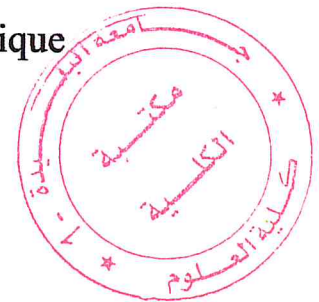
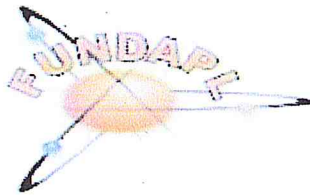


République algérienne démocratique et populaire
Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique
Université Saad Dahleb Blida 1



Faculté des sciences
Département de physique

Mémoire de fin d'étude
Pour l'obtention du diplôme de Master en Physique



Option : Physique Appliquée

Thème

Contribution à la mesure des concentrations du radon dans la
région de Chlef

Présenté par :

Melle. Djihad BOUABDALLAH

Soutenu le 13 / 07 / 2019 devant le jury composé de :

Mme. S. BRAHIMI-MOUSSA	MAA, U.S.D. Blida 1	Président
Mr. M. Aït-ZIANE	Chercheur Principale, CRNA	Encadreur
Mr. A. BADREDDINE	Chercheur Confirmé, CRNA	Examineur

Blida 1-2018/2019-

RÉSUMÉ

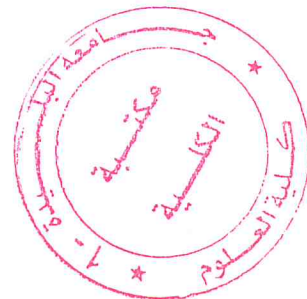
Le radon, gaz radioactif d'origine naturelle, omniprésent dans notre environnement et provenant de la désintégration de l'uranium et du radium a été reconnu, depuis 1987, par le Centre International de la recherche sur le Cancer (CIRC) et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) comme cancérigène pulmonaire certain pour l'homme. Le radon se diffuse dans l'air et s'accumule dans les espaces confinés tels que les habitations où il peut atteindre des concentrations élevées.

Dans ce travail, nous sommes intéressés à la mesure des concentrations du radon dans les habitations de la wilaya de Chlef à l'aide des dosimètres passifs à base de Détecteurs Solides de Traces Nucléaires (DSTN).

Les dosimètres exposés dans les habitations de la wilaya de Chlef pendant 2 mois ont été récupérés et les films ont été développés dans une solution chimique à base de NaOH (2.5 N) à une température de 60°C pendant 110 min. La concentration moyenne du radon dans les habitations obtenue est égale à $(73 \pm 4) \text{ Bq/m}^3$. Cette concentration est inférieure à la valeur de référence recommandée par l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (200 Bq/m³). La dose efficace moyenne due au radon à l'intérieur des habitations est égale à 1,02 mSv/an. Cette valeur est inférieure aux limites de doses recommandées par la CIPR (entre 3 et 10 mSv/an).

Le facteur risque de cancer de poumon à vie entière obtenu à partir des concentrations du radon mesurées est égal à $(2,07 \times 10^{-4} \pm 1,66 \times 10^{-4})$, il est comparable à la valeur $(3,2 \times 10^{-4})$, qui a été calculée à partir des données épidémiologiques fournies par les services sanitaires.

Mots clés: Radon, DSTN, risque cancer.



Dédicaces

Je dédie ce travail :

A mes très chers parents qui ont tout sacrifié pour moi,
grâce à vous, je suis là, grâce à vous que j'irai très loin,
vous restez toujours dans mon cœur,

A ma chère sœur et son mari pour leur soutien moral, et
leurs conseils précieux tout au long de mes études, je
leur souhaite tout le bonheur du monde,

A mes adorables frères pour leurs encouragements, et
leur compréhension,

A toute personne de ma grande famille,

A tous mes ami(e)s,

A tous ceux que j'aime et ceux qui m'aiment

D J I H A D

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Mme S. Brahim-Moussa pour m'avoir fait l'honneur de présider le jury d'examen.

Je tiens à exprimer mes remerciements les plus sincères à Monsieur M.AÏT-ZIANE, Chercheur principal au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, pour son encadrement et la patience avec lesquels il a répondu à mes nombreuses questions, ses conseils et son aide ainsi que pour tout le savoir qu'il m'a transmis.

Et un grand merci pour Monsieur A.W. BADREDDINE, chercheur confirmé au CRNA, pour l'aide utile qu'il m'a apportée, pour ses conseils et ses encouragements.

Mes remerciements vont à tous les membres du Laboratoire de Dosimétrie des Rayonnements Ionisants, un merci particulier pour Mmes Z. Mokrani, M. MEZAGUER et K. MEGHARI, pour leurs gentillesse et leurs conseils avisés.

