

République du Cameroun

Université de Yaoundé I

Centre de Recherche et de
Formation Doctorales en
Sciences Technologies et
Géosciences

Unité de Recherche et de
Formation Doctorale Physique et
Applications



Republic of Cameroon

University of Yaoundé I

Research and Postgraduate
School for Science Technology
and Geosciences

Research and Postgraduate
School Training Unit Physics and
Applications

**LABORATOIRE DE PHYSIQUE NUCLEAIRE, ATOMIQUE, MOLECULAIRE ET
BIOPHYSIQUE**

**Evaluation des paramètres radiologiques
d'exposition et du risque radiologique pour les
habitants de la zone bauxitique de Fongo-Tongo**

THESE

Présentée en vue de l'obtention du Doctorat/PhD en Physique
Option : **Physique Nucléaire, Dosimétrie et Radioprotection**

Par :

YIMELE Blaise Clovis

Matricule : 99Y330

Titulaire d'un DEA de Physique

Sous la Direction de :

EKOBENA FOUDA Henri Paul

Professeur

Université de Yaoundé I

et

OWONO ATEBA Pierre

Maître de Conférences

Université de Yaoundé I

Année 2022





DEPARTEMENT DE PHYSIQUE
DEPARTMENT OF PHYSICS

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

Nous, Professeurs SAÏDOU, EMA'A EMA'A Jean Marie, HONA Jacques, ELE ABIAMA Patrice et Professeur BEN-BOLIE Germain Hubert, respectivement Examineurs et Président du jury de la thèse de Doctorat/Ph.D de Monsieur YIMELE Blaise Clovis Matricule 99Y330, préparée sous la co-direction du Professeur EKOBENA FOU DA Henri Paul et du Professeur OWONO ATEBA Pierre, intitulée : « Evaluation des paramètres radiologiques d'exposition et du risque radiologique pour les habitants de la zone minière de Fongo-Tongo », soutenue le Mercredi, 13 Avril 2022, en vue de l'obtention du grade de Docteur/Ph.D en Physique, Spécialité Physique des Rayonnements et Biophysique, 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 **04 MAY 2022**

Examineurs

Le Président du Jury


Pr. EMA'A EMA'A Jean Marie


Pr. SAÏDOU


Pr. BEN-BOLIE Germain Hubert


Pr. ELE ABIAMA Patrice


Pr. HONA Jacques



Le Chef de Département de Physique

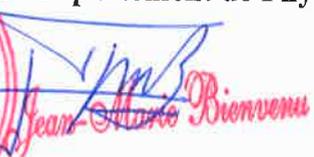

Jean-Marie Bienvenu
Professeur

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DE FIGURES	vi
LISTE DE TABLEAUX	vii
DÉDICACE	viii
REMERCIEMENTS	ix
RÉSUMÉ	xi
ABSTRACT	xii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SYMBOLES et UNITÉS	xiii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1 REVUE DE LA LITTÉRATURE	3
1.1 Généralités sur la radioactivité naturelle du sol	3
1.1.1 Différents types de radioactivité	3
1.1.2 Décroissance radioactive	5
1.1.3 Période radioactive et activité d'un radionucléide	5
1.1.4 Filiation radioactive	6
1.1.5 Radioactivité naturelle dans le sol	9
1.2 Exposition de l'homme à la radioactivité et effet biologique des rayonnements ionisants	14
1.2.1 Exposition interne	14
1.2.2 Exposition externe	14

1.2.3	Effets biologiques des rayonnements ionisants	14
1.3	Détection des rayonnements gamma et mesure de la radioactivité par spectro- métrie gamma	15
1.3.1	Interactions entre le photon gamma et la matière	15
1.3.2	Section efficace totale d'une interaction photon gamma-matière	19
1.3.3	Atténuation des photons gamma dans la matière	20
1.3.4	Détecteurs des photons gamma	21
1.3.5	Caractéristiques d'un détecteur de photons gamma	22
1.3.6	Détecteurs au Germanium Hyper Pur (GeHP)	24
1.3.7	Spectrométrie gamma	25
1.4	État des lieux sur la radioactivité naturelle à Fongo-Tongo	29
1.4.1	Situation géographique	29
1.4.2	Quelques données disponibles sur la radioactivité naturelle dans le sol de Fongo-Tongo	30
2	MATÉRIEL ET MÉTHODES	33
2.1	Échantillonnage	33
2.2	Préparation des échantillons	36
2.3	Mesure de la radioactivité dans les échantillons	39
2.3.1	Contrôle qualité de la chaîne de spectrométrie gamma	39
2.3.2	Étalonnage en énergie de la chaîne de spectrométrie gamma	40
2.3.3	Étalonnage en efficacité	40
2.3.4	Mesure du background	43
2.3.5	Acquisition des spectres	44
2.3.6	Dépouillement du spectre	46
2.3.7	Détermination des concentrations d'activité du ^{226}Ra	46
2.3.8	Calcul des concentrations d'activité des radionucléides	47
2.3.9	Calcul des incertitudes	48
2.4	Détermination des paramètres radiologiques	49
2.4.1	Activité de l'équivalent radium	49
2.4.2	Débits de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol et dose équivalente .	49
2.4.3	Dose efficace annuelle	52

2.4.4	Probabilité ELCR (« Excess Life time Cancer Risk »)	53
3	RÉSULTATS ET DISCUSSION	55
3.1	Contrôle qualité de la chaîne de détection	55
3.1.1	Cartes de contrôle	55
3.1.2	Étalonnage en énergie	57
3.1.3	Efficacité de la chaîne de détection	58
3.2	Concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K	59
3.2.1	Variation des concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K sur les deux sites	59
3.2.2	Étude comparative	66
3.2.3	Analyse statistique des données des concentrations des radionucléides naturels	69
3.3	Paramètres radiologiques	72
3.3.1	Activité de l'équivalent radium (Ra_{eq})	72
3.3.2	Débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol et Dose efficace annuelle	74
3.3.3	Probabilité ELCR « Excess Life time Cancer Risk »	78
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	84
	ANNEXE 1 : FACTEUR DE CONVERSION	92
	ANNEXE 2	99
	ANNEXE 3	100
	ANNEXE 4	101

LISTE DE FIGURES

1.1	<i>Équilibre séculaire (univ.ency-education.com)</i>	8
1.2	<i>Équilibre transitoire (univ.ency-education.com)</i>	9
1.3	<i>Schéma de désintégration du ^{40}K</i>	10
1.4	<i>Famille de ^{235}U (fr.wikipedia.org,2020)</i>	11
1.5	<i>Famille de ^{238}U (irsn.fr,2020)</i>	12
1.6	<i>Famille du ^{232}Th (fr.wikipedia.org, 2020)</i>	13
1.7	<i>Schéma représentant l'effet photoélectrique.</i>	18
1.8	<i>Effet Compton.</i>	18
1.9	<i>Spectre d'énergie d'une diffusion Compton (researchgate.net).</i>	18
1.10	<i>Création de paires électron-positron.</i>	19
1.11	<i>Prédominance des interactions photons-matière en fonction de l'énergie du photon en MeV et du numéro atomique Z du matériau (Knoll, 2000).</i>	19
1.12	<i>Evolution des coefficients d'atténuation massiques en fonction de l'énergie du photon incident dans le germanium (NIST).</i>	20
1.13	<i>Bande de conduction, bande interdite (gap) et bande de valence dans une structure cristalline.</i>	22
1.14	<i>Distribution gaussienne.</i>	23
1.15	<i>Les différentes configurations géométriques des détecteurs germanium.</i>	25
1.16	<i>Schéma simplifié d'une chaîne de spectrométrie γ (researchgate.net).</i>	25
1.17	<i>Exemple du spectre d'une source mono-énergétique d'énergie 2500.</i>	27
1.18	<i>Représentation schématique du seuil de décision et de la limite de détection.</i>	29
1.19	<i>Localisation de la zone d'étude (carte administrative du Cameroun).</i>	31
2.1	<i>Point de prélèvement constitué de neuf sous prélèvements.</i>	34

2.2	<i>Prise des coordonnées géographiques d'un point de prélèvement à l'aide du GPS.</i>	34
2.3	<i>Echantillon identifié.</i>	35
2.4	<i>Triage d'un échantillon.</i>	37
2.5	<i>Echantillon de laboratoire.</i>	37
2.6	<i>Échantillons en cours de séchage dans l'étuve.</i>	37
2.7	<i>Équipements utilisés pour le broyage des échantillons.</i>	38
2.8	<i>Echantillon en cours de conditionnement.</i>	38
2.9	<i>Echantillons conditionnés au laboratoire en stockage.</i>	38
2.10	<i>Source-étalon standard utilisée pour l'étalonnage en efficacité du détecteur.</i>	42
2.11	<i>Forme d'une courbe d'étalonnage en efficacité d'une chaîne de spectrométrie contenant un détecteur au germanium hyper pur (nucleide.org, 2021).</i>	43
2.12	<i>Spectre du bruit de fond.</i>	44
2.13	<i>Pic d'un spectre en cours d'acquisition.</i>	45
2.14	<i>Spectre obtenu avec l'un des échantillons.</i>	45
3.1	<i>Cartes de contrôle qualité pour la mesure des énergies.</i>	56
3.2	<i>Courbe d'étalonnage en énergie.</i>	57
3.3	<i>Courbe d'efficacité.</i>	58
3.4	<i>Distribution des concentrations d'activité du ^{226}Ra, du ^{232}Th et du ^{40}K dans le sol de Ndifonda (Facteur de confiance $K=1$).</i>	62
3.5	<i>Variation des concentrations d'activité du ^{226}Ra (a), du ^{232}Th (b) et du ^{40}K (c) dans le sol en fonction des points d'échantillonnage sur le site de Ndifonda.</i>	63
3.6	<i>Distribution des concentrations d'activité du ^{226}Ra, du ^{232}Th et du ^{40}K dans le sol d'Apouh.</i>	64
3.7	<i>Variation des concentrations d'activité du ^{226}Ra (a), du ^{232}Th (b) et du ^{40}K (c) dans le sol en fonction des points d'échantillonnage à Apouh..</i>	65
3.8	<i>Etude comparative des concentrations des radionucléides sur les deux sites d'étude.</i>	68
3.9	<i>Corrélation entre les radionucléides primordiaux ^{226}Ra, ^{232}Th et ^{40}K à Ndifonda.</i>	70
3.10	<i>Corrélation entre les radionucléides primordiaux ^{226}Ra, ^{232}Th et ^{40}K à Apouh.</i>	71
3.11	<i>Etude comparative de l'activité de l'équivalent radium à Apouh et à Ndifonda.</i>	73
3.12	<i>Etude comparative des débits de dose absorbée dans l'air à Apouh et à Ndifonda.</i>	76
3.13	<i>Etude comparative des doses efficaces à Apouh et à Ndifonda.</i>	77
3.14	<i>Etude comparative des Probabilités ELCR à Apouh et Ndifonda.</i>	80

3.15	Modélisation de la conversion de la concentration d'activité en débit de dose à un point au dessus du sol	92
3.16	Modalisation du flux de rayonnement qui traverse un élément de surface	96
3.17	<i>Diagramme de l'évolution des échantillons entre le site d'échantillonnage et le laboratoire</i>	99

LISTE DE TABLEAUX

1.1	Données disponibles sur la radioactivité naturelle dans les sols de Fongo-Tongo .	32
2.1	<i>Identification des échantillons prélevés à NDIFONDA.</i>	35
2.2	<i>Données des radionucléides présents dans la source-étalon.</i>	43
2.3	<i>Raies d'énergie gamma utilisées pour déterminer les concentrations d'activité du ^{226}Ra, du ^{232}Th et du ^{40}K.</i>	47
3.1	<i>Paramètres de contrôle qualité de la chaîne de spectrométrie</i>	56
3.2	<i>Points d'étalonnage en énergies du détecteur</i>	57
3.3	<i>Points d'étalonnage en efficacité de la chaîne de spectrométrie utilisée.</i>	58
3.4	<i>Efficacité en énergie de la chaîne de spectrométrie pour les pics d'intérêt.</i>	59
3.5	<i>Concentrations d'activité du ^{226}Ra, du ^{232}Th et du ^{40}K dans les échantillons de sols de Ndifonda (Facteur de confiance $K=1$).</i>	61
3.6	<i>Concentrations d'activité du ^{226}Ra, ^{232}Th and ^{40}K dans les échantillons de sols d'Apouh (Facteur de confiance $K=1$).</i>	64
3.7	<i>Comparaison avec les données disponibles pour différentes régions du monde.</i>	68
3.8	<i>Activité équivalent radium à Ndifonda et à Apouh.</i>	73
3.9	<i>Débit de dose absorbée dans l'air à Ndifonda et à Apouh.</i>	76
3.10	<i>Dose efficace annuelle due à la radioactivité naturelle du sol à Ndifonda et à Apouh.</i>	77
3.11	<i>Probabilité ELCR due à la radioactivité naturelle à Ndifonda et à Apouh.</i>	79
3.12	<i>Comparaison de la probabilité ELCR avec les données d'autres pays.</i>	80

DÉDICACE

Je dédie cette thèse à :

- *a ma regretté grand-mère, **DEMANOU Marie** ; mon feu père, **MOMO Jean** et ma
feue mère, **KENJO Jeanne** dont leur rêve commun était de me propulser le plus loin
possible dans mes études.*
- *ma très chère épouse **Mme YIMELE KENGNE Marie Jeanne** et mes enfants ;*
- *toute ma famille.*

REMERCIEMENTS

Je rends d'abord grâce au Dieu tout puissant qui m'a créé et m'a permis d'atteindre ce niveau d'étude.

*Ma profonde gratitude à l'endroit du Professeur **EKOBENA FOU DA Henri Paul** qui a accepté de diriger cette thèse, qui m'encourage et me soutient depuis les niveaux inférieurs. Par sa simplicité et son objectivité, il m'a donné le goût de la recherche depuis le niveau cinq et ce fût un grand plaisir de travailler avec lui dans le cadre de la présente thèse.*

*Je remercie le Professeur Dr-Ingénieur **OWONO ATEBA Pierre** qui m'a donné le goût de la Physique en général et de la Physique Nucléaire en particulier.*

*Je remercie sincèrement le Professeur **BEN-BOLIE Germain Hubert** pour son soutien constant et ses encouragements tout au long de ce travail.*

*Mes remerciements au Professeur **SAÏDOU**, le Pr**EMA'A EMA'A Jean Marie** le Dr **ELE ABIAMA Patrice**, le Dr **BEYALA ATEBA Jean Félix**, le Dr **MVONDO Stanislas**, le Dr **MVOGO Alain**, le Dr **NGA ONGODO Dieudonné**, le Dr **TAKEMBO NTAHKIE Clovis**, le Dr **DANG KOKO ADAMOU**, le Dr **OMON** et le Dr **ANEMENA ETOGA Emmanuel** pour leur soutien multiforme.*

Mes remerciements s'adressent également au Jury qui se chargera d'évaluer cette thèse. Leurs observations vont permettre de l'améliorer.

*Je remercie tous les enseignants du Département Physique de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé 1 qui m'ont encadré ou soutenu depuis la 3eme année. Notamment les Professeurs **NDJAKA Jean Marie**, **KOFANE Timoléon Crépin**, **ESSIMBI ZOBO Bernard**, **PEMHA Elkana**, **WOAFO Paul**, **MANGUELLE-DICOUM Eliezer** et **HONA Jacques**.*

Je remercie l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) qui m'a accordé la bourse qui m'a permis d'avoir davantage une formation pratique sur l'analyse par spectrométrie

gamma et durant laquelle j'ai effectué le traitement et l'analyse de mes échantillons.

J'exprime ma profonde gratitude au Dr. **SIMO Augustin**, Directeur Général de l'Agence Nationale de Radioprotection (ANRP) qui a favorisé l'obtention de la bourse qui m'a permis de réaliser ce travail. Je n'oublierai pas aussi de le remercier pour ses conseils et son soutien constant qu'il ne cesse de m'accorder depuis son arrivé à l'ANRP.

Je remercie sincèrement le Professeur **NDONTCHUENG MOYO Maurice** et le Dr **NGUELEM MEKONGTSO Eric Jilbert** pour leurs encouragements .

Mes remerciements s'adressent également à Mr **MAH TSILA Philipe** et Mr **SOULEY-MANOU HAMAN ADAMA** pour leur soutien

Je remercie tout le personnel du Laboratoire de Radioanalyse du Centre National des Sciences et Technologies Nucléaires en Tunisie et plus particulièrement Dr **FOUET** et Monsieur **WAHID** pour leur soutien.

Mes remerciements au **Dr. DONGMO Thomas** pour ses encouragements

Je remercie ma Belle-mère Madame **NGAPGUE Monique**, Monsieur et Madame **NGUE-GANG Albert** pour leur soutien et encouragement.

Je remercie mes frères et sœurs, **messieurs AWOUGUE Bertin, TEKENG Simplicie, ZANGUIM Celestin, KADJIO Victor** et leurs épouses, **mesdames NGINTEDEM Emilienne, GUIKOUK Marceline, DJOGANG Marthe, KENFACK Françoise Hélène, SONGONG Léopoldine** et leurs époux, pour leur soutien et leur affection.

J'exprime ma profonde gratitude à Madame **WONGUE Née MEGNITSA Thérèse** pour son soutien.

Mes sincères remerciements à mes amis et collègues Messieurs **KUETCHE MOUMBE Alain, TSAGO Jean Victor** et **MOHAMADOU LAWAN** pour leur soutien et leurs constants encouragements .

Je remercie tout le personnel de l'Agence Nationale de Radioprotection.

Je remercie les grandes familles **FOYAP, DIH KEMGHO MEFO, MO'O FOLEPA, DEMANOU, MOMO Jean** toutes à **Baleveng** et à **ma Belle Famille** à **Bafou** pour leur soutien multiforme.

RÉSUMÉ

La présente étude vise l'évaluation du risque radiologique lié à l'exposition externe à la radioactivité naturelle du sol dans la zone bauxitique de Fongo-Tongo, département de la Menoua-région de l'Ouest-Cameroun. Quatorze (14) échantillons de sols prélevés dans les localités de Ndifonda et Apouh ont été analysés sur une chaîne de spectrométrie gamma munie d'un détecteur au Germanium Hyper Pur (GeHP) pour évaluer les paramètres radiologiques d'exposition et le risque radiologique à partir des concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K .

Les concentrations moyennes d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K mesurées dans les échantillons de sol prélevés sont respectivement de 121 ± 4 Bq/kg, 117 ± 5 Bq/kg et 142 ± 12 Bq/kg à Ndifonda, de 166 ± 22 Bq/kg, 177 ± 29 Bq/kg, 98 ± 16 Bq/kg à Apouh. Les concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th sont supérieures aux valeurs moyennes mondiales respectives de 33 Bq/kg et 45 Bq/kg rapportées par l'UNSCEAR. Ces mesures sont comprises dans la gamme des concentrations d'activité données par l'AIEA pour les gisements de bauxite.

Les valeurs moyennes de l'activité de l'équivalent radium sont de 300 Bq/kg à Ndifonda et de 426 Bq/kg à Apouh. A Apouh cette valeur est supérieure à la valeur limite de 370 Bq/kg recommandée par la CIPR pour que le sol soit utilisé comme matériau sûr de construction.

Les valeurs moyennes de débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol sont de 133 nGy/h à Ndifonda et de 187 nGy/h à Apouh. Les doses efficaces annuelles sont respectivement de 0,81 mSv/an et de 1,15 mSv/an. A Apouh, la dose efficace annuelle est supérieure à la limite de 1 mSv/an inscrite dans la réglementation nationale en matière de radioprotection.

Les probabilités ELCR (« Excess Lifetime Cancer Risk ») moyennes sont respectivement de $2,41 \times 10^{-3}$ et $3,40 \times 10^{-3}$ à Ndifonda et Apouh. Les valeurs ainsi obtenues sont supérieures à la moyenne mondiale de $1,45 \times 10^{-3}$ rapportée dans UNSCEAR (2008). Le risque radiologique pour l'exposition externe due à la radioactivité naturelle du sol est élevé dans ces localité. Il est recommandé d'y envisager les études sur les expositions internes.

Mots clés : Sol, Bauxite, Radioactivité naturelle, Spectrométrie gamma, Exposition externe, Paramètres radiologiques, risque de cancer.

ABSTRACT

The present study aims at the evaluation of the radiological risk related to the external exposure to the natural radioactivity of the soil in the bauxite site of Fongo-Tongo in the Department of Menoua, West Cameroon Region. Fourteen (14) soil samples collected in the localities of Ndifonda et Apouh were analyzed on a gamma-ray spectrometry system equipped with a Hyper Pure Germanium (GeHP) detector to evaluate the radiological exposure parameters and the radiological risk based on the concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K .

The average activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K measured in the soil samples collected are respectively 121 ± 4 Bq/kg, 117 ± 5 Bq/kg and 142 ± 12 Bq/kg in Ndifonda, 166 ± 22 Bq/kg, 177 ± 29 Bq/kg, 98 ± 16 Bq/kg in Apouh,. The average activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th are comparatively higher than the respective world average values of 33 Bq/kg et 45 Bq/kg reported by UNSCEAR. These measurements are within the range of activity concentrations given by the IAEA for bauxite deposits..

The average radium equivalent activity values are 300 Bq/kg in Ndifonda and 426 Bq/kg in Apouh. The value obtained at Apouh is higher than the ICRP recommended limit value of 370 Bq/kg for soil to be used as a safe building material

The average absorbed dose rate values in air at one meter above ground level are 133 nGy/h at Ndifonda and 187 nGy/h at Apouh. The corresponding total annual effective doses are 0.81 mSv/yr and 1.15 mSv/yr respectively. At Apouh, the annual effective dose is higher than the limit of 1 mSv/year specified in the national radiation protection regulations.

The average probabilities ELCR (« Excess Lifetime Cancer Risk ») are respectively $2,41 \times 10^{-3}$ and $3,40 \times 10^{-3}$ in Ndifonda and Apouh. These values are higher than the world average of 1.45×10^{-3} reported by UNSCEAR. The radiological risk for external exposure due to natural radioactivity in soil is high in our study areas.

It is recommended that studies of internal exposures be considered in these locations.

Keywords :Soil, Bauxite, Natural radioactivity, Gamma spectrometry, External exposure, Radiological parameters, Cancer risk.

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SYMBOLES ET UNITÉS

ADC : Analog-to-Digital Converter

AIEA/IAEA : Agence Internationale de l'Énergie Atomique/ International Atomic Energy Agency

AMC : Analyseur Multicanal

AMD : Activité Minimale Détectable

ANRP : Agence Nationale de Radioprotection

BEGE : Broad Energy Germanium (detector)

CIPR/ICRP : Commission Internationale de Protection Radiologique/International Committee of Radiation Protection

CNSTN : Centre National des Sciences et Technologies Nucléaires

FWHM : Full Width at Half Maximum

GPS : Global Positioning System

HPGe/GeHP : High Purity Germanium/ Germanium Hyper Pur

H.T : Haute Tension

IRSN : Institut de Radioprotection et de Sécurité Radiologique

LabSOCS : Laboratory Sourceless Object Counting System

NORMs : Naturally Occuring Radioactive Materials

NIST : National Institute of Standards and Technologies

RESRAD : Residual Radioactivity

TECDOC : Technical Document

UNSCEAR : United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation

XCOM : Photon Cross Sections Database

Particule α : noyau de l'hélium

Particule β^- : électron

Particule β^+ : Positron

^{40}K : Potassium-40

^{226}Ra : Radium-226

^{232}Th : Thorium-232

Bq/kg : Becquerel par kilogramme

nGy/h : nano-Gray par heure

mSv/an : millisievert par an

barn (b) : unité de la section efficace (1 barn= 10^{-24} cm²)

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'Homme est continuellement exposé aux rayonnements ionisants provenant de la radioactivité naturelle ou artificielle. Dans ses rapports de 1993 et 2000, la Commission Scientifique des Nations Unies sur les Effets des Rayonnements Atomiques (UNSCEAR) relève que la radioactivité naturelle contribue à environ 80% de l'exposition collective de la population mondiale aux rayonnements ionisants. La radioactivité naturelle provient des radionucléides qui peuvent être d'origines cosmique ou tellurique et qui sont présents partout dans l'environnement (le sol, l'eau, les roches, les plantes) et dans l'organisme de l'homme. Dans le sol, les radionucléides naturels présents sont principalement le potassium-40 (^{40}K) et les radionucléides des trois familles radioactives naturelles du Thorium-232 (^{232}Th), de l'Uranium-235 (^{235}U) et de l'Uranium-238 (^{238}U). Ces radionucléides sont repartis de manière non-uniforme suivant la composition des sols (Tzortzis et al, 2004). Leurs concentrations sont souvent légèrement élevées dans les zones minières. L'exposition de l'homme à la radioactivité naturelle du sol est généralement de faible dose mais, peut être à l'origine des effets stochastiques des rayonnements ionisants qui sont principalement les cancers induits et les malformations génétiques. C'est pourquoi l'étude de la radioactivité naturelle du sol dont l'objectif est la maîtrise du risque radiologique est devenue une préoccupation mondiale.

A l'échelle internationale, L'UNSCEAR fournit entre autre les valeurs moyennes mondiales des concentrations d'activité des radionucléides naturels et des paramètres radiologiques d'exposition à partir des résultats des études menées à travers la planète. Elle estime dans son rapport de 2008 que la valeur moyenne mondiale des expositions dues à la radioactivité naturelle du sol est de 0,48 mSv/an. La Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) établit les limites d'exposition et donne des recommandations pour la protection contre les effets nocifs de ces rayonnements. l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA) à travers sa collection « Normes de Sûreté N° GSR Part 3 », encourage les États Membres à inscrire ces limites dans les réglementations nationales en matière de radioprotection .

Au Cameroun, la limite d'exposition du public prescrite dans la réglementation en matière

de radioprotection est de 1mSv/an (ARRETE N°1150/MINSANTE DU 11 Juin 2013). Les études sur la radioactivité naturelle du sol y sont orientées majoritairement dans les zones minières telles que les gisements d'uranium (Saidou et al., 2016 ; Ben-Bolie et al., 2013 ; Beyala et al., 2010 ; Ele et al., 2016 ; Mvondo et al., 2017) ; d'or (Ngoa et al., 2018) et de bauxite (Yimélé et al., 2019 ; Ndontchueng et al., 2015 ; Nguelem et al., 2016 ; Nguelem et al., 2017).

L'arrondissement de Fongo-Tongo situé dans le département de la Menoua, région de l'Ouest dispose d'un important gisement de bauxite dans les localités de Ndifonda et Apouh (Hiéronymus, 1973). Ces localités sont régulièrement visitées pour les travaux champêtres, la prospection de la bauxite, le tourisme ou pour les raisons scolaires. Aussi la grande majorité des maisons y est construite en briques de terre. Ces localités présentent alors un intérêt particulier et pourraient faire l'objet d'une surveillance radiologique pour la protection des habitants. .

Le présent travail de thèse est une contribution à l'évaluation de la radioactivité naturelle du sol des localités de Ndifonda et d'Apouh à Fongo-Tongo. L'objectif principal est d'évaluer le risque radiologique lié à cette radioactivité dans ces deux localités. Il est spécifiquement question de mesurer les concentrations d'activité des radionucléides naturels présents dans le sol à l'aide d'une chaîne de spectrométrie gamme munie d'un détecteur au Germanium Hyper Pur (GeHP) étalonné en énergie et en efficacité à l'aide des sources ponctuelles et d'une source gamma mixte respectivement, de déterminer les paramètres radiologiques d'exposition, d'analyser ces paramètres pour évaluer le risque radiologique associé à la radioactivité naturelle du sol. Les données générées contribueront à l'établissement du niveau de référence de la radioactivité à Fongo-Tongo et partant de la carte radiologique nationale.

Cette thèse s'articule en trois chapitres. Au chapitre 1, une revue de la littérature sur la radioactivité et les méthodes spectrométriques sera faite ainsi que la présentation des sites d'étude. Le chapitre 2 porte sur le matériel et la méthode utilisés. Le chapitre 3 est consacré à la présentation et à l'analyse des résultats. La thèse sera clôturée par une conclusion générale dans laquelle les principaux résultats et les perspectives seront rappelés.

REVUE DE LA LITTÉRATURE

Le présent travail consiste à mesurer les concentrations d'activité des radionucléides naturels dans le sol et à déterminer les paramètres radiologiques pour évaluer le risque d'exposition externe à la radioactivité naturelle dudit sol. Il est passé en revue dans ce premier chapitre les généralités sur la radioactivité, la radioactivité naturelle dans le sol, l'exposition de l'homme aux rayonnements ionisants et la spectrométrie gamma. Nous présentons aussi sommairement la situation géographique des sites d'étude et quelques données disponibles sur la radioactivité naturelle dans les sols de Fongo-Tongo.

1.1 Généralités sur la radioactivité naturelle du sol

Un nucléide est un noyau atomique caractérisé par le nombre de protons et de neutrons qu'il contient et l'état d'énergie nucléaire dans lequel il se trouve. La famille de nucléides qui possèdent le même nombre de protons constitue un élément chimique et les nucléides d'un élément chimique qui ont les nombres de neutrons différents sont les isotopes de cet élément. Parmi les isotopes d'un élément chimique, certains sont stables et d'autres sont instables à cause soit d'un excès de nucléons, soit d'un déséquilibre entre les protons et les neutrons. Ces isotopes instables sont appelés les radio-isotopes ou radionucléides. La radioactivité est un phénomène physique au cours duquel un radionucléide se désintègre en se transmutant en un nucléide plus stable avec émission d'un rayonnement. La radioactivité peut être artificielle ou naturelle et se trouve partout dans l'environnement.

1.1.1 Différents types de radioactivité

Le type de radioactivité est fonction de l'état de stabilité du noyau atomique, c'est-à-dire du niveau de déséquilibre entre les protons et les neutrons. On distingue la radioactivité alpha,

la radioactivité bêta, la capture neutronique et la radioactivité gamma.

a- Radioactivité alpha (α)

On parle de radioactivité α lorsqu'un noyau père instable se désintègre en un noyau fils plus stable avec émission d'un noyau d'hélium (${}^4_2\text{He}$) appelé "particule α ou rayonnement α ". Ce type de radioactivité se produit pour les noyaux lourds et riches en nucléons. La loi de conservation ou équation de la désintégration s'écrit :



Le rayonnement α a un très faible pouvoir de pénétration dans l'air mais très ionisant. Il est très dangereux lorsqu'il se trouve à l'intérieur de l'organisme ou au contact direct avec la peau.

b- Radioactivité bêta (β)

On distingue deux types de radioactivité β : la radioactivité β^- et la radioactivité β^+ . Au cours de la radioactivité β^- le noyau père instable se désintègre en un noyau fils plus stable avec émission d'un électron (${}^0_{-1}\bar{e}$) appelé "particule β^- ". L'équation de la désintégration s'écrit :



La radioactivité β^+ est la désintégration d'un noyau père instable en un noyau fils plus stable avec émission d'un positron ${}^0_1\bar{e}$ appelé "particule β^+ ". Sa loi de conservation s'écrit :



c- Capture électronique (CE)

La radioactivité par capture électronique (CE) consiste à la capture par le noyau de l'un des électrons du cortège électronique. La loi de conservation s'écrit :



d- La radioactivité gamma (γ)

La radioactivité γ est la désexcitation d'un noyau atomique instable. Le rayonnement γ provient généralement de la désexcitation du noyau fils instable issu de la radioactivité α ou β . L'équation de la désexcitation γ s'écrit :



Le rayonnement gamma appartient au grand groupe des ondes électromagnétiques qui constituent le spectre électromagnétique. Il est le plus énergétique de ce spectre avec des énergies supérieures à 10keV.

Les rayonnements gamma ont une forte pénétration dans la matière et peuvent parcourir des centaines de mètres dans l'air à cause de leur nature et leurs fortes énergies. Ils sont susceptibles d'entrer en interaction avec la matière qu'ils traversent et de provoquer des changements au niveau de la structure atomique du milieu traversé.

1.1.2 Décroissance radioactive

La radioactivité est un phénomène aléatoire. Soit $N(t)$ le nombre de noyaux d'une espèce de radionucléides présents dans un échantillon à un instant t quelconque, le nombre total de désintégrations dN pendant un intervalle de temps dt est proportionnel au nombre $N(t)$ et à la durée dt . Le coefficient de proportionnalité notée λ est appelé constante radioactive de l'espèce de radionucléides considéré. Cela se traduit par la relation suivante :

$$dN = -\lambda N(t).dt \quad (1.6)$$

λ est caractéristique de cette espèce et ne dépend ni de la présence des autres nucléides ni du milieu environnant.

Si à l'instant initial, le nombre de noyaux était N_0 , le nombre $N(t)$ de noyaux présents à un instant t quelconque est :

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t} \quad (\text{Loi de décroissance radioactive}). \quad (1.7)$$

1.1.3 Période radioactive et activité d'un radionucléide

La période radioactive est la durée au bout de laquelle la moitié des noyaux atomiques présents dans un échantillon se désintègre. Elle est noté T et s'exprime en unité de temps. Elle est liée à la constante radioactive λ par la relation suivante :

$$T = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (1.8)$$

L'activité A d'une espèce de radionucléides dans un échantillon est le nombre de désintégration par seconde provenant de cette espèce.

$$A = \frac{dN}{dt} \quad (1.9)$$

La loi fondamentale de l'activité d'une substance radioactive s'écrit :

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

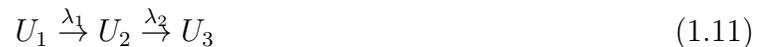
où A_0 est l'activité à l'instant initiale

1.1.4 Filiation radioactive

Une filiation radioactive est une série de désintégrations en cascade que subissent certains noyaux. Dans la nature, les filiations radioactives s'observent avec les trois familles radioactives naturelles, notamment la famille de ^{238}U , la famille de ^{235}U et celle du ^{232}Th .

a- Activité du descendant d'une filiation radioactive

Dans une filiation radioactive, chaque désintégration est caractérisée par sa propre constante de désintégration. Considérons un échantillon qui contient les noyaux U_1 qui se transforme en noyaux U_2 avec une constante de désintégration λ_1 et que U_2 donne à son tour les noyaux U_3 avec une constante radioactive λ_2 ,



La variation du nombre N_1 de noyau U_1 , s'écrit :

$$dN_1 = -\lambda_1 N_1 dt \quad (1.12)$$

U_2 étant le noyau fils de U_1 , sa variation est donnée par une contribution positive des désintégrations des noyaux U_1 et une contribution négative des désintégrations des noyaux U_2 . La variation du nombre de noyau de U_2 est donnée par la relation suivante :

$$dN_2 = +\lambda_1 N_1 dt - \lambda_2 N_2 dt \quad (1.13)$$

$$\text{soit } \frac{dN_2}{dt} + \lambda_2 N_2 = \lambda_1 N_1 = \lambda_1 N_{10} e^{-\lambda_1 t} \quad (1.14)$$

Où N_{10} est le nombre initial d'atomes N_1 . La solution homogène de l'équation caractéristique de l'équation (1.14) est :

$$N_2' = N_{20}' e^{-\lambda_2 t} \quad (1.15)$$

Une solution particulière de l'équation (1.13) est :

$$N_2' = \frac{\lambda_1 N_{10}}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-\lambda_1 t} \quad (1.16)$$

La solution générale de l'équation (1.13) est donnée par la relation suivante :

$$N_2 = N'_{20} e^{-\lambda_2 t} + \frac{\lambda N_{10}}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-\lambda_1 t} \quad (1.17)$$

Supposons à $t = 0$, $N_2 = N_{20}$ alors,

$$N'_{20} = N_{20} - \frac{\lambda N_{10}}{\lambda_2 - \lambda_1} \quad (1.18)$$

Finalement nous avons :

$$N_2 = N_{20} e^{-\lambda_2 t} + \frac{\lambda N_{10}}{\lambda_2 - \lambda_1} (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (1.19)$$

Si à $t = 0$, $N_{20} = 0$ alors l'activité des noyaux fils U_2 est :

$$A_2 = \lambda_2 N_2 = \frac{\lambda A_{10}}{\lambda_2 - \lambda_1} (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (1.20)$$

.

Où A_{10} est l'activité initiale des noyaux père U_1 .

De manière générale, soit une filiale de la forme :

$$U_1 \xrightarrow{\lambda_1} U_2 \cdots \xrightarrow{\lambda_{i-1}} U_i \xrightarrow{\lambda_i} \cdots \xrightarrow{\lambda_{n-1}} U_n \xrightarrow{\lambda_n} \cdots \quad (1.21)$$

Si à l'instant initial seul le noyau père existe dans l'échantillon et au nombre N_0 , L'activité du n ème radioélément dans l'échantillon est donnée par la formule de **Bateman (1910)** suivante :

$$N_n(t) = \frac{N_0}{\lambda_n} \sum_{i=1}^n \lambda_i a_i e^{-\lambda_i t} \quad (1.22)$$

$$\text{Où } a_i = \prod_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^n \left(\frac{\lambda_j}{(\lambda_j - \lambda_i)} \right)$$

b- Concentration d'activité d'un radioélément dans un échantillon

La concentration d'activité d'une espèce de radioélément dans un échantillon est donné par l'activité de cette espèce de radioélément par unité de masse ou de volume de l'échantillon. Elle s'exprime en becquerels par kilogramme (Bq/kg), ou en becquerels par gramme (Bq/g) et peut aussi s'exprimer en becquerels par litre Bq/l.

c- Notion d'équilibre entre les radionucléides d'une filiation radioactive

La notion d'équilibre est utilisée dans la caractérisation des échantillons environnementaux comportant plusieurs radioéléments. L'évaluation de la radioactivité d'un échantillon environnemental devrait en principe intégrer l'ensemble des radioéléments pouvant contenir cet échantillon. Cependant, certains radioéléments sont difficiles à analyser soit à cause de leur courte période radioactive, soit à cause de la faible intensité des rayonnements qu'ils émettent. On exploite pour ce fait l'équilibre qui peut être observé entre les activités des différents radioéléments d'une famille radioactive (IRSN, 2011).

- **Equilibre séculaire**

Lorsque la période radioactive du radionucléide père de la filiation radioactive est largement supérieure à celle des radionucléides descendants, tous les radionucléides d'une même filiation possèdent la même activité après une longue période : on dit qu'on a atteint l'équilibre séculaire **Figure(1.1)** (Choppin et al., 2002). Cet équilibre n'est possible que lorsque tous les éléments de la chaîne sont confinés dans un même milieu pendant une période suffisamment longue (Lannunziata, 2003).

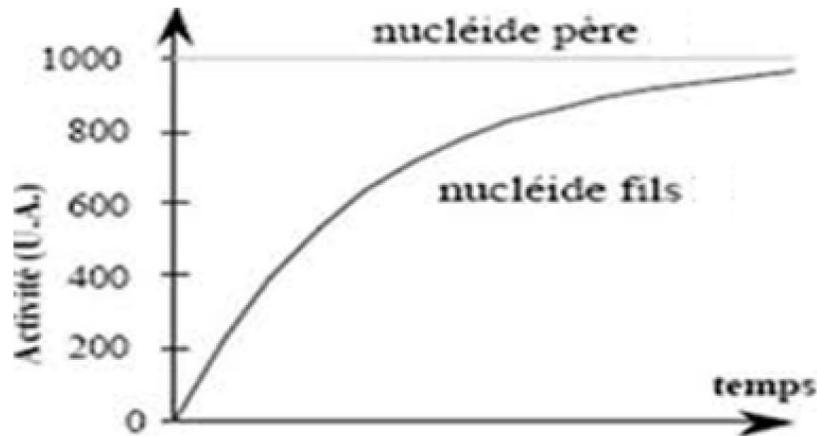
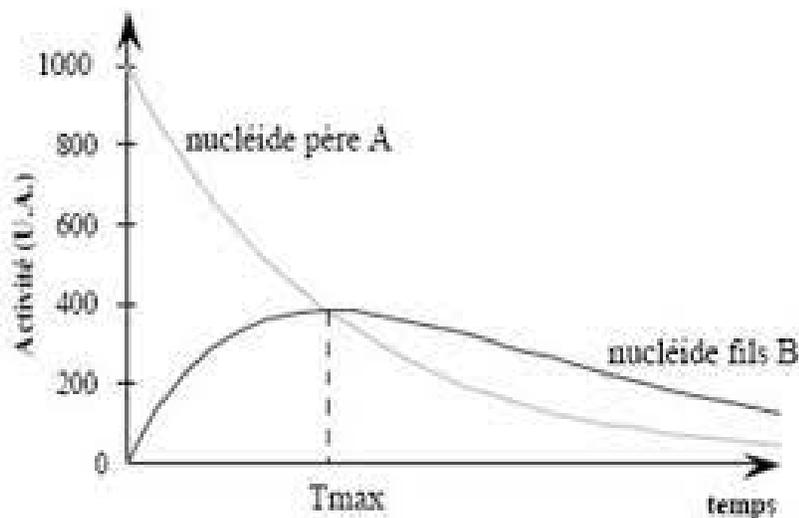


FIGURE 1.1 – *Equilibre séculaire (univ.ency-education.com)*

- **Equilibre transitoire**

L'équilibre transitoire s'observe lorsque la demi-vie du radioélément père est supérieure à celle des radioéléments descendants, mais selon un écart moins important que celui qui permet d'atteindre l'équilibre séculaire **Figure(??)** (Martin, 2011).

