

REPUBLIQUE DU CAMEROUN

Paix-Travail-Patrie

UNIVERSITE DE YAOUNDE I

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

UNITE DE RECHERCHE ET DE FORMATION
DOCTORALE PHYSIQUE ET APPLICATIONS

B.P. 812 Yaoundé

Email: crfd_stg@uy1.uninet.cm



REPUBLIC OF CAMEROON

Peace-Work-Fatherland

THE UNIVERSITY OF YAOUNDE I

POSTGRADUATE SCHOOL OF
SCIENCE, TECHNOLOGY AND
GEOSCIENCES

RESEARCH AND POSTGRADUATE TRAINING
UNIT FOR PHYSICS AND APPLICATIONS

P.O. Box : 812 Yaoundé

Email: crfd_stg@uy1.uninet.cm

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

**ETUDE PRELIMINAIRE DES CONCENTRATIONS DU
RADON-222 (^{222}Rn) ET DE L'EVALUATION DU RISQUE DE
CANCER DU POUMON DANS LES HABITATIONS: LE CAS
D'EBOWA, REGION DU SUD-CAMEROUN**

Thèse

Présentée et soutenue en vue de l'obtention du
Diplôme de Doctorat/ PhD en Physique

Option : Physique Nucléaire, Dosimétrie et Radioprotection

Par :

MBIDA MBEMBE Serge

Matricule : 07W486

Master en Physique

Sous la Codirection de:

BEN-BOLIE Germain Hubert

Professeur, Université de Yaoundé I

Et de

OWONO ATEBA Pierre

Maitre de Conférences, Université de Yaoundé I



Année académique 2023



DEPARTEMENT DE PHYSIQUE
DEPARTMENT OF PHYSICS

ATTESTATION DE CORRECTION DE LA THESE DE
DOCTORAT/PhD

Nous, Professeurs , **EKOBENA FOU DA Henri Paul, SAÏDOU** et Professeur **NDUGSA MBARGA Théophile**, respectivement Examineurs et Président du jury de la thèse de Doctorat/PhD de Monsieur **MBIDA MBEMBE Serge** Matricule **07W486**, préparée sous la Co-direction du Professeur **BEN-BOLIE Germain Hubert** et du Professeur **OWONO ATEBA Pierre**, intitulée : «**Étude préliminaire des concentrations du radon-222 (^{222}Rn) et de l'évaluation du risque de cancer du poumon dans les habitations : le cas d'Ebolowa, région du Sud-Cameroun**», soutenue le **Mardi, 25 Avril 2023**, en vue de l'obtention du grade de Docteur/PhD en Physique, Spécialité **Physique Nucléaire, Dosimétrie et Radioprotection**, attestons que toutes les corrections demandées par le Jury de soutenance ont été effectuées.

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

Fait à Yaoundé le **17 MAI 2023**

Le Président du Jury

Examineurs

Pr. EKOBENA FOU DA H. P.

Pr. SAÏDOU.

Pr. NDOUGSA MBARGA T.

Le Chef de Département de Physique



Ndjaka Jean-Marie Bienvenu

Professeur

Dédicace

Je dédie cette thèse à :

Dieu Tout Puissant Créateur du Ciel et de la Terre, Qui m'a donné la santé, la sagesse et l'intelligence pour l'aboutissement de cette Thèse.

mon père, ma mère, mes frères, mes soeurs, mes enfants et ma femme

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon Directeur de thèse le **Pr. OWONO ATEBA Pierre**, fondateur du Laboratoire de Physique Nucléaire de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I, qui, malgré ses occupations, a fait preuve de grande disponibilité dans la direction de ce travail. Qu'il reçoive ici, l'expression de la reconnaissance et de ma gratitude pour les valeurs scientifiques et éthiques qu'il a inculquées à ma personne.

Je tiens à exprimer mes vifs remerciements à mon Co-Directeur de thèse, Chef du Laboratoire de Physique Nucléaire, Atomique, Moléculaire et Biophysique de l'Université de Yaoundé I, le **Pr. BEN-BOLIE Germain Hubert**. Pour qui mon admiration est inestimable. Sa disponibilité, ses précieux conseils, son sens critique, sa détermination, sa confiance, son soutien et ses compétences scientifiques dont j'ai bénéficié tout au long de cette Thèse m'ont permis de réaliser ce chef d'œuvre.

Je remercie très sincèrement le **Dr. ELE ABIAMA Patrice**, Maître de Recherches au Ministère de la Recherche Scientifique et de l'Innovation (MINRESI) et Secrétaire Permanent du Comité National de Développement des Technologies (CNDT) qui a rendu possible cette aventure grâce à son engagement financier et matériel, pour la phase de collecte des données et d'échantillons. Malgré ses différentes occupations au MINRESI, il n'a ménagé aucun effort pour la finalisation de cette thèse. Ses conseils éclairés et ses multiples expériences dans le domaine du nucléaire m'ont été très profitables. Je lui en suis infiniment reconnaissant.

Je remercie énormément le **Pr. SAIDOU**, Chef du Centre de Recherches en Sciences et Technologiques Nucléaires de l'Institut de Recherche Géologique et Minière (IRGM) pour avoir fourni les détecteurs et permis l'analyse de mes données recueillies sur le terrain en Suède dans le cadre du projet Radon Cameroun.

Je tiens à remercier le **Dr. SIMO Augustin**, Directeur Général de l'Agence Nationale de Radioprotection (ANRP), pour la confiance qu'il m'a accordé durant toutes ces années, en me permettant de travailler à ses côtés.

J'adresse mes plus sincères remerciements aux **Membres du Jury**, qui m'ont fait l'honneur de siéger à ce Jury de Doctorat/PhD.

Je remercie le **Pr. OWONO OWONO Luc Calvin**, Vice-Recteur à l'Université de Yaoundé I et Président de ce jury.

J'exprime ma reconnaissance au **Pr. EKOBEA FOUA Henri Paul**, Vice-Recteur à l'Université de Ngaoundéré.

Je remercie grandement le **Pr. NDJAKA Jean-Marie Bienvenu**, Chef de Département de Physique, et le **Pr. KOFANE Timoléon Crépin**, pour leurs conseils et encouragements dans la finalisation de cette Thèse.

Je remercie particulièrement le **Pr. BOYOMO ONANA Marthe**, pour ses enseignements.

Mes remerciements vont également à tous les Enseignants du Département de Physique, en particulier aux Professeurs : **NJANDJOCK NOUCK Philippe**, **PEMHA ELKANA**, **TCHAWOUA Clément**, **HONA Jacques**, **ENYEGUE A NYAM Françoise**, **WOAFO Paul**, **ZEKENG Serge**, **NDOP Joseph**, **BODO Bertrand**, **NOUAYOU Robert**, **VONDOU Debertini**, **FEWO Serge Ibrid**, **NANA ENGO Serge**, **DJUIDJE Germaine**, **NANA NBENJO Roméo**, **MVOGO Alain**, **SIEWE SIEWE Martin**, **MELI'I Jorelle Larissa** et aux Docteurs **CHAMANI Roméo**, **ABDOURAHIMI**.

Je remercie également les Docteurs : **NGOUBI Henock**, **TAKEMBO Clovis**, **NGA ONGODO Dieudonné**, **TAKOUKAM SOH Serge**, **OMON Yves**, **ANEMENA ETOGA Emmanuel**, **HAMADOU ISSA** pour leurs conseils.

Je tiens à remercier très particulièrement tous les membres du Laboratoire de Physique Nucléaire pour leurs aides et assistances particulièrement, les doctorants **AKAMBA MBEMBE Bertrand**, **NDOUVADE KANAGO Vivien Ulrich**, **TAMIAN FOTSO Kevin**, **EBODE Fabien**, **ADJABA Jean Liboire**, **TJOCK-MBAGA Thomas**, **AWE Richard**, **KOYANG Francois**, **YIA ETOLO Herve**, **MAH TSILA Philippe**, **AHMADOU KATARKALAH**, **SOULEYMANOU HA-**

MAN ADAMA, GONDJI Dieu-Souffit, ONDO MEYE Philippe, ATANGANA LIKENE André Aimé.

Je tiens à remercier très particulièrement **M. MANGA André** pour son aide qu'il m'a apporté lors des campagnes de dépôt et de collecte des détecteurs.

Ma reconnaissance va aux populations de la ville d'Ebolowa qui ont accepté de mettre leur maison à notre disposition pour la réalisation de ce travail.

Je tiens à exprimer mes remerciements à tous les chercheurs et à tous mes collègues de l'ANRP pour leurs encouragements.

A tous ceux qui ont contribué et participé de près ou de loin à l'aboutissement de ce travail et qui n'ont pas été cités, je leur adresse ma profonde reconnaissance.

Liste des Abréviations

AcEm : Actinium Emanation

IEA : l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique

CCTV : Closed Circuit Télévision

CIE : Chambres à Ion Electret

CIPR : Commission internationale de protection radiologique

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

CNDT : Comité National de Développement des Technologies

DCA : Détecteurs de Charbon Actif

DSTN : Détecteurs Solides De Traces Nucléaires

DTA : Détecteur de Traces Alpha

ELCR : Excess Lifetime Cancer Risk

GPS : Global Positioning System

HATM : Human Alimentary Tract Model

HRTM : Human Respiratory Tract Model

ICRP : International Commission on Radiological Protection

ISO : International Standardization Organisation

MINRESI : Ministère de la Recherche Scientifique et de l'Innovation

MA : Moyenne Arithmétique

MG : Moyenne Géométrique

MRC : Moniteurs de Radon Continus

NC : Nitrate de Cellulose

NORM : Naturally Occurring Radioactive Materials

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

PAE : Potential Alpha Energy

PADC : Poly Allyl Diglycol Carbonate

RaEm : Radium Emanation

RADTRACK2 : Radon Track 2

SSTDR : Solid State Nuclear Track Detector

ThEm : Thorium Emanation

TM : Tropical Maritime

TTG : Tonalite Trondhémite Granodiorite

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

USEPA : United States Environmental Protection Agency

WLM : Working Level Month

Liste des figures

1.2.1	Le radon 222 [31]	8
1.2.2	Les principaux isotopes du Radon [32]	12
1.3.1	Descriptions du processus d'émanation du radon [41]	13
1.5.1	Processus d'exhalation du Radon [38]	17
1.6.1	Présentation des différentes voies d'infiltration du radon dans les habitations[53]	18
1.8.1	Exposition aux rayonnements naturels[41]	21
1.8.2	Mécanisme d'action du radon 222 dans les poumons [41]	22
1.10.1	Exemple de détecteurs solides de traces alpha [31] [64]	27
1.10.2	Exemples de détecteurs à électret [64]	29
1.10.3	Moniteur de Radon de type RAD7 [31]	29
1.10.4	Moniteur de Radon de type AlphaGUADR [31]	30
1.10.5	Moniteur de Radon de type RadonEye [31]	31
1.10.6	Moniteur de Radon de type MARKUS [31]	32
1.10.7	Détecteurs à fioles scintillants [69]	33
2.1.1	Carte géologique montrant les points d'échantillonnage de la zone étudiée à Ebolowa, Sud du Cameroun	42
2.2.1	Maison en brique de terre	43
2.2.2	Maison en brique de ciment	44
2.2.3	Maison en planches	44
2.3.1	GPS de type GARMIN (map 76C5x) servant à relever les coordonnées géographiques	45

2.3.2	Radiamètre de type RADEyE PRD-ER pour la mesure in-situ de la dose ambiante indoor et outdoor des habitations du point de placement du détecteur de radon) [93]	46
2.3.3	Emballages en polystyrène de petites dimensions pour le conditionnement des dispositifs de mesure du radon	47
2.3.4	(a)Mètre ruban,(b) Les RADTRACKs.	47
2.3.5	a=clou de fixation, b=fil d'accrochage, Fil d'accrochage	48
2.4.1	Dispositif de mesure du radon-222 de type RADTRACK2	49
2.4.2	Détecteur CR-39	50
2.4.3	carousels [31][33]	51
2.4.4	Système de comptage des traces latentes gravées sur les films détecteur CR-39[31]	52
2.4.5	Dispositif de mesure du Radon (RADTRACK2) installé	53
2.5.1	film détecteur de CR39 montés sur le plateau de carousels[31]	54
2.5.2	Solution d'attaque de NaOH préparée et conservée dans des béchers [31]	55
2.5.3	Traces latentes révélées après attaque chimique du détecteur CR39[31]	56
3.2.1	Distribution des concentrations de radon-222 dans les habitations de la ville d'Ebolowa.	64
3.2.2	Paramètres statistiques des concentrations d'activité du radon dans différentes habitations de la ville d'Ebolowa.	68
3.5.1	Comparaison entre les valeurs moyennes de concentration du radon-222 dans les habitations de la ville d'Ebolowa avec les valeurs de références de l'OMS et de la CIPR	74
3.7.1	Comparaison des moyennes arithmétiques des doses efficaces annuelles obtenues pour chaque type d'habitation aux niveaux d'actions recommandées par la CIPR	76

3.8.1	Corrélation entre le débit de dose équivalent ambiant à l'intérieur et la concentration de radon (a), et le débit de dose équivalent à l'air ambiant extérieur et la concentration de radon (b).	77
3.9.1	Comparaison des valeurs minimum, maximum et les moyennes risque croissant de cancer des poumons au cours de la durée de vie (ELCR) de chaque type d'habitations.	80
.0.1	Chaine de désintégration de l'Uranium-238[25]	101
.0.2	Chaine de désintégration de l'Uranium-235[25]	102
.0.3	Chaine de désintégration du Thorium-232[25]	103
.0.4	Forme d'une trace révélée à incidence normale	105
.0.5	Forme d'une trace révélée à incidence oblique	106

Liste des tableaux

1.3.1	Facteurs d'émanation de certaines matrices.	14
3.1.1	Valeurs des paramètres d'exposition au radon-222 par inhalation dans les habitations de la ville d'Ebolowa.	62
3.1.2	Variation des différents paramètres d'exposition au radon-222 par inhalation dans les différents types d'habitations de la ville d'Ebolowa.	63
3.3.1	Comparaison entre les concentrations de radon-222 obtenues dans les habitations de la ville d'Ebolowa aux valeurs obtenues dans d'autres localités du Cameroun.	70
3.4.1	Comparaison entre les concentrations de radon dans les habitations d'Ebolowa avec d'autres études menées dans d'autres régions du monde.	72
3.7.1	Range, arithmetic and geometric mean values of estimated annual effective doses due to radon inhalation in different dwellings in Ebolowa town.	75
3.9.1	Comparaison entre les valeurs du risque croissant du cancer des poumons au cours de la durée de vie (ELCR) obtenues dans notre étude et les valeurs obtenues dans d'autres pays du monde.	79

Table des matières

Dédicace	i
Remerciements	ii
Liste des Abréviations	v
Liste des figures	ix
Liste des tableaux	x
Table de matières	xv
Abstract	xvi
Résumé	xvii
Introduction générale	1
1 Revue de la littérature sur l'exposition au radon	4
1.1 Généralités sur le phénomène de radioactivité	4
1.1.1 La désintégration alpha (α)	5
1.1.2 La désintégration bêta (β)	5
1.1.3 Désexcitation gamma (γ)	6
1.2 Origine du radon	7
1.2.1 Formation du radon-222	8
1.2.2 Propriétés des trois isotopes naturels du radon	10

1.3	Radon dans l'environnement	13
1.3.1	Processus d'émanation	13
1.3.2	Facteur d'émanation	14
1.3.3	Phénomène de recul	14
1.4	Transport du radon à travers les pores	15
1.4.1	Le transport par diffusion	15
1.4.2	Le transport par advection/convection	16
1.4.3	Le transport par les fluides interstitiels	16
1.5	Processus d'exhalation du radon	16
1.6	Radon Dans les habitations	18
1.7	Radon dans les matériaux de construction	19
1.8	Exposition par inhalation du radon	20
1.8.1	Unités de mesures utilisées	22
1.9	Mesure du Radon	23
1.9.1	les mesures ponctuelles	23
1.9.2	les mesures intégrées	24
1.9.3	les mesures en continu	24
1.9.4	mesures à court terme	24
1.9.5	mesures à long terme	25
1.10	Appareils de mesure du radon	25
1.10.1	Détecteurs de traces alpha	26
1.10.2	Chambre d'ionisation à électret	28
1.10.3	Moniteur de radon de type RAD7	29
1.10.4	Appareil de mesure du radon du type AlphaGUARD	30
1.10.5	Appareil de mesure du radon du type RadonEye RD200 PLUS2	31
1.10.6	Appareil de mesure du radon du type MARKUS	32
1.10.7	Fioles scintillantes	33
1.11	La base mécanistique du cancer du poumon induite par le radon	34

1.11.1	Point de vue de l'UNSCEAR	34
1.11.2	Point de vue de la CIPR	36
1.12	Principes de réduction du radon	37
1.13	Exposition aux rayonnements gamma ambiant	38
2	Matériel et Méthode	40
2.1	Description de la zone d'étude	40
2.1.1	Présentation du site de prélèvement	40
2.1.2	Géologie du site et choix des points de prélèvement	41
2.2	Description des types d'habitations étudiées	42
2.2.1	Maisons en terre battue	42
2.2.2	Maisons en ciment faites de parpaings	43
2.2.3	Maison en planches	44
2.3	Le matériel d'installation des dispositifs de mesure du radon	45
2.3.1	Le Global Positioning System (GPS)	45
2.3.2	Le radiamètre	45
2.3.3	Les emballages en polystyrène	46
2.3.4	Matériel de fixation des RADTRACKs	47
2.4	Description du dispositif de mesure RADTRACK2	48
2.4.1	Description du film détecteur CR-39	49
2.4.2	Carrousels à films de CR39	50
2.4.3	Système de comptage des traces latentes gravées sur des CR-39 de type POLITRACK	51
2.4.4	Installation des dispositifs de détection du radon (RADTRACK2)	53
2.5	Analyse des films de CR-39	54
2.5.1	Extraction des films de CR-39	54
2.5.2	Préparation de la solution basique d'attaque des traces latentes	54
2.5.3	Attaque des traces latentes et révélation des traces latentes	55

2.5.4	Lecture du nombre de traces latentes par microscope optique	55
2.5.5	Assurance qualité des détecteurs	56
2.6	Calcul de la concentration d'activité du radon-222	57
2.7	Estimation du risque lié à l'inhalation du radon-222	58
2.7.1	Estimation de la dose efficace annuelle dans les habitations	58
2.7.2	Estimation du risque de cancer des poumons	59
2.8	Mesures in-situ des débits de dose ambiants dans les habitations	59
2.9	Analyses statistiques	59
3	Résultats et discussion	61
3.1	Présentation des résultats du radon-222 dans les habitations de la ville d'Ebolowa	61
3.2	Analyse des résultats et discussion	64
3.2.1	Concentration du radon-222 dans les habitations d'Ebolowa	64
3.2.2	Concentration du Radon-222 dans les différents types d'habitations de la ville d'Ebolowa	66
3.3	Comparaison avec d'autres études menées au Cameroun	69
3.4	Comparaison entre les concentrations du Radon-222 dans la localité d'Ebolowa et celles obtenues dans d'autres localités du monde.	71
3.5	Comparaison des concentrations du radon-222 dans la ville d'Ebolowa aux valeurs de référence de l'OMS et de la CIPR	73
3.6	Dose efficace annuelle due à l'inhalation du radon-222 dans les habitations .	74
3.7	Dose efficace annuelle dans les différents types d'habitations	75
3.8	Débit de dose gamma ambiant	77
3.9	Risque de cancer des poumons dans les habitations de la ville d'Ebolowa . .	78
3.10	Conclusion	80
	Conclusion générale et perspectives	82

TABLE DES MATIÈRES	xv
Références bibliographiques	85
Annexes	100
Chaines de désintégrations des U-235, U-238 et Th-232	101
Formation des traces latentes	104
.0.1 Géométries des traces enregistrées dans les DSTN	105
Listes des publications	107
Publication	107

Abstract

This work presents the study of exposure to radon-222 and the assessment of the risk of lung cancer in different dwellings in the city of Ebolowa, region of southern Cameroon. Measurements of radon-222 concentrations in these dwellings were carried out using radon trace detectors (RADTRACK2), which are detectors by chemical etching, consisting of a CR-39 plastic film (PADC) contained in a support antistatic in closed configuration. Radon concentrations in homes ranged from 23 to 2620 Bq m⁻³ with an arithmetic mean (AM) of 135.06 Bq m⁻³ and a geometric mean (GM) of 63 Bq m⁻³. These averages were higher than 40 Bq m⁻³ and 30 Bq m⁻³ which are respectively the AM and the GM given by UNSCEAR 2000. By comparing the AM value to the values of the World Health Organization (WHO) and the International Commission on Radiological Protection (ICRP), it proved to be higher than the reference value of 100 Bq m⁻³ given by the WHO but remained below 300 Bq m⁻³ which is the reference value given by the ICRP. The ambient doses inside and outside the dwellings were between 0.15 and 0.38 mSv year⁻¹ with an average of 0.26 mSv year⁻¹. The annual effective doses in homes due to the inhalation of radon were between 0.43 mSv year⁻¹ and 49.6 mSv year⁻¹. The corresponding arithmetic mean of these doses was 2.6 mSv an⁻¹. This average value revealed that the annual effective dose values in the homes of Ebolowa were generally lower than 3-10 mSv an⁻¹ which are the action levels recommended by the WHO and the ICRP respectively. The Excess Lifetime Cancer Risk of lung cancer (ELCR) ranged from 1.39 % to 158% with a mean value of 8.2% which was approximately 6 times greater than 1.33% which is the reference value given by the United State Environmental Protection Agency (USEPA) . According to these results, the existence of a risk of lung cancer due to the inhalation of radon-222 during exposure to low doses of radiation should be studied in the population of the town of Ebolowa.

Keywords :Radon track detector, indoor radon concentration, annual effective dose, dose to lung, lung cancer risk.

Résumé

Ce travail présente l'étude de l'exposition au radon-222 et de l'évaluation du risque de cancer du poumon dans différentes habitations de la ville d'Ebolowa, région du sud-Cameroun. La mesure de la concentration du radon-222 dans ces habitations a été effectuée grâce aux détecteurs de traces de radon (RADTRACK2), qui sont des détecteurs par gravure chimique, constitués d'un film en plastique CR-39 (PADC) contenus dans un support antistatique en configuration fermée. Les concentrations du radon dans les habitations variaient de 23 à 2620 Bq m⁻³ avec une moyenne arithmétique (MA) de 135,06 Bq m⁻³ et une moyenne géométrique (GM) de 63 Bq m⁻³. Ces moyennes étaient supérieures à 40 Bq m⁻³ et à 30 Bq m⁻³ qui sont respectivement la MA et la MG données par l'UNSCEAR 2000. En comparant la valeur Moyenne obtenue dans cette étude aux valeurs de référence de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), elle s'est avérée supérieure à la valeur de référence de 100 Bq m⁻³ donnée par l'OMS mais est restée inférieure à 300 Bq m⁻³ qui est la valeur de référence donnée par la CIPR. Les doses ambiantes à l'intérieur et à l'extérieur des habitations étaient comprises entre 0,15 et 0,38 mSv an⁻¹ avec une moyenne de 0,26 mSv an⁻¹. Les doses efficaces annuelles dans les habitations dues à l'inhalation du radon étaient comprises entre 0,43 mSv an⁻¹ et 49,6 mSv an⁻¹. La moyenne arithmétique correspondante de ces doses était de 2,6 mSv an⁻¹. Cette valeur moyenne a révélé que les valeurs de doses efficaces annuelles dans les habitations d'Ebolowa étaient en général inférieures à 3 mSv an⁻¹ et à 10 mSv an⁻¹ qui sont les niveaux d'action recommandés par l'OMS et la CIPR respectivement. Le risque croissant de cancer du poumon au cours de la durée de vie (ELCR) variait de 1,39 à 158% avec une valeur moyenne de 8,2% qui était environ 6 fois supérieure à 1,33 % qui est la valeur de référence donnée par l'United State Environmental Protection Agency (USEPA). D'après ces résultats, l'existence d'un risque de cancer du poumon dû à l'inhalation de radon-222 lors d'une exposition à de faibles doses de rayonnement doit être étudiée dans la population de la ville d'Ebolowa.

Mots Clés :Radon-222, Détecteur de radon, Concentration de radon, Dose efficace annuelle, dose aux poumons, risque de cancer des poumons

Introduction générale

Le radon-222 (^{222}Rn) est un élément radioactif naturel, le gaz rare le plus lourd de la famille des gaz rares monoatomiques. Ses trois isotopes radioactifs les plus abondants sont : le Radon (^{222}Rn), le Thoron (^{220}Rn) et l'Actinon (^{219}Rn), tous présents à l'état naturel. Le radon-222 est un fils de la série de désintégration de l'uranium-238, le thoron (^{220}Rn) est un fils de la série de désintégration du thorium-232 et l'actinon (^{219}Rn) est un fils de la série de désintégration de l'uranium-235. L'impact radiologique de l'actinon (^{219}Rn) dans l'environnement est négligeable par rapport à celui des deux autres isotopes du radon du fait de sa courte demi-vie (3,98s) et de sa très faible concentration d'activité [1]. Quant au thoron, son impact radiologique est en général minime, car sa demi-vie est de 55,6 s et sa concentration d'activité plus élevée que celle de l'actinon, mais toujours bien inférieure à celle du radon-222 [2].

Le radon peut s'infiltrer à l'intérieur des habitations, principalement à partir du sol, et a tendance à se concentrer dans les espaces clos comme les mines souterraines ou les maisons fermées ou très peu aérées. Il peut également provenir de l'eau et des matériaux de construction. Dans certaines zones géographiques, les concentrations de radon-222 peuvent naturellement être élevées dans l'air, provoquant ainsi des accumulations importantes de ce gaz dans les habitations, bâtiments ou tout autre lieu de travail situé dans cette zone [3], [4]. Parmi les plus grands contributeurs à l'exposition humaine aux sources de rayonnement naturelle, les isotopes du radon et leurs produits de désintégration représentent près de la moitié de l'exposition totale [5]-[7]. Le rapport de l'UNSCEAR de 2008 [3] a suggéré qu'au niveau mondial, le radon représente environ 52% de l'exposition moyenne aux rayonnements naturels. Au cours de la désintégration du radon, sa descendance est inhalée ou ingérée, ce qui entraîne l'exposition des tissus pulmonaires et d'autres organes [8].

Dans la plupart des régions du monde, notamment en Amérique du Nord, en Europe et en Chine, des études épidémiologiques menées dans les habitations ont montré que le radon est un cancérigène pulmonaire. Il est classé comme la deuxième cause de cancer du poumon après le tabac [9]-[14]. Ces études ont démontré une corrélation significative entre le risque de cancer du poumon et l'exposition au radon. Depuis la reconnaissance du caractère cancérigène du radon par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC), l'exposition au radon (et à ses conséquences) est devenue un problème de santé publique dans le monde [15]-[17]. Au Cameroun, l'exposition au radon et ses descendants n'a pas encore été reconnue comme un problème national de santé publique au même titre que le paludisme, le VIH/SIDA, la tuberculose etc. Cependant, plusieurs études ont déjà été menées dans plusieurs localités du pays et d'autres sont en cours de réalisation. La plupart des localités étudiées étaient généralement des villes à exploitation minière ou à fort potentiel minier. Les dispositifs de mesure du radon étaient pour la plupart des détecteurs de traces nucléaires. Saidou et al. (2014, 2015, 2019)[17]-[20], Ndzana Nkoulou et al. (2019) [21], ont mesuré les concentrations de radon, de thoron et leurs descendants et évalué les risques liés à ces concentrations dans les habitations des villes telles que Poli, Lolodorf et Bétaré-Oya. Takoukam et al. (2019) [22] et Bineng et al. (2020) [23] ont mesuré et évalué le risque lié à l'exposition au radon dans les habitations des villes de Douala et d'Eseka respectivement. Les résultats obtenus ont montré des valeurs moyennes arithmétiques et géométriques supérieures aux valeurs moyennes recommandées par l'UNSCEAR 2000 [24]. Malgré toutes ces études, la quantité de données recueillies jusqu'à présent sur l'exposition au radon ne couvre pas encore toute l'étendue du territoire camerounais. Partant de ce constat, les autorités camerounaises, en collaboration avec l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA), ont initié en 2017 une enquête nationale sur l'évaluation de l'exposition au radon sur l'ensemble du territoire. Ce projet vise à terme à établir une cartographie des concentrations moyennes de radon-222 au Cameroun afin de pouvoir mettre en place une stratégie et un politique nationales de gestion des risques liés à l'exposition au radon. Dans le cadre de la mise en œuvre de ce projet, des localités ont été choisies dans les 10 régions du pays

en fonction des paramètres tels que la superficie, le nombre d'habitant, le type d'habitation, la géologie des sols, etc. Notre étude, intitulée « *Etude préliminaire des concentrations du radon-222 (^{222}Rn) et de l'évaluation du risque de cancer du poumon dans les habitations : le cas d'Ebolowa, région du Sud-Cameroun* », a pour principal objectif de déterminer à l'aide des détecteurs de radon-222 de type Radtrak2, les concentrations de ce gaz radioactif dans les habitations afin d'évaluer le risque de cancer des poumons auprès des populations de la ville d'Ebolowa. Pour atteindre cet objectif nous avons :

1. déterminé les concentrations de radon-222 dans les habitations de la ville d'Ebolowa à l'aide des Radtrak2, qui sont des dispositifs qui mesurent uniquement le radon-222 dans les habitations.
2. évalué la dose effective annuelle reçue par les populations, du fait de l'inhalation du radon-222 accumulé dans les habitations de la ville d'ebolowa.
3. estimé le risque de cancer du poumon dû à l'inhalation du radon-222, auquel sont exposées les populations de la ville d'Ebolowa. A cet effet le facteur risque croissant de cancer du poumon au cours de la durée de vie ou l'Excess Lifetime Cancer Risk (ELCR) a été calculé et comparé aux valeurs obtenues dans d'autres études réalisées dans d'autres régions du monde.

Le présent travail comporte trois chapitres. Au premier chapitre, nous présentons les généralités sur les désintégrations radioactives, l'exposition au radon, les mécanismes d'accumulation du radon dans les habitations et le risque de cancer des poumons dû à l'inhalation du radon. Il présente aussi la radioactivité ambiante, les différents appareils qui sont utilisés dans la campagne de mesure du radon dans l'environnement et les habitations. Le deuxième chapitre est consacré au matériel et aux méthodes utilisées dans ce travail. Le troisième chapitre présente les résultats des mesures des concentrations du radon dans les habitations, les analyses et les discussions. Ce travail s'achève par une conclusion générale et des perspectives envisagées comme suite des travaux.

REVUE DE LA LITTÉRATURE SUR L'EXPOSITION AU RADON

Introduction

Le radon-222 est issu de la chaîne de désintégration de l'uranium-238 (^{238}U). Il est le gaz rare radioactif le plus abondant dans la nature, en raison de fortes teneurs en l'uranium-238 présentes dans la croûte terrestre (30-40 mg/kg). Émetteur alpha, il peut facilement migrer du sol pour se retrouver à l'air libre. Les niveaux de concentration du radon-222 dans l'air peuvent varier de quelques Bqm^{-3} à plusieurs centaines ou même milliers de Bqm^{-3} suivant la géologie du site étudié. Ce chapitre présente les propriétés générales du radon, les différents processus de concentration du radon dans les sols, les habitations et dans l'atmosphère. Il présente aussi la radioactivité ambiante, les différents appareils qui sont utilisés pour la mesure du radon (^{222}Rn) dans l'environnement et les habitations, les principes de réduction du radon et l'exposition aux rayonnements gamma ambiants.

1.1 Généralités sur le phénomène de radioactivité

La radioactivité est un phénomène naturel par lequel un noyau atomique se transforme en un ou plusieurs noyaux fils, émettant des particules matérielles (alpha, bêta, neutron) ou des particules immatérielles (gamma). Ce phénomène est également connu sous le nom de désintégration radioactive. Les plus connus des modes de désintégration radioactive sont : la désintégration bêta, la désintégration alpha et l'émission gamma [25]

1.1.1 La désintégration alpha (α)

La désintégration α consiste en la transformation d'un noyau instable en un noyau fils. Pour tendre vers la stabilité, ces isotopes doivent faire diminuer leur masse. Ce type de radioactivité concerne surtout les noyaux lourds, ceux dont le nombre de nucléons est supérieur à 200. Les particules α émises sont assimilables aux noyaux d'hélium-4, particulièrement stables, doublement magiques, parce que composés de 2 neutrons et 2 protons. La désintégration α peut être représentée par les relations :



Si le rayonnement alpha emporte avec lui l'intégralité de l'énergie en excès dans le noyau père, le noyau fils est produit dans son état dit « fondamental ». Dans ce cas, le rayonnement alpha est monoénergétique. Ce type de radionucléide est appelé émetteur « pur ».

1.1.2 La désintégration bêta (β)

Les désintégrations β se caractérisent par une modification de la nature d'un nucléon. Cette modification n'entraîne pas de variation du nombre de masse A. Le noyau engendré est isobare du noyau instable initial. La transformation est qualifiée d'isobarique. C'est un processus géré par l'interaction faible, ne concernant qu'un nucléon à l'intérieur du noyau [25], [26].

1.1.2.1 La désintégration β^-

La désintégration β^- consiste en la transformation d'un noyau instable ${}^A_Z X$, émetteur β^- qui présente un excès relatif de neutrons en un noyau isobare ${}^A_{Z+1} Y^*$. [25], [26]



Lors d'un processus isobarique qui modifie leur structure interne, un neutron (${}^1_0 n$) se

convertit en proton (1_1P) en éjectant simultanément un électron (${}^0_{-1}e$) et un antineutrino (${}^0_0\bar{\nu}$)[27]. Conformément à la loi de conservation de la charge électrique, on peut écrire :



1.1.2.2 La désintégration β^+

La désintégration β^+ consiste en la transformation d'un noyau instable A_ZX , émetteur β qui présente un excès relatif de protons en un noyau isobare ${}^A_{Z-1}Y^*$ suivant la réaction :



Dans cette désintégration, un proton (1_1P) se convertit en neutron (1_0n) en émettant en même temps un positon (${}^0_{+1}e$) ainsi qu'un neutrino (${}^0_0\nu$)[25]-[27]. Conformément à la loi de conservation de la charge électrique, on peut écrire :



Dans l'émission β^+ , comme celle β^- , le positon et le neutrino se partagent l'énergie disponible.

1.1.3 Désexcitation gamma (γ)

Suite à une désintégration, le noyau fils AY peut se trouver dans un état excité ${}^AY^*$. Sauf cas très particulier des noyaux métastables. Celui-ci se désexcite instantanément, en général par émission d'un rayonnement électromagnétique que l'on nomme rayonnement γ [25], [26]. La désexcitation du noyau peut être représentée par la relation :



1.2 Origine du radon

On attribue la présence de la radioactivité dans l'environnement à deux origines : naturelle et artificielle. La radioactivité naturelle provient d'une soixantaine de radionucléides de la croûte, de la biosphère et de l'atmosphère terrestre, dérivés de l'interaction entre le rayonnement cosmique et l'atmosphère[25], [28]. Le radon est un gaz inerte formé par la désintégration radioactive de l'uranium-238 présent dans les roches et les sols de la croûte terrestre[29]. Dès l'année 1899, Pierre et Marie Curie observèrent un dépôt actif dû au radium qui persistait pendant près d'un mois en l'absence de source[1], [30]. La découverte du radon n'arriva qu'un an après, grâce à Friedrich Ernst Dorn, un chercheur allemand, qui le baptisa «émanation de radium » (RaEm). D'autres expériences réalisées par Robert Owens en 1899 et par Ernest Rutherford en 1900[3], [30] sur les radiations d'oxydes de thorium révélèrent l'émission d'un autre gaz radioactif dont la radioactivité subsistait plusieurs minutes. Ce gaz fut nommé «émanation» et par la suite « émanation de thorium » (ThEm). En 1903, des émanations similaires provenant de l'actinium furent découvertes par André-Louis Debierne et appelées « émanation d'actinium » (AcEm)[4], [30]. A partir de l'année 1920, ces trois émanations furent appelées respectivement radon, thoron et actinon, suivant leurs origines respectives : radium (^{226}Ra), thorium (^{232}Th) et actinium (^{227}Ac). En fait, ce sont les isotopes naturels d'un même radioélément : le radon (^{86}Rn). Ce dernier est le troisième élément radioactif naturel découvert après le radium et le polonium. En particulier, c'est le seul radioélément sous forme gazeuse à l'état naturel, ce qui lui permet de facilement diffuser dans l'environnement et d'être présent dans l'air.



FIGURE 1.2.1 – Le radon 222 [31]

1.2.1 Formation du radon-222

Le noyau instable de radium se désintègre en noyau de radon en émettant une particule α d'énergie cinétique de 4.8 MeV selon la réaction suivante :



L'activité $A(t)$ représente le nombre de désintégrations par unité de temps de cet élément comportant $N(t)$ noyaux radioactifs à l'instant t ,

$$A(t) = \frac{-dN(t)}{dt} = \lambda N \quad (1.2.2)$$

Où λ représente la constante de décroissance radioactive du radioélément (en s^{-1}).

Le nombre d'atomes du radon ainsi que son activité sont donnés en fonction de l'activité du radium. En effet, soient $N_{Ra}(t)$ et $N_{Rn}(t)$ les nombres de noyaux de radium et de radon présents à l'instant t . Les variations respectives du nombre de noyaux de radium $N_{Ra}(t)$ et

du radon $N_{Rn}(t)$ pendant un temps dt sont données par :

$$dN_{Ra} = -\lambda_{Ra}N_{Ra}(t)dt \quad (1.2.3)$$

$$dN_{Ra} = \lambda_{Ra}N_{Ra}(t)dt - \lambda_{Rn}N_{Rn}(t)dt \quad (1.2.4)$$

$$\lambda_{Ra} = 1.358 \times 10^{-11} s^{-1} \text{ et } \lambda_{Rn} = 2.100 \times 10^{-6} s^{-1} \quad (1.2.5)$$

sont respectivement les constantes radioactives du radium et du radon. Les solutions de ces équations sont obtenues en supposant qu'à l'origine $t = 0$, le nombre de noyaux de radon est nul et que le nombre de noyaux de radium est N_{Ra0} vaut :

$$N_{Ra}(t) = N_{0Ra} \exp(-\lambda_{Ra}t) \quad (1.2.6)$$

$$N_{Rn}(t) = N_{Ra} \frac{\lambda_{Ra}}{\lambda_{Rn} - \lambda_{Ra}} (\exp(-\lambda_{Ra}t) - \exp(-\lambda_{Rn}t)) \quad (1.2.7)$$

Le nombre de noyaux de radon formés ainsi que son activité en fonction de l'activité du radium $A_{Ra}(t)$ sont déduites des relations (6) et (7) précédentes donnant :

$$N_{Rn}(t) = A_{Ra}(t) \frac{1}{\lambda_{Rn} - \lambda_{Ra}} (1 - \exp(\lambda_{Ra} - \lambda_{Rn})t) \quad (1.2.8)$$

$$A_{Rn}(t) = A_{Ra}(t) \frac{\lambda_{Rn}}{\lambda_{Rn} - \lambda_{Ra}} (-\exp(\lambda_{Ra} - \lambda_{Rn})t) \quad (1.2.9)$$

A partir de l'équation (9) le radon sera en équilibre radioactif avec le radium ($A_{Rn} = A_{Ra}$) lorsque $t = 65.857$ jours, mais au bout de 13 jours on atteint un équilibre de 90%.