Enfin, je tiens à exprimer ma gratitude à tous ceux que je n'ai pas cités et qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce mémoire et à l'accomplissement de ce travail.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	01
Chapitre I : le radon dans la radioactivité naturelle	03
1. Introduction	03
2. La radioactivité naturelle	03
2.1. Les rayonnements telluriques	03
2.2. Les rayonnements cosmiques	04
2.3. La radioactivité dans le corps humaine	04
2.4. La radioactivité dans l'air	04
3. Le radon	05
3.1. Aperçu historique	05
3.2. Propriété physico-chimique	05
3.3. Mécanisme de formation du radon	06
3.4. Le radon dans les habitations	07
3.5. Le risque du radon	08
4. Le cadre réglementaire	10
5. Techniques de mesure du radon	11
5.1. Méthodes de mesure ponctuelle	11
5.2. Méthodes de mesures en continu	12
5.3. Méthodes de mesure intégrée	13
Chapitre II : Détecteurs solides de traces nucléaires	14
1. Introduction	14
2. Détecteurs solides de traces nucléaires (DSTN)	14
2.1. Historique des DSTN	14
2.2. Principe des DSTN	15
3. Interaction particule alpha-DSTN	17
3.1. Pouvoir d'arrêt linéique S_L	17
3.2. Transfert Linéique d'Énergie (TLE)	18
3.3. Parcours des particules α	19
4. Critères d'enregistrement des traces	20
5. Modèles de formation des traces latentes	20
5.1. Théorie de la pointe d'explosion ionique (coulombienne)	21
5.2. Théorie de la pointe thermique	21
5.3. Théorie des électrons δ	21

a) Modèle de KATZ et KOBETICH	22
b) Modèle de BRANDT et RITCHIE	22
c) Modèle de MOZUMBER et MAGEE	22
6. Révélation des traces latentes	23
7. Géométrie des traces latentes	24
7.1. Vitesse d'attaque chimique surfacique V_B	24
7.2. Vitesse d'attaque chimique V_T le long de la trace	24
8. Efficacité de révélation de traces	25
9. Comptage de traces	26
9.1. Microscope optique	26
9.2. Compteur à étincelage	27
Chapitre III : Étude expérimentale	28
1. Introduction	28
2. Description de dosimètre	28
3. Détermination des conditions expérimentales optimales de développement	29
3.1. Variation de l'épaisseur en fonction du temps de développement	30
3.2. Variation de l'épaisseur enlevée en fonction du temps de développement	32
4. Détermination des conditions expérimentales optimales de lecture	33
Chapitre IV : Concentration du radon dans la wilaya de Chlef	35
1. Introduction	35
2. Localisation et géologie de la Wilaya de Chlef	35
3. Matériels et méthodes	37
4. Calibration du système de détection	38
5. Concentration du radon dans les habitations	41
6. Conclusion	47
Conclusion Générale	48
Références	49

Liste Des Tableaux

Chapitre I : le radon dans la radioactivité naturelle

Tableau I. 1. Radioéléments cosmogoniques	04
Tableau I. 2. Propriétés physiques du gaz radon	05
Tableau I. 3. Principaux isotopes du radon et leurs propriétés nucléaires	06

Chapitre III : Étude expérimentale

Tableau III. 1. Variation de la vitesse d'attaque chimique en fonction du temps à partir de l'épaisseur	33
Tableau III. 2. Comparaison des vitesses d'attaque V_B	33
Tableau III. 3. Paramètres de développement chimiques utilisés	33
Tableau III. 4. Paramètre de lecture utilisé pour le compteur à étincelles	34

Chapitre IV : Concentration du radon dans la wilaya de Chlef

Tableau IV. 1. Profils de sol dans les zones de la ville de Chlef	37
Tableau IV. 2. Comparaison du facteur de calibration avec les anciens travaux	40
Tableau IV. 1. Densité de traces et concentration du radon dans la Wilaya de Chlef	43
Tableau IV. 4. Teneurs en ^{226}Ra et porosité dans certains types de sols	44
Tableau IV. 5. Concentration moyenne du radon dans certains régions où pays	45
Tableau IV. 6. Concentration du radon, dose annuelle et Risque cancer sur une vie entière (ELCR) dans la wilaya de Chlef	45

Table des figures

Chapitre I : Le radon dans la radioactivité naturelle

Figure I. 1. Chaîne de désintégration de ^{238}U avec mode de décroissance et demi-vies	07
Figure I. 2. Voies d'entrées du radon dans les habitations5.	08
Figure I. 3. Sources principales d'exposition aux rayonnements ionisants	08
Figure I. 4. Mode de pénétration et de fixation du radon et des descendants	09
Figure I. 5. Moniteur AB-5 avec une cellule de scintillation type de LUCAS	12
Figure I. 5. Moniteur de radon type Alpha GUARD	12
Figure I. 7. Dosimètre de radon à base de détecteur solide de traces nucléaires	13

Chapitre II : Détecteurs solides de traces nucléaires

Figure II. 1. Traces révélées des particules α dans le DSTN type CR-39	16
Figure II. 2. Traces révélées des particules α dans le DSTN type LR-115	16
Figure II. 3. Pouvoir d'arrêt dans le LR-115 et dans l'air pour la particule α en fonction de l'énergie	18
Figure II. 4. Parcours de la particule α dans l'air	20
Figure II. 5. Parcours de la particule α dans le DSTN type LR-115	20
Figure II. 6. Formation de la trace latente durant la révélation chimique	23
Figure II. 7. Géométrie d'une trace latente	25
Figure II. 8. Efficacité de révélation des traces	25
Figure II. 9. Système de lecture des DSTN	26
Figure II. 10. Circuit de base du compteur à étincelles	27
Figure II. 11. Système de comptage de traces par compteur à étincelles	27

Chapitre III : Étude expérimentale

Figure III. 1. Film mince type LR-115	28
Figure III. 2. Dosimètre de radon à base de LR-115	29
Figure III. 3. Préparation de la solution chimique	29
Figure III. 4. Bain de développement chimique	30
Figure III. 5. Comparateur d'épaisseur de type Millitron	31
Figure III. 6. Variation de l'épaisseur résiduelle en fonction du temps de développement	31
Figure III. 7. Variation de l'épaisseur enlevée en fonction du temps de développement	32
Figure III. 8. Compteur à étincelle de type SPARK REPLICIA COUNTER 710 P/S	34