FIGURE 1.2 – Équilibre transitoire (*univ.ency-education.com*)

1.1.5 Radioactivité naturelle dans le sol

Les radioéléments naturels présents dans le sol sont principalement les produits de désintégration du ^{40}K et des trois familles radioactives naturelles de l'uranium-238 (^{238}U), de l'uranium-235 (^{235}U) et du thorium-232 (^{232}Th).

a-Potassium-40 (^{40}K)

Le ^{40}K est le seul isotope radioactif de l'élément potassium. Sa demi-vie est de $1,248 \times 10^9$ ans. Un gramme de potassium émet 3,31 photons gamma par seconde. Le potassium représente environ 2,5% du poids de la croûte terrestre et contribue à environ 16% de la dose efficace annuelle reçue par la population mondiale (**Dinh et al., 2011**)

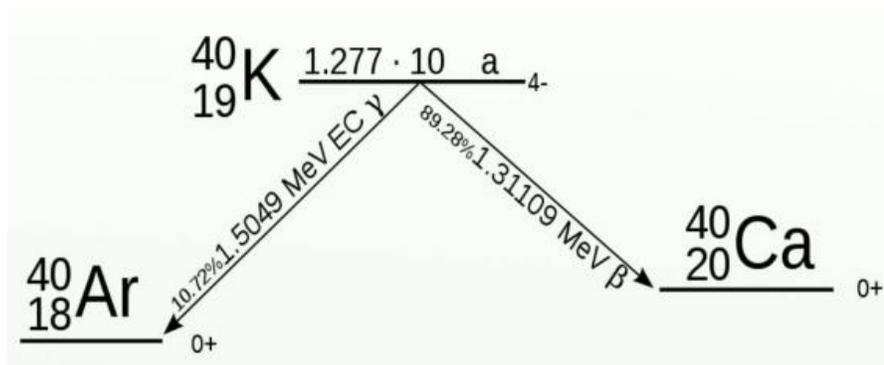
Le ^{40}K se désintègre suivant deux voies (Figure 1.3) :

- 88% des noyaux de potassium 40 se transforment en calcium 40 (^{40}Ca).



- 12% des noyaux de potassium 40 se transforment en ^{40}Ar (argon) par capture d'une partie des électrons ainsi produits (on parle de radioactivité par capture électronique).



FIGURE 1.3 – Schéma de désintégration du ^{40}K

b- Familles radioactives naturelles

Dans chaque famille radioactive naturelle, on observe une série de désintégrations qui part du noyau père à un noyau stable.

- **Famille de l' ^{235}U ou famille $4n + 3$**

L'élément père est l' ^{235}U qui a la plus longue période de la famille ($7,03 \times 10^8$ années) et compte 13 descendants dont le dernier nucléide est le Plomb-207 (^{207}Pb) qui est stable (Figure 1.4).

- **Famille de l' ^{238}U ou famille $4n + 2$**

L'élément père est l' ^{238}U qui a la période la plus longue de la famille ($4,5 \times 10^9$ années) et compte 14 descendants dont le dernier est le plomb-206 (^{206}Pb) qui est stable (Figure 1.5). Parmi les descendants de l' ^{238}U , le radium-226 (^{226}Ra), isotope majoritaire de l'élément radium est considéré comme un radionucléide naturel hautement toxique (**Akhtar et al, 2005**). Il se désintègre en donnant le radon-222 (^{222}Rn) qui est un gaz radioactif de demi-vie 3,82 jours. Le ^{222}Rn se désintègre en polonium-218 (^{218}Po) de période très courte (3,05 minute) en émettant une particule α .

- **Famille du ^{232}Th ou famille $4n$**

Le thorium est un métal naturel réputé pour avoir la même toxicité chimique que l'uranium mais une radiotoxicité supérieure à cause de ses descendants émetteurs alpha et bêta (**Lung, 1997**). Il est plus abondant que l'uranium dans la croûte terrestre. Sa teneur est comprise entre 2 et 12 ppm avec une valeur moyenne de 6 ppm (**Kabata-Pendias et Pendias, 2000**). A l'état naturel, le thorium présente treize radioisotopes de masses atomiques comprises entre 212 et 236) dont le principal est l'isotope ^{232}Th (demi-vie d'environ $1,39 \times 10^{10}$ ans). Ce radioélément donne naissance à de nombreux

produits de filiation qui constituent la famille radioactive du ^{232}Th et qui se termine par l'isotope stable du plomb-208 (^{208}Pb) (Figure 1.6).

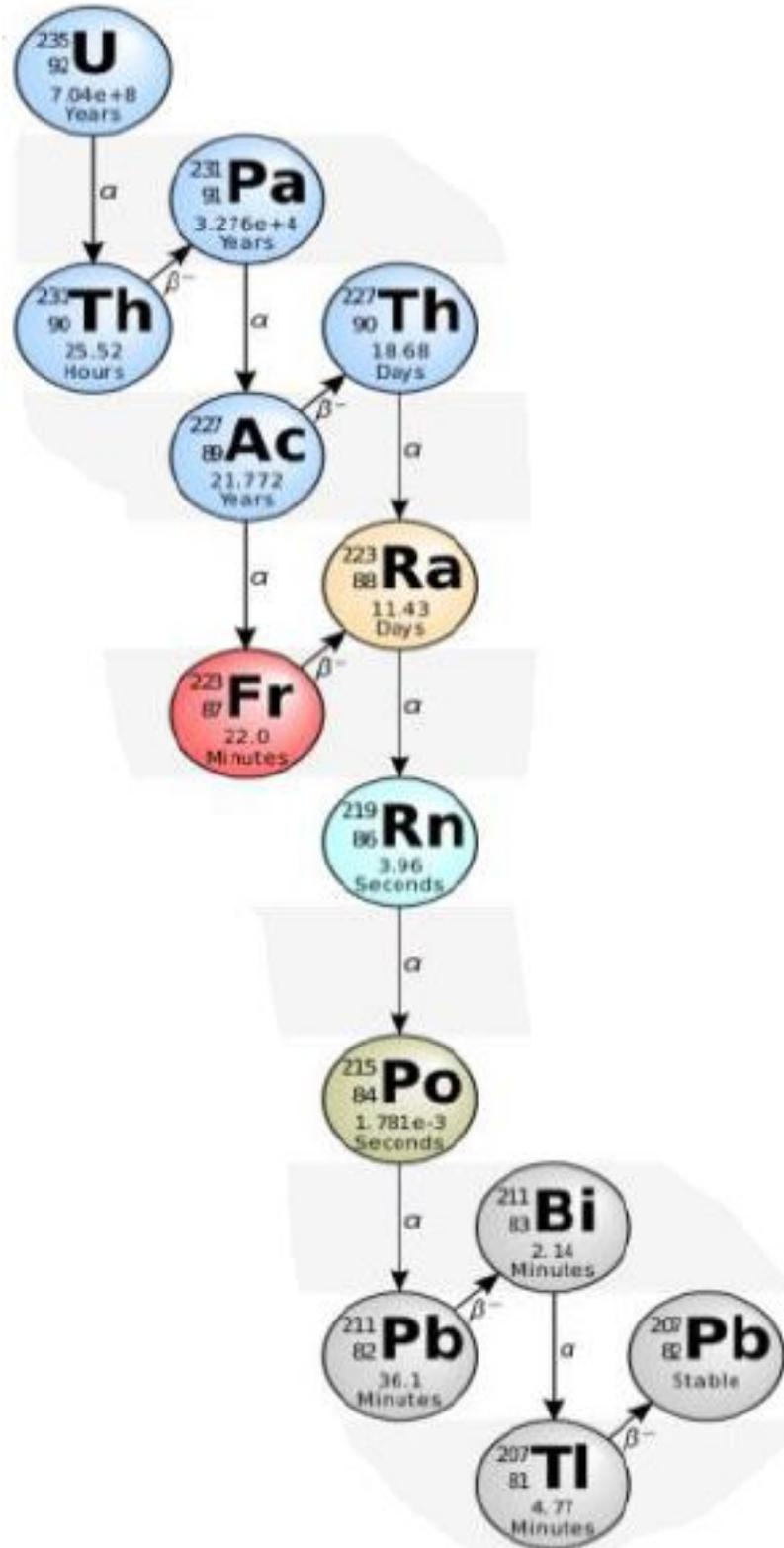


FIGURE 1.4 – Famille de ^{235}U (fr.wikipedia.org,2020)

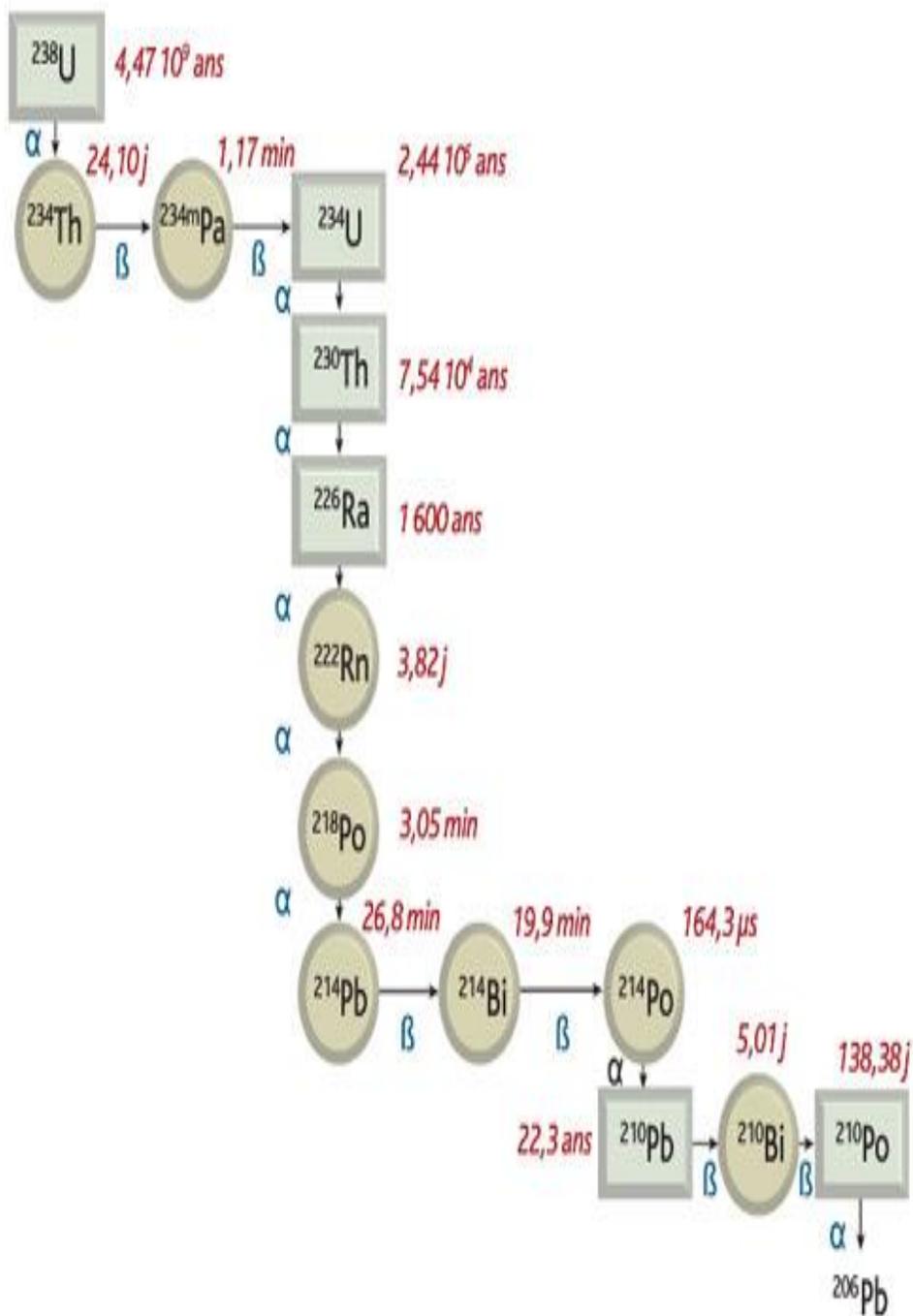


FIGURE 1.5 – Famille de l' ^{238}U (irsn.fr,2020)

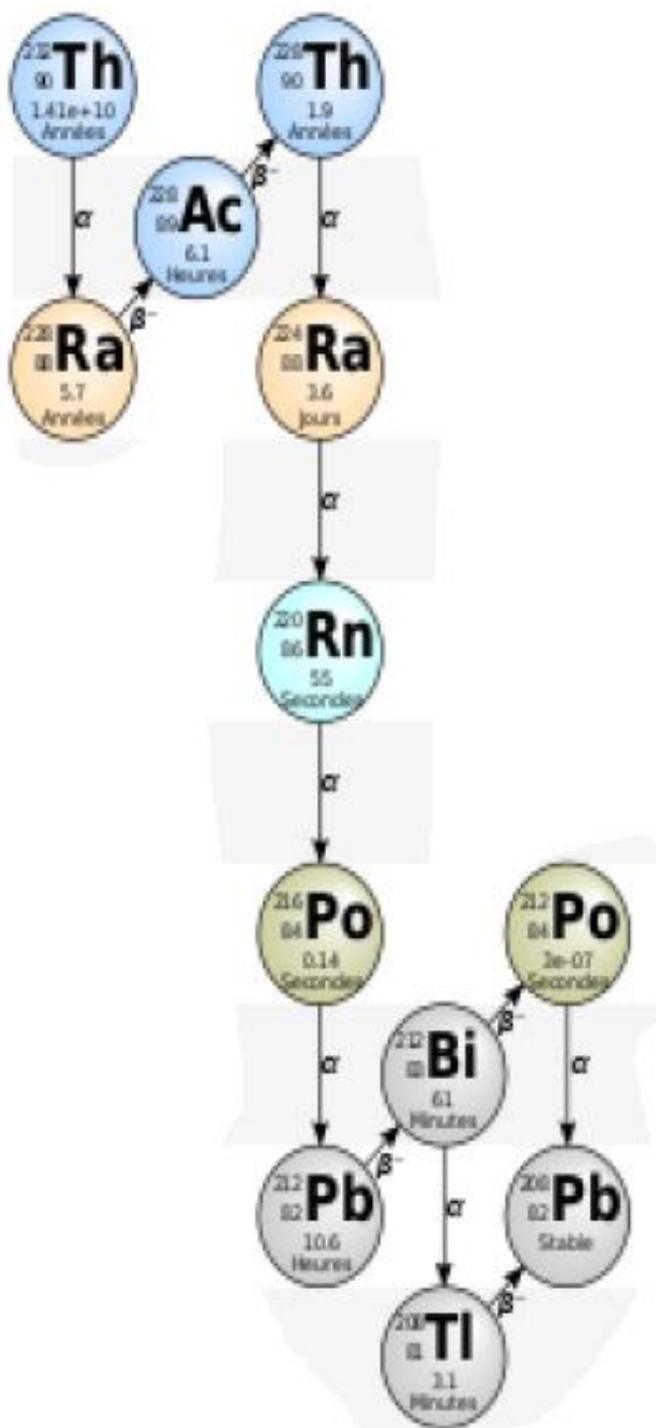


FIGURE 1.6 – Famille du ^{232}Th (fr.wikipedia.org, 2020)

1.2 Exposition de l'homme à la radioactivité et effet biologique des rayonnements ionisants

L'exposition de l'Homme à naturelle résulte des rayonnements α , β et γ issus de la désintégration des radionucléides naturels. En interagissant avec les cellules de l'organisme, ces rayonnements dits ionisants peuvent avoir les effets nocifs sur la santé humaine. Cette exposition peut être interne ou externe.

1.2.1 Exposition interne

L'exposition interne résulte de la présence des radionucléides à dans l'organisme. Elle peut être due à l'inhalation des gaz radioactifs comme le radon et le thoron, à l'ingestion des aliments contenant des radionucléides ou à la pénétration transcutanée. En fonction de leur nature physicochimique, les radionucléides peuvent s'accumuler dans les organes ou les tissus pour les irradier **Clerc, 1991**.

1.2.2 Exposition externe

L'exposition externe résulte de la présence des radionucléides au voisinage et à une distance convenable de l'Homme. Ce mode d'exposition cesse lorsque la source de rayonnements est éloignée de l'individu ou si un écran convenable est interposé entre l'individu et la source.

1.2.3 Effets biologiques des rayonnements ionisants

Lorsque le rayonnement ionisant traverse la matière vivante, le transfert d'énergie affecte les cellules ou les organes de sorte que leurs processus biologiques peuvent être perturbés.

Au niveau cellulaire, l'action de rayonnement ionisant peut conduire à l'altération de l'ADN. L'échec de la restauration de l'ADN peut entraîner la destruction immédiate ou différés de la cellule (effet cytotoxique), la mutation cellulaire ou les lésions chromosomiques.

1.3 Détection des rayonnements gamma et mesure de la radioactivité par spectrométrie gamma

Les photons gamma sont invisibles, inodores et incolores. Aucun des cinq sens de l'homme n'est donc sensible aux photons gamma. On ne les détecte qu'à travers leurs interactions avec la matière. Les mécanismes d'interaction photons gamma avec la matière ont conduit à la mise au point de différents détecteurs. Des systèmes de mesure de la radioactivité à l'instar des chaînes de spectrométrie gamma ont été développés.

1.3.1 Interactions entre le photon gamma et la matière

Lorsqu'un photon traverse la matière, il peut y déposer partiellement ou totalement son énergie suivant plusieurs processus dont les principaux sont : l'effet photo-électrique, la diffusion Compton, et l'effet de création des paires électron-positron. La probabilité d'interagir avec la matière est liée à une grandeur physique appelée « section efficace » qui est fonction du processus d'interaction et est mesurée en barns ou en cm^2 (1 barn = $10^{-24} cm^2$).

a- Effet photoélectrique

L'effet photoélectrique consiste à l'absorption totale de l'énergie d'un photon incident par un électron lié suivi de l'éjection de ce dernier de l'atome (Figure 1.7). L'électron éjecté est appelé photoélectron. L'énergie cinétique (E_c) du photoélectron est donnée par la relation suivante :

$$E_c = E_\gamma - E_l \quad (1.25)$$

où E_c est l'énergie cinétique du photoélectron ; E_γ est l'énergie du photon et E_l l'énergie de liaison de l'électron dans l'atome :

A la suite de l'effet photoélectrique l'atome se trouve dans un état excité. Il se produit alors un réarrangement du cortège électronique au cours duquel un électron d'une couche supérieure vient combler la lacune laissée par le photoélectron. L'atome ionisé possède une énergie d'excitation qui va être dispersée sous forme de fluorescence X ou par éjection d'un électron Auger (émission Auger).

La section efficace (σ_p) de l'effet photoélectrique dépend du numéro atomique de la cible et de l'énergie du photon incident. Pour la couche K , la section efficace σ_p^k est donnée par la

relation suivante (Alen et al., 1978 ; Nachab et al., 2002) :

$$\sigma_p^k = \frac{32\pi r_0 \sqrt{2}}{3} \frac{z^2}{(137)^4} \left(\frac{E_\gamma}{m_0 c^2} \right)^{-7/2} \quad (1.26)$$

Où E_γ : Énergie du photon incident ; m_0 masse de l'électron ; c : Célérité de la lumière ; $m_0 c^2 = 0,511$ MeV : Énergie de l'électron au repos ; r_0 : Rayon de l'électron (2,818 fm) ; Z : Numéro atomique de la cible.

De manière générale, quelle que soit la couche électronique, la section efficace pour l'effet photo électrique est donnée par la relation suivante (Siegbahn et al., 1965 ; Nachab et al., 2002)

$$\sigma_p = C^{te} \frac{Z^{4,35}}{E_\gamma^3} \quad (1.27)$$

Où C^{te} est une constante , Z le numéro atomique de la cible et E_γ l'énergie du photon incident

Le processus photoélectrique est d'autant plus important que le numéro atomique (Z) du milieu est élevé et l'énergie E_γ du photon est faible.

b- Diffusion Compton

La diffusion Compton consiste en une diffusion élastique d'un photon incident sur un électron faiblement lié. Lors de cette interaction, le photon incident éjecte un électron du cortège électronique de l'atome en lui cédant partiellement son énergie. Au cours de cette interaction (Figure 1.8), l'électron recule avec une énergie cinétique E_e et le photon γ est diffusé avec une énergie E'_γ . E'_γ varie en fonction de l'angle de déviation θ comme décrit par l'équation suivante qui s'obtient en utilisant les relations de conservation de l'énergie et de l'impulsion

$$E'_\gamma = \frac{E_\gamma}{1 + \frac{E_\gamma}{m_0 c^2} (1 - \cos \theta)} \quad (1.28)$$

où θ est l'angle de diffusion du photon γ .

L'énergie cinétique de l'électron de recule est donnée par la relation

$$E_e = E_\gamma - E'_\gamma \quad (1.29)$$

La section efficace différentielle par angle solide en fonction de l'énergie E_γ du photon incident et de l'angle de diffusion θ est donnée par la formule de Klein et Nishina (1928) suivante :

$$\frac{d\sigma}{d\Omega} = \frac{1}{2} r_0^2 \left\{ \frac{1}{[1 + \alpha(1 - \cos \theta)]^2} \left[1 + \cos^2 \theta + \frac{\alpha^2 (1 - \cos \theta)^2}{1 + \alpha(1 + \cos \theta)} \right] \right\} \quad (1.30)$$

Pour l'effet Compton, la section efficace augmente linéairement avec le nombre Z d'électrons disponibles (**Knoll, 2000**). Elle obéit à la relation suivante :

$$\sigma_C = C^{te} \frac{Z}{E_\gamma} \quad (1.31)$$

Où C^{te} est la constante de proportionnalité, Z le numéro atomique de la cible et E_γ l'énergie du photon incident.

Le spectre d'énergie des électrons secondaires produits par diffusion Compton se présente sous la forme d'un fond continu appelé fond Compton qui s'étend de $\theta = 0^\circ$ à l'énergie maximale de l'électron ($\theta = 180^\circ$), où l'intensité chute brusquement pour former le front Compton. Cette distribution en énergie est caractéristique de l'effet Compton (Figure 1.9).

c- Effet de création de paires électron-positron

Encore appelé effet de matérialisation, il consiste en la création d'une paire électron-positron lorsqu'un photon disparaît dans le champ coulombien d'un noyau ou d'un électron atomiques. Cet effet ne se produit qu'avec des photons d'énergie supérieure à 1022 keV, équivalente à deux fois la masse de l'électron au repos. Les deux particules créées vont perdre leur énergie à la suite de multiples collisions subies dans le milieu. Le positron suffisamment ralenti va s'annihiler avec un électron du milieu en produisant deux photons d'énergie individuelle de 511 keV émis suivant la même direction mais de sens opposés (Figure 1.10). La conservation de l'énergie se traduit par l'équation suivante :

$$E_\gamma = 2mc^2 + E_{e^-} + E_{e^+} \quad (1.32)$$

où E_γ est l'énergie du photon incident, E_{e^-} est l'énergie cinétique de l'électron, E_{e^+} l'énergie du positron, m la masse de l'électron et c la célérité de la lumière dans le vide. La section efficace du processus de production de paires électron-positron (σ_{cp}) est donnée par la formule suivante (**Alen et al., 1978 ; Nachab et al., 2002**) :

$$\sigma_{cp} = \begin{cases} \alpha r_0^2 Z^2 \left[\frac{28}{9} \ln \left(\frac{E_\gamma}{m_0 c^2} \right) - \frac{218}{27} \right] & \text{si } 2m_0 c^2 < E_\gamma < \frac{m_0 c^2}{\alpha} Z^{-\frac{1}{3}} \\ \alpha r_0^2 Z^2 \left[\frac{28}{9} \ln \left(183 Z^{-\frac{1}{3}} \right) - \frac{2}{27} \right] & \text{si } E_\gamma > \frac{m_0 c^2}{\alpha} Z^{-\frac{1}{3}} \end{cases} \quad (1.33)$$

Où α est la constante de structure fine, r_0 et m_0 sont respectivement le rayon classique et la masse de l'électron, Z le numéro atomique du matériau. Nous notons que σ_{cp} est proportionnelle à Z^2

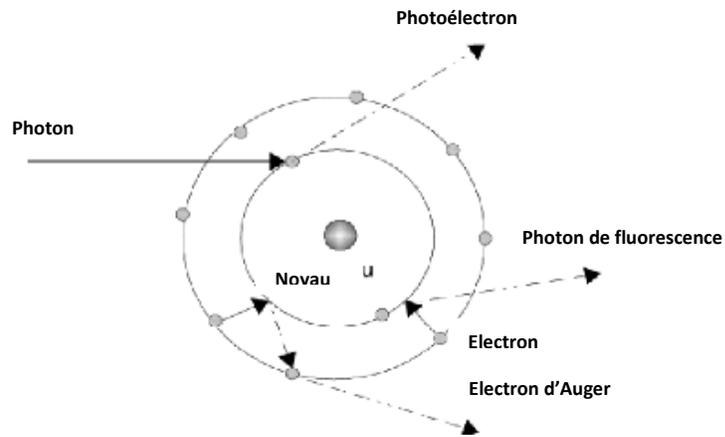


FIGURE 1.7 – Schéma représentant l'effet photoélectrique.

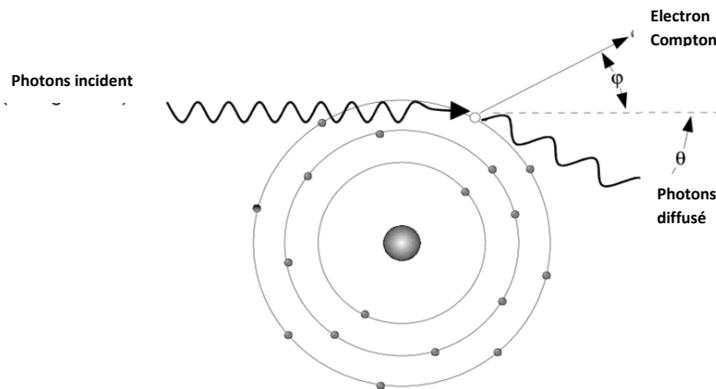


FIGURE 1.8 – Effet Compton.

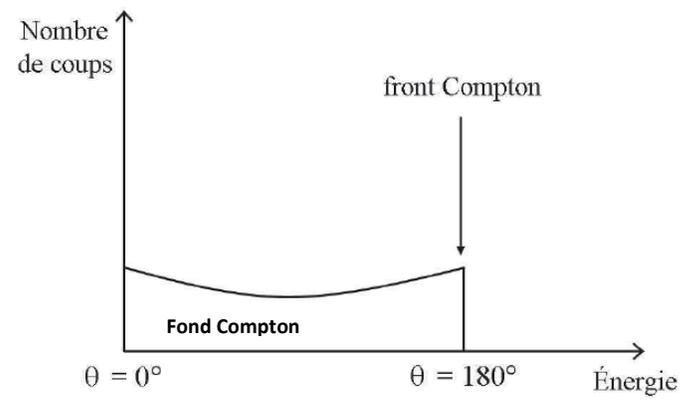


FIGURE 1.9 – Spectre d'énergie d'une diffusion Compton (researchgate.net).

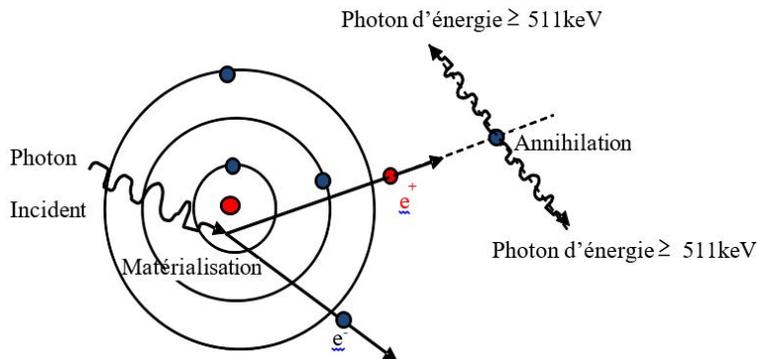


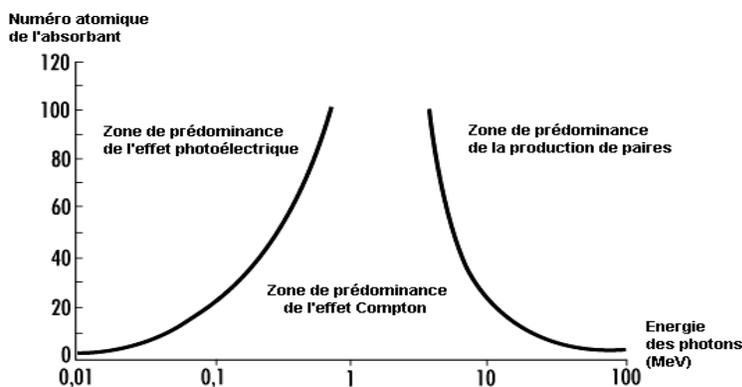
FIGURE 1.10 – Création de paires électron-positron.

1.3.2 Section efficace totale d'une interaction photon gamma-matière

La section efficace totale σ_T pour un photon d'énergie donnée qui entre en interaction avec la matière est la somme des sections efficaces σ_p de l'effet photoélectrique, σ_c de l'effet Compton et σ_{cp} de l'effet de matérialisation ou création des paires électron-positron.

$$\sigma_T = \sigma_p + \sigma_c + \sigma_{cp} \quad (1.34)$$

La section efficace de chaque processus dépend de l'énergie des photons incidents et du numéro atomique Z du matériau traversé. On définit trois zones de prépondérance pour chacune des trois interactions fondamentales en fonction du numéro atomique de la cible et de l'énergie du photon incident (Figure 1.11). Nous notons qu'à basse énergie, l'effet photoélectrique est prépondérant. A partir de 0,8 MeV, c'est l'effet Compton qui prédomine et l'effet de matérialisation devient prédominant à des hautes énergies (sensiblement à partir de 5 MeV).

FIGURE 1.11 – Prédominance des interactions photons-matière en fonction de l'énergie du photon en MeV et du numéro atomique Z du matériau (Knoll, 2000).

1.3.3 Atténuation des photons gamma dans la matière

Quand un faisceau de photons gamma traverse une tranche de matière, certains photons interagissent et disparaissent dans la matière et d'autres n'interagissent pas et émergent de la matière : on dit que le faisceau est atténué. L'atténuation des photons est exprimée par le coefficient d'atténuation linéique μ qui représente de manière macroscopique la probabilité d'interaction du photon dans la matière.

L'atténuation suit une loi exponentielle décroissante entre le nombre de photons incidents N_0 et le nombre de photons émergent N d'un milieu d'épaisseur x comme indiqué dans l'équation suivante :

$$N = N_0 e^{-\mu x} \quad (1.35)$$

Il est possible de définir le coefficient d'atténuation massique par la relation suivante :

$$\mu' (\text{en } \text{cm}^2/\text{g}) = \frac{\mu}{\rho} \quad (1.36)$$

La figure (1.10) ci-dessous représente la variation du coefficient d'atténuation massique en fonction de l'énergie des photons pour le germanium, avec les contributions des différents types d'interaction obtenus par XCOM. On constate qu'à basse énergie, l'effet photoélectrique est prépondérant.

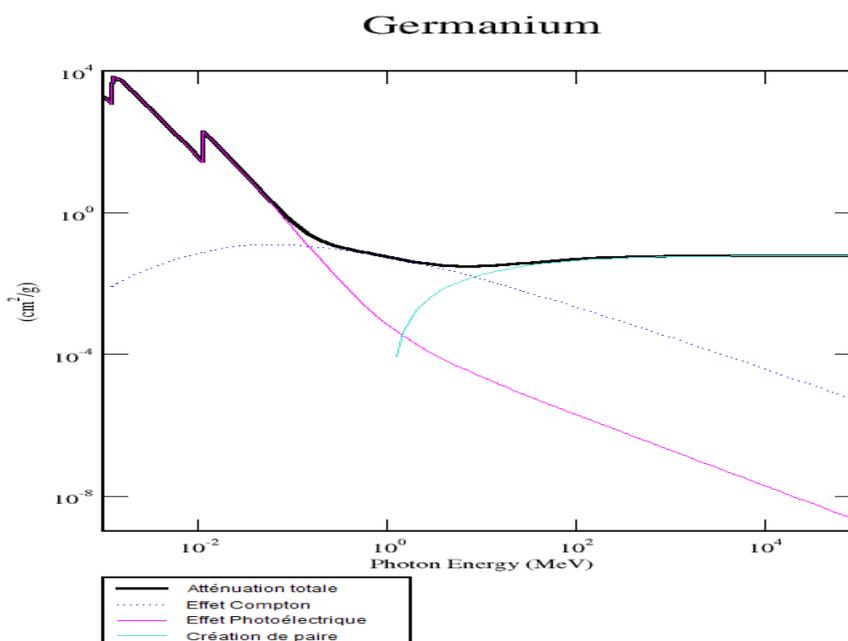


FIGURE 1.12 – Evolution des coefficients d'atténuation massiques en fonction de l'énergie du photon incident dans le germanium (NIST).

1.3.4 Détecteurs des photons gamma

Deux principaux types de détecteurs sont utilisés pour détecter les photons γ : les détecteurs à scintillateur et les détecteurs à semi-conducteur.

a- Détecteurs à scintillateur

Les détecteurs à scintillateur sont basés sur le principe d'excitation et de désexcitation. Le photon incident cède une partie ou la totalité de son énergie au scintillateur, provoquant l'excitation de ses atomes. Les atomes ainsi excités passent à l'état stable en émettant des photons de fluorescence qui sont guidés vers un photomultiplicateur. Dans le photomultiplicateur, les photons de fluorescence créent les électrons par effet photoélectrique au niveau de la photocatode et le flux électronique ainsi produit est amplifié grâce à une série de dynodes avant d'être orienté vers l'anode. On distingue les scintillateurs organiques et les scintillateurs inorganiques .

b- Détecteurs à semi-conducteur

Dans un solide cristallin, les électrons n'occupent que des niveaux d'énergie situés dans la bande de valence et dans la bande de conduction. Entre ces deux bandes peut se trouver une bande interdite appelée encore gap. Pour un conducteur, le gap n'existe pas alors que pour un isolant le gap est suffisamment grand pour rendre le passage des électrons de la bande de valence à celle de conduction impossible. Pour un semi-conducteur, le gap est suffisamment petit ($\sim 1eV$) pour que une agitation thermique ou des impuretés ou encore différents types de défauts permettent à un électron de valence de traverser le gap pour se retrouver dans la bande de conduction (Figure 1.13).

Lorsqu'un photon gamma traverse un semi-conducteur, il dépose l'énergie suite à l'interaction avec les atomes du milieu. Cette excitation permet à un électron de passer de la bande de valence à la bande de conduction créant ainsi une paire électron-trou ou porteur de charges constituée de l'électron supplémentaire de la bande de conduction et la lacune (appelée trou) laissée dans la bande de valence (**Knoll, 2000 ; William, 1994**). Dans un système de détection, ces porteurs de charges sont collectés par une haute tension.

Les semi-conducteurs les plus couramment utilisés sont le germanium (Ge), le silicium (Si), la famille du tellure de cadmium (CdTe et CdZnTe), l'arséniure de gallium (GaAs) et l'iodure

de mercure (HgI_2) (Fichtel et Trombka, 1997).

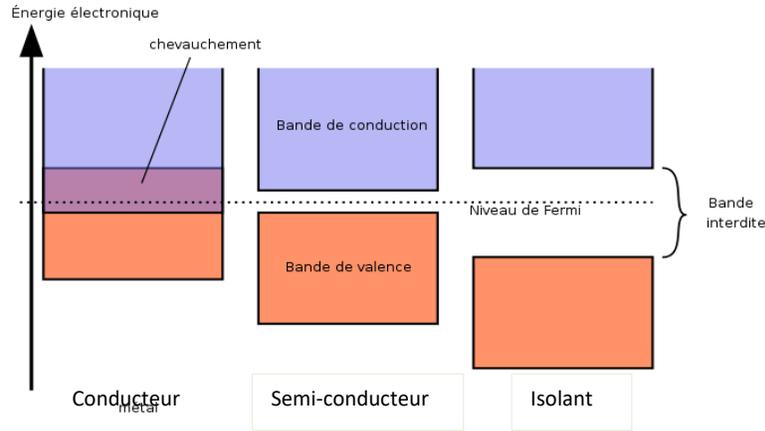


FIGURE 1.13 – Bande de conduction, bande interdite (gap) et bande de valence dans une structure cristalline.

1.3.5 Caractéristiques d'un détecteur de photons gamma

Les paramètres caractéristiques d'un détecteur sont : l'efficacité de détection, le temps mort, le mouvement propre, la résolution en énergie et les caractéristiques géométriques.

a- Efficacité de détection

L'efficacité de détection dépend d'une part du type de radiation, de son énergie et du matériau constituant le détecteur, et d'autre part de la géométrie de détection et de la probabilité d'interaction du photon dans le détecteur.

On définit deux classes d'efficacité :

- L'efficacité intrinsèque (ε_{int}) qui dépend du type de rayonnement, de son énergie et du matériau constituant le détecteur. Elle est définie par :

$$\varepsilon_{int} = \frac{\text{nombre d'venement enregistrs}}{\text{nombre de particules arrivant sur sur le dtecteur}} \quad (1.37)$$

- L'efficacité absolue (ε_{abs}) qui dépend de la géométrie de détection et de la probabilité d'interaction du photon dans le détecteur. Elle est définie par :

$$\varepsilon_{abs} = \frac{\text{nombre d'venement enregistrs}}{\text{nombre de particules mises sur par l'chantillon}} \quad (1.38)$$

b- Temps mort

Le temps mort est le plus petit intervalle de temps entre deux informations pour être comptabilisées individuellement par le système.

c- Mouvement propre

Le mouvement propre d'un détecteur est le taux de comptage enregistré en absence de toute source de rayonnements ionisants. Il provient du bruit de fond naturel (radioactivité ambiante et rayonnements cosmiques), de la radioactivité propre des matériaux constitutifs du détecteur et du bruit de l'électronique associée.

d- Résolution en énergie

La performance d'un détecteur se caractérise par sa résolution énergétique, ΔE , ou largeur à mi-hauteur des pics (FWHM = Full Width at Half Maximum) qui détermine la capacité du détecteur à séparer des raies voisines dans le spectre. Elle dépend de l'énergie des photons incidents et du matériau du détecteur. Si σ est l'écart-type de la distribution statistique du pic, en considérant le cas idéal où le pic a une forme parfaitement gaussienne (Figure 1.14), la résolution est donnée par la relation suivante :

$$FWHM = \Delta E = \sqrt{8 \ln 2} \times \sigma \approx 2.35\sigma \quad (1.39)$$

Pour un pic centré sur une énergie E_M , le pouvoir de résolution R du détecteur est le rapport

$$R = \frac{\Delta E_M}{E_M} \text{ (en\%)} \quad (1.40)$$

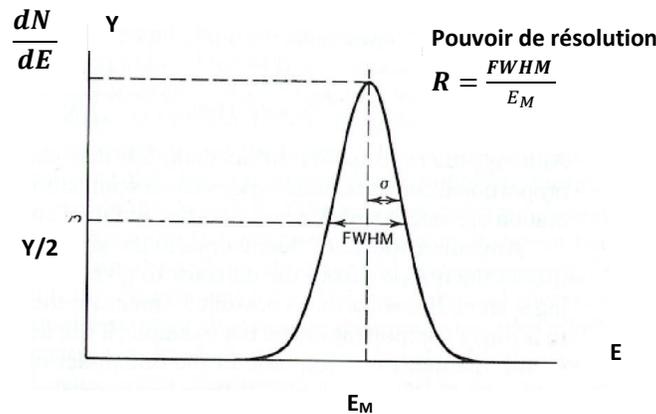


FIGURE 1.14 – Distribution gaussienne.

e- Caractéristiques géométriques

Les caractéristiques géométriques du détecteur définissent la forme du détecteur, l'importance de sa surface sensible et sa directivité.

1.3.6 Détecteurs au Germanium Hyper Pur (GeHP)

Le détecteur GeHP est de type semi-conducteur. Le Germanium (Ge) a un gap très étroit ($E_g = 0,66$ eV) permettant la création d'un grand nombre de porteurs de charges. Sa densité et son numéro atomique élevés ($Z = 32$) permettent d'avoir un détecteur de photons gamma de haute résolution (entre la dizaine de keV et la dizaine de MeV) (**Fichtel et Trombka, 1997**). Pour ce type GeHP le refroidissement à de très basse température est indispensable pour réduire l'agitation thermique des porteurs de charge afin d'éviter au courant de fuite d'induit un bruit devant influencer la résolution en énergie du détecteur. Ces basses températures sont généralement atteintes soit à l'aide de l'azote liquide stocké dans un Dewar à une température de 77 K, soit par l'utilisation des cryogénérateurs qui produisent du froid par compression et détente de gaz (hélium).

Suivant leur configuration, on distingue les détecteurs planaires, les détecteurs Coaxiaux et les détecteurs puits (Figure 1.15).

Les détecteurs planaires ont une très bonne résolution en énergie et leur efficacité est grande. Ils ont une réponse à une large gamme d'énergie (de 1 keV à 1 MeV) et sont adaptés pour les échantillons minces (**Knoll, 2000 ; Gilmore, 1995**).

Les détecteurs coaxiaux ont une forme cylindrique avec une partie centrale creuse. Ils ont des gros volumes leur permettant d'optimiser leurs efficacités pour les hautes énergies. Leur résolution est bonne. Ils sont adaptés à la mesure des photons de haute énergie et sont utilisés pour les échantillons volumineux (**Knoll, 2000 ; Gilmore, 1995**).

Les détecteurs puits ont une forme en « U » et les échantillons sont introduits à l'intérieur entraînant l'augmentation de l'efficacité de détection dans un angle solide proche de 4π . Ils ont une bonne résolution et sont appropriés à des mesures aux basses énergies et pour des échantillons de faibles quantités (**Knoll, 2000 ; Gilmore, 1995**).