1.2.2 Propriétés des trois isotopes naturels du radon

Le radon est un gaz rare, inerte, inodore, incolore et environ 7,5 fois plus lourd que l'air. Ses températures de fusion (-71°C) et d'ébullition (-62°C) sont les plus élevées parmi tous les gaz rares[5], [30]. Dans les conditions normales de température et de pression, le radon est un gaz monoatomique de densité $9,73 \text{ kg/m}^3$ à 0°C . Il a un coefficient de diffusion dans l'air qui est de $0,1 \text{ cm}^2\text{s}^{-1}$ avec une pression critique de 62 atm pour une température de 105°C [7], [32]. Le radon est présent en permanence dans l'atmosphère terrestre. La quantité de radon qui se repond dans l'atmosphère est estimée négligeable. La seule voie de désintégration du radon est celle de la décroissance radioactive[8], [32]. Il peut représenter un danger en cas de concentrations importantes dans des endroits fermés. La solubilité du radon dépend du fluide et de la température. En général, elle diminue en fonction de la température, et présente une valeur plus élevée dans les milieux organiques que dans l'eau. Le radon s'absorbe facilement sur certains solides comme le charbon actif, souvent utilisé comme piège afin de purifier en radon un volume de gaz. L'élément ^{86}Rn se compose d'environ 33 isotopes différents (3 naturels et 30 artificiels), tous radioactifs, avec une gamme de masses atomiques allant de 195 à 228. Parmi ces radioisotopes, les trois plus importants sont ceux des familles radioactives naturelles, le ^{222}Rn (radon), le ^{220}Rn (thoron) et le ^{219}Rn (actinon)[30], [32].

1.2.2.1 Le radon Rn-222

Le radon-222 (^{222}Rn), issu de l'uranium (^{238}U), est le plus abondant dans la nature, en raison de la teneur de l'uranium-238 dans la croûte terrestre ($30\text{-}40 \text{ mg kg}^{-1}$) et surtout de sa période relativement longue de 3,82 jours, ce qui lui permet de migrer facilement à l'air libre. Les niveaux de radioactivité en radon de l'air peuvent varier de quelques Bqm^{-3} à plusieurs centaines ou même milliers suivant le site géographique. Chimiquement, le radon est un gaz inerte monoatomique appartenant à la famille du groupe VIII dans la classification périodique de Mendeleiev. Il présente une configuration électronique très stable ($5s^2 4d^{10} 5p^6 6s^2 4f^{14} 5d^{10} 6p^6$), et interagit de ce fait difficilement avec d'autres élé-

ments chimiques dans les conditions ambiantes de température et de pression. Incolore et inodore, son potentiel d'ionisation est égal à 10.75 eV. C'est le gaz le plus lourd connu, avec une densité de 9.72 g.l^{-1} à 0°C , mais il reste facile à inhaler avec tous les autres gaz. Le Radon-222 est un émetteur α : 5.486 MeV(100%) et 4,983 MeV ($8 \times 10^{-2}\%$). Ses descendants immédiats : ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi et ^{214}Po ont de courtes périodes - la plus longue est celle du ^{214}Pb : 26.8 min -leur permettant ainsi de se mettre rapidement en équilibre avec leur élément parent. Dans ce groupe il y a émission de particules α et β et des rayonnements γ . Les principales raies γ émises sont dûes aux ^{214}Pb et ^{214}Bi . Le spectre de ces γ est très large allant des faibles aux hautes énergies[33].

1.2.2.2 Le thoron Rn-220

Le thoron (^{220}Rn) est issu de la série du thorium-232 (^{232}Th) dont la teneur dans les sols et les roches est plus élevée (3 à 4 fois) que celle de l'uranium-238. Cette série est caractérisée par le nombre de masse $A=4n$. Elle subsiste encore dans la nature en raison de la longue demi-vie, 1.405×10^{10} a du père de la famille le ^{232}Th . Cependant, il est moins abondant que le radon-222 à cause de sa demi vie assez courte, environ 55,6 s. Les valeurs typiques de l'activité du thoron dans un espace confiné ou à l'air libre varient de $0,1 \text{ Bq/m}^{-3}$ à quelques Bq m^{-3} [30]. Le thoron, sous forme de gaz, peut migrer et diffuser facilement créant un état de déséquilibre dans la famille du thorium-232h. Mais en raison de sa très courte période (55.6 s) son importance sur le plan exposition radiologique se trouve réduite. Son flux du sol, $1,5 \text{ Bq m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ($40 \text{ pCi m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), est plus important par rapport aux autres isotopes à cause de l'abondance du ^{232}Th dans la croûte terrestre[34], [35]. La mesure du thoron est délicate à cause de sa courte période[33].

1.2.2.3 L'actinon Rn-219

L'actinon (^{219}Rn) est l'isotope membre de la série de l'actinium qui commence par le radioélément uranium-235 (^{235}U) qui a la plus longue période. Il est le moins abondant dans la nature, dû à la faible teneur en ^{235}U de la croûte terrestre ($\sim 0,2 \text{ mg kg}^{-1}$) et à sa période très

courte d'environ 4s. Il est complètement négligeable dans le cadre de nos expériences[30]. Cette série est caractérisée par un nombre de masse $A=4n+3$. Dans cette famille, il y a émission de particules α et β et des raies γ (tableau I. 2), mais sur le plan radioprotection, elle ne joue pas de rôle important en raison de la faible abondance isotopique de ^{235}U . Cette chaîne se termine par un isotope stable du plomb qui est le ^{207}Pb .

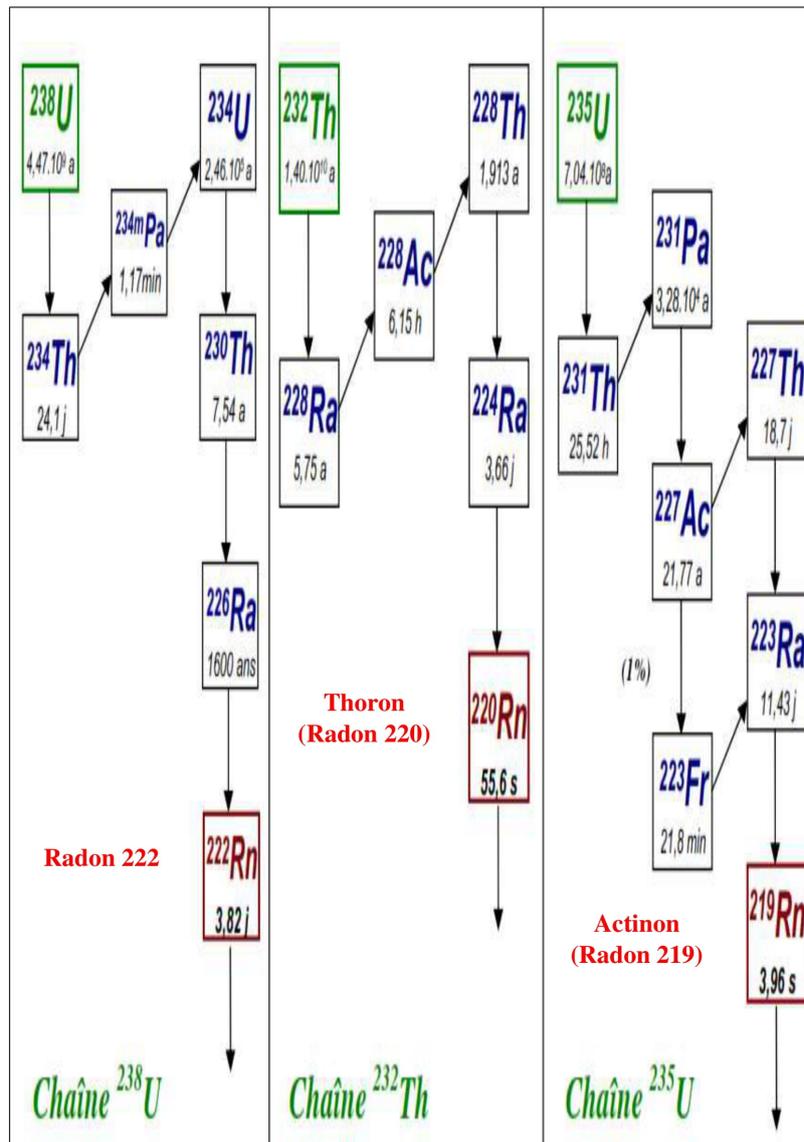


FIGURE 1.2.2 – Les principaux isotopes du Radon [32]

1.3 Radon dans l'environnement

1.3.1 Processus d'émanation

L'émanation est le processus qui permet au radon de sortir de la roche où il est contenu. L'uranium et le radium étant inclus dans les grains des roches, le radon gazeux peut s'échapper du grain selon deux mécanismes : L'énergie de recul (énergie cinétique) lors de la désintégration ou la diffusion à partir de la surface de la phase solide. Le mécanisme de recul est le phénomène le plus important dans l'émanation du radon. Au moment de la désintégration du radium, le noyau de l'atome de radon néoformé acquiert une énergie dite de recul qui se traduit par un déplacement de l'atome de radon dans la direction opposée à celle de la particule alpha émise par l'atome de radium[36]. Le radon va alors migrer, toujours par différence de concentration, dans l'espace libre des pores de la roche. L'émanation est d'autant plus forte que la surface d'échange roche-air sera grande, et donc la porosité sera élevée et la microfacturation intense [39]. La présence d'eau dans les pores favorise l'émanation du radon, qui va émaner ainsi en plus grande proportion à partir d'un matériau saturé en eau, qu'à partir du matériau sec[37]-[40].

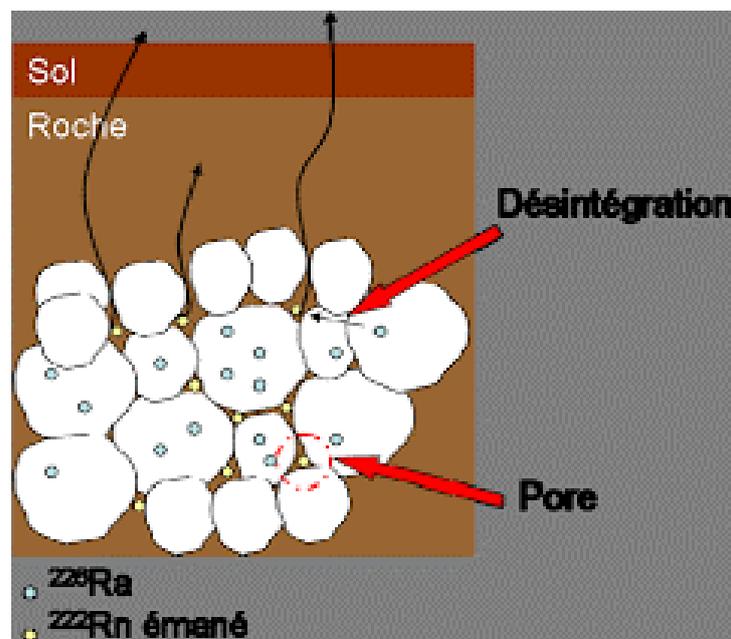


FIGURE 1.3.1 – Descriptions du processus d'émanation du radon [41]

1.3.2 Facteur d'émanation

Le facteur d'émanation d'un sol dépend de la texture de celui-ci. De plus, la distance de recul n'est pas la même dans l'eau que dans l'air, la probabilité de piégeage dans un grain voisin diminue avec la quantité d'eau présente dans les pores. De ce fait, il apparaît que la quantité émanée dépend fortement de l'humidité, la taille des grains, la localisation du radium dans le grain ainsi que la concentration du radium [45]. Le tableau 1 ci-dessous présente les différents facteurs d'émanation en fonction du milieu où se trouve le radon.

TABLEAU 1.3.1 – Facteurs d'émanation de certaines matrices.

Matrice	Facteur d'émanation	
	Valeur moyenne	Gamme
Sol	0,1	0,01 - 0,5
Roches	0,08	< 0,01 - 0,3
Béton	0,15	0,1 - 0,4
Briques d'argile	0,04	0,02 - 0,1
Matériaux de construction	0,05	< 0,01 - 0,3

1.3.3 Phénomène de recul

La désintégration d'un atome de radium conduit à la formation d'un atome de radon qui acquiert une énergie cinétique équivalente à 86 keV [41]-[43]. Cette énergie, également appelée énergie de recul, va lui permettre de parcourir une distance finie qui dépend de la composition et de la densité du milieu traversé. Les atomes de radon ainsi formés dans la phase solide à une profondeur inférieure à la distance de recul dans ce milieu peuvent donc atteindre un pore. Le recul étant équiprobable dans toutes les directions, seul une partie de ces atomes pourra s'échapper de la phase solide. Une fois dans un pore, l'atome de radon peut parcourir une distance R_m qui dépend de son énergie de recul résiduelle et de la nature du fluide. Dans certains cas (pores étroits contenant de l'air par exemple) l'atome de radon peut traverser le pore et s'insérer dans la paroi opposée. Ce mécanisme est en général considéré comme le mécanisme prépondérant de l'émanation. Le parcours du radon peut donc être exprimé par la relation suivante[44]-[47], :

$$Rm = a \frac{1}{\rho} \sum_{i=1}^n Q_i \left(\frac{A_i}{S_{i,air}} \right) \quad (1.3.1)$$

où

- Rm est le parcours de l'atome radon dans un milieu (nm),
- a est une constante déterminée expérimentalement ($a_{Rn} = 5700$),
- Q_i est le pourcentage atomique de l'élément i ,
- A_i est la masse atomique de l'élément i ,
- ρ est la densité du milieu,
- $S_{i,air}$ est le pouvoir d'arrêt de l'élément i relatif à celui de l'air

Il faut relever que la migration du radon par le phénomène de recul n'est possible que pour des atomes formés dans la couche externe du minéral d'épaisseur Rm . Le pouvoir d'arrêt nucléaire est effectivement d'environ un ordre de grandeur supérieur au pouvoir d'arrêt électronique à ces énergies [54].

1.4 Transport du radon à travers les pores

Les atomes de radon libérés du réseau cristallin peuvent migrer par trois principaux mécanismes sur des distances allant jusqu'à une dizaine de mètres par heure.

1.4.1 Le transport par diffusion

La diffusion est le premier processus de transfert du radon dans le sol, qui résulte d'un gradient de concentration en radionucléide. A proximité de la surface du sol, le déséquilibre entre l'atmosphère, pauvre en radon et le sol, génère une migration du sol vers l'atmosphère. L'essentiel du radon observé à proximité immédiate du sol est issu des minéraux constituant ce sol [38], [48].

1.4.2 Le transport par advection/convection

Le radon, qui n'a pas de mobilité propre (gaz dense, pas de réaction chimique, concentration infime), ne doit sa mobilité qu'à celle des gaz du sol (gaz carbonique et azote principalement) et de l'eau du sol qui le transportent. La circulation du gaz dans la zone non saturée du sol se fait par différence de pression (advection) ou par différence de température (convection). La pression est en effet plus grande en profondeur qu'en surface et la température plus élevée en profondeur qu'en surface[38].

1.4.3 Le transport par les fluides interstitiels

En parallèle aux mécanismes de transport décrits ci-dessus, il convient de considérer le phénomène de sorption/ désorption du radon au niveau de certaines phases solides. La sorption tend à limiter la migration du radon puisque les solides sont généralement immobiles. La désorption peut par contre être à l'origine de l'exhalation de bouffées de radon, suite par exemple à un brusque changement de teneur en eau du milieu poreux ou de sa température[37]. Comme réseau de transport, le radon va emprunter les voies de dégazage naturel et de circulation d'eau via les fissures, diaclases, fractures et failles qui fragmentent la croûte terrestre. La vitesse de transport par advection/convection est plus importante que par diffusion. En outre, les zones où se font les circulations de gaz sont des zones de plus grandes perméabilités, qui ont été généralement utilisées pour la circulation de fluides dans le passé, au cours de l'histoire géologique. Elles sont relativement enrichies en uranium, et possèdent donc un pouvoir émanateur important. A l'aplomb des failles, la quantité de radon émise par le sol est donc importante[38], [49].

1.5 Processus d'exhalation du radon

Le terme exhalation regroupe les deux étapes, émanation et transport du radon. Seule une infime partie de radon émise par les grains des roches va atteindre l'atmosphère. L'essentiel ayant disparu par désintégration radioactive pendant le parcours dans le sol[38],

[50]. L'exhalation fait en sorte que les couches superficielles soient appauvries en radon sur une certaine profondeur. Tout se passe comme si tous les atomes de radon émanés de cette fraction du sol étaient exhalés. Le flux moyen d'exhalaison à la surface des continents est de l'ordre de 10 000 atomes de radon-222 par mètre carré (m^2) et par seconde (s^{-1})[38].

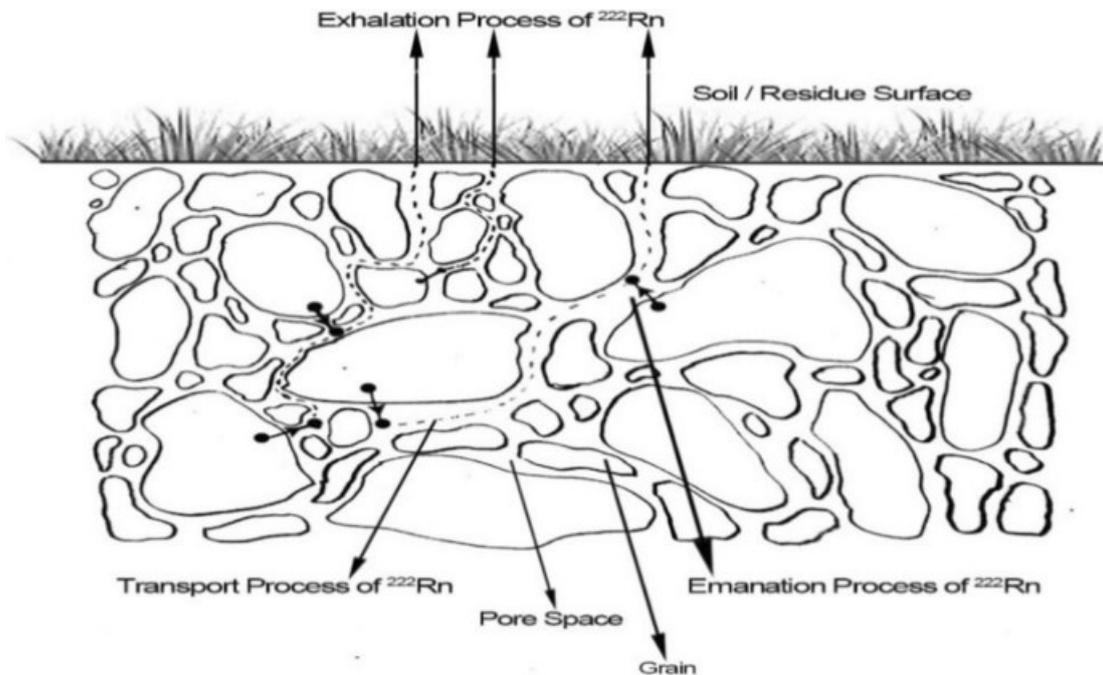


FIGURE 1.5.1 – Processus d'exhalation du Radon [38]

L'exhalation du radon en surface du sol et sa concentration dans l'atmosphère sont variables selon les changements des paramètres météorologiques tels que les précipitations, la pression atmosphérique, la vitesse du vent ou la température. Une diminution de pression atmosphérique entraîne une croissance du flux de radon à la surface du sol. Une croissance de la vitesse du vent a pour conséquence d'accentuer les turbulences dans les basses couches atmosphériques et entraîne une baisse de la concentration en radon dans l'atmosphère. Une sécheresse importante peut entraîner, par exemple, la dessiccation du sol et la formation de fissures le long desquelles le radon migre alors plus facilement vers la surface, en particulier si le sol est riche en smectites (argiles meubles)[38]. L'influence de l'humidité du sol est fonction des caractéristiques physiques de celui-ci. Après un événement pluvieux, la concentration en radon dans le sol tend à augmenter du fait d'une émanation plus importante, tandis que le flux de radon en surface du sol diminue[51].

1.6 Radon Dans les habitations

Lorsque le radon s'infiltré dans un espace clos telle une maison, il peut s'accumuler à des concentrations élevées et représenter alors une préoccupation pour la santé. Il peut s'infiltrer dans une maison par toute ouverture en contact avec le sol : les fissures dans les murs de fondation et les dalles de plancher, les joints de construction, les ouvertures autour des branchements et des poteaux de soutien, les puits de fenêtre, les siphons de sol, les puisards et les cavités dans les murs[52], [53]. Il peut aussi provenir dans une moindre mesure des matériaux de construction et de l'eau de distribution. La concentration du radon dans l'air d'une habitation dépend ainsi des caractéristiques du sol mais aussi du bâtiment et de sa ventilation. Elle varie également selon les habitudes de ses occupants en matière d'aération et de chauffage. Les parties directement en contact avec le sol sont celles à travers lesquelles le radon entre dans les habitations avant de gagner les pièces habitées[54].

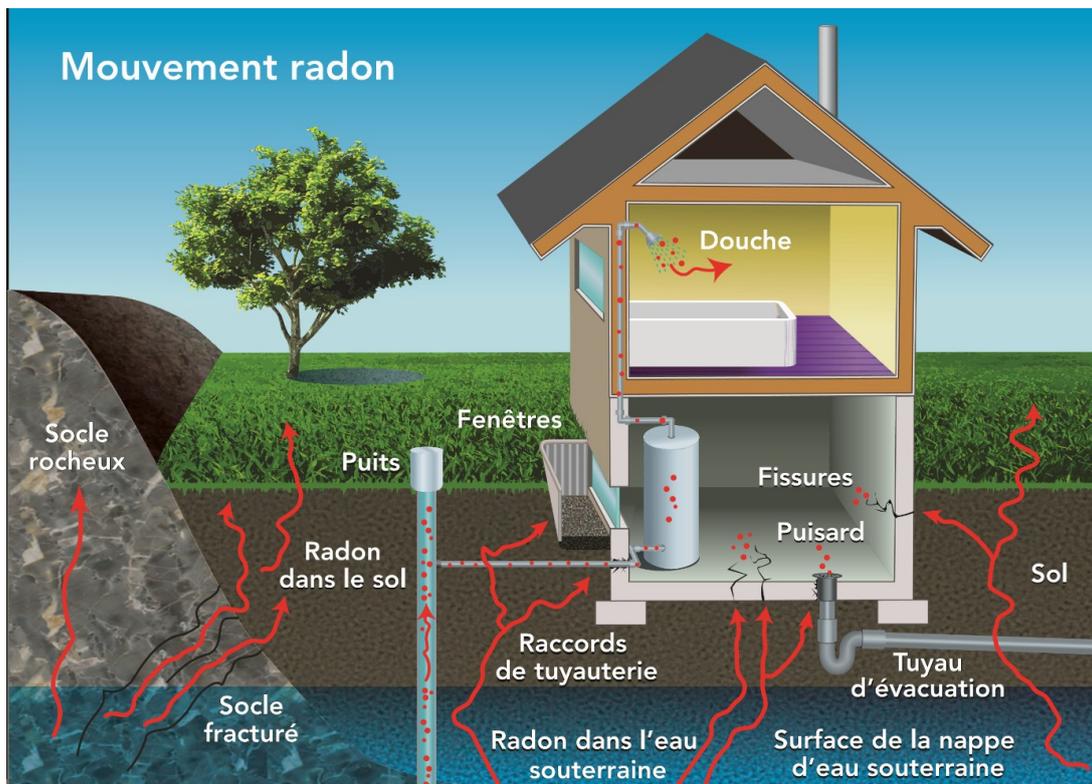


FIGURE 1.6.1 – Présentation des différentes voies d'infiltration du radon dans les habitations[53]

Bien que généralement moins préoccupant, le dégazage de radon dissous dans l'eau

constitue une autre source potentielle de ce gaz dans les maisons possédant des puits d'eau souterraine. Le seul risque connu pour la santé associé à l'exposition de longue durée au radon est un risque accru de développer un cancer du poumon. Le niveau de risque dépend de la concentration de radon et de la durée de l'exposition. Bien que le radon soit présent en quantité variable dans toutes les maisons, la seule façon d'en connaître la concentration est de la mesurer. Comme la principale source de radon dans les maisons est le sol sur lequel elles ont été construites, il est plus probable que les concentrations plus élevées de radon se trouvent aux étages inférieurs de ces maisons.

1.7 Radon dans les matériaux de construction

Les radionucléides contenus dans les matériaux de construction provoquent une exposition aux rayonnements par l'émission de rayonnement gamma et l'inhalation de radon libéré dans les pièces. La principale source de radon à l'intérieur des habitations est le sol et les roches sous-jacentes au bâtiment. Pour les niveaux élevés de concentration de radon dans les habitations, une contribution mineure provient des matériaux de construction et de l'eau des puits, ces contributions qui peuvent être relativement plus importantes en cas de faibles niveaux de radon dans les habitations **Saidou2015**, [19], [20], [55]. Cependant, depuis les années 1980, certains matériaux de construction ont été reconnus comme des sources possibles de concentrations élevées de radon. On peut citer, les matériaux de construction contenant du gypse sous-produit [18], [21], le béton contenant du schiste d'alun [23] et les briques faites avec de la terre et des roches avec des niveaux élevés de radioactivité naturelle comme les tufs volcaniques et la pouzzolane [22].

Par ailleurs, chaque matériau de construction issu de matière première minérale ou de roches naturelles selon l'origine géologique contient une part d'uranium et de radium naturel. Lorsque l'uranium et le radium se désintègrent, le radon et ses produits de désintégration se forment et se libèrent des matériaux de construction pour se retrouver dans les habitations. Selon des découvertes récentes, cinq à dix pour cent (5% à 10%) des cas de cancer du poumon dans la population allemande peuvent être attribués à l'exposition au radon dans

les bâtiments [4]. Les matériaux de construction, comme par exemple les briques en béton sont généralement constitués de matériaux agrégés tels que du sable, du gravier, de l'argile, de la chaux, du béton ou des matériaux similaires. Si des résidus de processus industriels par exemple les scories provenant de la fonte des métaux ou les boues provenant du traitement de l'eau, qui contiennent plus d'uranium et de radium sont utilisées comme agrégats, la quantité de radon qui passe des matériaux de construction dans les habitations peut augmenter. Il est actuellement question de savoir si les matériaux de construction en terre cuite ou non cuite peuvent entraîner des expositions aux rayonnements critiques pour la santé, car l'argile non cuite peut émettre le gaz radioactif thoron dans l'air intérieur. Contrairement au radon dont la présence dans les bâtiments et les effets sur la santé ont été bien étudiés, le thoron nécessite des recherches supplémentaires pour faciliter une évaluation fiable de ses implications sur la santé [4], [6].

1.8 Exposition par inhalation du radon

On estime que la radioactivité naturelle contribue à plus de deux tiers à l'exposition des populations aux rayonnements radioactifs. Cette exposition est due, pour une large part, à l'inhalation des descendants radioactifs émetteurs alpha principalement du ^{222}Rn provenant de l'uranium présent dans la nature (sol, éléments de construction, eau...).

L'origine de l'exposition au radon est liée à l'inhalation du radon et de ses descendants émetteurs alpha présents dans l'air que nous respirons et leur dépôt dans les voies respiratoires selon leur taille. L'énergie communiquée aux tissus pulmonaires lors de la désintégration alpha contribue ainsi majoritairement à la dose apportée au poumon et au risque induit de cancer broncho-pulmonaire. L'exposition au radon dans les mines est exprimée en Working Levels Months (WLM), tandis que dans les habitations on utilise généralement les mesures de concentrations volumiques en radon, exprimées en Bq m^{-3} [6].

L'exposition au radon se fait selon le scénario suivant : un mélange du gaz radon et de ses descendants est inhalé. Par ailleurs ses descendants qui sont des particules solides, sont aussi retenus dans le système respiratoire où ils se déposent sur ces différentes voies

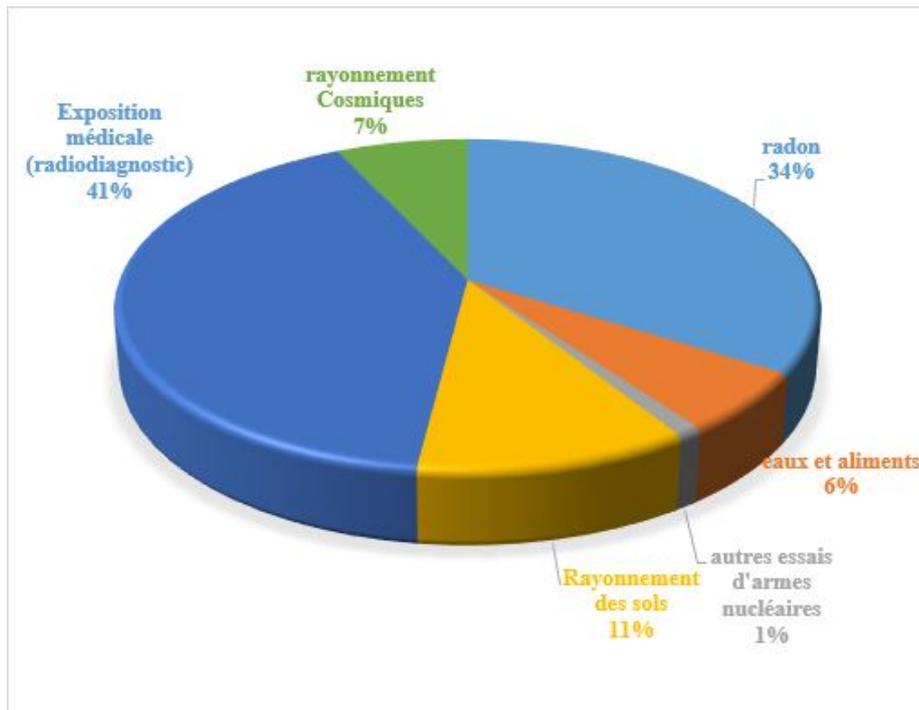


FIGURE 1.8.1 – Exposition aux rayonnements naturels[41]

et particulièrement sur les cellules basales de l'épithélium bronchique et pulmonaire. Là, ils continuent à se désintégrer et émettent des particules alpha qui produisent de petits jets d'énergie, laquelle est absorbée par les tissus environnants. Cette énergie endommage ou détruit les cellules pulmonaires ce qui peut entraîner un cancer lorsque les cellules endommagées se reproduisent. Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) de l'Organisation Mondiale de la santé (OMS) a reconnu depuis 1987 le radon comme cancérigène pulmonaire pour l'homme [4], [6].

Il existe encore des difficultés à caractériser les doses permettant de quantifier l'impact des rayonnements ionisants sur les tissus biologiques. En effet, le radon se présente comme un « casse-tête dosimétrique » en raison de la complexité de son état physique résultant de l'équilibre du gaz et des produits de filiation solides de faible période radioactive, de la faible pénétration des émissions alpha et de l'incertitude de localisation exacte des cellules sensibles aux effets des rayonnements ionisants dans le poumon.

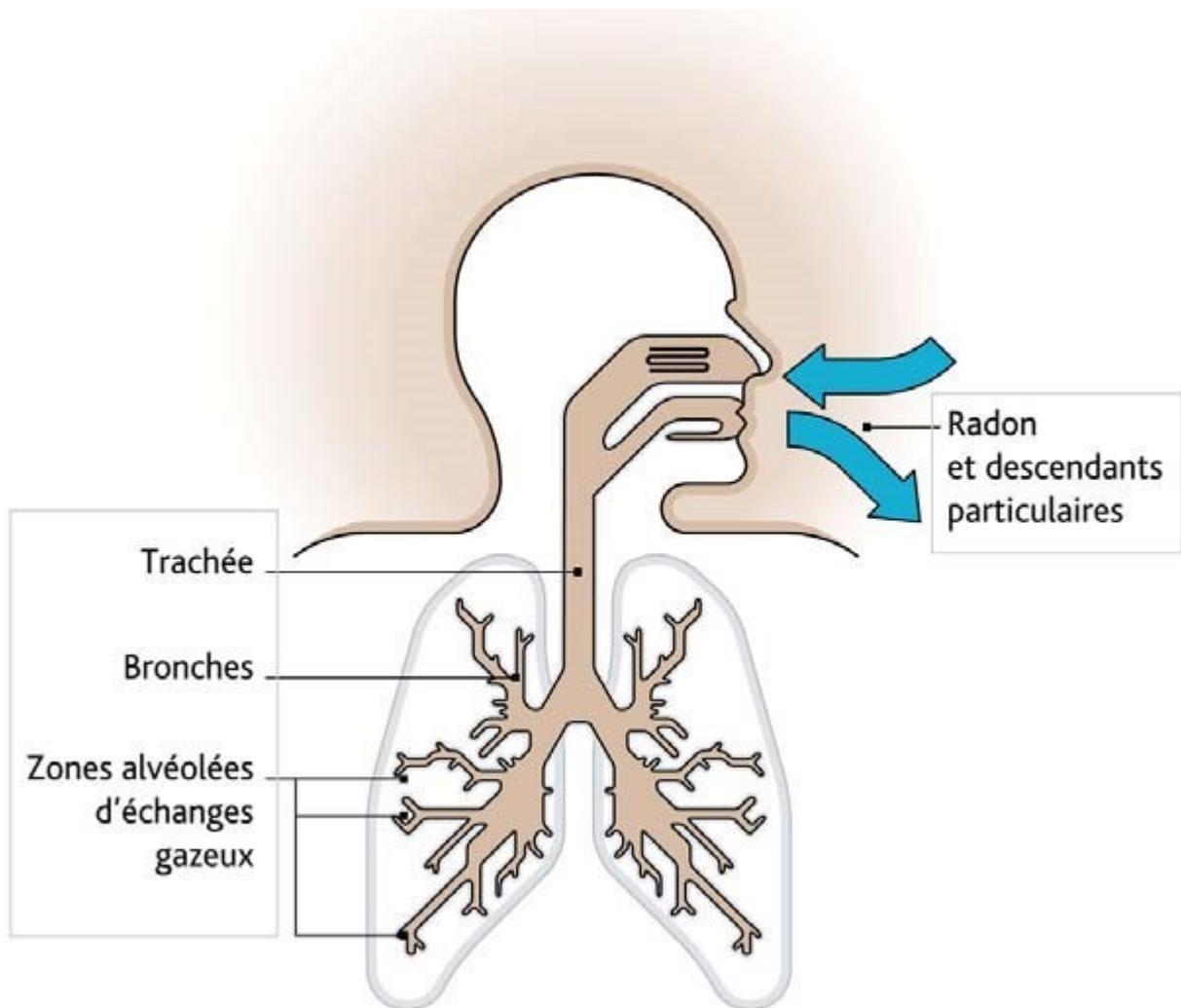


FIGURE 1.8.2 – Mécanisme d'action du radon 222 dans les poumons [41]

1.8.1 Unités de mesures utilisées

Les techniques de mesure du radon et de ses descendants ont été développées au cours des années 1950 et ont permis de mieux caractériser les expositions au radon. Les concentrations de radon dans l'air sont communément exprimées en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Cette unité est utilisée pour exprimer l'exposition domestique. L'exposition au radon peut être exprimée en Working Level Month (WLM) dans les milieux professionnels et plus particulièrement chez les mineurs d'uranium. Cette unité exprime l'effet cumulatif de l'exposition professionnelle. Le WLM est le produit d'une concentration en énergie potentielle de particules alpha, s'exprimant en WL (Working Level), et du temps d'exposition exprimé en nombre de mois de

170 heures de travail [4], [56]. Le WL est défini comme une combinaison de descendants à vie courte du radon dans un litre d'air qui entraîne une Énergie Alpha Potentielle de $1,3 \cdot 10^5$ MeV. Cette unité est issue des premières enquêtes épidémiologiques ayant étudié la relation entre l'exposition au radon et le cancer du poumon chez les mineurs d'uranium. Pour faire le parallèle avec les expositions domestiques, $1 \text{ WLM} = 3\,700 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3} \times 170 = 6,29 \cdot 10^5 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$. Le Comité sur les Effets Biologiques des Rayonnements Ionisants (BEIR) indique qu'une exposition au radon pendant un an à 1 WLM dans une mine équivaut à une exposition domestique pendant 1 an à $230 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ [17], [56]. Ces valeurs tiennent compte de plusieurs facteurs dont le débit respiratoire et la durée de séjour dans une atmosphère donnée (2 000 heures par an pour les mineurs et 7 000 à 8 000 heures par an pour la population générale) [56].

1.9 Mesure du Radon

De nombreuses techniques et instruments sont utilisés pour la mesure du radon et de ses descendants dans les habitations, les lieux de travail, les zones minières et dans les mines. Ces dispositifs de mesure sont généralement fabriqués sur la base de la détection des émissions radiatives (alpha, bêta et gamma) provenant de la désintégration du radon ou de ses descendants. Le principe de fonctionnement est toujours basé sur un phénomène associé au transfert d'énergie à la matière. Pour que ce phénomène se produise, il suffit que le rayonnement puisse pénétrer dans le milieu détecteur. Les détecteurs de radon présentent ainsi des avantages et des inconvénients qui diffèrent en fonction des objectifs de l'étude à réaliser sur le terrain. Selon les caractéristiques de prélèvement, on distingue :

1.9.1 les mesures ponctuelles

Ce sont des mesures qui correspondent à des prélèvements d'échantillons instantanés, de l'ordre de quelques minutes et l'analyse est effectuée rapidement par la suite. Ce type de mesure n'a pas grand sens vu l'extrême variabilité temporelle des activités volumiques

du radon [57]. Dans le cadre de la gestion du risque radon dans les bâtiments, ce type de mesures est fréquemment utilisé lors de la phase des investigations complémentaires permettant :

- d'établir la cartographie des concentrations de radon dans un bâtiment ;
- de rechercher les sources et voies de transfert du radon

1.9.2 les mesures intégrées

Ce sont des mesures qui consistent à des prélèvements de longue période (de quelques jours à plusieurs semaines) cette technique permet de déterminer la valeur moyenne de l'activité pendant la période considérée. Par exemple, cette mesure, réalisée sur une durée d'au moins 2 mois, est utilisée pour des estimations du radon dans les bâtiments [57], [58].

1.9.3 les mesures en continu

le prélèvement est effectué de façon continue avec un pas d'échantillonnage très court (d'une minute à une heure). L'analyse de l'échantillon est faite sur place. Cette méthode permet d'enregistrer les variations temporelles de l'activité volumique [57], [58].

Les appareils de mesure du radon les plus utilisés sont des détecteurs de traces alpha (ATD), des chambres à ion électret (EIC) et des détecteurs de charbon actif (ACD). Par ailleurs d'autres dispositifs actifs sont utilisés par de nombreux pays. On peut citer entre autres des dispositifs d'intégration électronique (EID) et des moniteurs de radon continus (CRM)[6], [57], [58].

