette concentration est très variable selon le lieu, l'heure, le type d'architecture ou la saison. Le risque de cancer lié au radon est proportionnel au temps d'exposition et à la concentration en radon ; plus précisément à ses descendants solides (polonium, plomb et bismuth) [16, 31].

D'après les publications conjointes de la *CIPR* et de l'*OMS*, le radon est connu comme la principale source d'exposition naturelle pour l'homme et, constitue la deuxième cause du cancer de poumon. Sa présence et le tabagisme accélèrent le processus de formation du cancer du poumon. Près de 3-14% des décès par cancer de poumon lui sont attribuables [17, 31]. Mais à

cause de ses propriétés physico-chimiques en qualité de gaz noble, ce n'est qu'une fraction du radon qui se dissout dans le sang. Puis, il est véhiculé dans l'ensemble du corps humain. Le radon à travers l'eau est aussi ingéré d'une part et inhalé d'autre part lors de l'utilisation de cette eau, mais à des proportions très faibles. Son effet à la dose efficace totale est donc presque négligeable [24].

Les concentrations des descendants du radon à courte durée de vie tels que le (^{218}Po , ^{214}Pb et ^{214}Bi) n'étant pas faciles par une mesure directe, elles sont donc estimées sur la base du facteur d'équilibre entre leur isotope-parent et eux. Ce facteur est le rapport entre la concentration équivalente en radon à l'équilibre (EEC) et l'activité volumique du gaz radon (^{222}Rn). Il est estimé à 0,4 [24]. L'exposition aux produits de filiation du radon est très élevée par rapport à celle des parents. C'est elle qui constitue donc toute la dose par inhalation du radon. Mais pour une meilleure estimation du risque d'exposition lié au radon, il est judicieux de déterminer sa dose à partir des concentrations de ces descendants mesurés directement sur le site par le biais des appareils appropriés.

La désintégration du thoron dure moins longtemps que le temps nécessaire au gaz pour se répandre dans une maison de manière homogène. Par conséquent, l'exposition varie principalement en fonction de la distance à la source. Pour accéder à l'activité de ses descendants tels que le (^{216}Po , ^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{212}Po et ^{208}Tl) on peut directement les mesurer sur le site à l'aide des moniteurs des descendants du thoron, ou alors on considère généralement une concentration équivalente en thoron à l'équilibre, et un facteur de conversion de dose de $40 (nSv/h)/(Bq/m^3)$, ou tout simplement on les estime sur la base du facteur d'équilibre entre leur isotope-parent et eux [24, 33]. Par conséquent, l'exposition annuelle au thoron et à ses produits de filiation se calcule en tenant uniquement en compte la concentration des descendants obtenus directement sur le site à partir des détecteurs déployés à cet effet. Ainsi, la contribution du thoron à la dose efficace totale par inhalation n'est plus négligeable comme il était pensé autrefois. Au contraire, elle peut s'avérer plus élevée que celle du radon dans beaucoup de régions sur la Terre [7].

En définitive, la dose efficace totale par inhalation est égale à la somme des produits des concentrations des descendants du radon et du thoron, chacune étant affectée de son coefficient de conversion de dose approprié. Et l'exposition totale est la somme des expositions internes et externes [24].

1.4 Présentation de la zone d'étude

L'axe Akongo-Lolodorf-Kribi est géographiquement localisée à l'ouest du sud Cameroun. Sur le plan administratif, il s'agit des régions du Centre et Sud du Cameroun. Notre étude

s' intéresse aux localités d'Akongo, Awanda, Bikoué, Eséka, Kribi, Lolodorf et Ngombas (voir Tableau 1.1). Toutes ces localités sont situées entre 70 et 340 km de Yaoundé, la capitale politique du Cameroun. La Figure 1.4 illustre notre zone d'étude.

Tableau 1.1 – Les localités d'étude suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi. L-E et L-N sont respectivement la latitude-Est et la longitude-Nord

Région	Localité	Département	Arrondissement	L-E	L-N
	Village Akongo	Nyong-et-So'o	Ngomedzap	11 ⁰ 03'	3 ⁰ 14'
Centre	Village Ngombas II	Nyong-et-Kellé	Makak	11 ⁰ 06'	3 ⁰ 25'
	Ville d'Eséka	Nyong-et-Kellé	Eséka	10 ⁰ 46'	3 ⁰ 39'
Sud	Village Awanda	Océan	Mvengue	10 ⁰ 59'	3 ⁰ 22'
	Village Bikoué	Océan	Mvengue	10 ⁰ 51'	3 ⁰ 21'
	Ville de Kribi	Océan	Kribi	9 ⁰ 55'	2 ⁰ 57'
	Ville de Lolodorf	Océan	Lolodorf	10 ⁰ 44'	3 ⁰ 14'

Des études géologiques ont été effectuées de 1978 à 1985 dans la région ouest du sud Cameroun. Ces études ont mis en évidence la présence d'un gisement d'uranium de Lolodorf pouvant contenir des milliers de tonnes U_3O_8 à une teneur allant de 0,1% à 1%. La réévaluation de ce gisement est en cours et pourrait conduire à une ressource bien supérieure à l'estimation initiale [2].

L'aire d'étude du présent travail se trouve dans la zone tropicale équatoriale. Elle appartient à la chaîne panafricaine d'Afrique Centrale ; plus précisément dans la feuille Yaoundé-Est et la feuille Yaoundé-Ouest. Il s'agit de cette zone d'Afrique centrale où les matières peuvent être rajeunies. Sur le site on observe des intrusions c'est-à-dire des fracturations à travers lesquelles il y a eu des montées fluides. Il y a des failles qui sont sensiblement Nord-Sud passant par Eséka et des failles majeures (fractures avec déplacement) Nord-Est. La chute de Njock à 6 km et Lipombè à 20 km de la ville d'Eséka sur le fleuve Nyong sont une matérialisation de ces failles. Avant la création de l'Océan Atlantique-sud, le site a subi des compressions puis une série de distensions (étirements) aboutissant à la dérive des continents [48, 49]. La région étudiée est constituée à l'Est d'un relief en pente douce, résultat final d'une érosion de près de 700 m d'altitude qui s'abaisse vers la mer avec un profil en "marches d'escalier" ; à l'Ouest d'une côte basse et presque rectiligne avec des plages de sables qui se suivent, interrompues seulement par les estuaires. Derrière ces plages, le pays est toujours marécageux. Quelques chaînons de quartzites dans la région de Kribi culminent à 300 m au-dessus de la plaine. La quasi-totalité de la région d'étude est dans la zone forestière avec quelques taches de savane vers le nord.

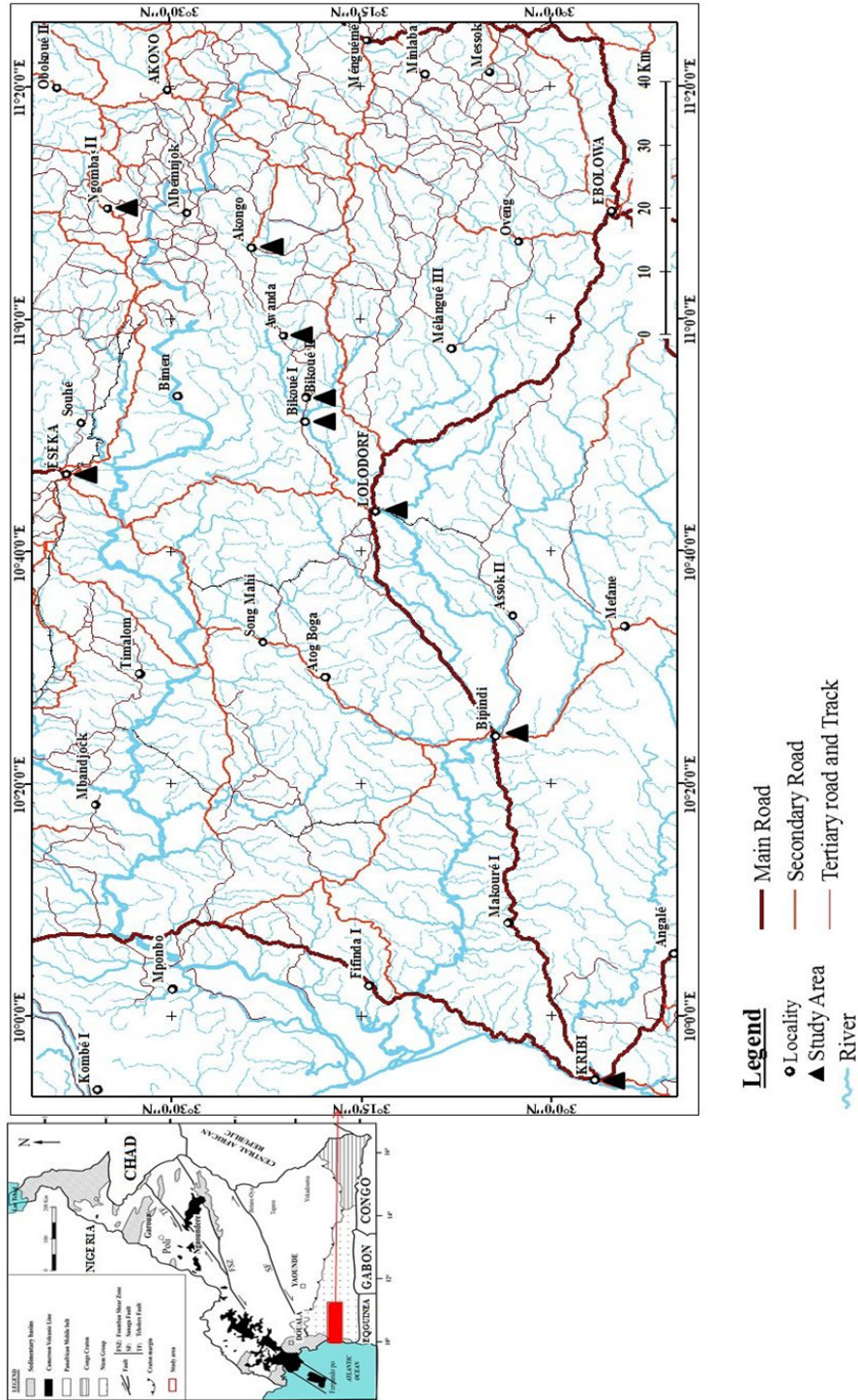


Figure 1.4 – Carte du Cameroun distinguant les localités d’Akongo, Awanda, Bikoué, Eséka, Kribi, Lolodorf et Ngombas II où ce travail a été fait.

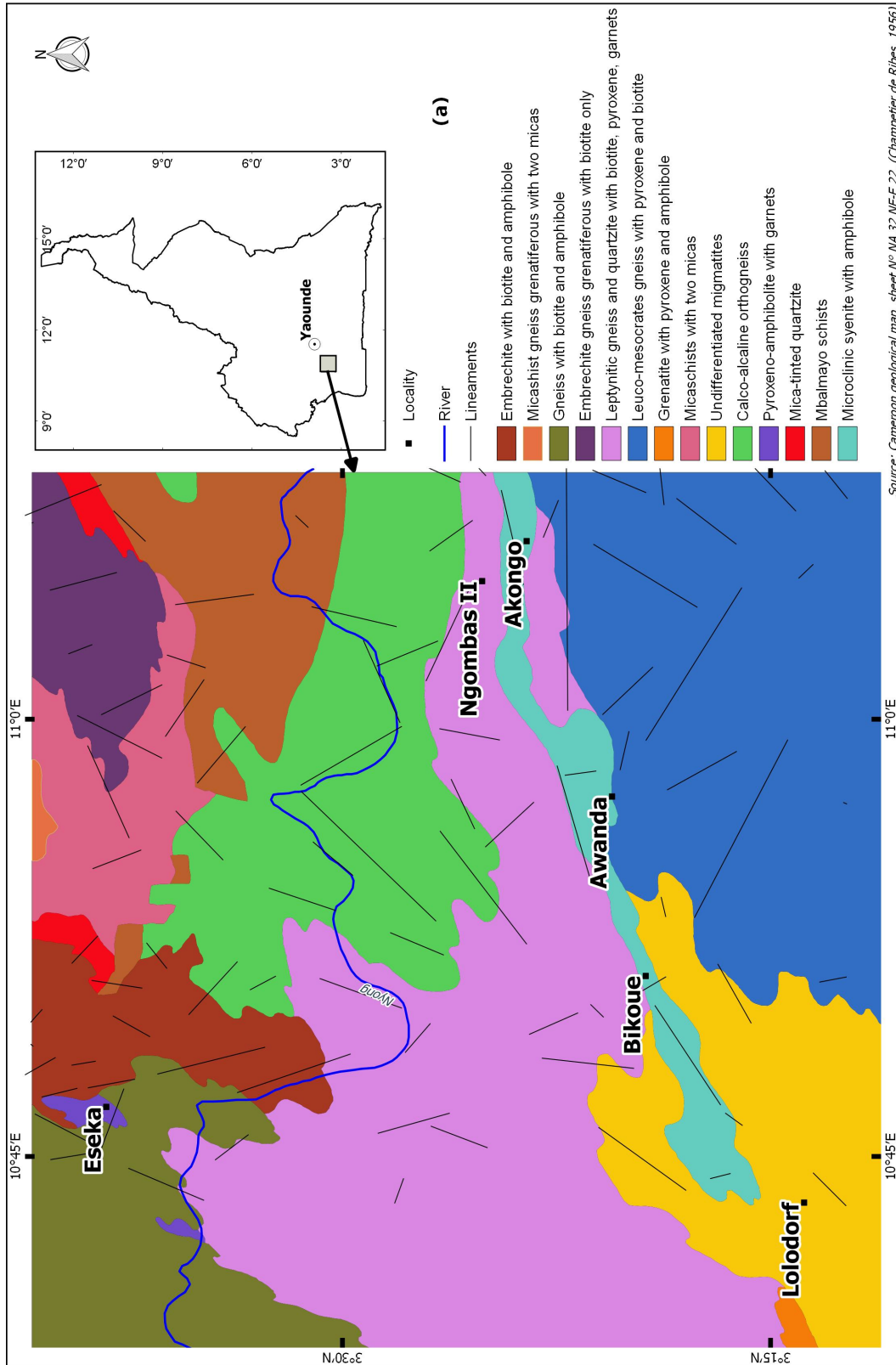


Figure 1.5 – Carte géologique de reconnaissance suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi. Il s'agit des localités d'Akongo, Awanda, Bikoué, Lolodorf, Eséka, Ngombas II

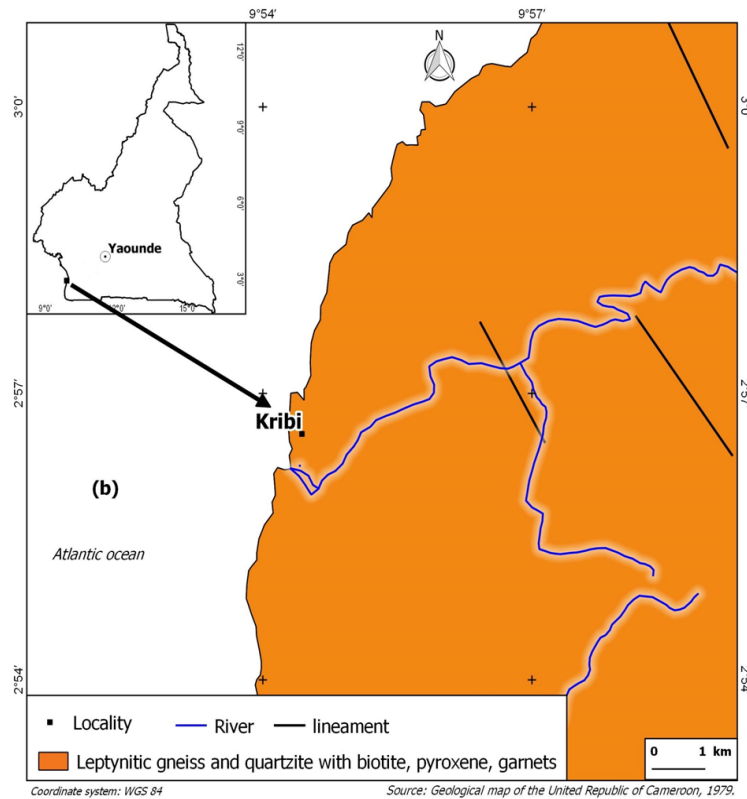


Figure 1.6 – Carte géologique de reconnaissance suivant l’axe Akongo-Lolodorf-Kribi. Ici, il s’agit uniquement de la localité de Kribi

Excepté l’Océan Atlantique, les principaux fleuves sont le Nyong, la Lokoundjé, et quelques affluents tels que la Kellé, le So’o, la Kienké et la Lobé. Le climat est de type équatorial. Côté ouest, il est influencé par la proximité de la mer ; c’est-à-dire plus humide que sur le plateau intérieur à la même latitude [48, 49]. Les températures varient entre $25^{\circ}C$ et $26^{\circ}C$ avec deux saisons sèches et deux saisons des pluies. La saison sèche liée aux masses d’air du tropique continental venant du Sahara est entre décembre-février et juillet-août. La saison pluvieuse, liée aux masses d’air des tropiques maritimes venant de l’Océan Atlantique est entre septembre-novembre et mars-juin. L’alternance saison sèche-saison des pluies est assurée par le Front Inter Tropical (FIT) créé par la circulation des masses d’air sec (harmattans et alizés) provenant du Sahara (centre de hautes pressions) dans le continent Afrique vers la côte ouest du Golf de Guinée à Sainte Hélène (centre de basses pressions) et la montée en sens inverse des masses d’air humides (les moussons). La pluviosité est entre 1500 - 2000 mm par an, avec une humidité relative de 70-80% tout au long de l’année [50]. Le total cumulé de la population est de 164,829

habitants environs [51].

Les Figures 1.5 et 1.6 présentent la carte géologique suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi. Une étude géologique et minéralogique approfondie de cette carte montre que le sol est constitué des affleurements et des indices de schistes avec, en surface, les nombreux fragments de quartz, feldspaths qui accompagnent généralement ces formations, et des sables provenant des quartzites du socle. La prédominance des sols rouges à certains endroits justifie la richesse des roches du socle (gneiss et micaschistes) en mica biotites, capable de libérer aisément le fer qu'il contient. La roche est sédimentaire. Les minerais observés tels que grenats, disthène, rutile, quartz coloré prédominent la latérite. On y trouve également du calcaire et les roches métamorphiques variées tels que le gneiss, les schistes de Mbalmayo, les micaschistes à grenat et disthène avec des orthogneiss, les roches éruptives anciennes tels que les granites à pyroxènes qui se trouvent par endroit. Dans les lamelles de mica contenu dans le gneiss à deux micas et les quartzites micacés, on peut observer le quartz à extinction roulante, l'oligoclase, la biotite, la muscovite et une proportion variable de grenats et disthène ; comme accessoires, zircon, apatite et rutile.

En effet, la syénite est la roche de base aux dépens de laquelle le sol de l'axe Akongo-Lolodorf s'est formé. Il s'agit d'une roche mère. Une étude de la distribution verticale de l'uranium et du thorium dans le profil latéritique d'Akongo sur une profondeur allant de l'horizon nodulaire meuble (couche superficielle) à la syénite montre la présence de l'uranium et du thorium aux teneurs variant en fonction des différentes couches du profil. Les teneurs moyennes dans la roche mère sont de 5 ppm (environ 20 Bq/kg) pour l'uranium et 3 ppm (environ 37 Bq/kg) pour le thorium. Dans la matrice de la couche superficielle, cette concentration de l'uranium diminue jusqu'à atteindre la valeurs de 3 ppm (environ 12 Bq/kg) ; tandis que celle du thorium augmente touchant des valeurs 5 fois plus élevées que la valeur initiale (environ 62 Bq/kg) [52]. La plus grande partie de notre zone d'étude y est localisée

Conclusion

Ce chapitre portait sur la revue de la littérature. Les généralités sur la radioactivité naturelle ainsi que ses origines ont été présentées. Les techniques de mesure de la radioactivité naturelle, l'exposition externe du public due aux radionucléides primordiaux tels que ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K d'une part, et l'exposition interne due à l'inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés d'autre part ont été décrites ainsi que la zone d'étude. Pour mesurer la radioactivité naturelle et montrer l'importance des mesures directes des descendants du radon et du thoron pour une estimation correcte de la dose efficace, un matériel spécifique et des méthodes appropriées sont utilisés.

Chapitre 2

Matériel et méthodes

Introduction

Ce chapitre présente le matériel et les différentes méthodes utilisés dans le cadre de ce travail. L'échantillonnage et les procédures de détermination des radionucléides émetteurs alpha (α) et gamma (γ) naturels y sont décrits. Les dispositifs expérimentaux à l'instar des détecteurs NaI(Tl) (spectromètre γ) pour la mesure *in-situ*, le *car-borne survey* et l'analyse des échantillons de sol au laboratoire, les détecteurs de types *E-PERM*, *RADUET* et les moniteurs des descendants du thoron respectivement pour la mesure du radon, la mesure simultanée du radon et du thoron, et la mesure des descendants associés du thoron y sont présentés. Par ailleurs, les différentes composantes de la dose au public et des risques sont traitées.

2.1 Mesure de la concentration des émetteurs γ

2.1.1 Impact des matériaux de construction

Les matériaux utilisés pour la plupart des constructions contiennent également des radionucléides. Pour prendre en compte leur contribution dans l'estimation de la dose efficace par irradiation externe, l'UNSCEAR propose la valeur moyenne de 1,4 [24]. En effet, cette valeur comprise entre 0,6 et 2,0 peut aussi être obtenue expérimentalement sur un site en faisant le rapport entre le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol à l'intérieur et à l'extérieur des habitations [24]. Dans le cadre de ce travail, cette valeur a été calculée dans chaque localité et pour l'ensemble de la région d'étude. Un débitmètre (voir Figure 2.1) de marque *RadEye PRD-ER (Thermo Scientific)* a servi pour faire ces mesures. Il s'agit d'un appareil utilisant la méthode de spectrométrie gamma avec un détecteur NaI(Tl) couplé à un photomultiplicateur

en miniature permettant la détection des rayons gamma inférieurs à 400 keV [53].



Figure 2.1 – Débitmètre.

2.1.2 Mesure de la radioactivité naturelle dans le sol par spectrométrie gamma *in-situ*

L'échantillonnage des points a été fait dans les localités d'Akongo, Awanda, Bikoué, Eséka, Kribi, Lolodorf et Ngombas. La carte distinguant les localités ci-dessus est présentée au chapitre 1 (Figures 1.4, 1.5 et 1.6).

2.1.2.1 Chaîne de mesure en spectrométrie γ

Le schéma simplifié de la chaîne de mesure en spectrométrie γ est présenté à la Figure 2.2 ci-dessous.

D'une manière générale, en spectrométrie γ la chaîne de mesure est composée d'un détecteur, d'un préamplificateur, d'un amplificateur, d'un convertisseur analogique/numérique, d'une électronique d'acquisition et d'un logiciel d'analyse.

Au moyen d'une haute tension délivrée au détecteur, une quantité de charges électriques proportionnelles à l'énergie déposée par le photon dans le cristal est recueillie. Les porteurs de charge sont collectés en utilisant un préamplificateur de charge dont les fonctions sont la conversion de la charge en tension électrique en une première amplification. La mise en forme du signal et une seconde amplification sont réalisées par l'amplificateur.

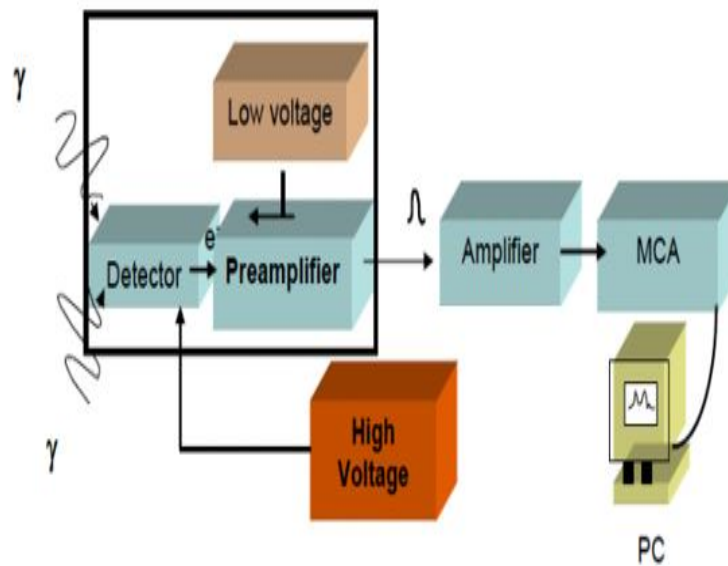


Figure 2.2 – Schéma simplifié de la chaîne de mesure en spectrométrie γ .

L'analyse de l'amplitude de l'impulsion est réalisée par un analyseur multicanaux. Le choix du nombre de canaux nécessaires pour l'acquisition dépend de la résolution du détecteur et de la plage d'énergie.

Un ordinateur portable (PC) d'acquisition, associé à un analyseur, enregistre l'énergie de l'événement en incrémentant le canal correspondant.

2.1.2.2 Dispositif de mesure

Le dispositif de mesure utilisé dans cette partie du travail est un spectromètre à scintillation, un ordinateur portable, un *Global Position System* (GPS), un véhicule (TOYOTA Land Cruiser de l'IRGM) et une petite table de 1 mètre de hauteur. Le détecteur est placé sur la table au-dessus de la surface du sol, sur un terrain relativement plat et dégagé. À cette hauteur, le détecteur peut être manipulé facilement tout en offrant un rayon de vision d'environ 10 m pour les sources émettrices γ . En fonction de l'énergie de la source, le détecteur peut voir jusqu'à une profondeur de 15 à 30 cm. Les Figures 2.3 et 2.4 présentent le dispositif expérimental de la spectrométrie gamma *in-situ* utilisé dans ce travail.

2.1.2.3 Etalonnage du détecteur

L'étalonnage de la chaîne de détection a été fait à Hirosaki au Japon. Il est bien détaillé dans l'ICRU 53 [36] ainsi que par *Hosoda et al.* [42].

En effet, une analyse des pics dans un spectre de haute impulsion donne la position du pic (ou



Figure 2.3 – Chaîne de montage de la spectrométrie gamma *in-situ*. Il s'agit : en (1) un ordinateur portable contenant le logiciel d'analyse ; en (2) le spectromètre à scintillation $NaI(Tl)$ 3×3 pouces avec le préamplificateur et l'amplificateur ; en (3) un GPS pour mesurer les coordonnées géographiques du point de mesure.



Figure 2.4 – Mesure du débit de dose par spectrométrie gamma *in-situ* à l'intérieur du véhicule (*car-borne survey*).

centroïde) V_0 . Afin de relier V_0 à l'énergie gamma E , un étalonnage de l'énergie doit être effectué. Les énergies des fortes raies γ de la plupart des radionucléides présents dans l'environnement ou utilisées pour des sources standard sont connues avec une grande précision, l'incertitude dépassant rarement 0,01 keV. Il importe donc peu de savoir quels radionucléides sont utilisés pour l'étalonnage de l'énergie tant que la plage d'énergie d'intérêt est cachée. En supposant une dépendance linéaire entre le canal et l'énergie, deux lignes avec des énergies E_1 , E_2 donnant lieu à des pics avec des canaux des centroïdes V_{01} dans la partie inférieure et V_{02} dans la partie supérieure du spectre seraient, en principe, suffisantes pour l'étalonnage de l'énergie. Avec le

système de spectromètre de germanium moderne, cette procédure n'entraînera pas d'erreurs supérieures à 0,1 keV. Ce chiffre peut être réduit en utilisant plusieurs lignes avec des énergies E_i ($i = 1, 2, \dots, n$); par exemple, à partir de ^{132}Eu , et l'ajustement d'un polynôme de deuxième ordre ou supérieur aux paires de valeurs $[V_{0i}, E_i]$. Le logiciel d'analyse du spectromètre inclut généralement cette option [36].

2.1.2.4 Facteur d'atténuation (Shielding factor)

Les mesures faites à l'intérieur du véhicule sont corrigées à l'aide d'un facteur multiplicatif appelé le shielding factor. Ce facteur représente l'effet d'atténuation du débit de dose extérieure par la coque du véhicule et les passagers qui sont à l'intérieur de ce véhicule. La relation entre les débits de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol (en nGy/h) est évaluée en utilisant la méthode de la matrice de réponse 22×22 et le taux de comptage total à l'extérieur de la voiture (en cpm) développée par *Minato et al.* [43, 44]. Ce facteur a été estimé avec 10 points.

A cet effet, une série de mesures consécutives de 30 secondes pendant 2 minutes a été faite à l'extérieur et à l'intérieur du véhicule en chacun des 10 points arbitrairement choisis dans un site de la zone d'étude afin de déterminer ce facteur de correction. Il est question ici de convertir l'énergie des photons incidents en un spectre d'énergies émises par ces photons γ . Une fois le facteur obtenu, il est appliqué à tous les autres sites de la région d'étude.

2.1.2.5 Facteur de conversion de dose (dose rate conversion factor).

Il est le rapport entre le débit de kerma dans l'air et la somme totale du nombre de coups liés aux 1024 canaux de la chaîne de détection pendant 15 minutes (cpm). Son unité est le $nGy/h/cpm$. En effet, le facteur de conversion de dose est la pente de la droite obtenue à partir du débit de kerma dans l'air et le nombre de coups total des rayonnements gamma. Ces mesures de la distribution des rayonnements gamma ont été effectuées à 1m du sol en 13 points de mesure. Le facteur de conversion de dose est différent du shielding factor.

2.1.2.6 Détermination du débit de dose dans l'air à 1 mètre du sol, des concentrations de ^{238}U , du ^{232}Th , de ^{40}K et leurs incertitudes

La technique utilisée est le *car-borne survey* pour déterminer le débit de dose ambiante, et la spectrométrie γ *in-situ* pour les concentrations des radionucléides primordiaux ci-dessus. Toutes les deux techniques utilisent un détecteur NaI (Tl) 3×3 - pouces à scintillation (EMF-211, EMF Japan).

En effet, le *car-borne survey* est une technique basée sur la spectrométrie gamma *in-situ* de

la radioactivité dans le sol. Cette méthode est très pratique et convenable pour évaluer la dose irradiée sur une large surface. Les mesures du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol se font à l'intérieur du véhicule sur un rayon de **10** mètres.

Afin d'élaborer la carte de la distribution du débit de dose dans l'air à 1 mètre du sol, le détecteur, placé dans le véhicule à une hauteur de 1 mètre par rapport au sol, mesure toutes les 30 secondes les rayonnements γ le long de la route de façon continue, les enregistre et les transfère directement à l'ordinateur. Ces mesures se font simultanément avec la prise des coordonnées géographiques (latitude Est-longitude Nord) à l'aide du GPS. La voiture se déplace à une vitesse moyenne de 40km/h afin de faire un maximum de mesures possible le long de la route. Lorsque le débit de dose dans l'air à 1 mètre du sol est élevé en un point particulier du long de la route, on sort du véhicule et une mesure de 15 minutes est faite à cet endroit afin de déterminer la concentration des radionucléides primordiaux responsables de cette dose. Les mesures de 15 minutes ont été faites en 52 points différents répartis dans les 7 localités de la région d'étude. Les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans le sol ainsi que les débits de dose dans l'air ont été déterminés en utilisant la méthode développée par *Minato* [43, 44], et détaillée par *Hosoda et al.* [42].

Ainsi, le débit de dose absorbée à 1 m au-dessus de la surface du sol D_{out} (en nGh/h) à chaque point de mesure peut être estimé en utilisant l'équation suivante [37, 43] :

$$D_{out} = 2N_{in} \times f \times k, \quad (2.1)$$

Dans cette étude, le taux de comptages (N_{in}) à l'intérieur de la voiture a été obtenu par des mesures de 30 s en utilisant le *car-borne survey*. Puisque le facteur de conversion du débit de dose était donné comme débit de dose (en nGy/h) par coups minutes (en cpm), il est donc nécessaire de doubler N_{in} afin d'obtenir la formule ci-dessus ; f et k sont respectivement le shielding factor et le facteur de conversion de dose.

L'erreur associée à la mesure de la concentration des radionucléides et au débit de dose dans l'air à 1 mètre du sol dépend du débit de kerma dans l'air en chaque point de mesure [37]. Elle est estimée à 2% pour le ^{40}K , 6-8% pour l' ^{238}U et 4-5% pour le ^{232}Th . Les lignes d'énergie 1120,287 keV et 1764,494 keV du pic d'absorption totale du ^{214}Bi , 911,6 keV et 969,1 keV de ^{228}Ac , 1460 keV du ^{40}K sont utilisées pour mesurer les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K respectivement.

2.1.3 Mesure de la radioactivité naturelle dans les échantillons de sol par spectrométrie gamma en laboratoire

La chaîne de mesure est la même que celle utilisée en spectrométrie γ *in-situ* décrite en 2.1.2.1 (voir Figure 2.2).

2.1.3.1 Echantillonnage et conditionnement du sol

Le prélèvement d'échantillons est une étape préalable à la mesure de la radioactivité dans les échantillons environnementaux. Pour une bonne mesure de l'activité des radionucléides qu'ils contiennent, le prélèvement doit obéir à la représentativité de ces échantillons. Aussitôt que ceux-ci sont prélevés, leur conditionnement est nécessaire quelle que soit la technique de mesure envisagée.

Le laboratoire est un cadre idéal où le matériau à analyser ainsi que le matériel d'analyse sont protégés au maximum des perturbations externes telles que les rayonnements cosmiques et internes par l'usage des systèmes composés de matériau très faiblement radioactif. Le laboratoire de la Section des Techniques Nucléaires de l'Institut de Recherches Géologiques et Minières (STN/IRGM) a servi de cadre dans ce travail.

Le présent protocole a été fait suivant la procédure normative française *NF M 60-790-2* de 1999 relative à l'établissement des plans d'échantillonnage de sol au niveau de terrains naturels ou assimilés et sur des sites industriels, le choix des techniques de prélèvement, l'exécution des prélèvements de sol, leur conditionnement et leur transport en vue des mesures radiologiques [54].

Les objectifs de ce protocole sont d'enregistrer l'activité totale de l'échantillon et d'identifier les radionucléides naturels et leurs concentrations relatives à chacun des échantillons.

2.1.3.2 Prélèvement des échantillons de sol.

Idéalement il convient de procéder, préalablement à toute détermination des zones de prélèvement, à un contrôle radiologique à l'aide d'un détecteur portable afin d'établir une cartographie du site permettant de mettre en évidence la zone contaminée ou naturellement enrichie en radioactivité et d'évaluer l'hétérogénéité de la radioactivité présente. Cette étape permet de délimiter le site de prélèvement et son maillage est ensuite établi pour définir les unités d'échantillonnage. La densité du maillage est fonction de l'hétérogénéité de la radioactivité observée lors du contrôle radiologique, de la superficie de la zone à étudier, des contraintes imposées par le site [54, 55].

Les travaux antérieurs de prospection de l'uranium menés par le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) dans la zone de Lolodorf située dans l'ouest du sud Cameroun en 1978 constituent un préalable au choix de ces localités comme sites de prélèvement.

En effet, on distingue généralement les stratégies probabilistes de celles dites orientées s'appuyant sur la connaissance a priori de la distribution spatiale de la radioactivité ou répondant à un objectif de recherche spécifique. Toute stratégie peut encore combiner ces différentes approches.

L'échantillonnage systématique consiste à subdiviser le site de prélèvement en mailles carrées. Les différents sommets des mailles constituent les points de prélèvement. C'est l'une des méthodes de prélèvement *in-situ* les plus fréquemment utilisées. Pour des sites présentant des hétérogénéités diffuses, il est préférable de procéder à un échantillonnage systématique. Dans le cas de site présentant des hétérogénéités de type ponctuel, il est conseillé de mettre en œuvre une stratégie d'échantillonnage stratifié, aléatoire ou systématique, suivant le degré de connaissance de ces hétérogénéités [54, 55].

Pour les approches probabilistes, l'échantillonnage aléatoire ne sera particulièrement adapté que si la distribution de la radioactivité sur le site est considérée homogène. Nous l'avons choisie pour le prélèvement des échantillons de sol dans tout ce travail.

Le prélèvement des échantillons de sol commence par l'identification du point de prélèvement. On définit un carré de 1 m de côté tout en s'assurant que la surface de prélèvement est dépourvue du couvert végétal. Généralement, avant le prélèvement du sol, les herbes situées sur la surface de chaque point de prélèvement sont fauchées. Ensuite, on utilise par exemple le plantoir pour prélever au niveau de chaque sommet et au milieu (à la rencontre des diagonales) du carré une carotte de 0-5 cm. Les cinq carottes ainsi prélevées constituent un échantillon d'environ 1kg en masse. La variabilité peut être importante d'un point à un autre du site de prélèvement. Une telle procédure permet de constituer un échantillon moyen à partir des échantillons élémentaires collectés et assure une distribution moyenne uniforme des radionucléides au point de prélèvement représenté par le carré de côté 1 m. Les éléments grossiers de taille supérieure à 2 cm et les racines végétales sont éliminés. Les carottes sont ensuite disposées dans un sachet en plastique, étiqueté et hermétiquement fermé. Pour le présent travail, 57 échantillons de sol ont été prélevés de manière aléatoire dans les localités d'Akongo, Awanda, Eséka, Ngombas et le long de la plage côtière de Kribi.

2.1.3.3 Conditionnement des échantillons de sol

Après prélèvement, les échantillons ont été transportés à la Section des Techniques Nucléaires (STN) de l'IRGM pour faire la spectrométrie γ en laboratoire. Les échantillons, humides, ont été pesés, puis séchés pendant quarante huit heures à 70°C dans le four. Pour assurer leur homogénéité, les échantillons ont été broyés, puis tamisés. Une seule géométrie de conditionnement d'un volume de 500 mL approprié aux mesures de laboratoire a été utilisée ; il s'agit des cylindriques

étanches (géométrie *Marinelli Beacker*) en polyéthylène dont l'une des propriétés est d'empêcher l'introduction d'un rayonnement gamma parasite dans l'échantillon. Après leur homogénéisation, les échantillons ont été mis dans ces flacons. Chaque conteneur, partiellement rempli (afin de laisser de l'espace pour des dégagements gazeux) a été agité mécaniquement afin de prévenir toute hétérogénéité (formation des vides, tassement différentiel, etc).

Pour assurer l'étanchéité, un plastique de six microns d'épaisseur a été posé au dessus du flacon avant de refermer hermétiquement avec son couvercle. Une telle précaution est nécessaire pour empêcher l'émanation du gaz radon. L'ensemble est étiqueté puis placé à un endroit sec au moins vingt huit jours avant la mesure afin d'assurer l'équilibre séculaire entre le ^{226}Ra et ses filles. Les radionucléides naturels mesurés sont des éléments inertes pour la plupart, incorporés dans la structure du sol et il y a peu de risque que ce type d'échantillon conditionné en flacon fermé et conservé à température ambiante s'altère au cours du temps. La masse d'échantillon de sol finalement utilisée est comprise entre 500 et 700 grammes. Ainsi, dans le cadre de ce travail, 57 échantillons de sol correspondant tous à la profondeur 0 – 5 cm ont été prélevés et conditionnés. Ces échantillons de sol ont été prélevés aux voisinages des maisons, dans la cour des établissements scolaires et des bureaux administratifs, des plages et à côté des puits de forage.

2.1.3.4 Dispositif expérimental

Les mesures de la radioactivité dans les échantillons de sol ont été faites à l'aide d'un détecteur Canberra NaI (Tl) de la STN/IRGM; Model 802, possédant un crystal de dimensions 7,6 cm \times 7,6 cm. Son efficacité relative est de 7,5 % pour une résolution de 667 keV. L'électronique associée est constituée d'un préamplificateur Canberra et d'une carte d'acquisition de type Accuspec. Le traitement des données est effectué par le logiciel *GENIE 2000* [46]. La Figure 2.5 illustre les principales étapes décrites dans la section 2.1.3.1 ci-dessus et le matériel utilisé. En effet, ces étapes nous ont permis d'obtenir des spectres qui ont été dépouillés, puis analysés. La Figure 2.6 est le type de conteneur utilisé dans ce travail.

2.1.3.5 Etalonnage de la chaîne de détection

Toute mesure de l'activité d'un radionucléide nécessite la connaissance de l'efficacité du détecteur. Une fois l'efficacité mesurée pour chaque énergie des sources-étalons, on peut fitter une courbe à partir de différents points expérimentaux obtenus, sur tout le domaine d'énergies d'intérêt [55]. La méthode utilisée pour l'étalonnage en efficacité du détecteur NaI(Tl) utilisé dans ce travail est l'approximation polynomiale où E_γ est l'énergie du photon γ , ε l'efficacité d'absorption totale et a_i ($i = 0, n$) les coefficients déterminés par l'algorithme du fit. Il est toutefois possible de se limiter à $n = 1$ pour une approximation linéaire, $n = 2$ pour une



Figure 2.5 – Échantillonnage sur le terrain, préparation, conditionnement et mesure de la radioactivité naturelle par spectrométrie γ dans les échantillons de sol au laboratoire de la Section des Techniques Nucléaires de l'IRGM (Nkolbisson-Yaoundé)



Figure 2.6 – Marineli Beaker contenant la source liquide radioactive de l'AIEA utilisée pour l'étalonnage en efficacité de la chaîne de détection de la spectrométrie γ en laboratoire [47].

approximation quadratique.

2.1.3.6 Etalonnage en énergie

Dans plusieurs applications de routine, les lignes de l'énergie attendue dans le spectre sont confinées. 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 [55, 56].

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

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) .

La Figure 2.7 présente la courbe d'étalonnage du détecteur en énergie faite dans la présente étude.

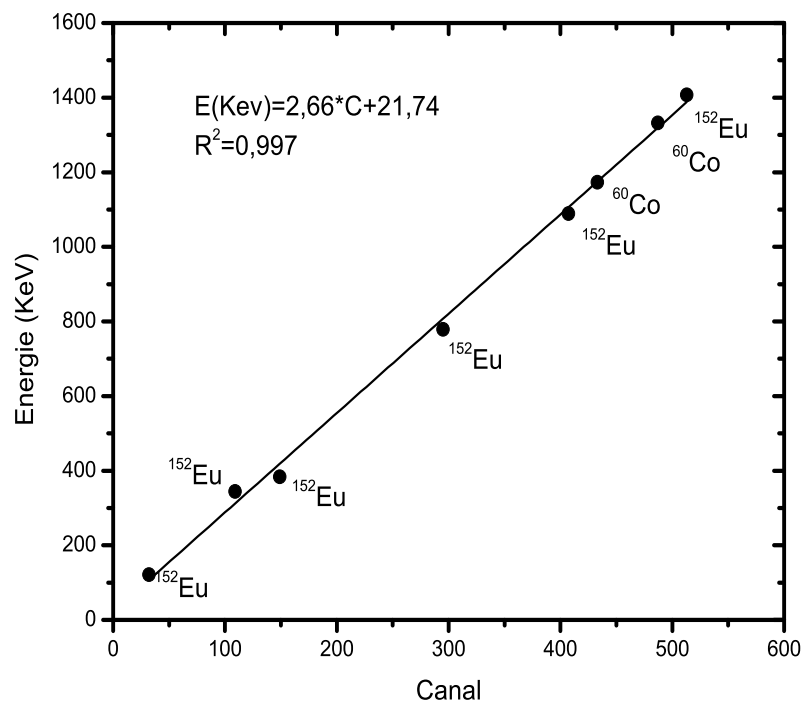


Figure 2.7 – Courbe d'étalonnage du détecteur en énergie.

L'étalonnage en énergie du détecteur a été réalisé à l'aide des sources de référence ^{60}Co (1173,23 et 1332,5 keV), ^{133}Ba (383,9 keV), ^{54}Mn (834,9 keV), ^{22}Na (511 et 1274,5 keV), ^{137}Cs (661,6 keV) de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique, Vienne [47].

2.1.3.7 Etalonnage 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. [55, 56]. Elle est donnée par la relation :

$$\varepsilon(E_\gamma) = \eta\varepsilon_i(E_i) \quad (2.3)$$

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 :

$$\eta = \frac{\Omega}{4\pi} \quad (2.4)$$

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.

$$\log \varepsilon = a_0 + a_1 \log(E_\gamma) + a_2 \log(E_\gamma)^2 + a_3 \log(E_\gamma)^3 + \dots + a_n \log(E_\gamma)^n \quad (2.5)$$

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}C , ^{88}Y , ^{137}Cs , ^{152}Eu et ^{241}Am). La Figure 2.8 présente la courbe d'efficacité expérimentale caractérisant notre détecteur en fonction de l'énergie E_γ .