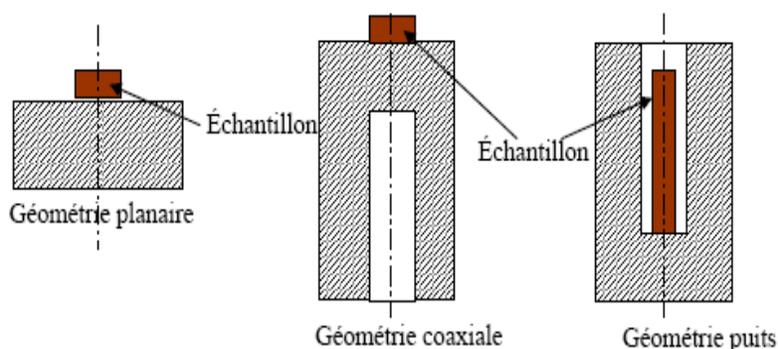


FIGURE 1.15 – Les différentes configurations géométriques des détecteurs germanium.

1.3.7 Spectrométrie gamma

La spectrométrie gamma est une technique non destructive de mesure nucléaire utilisée pour identifier et quantifier les radioéléments dans un échantillon par la mesure de l'énergie et du nombre des rayonnements gamma émis.

a- Description d'une chaîne de spectrométrie gamma

De manière générale, une chaîne de spectrométrie est constituée d'un détecteur connecté à une haute tension qui a pour rôle de collecter les porteurs de charges électriques (paires électron-trou pour les semi-conducteurs) et de différents modules électroniques de traitement. Ces modules ont pour rôle d'amplifier, de mettre en forme et d'acquérir le signal délivré par le détecteur. Il s'agit notamment du préamplificateur, de l'amplificateur, du convertisseur analogique/numérique (ADC), de l'électronique d'acquisition (AMC) et du logiciel d'analyse (Figure 1.16).

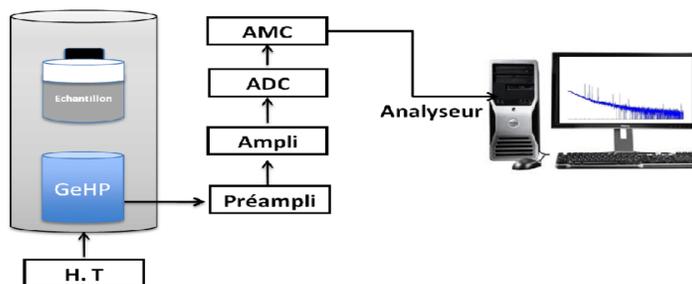


FIGURE 1.16 – Schéma simplifié d'une chaîne de spectrométrie γ (researchgate.net).

- Le préamplificateur de charge convertit la charge collectée en tension électrique et effectue une première amplification. Il est placé le plus près possible du détecteur pour diminuer le bruit électronique.
- L'amplificateur assure la mise en forme du signal et effectue une seconde amplification. Il filtre les parasites afin d'optimiser le rapport signal sur bruit.
- Le convertisseur analogique-numérique (ADC) transforme le signal analogique transmis par l'amplificateur en un signal numérique proportionnel à l'énergie déposée par le photon incident dans le détecteur.
- Le système d'acquisition du spectre associe le signal numérique transmis par le ADC à un canal de l'analyseur multicanal et génère le spectre qui est visualisé sur un PC et peut être analysé à l'aide d'un logiciel approprié.

b- Notion de spectre

Un spectre est un ensemble de pics provenant des différents processus d'interaction du photon avec la matière (effet photoélectrique, diffusion Compton et production de paires). Un pic est un signal supérieur au bruit de fond observé dans un canal. La figure 1.17 ci-dessous présente l'exemple de spectre d'une source mono-énergétique d'énergie $E_\gamma=2500$ keV. Nous identifions sur cette figure les pics suivants :

- **Le pic d'absorption totale** correspondant au dépôt de la totalité de l'énergie du photon incident dans le détecteur, soit par l'effet photoélectrique, soit par une combinaison des trois effets.
- **Le pic de rétrodiffusion** correspondant à la rétrodiffusion des photons dans le milieu environnant de la partie active du détecteur.
- **Le fond Compton** qui s'étale entre le pic de rétrodiffusion et le pic d'absorption totale et qui correspond aux transferts partiels de l'énergie des photons incidents dans le détecteur via une diffusion Compton.
- **Les pics d'échappement** correspondant à l'effet de matérialisation et positionnés aux énergies $E = E_\gamma - 511\text{keV}$ et $E = E_\gamma - 1022$ keV respectivement pour les pics de premier et second échappement.
- **Le pic d'annihilation** correspondant à la détection d'un photon provenant de l'annihilation d'un positron avec un électron du milieu traversé. Il est positionné à une énergie $E = 511\text{keV}$.

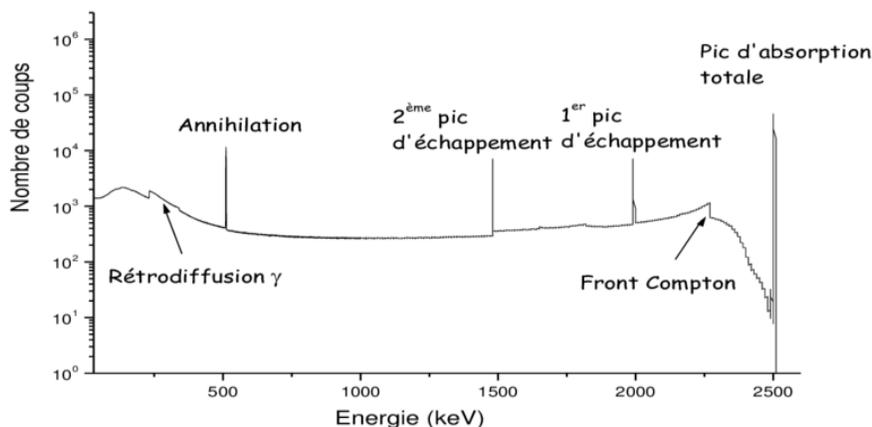


FIGURE 1.17 – Exemple du spectre d'une source mono-énergétique d'énergie 2500.

c- Analyse du spectre

L'analyse du spectre consiste à dépouiller le spectre pour identifier les pics utiles, déterminer les types de radionucléides présents dans l'échantillon ainsi que leurs concentrations. L'analyse du spectre est alors à la fois qualitative et quantitative et est fait au moyen de l'étalonnage de la chaîne de spectrométrie.

●**Analyse qualitative** L'analyse qualitative consiste à déterminer la nature des radionucléides présents dans l'échantillon. Elle se fait au moyen de l'étalonnage en énergie de la chaîne de spectrométrie, qui consiste à attribuer à chaque canal une énergie. L'étalonnage en énergie s'effectue en utilisant une source radioactive ayant les raies d'énergie bien connues.

●**Analyse quantitative** L'analyse quantitative consiste à déterminer les activités des radionucléides dans l'échantillon. Elle se fait au moyen de l'étalonnage en efficacité de la chaîne de spectrométrie. La détermination de l'efficacité ou l'étalonnage en efficacité d'un détecteur permet d'établir le rendement de détection du détecteur en fonction de l'énergie du rayonnement. Elle peut être réalisée en utilisant :

- les calculs purement mathématiques avec la simulation Monté Carlo ;
- le logiciel mathématique de calibration « Laboratory Sourceless Object Counting System (LabSOCS) » (méthode semi-expérimentale) ;
- les sources à étalon provenant des laboratoires des étalons ou de l'inter-comparaison (méthode expérimentale) (**Courtine, 2007**).

Lorsqu'on utilise la source à étalon pour l'étalonnage en efficacité du détecteur, cette source

et l'échantillon doivent être de matrices identiques, présenter les mêmes propriétés physiques et chimiques. La mesure des échantillons doit se réaliser dans les mêmes conditions que celles de l'étalonnage en ce qui concerne les réglages des circuits, la configuration géométrique du mesurage. Au cas où les propriétés physiques et chimiques de l'échantillon et celles de la source à étalon sont différentes, il convient d'appliquer les corrections de l'effet d'autoabsorption des photons gamma (ISO/DIS 18589-3).

d- Seuil de Décision, Limite de Détection et Activité Minimale Détectable

Les résultats de mesure de radioactivité naturelle dans les échantillons environnementaux sont généralement de faibles activités et sont susceptibles d'être imprécises à cause des fluctuations statistiques du signal et du bruit de fond. Il est donc important de définir pour de telles mesures, l'Activité Minimal Détectable (AMD) par la chaîne de mesure utilisée. Pour y parvenir, les notions de Seuil de Décision (SD) et Limite de Détection (LD) ont été définies par (Figure 1.18). Ces deux notions sont basées sur la théorie du test d'hypothèse.

Le seuil de décision (SD) correspond au niveau d'activité qui permet de décider de la présence ou non d'un radioélément. Il représente les fluctuations maximales du bruit de fond au-delà desquelles l'activité mesurée est considérée comme vraie.

La limite de détection (LD) indique si l'activité du radionucléide est quantifiable ou pas. Elle correspond aux fluctuations maximales que pourrait avoir un échantillon d'activité nulle. LD est décrite dans (Currie, 1968) en supposant une distribution gaussienne des comptages dus au bruit de fond et un niveau de confiance de 95% correspondant à la présence effective du pic. Si B est le bruit de fond, LD et SD sont donnée par les formules suivantes :

$$LD = 2,71 + 4,65\sqrt{B} \quad (1.41)$$

$$SD = \frac{LD}{2} \quad (1.42)$$

L'Activité Minimale Détectable (AMD) est la plus petite valeur de l'activité radioactive que nous pouvons quantifier dans les mesures de basse activité avec un certain degré de confiance, afin de distinguer entre la valeur de l'activité d'un radionucléide et la valeur issue du bruit de fond. Pour un radionucléide, l'AMD est donné par la formule suivante (Knoll, 2000 ; Gilmore, 2011) :

$$AMD = \frac{LD}{\varepsilon(E).t.P_Y(E).m} \quad (1.43)$$

LD est la limite de détection ; $\varepsilon(E)$ l'efficacité du détecteur pour d'énergie E du radionucléide considéré, t la durée du comptage du bruit de fond (en s) ; $P_\gamma(E)$ la probabilité d'émission du gamma d'énergie E et m la masse de l'échantillon (en kg).

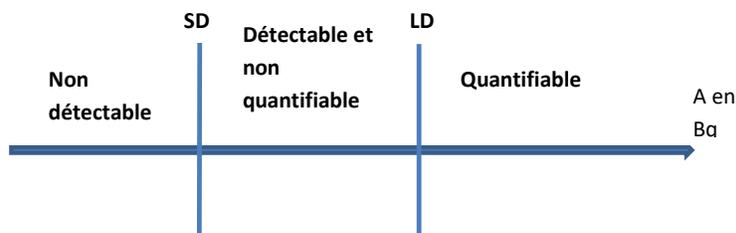


FIGURE 1.18 – Représentation schématique du seuil de décision et de la limite de détection.

1.4 État des lieux sur la radioactivité naturelle à Fongo-Tongo

1.4.1 Situation géographique

Fongo-Tongo est une commune du Cameroun, située dans la région de l'Ouest, dans le département de la Menoua et plus précisément sur la pente sud-ouest des monts Bamboutos (Tematio, 2005), à 13 km de la grande ville de Dschang (Figure1.19).

Le climat de la commune de Fongo-Tongo est subéquatorial (Leumbe Leumbe et al., 2005 ; Ngoufo, 1988), froid et humide, marqué par une longue saison des pluies (mars - novembre) et une courte saison sèche (décembre - février). La température moyenne annuelle se situe entre 22 et 28°C. Les précipitations annuelles oscillent entre 1800 et 2000 mm de pluie. Le relief est constitué alternativement de plaines et de montagnes.

Le régime hydrographique de Fongo-Tongo est constitué des cours d'eau permanents et saisonniers qui prennent leur source sur les flancs de chaînes de montagnes et des chutes d'eau dont la plus célèbre est celle appelée « Mami Water » située à Apouh qui confère à ce lieu un site touristique.

Les sols de Fongo-Tongo sont de type ferrallitique andique. Ils sont rouges et épais (jusqu'à

12 m), très légers (Densité entre 0,7 et 1) et poreux. (Leumbe Leumbe, 2003; Tematio et al., 2004).

Sur le plan géochimique, on note la présence de la silice (47,80 % SiO_2), de l'aluminium (25,00 % Al_2O_3), du fer (8,40 % Fe_2O_3), du potassium (2,71 % K_2O) et du sodium (2,80% Na_2O) et en quantité négligeable le magnésium (0,18 % MgO), le calcium (0,27 % CaO), le Titium (0,87 % TiO_2), le Manganèse (0,21 % MnO) et le Phosphore (0,13 % P_2O_5) (Leumbe Leumbe 2003; Tematio et al. 2004). FONGO TONGO abrite l'un des principaux gisements de bauxite découvert en 1957 par les prospecteurs de BUMIFOM (Hiéronymus, 1973; Weecksteen, 1957).

Selon Wouatong et al (2014), la minéralogie du sol de Fongo-Tongo révèle la présence de minéraux nouvellement formés : illite, kaolinite, gibbsite, hématite, goethite et minéraux primaires résiduels : quartz et feldspath basique.

La majorité des maisons est construite en briques de terre.

1.4.2 Quelques données disponibles sur la radioactivité naturelle dans le sol de Fongo-Tongo

Plusieurs scientifiques s'intéressent à l'évaluation de la radioactivité naturelle du sol de la localité de Fongo-Tongo (Ndontchueng et al., 2015), (Nguelem et al., 2016) et (Nguelem et al., 2017). Ces scientifiques ont jusqu'ici utilisé un détecteur à large gamme d'énergie ou « Broad Energy Germanium Detector (BEGE 6350) », étalonné en efficacité par le logiciel mathématique de calibration « Laboratory Sourceless Object Counting System (LabSOCS) ». Les valeurs moyennes des concentrations d'activité du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K celles des doses efficaces obtenues dans ces travaux sont contenues dans le tableau 1.1 ci-dessous.

Il convient de signaler qu'avec Ndontchueng et al. (2015), quelques anomalies avaient été relevées. En effet, 85% des échantillons prélevés sur le gisement de bauxite et 100% de ceux prélevés au lieu-dit « Mami-water » ont présenté les concentrations d'activité du ^{40}K inférieures à la limite de détection. Cette défaillance avait été justifiée par le fait que le background du détecteur BEGE 6350 utilisé était élevé.

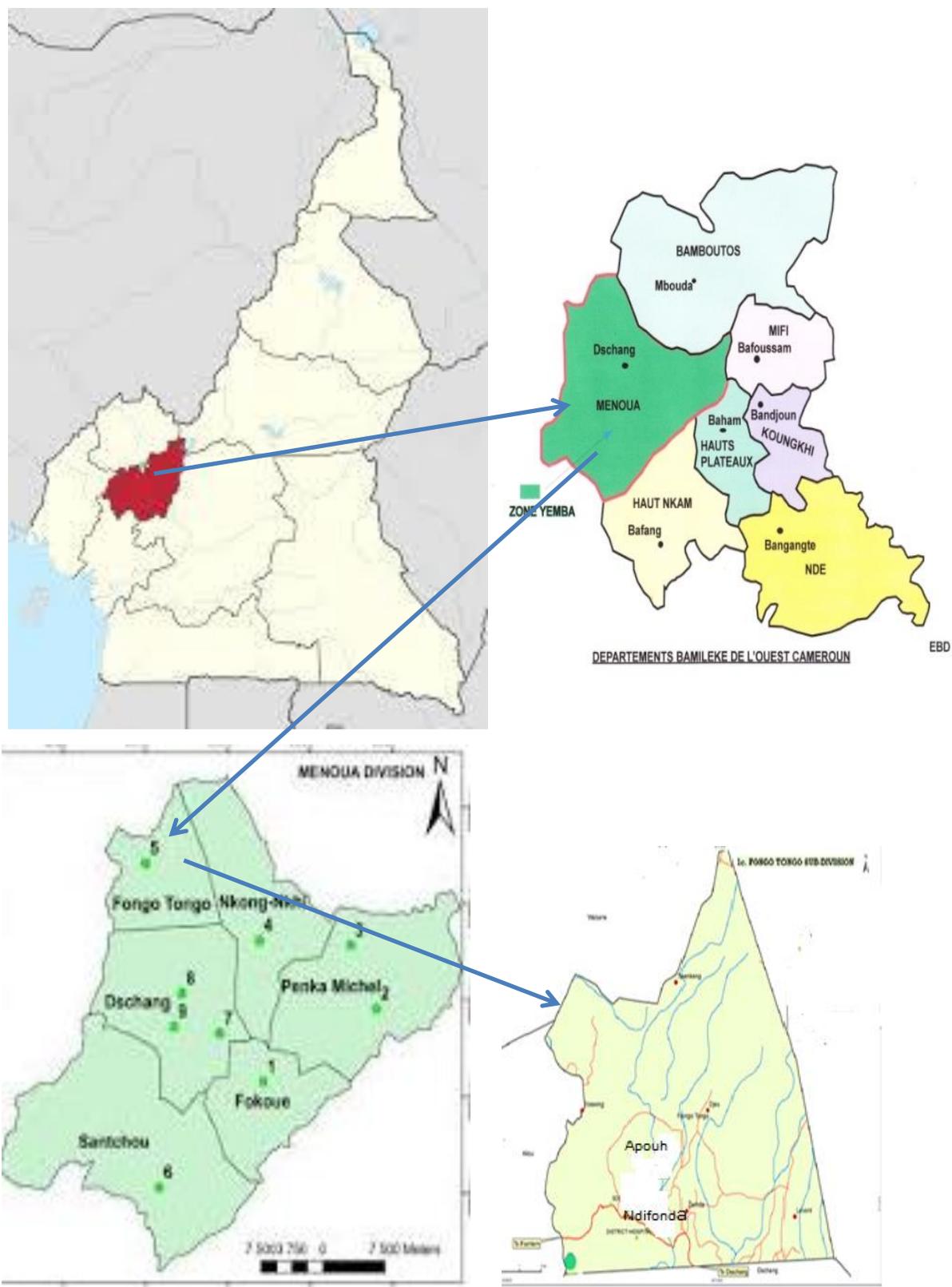


FIGURE 1.19 – Localisation de la zone d'étude (carte administrative du Cameroun).

TABLE 1.1 – Données disponibles sur la radioactivité naturelle dans les sols de Fongo-Tongo

Lieu d'étude	Activité spécifique moyenne dans le sol (en Bq/kg)			doses efficaces annuelle (mSv/an)	référence
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K		
Fongo-Tongo (gisement de bauxite)	108	117,79	143,07	0,76	Ndontchueng et al (2015)
Fongo-Tongo lieu-dit « Mami-Water»	113,15	196.14	-	1,05	
Fongo-Tongo (gisement de bauxite)	125	157	671	0.92	Nguelem et al (2016)
Fongo-Tongo lieu-dit « Mami-Water »	138,2	116,10	880,92	1,07	Nguelem et al (2017)

Nous venons de passer en revue dans ce chapitre les généralités sur la radioactivité, la mesure de la radioactivité par spectrométrie gamma, la situation géographique et quelques données disponibles sur la radioactivité naturelle du sol de la commune de Fongo-Tongo. Nous présentons dans le chapitre suivant le matériel et la méthode utilisés dans le cadre de notre travail.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le présent travail a consisté à prélever les échantillons de sol dans les localités de Ndifonda et Apouh à Fongo-Tongo, mesurer les concentrations d'activité des radionucléides naturelle à l'aide d'une chaîne de spectrométrie gamma et utiliser les mesures obtenues pour déterminer les paramètres radiologiques d'exposition et évaluer le risque radiologue pour les habitants. Nous présentons dans ce chapitre la méthodologie et le matériel utilisés pour chacune des étapes suscitées.

2.1 Échantillonnage

Les sols de Ndifonda et d'Apouh présentent une morphologie complexe. Ainsi le mode aléatoire a été adopté pour le prélèvement des échantillons de sol sur les deux sites. Les équipements sélectionnés pour le prélèvement des échantillons étaient des machettes ; une pelle bêche ; un couteau à lame d'acier inoxydable ; un sceaux ; une bâche sèche ; des Sacs à large ouverture et le matériel d'identification des échantillons (étiquettes, marqueurs, le scotch etc.)

Les échantillons ont été prélevés entre 10 et 15 cm de profondeur dans le sol. Chaque point d'échantillonnage avait la forme d'un carré d'environ 3,5 m de côté. Neuf (09) prélèvements élémentaires ont été effectués au centre, à chaque sommet et au milieu de chaque côté du carré (Figure??) et mélangés pour constituer un échantillon destiné à la préparation ((Figure2.1).

Les coordonnées géographiques de Chaque point de prélèvement était relevées à l'aide d'un Système de Positionnement Global (GPS) (Figure2.2).

Chaque échantillon prélevé était emballé et étiqueté de manière à indiquer (Figure-2.3) :

- le code d'identification de l'échantillon ;
- le lieu d'échantillonnage ;
- la date du prélèvement ;

- les coordonnées géographiques du point de prélèvement ;
- la profondeur du prélèvement ;
- les autres observations nécessaires à l'interprétation des résultats, notamment les activités menées sur le site (exploration minière sur les deux site et culture du haricot sur la majorité d'espace à Apouh) .

Le tableau 2.1 présente pour chaque site de prélèvement, le code d'identification de chaque échantillon et les coordonnées géographiques du point de prélèvement.



FIGURE 2.1 – Point de prélèvement constitué de neuf sous prélèvements.



FIGURE 2.2 – Prise des coordonnées géographiques d'un point de prélèvement à l'aide du GPS.



FIGURE 2.3 – Echantillon identifié.

TABLE 2.1 – Identification des échantillons prélevés à NDIFONDA.

Echantillons de sol de Ndifonda		Echantillons de sol d'Apouh	
Code de l'échantillon	Coordonnées géographiques	Code de l'échantillon	Coordonnées géographiques
B1	N: 05°32.820' E: 009°59.616'	M1	N: 05°32.623' E: 009°59.837'
B2	N: 05°32.863' E: 009°59.580'	M2	N: 05°32.660' E: 009°59.844'
B3	N: 05°32.806' E: 009°59.585'	M3	N: 05°32.655' E: 009°59.801'
B4	N: 05°32.775' E: 009°59.547'	M4	N: 05°32.639' E: 009°59.781'
B5	N: 05°32.727' E: 009°59.523'	M5	N: 05°32.657' E: 009°59.747'
B6	N: 05°32.769' E: 009°59.505'	M6	N: 05°32.679' E: 009°59.720'
B7	N: 05°32.830' E: 009°59.511'		
B8	N: 05°32.840' E: 009°59.564'		

2.2 Préparation des échantillons

Après le prélèvement, la préparation des échantillons s'est déroulée en quatre grandes étapes suivantes :

- le prétraitement
- le traitement ;
- le conditionnement ;
- le stockage.

Le diagramme de l'évolution de l'échantillon entre le site d'échantillonnage et le laboratoire de spectrométrie gamma est présenté à l'annexe 1. Ce diagramme indique les différentes opérations qui permettent de passer des échantillons composites aux échantillons de laboratoire destinés donc à la mesure sur la chaîne de spectrométrie gamma.

Le prétraitement a consisté à trier chaque échantillon de manière à éliminer des éléments grossiers de taille supérieure à 2 cm ainsi que les herbes et les racines (Figure 2.4), de laisser l'échantillon trié à l'aire libre à la température ambiante durant 48 heures pour obtenir des échantillons destinés au traitement en laboratoire (Figure 2.5). Après le prétraitement les échantillons ont été à nouveau emballés et identifiés.

Le traitement des échantillons s'est déroulé dans le Laboratoire de Radioanalyse du Centre National des Sciences et Technologies Nucléaires (CNSTN) en Tunisie. Elle a consisté au séchage de chaque échantillon à l'étuve à une température de 80°C durant 10 heures (Figure 2.6), au broyage de chaque échantillon séché dans un mortier à l'aide d'un pilon (Figure 2.7) et au tamisage et à l'homogénéisation de chaque échantillon broyé.

Chaque échantillon tamisé et mixé a été conditionné dans une géométrie en plastique cylindrique de volume 100ml, munie d'un couvercle à vis, étiquetée de manière à indiquer le code, la masse et la date du conditionnement de l'échantillon (Figure 2.8), puis stocké au laboratoire pendant au moins quatre (04) semaines (Figure 2.9). Le but étant d'atteindre l'équilibre séculaire entre le radon et ses descendants.



FIGURE 2.4 – *Triage d'un échantillon.*



FIGURE 2.5 – *Echantillon de laboratoire.*



FIGURE 2.6 – *Échantillons en cours de séchage dans l'étuve.*



FIGURE 2.7 – Équipements utilisés pour le broyage des échantillons.

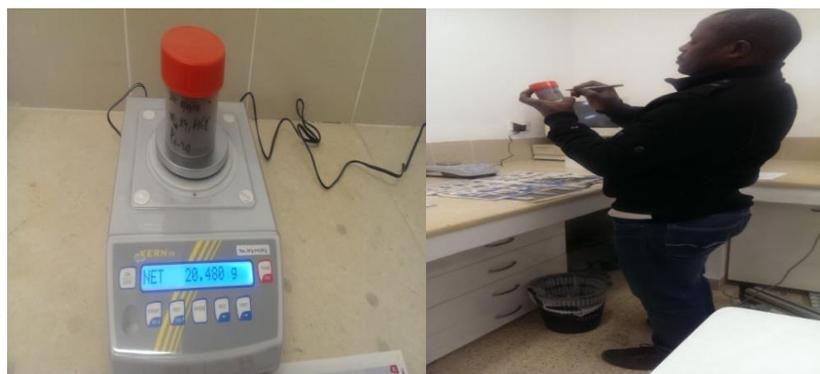


FIGURE 2.8 – Echantillon en cours de conditionnement.



FIGURE 2.9 – Echantillons conditionnés au laboratoire en stockage.

2.3 Mesure de la radioactivité dans les échantillons

La mesure des concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K dans les échantillons de sol prélevés a été effectuée dans le Laboratoire de Radioanalyse du CNSTN en Tunisie. La chaîne de spectrométrie gamma utilisée était munie d'un détecteur coaxial au Germanium Hyper pur (GeHP), ayant un rendement relatif de 50% à l'énergie 1332 keV du ^{60}Co et une résolution de 1,9 keV à 1332 keV. Afin de réduire l'effet du rayonnement de fond sur la mesure, le système est placé dans un blindage en plomb de 10,8 mm recouvert de feuilles de cuivre de 2,5 mm et de fibre de carbone de 1,6 mm. Le détecteur est maintenu à basse température par l'azote liquide. Le certificat d'assurance qualité du détecteur de cette chaîne de spectrométrie est présenté à l'annexe 2 de la présente thèse.

Le mesurage des échantillons a suivi les étapes suivantes :

- contrôle qualité de la chaîne de spectrométrie ;
- étalonnage en énergie du système ;
- étalonnage en efficacité du système ;
- mesure du background ;
- acquisition du spectre ;
- analyse spectrale et calcul des activités ;
- calcul des incertitudes.

2.3.1 Contrôle qualité de la chaîne de spectrométrie gamma

Avant le début des mesures, le contrôle qualité de la chaîne de spectrométrie a consisté à la vérification de la constance en énergie. La carte de contrôle réalisée a pris en compte les résultats des mesures régulièrement effectuées sur la chaîne de spectrométrie avec les sources d' ^{241}Am à 59,72 keV, du ^{137}Cs à 661,38 keV et du ^{60}Co à 1332,19 keV depuis l'acquisition de la chaîne en 2005. Il était question de se rassurer que toutes les valeurs obtenues sont comprises entre la limite de contrôle supérieur (UCL) et la limite de contrôle inférieur (LCL). UCL et LCL sont données par les relations suivantes :

$$UCL = AV + 3S \quad (2.1)$$

$$LCL = AV - 3S \quad (2.2)$$

Où AV est la valeur moyenne pour la série de mesures pour chaque énergie et S l'écart-type.

2.3.2 Étalonnage en énergie de la chaîne de spectrométrie gamma

Il consiste à établir la corrélation entre une énergie et le numéro de canal du spectre. Cette opération se fait automatiquement à l'aide du logiciel qui utilise le spectre de la source-étalon pour relier automatiquement l'énergie aux numéros des canaux. La chaîne de spectrométrie est linéaire en énergie et une bonne approximation de la corrélation permet d'écrire :

$$E = a.n + b \quad (2.3)$$

Où E représente l'énergie de la source du photopic (en keV) ;

n : le numéro de canal d'accumulation maximum de coups ;

a : le coefficient directeur(en keV/canal) ;

b : la valeur à l'origine.

La représentation graphique de l'énergie E en fonction du numéro du canal n est alors une droite.

En pratique, l'étalonnage en énergie du détecteur a consisté à faire l'acquisition des spectres des sources ponctuelles dont on connaît les radionucléides pour attribuer les valeurs exactes de leur énergie aux pics qu'ils présentent. Dans le cadre de notre travail nous avons utilisé une source standard multi-gamma contenant l' ^{241}Am à 59,72 keV, le ^{137}Cs à 661,38 keV et le ^{60}Co à 1172,89 keV et 1332,19 keV.

2.3.3 Étalonnage en efficacité

L'étalonnage en efficacité consiste à déterminer le rendement de la chaîne de détection. Il a été fait en utilisant une source-étalon fabriquée par Eckert & Ziegler Analytics (certificat d'étalonnage n° 83569-402), contenu dans une géométrie similaire à celle utilisée pour la mesure des échantillons (géométrie en plastique de volume 100 ml, munie d'un couvercle à vis) (Figure 2.10). La matrice de la source à étalon utilisée étaient aussi celles du sol. Ce qui nous a permis de nous affranchir des corrections de l'auto absorption des photons gamma. Le certificat de la source à étalon est présenté à l'annexe 3 du présent document. Les données des radionucléides présents dans la source-étalon et inscrites dans le certificat de cette source sont présentées dans le tableau 2.2.

Les étapes suivantes ont été suivies pour l'étalonnage en efficacité de la chaîne de spectrométrie :

• **Etape 1 : Détermination des points d'étalonnage en efficacité de la chaîne de spectrométrie**

Les points d'étalonnage sont constitués des énergies des radionucléides présents dans la source à étalon (en abscisse) et de l'efficacité correspondante (en ordonnée). Pour chaque radionucléide du point d'étalonnage, l'efficacité est le rapport de l'activité du radionucléide mesurée avec la chaîne de spectrométrie sur l'activité nominale inscrite sur le certificat de la source et rapportée à la date de la mesure. L'activité nominale rapportée à la date de la mesure permet de prendre en compte la décroissance radioactive.

Dans le cadre de notre travail, l'acquisition du spectre en vue de déterminer les points d'étalonnage a duré pratiquement 24 heures.

Pour chaque énergie E caractéristique d'un radionucléide présent dans la source-étalon, l'efficacité absolue de la chaîne de spectrométrie a été calculée en utilisant la relation suivante :

$$\varepsilon = \frac{N_{net}(E)}{A.P(E).t_c} \quad (2.4)$$

Avec

ε : efficacité du détecteur à l'énergie E ,

$N_{net}(E)$: Surface net ou le nombre de coups net dans le pic d'énergie E (en coups. s^{-1});

A = activité nominale du radionucléide calculé au temps de la mesure en prenant en compte la décroissance radioactive (en en coups. s^{-1});

$P(E)$: probabilité d'émission du rayonnement gamma par le radionucléide à l'énergie

E, t_c : Temps de comptage (en s)

L'incertitude Δ_ε sur la mesure de l'efficacité du détecteur est donnée par la relation suivante tirée du document de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique **IAEA-TECDOC-1401 (2004)** :

$$\frac{u(\varepsilon)}{\varepsilon} = \sqrt{\left(\frac{u(N_{net})}{N_{net}}\right)^2 + \left(\frac{u(A)}{A}\right)^2 + \left(\frac{u(P_\gamma(E))}{P_\gamma(E)}\right)^2 + \left(\frac{u(t_c)}{t_c}\right)^2} \quad (2.5)$$

Où : $u(N_{net})$: Incertitude sur la surface nette du pic ;

$u(A)$: Incertitude sur l'activité du radioélément ;

$u(P_\gamma(E))$: Incertitude sur la probabilité d'émission d'un rayonnement gamma d'énergie ;

$u(t_c)$: Incertitude sur le temps de comptage (négligeable).

L'étalonnage a suivi les étapes suivantes :

- **Étape 2 : Courbe d'étalonnage en efficacité de la chaîne de spectrométrie**

A partir des points d'étalonnage, nous obtenons par l'ajustement d'une expression polynomiale la courbe d'étalonnage qui donne l'efficacité en fonction de l'énergie. Cette courbe a généralement une forme standard complexe (Figure 2.11) et ne permet pas de donner une expression généralisée de l'efficacité en fonction de l'énergie. Pour obtenir une telle expression, nous avons mené des approximations en utilisant le logiciel Excel.

- **Étape 3 : Approximation faites avec le logiciel Excel**

Le but de ces approximations est de trouver une relation moins complexe donnant de manière générale l'efficacité en fonction de l'énergie pour la chaîne de spectrométrie utilisée. Une telle relation permettrait de déterminer les efficacités de la chaîne de spectrométrie pour chaque radionucléide à mesurer dans les échantillons du sol. Pour y parvenir, nous avons représenté à l'aide des points d'échantillonnage, la courbe $\text{Log}(\varepsilon)$ en fonction de $\text{Log}(E)$. La courbe obtenue qui est approximativement un polygone de cinquième degré présente deux principales parties :

- une partie comprise entre 59,5 et 165,9 keV donc la forme est approximativement celle de la représentation graphique d'un polynôme de second degré
- la deuxième partie (pour les énergies supérieures à 165,9 keV) qui tend approximativement vers une droite.

Nous obtenons ainsi deux fonctions moins complexes (l'une de second degré et l'autre de premier degré) qui permettent de calculer pour chaque énergie caractéristique d'un radionucléide présent dans les échantillons de sol à analyser, l'efficacité correspondante de la chaîne de spectrométrie.

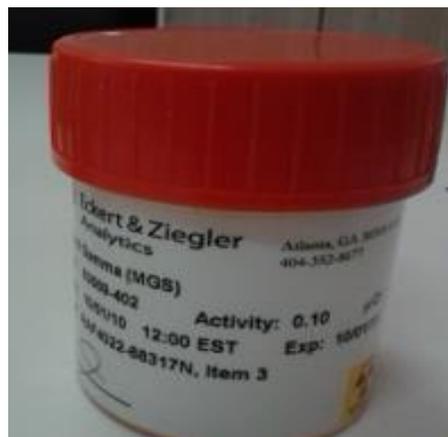


FIGURE 2.10 – Source-étalon standard utilisée pour l'étalonnage en efficacité du détecteur.

TABLE 2.2 – Données des radionucléides présents dans la source-étalon.

Radionucléides	Energie (kev)	Activité (01 octobre 2010) (coups.s ⁻¹)	Demi-vie (j)	constant de désintégration	Probabilité d'émission
Am-241	59,5	6,546E+01	1,580E+05	4,387E-06	3,590E-01
Co-57	88,0	4,873E+01	2,718E+02	2,550E-03	8,560E-01
Ce-139	165,9	6,869E+01	1,376E+02	5,037E-03	8,000E-01
Sn-113	391,7	9,622E+01	1,151E+02	6,022E-03	6,400E-01
Cs-137	661,7	6,652E+01	1,098E+04	6,313E-05	8,462E-01
Co-60	1173,2	1,169E+02	1,925E+03	3,601E-04	9,997E-01
Co-60	1332,5	1,169E+02	1,925E+03	3,601E-04	9,997E-01
Y-88	1836,1	2,445E+02	1,066E+02	6,502E-03	9,920E-01

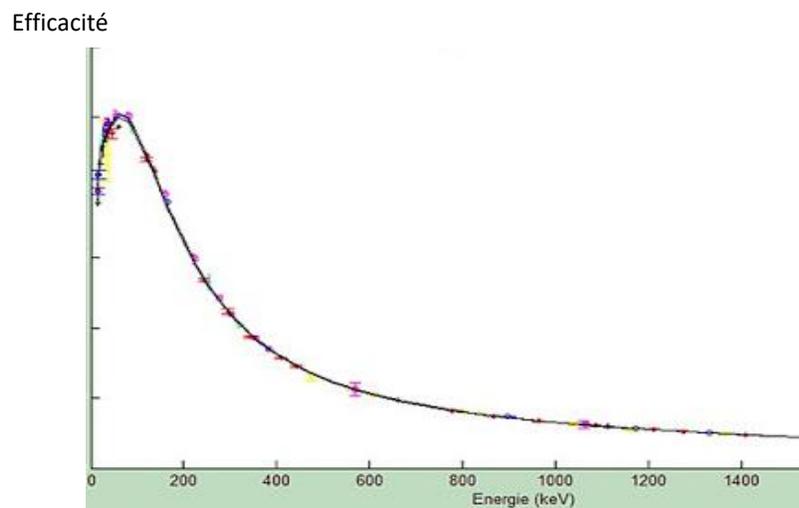


FIGURE 2.11 – Forme d'une courbe d'étalonnage en efficacité d'une chaîne de spectrométrie contenant un détecteur au germanium hyper pur (nucleide.org, 2021).

2.3.4 Mesure du background

La mesure du background ou encore bruit de fond permet de déterminer la contribution de l'environnement du détecteur dans la mesure effectuée. Cette contribution provient des constituants du détecteur, les matériaux de protection associés, les radionucléides terrestres et les

rayonnements cosmiques. La connaissance du background pour les mesures de faibles activités est une condition préalable, pour obtenir les limites de détection les plus faibles possibles et par conséquent des activités plus précises des radionucléides dans les échantillons environnementaux (Radulescu et al., 2013 ; Tomarchio,2006).

Le background a été mesuré en faisant une acquisition avec une géométrie équivalente à celle utilisée pour la mesure des échantillons (géométrie en plastique de 100 ml munie de son couvercle), vide et rincée avec du chlorure d'hydrogène (HCl) dilué avec de l'eau distillée. Cette acquisition a été faite pendant 24 heures et a conduit au spectre présenté dans la figure (2.12). ci-dessous dont le dépouillement a conduit à l'identification du plomb-214 (^{214}Pb) et de l'Actinium-228 (^{228}Ac).

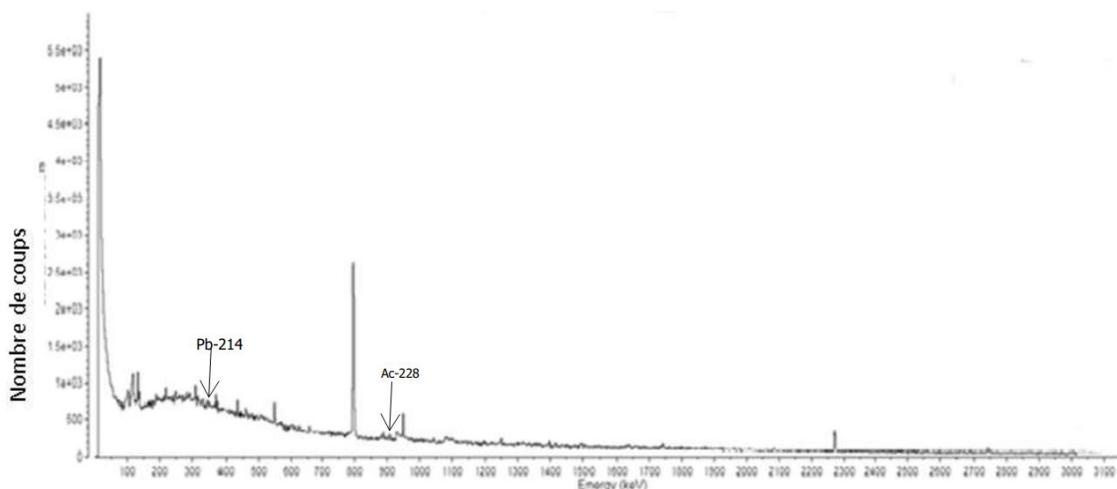


FIGURE 2.12 – Spectre du bruit de fond.

2.3.5 Acquisition des spectres

L'acquisition du spectre consiste à :

- établir dans le système une bibliothèque des radionucléides à mesurer ;
- enregistrer les paramètres devant permettre son identification ;
- définir le temps d'acquisition ;
- introduire l'échantillon dans le château de plomb ;
- lancer l'acquisition proprement dite à l'aide du logiciel d'acquisition et d'analyse. Le logiciel « GAMMA VISION » a été utilisé dans le cadre de notre travail (Figure2.13)

La durée d'acquisition du spectre pour chaque échantillon était d'environ 24 heures. Nous présentons à la figure 2.17 ci-dessous le spectre de l'un des échantillons mesuré.

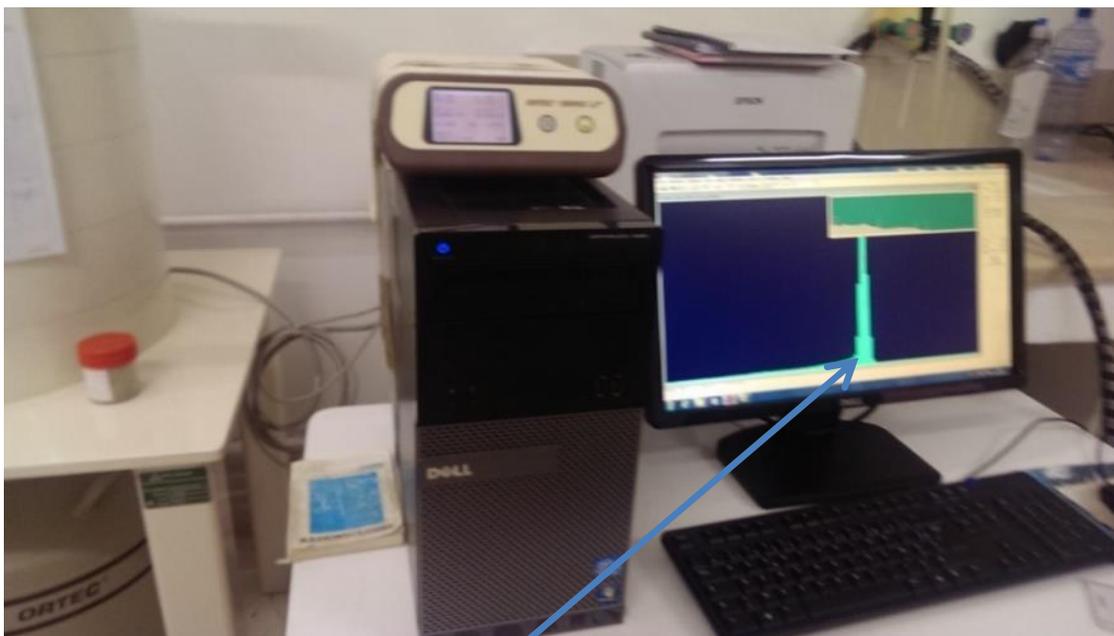


FIGURE 2.13 – Pic d'un spectre en cours d'acquisition.