1.9.4 mesures à court terme

Dans certains cas, il peut être nécessaire d'obtenir une estimation rapide de la concentration de radon. Dans ces situations, une mesure à court terme d'une durée de moins de trois mois (ou plus généralement de 2 à 7 jours) peut être effectuée. Les mesures d'une durée de

moins de 2 jours (48 heures) ne sont généralement pas acceptables si la nécessité de prendre des mesures correctives doit être appliquée. Comme les concentrations de radon varient au fil du temps, il est fortement recommandé de confirmer le résultat de toute mesure à court terme par une mesure subséquente à long terme. Ces mesures doivent être prises au même endroit que la mesure initiale. Une seule mesure à court terme ne peut justifier la mise en place ou non de mesures d'atténuation. Dans ce cas, une mesure subséquente est toujours nécessaire à la prise de décisions en matière d'atténuation, et ce, peu importe le résultat de la mesure initiale [52].

1.9.5 mesures à long terme

Les teneurs en radon dans une maison ou un bâtiment peuvent varier considérablement au fil du temps. En effet, il n'est pas rare de voir les teneurs varier du double ou même du triple au cours d'une même journée. Les variations saisonnières peuvent être encore plus importantes. Par conséquent, une période de mesure à long terme fournira une meilleure estimation de la concentration moyenne annuelle de radon par rapport à ce que l'on obtiendrait d'une mesure de courte durée [52]. Les mesures à long terme sont d'une durée de 3 à 12 mois. Les occupants n'ont pas besoin d'apporter de changements à leur style de vie une fois les appareils de mesure installés. Il est recommandé de baser l'évaluation des teneurs en radon dans une maison ou un édifice public sur une mesure à long terme. Par ailleurs, une période de test inférieure à un mois n'est pas généralement recommandée. Bien qu'un minimum de trois mois soit recommandé, une période de douze mois serait optimale [52], [58].

1.10 Appareils de mesure du radon

Il existe plusieurs appareils de mesure du radon qui peuvent être utilisés pour effectuer des investigations dans les habitations ou dans les bâtiments. Ces appareils peuvent se grouper en deux grandes catégories : ceux pour les mesures à long terme (période de

prélèvement pouvant durer de 3 à 12 mois) et ceux pour les mesures à court terme (période de prélèvement pouvant durer moins de 3 mois, généralement de 2 à 7 jours).

1.10.1 Détecteurs de traces alpha

Les détecteurs de traces alpha (ATD) sont également appelés détecteurs solides de traces nucléaires (DSTN), ou détecteurs de traces gravées, ou détecteurs de traces nucléaires à semi-conducteurs (SSNTD). Les principaux matériaux utilisés pour les ATD sont les trois plastiques polymères suivants : poly-allyl-diglycol-carbonate (PADC) (généralement connu sous son nom commercial CR-39), film de nitrate de cellulose (CN) (noms commerciaux LR 115 et CN 85, bien que ce dernier ait été récemment abandonné), et le polycarbonate (PC) (noms commerciaux Makrofol et Lexan). Le passage d'une particule alpha à travers un ATD produit une trace de dommage primaire étroite ou une trace latente le long de sa trajectoire dans le matériau (généralement de 20 à 70 μm) (voir le tableau 1). Le diamètre des traces latentes est de l'ordre de quelques dizaines de nm, alors que le diamètre des traces gravées peut atteindre quelques μm étant ainsi visibles au microscope optique [6], [58], [59] [60]. L'épaisseur des détecteurs PADC et PC varie d'environ 0,1 à 1 mm, tandis que les détecteurs CN sont constitués d'un film mince de 12 à 13 μm sur un support en polyester de 100 μm d'épaisseur. L'utilisation possible de ces détecteurs pour la surveillance du radon a été suggérée pour la première fois par [61], [62] [63]. À la fin de la période test, le contenant est scellé puis expédié au laboratoire pour analyse. La durée d'exposition au radon d'un détecteur de traces alpha est généralement de 1 à 12 mois [52], [58], [61].



Radtrack2

Raduet

FIGURE 1.10.1 – Exemple de détecteurs solides de traces alpha [31] [64]

Ces détecteurs peuvent être classés en deux principaux groupes : les dispositifs à configuration « fermée » et les dispositifs de configuration « ouvert ». Dans les dispositifs à configuration fermée, un filtre ou de barrière est utilisé pour empêcher les produits de désintégration du radon d'entrer dans le volume sensible des appareils. Ce qui implique que le signal sur le détecteur est lié uniquement au radon qui a pénétré dans le volume sensible et non aux produits de désintégration formés dans le volume sensible. Par conséquent, le résultat de mesure des concentrations de radon-222 en configuration fermée n'est pas affecté par la présence de ses produits de désintégration dans l'air intérieur. Les filtres et les barrières contre les produits de désintégration du radon sont également efficaces contre les produits de désintégration du thoron[52], [58], [61].

Dans les dispositifs à configuration ouverte (ou nue), les détecteurs de traces alpha sont ouverts (ou nus) et exposés aux particules alpha émises par tous les radionucléides présents

dans l'air intérieur. Dans ces dispositifs, il n'existe ni filtre ni barrière pour les produits de désintégration du radon. Par conséquent, le résultat de la mesure n'est pas uniquement lié à la concentration de radon, mais à la fois à la concentration de radon et aux concentrations de ses produits de désintégration.

De plus, les appareils en configuration ouverte/nue sont également très sensibles aux produits de désintégration du radon déposés sur la surface du détecteur [65] [85-86]. Par conséquent, les appareils à configuration ouverte sont également difficile à calibrer [66]-[68].

1.10.2 Chambre d'ionisation à électret

Un détecteur à électret est constitué d'une chambre, en matériau plastique conducteur, de volume de détection déterminé et d'un disque de matériau diélectrique en polytétrafluorure d'éthylène (téflon). Le radon pénètre dans la chambre à travers un filtre qui arrête les différents aérosols ainsi que les descendants du radon. L'électret (charge électrostatique) est porté à un potentiel positif, initialement de l'ordre de plusieurs centaines de volts [64]. Un champ électrostatique est ainsi créé entre la surface de l'électret et les parois de la chambre. L'électret sert à la fois de source de champs électrostatique et d'électrode collectrice. La présence de radon et de ses descendants dans l'air contenu dans la chambre provoque l'ionisation de cet air. Les électrons ainsi produits sont collectés sur l'électret dont le potentiel décroît. L'ionisation issue de la désintégration du radon diminue la charge de l'électret. La chute de tension de l'électret est liée à la concentration de radon. Ce type de détecteur peut être utilisé pendant une période de 1 à 12 mois. Les détecteurs peuvent être lus à l'aide d'un dispositif d'analyse spécial mesurant la tension ou expédiés à un laboratoire pour analyse. L'électret est utilisable plusieurs fois jusqu'à ce que sa valeur de tension limite de 200V soit atteinte [52], [58], [64], [66].



FIGURE 1.10.2 – Exemples de détecteurs à électret [64]

1.10.3 Moniteur de radon de type RAD7

RAD7 est un moniteur de radon capable de distinguer les niveaux de radon mais également de thoron. C'est un instrument extrêmement précis utilisé pour des mesures à court ou à long terme. Il fonctionne sur le principe d'une chambre de mesure disposant d'un détecteur à semi-conducteur mesurant les filles du radon collectées par le biais d'un champ électrique puissant. RAD7 est capable de dissoudre l'énergie de divers isotopes du radon (Radon-222) et thoron (Radon-220). À ce titre, il dispose d'un temps de résolution plus long qu'ATMOS mais permet de détecter plus précisément les concentrations des descendants du radon dont le Thoron.



FIGURE 1.10.3 – Moniteur de Radon de type RAD7 [31]

1.10.4 Appareil de mesure du radon du type AlphaGUARD

L'AlphaGUARD est un moniteur radon portable fonctionnant sur batterie ou secteur avec une capacité élevée de stockage. En plus de la concentration en radon dans l'air, l'AlphaGUARD mesure et enregistre simultanément la température ambiante, l'humidité relative et la pression atmosphérique avec des capteurs intégrés. Sa grande sensibilité et son étalonnage stable long durée en font l'instrument de référence pour le contrôle des expositions au radon et les mesures précises sur site. Il permet aussi de mesurer pour le radon dans l'air, l'eau, le sol, les matériaux de construction, les descendants du radon, thoron et équipement d'étalonnage pour réaliser des mesures d'exhalation, dans le sol, l'air et l'eau. Les données collectées peuvent être exploitées grâce au logiciel DataVIEW, permettant le téléchargement et le stockage des données ainsi que l'analyse et le rapport de données professionnels.



FIGURE 1.10.4 – Moniteur de Radon de type AlphaGUADR [31]

1.10.5 Appareil de mesure du radon du type RadonEye RD200 PLUS2

RadonEye RD200 PLUS2 est un outil destiné à la mesure du radon en continu dans les logements, les lieux de travail et les établissements publics. Jusqu'à 20 fois plus sensible que les autres instruments de mesure du radon, il est utile pour contrôler par exemple l'efficacité sur le long terme de travaux de remédiation ou le bon fonctionnement d'un système de ventilation lié au radon. Cet appareil n'est pas adapté pour déterminer la moyenne annuelle des niveaux de radon dans l'air intérieur. RadonEye RD200 PLUS2 mesure les niveaux de radon rapidement et précisément. Après une heure de mesure, l'incertitude de la mesure affichée est d'environ 10%. La mesure s'actualise automatiquement toute les 10 minutes et présente le résultat mesuré sur l'heure qui précède. L'appareil peut être connecté en wifi à un ordinateur, smartphone ou tablette, permettant alors de lire les valeurs mesurées à distance. Une connexion bluetooth est également disponible. En pratique cela signifie qu'un professionnel du radon peut suivre en direct l'évolution des niveaux de radon. Par ailleurs, il est également possible de connaître l'historique daté des mesures réalisées et de détecter les périodes ou les concentrations de radon sont les plus importantes.



FIGURE 1.10.5 – Moniteur de Radon de type RadonEye [31]

1.10.6 Appareil de mesure du radon du type MARKUS

MARKUS est un instrument professionnel dédié à la mesure du radon dans le sol. C'est un instrument extrêmement robuste fonctionnant sur le principe d'une chambre de mesure disposant d'un détecteur à semi-conducteur mesurant les filles de radon. MARKUS est spécialement étalonné pour gérer efficacement les hautes concentrations de radon habituellement mesurées dans le sol. Il est simple et efficace pour mesurer le radon dans le sol. Il dispose d'un temps de réponse d'environ 14 minutes pour des résultats fiables. MARKUS est principalement utilisé pour réaliser des mesures de radon dans le sol notamment lors de la réalisation d'études d'impact ou cartographiques. Toutefois, il est également efficace pour réaliser des mesures dans l'air lorsque les concentrations en radon sont élevées (supérieures à 1 kBq m^{-3}). C'est un appareil portable fonctionnant sur batterie qui peut mesurer des concentrations élevées de radon.



FIGURE 1.10.6 – Moniteur de Radon de type MARKUS [31]

1.10.7 Fioles scintillantes

Cette technique est une des plus anciennes pour évaluer les teneurs en radon. Ce sont des détecteurs en fioles en verre, dont les parois tapissées d'une couche de Sulfate de Zinc activé à l'argent ($ZnS(Ag)$). Ce dernier est excité par le passage des particules alpha émises par le radon et ses descendants. Le retour à l'état fondamental a lieu avec émission de photon. Ces derniers peuvent être directement comptabilisés à l'aide d'un photomultiplicateur. L'air à analyser est introduit dans la fiole préalablement mise sous vide. Le comptage commence 3 heures après le prélèvement pour permettre l'équilibre radioactif entre le radon et ses descendants. L'activité du radon est donc proportionnelle au nombre d'impulsion comptée. Cette technique exige de fortes concentrations en radon (supérieur à $1000Bq/m^3$).



FIGURE 1.10.7 – Détecteurs à fioles scintillantes [69]

1.11 La base mécanistique du cancer du poumon induite par le radon

Le radon est une source d'exposition omniprésente et une source reconnue de cancer du poumon, juste après le tabagisme. Ses effets sur la santé, notamment le cancer du poumon, sont étudiés depuis plusieurs décennies. Dans un premier temps, les investigations se sont concentrées sur les mineurs exposés à de fortes concentrations de radon dans leur environnement professionnel. Cependant, au début des années 1980, plusieurs études sur les concentrations de radon dans les maisons et autres bâtiments ont été réalisées. Les résultats de ces dernières ont permis de fournir des preuves indirectes que le radon peut être une cause importante du cancer du poumon dans la population générale[3]. Les études épidémiologiques conduites sur des populations de mineurs ont démontré l'existence d'une association entre le risque de cancer du poumon et l'exposition cumulée au radon[70]. En conséquence, le radon a été classé comme cancérogène pulmonaire certain pour l'homme par le CIRC en 1988 [71]. À l'heure actuelle, le cancer du poumon apparaît comme la seule pathologie présentant une association avérée avec l'exposition au radon[72], [73]. L'essentiel de la dose reçue par le poumon ne provient pas du gaz radon uniquement, mais des descendants à vie courte avec lesquels il est en équilibre partiel. La concentration équivalente en radon à l'équilibre (EEC) d'un mélange de descendants du radon est la concentration en activité de radon en équilibre radioactif avec ses descendants à vie courte ayant la même concentration d'énergie potentielle alpha [73].

1.11.1 Point de vue de l'UNSCEAR

Un modèle dosimétrique représente le dépôt des descendants à vie courte du radon, sous forme de particules nanométriques (fraction libre) ou attachés aux poussières atmosphériques, dans les voies respiratoires suivant leurs propriétés thermodynamiques et aérodynamiques, et l'irradiation qui s'en suit. La contribution majeure à la dose résulte de la rapide décroissance par émission alpha des polonium 214 et 218 (^{214}Po et ^{218}Po) avant

leur épuration biologique du poumon. Le modèle dosimétrique doit donc rendre compte du transport des particules alpha sur quelques dizaines de microns depuis la lumière des voies respiratoires pour estimer le dépôt d'énergie dans les cellules radiosensibles suivant leur position supposée. La dose pulmonaire correspondante est pondérée d'un facteur w_R pour tenir compte de l'efficacité biologique relative des particules alpha. Enfin, un facteur w_T , issu de l'épidémiologie et représentant la part de l'irradiation pulmonaire dans le détrimement global, est appliqué pour calculer une dose efficace. L'UNSCEAR a passé en revue plusieurs modèles dosimétriques dans ses publications de 1982 et 1988 [73], dont le modèle respiratoire de la publication 30 de la CIPR [74]. En conséquence, il a adopté un coefficient de conversion de la concentration en radon vers la dose efficace basé principalement sur les recommandations de l'Agence Internationale à l'Energie Nucléaire et de la CIPR [63], [75]. D'autres modèles dosimétriques ont ensuite été pris en considération, mais le coefficient de conversion n'a pas été modifié, à l'exception d'un changement mineur dans la valeur numérique du facteur d'équilibre utilisée dans le rapport de 1993[60], [73]. Dans celui de 2000, il est indiqué que les modèles dosimétriques les plus récents, dont celui de la publication 66 de la CIPR, suggèrent une augmentation du coefficient, mais aussi que les données épidémiologiques conduisent la CIPR à définir des facteurs de conversion plus faibles[6], [73]. En conséquence, le coefficient de conversion en dose du rapport UNSCEAR de 1988 a été jugé comme étant dans l'intervalle des valeurs calculées par les approches dosimétriques et épidémiologiques, et n'a pas été modifié. Ainsi, une exposition à 1 Bq h m^{-3} de radon à l'équilibre avec ses descendants à vie courte correspond à une dose efficace de 9 mSv. Une exposition domestique de 40 Bq m^{-3} de radon conduit à une dose efficace annuelle de 1 mSv [6]. Ce coefficient de dose s'applique à la population adulte en général. Pour extrapoler à un groupe d'âge inférieur à 10 ans, l'UNSCEAR suggère que le coefficient puisse être en moyenne plus élevé d'un facteur 1,5 à 2 que chez l'adulte. En dépit du niveau de précision apparent, l'UNSCEAR reconnaît qu'une grande incertitude est associée à ce coefficient de dose. Dans son rapport de 1988, il estime que sa valeur peut varier d'un facteur 3 suivant la position des cellules cibles considérées dans la dosimétrie[76]. En 1993, l'UNSCEAR

souligne ce point et note que « l'incertitude prévaut à propos d'un coefficient de conversion adapté pour déduire la dose efficace de la concentration. »[60], [73].

1.11.2 Point de vue de la CIPR

L'approche de la CIPR est basée sur les études épidémiologiques des mineurs d'uranium, qui permettent une évaluation directe du risque de décès par cancer pulmonaire dû au radon[77]. La CIPR considère que cette approche introduit moins d'incertitude et est plus appropriée que l'application d'un modèle dosimétrique qui requerrait ensuite l'utilisation indirecte de l'épidémiologie des survivants des bombardements d'Hiroshima et de Nagasaki pour relier l'estimation d'une dose à celle d'un risque. Elle recommande donc que son modèle dosimétrique respiratoire humain ne soit pas utilisé pour l'évaluation et le contrôle des expositions au radon[73], [78]. Au lieu de cela, la CIPR estime le détriment sanitaire associé au radon à partir des études épidémiologiques des mineurs exposés. Sur cette base, la CIPR a retenu une **probabilité vie entière de décès par cancer du poumon**, ou coefficient de risque nominal, de 3×10^{-4} par WLM pour l'exposition au radon des femmes et des hommes, travailleurs ou membres du public. Le coefficient de détriment, qui prend en compte l'occurrence d'un cancer mortel ou non ainsi que les années de vie perdues a été estimé similaire à cette valeur[73], [77], [78]. Pour permettre la prise en compte de l'exposition combinée à d'autres sources de rayonnements ionisants, la CIPR propose néanmoins un facteur de conversion de l'exposition au radon en dose efficace. Il est obtenu par comparaison directe du détriment associé à une dose efficace unitaire ou à une exposition unitaire au radon. Dans les recommandations de 1990, le détriment par unité de dose efficace est de $5,6 \times 10^{-5}$ par mSv pour les travailleurs et $7,3 \times 10^{-5}$ par mSv pour le public. En termes de détriment, une exposition au radon de 1 WLM est donc équivalente à une dose efficace de 5 mSv pour les travailleurs et 4 mSv pour le public[73], [77], [79]. La conversion ainsi obtenue est appelée convention de conversion. Elle est basée sur une égalité du détriment et non sur la dosimétrie. La CIPR recommande également des niveaux d'action pour l'intervention. Ces niveaux sont fixés pour les habitations dans l'intervalle correspondant à des doses effi-

caces annuelles de 3 à 10 mSv et en conséquence à des concentrations en radon comprises entre 200 et 600 Bq m⁻³. De façon similaire, des niveaux d'action sur les lieux de travail sont recommandés entre 500 et 1 500 Bq m⁻³. La CIPR suggère néanmoins que les autorités nationales puissent utiliser des niveaux d'action différents en termes de concentration en radon, particulièrement pour les mines où le facteur d'équilibre diffère significativement de la valeur de référence utilisée[77]. Les recommandations 2007 de la CIPR soulignent que les études épidémiologiques récentes confirment un risque de cancer du poumon résultant de l'exposition au radon même à une concentration modérée. Les études du radon dans les habitations [11]-[13] fournissent une méthode directe pour l'estimation des risques encourus dans l'habitat. Les niveaux d'action ont été remplacés par des niveaux de référence (niveaux plafonds et non plus planchers) à fixer par les autorités nationales en dessous de 10 mSv/an, ce qui correspond à des concentrations en radon de 600 Bq m⁻³ pour les habitations et 1 500 Bq m⁻³ pour les lieux de travail[73] [44, 96].

1.12 Principes de réduction du radon

Pour diminuer les concentrations de radon dans les habitations ou les bâtiments, une recommandation consiste à empêcher celui-ci d'entrer en étanchéifiant le sol du bâtiment. Cette démarche implique d'obturer et de colmater toutes les voies de passage : les fissures, les espaces autour des tuyaux, mais aussi les matériaux poreux et les sols en terre battue[80], [81].

Les matériaux de construction constituent une source non négligeable de radon, il est donc recommandé d'appliquer des peintures étanches pour réduire les émissions. L'étanchéité n'est souvent pas suffisante, surtout pour des niveaux de radon élevés, mais elle est généralement nécessaire pour conférer aux autres techniques toute leur efficacité. On peut aussi procéder par dilution des concentrations de radon en apportant de l'air extérieur qui est nettement moins chargé en radon que l'air confiné dans une habitation ou un bâtiment. L'aération naturelle peut être très efficace, mais difficile à maintenir pour des raisons de température ou de sécurité. Il est conseillé de créer des ouvertures sur au moins deux côtés

au niveau du sous-sol ou le vide sanitaire du bâtiment. Dans les pièces d'habitation il importe de vérifier la présence et l'ouverture correcte des grilles et moyens d'aération. Dans les cas plus extrêmes, il faut mettre en place un système de ventilation performant, associé à une isolation du bâtiment. Ceci permet de réduire à un niveau acceptable le taux de radon[80], [81].

La ventilation mécanique permet de contrôler le taux de renouvellement d'air et les déperditions thermiques. Il faut veiller à ne pas utiliser d'extracteur d'air qui pourrait accroître le problème en augmentant la dépression de l'habitation : il faut souffler l'air extérieur vers l'intérieur. La ventilation peut être réglée afin de mettre l'habitation en légère surpression.

Une autre solution consiste à drainer le radon présent dans le sol vers l'extérieur de l'habitation. Il s'agit de creuser un puisard sous les fondations et de le relier à un tuyau équipé d'un ventilateur qui va permettre d'extraire l'air chargé de radon et de le rejeter à l'extérieur, au niveau du toit. Ce dispositif est souvent présenté comme le plus efficace pour les niveaux de radon les plus élevés. Il agit doublement en retirant le radon avant qu'il ne s'infilte et en créant une zone de dépression, ce qui stoppe la remontée du gaz vers les pièces intérieures[80], [81].

1.13 Exposition aux rayonnements gamma ambiant

Les radionucléides d'origine naturelle tels que l' ^{238}U et ses descendants, le ^{232}Th et ses descendants et le ^{40}K sont présents dans les sols et dans les matériaux de construction en quantités variables. Les deux principales voies d'exposition aux rayonnements gamma à l'intérieur sont celles des radionucléides dans le sol et des radionucléides dans les matériaux de construction. De nombreuses études ont été réalisées pour déterminer les concentrations de fond de radionucléides dans les sols[82]-[84]. Les résultats de ces études indiquent que les radionucléides émetteurs gamma des séries de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K apportent des contributions à peu près égales à la dose due aux rayonnements gamma externes. Rayonnement aux personnes dans des situations typiques à la fois à l'extérieur et à l'intérieur. Les activités volumiques médianes de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans la croûte terrestre sont respectivement

de 33 Bq kg^{-1} , 45 Bq kg^{-1} et 410 Bq kg^{-1} [85]. Leurs concentrations dans les matériaux de construction tels que le béton sont également relativement proches des concentrations d'activité dans la croûte terrestre, avec des valeurs de 40 Bq kg^{-1} , 30 Bq kg^{-1} et 400 Bq kg^{-1} pour le ^{226}Ra , le ^{232}Th et le ^{40}K , respectivement[86]. La dose efficace annuelle moyenne mondiale due à l'exposition externe des sources terrestres naturelles de rayonnement est de $0,48 \text{ mSv}$, avec $0,41 \text{ mSv}$ lié à l'exposition à l'intérieur (en supposant un facteur d'occupation de 80 %) et $0,07 \text{ mSv}$ lié à l'exposition à l'extérieur (en supposant un facteur d'occupation de 20 %)[85]. Les valeurs moyennes nationales de la dose efficace annuelle due à l'exposition externe aux sources naturelles terrestres de rayonnement se situent principalement entre $0,3$ et $0,6 \text{ mSv}$. La nature de l'exposition aux rayonnements des personnes vivant ou travaillant dans un bâtiment diffère de celle de l'exposition à l'extérieur. Le blindage fourni par le bâtiment réduira l'exposition due aux radionucléides dans le sol. Or, les radionucléides d'origine naturelle présents dans les matériaux de construction vont augmenter le débit de dose dû au rayonnement gamma à l'intérieur du bâtiment. Le bâtiment protégera également les occupants du rayonnement cosmique, mais cet effet est généralement faible. Selon l'UNSCEAR, le débit de dose moyen mondial dû au rayonnement gamma est 1,4 fois plus élevé à l'intérieur qu'à l'extérieur, avec des ratios régionaux allant de $0,8$ à $2,0$ [85].

Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté les généralités sur l'exposition au gaz radon-222. A cet effet nous avons donné l'origine du radon-222, ses propriétés ainsi que ses différents isotopes. Nous avons ensuite parlé des concentrations de radon-222 dans les habitations, l'atmosphère et les matériaux de construction. Les risques liés à l'inhalation du radon nous ont montré la nécessité de le mesurer à l'aide des techniques et appareils qui ont été présentés dans ce chapitre. Le chapitre suivant est consacré aux méthodes et aux matériels utilisés pour évaluer et estimer les concentrations de radon dans les habitations de la ville d'Ebolawa.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Introduction

Depuis 1987, le radon est classé comme cancérigène pulmonaire pour l'homme, par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) de l'Organisation mondiale pour la santé (OMS)[69]. De ce fait, le radon constitue la seconde cause de cancer du poumon, derrière le tabagisme. La mesure de la concentration de radon est plus liée à la dose qu'à ses produits de désintégration. A cet effet, l'évaluation des concentrations de radon sont appropriées pour estimer le risque de cancer du poumon. Le chapitre 2 présente le déroulement de la phase pratique de mesure des concentrations du radon dans les habitations et l'estimation du risque lié à l'exposition à ce gaz radioactif. A cet effet il est présenté dans une première phase le choix et la cartographie des habitations étudiées tout au long de ce travail. Ce chapitre présente aussi le matériel utilisé pour la prise des données sur le radon-222, mais aussi décline les méthodes utilisées pour estimer les doses efficaces annuelles reçues dans les habitations de la ville d'Ebolowa d'une part, et les méthodes d'estimation du risque du cancer des poumons d'autre part.

2.1 Description de la zone d'étude

2.1.1 Présentation du site de prélèvement

Ebolowa est une ville semi-rurale, Chef-lieu de la Région du sud-Cameroun. Géographiquement, elle est située à 2°54' Latitude Nord et à 11°09' Longitude Est. Sa population est d'environ 118 267 habitants avec une densité de 13,4 habitants au kilomètre carré[87]. La température moyenne d'Ebolowa varie entre 25°C et 26°C avec deux saisons des pluies

et deux saisons sèches. La saison sèche est causée par une masse d'air continentale tropicale (TC) soufflant du désert du Sahara entre décembre-février et juillet-août. La saison des pluies est provoquée par une masse d'air tropicale maritime (TM) soufflant de l'océan Atlantique entre septembre - novembre et mars - juin. La gamme des précipitations annuelles est comprise entre 1500 et 2000 mm, avec une humidité relative comprise entre 70% et 80% tout au long de l'année[88].

2.1.2 Géologie du site et choix des points de prélèvement

Ebolowa appartient à l'Unité du Ntem, dans la bordure nord-ouest du craton du Congo. Cette unité lithostructurale archéenne est constituée de roches magmatiques charnockitiques et non charnockitiques incluant la suite TTG (Tonalite–Trondhjemite–Granodiorite) et des gneiss. Cette unité géologique est en contact au nord avec la ceinture orogénique panafricaine par un important chevauchement. Il est décrit deux principaux épisodes de déformation à savoir une foliation verticale et des zones de cisaillement dextre ou senestre orientées Nord-Sud (N–S), Nord-Est–Sud-Ouest (NE–SO) à Est Sud Est–Ouest-Sud-Ouest (ESE–OSO). Toutes ces structures sont recoupées par des failles[89]-[91]. La figure 2.1 montre les points d'échantillonnage sur les zones basses coupant les formations géologiques. Ces zones basses sont la faille (sud-est de la zone d'étude, près d'Enongal-Boulou) et la ligne tectonique (centre), toutes orientées SO-NE. Ils correspondent à des zones propices aux investigations de substances radioactives comme le radon. Ce dernier serait contenu dans les roches et facilement libéré par les structures post-tectoniques telles que les failles. De plus, les éléments piégés dans les minéraux sont libérés par l'altération météorique[92].

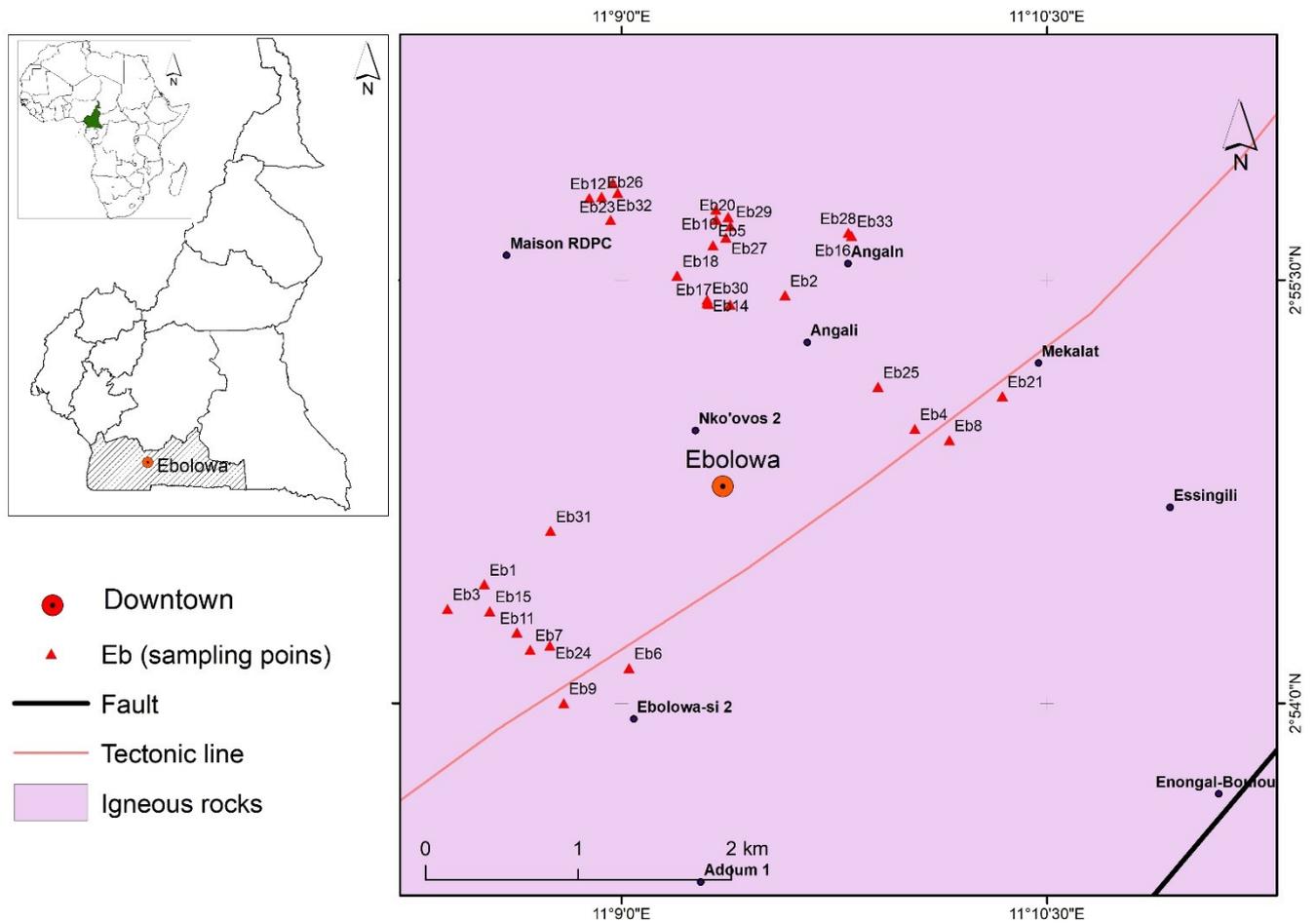


FIGURE 2.1.1 – Carte géologique montrant les points d'échantillonnage de la zone étudiée à Ebolowa, Sud du Cameroun

2.2 Description des types d'habitations étudiées

Trente-trois (33) habitations ont été choisies de façon aléatoire dans la zone d'échantillonnage (Ebolowa ville). Elles ont été regroupées en trois catégories : les habitations en terre battue, les habitations en ciment faites de parpaings et les habitations en planches. Ces habitations étaient composées en moyenne de cinq personnes. Les lieux Choisis pour cette étude se situaient plus ou moins en altitude.

2.2.1 Maisons en terre battue

Les maisons en terre battue étudiées à Ebolowa dans le cadre de ce travail étaient soit en terre battue avec murs cimentés, soit faites de briques de terre. Elles présentaient un aspect

un peu ancien. La structure montrait quelques petites fissures, augmentant ainsi le flux d'air entrant dans ces habitations. La figure 2.2.1 représente un exemple de type d'habitations en terre battue étudié dans le cadre de ce travail.



FIGURE 2.2.1 – *Maison en brique de terre*

2.2.2 Maisons en ciment faites de parpaings

Elles sont les plus abondantes dans la ville d'Ebolowa avec un pourcentage 72,7%. Leur structure présentait un aspect un peu plus rigide et plus compact que les autres types d'habitations. Les petits trous sur les murs n'existaient quasiment pas car elles étaient recouvertes d'une couche superficielle de ciment. La figure 2.2.2 présente un exemple de type d'habitations en ciment rencontré dans le cadre de notre étude.



FIGURE 2.2.2 – *Maison en brique de ciment*

2.2.3 Maison en planches

Elles étaient moins abondantes dans la ville d'Ebolowa. Elles représentaient seulement 6% des habitations étudiées dans le cadre de cette étude. Leur structure laissait paraître de petites fissures sur les murs entraînant aussi la variation du flux de renouvellement d'air dans ces habitations. La figure 2.2.3 montre un exemple d'habitations en planches étudiées dans le cadre de cette étude.



FIGURE 2.2.3 – *Maison en planches*

2.3 Le matériel d'installation des dispositifs de mesure du radon

2.3.1 Le Global Positioning System (GPS)

Tous les dispositifs de mesure des concentrations de radon-222 dans les habitations étaient géolocalisés grâce à un Global Positioning System (GPS) de type GARMIN (map 76C5x). Cet appareil, composé de plusieurs satellites et d'une base terrestre, permettait de relever les paramètres tels que la position précise en trois dimensions (latitude, longitude, altitude), la vitesse et l'heure des points de positionnement des détecteurs. Ces coordonnées géographiques nous permettaient de retrouver facilement les habitations dans lesquelles ces dispositifs de mesure du radon-222 avaient été déposés lors de la campagne de récupération de ces derniers. La figure 2.5 montre le GPS utilisé tout au long de ce travail.



FIGURE 2.3.1 – GPS de type GARMIN (map 76C5x) servant à relever les coordonnées géographiques

2.3.2 Le radiamètre

Le radiamètre de type RADEyE PRD-ER est un appareil qui a permis dans le cadre de cette étude à mesurer in-situ de la dose ambiante indoor (à l'intérieur de l'habitation et autour du point de placement du détecteur de radon), outdoor (à l'extérieur de l'habitation

du point de placement du détecteur de radon). Cet appareil permet de détecter les rayonnements gamma et de mesure du débit de dose avec une haute précision. Il peut être utilisé pour détecter les matières radioactives naturelles de type NORMs. Il est composé d'un détecteur à scintillation NaI(Tl) très sensible avec un tube photomultiplicateur miniature pour la détection de très faibles niveaux de rayonnement. Il a une gamme d'énergie comprise entre 60 keV et 1,3 MeV. Son poids est de 160 g et ses dimensions sont de 3,1-6,1-9,6 cm³ (longueur-largeur-hauteur) [133]. La figure ci-dessous présente un exemple de radiamètre de type RADEyE PRD-ER.

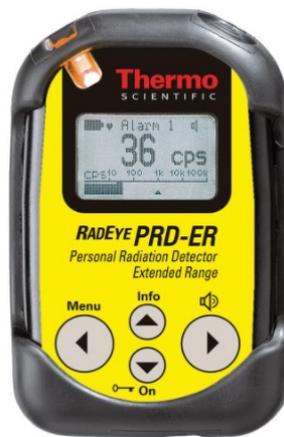


FIGURE 2.3.2 – Radiamètre de type RADEyE PRD-ER pour la mesure in-situ de la dose ambiante indoor et outdoor des habitations du point de placement du détecteur de radon) [93]

2.3.3 Les emballages en polystyrène

Les emballages en polystyrène de petites dimensions pour le conditionnement des dispositifs de mesure du radon après leur récupération dans les habitations. Ces emballages permettaient de sceller de façon hermétique les RADTRACKs afin d'éviter toute contamination ou toute exposition non-désirée de ces dispositifs par d'autres types rayonnements alpha ambiants.



FIGURE 2.3.3 – Emballages en polystyrène de petites dimensions pour le conditionnement des dispositifs de mesure du radon

2.3.4 Matériel de fixation des RADTRACKs

Ce matériel permettait d'accrocher un dispositif de détection de radon-222 à l'intérieur de l'habitation choisie. Il était composé :

- d'un mètre-ruban pour mieux évaluer la hauteur de dépôt des détecteurs de radon, et la distance entre les détecteurs et les différents murs ;
- d'un fil mince de coton et des petits clous pour la fixation des détecteurs de radon ;
- des détecteurs de radon de marque RADTRACK placés à l'intérieur des habitations.

Les figures 2.3.4 et 2.3.5 ci-dessous nous présentent ce matériel utilisé :

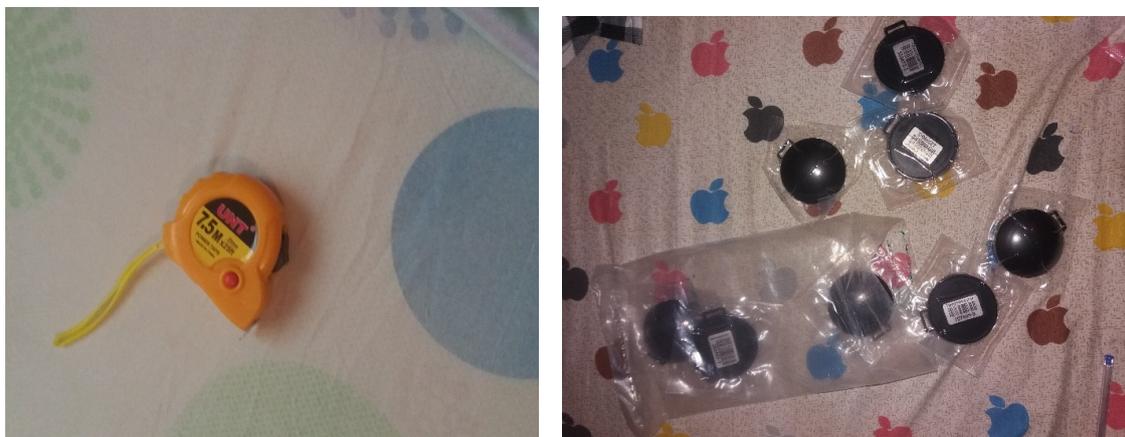


FIGURE 2.3.4 – (a)Mètre ruban,(b) Les RADTRACKs.