2.1.3.8 Correction de sommation par coïncidence

L'effet de sommation par coïncidence résulte de la détection simultanée d'au moins deux photons γ issus d'une désintégration en cascade d'un noyau excité au cours de laquelle la durée de vie des états intermédiaires est courte par rapport au temps de résolution du détecteur

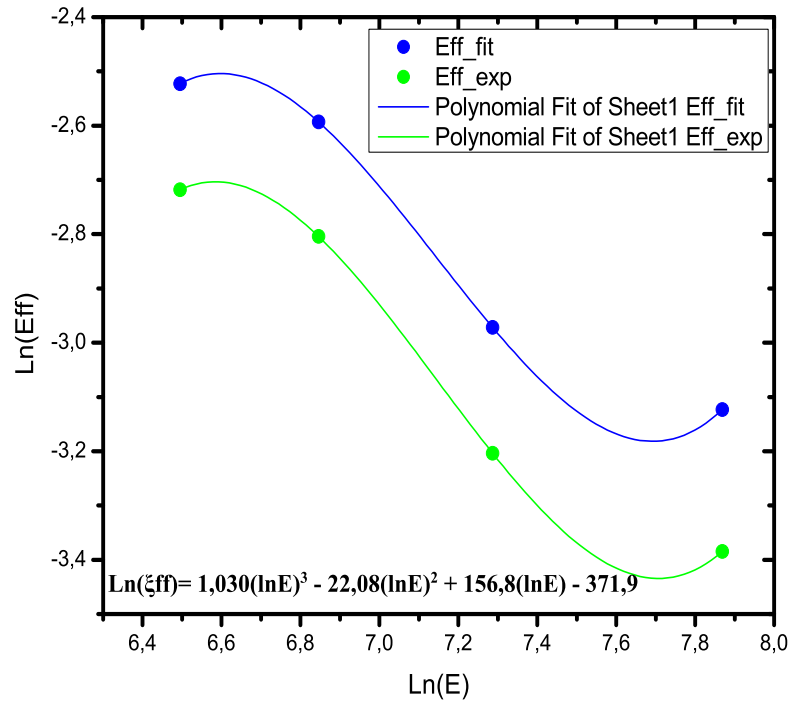


Figure 2.8 – Courbe d' étalonnage du détecteur en efficacité.

Par exemple, le 1^{er} photon dépose toute son énergie dans le cristal. Si le 2^{eme} photon, en coïncidence, est aussi détecté, une impulsion somme est enregistrée conduisant à la perte de l'événement pour le pic d'absorption totale du 1^{er} photon. L'effet de sommation dépend de la géométrie et devient particulièrement important quand les sources sont placées très proches du détecteur voire dans le détecteur, comme c'est le cas pour les mesures réalisées à l'intérieur des détecteurs à puits. La correction de l'effet de sommation par coïncidence pour chaque ligne est donnée par le rapport entre le nombre de coups déterminé en l'absence de l'effet de sommation et le nombre de coups en sa présence [55–58].

2.1.3.9 L'autoabsorption γ

L'autoabsorption se manifeste par des pertes d'impulsion qui entraînent une sous ou surestimation de l'efficacité, variable suivant l'énergie incidente du photon. Elle dépend également du volume, de la charge effective et de la densité. [55, 59].

2.1.3.10 Correction de l'effet d'autoabsorption

L'efficacité ne dépend pas seulement de la géométrie (géométrie de l'échantillon, distance source-détecteur) et de l'énergie du photon, mais aussi de la densité et de la composition chimique de l'échantillon [55, 56, 59, 60]. En effet, la situation la plus fréquente est celle où la source d'étalonnage (solution aqueuse) et l'échantillon à mesurer sont géométriquement identiques. Par conséquent, en obtenant l'efficacité pour une source étalon de densité ρ et de composition chimique identiques à celles des échantillons à mesurer, le problème est résolu. Cependant, dans la pratique on est amené à mesurer des échantillons qui ont une composition chimique et une densité différentes de celles de l'étalon qui est généralement une solution aqueuse. Dans ces conditions, une correction d'autoabsorption devient nécessaire. Pour des échantillons volumineux, fréquents en mesure de la radioactivité environnementale, l'effet d'autoabsorption peut être important surtout pour les photons d'énergie $E_\gamma \leq 200 \text{ keV}$ [55, 56, 59, 60].

La correction d'autoabsorption pour une ligne d'énergie dans l'échantillon solide considéré est donnée par le rapport entre l'efficacité pour la source de référence et l'efficacité du détecteur pour l'échantillon solide. Elle est alors effectuée sur l'activité donnée par chaque ligne du radionucléide, évaluée par *GENIE 2000*.

Après correction, l'activité moyenne pondérée d'un nucléide non interférent, mais possédant plusieurs raies d'énergie est déterminée par la formule suivante :

$$A = \frac{\sum_{i=1}^N \frac{A_i}{\sigma_i^2}}{\sum_{i=1}^N \frac{1}{\sigma_i^2}}, \quad (2.6)$$

A_i : activité corrigée calculée précédemment de la $i^{\text{ème}}$ raie du nucléide ; N : nombre de lignes identifiées et non marquées par une fonction ; σ_{A_i} l'incertitude de A_i . L'incertitude sur l'activité est égale à :

$$\sigma_{\text{moyenne}} = \sqrt{\frac{1}{\sum_{i=1}^N \sigma_{A_i}^2}} \quad (2.7)$$

2.1.3.11 Détermination des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , dans les échantillons de sol

La mesure directe de ^{238}U par spectrométrie γ par sa ligne à $49,5 \text{ keV}$ (0,084 %) est très difficile à cause de la faible probabilité d'émission et de l'effet d'autoabsorption. Cependant s'il est en équilibre séculaire avec ses filles, ^{238}U peut être déterminé par la ligne $63,3 \text{ keV}$ (4,5 %) et le doublet $92,2 \text{ keV}$ ($92,4$ et $92,8 \text{ keV}$; 2,6 et 2,6 %), du ^{234}Th et les lignes $63,3 \text{ keV}$ (0,21 %) et $1001,0 \text{ keV}$ (0,83 %), du $^{234\text{m}}\text{Pa}$ [55, 59–61].

Le fait que le ^{234}Th et le $^{234\text{m}}\text{Pa}$ soient des radionucléides à courte période ($T_{1/2} = 24,1$ jours pour le ^{234}Th et $T_{1/2} = 1,17$ minutes pour le $^{234\text{m}}\text{Pa}$) constitue un grand avantage car l'équilibre séculaire est atteint environ six mois après le prélèvement pour le ^{234}Th relativement à ^{238}U , et dix minutes pour le $^{234\text{m}}\text{Pa}$ par rapport au ^{234}Th . Cependant, la ligne $766,4\text{ keV}$ du $^{234\text{m}}\text{Pa}$ est de faible probabilité d'émission et peut interférer avec la ligne $768,3\text{ keV}$ (4,5%) du ^{214}Bi . Dans les échantillons environnementaux la ligne $1001,0\text{ keV}$ bien que moins affectée par l'effet d'autoabsorption, a une faible probabilité d'émission [55, 59–61].

Pour le ^{232}Th , la seule ligne éventuellement exploitable à 59 keV (0,15%) est de faible intensité et fortement soumise à l'effet d'autoabsorption dans les échantillons environnementaux. Par conséquent, il est déterminé à partir des émissions de ses filles ^{228}Ac , ^{212}Pb ou ^{212}Bi .

Puisqu'il n'est pas évident de déterminer directement l'activité de ^{238}U et du ^{232}Th par spectrométrie γ , le Tableau 2.1 ci-dessous répertorie les lignes d'énergie des filles (émettrices γ) utilisées dans ce travail pour y parvenir.

Tableau 2.1 – Principales lignes d'énergie utilisées dans ce travail en spectrométrie gamma en laboratoire pour la détermination de l'activité spécifique des radionucléides dans les échantillons de sol

Radionucléide utilisé	Ligne (s) d'énergie (keV)	Probabilité d'émission (%)	Radionucléide mesuré dans l'échantillon de sol
^{214}Bi	1764,5	15,9	
	1120	15,1	^{238}U
	609,3	46,3	
^{228}Ac	911,1	27,7	^{232}Th
	969,1	16,6	
^{40}K	1460	10,67	^{40}K

2.1.3.12 Évaluation de la surface nette des pics

A cause de leur résolution en efficacité, les détecteurs NaI(Tl) sont utilisés en spectrométrie gamma pour mesurer la concentration des radionucléides. Le spectre obtenu, souvent dominé par le fond Compton, le rapport signal/bruit lié à ce dernier peut être relativement bas. Ceci est généralement observé lorsqu'il s'agit de la mesure de radioactivité naturelle environnementale où l'activité est faible. C'est le cas particulier des pics de basse énergie qui sont noyés dans le fond Compton lorsqu'il y a des pics de haute énergie dans le spectre [55, 62]. La fonction

caractéristique d'un pic gamma est généralement une gaussienne :

$$N(E) = \frac{S}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp \left[-\frac{(E - E_0)^2}{2\sigma^2} \right] \quad (2.8)$$

Où N est le comptage, E est l'énergie ou le canal, E_0 est l'énergie du centroïde, σ la largeur du pic et S son aire.

La résolution en énergie du détecteur caractérise sa capacité à distinguer deux photons d'énergies différentes mais suffisamment proches l'une de l'autre. Pour un pic gamma donné, elle est caractérisée par sa largeur à mi-hauteur (*Full Width at Half Maximum*) :

$$\begin{aligned} FWHM &= 2.355\sigma \\ &= a + b\sqrt{E} \end{aligned} \quad (2.9)$$

Où a et b sont des constantes empiriques données dans ce cas par *GENIE 2000*. Dans la pratique, la forme des pics n'est pas toujours une gaussienne parfaite. La mesure du rapport $\frac{FWHM}{FWTM}$ nous permet de juger l'écart par rapport à la gaussienne parfaite [55].

2.1.3.13 Méthode TPA

La méthode TPA (Total Peak Area) est fréquemment utilisée dans la détermination de la surface d'un pic illustré par la Figure 2.9, la surface nette est donnée par :

$$\begin{aligned} S &= G - B \\ &= \sum_{i=-n}^n C_i - \frac{2n-1}{2(m-n)} \left(\sum_{i=-m}^{-n-1} C_i + \sum_{i=m+1}^m C_i \right) \end{aligned} \quad (2.10)$$

Où C_i est le comptage du canal i , G le comptage brut et B le bruit de fond. L'incertitude sur l'aire nette est donnée par :

$$\sigma_s = \sqrt{G + \left[\frac{2n+1}{2(m-n)} \right]^2 (B1 + B2)} \quad (2.11)$$

où $B1$ et $B2$ sont respectivement le fond continu à gauche et à droite du pic. Le centroïde correspond au canal 0; $(2n+1)$ est le nombre de canaux dans la région du pic correspondant à 7σ tandis que $(m-n)$ est le nombre de canaux dans chaque région $B1$ et $B2$ correspondant à 1σ chacune [1, 4, 12, 55]. Pour chaque échantillon, les données spectrales sont transférées de *GENIE 2000* à *ORIGIN 7.5* pour la déconvolution [56, 59, 64]. Ensuite, la surface nette S de chaque pic est calculée par l'équation II.10 ci-dessus et la concentration (en Bq/kg) est donnée par :

$$A = k \frac{S}{\varepsilon_\gamma Pmt} \quad (2.12)$$

Où ε_γ , p sont respectivement l'efficacité et la probabilité d'émission du photon. Les grandeurs m , t et K sont respectivement la masse de l'échantillon (en kg), le temps actif d'acquisition du pic et les corrections à appliquer à l'activité. Celles-ci sont dues aux effets d'autoabsorption et de sommation, à la décroissance de l'échantillon durant l'acquisition et à la décroissance du radionucléide entre l'instant où l'échantillon a été prélevé et le début de l'acquisition.

L'incertitude absolue sur l'activité est définie comme suit :

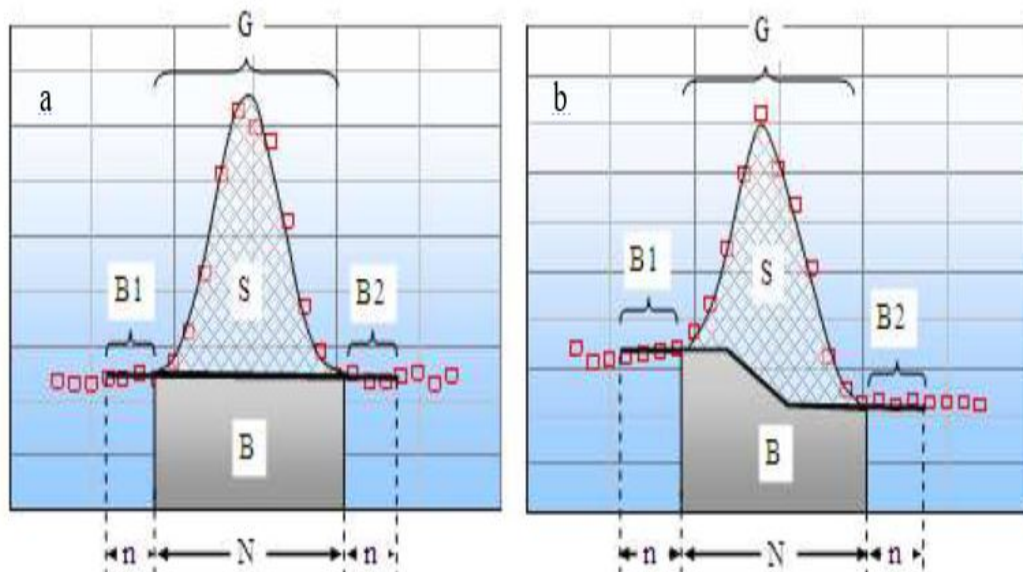
$$\mu_A = A \sqrt{\left(\frac{\sigma_S}{S}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_p}{p}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_m}{m}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_\varepsilon}{\varepsilon}\right)^2} \quad (2.13)$$

Où les σ_i , $i = (S, p, m, \varepsilon)$ sont les incertitudes respectivement sur l'aire nette du pic S , la probabilité d'émission du nucléide, la masse de l'échantillon et l'efficacité.

Plusieurs phénomènes non négligeables liés au radioélément lui-même et à la technique de mesure influencent la mesure de l'activité d'un échantillon environnemental. Il s'agit par exemple :

- du facteur de correction du temps de décroissance de l'échantillon durant l'acquisition qui tient compte du temps de demi-vie du nucléide et aussi du temps réel de l'acquisition ;
- du facteur de correction du temps de décroissance du radioélément entre l'instant où l'échantillon a été prélevé et le début de l'acquisition ;
- du facteur de correction dû aux interférences sur les pics – sommes et l'autoabsorption.

L'atténuation des photons dans l'échantillon c'est-à-dire l'autoabsorption γ et les interférences dues aux pics-sommes sont deux facteurs déterminants dans l'analyse quantitative par spectrométrie γ des échantillons volumineux [55, 59].



2.1.3.14 Le pic-somme

Dans le cas où le radionucléide présente un schéma de désintégration complexe, les durées de vie des niveaux excités sont le plus souvent très inférieures au temps de résolution nécessaire à la chaîne électronique. Ainsi, des transitions en cascade peuvent provoquer une détection simulée d'impulsions créant ainsi deux effets :

- une perte de comptage à la fois dans les spectres et dans les pics d'absorption totale,
- un gain d'impulsions supplémentaires dans le fond continu et l'apparition de pics-sommes qui se superposent aux autres comptages.

2.1.3.15 Seuil et limite de détection

Lors de la mesure d'un échantillon de très faible activité, le résultat peut-être très proche de celui obtenu lors de la détermination du bruit de fond (signal détecté en l'absence d'un radionucléide recherché). Compte tenu du caractère aléatoire du processus de désintégration radioactive, un résultat légèrement supérieur au bruit de fond mesuré ne donne pas l'assurance de la présence d'un radioélément ; de même, un résultat légèrement inférieur à ce bruit de fond ne garantit pas l'absence de ce radionucléide [55, 60]. Les notions de limite de détection et seuil de détection caractérisant la technique de mesure sont définies par la norme NF ISO 11929 pour la métrologie.

2.2 Mesure des concentrations de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans les habitations

Cette partie de l'étude porte sur l'exposition du public aux rayonnements ionisants naturels dus à l'inhalation du radon (Rn), du thoron (Tn) et leurs descendants associés dans l'atmosphère confinée de certaines habitations des localités d'Akongo, Awanda, Bikoué, Eséka, Kribi, Lolodorf et Ngombas II. Le travail a été fait en deux grandes phases.

2.2.1 Caractéristiques des habitations étudiées

La sélection des habitations dans une localité portait sur un double critère démographique et architectural. Les habitations comptant un grand nombre d'occupants étaient prioritaires. Par ailleurs, la terre, la terre-battue (la boue) et les briques de terre étaient les principaux matériaux de construction des habitations enquêtées. Dans les villages, la plupart des murs étaient en terre et les sols non couverts (sol nu). Dans les villes, beaucoup d'habitations étaient construites

en briques de terre, certaines en terre-battue, et d'autres en parpaings. Les murs et le sol de certaines habitations des villes étaient recouverts de béton, et d'autres étaient nus. En général, la cible principale était les lieux résidentiels qui pourraient être des sources potentielles de radon et de thoron. Les mesures étaient faites de préférence dans les chambres à coucher qui sont des pièces où les résidents passent beaucoup de temps ; certaines mesures ont également été effectuées dans le salon. Certaines maisons avaient des fenêtres régulièrement fermées ou inexistantes ; ce qui conduirait naturellement à un mauvais échange d'air entre l'intérieur d'une habitation et l'extérieur.

2.2.2 Phase 1 : Mesure des concentrations de radon et de ses descendants associés

Dans cette première phase, l'étude a été menée dans la ville d'Éseka, les villages Bikoué et Ngombas II. La mesure a été faite en deux étapes : en saison des pluies entre le mois d'août et le mois de décembre 2013 uniquement à Eséka ; en saison sèche entre le mois de mars et le mois de juin 2014 à Eséka et à Ngombas II, puis entre le mois de juin et août 2014 à Bikoué. Un total de 158 détecteurs ont été déployés dans 158 habitations. Seule la concentration de radon et celle de ses descendants ont été mesurées.

2.2.2.1 Dispositif de mesure

2.2.2.2 Matériel utilisé

Comme matériel de mesure, nous avons utilisé :

- Un débitmètre (voir Figure 2.1) de marque *RadEye PRD-ER (Thermo Scientific)* a servi pour mesurer le débit de dose gamma ambiant à 1 m du sol [53].

- Un GPS (Global Position System) pour déterminer les coordonnées géographiques (altitude, longitude Est et latitude Nord) du point de mesure.

- Un lecteur de dosimètre pour évaluer la tension de l'électret avant et après l'exposition.

- Un dosimètre de type E-perm pour détecter le radon dans la pièce où la mesure est faite.

Le dosimètre à électret E-perm, est une fabrication de Rad Elec Inc., 5714-C Industry Lane, Frederick, MD 21704, USA [64]. C'est une chambre d'ionisation à électret. Il s'agit d'un système de détection passive pour la mesure intégrée de la concentration de radon dans l'air. Ce système se compose d'un disque en téflon chargé positivement (l'électret), d'une chambre en plastique conducteur sur laquelle se visse l'électret et qui joue ainsi le rôle de chambre d'ionisation, d'un lecteur permettant de déterminer la charge de l'électret utilisé et d'un logiciel d'exploitation

qui permet de calculer l'activité volumique du radon dans l'air en se basant sur la différence de tension avant et après exposition. Tout ce matériel est illustré par les Figures 2.10 et 2.11.



Figure 2.10 – Global Position System



Figure 2.11 – Couverture du dosimètre (à gauche) ; le dosimètre E-perm (au milieu) ; le lecteur de dosimètre (à droite)

La chambre est équipée d'un filtre ne laissant passer que le gaz radon et non les descendants solides présents dans l'air ambiant. Tant que la chambre reste fermée, l'électret conserve sa charge initiale. Mais lorsqu'elle est ouverte, le radon diffuse à l'intérieur en passant par le filtre et les particules α émises lors de sa désintégration ionisent les molécules d'air. Les ions positifs se fixent alors sur les parois de la chambre tandis que les charges négatives sont attirées vers le disque en

téflon où elles se recombinaient avec les charges positives initialement présentes diminuant ainsi la charge de l'électret.

En pratique, le dosimètre de type E-perm est conçu pour mesurer uniquement le radon dont la période est de 3,8 jours. Dans les différentes habitations, les dosimètres étaient placés environ à 1m du sol, loin des ouvertures (portes et fenêtres), des sources de chaleur ou de fraîcheur susceptibles de biaiser les résultats ou de détériorer les appareils. Les principales étapes ci-dessous nous ont permis de déterminer la concentration du radon dans les habitations des localités d'étude susnommées.

2.2.2.3 Protocole expérimental.

Le protocole utilisé ici est le suivant :

- Contrôle du lecteur de dosimètre et préparation des dosimètres pour la mesure à la Section des Techniques Nucléaires de l'IRGM à Nkolbisson.

- Mesure de la tension initiale des dosimètres.

- Transport et dépôt des dosimètres aux différents points de mesure.

- Mesure des coordonnées géographiques plus précisément l'altitude du point de mesure par rapport à la mer.

- Mesure du débit de dose ambiant au point de mesure.

Après trois mois d'exposition les différents dosimètres sont récupérés et ramenés au laboratoire afin de mesurer de nouveau la tension. La différence de tensions est obtenue :

$$\Delta = I - F, \tag{2.14}$$

où F et I sont respectivement la tension finale et initiale.

- Calcul du débit moyen de dose pour tout le site.

- Mesure de la tension finale.

2.2.2.4 Calcul de la concentration du radon.

La concentration du radon dans l'air en un point de mesure est donnée par la relation ci-dessous [65] :

$$C_{R_n} = \left(\frac{I - F}{CF \cdot D} - BG \right) \int_{corr}^{alt} (pCi/l), \tag{2.15}$$

avec

$$C_{R_n} (pCi/l) = \frac{1}{37} C_{R_n} (Bq/m^3). \tag{2.16}$$

Où D est la durée de mesure en jours (j), BG est le bruit de fond dû au débit de dose ambiante défini par :

$$BG = [0.12 \times (PCi.l^{-1}) / (\mu R/h)] \times H(\mu R/h), \quad (2.17)$$

H est le débit moyen de dose ambiante, et CF le coefficient de calibration exprimé en $V/pCi/j.l^{-1}$, défini par :

$$CF = A + B \frac{I + F}{2} \quad (2.18)$$

Où $A = 0 ; 02383$ et $B = 0 ; 0000112$ sont des constantes définies par le fabricant.

I et F sont les tensions initiale et finale de l'électret exprimées en volt (V).

\int_{corr}^{alt} est une correction effectuée pour tenir compte de l'altitude de la maison ; et

$$\int_{corr} = 0,996 + 0,00016 \times alt(m) \quad (2.19)$$

2.2.2.5 Calcul des incertitudes

Il existe trois principales sources d'incertitudes :

- L'incertitude associée aux imperfections du matériau qui constitue le détecteur. Elle inclut l'incertitude sur le volume sensible et l'épaisseur de l'électret du détecteur. Elle est notée E_1 et estimée à 5%.

- L'incertitude associée à la lecture des tensions initiale et finale de l'électret. Elle est notée E_2 et estimée à 1.4 V.

- L'incertitude associée au rayonnement externe (gamma). Elle est notée E_3 et estimée à 0.1 - 0.2 pCi/l .

En revanche, Il n'y a pas d'incertitudes significatives sur la température, l'humidité et la ventilation de l'air. L'incertitude totale est donnée par l'équation suivante :

$$\mu(C_{R_n}) = \sqrt{E_1^2 + E_2^2 + E_3^2} \quad (2.20)$$

2.2.3 Phase 2 : Mesure des concentrations de radon, de thoron et de leurs descendants associés

Dans cette deuxième phase, l'étude a été menée dans les villes d'Éseka, Lolodorf, Kribi, les villages Akongo, Awanda, Bikoué et Ngombas II. La mesure a été faite en deux étapes.

2.2.3.1 Dispositif de mesure

Le matériel et la méthodologie utilisés dans cette partie d'étude sont bien décrits par *Tokonomami et al.* [19,20], *Hosoda et al.* [21]. Chaque détecteur RADUET pour la mesure simultanée du radon et du thoron était associé à un moniteur des descendants du thoron. Tous les trois appareils étaient accrochés au même point sur un fil dur placé à 20 cm du mur et à 150 cm du sol, loin des fenêtres, des portes, des sources de chaleur et d'humidité pouvant influencer sur les résultats.

La première série de mesures a été faite pendant deux mois environ : de mars à mai 2014 (en saison des pluies). Un total de 90 détecteurs de type RADUET (Radosys Co. Ltd, Hongrie) ont été déployés dans 90 logements pour mesurer simultanément les concentrations de radon et de thoron.

La deuxième série de mesures a été réalisée pendant une période de six mois, allant de janvier à mars (en saison sèche) et de juin à août (en saison des pluies) en 2016. 130 détecteurs de type RADUET et 130 moniteurs des descendants du thoron de même type ont été déployés simultanément dans 130 logements pour mesurer les concentrations de radon, de thoron et des descendants du thoron. Dans la présente étude, la période de juin à août 2016 a été considérée comme une saison des pluies en raison des fortes précipitations enregistrées dans la région lors du déploiement des appareils de mesure.

Les détecteurs discriminants le radon et le thoron utilisés dans la présente étude ont deux chambres de diffusion avec des vitesses de ventilation différentes. Chaque chambre contient une puce *CR-39* de $10 \times 10 \text{ mm}^2$ [19–21,67]. La chambre à faible vitesse de diffusion est en matière plastique électro-conductrice avec un volume intérieur de 30 cm^3 . La chambre à haute vitesse de diffusion est également faite du même matériau, mais elle a six trous dans la paroi et une éponge électro-conductrice recouvrant les trous ; elle empêche les descendants du radon, du thoron ainsi que les aérosols de s'infiltrer à l'intérieur. La Figure 2.12 ci-dessus présente les détecteurs passifs de type RADUET utilisés dans ce travail.

2.2.3.2 Mesure des concentrations de radon et de thoron

La différence de densité de traces nucléaires entre les deux puces *CR-39* permet d'estimer séparément les concentrations de radon et de thoron.

Après l'exposition, les plaques *CR-39* sont chimiquement gravées pendant 24 h dans une solution de *NaOH 6 M* à 60°C, et les traces alpha sont comptées avec un microscope optique. Les activités volumiques du radon et du thoron sont calculées en utilisant les densités de traces pour chacun des deux morceaux de *CR-39* et les facteurs de conversion pour le radon et le thoron.

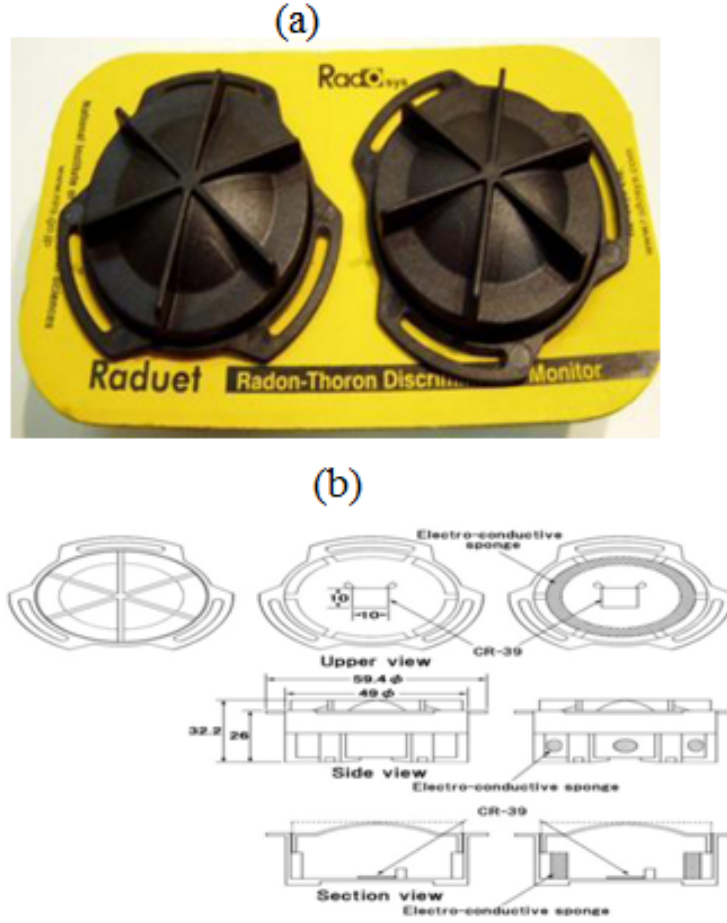


Figure 2.12 – Détecteur de type RADUET (en a), schéma détaillé du détecteur (en b).

Les concentrations moyennes de radon ($\overline{C_{Rn}}$) et de thoron ($\overline{C_{Tn}}$) sont calculées à partir des formules suivantes [68] :

$$\begin{aligned} \overline{C_{Rn}} &= (d_L - \bar{b}) \frac{f_{Tn2}}{t \cdot (f_{Rn1} \cdot f_{Tn2} - f_{Rn2} f_{Tn1})} - (d_H - \bar{b}) \frac{f_{Tn1}}{t \cdot (f_{Rn1} \cdot f_{Tn2} - f_{Rn2} f_{Tn1})} \\ &= (d_L - \bar{b}) \cdot w_1 - (d_H - \bar{b}) \cdot w_2 \end{aligned} \quad (2.21)$$

avec $w_1 = \frac{f_{Tn2}}{t \cdot \varepsilon}$ et $w_2 = \frac{f_{Tn1}}{t \cdot \varepsilon}$ où $\varepsilon = f_{Rn1} \cdot f_{Tn2} - f_{Rn2} f_{Tn1}$

$$\begin{aligned} \overline{C_{Tn}} &= (d_H - \bar{b}) \frac{f_{Rn1}}{t \cdot (f_{Rn1} \cdot f_{Tn2} - f_{Rn2} f_{Tn1})} - (d_L - \bar{b}) \frac{f_{Rn2}}{t \cdot (f_{Rn1} \cdot f_{Tn2} - f_{Rn2} f_{Tn1})} \\ &= (d_H - \bar{b}) \cdot w_3 - (d_L - \bar{b}) \cdot w_4 \end{aligned} \quad (2.22)$$

avec $w_3 = \frac{f_{Rn1}}{t \cdot \varepsilon}$ et $w_4 = \frac{f_{Rn2}}{t \cdot \varepsilon}$

où d_L et d_H sont des densités de traces des particules alpha pour une chambre à taux d'échange d'air bas et haut en traces par centimètre carré ($track\ cm^{-2}$) respectivement. \bar{b} est la densité de traces due au bruit de fond en ($track\ cm^{-2}$). t durée d'échantillonnage (en h); f_{Rn1} et f_{Tn1} , les facteurs d'étalonnage respectifs du ^{222}Rn , ^{220}Rn dans une chambre à faible taux

d'échange d'air en $(tracks\ cm^{-2}h^{-1})/(Bqm^{-3})$, respectivement. f_{Rn2} et f_{Tn2} sont les facteurs d'étalonnage respectifs du ^{222}Rn et du ^{220}Rn dans une chambre à taux d'échange d'air élevé en $(tracks\ cm^{-2}h^{-1})/(Bqm^{-3})$.

D'après le guide d'ISO/IEC 98-3 [68] $\overline{(C_{Rn})}$, l'incertitude sur la concentration :

$$u(\overline{C_{Rn}}) = \left[w_1^2 [u^2(d_L) + u^2(\bar{b})] - 2w_1w_2u^2(\bar{b}) + w_2^2 [u^2(d_H) + u^2(\bar{b})] + (d_L - \bar{b})^2 u^2(w_1) + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(w_2) \right]^{-1/2} \quad (2.23)$$

with

$$u^2(w_1) = \frac{1}{\varepsilon^4 t^2} \left\{ (\varepsilon - f_{Rn2} f_{Rn1})^2 u^2(f_{Tn2}) + f_{Tn2}^4 u^2(f_{Rn1}) + f_{Tn1}^2 f_{Tn2}^2 u^2(f_{Rn2}) + f_{Rn2}^2 f_{Tn2}^2 u^2(f_{Tn1}) \right\} \quad (2.24)$$

and

$$u^2(w_2) = \frac{1}{\varepsilon^4 t^2} \left\{ (\varepsilon + f_{Rn1} f_{Tn2})^2 u^2(f_{Tn1}) + f_{Tn2}^4 u^2(f_{Rn2}) + f_{Tn1}^2 f_{Tn2}^2 u^2(f_{Rn1}) + f_{Rn1}^2 f_{Tn1}^2 u^2(f_{Tn2}) \right\}, \quad (2.25)$$

l'incertitude sur la concentration du thoron $\overline{(C_{Tn})}$ est donnée par la formule :

$$u(\overline{C_{Tn}}) = \left[w_3^2 [u^2(d_H) + u^2(\bar{b})] - 2w_3w_4u^2(\bar{b}) + w_4^2 [u^2(d_L) + u^2(\bar{b})] + [d_H - \bar{b}]^2 u^2(w_3) + [-d_L + \bar{b}]^2 u^2(w_4) \right]^{-1/2} \quad (2.26)$$

avec

$$u^2(w_3) = \frac{1}{\varepsilon^4 t^2} \left\{ (\varepsilon - f_{Rn1} f_{Tn1})^2 u^2(f_{Rn1}) + f_{Rn1}^4 u^2(f_{Tn2}) + f_{Rn1}^2 f_{Tn1}^2 u^2(f_{Rn2}) + f_{Rn1}^2 f_{Rn2}^2 u^2(f_{Tn1}) \right\} \quad (2.27)$$

et

$$u^2(w_4) = \frac{1}{\varepsilon^4 t^2} \left\{ (\varepsilon + f_{Rn2} f_{Tn1})^2 u^2(f_{Tn2}) + f_{Rn2}^4 u^2(f_{Tn1}) + f_{Rn2}^2 f_{Tn2}^2 u^2(f_{Rn1}) + f_{Rn1}^2 f_{Rn2}^2 u^2(f_{Tn2}) \right\} \quad (2.28)$$

Où l'incertitude liée au temps d'exposition est négligeable.

Le calcul des limites caractéristiques nécessite le calcul de $\tilde{u}(\tilde{C}_{Rn})$ et $\tilde{u}(\tilde{C}_{Tn})$ c'est-à-dire l'incertitude type de \overline{C}_{Rn} et \overline{C}_{Tn} en fonction de leur valeur réelle, calculée comme indiqué dans les formules suivantes respectivement :

$$\tilde{u}(\tilde{C}_{Rn}) = \left(\begin{aligned} &w_1^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b})) - 2w_1w_2u^2(\bar{b}) + w_2^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b})) \\ &+ \frac{(d_H^2 - 2\bar{b}d_H + \bar{b}^2)w_2^2 + \tilde{C}_{Rn}(2d_H - 2\bar{b})w_2 + \tilde{C}_{Rn}^2}{w_1^2} u^2(w_1) + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(w_2) \end{aligned} \right)^{-1/2} \quad (2.29)$$

$$\tilde{u}(\tilde{C}_{Tn}) = \left(\begin{aligned} &w_3^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b})) - 2w_3w_4u^2(\bar{b}) + w_4^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b})) \\ &+ \frac{(d_L^2 - 2\bar{b}d_L + \bar{b}^2)w_4^2 + \tilde{C}_{Tn}(2d_L - 2\bar{b})w_4 + \tilde{C}_{Tn}^2}{w_3^2} u^2(w_3) + (-d_L + \bar{b})^2 u^2(w_4) \end{aligned} \right)^{-1/2} \quad (2.30)$$

Le seuil de décision \overline{C}_{Rn}^* et \overline{C}_{Tn}^* sont obtenus à partir des formules de w_3 , w_4 et \overline{C}_{Rn} for $\tilde{C}_{Rn} = 0$, $\tilde{u}(d_L = 0)$, $\tilde{C}_{Tn} = 0$ et $\tilde{u}(d_H = 0)$ (ISO 11929).

On obtient :

$$\overline{C}_{Rn}^* = k_{1-\alpha} \cdot \tilde{u}(0) = k_{1-\alpha} \left(\begin{aligned} &w_1^2 u^2(\bar{b}) - 2w_1w_2u^2(\bar{b}) + w_2^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b})) \\ &+ \frac{(d_H^2 - 2\bar{b}d_H + \bar{b}^2)w_2^2}{w_1^2} u^2(w_1) + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(w_2) \end{aligned} \right)^{-1/2} \quad (2.31)$$

$$\overline{C}_{Tn}^* = k_{1-\alpha} \cdot \tilde{u}(0) = k_{1-\alpha} \left(\begin{aligned} &w_3^2 u^2(\bar{b}) - 2w_3w_4u^2(\bar{b}) + w_4^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b})) \\ &+ \frac{(d_L^2 - 2\bar{b}d_L + \bar{b}^2)w_4^2}{w_3^2} u^2(w_3) + (-d_L + \bar{b})^2 u^2(w_4) \end{aligned} \right)^{-1/2} \quad (2.32)$$

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

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

$$\overline{C}_{Rn}^\# = \overline{C}_{Rn}^* + k_{1-\beta} \cdot \left(\begin{aligned} &w_1^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b})) - 2w_1w_2u^2(\bar{b}) + w_2^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b})) \\ &+ \frac{(d_H^2 - 2\bar{b}d_H + \bar{b}^2)w_2^2 + \tilde{C}_{Rn}(2d_H - 2\bar{b})w_2 + \tilde{C}_{Rn}^2}{w_1^2} u^2(w_1) + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(w_2) \end{aligned} \right)^{-1/2} \quad (2.33)$$

$$\overline{C}_{Tn}^\# = \overline{C}_{Tn}^* + k_{1-\beta} \cdot \left(\begin{aligned} &w_3^2 u^2(\bar{b}) - 2w_3w_4u^2(\bar{b}) + w_4^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b})) \\ &+ \frac{(d_L^2 - 2\bar{b}d_L + \bar{b}^2)w_4^2}{w_3^2} u^2(w_3) + (-d_L + \bar{b})^2 u^2(w_4) \end{aligned} \right)^{-1/2} \quad (2.34)$$

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

$$\overline{C}_{Rn}^\# = \frac{2 \cdot \overline{C}_{Rn}^* + k^2 \left\{ \frac{(2d_H - 2\bar{b})w_2 u^2(w_1)}{w_1^2} \right\}}{1 - k^2 \frac{u^2(w_1)}{w_1^2}} \quad (2.35)$$

$$\overline{C}_{Tn}^\# = \frac{2 \cdot \overline{C}_{Tn}^* + k^2 \left\{ \frac{(2d_L - 2\bar{b})w_4 u^2(w_3)}{w_1^2} \right\}}{1 - k^2 \frac{u^2(w_3)}{w_3^2}} \quad (2.36)$$

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

2.2.3.3 Mesure de la concentration 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 2.13 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 8,8MeV émises par le ^{212}Po . Le protocole d'étalonnage de ces moniteurs a été bien élaboré [21, 67, 68].

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 :

$$N_{TnP} = EETC \times T_{TnP} + N_{B2} \quad (2.37)$$

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 [21, 67, 68]. 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 $6,9 \times 10^{-2} \text{ traces cm}^{-2} (\text{Bq/m}^3)^{-1}$. La limite de détection de l'EETC était inférieure à $0,01 \text{ Bq m}^{-3}$ pour une période de mesure d'environ six mois [68].

En effet, tous ces procédés électroniques et chimiques ont été effectués à l'Université d'Hiro-saki au Japon.

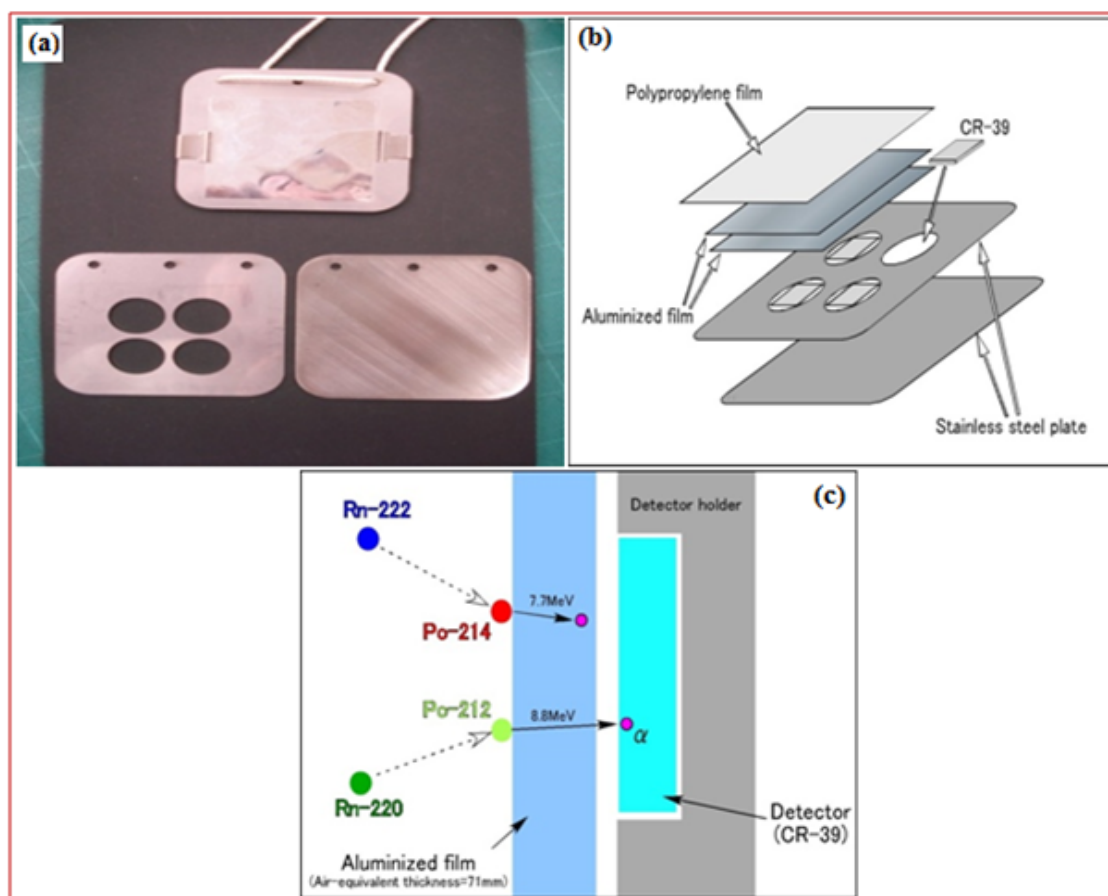


Figure 2.13 – Schéma du prototype d'un moniteur des descendants du thoron en (a) et (b), principe de fonctionnement en (c).

2.2.3.4 Calcul de la concentration des descendants du radon

La concentration équivalente en radon à l'équilibre (EERC) n'a pas été directement obtenue sur le site. Pour calculer cette dernière, le facteur d'équilibre entre le radon et ses descendants associés $F_R = 0,4$ a été utilisé dans l'équation suivante :

$$EERC = F_{Rn} \times C_{Rn} \quad (2.38)$$

Où C_{Rn} est la concentration du radon en Bq/m^3 [24, 30].

2.2.3.5 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 [24]. Dans la présente étude, le facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants a été déterminé expérimentalement sur le site à partir de la relation :

$$F_{Tn} = \frac{EETC}{C_{Tn}} \quad (2.39)$$

Où C_{Tn} et $EETC$ sont respectivement la concentration du thoron et celle de ses descendants associés. .

2.3 Évaluation de la dose

L'*exposition* est l'action d'exposer ou le fait d'être exposé à une irradiation tandis que la dose est la mesure du rayonnement reçu (ou absorbé) par une cible. L'exposition peut être soit externe (irradiation due à des sources situées hors de l'organisme), soit interne (irradiation due à des sources se trouvant à l'intérieur de l'organisme). Pour l'exposition aux rayonnements gamma, les doses d'origine terrestre proviennent des radionucléides primordiaux présents dans l'air, l'eau le sol et les aliments.

Dans cette partie du travail, les niveaux d'exposition à la dose par irradiation externe due à la radioactivité dans le sol et les matériaux de construction ainsi que l'exposition à la dose par irradiation interne due au radon, au thoron et à leurs descendants associés sont évalués. En effet l'exposition à l'air libre est directement liée aux activités des radioéléments primordiaux. Par conséquent, la quantité des débits de doses absorbées et efficaces est proportionnelle aux concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans le sol.

Quant au niveau d'exposition par irradiation interne, la dose efficace est proportionnelle aux concentrations du radon, du thoron et de leurs descendants associés.