Chapitre IV : Concentration du radon dans la wilaya de Chlef

Figure IV. 1. Limite administrative de la Wilaya de Chlef	35
Figure IV. 2. Situation géologique de la Wilaya de Chlef	36

Figure IV. 12. Montage expérimentale pour la calibration des dosimètres a base de DSTN	39
Figure IV. 3. Concentration du radon à l'intérieur de la chambre d'étalonnage	40
Figure IV. 5. Variation des paramètres environnementaux à l'intérieur de la chambre durant la calibration	41
Figure IV. 4. Concentration du radon dans différentes habitation de la Wilaya de Chlef	42
Figure IV. 5. Carte de perméabilité de la Wilaya de Chlef [Zairi et al., 2016]	44
Figure IV. 8. Concentration du radon dans les Communes de la Wilaya de Chlef	46
Figure IV. 9. Concentration du radon dans les daïras de la Wilaya de Chlef	46

Introduction générale

Parmi les polluants atmosphériques, il existe un gaz radioactif d'origine naturelle, le radon. Il provient de la désintégration du radium 226 lui-même descendant de l'uranium 238 présent dans la croûte terrestre. Il peut s'infiltrer dans les bâtiments par les fissures et autres voies d'entrée au niveau du soubassement. Comme il est plus lourd que l'air, le radon a tendance à se concentrer dans les parties les plus basses et les moins ventilées comme dans les sous-sols des habitations. À la lumière des dernières connaissances, ce gaz est l'un des contaminants environnementaux les plus importants en termes de risque de cancer [André, 1960].

Présent dans les habitations, le radon pénètre donc dans l'organisme principalement avec l'air inhalé et plus rarement avec l'eau des boissons. Les atomes de radon et de ses descendants radioactifs se désintègrent en émettant des particules alpha capables d'irradier les tissus comme les bronches et les poumons. Ces particules peuvent provoquer des mutations des gènes si elles parviennent jusqu'au noyau des cellules. En outre, les particules émises par le radon peuvent aussi se fixer aux poussières contenues dans l'air que l'on respire et rester donc plus longtemps dans les voies respiratoires. Ces deux mécanismes d'exposition se cumulent et expliquent que l'on peut observer des cancers du poumon très longtemps après le début d'une irradiation [Collignan et Pirard, 2005].

Le radon a été classé cancérigène pulmonaire certain pour l'homme par le Centre International de la Recherche sur le Cancer (CIRC) en 1987 sur la base des résultats des études expérimentales sur l'animal et des études épidémiologiques en milieu professionnel (mineurs d'uranium). Le rapport United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) paru en 2009 a confirmé la solidité méthodologique des nouvelles études épidémiologiques pour évaluer les risques d'exposition au radon dans les habitations [Catelinois et al., 2007].

L'exposition au radon est certes associée à un risque faible de survenue du cancer du poumon par rapport au tabagisme, mais il peut être évité par des actions de prévention simples à réaliser.

Pour toute ces raisons, nous avons mené une étude visant à évaluer la concentration du radon dans les habitations dans différentes régions de la Wilaya de Chlef en utilisant les Détecteurs Solides de Traces Nucléaires (DSTN). Ce travail se divise en quatre principaux chapitres :

- Le premier chapitre présente les généralités sur la radioactivité naturelle et le radon auquel l'être humain est exposé, il permet de fournir les notions de bases nécessaires pour une bonne compréhension de la problématique étudiée,
- Le second chapitre est consacré aux propriétés générales des DSTN où nous développons les caractéristiques de ces détecteurs ainsi que leurs interactions avec les particules α ,
- Le troisième chapitre où nous exposons les procédures expérimentales relatives au DSTN LR-115 type II en ce qui concerne l'optimisation des différents paramètres de révélation chimique des traces nucléaires,
- Le quatrième chapitre présente le dispositif expérimental utilisé pour la calibration des dosimètres utilisés ainsi que l'ensemble des résultats obtenus lors de la mesure du radon dans les habitations de la wilaya de Chlef. Une comparaison des résultats obtenus avec les valeurs de référence établies par les organisations internationales compétentes en matière de radioprotection est effectuée. Enfin, nous avons déterminé le facteur risque de cancer de poumon à vie entière associé au radon, puis nous l'avons comparé avec le facteur risque calculé à partir des données épidémiologiques fournies par les établissements sanitaires de la région.

Chapitre I : Le radon dans la radioactivité naturelle

1. Introduction

Toute matière au sein de l'univers est constituée d'une proportion plus ou moins grande d'atomes radioactifs. Nous vivons donc en permanence dans un environnement qui est naturellement radioactif. Cette radioactivité naturelle provient principalement de radioéléments produits dans les étoiles, il y a des milliards d'années. On trouve des traces de ces éléments radioactifs et de leurs descendants dans notre environnement.

La principale source de cette radioactivité naturelle est le radon, provenant de la désintégration du radium, (lui-même maillon de la chaîne de désintégration naturelle de l'uranium et du thorium). Sa forte radioactivité et sa nature gazeuse très diffuse le positionnent comme le principal contributeur à l'exposition des personnes à la radioactivité naturelle. Son importance sanitaire peut devenir critique en milieu confiné. Certaines régions y sont plus exposées que d'autres, en particulier celles où existent des sols uranifères.