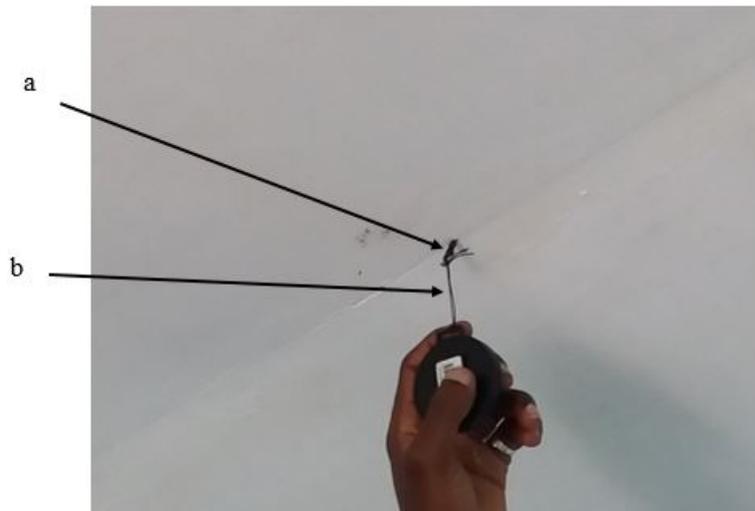


FIGURE 2.3.5 – *a=clou de fixation, b=fil d'accrochage, Fil d'accrochage*

2.4 Description du dispositif de mesure RADTRACK2

Le RADTRACK est un dispositif de mesure du radon en forme d'une petite boîte noire particulièrement simple dans sa construction. Il se compose de trois éléments : le boîtier, tout en plastique qui est un assemblage d'un couvercle, d'un socle et d'un film sensible fait à partir de plastique antistatique, le CR39 qui joue le rôle de détecteur dans le dispositif (fig.2.4.1).

Ce film se place au milieu de la chambre formée par l'assemblage des deux parties du boîtier. L'air contenant le radon pénètre dans la chambre par une fine fente située entre le couvercle et la base. Lorsque le radon présent dans la chambre se désintègre, il en résulte l'émission de particules alpha radioactives. Ces particules entrent ainsi en contact avec le film sensible (CR-39) et laissent une marque sur ce film sensible. Après la fin de la période de mesure, l'analyse en laboratoire du film sensible permet de déterminer grâce aux nombre de traces la concentration en radon. La configuration fermée des appareils est utilisée pour empêcher les produits de désintégration du radon-222 d'entrer dans le volume sensible de l'appareil de sorte que le signal dans le détecteur soit lié uniquement au radon-222 qui a pénétré dans le tome [66].

Index:

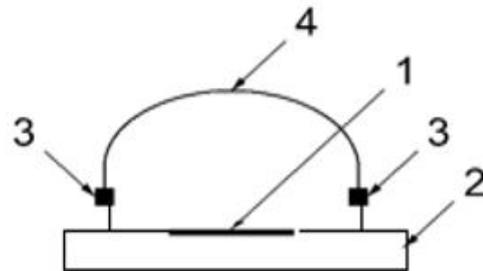
1 = détecteur, CR-39 detector (film sensible transparent

Fait de poly-allyle-di glycol-carbonate),

2 = Support du détecteur CR39 (C la base sur laquelle est fixé le CR39)

3 = Filtre (empêche le passage des produit de désintégrations du radon et de de tout autre émetteur alpha),

4 = Chambre d'accumulation (assemblage en plastique noir servant de couvercle, de socle et volume de détection)



a) Schéma simplifié du dispositif de mesure [116]



b) dispositif de mesure de radon, le RADTRACK2 [117]

FIGURE 2.4.1 – Dispositif de mesure du radon-222 de type RADTRACK2

Ac
Acc

2.4.1 Description du film détecteur CR-39

Le CR-39 est composé d'un plastique fabriqué par polymérisation de carbonate de diéthylène glycol bis allyl (ADC) [94]. La structure du film est composée d'atomes de carbone, d'hydrogène et d'oxygène ($C_{12}H_{18}O_7$). Ce dernier a le plus grand rayon atomique et plus d'électrons sur ses orbites. Ces détecteurs de traces de type CR-39 étaient installés dans un support noir antistatique du dispositif de détection fig2.4.2.

Le principe de détection est basé sur les défauts microscopiques du matériau de détection causés par les particules alpha de radon, qui peuvent être révélées par un traitement chimique de gravure [95]. Ces détecteurs de traces (CR-39) ont été Choisis pour cette étude et non des détecteurs électroniques continus, car ils sont passifs, généralement petits, légers et peu coûteux et ne nécessitent pas d'alimentation pour fonctionner. Ils permettent de mesurer la concentration d'activité moyenne du radon-222 (configuration fermée), ou des pro-



FIGURE 2.4.2 – Détecteur CR-39

duits de désintégration du radon-222 à vie courte (configuration ouverte) dans l'air sur des périodes allant de trois mois à un an. Ils permettent enfin d'évaluer l'exposition humaine au radon et ses produits de désintégration. En raison de leur sensibilité relativement faible sur des échelles de temps d'intégration courtes, les détecteurs de traces nucléaires sont plus adaptés aux mesures du gaz radon dans les sols qu'aux mesures de densité de flux du sol. Pendant la mesure, l'air s'infiltré par un très petit espace du RADTRACK2. Lorsque le radon gazeux dans l'air se désintègre, des particules alpha radioactives sont créées. Lorsque celles-ci frappent le film plastique transparent, des traces se forment dans le film. Après la période de mesure, le nombre de pistes est utilisé pour calculer le niveau de radon. La limite de détection la plus basse pour une période de mesure de 3 mois est de 10 Bq m^{-3} . La mesure pendant une période de trois mois est comprise entre $(15 - 2500) \text{ Bq m}^{-3}$ [96].

2.4.2 Carrousels à films de CR39

Les carrousels à CR-39 sont composés d'étagères en forme de plateaux circulaires. Ils comportent des petits trous qui servent à stocker des fils de CR-39 qui ont été retirés de leur emballage initial ou alors qui seront montés à l'intérieur des boîtiers protecteurs (fig. ...).

De plus, les carrousels verticaux peuvent améliorer considérablement les performances de stockage car ils peuvent doubler la capacité de stockage des étagères statiques ordinaires.

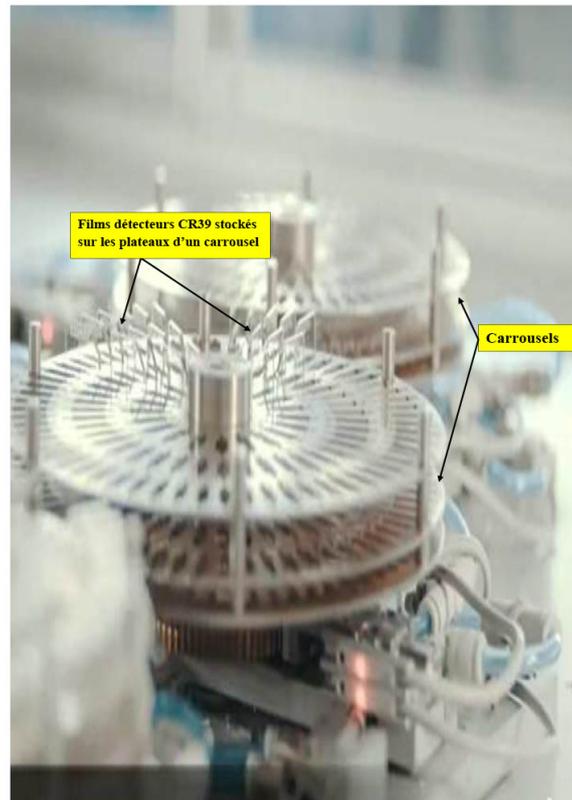


FIGURE 2.4.3 – carousels [31][33]

2.4.3 Système de comptage des traces latentes gravées sur des CR-39 de type POLITRACK

Ce système de comptage des traces latentes est composé d'un système optique, lui même composé d'un microscope optique de type politracks, d'une caméra contenant un détecteur de type CCD, d'une table haute précision pouvant coulisser de la gauche vers la droite et vice-versa. La table est montée sur une structure en nid d'abeilles anti-vibration. Sur la même structure est également fixé un bras en marbre supportant un positionneur linéaire motorisé (axe Z) qui accueille le système optique. Le microscope est directement couplé à la caméra hébergeant un détecteur CCD monochromatique avec une résolution très haute définition d'image (1024x768 pixels). La source lumineuse est une diode LED qui émet à une

longueur d'onde de 590 nm (ambre). Il est placé sous le SSNTD, de sorte que le microscope fonctionne comme un microscope à transmission. La couleur de la source lumineuse est très importante car elle correspond à l'absorbance spectrale des films détecteurs CR-39. Les images saisies par la caméra sont acquises par le PC via une interface firewire[31].

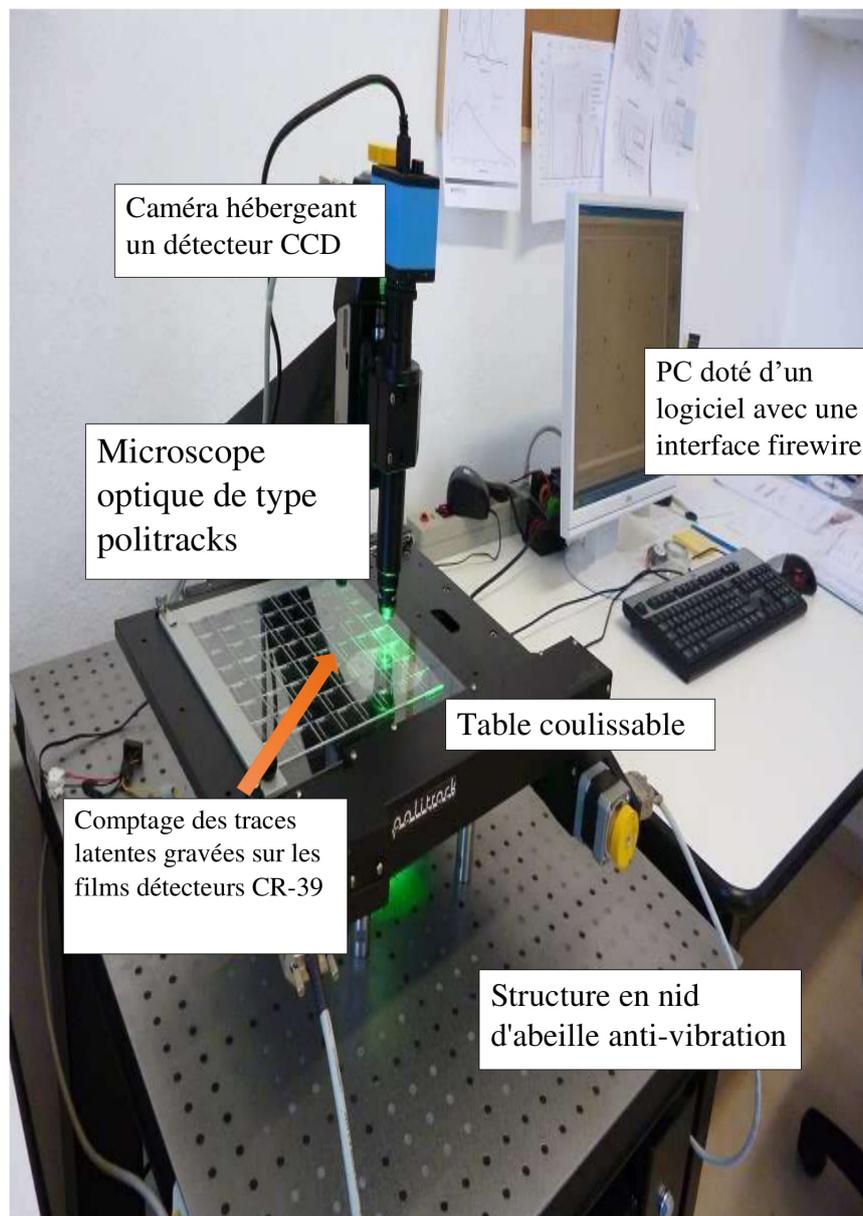


FIGURE 2.4.4 – Système de comptage des traces latentes gravées sur les films détecteur CR-39[31]

2.4.4 Installation des dispositifs de détection du radon (RADTRACK2)

Chaque dispositif de détection du radon-222 était accroché dans une pièce habitée (salon ou chambre) de chaque habitation pendant une durée moyenne de trois mois. Il était disposé à une hauteur d'au moins 1,8 m par rapport à la surface du sol, tel que recommandé par le rapport de radioprotection de la Commission Européenne n°188 et l'ISO 11665-8 [58], [97] qui suggèrent que les détecteurs soient déployés dans la zone de respiration normale d'une personne, entre 1 et 2 mètres au-dessus du niveau du sol. De plus, à cette hauteur du sol, les dispositifs de détection étaient inaccessibles aux enfants. Simultanément, les détecteurs ont été placés le plus loin possible, soit au moins 40 cm, des fenêtres, portes et murs [97] afin d'éviter les courants d'air et toute influence de l'exhalation du thoron. Les dispositifs de mesure du radon ont été laissés sur place pendant une période d'environ trois mois, d'août à novembre 2019. La mesure a commencé lors de l'ouverture du sac plastique anti-radon et de l'accrochage immédiat de l'appareil. Pour le succès de cette étude, l'aide de la population locale pour trouver des maisons appropriées et des propriétaires volontaires pour participer à la campagne de mesure ont été très essentiels. Après environ trois mois, les détecteurs ont été récupérés. Par la suite, ils ont été scellés et stockés dans un endroit sec à l'abri de la lumière [10]. Enfin, ils ont été renvoyés au laboratoire RADONOVA à Uppsala, Suède pour leur lecture et analyse. L'analyse en laboratoire du film sensible permet de déterminer grâce au nombre de traces la concentration en radon.

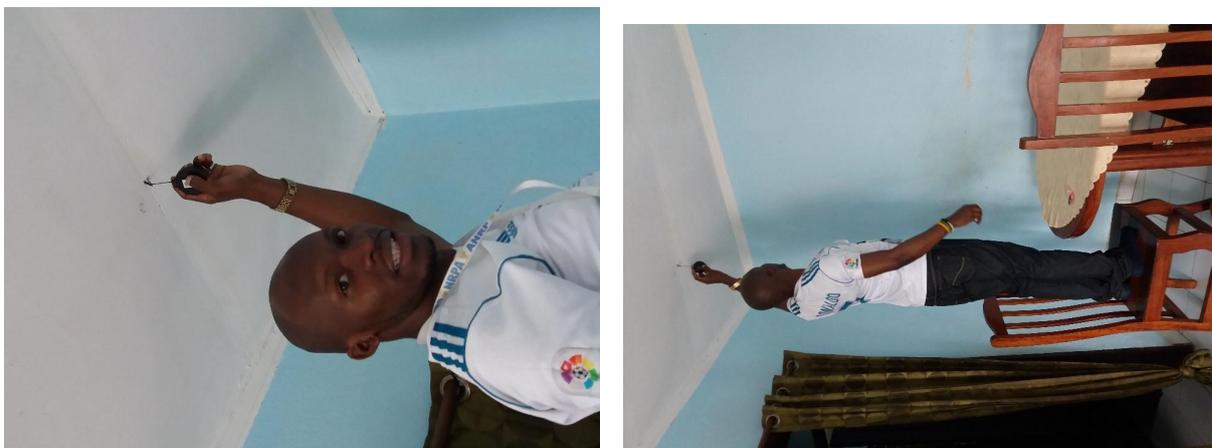


FIGURE 2.4.5 – Dispositif de mesure du Radon (RADTRACK2) installé

2.5 Analyse des films de CR-39

2.5.1 Extraction des films de CR-39

Le processus d'analyse commence après réception des dispositifs de mesure. Les RAD-TRACK sont démontés et les films détecteurs séparés du boîtier noir qui le protège de toute agression externe. Après leur extraction, ces détecteurs sont ensuite scannés et leur numéro de série enregistrés dans un espace de stockage d'un ordinateur. Les films détecteurs sont ensuite classés dans des carrousels en attendant leur traitement chimique.

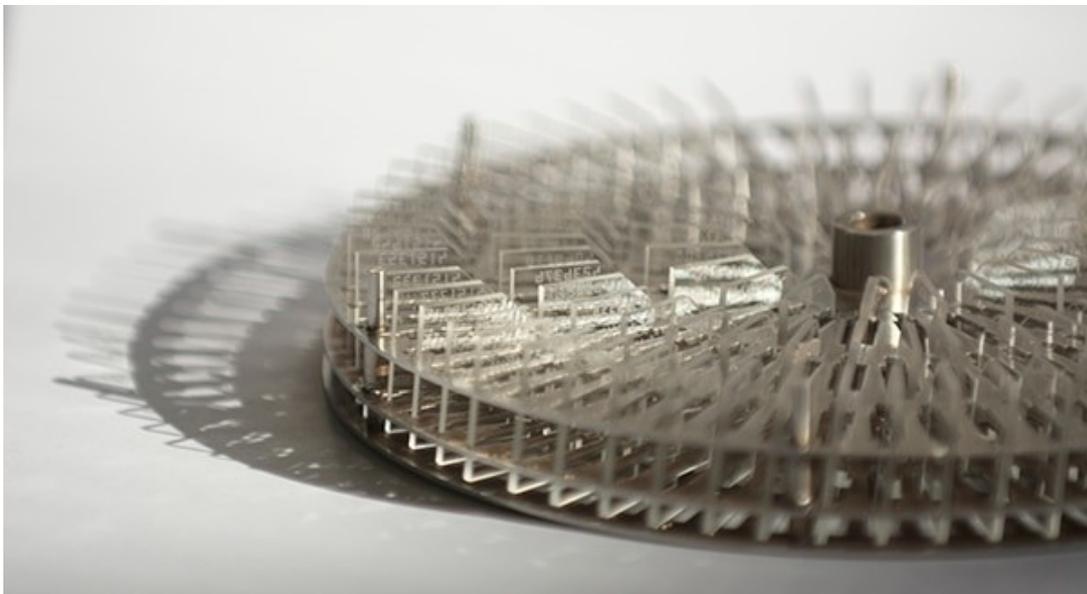


FIGURE 2.5.1 – film détecteur de CR39 montés sur le plateau de carrousels[31]

2.5.2 Préparation de la solution basique d'attaque des traces latentes

L'élargissement des traces latentes est un ensemble d'étapes qui commencent au niveau de la préparation de la solution basique d'attaque d'impacts laissés par les particules alpha jusqu'à l'obtention de petites tâches noires sur le film détecteur (CR-39). Après avoir démonté, scanné et classé les films détecteurs dans des carrousels, ces dernières sont ensuite plongées dans une solution d'attaque pour la révélation des traces.



FIGURE 2.5.2 – Solution d'attaque de NaOH préparée et conservée dans des béchers [31]

2.5.3 Attaque des traces latentes et révélation des traces latentes

L'attaque pour la gravure chimique des films détecteurs CR-39, s'effectue grâce à une solution composée d'une base concentrée et chaude, généralement de l'hydroxyde de sodium (KOH) ou de potassium (NaOH) à température comprise typiquement entre 60 et 80 °C et pendant plusieurs heures dans les parties endommagées par le passage des particules, les traces latentes sont ainsi agrandies et apparaissent sous forme de bâtonnets coniques sombres sur un fond clair. Elles deviennent ainsi visibles au microscope optique .[98], [99].

2.5.4 Lecture du nombre de traces latentes par microscope optique

C'est l'un des moyens d'observation le plus utilisé pour comptage direct des traces latentes sur les films détecteurs de CR-39, qui sont des matériaux transparents. La lecture s'effectue par transmission avec éclairage en lumière visible. Après gravure, les traces des particules alpha sont comptées grâce à un microscope optique électronique. Le système de lecture Politrack se compose d'un microscope équipé d'une caméra CCD et d'un objectif qui

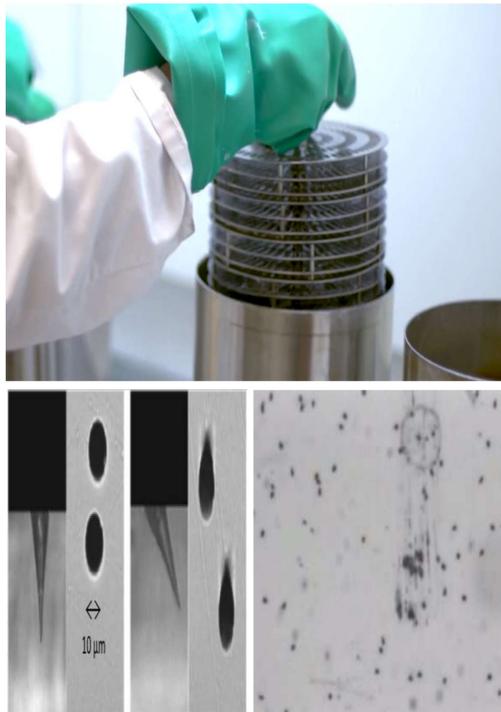


FIGURE 2.5.3 – *Traces latentes révélées après attaque chimique du détecteur CR39[31]*

peut être déplacé dans la direction z et d'une platine SSNTD qui peut être déplacée dans la direction xy . Les images sont envoyées à un ordinateur via firewire et analysées par un programme bien spécifique recommandé par le fabricant. Le logiciel renvoie le nombre de traces latentes comptées par centimètre carré et la somme de la surface de toutes les traces détectées. Chaque trace alpha est détectée séparément par un algorithme de reconnaissance de formes. À des expositions plus élevées, la probabilité augmente que deux traces alpha ou plus se chevauchent. Cela conduit à un effet de saturation. L'algorithme n'est pas capable de faire la distinction entre deux traces qui se chevauchent (article Radon Politrack).

2.5.5 Assurance qualité des détecteurs

RADONOVA est un laboratoire accrédité selon la norme ISO 17025. Les mesures de radon se sont faites suivant la norme ISO 11665-4 [97]. Ce laboratoire participe régulièrement à des tests d'intercomparaison tout en suivant méthodiquement les protocoles de mesure. Parallèlement, le laboratoire impose en interne des protocoles de contrôle qualité rigoureux

et particulièrement exigeants pour garantir la meilleure continuité et qualité possible des produits. Pour le calcul du bruit de fond des détecteurs, il consacre une partie de sa production, soit 6% des détecteurs, au calcul du fond des détecteurs non exposés. Pour ce faire, il traite le film détecteur (CR-39) par gravure chimique et compte les traces sur les films des détecteurs sélectionnés, juste avant que ceux-ci ne soient renvoyés pour analyse. De cette façon, il détermine une valeur de bruit de fond appropriée pour chaque lot de 120 films. Le bruit de fond typique d'un détecteur Radtrak2 est d'environ 15 kBqh m^{-3} et l'erreur type d'incertitude est d'environ 4 kBqh m^{-3} [31], [100].

2.6 Calcul de la concentration d'activité du radon-222

Après exposition du détecteur de radon, les particules alpha générées lors de la désintégration du radon interagissent avec le film CR-39, provoquant des traces microscopiques à la surface du film. Après un traitement chimique de ce film, ces traces microscopiques sont agrandies en traces observables. En utilisant un dispositif de lecture à amplification optique, ces traces sont comptées et la concentration moyenne d'activité du radon est ensuite calculée en utilisant l'équation suivante [101]-[103] :

$$C_{Rn}(t) = \frac{N_0 - N_B}{tK} = (N_0 - N_B) \cdot \omega \quad (2.6.1)$$

- N_0 : est la densité de traces brutes par unité de surface (track cm^{-2})
- N_B : est la densité du Background par unité de surface (track cm^{-2})
- $K = F_c \times S_{ssNTD}$: est le facteur d'étalonnage [$\text{track cm}^{-2} (\text{Bqh m}^{-3})^{-1}$], qui est le produit de la surface du détecteur utilisée pour compter le nombre de traces gravées en cm^{-2} S_{ssNTD} et du facteur de calibration F_c
- t : est le temps d'exposition,
- $\omega = \frac{1}{tK}$: est le facteur de correction lié au facteur d'étalonnage et à la durée d'échantillonnage.

L'incertitude type associée à C_{Rn} , selon le Guide ISO/CEI [97], doit être calculée comme indiqué dans la formule suivante :

$$u(C) = \sqrt{\omega^2[u^2(N_0) - u^2(N_B)] + C^2 u_{rel}^2(\omega)} \quad (2.6.2)$$

où $u = N_B$ ou N_0 est l'incertitude-type associée à N_i et $u_{rel}(w)$ est l'incertitude-type relative associée à .

2.7 Estimation du risque lié à l'inhalation du radon-222

2.7.1 Estimation de la dose efficace annuelle dans les habitations

Afin d'évaluer l'exposition des populations vivant dans les habitations de la ville d'Ebolowa, sélectionnées dans le cadre de ce travail, la dose efficace annuelle par inhalation E_{Rn} ($mSv y^{-1}$) dûe à l'inhalation du radon a été estimée à l'aide de l'équation suivante[22] :

$$E_{Rn}(mSvy^{-1}) = C_{Rn} \times F_{eqRn} \times e_{Rn} \times F_{occ} \times T \quad (2.7.1)$$

- C_{Rn} (in $Bq m^{-3}$) : est la concentration d'activité du radon dans l'habitation;
- F_{eqRn} : est le facteur d'équilibre du radon (0.4) recommandé par IUNSCEAR 2000 ;
- e_{Rn} : est le facteur de conversion de la dose efficace par inhalation du radon ($9nSv (Bqhm^{-3})^{-1}$);
- F_{occ} : est le facteur d'occupation dont la valeur moyenne est de 0.4 telle que recommandée par l'UNSCEAR 2000 ;
- T : est le temps d'exposition qui a été ajusté à 1 an et exprimé en heures (8760 h) [5], [39].

2.7.2 Estimation du risque de cancer des poumons

Le risque de cancer excessif au cours de la vie (ELCR) a été évalué en utilisant la durée de vie moyenne D_c , estimée au Cameroun à 58,9 ans[40], et le coefficient de probabilité nominale pour le risque de cancer R_F ($5,5 \times 10^{-2} S_{v-1}$) recommandé par la CIPR [44]. L'équation suivante a été utilisée [41], [42] :

$$ELCR = E_{R_n} \times D_c \times R_F \quad (2.7.2)$$

- E_{R_n} : est la dose efficace annuelle dûe à l'exposition au radon dans les habitations.
- D_c : est la durée de vie moyenne au Cameroun.
- R_F : est le coefficient de probabilité nominale pour le risque de cancer.

2.8 Mesures in-situ des débits de dose ambiants dans les habitations

Les débits de dose gamma ambiant $\dot{H}^*(10)$ ont été mesurés sur site à l'intérieur et à l'extérieur de chaque habitation étudiée. La moyenne de trois mesures effectuées à 1 m au-dessus du sol ou de la surface du sol a été enregistrée. Ces débits de dose ont été mesurés à l'aide d'un détecteur de personnel de rayonnement de type Rad-Eye PRD-ER (fig.2.7)[23]. Ces mesures permettent d'avoir une estimation du rayonnement gamma naturel à l'intérieur et aux alentours de chaque habitation étudiée. Elle permet aussi d'évaluer les variations des de radioactivité ambiante afin d'avoir des informations sur les niveaux de contamination du site d'étude.

2.9 Analyses statistiques

Les analyses statistiques effectuées dans cette étude étaient basées sur les tests d'hypothèses. Un test d'hypothèse est une procédure qui consiste à vérifier à l'aide d'un échantillon

si le paramètre est égal à une valeur donnée, disons θ_0 . L'idée est de poser comme hypothèse a priori l'égalité entre le paramètre θ la valeur θ_0 puis de regarder des observations provenant de la population pour décider si cet à priori est réaliste. Si tel est le cas l'hypothèse a priori est considérée vraie et sinon elle est rejetée au profit de l'hypothèse complémentaire ou alternative. Ainsi pour faire un test d'hypothèses, on considère une hypothèse nulle H_0 , aussi appelée hypothèse principale, que l'on suppose vraie. L'hypothèse H_1 appelée hypothèse rivale, contre hypothèse ou hypothèse alternative, est l'hypothèse qui sera acceptée si on rejette H_0 . L'hypothèse nulle fait généralement intervenir un signe d'égalité.

Les tests d'hypothèses effectués ont été de comparer statistiquement (1) les résultats obtenus pour chaque type d'habitation en tenant compte dans l'étude, (2) les résultats globaux obtenus dans cette étude et ceux donnés dans la littérature. L'hypothèse nulle était que deux ensembles de données comparés étaient tirés de la même population avec la même moyenne. Le niveau de signification statistique considéré était p - valeur $< 0,05$ [104].

Conclusion

Dans ce chapitre nous avons mis en évidence le travail ardu et exigeant qu'il faut effectuer depuis le terrain jusqu'au laboratoire, pour la réalisation de la radioanalyse des échantillons environnementaux. Les phases d'échantillonnage, de préparation et de conditionnement des échantillons avant la mesure sont cruciales. En effet durant ces étapes, l'expérimentateur doit faire preuve de beaucoup de rigueur et de dextérité car plusieurs erreurs liées à la manipulation peuvent altérer l'intégrité de l'échantillon, induisant des valeurs d'activité entachées de grandes erreurs. La phase de mesure en laboratoire est également déterminante car tous les appareils qui constituent les systèmes de spectrométrie nucléaire doivent être optimisés. La procédure de contrôle qualité de ces dispositifs est une exigence fondamentale dans les laboratoires de mesure de radioactivité. Le chapitre suivant est consacré à la présentation des résultats obtenus et leur discussion.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Introduction

Dans ce chapitre, nous allons présenter les résultats obtenus dans ce travail. Nous présenterons d'abord les résultats des concentrations en Bqm^{-3} du radon-222 (^{222}Rn), ainsi les différents paramètres d'évaluation du risque lié à l'exposition à ce gaz radioactif. Ces paramètres sont entre autres, la dose efficace annuelle, le Excess Lifetime Cancer Risk (ERLC) et les doses à l'intérieur et à l'extérieur des habitations. Ensuite, nous analyserons ces résultats et les discuterons.

3.1 Présentation des résultats du radon-222 dans les habitations de la ville d'Ebolowa

Ces résultats sont répertoriés dans deux tableaux, 3.1.1 et 3.1.2 qui présentent les données du radon-222 dans les habitations d'Ebolowa en général mais aussi de ces données dans chaque type d'habitations étudiées dans ce travail. Ces données sont les Valeurs des concentrations du radon-222, des doses efficaces annuelles, des Excess Lifetime Cancer Risk (ELCR), des doses internes et externes de certaines habitations de la ville d'Ebolowa.

TABEAU 3.1.1 – Valeurs des paramètres d'exposition au radon-222 par inhalation dans les habitations de la ville d'Ebolowa.

ID echantillon	Concentration de radon (Bq.m ⁻³)	Dose annuelle (mSvy ⁻¹)	Excess Lifetime Cancer Risk	Dose intérieure (mSv)	Dose extérieure (mSv)
EB1	47 ± 22	0,90	2,84	0,20	0,30
EB2	72 ± 26	1,36	4,35	0,20	0,26
EB3	62 ± 24	1,17	3,74	0,38	0,32
EB4	57 ± 24	1,10	3,44	0,20	0,26
EB5	65 ± 26	1,23	3,92	0,32	0,26
EB6	68 ± 26	1,30	4,11	0,38	0,30
EB7	46 ± 24	0,87	2,78	0,32	0,26
EB8	54 ± 24	1,02	3,26	0,26	0,20
EB9	45 ± 24	0,85	2,72	0,35	0,26
EB10	57 ± 24	1,08	3,44	0,30	0,26
EB11	59 ± 26	1,12	3,57	0,29	0,35
EB12	62 ± 26	1,20	3,80	0,30	0,23
EB13	57 ± 26	1,08	3,44	0,20	0,23
EB14	59 ± 26	1,12	3,57	0,23	0,23
EB15	59 ± 26	1,12	3,57	0,30	0,29
EB16	65 ± 24	1,23	3,93	0,26	0,23
EB17	65 ± 26	1,23	3,93	0,20	0,23
EB18	59 ± 24	1,12	3,57	0,29	0,38
EB19	65 ± 26	1,23	3,93	0,26	0,26
EB20	66 ± 24	1,25	3,99	0,29	0,23
EB21	56 ± 24	1,06	3,39	0,26	0,18
EB22	46 ± 24	0,87	2,78	0,23	0,23
EB23	60 ± 24	1,13	3,63	0,26	0,18
EB24	68 ± 24	1,30	4,11	0,20	0,26
EB25	83 ± 26	1,57	5,02	0,38	0,20
EB26	23 ± 10	0,43	1,39	0,18	0,26
EB27	51 ± 24	0,96	3,08	0,23	0,23
EB28	37 ± 18	0,70	2,24	0,18	0,30
EB29	70 ± 28	1,32	4,23	0,29	0,23
EB30	70 ± 26	1,32	4,23	0,15	0,15
EB31	58 ± 26	1,10	3,51	0,20	0,23
EB32	2620 ± 480	49,57	158	0,23	0,30
EB33	43 ± 18	0,81	2,60	0,23	0,23
range	23 - 2640	0,43 - 49,57	1,39 - 158	0,15 - 0,38	0,15 - 0,38
AM	135,06	2,57	8,2	0,26	0,25
GM	63,57	1,20	/	/	/

TABEAU 3.1.2 – *Variation des différents paramètres d'exposition au radon-222 par inhalation dans les différents types d'habitations de la ville d'Ebolowa.*

Type d'habitation	ID echantillon	Concentration de radon (Bq.m ⁻³)	Dose efficace annuelle (mSvy ⁻¹)	Excess Lifetime Cancer Risk	Dose intérieure (mSv)	Dose extérieure (mSv)
Habitations en brique de ciment	EB1	47 ± 22	0,90	2,84	0,20	0,30
	EB2	72 ± 26	1,36	4,35	0,20	0,26
	EB3	62 ± 24	1,17	3,74	0,38	0,32
	EB4	57 ± 24	1,10	3,44	0,20	0,26
	EB6	68 ± 26	1,30	4,11	0,38	0,30
	EB7	46 ± 24	0,87	2,78	0,32	0,26
	EB8	54 ± 24	1,02	3,26	0,26	0,20
	EB9	45 ± 24	0,85	2,72	0,35	0,26
	EB12	62 ± 26	1,20	3,80	0,30	0,23
	EB13	57 ± 26	1,08	3,44	0,20	0,23
	EB15	59 ± 26	1,12	3,57	0,30	0,29
	EB16	65 ± 24	1,23	3,93	0,26	0,23
	EB19	65 ± 26	1,23	3,93	0,26	0,26
	EB21	56 ± 24	1,06	3,39	0,26	0,18
	EB22	46 ± 24	0,87	2,78	0,23	0,23
	EB23	60 ± 24	1,13	3,63	0,26	0,18
	EB24	68 ± 24	1,30	4,11	0,20	0,26
	EB25	83 ± 26	1,57	5,02	0,38	0,20
	EB26	23 ± 10	0,43	1,39	0,18	0,26
	EB28	37 ± 18	0,70	2,24	0,18	0,30
EB30	70 ± 26	1,32	4,23	0,15	0,15	
EB31	58 ± 26	1,10	3,51	0,20	0,23	
EB32	2620 ± 480	49,57	158	0,23	0,30	
EB33	43 ± 18	0,81	2,60	0,23	0,23	
	range	23 - 2640	0,43 - 49,6			
	AM	163,5	3,1			
	GM	64,6				
Habitations en terre battue avec des murs cimentés	EB5	65 ± 26	1,23	3,92	0,32	0,26
	EB10	57 ± 24	1,08	3,44	0,30	0,26
	EB14	59 ± 26	1,12	3,57	0,23	0,23
	EB18	59 ± 24	1,12	3,57	0,29	0,38
	EB20	66 ± 24	1,25	3,99	0,29	0,23
	EB27	51 ± 24	0,96	3,08	0,23	0,23
	EB29	70 ± 28	1,32	4,23	0,29	0,23
	range	51 - 70	0,96 - 1,32			
	AM	61	1,15			
	GM	60,7	/			
Habitations en planches	EB11	59 ± 26	1,12	3,57	0,29	0,35
	EB17	65 ± 26	1,23	3,93	0,20	0,23
	range	59 - 65	1,12 - 1,23			
	AM	62	1,17			
	GM	61,9	/			

3.2 Analyse des résultats et discussion

3.2.1 Concentration du radon-222 dans les habitations d'Ebolowa

Les valeurs de concentrations du radon-222 mesurées dans les habitations de la ville d'Ebolowa, sont reportées avec leurs incertitudes dans le tableau 3.1.1 Ce tableau montre les valeurs minimales, maximales et les moyennes (arithmétiques et/ou géométriques) du radon-222. Ces concentrations variaient de $(23 \pm 10) \text{ Bq m}^{-3}$ à $(2620 \pm 480) \text{ Bq m}^{-3}$ avec une moyenne arithmétique et une moyenne géométrique de $135,6 \text{ Bq m}^{-3}$ et 63 Bq m^{-3} , respectivement. Ces dernières étaient supérieures aux moyennes arithmétiques et géométriques mondiales des concentrations du radon-222 qui sont de 40 Bq m^{-3} et de 30 Bq m^{-3} respectivement, recommandées dans les rapports des UNSCEAR 2000 et 2006 [24], [105].

Les figures 3.2.1 et 3.2.2 présentent les distributions des concentrations du radon-222 à l'intérieur des 33 habitations étudiées dans la ville d'Ebolowa.

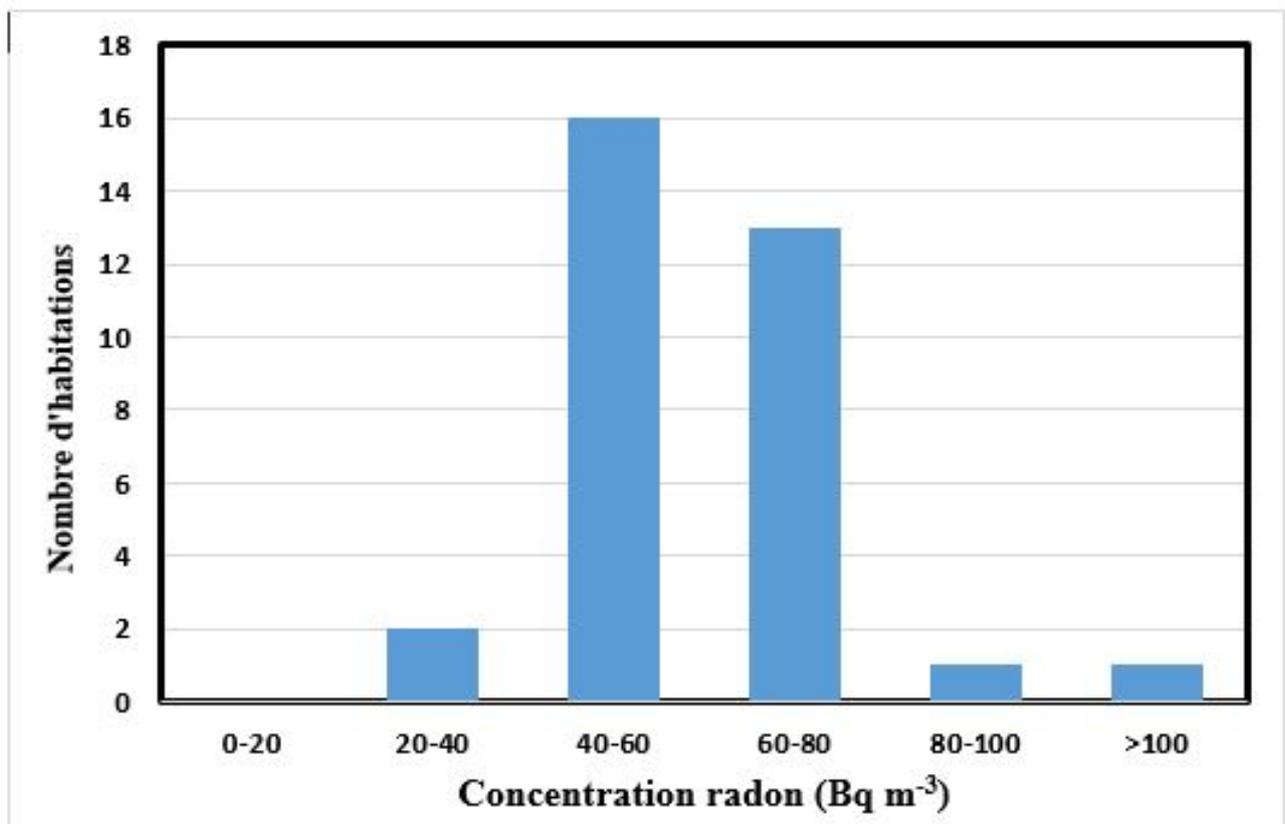


FIGURE 3.2.1 – Distribution des concentrations de radon-222 dans les habitations de la ville d'Ebolowa.