2.3.1 Dose par irradiation externe

2.3.1.1 Débit de dose absorbée dans l'air à 1 mètre du sol

Le débit de dose absorbée dans l'air noté D_a , exprime généralement les effets de l'exposition au rayonnement gamma due aux sources radioactives d'origine naturelle. En effet, il s'agit de la quantité d'énergie de rayonnements absorbée par unité de temps de la matière exposée. Les valeurs du D_a absorbé par un individu à 1 m du sol sont calculées à partir des concentrations mesurées et des coefficients de conversion de dose de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K .

a) En spectrométrie gamma *in-situ*

Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol est directement donné sur le terrain par la chaîne de détection.

b) En spectrométrie gamma en laboratoire

Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol est donné par la relation :

$$D_a(nGy/h) = 0,462 \times A_U + 0,604 \times A_{Th} + 0,0417 \times A_K \quad (2.40)$$

Où A_U , A_{Th} et A_K sont respectivement les concentrations mesurées de ^{238}U , ^{232}Th et du ^{40}K ; 0,462; 0,604 et 0,0417 sont les facteurs de conversion du débit de dose pour l'uranium, le thorium et le potassium respectivement. Ils sont exprimés en $\text{nGy h}^{-1}/\text{Bq Kg}^{-1}$ [13,18,60,70].

2.3.1.2 Évaluation de la dose efficace annuelle

La dose efficace reçue annuellement par un adulte est la quantité d'énergie de rayonnements absorbée par unité de masse de matière pendant une durée déterminée.

a) En spectrométrie γ *in-situ*

La dose efficace est donnée par la relation :

$$E_{ext}(mSv/an) = D_{out} \times DCF \times T \times (Q_{in} \times R + Q_{out}) \times 10^{-6} \quad (2.41)$$

Où E_{ext} est la dose efficace annuelle (en mSv/an), D_{out} est le débit moyen de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol (en nGy/h), DCF est le facteur de conversion de dose pour un adulte ($0,748 \pm 0,007$ Sv/Gy), $T = 8760$ h (24 h \times 365 j) la durée d'exposition, Q_{in} et Q_{out} sont respectivement les facteurs d'occupation à l'intérieur et à l'extérieur des habitations; R est le rapport du débit de dose à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments pendant une période de 24 heures. Il permet de prendre en compte la contribution des radionucléides des matériaux de construction dans l'estimation de la dose efficace annuelle [43–45, 55]. Ce facteur ($R = 1,02$) est expérimentalement obtenu sur le site d'étude.

b) En spectrométrie gamma en laboratoire

Considérant que l'individu passe 40% de son temps à l'extérieur des habitations et 60% à l'intérieur, la dose efficace annuelle reçue est donnée par l'équation suivante :

$$E_{ext}(mSv/an) = F_c[(1 - F_{occ}) + F_{occ} \times F_b] \times D_a \times t \quad (2.42)$$

Où E_{ext} est la dose effective annuelle (en mSv/an), F_c ($0,7$ mSv mG/an) est le coefficient de conversion de la dose, F_{occ} (0,6) le facteur d'occupation à l'intérieur d'un bâtiment, F_b (1,02) le facteur d'impact du matériau de construction expérimentalement obtenu sur le site d'étude. D_a est le débit de dose absorbée pour chaque échantillon analysé, et $t = 8760h$ la durée de séjour externe annuelle (en h/a) [24].

2.3.2 Dose par irradiation interne due au radon et au thoron

L'essentiel de la dose reçue par le poumon 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 (EEC) d'un mélange de descendants du radon est la concentration en activité de radon en équilibre radioactif avec ses descendants à vie courte ayant la même concentration d'énergie potentielle alpha [16]. 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 bronchopulmonaire.

Dans le milieu professionnel minier (les mines), l'exposition au radon (^{222}Rn) est exprimée en Working Levels months (WLM), tandis que dans les habitations on utilise généralement les mesures de concentrations 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 leurs périodes de travail sous terre. Un WLM équivaut à $3,54 \cdot 10^{-3} \text{ J h m}^{-3}$ dans le système international.

Dans les habitations, les expositions sont exprimées en termes de débit de concentration en activité volumique 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 temps 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 $227 \text{ Bq}/\text{m}^3$ correspondant à 1 WLM [18, 70–72].

Avec les détecteurs de type E-perm, la dose efficace par inhalation du radon et de ses descendants associés est donnée par l'équation :

$$E_{in}(\text{mSv/an}) = A_{inh} \times e_{inh} \times F_{occ} \times F_{eq} \times t \quad (2.43)$$

Où :

A_{inh} est la médiane de la concentration du radon ;

e_{inh} [$0,17 \text{ nSv}/(\text{Bq.h.m}^3)$] est le facteur de conversion de la dose par inhalation ;

F_{occ} (0,6) est le facteur d'occupation à l'intérieur de la maison ;

F_{eq} (0,4) est le facteur d'équilibre considéré (pour le radon) ;

$t = 8760$ (h/a) est le temps d'exposition [24].

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 [24]. Ces différentes doses sont données par les formules suivantes :

$$D_{Rn}(mSv/an) = (0.17 + 9 \times F_R) \times C_{Rn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.44)$$

$$D_{Tn}(mSv/an) = (0.11 \times C_{Tn} + 40 \times EETC) \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.45)$$

Où 0,6 est le facteur d'occupation à l'intérieur d'un bâtiment ; 8760 h (24 h × 365 j) est le temps d'exposition en une année (en h/a) [70–73]. 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 (illustré par la formule (2.46)) ; et la mesure directe utilisant les EETC directement mesurée à partir des moniteurs des descendants du thoron déployés sur le site (illustrée par la formule (2.47)). Ici, les contributions du radon et du thoron ne sont pas prises en compte. Ainsi, les doses efficaces totales dues au radon (D_{Rn}) et au thoron (D_{Tn}) sont données par les formules suivantes :

$$D_{Rn}(mSv/an) = 9 \times F_R \times C_{Rn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.46)$$

$$D_{Tn}(mSv/an) = 40 \times EETC \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.47)$$

En effet le radon, avec ses trois isotopes naturels dont le radon (²²²Rn), le thoron (²²⁰Rn) et l'actinon (²¹⁹Rn), est un gaz noble. Il est donc censé n'avoir aucune affinité avec d'autres éléments chimiques. D'autre part, ses produits solides de désintégration possèdent un grand pouvoir

d'affinité avec la matière présente dans leur environnement. Parmi les dangereux descendants du radon, il y a le polonium, le bismuth, le thallium et le plomb. C'est par ses descendants ci-dessus que le radon est reconnu comme le deuxième responsable du cancer du poumon après le tabagisme et, est la principale source d'exposition radiologique naturelle pour l'homme [16–18].

De même, vouloir évaluer le risque d'exposition interne du public sur la base de la détermination indirecte de la dose efficace du thoron à partir de son facteur d'équilibre est l'une des erreurs qu'il est souhaitable d'éviter en radioprotection. Dans la littérature, il est montré qu'il n'y a pas de véritable corrélation entre la concentration de thoron gazeux et celle de ses descendants solides présents dans une habitation. La concentration de thoron dans une habitation dépend de la distance par rapport à la source et le résultat de la mesure dépend de la position du détecteur par rapport à la source. Près du mur et du sol, la concentration est élevée [19]. Ainsi, la valeur de la concentration des descendants du thoron déterminée à partir de celle du thoron gazeux et du facteur d'équilibre n'est pas fiable. Cette affirmation semble également être vérifiable pour le radon et ses descendants associés [20, 21]. Par conséquent, le risque de s'éloigner de la réalité en utilisant l'approche traditionnelle ci-dessus est si grand que la dose efficace totale peut être sous-estimée dans certains cas, ou surévaluée dans d'autres. Dans la pratique, seule une simple coïncidence ou la pure chance peut conduire au bon résultat dans certaines circonstances.

Avant l'avènement des moniteurs des descendants du thoron en métrologie, la dose de thoron était mal connue et sa contribution à la dose efficace totale sous-évaluée. Les connaissances actuelles sur le radon et le thoron, ainsi que les données expérimentales recueillies sur de nombreux sites où des dispositifs de surveillance des descendants de thoron ont été déployés nous amènent à remettre en question la contribution réelle du thoron à la dose efficace totale par irradiation interne. Des études récentes ont montré que la contribution du thoron à l'exposition interne du public n'est pas toujours négligeable par rapport au radon. À certains endroits, cette contribution peut être supérieure à celle du radon [8, 14, 15, 21–23].

Pour estimer les doses efficaces par inhalation du radon, des descendants du radon, du thoron et des descendants du thoron, l'UNSCEAR propose respectivement les formules suivantes [24] :

$$D_{Rn}(mSv/an) = 0.17 \times C_{Rn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.48)$$

$$D_{RnP}(mSv/an) = 9 \times F_R \times C_{Rn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.49)$$

$$D_{Tn}(mSv/an) = 0.11 \times C_{Tn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.50)$$

$$D_{TnP}(mSv/an) = 40 \times F_{Tn} \times C_{Tn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6} \quad (2.51)$$

Les équations (2.48) et (2.50) donnent les mesures directes de la dose efficace par inhalation du radon et du thoron. Les équations (2.49) et (2.51) 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. L'équation (2.44) est la combinaison des équations (2.48) et (2.49), tandis que l'équation (2.45) est la combinaison des équations (2.50) et (2.51). Dans les deux cas, il s'agit de la somme de la dose du gaz et celle de ses descendants associés.

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 (2.51), la concentration du gaz thoron et son facteur d'équilibre par la concentration des descendants du thoron mesurées directement sur le site.

Quant aux descendants du radon, leurs concentrations ne sont pas directement mesurées dans ce travail ; défaut d'appareils de mesure appropriés. Le facteur d'équilibre donné par l'*UNSCEAR* [16] $F_{Rn} = 0,4$ pour le radon a été utilisé pour prendre en compte la contribution de ses descendants associés dans l'estimation de la dose efficace par irradiation interne. Cette approche traditionnelle qui consiste à déterminer la concentration des descendants du radon à partir de celle du gaz et de son facteur d'équilibre est sujette à beaucoup d'erreurs. Car, comme pour le thoron qui est un isotope du radon, il est difficile d'obtenir une bonne corrélation entre la concentration du gaz et celle de ses descendants solides dans l'air confiné d'une habitation. En d'autres termes, il est très difficile de prédire avec exactitude la concentration des descendants solides du radon lorsqu'on connaît celle du (gaz parent) radon dans une habitation. Par conséquent, la dose efficace totale due au radon et à ses descendants déterminée dans ce travail est certainement entachée d'incertitudes. Seules les mesures directes peuvent nous garantir une meilleure estimation.

En définitive, la dose efficace totale par inhalation due au radon (Rn et RnP) et au thoron (Tn et TnP) notée D (en mSv/an) est la somme des doses obtenues dans les équations (2.46) et (2.47).

2.4 Risques radiologiques

Par définition, le risque est la probabilité d'apparition d'un événement . Ce concept est utilisé lorsqu'on doit évaluer les expositions occasionnelles telles que celles qui sont associées aux défaillances et accidents.

D'après la CIPR, le risque est le produit des conséquences de l'exposition et la probabilité d'exposition. La conséquence de l'exposition aux rayonnements ionisants est la manifestation d'effets stochastiques nuisibles pour la santé [31].

2.4.1 Estimation des indices de risque

2.4.1.1 Estimation de l'activité du Radium équivalent (Ra_{eq})

Le terme Ra_{eq} définit l'activité d'un radioélément ayant un effet biologique équivalent à 1 mg de ^{226}Ra . Le Radium équivalent est un indice permettant d'évaluer les risques radiologiques dus à la radioactivité dans les matériaux de l'environnement. [34, 55, 57, 59].

D'après Krišniuk, une concentration de ^{226}Ra de 370 Bq/kg ($1\mu\text{Ci/g}$) répartie uniformément dans un matériau, donne une dose annuelle de 1,5 mGy à une distance de 1 m de ce matériau. Dans ce modèle, on considère la maison comme une cavité avec des murs d'épaisseur infinie pour obtenir une formule qui combine le débit de dose à l'intérieur avec le contenu de la radioactivité des matériaux de construction. Ainsi le Ra_{eq} est donné par l'équation suivante :

$$Ra_{eq} = \frac{370}{370} \times A_{Ra} + \frac{370}{259} \times A_{Th} + \frac{370}{4810} \times A_K \quad (2.52)$$

Où les activités du ^{226}Ra (370 Bq/kg), du ^{232}Th (259 Bq/kg) et ^{40}K (4810 Bq/kg) représentent la même dose efficace de rayonnement gamma [34, 59].

2.4.1.2 Estimation des indices de risque externe et interne

Le sol échantillonné est localement utilisé comme matériau principal de construction. En vue de s'assurer si la dose externe de rayonnement gamma à l'intérieur des habitations, provenant de ce matériau n'excède pas le domaine des valeurs recommandées au niveau international, l'évaluation des indices de risque externe H_{ex} et H_{in} a été choisie.

Les indices de risque sont définis par un modèle, tenant compte de l'activité maximale du Ra_{eq} (370 Bq/kg) [34, 59, 69]. L'indice de risque externe (H_{ex}) est défini par l'équation :

$$H_{ex} = \frac{A_{Ra}}{370} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \leq 1 \quad (2.53)$$

Les organes respiratoires sont menacés en raison de la décroissance du ^{226}Ra en ^{222}Rn et ses descendants. L'activité maximale admissible pour le ^{226}Ra est donc réduite de moitié soit 185 Bq/kg ; d'où la quantification de ce risque intérieur :

$$H_{in} = \frac{A_{Ra}}{185} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \leq 1 \quad (2.54)$$

Où A_{Ra} , A_{Th} , et A_K sont les activités spécifiques respectives de ^{238}U , ^{232}Th et du ^{40}K (en Bq/kg). Les indices de risque H_{ex} et H_{in} doivent être inférieurs à 1 mSv/an, l'unité de la dose efficace annuelle due à la radioactivité dans les matériaux de construction.

2.4.1.3 Estimation de l'indice de niveau de radioactivité

Pour apprécier le niveau de dangerosité des radionucléides dans un corps humain exposé aux rayonnements gamma provenant des radionucléides dans le sol, il est généralement utilisé l'indice de niveau de radioactivité (*radioactivity level index*) I_γ . Il est important pour la qualité contrôlée et la surveillance de la dose efficace externe des radiations gamma accumulées dans l'organisme, de s'assurer que cet indice n'excède pas la valeur mondiale permise [34, 59, 69]. Pour cette étude, I_γ a été calculé à partir de la relation suivante :

$$I_\gamma = \frac{A_{Ra}}{150} + \frac{A_{Th}}{100} + \frac{A_K}{1500} \leq 1 \quad (2.55)$$

Pour $I_\gamma \leq 1$, le débit de dose est de 0,3 mSv/an. $2 \leq I_\gamma \leq 6$ correspond à une dose de 1 mSv/an. Par contre, les sols avec I_γ supérieur à 6 sont proscrits d'être utilisés comme matériaux de construction car correspondant aux doses plus grandes que celles permises (1mSv/an).

2.4.2 Risque radiologique spécifique à une exposition au radon : l'excès de risque absolu vie entière

Les études épidémiologiques réalisées sur des mineurs exposés au radon et sur l'exposition résidentielle du public au radon ont mis en évidence l'existence d'un risque du cancer du poumon après l'inhalation du radon et de ses produits de filiation [71, 72]. En effet, il s'agit du risque cumulé par un individu jusqu'à un âge donné. Habituellement, à moins d'indication contraire, la durée de vie considérée est de 90 ans comme dans les publications de la *CIPR*. L'estimation utilisée est l'excès de risque absolu vie entière (Lifetime Excess Absolute Risk ou LEAR en anglais), et correspond à la probabilité individuelle de décès par cancer du poumon attribuable à une exposition de 1 WLM (Working Level Month). Cet indicateur est à comparer à la probabilité spontanée de décès par cancer du poumon (Lifetime Baseline Risk en anglais), sur la même durée de vie. Il est exprimé en nombre de décès pour 10 000 personnes-années par WLM. Pour le radon, le scénario d'exposition considéré s'appuie sur une exposition constante de faible niveau d'exposition à 2 WLM par an de 18 à 64 ans, tel que proposé dans la publication 65 [18]. Ainsi, l'*UNSCEAR* et la *CIPR* recommandent la grandeur LEAR de $5 \cdot 10^{-4}$ par WLM comme coefficient de probabilité d'attraper un cancer du poumon du fait de l'exposition au radon et de ses produits de filiation [31].

Avec $1WLM = 6.37 \times 10^5 / (F_{eq} \times Bq \times h/m^3)$

Le risque LEAR est donné par :

$$LEAR = 5 \times 10^{-4} \times WLM^{-1} = 7,85 \times 10^{-10} / (F_{eq} \times Bq \times h \times m^{-3})$$

Conclusion

Dans ce chapitre, il était question de présenter le matériel et les différentes méthodes utilisés pour déterminer les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K pour l'exposition externe, et les concentrations de radon, thoron, les descendants du radon et ceux du thoron pour l'exposition interne du public vivant en permanence dans la zone urano-thorifère de Lolodorf, au Cameroun. Les résultats ainsi obtenus sont présentés dans le prochain chapitre.

Chapitre 3

Résultats et Discussion

Introduction

Dans ce chapitre, nous décrivons les résultats obtenus au cours de ce travail. Les données sont présentées de manière aussi concise que possible, le cas échéant sous forme de tableaux ou de figures. En cas de nécessité, ces résultats ainsi que leurs différentes significations sont interprétés et comparés, en référence aux travaux d'autres auteurs dans la littérature. La précision sur les résultats est discutée et les éventuelles limites des méthodes utilisées sont abordées. Certains résultats spécifiques à chaque localité sont bien détaillés à la partie Annexe de cette thèse.

3.1 Mesure de la concentration des émetteurs γ

L'objectif de cette partie du travail est de faire une étude approfondie de l'exposition du public à la radioactivité naturelle dans les zones où sont localisées des anomalies d'uranium et de thorium, d'une part, et d'étendre cette étude dans les localités environnantes.

3.1.1 Estimation de l'impact des radionucléides des matériaux de construction

La Figure 3.1 illustre la corrélation entre le débit de dose à l'intérieur et à l'extérieur de 241 habitations dans les sept localités d'étude. En effet, il s'agit d'une droite affine de pente $R = 1,02 \pm 0,02$. Cette valeur moyenne R pour la zone entière est utilisée dans les calculs afin de prendre en compte, la contribution des radionucléides des matériaux de construction dans l'estimation de la dose efficace annuelle.

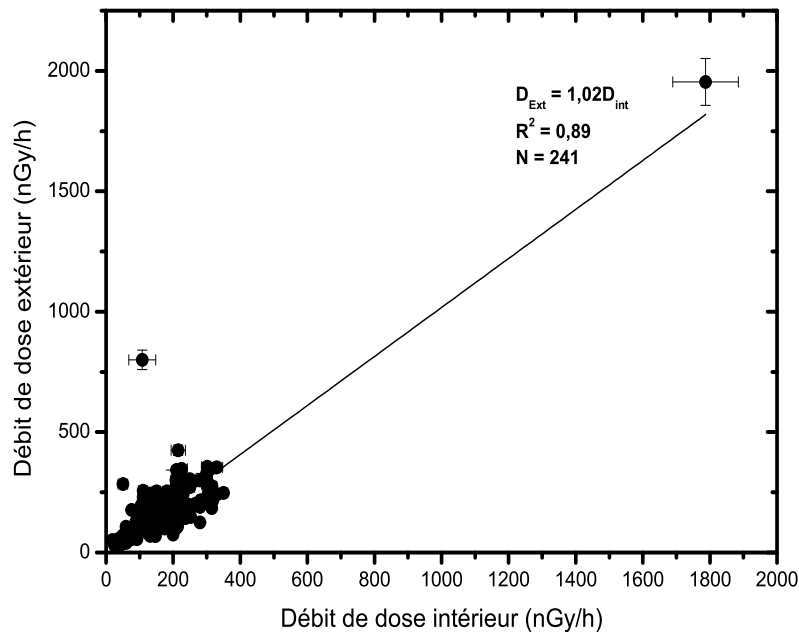


Figure 3.1 – Corrélation entre le débit de dose à l’intérieur et à l’extérieur des habitations suivant l’axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

Cette valeur R , spécifique à chaque localité est estimée à $0,89 \pm 0,04$ à Eséka ; $0,98 \pm 0,04$ à Ngombas II ; $0,95 \pm 0,05$ à Awanda ; $1,11 \pm 0,67$ à Akongo ; $0,93 \pm 0,05$ à Lolodorf ; $0,86 \pm 0,04$ à Kribi et $1,12 \pm 0,42$ à Bikoué. Ces différentes valeurs sont toutes comprises entre 0,6 et 2,0 qui, sont les valeurs limites mondiales fixées par l’*UNSCEAR* [24].

3.1.2 Mesure de la radioactivité naturelle dans le sol par la spectrométrie γ *in-situ*

Des mesures *in-situ* de la radioactivité du sol sont réalisées en 52 points dans les localités d’Akongo, Awanda, Bikoué, Eséka, Lolodorf, Kribi et Ngombas. Simultanément, un parcours relatant le niveau du débit de dose dans l’air à 1 m du sol le long des routes dans les mêmes sites est tracé par le biais du *car-borne survey* (c’est-à-dire des mesures en continu à l’intérieur d’un véhicule roulant). Tout ce travail a été fait du 20 au 24 juillet et du 1^{er} au 2 août 2016 dans les 7 localités d’étude.

3.1.2.1 Effet d'atténuation du véhicule et ses passagers (shielding factor)

La Figure 3.2 montre la relation entre les taux de comptage à l'extérieur et à l'intérieur du véhicule. Le coefficient directeur de cette droite donne le facteur de protection du véhicule ; il est égal à $1,62 \pm 0,03$. En pratique, le détecteur est placé dans le véhicule contenant les membres de l'équipage.

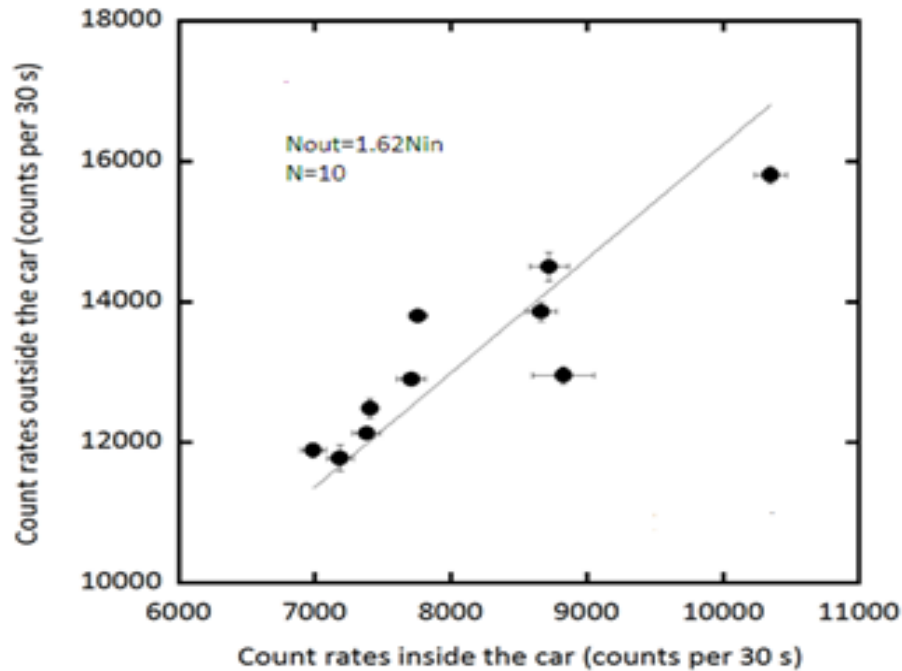


Figure 3.2 – Corrélation entre le nombre de coups à l'intérieur et à l'extérieur du véhicule.

3.1.2.2 Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K

La Figure 3.3 présente les graphiques en boîtes à moustaches (box-plot). Il s'agit des valeurs médianes, le premier quartile (25%), le troisième quartile (75%), le maximum et minimum des concentrations de ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{40}K de chaque localité d'étude. Le Tableau 3.1 indique les Concentrations moyennes, médianes, minimales et maximales de ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{40}K dans le sol pour l'ensemble de la zone d'étude. Ces Concentrations varient respectivement de 6 ± 1 à 158 ± 11 Bq/kg avec une valeur moyenne de 33 ± 3 Bq/kg pour l' ^{238}U , de 6 ± 1 à 450 ± 23 Bq/kg avec une valeur moyenne de 53 ± 9 Bq/kg pour le ^{232}Th , et de 79 ± 2 à 841 ± 17 Bq/kg avec une valeur moyenne de 182 ± 22 Bq/kg pour le ^{40}K .

Les valeurs moyennes de ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{40}K dans la croûte terrestre sont respectivement fixées à 33, 45 et 420 Bq/kg [24]. La Figure 3.3 montre qu'à Bikoué, certains points ont une Concentration du ^{40}K en dessus de 400 Bq/kg.

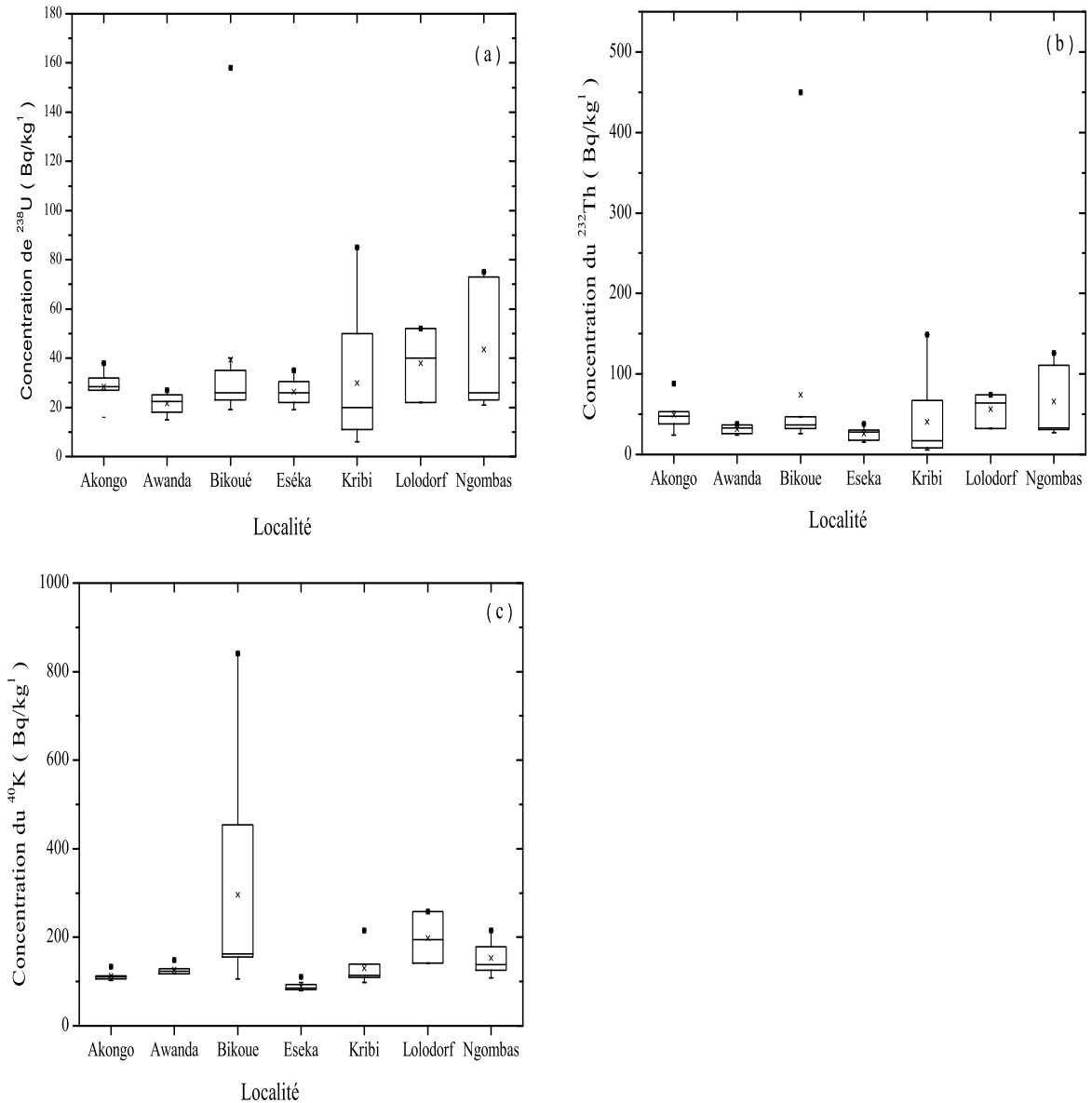


Figure 3.3 – Concentrations de ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{40}K de chaque localité suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

Les différentes valeurs de cette concentration ainsi que ces points particuliers sont les suivants : 473 ± 9 Bq/kg (N3,32246, E10,826437), 454 ± 9 Bq/kg (N3,326707, E10,855557), 602 ± 12 Bq/kg (N3,3272, E10,866825), 701 ± 14 Bq/kg (N3,32743, E10,866988) et 841 ± 17 Bq/kg (N3,327398, E10,867035). Ce dernier point de mesure a une valeur deux fois plus élevée que son correspondant mondial ci-dessus.

Les concentrations moyennes de ^{238}U obtenues à Ngombas (44 ± 12 Bq/kg), Kribi (38 ± 9 Bq/kg) et à Bikoué (39 ± 8 Bq/kg) sont supérieures à la valeur moyenne mondiale de 33 Bq/kg. Dans les différents sites, certains points ont des valeurs 2 à 5 fois plus élevées que la moyenne mondiale. Ces valeurs élevées de la concentration de ^{238}U observées en certains points dans ce travail peuvent s'expliquer par la présence de minéraux lourds radiogènes contenant de l'uranium [3]. Par ailleurs, la Figure 3.3 montre que les concentrations moyennes de ^{238}U à Eséka, Awanda et Akongo sont faibles par rapport à la valeur moyenne mondiale. Ces faibles concentrations de la radioactivité en certains points peuvent aussi s'expliquer par le fait que les mesures ont été faites beaucoup plus aux voisinages des habitations, des écoles, des bureaux et dans les champs; les lieux où le public concerné par cette étude passe la majeure partie de son temps. En ce qui concerne Eséka, la faible concentration peut être justifiée par le fait que cette localité n'est pas identifiée comme un potentiel site uranifère ou thorifère.

Dans cette étude 67,3% des points de mesure ont une concentration du ^{232}Th qui est 2 à 15 fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale de 30 Bq/kg [24]. À Eséka, cette concentration est la plus faible. La Figure 3.4 montre une bonne corrélation (coefficient de corrélation = 0,83) entre l'uranium et le thorium dans le sol de la zone urano-thorifère de Lolodorf.

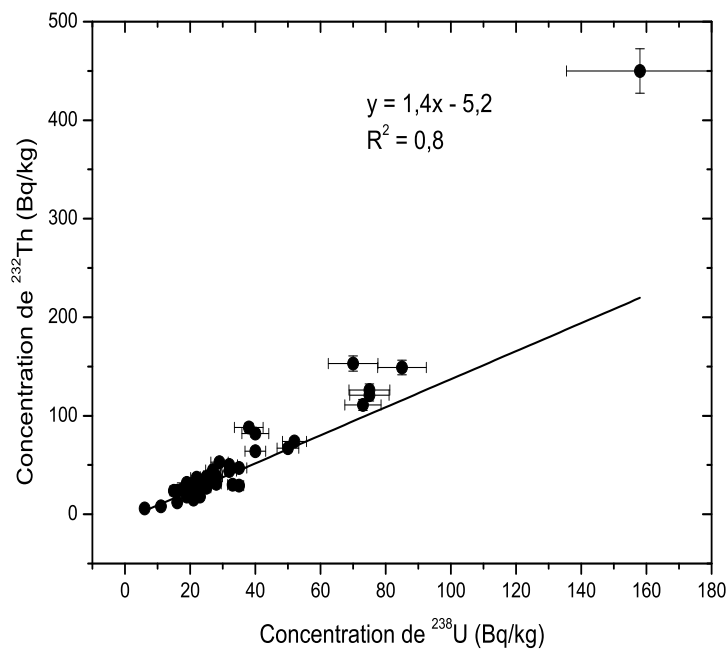


Figure 3.4 – Corrélation entre l'uranium et le thorium dans le sol suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

Les valeurs moyennes mondiales de la concentration de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K utilisées pour la

comparaison dans la présente étude ont été estimées par l'*UNSCEAR* [24] en utilisant des données d'études de rayonnements ionisants naturels provenant des pays ayant des régions minières d'uranium et de thorium. Bien que ces valeurs ne soient pas assez représentatives du point de vue statistique, au vu des résultats ci-dessus, la radioactivité naturelle dans les différentes localités de la présente étude peut être classée en haut niveau, niveau intermédiaire et bas niveau de rayonnements ionisants.

3.1.3 Évaluation de la dose et indices de risque associés

3.1.3.1 Distribution du débit de dose dans l'air à 1 m du sol

La Figure 3.5 montre la corrélation entre les débits de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol (en nGy/h) évalués en utilisant la méthode de la matrice de réponse 22×22 et le taux de comptage total à l'extérieur de la voiture (en cpm) développée par *Minato et al.* [43, 73]. Le facteur de conversion de dose (en nGy/h/cpm) est égal à $0,002 \pm 0,001$. Le coefficient de décision R^2 pour les facteurs de conversion de dose est égal à 0,958.

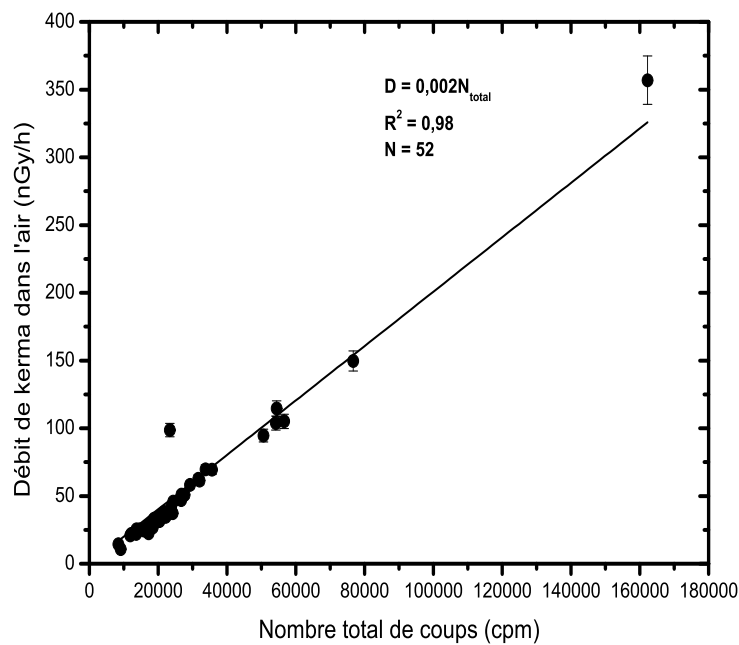


Figure 3.5 – Corrélation entre le débit de dose dans l'air à 1 m du sol et le taux de comptage à l'extérieur du véhicule.

Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m au-dessus de la surface du sol (D_a) à chaque point de mesure est estimé en utilisant l'équation 2.1 présentée ci-dessus.

Les résultats de la série de mesures *in-situ* prises à bord d'un véhicule sont illustrés par la Figure 3.6. En effet, il s'agit de la carte représentant le parcours effectué dans la zone ainsi que les variations du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol le long de ce parcours. La localité de Kribi n'est pas représentée à cause de son éloignement par rapport au reste des localités. La carte est réalisée à partir des 1402 données obtenues le long de ce parcours. La chaîne de détection installée à l'intérieur du véhicule collectait, analysait et enregistrait simultanément les données de façon continue le long du parcours des différentes localités d'étude. La carte de la zone ainsi obtenue par le biais du logiciel QGIS révèle une distribution hétérogène du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m au-dessus du sol. Le long du parcours, ce débit de dose varie entre 22 et 187 nGy/h avec des valeurs moyennes arithmétique de 61 ± 1 et géométrique de 52 ± 1 nGy/h. La valeur médiane est égale à 49 nGy/h. Près de 33% des points de ce parcours ont des débits de dose supérieurs à la valeur moyenne de toute la zone d'étude. 15% des débits de dose mesurés excèdent la valeur de 100 nGy/h, et 6% sont compris entre 167,5 et 187 nGy/h. La plupart des points dont les débits de dose dépassent 100 nGy/h se trouvent sur le long des parcours Bikoué, Lolodorf (Bikoui I, Bikoui II et Bibia), Kribi et Ngombas.

Au Nord d'Akongo, à l'Est de Ngombas et le long du corridor Bikoué-Lolodorf, le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol est élevé et reparti de manière discontinue. À certains endroits particuliers de la localité de Bikoué, on observe des débits de dose absorbée dans l'air 2 à 7 fois plus élevés que la valeur moyenne mondiale.

Ces multiples variations du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol peuvent s'expliquer par le fait que le sol, les roches et le socle rocheux ne sont pas homogènes dans toute la zone. En plus, la présence dans la zone des intrusions géologiques telles que les linéaments peuvent également justifier ces variations du débit de dose absorbée dans l'air.

Les résultats des mesures faites à l'extérieur du véhicule sont présentés dans les Tableaux 3.1 et 3.2. Il s'agit de la deuxième série des mesures *in-situ*, faites en 52 différents points des 7 localités de la zone d'étude. Ces tableaux montrent respectivement les valeurs globales de toute la zone d'étude, et les spécificités de chaque localité.

La chaîne de détection, placée à l'extérieur du véhicule à 1 m au-dessus du sol collectait les données pendant 15 minutes en chaque point de mesure. Les résultats du Tableau 3.2 montrent un débit de dose absorbée dans l'air variant entre 11 nGy/h (au point N2,923175 ; E9,900265 à la plage, Kribi) et 357 nGy/h (au point N3,327398, E10,867035 à Bikoué), avec une valeur moyenne de 47 nGy/h. Cette valeur moyenne est inférieure à la valeur moyenne mondiale de 59 nGy/h [24]. Le débit moyen de dose absorbée dans l'air est de 28 ± 2 nGy/h à Eséka, 60 ± 17 nGy/h à Ngombas, 31 ± 2 nGy/h à Awanda, 44 ± 6 nGy/h à Akongo, 39 ± 14 nGy/h à Kribi, 55 ± 12 nGy/h à Lolodorf et 71 ± 20 nGy/h à Bikoué. Ces valeurs montrent que trois des zones

Tableau 3.1 – Moyennes arithmétique et géométrique, médiane, valeurs minimale et maximale des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K , du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol et de la dose efficace annuelle de toute la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorif-Kribi. La valeur moyenne mondiale est donnée par l'*UNSCEAR* [24].

	Concentration (Bq/kg)			D_a (nGy/h)			E_{ext} (mSv/an)		
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	Totale		
MA	33 ± 3	53 ± 9	182 ± 22	13 ± 2	28 ± 6	6 ± 1	47 ± 8		$0,41 \pm 0,06$
MG	$28 (1)$	$38 (1)$	$150 (1)$	$11 (2)$	$22 (6)$	$5,6 (0,8)$	$40 (8)$		$0,32 (1,62)$
Méd	26	34	128	10	19,5	5,6	34,5		0,28
Min	6 ± 1	6 ± 1	79 ± 2	3 ± 1	4 ± 1	3 ± 1	11 ± 1		$0,09 \pm 0,01$
Max	158 ± 11	450 ± 23	841 ± 17	62 ± 2	263 ± 6	31 ± 1	357 ± 8		$2,9 \pm 0,06$
<i>UNSCEAR</i>	33	45	420	-	-	-	59		0,5

Tableau 3.2 – Contribution de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K au débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol dans les localités investiguées. La valeur moyenne mondiale est donnée par l'*UNSCEAR* [24].

Localité	Débit de dose absorbée (nGy/h)			Total (nGy/h)	Variations		Contribution (%)		
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K		Min	Max	^{238}U	^{232}Th	^{40}K
Eséka	10,2 ± 0,7	14,8 ± 1,5	3,3 ± 0,2	28 ± 2	21 ± 2	35 ± 2	36,1	52,3	11,7
Ngombas	16,8 ± 4,6	37 ± 12	5,7 ± 0,7	60 ± 17	30 ± 1	105 ± 3	28,0	62,5	9,5
Awanda	8,3 ± 0,7	18,1 ± 1,4	4,6 ± 0,2	31 ± 2	25,3 ± 0,5	35,4 ± 0,7	26,6	58,4	15,0
Akongo	11,1 ± 1,1	29 ± 5	4,2 ± 0,1	44 ± 6	25,2 ± 0,5	69,6 ± 1,4	25,1	65,4	9,5
Lolodorf	14,8 ± 3,4	32,6 ± 7,3	7,3 ± 1,3	55 ± 2	32 ± 1	69,4 ± 1,4	26,8	59,2	14,0
Kribi	11,3 ± 3,8	22,5 ± 10,5	5 ± 1	39 ± 14	10,8 ± 0,2	114,6 ± 2,3	29,6	47,0	23,4
Bikoué	15,7 ± 3,3	43,8 ± 14,7	11,3 ± 2,2	71 ± 20	27,5 ± 0,6	357 ± 8	25,1	56,6	18,3
Moyenne	13 ± 2	28 ± 6	6 ± 1	47 ± 8	-	-	28,2	57,3	14,5
<i>UNSCEAR</i>	-	-	-	59	-	-	-	-	-

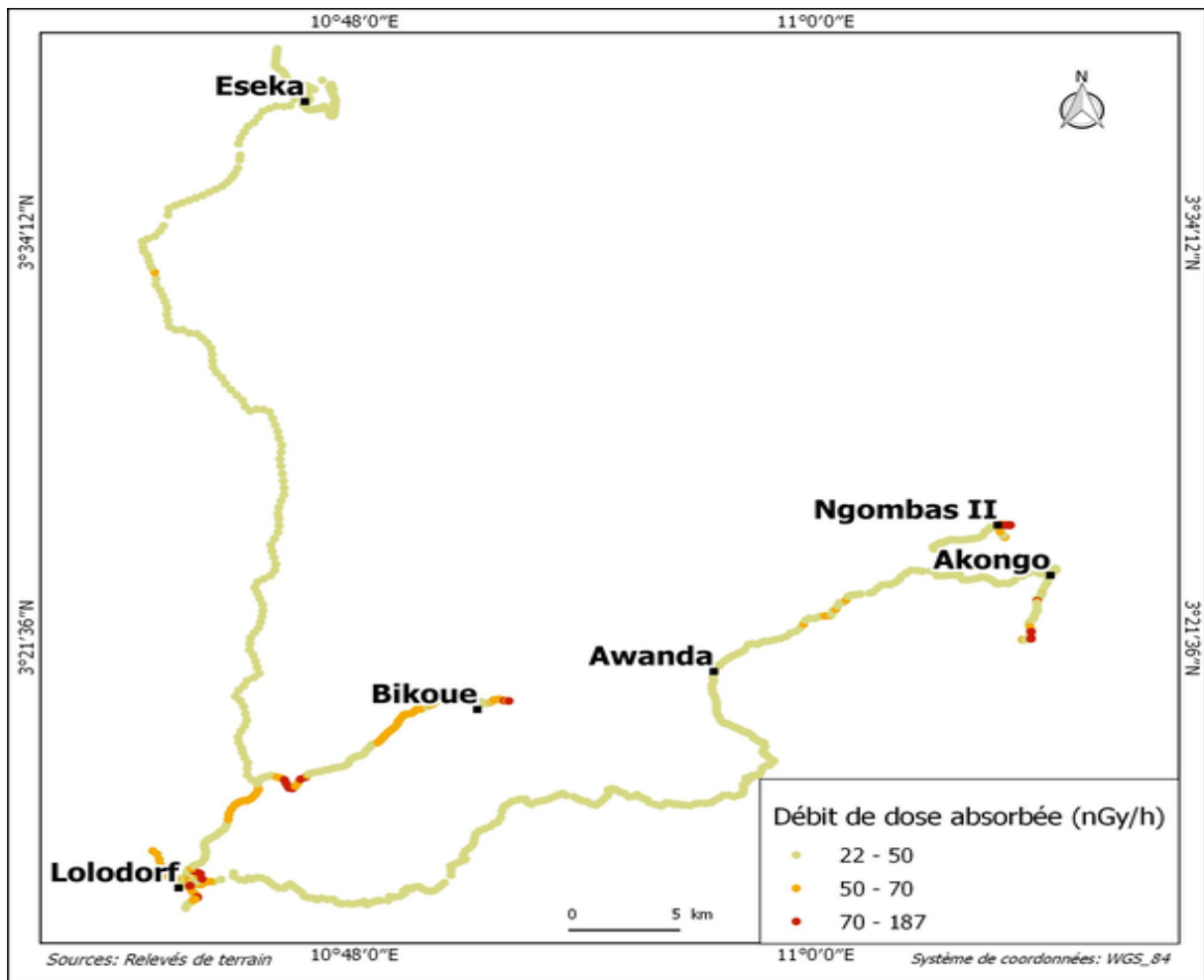


Figure 3.6 – Variations du débit de dose dans l’air à 1 m du sol le long du parcours effectué à bord d’un véhicule suivant l’axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

étudiées ont un D_a supérieur à la valeur moyenne mondiale de 59 nGy/h ci-dessus. Par ailleurs, les résultats du Tableau 3.2 montrent que le ^{232}Th contribue majoritairement au débit de dose absorbée dans l’air à 1 m du sol suivant l’axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

3.1.3.2 Évaluation de la dose efficace annuelle

Les doses efficaces (E_{ext}) des 7 localités investiguées de la zone d’étude sont indiquées dans le Tableau 3.1 ci-dessus. Ces résultats sont comparés à ceux obtenus ailleurs. Ces doses efficaces sont obtenues en multipliant les concentrations des radionucléides de chaque point par leurs coefficients de conversion de dose spécifiques. La dose de toute la zone d’étude est égale à la valeur moyenne de la dose des 7 localités ci-dessus.