2. Radioactivité naturelle

La radioactivité qu'est un phénomène physique découvert en 1896 par Henri BECQUEREL, est la propriété qu'ont certains noyaux atomiques instables se transformant spontanément en d'autres atomes en émettant simultanément des particules de matière (électrons, noyaux d'hélium, neutrons, rayonnement électromagnétique) et de l'énergie (sous forme énergie cinétique).

L'exposition à la radioactivité naturelle provient des quatre sources de rayonnements ionisants d'origine naturelle à savoir : le rayonnement tellurique émis par les roches, le rayonnement cosmique extra-terrestre, la radioactivité propre du corps humain et surtout les émanations du radon, un gaz radioactif descendant de l'uranium, qui s'échappe des roches et qui s'accumule dans les habitations [Reguigui, 2009].

2.1. Rayonnements telluriques

Le rayonnement tellurique est émis par les éléments radioactifs présents dans l'écorce terrestre, tels que le thorium (^{232}Th), l'uranium (^{238}U et ^{235}U) et le potassium (^{40}K). Leurs

concentrations varient selon la nature des sols, elles sont plus élevées dans les massifs granitiques que dans les terrains sédimentaires.

2.2. Rayonnements cosmiques

En plus de la radioactivité naturelle tellurique (terrestre), il y a une composante de cette radioactivité qui est extraterrestre. Elle est permanente, et elle a une double origine : galactique et solaire. Il s'agit de la radioactivité induite par les rayonnements cosmiques et les radioéléments cosmiques qui entourent notre atmosphère [Aït-Ziane, 2016]. Le rayonnement cosmique provient des réactions nucléaires dans les étoiles de forte activité ou des explosions de supernovas. Le soleil lui-même émet des rayonnements, essentiellement protoniques, dont l'intensité varie cycliquement avec l'activité solaire. Le rayonnement cosmique entraîne une exposition externe directe et interagit avec des éléments terrestres ou atmosphériques pour former des radioéléments secondaires qui peuvent avoir des longues demi-vies (Tableau I. 1).

Tableau I. 1. Radioéléments cosmogoniques [Melloni et al., 2000].

Symbole	Demi-vie	Activité massique (Bq/kg)
^{14}C	5730 ans	0.22×10^3
^3H	12,3 ans	1.2×10^{-3}
^7Be	53,28 jours	10^{-2}

2.3. Radioactivité dans le corps humain

Notre corps est légèrement radioactif, l'irradiation interne vient du ^{40}K et du ^{14}C et qui pénètre dans l'organisme humain par ingestion. Au total, l'activité moyenne de l'organisme est d'environ 8000 Bq soit une dose efficace annuelle de 0,2 mSv pour une personne de 70 kg.

2.4. Radioactivité dans l'air

Elle est principalement due au radon, gaz radioactif d'origine naturelle, issu de la désintégration de l'uranium et du radium présents dans la croûte terrestre. Son émission dans l'atmosphère ainsi que sa concentration dépendent principalement des propriétés du sol (teneurs en ^{238}U et porosité du sol). Ce sujet sera traité en détail dans le paragraphe §3 de ce chapitre.

3. Radon

Le radon (^{222}Rn), est un élément radioactif naturel, dont l'importance tient à ce qu'il est la principale source de radioactivité à laquelle l'homme est exposé, issu de la désintégration de l'uranium et du radium présents naturellement dans le sol et dans les roches.

En se désintégrant, le ^{222}Rn forme des descendants solides, eux-mêmes radioactifs. Ces descendants peuvent se fixer sur les aérosols de l'air et, une fois inhalés, se déposer le long des voies respiratoires en provoquant leur irradiation.

3.1. Aperçu historique

Le ^{222}Rn a été découvert en 1900 par Friedrich Ernst DORN qui l'a appelé « *emanation de radium* ». Ce fut le troisième élément radioactif découvert, après le radium et le polonium. Des noms furent proposés pour ce gaz en 1904 : *Exradio*, *Radon*, suivis en 1918 de *Radeon* et finalement *Radon* en 1920. En 1923, le Comité International des Éléments Chimiques (CIEC) et l'Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée (UICPA) choisirent le nom de *Radon* (Rn) [Ramsay et Gray, 1910].

3.2. Propriétés physico-chimiques

Le ^{222}Rn est un gaz inerte monoatomique appartenant au groupe 18 de la classification périodique de MENDELEÏEV, incolore, inodore et d'origine le plus souvent naturelle, c'est l'un des gaz les plus lourds connus.

Tableau I. 2. Propriétés physiques du gaz radon

Radon	
Numéro atomique (z)	86
Gamme isotopique (A)	200-226
Potentiel d'ionisation (eV)	10,74
Température de fusion (°C)	-71
Point d'ébullition (°C)	-62
Densité (kg/m ³)	
– Gaz à 0°C	9,72
– Liquide à -62°C	4400
Coefficient de diffusion dans l'air (cm ² /s)	0,1

Le radon a une vingtaine d'isotopes radioactifs, mais seuls trois d'entre eux existent dans la nature, à l'état de traces, qui tous se désintègrent suivant le mode alpha et donnent un isotope instable du polonium.