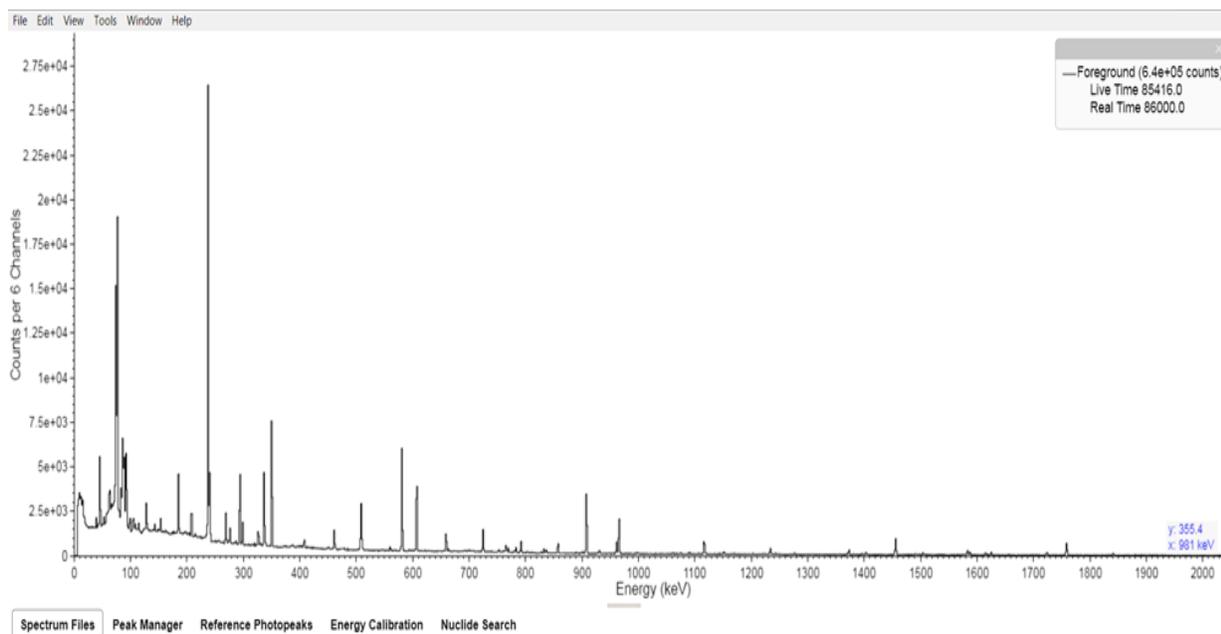


FIGURE 2.14 – Spectre obtenu avec l'un des échantillons.

2.3.6 Dépouillement du spectre

Le dépouillement du spectre consiste à faire une inspection visuelle dudit spectre pour identifier les pics d'absorption totale utiles et le radionucléide concerné, à déterminer la surface nette de chaque pic utile pour calculer la concentration d'activité du radionucléide identifié.

2.3.7 Détermination des concentrations d'activité du ^{226}Ra

, du (^{232}Th) et du (^{40}K)

a- Détermination de la concentration d'activité du ^{226}Ra

Pour éviter les interférences qui peut avoir entre la raie du ^{226}Ra à 186,2 keV et celle de l'Uranium-235 (^{235}U) à 185,7 keV, la concentration d'activité du ^{226}Ra a été déterminée à partir de celle de ses descendants à vie courte, à savoir le plomb-214 (^{214}Pb) et le bismuth-214 (^{214}Bi) avec leurs raies respectives à 351,9 keV et à 609,2 keV. L'équilibre séculaire ayant été atteint dans l'échantillon lors de la préparation des échantillons.

b- Détermination de la concentration d'activité du (^{232}Th)

Le ^{232}Th a une raie à 63,81 keV avec une probabilité d'émission très faible (0,263%). Cette raie interfère avec celle du ^{234}Th qui est à 63,28 keV avec une probabilité d'émission plus forte (4,1 %). C'est pour cette raison que la concentration d'activité de ^{232}Th a été déterminée à partir de celle de ses descendants à savoir le Thallium 208 (^{208}Tl) avec sa raie à 583,1 keV et l'Actinium 228 (^{228}Ac) avec sa raie à 911,1 keV. L'équilibre séculaire ayant été atteint dans les échantillons.

c- Détermination de la concentration d'activité du (^{40}K)

La concentration d'activité de ^{40}K a été déterminée en utilisant sa raie à 1460 keV avec sa probabilité d'émission de 10,72%.

Le tableau 5 ci-dessous présente la raie gamma sélectionné pour la détermination de la concentration d'activité de chaque radionucléide primordial.

TABLE 2.3 – Raies d'énergie gamma utilisées pour déterminer les concentrations d'activité du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K .

Radionucléides à déterminer	Radionucléides à mesurer	Energie en kev	Intensité d'émission
^{226}Ra	^{214}Pb	351,9	35,10
	^{214}Bi	609,2	44,6
^{232}Th	^{208}Tl	583,1	30,4
	^{228}Ac	911,1	25,80
^{40}K	^{40}K	1460	10,67

2.3.8 Calcul des concentrations d'activité des radionucléides

L'activité d'un radionucléide est proportionnelle au nombre d'événement (surface nette) sous le pic d'absorption totale.

La concentration d'activité d'un radionucléide dans un échantillon est donnée en général par l'équation (2-6) suivante tirée de **ISO/DIS 18589-3 (2006)** :

$$C = \frac{\frac{N}{t_{acq}} - \frac{N_0}{t'_{acq}}}{\varepsilon(E) \cdot P_\gamma(E) \cdot m \cdot F_E} \quad (2.6)$$

Où C est la concentration d'activité du radionucléide dans l'échantillon (Bq/kg); N est la surface totale du pic;

t_{acq} est le temps d'acquisition de l'échantillon (en s);

N_0 est la surface pic du background;

t'_{acq} est le temps d'acquisition du background (en s);

$P_\gamma(E)$ est la probabilité d'émission du gamma d'énergie E ;

$\varepsilon(E)$ est l'efficacité du détecteur pour l'énergie E ;

m est la masse de l'échantillon (en kg);

F_E est le facteur de correction incluant toute les correction nécessaire défini par l'équation suivante :

$$F_E = F_d \cdot F_{att,E} \cdot F_{c,E} \cdot F_{s,E} \quad (2.7)$$

$F_{c,E}$ est le facteur de correction relative à l'auto atténuation pour l'énergie E ;

$F_{s,E}$ est le facteur de correction relative aux pertes par coïncidence;

$F_{s,E}$ est le facteur de correction relative aux pertes de sommation par coïncidence ;

F_d est le facteur de correction de la décroissance radioactive

$F_{c,E}$, $F_{c,E}$ et $F_{s,E}$ sont négligeable car la géométrie et la matrice de la source à étalon étaient similaires à celles des échantillons du sol mesurés.

Concernant le facteur de correction de la décroissance radioactive, il est donné par la relation suivante :

$$F_d = e^{\lambda t} \left[\frac{\lambda t_{acq}}{1 - e^{-\lambda t_{acq}}} \right] \quad (2.8)$$

Où λ est la constante radioactive

$e^{\lambda t}$ est le facteur de correction dû à la décroissance radioactive entre la date du conditionnement et la date de mesure. La durée de conditionnement des échantillons (estimée à 30 jours) largement inférieur aux périodes radioactives des radioéléments mesurés, $e^{\lambda t} \approx 1$.

$\frac{\lambda t_{acq}}{1 - e^{-\lambda t_{acq}}}$ est le facteur de correction due à la décroissance radioactive pendant la mesure.

En effectuant le développement de Taylor au premier ordre on a :

$$\frac{\lambda t_{acq}}{1 - e^{-\lambda t_{acq}}} \approx \frac{\lambda t_{acq}}{1 - (1 - \lambda t_{acq})} \approx 1 \text{ et donc } F_D \approx 1$$

Finalement dans le cadre de notre travail le facteur $F_E \approx 1$. La relation finale utilisée pour le calcul des activités spécifiques déduite de l'équation (2-6) est donnée par la relation suivante :

$$C = \frac{\frac{N}{t_{acq}} - \frac{N_0}{t'_{acq}}}{\varepsilon(E) \cdot P_\gamma(E) \cdot m} \quad (2.9)$$

2.3.9 Calcul des incertitudes

L'incertitude totale prend en compte l'incertitude sur le comptage et sur l'étalonnage en efficacité. En considérant que la concentration d'activité soit fonction de x_1, x_2, \dots, x_n , l'incertitude $u(C)$ est calculée à l'aide de la formule suivante tirée du document de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique **IAEA-TECDOC-1401 (2004)** :

$$\frac{u(C)}{C} = \sqrt{\sum_{i=0}^n \left(\frac{u(x_i)}{x_i} \right)^2} \quad (2.10)$$

Où $u(x_i)$ est l'incertitude sur la variable x_i En se référant à l'équation (2-10)

$$\frac{u(C)}{C} = \sqrt{\left(\frac{u(N)}{N} \right)^2 + \left(\frac{u(N_0)}{N_0} \right)^2 + \left(\frac{u(\varepsilon(E))}{\varepsilon(E)} \right)^2 + \left(\frac{u(P_\gamma(E))}{P_\gamma(E)} \right)^2 + \left(\frac{u(m)}{m} \right)^2} \quad (2.11)$$

Les incertitudes sur le temps sont négligeables.

2.4 Détermination des paramètres radiologiques

Les paramètres radiologiques déterminés dans le cadre de notre travail sont :

- l'activité de l'équivalent radium ;
- le débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol ;
- la dose efficace annuelle ;
- la probabilité ELCR (« Excess Lifetime Cancer Risk »).

2.4.1 Activité de l'équivalent radium

La distribution du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K dans le sol n'est pas uniforme en raison de la non-uniformité de la distribution entre le ^{226}Ra et ses descendants. L'activité de l'équivalent radium (Ra_{eq}) est utilisée pour comparer l'activité spécifique des matières contenant différentes quantités de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K . Elle s'exprime en Bq.kg^{-1} . Sachant que 370 Bq.kg^{-1} de ^{226}Ra , 259 Bq.kg^{-1} de ^{232}Th ou 4810 Bq.kg^{-1} de ^{40}K produisent le même débit de dose, Ra_{eq} a été calculée en utilisant la relation suivante (Yu et al., 1992).

$$Ra_{eq} = C_{236Ra} + 1.43 \times C_{232Th} + 0.077 \times C_{40K} \quad (2.12)$$

Où C_{236Ra} , C_{232Th} et C_{40K} sont les concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K respectivement.

2.4.2 Débits de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol et dose équivalente

Le débit de dose absorbée est la quantité d'énergie cédée par les rayonnements ionisants dans la matière par unité de masse et par unité de temps. Il s'exprime en Gray par seconde (Gy/s) dans le système international. Mais l'on utilise aussi couramment le nano Gray par heure (nGy/h) dans le domaine de la radioactivité environnementale. La contribution des radionucléides naturels au débit de dose absorbée dans l'air dépend des concentrations des radioéléments présents.

En traversant le sol et l'air pour atteindre l'homme, le flux de rayonnements gamma produit dans le sol subit des atténuations. Ces atténuations sont fonction des énergies des radionucléides, de la composition et de la densité du sol, de la composition et de la densité de l'air. Le débit de dose pour un élément de surface est aussi fonction de la hauteur de cet élément de surface

par rapport au sol. Pour évaluer le risque radiologique dû à la radioactivité naturelle du sol, on se réfère au débit de dose à un mètre du sol.

Supposons un espèce de radionucléides i émettant les rayonnements gamma d'énergie E_i sont uniformément repartis dans le sol. Le débit de dose produit par cet espèce de radionucléide à un mètre de la surface du sol est donné par la formule suivante (**Kocher et Sjoreen, 1984**) :

$$D_i = C_i \cdot F_i \quad (2.13)$$

où

D_i est le débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol dû au radionucléide i (en $nGy \cdot h^{-1}$);

C_i est la concentration d'activité du radionucléide i dans le sol (en $Bq \cdot kg^{-1}$);

F_i est le facteur de conversion pour l'espèce de radionucléide i (en $nGy \cdot h^{-1} / Bq \cdot kg^{-1}$).

De manière analytique, F_i à 1m du sol est donné par la relation suivante (confère annexe 1) :

$$F_i = \frac{1,8 \times 10^{12} \mu_a(E_i) E_i}{\mu_s(E_i)} \int_0^1 e^{-\frac{\mu_a(E_i) \rho_a}{\cos \theta}} d \cos \theta \quad (2.14)$$

Où :

F_i est le facteur de conversion en nGy/h par Bq/kg;

$\mu_s = \frac{\mu_1}{\rho_s}$ est le coefficient massique d'atténuation du sol qui dépende de l'énergie du photon gamma, de la composition et de la densité du sol (en $m^{-2} \cdot kg^{-1}$);

$\mu_a = \frac{\mu_2}{\rho_a}$ est le coefficient massique d'atténuation de l'air qui dépende de l'énergie du photon gamma, de la composition et de la densité de l'air(en $m^{-2} \cdot kg^{-1}$);

ρ_a est la masse volumique de l'air (en $kg \cdot m^{-3}$);

θ est l'angle entre la normal à la terre passant par le point de mesure et la droite qui passe par le point de mesure et la position du radionucléide;

E_i en Joules (J)

Pour une famille radioactive naturelle de n radionucléides se retrouvant dans les conditions d'équilibre séculaire, le facteur de conversion de la famille est donné par la relation suivante :

$$F = \sum_{i=1}^n \frac{1,8 \times 10^{12} \mu_a(E_i) E_i}{\mu_s(E_i)} \int_0^1 e^{-\frac{\mu_a(E_i) \rho_a}{\cos \theta}} d \cos \theta \quad (2.15)$$

Le facteur de conversion est donc fonction de l'énergie du radionucléide considéré, de la

composition du sol et de l'air ainsi que de leurs densités. Il peut être déterminé en résolvant numériquement par des simulation l'équation (2.15) ci-dessus, par des méthodes expérimentales ou semi expérimentales.

Le débit de dose totale est donné par la relation suivante :

$$D = \sum D_i = \sum C_i \cdot F_i \quad (2.16)$$

Dans le cadre de notre étude, il s'agit de la radioactivité naturelle. Le stockage des échantillons après traitement s'est fait durant une période suffisante pour atteindre l'équilibre séculaire. Ainsi le débit de dose dû à la radioactivité naturelle à un mètre du sol est donné par la relation suivante :

$$D = F_1 C_{226Ra} + F_2 C_{232Th} + F_3 C_{40K} \quad (2.17)$$

Où

F_1 est le facteur de conversion pour la famille de l' ^{238}U représentée par le ^{226}Ra ;

F_2 est le facteur de conversion pour la famille du ^{232}Th ;

F_3 le facteur de conversion pour le ^{40}K .

Nous utilisons dans le cadre du présent travail, les facteurs de conversion des familles du ^{232}Th et de l' ^{238}U , et pour le ^{40}K , déterminés par **Saito et Jacob (1995)** et utilisés par UNSCEAR, pour les sols de composition et la densité similaires à celles du sol de Fongo-tongo. Ces facteurs sont les suivant :

$F_1=0.462 \text{ nGy.h}^{-1}/\text{Bq.kg}^{-1}$ pour la famille de ^{238}U ;

$F_2=0,604 \text{ nGy.h}^{-1}/\text{Bq.kg}^{-1}$ pour la famille du ^{232}Th ;

$F_3= 0.0417 \text{ nGy.h}^{-1}/\text{Bq.kg}^{-1}$ pour le ^{40}K .

En remplaçant F_1 , F_2 et F_3 par leurs valeurs dans la relation (2-17) nous avons la relation suivante :

$$D = 0.462 C_{226Ra} + 0.604 C_{232Th} + 0.0417 C_{40K} \quad (2.18)$$

Où

D est le débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol (en nGy.h^{-1}) ;

C_{236Ra} , C_{232Th} et C_{40K} sont les concentrations du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K respectivement.

La dose équivalente est la dose absorbée par un organe pondéré par le facteur de pondération radiologique W_R qui est fonction du type de rayonnement. W_R est égale à 1 pour les photons gamma. Dans ce cas la dose équivalente est égale au produit de du débit de dose absorbé par la durée d'exposition.

2.4.3 Dose efficace annuelle

Les effets sanitaires et les risques pour une même dose équivalente peuvent varier d'un organe ou d'un tissu à l'autre. La dose efficace permet de combiner les doses délivrées à plusieurs tissus ou organes différents et d'obtenir une estimation du détriment sanitaire. La dose efficace est calculée en sommant la dose équivalente pour chaque tissu pondérée par un facteur W_T appelé facteur de pondération tissulaire.

Pour estimer les doses efficaces annuelles, nous prenons en compte le coefficient de conversion de la dose absorbée dans l'air en dose efficace et du facteur d'occupation à l'intérieur ou à l'extérieur. Les valeurs du coefficient de conversion susmentionné varient avec l'âge de la population. Dans le cadre de notre travail, nous avons utilisé la valeur de 0,7 Sv/Gy tiré du rapport **UNSCEAR (1993)** pour le coefficient de conversion de la dose absorbée dans l'air en dose efficace reçue par les adultes. En considérant aussi qu'au Cameroun l'on passe 60% de son temps à l'intérieur du domicile et 40% à l'extérieur, les facteurs d'occupation de 0,6 pour les exposition « indoor » et 0,4 pour les exposition « outdoor » ont été utilisés.

a- Expositions « outdoor »

Pour Expositions « outdoor », l'équivalent de dose efficace E_{out} est donné par relation suivante :

$$E_{out}(mSv/y) = D(nGy/h) \times 8760h \times 0.4 \times 0.7Sv/Gy \times 10^{-6} \quad (2.19)$$

Où : E_{out} est l'équivalent de dose efficace à l'extérieur en mSv/an ;

D est le débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol en $nGy.h^{-1}$;

$8760h$ est la conversion de 365 jours en h sachant qu'un jour dure 24h.

b- Expositions « indoor »

Pour l'exposition « indoor », l'équivalent de dose efficace E_{in} est donné par le relation suivante :

$$E_{in} = (mSv/y) = D(nGy/h) \times 8760h \times 0.6 \times 0.7Sv/Gy \times 10^{-6} \quad (2.20)$$

E_{in} est l'équivalent de dose efficace à l'intérieur en mSv/an ;

D est le débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol en $nGy.h^{-1}$;

$8760h$ est la conversion de 365 jours en h sachant qu'un jour dure 24h.

c-Dose efficace annuelle E_T

La dose efficace annuelle E_T est donnée par la relation suivante :

$$E_T = E_{out} + E_{in} \quad (2.21)$$

2.4.4 Probabilité ELCR (« Excess Life time Cancer Risk »)

Le risque additionnel de développer un cancer en raison de l'exposition à la radioactivité naturelle a été évalué en déterminant la valeur ELCR (« Excess Life time Cancer Risk »). ELCR est la probabilité d'incidence du cancer dans une population d'individus pour une durée de vie donnée à partir des expositions projetées et des données de dose.

Les valeurs de ELCR ont été évalué en considérant les expositions à l'extérieur des domiciles ($ELCR_{out}$) et celles à l'intérieur ($ELCR_{in}$). la probabilité totale ($ELCR_T$) étant la somme des deux probabilités $ELCR_{out}$ et $ELCR_{in}$. Ces probabilités ont été calculées en utilisant les formules ci-dessous tirées de **Ramasamy et al. (2009)** :

a- Expositions « outdoors »

La probabilité $ELCR_{out}$ est donnée par la formule suivante :

$$ELCR_{out} = E_{out} \times D_L \times R_F \quad (2.22)$$

Où $ELCR_{out}$ est la valeur de la probabilité ELCR pour les exposition à l'extérieur ;

E_{out} est l'équivalent de dose efficace pour les exposition à l'extérieur ;

D_L est l'espérance de vie actuellement estimée à 59,3 ans au Cameroun (PNUD, 2020) ; R_F égale à $0.05 Sv^{-1}$ est le facteur de risque fatal par Sievert pour le public donné tiré de ICPR (2007)

Expositions « indoor »

La probabilité $ELCR_{int}$ est donnée par la formule suivante :

$$ELCR_{int} = E_{in} \times D_L \times R_F \quad (2.23)$$

Où $ELCR_{int}$ est la valeur de la probabilité $ELCR$ pour les exposition à l'intérieur ; E_{in} est l'équivalent de dose efficace pour les exposition à l'intérieur ; D_L est l'espérance de vie actuellement estimée à 59,3 ans au Cameroun (PNUD, 2020) ; R_F égale à 0.05 Sv^{-1} est le facteur de risque fatal par Sievert pour le public

Probabilité totale $ELCR_T$

La probabilité totale est $ELCR_T$ donnée par la relation suivante :

$$ELCR_T = ELCR_{out} + ELCR_{in} \quad (2.24)$$

Nous venons de mettre en exergue dans ce chapitre la technique d'échantillonnage, la méthodologie de préparation et de mesure des échantillons utilisées dans le cadre de notre travail. Les relations utilisées pour déterminer les paramètres radiologiques qui ont permis d'évaluer l'exposition à la radioactivité naturelle pour les habitants de Fongo-Tongo et le risque lié à cette exposition ont été aussi présentées. Le troisième chapitre présente les résultats, l'analyse et la discussion desdits résultats.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les échantillons de sols prélevés à Ndifonda et à Apouh dans la commune de Fongo-Tongo ont été analysés par spectrométrie gamma suivant la méthodologie d'échantillonnage, de préparation des échantillons et de mesure décrite au deuxième chapitre de cette thèse. Les résultats obtenus sont relatifs au contrôle qualité de la chaîne, aux concentrations des radionucléides dans le sol et aux paramètres radiologiques calculés. Dans ce troisième chapitre, nous présenterons ces résultats qui feront l'objet d'une analyse pour évaluer le risque d'exposition aux rayonnements ionisants provenant de la radioactivité naturelle du sol dans les deux localités susmentionnées.

3.1 Contrôle qualité de la chaîne de détection

3.1.1 Cartes de contrôle

Nous faisons ici l'analyse statistique de la variation des mesures d'énergies effectuées à des intervalles de temps sensiblement égaux entre la date d'acquisition de la chaîne de spectrométrie et celle du début des activités de mesure dans le cadre des travaux de la présente thèse. Les mesures ont été faites pour l' ^{141}Am avec son énergie de 59,72keV, le ^{137}Cs avec son énergie de 661,38 keV et le ^{60}Co avec son énergie de 1332,19 keV. Les paramètres de contrôle qualité (moyenne (\bar{A}), écart type (S), Limite Supérieure de Contrôle (LSC) et la Limite Inférieure de Contrôle (LIC)) sont présentés dans le tableau 3.1. Les cartes de contrôle qualité construites sont présentées à la figure-3.1.

La figure-3.1 montre que pour chaque carte de contrôle (figure-3.1 (a), (b) et (c)), les valeurs obtenues avec la chaîne de spectrométrie gamma sont contenues entre la Limite Supérieure de Contrôle (LSC) et la Limite Inférieure de Contrôle (LIC). Cette chaîne de spectrométrie est alors constante pour la mesure des énergies.

TABLE 3.1 – Paramètres de contrôle qualité de la chaîne de spectrométrie .

Energie en keV	Moyenne (AV)	Ecart type (S)	AV - s	AV + S	AV -2S	AV+2S	LIC = AV-3S	LSC= AV+3S
59,72	59,58	0,59	59,37	59,78	59,16	59,99	58,96	60,19
661,38	661,047	2,08	658,96	663,13	656,87	665,22	654,78	667,31
1332,19	1330,71	0,58	1316,75	1344,67	1321,40	1340,02	1326,06	1335,37

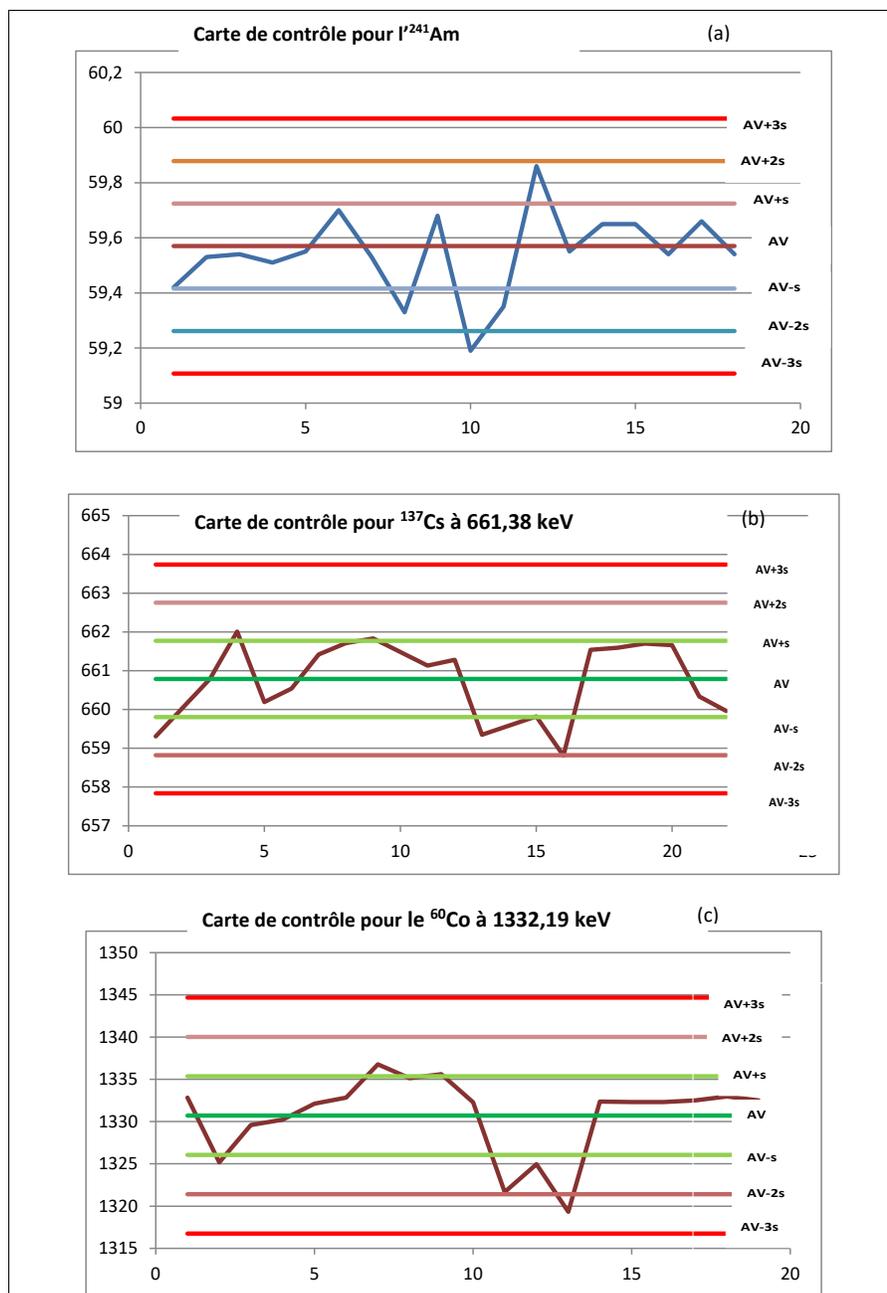


FIGURE 3.1 – Cartes de contrôle qualité pour la mesure des énergies.

3.1.2 Étalonnage en énergie

Les points d'étalonnage obtenus avec les sources de ^{141}Am , de ^{137}Cs et de ^{60}Co sont indiqués dans le tableau 3.2. La courbe d'étalonnage en énergie obtenue avec ces points est présentée à la figure-3.2. Cette figure est la représentation graphique d'une droite. Ce qui montre que la relation entre l'énergie d'un pic et le numéro du canal correspondant est linéaire.

TABLE 3.2 – Points d'étalonnage en énergies du détecteur .

Radioélément	Energie (keV)	Canal
^{141}Am	59,72	237
^{137}Cs	661,38	2630
^{60}Co	1172,89	4662
	1332,19	5296

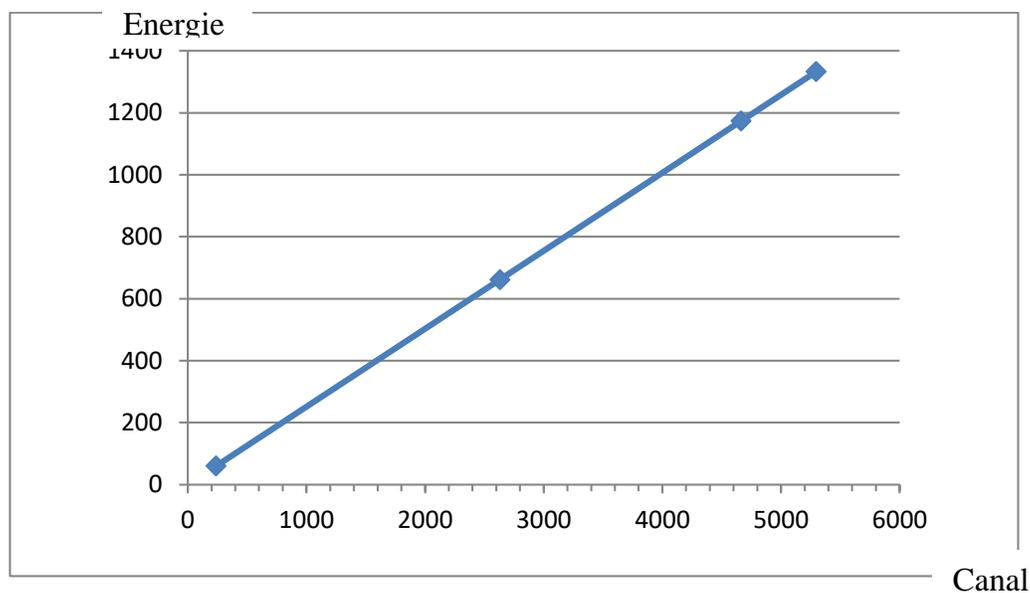


FIGURE 3.2 – Courbe d'étalonnage en énergie.

3.1.3 Efficacité de la chaîne de détection

Le tableau 3.3 présente les points d'étalonnage en énergie obtenus après l'analyse de la source à étalon.

La figure-3.3 présente la courbe d'étalonnage obtenue à partir des points d'étalonnage. La forme de cette courbe est conforme à la forme standard de la courbe d'efficacité d'une chaîne de spectrométrie gamma.

Les efficacités pour les énergies à mesurer dans les échantillons du sol sont contenues dans le tableau 3.4.

TABLE 3.3 – Points d'étalonnage en efficacité de la chaîne de spectrométrie utilisée.

Radionucléides	Energie (KeV)	Efficacité
Pb-214	351,93	0,045 ± 0,002
Tl-208	583,19	0,026 ± 0,001
Bi-214	609,31	0,025 ± 0,002
Ac-228	911,2	0,016 ± 0,001
K-40	1460,83	0,009 ± 0,001

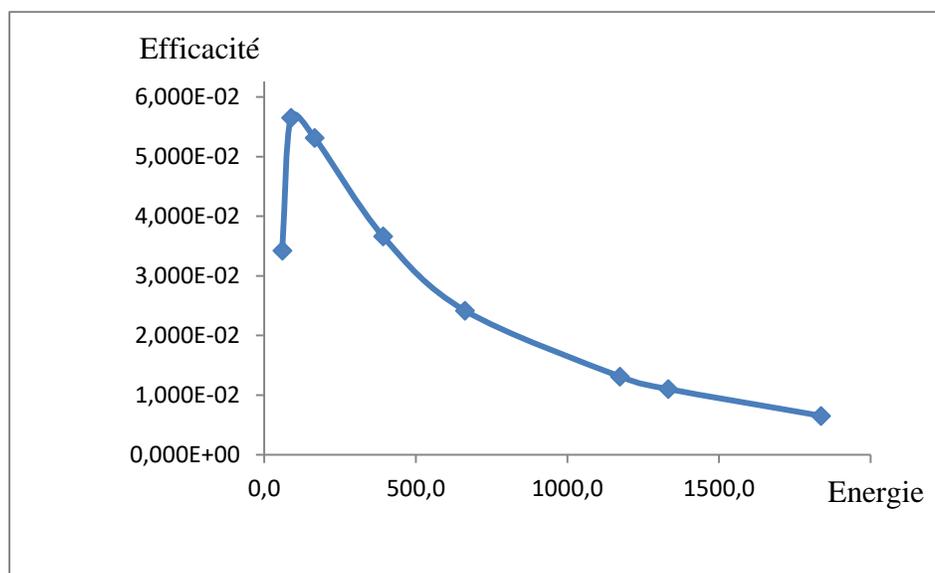


FIGURE 3.3 – Courbe d'efficacité.

TABLE 3.4 – Efficacité en énergie de la chaîne de spectrométrie pour les pics d'intérêt.

Radionucléides	Energie (KeV)	Efficacité
Pb-214	351,93	0,045 ± 0,002
Ti-208	583,19	0,026 ± 0,001
Bi-214	609,31	0,025 ± 0,002
Ac-228	911,2	0,016 ± 0,001
K-40	1460,83	0,009 ± 0,001

3.2 Concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K

3.2.1 Variation des concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K sur les deux sites

a- cas du site de Ndifonda

Les concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K mesurées à Ndifonda sont présentées dans le tableau 3.5. On note à travers ce tableau que, dans les échantillons de sol de Ndifonda :

- La concentration d'activité du ^{226}Ra varie de 118 ± 24 Bq/kg (point B3) à 130 ± 29 Bq/kg (point B5), avec une valeur moyenne de 121 Bq/kg ;
- La concentration d'activité du ^{232}Th varie de 111 ± 19 Bq/kg (point B6) à 130 ± 24 Bq/kg (point B5), avec une valeur moyenne de 117 Bq/kg ;
- La concentration d'activité du ^{40}K varie de 128 ± 15 Bq/kg (point B1) à 158 ± 20 Bq/kg (point B6), avec une valeur moyenne de 142 Bq/kg.

Le diagramme de la figure-3.4 ci-dessous présente la distribution des concentration d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans le sol de Ndifonda. Nous notons à travers ce diagramme que, quel que soit l'échantillon prélevé sur ce site, la concentration d'activité du ^{40}K est supérieure à celle du ^{232}Th et du ^{226}Ra . la concentration d'activité du ^{226}Ra est légèrement supérieure à celle ^{232}Th . il s'agit d'une distribution normale. La domination du ^{40}K peut s'expliquer par la

présence de l'argile comme les illites qui sont très riches en potassium. La faible concentration du ^{232}Th par rapport au ^{226}Ra peut être justifier par le fait que le prélèvement s'est fait sur l'horizon supérieur des sols qui est en général pauvre en thorium à cause des lessivages lorsque ce radionucléide se trouve sous forme liée à des complexes organo-minéraux (IRSN,2002) . Le ^{226}Ra par contre est peu mobile dans les sols car fixé sur les minéraux argileux et la matière organique (IRSN, 2010).

La figures-3.5 quant à elle présente la variation point par point des concentrations d'activité des radionucléides primordiaux sur le site de Ndifonda. Il y est indiqué la valeur moyenne mondiale (VMM) des activités spécifiques du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K pour les échantillons sols rapportées par UNSCEAR (2008). Nous y remarquons que les concentrations d'activité du ^{40}K (figure-3.5 (a) ; du ^{232}Th (figure-3.5 (b) et du ^{226}Ra (figure-3.5 (c) varient d'un point de prélèvement à l'autre. Cette variation montre que la distribution de la radioactivité naturelle dans le sol n'est pas uniforme sur ce site.

b- cas du site d'Apouh

Les concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K mesurées sur le site d'Apouh sont présentées dans le tableau 3.6. En se référant à ce tableau, nous relevons que pour les échantillons prélevés sur ce site :

- La concentration d'activité du ^{226}Ra varie de 138 ± 27 Bq/kg (point M1) à 191 ± 37 Bq/kg (point M2), avec une valeur moyenne de 166 Bq/kg ;
- La concentration d'activité du ^{232}Th varie de 134 ± 21 Bq/kg (point M5) à 226 ± 35 Bq/kg (point M2), avec une valeur moyenne de 177 Bq/kg ;
- La concentration d'activité du ^{40}K varie de 81 ± 10 Bq/kg (point M1) à 120 ± 20 Bq/kg (point M2) avec une valeur moyenne de 98 Bq/kg .

Le diagramme de la figure-3.6 présente la distribution des concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K sur le site d'Apouh. Nous notons en nous référant à ce diagramme que la concentration d'activité du ^{40}K est inférieure à celles du ^{232}Th et du ^{226}Ra . Nous notons aussi une légère domination du ^{232}Th sur ^{226}Ra à l'exception du point d'échantillonnage M5. La domination du ^{232}Th et du ^{226}Ra sur le ^{40}K peut être due à l'activité agricole (culture du haricot) pratiqué sur la majeure partie de ce site. Le potassium faisant partie des éléments nutritifs de la plante.

Le diagramme figure- 3.7 présente la variation point par point des concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K à Apouh. Nous remarquons à travers ce diagramme que les concentrations d'activité du ^{40}K (figure-3.7 (a)); du ^{232}Th (figure-3.7 (b)) et du ^{226}Ra (figure-3.7 (c)) varient d'un point de prélèvement à l'autre. Cette variation montre que la distribution de la radioactivité naturelle dans le sol n'est pas uniforme sur ce site

Nous constatons donc que la concentration d'activité des radionucléides dans le sol dépend du site de prélèvement et aussi, sur un même site, la distribution des radionucléides n'est pas uniforme. Cela se justifie par le fait que, la concentration d'activité des radionucléides naturels dans un sol dépend de l'origine géologique du sol, de la désagrégation physique, de l'interaction géochimique et du processus de transfert (**Dragovic et al. 2006**). Nous relevons aussi que la concentration des radionucléides dans le sol peut être affectée par les activités de l'homme sur ce sol.

TABLE 3.5 – Concentrations d'activité du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K dans les échantillons de sols de Ndifonda (Facteur de confiance $K=1$).

Code de l'échantillon	Concentration d'activité (Bq/kg)		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
B1	118 ± 24	116 ± 19	128 ± 16
B2	120 ± 25	115 ± 20	148 ± 18
B3	117 ± 24	115 ± 19	129 ± 16
B4	123 ± 26	120 ± 21	156 ± 20
B5	130 ± 29	130 ± 24	137 ± 19
B6	120 ± 26	111 ± 19	158 ± 20
B7	118 ± 24	116 ± 19	130 ± 16
B8	120 ± 25	114 ± 19	148 ± 18
Moyenne	121	117	142
Ecart-type	4	6	12
Médiane	120	115	142



FIGURE 3.4 – Distribution des concentrations d'activité du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K dans le sol de Ndifonda (Facteur de confiance $K=1$).

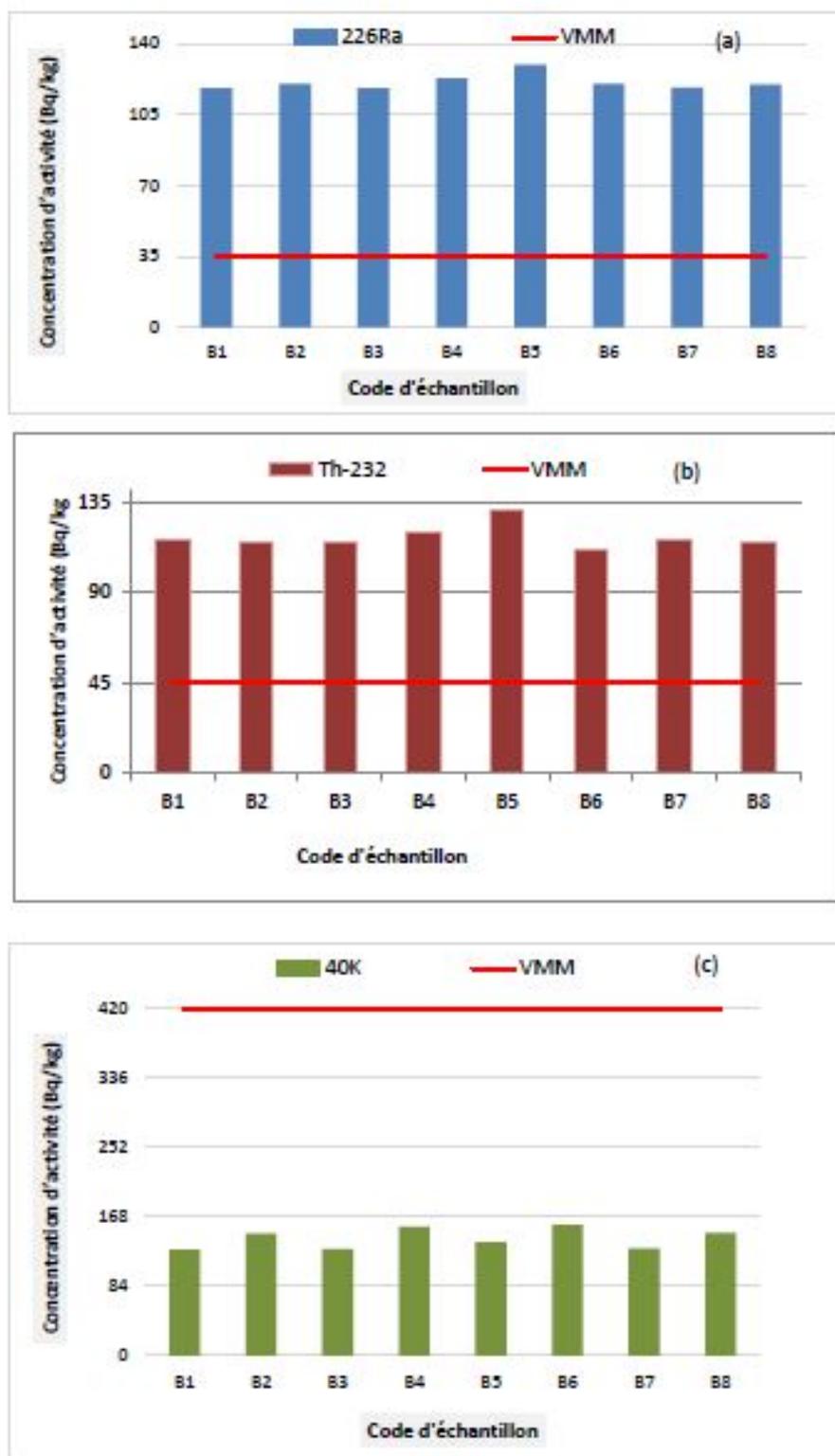


FIGURE 3.5 – Variation des concentrations d'activité du ^{226}Ra (a), du ^{232}Th (b) et du ^{40}K (c) dans le sol en fonction des points d'échantillonnage sur le site de Ndifonda.