Les valeurs de toute la zone d’étude varient de $0,09 \pm 0,01$ à $2,9 \pm 0,1$ mSv/an avec une moyenne de $0,33 \pm 0,01$ mSv/an. Cette valeur est inférieure à la valeur moyenne mondiale de

0,5 mSv/an [24]. Comparée à d'autres études menées au Cameroun, la dose efficace annuelle obtenue dans ce travail est inférieure à 0,6 mSv/an ; 0,41 mSv/an et 0,42 mSv/an respectivement déterminées à Poli par Saïdou *et al.* [8], à Awanda, Ngombas et Bikoué par Ele Abiama *et al.* [4] et à Douala par Takoukam Soh *et al.* [13].

Au Japon, la valeur moyenne de 0,32 mSv/an obtenue par Inoue *et al.* [74] dans la métropole de Tokyo avant l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi, à l'aide d'un car-borne survey est presque égale à la valeur mesurée dans le présent travail.

3.1.3.3 Indices de risque

Le Tableau 3.3 présente certains indices de risque lié à une exposition à la dose par irradiation externe estimés en spectrométrie gamma *in-situ*.

Tableau 3.3 – Indices de risque lié à une exposition à la radioactivité naturelle dans le sol suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi (spectrométrie gamma *in-situ*). La valeur mondiale permise est donnée par l'UNSCEAR [24].

	MA	Médiane	Minimum	Maximum	UNSCEAR
Ra_{eq} (Bq/kg)	111 ± 18	81	1	866	370
H_{ext}	$0,38 \pm 0,05$	0,25	0,06	2,34	1
H_{in}	$0,38 \pm 0,06$	0,29	0,01	2,77	1
I_{γ}	$0,87 \pm 0,12$	0,59	0,18	6,11	≤ 6

Le radium équivalent (Ra_{eq}) varie de 1 à 866 Bq/kg avec une valeur moyenne de 111 Bq/kg. Cette valeur moyenne de la région est trois fois plus petite que 370 Bq/kg, la valeur recommandée par l'UNSCEAR et l'Organisation de Coopération et de Développement Économique (OCDE) [24, 34]. La valeur maximale de 866 Bq/kg obtenue dans ce travail est localisée dans la cour d'une habitation de Bikoué. Par ailleurs, les valeurs du Radium équivalent supérieures à 200 Bq/kg se trouvent dans les localités de Bikoué, Kribi et Ngombas.

Les indices de risque externe (H_{ext}) et interne (H_{in}) varient entre 0,06 et 2,34 avec une moyenne de 0,38 et de 0,01 à 2,77 avec une moyenne de 0,38 respectivement. Tous ces deux indices sont inférieurs à 1, l'unité de la dose efficace annuelle due à la radioactivité dans les matériaux de construction. Quant à l'indice de niveau de la radioactivité (I_{γ}), il varie entre 0,18 et 6,11 avec une moyenne de 0,59. Bien que la valeur moyenne de cet indice soit inférieure à 1 pour la zone entière, elle est estimée à 1,21 ; 1,2 et 1,05 respectivement à Bikoué, Akongo et Lolodorf.

En effet, les sols qui ont un indice de niveau de la radioactivité supérieur à 6 sont à risque très élevé; dont proscrits d'être utilisés comme matériaux de construction car ils correspondent aux doses plus grandes que celle permise (1 mSv/an). On peut donc dire au vu des résultats du Tableau 3.3 que le sol, au voisinage du point de coordonnées N3,327398 et E10,867035 dans la localité de Bikoué est très dangereux comme matériau de construction.

Conclusion

Cette partie du travail portait sur l'analyse du sol par spectrométrie gamma *in-situ*. Les différentes mesures de la radioactivité naturelle du sol réalisées dans la zone ont révélé que le débit moyen de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol est supérieur à 60 nGy/h dans les localités de Ngombas et de Bikoué. La concentration moyenne du ^{40}K de toute la zone est inférieure à la valeur moyenne mondiale, tandis que celle de ^{238}U et du ^{232}Th sont supérieures à leurs correspondants mondiaux. La dose efficace annuelle a été estimée à 0,41 mSv/an. Cette valeur de la dose efficace est inférieure à la valeur moyenne mondiale qui est fixée à 0,5 mSv/an. Cette étude a rendu possible la production d'une carte de niveau de radioactivité naturelle de la zone. Par ailleurs, les lieux où cette radioactivité naturelle est élevée ont été bien localisés. Les données ainsi obtenues ont été utilisées à la sélection des zones habitées pour faire la mesure du radon, du thoron et de leurs descendants dans les habitations. Certains points particuliers ont également été identifiés puis échantillonnés afin d'approfondir les analyses du sol par spectrométrie γ en laboratoire.

Les résultats ci-dessus sont publiés dans *Radiation Environmental and Medicine*

3.1.4 Radioactivité naturelle dans les échantillons de sol par la spectrométrie γ en laboratoire

Dans les localités d'Akongo, Awanda, Eséka, Kribi et Lolodorf, 57 échantillons de sol ont été prélevés de façon aléatoire. Après conditionnement, tous ces échantillons de sol ont été analysés par spectrométrie γ en laboratoire. Le temps d'acquisition du spectre d'un échantillon était de 100.000 secondes. Par analogie à la spectrométrie γ *in-situ* présentée plus haut, le spectre représente la radioactivité naturelle des descendants émetteurs γ de la famille de l'uranium, de la famille du thorium et le potassium.

3.1.4.1 Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K

Pour calculer les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K , les lignes d'énergie du ^{214}Bi , ^{228}Ac et la ligne du ^{40}K présentées dans le Tableau 2.1 ont été utilisées. La moyenne pondérée des lignes

911,1 et 969, 1 KeV de l' ^{228}Ac a été utilisée pour déterminer la concentration du ^{232}Th .

Tableau 3.4 – Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et du ^{40}K de chaque localité. La valeur moyenne mondiale est de 33 Bq/kg pour ^{238}U , 45 Bq/kg pour ^{232}Th et 420 Bq/kg pour ^{40}K [24].

Localité		Concentration (Bq/kg)				
		MA	MG	Médiane	Minimum	Maximum
Eséka	^{40}K	89 ± 13	80 ± 13	74 ± 13	51 ± 11	253 ± 30
	^{238}U	15 ± 1	14 ± 1	14 ± 1	6 ± 1	25 ± 1
	^{232}Th	21 ± 3	16 ± 3	19 ± 1	2 ± 1	52 ± 11
Ngombas	^{40}K	19 ± 3	109 ± 3	96 ± 3	75 ± 16	223 ± 47
	^{238}U	25 ± 1	23 ± 1	21 ± 1	15 ± 1	54 ± 1
	^{232}Th	51 ± 14	38 ± 14	31 ± 14	19 ± 4	170 ± 38
Awanda	^{40}K	88 ± 2	88 ± 2	88 ± 1	84 ± 18	95 ± 20
	^{238}U	15 ± 1	15 ± 1	15 ± 1	13 ± 1	17 ± 1
	^{232}Th	35 ± 3	35 ± 3	34 ± 3	26 ± 6	42 ± 9
Akongo	^{40}K	109 ± 7	108 ± 8	105 ± 7	92 ± 19	133 ± 28
	^{238}U	20 ± 2	19 ± 2	21 ± 1	14 ± 1	24 ± 1
	^{232}Th	46 ± 3	46 ± 1	45 ± 1	40 ± 9	58 ± 13
Kribi	^{40}K	83 ± 8	78 ± 8	80 ± 9	25 ± 8	204 ± 43
	^{238}U	33 ± 7	24 ± 7	25 ± 7	5 ± 1	120 ± 11
	^{232}Th	34 ± 8	25 ± 8	22 ± 8	6 ± 1	126 ± 28

Les résultats d'analyse des 57 échantillons de sol présentés dans le Tableau 3.4 montrent que les concentrations de ^{238}U dans les échantillons de sol varient de 5 ± 11 à 120 ± 4 Bq/kg avec une valeur moyenne arithmétique de 23 ± 3 Bq/kg. Cette valeur moyenne est inférieure à la moyenne mondiale. 16% d'échantillons de sol possèdent des concentrations de ^{238}U supérieures à la moyenne mondiale fixée à 33 Bq/kg [24]. On constate tout de même que certains échantillons prélevés à Kribi et à Ngombas ont des concentrations supérieures à la moyenne mondiale de 33 Bq/kg.

Les concentrations de ^{40}K dans les échantillons de sol analysés varient de 50 ± 11 à 253 ± 30 Bq/kg avec une valeur moyenne arithmétique de 96 ± 6 Bq/kg. Tous les échantillons de sol possèdent des concentrations de ^{40}K inférieures à la moyenne mondiale fixée à 420 Bq/kg [24].

Les concentrations de ^{232}Th dans les échantillons de sol analysés varient de 5 ± 2 à $170 \pm$

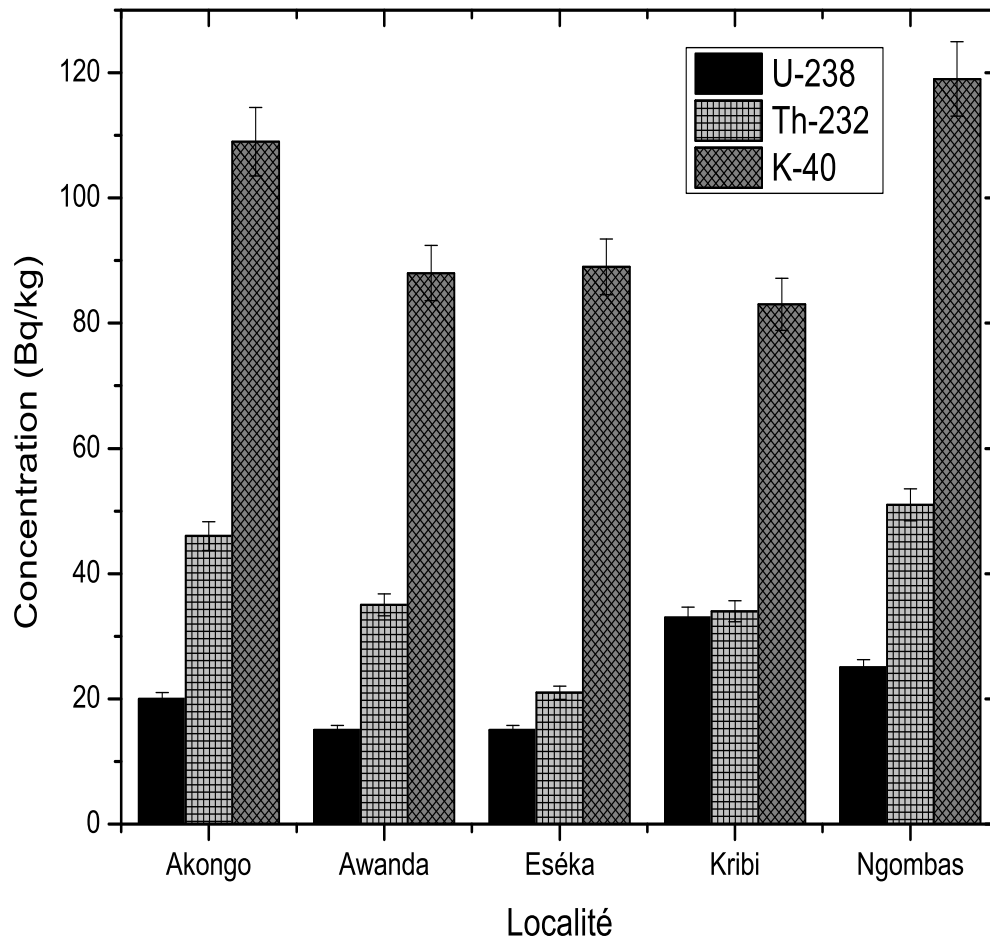


Figure 3.7 – Distribution des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons de sol des localités d'étude.

38 Bq/kg avec une valeur moyenne arithmétique de 36 ± 4 Bq/kg. 19% d'échantillons de sol possèdent des concentrations de ^{232}Th supérieures à la moyenne mondiale fixée à 33 Bq/kg [24].

D'une manière générale, les valeurs maximales des concentrations des différents radionucléides primordiaux ci-dessus se trouvent respectivement dans les échantillons de sol prélevés dans les localités de Kribi pour ^{238}U , de Ngombas pour le ^{232}Th et le ^{40}K . Les plus petites concentrations de ^{238}U , sont trouvées dans les échantillons de sol prélevés dans les localités d'Eséka et d'Awanda. Quant au ^{232}Th , la plus petite valeur mesurée est dans un échantillon prélevé à Eséka, tandis que pour le ^{40}K , la plus petite concentration est mesurée dans un échantillon de sol de Kribi.

Les résultats du Tableau 3.4 ci-dessus révèlent que le sous-sol suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi est plus riche en ^{232}Th qu'en ^{238}U dans sa globalité. Les concentrations de ces radionucléides dans les différentes localités de notre zone d'étude sont comparées sur la Figure 3.7.

3.1.5 Évaluation de la dose et indices de risque associés

3.1.5.1 Distribution du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol

Pour déterminer le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol dans chaque échantillon de sol, l'équation (2.40) a été utilisée ainsi que les valeurs des coefficients de conversion de dose données par l'UNSCEAR [24].

Pour toute la zone d'étude, le débit de dose présenté dans le Tableau 3.5 varie entre $9,1 \pm 1,1$ et $136,4 \pm 22,8$ nGy/h. Sa valeur moyenne est de $36,2 \pm 3,5$ nGy/h et sa valeur médiane estimée à $22,2 \pm 2,3$ nGy/h. Les plus grandes valeurs de ce débit de dose dans l'air sont observées dans les localités de Ngombas ($136,4 \pm 22,8$ nGy/h) et de Kribi ($134,6 \pm 17,6$ nGy/h). Les plus petites valeurs se trouvent dans un échantillon de Kribi ($9,1 \pm 1,1$ nGy/h) et d'Eséka ($9,7 \pm 0,47$ nGy/h).

3.1.5.2 Évaluation de la dose efficace annuelle

Les doses efficaces annuelles de chaque localité obtenues dans ce travail sont présentées dans le Tableau 3.6. Elles sont estimées à partir des facteurs de conversion de dose donnés par l'UNSCEAR [24]. Dans la zone urano-thorifère de Lolodorf, cette dose varie entre $0,07 \pm 0,01$ et $1,09 \pm 0,18$ mSv/an avec une valeur moyenne de $0,29 \pm 0,03$ mSv/an. Les plus grandes valeurs sont localisées à Ngombas et à Kribi, tandis que la valeur minimale se trouve dans la zone d'Eséka.

Ce dernier résultat peut être justifié par le fait qu'Eséka est tout simplement une localité voisine des sites de Ngombas, Lolodorf et Bikoué ; mais n'est pas reconnue comme une zone abritant des points d'anomalies d'uranium ou de thorium. La Figure 3.8 compare les contributions des différentes localités à la dose efficace annuelle. La localité de Ngombas contribue majoritairement à la dose efficace annuelle.

Dans les régions uranifères de Poli et pétrolifère de Bakassi, les échantillons de sol prélevés et analysés par spectrométrie γ en laboratoire par Saïdou *et al.* [3, 8] ont révélé des concentrations de 24 ± 1 et 19 ± 4 Bq/kg pour ^{238}U , 28 ± 1 et 32 ± 6 Bq/kg pour le ^{232}Th et 506 ± 3 et 110 ± 22 Bq/kg 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)

Tableau 3.5 – Contribution de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K au débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol (D_a) dans les localités d'étude. La valeur moyenne mondiale est donnée par l'*UNSCEAR* [24].

Localité	Débit de dose absorbée (nGy/h)			D_a Total	Variations		Contributions(%)		
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K		Min	Max	^{238}U	^{232}Th	^{40}K
Eséka	$6,7 \pm 0,6$	$12,6 \pm 1,9$	$3,7 \pm 0,5$	23 ± 3	$9,7 \pm 0,5$	$47,4 \pm 7,1$	29	55	16
Ngombas	$11,6 \pm 1,5$	$30,8 \pm 8,3$	$4,9 \pm 0,1$	47 ± 10	23 ± 3	136 ± 22	24	65	10
Akongo	$9,1 \pm 1,1$	$27,8 \pm 1,6$	$4,5 \pm 0,3$	41 ± 3	35 ± 6	50 ± 9	22	67	11
Awanda	$6,7 \pm 1,1$	$21,3 \pm 1,8$	$3,7 \pm 0,1$	32 ± 2	26 ± 4	36 ± 6	22	67	12
Kribi	$15,4 \pm 3,4$	21 ± 5	$3,5 \pm 0,3$	40 ± 8	9 ± 1	135 ± 18	39	52	9
Moyenne	$10,7 \pm 1,2$	$21,5 \pm 2,5$	4 ± 1	$36,2 \pm 3,5$			30	59	11
<i>UNSCEAR</i>	-	-	-	59	-	-	-	-	-

Tableau 3.6 – Dose efficace liée à la radioactivité naturelle dans le sol suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi (spectrométrie γ en laboratoire). La valeur moyenne mondiale est de 0,5 mSv/an [24].

	Dose efficace (mSv/an)				
	Akongo	Awanda	Eséka	Kribi	Ngombas
Moy arithm	$0,33 \pm 0,02$	$0,26 \pm 0,02$	$0,18 \pm 0,02$	$0,32 \pm 0,06$	$0,38 \pm 0,08$
Moy géom	$0,33 \pm 0,01$	$0,25 \pm 0,01$	$0,17 \pm 0,02$	$0,24 \pm 0,06$	$0,31 \pm 0,09$
Médiane	$0,33 \pm 0,01$	$0,25 \pm 0,02$	$0,18 \pm 0,02$	$0,26 \pm 0,06$	$0,25 \pm 0,08$
Minimum	$0,28 \pm 0,04$	$0,2 \pm 0,03$	$0,08 \pm 0,01$	$0,07 \pm 0,01$	$0,18 \pm 0,02$
Maximum	$0,4 \pm 0,06$	$0,29 \pm 0,05$	$0,38 \pm 0,05$	$1,08 \pm 0,14$	$1,09 \pm 0,18$

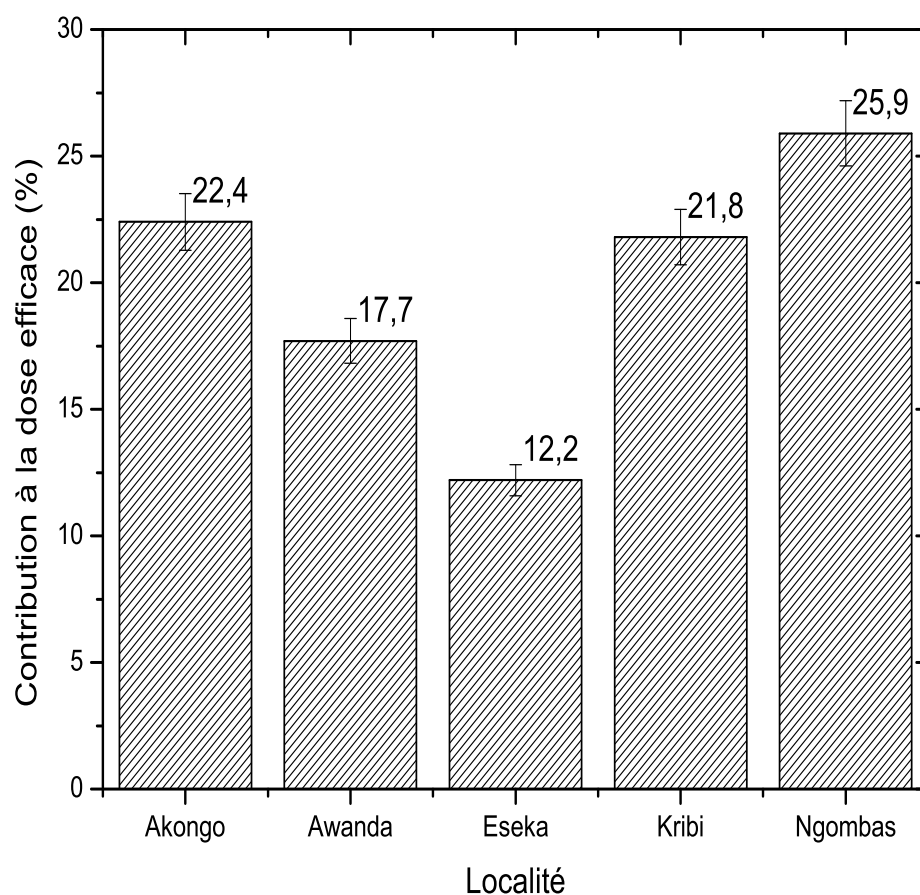


Figure 3.8 – Comparaison des contributions des différentes localités à la dose efficace.

par *Elé Abiama et al.* [2]. Les concentrations respectives de 160, 480 et 1050 Bq/kg pour ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K obtenues sont toutes supérieures à celles obtenues dans ce travail. Quant aux débits de dose absorbée dans l'air, ils sont de 338 ± 24 , 315 ± 16 et 311 ± 18 nGy/h respectivement à Ngombas, Awanda et Bikoué [2]; ils sont supérieurs à ceux estimés dans la présente étude. La différence observée entre ces mesures pourrait s'expliquer par le fait que les échantillons de sol analysés par *Elé Abiama et al.* [2], ont été prélevés aux voisinages des points où les anomalies d'uranium et de thorium ont été révélées par le BRGM 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.

Par rapport à d'autres études menées ailleurs, le débit de dose moyen de 47 nGy/h obtenu dans la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi est très inférieur à 153 nGy/h mesuré dans les échantillons de sol en Afrique, recueillis à la frontière de la Baie des Français, Antsiranana à Madagascar [76]. Au Japon, *Inoue et al.* [74] ont présenté des données détaillées sur les débits de dose absorbée dans l'air de la métropole de Tokyo, obtenus avant l'accident de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi à l'aide d'un car-borne survey; la valeur moyenne de 49 ± 6 nGy/h observée est supérieure à la valeur moyenne obtenue dans ce travail.

3.1.5.3 Indices de risque

Tableau 3.7 – Indices de risque lié à l'exposition à la radioactivité naturelle dans le sol suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi (spectrométrie γ en laboratoire). La valeur mondiale permise est donnée par l'UNSCEAR [24].

	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	UNSCEAR
Ra_{eq} (Bq/kg)	81 ± 8	69	19	313	370
H_{ext}	$0,22 \pm 0,02$	0,19	0,05	0,85	1
H_{in}	$0,28 \pm 0,03$	0,23	0,07	1,15	1
I_γ	$0,57 \pm 0,06$	0,49	0,03	2,19	≤ 6

Dans les échantillons de sol analysés en laboratoire par spectrométrie γ , le Tableau 3.7 montre que le radium équivalent varie de 19 à 313 Bq/kg avec une moyenne arithmétique de 81 Bq/kg. Cette valeur maximale de la zone d'étude trouvée dans un échantillon de la localité de Ngombas est inférieure à la valeur maximale mondiale fixée à 370 Bq/kg.

Les indices de risque extérieur et intérieur varient entre 0,05 et 0,85 et de 0,07 à 1,15 avec une valeur moyenne de 0,22 et 0,28 respectivement. L'indice de niveau de la radioactivité varie de 0,14 à 2,19 avec une moyenne de 0,57. Aucun indice n'a une valeur moyenne supérieure à 1.

La valeur de l'indice de risque intérieur dépasse 2 dans deux échantillons de sol prélevés à Kribi et Ngombas.

Conclusion

Cette partie de l'étude portait sur l'analyse des échantillons de sol par spectrométrie γ en laboratoire. Les résultats obtenus révèlent que seul le ^{232}Th a une concentration moyenne supérieure à sa correspondante mondiale. Néanmoins, il existe dans certains échantillons, des concentrations élevées en ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K . Les valeurs moyennes du débit de dose absorbée dans l'air (D_a), de la dose efficace par irradiation externe (E_{ext}), de l'activité équivalente en radium (Ra_{eq}), de l'indice de risque externe (H_{ex}) et de l'indice de niveau de la radioactivité ($I\gamma$) déterminées étaient toutes inférieures aux valeurs recommandées. Les résultats obtenus au terme de cette étude montrent que les sols suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi peuvent être utilisés en toute sécurité comme matériaux de construction, à l'exception de certains points situés à Ngombas et à Kribi où certaines anomalies d'uranium et du thorium ont été découvertes.

Ces résultats sont publiés dans *Radioisotope*

3.1.6 Synthèse des résultats obtenus par spectrométrie γ *in-situ* et en laboratoire

Il est très difficile de comparer avec une bonne approximation les résultats des deux méthodes. La mesure de la radioactivité naturelle du sol a été faite en 52 points par le biais de la spectrométrie γ *in-situ* tandis que 57 échantillons de sol prélevés ont été analysés par spectrométrie γ en laboratoire. Seulement, 23 points d'échantillonnage sont communs aux deux procédés. Néanmoins, les résultats obtenus des deux techniques dans les différentes localités révèlent beaucoup de similitudes en certains points où les deux techniques de mesure de la radioactivité naturelle ont été pratiquées. Ceci est justifiable si on tient en compte, les incertitudes liées à chaque technique de mesure (*in-situ*, laboratoire).

Les résultats obtenus des deux techniques révèlent sensiblement les mêmes valeurs pour certaines mesures : c'est le cas par exemple de la localité d'Awanda où la concentration de ^{232}Th dont la valeur moyenne est de 35 ± 5 Bq/kg et de 32 ± 2 Bq/kg respectivement en spectrométrie γ au laboratoire et en spectrométrie γ *in-situ* ; le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol est de 32 ± 2 nGy/h en laboratoire et 31 ± 2 nGy/h en *in-situ*.

Par ailleurs, les résultats des mesures de ^{238}U et du ^{232}Th obtenues des deux techniques sont en accord avec les conclusions de *Braun* sur la diminution des teneurs de l'uranium et l'augmentation des teneurs du thorium de l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi lorsqu'on part de la

syénite vers l'horizon nodulaire meuble (couche superficielle) [52]. Ici, les concentrations du thorium ont des valeurs les plus élevées comparées à celles d'Éseka et Kribi qui sont des localités très éloignées de l'axe syénitique.

Quant à la dose efficace par irradiation externe, ces valeurs sont égales à $0,25 \pm 0,01$ et $0,25 \pm 0,04$ mSv/an respectivement en spectrométrie γ en laboratoire et *in-situ*. La même forte ressemblance est observée dans les résultats de Kribi. Les concentrations des radionucléides sont égales à 33 ± 7 Bq/kg (laboratoire) et 30 ± 11 Bq/kg (*in-situ*) pour l' ^{238}U , 34 ± 8 Bq/kg (laboratoire) et 41 ± 20 (*in-situ*) pour le ^{232}Th . Le débit de dose dans l'air est égal à 40 ± 8 nGy/h (laboratoire) et 39 ± 14 nGy/h (*in-situ*). La dose efficace annuelle est estimée à $0,32 \pm 0,06$ et $0,32 \pm 0,11$ mSv/an respectivement en laboratoire et en *in-situ*.

Le rapport entre les mesures des concentrations des radionucléides primordiaux obtenues des deux techniques (laboratoire/*in-situ*) est égal à 0,7 pour l' ^{238}U , 0,7 pour le ^{232}Th et 0,5 pour le ^{40}K . Ce rapport n'est en aucun cas égal à 1. Ce qui veut dire qu'il y a tout de même une différence entre les deux techniques.

Cette différence peut s'expliquer par le fait que la spectrométrie γ *in-situ* donne une représentation de la concentration de la source sur un plan horizontal et vaste, allant jusqu'à 10 m de rayon et 10 cm de profondeur. Par contre la spectrométrie γ en laboratoire mesure la radioactivité dans un échantillon de sol collecté sur une surface de 1 m^2 (70 cm de rayon) environ. Par ailleurs, la matrice faisant objet de l'échantillonnage (le sol) n'est pas la même en composition dans les deux procédés : en spectrométrie γ *in-situ*, le sol échantillonné est généralement compact et inhomogène, plus ou moins humide, possédant des roches diverses, la végétation et les débris de toute nature (végétaux, minéraux,.. etc). Par contre en spectrométrie γ en laboratoire, la matrice sol est sèche, homogène, dépouillée de tout débris et non compacte. En plus, elle est tamisée de telle sorte que les particules solides qui la constituent ont sensiblement le même volume. C'est une matrice dont les radioéléments qu'elle contient ont subi des perturbations pendant l'échantillonnage et doivent atteindre l'équilibre séculaire afin de pouvoir révéler avec la plus grande précision, leurs différentes activités.

En définitive, les 109 points échantillonnés dont 57 par spectrométrie γ *in-situ* et 52 par spectrométrie γ au laboratoire ont révélé la présence de l'uranium et du thorium dans toute la région, à des concentrations relativement différentes. En certains points particuliers des localités d'Akongo, Awanda, Bikoué, Kribi, Lolodorf et Ngombas, existent des anomalies d'uranium et de thorium. Par ailleurs, les deux techniques ont révélé la prédominance du thorium sur l'uranium à travers leurs différentes concentrations dans la région. Excepté les points particuliers ci-dessus, les deux techniques s'accordent sur le fait que le sol de notre zone d'étude peut être utilisé comme matériau de construction des habitations car, les différents indices de risque γ afférents ne sont

pas élevés.

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

Seuls les logements ayant les concentrations en radon, thoron et descendants du thoron supérieures à la limite de détection sont pris en compte dans ce travail.

3.2.1 Phase 1 : Radon et descendants associés dans les habitations

Dans cette partie de l'étude, nous présentons les résultats des mesures obtenus avec les détecteurs de type E-perm au cours de la première phase de l'étude.

3.2.1.1 Concentration de radon

Les différentes valeurs des concentrations du radon dans les localités de Bikoué, Eséka et Ngombas où ces mesures ont été faites sont regroupées dans le Tableau 3.8.

Tableau 3.8 – Mesure du radon dans les habitations avec le détecteur E-perm. Valeur moyenne mondiale (45 Bq/m^3); valeur de référence de l’OMS (100 Bq/m^3); valeur de référence de l’AIEA (300 Bq/m^3) [16–18].

Localité	Concentration (en Bq/m^3)			
	MA	MG	Méd	Variation
Bikoué	2178 ± 233	1433 ± 1	1508	41 - 7160
Eséka	2093 ± 169	1695 ± 1	2025	152 - 7640
Ngombas	2747 ± 3	1769 ± 3	2371	124 - 6723
Zone entière	2282 ± 132	1639 ± 1	2051	41 - 7640

La concentration de radon pour toute la zone d'étude est comprise entre 41 et 7640 Bq/m^3 . Les moyennes arithmétique et géométrique sont respectivement égales à $2282 \pm 2 \text{ Bq/m}^3$ et $1639 \pm 1 \text{ Bq/m}^3$. La valeur moyenne géométrique du radon est 5 fois plus élevée que 300 Bq/m^3 , la valeur de référence recommandée par la CIPR [18] et l’AIEA [47]. Cette moyenne géométrique est 41 fois supérieure à la moyenne mondiale de 45 Bq/m^3 donnée par l’UNSCEAR [16]. La valeur médiane est de 2045 Bq/m^3 ; ce qui veut dire que la moitié des habitations où l'étude a

été menée à une concentration en radon supérieure à 2045 Bq/m³. Cette valeur médiane est 51 fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale ci-dessus. En d'autres termes, la concentration est au moins 2 fois plus élevée que la valeur de référence ci-dessus dans 86,7% habitations (137 habitations sur 158). La valeur maximale de la concentration se trouve dans une habitation de la ville d'Eséka. Par ailleurs, toutes les autres localités ont des concentrations en radon qui dépassent 4000 Bq/m³ dans certaines habitations.

En effet, la zone d'étude est pluvieuse et très humide (humidité relative 70-80%, pluviosité de 1500 mm à 2000 mm tout au long de l'année) [1, 48, 49]. Une étude menée par *Sorimachi et al.* [77] a montré que les détecteurs de type E-perm sont très sensibles à certains paramètres tels que la température et l'humidité. Ainsi, les résultats y afférents (voir Tableau 3.8) ne sont pas pris en compte dans la présente étude. Néanmoins, ils sont des informations pouvant être exploitées dans d'autres travaux. Par conséquent, seuls les résultats relatifs aux détecteurs de type RADUET et les moniteurs des descendants du thoron dont les limites ne sont pas encore connues dans ce sens sont intégralement pris en compte dans ce travail.

3.2.2 Phase 2 : Radon, thoron et descendants associés dans les habitations

Dans cette partie de notre étude, nous présentons les résultats des mesures obtenus avec les détecteurs de type RADUET (pour la mesure intégrée de radon et de thoron), et les moniteurs des descendants du thoron (pour la mesure des descendants du thoron).

3.2.2.1 Concentrations de radon, de thoron et de leurs descendants associés

Les concentrations de radon, de thoron, des descendants du radon et des descendants du thoron sont déterminées dans 174 habitations sur les 220 enquêtées. Les principaux résultats sont présentés dans les Tableaux 3.9, 3.10, 3.11, 3.12 et 3.13. Le Tableau 3.9 résume ces différents résultats.

La Figure 3.9 montre la distribution des fréquences du radon, du thoron, des descendants du radon ainsi que celle des descendants du thoron dans certains logements de notre zone d'étude. Les concentrations de radon, de 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. En effet, cette distribution des mesures était attendue dans cette étude car elle concerne les résultats d'un échantillonnage ponctuel (courte durée) [78].

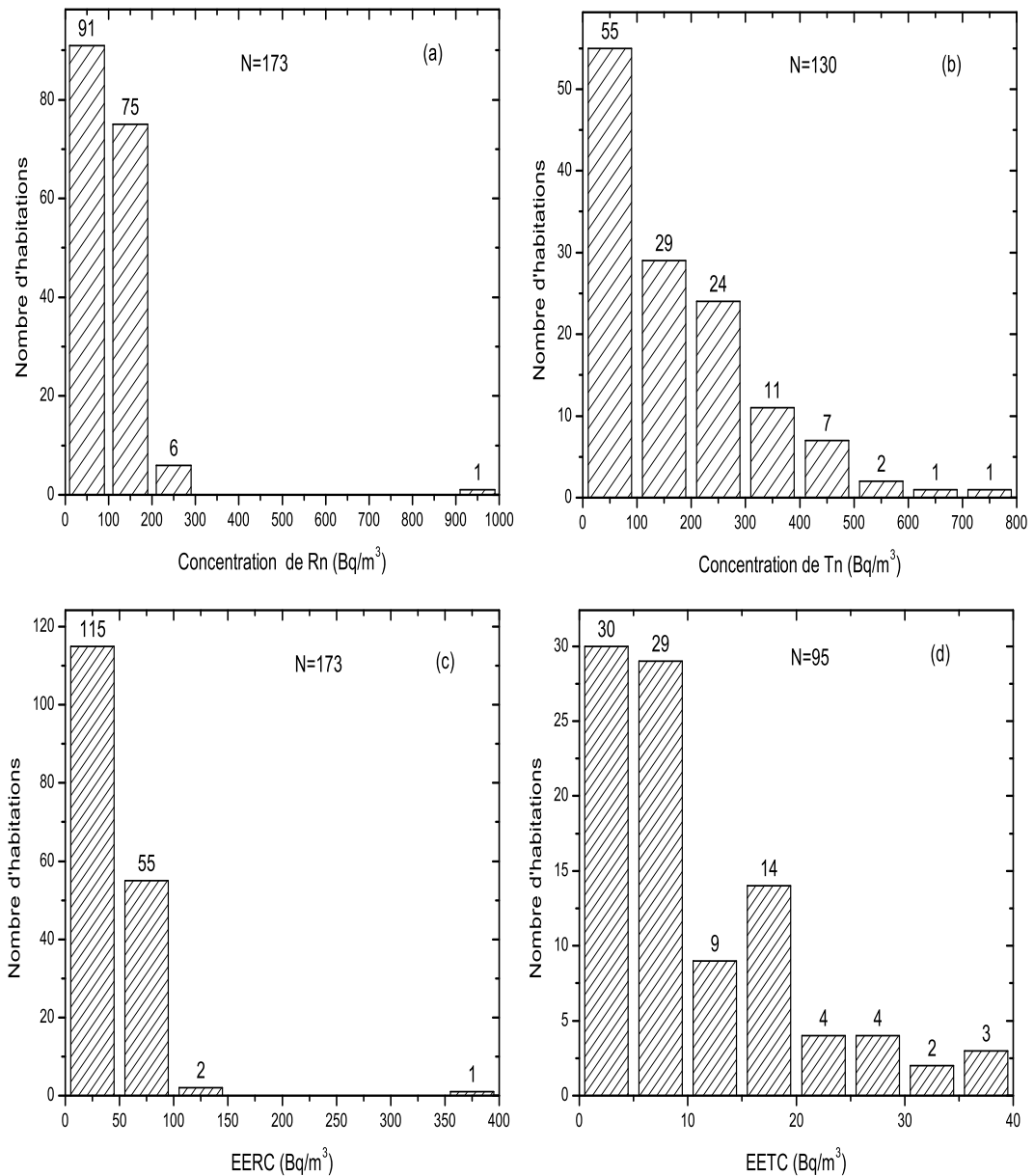


Figure 3.9 – Distributions des fréquences des radionucléides dans les habitations suivant l’axe Akongo-Lolodorf-Kribi : en (a) le radon ; en (b) le thoron ; en (c) les descendants du radon ; en (d) les descendants du thoron.

Dans le Tableau 3.9, les concentrations de radon varient de 28 à 976 Bq/m³ avec une moyenne arithmétique de 103 ± 2 Bq/m³. Sa moyenne géométrique (et l’écart-type géométrique) est de

89 (2) Bq/m³. Ces deux valeurs moyennes (MA et MG) sont inférieures à 300 Bq/m³, la valeur de référence recommandée par la Commission Internationale de Protection Radiologique [18] et l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique [47]. En effet, seule une habitation sur 173 surveillées a une concentration de radon supérieure à 300 Bq/m³. Cette habitation dans la localité de Bikoué est située à un endroit où des anomalies d'uranium et de thorium ont été détectées. C'est dans la même habitation que la plus forte concentration de thoron est mesurée. Cela pourrait également être le cas des descendants associés du thoron, si le détecteur avait été lu. Comparées à la valeur moyenne mondiale de 45 Bq/m³, les concentrations (MA et MG) de radon dans les habitations obtenues dans la présente étude sont respectivement 4 et 2 fois plus élevées [16]. De plus, 47% des habitations ont une concentration de radon supérieure à 100 Bq/m³, la valeur de référence recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé [17]. De même, dans 8% des habitations, les concentrations de radon dépassent le seuil d'intervention de 148 Bq/m³ recommandé par la *United States Environmental Protection Agency* [79], et dans 4% des logements, le radon est supérieur au seuil d'intervention de 200 Bq/m³ prescrit dans de nombreux pays de l'Union Européenne [80].

Pour le thoron, la valeur moyenne mondiale est fixée à 10 Bq/m³ [16]. Dans la présente étude, les concentrations de thoron varient entre 23 et 724 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 118 Bq/m³. Ces concentrations dépassent 100 Bq/m³ dans 43% habitations, tandis que 17% ont une concentration supérieure à 300 Bq/m³. 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/m³ n'est valable que pour le radon ; aucune valeur de référence n'a encore été définie pour le thoron. Néanmoins, plus de la moitié des maisons (54%) ont des concentrations en thoron supérieures à 100 Bq/m³, soit 17 fois plus élevées que la valeur moyenne mondiale indiquée ci-dessus. 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 déterminés suivant deux procédés : le premier était essentiellement basé sur les résultats des mesures directes issues des moniteurs des descendants du thoron déployés sur le site ; le second portait sur les données issues des mesures du facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés et, la concentration du thoron. Ce dernier cas est une méthode indirecte et ses résultats dépendent fortement de la valeur du facteur d'équilibre utilisé. Par conséquent, ils ne sont pas exploités dans cette étude.

Les résultats des mesures directes de la EETC varient de 0,4 à 37,6 Bq/m³ avec une MA de 10,7 Bq/m³ et une MG de 7,4 Bq/m³. Ces deux valeurs moyennes respectives sont environ 22 et 15 fois supérieures à 0,5 Bq/m³, la valeur moyenne mondiale [16]. Seulement, 1 habitation

sur 95 (1%) a une concentration inférieure à la valeur moyenne mondiale indiquée ci-dessus. La MG, la MA et la valeur maximale de la concentration sont élevées. Toutefois, la valeur maximale n'est pas complètement éloignée des autres valeurs de la distribution. Elle a été mesurée dans une habitation de la localité d'Awanda où les concentrations de thoron et de radon sont de 380 Bq/m³ et de 134 Bq/m³ respectivement. La concentration dans 51 % d'habitations est supérieure à 7,7 Bq/m³ (valeur médiane); 5 % des habitations ont une valeur de la EETC supérieure à 30 Bq/m³, et 3 % d'entre elles excèdent 37 Bq/m³.

La valeur moyenne de la EERC, estimée à 41 Bq/m³ (MA) et 36 Bq/m³ (MG) est respectivement 3 et 2 fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale fixée à 15 Bq/m³ [16]. 98% d'habitations investigués ont une EERC supérieure à la valeur moyenne mondiale. En outre, 47% d'habitations ont une EERC supérieure à 100 Bq/m³; 4% excèdent la valeur de 200 Bq/m³ et 1% dépasse 300 Bq/m³.

La plupart des valeurs inférieures à 100 Bq m³ se trouvent dans les habitations d'Awanda, Akongo, Kribi, Lolodorf et Ngombas pour le radon et de Bikoué, Akongo, Ngombas, Lolodorf et Awanda pour le thoron. De plus, les concentrations les plus élevées sont dans les habitations de la localité de Bikoué. Quant aux EETC, les valeurs élevées sont observées dans toutes les habitations suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi. La Figure 3.10 compare les concentrations MG de radon, de thoron et des descendants du thoron dans les 7 localités d'étude. Il en ressort que les habitations regorgent plus de thoron que de radon excepté les villes d'Éseka et Kribi.

En effet, les résultats d'échantillonnage obtenus dans cette étude sont répartis selon une distribution log-normale dont les paramètres statistiques sont la moyenne géométrique (MG) et l'écart-type géométrique (GSD). Cependant, les GSD montrent que les données sont assez dispersées. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les sites de mesure sont très éloignés les uns des autres. Par ailleurs, les types de matériaux de construction, les spécificités géologiques du lieu de construction, l'architecture et les modes de vie des populations varient d'un site à l'autre. Certaines habitations avaient des fenêtres régulièrement fermées ou inexistantes au moment où la présente étude était menée. En outre, il convient de noter que certaines mesures ont été effectuées dans les habitations construites dans les zones où des anomalies d'uranium et de thorium ont été découvertes : c'est le cas de la localité de Bikoué où une habitation révèle les concentrations les plus élevées (Rn : 976 Bq/m³; Tn : 724 Bq/m³). Aucune mesure proche de ces valeurs n'est observée ailleurs. Les mesures *in-situ* du sol dans la cour de la maison ci-dessus ont révélé des concentrations très élevées de ²³⁸U et du ²³²Th (voir section 1.2 et 1.4 de ce chapitre).

Enfin, les détecteurs RADUET n'ont pas été déployés au même moment (année / saison sèche / saison des pluies). Mais en traitant les données par saison, type de logement ou localité, ce GSD devient moins important pour l'ensemble de l'étude; ce qui renforce davantage, la fiabilité

des résultats de ce travail.

Comme toutes les méthodes expérimentales, les méthodes utilisées dans la présente étude pour mesurer le radon, le thoron et leurs descendants associés ont aussi leurs limites. Les valeurs des incertitudes observées dans certains résultats justifient effectivement ces limites. Les détecteurs RADUET et les moniteurs des descendants du thoron sont des détecteurs solides des traces nucléaires (DSTN). En effet, il s'agit des échantillons d'une matière solide exposée au rayonnement nucléaire, gravée et examinée au microscope. Leur effet de vieillissement, l'exposition directe d'un capteur au rayonnement solaire, à la chaleur et à l'humidité sont les véritables sources d'incertitude pendant les mesures [68]. Par ailleurs, on sait que les concentrations de thoron et de ses descendants dans une habitation peuvent fluctuer en fonction du temps et de l'espace. Ainsi, leurs incertitudes vont évidemment se propager dans le calcul de certaines grandeurs telles que le facteur d'équilibre (F_{Tn}).