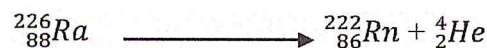
Trois radioéléments, l' ^{235}U , le ^{232}Th et l' ^{238}U conduisent par décroissances radioactives successives à une dizaine de radioéléments, puis à un isotope stable du plomb (^{206}Pb). Ils forment les 3 grandes familles radioactives naturelles. Chaque famille contient un isotope du radon : respectivement l'Actinon ^{219}Rn pour l' ^{235}U , le thoron ^{220}Rn pour le ^{232}Th et le radon ^{222}Rn pour l' ^{238}U (tableau I. 3). Compte tenu de la période radioactive de l'isotope ^{222}Rn du radon (3,82 jours), c'est celui qui contribue le plus à l'exposition domestique et professionnelle pour l'homme et par conséquent représente un problème de radioprotection. Toutefois, la part de ou thoron ^{220}Rn , n'est pas négligeable, malgré sa période très courte (55,6 secondes) [Melloni et al., 2000].

Tableau I. 3. Principaux isotopes du radon et leurs propriétés nucléaires

Isotope	Précurseur	Période	Energie (MeV)
^{219}Rn	^{235}U	3,96 s	6,6
^{220}Rn	^{232}Th	55,6 s	6,3
^{222}Rn	^{238}U	3,82 j	5,5

3.3. Mécanisme de formation du radon

Lorsque l' ^{238}U se désintègre, il soumit à une sortie de 14 transformations appelée « chaîne de désintégration ». Ce processus peut s'échelonner sur des milliards d'années. (Fig I.1). Le noyau instable du radium ^{226}Ra se désintègre en émettant une particule alpha (noyau d'hélium) et donne ainsi naissance à un atome de radon selon la réaction suivante :



La plus grande partie de l'énergie résultant de la différence de masse entre le ^{226}Ra et l'ensemble (^{222}Rn , particule alpha) apparaît dans l'énergie cinétique de la particule alpha (4.8 MeV), tandis que le reste se retrouve dans l'énergie cinétique du ^{222}Rn , également appelée énergie de recul (86 keV) [Barillon, 1994].

Après sa formation dans le sous-sol, le radon gaz se diffuse à travers les pores et les fissures du sol, véhiculé essentiellement par l'air et un peu par l'eau dans laquelle il se dissout. La

concentration du radon est plus faible dans l'air extérieur là où le radon se dilue rapidement et sa concentration moyenne reste généralement faible (le plus souvent inférieure à une dizaine de Bq/m³) que dans des lieux confinés tels que les grottes, les mines souterraines mais aussi les bâtiments en général, et les habitations en particulier, il peut s'accumuler et atteindre des concentrations élevées atteignant parfois plusieurs milliers de Bq/m³ [Melloni et al., 2000].

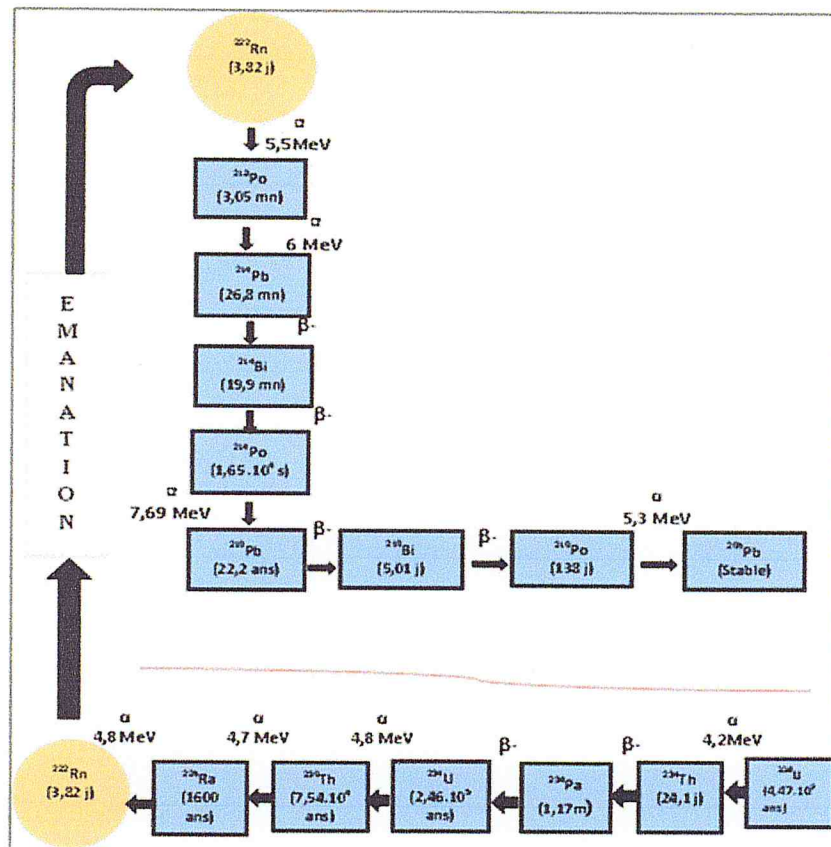


Figure I. 1. Chaîne de désintégration de ²³⁸U avec mode de décroissance et demi-vies.

3.4. Radon dans les habitations

Dans les habitations, le radon provient surtout du sous-sol si la cave est en terre battue mais aussi des fissures et des canalisations si le sous-sol est en béton (Fig. I.2). Le radon peut provenir de l'eau ou des matériaux de constructions (granit ou pierres volcaniques). La concentration du radon d'une habitation est donc fonction, directement, du mode de construction et de la ventilation, elle varie également selon les habitudes de ses occupants en matière d'aération et de chauffage.