Pour la figure 3.2.1 ci-dessus, environ 6 % des habitations étudiées ont des concentrations du radon-222 comprises entre (0-20) Bq m^{-3} , 48,5 % ont des concentrations du radon-222 comprises entre (20-40) Bq m^{-3} , 39,4% ont des concentrations du radon-222 dans la plage (40-60) Bq m^{-3} , 3% ont des concentrations de ^{222}Rn dans la plage (60-80) Bq m^{-3} et 3% ont des concentrations du radon-222 supérieures à 100 et 300 Bq m^{-3} qui sont les limites réglementaires de l’OMS et de la CIPR respectivement[3], [77]. En général, il a été constaté qu’environ 97 % des valeurs obtenues dans cette étude étaient inférieures à 100 Bq m^{-3} qui est le niveau de référence recommandé par l’OMS pour le radon-222. Seul 3 % des concentrations obtenues étaient supérieures aux niveaux de référence de l’OMS et de la CIPR (100 Bq m^{-3} , 300 Bq m^{-3}) pour le radon [3], [77].

La figure 3.2.2 quant à elle présente les concentrations du radon-222 dans chaque habitation étudiée selon leur situation géographique. Il convient de noter que, pour des raisons de représentation graphique, une échelle logarithmique a été appliquée aux valeurs réelles des concentrations initiales. La concentration du radon-222 la plus faible se trouve dans l’habitation EB26 du quartier Ekombité Bloc 1 avec une valeur de 23 Bq m^{-3} , et la valeur la plus élevée a été observée dans l’habitation EB32 du quartier Ekombité vers la station de la Cameroon Radio Television (CRTV) avec une valeurs de 2620 Bq m^{-3} . L’habitation où la concentration du radon-222 a été la plus faible était une maison-boutique bien aérée. Pour l’habitation où la concentration du radon-222 a été relevée la plus élevée, elle était très faiblement aérée, dont très peu ventilée. Il faut noter en général que, hors mis l’habitation EB32 du quartier Ekombité, les concentrations du radon-222 dans les autres habitations de la ville d’Ebolowa étaient inférieures aux valeurs seuils recommandées par l’OMS et l’UNSCEAR.

Les habitations en planches et en terre battue dont les murs présentaient de petites ouvertures avaient des concentrations moyennes arithmétiques respectives de 62 Bq m^{-3} et 61.7 Bq m^{-3} . Ces moyennes étaient pratiquement égales à la moitié de la moyenne des maisons en briques de ciments, soit 164 Bq m^{-3} . Par ailleurs ces valeurs du radon-222 auraient aussi pu être influencées par le climat de la zone d’étude car la collecte des données pour ce travail a été réalisée du mois d’Août au mois de Novembre 2020. Ces mois sont comptés

parmi ceux de la grande saison des pluies.

3.2.2 Concentration du Radon-222 dans les différents types d'habitations de la ville d'Ebolowa

Les valeurs de concentration du radon-222 mesurées dans les différents types d'habitations de la ville d'Ebolowa, sont reportées avec leurs incertitudes dans le tableau 3.1.2 Ce dernier présente les valeurs minimales, maximales et les moyennes (arithmétiques et/ou géométriques) du radon-222 obtenues dans chaque type d'habitations. Ces habitations étaient soit en briques de ciment (72,7 %), en terre battue avec des murs cimentés (21,2 %) ou des habitations en planches (6,0 %). La figure 3.2.2 montre que la distribution des valeurs de concentration de radon dans chaque type d'habitation étudiée.

3.2.2.1 Concentration du Radon-222 dans les habitations en briques de ciment

Pour les habitations en briques de ciment, les valeurs de concentration du radon-222 sont reportées dans le tableau 3.1.2. Elles sont comprises entre (23 ± 10) Bq m⁻³ (valeur minimum) et (2620 ± 480) Bq m⁻³ (valeur maximum), avec des moyennes arithmétiques et géométriques de 163,5 Bq m⁻³ et 64,6 Bq m⁻³, respectivement. En Comparant ces résultats aux valeurs maximales recommandées par l'OMS et la CIPR [3], [4], qui sont respectivement de 100 Bq m⁻³ et de 300 Bq m⁻³, on remarque que la concentration maximale (2620 ± 480) Bq m⁻³ enregistrée, est respectivement 26 et 8 fois plus élevée que ces niveaux de référence. Cette valeur élevée de concentration de radon-222 peut être dûe soit à des matériaux de construction riches en radium-226 d'une part, soit à une zone sujette aux fortes teneurs en radon-222 telle que précisée dans la description géologique du substratum de cette ville.

3.2.2.2 Concentration du Radon-222 dans les habitations en terre battue

Pour les habitations en terre battue, les valeurs de concentration du radon-222 sont comprises entre (51 ± 24) Bq m⁻³ (valeur minimum) et (70 ± 28) Bq m⁻³ (valeur maximum), avec

des moyennes arithmétiques et géométriques de 61 Bq m^{-3} et $60,7 \text{ Bq m}^{-3}$, respectivement. De ces résultats on peut remarquer que ces valeurs sont supérieures aux moyennes arithmétiques (40 Bq m^{-3}) et géométriques recommandées par l'UNSCEAR. Par ailleurs ces concentrations du radon-222 sont inférieures aux valeurs maximales recommandées par l'OMS et la CIPR [3], [4], qui sont respectivement de 100 Bq m^{-3} et de 300 Bq m^{-3} .

3.2.2.3 Concentration du Radon-222 dans les habitations en planches

Pour les habitations en planches, les valeurs de concentration du radon-222 varient entre $(59 \pm 26) \text{ Bq m}^{-3}$ et $(65 \pm 24) \text{ Bq m}^{-3}$, avec des moyennes arithmétique et géométrique de 62 Bq m^{-3} et $61,9 \text{ Bq m}^{-3}$, respectivement. De ces résultats, on remarque que les valeurs moyennes obtenues sont supérieures aux moyennes arithmétique (40 Bq m^{-3}) et géométrique recommandées par l'UNSCEAR, mais restent inférieures aux valeurs maximales recommandées par l'OMS et la CIPR[3], [4], qui sont respectivement de 100 Bq m^{-3} et de 300 Bq m^{-3} .

Les moyennes géométriques (MG) du radon-222 dans les habitations étudiées sont de $(64,6 \pm 2,26) \text{ Bq m}^{-3}$ pour les habitations en briques de ciment, $(60,7 \pm 1,1) \text{ Bq m}^{-3}$ pour les habitations en terre battue, et $(61,9 \pm 1,1) \text{ Bq m}^{-3}$ pour les habitations en planches. Toutes ces moyennes géométriques observées sont du même ordre de grandeur, soit environ $\sim 60 \text{ Bq m}^{-3}$. Il est généralement démontré que les maisons faites par des matériaux de construction tels que de la boue ou de l'argile ont généralement des concentrations en radon-222 plus élevées que celles construites grâce à d'autres matériaux[106]-[108]. Ces résultats sont aussi en accord avec les résultats des études menées dans le sud du Nigeria par O.S. Ayayi et al., 2016 et K. Aladeniyi et al., 2020 [106], [107], mais aussi dans les lieux de travail au Soudan par Abd-Elmoniem A. Elzain, 2021[108].

En général, nous avons observé dans notre étude que la Moyenne Géométrique est légèrement élevée dans les habitations en briques de ciment. Ce résultat pourrait être dû à l'influence de la valeur extrême de 2620 Bq m^{-3} . Il est à noter que les briques de ciment ont été fabriquées à partir du sable fin et du ciment produits localement. Cette MG du radon-222

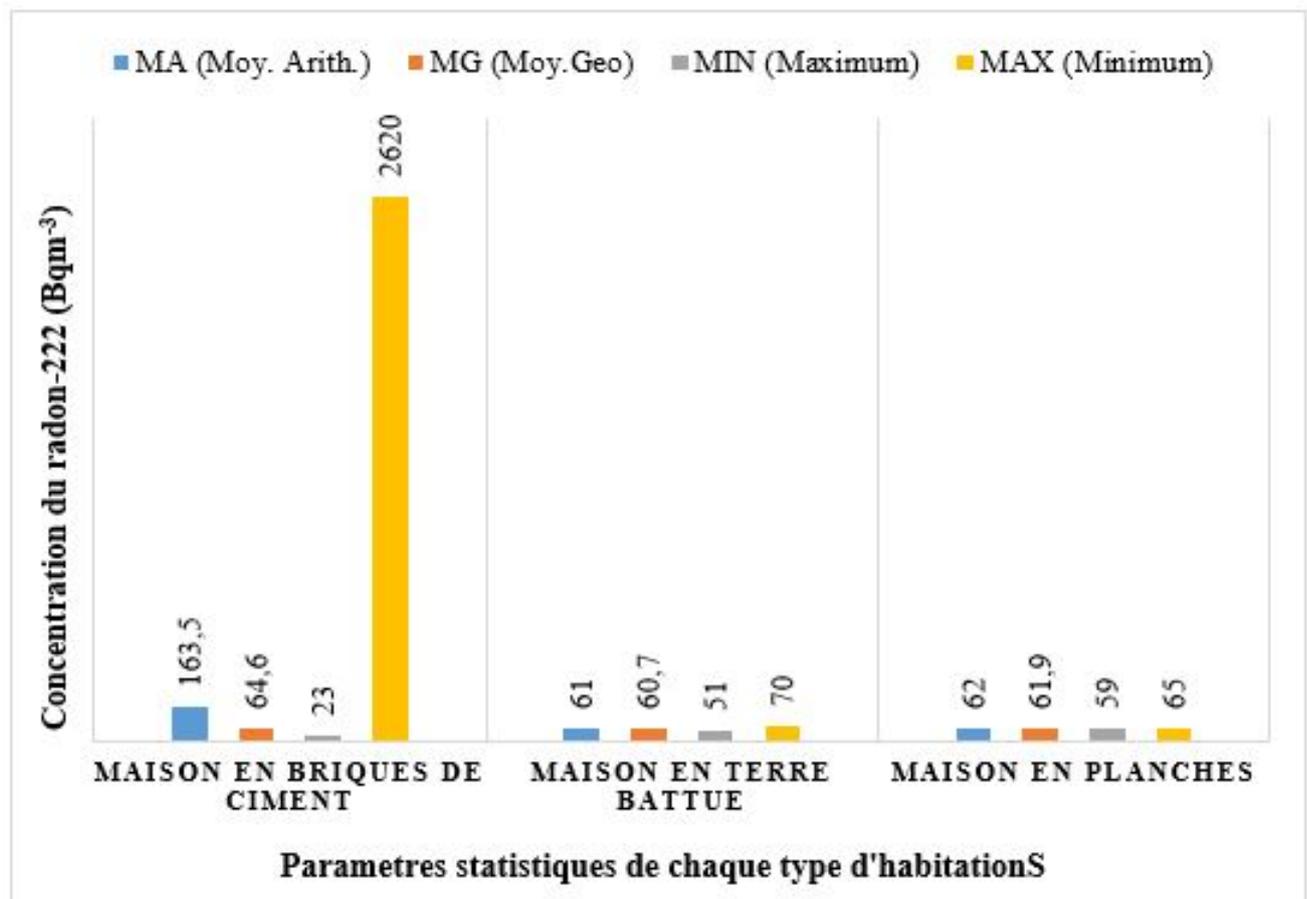


FIGURE 3.2.2 – Paramètres statistiques des concentrations d'activité du radon dans différentes habitations de la ville d'Ebolowa.

observée dans les habitations en briques de ciment pourrait être aussi dûe au mode de vie des habitants, qui est généralement considéré comme une source importante de radon dans les habitations[106]. Une autre raison pourrait être le fait que les habitations en briques de ciment n'étaient pas aussi bien ventilées naturellement par rapport aux habitations en terre battue et en planches, dans lesquelles la présence de petits trous dans la structure des murs avait été observée, augmentant ainsi le renouvellement naturel de l'air dans ces habitations. La valeur maximale de $(2620 \pm 480) \text{ Bq m}^{-3}$ observée dans toute cette étude au niveau de l'habitation EB32 fait l'objet d'une attention particulière. Elle pourrait principalement s'expliquer par le fait que, la formation géologique de la ville d'Ebolowa est principalement granitique, car les principales sources d'exposition au radon dans les habitations et les lieux de travaux sont généralement les sols et les roches sous-jacentes ces infrastructures[109],

[110].

3.3 Comparaison avec d'autres études menées au Cameroun

Plusieurs études sur l'évaluation de l'exposition au gaz radon dans les habitations avaient déjà été réalisées au Cameroun. La plupart de ces études ont utilisé des dispositifs de détection du radon couplé au thoron. Ces études étaient généralement effectuées dans des sites miniers ou à fort potentiel minier. Les concentrations du radon-222 obtenues dans la présente étude ont été comparées aux concentrations mesurées dans les zones d'extraction d'or et les sites uranifères du Cameroun. Le tableau 3.3.1 présente les valeurs minimales, maximales, les moyennes arithmétiques et géométriques des concentrations du Radon-222 obtenues dans ces localités.

Saïdou et al. [111] ont effectué des mesures de concentration du radon avec des détecteurs de traces de radon à électret dans le département du Djérem. C'est une localité qui se trouve dans le sud de la Région de l'Adamaoua. On y trouve un gisement de bauxite qui constitue un fort potentiel minier pour le Cameroun. Les concentrations du radon-222 dans cette zone variaient de 43 Bq m^{-3} à 270 Bq m^{-3} avec une moyenne arithmétique correspondante de 108 Bq m^{-3} . Saïdou et al. [112] ont effectué des mesures des concentrations d'activité du radon-thoron et des concentrations des descendants du thoron dans des habitations situées dans la zone uranifère de Poli à l'aide de détecteurs passifs discriminants le radon et le thoron. Les concentrations du radon obtenues dans cette zone variaient de 46 Bq m^{-3} à 137 Bq m^{-3} avec des moyennes arithmétiques et géométriques de 82 Bq m^{-3} et 79 Bq m^{-3} , respectivement (valeur $p = 0,495$).

Takoukam et al. [21] ont effectué des mesures simultanées des concentrations du radon et de thoron dans 71 Habitations de la ville de Douala, Chef lieu de la Région du Littoral-Cameroun. Cette étude avait été réalisée par des détecteurs passifs discriminants le radon-222 du thoron. Les concentrations du radon variaient de 31 Bq m^{-3} à 436 Bq m^{-3} avec des moyennes arithmétiques et géométriques de 139 Bq m^{-3} (valeur $p = 0,479$) et 118 Bq m^{-3} , respectivement.

Ndzana Nkoulou et al. [23] ont effectué des mesures simultanées du radon, du thoron et des descendants du thoron dans plusieurs habitations situées aux environs des zones minières aurifères de Betare-Oya, à l'Est du Cameroun. Les concentrations du radon variaient de 88 Bq m^{-3} à 282 Bq m^{-3} avec des moyennes arithmétiques et géométriques de 133 Bq m^{-3} (valeur $p = 0,973$) et 70 Bq m^{-3} , respectivement.

TABLEAU 3.3.1 – *Comparaison entre les concentrations de radon-222 obtenues dans les habitations de la ville d'Ebolowa aux valeurs obtenues dans d'autres localités du Cameroun.*

Area/Cameroon	Radon					References
	activity concentration (Bq.m^{-3})					
	Range	AM	SD	GM	GSD	
Djerem	43 - 270	108	22	102	21	[111]
Poli	46 - 137	82	20	79	1	[112]
Betare-Oya	88 - 282	133	39	70	2	[20]
Douala Town	31 - 436	80	52	118		[22]
Ebolowa town, (Present work)	23 - 2620	135,6	446	63	1,3	

En comparant les valeurs moyennes du radon-222 obtenues dans cette étude à celles relevées dans d'autres localités du Cameroun, on remarque que celles de notre étude sont plus élevées que celles obtenues dans les autres études réalisées au Cameroun. Comme le montre le tableau 3.3. La concentration moyenne arithmétique générale obtenue dans notre étude est légèrement supérieure à celle mesurée dans l'étude réalisée dans la localité de Betare-Oya, mais nettement supérieure à celles des autres localités du Cameroun. A l'inverse, la valeur de concentration moyenne géométrique (MG) obtenue dans notre étude est inférieure à celles obtenues dans les études menées dans d'autres localités du pays.

Cependant, en utilisant les résultats des tests d'hypothèses caractérisés par le calcul du paramètre statistique $\ll p \gg$, les valeurs de p calculées pour comparer les concentrations du radon obtenues dans cette étude avec celles obtenues dans les études susmentionnées

entreprises dans d'autres localités du Cameroun montrent que du point de vue statistique, elles ne sont pas significativement différentes (valeurs de $p > 0,05$).

3.4 Comparaison entre les concentrations du Radon-222 dans la localité d'Ebolowa et celles obtenues dans d'autres localités du monde.

Plusieurs études sur l'exposition au radon-222 dans les habitations ont été réalisées à travers le monde. Les appareils de mesure de la concentration du radon dans les habitations au cours de ces enquêtes étaient de différentes technologies. Les résultats sur les concentrations d'activité du radon-222, les concentrations moyennes arithmétiques et géométriques, effectués dans plusieurs pays sont résumés dans le tableau 3.4.1.

Bode Tushe et al. ont utilisé des détecteurs de traces du radon pour évaluer les distributions géographiques du radon à l'intérieur des habitations en Albanie[102]. Songul Akbulut et al. ont mesuré les concentrations du radon à l'intérieur et à l'extérieur des maisons de patients atteints de cancer du poumon dans les habitations de la province de Rize en Turquie [143]. Prasad et al. ont rapporté une étude sur l'exposition aux rayonnements due au radon, au thoron et à leurs descendants dans l'environnement intérieur des vallées de Yamuna et Tons du Garhwal Himalaya[113].

TABLEAU 3.4.1 – *Comparaison entre les concentrations de radon dans les habitations d’Ebolowa avec d’autres études menées dans d’autres régions du monde.*

Country/Area	Radon activity concentration (Bq.m ⁻³)						References
	Range	AM	SD	GM	GSD	N	
India/Himalaya	4 - 174	38	-	24	-	78	[59]
Canada/Ottawa	8 - 152	110		74	-	93	[60]
Albani	14 - 1238	120	67	103	1.8	247	[40]
China	19 - 195	91		57	-	193	[62]
Yemen	3 - 270	42	-	-		241	[61]
This study	23 - 2620	135,6	446	63	1,3	33	

Chen et al. ont mesuré simultanément les concentrations du radon et de thoron dans 93 maisons à Ottawa au Canada à l’aide de détecteurs de type RADUET[114]. Shen Yan et al. ont étudié l’exposition au radon dans 650 logements économes en énergie en Suisse Romande et évalué l’impact de la rénovation énergétique et des caractéristiques des bâtiments à l’aide de détecteurs de traces du radon [96]. Khayrat et al. ont réalisé une enquête sur le radon dans les habitations de certaines régions du Yémen, en utilisant des détecteurs de radon à base de CR-39 [115]. Tokonami et al. ont réalisé des mesures simultanées du radon et du thoron à l’aide de détecteurs de type RADUET dans les grottes de 193 habitations situées dans les provinces du Shanxi et du Shaanxi en Chine[116]. Au regard des résultats des études sus-citées, il apparaît clairement que la moyenne arithmétique et la concentration maximale du radon (2620 Bqm⁻³) dans notre étude sont supérieures à celles de la plupart des pays mentionnés ci-dessus. Cependant, les valeurs p calculées (> 0,218) des tests d’hypothèses indiquent que les valeurs moyennes arithmétiques obtenues dans ces études ne sont pas significativement différentes de celles obtenues dans la notre.

3.5 Comparaison des concentrations du radon-222 dans la ville d'Ebolowa aux valeurs de référence de l'OMS et de la CIPR

Les valeurs de concentration du radon-222 mesurées dans les habitations de la ville d'Ebolowa, sont reportées avec leurs incertitudes dans le tableau 3.1. Une comparaison a été faite entre les valeurs moyennes de la concentration du radon obtenues dans les différentes habitations de notre étude et les valeurs de référence de l'OMS et de la CIPR. La valeur moyenne obtenue dans cette étude est de 135.06 Bq m^{-3} qui est supérieur à 100 Bq m^{-3} qui est la valeur moyenne de référence du radon donnée par l'OMS pour les habitations et inférieure à 300 Bq m^{-3} qui est la valeur moyenne de référence du radon donnée par la CIPR pour les habitations.

En comparant les valeurs moyennes du radon obtenues dans chaque type d'habitation notamment aux valeurs de références données par l'OMS et la CIPR, il ressort que la valeur moyenne des maisons en briques de ciment ont une valeurs moyennes de 163.5 Bq m^{-3} est supérieur à 100 Bq m^{-3} qui est la valeur moyenne de référence du radon donnée par l'OMS pour les habitations et inférieure à 300 Bq m^{-3} qui est la valeur moyenne de référence du radon donnée par la CIPR pour les habitations. Les valeurs moyennes obtenues dans les habitations en terre battue (61 Bq m^{-3}) et en planches (62 Bq m^{-3}) sont inférieures aux valeurs de références de l'OMS et de la CIPR. La figure ci-dessous présente la comparaison entre les concentrations moyennes du radon obtenues dans les habitations de ville d'Ebolowa et les valeurs de référence données par l'OMS et la CIPR.

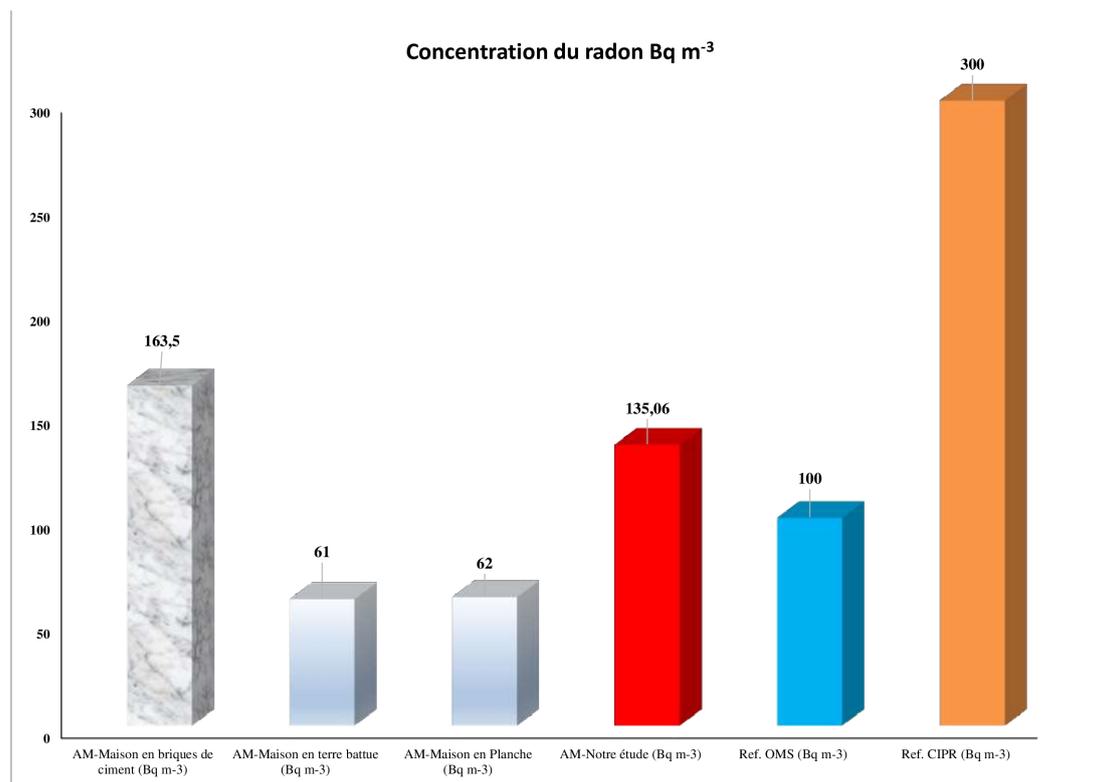


FIGURE 3.5.1 – Comparaison entre les valeurs moyennes de concentration du radon-222 dans les habitations de la ville d’Ebolowa avec les valeurs de références de l’OMS et de la CIPR

3.6 Dose efficace annuelle dûe à l’inhalation du radon-222 dans les habitations

Les doses efficaces annuelles dûes à l’inhalation de radon-222 ont été estimées à l’aide des concentrations du radon-222 mesurées dans les habitations de la ville d’Ebolowa. Les valeurs de ces doses sont reportées avec leurs incertitudes dans le tableau 3.1.1 Ce tableau montre les valeurs minimales, maximales et les moyennes (arithmétiques et/ou géométriques) du radon-222. Les valeurs obtenues dans cette étude sont comprise entre 0,43 mSv an⁻¹ et 49,6 mSv an⁻¹. Les valeurs moyennes arithmétiques et géométriques correspondantes sont respectivement de 2,6 mSv an⁻¹ et 1,2 mSv an⁻¹. Environ 97 % d’habitations présentent des valeurs de dose efficace annuelles inférieures à la plage de niveaux d’action recommand es par la CIPR de (3-10) mSv an⁻¹ [77]. Environ 3 % présentent des valeurs de dose efficace annuelle environ 5 fois supérieure à la limite supérieure de cette plage.

3.7 Dose efficace annuelle dans les différents types d'habitations

Le tableau 3.6.1 présente les valeurs moyennes arithmétiques et géométriques des doses efficaces annuelles dues à l'inhalation de radon-222 dans les habitations en briques de ciment, en terre battue et les habitations en planches de la ville d'Ebolowa.

Dans les habitations en briques de ciment, les valeurs de la dose efficace annuelle sont comprises entre 0,43 et 49,6 mSv an⁻¹, avec une moyenne arithmétique de 3,1 mSv an⁻¹. Cette valeur se situe entre les plages de niveaux d'action recommandés par la CIPR.

Pour les habitations en terre battue et les habitations en planches, les valeurs varient de 0,96 à 1,32 mSv an⁻¹, avec les valeurs moyennes arithmétiques de 1,15 mSv an⁻¹ et 1,17 mSv an⁻¹ respectivement. Ces dernières sont inférieures à la plage de niveaux de référence recommandés par la CIPR. Les valeurs p du test d'hypothèse estimée, qui sont supérieures à 0,348, suggèrent que les valeurs moyennes arithmétiques déterminées pour les trois différents types d'habitations ne sont pas sur le plan statistique significativement différent.

TABLEAU 3.7.1 – *Range, arithmetic and geometric mean values of estimated annual effective doses due to radon inhalation in different dwellings in Ebolowa town.*

Type d'habitation	Dose efficace annuelle (mSvan ⁻¹)		
	Ranged	AM	GM
Maison en ciment faites en parpaings	0,43 - 49,6	3,1	1,26
Maison en terre battue	0,96 - 1,32	1,15	1,14
Maison en planches	1,11-1,22	1,17	1,17
All	0,43 - 49,6	2,57	1,2

La figure 3.6.1 montre une comparaison entre les moyennes arithmétiques des doses ef-

ficaces annuelles obtenues dans cette étude et les niveaux de références recommandés par la CIPR. En général on peut observer que les doses efficaces annuelles dues à l'inhalation du radon-222 obtenues dans notre étude sont inférieures aux niveaux d'action recommandés par la CIPR de (3-10) mSv an^{-1} , à l'exception de la valeur moyenne arithmétique obtenue pour les habitations en briques de ciment. Ces résultats montrent que la majorité des habitations (environ 97 %) de la zone d'étude ne sont pas soumis aux effets sanitaires néfastes dus à l'exposition au radon-222 dans les habitations. Pour les habitations à fort taux de concentration du radon, il serait recommandé comme mesure corrective l'amélioration du système de ventilation des espaces occupés [77]. Cette action permettra de protéger la population des problèmes de santé liés à l'inhalation de gaz radon.

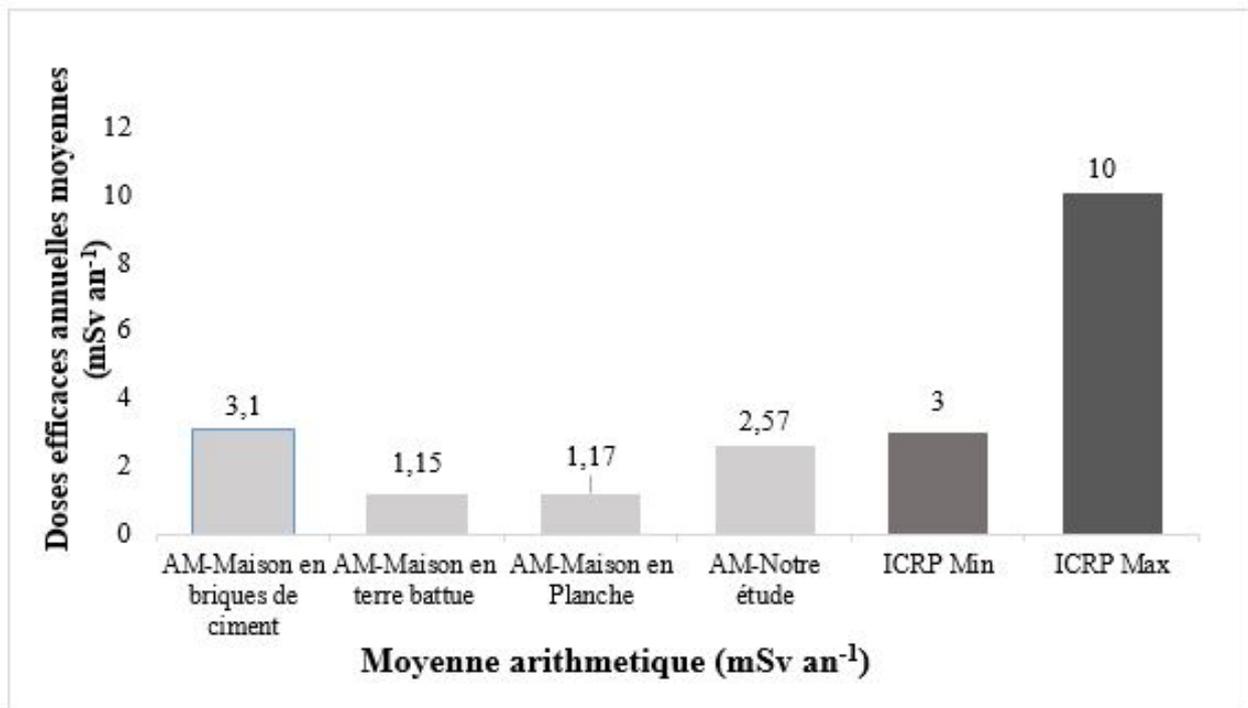


FIGURE 3.7.1 – Comparaison des moyennes arithmétiques des doses efficaces annuelles obtenues pour chaque type d'habitation aux niveaux d'actions recommandées par la CIPR

3.8 Débit de dose gamma ambient

Les valeurs de débits de dose gamma mesurées à l'intérieur et à l'extérieur des habitations de la ville d'Ebolowa, sont reportées dans les tableaux 3.1.1 et 3.1.2. Ces tableaux présentent les valeurs minimales, maximales et la moyennes arithmétique de ces débits de doses. Les valeurs de débits de dose gamma ambiants mesurées à l'intérieur et à l'extérieur des habitations étaient comprises entre $(0,15 \pm 0,01) \text{ mSv an}^{-1}$ et $(0,38 \pm 0,06) \text{ mSv an}^{-1}$, avec les valeurs moyennes de $0,26 \text{ mSv an}^{-1}$ et $0,25 \text{ mSv an}^{-1}$ respectivement. Ces valeurs moyennes de dose efficace annuelle sont inférieures à $0,48 \text{ mSv an}^{-1}$ qui est la valeur moyenne recommandée par l'UNSCEAR 2000 pour l'exposition externe aux sources de rayonnement naturelles [24]. La figure 3.7.1 montre la corrélation entre la concentration de ^{222}Rn et les débits de dose équivalents ambiants intérieurs et extérieurs. Les résultats obtenus montrent qu'il n'existe pas de corrélation entre les concentrations de radon-222 et les valeurs de dose externe et interne relevées dans les habitations de la ville d'Ebolowa. Ces résultats révèlent ainsi une indépendance entre le rayonnement gamma intérieur et extérieur et les concentrations du radon.

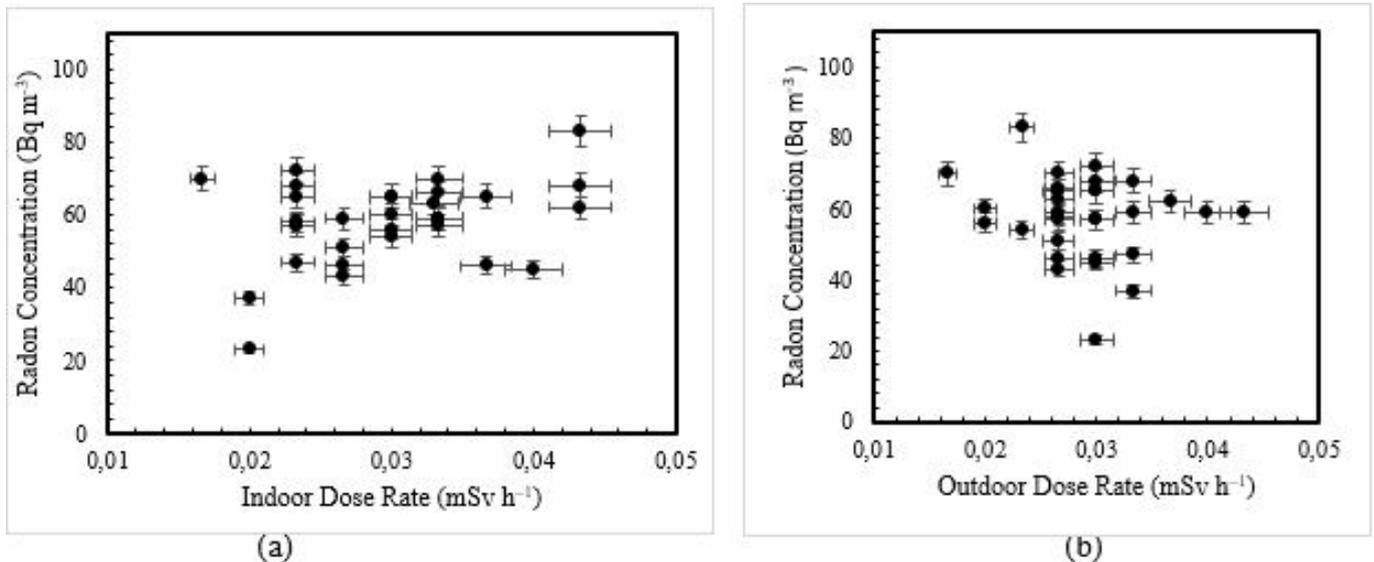


FIGURE 3.8.1 – Corrélation entre le débit de dose équivalent ambiant à l'intérieur et la concentration de radon (a), et le débit de dose équivalent à l'air ambiant extérieur et la concentration de radon (b).

3.9 Risque de cancer des poumons dans les habitations de la ville d'Ebolowa

Le radon est reconnu depuis longtemps comme une cause de cancer du poumon et a été identifié comme cancérigène pulmonaire pour l'homme en 1986 par l'Organisation mondiale de la santé[15] (OMS, 1986; CIRC, 1988). La principale source d'information sur les risques de cancer du poumon induit par le radon a été les études épidémiologiques des mineurs (ICRP, 1993), et des études plus récentes ont fourni des données informatives sur les risques à des niveaux d'exposition inférieurs (par exemple Lubin et al., 1997; NRC, 1999; EPA, 1999, 2003; Tomasek et al., 2008). De plus, de récentes analyses combinées de données provenant d'études cas-témoins sur le cancer du poumon et les expositions résidentielles au radon ont démontré un risque accru[11]-[13] (Lubin et al., 2004; Darby et al., 2005, 2006; Krewski et al., 2006) (ICRP 115) anib 40 .Au Cameroun très peu de données existent sur le risque de cancer du poumon dû à l'exposition au radon.

Dans cette étude le tableau 3.1.1 présente les valeurs du risque croissant de cancer des poumons au cours de la durée de vie ou Excess Lifetime Cancer Risk (ELCR). Les valeurs varient de 1,39% à 158 % avec une valeur moyenne de 8,2 %. Cela signifie qu'en moyenne, une personne sur environ 13 vivant dans la zone étudiée est susceptible de développer un cancer dû à une exposition au radon au cours de sa vie. La figure 3.8 présente la distribution les valeurs du risque croissant de cancer des poumons dans les habitations de la ville d'Ebolowa. Ces valeurs sont supérieures à celles trouvées dans les références [32], [117] qui sont respectivement de 0,12% et 1,01%. De plus, la valeur moyenne trouvée dans cette étude s'est avérée être environ 6 fois plus élevée que la valeur du seuil d'intervention de 1,3% proposée par l'United State Environmental Protection Agency (USEPA) [45].

Le tableau 3.8.1 présente une comparaison entre les valeurs du risque croissant de cancer des poumons au cours de la durée de vie (ELCR) obtenues dans notre étude et les valeurs moyennes obtenues dans d'autres pays du monde. Comme le montre le tableau 4, la valeur moyenne de l'ELCR de 8,2 % est supérieure à celles retrouvées dans les autres pays du

monde, qui sont respectivement de 0,12 % pour le Ghana [118], 1,01 % pour l'Iran [93], 6,3 % pour le Nigéria[107] et 2,76 % pour l'Éthiopie[119]. Cette valeur très supérieure à la valeur du seuil d'intervention de 1,3 % proposée par l'USEPA [120].