En pratique, les détecteurs sont déployés dans des habitations pendant une période relativement longue, loin du contrôle du praticien. Seuls le bon sens et l'esprit de coopération des résidents de la maison enquêtée peuvent conduire aux résultats fiables des mesures. Si les détecteurs sont manipulés (grattés, exposés aux sources de chaleur ou d'humidité) par un résident en l'absence du praticien, les résultats des mesures seront sans aucun doute biaisés. Au-delà des écarts liés à la manipulation ainsi qu'au traitement électronique et chimique en laboratoire, les incertitudes observées sur les différents résultats (F_{Tn} , C_{Tn} , C_{Rn} , EETC) de la présente étude peuvent également être justifiées par l'emplacement des différents détecteurs ainsi que les spécificités des habitations étudiées.

Dans la présente étude, les valeurs des concentrations maximales de radon et de thoron sont très élevées. Elles sont très éloignées des autres valeurs de la distribution. Par conséquent, d'autres mesures devraient être effectuées en ces points particuliers afin de mieux valider l'estimation du risque encouru par le public résident. Statistiquement, ces valeurs augmentent considérablement l'incertitude liée à la valeur moyenne de la concentration de toute la zone d'étude. Pour la EETC, toutes les valeurs sont élevées ; 37 % des logements ont une EETC supérieure à 10,7 Bq/m³ et 51 % sont supérieurs à 7,7 Bq/m³. Les caractéristiques des logements sélectionnés dans cette étude justifient également leurs valeurs. Par ailleurs, des études antérieures menées dans certaines localités de la présente étude ont révélé la présence des anomalies de ²³²Th et ²³⁸U en certains endroits bien précis de la région [2,4]. Cependant, la littérature a révélé un lien étroit entre les EETC d'une part et, le type d'architecture, la géologie, le climat ainsi que le mode de vie des gens, d'autre part [31]. Dans cette étude, les concentrations moyennes de thoron et de ses descendants dans l'ensemble de la région sont élevées (118 et 7,4 Bq/m³ respectivement). Ces moyennes géométriques sont 12 et 15 fois plus élevées que les valeurs moyennes mondiales

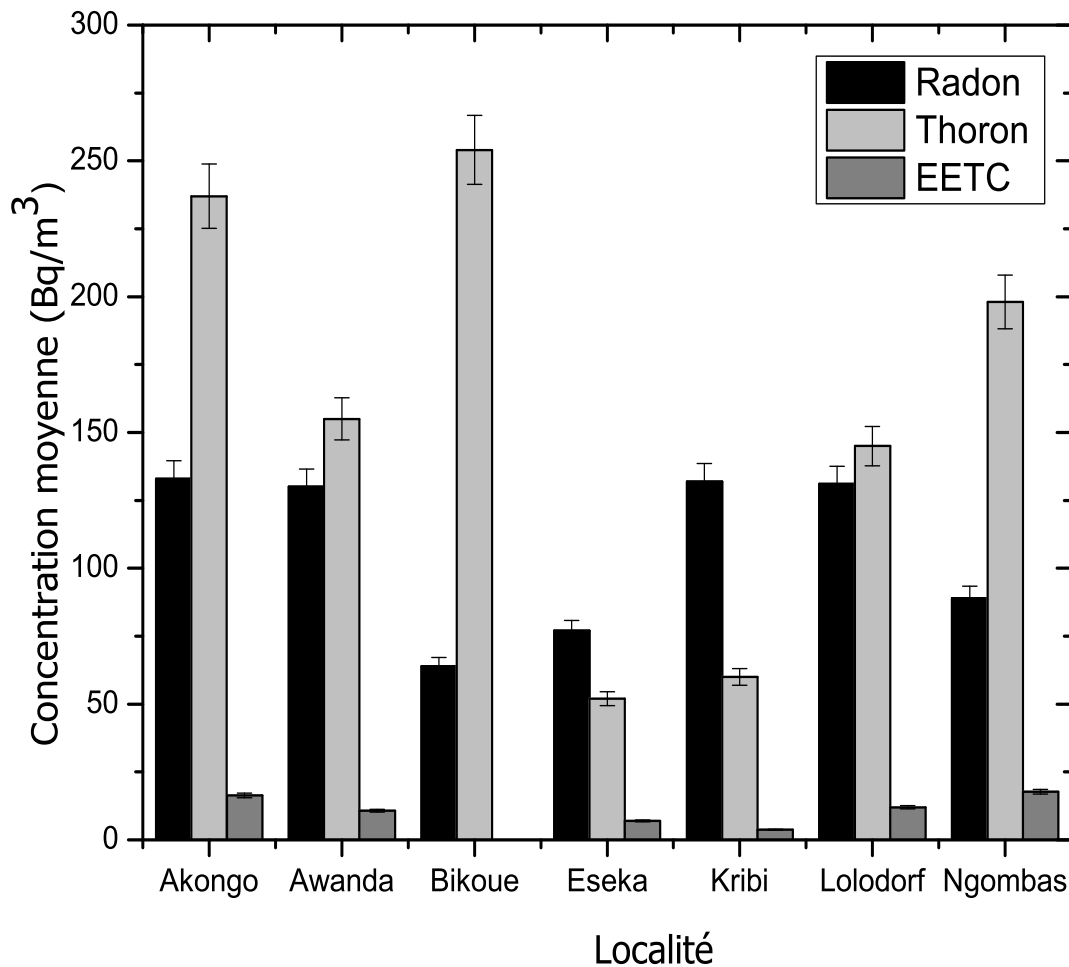


Figure 3.10 – Distributions comparées des concentrations de radon, de thoron et des EETC dans les 7 localités d'étude suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi

correspondantes respectivement, et confirment également la présence de ^{232}Th dans la zone à des proportions relativement importantes. Il ressort clairement de l'étude actuelle qu'il existe une forte corrélation entre l'exposition du public aux descendants du thoron et des concentrations élevées de ^{232}Th dans le sol/matériaux de construction d'une habitation. Par conséquent, le public vivant dans ces habitations y est exposé et des mesures de radioprotection devraient donc être envisagées pour réduire cette exposition au rayonnement naturel. Ces résultats concordent donc parfaitement avec les conclusions de la *CIPR* [31] et l'*UNSCEAR* [32] sur la possibilité des risques radiologiques liés à une exposition au thoron dans certains types particuliers d'habitations.

Par ailleurs, les résultats du présent travail sont également en accord avec les conclusions de *Braun* sur l'existence de l'uranium et du thorium aux teneurs relativement élevées dans la zone suivant l'axe syénitique Akongo-Lolodorf. Les concentrations élevées du thoron par rapport au radon confirment la diminution des teneurs de l'uranium et l'augmentation des teneurs du thorium de l'axe syénitique Akongo-Lolodorf lorsqu'on part de la syénite vers l'horizon nodulaire meuble (couche superficielle) [52]. Ici, les concentrations du thoron ont des valeurs les plus élevées comparées à celles d'Eséka et Kribi qui sont des localités très éloignées de l'axe syénitique.

En pratique, chaque membre du public est exposé individuellement à la radioactivité naturelle. Cette exposition dépend de son mode de vie, de son environnement et lieu de travail. Cela signifie que la concentration moyenne ne donne pas les informations sur la dose reçue par chaque individu vivant en permanence dans la région étudiée. Cette concentration est simplement un outil qui informe l'opinion publique sur l'évolution de l'exposition de la population au fil des ans. Les valeurs de ces concentrations moyennes représentent une estimation qui est sujette à de nombreuses incertitudes et fluctuations. Pour les individualiser, il faut tenir compte des spécificités et des caractéristiques environnementales de la personne.

Il convient de noter que le coefficient de variation (CV) est défini comme le rapport de l'écart-type par la moyenne d'une série de mesures. Il fournit des informations sur la dispersion des valeurs autour de la moyenne. Les coefficients de variation sont habituellement liés aux instruments de mesure et aux méthodes d'analyse. Plus la valeur du CV est basse, plus l'estimation est précise. Dans la présente étude, le CV des valeurs des concentrations est de 1,9 %, 2,4 % et 8,4 % respectivement pour le Rn, Tn et TnP. Toutes ces valeurs sont inférieures à 10 % ; par conséquent, leur estimation est bonne [81]. Du point de vue statistique, ces résultats sont donc fiables.

Le Tableau 3.10 montre les variations des concentrations de radon, de thoron et de leurs descendants, ainsi que le facteur d'équilibre du thoron en fonction du type d'architecture de l'habitation. Les Tableaux 3.11, 3.12 et 3.13 présentent les variations saisonnières des concentrations de radon, de thoron, de leurs descendants, ainsi que du facteur d'équilibre du thoron. Il n'y a pas une grande différence entre les niveaux de radon dans les deux types d'habitations. Par contre, les habitations avec un sol en terre (sol nu) ont plus de thoron et de descendants de thoron que celles avec le sol en béton. Pendant la saison des pluies, il y a plus de radon et de thoron dans les habitations que pendant la saison sèche. Quant aux descendants du thoron, leur concentration varie légèrement d'une saison à une autre. Tout cela pourrait être justifié par le fait que lorsqu'il pleut, il fait généralement froid et les habitations restent fermées pendant longtemps. Par conséquent, le radon, le thoron et leurs descendants associés s'accumulent, atteignant parfois des concentrations très élevées.

3.2.2.2 Facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés (F_{Tn})

D'après l'*UNSCEAR*, le F_{Tn} est estimé à 0,02 [16]. Les Tableaux 3.11, 3.12 et 3.13 montrent que F_{Tn} varie considérablement en fonction du type d'architecture des habitations et des saisons. Dans les habitations au sol nu et aux murs en terre (briques de terre ou terre-battue), F_{Tn} varie de 0,03 à 0,21 avec une valeur MA de 0,09 et MG de 0,07; soit respectivement 4,5 et 3,5 fois plus élevés que la valeur définie par l'*UNSCEAR* ci-dessus. Dans les habitations au sol en béton et aux murs recouverts de ciment, (F_{Tn}) varie entre 0,01 et 0,85 avec une valeur MA de 0,15 et MG de 0,1 (MG); soit respectivement 7,5 et 5 fois plus élevés que la valeur définie par l'*UNSCEAR*. En saison sèche et en saison pluvieuse, F_{Tn} varie respectivement de 0,01 à 0,85 avec une valeur MA de 0,25 et MG de 0,15, de 0,01 à 0,21 avec une valeur MA de 0,009 et MG de 0,08. Les valeurs du F_{Tn} obtenues expérimentalement dans la présente étude sont supérieures à 0,02 la valeur fixée par l'*UNSCEAR*. La Figure 3.11 montre le graphique de probabilité du F_{Tn} . Il s'agit d'une corrélation log normale entre le thoron et ses descendants associés. Cette corrélation est très faible ($R^2 = 0,3$) dans la présente zone d'étude.

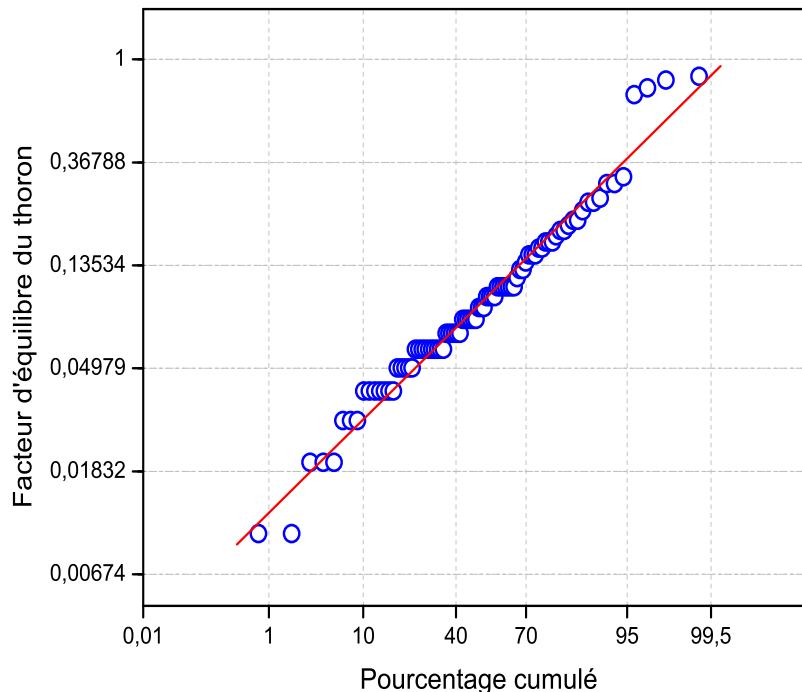


Figure 3.11 – Graphe de probabilité du facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés.

Dans les foyers canadiens, une étude des caractéristiques du thoron et de ses descendants

associés a été menée par le biais des détecteurs de type RADUET par *Chen et al.* [82]. Cette étude a prouvé la présence du thoron dans les habitations. Les concentrations variaient largement de 4 à 297 Bq/m³. Les moyennes arithmétique et géométrique étaient respectivement de 30 Bq/m³ et 19 Bq/m³. La concentration équivalente en thoron à l'équilibre (EETC) variait de 0,07 à 8,03 Bq/m³ avec une moyenne arithmétique de $0,55 \pm 0,80$ Bq/m³. Sa moyenne géométrique était de 0,37 Bq/m³. Le facteur d'équilibre F_{Tn} entre le gaz thoron et sa progéniture variait entre 0,002 et 0,209 avec une valeur moyenne de 0,038. Sa moyenne géométrique était de 0,024. Comparées aux résultats de la présente étude, ces différentes valeurs obtenues dans les maisons canadiennes sont toutes inférieures.

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

Les Figures 3.12 et 3.13 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 suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi. La dose efficace dans 73 % des habitations enquêtées dépasse la valeur moyenne mondiale de 1,26 mSv/an [16].

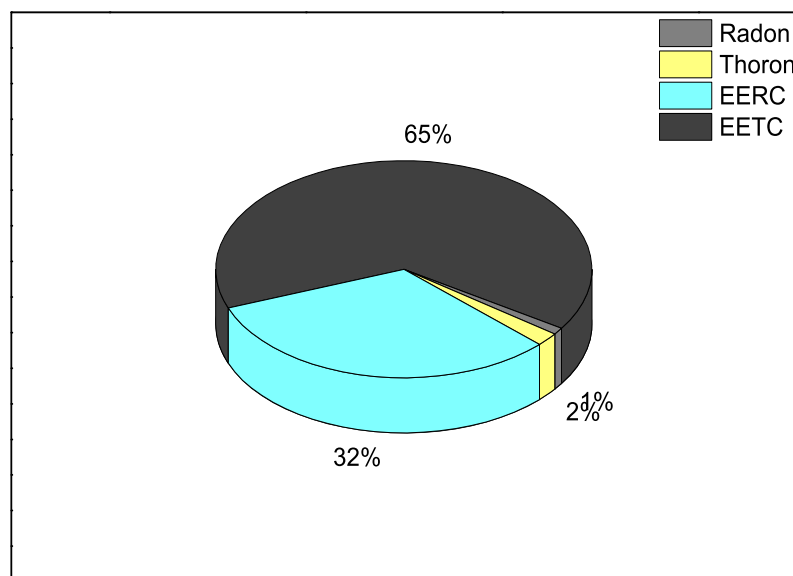


Figure 3.12 – Diagramme en gâteau des contributions du radon, thoron et leurs descendants associés à la dose efficace totale reçue par le public suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

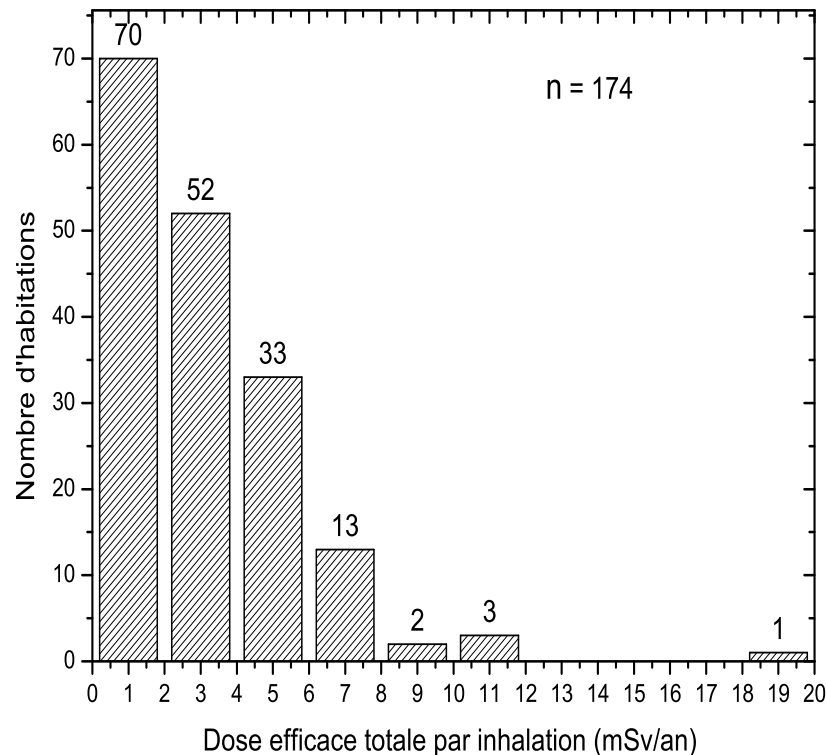


Figure 3.13 – Distribution de la dose efficace par inhalation du radon, thoron EER et EET dans les habitations suivant l’axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

Pour l’ensemble de la zone d’étude, les contributions du radon et du thoron sont respectivement évaluées à 2 % (0,09 mSv/an) et à 2,3 % (0,1 mSv/an). Pour les descendants du radon et du thoron, les contributions sont de 45 % (1,96 mSv/an) et de 51 % (2,24 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 [16]. 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 4,2 mSv/an ; elle varie entre 0,53 - 18,47 mSv/an. Cette dose efficace est environ 3,5 fois plus élevée que la moyenne mondiale correspondante.

Dans la zone de Kerala en Inde où le niveau de la radioactivité naturelle est élevé, les mesures de radon, de thoron et des descendants du thoron ont été faites par *Omori et al.* [23]. Les concentrations de radon et des descendants du thoron variaient de 1 à 43 Bq/m³ et de 0,36 à 8 Bq/m³ respectivement. Les valeurs moyennes de la dose efficace due au radon et au thoron étaient respectivement estimées à 0,1 et 0,44 mSv/an. Ces valeurs sont toutes inférieures aux valeurs moyennes obtenues dans ce travail.

3.2.2.4 Importance des mesures directes des descendants du radon et du thoron pour une estimation correcte de la dose efficace

Pour une bonne estimation des doses efficaces par inhalation, le gaz 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 due à l'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 (voir les équations 2.45 et 2.47).

La méthode indirecte, encore appelée méthode traditionnelle consistait à calculer la dose efficace par inhalation à partir du facteur d'équilibre 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 (voir les équations 2.44 et 2.46).

Pour les besoins de comparaison des doses efficaces par inhalation due au thoron, nous avons utilisé deux F_{Tn} : le $F_{Tn} = 0,02$ proposé par l'*UNSCEAR* et le F_{Tn} expérimental qui est un facteur d'équilibre obtenu sur le site. Il s'agit du F_{Tn} relatif au type d'habitations, au type de saisons et aux différentes localités.

Les Tableaux 3.15, 3.16 et 3.17 montrent les variations des différentes doses par irradiation interne en fonction des saisons. Il s'agit respectivement des doses efficaces dues au radon (D_{Rn}), au thoron (D_{Tn}), aux descendants du radon (D_{RnP}) et aux descendants du thoron (D_{Tn}). Le premier ensemble de mesures a couvert les localités d'Eséka, Ngombas et Lolodorf (saison sèche 2014). La deuxième série a couvert la localité d'Eséka (saison sèche 2016) et les localités d'Akongo, Awanda, Kribi et Ngombas (petite saison pluvieuse 2016). Les concentrations moyennes de thoron dans les habitations au cours des trois périodes de surveillance sont respectivement égales à 121, 49 et 105 Bq/m³. Comme le montrent les Tableaux 3.15, 3.16 et 3.17 lorsque la valeur 0,02 du facteur d'équilibre du thoron donnée par l'*UNSCEAR* [16] est utilisée dans le calcul, les doses efficaces D'_{Tn} liées à l'inhalation des descendants du thoron sont respectivement égales à 0,77 ;

1,38 et 0,63 mSv/an. Ces résultats n'auraient probablement pas été les mêmes si la surveillance avait couvert les sept localités au même moment durant les trois périodes de mesure.

Comme l'illustre la Figure 3.14, les doses efficaces dues au radon et au thoron dans les habitations des différentes localités sont indépendantes les unes des autres. Les données du Tableau 3.14 laissent voir que les membres du public vivant dans la zone urano-thorifère de Lolodorf sont plus exposés dans les habitations au sol nu que dans les habitations au sol couvert de béton. Dans les Tableaux 3.15, 3.16 et 3.17, ils sont plus exposés en saison pluvieuse qu'en saison sèche. Cela se justifie certainement par les concentrations accrues de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans ces habitations comme cela a été présenté plus haut (voir section 3.2.2.1 de ce chapitre).

Selon la *CIPR* [18], la dose efficace par inhalation du thoron et ses descendants (0,11 mSv/an) est généralement négligeable devant celle due au radon et ses descendants (1,15 mSv/an) dans la plupart des régions du monde. Mais dans la présente étude, c'est l'inverse, à l'exception de Kribi où la contribution du radon (Rn et RnP) est pratiquement le double de celle du thoron (Tn et TnP). Pour toute la région, la contribution du thoron (Tn et TnP) à la dose efficace totale varie entre 3 et 80%, avec une valeur moyenne de 53%. Par conséquent, le thoron à travers ses descendants associés doit être pris en compte dans l'évaluation de la dose et des risques sanitaires.

Le Tableau 3.18 récapitule les résultats des mesures du radon, du thoron et de leurs descendants associés. Les doses efficaces par irradiation interne y sont également présentées.

3.2.2.5 Variations de la dose efficace par inhalation en fonction du facteur d'équilibre

Les résultats de la présente étude montrent que la valeur $F_{Tn} = 0,02$ recommandée par l'*UNSCEAR* est très faible [16]. Comme il est présenté dans les Tableaux 3.10, 3.11, 3.12 et 3.13, le facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés varie considérablement d'un site d'étude à un autre. Il varie également selon les saisons, le type d'architecture des habitations et le mode d'utilisation de ces habitations. La Figure 3.14 illustre les variations du F_{Tn} en fonction de la zone d'étude.

En utilisant la valeur 0,02 du facteur d'équilibre donnée par l'*UNSCEAR*, la dose efficace par inhalation due au thoron et à ses descendants associés est comprise entre $0,07 \pm 0,02$ et $3,04 \pm 0,75$ mSv/an avec une valeur moyenne de $0,73 \pm 0,05$ mSv/an ; cette valeur moyenne est 3 fois inférieure à celle de 2,24 mSv/an obtenue directement de l'EETC. Ainsi, la dose efficace dans ce cas indirect est égale à $2,7 \pm 0,2$ mSv/an ; soit 1,6 fois moins élevée que la dose directe ci-dessus, estimée dans ce travail. Le cas spécifique de chaque localité est présenté sur la Figure 3.14 où les

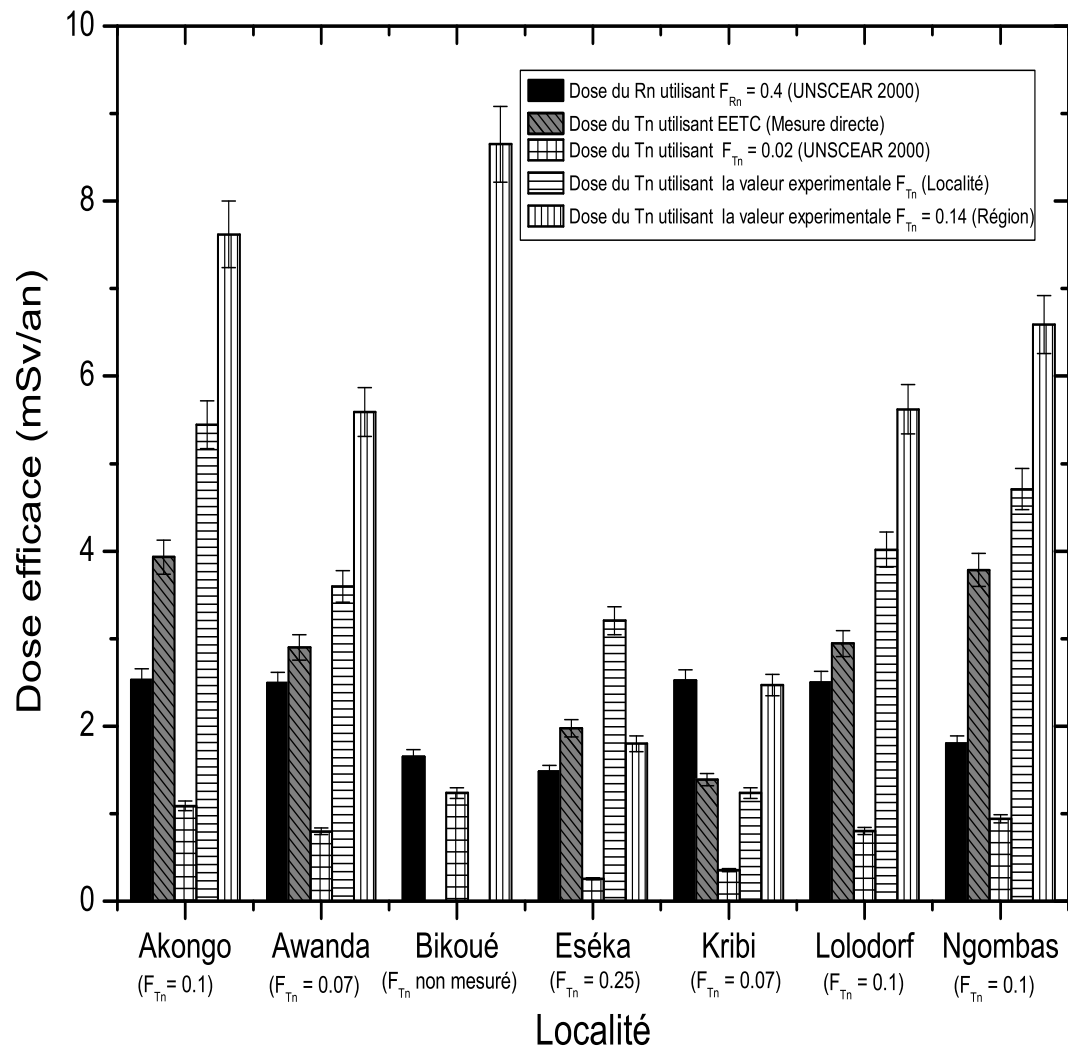


Figure 3.14 – Distributions comparées des doses efficaces par inhalation du Rn, Tn, RnP et TnP dans les 7 localités d'étude suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

différentes doses efficaces dues au radon et au thoron sont comparées dans chaque zone d'étude. En outre, la Figure 3.14 compare les doses dues au thoron directement déterminées à partir des EETC et celles estimées par le biais des différents facteurs d'équilibre. Chaque localité est associée à son F_{Tn} moyen déterminé expérimentalement. La dose efficace totale par irradiation interne dans une localité est la somme des doses dues au radon et au thoron spécifique au type de mesure utilisé (directe ou indirecte).

L'influence du facteur d'équilibre du thoron dans le calcul de la dose efficace peut également être observée à la Figure 3.14 ainsi qu'aux Tableaux 3.14, 3.15, 3.16 et 3.17. On constate que

quelque soit la localité, lorsque la valeur 0,02 du F_{Tn} de l'*UNSCEAR* est utilisée dans le calcul de la dose par irradiation interne, cette dose diminue. D'autre part, lorsque la valeur du facteur d'équilibre du thoron spécifique à la localité, au type de saison ou bien encore au type de matériaux de construction est utilisée, cette dose augmente considérablement. D'où l'importance de la mesure directe des descendants pour une estimation correcte de la dose efficace due au radon et au thoron.

Les études similaires ont été menées au Cameroun par *Ndzana et al.* [15] dans les zones minières de Betare-Oya et, *Takoukam Soh et al.* [14] dans la ville de Douala. Le constat est que la contribution du thoron et de ses descendants associés à la dose efficace par inhalation variait entre 7 et 70%, avec une moyenne de 30% dans les zones minières de Betare-Oya et de 7 à 60%, avec une valeur moyenne de 26% dans la ville de Douala. À Kerala, une zone de radiations naturelles élevées en Inde, les doses efficaces par inhalation dues au radon et au thoron dans les habitations ont été déterminées par *Mayya et al.* [19]. Les concentrations des descendants associés du radon et celles des descendants du thoron mesurées directement sur les sites d'étude ont été utilisées dans les calculs des différentes doses. Le facteur d'équilibre moyen calculé était de $0,51 \pm 0,16$ et $0,07 \pm 0,04$, respectivement pour le radon et le thoron. Les résultats de cette étude ont également montré que les valeurs du F_{Rn} et F_{Tn} ci-dessus dépendent du site et de l'habitation. Par ailleurs, cette valeur expérimentale ($F_{Tn} = 0,07$) de Kerala est 3,5 fois plus élevée que la valeur ($F_{Tn} = 0,02$) proposée par l'*UNSCEAR*. Le rapport des doses entre les descendants du thoron et ceux du radon était égal à 0,6; ce qui signifie que la dose du thoron contribue de manière significative à la dose efficace totale par inhalation. Cela n'aurait certainement pas dû être le cas si les facteurs d'équilibre avaient été utilisés pour calculer ces doses.

Un travail similaire a été réalisé par *Omori et al.* dans certaines localités du Kerala [23]. Le $F_{Rn} = 0,4$ fixé par l'*UNSCEAR* a été utilisé pour calculer la dose efficace due au radon. Elle variait entre 0,02 et 1,07 mSv/an avec une moyenne arithmétique de 0,14 mSv/an. La dose efficace due aux descendants du thoron calculée directement à partir des détecteurs de dépôt de progéniture du thoron déployés sur les sites variait entre 0,10 et 2,24 mSv/an avec une moyenne arithmétique de 0,55 mSv/an; soit 4 fois plus élevée que celle due aux descendants du radon. Nous constatons que la dose du radon dans cette étude est sous-estimée car la zone d'étude est la même et le facteur d'équilibre pour la zone était estimé à 0,51 pour toute la région par *Mayya et al.* [21]. En outre, cette dose efficace aurait pu être plus élevée si la mesure des descendants du radon avait été faite directement.

Une autre étude réalisée par *Kaur et al.* [83] dans les habitations de la région sous-montagneuse de Jamma et Kashmir en Inde a révélé des facteurs d'équilibre variant entre 0,01 et 0,03, avec une

valeur moyenne de 0,02 pour le thoron et ses descendants associés, et de 0,3 à 1 avec une valeur moyenne de 0,6 pour le radon et ses descendants associés. La dose efficace totale par inhalation due au radon (Rn et RnP) et au thoron (Tn et TnP) estimée en utilisant les concentrations des descendants du radon (EERC) et du thoron (EETC) directement mesurées sur le site était égale à 1,2 mSv/an. La contribution du thoron dans la dose efficace totale par inhalation était de 25% ; ce qui n'est pas négligeable du point de vue de l'exposition.

Il est bien connu que la dose efficace par inhalation du thoron et de ses descendants associés est généralement négligeable par rapport à celle due au radon dans la plupart des régions du monde [18]. Cette affirmation n'est-elle pas liée à la méthode utilisée dans l'estimation des doses ? Si la valeur de 0,02 donnée par l'*UNSCEAR* est appliquée dans la détermination de la dose, il est certain que l'hypothèse ci-dessus soit toujours vraie. Mais si c'est le facteur d'équilibre ou les concentrations des descendants du thoron directement mesurées sur le site d'étude qui sont utilisés, il devient alors très difficile de prouver l'affirmation de l'*UNSCEAR* ci-dessus. Cela peut s'expliquer par le fait que le thoron est un descendant du thorium qui, est plus abondant que l'uranium sur la terre ; en plus, le facteur de conversion de dose des descendants du thoron ($40 \text{ mSv Bq}^{-1}\text{h}^{-1}\text{m}^3$) est 4 fois plus élevé que celui des descendants du radon ($9 \text{ mSv Bq}^{-1}\text{h}^{-1}\text{m}^3$). Ainsi, pour estimer la dose efficace par inhalation reçue par un public, la méthode efficace et fiable est certainement celle qui utilise les concentrations des descendants associés respectifs du radon et de thoron mesurées directement sur le site d'étude à l'aide des détecteurs déployés à cette fin ; cette approche ne sous-estime pas la dose efficace, ni ne la surévalue.

Au vu de ce qui précède, il en ressort que l'utilisation de la valeur 0,02 du facteur donnée par l'*UNSCEAR* sous-estime de manière significative la dose efficace par irradiation interne. De même, l'utilisation du facteur d'équilibre obtenu directement sur le site surestime considérablement cette dose. Par conséquent, l'erreur associée à l'estimation de la dose efficace par inhalation en général et à celle due au thoron en particulier est très importante lorsqu'un facteur d'équilibre est utilisé dans les calculs. Ainsi, le risque d'exposition du public au thoron, traditionnellement connu, peut être supérieur à celui du radon dans de nombreuses régions du monde si tous les paramètres susmentionnés sont pris en compte dans l'estimation de la dose efficace totale par irradiation interne.

3.2.3 Risques radiologiques liés à l'inhalation de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans les habitations

L'unité d'exposition utilisée en milieu professionnel est souvent le *WLM* (*Working Level Month*) alors que pour l'habitat, le risque est exprimé en fonction d'une concentration moyenne

(pondérée sur une durée de 25 à 30 ans) en Becquerel par mètre cube (Bq/m^3). L'excès de risque vie entière par unité d'exposition au radon encore appelé *Lifetime Excess Absolute Risk* est noté *LEAR*. Il est fixé à $5,10^{-4}/\text{WLM}$ [70,71]. L'axe Akongo-Lolodorf-Kribi n'est pas encore un site minier. Pour cela, les résultats portant sur le *WLM* sont donnés à titre indicatif car ils ne reflètent pas la réalité sur l'exposition du public vivant dans une mine en exploitation. En pratique, ce risque devrait être plus élevé dans ces habitations si les activités minières étaient pratiquées dans la zone. Néanmoins, ces résultats pourront servir dans les travaux futurs.

Les résultats du Tableau 3.9 révèlent des concentrations accrues de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans les habitations de la zone d'étude.

L'excès de risque vie entière (*LEAR*) évalué à partir des détecteurs de type RADUET et des moniteurs des descendants de thoron varie entre 0,005 et 0,16% avec une valeur moyenne de 0,02% pour toute la zone ; soit environ 3 fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale. Ces différentes données obtenues dans la présente étude montrent que le risque radiologique est assez élevé pour le public vivant en permanence dans la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

Par ailleurs, plusieurs travaux ont mis en évidence un rapport entre les concentrations accrues de radon dans une habitation, le tabagisme (actif ou passif) et le risque de développer un cancer du poumon. Il a été établi que ce risque est proportionnel à la concentration de radon dans l'air que l'on respire et la durée d'exposition [30,85–87]. Sur la vie entière, ce risque augmente linéairement avec l'exposition au radon d'environ 16% par $100 \text{ Bq}/\text{m}^3$ [85,88].

Les résultats des multiples études expérimentales menées sur les animaux, des études épidémiologiques menées en milieu professionnel chez les mineurs d'uranium ainsi que sur la population en général ont prouvé qu'une exposition prolongée au radon pouvait induire un cancer de poumon. Dans ses publications en 2011, l'*Institut National de Cancer* a révélé que le risque encouru par une personne vivant dans une habitation dont les concentrations de radon varient entre 200 et $400 \text{ Bq}/\text{m}^3$ est proche de celui d'une personne non fumeuse vivant dans une atmosphère de tabagisme passif [85]. Une étude similaire menée en France a montré que le nombre de décès par cancer du poumon attribuable au radon domestique est estimé entre 5% et 12% par an [89]. *Darby et al.* ont montré que si on considère le risque absolu de cancer du poumon à l'âge de 75 ans pour différentes concentrations de radon dans l'habitat de 0, 100 et $400 \text{ Bq}/\text{m}^3$, ce risque calculé se situe respectivement à environ 0,4%, 0,5% et 0,7% pour une personne n'ayant jamais fumé, et est près de 25 fois supérieur (10%, 12% et 16%) pour un fumeur de cigarettes [85].

Les connaissances sur la mesure directe des concentrations des descendants du thoron n'étant pas encore suffisamment vulgarisées, la littérature ci-dessus sur le risque de développer un cancer bronchique dû à une exposition prolongée au radon ne tient pas en compte la véritable contribution du thoron ni celle de ses descendants associés dans l'exposition. Mais si on tient compte

des concentrations cumulées de radon, thoron et leurs descendants associés dans l'estimation de la dose efficace par irradiation interne tel que cela a été fait dans la présente étude, il est certain que le risque de développer un cancer du poumon soit encore plus élevé que ce qui est déjà connu jusqu'à ce jour.

Dans la présente étude, 4% des habitations excèdent des concentration de 200 Bq/m³ en radon. Quant au thoron, 17% des habitations ont des concentrations supérieures à 300 Bq/m³, alors que 35% des habitations dépassent des concentrations de 200 Bq/m³ en descendants du thoron. En rapprochant les résultats du présent travail et les informations susmentionnées, il est évident de constater que le public vivant en permanence dans la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi est considérablement exposé au radon, au thoron ainsi qu'à leurs descendants associés. En y ajoutant l'exposition au tabagisme des habitants de certaines maisons dans les différents sites, le risque de développer un cancer du poumon s'avère très élevé chez beaucoup des membres du public concerné dans la présente étude. Par conséquent, les mesures de radioprotection doivent être mises en place pour réduire ce risque.

Au vu des différents résultats ci-dessus, il en ressort que les différents indices de risque relatifs aux radioéléments primordiaux des séries de ²³⁸U et ²³²Th, et du ⁴⁰K sont tous faibles par rapport à leurs correspondants mondiaux. Par contre, les indices de risque liés à l'inhalation de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans les habitations sont relativement tous élevés. Du point de vue *radioprotection*, le niveau bas d'un indice de risque n'implique pas a fortiori le manque de danger car toute dose de rayonnement ionisant a une capacité de nuisance pour la santé. Tout dépend de la réaction de l'organisme face à la dose à laquelle il est sujet [89].

Une partie des résultats ci-dessus est publiée dans J Environ Radioact et l'autre dans Frontiers in Public Health

Conclusion

Les mesures de la radioactivité due aux radionucléides primordiaux dans les localités d'étude suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi révèlent des anomalies d'uranium, de thorium et de potassium en certains points. Néanmoins, les doses efficaces moyennes ainsi que les différents indices de risques liés au sol pour toute la zone d'étude ne révèlent pas une menace pour la population dans leur globalité. Quant à l'irradiation interne, les résultats de mesure obtenus mettent en évidence d'importantes concentrations de radon et de thoron dans la plupart des habitations. Pour leurs descendants solides à vie relativement courte, les concentrations sont élevées partout où les mesures ont été effectuées. De ces données, il en ressort que le public vivant dans la présente zone d'étude est exposé aux rayonnements ionisants dus au radon et au thoron. Cette

exposition trouve certainement son origine dans un ensemble de facteurs liés à la géologie, la géochimie, la minéralogie, la géographie et l'anthropologie de la région. Par conséquent, les règles de radioprotection doivent être observées afin de réduire ce risque.

Tableau 3.9 – Récapitulatif des Résultats des mesures du radon, thoron, RnP et TnP : N est le nombre d’habitations où les mesures ont été faites. La valeur moyenne mondiale de la concentration de chaque radionucléide est représentée par l’*UNSCEAR* [16].

Radionuclide	Concentration (en Bq/m ³)				
	MA ± SD	MG (GSD)	Mediane	Min - Max	<i>UNSCEAR</i>
Radon (N = 173)	103 ± 2	89 (2)	91	28 - 976	45
Thoron (N = 130)	173 ± 13	118 (6)	141	23 - 724	10
RnP (N = 173)	41 ± 1	36 (2)	36,4	11 - 390	15
TnP (N = 95)	10,7 ± 0,9	7,4 (4,8)	7,7	0,4 - 37,6	0,5

Tableau 3.10 – Variations des C_{Rn} , C_{Tn} , EERC, EETC (en Bq/m³) et du F_{Tn} en fonction du type de matériau de construction : N est le nombre d’habitations investiguées. Valeurs moyennes mondiales : Rn (45 Bq/m³); RnP (15 Bq/m³); Tn (10 Bq/m³); TnP (0,5 Bq/m³); F_{Tn} (0,02) [16].

	Habitations en terre, murs et sol non couverts					Habitations aux murs et sol couverts en ciment				
	C_{Rn}	EERC	C_{Tn}	EETC	F_{Tn}	C_{Rn}	EERC	C_{Tn}	EETC	F_{Tn}
N	93	93	64	23	23	80	80	66	72	62
MA	100	40	252	16	0,09	108	43	97	9	0,15
SD	11	4	18	2	0,01	4	1	12	1	0,02
MG	80	32	209	13	0,07	102	41	68	6	0,1
GSD	1	1	2	1	1,37	1	1	2	3	3,1
Méd	69	28	227	16	0,07	115	46	56	6	0,1
Min	28	11	38	3	0,03	50	20	17	1	0,01
Max	976	390	724	38	0,21	197	79	420	38	0,85

Tableau 3.11 – Concentrations de radon, thoron, EERC, EETC ainsi que le F_{Tn} : N est le nombre d’habitations enquêtées. Valeurs moyennes mondiales : Rn (45 Bq/m³) ; RnP (15 Bq/m³) ; Tn (10 Bq/m³) ; TnP (0,5 Bq/m³) ; F_{Tn} (0,02) [16]. Mesures faites en saison sèche 2014.

	N	MA ± SD	MG (GSD)	Médiane	Min - Max
C_{Rn} (Bq/m ³)	93	86 ± 9	71 (1)	65	28 - 976
EERC (Bq/m ³)	93	34 ± 4	29 (2)	26	11 - 390
C_{Tn} (Bq/m ³)	59	184 ± 19	121 (1)	154	17 - 724
EETC (Bq/m ³)	Pas de mesures des TnP				

Tableau 3.12 – Concentrations de radon, thoron, EERC, EETC ainsi que le F_{Tn} : N est le nombre d’habitations enquêtées. Valeurs moyennes mondiales : Rn (45 Bq/m³) ; RnP (15 Bq/m³) ; Tn (10 Bq/m³) ; TnP (0,5 Bq/m³) ; F_{Tn} (0,02) [16]. Mesures faites en saison sèche 2016.

	N	MA ± SD	MG (GSD)	Médiane	Min - Max
C_{Rn} (Bq/m ³)	28	80 ± 3	78 (1)	79	52 - 121
EERC (Bq/m ³)	28	32 ± 1	31 (1)	32	21 - 48
C_{Tn} (Bq/m ³)	26	57 ± 7	49 (1)	49	17 - 157
EETC (Bq/m ³)	29	9 ± 1	7 (2)	7	2 - 30
F_{Tn}	26	0,25 ± 0,05	0,15 (2,8)	0,17	0,02 - 0,85

Tableau 3.13 – Concentrations de radon, thoron, EERC, EETC ainsi que le F_{Tn} : N est le nombre d’habitations enquêtées. Valeurs moyennes mondiales : Rn (45 Bq/m³) ; RnP (15 Bq/m³) ; Tn (10 Bq/m³) ; TnP (0,5 Bq/m³) ; F_{Tn} (0,02) [16]. Mesures faites en saison pluvieuse 2016.

	N	MA ± SD	MG (GSD)	Médiane	Min - Max
C_{Rn} (Bq/m ³)	52	131 ± 3	130 (1)	131	90 - 197
EERC (Bq/m ³)	52	52 ± 1	52 (1)	36	36 - 79
C_{Tn} (Bq/m ³)	45	149 ± 18	105 (2)	109	18 - 451
EETC (Bq/m ³)	56	11 ± 1	7 (1)	7	1 - 38
F_{Tn}	56	0,09 ± 0,01	0,08 (1,24)	0,08	0,01 - 0,21

Tableau 3.14 – Variations de la dose efficace par irradiation interne en fonction du type d’habitations : D'_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d’équilibre $F_{Tn} = 0,02$ donnée par l’*UNSCEAR* ; D''_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d’équilibre expérimental. Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16].