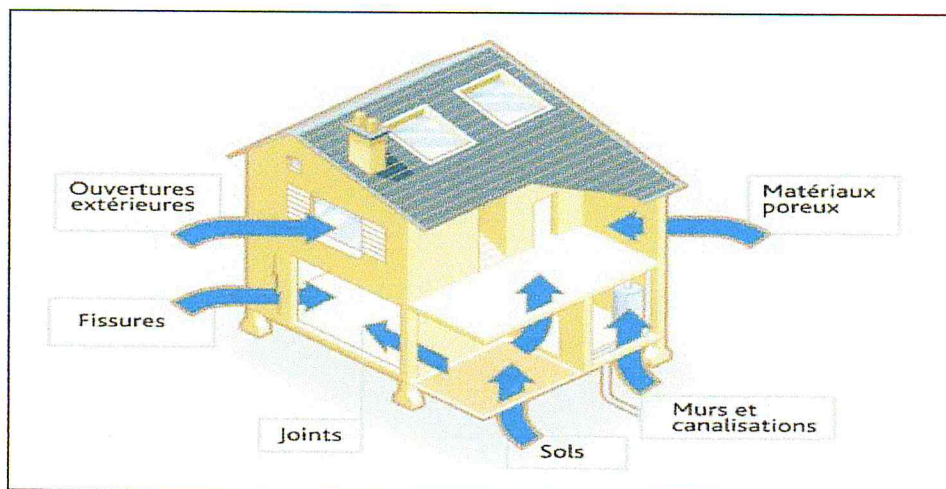


Figure I. 2. Voies d'entrées du radon dans les habitations. [IRSN, 2018]

3.5. Risque du radon

Le radon est considéré comme étant la source principale d'exposition aux rayonnements ionisants du public (Fig. I.3). En 1987, le Radon a été classé par l'organisation Mondiale de la santé (OMS) comme la deuxième cause du cancer du poumon après le tabagisme [OMS, 2009].

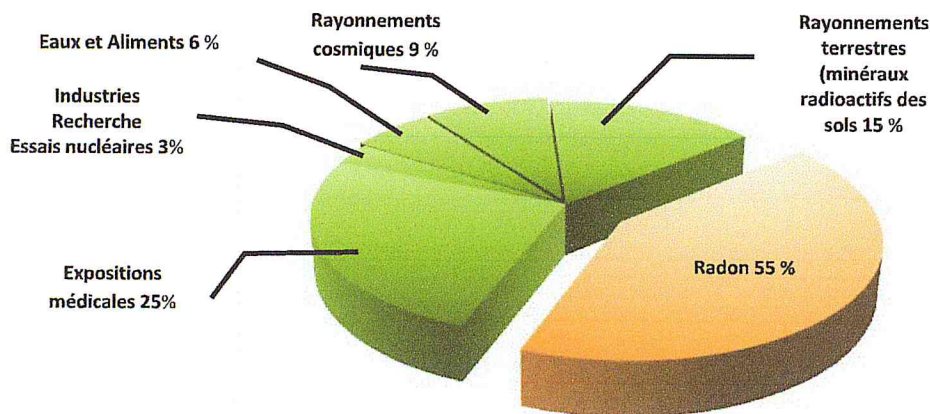


Figure I. 3. Sources principales d'exposition aux rayonnements ionisants [IRSN.2010]

Bien que présent en quantité infinitésimale dans l'atmosphère, le radon est un gaz radioactif, et une fois inhalé, il continue sa décroissance radioactive à l'intérieur des poumons. Ses descendants solides, eux même radioactifs, une fraction variable reste libre, et une autre fraction se fixe sur des particules de poussière infimes (aérosols) contenus dans l'air intérieur et se dépose dans les poumons [Singh et al., 2006]. Ces descendants du radon émettent des particules alpha qui sont absorbées dans les tissus pulmonaires avoisinants, et comme les

particules alpha ne peuvent pas pénétrer à plus d'une fraction de millimètre dans le tissu, le dommage est confiné au tissu pulmonaire de la zone située à proximité immédiate.

Le risque du cancer du poumon augmente donc avec le nombre d'atomes de radon présents dans l'air d'un espace clos et avec la durée pendant laquelle on respire cet air. Un niveau d'action a été introduit par la CIPR afin de minimiser l'exposition à ce gaz, il ne doit pas dépasser les 300 Bq/m^3 selon les normes internationales.

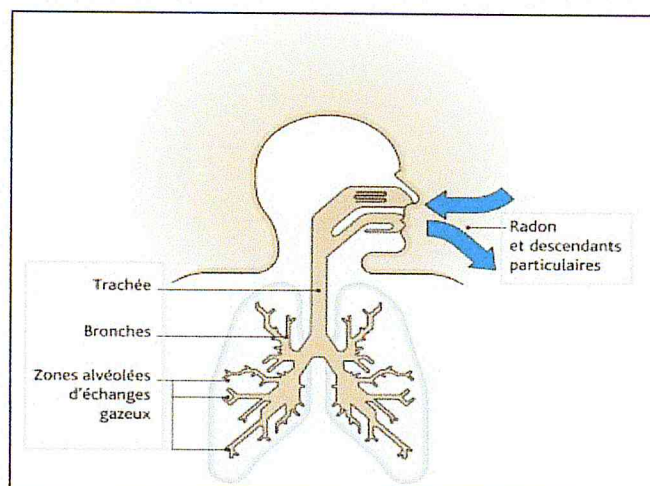


Figure I. 4. Mode de pénétration et de fixation du radon et ses descendants.