TABLEAU 3.9.1 – *Comparaison entre les valeurs du risque croissant du cancer des poumons au cours de la durée de vie (ELCR) obtenues dans notre étude et les valeurs obtenues dans d'autres pays du monde.*

Country	ELCR(%)		Ref.
	Range	Mean	
Ghana	/	0.12	[93]
Iran	/	1.01	[104]
Nigeria	1.6 - 28.1	6.3	[109]
Ethiopia/North Shewa	0.87 - 5.71	2.76	[120]
This study	1.39 - 158	8.2	

Les valeurs du risque croissant de cancer des poumons au cours de la durée de vie (ELCR) dans les différents types d'habitation de la ville d'Ebolowa sont reportées dans le tableau 3.1.2 Ce tableau montre le minimum, le maximum et les moyennes arithmétiques et géométriques de chaque type d'habitation. Les valeurs de l'ELCR varient de 1,39% à 158% dans les maisons en brique de ciment avec une valeur moyenne de 9,88 %, de 3,08 % à 4,23% dans les maisons en terre battue avec une valeur moyenne de 3,68 % et de 3,57 % à 3,93 % dans les maisons en planche avec une valeur moyenne de 3, 74 %. La figure 3.8.1 présente une comparaison des valeurs minimum, maximum et les moyennes de chaque type d'habitations. On remarque que les maisons qui présentent un risque élevé de cancer des poumons sont les maisons en brique de ciment. En comparant les valeurs moyennes de l'ELCR obtenues dans les habitations en briques de ciment, en terre battue et en planches au seuil d'intervention de 1,3 % proposée par l'USEPA[120], on remarque que ces valeurs sont respectivement 7 fois et 3 fois supérieure au seuil d'intervention.

Par ailleurs, il est important de préciser que, du fait des faibles statistiques de notre

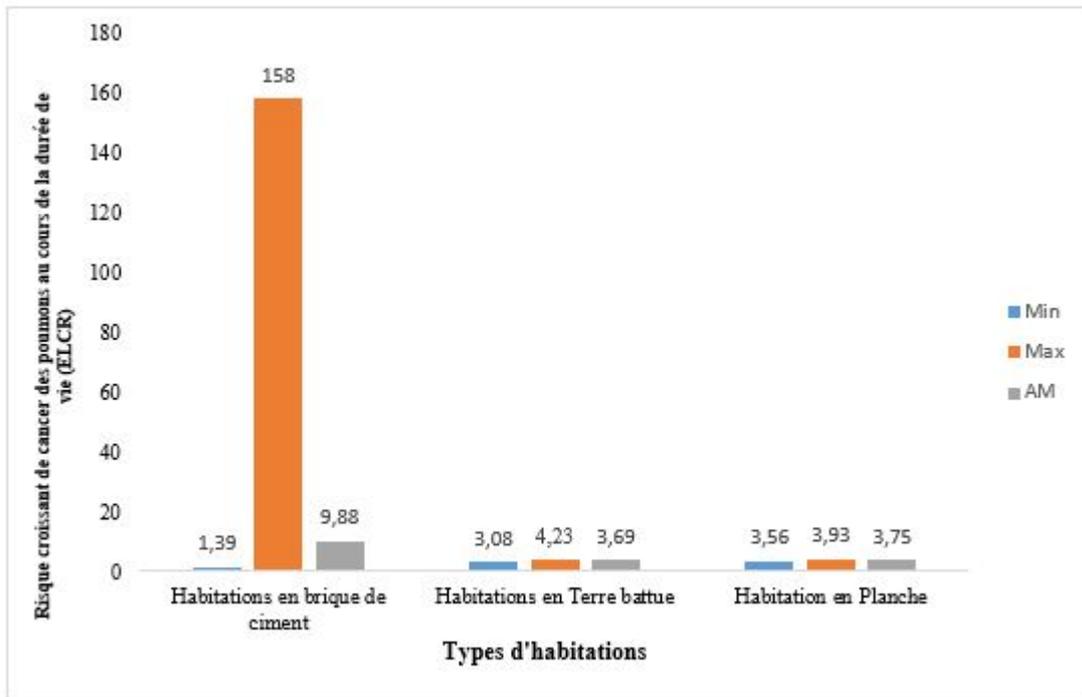


FIGURE 3.9.1 – Comparaison des valeurs minimum, maximum et les moyennes risque croissant de cancer des poumons au cours de la durée de vie (ELCR) de chaque type d'habitations.

échantillon, et du manque de données sur le taux de prévalence du risque de cancer du poumon dû à l'exposition au radon au Cameroun en général et dans la ville d'Ebolowa en particulier, il sera important de faire plus d'études épidémiologiques pour évaluer ce cancer des poumons dû au radon dans les habitations de notre zone d'étude pour consolider et améliorer ces résultats.

3.10 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté les résultats obtenus de notre étude sur l'exposition au radon-222 des habitants de la ville d'Ebolowa, Sud-Cameroun. Les analyses des concentrations révèlent que 97 % des valeurs de concentrations de radon-222 obtenues dans cette étude sont inférieures aux valeurs de références commandées, mais seules 3 % de ces valeurs sont supérieures à ces niveaux de références. Des trois types d'habitations étudiés dans la ville d'Ebolowa, les concentrations moyennes les plus élevées se trouvaient dans les habitations construites en briques de ciment. L'évaluation du risque du cancer des pou-

mons présente une valeur environ 6 fois plus élevée que la valeur du seuil d'intervention de 1,3 % proposée par l'USEPA. Tous les paramètres étudiés dans l'évaluation de l'exposition au radon-222 montrent des valeurs supérieures aux valeurs recommandées.

Conclusion générale et perspectives

Les études sur l'évaluation du risque radiologique dû à l'exposition au radon-222 ont commencé depuis plusieurs années dans certaines localités du Cameroun. La plupart de celles-ci ont été effectuées dans les habitations situées aux alentours des zones minières ou à fort potentiel minier. Ces études avaient pour but d'évaluer en général l'exposition aux radon-222 et thoron-220 ainsi que leurs descendants. Par ailleurs aucune étude n'avait encore été menée jusqu'à lors pour évaluer l'exposition au radon-222 auprès des populations de la ville d'Ebolowa afin d'estimer le risque de cancer des poumons qui en résulte. C'est pourquoi l'objectif principal de notre travail de thèse était de déterminer les concentrations de radon-222 dans les différents types d'habitations rencontrées dans la ville d'Ebolowa afin d'évaluer le risque de cancer des poumons auprès des populations vivant dans ces habitations, de comparer les concentrations de radon-222 obtenues dans ce travail aux différentes valeurs trouvées dans d'autres régions du Cameroun d'une part, et dans d'autres pays du monde d'autre part.

Pour atteindre cet objectif, des campagnes de collecte de données dans les habitations de la ville d'Ebolowa avaient été réalisées grâce aux dispositifs de détection du radon-222 appelés RADTRACK2 qui sont des appareils en configuration fermée pour ne détecter que le radon-222 grâce au CR-39 qui est le principal détecteur de radon-222 dans ce dispositif. L'analyse des concentrations de radon-222 obtenues dans les habitations de la ville d'Ebolowa en général a montré des valeurs comprises $(23 \pm 10) \text{ Bq m}^{-3}$ et $(2620 \pm 480) \text{ Bq m}^{-3}$ avec une moyenne arithmétique et une moyenne géométrique de $135,6 \text{ Bq m}^{-3}$ et 63 Bq m^{-3} , respectivement. Ces dernières étaient supérieures aux moyennes arithmétiques et géométriques mondiales des concentrations du radon-222 qui sont de 40 Bq m^{-3} et de 30 Bq m^{-3} respectivement, recommandées dans les rapports des UNSCEARs 2000 et 2006.

Les mesures du radon-222 dans les différents types d'habitations d'Ebolowa ont montré que pour les habitations en briques de ciment, les valeurs de concentration du radon-222 étaient comprises entre $(23 \pm 10) \text{ Bq m}^{-3}$ et $(2620 \pm 480) \text{ Bq m}^{-3}$, avec des moyennes arithmétique et géométrique de $163,5 \text{ Bq m}^{-3}$ et $64,6 \text{ Bq m}^{-3}$, respectivement. Pour les habitations en terre battue, les valeurs de concentration du radon-222 variaient entre $(51 \pm 24) \text{ Bq m}^{-3}$ et $(70 \pm 28) \text{ Bq m}^{-3}$, avec des moyennes arithmétique et géométrique de 61 Bq m^{-3} et $60,7 \text{ Bq m}^{-3}$, respectivement. Pour les habitations en planches, les valeurs de concentration du radon-222 variaient entre $(59 \pm 26) \text{ Bq m}^{-3}$ et $(65 \pm 24) \text{ Bq m}^{-3}$, avec des moyennes arithmétique et géométrique de 62 Bq m^{-3} et $61,9 \text{ Bq m}^{-3}$, respectivement. Toutes les valeurs moyennes observées dans ces différentes habitations sont plus élevées que les valeurs moyennes recommandées par les UNSCEARs 2000 et 2006.

En Comparant tous ces résultats aux valeurs maximales recommandées par la CIPR et ISO [2], [35], il a été prouvé que la concentration maximale $(2620 \pm 480) \text{ Bq m}^{-3}$ enregistrée dans une habitation en briques de ciment, est respectivement 26 et 8 fois plus élevée que ces niveaux de référence de la CIPR et de l'UNSCEAR 2000.

Les doses efficaces annuelles dûes à l'inhalation du radon-222 ont été estimées à l'aide des concentrations de ce dernier mesurées dans les habitations de la ville d'Ebolowa. Les valeurs obtenues dans cette étude étaient comprises entre $0,43 \text{ mSvy}^{-1}$ et $49,6 \text{ mSvy}^{-1}$. Les valeurs moyennes arithmétique et géométrique correspondantes étaient respectivement de $2,6 \text{ mSvy}^{-1}$ et $1,2 \text{ mSvy}^{-1}$. Environ 97 % d'habitations présentaient des valeurs de dose efficace annuelle inférieure à la plage de niveaux d'action recommandés par la CIPR de $(3-10) \text{ mSv y}^{-1}$ [45]. Environ 3% présentaient des valeurs de dose efficace annuelle environ 5 fois supérieures à la limite supérieure de cette plage.

Les valeurs de débits de dose gamma ambiants mesurées à l'intérieur et à l'extérieur des habitations étaient comprises entre $(0,15 \pm 0,01) \text{ mSvy}^{-1}$ et $(0,38 \pm 0,06) \text{ mSvy}^{-1}$, avec les valeurs moyennes respectives de $0,26 \text{ mSvy}^{-1}$ et $0,25 \text{ mSvy}^{-1}$. La corrélation entre les concentrations du Rn-222 et les doses ambiantes à l'intérieur et à l'extérieur des habitations a montré une indépendance entre le rayonnement ambiant et les concentrations du radon-

222 dans les habitations de la ville d'Ebolowa. Le risque de cancer des poumons dans les habitations dû à l'exposition au radon-222 a été évalué en estimant le paramètre de risque croissant de cancer des poumons au cours de la durée de vie (ELCR). Les valeurs de ce paramètre étude variaient de 1,39 % à 158 % avec une valeur moyenne de 8,2 %. cette valeur est environ 6 fois plus élevée que la valeur du seuil d'intervention recommandée par l'USEPA. D'après ces résultats obtenus dans cette étude, nous pouvons dire que du fait de la faible statistique de notre échantillonnage, et du manque de données sur le taux de prévalence du risque de cancer du poumon dû à l'exposition au radon dans la ville d'Ebolowa, il sera important de faire plus d'études épidémiologiques pour évaluer ce risque de cancer du poumon dû au radon-222 dans la ville d'Ebolowa.

Références bibliographiques

- [1] I. A. E. AGENCY, « Measurement and Calculation release radon from NORM Residues, » IAEA, rapp. tech. 474, 2013. DOI : 10.1787/061b45fc-en (cf. p. 1, 7).
- [2] Y. YAMADA, Q. SUN et S. T. et AL., « RADON-THORON DISCRIMINATIVE MEASUREMENTS IN GANSU PROVINCE and CHINA and AND THEIR IMPLICATION FOR DOSE ESTIMATES, » *Journal of Toxicology and Environmental Health and Part A*, t. 69, n° 7-8, p. 723-734, mai 2006. DOI : 10.1080/15287390500261265 (cf. p. 1, 83).
- [3] A. of ICRP, *Radiological protection against radon exposure*, I. C. on RADIOLOGICAL PROTECTION, éd. ICRP Publication 65, 2014. DOI : 10.1080/15287390500261265 (cf. p. 1, 7, 34, 65-67).
- [4] W. H. ORGANISATION, *Handbook on Indoor Radon : Public Health Perspective*, W. L. C. in PUBLICATION DATA, éd. Geneva and Switzerland 2009 (cf. p. 1, 7, 20, 21, 23, 66, 67).
- [5] K. NAGARAJA, B. PRASAD, M. S. CHANDRASHEKARA, L. PARAMESH et M. D. MADHAVA, *Indiana Journal of Pure and Apply Physics and 44 and 353*, 2006 (cf. p. 1, 10, 58).
- [6] U. N. S. C. on the EFFECT OF ATOMIC RADIATION, *Sources and effects of ionizing radiation*, U. NATIONS, éd. UNSCEAR, 2000, p. 17-90 (cf. p. 1, 20, 21, 24, 26, 35).
- [7] R. BHASKARAN, R. C. DAMODARAN, V. A. KUMAR et al., « Inhalation Dose and Source Term Studies in a Tribal Area of Wayanad, Kerala, India, » *Journal of Environmental and Public Health*, t. 2017, p. 1-10, 2017. DOI : 10.1155/2017/1930787 (cf. p. 1, 10).

- [8] G. LÓPEZ-ABENTE, O. NÚÑEZ, P. FERNÁNDEZ-NAVARRO et al., « Residential radon and cancer mortality in Galicia, Spain, » *Science of The Total Environment*, t. 610-611, p. 1125-1132, jan. 2018. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2017.08.144 (cf. p. 1, 10).
- [9] O. CATELINOIS, A. ROGEL, D. LAURIER et al., « Lung Cancer Attributable to Indoor Radon Exposure in France : Impact of the Risk Models and Uncertainty Analysis, » *Environmental Health Perspectives*, t. 114, n° 9, p. 1361-1366, sept. 2006. DOI : 10.1289/ehp.9070 (cf. p. 2).
- [10] S. DARBY, D. HILL et R. DOLL, « Radon : A likely carcinogen at all exposures, » *Annals of Oncology*, t. 12, n° 10, p. 1341-1351, oct. 2001. DOI : 10.1023/a:1012518223463 (cf. p. 2, 53).
- [11] S. DARBY, D. HILL, A. AUVINEN et al., « Radon in homes and risk of lung cancer : collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies, » *BMJ*, t. 330, n° 7485, p. 223, déc. 2004. DOI : 10.1136/bmj.38308.477650.63 (cf. p. 2, 37, 78).
- [12] D. KREWSKI, J. H. LUBIN, J. M. ZIELINSKI et al., « A Combined Analysis of North American Case-Control Studies of Residential Radon and Lung Cancer, » *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, t. 69, n° 7-8, p. 533-597, mai 2006. DOI : 10.1080/15287390500260945 (cf. p. 2, 37, 78).
- [13] J. H. LUBIN, Z. Y. WANG, J. D. BOICE et al., « Risk of lung cancer and residential radon in China : Pooled results of two studies, » *International Journal of Cancer*, t. 109, n° 1, p. 132-137, 2004. DOI : 10.1002/ijc.11683 (cf. p. 2, 37, 78).
- [14] R. FIELD, « Radon : An Overview of Health Effects, » p. 467-475, 2015. DOI : 10.1016/b978-0-12-409548-9.09545-2 (cf. p. 2).
- [15] W. H. O. -. I. A. for RESEARCH ON CANCER. IARC, *Man-Made Mineral Fibres and Radon. Vol 43*. WORLD HEALTH ORGN, nov. 1988, 300 p., ISBN : 92 832 1243 6. DOI : 9283212436. adresse : https://www.ebook.de/de/product/6807264/the_

- international_agency_for_research_on_man_made_mineral_fibres_and_radon_vol_43.html (cf. p. 2, 78).
- [16] TYMEN, G., LAURIER et D, « État des Connaissances Actuelles sur l'Evaluation du Risque Sanitaire Lié au Radon, » *Pollution Atmosphérique*, 2013. DOI : 10 . 4267 / pollution-atmosphérique.2109 (cf. p. 2).
- [17] SAÏDOU, « Indoor Radon Measurements in the Uranium Regions of Poli and Lolodorf, Cameroon, » *Journal of Environmental Radioactivity*, t. 136, p. 36-40, oct. 2014. DOI:10.1016/j.jenvrad.2014.05.001 (cf. p. 2, 23).
- [18] SAÏDOU, S. TOKONAMI, J. MIROSLAW, G. S. BINENG, ABDOURAHIMI et J. E. N. N. II, « Radon-Thoron Discriminative Measurements in the High Natural Radiation Areas of Southwestern Cameroon, » *Journal of Environmental Radioactivity*, 2015 (cf. p. 2, 19).
- [19] BOBBO, SAÏDOU, N. N. II et S. K. H. M. O. . S., « Occupational Natural Radiation Exposure at the Uranium Deposit of Kitongo in Cameroon, » *Radioisotopes*, 2019 (cf. p. 2, 19).
- [20] SAÏDOU, TOKONAMI, S. HOSODA et al., « Natural Radiation Exposure to the Public in Mining and Ore Bearing Regions of Cameroon., » . *Radiation Protection Dosimetry*, 2019. DOI : 10 . 1093 / rpd / ncz176 (cf. p. 2, 19, 70).
- [21] N. N. II, J. E., NGOA et al., « Simultaneous Indoor Radon and Thoron and Thoron Progeny Measurements in Betare-Oya Gold Mining Areas and Eastern Cameroon, » *Radiation Protection Dosimetry*, 2019. DOI : doi : 10 . 1093 / rpd / ncz026 (cf. p. 2, 19, 69).
- [22] S. D. T. SOH, S. TOKONAMI, M. HOSODA et al., « Simultaneous measurements of indoor radon andthoron and inhalation dose assessment in DoualaCity and Cameroon, » *Isotopes in Environmental and Health Studies*, t. 55, p. 499-510, 2019. DOI : 10 . 1080 / 10256016 . 2019 . 1649258 (cf. p. 2, 19, 58, 70).

- [23] BINENG, G. S., SAÏDOU et al., « External Radiation Exposure to the Public Using Car-Borne Survey Method in the Uranium and Thorium Bearing Region of Lolodorf, Cameroon, » *Radiation Environment and Medicine*. 9, 13–20 (2020)., 2020. DOI : 10 . 3389 / fpubh . 2020 . 00017 (cf. p. 2, 19, 59, 70).
- [24] A. B. UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, « Exposures from Natural Radiation Sources, » UNSCEAR, New York, rapp. tech., 2000 (cf. p. 2, 64, 77).
- [25] P. E. ABIAMA, « Evaluation de l'exposition externe au rayonnement tellurique gamma sur l'axe syénitique Akongo-Lolodorf, » thèse de doct., Université de Yaounde I, 2010 (cf. p. 4-7, 101-103).
- [26] C. J. et HENRI MÉTIVIER, *Personne compétente en radioprotection Principes de radioprotection – réglementation*, E. SCIENCES, éd. 17, avenue du Hoggar : EDP Sciences, 2007, ISBN : 978-2-86883-948-0 (cf. p. 5, 6).
- [27] G. KNOLL, *Radiation detection and measurement*. Hoboken, N.J : John Wiley, 2010, ISBN : 9780470131480 (cf. p. 6).
- [28] B.-B. G. H, « Modèle compartimentaux de migration dans le sol et du transfert sol-pin du ^{137}Cs , Thèse, » thèse de doct., Université de Yaounde I, 2008 (cf. p. 7).
- [29] L. B. TRACY, D. KREWSKI, J. CHEN, J. M. ZIELINSKI, K. P. BRAND et D. MEYERHOF, « Assessment and management of residential Radon health risks : A report from the Health Canada Radon workshop, » *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, t. 69, p. 735-758, 2006, ISSN : 1528–7394 print / 1087–2620 (cf. p. 7).
- [30] N. T. C. HA, « Etude du radon et du thoron par collection électrostatique et par spectrométrie gamma dans le cadre de l'expérience NEMO de décroissance double bêta, » thèse de doct., Université Bordeaux 1, déc. 2010 (cf. p. 7, 10-12).
- [31] RADONNOVA, *Radon Environmental Management Corp, A radon healthy life At work and home brochure Radtrak2 Online*, RADONNOVA, éd. RADONNOVA. adresse : <https://radoncorp.com/bgis-testing-shop/radtrak2%3E%20%3Chttps://>

- radonvalaboratories.com/how-radonova-provides-optimal-radon-measurement-quality/%20https://radonova.com/radtrak2_world_leading_detector/ (cf. p. 8, 27, 29-32, 51, 52, 54-57).
- [32] D. SAMIA, « Le radon dans les habitations : Evaluation du risque, » mém. de mast., Université Mohamed El Bachir L'Ibrahim –Bordj Bou Arreridj, 2020 (cf. p. 10, 12, 78).
- [33] M. AÏT-ZIANE, « Mesure du gaz Radon dans différents milieux : application en radioprotection, » thèse de doct., Université des Sciences et de la Technologie Houari-Boumédiène, 2017 (cf. p. 11).
- [34] I. H., *The Radon-220 Content of the Atmosphere*, A. J. A. S. L. W. M. EDS, éd. University of Chicago Press. Chicago, 1964, t. 28, p. 220-220. DOI : 10.1037/021871 (cf. p. 11).
- [35] A. D. J. FONTAN, « Utilisation du thoron pour la détermination du coefficient vertical de diffusion turbulente près de sol, » *Tellus*, t. 25, n° 2, p. 199-212, jan. 1973. DOI : 10.3402/tellusa.v25i2.9653 (cf. p. 11, 83).
- [36] . IELSCH, D. THIÉBLEMONT, V. LABED et al., « Radon (^{222}Rn) level variations on a regional scale : influence of the basement trace element (U, Th) geochemistry on radon exhalation rates, » *Journal of Environmental Radioactivity*, t. 53, n° 75, p. 75-90, jan. 2001. DOI : 10.1016/S0265-931X(00)00106-5 (cf. p. 13).
- [37] M. C. R. D. PELLEGRINI J.M Perès, *Le radon de l'environnement à l'homme*, E. SCIENCES, éd. IPSN, 1998, p. 91-109. DOI : 10.4000/books.pressesmines.1237 (cf. p. 13, 16).
- [38] L. BÖHM, « Etude de la radioactivité des eaux potables de Bretagne et perspective d'Evaluation du risque sanitaire éventuel lié au radon, » mém. de mast., Ecole Nationale de la Santé Publique, Rennes, France, 2007 (cf. p. 13, 15-17).
- [39] T. L. DRUILLENNEC, « Apport de la caractérisation de la variabilité des concentrations en radon-222 dans l'eau à la compréhension du fonctionnement d'un aquifère en milieu fracturé de socle : exemple du site de Ploemeur, Morbihan, » thèse de doct.,

- Institut de Radioprotection et de sûreté Nucléaire (IRSN), France, juin 2007 (cf. p. 13, 58).
- [40] N. M. HASSAN, M. HOSODA, T. ISHIKAWA et al., « Radon Migration Process and Its Influence Factors Review, » *Japanese Journal of Health Physics*, t. 44, n° 2, p. 218-231, 2009. DOI : 10.5453/jhps.44.218 (cf. p. 13, 59).
- [41] D. PELLEGRINI, « ETUDE DE L'EMANATION DU RADON A PARTIR DERÉSIDUS DE TRAITEMENT DE MINERAIS D'URANIUM.MISE EN EVIDENCE DE RELATIONS ENTRE LEFACTEUR D'EMANATION ET LES CARACTERISTIQUES DU MATERIAU, » thèse de doct., UNIVERSITE DE FRANCHE-COMTE, déc. 1997 (cf. p. 13, 14, 21, 22, 59).
- [42] S. F. und K.E. ZIMENS, « Die Bestimmung von Korngrößen und von Diffusionskonstanten aus dem Emaniervermögen (Die Théorie der Emaniermethode), » *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, t. B42, p. 179-220, 1939 (cf. p. 14, 59).
- [43] D. BOSSUS, « Emanating power and specific surface area, » *Radiation Protection Dosimetry*, t. 7, n° 1-4, p. 73-76, 1984 (cf. p. 14).
- [44] C. QUET, « Recoil emanating power and specific surface area of solids labelled by radium recoil atoms1, Theory for single particle, » *Radiochem. radioanal. Lett.*, t. 23, n° 5-6, p. 359-368, 1975 (cf. p. 14).
- [45] R. L. FLEISCHER, « Alpha-recoil damage and solution effects in minerals : uranium isotopic disequilibrium and radon release, » *Geochimica et Cosmochimica Acta*, t. 46, n° 11, p. 2191-2201, nov. 1982. DOI : 10.1016/0016-7037(82)90194-6 (cf. p. 14, 83).
- [46] —, « Theory of alpha recoil effects on radon release and isotopic disequilibrium, » *Geochimica et Cosmochimica Acta*, t. 47, n° 4, p. 779-784, avr. 1983. DOI : 10.1016/0016-7037(83)90111-4 (cf. p. 14).

- [47] —, « Alpha-recoil damage : Relation to isotopic disequilibrium and leaching of radionuclides, » *Geochimica et Cosmochimica Acta*, t. 52, n° 6, p. 1459-1466, juin 1988. DOI : 10.1016/0016-7037(88)90216-5 (cf. p. 14).
- [48] 2. SOCIÉTÉ GÉOLOGIQUE DE FRANCE (SGF) 78, *Le radon*, B. de recherches géologique et minières (BRGM), éd., 27. Géochronique, 2001, t. 78. DOI : 10.4414/saez.2018.17287 (cf. p. 15).
- [49] . C. BAUBRON, S. BOUDOT, R. /RP-50542-FR et 48, « Origines et voies de transfert du radon observé dans les habitations du bassin ferrifère de Lorraine, » BRGM, rapp. tech. 48, 2000, p. 85-94. DOI : 10.1051/geotech/2004106085 (cf. p. 16).
- [50] F. T. G. DELPONT, « Cartographie du potentiel d'émanation du radon en région Midi-Pyrénées- département des Hautes Pyrénées, » BRGM, rapp. tech. 27, 2002, S302. DOI : 10.1016/j.rcot.2013.09.081 (cf. p. 16).
- [51] G. IELSCH, « Mise au point d'une méthodologie prédictive des zones à fort potentiel d'exhalation du radon, » thèse de doct., Université de Bretagne Occidentale, France, 2000, p. 15-33. DOI : 10.1016/s0265-931x(01)00133-3 (cf. p. 17).
- [52] S. CANADA, *Guide sur les mesures du radon dans les maisons, Ottawa (Ontario)*, 2017 (cf. p. 18, 25-28).
- [53] A. canadienne de L'IMMEUBLE, *Association canadienne des optométristes/Société canadienne d'ophtalmologie Énoncé de position conjoint*, t. 80, p. 13-15. DOI : 10.15353/cjo.80.265. adresse : <http://www.crea.ca/fr> (cf. p. 18).
- [54] I. de RADIOPROTECTION ET DE SURETÉ NUCLÉAIRE, *Le Radon : Un gaz radioactif dans mon habitation*, IRSN, éd. IRSN, 2014, t. 7, p. 51-52. DOI : 10.1016/j.praneu.2016.01.009 (cf. p. 18).
- [55] SAÏDOU, ABIAMA et P. E. T. S, « Comparative Study of Natural Radiation Exposure to the Public in Three Uranium and Oil regions of Cameroon, » *Radioprotection*, 2015. DOI : 10.1051/radiopro/2015017 (cf. p. 19).

- [56] V. BLANDINE, « ANALYSE DE LA MORTALITE DANS LA COHORTE FRANÇAISE DES MINEURS D'URANIUM, » thèse de doct., UNIVERSITÉ PARIS XI, 2008 (cf. p. 23).
- [57] I. S. O. (11665-1), *Measurement of radioactivity in the environment — Air : radon-222 — Part 1 : Origins of radon and its short-lived decay products and associated measurement methods*, ISO, éd. ISO, 2012, t. 29, p. 286-298. DOI : 10 . 25133 / jpsv292021 . 018 (cf. p. 24).
- [58] E. COMMISSION, *Technical Recommendations for Monitoring Individuals for Occupational Intakes of Radionuclides*, R. P. N. 188T, éd. European Commission, 2018, p. 53-57. DOI : 10 . 18356 / 9789210051866c008 (cf. p. 24-28, 53).
- [59] S. A. DURRANI et R. ILIC, *Radon Measurements by Etched Track Detectors*. WORLD SCIENTIFIC, juin 1997. DOI : 10 . 1142 / 3106 (cf. p. 26).
- [60] U. N. S. C. on the EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR), *Sources and effects of ionizing radiation. Report to the general assembly with scientific annexes, Report to the General Assembly, with Scientific Annexes - Sources*, UNSCEAR, éd. United Nations, New York, 1993. DOI : 10 . 18356 / 49c437f9-en (cf. p. 26, 35, 36).
- [61] A. TIDJANI, « ETUDE DE SONDES POUR L'ANALYSE DE PROCESSUS GEOPHYSIQUES RADON-EMANOME7RIE, » thèse de doct., UNIVERSITE DE CLERMONT-FERRAND II, 1984 (cf. p. 26, 27).
- [62] R. L. FLEISCHER, P. B. PRICE et R. M. WALKER, « Solid-State Track Detectors : Applications to Nuclear Science and Geophysics, » *Annual Review of Nuclear and Particle Science*, t. 15, p. 1-28, 1965 (cf. p. 26).
- [63] I. C. on RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP), *Limits for inhalation of radon daughters by workers*, P. 3. ICRP, éd. Ann. ICRP, 1981, t. 75, p. 765-766. DOI : 10 . 1136 / oemed-2018-105315 (cf. p. 26, 35).
- [64] O. (SANTÉ CANADA, *Guide sur les mesures du radon dans les maisons*, sante CANADA, éd. 2008. DOI : 10 . 4095 / 328427 (cf. p. 27-29).

- [65] J. PORSTENDÖRFER, « Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air, » *Journal of Aerosol Science*, t. 25, n° 2, p. 219-263, mars 1994. DOI : 10.1016/0021-8502(94)90077-9 (cf. p. 28).
- [66] I. A. E. AGENCY, *Analytical Quality in Nuclear Applications Series No. 33*, IAEA, éd. IAEA, 2013. DOI : 10.1787/9789264284289-en (cf. p. 28, 48).
- [67] I. MÄKELÄINEN, « Experiences with track etch detectors for radon measurements, » *International Journal of Radiation Applications and Instrumentation. Part D. Nuclear Tracks and Radiation Measurements*, t. 12, n° 1-6, p. 717-720, jan. 1986. DOI : 10.1016/1359-0189(86)90687-4 (cf. p. 28).
- [68] S. EL-FIKI, M. KENAWY, H. EISSA, M. SHARAF, M. EL-FIKI et M. A. EL-HADY, « CR-39 and LR-115 as a secondary standard dosimeter for radon dose calibration, » *Nuclear Tracks and Radiation Measurements*, t. 22, n° 1-4, p. 323-325, jan. 1993. DOI : 10.1016/0969-8078(93)90076-g (cf. p. 28).
- [69] D. G. d. T. MINISTÈRE DU TRAVAIL de l'Emploi et de l'Insertion, *Prévention du risque radon, Guide pratique*, A. de SURETÉ NUCLÉAIRE : FRANCE, éd. Autorité de Sureté Nucléaire : France, 2020 (cf. p. 33, 40).
- [70] N. R. C. (NRC), *Health effects of exposure to radon,) C. on HEALTH RISKS OF EXPOSURE TO RADON. BOARD ON RADIATION EFFECTS RESEARCH*, éd. National Academy Press, USA, 1999. DOI : 10.21428/cb6ab371.6c7e1d6c (cf. p. 34).
- [71] I. A. for RESEARCH ON CANCER (IARC), *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans : Manmade Fibres and Radon*, (IARC), éd. Lyon : International Agency for Research on Cancer, IARC, 1988, t. 43. DOI : 10.31089/978-5-6042929-2-1-2021-1-617-620 (cf. p. 34).
- [72] U. N. S. C. on the EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR), *Sources and effects of ionizing radiation. Report to the general assembly with scientific annexes, Report to the General Assembly, with Scientific Annexes A and B*, N. Y. UNITED NATIONS, éd. United Nations, New York, 2008. DOI : 10.18356/2ed43f39-en (cf. p. 34).

- [73] E. BLANCHARDON, D. LAURIER, F. PAQUET, J.-F. LECOMTE et M. TIRMARCHE, « Dosimétrie du radon : les points de vue de l'UNSCEAR et de la CIPR sont-ils contradictoires ? » *Radioprotection*, t. 44, n° 2, p. 207-216, avr. 2009. DOI : 10.1051/radiopro/2009007 (cf. p. 34-37).
- [74] P. 1. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP) Publication 30, *Limits for intakes of radionuclides by workers*, ICRP, éd. ICRP, 1979, t. 75, p. 765-766. DOI : 10.1136/oemed-2018-105315 (cf. p. 35).
- [75] N. E. A. (NEA), « Dosimetry aspects of exposure to radon and thoron and decay products, Workshop Proceedings - Sacavém, Portugal - 22-23 June 2002, » . NEA expert report. OECD, Paris, rapp. tech., 1983. DOI : 10.1787/9789264108240-en (cf. p. 35).
- [76] U. N. S. C. on the EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR), *Sources, effects and risks of ionizing radiation. Report to the general assembly with annexes*, UNSCEAR, éd. United Nations, New York, 1988, p. 17-90. DOI : 10.18356/30d76246-en (cf. p. 35).
- [77] I. C. on RADIOLOGICAL PROTECTION, *Protection against radon-222 at home and at work*, ICRP, éd. ICRP, 1993 (cf. p. 36, 37, 65, 74, 76).
- [78] I. C. on RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP), *Human respiratory tract model for radiological protection*, ICRP, éd. ICRP, 1994, t. 60, p. 519-530. DOI : 10.1007/s00411-021-00947-1 (cf. p. 36).
- [79] ———, *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Ann. ICRP*, P. 6. ICRP, éd. ICRP, Publication 60, 1991, t. 60, p. 519-530. DOI : 10.1007/s00411-021-00947-1 (cf. p. 36).
- [80] I. S. S. G. N.-3. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, *Protection of the Public against Exposure Indoors due to Radon and Other Natural Sources of Radiation, —Establishment of the High Energy amp;gamma;-ray Calibration Field—*, IAEA, éd. IAEA, 2015, t. 52, p. 34-34. DOI : 10.5453/jhps.52.34 (cf. p. 37, 38).

- [81] T. PAVLENKO, O. GERMAN, M. FRIZYUK, N. AKSENOV et A. OPERCHYUK, « The Ukrainian pilot project “Stop radon”, » *Nuclear Technology and Radiation Protection*, t. 29, n° 2, p. 142-148, 2014. DOI : 10.2298/nt rp1402142p (cf. p. 37, 38).
- [82] I. O. for STANDARDIZATION, *Measurement of Radioactivity in the Environment — Soil — Part 1 : General Guidelines and Definitions*, G. ISO, éd. ISO, Geneva, 2005. DOI : 10.18356/14b2ac9d-en (cf. p. 38).
- [83] I. O. F. STANDARDIZATION, *Measurement of Radioactivity in the Environment — Soil — Part 2 : Guidance for the Selection of the Sampling Strategy, Sampling and Pre-treatment of Samples*, G. ISO, éd. ISO, Geneva, 2007, p. 16-25. DOI : 10.18356/dcb3a001-en (cf. p. 38).
- [84] J. I. O. F. STANDARDIZATION, *Measurement of Radioactivity in the Environment — Soil — Part 3 : Measurement of Gamma-Emitting Radionuclides*, G. ISO, éd. ISO, Geneva, 2007. DOI : 10.18356/14b2ac9d-en (cf. p. 38).
- [85] U. N. S. C. on the EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR), *Sources and effects of ionizing radiation. Report to the general assembly with scientific annexes*, N. Y. UNITED NATIONS, éd. United Nations, New York, 2010, p. 11-12. DOI : 10.18356/088b91a4-en (cf. p. 39).
- [86] E. COMMISSION, *Radiation Protection 112, Radiological Protection Principles Concerning the Natural Radioactivity of Building Materials, Version 1*, E. COMMISSION, éd. European Commission, 1999. DOI : 10.3886/icpsr34569.v1 (cf. p. 39).
- [87] B. (C. de RECENSEMENT ET DES ETUDES SUR LA POPULATION), « Rapport de presentation des resultats defnitif, » BUCREP, Yaoundé, rapp. tech., 2010. DOI : 10.18356/c8b78c5f-fr (cf. p. 40).
- [88] D. SIGHOMNOU, « Analyse et redéfinition des régimes climatiques et hydrologiques du Cameroun : perspectives d'évolution des ressources en eau, » thèse de doct., Université de Yaoundé I, 2004 (cf. p. 41).

- [89] R. TCHAMENI, C. LEROUGE, J. PENAYE et al., « Mineralogical constraint for metamorphic conditions in a shear zone affecting the Archean Ngoulemakong tonalite, Congo craton (Southern Cameroon) and retentivity of U–Pb SHRIMP zircon dates, » *Journal of African Earth Sciences*, t. 58, n° 1, p. 67-80, août 2010. DOI : 10.1016/j.jafrearsci.2010.01.009 (cf. p. 41).
- [90] A. POUCKET, R. TCHAMENI, K. MEZGER et al., « Archaean crustal accretion at the northern border of the Congo Craton (South Cameroon). The charnockite-TTG link, » *Bulletin de la Société Géologique de France*, t. 178, n° 5, p. 331-342, sept. 2007. DOI : 10.2113/gssgfbull.178.5.331 (cf. p. 41).
- [91] J. FEYBESSE, V. JOHAN, C. TRIBOULET et al., « The West Central African belt : a model of 2.5–2.0Ga accretion and two-phase orogenic evolution, » *Precambrian Research*, t. 87, n° 3-4, p. 161-216, fév. 1998. DOI : 10.1016/S0301-9268(97)00053-3 (cf. p. 41).
- [92] J. P. VICAT, J.-M. LÉGER, B. LIPS, J. LIPS et P. PIGUET, « La grotte de Mbilibekon, un pseudo-karst dans la couverture latéritique du craton du Congo (Ebolowa, Cameroun), » *Karstologia : revue de karstologie et de spéléologie physique*, t. 26, n° 1, p. 51-54, 1995. DOI : 10.3406/karst.1995.1128 (cf. p. 41).
- [93] C. Y. ANSRE, M. K. MIYITTAH, A. B. ANDAM et D. E. DODOR, « Risk assessment of radon in the South Dayi District of the Volta Region, Ghana, » *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, t. 11, n° 1, p. 10-17, jan. 2018. DOI : 10.1016/j.jrras.2017.10.002 (cf. p. 46, 79).
- [94] P. KOC, N. EKINCI, E. CINAN et E. KAVAZ, « Determination of Radon Concentration by Using CR-39 Plastic Track Detectors in Dwellings of Bingöl and Mus Provinces of Turkey, » *Asian Journal of Chemistry*, t. 30, n° 1, p. 226-230, 2017. DOI : 10.14233/ajchem.2018.21094 (cf. p. 49).