	Habitations en terre, murs et sol non couverts			Habitations aux murs et sol couverts de ciment		
	MA \pm SD (mSv/an)	MG (GSD) (mSv/an)	Min-Max (mSv/an)	AM \pm SD (mSv/an)	GM (GSD) (mSv/an)	Min-Max (mSv/an)
D_{Rn}	0,09 \pm 0,01	0,07 (1,32)	0,03 - 0,87	0,1 \pm 0,1	0,09 (1,15)	0,04 - 0,18
D_{RnP}	1,89 \pm 0,21	1,52 (1,31)	0,53 - 8,47	2,03 \pm 0,07	1,93 (1,15)	0,95 - 3,73
D_{Tn}	0,15 \pm 0,01	0,12 (1,53)	0,02 - 0,42	0,06 \pm 0,01	0,04 (1,74)	0,01 - 0,24
D_{TnP}	3,35 \pm 0,39	2,82 (1,46)	0,53 - 8,47	1,89 \pm 0,21	1,28 (1,74)	0,08 - 7,88
D'_{Tn}	1,06 \pm 0,08	0,88 (1,53)	0,16 - 3,04	0,4 \pm 0,1	0,28 (1,64)	0,07 - 1,77
D''_{Tn}	4,65 \pm 0,04	3,27 (0,44)	0,2 - 31,4	3,03 \pm 0,06	1,41 (1,12)	0,03 - 75,23

Tableau 3.15 – Dose efficace par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés : D'_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d’équilibre $F_{Tn} = 0,02$ donnée par l’*UNSCEAR*. Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16]. Mesures faites en saison sèche 2014.

Dose efficace (mSv/an)	MA \pm SD	MG (GSD)	Médiane	Min - Max
D_{Rn}	0,08 \pm 0,01	0,06 (1,17)	0,06	0,03 - 0,87
D_{RnP}	1,63 \pm 0,18	1,35 (1,17)	1,24	0,53 - 18,47
D_{Tn}	0,11 \pm 0,01	0,07 (1,92)	0,09	0,02 - 0,42
D_{TnP}	Pas de mesure			
D'_{Tn}	0,77 \pm 0,69	0,51 (2,15)	0,65	0,07 - 3,04

Tableau 3.16 – Dose efficace par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés : D'_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d'équilibre $F_{Tn} = 0,02$ donnée par l'*UNSCEAR* ; D''_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d'équilibre expérimental. Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16]. Mesures faites en saison sèche 2016.

Dose efficace (mSv/an)	MA \pm SD	MG (GSD)	Médiane	Min - Max
D_{Rn}	0,07 \pm 0,01	0,07 (1,04)	0,07	0,05 - 0,11
D_{RnP}	1,51 \pm 0,06	1,47 (1,04)	1,49	0,98 - 2,29
D_{Tn}	0,03 \pm 0,01	0,03 (1,27)	0,03	0,01 - 0,09
D_{TnP}	1,88 \pm 0,26	1,48 (1,54)	1,37	0,38 - 6,22
D'_{Tn}	1,38 \pm 0,16	1,19 (1,32)	1,18	0,41 - 3,82
D''_{Tn}	2,96 \pm 0,07	1,58 (0,65)	1,78	0,08 - 28,12

Tableau 3.17 – Dose efficace par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés : D'_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d'équilibre $F_{Tn} = 0,02$ donnée par l'*UNSCEAR* ; D''_{Tn} est la dose efficace due au thoron, déterminée à partir du facteur d'équilibre expérimental. Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16]. Mesures faites en saison pluvieuse 2016.

Dose efficace (mSv/an)	AM \pm SD	GM (GSD)	Médiane	Min - Max
D_{Rn}	0,12 \pm 0,01	0,12 (1,03)	0,12	0,08 - 0,18
D_{RnP}	2,48 \pm 0,05	2,46 (1,02)	2,48	1,7 - 3,7
D_{Tn}	0,09 \pm 0,01	0,06 (2,72)	0,06	0,01 - 0,26
D_{TnP}	2,26 \pm 0,31	1,39 (4,67)	1,41	0,08 - 7,91
D'_{Tn}	0,63 \pm 0,08	0,44 (2,71)	0,46	0,08 - 1,9
D''_{Tn}	2,82 \pm 0,03	1,7 (0,43)	1,72	0,05 - 19,57

Tableau 3.18 – Récapitulatif des résultats des mesures du radon, thoron, descendants du radon et du thoron des 7 localités investiguées suivant l'axe Akongo-Lolodorf. Dans la localité de Bikoué, la dose efficace due aux TnP est estimée à partir du $F_{Tn} = 0,02$. Valeur moyenne mondiale : Rn (45 Bq/m³); Tn (10 Bq/m³); RnP (15 Bq/m³); TnP (0,5 Bq/m³); F_{Tn} (0,02); dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an); dose efficace due au radon (1,15 mSv/an); dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16].

Radionuclide	Valeur moyenne (GSD)						
	Akongo	Awanda	Bikoué	Éséka	Kribi	Lolodorf	Ngombas
C_{Rn} (Bq/m ³)	133 (1)	130 (1)	64 (1)	76 (2)	132 (1)	131 (1)	120 (1)
C_{Tn} (Bq/m ³)	237 (1)	155 (1)	254 (1)	52 (7)	60 (1)	145 (1)	198 (1)
C_{TnP} (Bq/m ³)	16 (1)	11 (1)	36 (1)	7 (2)	4 (1)	12 (1)	18 (1)
C_{RnP} (Bq/m ³)	53 (1)	52 (1)	26 (1)	30 (2)	53 (1)	52 (1)	48 (1)
F_{Tn}	0,07 (1,1)	0,07 (1,1)	pas de mesure	0,15 (2,81)	0,08 (1,01)	52 (1)	0,09 (1,01)
D_{Rn} (mSv/an)	0,12 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,08 ± 0,02	0,07 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,11 ± 0,01
D_{Tn} (mSv/an)	0,08 ± 0,04	0,12 ± 0,02	0,17 ± 0,02	0,04 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,11 ± 0,02	0,11 ± 0,02
D_{RnP} (mSv/an)	2,5 ± 1,1	2,5 ± 0,1	1,65 ± 0,33	1,48 ± 0,01	2,52 ± 0,06	2,5 ± 0,02	2,3 ± 0,1
D_{TnP} (mSv/an)	3,4 ± 1,2	2,79 ± 0,5	8,7 ± 0,9	1,97 ± 0,25	1,4 ± 0,4	2,9 ± 0,5	3,8 ± 0,3

Conclusion générale, perspectives et recommandations

Cette étude a été menée dans la zone suivant Akongo-Lolodorf-Kribi, à l'ouest du sud Cameroun. Pour l'ensemble de la zone, l'étude a couvert 7 localités dont les villages Awanda, Bikoué (Bikoué I, Bikoué II, Bikoué-Si), la ville de Lolodorf et de Kribi dans la Région du Sud, les villages Akongo, Ngombas II, et la ville d'Eséka dans la Région du Centre, ainsi que certains de leurs voisinages. Elle porte sur l'exposition du public à la radioactivité naturelle causée par l'irradiation externe et l'inhalation de radon, de thoron et de leurs descendants associés. Pour y parvenir, le niveau de la radioactivité naturelle dans le sol et dans l'atmosphère confinée des habitations a été mesuré, la dose induite et le risque associé évalués. Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol, la dose efficace, le radium équivalent, l'indice de risque externe et l'indice de niveau de radioactivité ont été déterminés pour évaluer le risque d'exposition par irradiation externe (lié au sol utilisé comme matériau de construction), tandis que la dose efficace due à l'inhalation de radon, de thoron et de leurs descendants associés ainsi que le risque vie entière (LEAR) ont été déterminés pour évaluer le risque d'exposition interne. Les mesures de la radioactivité faites par spectrométrie γ *in-situ* et, les échantillons de sol prélevés puis analysés par spectrométrie γ en laboratoire révèlent la teneur relativement élevée des radionucléides primordiaux investigués dans le sol de la zone d'étude. Le *car-borne survey* utilisant un spectromètre à scintillation NaI (Tl) 3×3 pouces et un détecteur Canberra NaI (Tl) $7,6\text{cm} \times 7,6\text{cm}$, Model 802 ont été respectivement utilisés à cet effet.

Avec la première approche, les lignes d'énergie 1120,287 keV et 1764,494 keV du pic d'absorption totale du ^{214}Bi , 911,6 keV et 969,1 keV de ^{228}Ac , 1460 keV du ^{40}K ont été utilisées pour mesurer la concentration de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K respectivement. Les concentrations ainsi obtenues varient entre 6 et 158 Bq/kg pour ^{238}U , entre 6 et 450 Bq/kg pour ^{232}Th et, entre 79

et 841 Bq/kg pour ^{40}K ; leurs valeurs moyennes respectives sont égales à 33, 53 et 182 Bq/kg.

Pour la deuxième approche, la détermination des concentrations des séries ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K a été faite à partir des raies gamma (1120, 1764,5 et 609,3) keV du pic d'absorption totale du ^{214}Bi pour ^{226}Ra (911,1 et 969,1) Kev de ^{228}Ac , pour ^{232}Th et enfin 1460 Kev du ^{40}K pour ^{40}K . Les concentrations de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K mesurées dans les échantillons de sol sont respectivement comprises entre 5 - 120, 2 - 170 et 50 - 253 Bq/kg. Leurs valeurs moyennes respectives sont égales à 22, 37 et 98 Bq/kg. Les valeurs moyennes du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol, la dose efficace par irradiation externe, le radium équivalent, l'indice de risque externe et l'indice de niveau de radioactivité sont respectivement estimés à 50,5 nGy/h, 0,33 mSv/an, 111 Bq/kg, 0,38, 0,38 et 0,87 par le biais de la spectrométrie γ *in-situ* et, 37 nGy/h, 0,29 mSv/an, 83 Bq/kg, 0,22, 0,22 et 0,58 en spectrométrie γ en laboratoire.

Comparés aux limites fixées par l'*UNSCEAR*, les indicateurs de risque d'exposition dans la présente étude sont relativement élevés en certains points de la zone d'étude. Excepté ces points et leurs voisinages les plus proches, les sols peuvent être utilisés comme matériau de construction. Par ailleurs, les zones de fort rayonnement naturel sont connues et bien localisées. Le facteur d'impact de la radioactivité naturelle liée au matériau de construction des habitations varie entre 0,86 et 1,12 avec une valeur moyenne de 1,02.

Quant à l'exposition interne du public, les résultats des mesures révèlent des concentrations accrues de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans certaines habitations des différentes localités de la présente zone d'étude. Ces concentrations varient de 28 à 976 Bq/m³ avec une moyenne géométrique de 89 Bq/m³ pour le radon, de 11 à 390 Bq/m³ avec une moyenne géométrique de 36 Bq/m³ pour les descendants du radon, de 17 à 724 Bq/m³ avec une moyenne géométrique de 118 Bq/m³ pour le thoron, et de 1 à 38 Bq/m³ avec une moyenne géométrique de 12 Bq/m³ pour les descendants du thoron. Leurs valeurs moyennes arithmétiques sont respectivement égales à 103, 41, 173 et 10,7 Bq/m³. Toutes ces valeurs moyennes géométriques sont supérieures à leurs correspondantes mondiales fixées par l'*UNSCEAR*.

Les concentrations en radon et en thoron excèdent 200 Bq/m³ dans beaucoup d'habitations de la zone d'étude. Dans 47% d'habitations, la concentration de radon est supérieure à 100 Bq/m³, la valeur de référence de l'*OMS*. Par ailleurs, on relève que les concentrations dans 96 habitations dépassent la valeur moyenne mondiale de 45 Bq/m³ prévue pour le radon. Aucune habitation n'a une concentration de thoron en dessous de la valeur moyenne mondiale fixée à 15

Bq/m^3 . Par contre, un seul logement a une concentration des descendants du thoron (EETC) inférieure à la moyenne mondiale. Le facteur d'équilibre (F_{Tn}) entre le thoron et ses descendants associés varie en fonction des localités, des saisons et du type d'architecture des habitations. La dose efficace, estimée à $4,2 mSv/an$ varie entre $0,56$ et $22,7 mSv/an$. Cette valeur moyenne est 3 fois supérieure à son correspondant mondial fixé à $1,26 mSv/an$.

Les résultats ci-dessus révèlent que par rapport au radon, le thoron à travers ses descendants, contribue majoritairement à la dose efficace totale par inhalation, au taux de 53%. Par conséquent, le thoron ne doit plus être négligé lors de l'évaluation de la dose. L'utilisation de la valeur 0,02 du F_{Tn} donnée par l'UNSCEAR sous-estime de manière significative la dose efficace totale par inhalation. De même, l'utilisation de toute valeur du F_{Tn} obtenue directement sur le site surestime considérablement cette dose efficace. Par conséquent, l'erreur associée à l'estimation de la dose efficace totale par irradiation interne en général et à celle due au thoron en particulier est très importante lorsqu'un facteur d'équilibre est utilisé dans les calculs. Quant au risque vie entière, il est estimé à 0,02 ; soit environ 3 fois plus élevé que la valeur mondiale fixée à 0,007.

En somme, cette étude a permis la production d'une cartographie de la radioactivité naturelle de la zone. De même, les zones de rayonnement naturel élevé sont bien localisées dans les 7 localités investiguées. Par ailleurs, la présente étude remet en cause la façon dont la dose du thoron est traditionnellement déterminée à partir de son facteur d'équilibre. Cette thèse prouve que pour une meilleure évaluation du risque radiologique induit par l'inhalation du radon, du thoron, des descendants du radon et du thoron, la dose efficace doit être estimée à partir de la concentration des descendants directement mesurés sur le site par le biais des détecteurs appropriés.

Perspectives et recommandations

Le présent travail s'inscrit dans le cadre de la radioprotection. Au moment où il s'achève, l'occasion ne s'est plus présentée de pouvoir partager ces résultats avec les populations concernées au premier plan. Rétrocéder les résultats de ces différentes mesures accompagnés des règles de radioprotection appropriées aux populations qui nous ont permis de faire la recherche dans leurs habitations est au centre de nos préoccupations. Ceci leur donnera l'opportunité de prendre conscience des dangers qui sont cachés derrière leurs différentes manières de construire et d'utiliser leurs habitations puis, de pouvoir les assainir en cas de nécessité, à la limite de leurs possibilités. .

Il est très difficile voire impossible de faire la mesure de radon, thoron et leurs descendants associés dans toutes les habitations et bureaux du Cameroun. Et pourtant, il est très important pour l'autorité publique et les décideurs d'avoir une connaissance profonde sur l'état des niveaux de la radioactivité de la région afin de savoir prendre les décisions adéquates en temps opportun. Élaborer ainsi un programme mathématique afin de pouvoir simuler les variations des concentrations de radon, thoron et de leurs descendants associés dans la présente zone d'étude et prédire son évolution dans le temps reste au centre de nos préoccupations pour les travaux à venir.

La contribution du thoron à la dose efficace par inhalation a toujours été négligeable devant celle du radon d'après l'*UNSCEAR*. Par conséquent, seul le radon est pris en compte dans l'évaluation de l'excès de risque vie entière. Or, dans le présent travail, il est prouvé que le thoron contribue majoritairement à la dose efficace par inhalation. Développer un modèle mathématique qui intègre la contribution du thoron dans l'évaluation de l'excès de risque vie entière pourra enrichir davantage ce travail.

La plupart des habitations du pays sont construites à base des matériaux locaux tels que les sables, la terre et le ciment qui contiennent souvent des éléments radioactifs à des proportions relativement faibles. Dans certaines circonstances, cette radioactivité peut s'avérer élevée comme cela a été démontré dans la présente étude. En outre, il n'y a aucune norme dans la conception et la construction des bâtiments en rapport avec les mesures de radioprotection. Il est bien connu que le radon est la principale cause du cancer radio-induit du poumon après le tabagisme dans le monde. La population du Cameroun regorge beaucoup de fumeurs et son club ne fait que s'enrichir de nouveaux adeptes. Le public malheureusement, n'est pas suffisamment informé sur l'existence du radon (Rn, Tn, EER, EET) ni moins encore de ses dangers. Contribuer à la cartographie du risque radon au Cameroun par la mesure des descendants du radon dans l'air confiné des habitations, l'étude complète de la distribution du radon dans le sol et la proposition d'une valeur de référence nationale pour la concentration de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans les habitations est un axe qui pourra enrichir ce travail.

Nous recommandons aux pouvoirs publics qu'une campagne de mesure de radon, thoron et de leurs descendants soit faite sur toute l'étendue du territoire national afin d'établir une carte du radon dans l'habitat au niveau national et de définir une valeur de référence pour la concentration de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans les habitations. La base des données ainsi constituée devra permettre d'améliorer la connaissance des facteurs contribuant à la variabilité des concentrations observées et d'avoir une idée sur l'exposition des camerounais

au radon (Rn, Tn, EER, EET) ainsi que la proportion de logements dont les concentrations dépassent certains seuils.

Qu'une extension de la campagne soit faite dans les bureaux où certains membres du public (le personnel) sont appelés à passer plus de temps, souvent enfermés en longueur des journées. Ainsi, la dose reçue au lieu de service sera associée à celle de la maison pour une meilleure estimation de la dose totale reçue par un individu d'une part, et par le public en général d'autre part.

Repartir sur les zones à fort potentiel radon/thoron/descendants associés où le nombre de mesures faites n'étaient pas suffisantes afin de les compléter pour une meilleure estimation de la dose efficace par irradiation interne et un approfondissement des connaissances sur les causes exactes de ces fortes concentrations.

Le radon tout comme le thoron sont des gaz, différents de leurs descendants associés qui sont des particules solides aux demi-vies relativement longues. Par conséquent, nous recommandons fortement que les niveaux d'action soient définis pour le thoron, les descendants du radon et du thoron au niveau international, comme cela a été fait pour le radon il y a plusieurs décennies. Cela contribuera considérablement à la protection du public contre les effets nocifs des rayonnements liés à ce type de radionucléides.

Références bibliographiques

- [1] M. Ngachin, M. Garavaglia, C. Giovani, M.G. Kwato Njock, A. Nourreddine, *Assessment of natural radioactivity and associated radiation hazards in some Cameroonian building materials*. Radiat Meas **42**, 61- 67 (2007).
- [2] P. Ele Abiama, P. Owono Ateba, G.H. Ben-Bolie, H.P. Ekobena Fouda, T. El Khoukhi, *High background radiation investigated by gamma spectrometry of the soil in the southwestern region of Cameroon*, J. Environ. Radioact., **101**, 739-743 ;(2010).
- [3] Saïdou, F.O. Bochud, S. Baechler, M.G. Kwato Njock, M. Ngachin, P. Froidevaux, *Natural radioactivity measurements and dose calculations to the public : case of the uranium-bearing region of Poli in Cameroon*, Radiat. Meas., **46**,254-260 (2011).
- [4] J.F. Beyala Ateba, P. Owono Ateba, BG.H. Ben-Bolie, H. Ekobena Fouda, P. Ele Abiama, C.R. Abega, S. Mvondo, *Determination of uranium in rocks and soil of south Cameroon by gamma spectrometry*, Radioisot., **60**, 10 (2011).
- [5] G.H. Ben-Bolie, P. Ele Abiama, P. Owono Ateba, T. El Khoukhi, R. Cherkaoui El Moursli, *Transfert of ^{238}U and ^{232}Th from soil to plant in a high background radiation area of the southwestern region of Cameroon*, Radiat. Prot. Dosim., **157**,298-302 (2013).
- [6] Saïdou, Abdourahimi, Y.F. Tchuenta Siaka, O. Bouba, *Indoor radon measurements in the uranium regions of Poli and Lolodorf, Cameroon*, J. Environ. Radioact., **136**, 36-40 (2014).
- [7] Saïdou, S. Tokonami, M. Janik, G.S. Bineng, Abdourahimi, J.E. Ndjana Nkoulou II, *Radon-thoron discriminative measurements in the high natural radiation areas of southwestern Cameroon*, J Environ Radioact **150**, 242-246 (2015).
- [8] Saïdou, P. Ele Abiama, S. Tokonami, *Comparative study of natural radiation exposure to the public in three uranium and oil regions of Cameroon*, Radioprot., **50**, 265-271 (2015).
- [9] E.J. Mekongtso Nguelem, M. Moyo Ndontchueng and O. Motapon, *Determination of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{235}U and ^{238}U activity concentration and public dose assessment*

- in soil samples from bauxite ore deposits in western Cameroon*, Springerplus. **5**, 1245-1253 (2016).
- [10] S. Mvondo, G.H. Ben-Bolie, J.M. Ema'a Ema'a, P. Owono Ateba, P. Ele Abiama, J.F. Beyala Ateba, *Study of soil-fern transfert of naturally occurring alpha emitting radionuclides in the southern Region of Cameroon*, J. Environ. Radioact., **180**,114-119 (2017).
- [11] S. Mvondo, J.F. Beyala Ateba, G.H. Ben-Bolie, P. Owono Ateba, A. Simo, H.F. Ekobena, *Dose estimates to the public due to ^{210}Po ingestion via cocoa powder from Lolodorf high background radiation area, Cameroon*, Radioprot., **53**,193-198 (2018).
- [12] G.B. Dallou, L. Ngoa Engola, J.E. Ndjana Nkoulou II, Saïdou, Y.F. Tchuenta Siaka, D. Bongue Daniel1, M.G. Kwato Njock, *NORM measurements and radiological hazard assessment in the gold mining areas of Eastern Cameroon*, Radiat. Environ. Med. **6**, 22-28 (2017).
- [13] S.D. Takoukam Soh, Saïdou, M. Hosoda, J.E. Ndjana Nkoulou II, N. Akata, O. Bouba, S. Tokonami, *Natural radioactivity measurements and external dose estimation by car-borne survey in Douala city, Cameroon*, Radioprot., **53**, 255-263 (2018).
- [14] S.D. Takoukam Soh, Saïdou, S. Tokonami, M. Hosoda, T. Suzuki, H. Kudo, O. Bouba, *Simultaneous measurements of indoor radon and thoron and inhalation dose assessment in Douala City, Cameroon*. Isot. Environ. Health Stud., **5**, 255-263 (2019).
- [15] J.E. Ndjana Nkoulou II, L. Ngoa Engola, Saïdou, M. Hosoda, D. Bongue, T. Suzuki, H. Kudo, M.G. Kwato Njock, S. Tokonami, *Simultaneous indoor radon, thoron and thoron progeny measurements in Betare-Oya gold mining areas, eastern Cameroon*, Radiat. Prot. Dosim., **26** 1-11 (2019).
- [16] The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations, New York (2008) .
- [17] The World Health Organization. *WHO Handbook on Indoor Radon-A Public Health Perspective*, Geneva, Switzerland. ISBN 978-92-4-154767-3 (2009).
- [18] The International Commission on Radiological Protection. ICRP 2010 Lung Cancer risk From Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40 (1). Pergamon Press, Oxford, England (2011)
- [19] M. Hosoda, H. Kudo, K. Iwaoka, R. Yamada, T. Suzuki, Y. Tamakuma and S. Tokonami, *Characteristic of thoron (^{220}Rn) in environment*, App Radiat Isot **120**, 7-10 (2017).

- [20] S. Tokonami, *Why is ^{220}Rn (thoron) measurement important ?*, Radiat Prot Dosim **141**, 335-9 (2010).
- [21] S. Mayya Yelia, R. Prajith, Rosaline Mishra, Akshay Chandrakant Gole, *Deposition-based passive monitors for assigning radon, thoron inhalation doses for epidemiological studies*, Radiat Protect Dosim **152** :18-24. **152**, 18-24 (2012).
- [22] H. Kudo, S. Tokonami, Y. Omori, T. Ishikawa, S.K. Iwaoka, N. Akata, *Comparative dosimetry for radon and thoron in high background radiation areas in china*, Radiat Protect Dosim **167**, 1-3 (2015).
- [23] Y. Omori, S. Tokonami, S. Kumar Sahoo, T. Ishikawa, A. Sorimachi, M. Hosoda, H. Kudo, C. Pornnumpa, R.R. Nair, P.A. Jayalekshmi, P. Sebastien, S. Akiba, *Radiation dose due radon and thoron progeny inhalation in high-level natural radiation areas of Kerala, India*, J. Radiol. Prot. **37**, 111-126 (2017).
- [24] The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2000 Report, Vol. I : *sources and effects of ionizing radiation*. United Nations, New York (2000).
- [25] R. Coppens, *La radioactivité des roches, coll. Que sais-je ?*. N° 741, Presses Universitaires de France, Paris, Vol.1, (1957).
- [26] P. Bariand, F. Cesbron, J. Geffroy, *Les minéraux, leurs gisements, leurs associations, Minéraux et Fossiles*, . Bulletin de minéralogie, Vol.2, 102-104 (1978).
- [27] A. Holmes, *Petrogenesis of katungite and its associates*. American Mineralogist **35**, 772-792 (1950).
- [28] M.E. Denaeyer, *Les syenites métasomatiques du massif de Kirumba. Contribution à la lithogénèse des volcans du Kivu (Congo Belge)*, mémoire académique, Roy. SC. Col., Cl. SC. techn., (1959).
- [29] J. Charuau, V. Labed, M.C. Robé, J.C. Thé Venin, C. Aubert, J. Fazileabasse, D. Florence, C. Gibaud, H. Heleschewitz, D. Klein, N. Lemaitre, G. Tymen, *Le radon 222 et ses descendants à vie courte dans l'environnement atmosphérique : origine et méthodes de mesure*. Fiche CIRP, Radioprot. **31**,371-388 (1996).
- [30] Berrada, F.Z. Boujrhah, A. Choukri, T. EL. Khoukhi, M.R. Iraqi, *Emanation du radon de phosphates sédimentaires et phosphogypses correspondants, in Radon et gaz rares dans les Sciences de la Terre et de l'environnement*. Actes du Colloque International sur la Géochimie des Gaz, 253-258 (1990).
- [31] The International Commission on radiological Protection. Radiological protection against radon exposure. ICRP publication 126. Ann. ICRP **43** (3) (2014).

- [32] The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNS-CEAR 2006 Report to the general assembly with scientific annexes. United Nations, New York (2006).
- [33] The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNS-CEAR 2010 Report, *sources and effects of ionizing radiation*. United Nations publication, Vienna (2011).
- [34] The Organization for Economic Cooperation and Development criterion, OECD (1979).
- [35] M. Fülöp, P. Ragan, Š. Krnáč, *In-situ spectrometry of ^{137}Cs in the soil by an unfolding method*, Journal of Radiological Analyt. and Nucl. Chem. **209**, 373-380 (1996).
- [36] The International Commission on Radiation Units and measurements, ICRU Report 53, *Gamma-ray spectrometry in the environment*, Sèvres France (1994).
- [37] H. Matsuda, S. Minato and V. Pasquale, *Evaluation of accuracy of response matrix method for environmental gamma ray analysis*, Radioisot. **51**, 42-50 (2002).
- [38] K. Lai, S. Hu, K. Kodairi, S. Minato, *A car-borne survey of terrestrial gamma-ray dose rates in Brunei Darussalam*, RADIOISOTOPES **45**, 696-699 (1996).
- [39] S. Turhan, I.H. Arikan, F. Oguz, T. ?zdemir, B. Yüce, A. Varinlioglu, A. Köse, *Car-borne survey of natural background gamma dose rate in Çanakkale Region, Turkey*, Radiat. Prot. Dosim. **148**, 45-50, (2012).
- [40] M. Hosoda, S. Tokonami, A. Sorimachi, S. Monzen, M. Osanai, M. Yamada, I. Kashiwakura, S. Akiba, *The time variation of dose rate artificially increased by the Fukushima nuclear crisis*, Sci. Reports **1**, 87-98 (2011).
- [41] K. Inoue, M. Arai, M. Fujisawa, K. Saito, M. Fukushi, *Detailed Distribution Map of Absorbed Dose Rate in Air in Tokatsu Area of Chiba Prefecture, Japan, Constructed by Car-Borne Survey 4 Years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident*, PLoS ONE **12**,1-13 (2017)
- [42] M. Hosoda, S. Tokonami, Y. Omori, S.K. Sahoo, S. Akiba, A. Sorimachi et al., *Estimation of external dose by car-borne survey in Kerala, India*, PLoS ONE **4**, 1-11 (2015).
- [43] S. Minato, *A response matrix of a $3\text{in} \times 3\text{in}$ NaI(Tl) scintillator for environmental gamma radiation analysis*, Rep Governmental Industrial Research Institute, Nagoya. **27**, 384-471 (1978).
- [44] S. Minato, *Diagonal elements fitting technique to improve response matrixes for environmental gamma ray spectrum unfolding*, Radioisotopes. **50**, 463-471 (2015).

- [45] C. Pornnumpa, K. Iwaoka, N. Akata, M. Hosoda, A. Sorimachi, S. Tokonami, *Investigation of Absorbed Dose Rate in Air by a Car-borne Survey in Namie Town, Fukushima Prefecture*, Jpn. J Health Phys., **2**, 115-121 (2016).
- [46] Canberra, *GENIE 2000-Logiciel de spectrométrie gamma, version 3.2*.
- [47] The International Atomic Energy Agency, IAEA (ENV94084-200g) by Analytic Inc, Atlanta, GA, USA.
- [48] G. Champetier De Ribes, M. Aubague, *Carte géologique de reconnaissance à l'échelle 1/500000, Notice explicative sur la feuille de Yaoundé-Est*, BRGM, Paris (1956).
- [49] G. Champetier De Ribes, D. Reyre, *Carte géologique de reconnaissance à l'échelle 1/500000, Notice explicative sur la feuille Yaoundé-Ouest*, BRGM, Paris (1959).
- [50] D. Sighomnou, *Analyse et redéfinition des régimes climatiques et hydrologiques du Cameroun : perspectives d'évolution des ressources en eau*, Thèse, Université de Yaoundé I (2004).
- [51] BUCREP, Bureau Central des Recensements et des Études de la Population, *Troisième Recensement Général de la Population et de l'Habitat*, Cameroun, (2005).
- [52] J.J. Braun, *Geochemical and mineralogical behavior of rare earths, thorium and uranium in the lateritic profile of Akongo (South-West Cameroon)*, Thesis, University of Nancy I (1991)
- [53] Association Française de Normalisation, AFNOR. *Mesure de la radioactivité dans l'environnement-sol*, AFNOR NF M60-790-2 (1999).
- [54] Saïdou, *Mesure de la radioactivité environnementale par spectrométrie alpha et gamma et calcul de la dose au public : application à la région uranifère de Poli*, Thèse, Université de Douala, Cameroun (2008).
- [55] H. Matsuda, S. Minato and V. Pasquale, *Evaluation of accuracy of response matrix method for environmental gamma ray analysis*, Radioisot. **51**, 42-50 (2002).
- [56] K. Debertin, R.G. Helmer, *Gamma-ray spectrometry with semiconductor detectors*, Elsevier, Amsterdam, (1988).
- [57] G. Gilmore, J. Hemingway, *Practical gamma-ray spectrometry*, John Wiley and sons, West Sussex, England, (2003).
- [58] M. Décombaz, J.J. Gostele, J.P. Laedermann, *Coincidence-summing corrections for extended sources in gamma-ray spectrometry using Monte Carlo simulation*, Nucl Instr And Meth A **312**, 152-159 (1992).
- [59] E. Gasser, *Spectrométrie gamma au laboratoire et in situ : Développements et applications environnementales*, Thèse, Université de Strasbourg, France, (2014).

- [60] B. Quintana, F. Fernandez, *An empirical method to determine coincidence-summing corrections in gamma spectrometry*, Appl Radiat Isot **46** (9), 961-964 (1995).
- [61] N. Q. Huy, T.V. Luyen, *A method to determine ^{238}U activity in environmental soil samples by using 63.3 keV photopeak-gamma HPGe spectrometer*, Appl Radiat And Isot **61**, 1419-1424 (2004).
- [62] Q. Shi, J. Zang, Y. Chang, S. Qian, *Comparison between summing-up algorithms to determine areas of small peaks on high baselines*, Nucl Instr And Meth A **555**, 220-224 (2005).
- [63] Origin, OriginLab. Page web :www.originlab.com. Scientific graphing and analysis software.
- [64] Rad Elec Inc., 5714-C Industry Lane, Frederick, MD 21704, USA.
- [65] Procédure de mesure du radon par détecteur E-perm 35.02/05.05/02. Institut universitaire de radiophysique appliquée IRA.
- [66] S. Tokonami, M. Takahashi, Y. Kobayashi and W. Zhuo, *Up-to-date radon-thoron discriminative detector for a large scale survey*, Rev Sci Instrum **76**, 1-5 (2005).
- [67] 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 **108**, 597-606 (2015).
- [68] The International Standard, *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*, ISO 16641.
- [69] The International Commission of Radiological Protection. Protection against Radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65 : Annals of the ICRP 23(2) (1993).
- [70] Georges Tymen, Dominique Laurier, *Etat des connaissances actuelles sur l'évaluation du risque sanitaire lié au radon*. Pollut Atmos number 218-avril-juin <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.2109> (2013).
- [71] E. Blanchardon, D. Laurier, F. Pacquet, J. F. Lecomte et M. Tirmarche, *Dosimétrie du radon : les points de vue de l'UNSCEAR et de la CIPR sont-ils contradictoires ?*, Radioprotection, vol.44. number 2, pp 207-216. DOI : 10.1051/radiopro/2009007 (2009)..
- [72] 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. Dosim. **151** :112-116 (2012).

- [73] Minato, *Vehicle-borne survey techniques for background radiations*. Rep Governmental Industrial Research Institute, Nagoya **44**, 609-628 (1995).
- [74] K. Inoue, M. Hosoda, M. Fukushi, M. Furukawa, S. Tokonami, *Absorbed dose rate in air in metropolitan Tokyo before the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident*. Radiat. Prot. Dosim. **167**, 1-4 (2015).
- [75] The International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 1990, *Recommandations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 60, Ann. ICRP **21**, 1-3, Pergamon Press, Oxford, England (1991).
- [76] B. Kall, T. Tombo, M. Rasolonirina, N. Rabesiranana, G. Ambolamanana, *Contribution to the gamma radioactivity dose study of the soil on the la baie des français, Antsiranana, Madagascar*. Afri. SCI. **11**, 112-135 (2015).
- [77] A. Sorimachi, H. Takahashi, S. Tokonami, *Influence of the presence of humidity, ambient aerosols and thoron on the detection responses of electret radon monitors*. Radiat. Meas., **44**, 111-115 (2009).
- [78] Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail, IRSST. *Guide d'échantillonnage des contaminants de l'air en milieu de travail*, 8ième édition, version 8.1, mise à jour, octobre (2012).
- [79] The United States Environmental Protection Agency, US EPA. *National primary drinking water regulations; radio nuclides; proposed rules*. Federal register, vol 56. U.S. Environmental Protection Agency, p 33050 (1991) .
- [80] The European Union, UE. *Commission recommendation on the protection of the public against indoor exposure to radon (90/143/Euroatom)*. Brussels, Commission of the European Communities, (2007)
- [81] C. Zhichu. *Allowable Limit of Error in Clinical Chemistry Quality Control* Clin. Chem. **4**, 630-641 (1989) .
- [82] J. Chen, D. Moir, A. Sorimachi, S. Tokonami, *Characteristics of thoron and thoron progeny in Canadian homes*, Radiat. Environ. Biophys. **50**, 85-89 (2011).
- [83] M. Kaur, A. Kumar, R. Mehra, R. Mishra, *Dose assessment exposure to radon, thoron and their progeny concentrations in the dwellings of sub-mountainous region of Jammu and Kashmir, India*. J Radioanal Nucl Chem **315**, 75-88 (2019).
- [84] Institut National de Cancer. INCa *Radon et cancer Collection Fiches repère. État des connaissances*, octobre (2011).
- [85] M. Baysson, M. Timarche. *Indoor radon exposure and lung cancer risk : a review of case-control studies*. Revue d'Epidémiologie et de santé publique **2** 161-71 (2004).

- [86] Afsset, Inserm. *Cancer et environnement*, Expertise collective, P95 (2008).
- [87] S. Darby, D. Hill, H. Deo, A. Auvinen, J.M. Barros-Dios, H. Baysson, et al. *Residential radon and lung cancer-detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe*. *Scandinav. j. of work, environment. health* **32**, 1-83 (2006).
- [88] O. Catelinois, A. Rogel, D. Laurier, et al. *Evaluation de l'impact sanitaire de l'exposition domestique au radon en France* INVS, BEH **2**, 18-19 (2007).
- [89] La Commission Internationale de Protection Radiologique. CIPR publication 103 sur les effets héréditaires (2007).

Liste des Publications

1. **G.S. Bineng**, Saïdou, S. Tokonami, M. Mosoda, Y.F. Tchuenté Siaka, H. Issa, T. Suzuki, H. Kudo, O. Bouba, *The importance of direct progeny measurements for correct estimation of inhalation dose due to radon and thoron*, Front Public Health **8**, (2020).
2. **G.S. Bineng**, Saïdou, Hosoda M., Tchuenté Siaka Y. F., Akata N., Bouba O., and Tokonami S. *External radiation exposure to the public using car-borne survey method in the uranium and thorium bearing region of Lolodorf, Cameroon*, Radit Environ Med **9**, (2020).

Annexes

Annexe 1 : La radioactivité

La radioactivité est l'émission spontanée d'un rayonnement par un noyau atomique. Ce phénomène fut découvert par Becquerel en 1896.

Une substance est radioactive lorsque ses noyaux se désintègrent spontanément en émettant des radiations. Les éléments de cette substance particulière sont appelés radioisotopes ou radionucléides. Les radiations émises sont de plusieurs types distincts, essentiellement énumérés ci après :

1 Les types de désintégrations radioactives

1.1 La désintégration α

Les rayons α sont constitués de noyaux d'hélium de charge $+2e$, où e est la charge électronique. La particule α est monocinétique ; son énergie est en général de quelques MeV. située dans l'intervalle 3.9 – 8.8 MeV. La désintégration α concerne principalement les éléments lourds du tableau des radionucléides et son processus de désintégration est schématiquement représenté par :

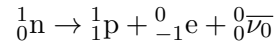


Où ${}^A_Z X$ est le nucléide *père* qui se désintègre en nucléide *fil* ${}^{A-4}_{Z-2} Y$. X est un élément quelconque ; Z est le numéro atomique ; A est le nombre de masse. Le symbole * signifie que le noyau est instable.

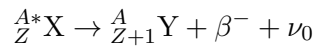
1.2 La désintégration β

Les rayons β , classés en β^- et β^+ sont respectivement des électrons et des positrons. La désintégration β résulte des transformations suivantes :

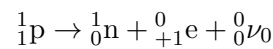
— La désintégration β^-



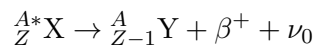
Représentation symbolique :



— La désintégration β^+



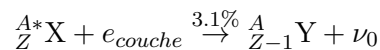
Représentation symbolique



Où ν_0 et $\bar{\nu}_0$ sont respectivement le neutrino et l'antineutrino. Ils sont de masse presque nulle. Leur présence dans les différentes désintégrations permet de respecter le principe de la conservation de l'énergie. Leur probabilité d'interaction avec la matière étant très faible, ils ne sont quasiment pas détectables. L'énergie maximale des particules β^- et β^+ est comprise entre quelques KeV et 2 MeV environ.

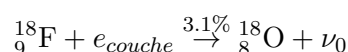
1.3 La capture électronique

Ce processus est concurrentiel à la désintégration β_+ . Au cours de ce dernier, un électron d'une couche profonde, en général la couche K, est absorbé dans le noyau et un neutrino est émis. En notation symbolique, nous avons :



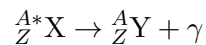
Les couches électroniques se stabilisent en suite par émission de rayonnement de fluorescence (rayonnement X).

Exemple :

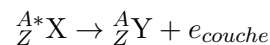


1.4 La désintégration γ et transition isomérique

Les processus de désintégration radioactives, qu'ils soient α ou β , laissent souvent le radionucléide produit dans un état excité. Il peut se désexciter en passant directement à l'état fondamental ou par étapes successives en dissipant son énergie par émission γ . Ce processus est utilisé par le schéma suivant :



Les rayons γ sont émis en énergies discrètes correspondant aux transitions d'état d'énergies qu'un noyau subit quand il est dans un état excité. Bien que la plupart des états excités des nucléides tombent rapidement à l'état fondamental, certains états nucléaires peuvent avoir une durée de vie relativement longue. Leur désexcitation est habituellement retardée par une grande différence de spin entre les niveaux, conduisant à des durées de vie variant entre quelques secondes et plusieurs années : ce sont des états isomériques [Knoll,2000 ; Leo,1994] Il est possible que le rayonnement γ émis lors de la désintégration du noyau fils soit suffisamment énergétique pour éjecter un électron du cortège électronique. Ce dernier porte le nom d'électron Auger et l'ensemble du phénomène celui de conversion interne dont la présentation symbolique est la suivante :



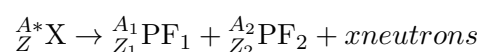
Ce processus est concurrentiel à l'émission de rayonnement γ .

1.5 La fission nucléaire

Il existe deux types de fissions nucléaires :

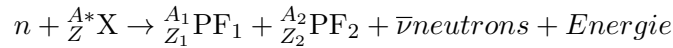
— La fission spontanée

Ce processus est lié aux noyaux très lourds, artificiels pour la plupart ; sous l'effet des forces électrostatiques, entre protons et les forces nucléaires, le noyau se scinde en deux parties appelées fragments de fission, en émettant un certain nombre de neutrons. Ce processus se note :



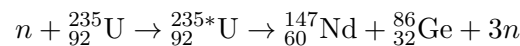
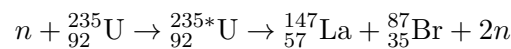
— La fission induite.

Un atome fissile est brisé par un neutron en deux produits de fission ; un certain nombre ν de neutrons appelés neutrons prompts, sont également émis. D'où la réaction :



Cette réaction libère une très grande énergie de l'ordre de 207 MeV (énergie) et 2 MeV (énergie des neutrons prompts)

Exemples :



2 Les lois de désintégration radioactive

On appelle activité A d'une substance radioactive, son taux de désintégration, c'est-à-dire le nombre de noyaux détruits par unité de temps. C'est également le taux d'émission dans le cas où une seule particule est émise par événement.

La loi fondamentale de l'activité s'écrit :

$$A = \lambda \times N$$

Son unité est le Béquerel (Bq) ; $1 \text{Bq} = 1 \text{dés}/s$.

Le Curie (Ci), autres fois utilisé comme unité est : $1 \text{Ci} = 3.7 \times 10^{10} \text{dés}/s$ alors $1 \text{Ci} = 3.7 \times 10^{10} \text{Bq}$.

Où N est le nombre de noyaux à l'instant considéré, λ la constante de désintégration. Son unité est s^{-1}

Pour une activité A_i d'un mode de désintégration i donnée, est associée une probabilité P_i telle que :

$$\sum_{i=1}^n P_i = 1$$

Pour une substance radioactive donnée, caractérisée par un nombre de noyaux $N(t)$ suite aux

désintégrations, ce nombre ne peut que décroître, si bien que :

$$\frac{dN(t)}{dt} = -A(t) = -\lambda N(t)$$

$$\implies N(t) = N(0) \exp(-\lambda t)$$

et

$$A(t) = A(0) \exp(-\lambda t)$$

La période radioactive est le temps \mathbf{T} pour lequel le nombre de noyaux a été diminué de moitié :

$$\frac{N(T)}{N(0)} = \frac{1}{2} = \exp(-\lambda T)$$

$$\implies T = \frac{\log 2}{\lambda}$$

3 La Détection

La détection est une étude qualitative du rayonnement ionisant. En principe, on distingue différents types d'interactions suivant que l'on considère des rayonnements chargés ou neutres, des particules lourdes ou légères.

3.1 Interaction des rayonnements ionisants avec la matière

Lors de leur passage à travers la matière, les particules issues de la radiation interagissent avec les électrons et le noyau des atomes du milieu. A la suite de ces interactions, une particule peut céder toute son énergie au milieu (on dit qu'il y a absorption), ou elle peut tout simplement changer de direction (on parle de diffusion), avec perte d'énergie (diffusion inélastique) ou sans perte d'énergie (diffusion élastique). Ces interactions conduisent à un transfert d'énergie du rayonnement à la matière. Ce rayonnement peut être directement ionisant ou indirectement ionisant.

3.2 Les rayonnements directement ionisants

Ceux-ci comprennent toutes les particules chargées telles que les électrons, les protons, les particules α , ...etc. Ces particules subissent dans la matière, un ralentissement continu, lié à un grand nombre de petites interactions.

3.3 Rayonnements non directement ionisants

Il s'agit de toutes les particules non chargées comme les photons et les neutrons. L'énergie ainsi que leurs trajectoires sont considérablement modifiées dans la matière à cause des interactions rares, mais importantes. Cependant, ces particules peuvent parcourir de longues distances sans interactions et disparaître en une seule.