Ce risque étant fortement aggravé pour les fumeurs, en effet, les fumeurs exposés au radon encourent un risque majoré car les substances cancérigènes contenues dans la fumée du tabac et les rayonnements alpha émis par le radon renforcent mutuellement leurs effets nocifs. D'après des études internationales, le radon serait la 2^{ème} cause d'apparition de cancer du poumon, après le tabac, En effet, sur 25000 décès dus aux cancers, 1200 à 3000 décès seraient causés par l'inhalation continue du radon [BEIR, 2006].

Il faut savoir qu'il n'y a aucun effet immédiat sur la santé, et que c'est l'exposition à long terme qui provoque des cancers ou des troubles respiratoires. Malheureusement, ce gaz étant inodore et incolore, et ne provoquant aucun effet immédiat sur la santé, trop peu de personnes connaissent l'existence du radon, qui est pourtant un gaz nocif.

4. Cadre réglementaire

Après la découverte de la radioactivité, les dangers de l'exposition apparurent très vite, d'où la nécessité d'avoir une protection contre les rayonnements ionisants et de définir les règles de leurs utilisation (la radioprotection). La réglementation est un ensemble de lois et de prescriptions qui concernent un domaine particulier, en matière de radioprotection, celle-ci constitue un volet des dispositions plus générales relatives à l'hygiène et à la sécurité des travailleurs et à la protection du public. Elle est définie comme étant l'ensemble des règles, des procédures et des moyens de prévention et de surveillance visant à empêcher ou à réduire les effets nocifs des rayonnements ionisants produits sur les personnes directement ou indirectement, y compris par les atteintes portées à l'environnement [Jimonet, 2008].

Les premières recommandations de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) sur la quantification du risque ont été publiées en 1977 dans sa publication n°24 et portaient principalement sur la protection radiologique dans les mines d'uranium et autres mines [CIPR, 1977]. Après apparition de la publication 60 de la CIPR en 1991, les limites annuelles d'exposition aux rayonnements ionisants pour les travailleurs et pour le public ont été réduites de 50 mSv à 20 mSv et de 5 mSv à 1 mSv respectivement mais la question du radon n'a pas été traitée dans cette publication [CIPR, 1991]. Ces recommandations ont été mises à jour et étendues dans la publication 65 de la CIPR parue en 1993 pour inclure la protection contre le radon à domicile [CIPR, 1993]. Elle établissait l'utilisation de seuils d'action en termes de concentrations de radon pour la protection contre le radon dans les habitations, elle a recommandé de choisir un niveau d'action compris entre 200 et 600 Bq/m³, ce qui correspond à une dose efficace annuelle d'environ 3 à 10 mSv, en supposant que l'on passe 7000 h par an à la maison. Cette recommandation a rendu la législation du radon très variable selon les pays.

En septembre 2009, l'OMS a publié un manuel sur le radon dans l'air intérieur, intitulé "WHO Handbook on indoor radiations", dans lequel le seuil recommandé pour le radon dans les habitations est de 100 Bq/m³ et de 300 Bq/m³ pour les pays ne pouvant parvenir à ce nouveau standard, et conseille les travaux correctifs à partir de 400 Bq/m³ [OMS, 2009].

En 2010, la publication 115 de la CIPR a mis à jour les estimations du risque de cancer du poumon associé à l'exposition au radon et à ses descendants. Compte tenu de ces nouvelles

conclusions, la valeur maximale des niveaux de référence du radon a été réduite de 600 Bq/m^3 à 300 Bq/m^3 [CIPR, 2010].

En 2014, les recommandations sur le radon ont été mises à jour suite à la publication du rapport 126 de la CIPR, en tenant compte des principaux résultats scientifiques de la publication 115 de la CIPR, ainsi que des principes et méthodes les plus récents de la CIPR (publication 103 de la CIPR, recommandations 2007 de la Commission internationale de protection radiologique). Ces recommandations ont confirmé que les autorités devraient fixer un niveau de référence national aussi bas que raisonnablement possible dans l'intervalle de 100 à 300 Bq/m^3 [CIPR, 2014]. Les concentrations de radon sont comparées au niveau de référence pour aider à contrôler le radon dans les maisons et la plupart des lieux de travail. Le repère supérieur d'environ 10 mSv par an, tiré de la publication 65 de la CIPR, continue d'être recommandé.

5. Techniques de mesure du radon

Il existe plusieurs techniques destinées à mesurer les concentrations de radon dans les habitations. Certains donnent des mesures ponctuelles ou sur de courtes périodes alors que d'autres permettent d'obtenir des résultats sur des périodes de plusieurs mois. De façon générale, on considère que ces dernières donnent un portrait précis de l'exposition réelle au radon.

La concentration du radon est exprimée en fonction de l'activité radioactive attribuable au radon dans un volume d'air défini, elle est donc généralement donnée sous forme de Becquerels par mètre cube d'air (Bq/m^3). Un Bq/m^3 signifie une désintégration par seconde par mètre cube.

Les techniques de mesure peuvent être classées en trois catégories selon le mode de prélèvement :

5.1. Méthodes de mesure ponctuelle

Ces techniques consistent à prélever le radon sur une courte durée (inférieure à 1 heure) en un point donné de l'espace : Sur un laps de temps très bref, quelques secondes à 1 min au maximum, qui donne une photographie de la situation à un moment donné. On prélève le volume défini de l'atmosphère à analyser par pompage, dans une fiole à travers un filtre, ou directement dans une chambre d'ionisation. Puis on détermine l'activité du radon et de ses

produits de filtration au moyen d'un ou de plusieurs comptages, par scintillation (Fig. I.5) ou par ionisation.