TABLE 3.6 – Concentrations d'activité du ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K dans les échantillons de sols d'Apouh (Facteur de confiance $K=1$).

Code de l'échantillon	Concentration d'activité (Bq/kg)		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
M1	138 ± 27	140 ± 22	81 ± 10
M2	191 ± 37	226 ± 35	120 ± 14
M3	148 ± 30	156 ± 25	85 ± 11
M4	184 ± 36	219 ± 35	104 ± 13
M5	152 ± 29	134 ± 21	85 ± 10
M6	181 ± 33	184 ± 27	112 ± 12
Moyenne	166	177	98
Ecart-type	22	39	16
Médiane	167	170	94

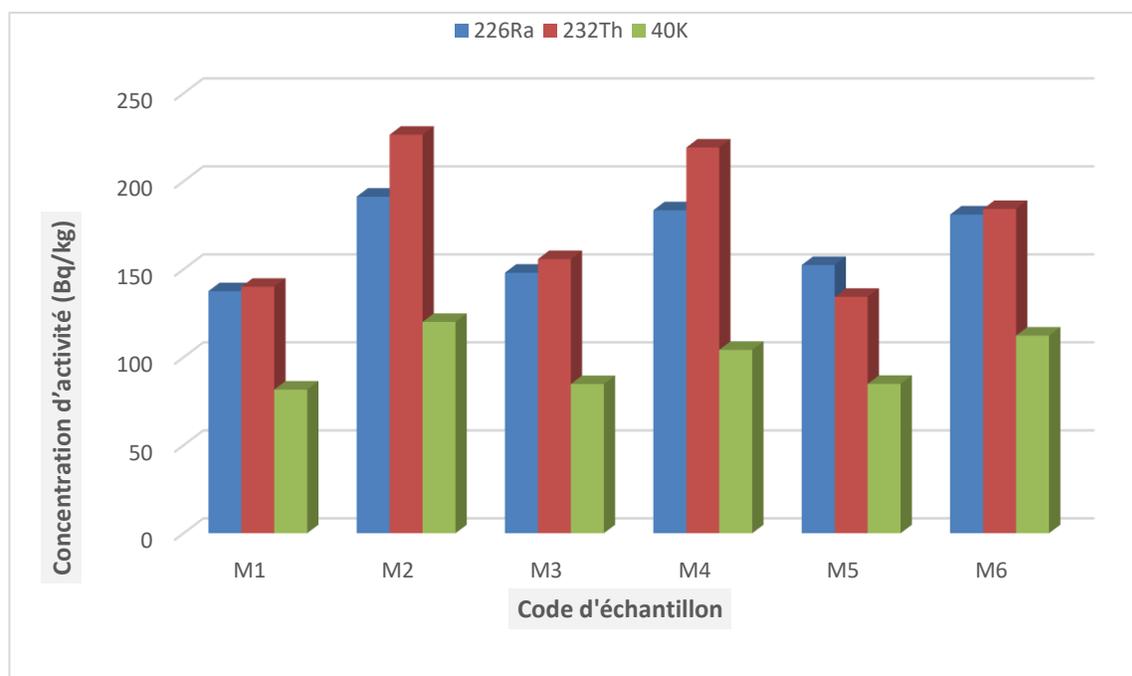


FIGURE 3.6 – Distribution des concentrations d'activité du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K dans le sol d'Apouh.

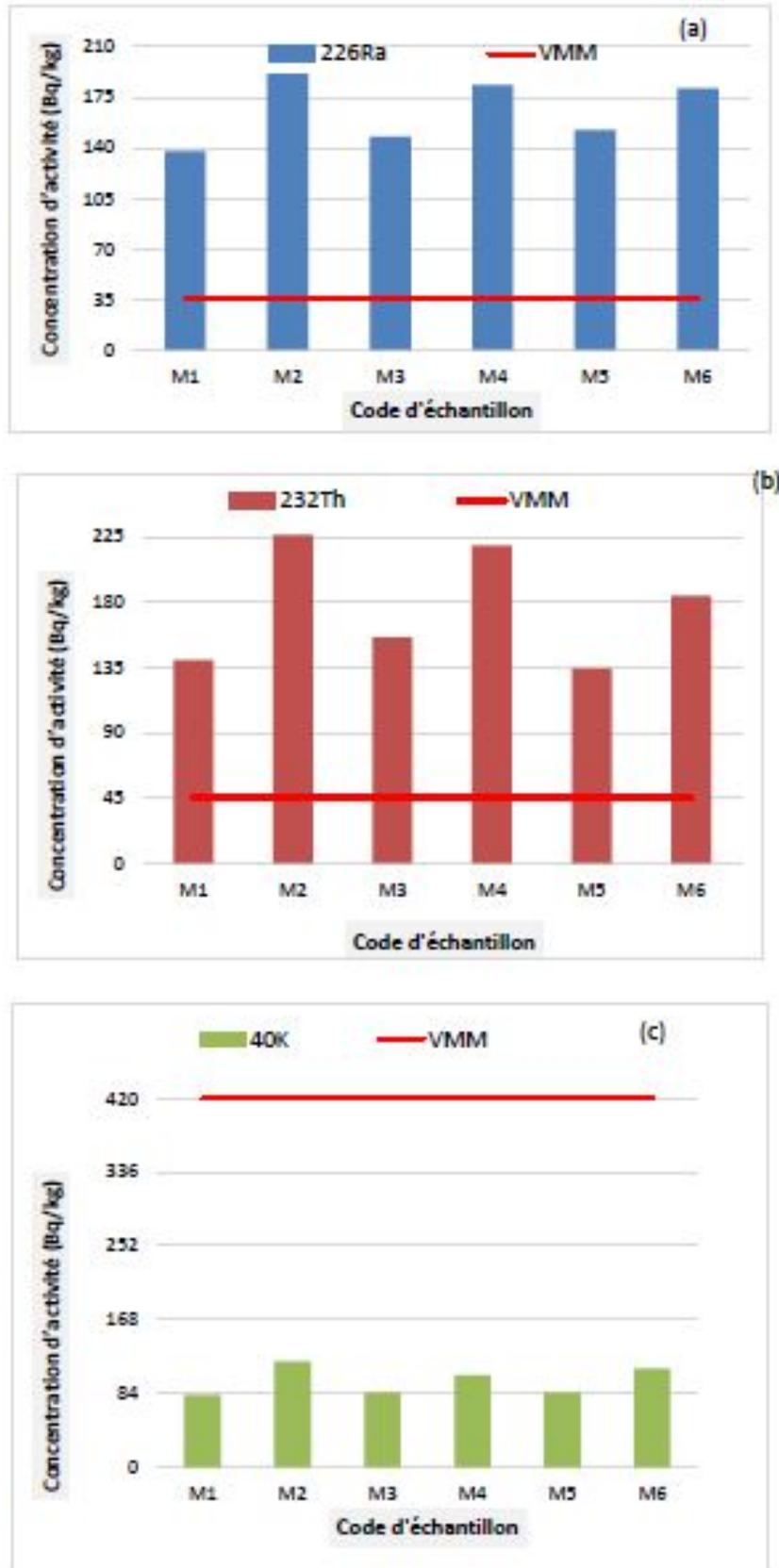


FIGURE 3.7 – Variation des concentrations d'activité du ^{226}Ra (a), du ^{232}Th (b) et du ^{40}K (c) dans le sol en fonction des points d'échantillonnage à Apouh..

3.2.2 Étude comparative

a- Comparaison des niveaux de radioactivité naturelle dans les deux sites d'étude

La figure-3.8 présente les valeurs moyennes des concentrations d'activité des radionucléides primordiaux ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans les sols prélevés dans les deux sites d'étude. Nous notons à travers cette figure que les concentrations d'activité du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K dans le sol varient d'une localité à l'autre. Aussi, les valeurs moyennes des concentrations d'activité du ^{226}Ra et du ^{232}Th dans les échantillons de sol prélevés à Apouh sont supérieures à celles des mêmes radionucléides dans les échantillons de sol de Ndifonda. Quant au ^{40}K , la concentration d'activité moyenne dans les échantillons de sol d'Apouh est inférieure à celle mesurée dans les échantillons de sol de Ndifonda.

Nous pouvons alors conclure que le niveau de radioactivité naturelle d'Apouh est supérieur à celle de Ndifonda car le ^{226}Ra et le ^{232}Th sont issus des familles radioactives naturelles.

b- Comparaison avec les données de référence mondiale

Les valeurs moyennes mondiales des concentrations d'activité du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K pour les échantillons de sols rapportées par UNSCEAR (2008) sont respectivement de 33 Bq/kg, 45 Bq/kg et 420 Bq/kg.

Nous avons relevé que, pour les échantillons de sol prélevés à Ndifonda, les valeurs moyennes des concentrations d'activité du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K sont respectivement de 121 Bq/kg, 117 Bq/kg et 142 Bq/kg (tableau 3.5) et pour les échantillons de sol prélevés à Apouh, ces valeurs moyennes sont respectivement de 166 Bq/kg, 177 Bq/kg et 98 Bq/kg (tableau 3.6). Les valeurs moyennes des concentrations d'activité du ^{226}Ra et du ^{232}Th mesurées dans le cadre du présent travail sont donc largement supérieures aux valeurs moyennes mondiales alors que les valeurs moyennes des concentrations d'activité du ^{40}K obtenues dans les deux sites d'étude sont largement inférieures à la valeur moyenne mondiale. Aussi en nous référant figures (3.5) et (3.7) ci-dessus, nous notons que, quelque soit le point de prélèvement sur les deux sites, les concentrations d'activité du ^{232}Th et du ^{226}Ra sont largement supérieures aux valeurs moyennes mondiales alors que celle du ^{40}K est largement inférieure

Par ailleurs, nous notons en nous référant au tableau 3.7 que, les concentrations d'activité des radionucléides primordiaux ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K mesurées à Ndifonda et à Apouh sont

comprises dans les plages des valeurs des concentrations d'activité données dans le rapport technique de l'AIEA (2003) pour les gisements de minerai de bauxite. Ces plages vont de 10 à 900 Bq/kg pour le ^{226}Ra , de 35 à 1400 Bq/kg pour le ^{232}Th , et de 10 à 600 Bq/kg pour le ^{40}K .

c- Comparaison avec les données disponibles pour d'autres régions à travers le monde

Les résultats obtenus lors des études similaires menées dans différentes régions du monde sont présentés dans le tableau 3.7. Ces résultats portent sur les sites à forte potentialité minière et les sites non miniers. Il convient de noter que les valeurs indiquées dans ce tableau ne sont pas représentatives pour les pays concernés, mais uniquement pour les sites dans lesquelles les échantillons ont été collectés.

En se référant au tableau 3.7 nous notons que, comparativement aux résultats obtenus dans le cadre du présent travail, les concentrations d'activité du ^{226}Ra et ^{232}Th sont plus élevées que celles mesurées dans les sites non miniers en Espagne et au Nigeria (région de Delta) et les gisements d'or au Cameroun (Betare Oya) et au Nigeria (Itangunmodi). Elles sont comparables à celles mesurées sur le gisement de bauxite en Australie et les gisements d'uranium au Cameroun (Poli, Lolodolf, Awanda, Bikoué et Ngombas) et en Australie (Huntly). Toutefois les gisements de bauxite de Huntly en Australie et d'uranium du sud-Ouest Cameroun présentent des concentrations en ^{232}Th élevées par rapport à celui de la zone bauxitique de Fongo-Tongo.

Concernant le ^{40}K , la concentration d'activité mesurée à Fongo-Tongo est très faible par rapport à celles mesurées en Espagne, sur le gisement de bauxite de Huntly en Australie et sur les gisements d'uranium au Portugal et au Cameroun (tableau 3.7). Elle est par contre supérieure à celle mesurées dans la région de Delta au Nigeria.

Nous pouvons donc retenir que les sols des localités riches en bauxite ont une concentration en radioactivité naturelle comparable à celle des localités reconnues uranifères.

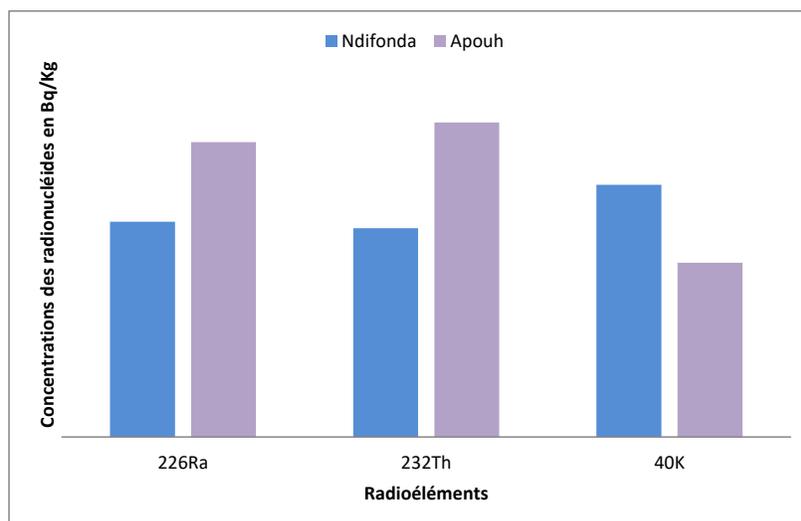


FIGURE 3.8 – Etude comparative des concentrations des radionucléides sur les deux sites d'étude.

TABLE 3.7 – Comparaison avec les données disponibles pour différentes régions du monde.

Pays/localité	Concentration d'activité (Bq/kg)			References
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	
Australie/Huntly (gisements de bauxite)	80	440	-	B. H. O'Connor et al. (2012)
Portugal (gisements d'uranium)	200	91	-	Carvalho et al. (2007)
Cameroun/Poli (gisements d'uranium)	99	27	592	Saidou et al (2016)
Cameroun/Lolodorlf (gisements d'uranium)	134	177	1482	Beyala et al (2010)
Cameroon/Sud-Ouest (gisements d'uranium)	130	390	850	Ele et al. (2012)
Nigeria/Itagunmodi, (gisements d'or)	55,3	26,4	505,1	Ademola et al (2014)
Cameroun/Betaré-oya (gisements d'or)	37	32	197	Ngoa et al (2018)
Espagne	39	41	578	Quindos et al., 1994
Nigeria/region de Delta	16,2	22,4	34,8	Arogunjo et al., 2004
Cameroun/Fongo-Tongo (gisements de bauxite)	Ndifonda	120,95	117,28	Notre travail
	Apouh	165,65	176,69	
AIEA (gisements de bauxite)	10-900	35-1400	10-600	(IAEA, 2003)
Moyenne mondiale	16–116 (33)	7–50 (45)	100–700 (420)	UNSCEAR (2008)

3.2.3 Analyse statistique des données des concentrations des radionucléides naturels

Des études de corrélation ont été faites entre chaque paire de radionucléides afin d'examiner l'existence d'une éventuelle corrélation entre les radionucléides du même site.

• site de Ndifonda

les figures-3.9 (a) et (b) montrent une très faible corrélation pour les paires ($^{40}K, ^{226}Ra$) et ($^{40}K, ^{232}Th$) dans les échantillons des sols avec les coefficients de corrélation (R^2) respectifs de 0,05 et 0,04. Cette faible corrélation montre que le ^{40}K peut avoir la même origine avec le ^{232}Th et le ^{226}Ra mais que leurs comportements dans le sol sont différents. Concernant le couple ($^{40}K, ^{226}Ra$), cette différence de comportement dans le sol pourrait être liée à leur mobilité dans le sol. En effet à cause de sa forte solubilité dans le sol, l' ^{238}U dont le ^{226}Ra est l'un des descendants a une très grande mobilité dans le sol par rapport au ^{40}K (**Mamoneh et Khater, 2004**). Quant au couple ($^{40}K, ^{232}Th$), la présence des oxydes de fer et de manganèse est susceptible d'augmenter la mobilité du Thorium (**IRSN, 2002**).

sur la (figure-3.9 (c)), on observe une bonne corrélation entre ($^{232}Th, ^{226}Ra$) avec un facteur de corrélation de 0,81 . Cette forte corrélation entre le ^{232}Th et le ^{226}Ra peut être justifiée par le fait que les deux radionucléides proviennent des familles radioactives naturelles, notamment celle du ^{232}Th et celle de l' ^{238}U . Elle peut aussi indiquer qu'en plus de leur origine, les deux radionucléides ont les comportements chimiques similaires. Ainsi la concentration du ^{232}Th est un bon indicateur pour la concentration du ^{226}Ra et vice-versa (**Darwish et al., 2013, Ergül et al., 2013, Alazemi et al., 2016**).

• site d'Apouh

Nous notons une forte corrélation entre ($^{226}Ra, ^{232}Th$), ($^{232}Th, ^{40}K$) et ($^{226}Ra, ^{40}K$) avec les facteurs de corrélation respectifs de 0,86, 0,93 et 0,80 (figures-3.10 (a), (b) et (c)).

La forte corrélation entre le ^{232}Th et le ^{226}Ra peut être justifiée par les raisons similaires à celles développées pour le site de Ndifonda. C'est-à-dire qu'elle est due au fait que les deux radionucléides sont issus des familles radioactives naturelles et ont les comportements chimiques similaires. Ainsi, la concentration d'activité de l'un est un bon indicateur pour celle de l'autre.

Par contre la forte corrélation entre le ^{232}Th et le ^{40}K d'une part et le ^{226}Ra et le ^{40}K

d'autre part pourrait provenir d'une perturbation due à la culture du haricot pratiquée dans cette localité.

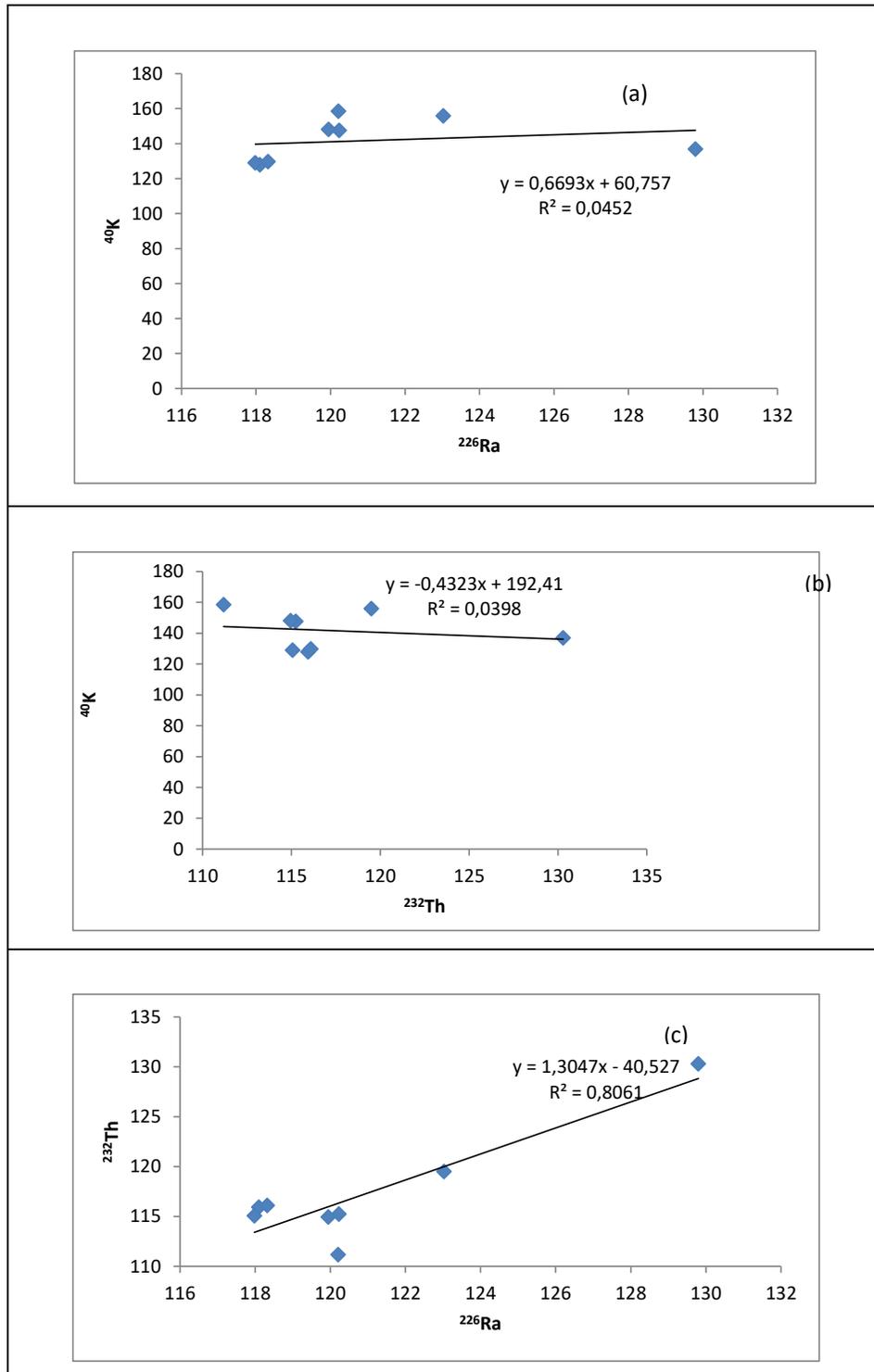
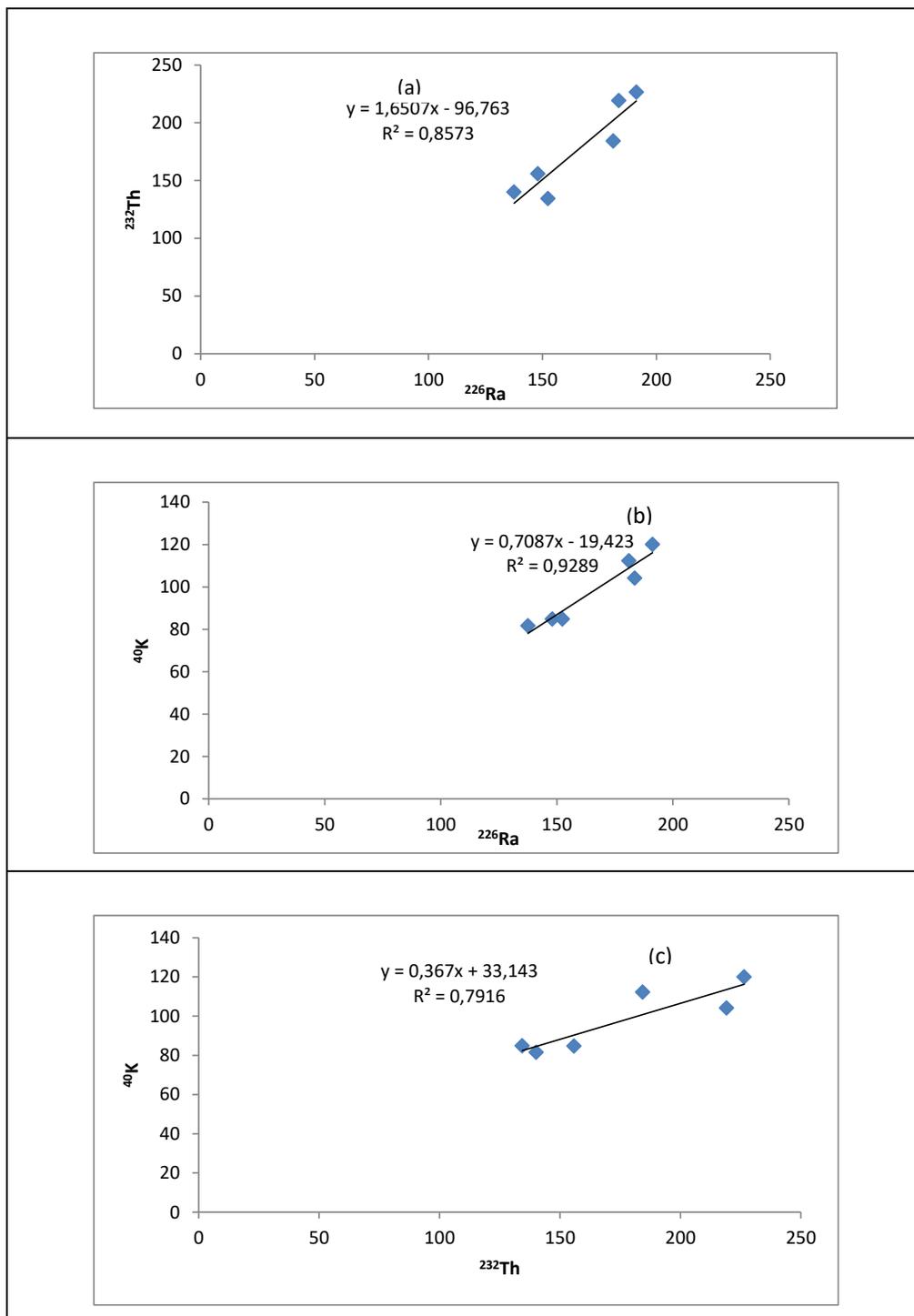


FIGURE 3.9 – Corrélation entre les radionucléides primordiaux ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K à Ndifonda.

FIGURE 3.10 – Corrélation entre les radionucléides primordiaux ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K à Apouh.

3.3 Paramètres radiologiques

Pour évaluer le risque radiologique des rayonnements provenant de la radioactivité naturelle du sol à Fongo-Tongo, plusieurs paramètres ont été déterminés, notamment l'activité de l'équivalent radium ((Ra_{eq})), le débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol, la dose efficace annuelle et la probabilité ELCR (« Excess Life time Cancer Risk »).

3.3.1 Activité de l'équivalent radium ((Ra_{eq}))

a- variation de Ra_{eq} sur les deux sites d'étude

Les valeurs calculées de l'activité de l'équivalent radium pour la radioactivité naturelle du sol à Ndifonda et à Apouh sont contenues dans le tableau 3.8. Nous notons en exploitant ce tableau ce qui suit :

- À Ndifonda, l'activité de l'équivalent radium ((Ra_{eq})) varie de 291 à 327 Bq/kg avec une valeur moyenne de 300 Bq/kg;
- À Apouh, l'activité de l'équivalent radium ((Ra_{eq})) varie de 344 et 524 Bq/kg avec une valeur moyenne de 426 Bq/kg;

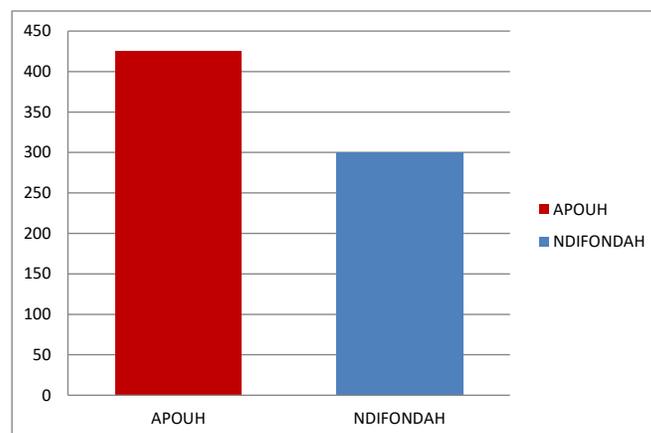
b- Étude comparative

Le diagramme de la figure-3.11 présente une étude comparative entre les valeurs moyennes de Ra_{eq} dans les deux sites. Nous remarquons à travers ce diagramme que la valeur moyenne de l'activité de l'équivalent radium obtenue avec les échantillons de sol de Ndifonda est largement inférieure à celle obtenue avec les échantillons de sol prélevés à Apouh.

Par ailleurs, la valeur maximale de l'activité de l'équivalent radium donnée par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) pour garantir la sûreté radiologique d'un matériau devant être utilisé pour les constructions est de 370 Bq/kg (**ICPR, 2007**). En comparant avec les résultats obtenus dans le cadre du présent travail, nous notons que la valeur moyenne de l'activité de l'équivalent radium obtenues avec les échantillons de sol prélevés à Ndifonda (300 Bq/kg) est inférieure à la valeur limite donnée par la CIPR alors que celle obtenue avec les échantillons de sol prélevés à Apouh (426 Bq/kg) est supérieure à cette limite. En se référant aux recommandations de la CIPR, nous pouvons conclure que le sol de Ndifonda peut être utilisé comme matériau sûr pour les travaux de construction, ce qui n'est pas le cas pour le sol d'Apouh.

TABLE 3.8 – *Activité équivalent radium à Ndifonda et à Apouh.*

Site	Code de l'échantillon	Ra _{eq} (Bq.kg ⁻¹)
NDIFONDA	B1	294
	B2	296
	B3	292
	B4	306
	B5	327
	B6	291
	B7	294
	B8	296
	Moyenne	300
	Ecart-type	11
	Médiane	295
APOUH	M1	344,
	M2	524
	M3	377
	M4	505
	M5	351
	M6	453
	Moyenne	426
	Ecart-type	77
	Médiane	415

FIGURE 3.11 – *Etude comparative de l'activité de l'équivalent radium à Apouh et à Ndifonda.*

3.3.2 Débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol et Dose efficace annuelle

a-Débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol

Le tableau 3.9 ci-dessous présente les valeurs de débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol pour les expositions externes aux rayonnements gamma issus de la radioactivité naturelle présente dans les sols de Ndifonda et d'Apouh. En se référant à ce tableau, nous relevons ce qui suit :

●**À Ndifonda** : Les valeurs estimatives du débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol pour les expositions externes aux rayonnements gamma issus de la radioactivité naturelle du sol sont comprises entre 130 et 144 nGy/h avec une moyenne de 133 nGy/h.

●**À Apouh** : Les valeurs estimatives du débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol pour les expositions externes aux rayonnements gamma issus de la radioactivité naturelle présente dans le sol varie entre 152 et 230 nGy/h avec une moyenne de 187 nGy/h.

Le diagramme de la figure-3.12 présente une étude comparative des débits de dose absorbée à un mètre du sol dans les deux sites. En se référant à ce diagramme, nous relevons que la valeur moyenne du débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol pour les expositions externes à la radioactivité naturelle présente dans les échantillons de sol prélevés sur le site d'Apouh est supérieur à celui des échantillons de sol prélevés à Ndifonda.

Par ailleurs, la plage de mesures et la valeur moyenne mondiale de débit de dose absorbée dans l'air rapportée par (UNSCEAR, 2000) sont respectivement de 60-200 nGy/h et de 59 nGy/h. Nous notons que toutes les valeurs obtenues dans le cadre du présent travail sont incluses dans la plage de mesures rapportée par UNSCEAR. Cependant nous remarquons que, les valeurs moyennes estimatives de débit de dose absorbée dans l'air à Ndifonda et à Apouh sont respectivement 2,3 et 3,2 fois supérieurs à la valeur moyenne mondiale.

b-Dose efficace annuelle

Les valeurs estimatives de la dose efficace annuelle d'exposition externe des habitants de Ndifonda et d'Apouh aux rayonnements gamma issus de la radioactivité naturelle du sol sont présentées dans le tableau 3.10 ci-dessous. elles ont été calculées pour les expositions « indoor

», les expositions « outdoor » et les expositions totales. Il ressort de ce tableau ce qui suit :

● **À Ndifonda :**

La dose efficace annuelle due aux expositions externes aux rayonnements gamma issus de la radioactivité naturelle du sol pour les expositions « indoor » (E_{in}) varie de 0,63 à 0,71 mSv/an avec une valeur moyenne de 0,65 mSv/an alors pour les expositions « outdoor », la dose efficace (E_{out}) varie de 0,16 à 0,18 mSv/an avec une valeur moyenne de 0,16 mSv/an. La dose efficace annuelle totale ($E_T = E_{in} + E_{out}$) varie de 0,79 à 0,89 mSv/an avec une valeur moyenne de 0,81 mSv/an.

● **À Apouh :**

La dose efficace annuelle due aux expositions externes aux rayonnements gamma provenant de la radioactivité naturelle du sol pour les expositions « indoor » (E_{in}) varie de 0,74 à 1,13 mSv/an avec une valeur moyenne de 0,92 mSv/an. Pour les expositions « outdoor », et pour les exposition « outdoor », La dose efficace E_{out} varie de 0,18 à 0,28 mSv/an avec une valeur moyenne de 0,23 mSv/an. La dose efficace annuelle totale (E_T) varie de 0,92 à 1,41 mSv/an avec une valeur moyenne de 1,15 mSv/an.

En faisant une étude comparative entre les expositions externes totales aux rayonnements gamma issus de la radioactivité naturelle du sol dans les deux sites de prélèvement (figure-3.14), nous notons que la valeur moyenne de la dose efficace annuelle obtenue avec les échantillons de sol prélevés à Apouh est largement supérieure à celle obtenue avec les échantillons de sol prélevés sur le site de Ndifonda.

La valeur moyenne mondiale de la dose efficace annuelle due à la radioactivité naturelle du sol rapportée dans (**UNSCEAR, 2000**) est de 0,48 mSv/an. Comparativement aux valeurs moyennes de 0,81 mSv/an et 1,15 mSv/an estimées respectivement à Ndifonda et à Apouh (tableau 3.10), nous notons que les doses efficaces annuelles dues à la radioactivité naturelle du sol sur les deux sites d'étude sont largement supérieures à la valeur moyenne mondiale. Par ailleurs, la limite d'exposition pour les membres du public (personne ne travaillant pas sous rayonnements ionisants) donnée par la CIPR (**ICPR, 2007**), recommandée par l'AIEA dans sa collection « **Normes de Sécurité N° GSR Part 3** » et adoptée dans le cadre législatif et réglementaire national en matière de radioprotection au Cameroun est de 1 mSv/an. Nous notons que la dose efficace annuelle estimée à Apouh est supérieure à cette valeur limite alors que celle obtenue à Ndifonda est inférieure.

TABLE 3.9 – Débit de dose absorbée dans l'air à Ndifonda et à Apouh.

Site	Code de l'échantillon	Débit de dose absorbée dans l'air D (nGy/h)
NDIFONDA	B1	130
	B2	131
	B3	129
	B4	136
	B5	144
	B6	129
	B7	130
	B8	131
	Moyenne	133
	Ecart-type	5
	Médiane	131
APOUH	M1	152
	M2	230
	M3	166
	M4	222
	M5	155
	M6	200
	Moyenne	187
	Ecart-type	34
	Médiane	183

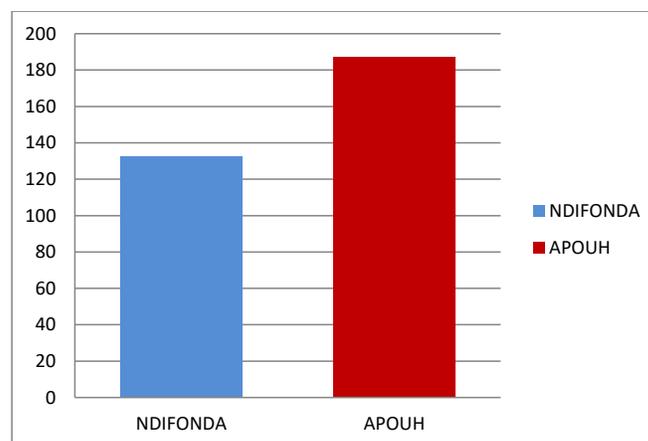


FIGURE 3.12 – Etude comparative des débits de dose absorbée dans l'air à Apouh et à Ndifonda.

TABLE 3.10 – Dose efficace annuelle due à la radioactivité naturelle du sol à Ndifonda et à Apouh.

Site	Code de l'échantillon	Dose efficace Annuelle E (mSv/an)		
		E_{out}	E_{in}	E_T
NDIFONDA	B1	0,32	0,48	0,80
	B2	0,32	0,48	0,80
	B3	0,32	0,47	0,79
	B4	0,33	0,50	0,83
	B5	0,36	0,53	0,89
	B6	0,32	0,47	0,79
	B7	0,32	0,48	0,80
	B8	0,32	0,48	0,80
	Moyenne	0,32	0,49	0,81
	Ecart-type	0,01	0,02	0,03
Médiane	0,32	0,48	0,80	
APOUH	M1	0,37	0,55	0,92
	M2	0,56	1,85	1,41
	M3	0,40	0,61	1,01
	M4	0,54	1,82	1,36
	M5	0,38	0,57	0,95
	M6	0,49	0,73	1,22
	Moyenne	0,46	0,69	1,15
	Ecart-type	0,07	0,13	0,21
	Médiane	0,45	0,67	1,12

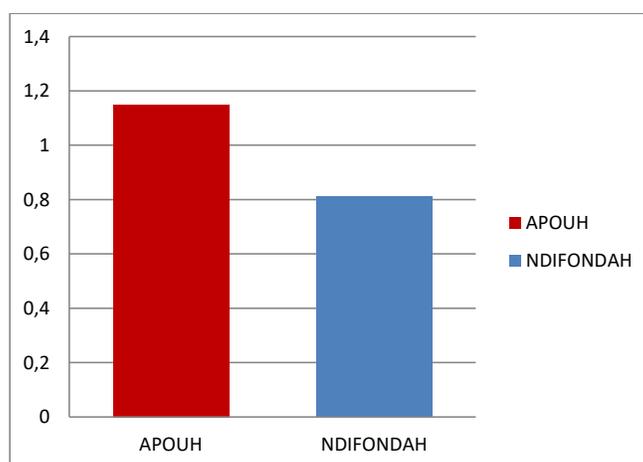


FIGURE 3.13 – Etude comparative des doses efficaces à Apouh et à Ndifonda.

3.3.3 Probabilité ELCR « Excess Life time Cancer Risk »

Le risque additionnel pour la population vivant à Ndifonda et à Apouh de développer un cancer en raison de l'exposition externe à la radioactivité naturelle du sol a été évalué en déterminant la probabilité « Excess Life time Cancer Risk » (ELCR) dont les valeurs sont consignées dans le tableau 3.11. En se référant à ce tableau, nous relevons ce qui suit :

•A Ndifonda :

Pour les expositions « outdoor », la probabilité $ELCR_{out}$ varie de $0,94 \times 10^{-3}$ à $1,05 \times 10^{-3}$ avec une valeur moyenne de $0,96 \times 10^{-3}$ et pour les expositions « indoor » $ELCR_{in}$ varie de $1,41 \times 10^{-3}$ à $1,57 \times 10^{-3}$ avec une valeur moyenne de $1,45 \times 10^{-3}$. La valeur estimative de la probabilité ELCR totale ($ELCR_{Tt}$) sur ce site varie de $2,35 \times 10^{-3}$ à $2,63 \times 10^{-3}$ avec une valeur moyenne de $2,41 \times 10^{-3}$.

•A Apouh :

Pour les expositions «outdoor», la probabilité $ELCR_{out}$ varie de $1,10 \times 10^{-3}$ à $1,67 \times 10^{-3}$ avec une valeur moyenne de $1,36 \times 10^{-3}$ et pour les expositions « indoor » $ELCR_{in}$ varie de $1,65 \times 10^{-3}$ à $2,51 \times 10^{-3}$ avec une valeur moyenne de $2,04 \times 10^{-3}$. Les valeurs estimatives de la probabilité ELCR totale ($ELCR_{Tt}$) pour l'exposition total sur ce site varient de 2.75×10^{-3} à 4.18×10^{-3} avec une valeur moyenne de 3.40×10^{-3} .

Le diagramme de figure -3.14 présente une étude comparative des probabilités ELCR pour les expositions externes à la radioactivité naturelle du sol sur les deux sites d'étude. Nous notons à travers ce diagramme que la valeur moyenne de la probabilité ELCR estimée dans la localité d'Apouh est supérieure à celle estimée dans la localité de Ndifonda. Ce qui signifierait que le risque additionnel pour la population de développer un cancer en raison de l'exposition externe à la radioactivité naturelle du sol est plus élevé à Apouh qu'à Ndifonda.

Par ailleurs, les valeurs moyennes mondiale de la probabilité ELCR pour les expositions « indoors », et « outdoors » et les expositions totales rapportées dans UNSCEAR (2008) sont respectivement de 0.29×10^{-3} , 1.16×10^{-3} et 1.45×10^{-3} .