3.4 Interaction des particules chargées avec la matière

Les particules chargées qui pénètrent dans la matière interagissent avec les électrons proches de leurs trajectoires. Les deux particules étant chargées, les interactions sont de type électromagnétique et conduisent à une attraction ou répulsion. Beaucoup de très petites interactions ont lieu continuellement le long de la trajectoire, qui ont un effet de freinage permanent sur les particules chargées. Lorsque ces particules ont perdu toutes leurs énergies, elles s'arrêtent. Par conséquent, le parcours des particules chargées dans la matière est limité. Parmi ces particules chargées, on distingue les particules lourdes qui sont les α et les protons, et les particules légères qui sont les β . La trajectoire des particules lourdes est rectiligne et leur direction ne change pas à cause de leur masse qui est supérieure à celle de l'électron du milieu ($\frac{m_p}{m_e} = 1836$). Par contre elles subissent un freinage, un ralentissement caractérisé par le transfert linéique de l'énergie ou (TLE) défini comme l'énergie perdue par unité de trajectoire des particules chargées dues à leurs collisions avec les électrons.

$$TLE = -\frac{dE}{dx}$$

$$TLE \simeq \frac{z^2 M}{E} \times \rho$$

Où z , M et E sont respectivement la charge, la masse et l'énergie de la particule incidente; ρ est la masse volumique du milieu. Le TLE est pour cela une grandeur qui dépend des propriétés de la particule et du milieu.

Pour les particules légères, leur trajectoire subit de brusques changements de direction dûs à des chocs frontaux avec les électrons du milieu et au Bremstrahlung, ceci à cause de leur masse qui est égale à celle des électrons du milieu.

En somme, la particule perd progressivement son énergie en la transférant aux électrons du milieu. Ce transfert d'énergie peut se faire par excitation s'il est inférieur au potentiel d'ionisation I , ou ionisation des atomes du milieu. A une profondeur R correspondant au parcours maximal, le nombre de particules d'un faisceau parallèle incident reste constant et chute brusquement.

3.5 Interaction des particules neutres avec la matière

Les rayonnements neutres sont les γ , les neutrons,...etc.

- Cas des rayonnements γ

Le rayonnement γ ne possède pas de charges électriques. Il interagit dans la matière suivant trois processus principaux qui sont : l'effet photoélectrique, la diffusion Compton et l'effet de création des paires positron - électron. L'importance relativiste de ces trois effets dépend de l'énergie de γ et du numéro atomique Z du milieu atténuateur.

L'effet photoélectrique

C'est l'absorption par un atome de la totalité de l'énergie E_γ du photon incident. Cette énergie est transférée à l'électron en partie pour l'éjecter de sa couche électronique, le reste étant sous forme d'énergie cinétique T_e . Cette dernière énergie s'exprime alors par :

$$T_e = E_\gamma - W$$

Où W est l'énergie de liaison entre le noyau et l'électron. Ce phénomène a lieu avec un électron de la couche i si l'énergie du photon est supérieure ou égale à l'énergie de liaison de cet électron.

L'effet Compton

Il consiste en la diffusion élastique d'un photon par un électron du milieu. En appliquant la conservation de l'énergie et de la quantité de mouvement, on trouve la relation entre l'énergie du photon diffusé E_γ , l'angle θ sous lequel il est diffusé et l'énergie cinétique T acquise par l'électron :

$$T = \frac{E_\gamma}{1 + \frac{mc^2}{E_\gamma(1 - \cos\theta)}}$$

T est maximale si

$$\theta = \pi$$

La production de paire : Ce phénomène a lieu au voisinage du noyau (ce qui n'est pas permis tout le temps). Ici, on part d'une particule sans masse γ pour aboutir à deux particules avec masse qui, à leur tour deviennent des particules sans masse.

Lorsque l'énergie du photon est supérieure à 1.02 MeV, c'est à dire que l'énergie E du photon est plus grande que deux fois la masse de l'électron au repos, le photon peut, dans le champ électromagnétique du noyau, se matérialiser en une paire électron positron. Bien que ces deux particules soient créées au détriment de l'énergie du photon, ce processus ne peut pas se produire dans le vide par simples raisons cinématiques.

Atténuation des γ

Le coefficient d'atténuation μ en fonction de l'énergie pour les trois effets évoqués ci-dessus nous amène à la conclusion suivante : pour des énergies inférieures à 0.1 MeV, l'effet photoélectrique est dominant ; entre 0.1 MeV et 10 MeV c'est l'effet Compton qui domine et enfin à plus de 10 MeV, la production de paire l'emporte.(voir Figure 1)

Le coefficient d'atténuation massique total dû aux trois effets ci-dessus est :

$$\mu = \mu_{PE} + \mu_{DC} + \mu_{CP}$$

Un faisceau de photons qui entre dans la matière verra le nombre de photons n'ayant pas interagi diminuer suivant la relation suivante :

$$n(x) = n(0) \exp(-\mu \times x)$$

Où $n(0)$ est le nombre initial de photons entrant dans la matière et x est l'épaisseur du milieu traversé.

- Cas des neutrons.

Dépourvus de charges électriques, les neutrons peuvent traverser les épaisseurs importantes de matériau sans interagir. Ils interagissent de trois manières pour les énergies cinétiques n'excédant pas quelques MeV

- La diffusion par un noyau : $n + A \longrightarrow n + A$
- La capture radiative par un noyau : $n + A \longrightarrow B + \gamma$
Si A est le noyau (Z,N), B sera le noyau (Z,N+1)

- L'équation de la fission suivant : $n + A \rightarrow B + C + xn$

La diffusion intervient principalement aux énergies élevées alors que la capture et la fission sont prépondérants aux très faibles énergies. Après ralentissement par chocs élastiques, les neutrons thermiques sont capturés par le noyau.

4 Mécanismes utilisés pour la détection des rayonnements

Le principe de base de la détection consiste à faire interagir la particule d'intérêt avec la matière pour lui prélever l'ensemble ou une partie de son énergie. D'une manière générale, la détection permet de connaître la nature de la particule mesurée (sa vitesse ou son énergie, éventuellement la position dans l'espace à un instant donné) et compter le nombre de particules. L'énergie de la particule est la plupart du temps transformée en un signal électrique qui va être ensuite utilisé pour obtenir toutes les informations citées ci-dessus. Les détecteurs généralement utilisés sont classés en trois grands types qui sont : les détecteurs à gaz, à scintillation et à semi-conducteurs. Les mécanismes utilisés pour la détection des rayonnements diffèrent donc selon le type de détecteur ; on peut citer :

- L'ionisation : ce mécanisme consiste à recueillir les paires d'ions produites et ce nombre est proportionnel au rayonnement incident. Elle est directement causée par les α , β , et les X, et indirectement causée par les γ .
- La scintillation : elle consiste à convertir la lumière émise pendant la désexcitation des molécules et atomes du milieu en un signal électrique. L'amplitude de ce signal est proportionnel à l'énergie cédée par le rayonnement incident dans le milieu.
- La thermoluminescence : sous l'effet d'une excitation (choc lié à l'agitation thermique par exemple) un électron de la bande de valence peut recevoir une énergie suffisante pour le faire passer à la bande de conduction où il pourra se déplacer librement, puis être piégé dans les pièges à électron. Après un temps, sous l'effet de la chaleur, ces derniers sont relâchés ; en retombant dans la bande de valence, il y a émission des photons lumineux dont l'amplitude du signal électrique de leur énergie est proportionnelle au rayonnement incident.
- Mécanisme chimique : les rayonnements ionisants peuvent provoquer les modifications chimiques. Dans certains cas, ces derniers peuvent augmenter la vitesse à laquelle les réactions chimiques se produisent et le mécanisme peut être utilisé pour la mesure de la dose, la détection au cours de l'irradiation du matériel.
- Le chauffage : les rayonnements ionisants peuvent augmenter la température de l'absorbant. La mesure de cette variation de température peut être utilisée pour la détection.
- Mécanisme biologique : l'irradiation du tissu biologique peut modifier la structure biolo-

gique d'une cellule vivante. A partir de ces modifications, on peut détecter le rayonnement incident.

Annexe 2 : Niveaux de radioactivité naturelle, évaluation de la dose et risque sanitaire spécifiques à chaque localité suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi

Cette partie du travail présente les résultats de l'étude spécifiques à chaque localité. E_{ex} , E_{in} , Ra_{eq} , H_{ex} , H_{in} , I_{γ} sont respectivement la dose efficace par irradiation externe, la dose efficace par irradiation interne (dose efficace par inhalation du radon, thoron, descendants du radon et de leurs descendants), le radium équivalent, l'indice de radiation externe, l'indice de radiation interne et l'indice de niveau de radioactivité. En ce qui concerne l'irradiation interne, EER et EET sont respectivement l'équivalent radon à l'équilibre et l'équivalent thoron à l'équilibre. Ils représentent respectivement les descendants associés du radon et du thoron ; EERC et EETC sont leurs concentrations respectives . Les risques sanitaires du radon et du thoron n'étant pas dus aux gaz eux-mêmes, mais à leurs produits de filiation, les doses efficaces des gaz radon et thoron ne sont pas prises en compte dans l'estimation de la dose efficace totale. Néanmoins, dans les différents résultats, ces doses efficaces des gaz radon et thoron apparaîtront dans le seul but de donner une idée sur leurs profils.

1 Localité d'Akongo

1.1 Irradiation externe

Car-borne survey

Le parcours s'est effectué sur 198 points. Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol varie entre 31 et 118 nGy/h avec des valeurs moyennes arithmétique de 77 ± 2 nGy/h et géométrique de 72 ± 2 nGy/h. La valeur médiane est égale à 78 nGy/h. 31% des points ont un débit de dose en dessus de 100 nGy/h tandis que 63% des mesures ont un débit de dose supérieur à 61 nGy/h, la valeur moyenne de toute la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

Spectrométrie γ in-situ

Les activités varient de 16 à 38 Bq/kg pour l' ^{238}U , de 24 à 88 Bq/kg pour le ^{232}Th , et de 102 à 134 Bq/kg pour le ^{40}K . Leurs moyennes arithmétiques sont respectivement égales à 28, 50 et 113 Bq/kg. Un seul point sur les six examinés a une concentration de ^{238}U supérieure à 33 Bq/kg. Quatre ont une concentration de ^{232}Th supérieure ou égale à 45 Bq/kg, et variant entre

38 et 88 Bq/kg. Les contributions au débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol sont de : ^{40}K (9,6%), ^{238}U (25%) et ^{232}Th (65,4%). La dose efficace annuelle (E_{ex}) est de $0,36 \pm 0,05$ mSv/an et varie entre 0,2 et 0,57 mSv/an.

En spectrométrie γ en laboratoire

Six échantillons de sol ont été prélevés et analysés. Les concentrations varient de 14 à 24 Bq/kg avec une valeur moyenne de 20 Bq/kg pour l' ^{238}U , de 40 à 58 Bq/kg avec une moyenne de 46 Bq/kg pour le ^{232}Th , et de 92 à 133 Bq/kg avec une moyenne de 109 Bq/kg pour le ^{40}K . La concentration de ^{238}U dans tous les échantillons est inférieure à la valeur moyenne mondiale. Quant au ^{232}Th , la concentration dans trois échantillons de sol est supérieure à la valeur moyenne mondiale. La contribution au débit de dose est de : ^{40}K (11%), ^{238}U (22%) et ^{232}Th (67%). La dose efficace annuelle (E_{ex}) est de $0,33 \pm 0,02$ mSv/an; elle varie entre 0,3 et 0,4 mSv/an.

Le radium équivalent (Ra_{eq}) est inférieur à la valeur maximale mondiale fixée à 370 Bq/kg. Les indices de risque (H_{ex} , H_{in}) sont inférieurs à 1. L'indice de niveau de radioactivité ($I\gamma$) a une valeur de 1,26 en un point (en spectrométrie γ *in-situ*). En laboratoire, toutes les valeurs sont faibles.

1.2 Irradiation interne

Les concentrations de radon dans les habitations varient de 125 à 142 Bq/m³. Les valeurs moyennes arithmétique et géométrique des concentrations sont respectivement égales à 134 et 133 Bq/m³. La concentration dans toutes les habitations est supérieure à la valeur moyenne mondiale (40 Bq/m³) et à la valeur directrice de l'OMS(100 Bq/m³). Quant aux descendants du radon, leurs concentrations varient de 50 à 57 Bq/m³ avec une valeur moyenne géométrique égale à 53 Bq/m³. La concentration moyenne arithmétique est aussi égale à 53 Bq/m³. La plus petite concentration est au moins trois fois supérieure à la valeur moyenne mondiale fixé à 15 Bq/m³.

La concentration de thoron excède la valeur de 100 Bq/m³ dans toutes les habitations; elle varie entre 141 et 409 Bq/m³. Les concentrations moyennes arithmétique et géométrique de thoron sont respectivement égales à 259 et 237 Bq/m³. Sa valeur MG est 23 fois supérieure à la moyenne mondiale (10 Bq/m³). Quant aux descendants du thoron, ils varient entre 7,7 et 37,7 Bq/m³ avec une moyenne géométrique de 16,4 Bq/m³. Ici, la plus petite concentration dans les habitations est 15 fois plus grande que la valeur moyenne mondiale (fixée à 0,5 Bq/m³).

Le facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés varie de 0,03 à 0,08 avec une valeur MA de $0,10 \pm 0,04$ et MG de 0,07 (1,01); soit respectivement 5 et 3,5 fois la valeur moyenne mondiale.

La dose efficace totale par irradiation interne varie de 4,1 à 9,77 mSv/an avec une valeur

moyenne de : $MA = 5,95 \pm 1,21$ mSv/an et $MG = 5,97(1,04)$ mSv/an. Ces deux valeurs (MA et MG) sont 4,7 fois plus élevées que la valeur moyenne mondiale.

Le Rn et le Tn y contribuent respectivement à 42 et 58%.

La dose efficace due au radon est estimée à : $MG = 2,52(1,01)$ mSv/an et $MA = 2,53 \pm 0,07$ mSv/an. Elle varie de 2,37 à 2,69 mSv/an avec une valeur médiane de 2,53 mSv/an.

La dose efficace due au thoron est estimée à : $MG = 3,44(1,13)$ mSv/an et $MA = 3,43 \pm 1,14$ mSv/an. Elle varie de 1,62 à 7,09 mSv/an avec une valeur médiane de 3,5 mSv/an.

L'excès de risque vie entière est estimé à 0,11% ; soit environ 16 fois la valeur mondiale.

En résumé, le ^{232}Th dans le sol (*in-situ*) et dans les échantillons de sol prélevés (laboratoire) contribue majoritairement à la dose par irradiation externe. De même, le thoron qui provient du ^{232}Th contribue majoritairement à la dose totale efficace par irradiation interne. Nous pouvons donc dire que le sous-sol de la localité d'Akongo est plus riche en thorium qu'en uranium. Dans la dose totale reçue par le public de la localité d'Akongo, les contributions sont de 5,6% et 94,4% respectivement pour la dose par irradiation externe et la dose par irradiation interne suite à l'inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés. L'exposition au radon et au thoron est donc une réalité dans la localité d'Akongo.

2 Localité d'Awanda

2.1 Irradiation externe

Car-borne survey

Le parcours s'est effectué sur 119 points. Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol varie entre 22 et 54 nGy/h avec des valeurs moyennes arithmétique de 39 ± 1 nGy/h et géométrique de 38 ± 2 nGy/h. La valeur médiane est égale à 39 nGy/h. Tous les points ont un débit de dose en dessous de 59 nGy/h.

Spectrométrie gamma *in-situ* et en laboratoire

Toutes les Concentrations de ^{238}U sont inférieures à la valeur moyenne mondiale. Quatre points explorés sur six ont des concentrations en ^{232}Th qui varient entre 32 et 38 Bq/kg ; quatre échantillons de sol sur les cinq prélevés aux mêmes endroits ont des concentrations de ^{232}Th qui varient entre 33 ± 7 et 42 ± 9 Bq/kg. Les contributions au débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol sont de ^{238}U (27 et 29%), ^{232}Th (59 et 55%) et ^{40}K (15 et 16%) respectivement pour la mesure *in-situ* et en laboratoire. La dose efficace annuelle est de $0,25 \pm 0,02$ mSv/an pour les mesures *in-situ*, et de $0,26 \pm 0,02$ mSv/an pour les mesures en laboratoire. Aucune valeur mesurée avec les deux méthodes utilisées n'atteint sa correspondante mondiale.

Le radium équivalent est partout inférieur à la valeur de 370 Bq/kg. Aucun indice n'atteint la valeur de 1.

2.2 Irradiation interne

Les mesures du Rn faites dans 12 habitations de la localité d'Awanda révèlent des concentrations variant entre 107 et 172 Bq/m³ avec des moyennes arithmétique et géométrique respectivement égales à 132 ± 6 et 130 ± 2 Bq/m³. Toutes les concentrations sont en dessus de 100 Bq/m³ (valeur directrice de l'OMS) dans les habitations et, aucune de ces valeurs n'atteint la valeur directrice de 300 Bq/m³ fixée par l'UNSCEAR. La concentration des descendants du radon varie entre 43 et 69 Bq/m³ avec une MA égale à 53 ± 2 et MG égale à 52 ± 1 . Les EERC sont donc toutes supérieures à la concentration moyenne mondiale.

Pour le thoron, plus de la moitié (67%) des habitations du site d'Awanda ont des concentrations comprises entre 161 et 380 Bq/m³ avec une MA et MG respectivement égales à 190 ± 31 et 155 ± 1 Bq/m³. Sur les 12 maisons enquêtées, 6 excèdent les concentrations de 200 Bq/m³. Comparées à la valeur moyenne mondiale qui est de 10 Bq/m³, les plus petites concentrations dans les habitations d'Awanda sont au moins 4 fois plus élevées que celle-ci tandis que la valeur maximale est 48 fois plus élevée. Quant aux descendants du thoron, les concentrations varient entre 2,5 et 37,6 Bq/m³ avec une MA et MG respectivement égales à 14 ± 3 et 11 ± 1 Bq/m³. Ces valeurs minimale et maximale des EETC sont respectivement 5 et 72 fois plus élevées que la valeur moyenne mondiale (0,5 Bq/m³). Le facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés varie entre 0,03 et 0,21 avec des valeurs MA de $0,09 \pm 0,03$ et MG de 0,08 (1,01). La valeur moyenne du F_{Tn} est très élevée par rapport à la valeur moyenne mondiale de 0,02 fixée par l'UNSCEAR.

La dose efficace totale par irradiation interne varie de 3 à 10,44 mSv/an avec des valeurs moyennes de : $MA = 5,28 \pm 0,87$ mSv/an et $MG = 4,71(1,08)$ mSv/an. Ces deux valeurs (MA et MG) sont respectivement 4 et 3,7 fois plus élevées que la valeur moyenne mondiale. Le Rn et le Tn y contribuent respectivement à 52 et 48%.

La dose efficace due au radon est estimée à : $MG = 2,47(1,01)$ mSv/an et $MA = 2,49 \pm 0,11$ mSv/an. Elle varie de 2,02 à 3,25 mSv/an avec une valeur médiane de 2,51 mSv/an. La dose efficace due au thoron est estimée à : $MG = 2,24(1,47)$ mSv/an et $MA = 2,79 \pm 0,77$ mSv/an. Elle varie de 0,53 à 7,91 mSv/an avec une valeur médiane de 2,47 mSv/an. L'excès de risque vie entière est estimé à 0,12% ; soient 17 fois son correspondant mondial. Ce risque est donc très élevé.

En somme, le ²³²Th dans le sol (*in-situ*) et dans les échantillons de sol prélevés (laboratoire)

contribue majoritairement à la dose par irradiation externe tandis que le radon qui provient de ^{232}U contribue majoritairement à la dose totale efficace par irradiation interne. Dans la dose totale reçue par le public de la localité d'Awanda, les contributions sont de 4,2% et 95,8% respectivement pour E_{ex} et E_{in} . L'exposition au radon et au thoron est donc une réalité dans les habitations d'Awanda.

3 Localité de Bikoué (Bikoué I, Bikoué-Si et Bikoué II)

3.1 Irradiation externe

Car-borne survey

Le parcours s'est effectué sur 95 points. Le débit de dose dans l'air à 1 m du sol varie entre 30 et 93 nGy/h avec une valeur moyenne arithmétique de 53 ± 2 nGy/h. La moyenne géométrique est de 51 ± 2 nGy/h et la valeur médiane est égale à 55 nGy/h. Tous les points ont un débit en dessous de la 100 nGy/h. 25% des mesures sont supérieures à 61 nGy/h, la valeur moyenne de toute la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

Spectrométrie gamma *in-situ* et en laboratoire

Dans la localité de Bikoué, seule la spectrométrie γ *in-situ* a été utilisée comme méthode. 5 points sur les 17 analysés révèlent des concentrations de ^{238}U supérieures à la valeur moyenne mondiale de 33 Bq/kg. Elles varient entre 35 et 158 Bq/kg. Il s'agit effectivement des points de coordonnées (N3.32246, E10.826437), (N3.326707, E10.855557), (N3.3272, E10.866825), (N3.32743, E10.866988) et (N3.327398, E10.867035). 14 points (soit 82% environ) ont des concentrations en ^{232}Th comprises entre 30 et 450 Bq/kg. 5 points ont des concentrations de ^{40}K variant entre 454 et 841 Bq/kg. Ce qui veut dire que 29% des points où la mesure a été faite ont des concentrations en ^{40}K en dessous de la valeur moyenne mondiale fixée à 420 Bq/kg.

Les contributions au débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol sont de 18,3% pour le ^{40}K , 25,1% pour le ^{238}U et 56,6% pour le ^{232}Th . La dose efficace annuelle est estimée à $0,58 \pm 0,16$ mSv/an.

Le radium équivalent moyen est égal à 168 Bq/kg. Il est partout inférieur à 370 Bq/kg sauf en un point dont la valeur est de 866 Bq/kg. Un point voisin de ce dernier a un Ra_{eq} dont la valeur est estimée à 343 Bq/kg. Un seul point a H_{ex} supérieur à 1. H_{in} est supérieur à 1 ($H_{in} = 1,11$ et $H_{in} = 2,77$) en deux points. 5 points (soit 29%) ont un $I\gamma$ compris entre 1,02 et 6,11. Deux de ces points ont un $I\gamma$ qui excède la valeur de 2. L'excès de risque vie entière est estimé à 0,003%.

3.2 Irradiation interne

Les concentrations de radon varient de 28 à 976 Bq/m³. Les valeurs moyennes arithmétique et géométrique sont respectivement égales à 87 Bq/m³ et 64 Bq/m³. Les concentrations sont en dessous de 100 Bq/m³ dans 14% (soit 8 sur 56) d'habitations. 3 habitations (soit 5%) ont des concentrations en radon comprises entre 214 et 293 Bq/m³ ; une habitation a une concentration de radon égale à 976 Bq/m³.

Les descendants du radon ont des concentrations qui varient entre 15 et 390 Bq/m³ dans 95% (soient 53 sur 56) d'habitations. Ces concentrations dépassent la valeur de 52 Bq/m³ dans 13% (soient 7 sur 56) d'habitations. Trois habitations ont des concentrations respectives de 104, 117 et 390 Bq/m³. Ces valeurs sont au moins 7 fois supérieures à la concentration moyenne mondiale (15 Bq/m³).

Pour le thoron dans les habitations, les concentrations varient de 95 à 724 Bq/m³. Les valeurs moyennes arithmétique et géométrique sont respectivement égales à 294 et 254 Bq/m³. 6% (soient 2 sur 32) des habitations sont en dessous de 100 Bq/m³. Les concentrations sont comprises entre 107 et 196 Bq/m³ dans 31% d'habitations, entre 225 et 295 Bq/m³ dans 25% d'habitations. 37,5% (soient 12 habitations sur 32) excèdent les valeurs de 300 Bq/m³. Un grand nombre des membres du public de Bikoué vivent dans les habitations dont les concentrations en thoron dépassent 30 fois la valeur moyenne mondiale de 10 Bq/m³ fixée par l'*UNSCEAR*. Toutes les habitations ont des concentrations supérieures à 10 Bq/m³. Quant aux descendants du thoron, contrairement à certaines localités, les mesures ont été faites indirectement à partir des concentrations du thoron mesurées dans les différentes habitations de Bikoué. La plus petite concentration obtenue sur le site est 26 fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale (de 0,5 Bq/m³), et 25% d'habitations ont des concentrations comprises entre 100 et 202 Bq/m³.

La dose efficace totale par irradiation interne varie de 0,56 à 19,34 mSv/an avec des valeurs moyennes de : $MA = 1,89 \pm 0,36$ mSv/an et $MG = 1,42(1,02)$ mSv/an. Ces deux valeurs sont plus élevées que la valeur moyenne mondiale. Puisque la dose des descendants du thoron n'a pas été déterminée, les contributions des gaz radon et thoron ont été exceptionnellement prises en compte dans l'estimation de la dose efficace totale par inhalation. Ainsi, les contributions du radon, thoron et descendants du radon à la dose efficace totale sont respectivement de 4, 10 et 86%. La dose efficace due au radon est estimée à : $MG = 1,22(1,09)$ mSv/an et $MA = 1,65 \pm 0,33$ mSv/an. Elle varie de 0,53 à 18,47 mSv/an avec une valeur médiane de 1,03 mSv/an. La dose efficace due au thoron est estimée à : $MG = 0,15(1,38)$ mSv/an et $MA = 0,17 \pm 0,02$ mSv/an. Elle varie de 0,05 à 0,42 mSv/an avec une valeur médiane de 0,15 mSv/an. L'excès de risque vie entière est évalué à 0,28% ; soient environ 40 fois plus élevé que la valeur moyenne mondiale.

En somme, l'exposition au radon et au thoron est donc une réalité dans la localité de Bikoué. Par conséquent, le risque de développer un cancer de poumon n'est pas négligeable pour un habitant vivant en permanence dans la localité. Par ailleurs, les concentrations maximales respectives de 841 Bq/kg, 158 Bq/kg et 450 Bq/kg de ^{40}K , de ^{238}U et du ^{232}Th obtenues par spectrométrie γ *in-situ* au voisinage très proche de l'habitation de coordonnées géographiques (N3.327398, E10.867035) justifient certainement la présence d'une anomalie d'uranium, de thorium et de potassium dans cette zone en général, et en ce point en particulier. Ces résultats des mesures dans leur globalité montrent que le sous-sol de Bikoué est beaucoup plus riche en thorium qu'en uranium. Dans la dose totale reçue par le public de la localité de Bikoué, les contributions sont de 26% pour la dose par irradiation externe et 74% pour la dose par irradiation interne. Cette contribution de la dose par irradiation externe est importante à Bikoué à cause du fait que la contribution des descendants du thoron à la dose n'a pas été évaluée.

4 Localité d'Eséka

4.1 Irradiation externe

Car-borne survey

Le parcours s'est effectué sur 64 points de mesures. Le débit de dose dans l'air à 1 m du sol varie entre 22 et 38 nGy/h avec une valeur moyenne arithmétique de 28 ± 1 nGy/h. La moyenne géométrique est de 28 ± 1 nGy/h et la valeur médiane est égale à 28 nGy/h. Tous les points ont un débit de dose en dessous de 61nGy/h, la valeur moyenne de toute la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

Spectrométrie γ *in-situ*

Les mesures ont été faites en 8 points. Les concentrations varient entre 19 et 35 Bq/kg avec une valeur moyenne de 26 ± 2 pour ^{238}U , de 15 à 38 Bq/kg avec une valeur moyenne de 26 ± 3 Bq/kg pour le ^{232}Th , et de 79 à 111 Bq/kg avec une valeur moyenne de 89 ± 4 pour le ^{40}K . Un seul point a une concentration de ^{238}U égale à 35 Bq/kg. 3 points de mesure ont des concentrations de ^{232}Th variant entre 30 et 38 Bq/kg. La concentration de ^{40}K est supérieure à 100 Bq/kg en un seul point. Toutes les autres valeurs des mesures sont inférieures à leurs correspondantes mondiales.

Spectrométrie γ en laboratoire 16 échantillons de sol ont été prélevés. Les concentrations varient entre 6 et 25 Bq/kg avec une valeur moyenne de 15 ± 1 pour ^{238}U , de 2 à 52 Bq/kg avec une valeur moyenne de 21 ± 3 pour le ^{232}Th , et de 51 à 253 avec une valeur moyenne de 89 ± 13 pour le ^{40}K . 4 échantillons de sol ont des concentrations de ^{232}Th supérieures à la valeur moyenne mondiale.

Les contributions au débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol sont de ^{40}K (11,7 et 16,1%), ^{238}U (36,1 et 29,1%), ^{232}Th (52,2 et 54,8%) respectivement pour les mesures *in-situ* et le laboratoire. La dose efficace annuelle est estimée à $0,23 \pm 0,02$ mSv/an pour la mesure *in-situ*, et $0,18 \pm 0,02$ mSv/an en laboratoire. La valeur moyenne de cette dose donnée par les deux techniques est sensiblement égale à $0,21$ mSv/an. Avec les deux techniques, le radium équivalent est inférieur à la valeur de 370 Bq/kg. Aucun indice n'atteint la valeur de 1.

4.2 Irradiation interne

Les mesures du Rn ont été obtenues dans 37 habitations. Les résultats révèlent qu'aucune habitation n'atteint la valeur directrice de 300 Bq/m³ fixée par l'*UNSCEAR*. La concentration varie entre 50 et 134 Bq/m³ avec une MA et MG respectivement égales à 78 ± 2 Bq/m³ et 76 ± 2 Bq/m³. Seulement 16% (soient 6 sur 37) des habitations ont des concentrations comprises entre 100 et 134 Bq/m³. Les concentrations des descendants du radon varient entre 20 et 54 Bq/m³. Leurs MA et MG sont respectivement égales à 31 ± 1 Bq/m³ et 30 ± 2 Bq/m³. Elles sont donc partout supérieures à la concentration moyenne mondiale (15 Bq/m³). En outre, 54% (soient 20 sur 37) d'habitations excèdent des valeurs qui sont au moins le double de la moyenne mondiale ci-dessus.

Pour le thoron, les mesures ont été obtenues dans 30 habitations. La concentration varie entre 17 et 159 Bq/m³ avec une MA et MG respectivement égales à 61 ± 7 Bq/m³ et 52 (1) Bq/m³. Les concentrations dans toutes les habitations sont en dessus de la valeur moyenne mondiale (10 Bq/m³). 80% (soient 24 sur 30) d'habitations ont des concentrations au moins trois fois plus élevées que la valeur moyenne ci-dessus. 6 habitations (soient 20%) excèdent des valeurs 100 Bq/m³. Quant aux descendants du thoron, la concentration varie entre 0,4 Bq/m³ et 29,6 Bq/m³, avec une MA et MG respectivement égales à $9,4 \pm 1,2$ Bq/m³ et 7,4 (2,3) Bq/m³. La MG est environ 15 fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale fixée à 0,5 Bq/m³. Certaines habitations dépassent 10 fois (environ 76%) cette valeur moyenne mondiale et d'autres ont des concentrations allant de 20 à 60 fois (soit 39%) plus élevées. Le facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants est compris entre 0,02 et 0,85 avec une MA de $0,25 \pm 0,05$ et MG de 0,15 (1,31).

La dose efficace totale par irradiation interne varie de 0,74 à 7,77 mSv/an avec une valeur moyenne de : $MA = 3,46 \pm 0,28$ mSv/an et $MG = 2,99(1,41)$ mSv/an. Ces deux valeurs sont respectivement 3 et 2 fois plus élevées que la valeur moyenne mondiale. Le Rn et le Tn y contribuent respectivement à 51 et 49%. La dose efficace due au radon est estimée à : $MG = 1,44(1,09)$ mSv/an et $MA = 1,48 \pm 0,03$ mSv/an. Elle varie de 0,95 à 2,53 mSv/an avec une valeur médiane de 1,46 mSv/an. La dose efficace due au thoron est estimée à : $MG = 1,55(1,73)$

mSv/an et $MA = 1,97 \pm 0,25$ mSv/an. Elle varie de 0,38 à 6,22 mSv/an avec une valeur médiane de 1,41 mSv/an. L'excès de risque vie entière est estimé à 0,2% ; soient 28,5 fois son correspondant mondial. Ce risque est donc très élevé.

En somme, le ^{232}Th dans le sol (*in-situ*) et dans les échantillons de sol prélevés (laboratoire) contribue majoritairement à la dose par irradiation externe. Le thoron qui provient aussi du ^{232}Th contribue majoritairement à la dose totale efficace par irradiation interne. On peut dire que le site d'Eséka a un sous sol majoritairement thorifère. Dans la dose totale reçue par le public de la localité d'Eséka, les contributions sont de 5,7% et 94,3% respectivement pour la dose par irradiation externe et la dose par irradiation interne suite à l'inhalation du radon et du thoron. Ainsi, l'exposition au radon et au thoron est une réalité dans les habitations de la ville d'Eséka. Par conséquent, le risque de développer un cancer de poumon est non négligeable pour un habitant vivant en permanence dans la localité.

5 Localité de Kribi

5.1 Irradiation externe

Car-borne survey

Le parcours s'est effectué sur 179 points. Le débit de dose dans l'air à 1 m du sol varie entre 28 et 185 nGy/h des valeurs moyennes arithmétique de 78 ± 4 nGy/h et géométrique de 66 ± 2 nGy/h. La valeur médiane est égale à 59 nGy/h. 17% des points ont un débit de dose compris entre 172 et 185 nGy/h tandis que 36% des mesures sont supérieures à 61 nGy/h, la valeur moyenne de toute la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi.

Spectrométrie γ *in-situ*

Les mesures ont été faites en 7 points. Les concentrations varient entre 6 et 85 Bq/kg avec une valeur moyenne de 30 ± 11 Bq/kg pour ^{238}U , de 6 à 149 Bq/kg avec une valeur moyenne de 41 ± 20 Bq/kg pour le ^{232}Th , et de 98 à 216 Bq/kg avec une valeur moyenne de 130 ± 15 Bq/kg pour le ^{40}K . 2 points seulement sur les 7 analysés ont des concentrations en ^{238}U (85 et 50 Bq/kg) et en ^{232}Th (149 et 67 Bq/kg) supérieures à leurs correspondants mondiaux respectifs. Aucune mesure de ^{40}K n'atteint la valeur moyenne mondiale.

Spectrométrie γ laboratoire

17 échantillons de sol ont été prélevés et analysés. Les concentrations varient entre 5 et 120 Bq/kg avec une moyenne de 33 ± 7 pour ^{238}U , de 6 à 126 Bq/kg avec une moyenne de 34 ± 8 Bq/kg pour le ^{232}Th , et de 50 à 204 Bq/kg avec une moyenne de 83 ± 8 pour le ^{40}K . 5 échantillons de sol ont des concentrations en ^{238}U comprises entre 43 et 120 Bq/kg. Tout le reste est inférieur ou égal à la valeur moyenne mondiale (33 Bq/kg). Les concentrations du ^{232}Th

supérieures à 45 Bq/kg sont trouvées dans 3 échantillons : elles sont respectivement égales à 49, 95 et 126 Bq/kg. Aucune concentration en ^{40}K n'atteint la valeur de 420 Bq/kg dans ces échantillons. Par ailleurs, les deux échantillons de sol qui ont les concentrations les plus élevées en ^{232}U (120 et 48 Bq/kg) et en ^{232}Th (126 et 44 Bq/kg) correspondent effectivement aux deux points où les mesures *in-situ* ont révélé les concentrations de 85 et 50 Bq/kg pour ^{232}U , 149 et 67 Bq/kg pour ^{232}Th respectivement.

Les contributions au débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol sont de ^{40}K (23 et 9%), ^{238}U (30 et 39%), ^{232}Th (47 et 52%) respectivement pour la mesure *in-situ* et en laboratoire. La dose efficace annuelle est estimée à $0,32 \pm 0,11$ mSv/an en *in-situ*, et $0,32 \pm 0,06$ mSv/an en laboratoire. La dose moyenne pour les deux techniques est estimée à 0,32 mSv/an.

Avec les deux techniques de mesure, le radium équivalent est partout inférieur à la valeur de 370 Bq/kg. Aucun indice n'atteint la valeur moyenne de 1. Néanmoins, un point a un H_{in} égal à $1,06 \pm 0,06$ (*in-situ*) et $1,15 \pm 0,17$ (laboratoire). Par ailleurs, $I\gamma$ est égal à $2,12 \pm 0,12$ et $1,08 \pm 0,06$ en deux points (*in-situ*), $1,58 \pm 0,27$ et $2,11 \pm 0,36$ dans deux échantillons de sol.

5.2 Irradiation interne

Le radon a été mesuré dans 29 habitations. Aucune habitation n'atteint la valeur directrice de 300 Bq/m³ fixée par l'*UNSCEAR*. La concentration varie entre 103 et 197 Bq/m³ avec une MA de 133 ± 3 Bq/m³ et MG de 132 ± 1 Bq/m³. Toutes les concentrations sont comprises entre 100 et 200 Bq/m³. La valeur médiane des concentrations est de 130 Bq/m³.

Les concentrations des descendants du radon varient entre 41 et 79 Bq/m³ avec une MA et MG respectivement égales à 53 ± 1 Bq/m³ et 53 ± 1 Bq/m³. Elles sont donc partout supérieures (au moins 2,5 fois) à la concentration moyenne mondiale (15 Bq/m³). La valeur médiane des concentrations des RnP est de 52 Bq/m³.

Pour le thoron, les mesures ont été obtenues dans 22 habitations. Toutes ces habitations ont des concentrations en dessus de la valeur moyenne mondiale (10 Bq/m³). 27% (soient 6 sur 22) ont des concentrations qui varient entre 100 et 355 Bq/m³. Une seule maison a une concentration inférieure à 20 Bq/m³ ; dans toutes les autres maisons, elle est au moins deux fois la valeur moyenne mondiale ci-dessus. Quant aux descendants du thoron, les mesures ont été faites dans 29 habitations. Ces concentrations sont comprises entre 0,4 et 37,5 Bq/m³. 97% des habitations ont des concentrations dont les valeurs varient entre 1,2 et 37,5 Bq/m³. Dans 66% d'habitations, ces concentrations dépassent 10 fois la valeur moyenne mondiale fixée à 0,5 Bq/m³. Le facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants varie entre 0,01 et 0,2 avec une moyenne arithmétique de $MA = 0,08 \pm 0,01$ et une moyenne géométrique de $MG = 0,07(1,38)$.

La dose efficace totale par irradiation interne varie de 2,22 à 11,1 mSv/an avec une valeur

moyenne de : $MA = 3,91 \pm 0,44$ mSv/an et $MG = 3,3(1,2)$ mSv/an. Ces deux valeurs sont 3 fois plus élevées que la valeur moyenne mondiale. Le radon et le thoron y contribuent respectivement à 76 et 24%. La dose efficace due au radon est estimée à : $MG = 2,5(1,02)$ mSv/an et $MA = 2,52 \pm 0,06$ mSv/an. Elle varie de 1,95 à 3,73 mSv/an avec une valeur médiane de 2,46 mSv/an. La dose efficace due au thoron est estimée à : $MG = 0,79(2,79)$ mSv/an et $MA = 1,39 \pm 0,37$ mSv/an. Elle varie de 0,08 à 7,88 mSv/an avec une valeur médiane de 0,65 mSv/an. L'excès de risque vie entière est estimé à 0,1% ; soient 14 fois plus élevé que la valeur moyenne mondiale.

En somme, les résultats ci-dessus montrent que le ^{232}Th dans le sol (*in-situ*) et dans les échantillons de sol prélevés (laboratoire) contribue majoritairement à la dose efficace par irradiation externe. Le radon qui provient de ^{238}U contribue majoritairement à la dose par irradiation interne. Dans la dose totale reçue par le public de la localité de Kribi, les contributions sont de 7,6% et 92,4% respectivement pour la dose efficace par irradiation externe et la dose efficace par irradiation interne. Ainsi, l'exposition au radon et au thoron est une réalité dans les habitations de Kribi. Par conséquent, le risque de développer un cancer de poumon est non négligeable pour un habitant vivant en permanence dans la ville de Kribi si les mesures d'assainissement ne sont prises en compte.

6 Localité de Lolodorf

6.1 Irradiation externe

Car-borne survey

Le parcours s'est effectué sur 160 points dans la ville et voisinages très proches. Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol varie entre 24 et 68 nGy/h avec une valeur moyenne arithmétique de 35 ± 2 nGy/h. Les valeurs moyenne géométrique et médiane sont respectivement égales à 33 ± 1 nGy/h et 33 nGy/h. Tous les points ont un débit de dose en dessous de 100 nGy/h tandis que 4% des mesures sont supérieures à la valeur moyenne de toute la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi estimée à 61 nGy/h. Dans la zone de Bibia-Bikoui, le débit de dose varie entre 25 et 117 nGy/h. La moyenne arithmétique est de 76 nG/h, et la médiane 65 nGy/h.

Spectrométrie γ *in-situ*

Dans la localité de Lolodorf, seule la spectrométrie γ *in-situ* a été utilisée pour mesurer la radioactivité des radionucléides primordiaux dans le sol. Sur les 3 points investigués, un seul ne présente pas d'anomalie d' ^{238}U . Les concentrations de ^{232}U aux deux autres points sont respectivement égales à 52 ± 4 et 40 ± 3 Bq/kg. En ce qui concerne le ^{232}Th dans le sol, les concentrations sont égales à 74 ± 4 , 32 ± 2 et 64 ± 3 Bq/kg respectivement pour les 3 points ; 2 points ont une concentration en dessus de 45 Bq/kg, la valeur moyenne mondiale.

Les contributions au débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol sont de 14% pour le ^{40}K , 27% pour le ^{238}U et 59% pour le ^{232}Th . La dose efficace annuelle est estimée à $0,44 \pm 0,09$ mSv/an.

Le radium équivalent moyen est égal à 134 Bq/kg. Il est partout inférieur à 370 Bq/kg. Tous les indices de risque (*in-situ* et laboratoire) sont inférieurs à 1. 66,7% (soient 2 sur 3) des points ont un $I\gamma$ en dessus de 1. Aucun point n'atteint la valeur de 2.

6.2 Irradiation interne

Le radon a été mesuré dans 14 habitations de la ville de Lolodorf. La concentration de radon dans les habitations varie entre 107 et 182 Bq/m³ avec une moyenne géométrique de 131 Bq/m³. Cette valeur moyenne géométrique est supérieure à la valeur directrice fixée à 100 Bq/m³ par l'OMS. La moyenne arithmétique et la médiane étaient respectivement égales à 132 Bq/m³ et 127 Bq/m³. Les descendants du radon ont des concentrations qui varient entre 43 et 73 Bq/m³ avec des moyennes arithmétique et géométrique respectives de 53 ± 2 et 52 ± 1 Bq/m³. Environ 93% (soient 13 sur 14) des habitations avaient des concentrations qui dépassent trois fois la valeur moyenne mondiale estimée à 15 Bq/m³.

Les mesures du thoron ont été faites dans 14 habitations. Les résultats obtenus ont révélé des fortes concentrations en thoron dans toutes ces habitations. Elles varient de 32 à 420 Bq/m³, avec une valeur moyenne géométrique de 145 ± 1 Bq/m³ ; cette valeur moyenne est 14,5 fois plus élevée que son correspondant mondiale. La moyenne arithmétique et la médiane sont respectivement égales à 191 ± 35 et 178 Bq/m³. La plus petite valeur de la concentration du thoron dans les habitations est trois fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale ; la maison la plus exposée au thoron a une concentration dont la valeur est 42 fois plus grande que la moyenne mondiale. 93% (soient 13 sur 14) d'habitations excèdent les concentrations de 50 Bq/m³, et 64% (soient 9 sur 14) dépassent des valeurs de 140 Bq/m³. En définitive, toutes les habitations où la mesure a été faite à Lolodorf ont des concentrations supérieures à la valeur moyenne mondiale de 10 Bq/m³. Quant aux descendants du thoron, leurs concentrations sont comprises entre 6,12 et 40 Bq/m³, avec une valeur moyenne géométrique de 12 Bq/m³ ; cette valeur est 24 fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale. La plus petite concentration et la plus grande obtenues sur le site de Lolodorf sont respectivement 12 et 80 fois plus élevées que leurs correspondants mondiaux. Le facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants varie entre 0,02 et 0,21 avec une valeur $MA = 0,10 \pm 0,01$ et $MG = 0,08(1,01)$. Cette valeur de la moyenne géométrique est 5 fois plus élevée que son correspondant mondial de 0,02 fixée par l'UNSCEAR.

La dose efficace totale par irradiation interne varie de 3,7 à 9,04 mSv/an avec une valeur moyenne de : $MA = 5,44 \pm 0,52$ mSv/an et $MG = 5,02(1,05)$ mSv/an. Ces deux valeurs (MA et

MG) sont 4 fois plus élevées que la valeur moyenne mondiale. Le radon et le thoron y contribuent respectivement à 49,3 et 50,7%. La dose efficace due au radon est estimée à : $MG = 2,47(1,04)$ mSv/an et $MA = 2,5 \pm 0,2$ mSv/an. Elle varie de 2,02 à 3,44 mSv/an avec une valeur médiane de 2,4 mSv/an. La dose efficace due au thoron est estimée à : $MG = 2,55(1,22)$ mSv/an et $MA = 2,94 \pm 0,51$ mSv/an. Elle varie de 1,41 à 6,92 mSv/an avec une valeur médiane de 2,2 mSv/an. L'excès de risque vie entière est estimé à 0,13% ; soient 18,5 fois la valeur moyenne mondiale.