- [95] J. WASIKIEWICZ, Z. DARAKTCHIEVA et C. HOWARTH, « Passive etched track detectors application in outdoor radon monitoring, » *Perspectives in Science*, t. 12, p. 100-116, sept. 2019. DOI : 10.1016/j.pisc.2019.100416 (cf. p. 49).
- [96] S. YANG, J. G. PERNOT, C. H. JÖRIN, H. NICULITA-HIRZEL, V. PERRET et D. LICINA, « Energy, indoor air quality, occupant behavior, self-reported symptoms and satisfaction in energy-efficient dwellings in Switzerland, » *Building and Environment*, t. 171, p. 106-118, mars 2020. DOI : 10.1016/j.buildenv.2019.106618 (cf. p. 50, 72).
- [97] I. O. for STANDARDIZATION (ISO), *Measurement of radioactivity in the environment – Air : radon-222 – Part 4 : Integrated measurement method for determining average activity concentration using passive sampling and delayed analysis*, ISO11665-4, éd. ISO11665-4, 2012, t. 2019, p. 1010D1115. DOI : 10.1299/jsmeatem.2019.1010d1115 (cf. p. 53, 56, 58).
- [98] M. FROMM, « Light MeV-ions etching studies in a plastic track detector, » *Radiation Measurements*, t. 40, n° 2-6, p. 160-169, nov. 2005. DOI : 10.1016/j.radmeas.2005.04.028 (cf. p. 55).
- [99] O. K. HAKAM, « Mesure Des Activités Volumiques Du Radon Dans L'air Des Habitations Et Des Enceintes De Travail Par Les Détecteurs Solides De Traces Nucléaires, » thèse de doct., Université MOHAMMED V, 1993 (cf. p. 55, 105).
- [100] b. R. R. A. t. d. f. l. t. m. RADONOVA Radon Environmental Management Corp. « Radon Environmental Management Corp, brochure Radtrak2 RadOnline Alpha track detector for long term measurements. » English. (), adresse : <https://www.sfu.ca/AlphaTrackDetector> (cf. p. 57).
- [101] I. O. for STANDARDIZATION (ISO), *Measurement of radioactivity in the environment – Air : radon-222 – Part 8 : Methodologies for initial and additional investigations in buildings*, ISO, éd. ISO, 2012, t. 6, p. 676-680. DOI : 10.7763/ijesd.2015.v6.679 (cf. p. 57).

- [102] K. B. TUSHE, E. BYLYKU, G. XHIXHA et al., « FIRST STEP TOWARDS THE GEOGRAPHICAL DISTRIBUTION OF INDOOR RADON IN DWELLINGS IN ALBANIA, » *Radiation Protection Dosimetry*, t. 172, n° 4, p. 488-495, déc. 2015. DOI : 10 . 1093 / rpd/ncv494 (cf. p. 57, 71).
- [103] P. DHOQINA, K. TUSHE, G. XHIXHA, B. DACI et E. BYLYKU, « Measurements of indoor radon concentrations in schools in some cities of North Albania, » in *AIP Conference Proceedings*, Author(s), 2019. DOI : 10 . 1063/1 . 5091368 (cf. p. 57).
- [104] a. J. S. B. JAMES E. TURNER Darryl J. Downing, *Statistical Methods in Radiation Physics*, W.-V. V. C. KGAA, éd. Wiley-VCH Verlag Co. KGaA, 2012. DOI : 10 . 1002 / 9783527646548 (cf. p. 60, 79).
- [105] U. N. S. C. on the EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR), *Report to the General Assembly with Scientific Annexes*, N. Y. UNITED NATIONS, éd. United Nations, New York, 2006, p. 5-15. DOI : 10 . 18356/6371bfe8-en (cf. p. 64).
- [106] O. S. AJAYI et O. E. OLUBI, « Investigation of indoor radon levels in some dwellings of southwestern Nigeria, » *Environmental Forensics*, t. 17, n° 4, p. 275-281, oct. 2016. DOI : 10 . 1080/15275922 . 2016 . 1230909 (cf. p. 67, 68).
- [107] K. ALADENIYI, A. M. AROGUNJO, A. J. S. C. PEREIRA, O. S. AJAYI et I. A. FUWAPE, « Radiometric evaluation of indoor radon levels with influence of building characteristics in residential homes from southwestern Nigeria, » *Environmental Monitoring and Assessment*, t. 192, n° 12, nov. 2020. DOI : 10 . 1007 / s10661 - 020 - 08734 - z (cf. p. 67, 79).
- [108] A.-E. A. ELZAIN, « Assessment of environmental health risks due to indoor radon levels inside workplaces in Sudan, » *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, p. 1-17, jan. 2021. DOI : 10 . 1080/03067319 . 2021 . 1873317 (cf. p. 67).
- [109] U. UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, « UNSCEAR 2006 Report, Volume II, Annex E : Sources to-effects assessment for radon in homes and workplaces, Scientific Annex B - Effects of Radiation Exposure

- of Children, » United Nations ed., New York, rapp. tech., 2009. DOI : 10 . 18356 / fd14587c-en (cf. p. 68, 79).
- [110] E. C. ACTION, « Indoor air quality and its impact on man. Radon in indoor air, » EUR, rapp. tech., 1995, p. 135-147. DOI : 10 . 3934/environsci.2021010 (cf. p. 68).
- [111] SAÏDOU, O. B. MODIBO, N. N. I. J. EMMANUEL, O. GERMAN, K. N. MICHAUX et H. Y. ABBA, « Indoor Radon Measurements Using Radon Track Detectors and Electret Ionization Chambers in the Bauxite-Bearing Areas of Southern Adamawa, Cameroon, » *International Journal of Environmental Research and Public Health*, t. 17, n° 18, p. 6776, sept. 2020. DOI : 10 . 3390/ijerph17186776 (cf. p. 69, 70).
- [112] SAÏDOU, T. SHINJI, M. HOSODA et al., « Natural radiation exposure to the public in the uranium bearing region of Poli, Cameroon : From radioactivity measurements to external and inhalation dose assessment, » *Journal of Geochemical Exploration*, t. 205, p. 106350, oct. 2019. DOI : 10 . 1016/j.gexplo.2019.106350 (cf. p. 69, 70).
- [113] M. PRASAD, M. RAWAT, A. DANGWAL, G. PRASAD, R. MISHRA et R. C. RAMOLA, « STUDY OF RADIATION EXPOSURE DUE TO RADON, THORON AND PROGENY IN THE INDOOR ENVIRONMENT OF YAMUNA AND TONS VALLEYS OF GARHWAL HIMALAYA, » *Radiation Protection Dosimetry*, t. 171, n° 2, p. 187-191, mars 2016. DOI : 10 . 1093/rpd/ncw055 (cf. p. 71).
- [114] J. CHEN, S. TOKONAMI, A. SORIMACHI, H. TAKAHASHI et R. FALCOMER, « Preliminary results of simultaneous radon and thoron tests in Ottawa, » *Radiation Protection Dosimetry*, t. 130, n° 2, p. 253-256, déc. 2007. DOI : 10 . 1093/rpd/ncm503 (cf. p. 72).
- [115] A. KHAYRAT, M. AL-JARALLAH, X. FAZAL-UR-REHMAN et F. ABU-JARAD, « Indoor radon survey in dwellings of some regions in Yemen, » *Radiation Measurements*, t. 36, n° 1-6, p. 449-451, juin 2003. DOI : 10 . 1016/s1350-4487(03)00169-0 (cf. p. 72).
- [116] S. TOKONAMI, Q. SUN, S. AKIBA et al., « Radon and Thoron Exposures for Cave Residents in Shanxi and Shaanxi Provinces, » *Radiation Research*, t. 162, n° 4, p. 390-396, oct. 2004. DOI : 10 . 1667/rr3237 (cf. p. 72).

- [117] (), adresse : <https://www.actu-environnement.com/ae/news/guide-technique-qualitel-air-interieur-abitat-radon-construction-renovation-35140.php4#> (cf. p. 78).
- [118] S. SHERAFAT, S. N. MANSOUR, M. MOSAFERI, N. AMINISANI, Z. YOUSEFI et S. MALEKI, « First indoor radon mapping and assessment excess lifetime cancer risk in Iran, » *MethodsX*, t. 6, p. 2205-2216, 2019. DOI : 10.1016/j.mex.2019.09.028 (cf. p. 79).
- [119] T. G. W. N. M. DEMEWOZ, « Indoor Radon Concentration and its Associated Health Effect in the Dwellings of Fiche Selale North Shewa, Ethiopia, » *Journal of Natural Sciences Research*, t. 7, n° 7, 2017, ISSN : 2224-3186 (cf. p. 79).
- [120] U. S. E. P. AGENCY, *Assessment of Risk from Radon in Homes*, USEPA, éd. USEPA, 2003. DOI : 10.5962/bhl.title.149641 (cf. p. 79).
- [121] D. MOUHSSINE, « Etude d'une nouvelle génération de dosimètre basée sur les détecteurs photostimulables type BaFBr(Eu) : caractérisation et application à la dosimétrie environnementale et personnelle Physique, » thèse de doct., Université Louis Pasteur - Strasbourg I, 2004 (cf. p. 105).
- [122] R. H. E. BENTON, « On geometry of tracks in dielectric nuclear track detectors, » *Nuclear Instruments And Method*, t. 97, p. 483-489, 1971. DOI : 10.1016/0029-554x(71)90250-3 (cf. p. 105).
- [123] G. SOMOGYI, « Development of etched nuclear tracks, » *Nuclear Instruments And Method*, t. 173, p. 21-42, 1980. DOI : 10.1016/0029-554x(80)90565-0 (cf. p. 105).
- [124] P. M. M. JOUFFROY, F. MEMBREY, M. FROMM et A. CHAMBAUDET, « Parameters Influencing the Existence and the Observability of Etched Tracks : Application to Alpha Particle Detection in CR-39, » *Radiation Protection Dosimetry*, t. 74, p. 75-83, 1997. DOI : 10.1093/oxfordjournals.rpd.a032184 (cf. p. 105).

CHAINES DE DÉSINTÉGRATIONS DES U-235, U-238 ET TH-232

z X	SERIE U238					
${}_{92}\text{U}$	${}^{238}\text{U}$ ($4,49 \times 10^9$ a)		${}^{234}\text{U}$ ($2,48 \times 10^5$ a)			
${}_{91}\text{Pa}$	↓	${}^{234}\text{Pa}$ (1,18 mn)	↓			
${}_{90}\text{Th}$	${}^{234}\text{Th}$ (24,1 j)		${}^{230}\text{Th}$ ($7,5 \times 10^4$ a)			
${}_{89}\text{Ac}$			↓			
${}_{88}\text{Ra}$			${}^{226}\text{Ra}$ (1622 a)			
${}_{87}\text{Fr}$			↓			
${}_{86}\text{Rn}$			${}^{222}\text{Rn}$ (3,825 j)			
${}_{85}\text{At}$			↓			
${}_{84}\text{Po}$			${}^{218}\text{Po}$ (3,05 mn)	${}^{214}\text{Po}$ ($1,6 \times 10^{-4}$ s)		${}^{210}\text{Po}$ (138,4 j)
${}_{83}\text{Bi}$			↓	${}^{214}\text{Bi}$ (19,7 mn)	↓	${}^{210}\text{Bi}$ (5 j)
${}_{82}\text{Pb}$			${}^{214}\text{Pb}$ (26,8 mn)	↓	${}^{210}\text{Pb}$ (21,4 a)	↓
${}_{81}\text{Tl}$				${}^{210}\text{Tl}$ (1,3 mn)		${}^{206}\text{Tl}$ (4,19 mn)
						${}^{206}\text{Pb}$ (Stable)

FIGURE .0.1 – Chaîne de désintégration de l'Uranium-238[25]

zX	SERIE U235				
${}_{92}\text{U}$	${}^{238}\text{U}$ ($7,13 \times 10^9$ a)				
${}_{91}\text{Pa}$	↓	${}^{231}\text{Pa}$ ($3,25 \times 10^4$ a)			
${}_{90}\text{Th}$	${}^{231}\text{Th}$ (24,1 j)	↓	${}^{227}\text{Th}$ (18,6j)		
${}_{89}\text{Ac}$		${}^{227}\text{Ac}$ (22,0 a)	↓		
${}_{88}\text{Ra}$			${}^{223}\text{Ra}$ (11,1j)		
${}_{87}\text{Fr}$			↓		
${}_{86}\text{Rn}$			${}^{219}\text{Rn}$ (3,92s)		
${}_{85}\text{At}$			↓		
${}_{84}\text{Po}$			${}^{215}\text{Po}$ ($1,83 \times 10^{-2}$ s)		
${}_{83}\text{Bi}$			↓	${}^{211}\text{Bi}$ (2,16 mn)	
${}_{82}\text{Pb}$			${}^{211}\text{Pb}$ (36,1 mn)	↓	${}^{207}\text{Pb}$ (Stable)
${}_{81}\text{Tl}$				${}^{207}\text{Tl}$ (4,79 mn)	

FIGURE .0.2 – Chaîne de désintégration de l'Uranium-235[25]

${}_z\text{X}$	SERIE Th232				
${}_{90}\text{Th}$	${}^{232}\text{Th}$ ($1,39 \times 10^{10}$ a)		${}^{228}\text{Th}$ (1,90 a)		
${}_{89}\text{Ac}$	↓	${}^{228}\text{Ac}$ (6,13h)	↓		
${}_{88}\text{Ra}$	${}^{228}\text{Ra}$ (6,7s)		${}^{224}\text{Ra}$ (3,64j)		
${}_{87}\text{Fr}$			↓		
${}_{86}\text{Rn}$			${}^{220}\text{Rn}$ (54,5s)		
${}_{85}\text{At}$			↓		
${}_{84}\text{Po}$			${}^{216}\text{Po}$ (0,158s)		${}^{212}\text{Po}$ ($3,0 \times 10^{-7}$ s)
${}_{83}\text{Bi}$			↓	${}^{212}\text{Bi}$ (60,5 mn)	↓
${}_{82}\text{Pb}$			${}^{212}\text{Pb}$ (10,6h)	↓	${}^{208}\text{Pb}$ (Stable)
${}_{81}\text{Tl}$				${}^{208}\text{Tl}$ (3,1 mn)	

FIGURE .0.3 – Chaîne de désintégration du Thorium-232[25]

FORMATION DES TRACES LATENTES

Durant les dernières décennies, plusieurs travaux ont été effectués afin de comprendre la distribution spatiale du dépôt d'énergie d'une particule incidente sur un détecteur et les modèles de formation d'une trace dans un DSTN. Parmi ces modèles nous citons plus particulièrement le modèle de la pointe thermique et le modèle d'explosion ionique. Ces modèles disent que la zone entourant l'axe de la trajectoire de la particule subit un maximum de dégâts créés par l'ionisation primaire. Les électrons issus de cette ionisation créent à leur tour des dommages le long de leur parcours. La trace est donc constituée de deux zones de perturbations :

- a) une zone cylindrique de rayon r_0 dite cœur de la trace, dans laquelle les Perturbations sont créées par le passage de la particule chargée (ionisation primaire);
- b) une zone appelée halo de dommages, où les perturbations créées au cœur de la trace se propagent par les électrons secondaires (électrons) issus de l'ionisation primaire;

L'ensemble des dégâts, y compris une augmentation du nombre de chaînes par cassure induite et la formation de nouvelles espèces chimiques, rendent possible la mise en évidence des traces par développement chimique. En fait, la structure d'une trace révélée est complexe mais elle peut être assimilée à un volume de révolution autour d'un axe de rayon r compris entre 1 à 150 angströms et de 105 angströms de longueur pour les fragments de fissions dans les polymères. Pour les particules , les dimensions radiales sont de l'ordre de l'angström, nous pouvons donc assimiler la trace latente à un segment puisque le diamètre de la trace est petit par rapport à sa longueur.

.0.1 Géométries des traces enregistrées dans les DSTN

La forme des traces révélées est régie par la dissolution chimique du matériau le long du canal selon les deux paramètres suivants :

- – la vitesse d'attaque surfacique chimique V_B du détecteur vierge, qui correspond à la vitesse avec laquelle l'épaisseur du détecteur est décapée lorsqu'il est soumis à un traitement chimique [[121], [99]]
- – la vitesse d'attaque chimique V_T propre aux traces latentes, qui traduit l'érosion interne le long de la trace [[121],[99]]

Plusieurs études ont été effectuées sur ces deux paramètres qui permettent d'interpréter l'évolution de la forme des traces dans le DSTN [[122], [123], [124]]. Les figures B.0.1 et B.0.2 donnent respectivement le modèle de révélation pour une incidence normale et inclinée des particules alpha incidentes.

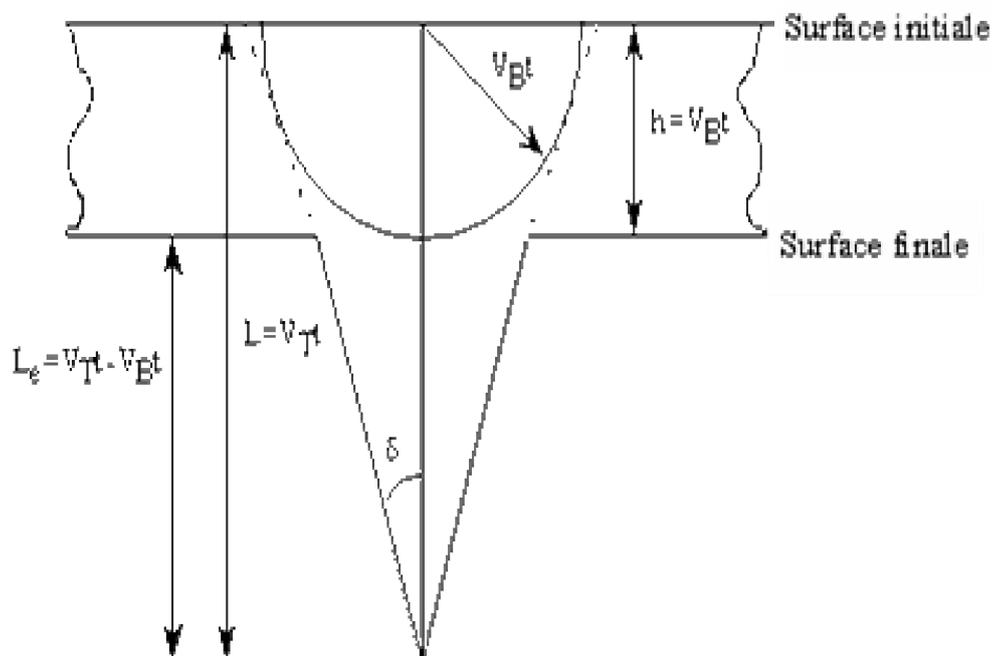


FIGURE .0.4 – Forme d'une trace révélée à incidence normale

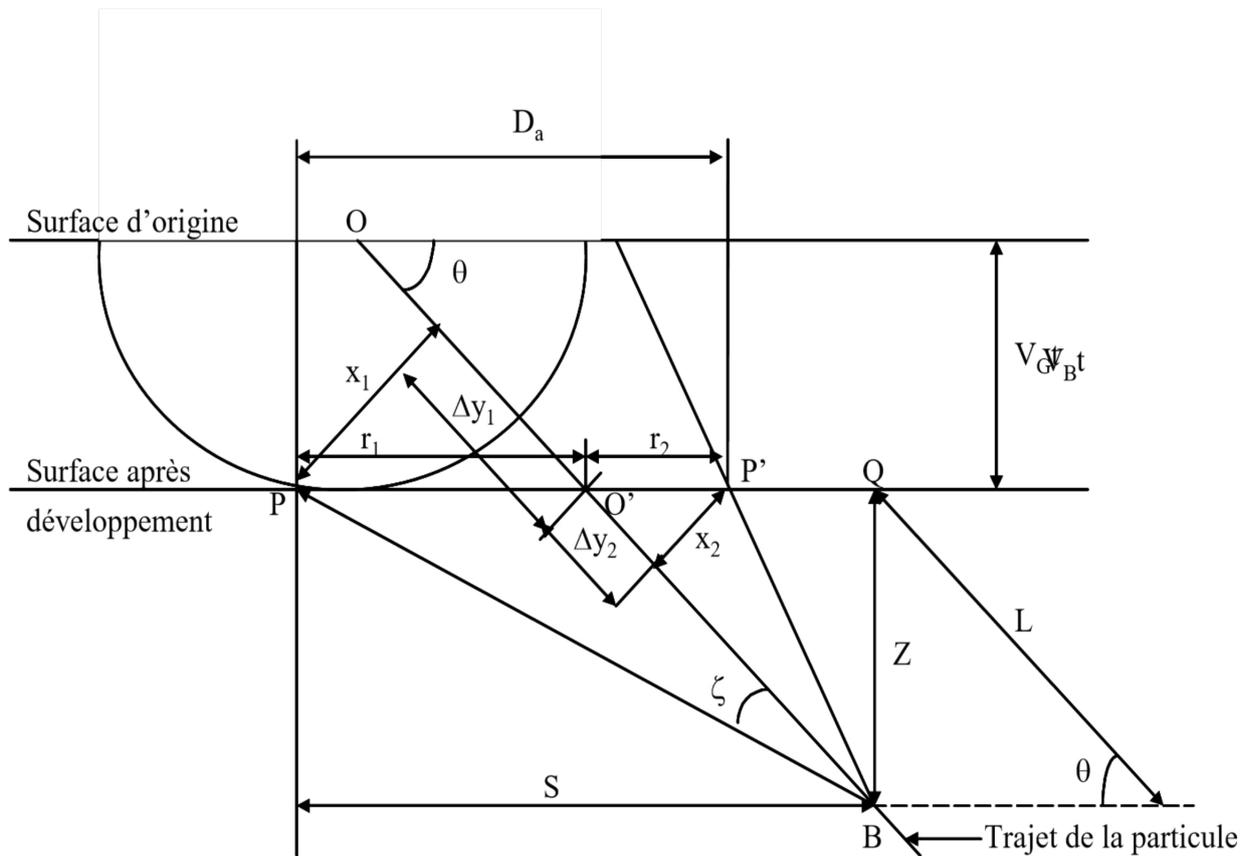


FIGURE .0.5 – Forme d' une trace révélée à incidence oblique

Dans le cas d'une incidence normale on a : $I = (V_B - V_T)$ et $D = 2 V_T.t ((V_B - V_T) / (V_B + V_T))^{1/2}$. On voit que I et D sont nuls pour $V_B = V_T$, et la trace est révélée pour $V_B > V_T$.

Listes des publications

[1] S. Mbida Mbembe, B. Akamba Mbembe, A. Manga, P. Ele Abiama, Saidou, P. Ondo Meye, P. Owono Ateba, G. Hubert Ben-Bolie, Indoor radon, external dose rate and assessment of lung cancer risk in dwellings : the case of Ebolowa town, Southern Cameroon, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, (2021).

DOI :10.1080/03067319.2021.1946684



Indoor radon, external dose rate and assessment of lung cancer risk in dwellings: the case of Ebolowa town, Southern Cameroon

Serge Mbida Mbembe, Bertrand Akamba Mbembe, André Manga, Patrice Ele Abiama, Saidou, Philippe Ondo Meyé, Pierre Owono Ateba & Germain Hubert Ben-Bolie

To cite this article: Serge Mbida Mbembe, Bertrand Akamba Mbembe, André Manga, Patrice Ele Abiama, Saidou, Philippe Ondo Meyé, Pierre Owono Ateba & Germain Hubert Ben-Bolie (2021): Indoor radon, external dose rate and assessment of lung cancer risk in dwellings: the case of Ebolowa town, Southern Cameroon, International Journal of Environmental Analytical Chemistry, DOI: [10.1080/03067319.2021.1946684](https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1946684)

To link to this article: <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1946684>



Published online: 27 Aug 2021.



Submit your article to this journal [↗](#)



View related articles [↗](#)



View Crossmark data [↗](#)



Indoor radon, external dose rate and assessment of lung cancer risk in dwellings: the case of Ebolowa town, Southern Cameroon

Serge Mbida Mbembe^{a,b}, Bertrand Akamba Mbembe^{a,b}, André Manga^c,
Patrice Ele Abiama^{b,c}, Saidou^{b,c}, Philippe Ondo Meye^{b,d}, Pierre Owono Ateba^b
and Germain Hubert Ben-Bolie^b

^aDepartment of Technical Services, National Radiation Protection Agency, Yaoundé, Cameroon; ^bLaboratory of Nuclear Physics, Department of Physics, Faculty of Science, University of Yaounde I, Yaounde, Cameroon; ^cNuclear Technology Section, Energy Research Laboratory, Institute of Geological and Mining Research, Yaounde, Cameroon; ^dDirection Générale de la Radioprotection et de la Sûreté Nucléaire, Ministère des Mines, de l'Énergie et des Ressources Hydrauliques, Libreville, Gabon

ABSTRACT

The present work reports indoor Radon-222 activity concentration measurements, external gamma dose rate measurements, and assessment of cancer risk in the different dwellings in Ebolowa town, southern Cameroon. The geological formations of this studied area are mainly granites. This studied area extends over the equatorial climatic zone. The mean temperature of the zone varies from 25°C to 26°C with two rainy and two dry seasons with a relative humidity of (70–80) % recorded throughout the year. The indoor radon activity concentrations were carried out using RADTRACK2 devices, which are the alpha track detectors made of CR-39 plastic films contained in an antistatic black holder. Each device was hung in an inhabited room of each selected dwelling for an average period of three months. Radon concentrations in dwellings ranged between $(23 \pm 10) \text{ Bq m}^{-3}$ and $(2620 \pm 480) \text{ Bq m}^{-3}$ with an arithmetic mean of 135.6 Bq m^{-3} and a geometric mean of 63 Bq m^{-3} . The estimated annual effective doses due to external gamma exposure ranged from $(0.15 \pm 0.01) \text{ mSv y}^{-1}$ to $(0.38 \pm 0.06) \text{ mSv y}^{-1}$ with an average value of 0.26 mSv y^{-1} . The estimated annual effective dose due to indoor radon ranged between 0.43 mSv y^{-1} and 49.6 mSv y^{-1} with an arithmetic mean of 2.6 mSv y^{-1} . This value was below the International Commission on Radiological Protection (ICRP) recommended action level. The Excess Lifetime Cancer Risk (ELCR) ranged from 1.39% to 158% with a mean value of 8.2%. According to these results, cancer risk due to inhalation of radon-222 must be further investigated in the population living in Ebolowa town.

ARTICLE HISTORY

Received 16 March 2021

Accepted 15 June 2021

KEYWORDS

Indoor radon activity; track detectors; air quality; effective annual dose; lung cancer risk

1. Introduction

The three radioactive isotopes of radon, ^{222}Rn (Radon), ^{220}Rn (Thoron) and ^{219}Rn (Actinon), occur naturally. Radon is a member of the uranium decay series, thoron a member of the thorium decay series and actinon a member of the actinium decay series. The radiological

impact of actinon is negligible compared to that of radon for all practical situations because of its short half-life (3.98 s) and its very low activity concentration relative to radon in the environment [1]. As for thoron, its radiological impact is minimal in general, as its half-life is 55.6 s and as it has a higher activity concentration than actinon, though still much lower than radon. Radon can seep into dwelling interiors fundamentally from the soil and tends to concentrate in enclosed spaces like underground mines or closed houses, even though it can also come from water and construction materials. In some geographical locations, high radon levels in air can occur in buildings, including workplaces [2,3]. Among the contributors to human exposure from natural radiation sources, radon isotopes and decay products have almost half of the total exposure [4–6]. The 2008 UNSCEAR report [2] suggested that, at worldwide level, radon accounts for about 52% of global average exposure to natural radiation. In its radioactive decay, its progeny is inhaled or ingested, leading to the exposure of lung tissues and other organs [7].

Epidemiological studies in residential homes conducted in North America, Europe and China showed that the radon is a lung carcinogen and is classified as the second cause of lung cancer after tobacco [8–13]. These studies demonstrated a significant association between the risk of lung cancer and exposure to residential radon. Since the recognition of the carcinogenic character of radon by the International Agency of Research on Cancer, exposure to radon and its consequences became a serious public health concern worldwide [14–16].

In Cameroon, there is no reference level set up yet for indoor radon exposure. However, the national radon action plan is being elaborated. Several academic research projects have been carried out by university researchers to assess the risks of exposure to ^{222}Rn , ^{220}Rn and their progeny in dwellings of uranium and thorium bearing areas in Cameroon. According to the results of these studies, it has been shown that the issue of exposure of members of the public and workers to radon gas is a reality in our country [17–23]. The arithmetic mean concentration values of ^{222}Rn obtained in all these studies were higher than the worldwide arithmetic mean radon activity concentration given in 2000 UNSCEAR report [24]. Based on this observation, the Cameroonian authorities, in collaboration with the International Atomic Energy Agency (IAEA), initiated a national survey on the assessment of exposure to radon throughout the territory in 2017. This project ultimately aims at building a map of the average concentrations of ^{222}Rn in Cameroon in order to be able to set up a national strategy for the management of risks related to radon exposure. As part of the implementation of this project, localities were chosen in the 10 regions of the country according to parameters such as area, number of inhabitants, type of dwelling, soil geology, etc. The present study is in line with this framework, with the main purpose of measuring, for the first time, indoor radon activity concentrations using radon track detectors, then assessing the corresponding cancer risk in dwellings in Ebolowa town, South Region of Cameroon.

2. Materials and methods

2.1. Study area

Ebolowa, a semi-rural town, which is the capital of the southern region of Cameroon, located between 2°54'N and 11°09'E geographical coordinates. Its population is approximately 118,267 inhabitants with a density of 13.4 inhabitants per square kilometre [25]. The mean temperature of the zone varies from 25°C to 26°C with two rainy and two dry seasons. The dry

season is caused by a tropical continental (TC) air mass blowing from the Sahara desert between December–February and July–August. The rainy season is brought about by a tropical maritime (TM) air mass blowing from the Atlantic Ocean between September – November and March – June. Annual rainfall range is 1500 and 2000 mm, with a relative humidity of 70% and 80% recorded throughout the year [26]. This studied area belongs to the Ntem Unit in the north-western edge of Congo Craton. This archaean litho-structural unit is made of magmatic charnockitic and non-charnockitic rocks including TTG suite (tonalite–trondhjemite–granodiorite) and gneisses. This geological unit is in contact in the north with Pan-African orogenic belt through a major thrust. It is described two main episodes of deformation namely a vertical foliation and dextral or sinistral shear zones oriented N–S, NE–SW to ESE–WSW. All these structures are intersected by faults [27–29]. Figure 1 shows the sampling points on weak zones intersecting the geological formations. These areas of weakness are the fault (south-east of the study area, near Enongal-Boulou) and the tectonic line (centre), all oriented SW–NE. They correspond to areas suitable for investigations of radioactive substances such as radon. The radon contained in the rocks would be easily released through post-tectonic structures such as faults. In addition, the elements trapped in the minerals are released by meteoric weathering [30].

2.2. Dwelling description

Thirty-three (33) dwellings were randomly selected from the sampling area. Figure 2 presents the types of dwellings investigated for this study. They were divided into three

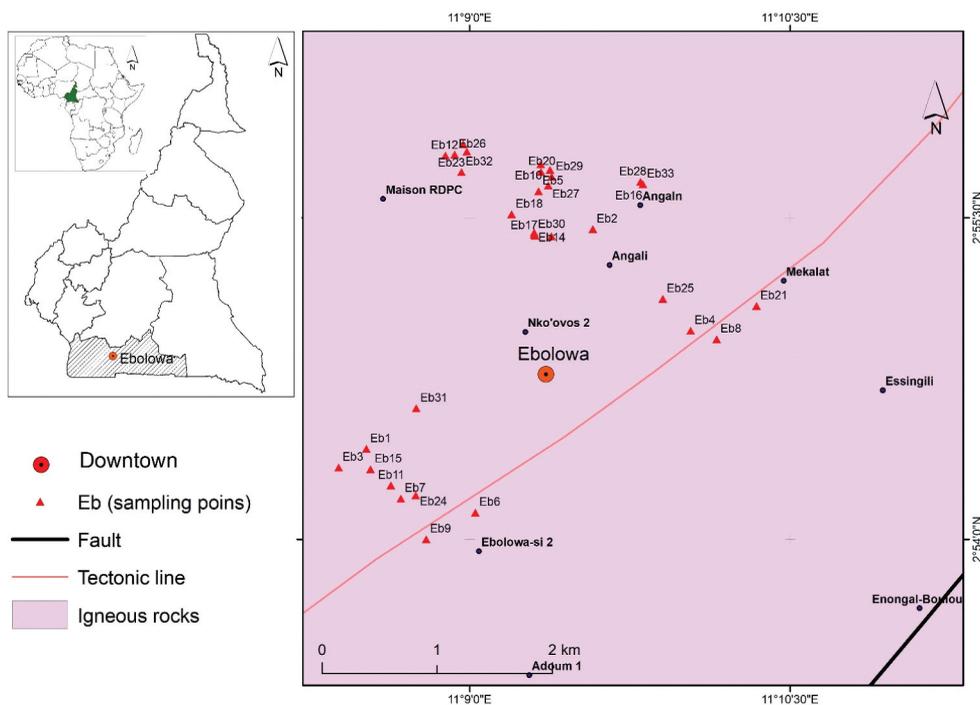


Figure 1. Geological map showing sampling points of studied area in Ebolowa, southern, Cameroon.



Figure 2. (a–c) Types of dwellings investigated in Ebolowa. (a) Cement brick dwellings; (b) mud dwelling; (c) Wooden dwellings.

categories: mud dwellings with cemented walls, cement brick dwellings and wooden dwellings. The presence of small holes in the structure of the walls of mud dwellings and wooden dwellings was observed whereas these small holes were not present in the structure of the walls of cement brick dwellings. In the following, the mud dwellings with cemented walls will be referred to as mud dwellings.

2.3. Radon detectors

Indoor radon concentrations were measured using passive long-term integrating solid-state nuclear track detectors of type RADTRACK2 device (Figure 3(a-b)). They consist of a plastic top and bottom as well as a transparent plastic film made of CR-39 (poly allyl diglycol carbonate) which is placed at the centre of the radon detector. CR-39 plastic is made by the polymerisation of diethylene glycol bis allyl carbonate (ADC) [31]. The film structure is composed of atoms of carbon, hydrogen and oxygen. The latter has the largest atomic radius and more electrons in its orbits. Track etch detectors made of CR-39 contained in an antistatic black holder, in which the detection principle is based on the microscopic defects in the detection material caused by the alpha particles of radon that can be revealed by etching treatment [32]. These track-etched radon detectors (CR-39) were chosen and not continuous electronic counterpart detectors because they are passive, typically small integrating, light weighting and relatively inexpensive radon detectors and not require power to work. They allow the measuring of the average activity concentration of the radon-222 (closed configuration), or short-lived radon decay products (opened configuration) in the air over periods varying from three months to one year, and assessing human exposure to radon and its decay products. Owing to their relatively low sensitivity on short integration timescales, nuclear track detectors are more suited to soil gas radon measurements than to soil flux density measurements. The closed configuration of devices are used to prevent radon decay products from entering the sensitive volume of the device so that the signal in the detector is related only to radon which entered the sensitive volume [33]. During measurement, air leaks in through a very small gap between the top and the bottom. When the radon gas in the air decays to radon daughters, radioactive alpha particles are created. When these hit the transparent plastic film, tracks are formed in the film. After the measurement period, the number of tracks is used to calculate the radon level. The lowest detection limit for a measurement period of 3 months is 10 Bq m^{-3} . The measurement during three-month period ranged from $(15\text{--}25,000) \text{ Bq m}^{-3}$ [34].

Index:

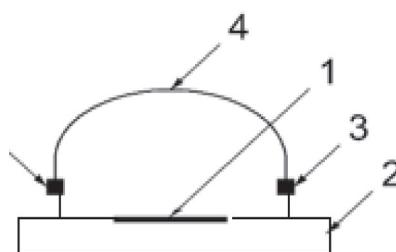
1 = CR-39 detector (transparent sensitive plastic film

made of poly-allyl-diglycol-carbonate),

2 = Support of detector (it is the base on which the sensitive film CR39 rests)

3 = Filter (prevents the passage of solid radon decay Products or any other solid alpha-emitting radionuclide),

4 = Accumulation chamber (plastic assembly serving as cover and detection volume)



a) Measuring device



b) Radtrak2 device, physical detectors

Figure 3. (a-b) Solid-state nuclear track detectors in closed configuration used for radon activity concentration measurements. a) Measuring device; b) Radtrak2 device, physical detectors.

A radon track detector device was hung in an inhabited room (living room or bedroom) of each selected dwelling for an average period of three months, in at least 1.8 m height from the floor as recommended by the European Commission's Radiation Protection report No. 188 [35,36] which suggested that the detectors should be deployed in the normal breathing zone of a person, between 1 and 2 metres above the floor level. Furthermore, at this height from the floor, the detectors are inaccessible to children. Simultaneously, the detectors were placed as far as possible, that is at least 40 cm, from windows, doors and walls [36] in order to avoid air currents and any influence of the thoron exhalation. The detectors were left on site for a period of about three months, from August to November 2019. The measurement began when the radon-proof plastic bag was opened and the device immediately hung. For the success of the study, help from local people to find appropriate houses and owners volunteering to participate in the measurement campaign was essential. After about a three-month period, the detectors were collected. Thereafter, they were sealed and stored in a dry place protected from light [9]. Finally, they were sent back to RADONOVA laboratory in Uppsala, Sweden for their reading and analysis. This laboratory is accredited under the ISO standard 17,025. The radon measurements follow the ISO standard 11,665-4 [37]. The laboratory participates regularly in inter-comparative tests, while methodically following the measurement protocols. At the same time, the laboratory imposes rigorous and particularly demanding quality control protocols internally to guarantee the best possible continuity and quality of the products.

For detector background calculation, RADONOVA also devotes a part of its production, 6% of the detectors, to calculate the unexposed background of the detectors. To do this, it etches and measures the films from the selected background detectors, just before the customer detectors are expected to be returned for analysis. In this way, it determines a proper background value for each batch of 120 films. The typical background of a Radtrak2 detector is around 15 kBqh m^{-3} and the standard error of uncertainty is around 4 kBqh m^{-3} [38,39].

2.4. Radon activity concentration estimation

After exposure of the detector to radon, alpha particles generated from the decay of radon in the air volume of the chamber interact with the CR-39 film, causing microscopic tracks on the surface of the film. Under certain chemical etching conditions, these latent tracks are enlarged to observable permanent tracks. By using an optical amplification readout device, these tracks are counted and the average radon activity concentration is then calculated by using the following equation [36,40,41]:

$$C_{Rn} (\text{Bqm}^{-3}) = \frac{N_0 - N_B}{t K} = (N_0 - N_B) \cdot \omega \quad (1)$$

where N_0 and N_B are, the gross and background track densities per unit area (track cm^{-2}), K is the calibration factor [$\text{track cm}^{-2} (\text{Bqh m}^{-3})^{-1}$] and t is the exposure time, $\omega = 1/(t.K)$ is the correction factor linked to the calibration factor and the sampling duration.

2.5. Annual effective dose in dwellings

In order to assess human exposure in dwelling of Ebolowa town, annual inhalation effective dose E_{Rn} (mSv y^{-1}) due to indoor radon was estimated using the following equation [24]:

$$E_{Rn} (\text{mSvy}^{-1}) = C_{Rn} \times F_{eqRn} \times e_{Rn} \times F_{occ} \times T \quad (2)$$

where C_{Rn} (in Bq m^{-3}) is the radon activity concentration, F_{eqRn} is the equilibrium factor for radon (0.4) recommended by (UNSCEAR, 2000), linked to humid climate of the study area, e_{Rn} is the inhalation effective dose conversion factor ($9\text{nSv} (\text{Bqhm}^{-3})^{-1}$), F_{occ} is the occupancy factor (0.6) recommended by UNSCEAR (2000), linked to indoor time spent by people and humid climate of the study area, T is the exposure time which was adjusted to 1 year and expressed in hours (8760 h) [5,42].