A Ndifonda, les valeurs moyennes de la probabilité ELCR pour les expositions dues à la radioactivité naturelle du sol est de $0,96 \times 10^{-3}$ pour l'exposition « indoor » et de $1,45 \times 10^{-3}$ pour l'exposition « outdoor », soit $2,41 \times 10^{-3}$ pour les expositions totales (Tableau 3.11). A

Apouh la probabilité ELCR est de 1.36×10^{-3} pour l'exposition « indoor » et de $2,04 \times 10^{-3}$ pour l'exposition « outdoor », correspondant à 3.40×10^{-3} pour les expositions totales (Tableau 3.11). Nous remarquons alors que les valeurs moyennes des probabilités ELCR obtenues dans le cadre du présent travail sont supérieures aux valeurs moyennes mondiales pour les exposition « indoor », « outdoor » et totale.

Dans le tableau 3.12 nous comparons les valeurs de la probabilité ELCR obtenues dans le cadre du présent travail avec celles obtenues pour les études similaires dans d'autres régions du monde. Nous notons que la probabilité ELCR obtenue à Fongo-Tongo est supérieure à celles obtenues en Irak, en Palestine et au Pakistan.

TABLE 3.11 – Probabilité ELCR due à la radioactivité naturelle à Ndifonda et à Apouh.

Site	Code de l'échantillon	Excess Lifetime Cancer Risk(ELCR)		
		$ELCR_{out} \times 10^{-3}$	$ELCR_{in} \times 10^{-3}$	$ELCR_{Tt} \times 10^{-3}$
NDIFONDA	B1	0,94	1,42	2,36
	B2	0,95	1,43	2,39
	B3	0,94	1,41	2,35
	B4	0,98	1,47	2,46
	B5	1,05	1,57	2,63
	B6	0,94	1,41	2,35
	B7	0,95	1,42	2,37
	B8	0,95	1,43	2,38
	Moyenne	0,96	1,45	2,41
	Ecart-type	0,03	0,05	0,10
	Mediane	0,95	1,42	2,37
APOUH	M1	1,10	1,65	2,75
	M2	1,67	2,51	4,18
	M3	1,21	1,81	3,02
	M4	1,61	2,42	4,03
	M5	1,13	1,69	2,81
	M6	1,45	2,18	3,63
	Moyenne	1,36	2,04	3,40
	Ecart-type	0,25	0,36	0,62
	Médiane	1,32	2,00	3,32

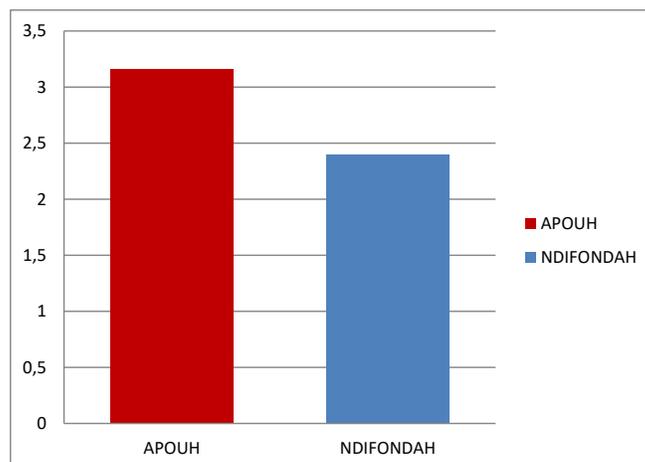


FIGURE 3.14 – Etude comparative des Probabilités ELCR à Apouh et Ndifonda.

TABLE 3.12 – Comparaison de la probabilité ELCR avec les données d'autres pays .

Pays/localité		$ELCR_{out}$ $\times 10^{-3}$	$ELCR_{in}$ $\times 10^{-3}$	$ELCR_{Tt}$ $\times 10^{-3}$	References
Irak/Abu Al Khasib,		0.20	1.64	1.84	R. S. Mohammed & R. S. Ahmed(2017)
Irak/ Ad Dayer,		0.19	1.48	1.67	
Palestine/ Tulkarem		0.17	0.78	0.95	Thabayneh and Jazza (2012)
Pakistan/Azad Kashmir		0.54	1.63	2.17	Rafique et al. (2014)
Nigeria (Minerais d'étain)		-	-	0,7	Masok Felix Bitrus et al (2015)
Cameroun/ Fongo- Tongo	NDIFONDA	0.45	1.79	2.24	Notre travail
	APOUH	0.63	2.53	3.16	
Moyenne mondiale		0.29	1,16	1.45	UNSCEAR (2008)

Nous retenons de l'analyse et discussion des résultats du présent travail ce qui suit :

- les valeurs moyennes des concentrations d'activité du ^{232}Th et du ^{226}Ra dans les deux localités sont largement supérieures aux valeurs moyennes mondiales alors que celle du ^{40}K est largement inférieure à la moyenne mondiale. Mais toutes les valeurs obtenues sont comprises dans la gamme de mesures des concentrations d'activité données par

l'AIEA pour les gisements de bauxite.

- le sol d'Apouh n'est pas approprié pour être utilisé comme matériau sûr de construction car la valeur moyenne de l'activité de l'équivalent radium y est supérieure à la valeur sûre donnée par la CIPR. Ce qui n'est pas le cas pour le sol de Ndifonda.
- Les doses efficaces annuelles estimées dans les deux localités sont supérieures à la moyenne mondiale et pour le cas particulier d'Apouh, la valeur obtenue est supérieure à la valeur limite donnée par la CIPR, recommandée par l'AIEA et inscrite dans la réglementation nationale en matière de radioprotection.
- les valeurs moyennes de la probabilité ELCR qui permet d'évaluer le risque additionnel pour la population des deux localités de développer un cancer en raison de l'exposition à la radioactivité naturelle sont supérieures à la moyenne mondiale.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

Le présent travail est une contribution à l'étude de la radioactivité environnementale au Cameroun et s'inscrit dans le domaine des sciences et techniques nucléaires appliquées à l'étude de la radioactivité environnementale. Il vise l'évaluation du risque radiologique associé à l'exposition externe à la radioactivité naturelle du sol pour les habitants de la zone bauxitique de Fongo-Tongo. La spectrométrie gamma a été utilisée pour déterminer les concentrations d'activité du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K dans des échantillons de sol prélevés dans la commune de Fongo-Tongo, plus précisément dans les localités de Ndifonda et d'Apouh. Ces concentrations d'activité ont permis de calculer les activités de l'équivalent radium (Raeq) et d'estimer les débits de dose absorbée dans l'air, la dose efficace annuelle d'exposition de la population environnante et la probabilité ELCR (« Excess Lifetime Cancer Risk ») pour évaluer le risque additionnel pour cette population de développer un cancer en raison de l'exposition à la radioactivité naturelle. Les calculs ont été faits en utilisant les coefficients de dose consignés dans les rapports et publications scientifiques des organismes internationaux tels que l'UNSCEAR, la CIPR, l'AIEA, etc.

Les concentrations d'activité du ^{226}Ra , du ^{232}Th et du ^{40}K dans les échantillons de sol prélevés varient respectivement de 117,98 à 191,25 Bq/kg, de 111,18 à 226,46 Bq/kg et de 81,62 à 158,47 Bq/kg. L'analyse des résultats a montré que les concentrations d'activité des radionucléides varient d'un site de prélèvement à l'autre et sur un même site, les concentrations d'activité des radionucléides varient d'un point à l'autre. Ainsi, le ^{226}Ra et le ^{232}Th sont plus concentrés dans le sol d'Apouh que dans celui de Ndifonda alors qu'on a observé le contraire pour le ^{40}K .

En se référant aux résultats des travaux similaires effectués dans d'autres régions à travers le

monde, nous relevons que les concentrations d'activité des radionucléides naturels dans la zone minière de Fongo-Tongo sont comparables à celles des sites uranifères et autres gisements de bauxite travers le monde, et restent relativement élevées par rapport à celles des sites aurifères et des sites non-miniers. les concentrations moyennes d'activité du ^{226}Ra et du ^{232}Th sont largement supérieures aux valeurs moyennes mondiales rapportées par UNSCEAR alors que celle du ^{40}K est largement inférieure à la moyenne mondiale. Toutefois, ces concentrations d'activité sont comprises dans la gamme des valeurs des concentrations d'activité données par l'AIEA pour les sols des gisements de minerai de bauxite.

L'activité de l'équivalent radium varie de 291,30 à 524,33 Bq/kg. Les plus grandes valeurs sont obtenues à Apouh où la moyenne est supérieure à la limite de 370 Bq/kg donnée par la CIPR pour garantir la sûreté radiologique d'un sol pouvant être utilisé comme matériau de construction.

Le débit de dose absorbé dans l'air à un mètre du sol est compris entre 129,92 et 230,15 nGy/h correspondant ainsi à une dose efficace totale annuelle comprise entre 0,79 et 1,41 mSv/an. La dose efficace annuelle est élevée par rapport à la valeur moyenne mondiale de 0,48 mSv/an rapportée par UNSCEAR pour les expositions à la radioactivité naturelle du sol et pour le cas particulier d'Apouh, la valeur moyenne de dose efficace totale annuelle est supérieure à la valeur limite inscrite dans la réglementation nationale en matière de radioprotection.

La probabilité ELCR est comprise entre $2,18 \times 10^{-3}$ et $3,88 \times 10^{-3}$. Elle est donc supérieure à la valeur moyenne mondiale qui est de $1,45 \times 10^{-3}$. Elle est aussi élevée par rapport aux valeurs obtenues dans plusieurs localités à travers le monde indiquant ainsi un risque additionnel élevé de développer un cancer du faite de l'exposition à la radioactivité naturelle du sol à Fongo-Tongo.

Bien que les concentrations d'activité des radionucléides primordiaux soient comprises dans la gamme de mesure de l'AIEA, les valeurs estimatives des paramètres radiologiques montrent que le risque radiologique est présent. Les deux sites d'étude nécessitent une attention particulière en ce qui concerne l'exposition aux rayonnements ionisants d'origine naturel. Il est important d'y mener des études supplémentaires pour explorer les autres formes d'exposition aux rayonnements, notamment les expositions internes. Il est recommandé que les deux sites d'études fassent l'objet d'une surveillance radiologique.

En perspective nous comptons mener les études visant à évaluer la radioactivité naturelle dans les eaux et les aliments produits dans la zone minière de Fongo Tongo. Aussi, toutes

les zones à fort potentiel minier du Cameroun devraient faire l'objet des études similaires non seulement pour évaluer le risque pour la population mais aussi pour contribuer à l'établissement de la carte radiologique nationale et de la base de données du niveau de référence nécessaire à l'étude d'impact environnemental et à la surveillance radiologique pour des futures activités d'exploitation minière.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] Ademola A. K., Bello A.K., Adejumbi .A.C., (2014). Determination of natural radioactivity and hazard in soil samples in and around gold mining area in Itagunmodi, south-western, Nigeria, Journal of Radiation Research and Applied Sciences (2014), <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrras.2014.06.001>.
- [2] Akhtar N., Tufail M., Ashraf M., Igbal M. M., (2005). Measurement of environmental radioactivity for estimation of radiation exposure from saline soil of Lahore; Pakistan, Radiat. Meas. 39, 11-14 .
- [3] Alazemi N., Bajoga A. D., Bradley D. A., Regan P. H., Shams H., (2016). Soil Radioactivity levels, radiological maps and risk assessment for the state of Kuwait; Chemosphere. 154, 55-62 .
- [4] Alen, Brodsky,(1978). Handbook of radiation measurement and protection section, A.1 (1978) 231-233.
- [5] Arogunjo, A.M., Farai, I.P., Fuwape, A., (2004). Dose rate assessment of terrestrial gamma radiation in the Delta region of Nigeria. Rad. Protect. Dosim. 108, 7377.
- [6] Ben-Bolie G.H., Ele A.P. Owono A.P. ElKhoukhi T. and L Moursil R.C., (2013) Transfer of ^{238}U and ^{232}Th from soil to plant in a high background radiation area of the southwestern region of Cameroon. Radiation Protection Dosimetry) : 15.
- [7] Bernard Hiéronymus, (1973). « Etude minéralogique et géochimique des formations Bauxitiques de l'Ouest Cameroun ». Univ.ParisIV.Cah. ORSTOM, Ser. Géol., Vol V, n°1, pp.97-112.
- [8] Burnham J.U. (1991) Dose limits and risks. In : Burnham JU (ed) Radiation protection. The international commission on radiological protection (ICRP) publication. The international commission on radiological protection (ICRP) publication 60, Brunswick, pp 109-128.
- [9] Carvalho F.P., Madruga M.J. Reis M.C., Alves. Oliveira J.G., Gouveia J.M. (2007) Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. J. Environ. Radioact 96 : 39-46.

- [10] Choppin, G. J.O., Lilienzen et Rydberg J. (2002). Radiochemistry and Nuclear Chemistry, 3rd edition. Elsevier, 709 p).
- [11] Clerc H.(1991). Éffets biologiques des rayonnements ionisants et normes de radioprotection, Rapport CEA. 24, 1-44 .
- [12] Courtine F. (2007). Etalonnage d'un spectromètre gamma en vue de la mesure de la radioactivité naturelle. Mesures expérimentales et modélisation par techniques de Monte-Carlo. Physique [physics]. Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II, 2007. Français. tel-00147301
- [13] Currie. Lloyd A. (1968) "Limits for qualitative detection and quantitative determination. Application to radiochemistry." Analytical chemistry 40(3) : 586-593.
- [14] Darwish S. M., El-Bahi S. M., Sroor A.T., Arhoma N. F., (2013). Natural Radioactivity Assessment and Radiological Hazards in Soils from Qarun Lake and Wadi El Rayan in Faiyum, Egypt. OJSS. 3, 289-296 .
- [15] Dinh C.N., Dulinski M., Jodlowski P., Nowak J., Rozanski K , Sleziak M. and Wachniew P. ,(2011). Natural radioactivity in groundwater á review, Isot. Environ. Healt. S. 47, 415-437.
- [16] Dragovic S., Jankovic L., and Onjia A. (2006) Assessment of Gamma Dose Rate from Terrestrial Exposure in Serbia and Montenegro. Radiation Protection Dosimetry 121 (3). 297-302.
- [17] El Mamoney. M.H. and Ashraf E.K. (2004). "Environmental characterization and radioecological impacts of non-nuclear industries on the Red Sea coast." Journal of Environmental Radioactivity 73(2) : 151-168.
- [18] Ele A.P., Owono A.P., Ekobena F.H.P, Ben-Bolie G.H. and El Khoukhi T., (2010). High background radiation investigation by gamma spectrometry of soil in southwestern region of Cameroon, Journal of Environmental Radioactivity 101, 739-743.
- [19] Ergül H. A., Belivermis M., Topcuoglu Ö KÍç, S. , Y. Çotuk (2013). Natural and artificial radionuclide activity in surface sediments of Izmit Bay, Turkey. J Environ Radioact 126, 125-132 .
- [20] Fichtel C. E. et Trombka J. I. (1997). Gamma-Ray Astrophysics : New Insight Into the Universe. Rapport technique, NASA-RP-1386 ; NAS 1.61 :1386. G. Gilmore, Practical gamma-ray spectrometry. Edition J Wiley and Sons (1995).
- [21] Gilmore. G.(2011). Practical Gamma-ray Spectrometry. 2nd ed.. England. John Wiley & Sons Ltd.
- [22] Glenn F. Knoll G. F., (1999). Radiation detection and measurement. Wiley & Son, Ltd,

- [23] IAEA (International Atomic Energy Agency) (1996) International basic safety standards (BSS) for protection against ionising radiation and for the safety of radiation sources, safety series no. 115.
- [24] IAEA (2003) Extend of environmental contamination by naturally occurring radioactive material and technological options for mitigation. Technical report series 419. IAEA, Vienna
- [25] IAEA Safety Standards No. GSR Part 3, Radiation Protection and Safety of Radiation Sources : International Basic Safety Standards, General Safety Requirements Part 3
- [26] IAEA-TECDOC-1401 (2004). Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements.
- [27] ICRP, (2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP publication 103. ELSEVIER.
- [28] IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire), FICHE RADIONUCLÉIDE, Thorium 232 et environnement, 2002.
- [29] IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire) 2010. FICHE 1, Le radium et ses utilisations.
- [30] IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire), (2011). Annexe du document Gestion des sites potentiellement pollués par des substances radioactives. En ligne. <http://www.developpementdurable.gouv.fr/IMG/pdf/V7-annexe-07-02-2012.pdf>.)
- [31] ISO 18589-2, (2007). Measurements of radioactivity in environment-Soil- Part 2, Guidance for the selection of sampling strategy, sampling and pre-treatment of samples
- [32] ISO/DIS 18589-3, (2006). Measurements of radioactivity in environment-Soil- Part 3 : Measurements of gamma-emitting radionuclides.
- [33] <https://fr.wikipedia.org> du 16 juin 2020
- [34] <http://univ.ency-education.com> du 31 mai 2020
- [35] <https://upload.wikimedia.org/wikipediadu> 16 juin 2020
- [36] Kabata-Pendias A., PENDIAS H. (2000). Trace Elements in Soils and Plants, 3rd edn. CRC Press, Boca Raton, Fl.
- [37] Kamga M.A., (2012). Etude géologique des indices bauxitiques du secteur de Bangam (Ouest-Cameroun). Mémoire Master, Fac. Sci. , Université Yaoundé I, p.96
- [38] Knoll G. F., (2000). *Radiation Detection and Measurement: Third Edition* J Wiley and Sons .
- [39] Kocher D. C. and Sjoeren A. L., "Dose-Rate Conversion Factors for External Exposure to Photon Emitters in Soil," Health Phys. 48, 193 (1985).

- [40] Lannunziata M., (2003). Handbook of Radioactivity Analysis, 2nd edition, Elsevier, 1273 p.
- [41] LeumbeLeumbe O., (2003). « Etude pétrographique, minéralogique et géochimique d'un sol ferrallitique sur trachyte de la zone moyenne du versant sud des monts Bambouto ». Mém. DEA en sc. de la Terre, Univ. Yaoundé I, 93 pages.
- [42] Leumbe Leumbe O., Bitom D., Tématio P., Temgoua E., Lucas Y., (2005). « Etude des sols ferrallitiques à caractères andiques sur trachytes en zone de montagne humide tropicale (Monts Bambouto - Ouest Cameroun). Etude et gestion des sols », 12 p323-326.
- [43] Lung M., (1997) Final report of the European Commission on Nuclear Science and Technology, 302p).
- [44] Martin J. E., (2011). Physics for Radiation Protection, 2nd edition, Wiley-VCH., 822 p.
- [45] Ministère de la Santé Publique, (2013). Arrêté N°1150/MINSANTE du 11 Juin 2013 fixant les conditions de délimitation et de signalisation des zones surveillées et contrôlées et des zones spécialement réglementées ou interdites, ainsi qu'aux règles d'hygiène, de sécurité et d'entretien qui y sont imposées.
- [46] Mvondo S., Ben-Bolie G.H., Ema'a Ema'a J.M., Owono A. P., Ele A.P., Beyala A.J.F., (2017) Study of soil-fern transfer of naturally occurring alpha emitting radionuclides in the Southern Region of Cameroon. · Journal of Environmental Radioactivity 180 :114-119.
- [47] Mohammed R.S., Ahmed R.S., (2017) Estimation of excess lifetime cancer risk and radiation hazard indices in southern Iraq. Environ Earth Sci 76 :19. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6616-7>
- [48] Nachab A., Benjelloun M., Nourreddine A., Pape A., (2002), simulation du coefficient d'auto-absorption des photons gamma pour des échantillons de géométrie cylindriques, Phys. Chem. News 7 (2002) 52-58).
- [49] Ndontchueng M. M., Nguelem E. J. M., Motapon O., Njinga R. L., Simo A., Guembou J. C. S. and Yimele B.C., (2015). Radiological Hazards in Soil from the Bauxite Deposits Sites in Dschang Region of Cameroon. British Journal of Applied Science & Technology 5(4) : 342-352, 2015, Article no.BJAST.2015.032 ISSN : 2231-0843
- [50] Ngoa E.L., Ndjana N.J.E.II, Hosoda M., Bongue D., Saïdou, Naofumi A., Koukong H.R., Kwato N.M.G., Shinji T., (2018). Air Absorbed Dose Rate Measurements and External Dose Assessment by Car-Borne Survey in the Gold Mining Areas of Betare-Oya, Eastern-Cameroon, Jpn. J. Health Phys. 53 (1), 200-209, DOI : 10.5453/jhps.53.5.
- [51] Ngoufo R., (1988). « Les monts Bamboutos : environnement utilisation de l'espace ». Yaoundé : Université de Yaoundé (thèse 3ème cycle)

- [52] Nguelem E. J. M. , Ndontchueng M. M., Motapon O., Guembou C. J. S. , Darko E. O. (2017). Radiological monitoring and statistical approach of primordial and anthropogenic radionuclides in surface soil of Mami-water site in the Western Cameroon. *Environmental Earth Sciences* 76(17) :612 · September 2017 DOI : 10.1007/s12665-017-6951-8.
- [53] Nguelem E. J. M., Ndontchueng M. M. and Motapon O.(2016). Determination of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{235}U and ^{238}U activity concentration and public dose assessment in soil samples from bauxite core deposits in Western Cameroon. *SpringerPlus* (2016) 5 :1253 DOI 10.1186/s40064-016-2895-9.
- [54] Nguimatsia D.F.W., (2013). Contribution à l'étude géologique des formations bauxitiques de Fongo-Tongo (ouest-Cameroun). Mémoire Master, Fac Sci, Université Yaoundé I, p. 82
- [55] NIST Photons cross sections database. National Institute of Standards and Technologies, <http://www.nist.gov/pml/data/xcom/index.cfm>
- [56] O'Connor B. H., Donoghue A.M, Manning T.J., Chesson B.J., (2012) Radiological assessment for bauxite mining and alumina refining. *Ann. Occup. Hyg.*, Vol. 57, No. 1, pp. 6376, 2013 © The Author 2012. Published by Oxford University Press on behalf of the British Occupational Hygiene Society doi :10.1093/annhyg/mes052.
- [57] PNUD (Programme des Nations Unies pour le Développement), (2020). Rapport sur le développement humain au Cameroun .
- [58] Quindos L.S., Fernandez P.L., Soto J., Rodenas C., Gomez J., (1994). Natural radioactivity in Spanish soil. *Health Phy.* 66, 194200.
- [59] Radulescu I. , Blebea-Apostu A. M., Margineanu R.M., Mocanu N.(2013). Background radiation reduction for a high-resolution gamma-ray spectrometer used for environmental radioactivity measurements; *Nucl. Instrum. Meth . A*, 715, 112-118.
- [60] Rafique M., Rahman S.U., Basharat M., Aziz W., Ahmad I., Lone K.A., Ahmad K., Matiullah, (2014) Evaluation of excess life time cancer risk from gamma dose rates in Jhelum valley. *J Radiat Res Appl Sci* 7(1) :2935. doi :<https://doi.org/10.1016/j.jrras.2013.11.005>
- [61] Ramasamy V., Suresh G., Meenakshisundaram V., Gajendran V., (2009) Evaluation of natural radionuclide content in river sediments and excess lifetime cancer risk due to gamma radioactivity. *Res J Environ Earth Sci* 1 :610
- [62] Saïdou, Tokonami s. and Elé A.P., (2016). Natural Radiation Survey in the Uranium and Thorium Bearing Regions of Cameroon. *Radiation Environment and Medicine* Vol.5, No.1 5358.
- [63] Saito K., Jacob P., (1995). Gamma ray fields in the air due to sources in the ground. *Radiat. Prot. Dosim.* 58, 29-45.

- [64] Siegbahn K., (1965) , Alpha-,Beta- and Gamma-Ray spectroscopy, 1.
- [65] Sojien M., (2007) Petrographic study, mineralogy and geochemistry of bauxite training Bangamdans of the High West Cameroon. Thèse MSc., Université de Dschang, Dschang. 2007;77.
- [66] Taskin H., Karavus M., Ay P., Topuzoglu A., Hindiroglu S., Karahan G., (2009) Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to the gamma radioactivity in Kirklareli, Turkey. *J Environ Radioact* 100 :4953. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.10.012>.
- [67] Tchamba A.B., Yongue R., Melo U.C., Kamseu E., Njoya D., Njopwouo D., (2008) Caractérisation de la bauxite de Haléo Danielle (Minim-Martap, Cameroun) en vue de son utilisation industrielle dans les matériaux à haute teneur en alumine. *Sil Ind* 73(56) :7784.
- [68] Tematio P., (2005). « Etude cartographique et Pétrologique des sols à caractères ferrallitiques et andosoliques dans les monts Bamboutos (Ouest-Cameroun) : influence de la lithologie et des facteurs du milieu sur la nature et la distribution des sols en région de montagne tropicale humide ». Thèse Doct. Etat, Fac. Sci. Univ. Yaoundé I, 252p.
- [69] Tematio P., Kengni L., Bitom D., Hodson M., Fopoussi J. C., Leumbe Leumbe O., Mpakam H.G., Tsozue D., (2004). Soil and their distribution on Bambouto volcanic mountain, West Cameroon highland, Central Africa. *Journal of African Earth Science*,39, p 447- 457.
- [70] Thabayneh K.M.,Jazzar M., (2012) Natural radioactivity levels and estimation of radiation exposure in environmental soil samples from Tulkarem Province-Palestine. *OJSS* 2 :716. <https://doi.org/10.4236/ojss.2012.21002>.
- [71] Tomarchio E. , Environmental Sample Measurements with low background gamma-rayspectrometric systems: IRPA. 38, 1-13 (2006).
- [72] Tzortzis M., Svoukis E., and Tsetos H., (2004) A Comprehensive Study of Natural Gamma Radioactivity Levels and Associated Dose Rates from Surface Soils in Cyprus. *Radiation Protection Dosimetry*. 109 (3) : 217224.
- [73] UNSCEAR Report, New York, (1993), United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionising Radiation.
- [74] UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) (2000), Sources and effects of ionizing radiations : a report on the effects of atomic radiation to the general assembly with scientific annexes. Annex B, United Nations, New York
- [75] UNSCEAR, (2008) United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation report to the general assembly. AnnexB : exposures of the public and workers from various sources of radiation

- [76] Weecksteen G., (1957). « Rapport préliminaire sur le gisement de bauxite de Fongo-Tongo. Rapport multigr. Dir. des Mines et de la Géologie. État du Cameroun ».
- [77] William R. L., (1994). Techniques for Nuclear and Particle Physics Experiments: Edition Springer-Verlag.
- [78] Wouatong A.S.L., Tchougouelieu W.H., Ngapgue F., Katte V., Beyala V.K.K., (2014) Mineralogical and Geotechnical Characteristics of the Loose Weathered Trachytes of Fongo-Tongo (West-Cameroon). Int J Appl Sci Technol 4(7) :8596
- [79] www.irsn.fr du 16 juin 2020
- [80] www.radiation-dosimetry.org du 12 mai 2020
- [81] www.researchgate.net 14 juillet 2020
- [82] Yu, K.N., Guan Z.J., Stoks M.J., Young E.C., (1992). The assessment of natural radiation dose committed to the Hong Kong people. J. Environ. Radioact. 17, 3148.

ANNEXE 1 : FACTEUR DE CONVERSION

a) Densité de flux de rayonnements en un point au-dessus du sol

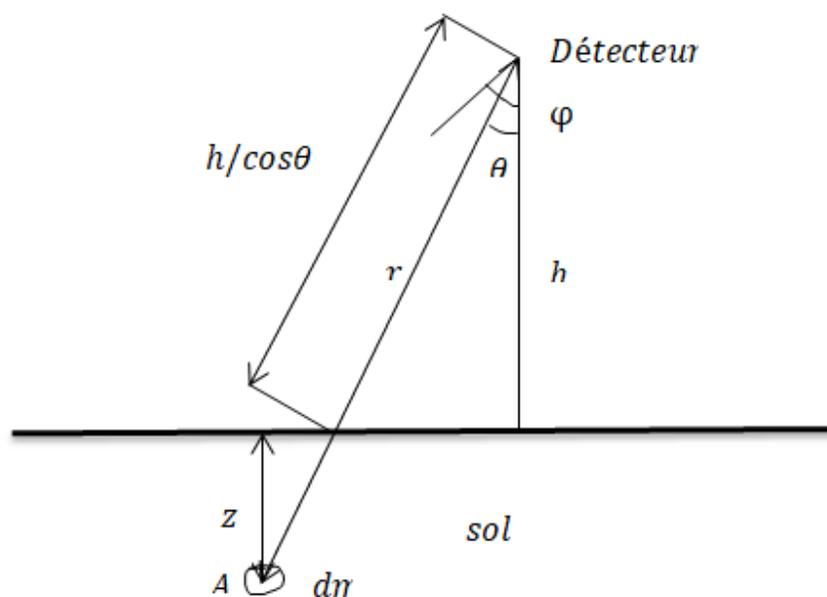


FIGURE 3.16 – Modélisation de la conversion de la concentration d'activité en débit de dose à un point au dessus du sol

Supposons que des radionucléides naturels i émettant les rayonnements gamma d'énergie E_i sont distribués uniformément dans le sol avec une concentration C_i . (Bq/kg ou désintégrations par seconde par kilogramme). Considérons un détecteur situé à la hauteur h (en m) du sol et h orienté vers le sol. Considérons un élément de

volume $d\tau$ centré sur le point A situé à la distance r du détecteur. en coordonnées polaires nous avons :

$$d\tau = r^2 \sin \theta dr d\theta d\varphi \quad (3.1)$$

Si ρ_s est la masse volumique du sol et dm la masse du sol correspondant à l'élément de volume $d\tau$ alors nous avons :

$$dm = \rho_s d\tau = \rho_s r^2 \sin \theta dr d\theta d\varphi \quad (3.2)$$

La distribution des photons étant isotrope, s'il n'y a pas d'atténuation dans le sol et dans l'air, le flux de photons provenant de $d\tau$ qui traverse un point du détecteur encore appelé densité du flux au niveau du détecteur est donné par la relation :

$$d\Phi_{i_0} = \frac{C_i dm}{4\pi r^2} = \frac{C_i \rho_s d\tau}{4\pi r^2} = \frac{C_i \rho_s}{4\pi r^2} r^2 \sin \theta dr d\theta d\varphi \quad (3.3)$$

Si x_1 est la distance parcourue par le faisceau de photons gamma dans le sol, μ_1 le coefficient linéique d'atténuation du sol (en m^{-1}), alors la densité du flux du à $d\tau$ à la surface du sol est donnée par la relation suivante tirée de la loi d'atténuation :

$$d\Phi_{i_1} = d\Phi_{i_0} e^{-\mu_1 x_1} \quad (3.4)$$

En se référant à la figure ?? on a :

$$x_1 = r - \frac{h}{\cos \theta} \quad (3.5)$$

Donc

$$d\Phi_{i_1} = \frac{C_i \rho_s}{4\pi r^2} r^2 e^{-\mu_1 \left(r - \frac{h}{\cos \theta} \right)} \sin \theta dr d\theta d\varphi \quad (3.6)$$

Si x_2 est la distance parcourue par le faisceau de photons gamma dans le sol, μ_2 le coefficient linéique d'atténuation du sol (en m^{-1}), alors la densité du flux

du à $d\tau$ à la surface du détecteur est donnée par la relation suivante tirée de la loi d'atténuation :

$$d\Phi_i = d\Phi_{i_1} e^{-\mu_2 x_2} \quad (3.7)$$

En se référant à la figure ??, on a :

$$x_2 = \frac{h}{\cos \theta} \quad (3.8)$$

En prenant en compte les équations (5), (6) et (7) nous avons :

$$d\Phi_i = \frac{C_i \rho_s}{4\pi r^2} r^2 e^{-\mu_1 \left(r - \frac{h}{\cos \theta} \right)} e^{-\mu_2 \frac{h}{\cos \theta}} \sin \theta dr d\theta d\varphi \quad (3.9)$$

où φ varie de 0 à 2π indépendamment de r et θ ;

θ varie de 0 à $\pi/2$;

Pour un angle θ donné, r varie de $h/\cos \theta$ à ∞

La densité totale de flux à la hauteur h est donnée par la relation suivante :

$$\Phi_i = \frac{C_i \rho_s}{4\pi} \int_0^{2\pi} \varphi d\varphi \int_{\frac{h}{\cos \theta}}^{\infty} \int_0^1 e^{-\mu_1 \left(r - \frac{h}{\cos \theta} \right)} e^{-\mu_2 \frac{h}{\cos \theta}} \sin \theta dr d\theta \quad (3.10)$$

Or

$$\int_0^{2\pi} \varphi d\varphi = 2\pi \quad (3.11)$$

$$\sin \theta d\theta = d \cos \theta \quad (3.12)$$

nous pouvons écrire :

$$\Phi_i = \frac{C_i \rho_s 2\pi}{4\pi} \int_{\frac{h}{\cos \theta}}^{\infty} \int_0^1 e^{-\mu_1 \left(r - \frac{h}{\cos \theta} \right)} e^{-\mu_2 \frac{h}{\cos \theta}} dr d \cos \theta \quad (3.13)$$

Soit

$$\Phi_i = \frac{C_i \rho_s}{2} \int_{\frac{h}{\cos \theta}}^{\infty} \int_0^1 e^{-\mu_1 \left(r - \frac{h}{\cos \theta} \right)} e^{-\mu_2 \frac{h}{\cos \theta}} dr d \cos \theta \quad (3.14)$$

En intégrant l'équation (13) par rapport à r nous obtenons :

$$\Phi_i = \frac{C_i \rho_s}{2} \left[\int_0^1 e^{-\mu_2 \frac{h}{\cos \theta}} d \cos \theta \right] \left[-\frac{1}{\mu_1} e^{-\mu_1 \left(r - \frac{h}{\cos \theta} \right)} \right]_{\frac{h}{\cos \theta}}^{\infty} \quad (3.15)$$

Or

$$\lim_{r \rightarrow +\infty} e^{-\mu_1 \left(r - \frac{h}{\cos \theta} \right)} = 0 \quad (3.16)$$

$$e^{-\mu_1 \left(\frac{h}{\cos \theta} - \frac{h}{\cos \theta} \right)} = e^0 = 1 \quad (3.17)$$

Donc l'équation 14 devient :

$$\Phi = \frac{C_i \rho_s}{2} \left[\int_0^1 e^{-\mu_2 \frac{h}{\cos \theta}} d \cos \theta \right] \left[-\frac{1}{\mu_1} (0 - 1) \right] \quad (3.18)$$

Alors

$$\Phi = \frac{C_i \rho_s}{2 \mu_1} \int_0^1 e^{-\mu_2 \frac{h}{\cos \theta}} d \cos \theta \quad (3.19)$$

L'équation donne l'expression de la densité du flux en fonction de l'angle incidence θ des rayonnements gamma.

Si

$\mu_s = \frac{\mu_1}{\rho_s}$ est le coefficient massique d'atténuation du sol qui dépende de l'énergie

du photon gamma, de la composition et de la densité du sol.

$\mu_a = \frac{\mu_2}{\rho_a}$ est le coefficient massique d'atténuation de l'air qui dépende de l'énergie

du photon gamma, de la composition et de la densité de l'air,

L'équation (18) peut encore se mettre sous la forme suivante :

$$\Phi_i(E_i) = \frac{C_i}{2 \mu_s(E_i)} \int_0^1 e^{-\frac{\mu_a(E_i) h \rho_a}{\cos \theta}} d \cos \theta \quad (3.20)$$

L'équation (19) ne se résout pas par des méthodes directes mais numériquement par des simulations.

b) Débit de dose à la hauteur $h=1\text{m}$ du sol

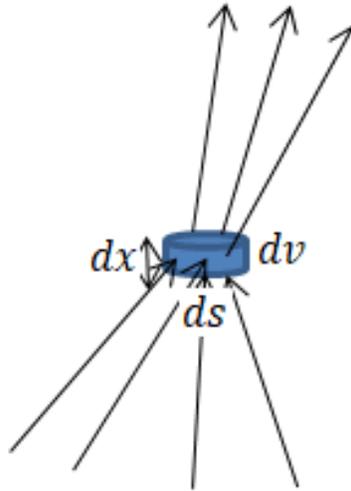


FIGURE 3.16 – Modalisation du flux de rayonnement qui traverse un élément de surface

Supposons un élément de volume $dv=dsdx$ autour d'un point de l'espace situé à 1m du sol (la figure ??). la masse correspondante à l'élément de volume dv est :

$$dm = \rho_a dv = \rho_a ds dx \quad (3.21)$$

$h=1\text{m}$, alors la densité de flux qui traverse ds obtenue à partir de l'équation (19) est donnée par :

$$\Phi(E_i) = \frac{C_i}{2\mu(E_i)} \int_0^1 \frac{\mu_s \rho_a}{\cos \theta} d \cos \theta \quad (3.22)$$

Le flux total de photons gamma qui traverse l'élément de surface ds est donné par la relation suivante :

$$\Phi_t(E_i) = \Phi(E_i) ds \quad (3.23)$$

Le flux énergétique transporté exprimé (en watts) est :

$$E\Phi_t(E_i) = E_i\Phi(E_i)ds \quad (3.24)$$

Si en traversant l'élément de volume dv flux de photon parcourt la distance dx , d'après la loi d'atténuation, nous avons :

$$E_i \frac{d\Phi_t(E_i)}{dx} = -\mu_2 d\Phi_t(E_i) \quad (3.25)$$

μ_2 le coefficient linéique d'atténuation du sol (en m^{-1}) L'énergie dissipée dans l'élément de volume dv par seconde est alors :

$$E_i d\Phi_t(E_i) = \mu_2 E_i \Phi_t(E_i) dx \quad (3.26)$$

Le débit de dose reçu est alors :

$$\dot{D} = \frac{E_i d\Phi_t(E_i)}{dm} = \frac{\mu_2 E_i \Phi_t(E_i) dx}{dm} \quad (3.27)$$

$$dm = \rho_a ds dx$$

$$\dot{D} = \frac{\mu_2 \Phi_t(E_i) dx}{\rho_a ds dx} = E_i \times \frac{\mu_2}{\rho_a} \times \frac{\Phi_t(E_i)}{ds} \times \frac{dx}{dx} \quad (3.28)$$

$\mu_a = \frac{\mu_2}{\rho_a}$ est le coefficient massique d'atténuation de l'air qui dépende de l'énergie du photon gamma, de la composition et de la densité de l'air.

D'après l'équation (21)

$$\frac{\Phi_t(E_i)}{ds} = \Phi(E_i) \quad (3.29)$$

$$\frac{dx}{dx} = 1 \text{ On a alors :}$$

$$\dot{D} = \mu_a E_i \Phi(E_i) \quad (3.30)$$

En prenant en compte l'équation (20) nous avons :

$$\dot{D} = \frac{\mu_a E_i C_i}{2\mu_s(E_i)} \int_0^1 \frac{\mu_a \rho_a}{e \cos \theta} d \cos \theta \quad (3.31)$$

dans l'équation (21) \dot{D} est exprimé en Gy/s et il suffit de multiplier l'expression obtenue par $3,6 \times 10^{12}$ pour avoir \dot{D} en nGy/h soit alors :

$$\dot{D} = \frac{3,6 \times 10^{12} \mu_a E_i C_i}{2\mu_s(E_i)} \int_0^1 e^{-\frac{\mu_a(E_i)\rho_a}{\cos\theta}} d\cos\theta \quad (3.32)$$

où \dot{D} est exprimé en nGy/h

c) Facteur de conversion de la concentration d'activité en débit de dose

Pour les radionucléides i , le facteur de conversion F_i de leur concentration d'activité en débit de dose à un mètre est le rapport du débit de dose reçu à un mètre du sol sur la concentration d'activité des radionucléides i dans le sol :

$$F_i = \frac{\dot{D}}{C_i} \quad (3.33)$$

En se référant à l'équation (28) on a :

$$F_i = \frac{\frac{3,6 \times 10^{12} \mu_a(E_i) C_i}{2\mu_s(E_i)} \int_0^1 e^{-\frac{\mu_a(E_i)\rho_a}{\cos\theta}} d\cos\theta}{C_i} \quad (3.34)$$

Donc

$$F_i = \frac{1,8 \times 10^{12} \mu_a(E_i) E_i}{\mu_s(E_i)} \int_0^1 e^{-\frac{\mu_a(E_i)\rho_a}{\cos\theta}} d\cos\theta \quad (3.35)$$

Pour une famille naturelle qui contient n radionucléides le facteur de conversion de la famille est donnée par :

$$F = \sum_{i=1}^n \frac{1,8 \times 10^{12} \mu_a(E_i) E_i}{\mu_s(E_i)} \int_0^1 e^{-\frac{\mu_a(E_i)\rho_a}{\cos\theta}} d\cos\theta \quad (3.36)$$

E_i s'exprime en Joules

F s'exprime en nGy/h par Bq/kg

ANNEXE 2

Diagramme de l'évolution de l'échantillon entre le site d'échantillonnage dans le laboratoire de spectrométrie gamma

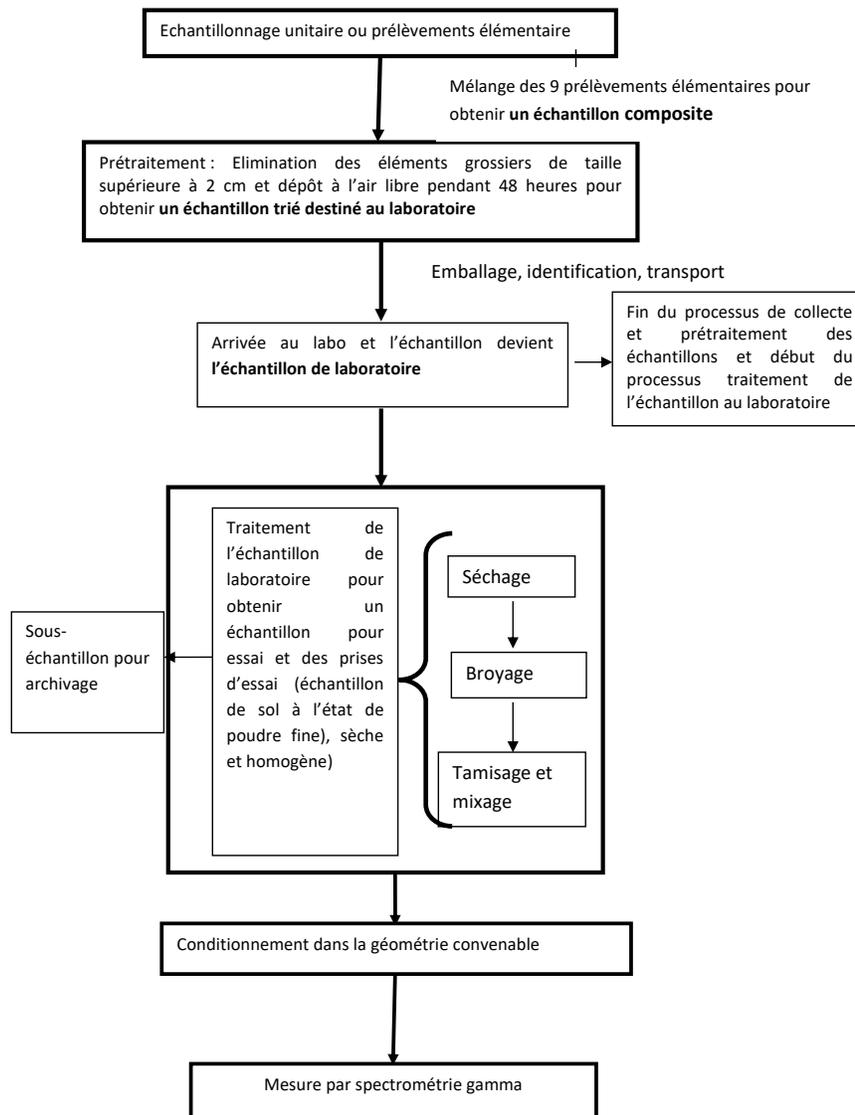


FIGURE 3.17 – Diagramme de l'évolution des échantillons entre le site d'échantillonnage et le laboratoire .