En somme, dans la dose efficace totale reçue par le public de la localité de Lolodorf, les contributions sont de 7,5% pour la dose par irradiation externe et 92,5% pour la dose par irradiation interne. Ainsi, l'exposition au radon et au thoron est une réalité dans la localité de Lolodorf. Le risque de développer un cancer de poumon est non négligeable pour un habitant vivant en permanence dans la localité. Par conséquent, les mesures de radioprotection doivent être mises en pratique pour réduire ce risque.

7 Localité de Ngombas II

7.1 Irradiation externe

Car borne survey

Le parcours s'est effectué sur 192 points. Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol varie entre 28 et 187 nGy/h avec des valeurs moyenne arithmétique de 95 ± 4 nGy/h et géométrique de 79 ± 2 nGy/h. La valeur médiane est égale à 65 nGy/h. Le débit de dose en 31% des points est en dessus de 100 nGy/h, tandis que 53% des mesures sont supérieures à la valeur moyenne de toute la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi, estimée à 61%.

Spectrométrie γ *in-situ*

La mesure a été faite en 5 points. Les concentrations de ^{238}U varient de 21 à 75 Bq/kg avec une valeur moyenne de 44 Bq/kg. 2 points seulement (soient 40%) ont des concentrations de ^{238}U (75 et 73 Bq/kg) supérieures à la valeur moyenne mondiale de 33 Bq/kg. Les concentrations du ^{232}Th varient de 27 à 126 Bq/Kg avec une valeur moyenne de 66 Bq/kg. 2 points investigués (soient 40%) révèlent des concentrations de ^{232}Th (125 et 111 Bq/kg) supérieures à la valeur moyenne mondiale de 45 Bq/kg. Aucune mesure de ^{40}K n'atteint la valeur moyenne mondiale de 420 Bq/kg. Toutes ces concentrations du ^{40}K varient de 108 à 215 Bq/kg avec une moyenne de 153 Bq/kg.

Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol varie de 30 à 105 nG/h avec une valeur moyenne de 60 nGy/h. Les différentes contributions à ce débit de dose absorbée sont de 28% (^{238}U), 60% (^{232}Th) et 12 % (^{40}K). La dose efficace est estimée à $0,49 \pm 0,14$ mSv/an.

Spectrométrie γ en laboratoire

13 échantillons de sol ont été prélevés et analysés. Les concentrations varient de 15 à 54 Bq/kg avec une valeur moyenne de 25 ± 1 Bq/kg pour ^{238}U , de 19 à 170 Bq/kg avec une valeur moyenne de 51 ± 14 Bq/kg pour le ^{232}Th , de 75 à 223 Bq/kg avec une valeur moyenne 119 ± 1 Bq/kg pour le ^{40}K . 3 échantillons (soient 23%) révèlent des concentrations (38, 42 et 54 Bq/kg) de ^{238}U supérieures à 33 Bq/kg, la valeur moyenne mondiale. 4 échantillons (soient 31%) ont des concentrations (51, 52, 149 et 170 Bq/kg) de ^{232}Th supérieures à 45 Bq/kg, la valeur moyenne mondiale.

Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol varie de 23 à 136 nGy/h avec une valeur moyenne de $47,3 \pm 10,3$ nGy/h. Les différentes contributions à ce débit de dose absorbée sont de 25% (^{238}U), 65% (^{232}Th) et 10% (^{40}K). La dose efficace est estimée à $0,38 \pm 0,08$ mSv/an. Pour les deux techniques (*in-situ* et laboratoire), la dose efficace moyenne est estimée à 0,44 mSv/an.

Le Ra_{eq} est partout inférieur à la valeur de 370 Bq/kg. H_{ex} n'atteint pas la valeur de 1. H_{in} est égal à 1 dans un échantillon de sol prélevé au voisinage d'un point où des anomalies d'uranium et de thorium ont été identifiées par le BRGM. $I\gamma$ est égal à 2,2 en ce même point et, égal à 1,92 en un autre point voisin de ce dernier. En spectrométrie γ *in-situ*, cet indice est approximativement égal à 2 en deux points, tous voisins du point susmentionné.

7.2 Irradiation interne

La mesure de la concentration de radon a été faite dans 21 habitations dans la localité de Ngombas II. Les concentrations varient entre 59 et 235 Bq/m³ avec des valeurs moyenne géométrique de 93 (1) Bq/m³ et médiane de 78 Bq/m³. La moyenne arithmétique est de 104 ± 11 Bq/m³. La valeur MG ci-dessus est inférieure à la valeur de référence de 100 Bq/m³ fixée par l'OMS. 43% d'habitations ont une concentration en dessus de la valeur de référence de ci-dessus. La concentration des descendants du radon varie entre 23 et 94 Bq/m³ avec une moyenne géométrique de 40 (1) Bq/m³. La moyenne arithmétique et la valeur médiane sont respectivement égales à 44 ± 5 et 38 Bq/m³. La valeur MG ci-dessus est plus de deux fois supérieure à 15 Bq/m³, son correspondant mondial. Toutes les habitations ont une EERC en dessus de la valeur moyenne mondiale. La concentration des descendants du radon est au moins le double de la valeur moyenne mondiale dans 67% d'habitations.

Les mesures du thoron ont été faites dans 14 habitations. Les résultats obtenus révèlent des fortes concentrations en thoron dans toutes ces habitations. Elles varient de 86 à 451 Bq/m³, avec une valeur moyenne géométrique de 203 ± 1 Bq/m³ ; cette valeur moyenne est 20 fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale. La plus petite valeur des concentrations du thoron dans

les habitations est au moins 8 fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale ; la maison la plus exposée au thoron a une concentration dont la valeur est 45 fois plus grande que la moyenne mondiale. La valeur médiane est de 212 Bq/m^3 et, 64% d'habitations ont des concentrations en thoron supérieures à 200 Bq/m^3 . En définitive, toutes les habitations de Ngombas II ont des concentrations supérieures à la valeur moyenne mondiale de 10 Bq/m^3 . Quant aux descendants du thoron, les concentrations mesurées dans 7 habitations sont comprises entre 13,4 et 25,3 Bq/m^3 avec une valeur moyenne géométrique de $17,7 \text{ Bq/m}^3$; cette valeur est 35 fois plus élevée que la valeur moyenne mondiale. La plus petite concentration et la plus grande obtenues sont respectivement 27 et 51 fois plus élevées que la moyenne mondiale fixée à $0,5 \text{ Bq/m}^3$.

Le facteur d'équilibre varie de 0,06 à 0,16 avec valeur MG de 0,09 (1,01) et MA de $0,1 \pm 0,1$. Ces valeurs sont respectivement 4,5 et 5 fois plus élevées que 0,02, la valeur moyenne mondiale estimée par l'UNSCEAR.

La dose efficace totale par irradiation interne est estimée à : $MG = 5,63(1,55) \text{ mSv/an}$ et $MA = 5,87 \pm 0,47 \text{ mSv/an}$; respectivement 4,5 et 5 fois plus élevées que la valeur moyenne mondiale. Elle varie de 5,23 à 7,44 avec une valeur médiane de 5,49 mSv/an . Le radon et le thoron y contribuent respectivement à 43 et 57%. La dose efficace due au radon est estimée à : $MG = 1,91(1,01) \text{ mSv/an}$ et $MA = 2,08 \pm 0,21 \text{ mSv/an}$. Elle varie de 1,11 à 4,46 mSv/an avec une valeur médiane de 1,81 mSv/an . La dose efficace due au thoron est estimée à : $MG = 3,72(1,02) \text{ mSv/an}$ et $MA = 3,79 \pm 0,24 \text{ mSv/an}$. Elle varie de 2,82 à 5,32 mSv/an avec une valeur médiane de 3,68 mSv/an . L'excès de risque vie entière lié au radon est estimé à 0,16% ; soient environ 23 fois la valeur moyenne mondiale.

En somme, dans la dose totale reçue par le public de la localité de Ngombas II, les contributions sont de 6,4% pour la dose par irradiation externe et 93,6% pour la dose par irradiation interne suite à l'inhalation du radon. Ainsi, l'exposition au radon et au thoron est une réalité dans la localité de Ngombas II. Le risque de développer un cancer de poumon est non négligeable pour un habitant vivant en permanence dans la localité. Par conséquent, les mesures de radioprotection doivent être mises en pratique pour réduire ce risque.

Annexe 3 : Tableaux des variations de la radioactivité naturelle dans les 7 localités d'étude suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi

Tableau A.1. Concentrations du ^{40}K , ^{238}U et ^{232}Th dans le sol de la localité d'Akongo suivant les deux techniques de mesure. Valeur moyenne mondiale : ^{40}K (420 Bq/kg); ^{238}U (33 Bq/kg); ^{232}Th (45 Bq/kg) [24].

	Concentration (Bq/kg)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	113 ± 5	28 ± 3	50 ± 9	109 ± 7	20 ± 2	46 ± 3
Moy Géom	112 (1)	27 (1)	46 (1)	108 (1)	19 (1)	46 (1)
Médiane	111	29	48	105	21	45
Minimum	102 ± 2	16 ± 1	24 ± 1	92 ± 19	14 ± 1	40 ± 9
Maximum	134 ± 3	38 ± 3	88 ± 4	133 ± 28	24 ± 1	58 ± 13

Tableau A.2. Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol de la localité d'Akongo. Valeur moyenne mondiale D_a (59 nGy/h) [24].

	Débit de dose absorbée (nGy/h)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	$4,2 \pm 0,1$	11 ± 1	29 ± 5	$4,5 \pm 0,3$	$9,1 \pm 0,8$	$27,8 \pm 1,6$
Moy Géom	4,2 (1,1)	11 (1)	27,1 (1,1)	4,5 (1,1)	9 (1)	27,6 (1,1)
Médiane	4,2	11	28,3	4,4	9,6	27
Minimum	$3,9 \pm 0,1$	$6,5 \pm 0,5$	$14,5 \pm 1,1$	$3,8 \pm 0,8$	$6,4 \pm 0,1$	$24,3 \pm 5,4$
Maximum	$4,9 \pm 0,1$	$14,5 \pm 1,1$	$50,2 \pm 3,5$	$5,5 \pm 1,2$	$11,1 \pm 0,1$	$35,1 \pm 7,8$

Tableau A.3. Dose efficace par irradiation externe et indices de risque liés à l'exposition du public à la radioactivité naturelle du sol dans la localité d'Akongo. Valeur moyenne mondiale : E_{ext} (0,5 mSv/an). Valeur mondiale permise : Ra_{eq} (370 Bq/kg); H_{ex} (1); H_{in} (1); I_γ (≤ 6) [24].

	spectrométrie γ <i>in-situ</i>		spectrométrie γ au laboratoire	
	Moyenne (Min-Max)	Médiane	Moyenne (Min-Max)	Médiane
E_{ext} (mSv/an)	0,33 (0,3 - 41)	0,3	0,36 (0,2 - 0,6)	0,4
Ra_{eq} (Bq/kg)	108 (59 - 174)	105	94 (80 - 115)	93
H_{ex}	0,29 (0,2 - 0,5)	0,3	0,25 (0,2 - 0,3)	0,25
H_{in}	0,37 (0,2 - 0,7)	0,4	0,31 (0,3 - 0,4)	0,31
I_γ	0,8 (0,4 - 1,2)	2,27	0,7 (0,6 - 0,8)	0,7

Tableau A.4. Concentrations du Rn, Tn, RnP, TnP, et F_{Tn} entre Tn et TnP dans les habitations de la localité d'Akongo. Valeur moyenne mondiale : Rn (45 Bq/m³); Tn (10 Bq/m³); RnP (15 Bq/m³); TnP (0,5 Bq/m³); F_{Tn} (0,02) [16].

	Concentration du radionucléide (Bq/m ³)				Facteur d'équilibre
	Radon	Thoron	TnP	RnP	F_{Tn}
Moy Arithm	134 \pm 4	259 \pm 61	18 \pm 5	53 \pm 1	0,1 \pm 0,1
Moy Géom	133 (1)	237 (1)	16 (1)	53 (1)	0,07 (1,11)
Médiane	134	243	17	53	0,09
Minimum	125 \pm 10	141 \pm 9	8 \pm 1	50 \pm 4	0,03 \pm 0,01
Maximum	142 \pm 10	409 \pm 15	34 \pm 15	57 \pm 4	0,19 \pm 0,01

Tableau A.5. Doses efficaces par inhalation du Rn, RnP, Tn et TnP associés dans les habitations de la localité d'Akongo. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16].

	Dose efficace (mSv/an)			
	Radon	EER	Thoron	EET
Moy arithm	$0,12 \pm 0,01$	$2,5 \pm 0,1$	$0,08 \pm 0,04$	$3,4 \pm 1,2$
Moy géom	0,12 (1,01)	2,5 (1,1)	0,08 (4,17)	3,4 (1,2)
Médiane	0,12	2,5	0,08	3,5
Minimum	$0,11 \pm 0,01$	$2,4 \pm 0,2$	$0,08 \pm 0,01$	$1,6 \pm 2,2$
Maximum	$0,13 \pm 0,01$	$2,7 \pm 0,2$	$0,24 \pm 0,01$	$7,1 \pm 3,2$

Tableau A.6. Doses efficaces et risque sanitaire liés à l'exposition du public au radon, au thoron et à leurs descendants associés dans les habitations de la localité d'Akongo. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) ; LEAR (0,007%) [16].

	Moyenne (Min-Max)	Médiane
D_{Rn} (mSv/an)	$2,5 \pm 0,1$ (2,4 - 2,7)	2,5
D_{Tn} (mSv/an)	$3,4 \pm 1,1$ (1,6 - 7,1)	3,5
Dose totale (mSv/an)	$5,95 \pm 1,21$	6
Excès de risque vie entière (%)	0,02 (0,02 - 0,02)	0,02

Tableau A.7. Concentrations du ^{40}K , ^{238}U et ^{232}Th dans le sol de la localité d'Awanda suivant les deux techniques de mesure. Valeur moyenne mondiale : ^{40}K (420 Bq/kg); ^{238}U (33 Bq/kg); ^{232}Th (45 Bq/kg) [24].

	Concentration (Bq/kg)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	127 ± 5	22 ± 2	32 ± 2	88 ± 2	15 ± 1	35 ± 3
Moy Géom	126 (1)	21 (1)	31 (1)	88 (1)	15 (1)	35 (1)
Médiane	124	23	33	88	15	34
Minimum	117 ± 2	15 ± 1	24 ± 1	84 ± 18	13 ± 1	26 ± 6
Maximum	149 ± 3	27 ± 2	38 ± 2	95 ± 20	17 ± 1	42 ± 9

Tableau A.8. Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol de la localité d'Awanda. Valeur moyenne mondiale D_a (59 nGy/h) [24].

	Débit de dose (nGy/h)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	$4,6 \pm 0,2$	$8,3 \pm 0,7$	$18,1 \pm 1,4$	$3,7 \pm 0,1$	$6,9 \pm 0,3$	$21,3 \pm 1,8$
Moy Géom	4,6 (1,1)	8,1 (1,1)	17,8 (1,1)	3,7 (1,1)	6,9 (1,1)	21 (1)
Médiane	4,5	8,7	18,4	3,7	6,8	21
Minimum	$4,2 \pm 0,1$	$5,7 \pm 0,4$	$14 \pm 0,7$	$3,5 \pm 0,1$	$6,1 \pm 0,2$	$15,8 \pm 3,5$
Maximum	$5,6 \pm 0,1$	10 ± 1	$21,7 \pm 1,1$	$3,9 \pm 0,8$	$7,7 \pm 2$	$25,4 \pm 5,6$

Tableau A.9. Dose efficace par irradiation externe et indices de risque liés à l'exposition du public à la radioactivité naturelle du sol dans la localité d'Awanda. Valeur moyenne mondiale : E_{ext} (0,5 mSv/an). Valeur mondiale permise : Ra_{eq} (370 Bq/kg); H_{ex} (1); H_{in} (1); I_γ (≤ 6) [24].

	spectrométrie γ <i>in-situ</i>		spectrométrie γ au laboratoire	
	Moyenne	Médiane	Moyenne	Médiane
E_{ext} (mSv/an)	0,25 (0,2 - 0,3)	0,26	0,26 (0,2 - 0,3)	0,25
Ra_{eq} (Bq/kg)	74 (46 - 86)	79	72 (57 - 83)	71
H_{ex}	0,2 (0,16 - 0,24)	0,22	0,19(0,15 - 22)	0,19
H_{in}	0,27 (0,21 - 0,31)	0,28	0,23(0,19 - 0,27)	0,23
I_γ	0,55 (0,4 - 0,6)	0,58	0,51(0,41 - 0,58)	0,5

Tableau A.10. Concentrations du Rn, Tn, RnP, TnP, et F_{Tn} entre Tn et TnP dans les habitations de la localité d'Awanda. Valeur moyenne mondiale : Rn (45 Bq/m³); Tn (10 Bq/m³); RnP (15 Bq/m³); TnP (0,5 Bq/m³); F_{Tn} (0,02) [16].

	Concentration du radionucléide (Bq/m ³)				Facteur d'équilibre
	Radon	Thoron	EETC	EERC	F_{Tn}
Moy Arithm	132 \pm 6	190 \pm 31	14 \pm 3	53 \pm 2	0,07 \pm 0,01
Moy Géom	130 (1)	155 (1)	11 (1)	52 (1)	0,06 (1,1)
Médiane	133	194	12	53	0,11
Minimum	107 \pm 10	43 \pm 9	9 \pm 3	43 \pm 4	0,04 \pm 0,01
Maximum	172 \pm 10	380 \pm 14	38 \pm 12	69 \pm 4	0,08 \pm 0,01

Tableau A.11. Doses efficaces par inhalation du Rn, Tn, RnP et TnP associés dans les habitations d'Awanda. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16].

	Dose efficace (mSv/an)			
	Radon	EER	Thoron	EET
Moy Arith	$0,12 \pm 0,01$	$2,5 \pm 0,1$	$0,12 \pm 0,02$	$2,79 \pm 0,54$
Moy Géom	0,12 (1,01)	2,5 (1,1)	0,10 (1,01)	2,41 (1,13)
Médiane	0,12	2,5	0,13	3,29
Minimum	$0,10 \pm 0,05$	$2,02 \pm 0,19$	$0,03 \pm 0,01$	$0,99 \pm 0,32$
Maximum	$0,15 \pm 0,01$	$3,25 \pm 0,19$	$0,18 \pm 0,01$	$5,68 \pm 1,30$

Tableau A.12. Doses efficaces et risques sanitaire liés à l'exposition du public au radon, au thoron et à leurs descendants associés dans les habitations de la localité d'Awanda. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) ; LEAR (0,007%) [16].

	Moyenne (Min - Max)	Médiane
D_{Rn} (mSv/an)	$2,5 \pm 0,1$ (2,02 - 3,25)	2,5
D_{Tn} (mSv/an)	$2,8 \pm 0,5$ (0,1 - 7,7)	3,3
Dose totale (mSv/an)	$5,3 \pm 0,7$ (2,3 - 7,7)	5,8
Excès de risque vie entière (%)	0,02 (0,02 - 0,03)	0,02

Tableau A.13. Concentrations du ^{40}K , ^{238}U et ^{232}Th dans le sol de la localité de Bikoué suivant les deux techniques de mesure. Valeur moyenne mondiale : ^{40}K (420 Bq/kg) ; ^{238}U (33 Bq/kg) ; ^{232}Th (45 Bq/kg) [24].

	Concentration (Bq/kg)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	296 \pm 56	39 \pm 8	74 \pm 25	-	-	-
Moy Géom	233 (1)	32 (1)	49 (1)	-	-	-
Médiane	162	26	37	-	-	-
Minimum	106 \pm 2	19 \pm 1	26 \pm 1	-	-	-
Maximum	841 \pm 17	158 \pm 11	450 \pm 2	-	-	-

Tableau A.14. Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol de la localité de Bikoué. Valeur moyenne mondiale D_a (59 nGy/h) [24].

	Débit de dose (nGy/h)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	11,3 \pm 2,2	15,7 \pm 3,3	43,8 \pm 14,7	-	-	-
Moy Géom	8,8 (1,3)	12,9 (1,1)	29,2 (1,2)	-	-	-
Médiane	6	10,2	21,6	-	-	-
Minimum	3,9 \pm 0,1	7,6 \pm 0,2	15,2 \pm 0,3	-	-	-
Maximum	31,4 \pm 0,1	62,1 \pm 1,2	263 \pm 5	-	-	-

Tableau A.15. Dose efficace par irradiation externe et indices de risques liés à l'exposition du public à la radioactivité naturelle du sol dans la localité de Bikoué. Valeur moyenne mondiale : E_{ext} (0,5 mSv/an). Valeur mondiale permise : Ra_{eq} (370 Bq/kg); H_{ex} (1); H_{in} (1); I_γ (≤ 6) [24].

	spectrométrie γ <i>in-situ</i>		spectrométrie γ au laboratoire	
	Moyenne (Min - Max)	Médiane	Moyenne	Médiane
E_{ext} (mSv/an)	0,58 (0,22 - 2,89)	0,3	-	-
Ra_{eq} (Bq/kg)	168 (64 - 866)	91	-	-
H_{ex}	0,45 (0,18 - 2,34)	0,25	-	-
H_{in}	0,56 (0,24 - 2,77)	0,32	-	-
I_γ	1,21 (0,47 - 6,11)	0,66	-	-

Tableau A.16. Concentrations du Rn, Tn, RnP, TnP, et F_{Tn} entre Tn et RnP dans les habitations de la localité de Bikoué. Valeur moyenne mondiale : Rn (45 Bq/m³); Tn (10 Bq/m³); RnP (15 Bq/m³); TnP (0,5 Bq/m³); F_{Tn} (0,02) [16].

	Concentration du radionucléide (Bq/m ³)				Facteur d'équilibre
	Radon	Thoron	EETC	EERC	F_{Tn}
Moy Arithm	87 ± 18	294 ± 29	41 ± 4	35 ± 7	-
Moy Géom	64 (1)	254 (1)	36 (1)	26 (1)	-
Médiane	55	265	37	22	-
Minimum	28 ± 1	95 ± 5	13 ± 8	11 ± 1	-
Maximum	976 ± 7	724 ± 14	101 ± 8	390 ± 3	-

Tableau A.17. Doses efficaces par inhalation du Rn, Tn, RnP et TnP associés dans les habitations de la localité de Bikoué. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16].

	Dose efficace (mSv/an)			
	Radon	RnP	Thoron	TnP
Moy Arithm	$0,08 \pm 0,02$	$1,65 \pm 0,33$	$0,17 \pm 0,02$	-
Moy Géom	0,06 (1,66)	1,22 (1,66)	0,15 (1,28)	-
Médiane	0,05	1,03	0,13	-
Minimum	$0,03 \pm 0,01$	$0,53 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,01$	-
Maximum	$0,87 \pm 0,01$	$18,47 \pm 0,13$	$0,42 \pm 0,11$	-

Tableau A.18. Doses efficaces et risque sanitaire liés à l'exposition du public au radon, au thoron et à leurs descendants associés dans les habitations de la localité de Bikoué. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) ; LEAR (0,007%) [16].

	Moyenne (Min - Max)	Médiane
D_{Rn} (mSv/an)	$1,65 \pm 0,33$ (0,53 - 18,47)	1,03
D_{Tn} (mSv/an)	-	-
Dose totale (mSv/an)	$1,65 \pm 0,33$ (0,53 - 18,47)	1,03
Excès de risque vie entière (%)	0,01 (0,005 - 0,16)	0,01

Tableau A.19. Concentrations du ^{40}K , ^{238}U et ^{232}Th dans le sol de la localité d'Eséka suivant les deux techniques de mesure. Valeur moyenne mondiale : ^{40}K (420 Bq/kg) ; ^{238}U (33 Bq/kg) ; ^{232}Th (45 Bq/kg) [24].

	Concentration (Bq/kg)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	89 ± 4	26 ± 2	26 ± 3	89 ± 13	15 ± 1	21 ± 3
Moy Géom	88 (1)	26 (1)	25 (1)	80 (1)	14 (1)	16 (2)
Médiane	88	26	28	74	14	19
Minimum	79 ± 2	19 ± 1	15 ± 1	51 ± 11	6 ± 1	2 ± 1
Maximum	111 ± 2	35 ± 2	38 ± 2	253 ± 30	25 ± 1	52 ± 11

Tableau A.20. Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol de la localité d'Eséka. Valeur moyenne mondiale D_a (59 nGy/h) [24].

	Débit de dose (nGy/h)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	$3,3 \pm 0,2$	$10,2 \pm 0,7$	$14,8 \pm 1,5$	$3,7 \pm 0,5$	$6,7 \pm 0,6$	$12,6 \pm 1,9$
Moy Géom	3,3 (1,1)	10 (1)	14,2 (1,1)	3,3 (1,1)	6,2 (1,5)	10 (2)
Médiane	3,1	10	16	3,1	6,2	11,2
Minimum	$2,9 \pm 0,1$	$7,7 \pm 0,7$	9 ± 2	$2,1 \pm 0,5$	$2,8 \pm 0,1$	$1,2 \pm 1,1$
Maximum	$4,1 \pm 0,1$	$13,4 \pm 0,6$	$21,7 \pm 1,5$	$10,6 \pm 2,3$	$11,6 \pm 0,3$	$31,4 \pm 6,6$

Tableau A.21. Dose efficace par irradiation externe et indices de risques liés à l'exposition du public à la radioactivité naturelle du sol dans la localité d'Eséka. Valeur moyenne mondiale : E_{ext} (0,5 mSv/an). Valeur mondiale permise : Ra_{eq} (370 Bq/kg); H_{ex} (1); H_{in} (1); I_γ (≤ 6) [24].

	spectrométrie γ in situ		spectrométrie γ au laboratoire	
	Moyenne (Min - Max)	Médiane	Moyenne (Min - Max)	Médiane
E_{ext} (mSv/an)	0,23 (0,17 - 0,28)	0,25	0,18 (0,08 - 0,38)	0,18
Ra_{eq} (Bq/kg)	70 (49 - 88)	75	51 (20 - 108)	50
H_{ex}	0,19 (0,13 - 0,24)	0,20	0,14 (0,05 - 0,29)	0,13
H_{in}	0,26 (0,19 - 0,32)	0,28	0,18 (0,07 - 0,36)	0,17
I_γ	0,49 (0,35 - 0,62)	0,53	0,36 (0,15 - 0,76)	0,35

Tableau A.22. Concentrations du Rn, Tn, RnP, TnP, et F_{Tn} entre Tn et TnP dans les habitations de la localité d'Eséka. Valeur moyenne mondiale : Rn (45 Bq/m³); Tn (10 Bq/m³); RnP (15 Bq/m³); TnP (0,5 Bq/m³); F_{Tn} (0,02) [16].

	Concentration du radionucléide (Bq/m ³)				Facteur d'équilibre
	Radon	Thoron	EETC	EERC	F_{Tn}
Moy arithm	78 \pm 3	61 \pm 7	9 \pm 2	31 \pm 1	0,25 \pm 0,05
Moy géom	76 (2)	52 (7)	7 (2)	30 (2)	0,15 (2,81)
Médiane	77	51	7	31	0,11
Minimum	50 \pm 2	17 \pm 5	2 \pm 1	20 \pm 1	0,02 \pm 0,01
Maximum	134 \pm 7	159 \pm 128	30 \pm 2	54 \pm 3	0,85 \pm 0,46

Tableau A.23. Doses efficaces par inhalation du Rn, Tn, RnP et TnP associés dans les habitations de la localité d'Eséka. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16].

	Dose efficace (mSv/an)			
	Radon	RnP	Thoron	TnP
Moy Arithm	$0,07 \pm 0,01$	$1,48 \pm 0,01$	$0,04 \pm 0,01$	$1,97 \pm 0,25$
Moy Géom	0,07 (1,07)	1,44 (1,07)	0,03 (1,41)	1,55 (1,73)
Médiane	0,07	1,46	0,03	1,41
Minimum	$0,04 \pm 0,01$	$0,95 \pm 0,04$	$0,01 \pm 0,01$	$0,38 \pm 0,17$
Maximum	$0,12 \pm 0,01$	$2,53 \pm 0,05$	$0,9 \pm 0,01$	$6,22 \pm 0,41$

Tableau A.24. Doses efficaces et risque sanitaire liés à l'exposition du public au radon, au thoron et à leurs descendants associés dans les habitations de la localité d'Eséka. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) ; LEAR (0,007%) [16].

	Moyenne (Min - Max)	Médiane
D_{Rn} (mSv/an)	$1,45 \pm 0,03$ (0,95 - 2,53)	1,46
D_{Tn} (mSv/an)	$1,97 \pm 0,12$ (0,38 - 6,22)	1,41
Dose totale (mSv/an)	$3,46 \pm 0,15$ (0,74 - 7,8)	2,87
Excès de risque vie entière (%)	0,2 (0,1 - 0,3)	0,2

Tableau A.25. Concentrations du ^{40}K , ^{238}U et ^{232}Th dans le sol de la localité de Kribi suivant les deux techniques de mesure. Valeur moyenne mondiale : ^{40}K (420 Bq/kg) ; ^{238}U (33 Bq/kg) ; ^{232}Th (45 Bq/kg) [24].

	Concentration (Bq/kg)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	130 \pm 15	30 \pm 11	41 \pm 20	83 \pm 8	33 \pm 7	34 \pm 8
Moy Géom	126 (5)	21 (11)	22 (20)	78 (8)	24 (7)	25 (8)
Médiane	114	20	17	80	25	22
Minimum	98 \pm 2	6 \pm 1	6 \pm 1	50 \pm 11	5 \pm 1	6 \pm 1
Maximum	216 \pm 4	85 \pm 6	149 \pm 7	204 \pm 43	120 \pm 11	126 \pm 28

Tableau A.26. Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol de la localité de Kribi. Valeur moyenne mondiale D_a (59 nGy/h) [24].

	Débit de dose (nGy/h)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	5 \pm 1	11,3 \pm 3,8	22,5 \pm 10,5	3,5 \pm 0,3	15,4 \pm 3,4	21 \pm 5
Moy Géom	4,8 (0,3)	8,4 (4,1)	12,8 (11,2)	3,3 (0,4)	10,9 (3,4)	15 (5)
Médiane	4,3	7,8	10	3,4	11,5	13
Minimum	3,4 \pm 0,1	2,5 \pm 1	3,5 \pm 0,1	2,1 \pm 0,4	2,1 \pm 0,2	4 \pm 1
Maximum	9,3 \pm 0,2	30,8 \pm 0,6	80,4 \pm 1,6	8,5 \pm 1,8	55,7 \pm 4,9	76 \pm 17

Tableau A.27. Dose efficace par irradiation externe et indices de risque liés à l'exposition du public à la radioactivité naturelle du sol de la localité de Kribi. Valeur moyenne mondiale : E_{ext} (0,5 mSv/an). Valeur mondiale permise : Ra_{eq} (370 Bq/kg); H_{ex} (1); H_{in} (1); I_γ (≤ 6) [24].

	spectrométrie γ <i>in-situ</i>		spectrométrie γ au laboratoire	
	Moyenne (Min - Max)	Médiane	Moyenne (Min - Max)	Médiane
E_{ext} (mSv/an)	0,32 (0,09 - 0,93)	0,2	0,32 (0,07 - 1,08)	0,26
Ra_{eq} (Bq/kg)	98 (24 - 306)	54	89 (19 - 306)	72
H_{ex}	0,26 (0,06 - 0,83)	0,15	0,24 (0,05 - 0,83)	0,19
H_{in}	0,35 (0,08 - 1,06)	0,21	0,33 (0,07 - 1,15)	0,26
I_γ	0,69 (0,18 - 2,12)	0,39	0,62 (0,14 - 2,11)	0,51

Tableau A.28. Concentrations du Rn, Tn, RnP, TnP, et F_{Tn} entre Tn et TnP dans les habitations de la localité de Kribi. Valeur moyenne mondiale : Rn (45 Bq/m³); Tn (10 Bq/m³); RnP (15 Bq/m³); TnP (0,5 Bq/m³); F_{Tn} (0,02) [16].

	Concentration du radionucléide (Bq/m ³)				Facteur d'équilibre
	Radon	Thoron	TnP	RnP	F_{Tn}
Moy Arithm	133 \pm 3	84 \pm 18	7 \pm 2	53 \pm 1	0,07 \pm 0,01
Moy Géom	132 (1)	60 (1)	4 (1)	53 (1)	0,08 (1,01)
Médiane	130	48	3	52	0,08
Minimum	103 \pm 9	18 \pm 5	1 \pm 1	41 \pm 1	0,01 \pm 0,01
Maximum	197 \pm 7	355 \pm 17	38 \pm 11	79 \pm 3	0,2 \pm 0,2

Tableau A.29. Doses efficaces par inhalation du Rn, Tn, RnP et TnP associés dans les habitations de la localité de Kribi. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16].

	Dose efficace (mSv/an)			
	Radon	RnP	Thoron	TnP
Moy Arithm	$0,12 \pm 0,01$	$2,52 \pm 0,06$	$0,05 \pm 0,01$	$1,39 \pm 0,37$
Moy Géom	0,12 (1,02)	2,5 (1,1)	0,03 (1,69)	0,79 (2,69)
Médiane	0,12	2,46	0,03	0,65
Minimum	$0,09 \pm 0,01$	$1,95 \pm 0,17$	$0,01 \pm 0,01$	$0,08 \pm 0,04$
Maximum	$0,18 \pm 0,01$	$3,73 \pm 0,13$	$0,21 \pm 0,01$	$7,88 \pm 1,71$

Tableau A.30. Doses efficaces et risque sanitaire liés à l'exposition du public au radon, au thoron et à leurs descendants associés dans la localité de Kribi. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) ; LEAR (0,007%) [16].

	Moyenne (Min - Max)	Médiane
D_{Rn} (mSv/an)	$2,52 \pm 0,06$ (1,95 - 3,73)	2,46
D_{Tn} (mSv/an)	$1,39 \pm 0,37$ (0,08 - 7,88)	0,65
Dose totale (mSv/an)	$3,91 \pm 0,43$ (2,22 - 11,1)	3,11
Excès de risque vie entière (%)	0,1 (0,08 - 0,15)	0,1

Tableau A.31. Concentrations du ^{40}K , ^{238}U et ^{232}Th dans le sol de la localité de Lolodorf suivant les deux techniques de mesure. Valeur moyenne mondiale : ^{40}K (420 Bq/kg) ; ^{238}U (33 Bq/kg) ; ^{232}Th (45 Bq/kg) [24].

	Concentration (Bq/kg)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	198 \pm 34	38 \pm 9	57 \pm 13	-	-	-
Moy Géom	193 (47)	36 (7)	53 (13)	-	-	-
Médiane	195	40	64	-	-	-
Minimum	142 \pm 3	22 \pm 2	32 \pm 2	-	-	-
Maximum	258 \pm 5	52 \pm 4	74 \pm 4	-	-	-

Tableau A.32. Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol de la localité de Lolodorf. Valeur moyenne mondiale D_a (59 nGy/h) [24].

	Débit de dose (nGy/h)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	7,3 \pm 1,3	14,8 \pm 3,4	32,6 \pm 7,3	-	-	-
Moy Géom	7,1 (1,8)	13,9 (3,1)	30,7 (7,7)	-	-	-
Médiane	7,1	15,7	37,3	-	-	-
Minimum	5,2 \pm 0,1	8,4 \pm 0,2	18,4 \pm 0,4	-	-	-
Maximum	9,6 \pm 0,2	20,1 \pm 0,4	42,1 \pm 0,8	-	-	-

Tableau A.33. Dose efficace par irradiation externe et indices de risque liés à l'exposition du public à la radioactivité naturelle du sol dans la localité de Lolodorf.

	spectrométrie γ <i>in-situ</i>		spectrométrie γ au laboratoire	
	Moyenne (Min - Max)	Médiane	Moyenne	Médiane
E_{ext} (mSv/an)	0,44 (0,26 - 0,56)	0,51	-	-
Ra_{eq} (Bq/kg)	134 (79 - 173)	151	-	-
H_{ex}	0,36 (0,21 - 0,47)	0,41	-	-
H_{in}	0,47 (0,27 - 61)	0,52	-	-
I_γ	0,95 (0,56 - 1,22)	1,08	-	-

Tableau A.34. Concentrations du Rn, Tn, RnP, TnP, et F_{Tn} entre Tn et TnP dans les habitations de la localité de Lolodorf. Valeur moyenne mondiale : Rn (45 Bq/m^3); Tn (10 Bq/m^3); RnP (15 Bq/m^3); TnP ($0,5 \text{ Bq/m}^3$); F_{Tn} (0,02) [16].

	Concentration du radionucléide (Bq/m^3)				Facteur d'équilibre
	Radon	Thoron	TnP	RnP	F_{Tn}
Moy Arithm	132 ± 5	191 ± 35	14 ± 3	53 ± 2	$0,1 \pm 0,1$
Moy Géom	131 (1)	145 (1)	12 (1)	52 (1)	0,08 (1,01)
Médiane	127	178	11	51	0,09
Minimum	107 ± 10	32 ± 8	6 ± 1	43 ± 17	$0,02 \pm 0,01$
Maximum	182 ± 10	420 ± 14	32 ± 113	73 ± 29	$0,21 \pm 0,15$

Tableau A.35. Doses efficaces par inhalation du Rn, Tn, RnP et TnP associés dans les habitations de la localité de Lolodorf. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne ($1,26 \text{ mSv/an}$); dose efficace due au radon ($1,15 \text{ mSv/an}$); dose efficace due au thoron ($0,11 \text{ mSv/an}$) [16].

	Dose efficace (mSv/an)			
	Radon	RnP	Thoron	TnP
Moy Arithm	$0,12 \pm 0,01$	$2,5 \pm 0,02$	$0,11 \pm 0,02$	$2,94 \pm 0,48$
Moy Géom	0,12 (1,01)	2,5 (1,1)	0,08 (1,59)	2,55 (1,22)
Médiane	0,11	2,4	0,1	2,2
Minimum	$0,1 \pm 0,1$	$2,02 \pm 0,81$	$0,02 \pm 0,01$	$1,29 \pm 0,32$
Maximum	$0,2 \pm 0,1$	$3,44 \pm 1,38$	$0,24 \pm 0,01$	$6,71 \pm 1,19$

Tableau A.36. Doses efficaces et risque sanitaire liés à l'exposition du public au radon, au thoron et à leurs descendants associés dans la localité de Lolodorf. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne ($1,26 \text{ mSv/an}$); dose efficace due au radon ($1,15 \text{ mSv/an}$); dose efficace due au thoron ($0,11 \text{ mSv/an}$); LEAR (0,007%) [16].

	Moyenne (Min-Max)	Médiane
D_{Rn} (mSv/an)	$2,5 \pm 0,1$ (2,02 - 3,4)	2,4
D_{Tn} (mSv/an)	$2,8 \pm 0,5$ (1,3 - 6,7)	2,2
Dose totale (mSv/an)	$5,4 \pm 0,5$ (3,5 - 8,7)	4,6
Excès de risque vie entière (%)	0,02 (0,02 - 0,03)	0,02

Tableau A.37. Concentrations du ^{40}K , ^{238}U et ^{232}Th dans le sol de la localité de Ngombas suivant les deux techniques de mesure. Valeur moyenne mondiale : ^{40}K (420 Bq/kg) ; ^{238}U (33 Bq/kg) ; ^{232}Th (45 Bq/kg) [24].

	Concentration (Bq/kg)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	153 \pm 19	44 \pm 12	66 \pm 22	119 \pm 3	25 \pm 1	51 \pm 14
Moy Géom	148 (20)	37 (13)	52 (23)	109 (3)	23 (1)	38 (14)
Médiane	138	26	33	96	21	31
Minimum	108 \pm 2	21 \pm 1	27 \pm 1	75 \pm 16	15 \pm 1	19 \pm 4
Maximum	215 \pm 4	75 \pm 5	126 \pm 6	223 \pm 47	54 \pm 1	170 \pm 38

Tableau A.38. Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol de la localité de Ngombas. Valeur moyenne mondiale D_a (59 nGy/h) [24].

	Débit de dose (nGy/h)					
	spectrométrie γ <i>in-situ</i>			spectrométrie γ au laboratoire		
	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th
Moy Arithm	5,7 \pm 0,7	16,8 \pm 4,6	37,4 \pm 12	4,9 \pm 0,1	11,6 \pm 1,5	30,8 \pm 8,2
Moy Géom	5,5 (0,7)	14,4 (5,1)	30 (13)	4,5 (0,1)	10,7 (1,5)	23,1 (8,6)
Médiane	5,3	10,3	19,5	4	9,7	18,7
Minimum	4 \pm 0,1	8,1 \pm 0,2	16,2 \pm 0,3	3,1 \pm 0,7	7,1 \pm 0,1	11,4 \pm 2,5
Maximum	7,8 \pm 0,2	28,4 \pm 0,6	70,4 \pm 1,4	9,3 \pm 2,1	24,8 \pm 0,1	102,4 \pm 22,7

Tableau A.39. Dose efficace par irradiation externe et indices de risque liés à l'exposition du public à la radioactivité naturelle du sol dans la localité de Ngombas. Valeur moyenne mondiale : E_{ext} (0,5 mSv/an). Valeur mondiale permise : Ra_{eq} (370 Bq/kg); H_{ex} (1); H_{in} (1); I_γ (≤ 6) [24].

	spectrométrie γ <i>in-situ</i>		spectrométrie γ au laboratoire	
	Moyenne (Min - Max)	Médiane	Moyenne (Min - Max)	Médiane
E_{ext} (mSv/an)	0,49 (0,24 - 0,85)	0,28	0,38 (0,18 - 1,09)	0,25
Ra_{eq} (Bq/kg)	149 (72 - 269)	83	107 (51 - 313)	69
H_{ex}	0,41 (0,21 - 0,72)	0,22	0,24 (0,05 - 0,83)	0,19
H_{in}	0,52 (0,26 - 0,93)	0,29	0,66 (0,2 - 1)	0,23
I_γ	1,05 (0,51 - 1,87)	0,59	0,76 (0,36 - 2,2)	0,49

Tableau A.40. Concentrations du Rn, Tn, RnP, TnP, et F_{Tn} entre Tn et EET dans les habitations de la localité de Ngombas. Valeur moyenne mondiale : Rn (45 Bq/m³); Tn (10 Bq/m³); RnP (15 Bq/m³); TnP (0,5 Bq/m³); F_{Tn} (0,02) [16].

	Concentration (Bq/m ³)				Facteur d'équilibre
	Radon	Thoron	TnP	RnP	F_{Tn}
Moy Arithm	122 \pm 5	224 \pm 36	18 \pm 1	49 \pm 2	0,1 \pm 0,02
Moy Géom	120 (1)	198 (1)	18 (1)	48 (1)	0,09 (1,01)
Médiane	121	201	18	48	0,08
Minimum	90 \pm 10	90 \pm 10	13 \pm 5	36 \pm 14	0,06 \pm 0,02
Maximum	144 \pm 10	451 \pm 10	25 \pm 5	58 \pm 23	0,16 \pm 0,07

Tableau A.41. Doses efficaces par inhalation du Rn, Tn, EER et EET associés dans les habitations de la localité de Ngombas. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) [16].

	Dose efficace (mSv/an)			
	Radon	RnP	Thoron	TnP
Moy Arithm	$0,11 \pm 0,01$	$2,3 \pm 0,1$	$0,11 \pm 0,02$	$3,79 \pm 0,24$
Moy Géom (1,01)	2,3 (1,1)	0,11 (1,11)	3,72 (1,01)	
Médiane	0,11	2,3	0,12	3,68
Minimum	$0,08 \pm 0,05$	$1,7 \pm 0,7$	$0,05 \pm 0,01$	$2,82 \pm 0,95$
Maximum	$0,13 \pm 0,01$	$2,7 \pm 1,1$	$0,26 \pm 0,01$	$5,32 \pm 1,09$

Tableau A.42. Doses efficaces et risque sanitaire liés à l'exposition du public au radon, au thoron et à leurs descendants associés dans la localité de Ngombas. Valeur moyenne mondiale : dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv/an) ; dose efficace due au radon (1,15 mSv/an) ; dose efficace due au thoron (0,11 mSv/an) ; LEAR (0,007%) [16].

	Moyenne (Min - Max)	Médiane
D_{Rn} (mSv/an)	$2,31 \pm 0,09$ (1,7 - 2,72)	2,3
D_{Tn} (mSv/an)	$3,79 \pm 0,24$ (2,82 - 5,32)	3,72
Dose totale (mSv/an)	$6,1 \pm 0,3$ (5,23 - 7,44)	5,97
Excès de risque vie entière (%)	0,2 (0,1 - 0,3)	0,2