2.6. Excess lifetime cancer risk

The Excess lifetime cancer risk (ELCR) was estimated using the average lifespan Dc estimated in Cameroon to be 58.9 years [43], and the nominal probability coefficient for cancer risk R_F ($5.5 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$) recommended by ICRP [44]. The following equation was used [45,46]:

$$\text{ELCR} = E_{Rn} \times Dc \times R_F \quad (3)$$

Where E_{Rn} is the annual inhalation effective dose due to exposure to indoor radon, D_c is the average lifespan estimated in Cameroon, R_F is the nominal probability coefficient for cancer risk.

2.7. Ambient gamma dose rate measurements

For each dwelling involved in the study, ambient external gamma dose rate \dot{H}^* (10) was measured inside, in the living room, and outside. The average of three measurements performed at 1 m above the floor or ground surface was recorded. The external gamma dose rates were measured using a personal radiation detector of Rad-Eye PRD-ER type [22]. This device is a high sensitivity gamma radiation detection and dose rate measurement tool that can be used to detect the naturally occurring radioactive materials (NORMs) to the related sources in public locations and workplaces. It incorporates a highly sensitive NaI(Tl) scintillation detector with a miniature photomultiplier tube for detection of very low radiation levels. It has an energy range of 60 keV – 1.3 MeV with excellent detection from 30 keV. Its weight is 160 g and its dimensions are $3.1 \times 6.1 \times 9.6 \text{ cm}^3$ (length×width×height) [47].

2.8. Statistical analysis

Hypothesis testing was carried out to statistically compare (1) the results obtained for each type of dwelling taking into account in the study, (2) the overall results obtained in this study and those given in the literature. The null hypothesis was that two compared data sets were drawn from the same population with the same mean. The statistical significance level considered was p – value < 0.05 [48].

3. Results and discussion

3.1. Indoor Radon activity concentration

Figure 4(a-b) shows the distribution of indoor radon concentrations in 33 homes in Ebolowa town. These indoor ^{222}Rn concentrations ranged from $(23 \pm 10) \text{ Bq m}^{-3}$ to $(2620 \pm 480) \text{ Bq m}^{-3}$ with an arithmetic mean and a geometric mean of 135.6 Bq m^{-3} and 63 Bq m^{-3} , respectively. The latter values were greater than the worldwide arithmetic and geometric mean radon activity concentrations of 40 Bq m^{-3} and 30 Bq m^{-3} , respectively, given in UNSCEAR 2000 and 2006 reports [24,49]. About 6% of the dwellings investigated have indoor ^{222}Rn concentrations within the range $(0\text{--}20) \text{ Bq m}^{-3}$, 48.5% of indoor have ^{222}Rn concentrations within the range $(20\text{--}40) \text{ Bq m}^{-3}$, 39.4% of indoor have ^{222}Rn concentrations within the range $(40\text{--}60) \text{ Bq m}^{-3}$, 3% of indoor have ^{222}Rn concentrations within the range $(60\text{--}80) \text{ Bq m}^{-3}$ and 3% of indoor have ^{222}Rn concentration above 100 and 300 Bq m^{-3} . Thus, approximately 97% of the values obtained in this study were less than 100 Bq m^{-3} , the WHO recommended reference level for radon. Three per cent were higher than the WHO and ICRP (300 Bq m^{-3}) reference levels for radon [2,50].

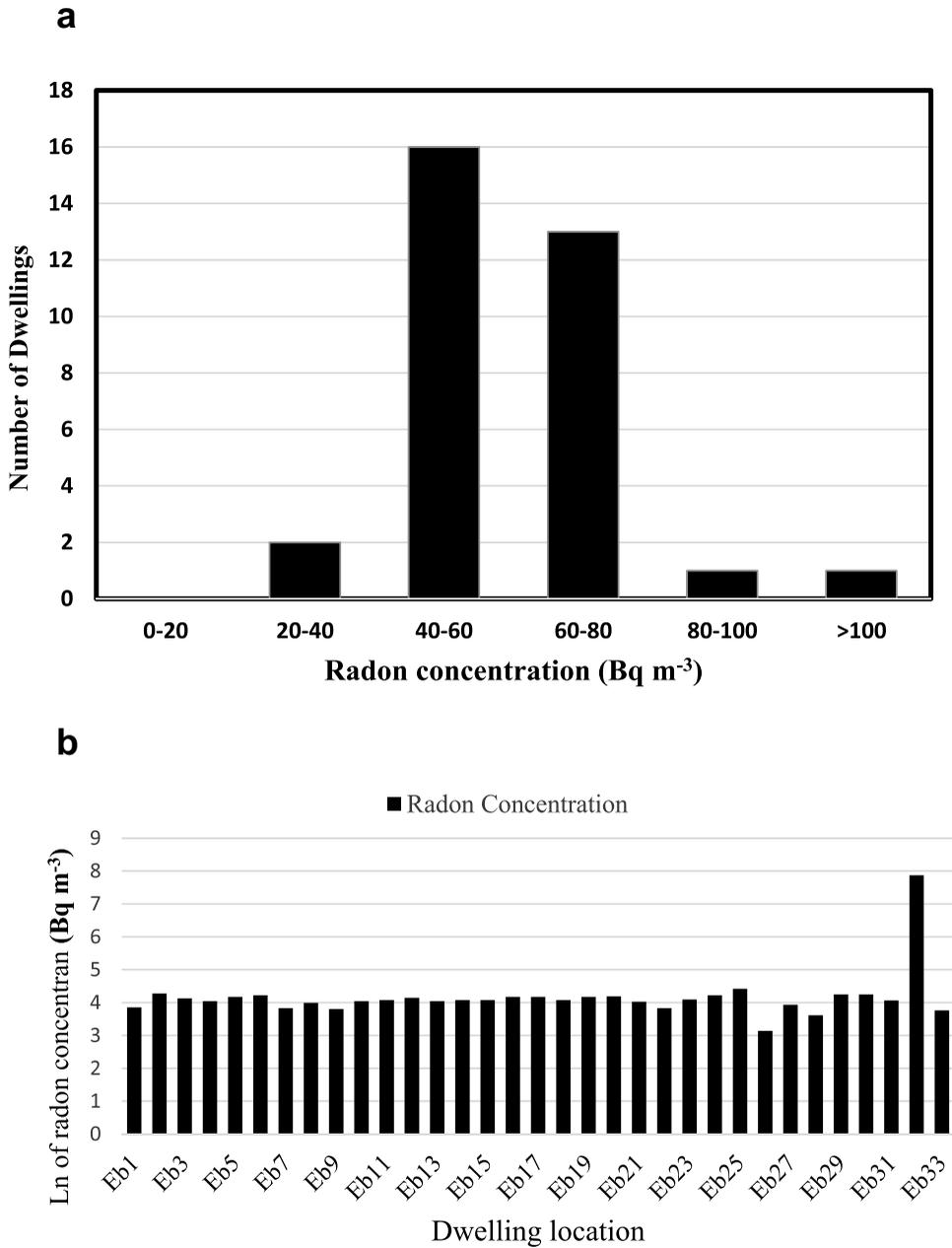


Figure 4. (a). Frequency distribution of radon concentration in dwellings in Ebolowa town. (b). Radon concentration of the different sampling points.

3.2. Indoor Radon activity concentration in different types of dwellings

The houses encountered in Ebolowa town for this survey were either cement brick dwellings (72.7%), mud dwellings with cemented walls (21.2%) or wooden dwellings (6.0%). [Figure 5](#) shows that the distribution of radon concentration values in each type

■ AM (Arithmetic mean) □ GM (Geometric Mean) □ MIN (Maximum) □ MAX (Minimum)

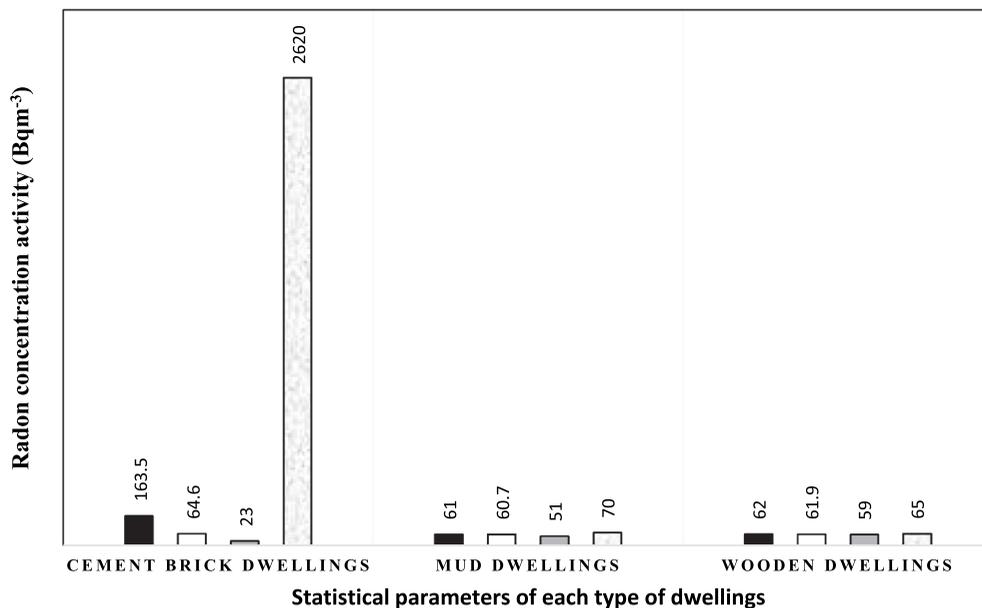


Figure 5. Statistical parameters of radon activity concentrations in different dwellings in Ebolowa town.

of dwelling is investigated. For cement brick dwellings, the concentration values of ^{222}Rn were ranged between $(23 \pm 10) \text{ Bq m}^{-3}$ and $(2620 \pm 480) \text{ Bq m}^{-3}$, with arithmetic and geometric means of 163.5 Bq m^{-3} and 64.6 Bq m^{-3} , respectively. For mud dwellings, the concentration values of ^{222}Rn ranged between $(51 \pm 24) \text{ Bq m}^{-3}$ and $(70 \pm 28) \text{ Bq m}^{-3}$, with the arithmetic and geometric means of 61 Bq m^{-3} and 60.7 Bq m^{-3} , respectively. For wooden dwellings, the concentration values of ^{222}Rn ranged between $(59 \pm 26) \text{ Bq m}^{-3}$ and $(65 \pm 24) \text{ Bq m}^{-3}$, with arithmetic and geometric means of 62 Bq m^{-3} and 61.9 Bq m^{-3} , respectively. Comparing these results to the maximum recommended values ranged between $(100 \text{ and } 300) \text{ Bq m}^{-3}$ by [2,37] the maximum concentration of detected indoor radon level reached a value as high as $(2620 \pm 480) \text{ Bq m}^{-3}$, which is about 26 and 8 times, respectively, higher than these levels. This high radon activity concentration value may be either due to radium-226 rich building materials or it may indicate a radon prone area which is an area where concentrations of ^{222}Rn are likely to be higher than average. The geometric means (GM) of the indoor radon concentrations for the dwellings investigated in the study area were $64.6 \pm 2.26 \text{ Bq m}^{-3}$ for cement brick dwellings, $(60.7 \pm 1.1) \text{ Bq m}^{-3}$ for mud dwellings, and $(61.9 \pm 1.1) \text{ Bq m}^{-3}$ for wooden dwellings. All these observed GM values were in the same order of magnitude, i.e. $\sim 60 \text{ Bq m}^{-3}$. It is generally proven that houses made of mud/clay materials generally have higher radon concentrations [51–53]. This is in agreement with the reports of the studies conducted in southern Nigeria by O.S. Ayayi et al., 2016 and K. Aladeniyi et al., 2020 [51,52], and in inside the workplaces in Sudan by Abd-Elmoniem A. Elzain, 2021 [53]. But in this study we observed a slight elevated GM for cement brick dwellings. This value is due to influence of the extreme value of 2620 Bq m^{-3} . It should be noted that the cement bricks were made from fine sand

and locally produced cement. This GM of indoor radon concentration observed in cement brick dwellings may be due to lifestyle of inhabitants, which is usually considered an important source of radon in dwellings [51]. The other reason should be the fact that cement brick dwellings were not as well ventilated naturally as mud and wooden dwellings, where the presence of small holes in the structure of the walls was observed thus increasing this ventilation in these dwellings. Otherwise, the high value of (2620 ± 480) Bq m⁻³ observed in dwelling Eb32 should be explained by the fact that the geological formation of Ebolowa town is mainly granitic, while knowing that the main source of indoor radon is soil and rocks underlying the dwellings, especially for high levels of indoor radon concentration, with a minor contribution from building materials and well water, contributions which can be relatively more important in case of low indoor radon levels. However, building materials have been generally recognised as possible sources of high radon concentrations, such as building materials containing concrete, and bricks made with soil and rocks with high levels of natural radioactivity [54,55]. Further radon concentration measurements should be carried out in the house where this value was obtained and in the houses surrounding it.

3.3. Comparison with other studies in Cameroon

Indoor ²²²Rn concentrations in the current study were compared with the results measured in gold mining and uranium bearing areas of Cameroon. Table 1 presents the minimum, maximum, arithmetic and geometric mean values of ²²²Rn concentrations obtained in these localities.

Saïdou et al. [56] performed radon concentration measurements using radon track detectors and electret ionisation chambers in Djerem division, bauxite-bearing areas in southern Adamawa, Cameroon. Radon activity concentrations ranged from 43 Bq m⁻³ to 270 Bq m⁻³ with corresponding arithmetic mean of 108 Bq m⁻³. Saïdou et al. [57] performed measurements of radon–thoron activity concentrations and thoron progeny activity concentrations in dwellings located in the uranium bearing region of Poli using passive radon–thoron integrating discriminative detectors. Radon concentrations ranged from 46 Bq m⁻³ to 137 Bq m⁻³ with corresponding arithmetic and geometric mean concentrations of 82 Bq m⁻³ and 79 Bq m⁻³, respectively (*p-value* = 0.495). Takoukam et al. [21] performed simultaneous measurements of radon and thoron concentrations in 71 dwellings in Douala town, in the Littoral Region of Cameroun, using passive radon–thoron integrating discriminative detectors. Radon concentrations ranged from 31 Bq m⁻³ to 436 Bq m⁻³ with corresponding arithmetic and geometric mean concentrations of

Table 1. Comparison of the range, arithmetic and geometric means of indoor radon concentrations with other similar studies in the country.

Area/Cameroon	Radon activity concentration (Bqm ⁻³)					References
	Range	AM	SD	GM	GSD	
Djerem	43–270	108	22	102	21	[56]
Poli	46–137	82	20	79	1	[57]
Betare-Oya	88–282	133	39	70	2	[21]
Douala Town	31–436	80	52	118		[22]
Ebolowa town, (Present work)	23–2620	135,6	446	63	1,3	

139 Bq m⁻³ (*p-value* = 0.479) and 118 Bq m⁻³, respectively. Ndzana Nkoulou et al. [22] performed simultaneous indoor radon, thoron and thoron progeny measurements in Betare-Oya gold mining areas, Eastern Cameroon. Radon concentrations ranged from 88 Bq m⁻³ to 282 Bq m⁻³ with corresponding arithmetic and geometric mean concentrations of 133 Bq m⁻³ (*p-value* = 0.973) and 70 Bq m⁻³, respectively.

The range of indoor ²²²Rn concentrations obtained in this study was higher than those obtained in the other studies as shown in Table 1. The arithmetic mean concentration obtained in this study is slightly greater than that measured in the study undertaken in Betare-Oya area, but sharply greater than those in the other studies. Reversely, the geometric mean concentration value obtained in the study is smaller than those of the other studies. However, *p-values* calculated to compare radon concentrations obtained in this study with that obtained in the above mentioned studies undertaken in Cameroon show that they are not significantly different statistically (*p-values* > 0.05) and, therefore, they were drawn from the same population with the same arithmetic mean.

3.4. Comparison with studies in others countries

Several studies on the exposure to radon in dwellings have been carried out around the world. The devices for measuring indoor radon concentration during these surveys vary. Results on radon activity concentrations, arithmetic and geometric mean concentrations carried out in several countries are summarised in Table 2. Bode Tushe et al. used radon track detectors to perform geographical distributions of indoor radon in dwellings in Albania [40]. Songul Akbulut et al. measured indoor and outdoor radon concentrations at lung cancer patient homes in the dwellings of Rize Province in Turkey [58]. Prasad et al. reported a study of radiation exposure due to radon, thoron and progeny in the indoor environment of Yamuna and Tons valleys of Garhwal Himalaya [59]. Chen et al. simultaneously measured indoor radon and thoron concentrations in 93 houses in Ottawa in Canada using RADUET type detectors [60]. Shen Yan et al. investigated indoor radon exposure in 650 energy-efficient dwellings in western Switzerland and evaluated the impact of energy renovation and building characteristics using radon track detectors [34]. Khayrat et al. performed indoor radon survey in some regions in Yemen, using CR-39-based radon monitors [61]. Tokonami et al. carried out simultaneous radon and thoron measurements using RADUET-type detectors in the caves of 193 dwellings located in Shanxi and Shaanxi provinces in China [62].

It clearly appears that arithmetic mean and maximum radon concentration (2620 Bqm⁻³) in this study were greater than those in most of the countries mentioned

Table 2. Comparison of the range, arithmetic mean and geometric means of indoor radon concentrations with other studies undertaken outside Cameroon.

Country/Area	Radon activity concentration (Bqm ⁻³)					N	references
	Range	AM	SD	GM	GSD		
India /Himalaya)	4–174	38	-	24	-	78	[59]
Canada /Ottawa	8–152	110		74	-	93	[60]
Albani	14–1238	120	67	103	1.8	247	[40]
China	19–195	91		57	-	193	[62]
Yemen	3–270	42	-	-	-	241	[61]
This study	23–2620	135.6	446	63	1.3	33	

above. However, the *p-values* calculated (>0.218) indicate that the arithmetic mean values obtained in these studies are not significantly different from that obtained in the presented study.

3.5. Annual effective dose in dwellings

Annual effective dose due to indoor radon inhalation was estimated using the measured indoor concentrations of ^{222}Rn in dwellings in Ebolowa town. The annual effective dose obtained in the study ranged between 0.43 mSv y^{-1} and 49.6 mSv y^{-1} . The corresponding arithmetic and geometric mean values were 2.6 mSv y^{-1} and 1.2 mSv y^{-1} , respectively. About 97% of dwellings exhibited annual effective dose values below the ICRP recommended action level range of $(3\text{--}10) \text{ mSv y}^{-1}$ [50]. About 3% of dwellings showed annual effective dose values about 5 times higher than the upper limit of this range. Table 3 displays the range, arithmetic and geometric mean values of estimated annual effective doses due to radon inhalation in the different dwellings of the studied area.

The values of estimated annual effective dose ranged between $(0.43\text{--}49.6) \text{ mSv y}^{-1}$ for cement brick Dwellings, with an arithmetic mean value of 3.1 mSv y^{-1} . This value lies between the ICRP recommended action level ranges. For mud Dwellings and wooden dwellings, the values ranged between 0.96 and 1.32 mSv y^{-1} , with the corresponding arithmetic mean values of 1.15 mSv y^{-1} and 1.17 mSv y^{-1} . These latter values were below the ICRP recommended reference level range. The *p-values* calculated, which were greater than 0.348 , suggested that the arithmetic mean values determined for the three different types of dwellings investigated were not significantly different statistically. Figure 6 shows that the arithmetic mean doses obtained in the study are below the ICRP recommended action levels of $(3\text{--}10) \text{ mSv y}^{-1}$, except for the arithmetic mean value obtained for cement brick dwellings. This implies that the majority (about 97%) of dwellings in the study area are safe from the radiological health point of view. Otherwise, the dwellings in this study area with high radon concentration may necessitate the ventilation of occupied spaces as remedial measures [3]. This one will allow to improve the system of providing effective ventilation to protect the population from health issues related to inhalation of radon gas.

3.6. Ambient gamma dose rate measurements

The measured indoor and outdoor gamma dose rate values ranged between $(0.15 \pm 0.01) \text{ mSv y}^{-1}$ and $(0.38 \pm 0.06) \text{ mSv y}^{-1}$. Compared to the worldwide average annual effective dose value of 0.48 mSv y^{-1} for external exposure to natural radiation sources [24], the

Table 3. Range, arithmetic and geometric mean values of estimated annual effective doses due to radon inhalation in different dwellings in Ebolowa town.

Type of dwelling	Annual effective dose (mSv y^{-1})		
	<i>Ranged</i>	<i>AM</i>	<i>GM</i>
Cement brick dwellings	0,43–49,6	3,1	1,26
Mud dwellings	0,96–1,32	1,15	1,14
Wooden dwellings	1,11–1,22	1,17	1,17
All	0,43–49,6	2,57	1,2

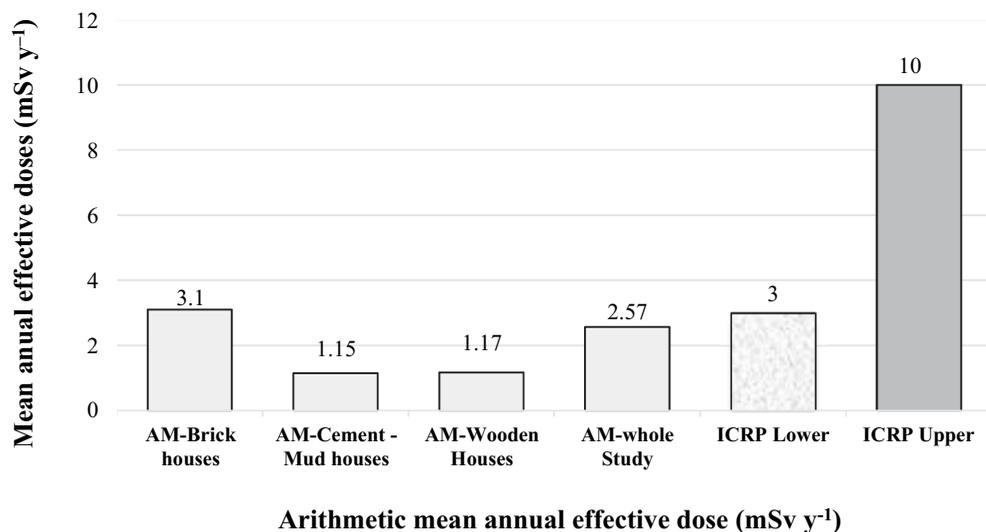


Figure 6. Comparison of estimated arithmetic mean annual effective dose values obtained for each type of dwelling.

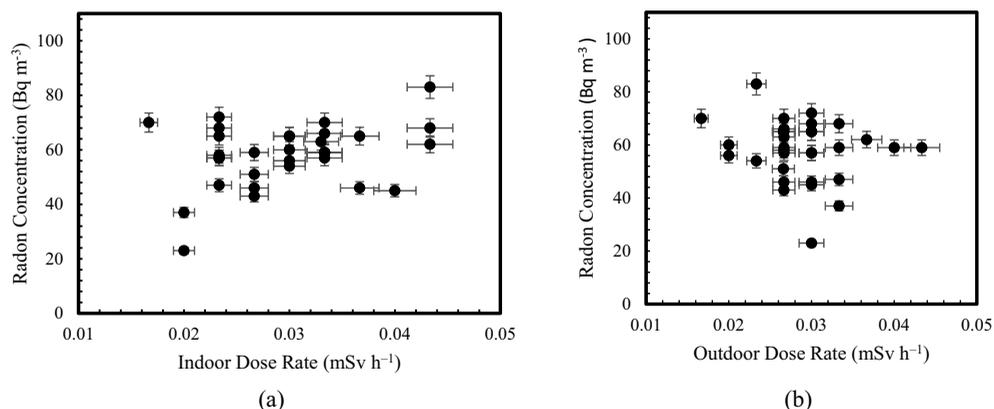


Figure 7. Correlation between indoor ambient-equivalent dose rate and indoor radon concentration (a), and outdoor ambient-equivalent dose rate and indoor radon concentration (b).

value estimated for indoor and outdoor exposures in this study is lower. Figure 7 shows the correlation between ^{222}Rn concentration and indoor and outdoor ambient-equivalent dose rates. There is no correlation which reveals an independence between indoor and outdoor gamma radiation and radon concentration.

3.7. Excess lifetime cancer risk assessment

Table 4 exhibits the values of excess life time cancer risk determined in the study and other parts of the world. As shown in Table 4, ELCR in this study ranged from 1.39% to 158% with a mean value of 8.2%. This value is higher than those found in references

Table 4. Excess lifetime cancer risk determined in the study.

Country	ELCR (%)		Ref.
	Range	Mean	
Ghana	/	0.12	[45]
Iran	/	1.01	[46]
Nigeria	1.6–28.1	6.3	[52]
Ethiopia/ North Shewa	0.87–5.71	2.76	[63]
This study	1.39–158	8.2	/

[45,46,52,63] which are 0.12%, 1.01%, 6.3% and 2.76%, respectively. In addition, this value was found to be about 6 times higher than the action level value of 1.3% proposed by USEPA [64]. According to these results, from the low statistics of our sample, and the lack of data on the prevalence rate of lung cancer risk due to radon exposure in the city of Ebolowa, it will be important to do more epidemiological studies to assess this lung cancer risk due to indoor radon in this studied area to confirm these results.

4. Conclusion

Indoor radon concentrations using radon track detectors were measured in 33 dwellings in Ebolowa town, southern Cameroon, and corresponding cancer risk was assessed. The study has shown that most of dwellings investigated have indoor radon concentration less than the WHO recommended level for radon. For the majority of the dwellings, the estimated annual effective dose values were below the ICRP recommended action level range. The study showed that cement brick dwellings exhibit higher risk due to exposure to radon than in other dwellings. However, it has also been shown that, on one hand, mean concentrations determined for the three different types of dwellings investigated were not statistically significantly different and, on the other hand, the arithmetic mean concentration value determined in this study is not significantly different than those determined in other studies performed in Cameroon and in other part of the world. The mean value of ELCR was found to be about 6 times higher than the action level value of proposed by USEPA. According to these results, study area is globally safe from the radiological health point of view with the recommendation that the dwellings in this study area with high radon concentrations should establish a good effective natural ventilation system. It will be important to do more epidemiological studies to assess this lung cancer risk due to indoor radon in this studied area. Furthermore, the investigated data will contribute in establishing national reference levels for indoor radon in our country.

Acknowledgments

The authors hereby express their gratitude to the National Committee for Development of Technologies (NCDT) of Cameroon for providing financial assistance and the technical cooperation department of the International Atomic Energy Agency (AIEA) for providing technical assistance that made this study possible.

Disclosure statement

No conflict of interest regarding this publication was reported by the author(s).

References

- [1] International Atomic Energy Agency, IAEA Technical reports Series N°474, Measurement and calculation radon release from NORM Residues, 2013.
- [2] Annuals of the ICRP, ICRP Publication 65, Radiological protection against radon exposure, Ann. ICRP **43** (3), 1 (2014).
- [3] World Health Organization, *Handbook on Indoor Radon: A Public Health Perspective* (WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, Geneva, Switzerland, 2009).
- [4] K. Nagaraja, B.S.N. Prasad, M.S. Chandrashekar, L. Paramesh and M.S. Madhava, Indian J. Pure Appl. Phys. **44**, 353 (2006).
- [5] United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, Sources and effects of ionizing radiation, UNSCEAR Report 2000, United Nations, New York, 2000.
- [6] R. Bhaskaran, R.C. Damodaran, V.A. Kumar, J.J. Panakal, D. Bangaru, C. Natarajan, B. S. Sathiamurthy, T.J. Mundiyanikal and R. Mishra, J. Environ. Public Health **10**, 1 (2017). PMID: 1930787.
- [7] G. López-Abente, O. Núñez, P. Fernández-Navarro, M. Juan, Barros-Dios, I. Martín-Méndez, A. Bel-Lan, J. Locutura, L. Quindós, C. Sainz and A. Ruano-Ravina, Sci. Total Environ. **610-611**, 1125 (2018). doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.144.
- [8] O. Catelinois, A. Rogel, D. Laurier, S. Billon, D. Hemon, P. Verger and M. Tirmarche, Environ. Health Perspect. **114** (9), 1361 (2006).
- [9] S. Darby, D. Hill and R. Doll, Ann. Oncol. **12**, 1341 (2001).
- [10] S. Darby, D. Hill, H. Deo, et al., Scand. J. Work Environ. Health **32** (1), 1 (2006).
- [11] D. Krewski, J.H. Lubin, J.M. Zielinski, et al., J. Toxicol. Environ. Health Part A **69**, 533 (2006).
- [12] J.H. Lubin, Z.Y. Wang, J.D. Boice Jr, et al., Int. J. Cancer **109**, 132 (2004).
- [13] R.W. Field, *Encyclopedia of Environmental Health*, Nriagu, J. O., Ed. (Elsevier, Burlington, 2011), p. 745. doi:10.1016/B978-0-444-52272-6.00095-7.
- [14] International Agency for Research on Cancer (IARC), Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: man-made mineral fibres and radon. International Agency for Research on Cancer, 43, 1988.
- [15] G. Tymen and D. Laurier, *État des connaissances actuelles sur l'évaluation du risque sanitaire lié au radon*, N°. 218 (Pollution atmosphérique, France, 2013).
- [16] A. Saïdou, Y.T. Siaka and O. Bouba, J. Environ. Radioact. **136**, 36 (2014). doi:10.1016/j.jenvrad.2014.05.001.
- [17] P.E. Saïdou and S.T. Abiama, Radioprotion **50**, 265 (2015). doi:10.1051/radiopro/2015017.
- [18] M.O. Bobbo, Saïdou, J.E.N. Nkoulou II, T. Suzuki, H. Kudo, M. Hosoda, L.C.O. Owono and S. Tokonami, Radioisotope **68**, 621 (2019).
- [19] S. Saïdou, M. Tokonami, Hosoda, J.E.N. Nkoulou II, N. Akata, Y.F. Tchuenta Siaka, M.O. Bobbo, B.G. Samuel and S.D. Takoukam Soh, Radiat. Prot. Dosim. **184**, 391 (2019). doi:10.1093/rpd/ncz176.
- [20] S. Saïdou, J. Tokonami, G.S. Miroslaw, A. Bineng and J.E.N. Nkoulou II, J. Environ. Radioact. **150**, 242 (2015). doi:10.1016/j.jenvrad.2015.09.006.
- [21] S.D. Takoukam Soh, S. Tokonami, M. Hosoda, T. Suzuki, H. Kudo, O. Bouba and I. Saïdou, Environ. Heal. Stud. **55**, 499 (2019). doi:10.1080/10256016.2019.1649258.
- [22] J.E.N. Nkoulou II, L.N. Engola, Saïdou, M. Hosoda, D. Bongue, T. Suzuki, H. Kudo, M.G. Kwato Njock and S. Tokonami, Radiat. Prot. Dosim. **2019**, 1. doi:10.1093/rpd/ncz026
- [23] G.S. Bineng, Saïdou, M. Hosoda, Y.F. Tchuenta Siaka, N. Akata, P. Ele Abiama, O. Bouba and S. Tokonami, Radiat. Environ. Med. **9**, 13 (2020).

- [24] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Annex B: Exposures from Natural Radiation Sources (UNSCEAR), (Report to the General Assembly), UN, New York, 2000.
- [25] BUCREP, (*Bureau Central de Recensement et des Etudes sur la Population*), Technical Report, 2010.
- [26] D. Sighomnou, PhD thesis, University of Yaounde I, 2004.
- [27] R. Tchameni, C. Lerouge, J. Penaye, A. Cocherie, J.P. Milesi, S.F. Toteu and N.E. Nsifa, *J. Afr. Earth Sci.* **58**, 67 (2010).
- [28] A. Pouclet, R. Tchameni, K. Mezger, M. Vidal, N.E. Nsifa and P. Penaye, *Bulletin de la Société Géologique de France* **178** (5), 3 (2006).
- [29] J.L. Feybesse, V. Johan, C. Triboulet, C. Guerrot, F. Mayaga-Mikolo, V. Bouchot and J. Eko N'dong, *Precambrian Res.* **87**, 161 (1998).
- [30] J.P. Vicat, J.M. Léger, B. Lips, J. Lips and P. Piguet, *Karstologia revue de karstologie et de spéléologie physique* **26**, 51 (1995).
- [31] P. Koc, N. Ekin, E. Cinan and E. Kavaz, *Asian J. Chem.* **30**, 226 (2018).
- [32] J.M. Wasikiewicz, Z. Daraktchieva and C.B. Howarth, *Perspect. Sci.* **12**, 100416 (2019).
- [33] International Atomic Energy Agency (IAEA), Analytical Quality in Nuclear Applications Series No. 33. National and Regional Surveys of Radon Concentration in Dwellings, Review of Methodology and Measurement Techniques, 2013.
- [34] S. Yang, J.G. Pernot, C.H. Jörin, H. Niculita-Hirzel, V. Perret and D. Licina, *Int. J. Environ. Res. Public Health* **17**, 6776 (2019). doi:10.3390/ijerph17186776.
- [35] European Commission, Technical Recommendations for Monitoring Individuals for Occupational Intakes of Radionuclides. Radiation Protection N° 188, European Commission, 2018.
- [36] International Organization for Standardization (ISO), Measurement of radioactivity in the environment – Air: radon-222 – Part 8: Methodologies for initial and additional investigations in buildings (ISO11665-8/2012).
- [37] International Organization for Standardization (ISO), Measurement of radioactivity in the environment – Air: radon-222 – Part 4: Integrated measurement method for determining average activity concentration using passive sampling and delayed analysis. (ISO11665-4/2012).
- [38] RADONOVA, Radon Environmental Management Corp, brochure Radtrak2 RadOnline Alpha track detector for long term measurements. <<https://www.sfu.ca/AlphaTrackDetector>><<https://radonova.com/product/radtrak2-long-term-daycare-measurement/>>
- [39] RADONOVA, Radon Environmental Management Corp, A radon healthy life At work and home brochure Radtrak2 RadOnline <<https://radoncorp.com/bgis-testing-shop/radtrak2>><https://radonovalaboratories.com/how-radonova-provides-optimal-radon-measurement-quality/https://radonova.com/radtrak2_world_leading_detector/>
- [40] K.B. Tushe, E.G. Bylyku Xhixha, P. Dhoqina, B. Daci, F. Cfarku, M. Kaçeli Xhixha and V. Strati, *Radiat. Prot. Dosim.* **172** (4), 488 (2016).
- [41] AIP Conference Proceedings 2075, 170003, Sofia, Bulgaria, 2019. <https://doi.org/10.1063/1.5091368>
- [42] M.W. Chege, N.O. Hashim, A.S. Merenga, O. Meisenberg and J. Tschiersch, *Radiat. Prot. Dosim.* **167**, 139 (2015).
- [43] United Nations Development Programme (UNDP), Rapport sur le développement humain, Cameroun, les inégalités de développement humain au XXIe siècle, 2019.
- [44] International Commission on Radiological Protection, Publication (ICRP) 103, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, 2007.
- [45] S. Sherafata, S.N. Mansour, M. Mosaferi, N. Aminisani, Z. Yousefie and S. Malekif, *MethodsX* **6**, 2205 (2019). doi:10.1016/j.mex.2019.09.028.
- [46] C.Y. Ansre, M.K. Miyittah, A.B. Andam and D.E. Dodor, *J. Radiat. Res. Appl. Sci.* **11**, 10 (2018). doi:10.1016/J.JRRAS.2017.10.002.

- [47] RadEye Selection Guide, Handheld Detection for Any Scenario RadEye Product Family, 2012. <https://www.thermofisher.com/order/catalog/product/4250671#/4250671> .
- [48] J.E. Turner, D.J. Downing and J.S. Bogard, *Statistical Methods in Radiation Physics* (Wiley, Weinheim, Germany, 2012).
- [49] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations, New York, 2006.
- [50] International Commission on Radiological Protection (ICRP), ICRP Publication 65, Protection against radon-222 at home and at work, 1993.
- [51] O.S. Ajayi and O.E. Olubi, *Environ. Foren.* **17** (4), 275 (2016). doi:10.1080/15275922.2016.1230909.
- [52] K. Aladeniyi, A.M. Arogunjo, A.J.S.C. Pereira, O.S. Ajayi and I.A. Fuwape, *Environ. Monit. Assess.* **192**, 764 (2020). doi:10.1007/s10661-020-08734-z.
- [53] A.-E.A. Elzain, *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 2021. doi:10.1080/03067319.2021.1873317
- [54] United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2006 Report, Volume II, Annex E: Sources to-effects assessment for radon in homes and workplaces, United Nations ed., New York, 2009.
- [55] European Collaborative Action, Indoor air quality and its impact on man. Radon in indoor air. ECA report No.15, EUR 16123 EN, 1995.
- [56] B.M. Saïdou, Oumar, J.E.N. Nkoulou II, O. German, M.K. Noubé and A.Y. Hamadou, *Int. J. Environ. Res. Public Health* **17**, 6776 (2020). doi:10.3390/ijerph17186776.
- [57] S. Saïdou, M. Tokonami, Y.F. Hosodad, T. Siaka, J.E. Ndjana Nkoulou II, A. Naofumi, B.M. Oumar and J. Penaye, *J. Geochem. Explor.* **205**, 106350 (2019). doi:10.1016/j.gexplo.2019.106350.
- [58] S.A. Ozen, N. Celik, E. Dursun and H. Taskin, *Environ. Geochem. Health* **40**, 1111 (2018). doi:10.1016/j.gexplo.2019.106350.
- [59] M. Prasad, M. Rawat, A. Dangwal, G. Presrad, R. Mishra and R.C. Ramola, *Radiat. Prot. Dosim.* **171** (2), 187 (2016). doi:10.1093/rpd/ncw055.
- [60] J. Chen, S. Tokonami, A. Sorimachi, H. Takahashi and R. Falcomer, *Radiat. Prot. Dosim.* **130** (2), 253 (2008). doi:10.1093/rpd/ncm503.
- [61] A.H. Khayrata, M.I. Al-Jarallah, X. Fazal-ur-Rehman and F. Abu-Jarad, *Radiat. Meas.* **36**, 449 (2003). doi:10.1016/S1350-4487(03)00169-0.
- [62] S. Tokonami, Q. Sun, S. Akiba, W. Zhuo, M. Furukawa, T. Ishikawa, C. Hou, S. Zhang, Y. Narazaki, B. Ohji, H. Yonehara and Y. Yamada, *Radiat. Res.* **162**, 390 (2004). doi:10.1667/RR3237.
- [63] N.M. Demewoz and T.G. Woreta, *J. Nat. Sci. Res.* **7** (7), 2224 (2017).
- [64] United States Environmental Protection Agency (USEPA), Assessment of risk from radon in homes. (EPA 402-R-03e003), 2003. <<http://www.epa.gov/radon/pdfs/402-r-03-003>> (Retrieved 6/1/2015).