ANNEXE 3

Certificat d'assurance qualité du détecteur

QUALITY ASSURANCE DATA SHEET
Profile Series HPGe (High-Purity Germanium) Coaxial Detector System

Model and Serial Numbers

Detector Model No. GEM-FX8530-LB-C
 Cryostat Configuration CFG-SV-LB-108 Ship Date 28-Mar-12
 Dewar Model DWR-30 Serial No. 52-P42274A
 Preamplifier Model A257P When calling Customer Service, always
 Preamplifier Serial No. 12069413 reference the Detector Serial No.
 H. V. Filter Model 138EMI Sales Order No. 15009097
 H. V. Filter Serial No. 12060393
 SMART-I-N Serial No. _____

Cryogenic Information

Dewar Capacity 30 liters Static Holding Time 14 days
 Detector Cool-Down Time 8 hours

High Voltage Bias

Recommended Operating Bias POSITIVE 2600 Volts

Performance Specifications*

	Warranted	Measured	Amp Shape Time
Resolution (FWHM) at 1.33 MeV, ⁶⁰ Co	1.9 keV	1.7 keV	6 μs
Peak-to-Compton Ratio, ⁶⁰ Co	55:1	69:1	6 μs
(Nominal) Efficiency at 1.33 MeV, ⁶⁰ Co	50 %	54 %	6 μs
*Peak Shape (FWTM/FWHM), ⁶⁰ Co	2.00	1.84	6 μs
*Peak Shape (FWFM/FWHM), ⁶⁰ Co	2.90	2.47	6 μs
*Peak Shape is typical not warranted			
Resolution (FWHM) at 122 KeV, ⁵⁷ Co	700 eV	637 eV	6 μs
Resolution (FWHM) at 14.4 KeV, ⁵⁷ Co	600 eV	501 eV	6 μs

NOT TO SCALE

E: NOMINAL 5-mm RADIUS
Endcap Diameter: 108 mm

F: 58-mm CUP LENGTH

G: 5-mm SPACE A= 84.8 mm
Crystal Diameter

H: 0.03-mm/0.03-mm Al/Mylar B= 32.7 mm
Crystal Length

I: 0.9-mm CARBON FIBER C= 8.7 mm
Hole Diameter

J: <0.015-mm Ge/Li DEAD D= 16.5 mm
Hole Depth

K: 2.5-mm Cu

L: 1.6-mm CARBON FIBER

M: 0.7-mm Ge/Li DEAD LAYER

N: 0.3-micron Ge/B DEAD LAYER

P: 11-mm

OTHER Cryo: SV # 13714

Data Certified By: [Signature] DATE 3/28/12

Form no. 0306BK vers. 1

ANNEXE 4

Certificat de la source étalon



1380 Seaboard Industrial Blvd.
Atlanta, Georgia 30318
Tel 404-352-8677
Fax 404-352-2837
www.analyticinc.com

CERTIFICATE OF CALIBRATION Standard Radionuclide Source

83569-402

100 mL Solid in Plastic Container with Red Screw Lid

Customer: Neurotech / UN Development Programme in Tunisia / CNSTN
P.O. No.: RAF4022-88317N, Item 3
Reference Date: 01-Oct-2010 12:00 PM EST **Grams of Master Source:** 0.00058713

This standard radionuclide source was prepared using aliquots measured gravimetrically from master radionuclide solutions. Calibration and purity were checked using a germanium gamma spectrometer system. At the time of calibration no interfering gamma-ray emitting impurities were detected. The gamma-ray emission rates for the most intense gamma-ray lines are given. Eckert & Ziegler Analytics (EZA) maintains traceability to the National Institute of Standards and Technology through a Measurements Assurance Program as described in USNRC Regulatory Guide 4.15, Revision 1, February, 1979, and compliance with ANSI N42.22-1995, "Traceability of Radioactive Sources to NIST." EZA is accredited by the Health Physics Society (HPS) for the production of NIST-traceable sources, and this source was produced in accordance with the HPS accreditation requirements. Customers may report any concerns with the accreditation program to the HPS Secretariat, 1313 Dolley Madison Blvd., Ste. 402, McLean, VA 22101. Density of solid matrix 1.15 g/cc.

Nuclide	Gamma-Ray Energy (keV)	Half-Life, Days	Master Source* $\mu\text{ps/gram}$	This Source μps	Uncertainty, %			Calibration Method
					u_A	u_B	U	
Am-241	59.5	1.880E+05	—	6.546E+01	0.1	1.7	3.5	4 π LS
Cd-109	88.0	4.626E+02	1.666E+05	9.282E+01	0.5	2.3	4.7	HPGe
Co-57	122.1	2.718E+02	8.746E+04	4.873E+01	0.5	2.0	4.1	HPGe
Ce-139	165.9	1.376E+02	1.233E+05	6.869E+01	0.3	1.9	3.8	HPGe
Hg-203	279.2	4.661E+01	2.950E+05	1.644E+02	0.3	1.9	3.8	HPGe
Sn-113	391.7	1.151E+02	1.727E+05	9.622E+01	0.4	1.9	3.9	HPGe
Cs-137	661.7	1.098E+04	1.194E+05	6.652E+01	0.5	1.9	3.9	HPGe
Mn-54	834.9	3.121E+02	—	6.707E+01	0.1	1.7	3.3	IC
Y-88	898.0	1.066E+02	4.145E+05	2.309E+02	0.4	1.9	3.9	HPGe
Co-60	1173.2	1.925E+03	2.098E+05	1.169E+02	0.8	1.9	4.1	HPGe
Co-60	1332.5	1.925E+03	2.098E+05	1.169E+02	0.5	1.9	3.9	HPGe
Y-88	1836.1	1.066E+02	4.389E+05	2.445E+02	0.6	1.9	4.0	HPGe

* Master Source refers to Analytics' 8-isotope mixture which is calibrated quarterly.

Calibration Methods: 4 π LS - 4 π Liquid Scintillation Counting, HPGe - High Purity Germanium Gamma-Ray Spectrometer, IC - Ionization Chamber. **Uncertainty:** U - Relative expanded uncertainty, k = 2. See NIST Technical Note 1297, "Guidelines for Evaluating and Expressing the Uncertainty of NIST Measurement Results."

(Certificate continued on reverse side)



MGS Certificate, Rev 2 09-28-2009

Page 1 of 2

Corporate Office

24937 Avenue Tibbitts Valencia, California 91355

Laboratory

1380 Seaboard Industrial Blvd. Atlanta, Georgia, 30318

ANNEXE 5 :Publications scientifiques



Radiation hazard of naturally occurring soil in FONGO TONGO-Cameroon

Blaise Clovis Yimele^{1,2} · Henri Paul Fouda Ekobena¹ · Eric Jilbert Mekongtso Nguelem^{2,3} · Maurice Moyo Ndontchueng^{2,3} · Germain Hubert Ben-Bolie¹ · Pierre Owono Ateba¹

Received: 8 October 2018 / Accepted: 8 March 2019
© Saudi Society for Geosciences 2019

Abstract

In the present investigation, natural radioactivity in soil samples from the bauxite ore deposit in FONGO TONGO municipality of Menoua Division, Western Cameroon was assessed using gamma spectrometry. Priority analysis, the detector was calibrated for both energy and efficiency using standard sources. The investigated soil samples of NDIFONDA and APOUH were randomly collected. The observed specific activities of primordial radionuclides in soil from both study areas were comparably higher than the reference values of UNSCEAR, however varied within the exemption levels recommended in the IAEA basics safety standards. The observed average values of radium equivalent activity were 299.58 Bq/kg in NDIFONDA and 425.86 Bq/kg in APOUH. The observed value in APOUH were relatively higher than the recommended save value by ICRP while that of NDIFONDA were lower. Because majority of the houses in the study site are made of brick concrete, radiological health hazard parameters (air-absorbed dose rate (D) and total annual effective dose (ET)) were estimated to evaluate public exposure to natural radiation from soil. The observed values for D and ET were relatively higher than the recommended value of UNSCEAR (1.4 and 0.48 mSv/year, respectively) in both sites. In addition, the calculated values of excess lifetime cancer risk were slightly higher than the worldwide averages. Finding of this study revealed that long-term exposure to natural radiation in the study area might contribute to some health disease. Therefore, further studies need to be carried out to assess long-term exposure risk to radiation priority exploration of the mine.

Keywords Soil · Radioactivity · Gamma spectrometry · Radiological hazard · Cancer risk

Introduction

The natural radionuclides come mainly from primordial radionuclides, such as decay products of ²³²Th and ²³⁸U-(²²⁶Ra) series and ⁴⁰K. These primordial radionuclides, when

decaying, they release gamma, alpha, and beta radiation to which mankind may be exposed. According to UNSCEAR (1993, 2000), these natural radioactivity contributes about 80% of the collective exposure to radiation from the world's population. For this reason, there is now a great interest on the

Editorial handling: Broder J. Merkel

✉ Blaise Clovis Yimele
yiblaiclo@yahoo.fr

Henri Paul Fouda Ekobena
hekobena@gmail.com

Eric Jilbert Mekongtso Nguelem
ericnguelem@yahoo.com

Maurice Moyo Ndontchueng
ndomomau@gmail.com

Germain Hubert Ben-Bolie
gbenbolie@yahoo.fr

Pierre Owono Ateba
aowono1@yahoo.fr

¹ Laboratory of Nuclear, Atomic, Molecular Physics and Biophysics, Department of Physics, Faculty of Science, University of Yaoundé 1, Po Box: 812, Yaoundé, Cameroon

² National Radiation Protection Agency (NRPA), PO box: 33732, Yaoundé, Cameroon

³ Department of Physics, Faculty of Science, University of Douala, Po Box: 24157, Douala, Cameroon

investigation of natural radioactivity in the environmental matrix in several countries. These investigations include geological samples from mining site (uranium mines, bauxite mines ...) because exploration or exploitation of the mines raises concerns related to the management of naturally occurring radioactive material (NORM) (IAEA 1996). Investigation of radioactivity in such site prior to exploration is an important issue in defining the reference level of radioactivity to be monitored during the exploration, exploitation, and remediation phase of the mine.

Scientific investigations have shown the presence of bauxite deposits in an intertropical zone of Cameroon such as MINIM MARTAP and NGAOUNDAL in Adamaoua region (Tchamba et al. 2008) and FONGO TONGO and BANGAM in West region (Sojien 2007; Kamga 2012; Bernard Hiéronymus 1973; Weecksteen 1957). However, some of these deposits are large geological reserves on a global scale such as MINIM-MARTAP, NGAOUNDAL, and FONGO TONGO (Nguimatsia 2013). The FONGO TONGO bauxite deposit site yet to be explored is estimated at 45,000,000 (forty five million) tones (Hiéronymus 1973).

Preliminary studies to evaluate natural radioactivity level in geological samples from FONGO TONGO bauxite deposit in western Cameroon have been carried out by Ndontchueng et al. (2015) and Nguelem et al. (2016, 2017). However, the results of these investigations have shown relatively high level of natural radiation when comparing with the global limit published by UNSCEAR (2000) for normal environment. Therefore, possible investigations of NORM in geological sample from this site need to be carried out to define a picture of NORM before exploration.

Assessment of natural radioactivity in soil samples of the bauxite deposit zone in FONGO TONGO, Western Cameroon conducted by Ndontchueng et al. (2015) and Nguelem et al. (2016, 2017) using a characterized Broad Energy Germanium (BEGe6350) detector calibrated with LabSOCS for efficiency and with Genie 2000 software for spectral acquisition and analysis. The present study used high purity germanium (HPGe) detector calibrated for both energy and efficiency with point sources and the mixed gamma source, respectively.

This present investigation aimed to determine radioactivity level in soil sample from the bauxite deposit zone in Fongo-Tongo and to evaluate radiological exposure of the population to natural radiation from soil by mean of absorbed gamma dose rate and annual external effective dose. In addition, the excess lifetime cancer risk (ELCR) was estimated to quantify the risks to develop a mortal cancer by the inhabitant of these localities. The data generated in this study will be an additional data for the establishment of baseline radioactivity level in the bauxite deposit site of Fongo-Tongo, Menoua subdivision by the national stakeholders which could be used as a reference priority mining phase and during the site remediation.

Experimental details

Area of study

FONGO TONGO is located on the highlands of the western region of Cameroon, specifically on the southwest slope of the Bamboutos Mountains (Tematio 2005). The climate is subequatorial (Leumbe Leumbe et al. 2005; Ngoufo 1988), cold, and wet, marked by a long rainy season (March–November) and a short dry season (December–February). Soil types are Andic Ferrallitic (Leumbe Leumbe 2003; Tematio et al. 2004). FONGO TONGO is home to one of the main bauxite deposits in the western Cameroon region discovered in 1957 by BUMIFOM prospectors (Hiéronymus 1973; Weecksteen 1957).

According to Wouatong et al. (2014), Fongo-Tongo is an area covered by a widespread and thick loose mantle developed on trachytes and generally forming a differentiated profile. The mineralogy of these materials reveals the presence of newly formed minerals: illite, kaolinite, gibbsite, hematite, and goethite and residual primary minerals: quartz and alkali feldspar. The geotechnical characteristics of these loose materials from trachytes show that the proportions of fine particle sizes increase with depth.

The soil samples were collected at two sites in this municipality (NDIFONDA and APOUH).

Sampling and sampling preparation

In view of the complex morphology of the site, the samples were randomly collected. These were taken at 15 cm from the ground. At each sampling point, a square of 3.5×3.5 m was designed and samples were taken at different point within the square (four on the top and one on the center) in order to have representative samples of the study site. The distance from one square to another was about 100 m to cover the study site. Therefore, nine sub-samples were collected at each point. These samples were packaged and the each square was marked using a Global Positioning System (GPS) as seen in Table 1.

The samples were prepared following the process described by Ndontchueng et al. (2015) and Nguelem et al. (2016, 2017). After being prepared, they were weighted and sealed to avoid escape of radon gas and stored for at least 32 days to assume that secular equilibrium was reached between ^{226}Ra and the daughter's products.

Radiometric analysis

For the measurement of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , and ^{210}Pb content in the collected soil samples, high-purity germanium detector (HPGe)—coaxial detector system with a relative efficiency of

Table 1 Activity concentration of ²²⁶Ra, ²³²Th, and ⁴⁰K in the soil samples and radium equivalent activity (Ra_{eq})

Site	Sample ID	Geographical coordinates	Activity concentration (Bq/kg)			Ra _{eq} (Bq/kg)
			²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	
NDIFONDA	B1	N: 05°32.820' E 009°59.616'	118.10 ± 24.37	115.94 ± 19.35	127.92 ± 15.94	293.74
	B2	N: 05°32.863' E 009°59.580'	120.23 ± 25.23	115.25 ± 19.61	147.58 ± 18.61	296.40
	B3	N: 05°32.806' E 009°59.585'	117.98 ± 24.79	115.07 ± 19.37	128.96 ± 16.53	292.46
	B4	N: 05°32.775' E 009°59.547'	123.03 ± 26.41	119.50 ± 20.81	155.88 ± 19.92	305.91
	B5	N: 05°32.727' E 009°59.523'	129.80 ± 29.72	130.30 ± 24.15	136.93 ± 19.84	326.67
	B6	N: 05°32.769' E 009°59.505'	120.21 ± 26.11	111.18 ± 19.53	158.47 ± 20.50	291.39
	B7	N: 05°32.830' E 009°59.511'	118.32 ± 24.44	116.09 ± 19.33	129.76 ± 16.44	294.32
	B8	N: 05°32.840' E 009°59.564'	119.95 ± 25.11	114.95 ± 19.54	148.18 ± 18.68	295.73
	Av		120.95	117.28	141.71	299.58
	Std		3.93	5.72	12.40	11.822
	Me		120.08	115.59	142.25	295.02
APOUH	M1	N: 05°32.623' E 009°59.837'	137.56 ± 27.12	140.06 ± 22.39	81.62 ± 10.45	344.13
	M2	N: 05°32.660' E 009°59.844'	191.25 ± 37.30	226.46 ± 35.91	120.09 ± 14.54	524.33
	M3	N: 05°32.655' E 009°59.801'	148.03 ± 30.38	155.79 ± 25.94	84.79 ± 11.25	377.33
	M4	N: 05°32.639' E 009°59.781'	183.55 ± 36.34	219.19 ± 35.00	104.21 ± 13.05	505.01
	M5	N: 05°32.657' E 009°59.747'	152.43 ± 29.57	134.34 ± 21.08	84.88 ± 10.48	351.07
	M6	N: 05°32.679' E 009°59.720'	181.13 ± 33.94	184.30 ± 27.99	112.31 ± 12.85	453.32
	Av		165.65	176.69	97.98	425.86
	Std		22.31	39.78	16.40	79.17
	Me		166.78	170.04	94.54	415.33

50% at 1332 keV of ⁶⁰Co and resolution (FWHM) of 1.9 keV at 1332 keV of ⁶⁰Co—was used. In order to reduce the background radiation effect on the measurement, the system is placed in 10.8 cm lead shield lined with 2.5 mm copper foils and 1.6 mm carbon fiber.

Priory the measurement, the detector was calibrated for both energy and efficiency with mixed gamma source (Figs. 1 and 2). The multi-gamma standard source used contains ²⁴¹Am at 59.72 keV, ¹³⁷Cs at 661.38 keV, and ⁶⁰Co at 1172.89 keV and 1332.19 keV use for energy calibration.

Standard source with a matrix similar to that of soil, manufactured by Eckert & Ziegler Analytics (Calibration Certificate No. 83569-402), was used for efficiency calibration. The counting geometry used was similar to that of the mixed standard source to avoid geometry corrections to be made during specific activity calculation (100 ml solid in plastic container with Red Screw Lid). The efficiency is calculated by the following formula:

$$\varepsilon = \frac{N(E)}{A \cdot P_{\gamma}(E)} \tag{1}$$

ε is the detector efficiency at energy E; $N(E)$ is the count rate = net area/counting time; A is the activity of the radionuclide; and $P_{\gamma}(E)$ is the probability of emission of gamma radiation by radionuclide at energy E.

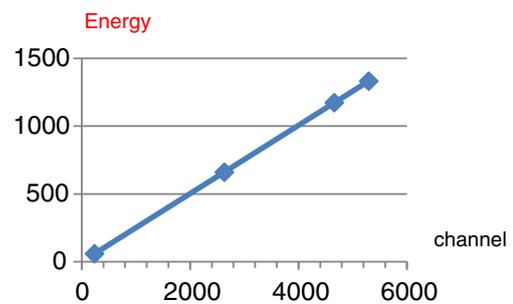


Fig. 1 Energy calibration curve

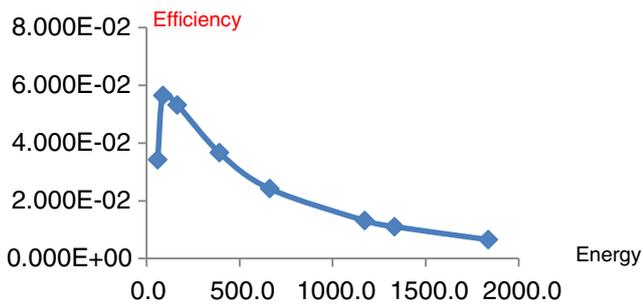


Fig. 2 Efficiency curve

The energy efficiency curve is shown in the following Figs. 1 and 2.

The background of the laboratory was measured under the same conditions of measurement of the samples. We used an empty plastic container washed with dilute HCl and distilled water. The background spectrum was collected for 24 h.

The uncertainties are calculated using the following formula obtained from IAEA-TECDOC-1401 (2004):

$$\frac{u(A)}{A} = \sqrt{\sum_{i=0}^n \left(\frac{u(x_i)}{x_i} \right)^2} \quad (2)$$

The limit of detection is influenced by the resolution of the detector. It is defined by the following formula:

$$L_{Dv} = 2 \times S_{Dv} \quad (3)$$

S_{Dv} is the decision threshold and is defined by

$$S_{Dv} = \frac{2 \left[1 + (1 + 2N_0)^{1/2} \right]}{\varepsilon \times t \times m} \quad (4)$$

N_0 is the number of pulses obtained during the duration of the background noise count; ε is the efficiency of the detector; t is the counting time of the sample, and m is the masse of the sample.

Results and discussions

Activity concentration

The collected samples were counted using high-purity germanium detector (HPGe) under the same condition as the background. Spectrum analysis was performed with computer software to determine the net count and calculate the specific activity of primordial radionuclides. The activity concentration of ^{226}Ra was determined by measuring the 186.2 keV peak from ^{226}Ra , 351.9 keV peak from ^{214}Pb , and 609.2 keV peak from ^{214}Bi . The activity concentration of ^{232}Th was determined by measuring 583.1 keV peak from ^{208}Tl and 911.1 keV peak from ^{228}Ac . The activity

concentration of ^{40}K was determined using a single peak of 1460 keV. The following expression was used for specific activity calculation:

$$C = \frac{\frac{N}{t_{acq}} - \frac{N_0}{t'_{acq}}}{\varepsilon(E) \cdot P_{\gamma}(E) \cdot m} \quad (5)$$

where C is the concentration of the radionuclide in the sample; N is the net area of the peak; t_{acq} is the sample acquisition time; N_0 is the net area of the background; t'_{acq} is the acquisition time of the background; $P(E)$ is the probability of emission from gamma to energy; $\varepsilon(E)$ is the efficiency of the detector at energy E ; m is the mass of the sample.

The activity concentrations of the primordial radionuclides (^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K) (Table 1) were compared with the recommended safe limits of natural radioactivity in geological sample from a living environment provided by UNSCEAR and results of other studies (Table 2).

The obtained activity concentration of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K in the soil samples from Ndifonda ranged from 117.98 ± 24.79 to 129.80 ± 29.72 Bq/kg, from 111.18 ± 19.53 to 130.30 ± 24.15 Bq/kg, and from 127.92 ± 15.94 to 158.47 ± 20.50 Bq/kg with overall mean value of 120.95 Bq/kg, 117.28 Bq/kg, and 141.71 Bq/kg, respectively. Even though the investigated area seem to have relatively the same geological structure as described by Nguelem et al. (2017), the observed activity concentrations of radionuclides varied from one sampling point to one sampling point. This variation in activity concentration of primordial radionuclides could therefore be associated to the non-uniform distribution of radionuclides in the geological matrix.

Moreover, the obtained results of the activity concentrations of primordial radionuclides of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K in soil samples from Apouh varied from 137.56 ± 27.12 to 120.09 ± 14.54 Bq/kg with a mean value of 165.65 Bq/kg, from 134.34 ± 21.08 to 226.46 ± 35.91 Bq/kg with a mean value of 176.69 Bq/kg, and from 81.62 ± 10.45 to 158.47 ± 20.50 Bq/kg with a mean value of 97.98 Bq/kg, respectively. In a similar way, activity concentrations of radionuclides varied from sample to sample; this variation could therefore be associated to the non-uniform distribution of radioactivity in the geological matrix.

Comparing the observed average activity concentration of primordial radionuclides of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K in both study areas, it can be seen that the observed values vary from site to another. This difference in natural radioactivity of soil can exist in relation to their geological origin, physical disaggregation, geochemical interaction, and the transfer process (Dragović et al. 2006; Nguelem et al. 2017).

Comparison of the average activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K in soil samples obtained with the available data from other countries and Earth's crust as seen in Table 2. These

Table 2 Comparison of natural radioactivity levels in soil samples under investigation with those in other countries

Region	Activity concentration of (Bq/kg)			References
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	
Riyadh, Saudi Arabia	14.5 ± 3.9	11.2 ± 3.9	225 ± 63	Alaamer (2008)
Punjab, India	23.3–43.6	104 - 148	290–394	Mehra et al. (2009)
Portugal (uranium mining)	200.00	91		Carvalho et al. (2007)
Spain	39	41	578	Quindos et al. (1994)
Nigeria	9.27 ± 0.7–82.37 ± 2.4	18.4 ± 0.4–109 ± 9.3	20.1 ± 4.3–943.1 ± 5.3	Arogunjo et al. (2004)
Cameroon (volcanic area)	14.00	30	103	Ngachin et al. (2008)
Cameroon (MINI-MATAP)	125 ± 58	157 ± 67	671 ± 272	Nguelem et al. (2016)
Cameroon	FONGO TONGO	108.91	117.79	Ndontchueng et al. (2015)
	MINI-MATAP	113.15	196.14	
Cameroon FONGO TONGO	NDIFONDA	120.95	117.28	Present study
	APOUH	165.65	176.69	
World average	16–116 (33)	7–50 (45)	100–700 (420)	UNSCEAR (2008)

data include some from Cameroon. As seen in Table 2, the activity concentration of terrestrial radionuclides found in soils varies from country to country (Nguelem et al. 2017). However, the values reported in Table 2 are not representative for the countries mentioned but only for the regions in which the samples were collected. It can be seen that the average activity concentrations of ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K are very higher than the average value measured in Earth’s crust. The observed activities in the present study vary within the range of the reported values by Nguelem et al. (2016) and Ndontchueng et al. (2015). Furthermore, comparing the observed values with those published in some countries as seen in Table 2 relatively varies within the range. This variation in terms of activity concentration of radionuclides can be well understood because natural background radiation on the earth varies considerably by even two order magnitude between the geographical regions (Nguelem et al. 2017). Comparing the average of primordial radionuclides of ⁴⁰K, ²²⁶Ra, and ²³²Th in the soil under investigation with the current worldwide mean in normal continental soil as presented in Table 2, it can be seen that the obtained means of primordial radionuclides are very higher. This can be justified because the investigated soil samples are from the bauxite ore deposit which from the literature usually contains natural high radioactivity compared to the normal zone. Even though the average values of primordial radionuclides in the present study are higher than the worldwide values reported by UNSCEAR (2008), the specific activity of ⁴⁰K, ²²⁶Ra, and ²³²Th is still far below the exemption levels recommended in the basics safety standards (IAEA 1996).

Radium equivalent activity

The distribution of ²²⁶Ra, ²³²Th, and ⁴⁰K in soil is not uniform due to the non-uniformity in the distribution between the

²²⁶Ra and its decay products; the radium equivalent activity (Ra_{eq}) is used to compare the specific activity of materials containing different amounts of ²²⁶Ra, ²³²Th, and ⁴⁰K.

Ra_{eq} is given by the following relation (Rani et al. 2015; Yu et al. 1992; Ndontchueng et al. 2015).

$$Ra_{eq} = C_{226Ra} + 1.43 \times C_{232Th} + 0.077 \times C_{40K} \tag{6}$$

where C_{226Ra}, C_{232Th}, and C_{40K} are the activity concentrations of ²²⁶Ra, ²³²Th, and ⁴⁰K, respectively.

Ra_{eq} is expressed in Bq/kg.

The calculated radium equivalent activity (Ra_{eq}) values are presented in Table 1. The calculated values ranged from 291.39 to 326.67 Bq/kg with mean of 299.58 Bq/kg in Ndifonga and from 344.13 to 524.33 Bq/kg with an average of 425.86 Bq/kg in Apouh. In Apouh site, the mean value of Ra_{eq} is relatively higher than the safe value of 370 Bq/kg, while that obtained in Ndifonga is lower compared with the safe value of ICRP.

Health Hazard parameters

To assess the radiological risk for the population living around the studied areas, the following parameters were determined: radium equivalent activity, air-absorbed dose rate, annual effective dose, and excess lifetime cancer risk (ELCR).

Air-absorbed dose rate and annual effective dose

Activity concentrations of ²²⁶Ra, ²³²Th, and ⁴⁰K measured in soil samples were used to calculate the absorbed dose rate in air at a height of 1 m above the soil surface using the following formula obtained from UNSCEAR (2000):

$$D(nGy/h) = 0.462 C_{226Ra} + 0.604 C_{232Th} + 0.0417 C_{40K} \tag{7}$$

where D is the absorbed dose rate expressed in nGy/h C_{226Ra} , C_{232Th} and C_{40K} are the activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K , respectively.

The conversion factors used are 0.461 nGy/h/Bq/kg for ^{226}Ra , 0.0414 nGy/h/Bq/kg for ^{40}K , and 0.623 nGy/h/ Bq/kg for ^{232}Th , obtained from UNSCEAR (2000).

The estimated values of the absorbed dose rate varied from 129.92 to 144.38 nGy/h with an average of 132.63 nGy/h in NDIFONDA and from 151.55 to 230.15 nGy/h with a mean of 187.34 nGy/h in APOUH (Table 3). The observed mean values in both sites are higher than 60 nGy/h, the reported population-weighted mean value for regular area reported by UNSCEAR (2000).

In order to calculate the effective dose equivalent, a conversion factor of 0.7 Sv/Gy is given by UNSCEAR to convert the external dose to the effective dose equivalent, considering an internal and external occupation of 80% and 20%, respectively, given in UNSCEAR (1993). The effective annual dose rates are determined by the following equations:

For the outdoor, the effective dose equivalent E_{out} is given by

$$E_{out}(mSv/y) = D(nGy/h) \times 8760h \times 0.2 \times 0.7Sv/Gy \times 10^{-6} \tag{8}$$

For the indoor, the effective dose equivalent E_{in} is given by

$$E_{in}(mSv/y) = D(nGy/h) \times 8760h \times 0.8 \times 0.7Sv/Gy \times 10^{-6} \tag{9}$$

The total annual effective dose E_T is given by the following

$$E_T = E_{out} + E_{in} \tag{10}$$

The estimated annual effective dose indoor (E_{in}) and outdoor (E_{out}) gamma dose rates calculated in Ndifinda ranged from 0.63 to 0.71 mSv/year and 0.16 to 0.18 mSv/year with mean values of 0.65 mSv/year and 0.16 mSv/year, respectively (Table 3). The total annual effective dose (E_T) for both outdoor and indoor, to which a member of the population living within the study site, may be exposed to, ranged from 0.79 to 0.89 mSv/year with an average value of 0.81 mSv/year (Table 3). This obtained average value is lower than the safe limit of 1.00 mSv/year recommended by UNSCEAR (2000). In Apouh, the annual effective indoor (E_{in}) and outdoor (E_{out}) gamma dose rates calculated were ranged from 0.74 to 1.13 mSv/year and from 0.18 to 0.28 mSv/year with averages of 0.92 mSv/year and 0.23 mSv/year, respectively (Table 3). The total annual effective dose (E_T) ranged from 0.92 to 1.41 mSv/year with mean of 1.84 mSv/year (Table 3). This

Table 3 Radiological parameters: air-absorbed dose rate (D), annual effective dose (E), and excess lifetime cancer risk (ELCR) due to gamma radiation generated from ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K

Site	Sample ID	External exposure $D_{out}(nGy/h)$	Annual effective dose $E(mSv/year)$			Excess lifetime cancer risk ($ELCR$)		
			E_{out}	E_{in}	E_T	$ELCR_{out} \times 10^{-3}$	$ELCR_{in} \times 10^{-3}$	$ELCR_{Tt} \times 10^{-3}$
NDIFONDA	F1	129.92	0.64	0.16	0.80	0.44	1.75	2.19
	F2	131.31	0.64	0.16	0.80	0.44	1.77	2.21
	F3	129.39	0.63	0.16	0.79	0.44	1.74	2.18
	F4	135.52	0.66	0.17	0.83	0.46	1.83	2.29
	F5	144.38	0.71	0.18	0.89	0.48	1.95	2.43
	F6	129.30	0.63	0.16	0.79	0.44	1.74	2.18
	F7	130.20	0.64	0.16	0.80	0.44	1.75	2.19
	F8	131.03	0.64	0.16	0.80	0.44	1.77	2.21
	Av	132.63	0.65	0.16	0.81	0.45	1.79	2.24
	Std	5.15	0.02	0.01	0.03	0.02	0.07	0.09
APOUH	Med	130.61	0.64	0.16	0.80	0.44	1.76	2.20
	F9	151.55	0.74	0.18	0.92	0.51	2.04	2.55
	F10	230.15	1.13	0.28	1.41	0.78	3.10	3.88
	F11	166.02	0.81	0.20	1.01	0.56	2.24	2.80
	F12	221.54	1.09	0.27	1.36	0.75	2.99	3.74
	F13	155.10	0.76	0.19	0.95	0.52	2.09	2.61
	F14	199.68	0.98	0.24	1.22	0.67	2.69	3.36
	Av	187.34	0.92	0.23	1.15	0.63	2.53	3.16
	Std	34.43	0.17	0.04	0.21	0.12	0.46	0.58
	Med	182.85	0.90	0.22	1.12	0.61	2.47	3.08

Table 4 Comparison of excess lifetime cancer risk (ELCR) due to gamma radiation generated from ²²⁶Ra, ²³²Th, and ⁴⁰K with those in other countries

Region	<i>ELCR_{out}</i> × 10 ⁻³	<i>ELCR_{in}</i> × 10 ⁻³	<i>ELCR_T</i> × 10 ⁻³	References
Abu Al Khasib, Irak	0.20	1.64	1.84	Mohammed and Ahmed (2017)
Ad Dayer, Irak	0.19	1.48	1.67	
Kerala, India	1.70	NA	1.70	Ramasamy et al. (2009)
Kirklareli, Turkey	0.50	NA	0.50	Aytas et al. (2012)
Tulkarem Province Palestine	0.17	0.78	0.95	Thabayneh and Jazzar (2012)
Azad Kashmir, Pakistan	0.54	1.63	2.17	Rafique et al. (2014)
Cameroon FONGO TONGO	NDIFONDA	0.43	3.39	<i>Present study</i>
	APOUH	0.61	4.79	
World average	0.29		1.45	Mohammed and Ahmed (2017); Taskin et al. (2009); Rafique et al. (2014)

average value is higher than the safe limit of 1.00 mSv/year recommended by UNSCEAR (2000).

Excess lifetime cancer risk

To study the lifetime cancer due to exposure to natural radiation background in the study area, the outdoor, indoor, and total ELCR were calculated according to the estimated values of the annual effective doses and are given by Ramasamy et al. (2009):

For outdoor

$$ELCR_{out} = E_{out} \times D_L \times R_F \tag{11}$$

For indoor

$$ELCR_{in} = E_{in} \times D_L \times R_F \tag{12}$$

Total ELCR is given by

$$ELCR_T = ELCR_{out} + ELCR_{in} \tag{13}$$

D_L is the period of life and was assumed to be 55 years in Cameroon, *R_F* is the fatal risk factor per Sievert (0.05 Sv⁻¹) for the public (Mohammed and Ahmed 2017; Burnham 1991).

The ELCR for outdoor exposure was estimated with observed values ranged from 0.44 × 10⁻³ to 0.48 × 10⁻³ with an average of 0.45 × 10⁻³ in Ndifonda and from 0.51 × 10⁻³ to 0.78 × 10⁻³ with an average of 0.63 × 10⁻³ in Apouh (Table 3). These estimated values are comparably higher than the world’s average (0.29 × 10⁻³) (Mohammed and Ahmed 2017; Taskin et al. 2009) in both sites. The estimated indoor ELCR varied from 1.74 × 10⁻³ to 1.95 × 10⁻³ with an average of 1.79 × 10⁻³ in Ndifonda and from 2.04 × 10⁻³ to 3.10 × 10⁻³ with an average of 2.53 × 10⁻³ in Apouh (Table 3). The total estimated values of ELCR varied from 2.18 × 10⁻³ to 2.43 × 10⁻³ with an average of 2.24 × 10⁻³ in Ndifonda and from 2.55 × 10⁻³ to 3.88 × 10⁻³ with an average of 3.16 × 10⁻³ in Apouh (Table 3). The total ELCR values for both study areas are higher than the average world’s values of 1.45 ×

10⁻³ (Mohammed and Ahmed 2017; Rafique et al. 2014) (Table 4).

Conclusion

In this study, the activity concentrations of ²²⁶Ra, ²³²Th, and ⁴⁰K in soil samples have been measured in two study areas from FONGO TONGO (NDIFONDA and APOUH). The observed results of activity concentrations of primordial radionuclides in both study areas may require special attention for the view of radiation protection. Because the measured activity concentrations of ²²⁶Ra and ²³²Th in the collected soil samples are comparably higher than the worldwide reported values by UNSCEAR (2000) with relatively low concentration of ⁴⁰K as compared to the reported values of UNSCEAR. Furthermore, the mean values of the estimated radiological health hazard parameter are comparably high than the reported safe limits. In addition, the estimated excess lifetime cancer risk (ELCR) mean to quantify the risks to develop a mortal cancer is comparably higher than the acceptable limits in both sites. For the radiological point of view, exposure to natural radioactivity high than the recommended safe limits may pose radiological risk. Therefore, both two study areas may require further investigation to monitor contribution from natural radiation to cancer risk to the population.

References

Alaamer AS (2008) Assessment of human exposures to natural sources of radiation in soil of Riyadh, Saudi Arabia, Turkish J. Eng Env Sci 32(2008):229–234

Arogunjo AM, Farai IP, Fuwape A (2004) Dose rate assessment of terrestrial gamma radiation in the Delta region of Nigeria. Rad Protect Dosim 108:73–77

Aytas S, Yusan S, Aslani MA, Karali T, Turkozu DA, Gok C, Erenturk S, Gokce M, Oguz KF (2012) Natural radioactivity of riverbank sediments of the Maritza and Tundja Rivers in Turkey. J Environ Sci

- Health A Tox Hazard Subst Environ Eng 47(13):2163–2172. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.696436>
- Burnham JU (1991) Dose limits and risks. In: Burnham JU (ed) Radiation protection. The international commission on radiological protection (ICRP) publication. The international commission on radiological protection (ICRP) publication 60, Brunswick, pp 109–128
- Carvalho FP, Madruga MJ, Reis MC, Alves JG, Oliveira JM, Gouveia JS (2007) Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. *J Environ Radioact* 96:39–46
- Dragović S, Janković L, Onjia A (2006) Assessment of gamma dose rates from terrestrial exposure in Serbia and Montenegro. *Radiat Prot Dosim* 121(3):297–302
- Hiéronymus B (1973) Etude minéralogique et géochimique des formations Bauxitiques de l'Ouest Cameroun. *UnivParisIVCah ORSTOM, Ser Géol, Vol V, n°1*, pp.97–112
- IAEA (1996) International basic safety standards (BSS) for protection against ionising radiation and for the safety of radiation sources, safety series no. 115. Vienna
- IAEA-TECDOC-1401 (2004) Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements
- Kamba MA (2012) Etude géologique des indices bauxitiques du secteur de Bangam (Ouest-Cameroun). *Mémoire Master, Fac. Sci. , Université Yaoundé I*, p.96
- Leumbe Leumbe O (2003) Etude pétrographique, minéralogique et géochimique d'un sol ferrallitique sur trachyte de la zone moyenne du versant sud des monts Bamboutos. *Mém. DEA en sc. de la Terre, Univ Yaoundé I*, 93 pages
- Leumbe Leumbe O, Bitom D, Tématio P, Temgoua E, Lucas Y (2005) Etude des sols ferrallitiques à caractères andiques sur trachytes en zone de montagne humide tropicale (Monts Bambouto - Ouest Cameroun). *EGS* 12(4):313–326
- Mehra R, Singh S and Singh K (2009) Assessment of the average effective dose from the analysis of 226Ra, 232Th and 40K in soil samples from Punjab, India. *Geochem J, Vol. 45*, pp. 497 to 503, 2011
- Mohammed RS, Ahmed RS (2017) Estimation of excess lifetime cancer risk and radiation hazard indices in southern Iraq. *Environ Earth Sci* 76:1–9. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6616-7>
- Ndontchueng MM, Nguelem EJM, Motapon O, Njinga RL, Simo A, Guembou JCS, Yimele B (2015) Radiological hazards in soil from the bauxite deposits sites in Dschang region of Cameroon. *Br J Appl Sci Technol* 5(4):342–352 2015, Article no.BJAST.2015.032 ISSN: 2231–0843
- Ngachin M, Garavaglia M, Giovani C, KwatoNjock MG, Nourreddine A (2008) Radioactivity level and soil radon measurement of a volcanic area in Cameroon. *J Environ Radioact* 99:1056–1060
- Ngoufo R (1988) Les monts Banboutsos : environnement utilisation de l'espace. Yaoundé : Université de Yaoundé (thèse 3^{ème} cycle)
- Nguelem EJM, Ndontchueng MM, Motapon O (2016) Determination of 226Ra, 232Th, 40K, 235U and 238U activity concentration and public dose assessment in soil samples from bauxite core deposits in Western Cameroon. *Springer Plus* 5:1253. <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2895-9>
- Nguelem EJM, Ndontchueng MM, Motapon O, Guembou JCS, Darko EO (2017) Radiological monitoring and statistical approach of primordial and anthropogenic radionuclides in surface soil of Mami-water site in the Western Cameroon. *Environ Earth Sci* 76(17):612. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6951-8>
- Nguimatsia DFW (2013) Contribution à l'étude géologique des formations bauxitiques de Fongo-Tongo (ouest-Cameroun). *Mémoire Master, Fac Sci, Université Yaoundé I*, p. 82
- Quindos LS, Fernandez PL, Soto J, Rodenas C, Gomez J (1994) Natural radioactivity in Spanish soil. *Health Phys* 66:194–200
- Rafique M, Rahman SU, Basharat M, Aziz W, Ahmad I, Lone KA, Ahmad K, Matiullah (2014) Evaluation of excess life time cancer risk from gamma dose rates in Jhelum valley. *J Radiat Res Appl Sci* 7(1):29–35. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jrras.2013.11.005>
- Ramasamy V, Suresh G, Meenakshisundaram V, Gajendran V (2009) Evaluation of natural radionuclide content in river sediments and excess lifetime cancer risk due to gamma radioactivity. *Res J Environ Earth Sci* 1:6–10
- Rani A, Mittal S, Mehra R (2015) Ramola RC (2015) assessment of natural radionuclides in the soil samples from Marwar region of Rajasthan, India. *Appl Radiat Isot* 101:122–126
- Sojien M (2007) Petrographic study, mineralogy and geochemistry of bauxite training Bangamdans of the High West Cameroon. *Thèse MSc., Université de Dschang, Dschang*. 2007;77
- Taskin H, Karavus M, Ay P, Topuzoglu A, Hindiroglu S, Karahan G (2009) Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to the gamma radioactivity in Kirklareli, Turkey. *J Environ Radioact* 100:49–53. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.10.012>
- Tchamba AB, Yongue R, Melo UC, Kamsu E, Njoya D, Njopwouo D (2008) Caractérisation de la bauxite de HaléoDanielle (Minim-Martap, Cameroun) en vue de son utilisation industrielle dans les matériaux à haute teneur en alumine. *Sil Ind* 73(5–6):77–84
- Tematio P (2005) Etude cartographique et Pétrologique des sols à caractères ferrallitiques et andosoliques dans les monts Bambouto (Ouest-Cameroun): influence de la lithologie et des facteurs du milieu sur la nature et la distribution des sols en région de montagne tropicale humide . *Thèse Doct Etat, Fac Sci Univ Yaoundé I*, 252p
- Tematio P, Kengni L, Bitom D, Hodson M, Fopoussi JC, Leumbe Leumbe O, Mpakam HG, Tsozue D (2004) Soil and their distribution on Bambouto volcanic mountain, West Cameroon highland, Central Africa. *J Afr Earth Sci* 39:447–457
- Thabayneh KM, Jazzar M (2012) Natural radioactivity levels and estimation of radiation exposure in environmental soil samples from Tulkarem Province-Palestine. *OJSS* 2:7–16. <https://doi.org/10.4236/ojss.2012.21002>
- UNSCEAR (2008) United Nations scientific committee on the effect of atomic radiation report to the general assembly. Annex B: exposures of the public and workers from various sources of radiation
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) (1993) Sources and effects of ionizing radiation: a report to the general assembly with scientific annexes. Annex A, United Nations, New York
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) (2000) Sources and effects of ionizing radiations: a report on the effects of atomic radiation to the general assembly with scientific annexes. Annex B, United Nations, New York
- Weecksteen G (1957) Rapport préliminaire sur le gisement de bauxite de Fongo-Tongo. *Rapport multigr. Dir. des Mines et de la Géologie. Etat du Cameroun*
- Wouatong ASL, Tchoungouelieu WH, Ngague F, Katte V, Beyala VKK (2014) Mineralogical and Geotechnical Characteristics of the Loose Weathered Trachytes of Fongo-Tongo (West-Cameroun). *Int J Appl Sci Technol* 4(7):85–96
- Yu KN, Guan ZJ, Stoks MJ, Young EC (1992) The assessment of natural radiation dose committed to the Hong Kong people. *J Environ Radioact* 17:31–48



Radiological Hazards in Soil from the Bauxite Deposits Sites in Dschang Region of Cameroon

**M. M. Ndontchueng^{1,2*}, E. J. M. Nguelem^{1,2}, O. Motapon², R. L. Njinga¹,
A. Simo¹, J. C. S. Guembou² and B. Yimele¹**

¹National Radiation Protection Agency of Cameroon, P.O.Box 33732, Yaounde, Cameroon.

²Department of Physics, Faculty of Science, University of Douala, P.O.Box 24157, Douala, Cameroon.

Authors' contributions

This work was carried out in collaboration between all authors. All authors read and approved the final manuscript.

Article Information

DOI: 10.9734/BJAST/2015/13352

Editor(s):

(1) Vyacheslav O Vakhnenko, Division of Geodynamics of Explosion, Subbotin Institute of Geophysics, National Academy of Sciences of Ukrainian, Ukraine.

Reviewers:

(1) Anonymous, Obafemi Awolowo University, Nigeria.

(2) Anonymous, Agricultural University, Plovdiv, Bulgaria.

(3) M A Saeed, Department of Physics, Faculty of Science, Universiti Teknologi Malaysia, Johor Bahru, Malaysia.

Peer review History: <http://www.sciencedomain.org/review-history.php?iid=761&id=5&aid=6644>

Original Research Article

Received 13th August 2014
Accepted 23rd September 2014
Published 23rd October 2014

ABSTRACT

This work evaluates the radiological health risk from NORM exposure in bauxite deposition sites of West Region in Cameroon. In-situ and laboratory measurements were performed using dose rate survey meter and Broad Energy Germanium (BEGe) detector. Radiometric analysis of ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K in the soil samples from Fongo-Tongo and Mini-Matap were done with average activity concentration of 108.91 Bq/kg, 117.79 Bq/kg and 143.07 Bq/kg and, 113.15Bq/kg, 196.14 Bq/kg and zero were determined respectively. In-situ measurement of dose rate at 1 m above the ground and the annual effective dose values due to ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K in 5 cm soil layer were determined using conversion factors by UNSCEAR. The average external hazard indexes in samples from Fongo-Tongo were 0.78 and 1.06 while the internal hazard indexes in samples from Mini-Matap were 1.07 and 1.37. Comparing these values with the worldwide values set by UNSCEAR we realized that avoidance of high exposure from gamma radiation due to NORM to the populace should be of concern.

*Corresponding author: E-mail: ndomomau@yahoo.fr;

Keywords: Gamma radiation; radionuclides; radiological risk; BEGe detector; soil.

1. INTRODUCTION

Bauxites are lateritic or karsts rocks with more than 40% of Al_2O_3 and less than 8% of SiO_2 from which aluminium is obtained Bardossy et al. [1]. World bauxite resources are estimated around 75 billion tons Lee Bray [2], mainly in Africa (33%), Oceania (24%), South America and the Caribbean (22%) and Asia (15%). In West and Central Africa, lateritic bauxites are widespread especially in Guinea, Mali, Burkina-Faso, Ivory-Cost, Ghana, Nigeria and Cameroon with an estimation of more than 60 ores deposits Kobilseck [3]. Most of the bauxite deposits in Europe belong to the karsts type and located in Southern Europe along the Mediterranean Sea and in the Ural Mountain. The lateritic bauxite deposits in Europe occur on the Russia platform, in Poland, Northern Ireland and in Turkey. The amount of bauxite found in Russia account about 2% of worldwide resources.

In Cameroon, works on lateritic bauxites started in the early 20th century Edlinger et al. [4]; Passarge et al. [5,6,7,8,9,10]. Cameroon has the 6th world bauxite reserves with approximately 1.5 billion tons and many non explored bauxitic indices published by Weeksteen [6]. The recent geological map shows that the two zones; Fongo-Tongo and Mini-Martap in Dshang Region of Cameroon contain large bauxitic indices which are yet to be exploited.

These bauxites mineral deposition zones may contain high level of NORM that may cause significant health effects to people living around and the workers of the mines. Thus, determination of NORM in the bauxites mineral deposits zones are of importance since long term exposure to high background of NORM might lead to serious health hazards Ndontchueng et al. [11,12]. The population in these areas make use of sundry bricks for building and constructions by using the soil. This work seeks to determine the background level of NORM in aforementioned zones in Dschang Region of Cameroon for the population living around and decision makers to be aware of the radiation background level. It is also aimed at providing a global and national picture of NORM distributions in the areas for urgent control of high radiation risks to the population that may result from NORM.

1.1 Geological Setting

The study areas are deeply dissected by a dense hydrographic network which belongs to the Ménoua watershed. The zones are under sub-equatorial climate of high altitude characterized by long rainy season from March to October and short dry season from November to February. The mean annual rainfall is 1755 mm and the average annual temperature is 20°C Momo et al. [13].

The study sites is located on the southern flank of the Bambouto Mountains, a volcanic cone which belongs to the major North-East trending tectonic lineament known as the Cameroon Volcanic Line (CVL). The region consists essentially of thick sequence of trachytic flows, phonolitic plugs/sills, ash-flow tuffs and basaltic flows of Tertiary age which overlie the precambrian crystalline basement. The collapse of the caldera crest resulted in the tilting towards the northwest of this volcanic sequence.

Two discrete bauxitization stages are found in the region. The first is the saprolite cap which was largely eroded during the collapse of the Bambouto caldera. A fraction of the resulting detrital material accumulated down slope on the trachytic flows which forms tiny deposits. This saprolite has a relic trachytic texture with cryptocrystalline gibbsite aggregates pseudomorphous after euhedral sanidine crystals. The second bauxitization stage developed residual lateritic bauxite which forms the Fongo-Tongo deposit. This bauxite overlies the soft mottled clay horizon which shows gradual increase with depth of kaolinite and corresponding decrease of gibbsite. The basal d-spacing of kaolinite also increases with depth and successively replaced by hydrated kaolinite, metahalloysite, and hydrated halloysite. The two types of bauxites are dominantly composed of gibbsite, minor to trace goethite, koalinite, anatase, maghemite, and quartz Momo et al. [13].

2. MATERIALS AND METHODS

Thirteen soil samples were randomly chosen in the study zones. Ten of the samples were obtained from Fongo-Tongo zone and three from Mini-Matap zone. Each of the composite soil samples (mixed thoroughly) were collected from

five subsamples in an area of approximately 1 m² and a typical depth of about 15 cm from the top surface layer. Each of the composite samples was packed in a secure polyethylene bag to prevent contamination. In order to cover each study zone and to observe a significant local spatial variation in terrestrial radioactivity, the sampling points at each site of the study area were selected at a minimum distance of 400 m from one another. Each sampling point was marked using a global positioning system (GPS) as shown in Table 1. The samples were transferred into the laboratory after they were labelled accordingly.

At the laboratory, the samples were air dried in an oven for 24 h at a temperature of 105°C. The dried samples were grinded into powder and sieved through a 2 mm wire mesh to obtain a homogenous particles size. In order to achieve radioactive equilibrium between parents and its daughters, the soil samples were then packed in a 120 ml air tight polyethylene cylindrical container, dry-weighed and stored for 32 days to attained secular equilibrium between the long-lived parent and daughter nuclides.

2.1 Samples Measurement

Each sample was subjected to a coaxial gamma-ray spectrometer consisting of Broad Energy Germanium (BEGe-6530) Detector manufactured by Canberra Industries in Vienna. The resolution of this detector is 0.5 keV at 5.9 keV for ⁵⁵Fe, 0.75 keV at 122 keV for ⁵⁷Co and 2.2 keV at 1332 keV for ⁶⁰Co. The detector is placed in a low-level Canberra Model 747 lead shield with thickness of 10 cm. Each sample was counted for 86400 sec for effective peak area statistics of above 0.1%. Following the sample analysis process, the specific activity concentration for each radionuclide were calculated automatically by Genie-2000 software based on the equation published by Ndontchueng et al. [12].

2.2 Coincidence Summing Correction Factor

Coincidence summing is due to the simultaneous detection of two or more gamma-rays occurring in cascade from the decay of an excited nucleus in which the lifetimes of intermediate levels are short relative to the integration time of the amplifier. The coincidence summing correction factor applied using this study depends on the nuclide decay scheme, the sample geometry and

composition, and the detector features. This becomes relevant for close source-to-detector configuration of the counting geometry, like in the case of MCA_BEGe-6530 system used and need to be considered when working on NORM (U and Th-series) due to the appearance of the cascade summing in their decay chain. In order to correct for summing during the study, the total efficiency was obtained by calculating the peak-to-total ratio (P/T) defined as the net count in the main peak of the nuclide to the total counts obtained in the spectrum (with background subtraction applied).

2.3 Geometry Composer and Efficiency Calibration

Before generating the efficiency curve, the calibration file was defined. This was generated by the Canberra designed Laboratory Sourceless Object Counting System (LabSOCS) which is a mathematical calibration software that incorporates the characterization information of the BEGe-6530 detector in collaboration with Canberra laboratory in Austria. When generating the efficiency calibration file, the LabSOCS calibration software takes into account all parameters related to these measurements including dimensions of the counting geometries, physical and chemical compositions as well as the distance source-to-detector end-cap. To validate the accuracy of the LabSOCS mathematical efficiency calibration, some test were conducted comparing the LabSOCS generated efficiency results with the empirical peak efficiency for a ⁶⁰Co point source positioned at a distance of 25 cm from the detector end-cap and the results agreed perfectly.

2.4 Spectra Analysis

Genie 2000, Gamma Acquisition Version 3.2.1 and Gamma Analysis Software Version 3.2.3 were used for data acquisition and analysis automatically check and perform the interference correction and calculate the weighted mean of the radionuclide emitting more than one gamma ray. The specific activity concentrations of each radionuclide were identified as follows;

- a) ²²⁶Ra concentration was calculated as a weighted mean of the activity concentrations of the gamma-rays of ²¹⁴Pb (351.9 keV), ²¹⁴Bi (609.3 keV) and its specific gamma-ray at 186.2 keV. Interference correction due to the presence of 185.7 keV energy peak of ²³⁵U was

taken into account and subtracted accordingly.

- b) The gamma-ray photo-peaks used for the determination of the ^{232}Th contents were 338.4 keV, 911.2 keV and 969.11 keV of ^{228}Ac and 238.6 keV of ^{212}Pb .
- c) ^{40}K was directly determined by using 1460.8 keV gamma-ray.

2.5 Health Hazard Parameters

In order to assess radiation dose received by population living around the investigated areas, some health hazard parameters were evaluated and displayed as follow:

2.5.1 Absorbed dose rate in air (D)

2.5.1.1 In-situ measurement of absorbed dose rate in air

The *In-situ* measurement of the absorbed dose rate in air at 1 m above the ground were recorded using a dose rate survey meter Radiagem 2000 manufacturer by CANBERRA which was calibrated before usage. It has the ability to measure gamma radiation range of 3 $\mu\text{Sv/h}$ to 100 mSv/h and the energy range of 40 keV to 125 MeV.

2.5.1.2 Experimental absorbed dose rate in air

The radioactivity concentrations of natural radionuclides and their exposure in air at 1 m above the ground surface are known as the absorbed dose rate. The mean activity concentrations of ^{226}Ra (of the ^{238}U series), ^{232}Th , and ^{40}K (Bq kg^{-1}) in the soil samples were used to calculate the absorbed dose rate using the following formula provided by European Commission [14].

$$D (\text{nGy.h}^{-1}) = 0.92A_{Ra} + 1.1A_{Th} + 0.08A_K \quad (1)$$

where D is the absorbed dose rate in nGy.h^{-1} , A_{Ra} , A_{Th} and A_K are the activity concentration of ^{226}Ra (^{238}U), ^{232}Th and ^{40}K , respectively. The dose coefficients in units of nGy.h^{-1} per Bq.kg^{-1} were taken from European Commission (EC) [14,15].

2.5.2 Annual effective dose equivalent (AEDE)

The absorbed dose rate in air at 1 m above the ground surface does not directly provide the radiological risk to which an individual is exposed Beretka et al. [16]. The absorbed dose can be considered in terms of the annual effective dose equivalent from outdoor and indoor terrestrial

gamma radiation which is converted from the absorbed dose by taking into account two factors namely, the conversion coefficient from absorbed dose in air to effective dose, the outdoor and indoor occupancy factor. The total annual effective dose equivalent can be estimated using the following formula Damla et al. [17] and Ndontchueng et al. [11,12]:

$$AEDE (\text{mSv.y}^{-1}) = AEDE_{\text{outdoor}} + AEDE_{\text{indoor}} \quad (2)$$

2.5.3 Radium equivalent activity

As a result of the non uniformity in the distribution of natural radionuclides in the soil samples, the actual activity level of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in the samples were evaluated by means of a common radiological index called radium equivalent activity (Ra_{eq}). This was done using the Equation obtained from Beretka and Mathew [16]; Al-Hamarneh and Awadallah [18].

$$Ra_{eq} (\text{Bq.kg}^{-1}) = A_{Ra} + 1.43A_{Th} + 0.077A_K \quad (3)$$

where A_{Ra} , A_{Th} and A_K are the activity concentration of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in Bq.kg^{-1} , respectively.

2.5.4 External and internal hazard indices

Many natural radionuclides in terrestrial soils and rocks upon decay produce an external radiation field to which all human beings are exposed. In terms of dose, the principal primordial radionuclides are ^{232}Th , ^{238}U and ^{40}K . The decay of these radionuclides in soil produces a gamma-beta radiation field in soil that crosses the soil-air interface to produce exposures to humans. The main factors which determine the exposure rate to a particular individual due to the concentrations of radionuclides in the soil depends on the time spent outdoors. To limit the radiation exposure in the samples to the permissible dose equivalent limit of 1.00 mSv.y^{-1} , the external hazard index based on a criterion have been introduced using a model proposed by Krieger [19] which is given by UNSCEAR [20].

$$H_{ex} = \frac{A_{Ra}}{370} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \leq 1 \quad (4)$$

In order to keep the radiation hazard insignificant, the value of external hazard index must not exceed the limit of unity. The maximum value of H_{ex} equal to unity corresponds to the upper limit of radium equivalent activity of $370.00 \text{ Bq.kg}^{-1}$ Turhan et al. [21].

In addition to the external hazard, radon and its short-lived products are also hazardous to the repository organs. To account for this threat the maximum permissible concentration for ^{226}Ra must be reduced to half of the normal limit ($185.00 \text{ Bq.kg}^{-1}$). The internal exposure to carcinogenic radon and its short-lived progeny is quantified by the internal hazard index (H_{in}) given by the expression published by Murty et al. [22].

$$H_{in} = \frac{A_{Ra}}{185} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \leq 1 \quad (5)$$

3. RESULTS AND DISCUSSION

The specific activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and radium equivalent in soil samples from Fongo-Tongo and Mini-Matap zone are in Table 1. The radiological hazard parameters obtained from the *In-Situ* measurements and the calculated radiation hazard parameters from the specific activity concentration of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in samples from Fongo-Tongo and Mini-Matap areas are presented in Table 2.

As shown in Table 1, the specific activity in soil samples from Fongo-Tongo varied from 56.56 to 176.14 Bq/kg with a mean of 108.91 Bq/kg for ^{226}Ra , from 82.54 to 177.78 Bq/kg with an average of 117.79 Bq/kg for ^{232}Th respectively. Similar variation of ^{226}Ra and ^{232}Th in soil samples from Mini-Matap were observed. These were varied from 102.69 to 124.42 Bq/kg with average of 113.15 Bq/kg and from 163.22 to 239.96 Bq/kg with an average of 196.14 Bq/kg respectively.

The specific activity of ^{40}K in soil ranged from 51.10 to 1379.62 Bq/kg with an average of 143.07 Bq/kg for samples from Fongo-Tongo zone. Most of the specific activity of ^{40}K were found to be below the detection limit (BDL) in all samples from Mini-matap area. It is known that potassium is present in almost all geological and raw material. However, it was not detected in almost all samples from Fongo-Tongo and Mini-matap except two soil samples referred as FT1 and FT9. This was very obvious because BEGe-detector exhibits high background than typical coaxial detectors and is more transparent to high energy cosmogenic background radiation which permeates above background levels in laboratories including high energy gamma from naturally occurring radioisotopes such as ^{40}K .

The evaluated values of Ra_{eq} are summarized in Table 1. The calculated radium equivalent

ranged between 186.18 and 430.37 Bq/kg with a mean of 288.35 Bq/kg for soil samples from Fongo-Tongo and from 336.09 to 467.55 Bq/kg with average of 393.63 Bq/kg for samples from Mini-matap, respectively.

Comparing the variation of specific activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and the radium equivalent activity with the worldwide range values, the observed values of ^{226}Ra and ^{232}Th in soil samples from both areas were higher than the reported values of ^{226}Ra and ^{232}Th by UNSCEAR [20]. A similar comparison of the obtained average values of ^{226}Ra and ^{232}Th in soil samples from Fongo-Tongo and Mini-matap areas with the world population weighted safe limits of UNSCEAR [20] are shown in Table 1. The obtained average value of radium equivalent in samples from Fongo-Tongo were lower than the recommended values of UNSCEAR [20] while the obtained average values in samples from Mini-matap were higher than the safe values of UNSCEAR [20].

The observed activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in the present work were compared with other published values obtained from the literature of radioactivity in soil by many authors as dispatched in Table 3. The obtained average activity concentrations of ^{226}Ra and ^{232}Th in both studied sites were comparably higher than the values published by other authors with the exception of the recorded average value of ^{226}Ra in China (Xiaz-hung area) published by Yang et al. [23] which was relatively high than the value obtained in Fongo-Tongo. Similar observations were done for ^{40}K recorded activity concentration in the present study. It can be seen that the average values of ^{40}K recorded in the present study were slightly lower than the published values recorded in the selected published data except the average values published by Ndontchueng et al. [12]. When comparing with the published data in soil at different depth from mining regions of East Rhodopes in Bulgaria by Hristov et al. [24] using a gamma-spectrometer with HPGe detector, it can be seen that the obtained results of ^{226}Ra (^{238}U), ^{232}Th were higher while those of ^{40}K were lower with the exception of the value obtained in samples referred. The present values were compared favourably with the recorded average values published by other countries selected from the worldwide investigation of natural radioactivity in soil.

Table 1. Specific activity concentration of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and radium equivalent in soil samples from Fongo-Tongo and Min-Matap

Study site	Sample ID	(Bq/kg)				Latitude	Longitude
		Ra-226	Th-232	K-40	Ra _{eq}		
Fongo-Tongo	FT1	65.71±3.11	128.36±7.46	51.10±9.54	253.20	05°31'53.2"N	09°58'37.0"W
	FT2	162.53±17.88	107.13±4.08	BDL	315.73	05°31'51.6"N	09°58'35.2"W
	FT3	68.15±4.44	82.54±3.49	BDL	186.18	05°31'49.3"N	09°58'35.4"W
	FT4	95.94±3.89	161.29±11.39	BDL	326.58	05°31'46.8"N	09°58'33.1"W
	FT5	160.51±18.77	134.43±5.00	BDL	352.74	05°31'46.4"N	09°58'35.4"W
	FT6	103.76±5.22	88.74±4.56	BDL	230.66	05°31'47.6"N	09°58'29.0"W
	FT7	111.82±5.74	102.28±5.27	BDL	258.08	05°31'49.2"N	09°38'29.9"W
	FT8	87.93±3.54	86.57±3.97	BDL	211.73	05°31'49.9"N	09°58'31.4"W
	FT9	56.56±2.47	108.73±4.25	1379.62±37.22	318.27	05°31'50.7"N	09°58'35.7"W
	FT10	176.14±14.90	177.78±12.58	BDL	430.37	05°31'53.2"N	09°58'36.9"W
	Average	108.91	117.79	143.07	288.35		
St.Dev.	43.42	32.28	434.78	73.95			
Median	99.85	107.93	0.00	286.90			
Mini-Matap	MM01	112.35±7.85	185.24±7.06	BDL	377.24	05°32'40.4"N	09°59'45.3"W
	MM02	124.41±5.34	239.96±9.01	BDL	467.55	05°32'38.6"N	09°59'24.2"W
	MM03	102.69±5.41	163.22±7.01	BDL	336.09	05°32'33.5"N	09°51'07.1"W
	Average	113.15	196.14		393.63		
	St.Dev.	10.88	39.51	0.00	67.24		
Median	112.35	185.24	0.00	377.24			
Worldwide	Range	17.00-60.00	11.00-68.00	140 -850	-		
	average	35.00	30.00	400.00	370.00		

Table 2. *In-situ* and laboratory measurements of hazard parameters in soil samples from Fongo-Tongo and Mini-Matap areas

Sample ID	<i>In situ</i> measurement		Derived radiological indices			
	AD (nGy.h ⁻¹)	AED (mSv/year)	AD (nGy.h ⁻¹)	AED (mSv/year)	Hex	Hin
FT1	50.00	0.31	110.02	0.68	0.68	0.86
FT2	80.00	0.49	139.80	0.86	0.85	1.29
FT3	50.00	0.31	81.34	0.50	0.50	0.69
FT4	70.00	0.43	141.74	0.87	0.88	1.14
FT5	90.00	0.55	155.35	0.95	0.95	1.39
FT6	80.00	0.49	101.54	0.62	0.62	0.90
FT7	70.00	0.43	113.44	0.70	0.70	1.00
FT8	80.00	0.49	92.91	0.57	0.57	0.81
FT9	80.00	0.49	149.33	0.92	0.86	1.01
FT10	80.00	0.49	188.76	1.16	1.16	1.64
Average	73.00	0.45	127.42	0.78	0.78	1.07
St.Dev.	13.37	0.08	33.10	0.20	0.20	0.29
Median	80.00	0.49	126.62	0.78	0.78	1.01
MM1	110.00	0.67	163.79	1.01	1.02	1.32
MM2	120.00	0.74	202.41	1.24	1.26	1.60
MM3	160.00	0.98	146.03	0.90	0.91	1.19
Average	130.00	0.80	170.74	1.05	1.06	1.37
St.Dev.	26.46	0.16	28.83	0.18	0.18	0.21
Median	120.00	0.74	163.79	1.01	1.02	1.32
Worldwide	60.00	1.00	60.00	1.00	< 1.00	< 1.00

The *In Situ* obtained values of the absorbed dose rate in air at 1 m above the ground surface measured at different sampling points varied from 50.00 to 90.00 nGy/h with a mean value of 73.00 nGy/h in Fongo-Tongo and from 110.00 to 160.00 nGy/h with an average 130.00 nGy/h in Mini-matap while the calculated value of absorbed dose rate in air at 1 m above the ground level obtained from the different sampling points based on the specific activity concentrations of ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K measured in samples from Fongo-Tongo and Mini-matap ranged from 92.91 to 188.76 nGy/h with an average of 127.42 nGy/h and from 146.03 to 202.47 nGy/h with a mean of 170.74 nGy/h, respectively as shown in Table 2. The obtained average values in Fongo-Tongo and Mini-matap by *In-situ* and calculation based on Equation (3) are higher than the worldwide average value of 60.00 nGy/h UNSCEAR [20].

The *In Situ* annual effective dose to which population are exposed to in Fongo-Tongo and Mini-matap ranged from 0.31 to 0.55 mSv/year with a mean of 0.45 mSv/year and from 0.67 to 0.98 mSv/year with average of 0.80 mSv/year, respectively. The estimated annual effective dose to which population are likely be exposed in the study sites ranged from 0.50 to 1.26 mSv/year with a mean value of 0.76 mSv/year in Fongo-Tongo and from 0.90 to 1.24 mSv/year

with a mean of 1.05 mSv/year in Mini-matap. The obtained average values in Fongo-Tongo and Mini-matap in *In-situ* and calculation were lower than the safe limit of 1.00 mSv/year recommended by UNSCEAR [20] except that of Mini-matap where the average values were slightly higher than the safe values.

Comparing the *In Situ* and the calculation value of the absorbed dose rate in air at 1 m above the ground level and the annual effective dose to which population may likely be exposed at different sampling points in both study sites are shown in Figs. 1 and 2. The recorded values for the *In situ* are lower than the calculated values at different sampling points except that of sample "MT3" with *In-Situ* values for both hazards parameters higher than the calculated values.

The hazard indices parameters calculated to assess the level of risk to which the population may be exposed to the terrestrial radiation from soil are shown in Table 2. The obtained values of external index ranged from 0.50 to 1.16 with an average of 0.78 in Fongo-Tongo and from 0.90 to 1.24 with a mean of 1.07 in Mini-matap. The internal hazard index values in Fongo-Tongo and Mini-matap varied from 0.69 to 1.64 with a mean of 1.06 and from 1.19 to 1.60 with an average of 1.37, respectively.

Table 3. Comparison of specific gamma activities (Bq/kg) in soil with that of other countries

Country	Activity concentration (Bq/kg)			References
	Ra-226	Th-232	K-40	
China (Xiaz-hung area)	40.2-442(112)	32.6-88.1(71.5)	440-913(672)	Yang et al. [23]
Botswana	6.1-97.4(34.8)	7.4-110.0(41.8)	33.5-1085.7(432.7)	Murty, Karanick [22]
Ghana (Great Accra)	2.4-62.7	3.2-145.7	91.1-1395.9	Yeboah et al. [25]
India (Himwchal Pradesh)	42.09-79.63(57.34)	52.83-135.75(82.22)	95.33-160.30(135.75)	Asha Rani, Surinder Singh [26]
East Rhodopes	8-67	20-109	539-859	Hristov et al [24]
Italy (Southern)	57-71	73-87	580-760	Bellia et al. [27]
Namibia	4.5-48(31)	3-38(32)	42-1100(480)	Steinhauser and Lettner [28]
Nigeria Delta	11-40 (18±3.4)	12-40(22±4.4)	69-530(210±49)	Agbalagba, Onga [29]
Cameroon	21.98-29.16(25.475)/	59.13-65.87(65.95)/	13.927-70.886(39.147)/	Ndontchueng et al.[12]
(CampusI/CampusII)	21.99-27.68 (24.50)	52.59-78.99(66.717)	11.885-80.763(28.185)	
Cameroon	56.56-176.14(108.91)/	82.54-177.78 (117.79)/	BDL-1379.62±37.22	Present work
(Fongo-Tongo/Mini-Matap)	102.69-124.41(113.15)	163.22-239.96 (196.14)	(143.07)/ BDL	

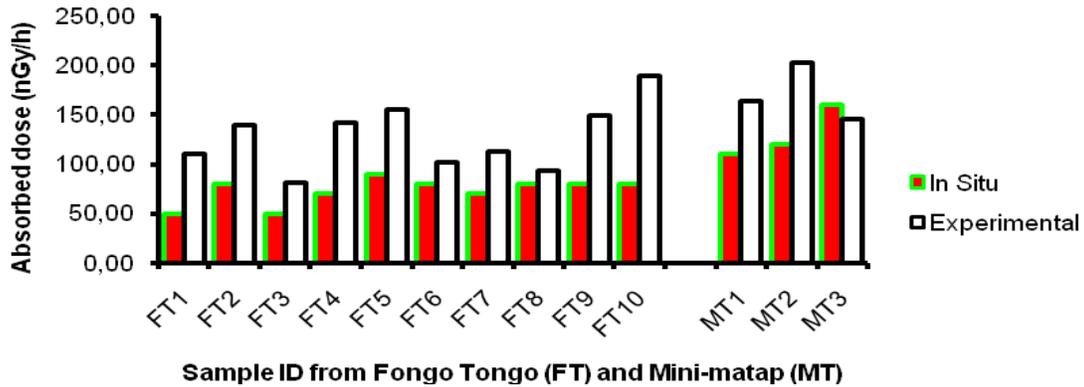


Fig. 1. Comparison of *In-situ* and experimental values of absorbed dose at 1 m above the ground in soil samples from Fongo-Tongo and Mini-matap

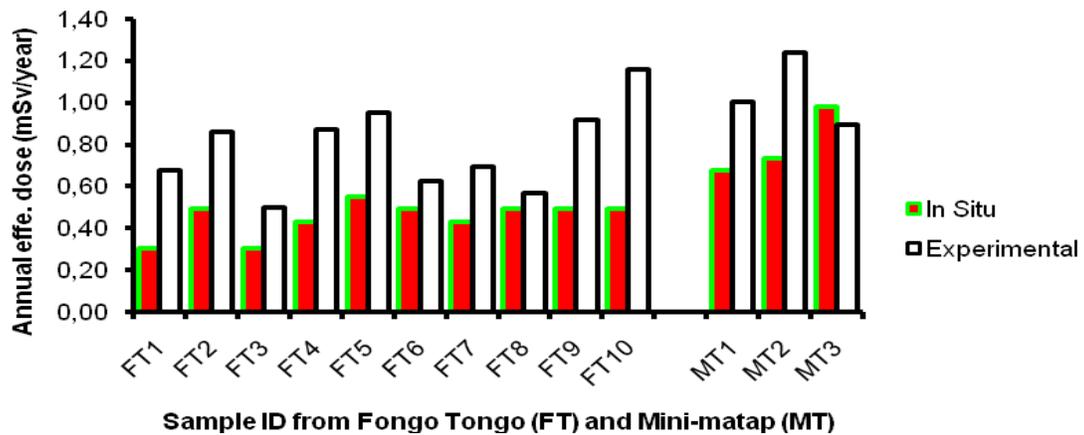


Fig. 2. Comparison of *In-situ* and experimental values of the annual effective dose equivalent in soil samples from Fongo-Tongo and Mini-matap

Comparing the obtained average values of both external and internal hazard indices in both areas, it can be seen that the obtained average values of both hazard parameters in Fongo-Tongo were lower than the safe limits values except for the internal hazard index value which were slightly higher than the recommended average values by UNSCEAR [20].

4. CONCLUSION

The investigation of NORMs and some related health hazard parameters in soil samples from Fongo-Tongo and Mini-matap (bauxites deposition areas) has been carried out using gamma spectrometry and dose rate survey manufacturer by CANBERRA.

The average values of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in the soil samples from Fongo-Tongo and Mini-Matap

were 108.91 Bq/kg, 117.79 Bq/kg and 143.07 Bq/kg and, 113.15Bq/kg, 196.14 Bq/kg and zero, respectively. These values were higher than the safe limits recommended values by UNSCEAR [20] except that of ^{40}K . The absorbed dose rate at 1 m above the ground and the annual effective dose equivalent obtained for the *In-situ* were lower than the obtained values from the specific activity of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K . The average external and internal hazard indices in samples were 0.78 and 1.06 in Fongo-Tongo and, 1.07 and 1.37 in Mini-matap. The internal and external hazard indices are comparably higher than the worldwide safe values except the average external hazard index obtained in Fongo-Tongo.

The results in this study present higher radioactivity of NORM than the global safe limits recommended by UNSCEAR [20]. Stakeholders could use the findings of this study as a data

bank in formulating regulations for NORM in soil to ensure adequate safety of population. Since study covers only a specific bauxite site in West Region of Cameroon, it is recommended that further investigations should be done in other mining sites.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors are grateful for the support and technical cooperation provided by the National Radiation Protection Agency of Cameroon in granting access to the facilities to successfully complete this study. The authors also appreciate the community of Fongo-Tongo and Mini-Matap for the understanding during sampling period; they also wish to thank Dr. Tchoffo, Lecturer at the Faculty of Sciences of the University of Dschang for his understanding and availability to direct us during sampling period.

COMPETING INTERESTS

The authors declare no to have any conflict of interests regarding the publication of this paper.

REFERENCES

- Bardossy G. Aleva, Geol G, Lateritic JJ. Developments in economic bauxites, Deogy, Elsevier, Amsterdam. 1990;27:624.
- Lee Bray E. US geological survey, mineral commodity summaries, United States Government Printing Office, Washington; 2009.
- Kobilseck B. Geochemistry and petrology bauxite lateritic Brazilian Amazon, Comparison Avec l'Afrique, India and Australia. Thesis University Louis Pasteur, Strasbourg; 1990.
- Edlinger W. Contribution to geology and petrography mawa, Ph.D. Thesis, Erlangen Uni- of the German Adaversity, Erlangen. 1908;125.
- Passarge S. The superficial structure and geology of Cameroon. Annual Review of German Colonies. 1910;448-465.
- Weeksteen. Preliminary report on the Fongo Tongo Bauxite ore Deposits. Report of the Mine and Geology of the Cameroon State; 1957.
- Eno Belinga SM. The alteration of basalt rocks and process bauxitisation in Adamawa (Cameroon), "PhD Thesis State University Paris Sud-IV, Paris. 1972;571
- Hieronimus B. Study of the weathering of eruptive rocks in the West Cameroon. Earth Sciences Thesis. University of Paris VI, Paris. 1985;85.
- Sojien M. Petrographic study, mineralogy and geochemistry of bauxite training Bangamdans of the High West Cameroon. Thèse MSc., Université Dschang, Dschang. 2007;77.
- Nyobe JB. A geological and geochemical of the Fongo-Tongo and areally related bauxite deposits. PhD Thesis, Werstern Highlands, Cameroon; 1987.
- Ndontchueng MM, Njinga RL, Nguelem EJM, Simo A. Analysis of ^{238}U , ^{235}U , ^{137}Cs , ^{133}Xe in soils from two campuses in university of Douala-Cameroon. Applied Radiation and Isotopes 86. 2014;85-89.
- Ndontchueng MM, Nguelem EJM, Njinga RL, Simo A, Guembou JCS. Gamma emitting radionuclides in soils from selected areas in Douala-Bassa zone, littoral region of Cameroon. ISRN Spectroscopy. 2014;(2014):8. Article ID 245125.
- Momo MN, Tematio P, Yemefack M. Multi-scale organization of the Doumbouo-Fokoué bauxites ore deposits (West Cameroon): Implication to the Landscape Lowering. Open Journal of Geology. 2012;(2):14-24.
- European Commission. Radiation protection 112-radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials directorate-general environment. Nuclear safety and civil Protection; 1999.
- Xinwei L. Natural radioactivity in some building materials of shaanix, China. J. Radioanaly. Nucl. Chemi. 2004;262:775-777.
- Beretka I, Mathew PI. Natural radioactivity of Australian building materials, waste and by products, Health Physics. 1985;48:87-95.
- Damla N, Cevik U, Kobya AI, Celik A, Celik N, Van Grieken R. Radiation dose estimation and mass attenuation coefficients of cement samples used in Turkey. J. Hazardous Materials. 2010;176:644-649.
- Al-Hamarneh IF, Awadallah MI. Soil radioactivity levels and radiation Hazard Assessment in the Highlands of Northern Jordan. Radiation Measurements. 2009;44:102-110.

19. Krieger R. Radioactivity of construction materials. *Betonwerk Fertigteile* Tech. 1981;47:468-473.
20. United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation (UNSCEAR), Report to the General Assembly. Annex B: Exposures from Natural Radiation Sources; 2000.
21. Turhan S, Gundiz L. Determination of specific activity of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K for assessment of radiation Hazards from Turkish Pumice Samples. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2008;99:332-342.
22. Murty VRK, Karunakara N. Natural radioactivity in the soil sample of Botswana. *Radiation Measurements*. 2008;48:1541-1545.
23. Yang, Ya-Xin, Xin-min, Wu, Zong-ying, Jiang, Wei-Xing, Wang, Ji-gen, Lu, Jun, Lin, Lei-Ming, Wang, Yuang-fu, Hsia. Radioactivity concentrations in soils of Xiaz-hung granite area, China. *Journal of Applied Radiation and Isotopes*. 2005;63:255-259.
24. Hristov HR, Marinova S, Aladjadjian A, Gorbanov ST. Measuring the content of Natural Technological Radionuclides in soils from mining regions in East Rhodopes. *J. Environ. Prot. & Ecol*. 2004;5(2):448-450.
25. Yeboah J, Boadu M, Darko EO. Natural radioactivity in soils and rocks within the greater Accra Region of Ghana. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2011;249(3):629-632.
26. Rani A, Singh S. Natural radioactivity levels in soil samples from some areas of Himachal Pradesh, India using γ -ray spectrometry. *Atmospheric Environment*. 2005;39(34):6306–6314.
27. Bellia S, Brai M, Hauser S, Puccio P, Rizzo S. Natural radioactivity in a Volcanic Island: Ustica, Southern Italy. *Applied Radiation and Isotopes*. 1997;48(2):287–293.
28. Steinhausler F, Lettner H. Radiometric survey in Namibia. *Radiation Protection Dosimetry*. 1992;45(1-4):553–555.
29. Agbalagba EO, Onoja RA. Evaluation of natural radioactivity in soil, sediment and water samples of Niger Delta (Biseni) flood plain lakes, Nigeria. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2011;102(7): 667–671.

© 2015 Ndontchueng et al.; This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

Peer-review history:

The peer review history for this paper can be accessed here:
<http://www.sciencedomain.org/review-history.php?iid=761&id=5&aid=6644>