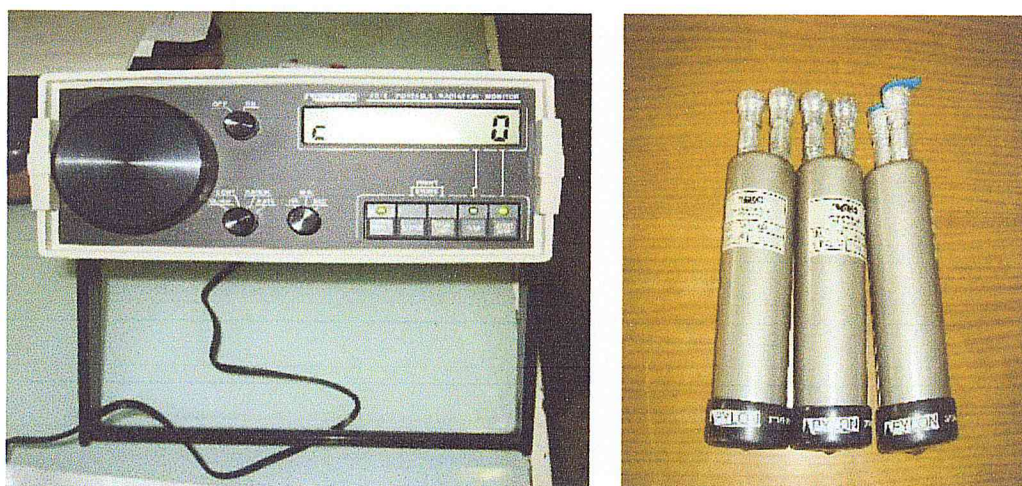


Figure I. 5. Moniteur AB-5 avec une cellule de scintillation type de LUCAS

5.2. Méthodes de mesures en continu

Elles consistent en un prélèvement effectué en continu dont les durées doivent être adaptées à la dynamique du phénomène étudié. Ces techniques permettent de suivre l'évolution de la concentration du radon en fonction de temps, ou en fonction des changements liés à la pression atmosphérique ou aux habitudes de vie (ouverture des fenêtres, mise en route d'une ventilation...). La figure I.6 montre un détecteur à base de chambre d'ionisation utilisé pour les mesures en continu.



Figure I. 6. Moniteur de radon type AlphaGUARD

5.3. Méthodes de mesure intégrée

Ces techniques nécessitent une durée de prélèvement minimale d'une semaine afin d'inclure un certain nombre de cycles de variation journalière. Ce sont les mesures les plus utilisées pour dépister le radon.

Parmi les dispositifs les plus répandus, on peut citer le Détecteur Solide de Traces Nucléaires (DSTN). Il est constitué d'un polymère ayant la particularité d'être sensible aux particules alpha. Lors de leurs parcours dans le matériau, ces particules transfèrent leur énergie en ionisant ou excitant les atomes du polymère. Cette énergie cédée au milieu traversé laisse des zones de dégât appelées "traces latentes". Ces traces sont ensuite révélées par traitement chimique approprié puis observées par microscope optique. Le nombre de traces est proportionnel à l'activité volumique moyenne de radon à laquelle le détecteur est exposé.



Figure I. 7. Dosimètre de radon à base de détecteur solide de traces nucléaires

Chapitre II : Détecteurs solides de traces nucléaires

1. Introduction

Dans le cadre de ce mémoire, nous avons utilisé une technique pour la mesure du radon qui repose sur l'enregistrement de particules alpha dans un Détecteur Solide de Traces Nucléaires (DSTN) initialement issue des techniques photographiques qui ont permis la découverte de la radioactivité par H. BECQUEREL en 1896. Ce chapitre sera donc consacré à l'étude des caractéristiques de ces détecteurs ainsi qu'à la procédure de traitement basée sur le développement chimique et la lecture par microscope optique ou par un compteur à étincelage.

2. Détecteurs solides de traces nucléaires (DSTN)

Les particules chargées peuvent être détectées par l'observation de traces nucléaires i.e. une zone de dommage créée le long des trajectoires de ces particules dans le matériau détecteur. Toutefois, l'enregistrement du passage d'une particule chargée dans un solide n'est pas réalisé d'une façon systématique pour toute particule et dans tous les matériaux. Seuls certains DSTN mémorisent le passage de ces particules chargées, et ce lorsque leurs propriétés sont en corrélation avec les seuils de détection. Dans notre cas d'étude, nous avons utilisé un DSTN type LR-115.

2.1. Historique des DSTN

Les premiers à avoir travaillé dans le domaine des DSTN sont YOUNG en 1958 puis les premières traces ont été observées en 1959 par SILK et BARNES : c'étaient des traces de fission qu'ils avaient repérées dans du Mica à l'aide d'un microscope électronique à transmission mais ces traces étaient instables dans le faisceau électronique de leur microscope et ces auteurs n'ont fait que rapporter leur découverte. Les premiers travaux sur les DSTN sont été réalisés dès 1960 par trois physiciens américains de la General Electric Company's Research Laboratory à Schenectady (New-York) à savoir R. L. FLEISCHER, P. B. PRICE et R. M. WALKER. En 1962, PRICE et WALKER, jetèrent les bases de la technique d'observation, à l'aide d'un microscope optique, des traces en montrant que l'attaque par un réactif chimique se fait préférentiellement le long de la trajectoire des particules ionisantes dans le matériau qu'elles endommagent.

En 1967, PRICE, WALKER et FLEISCHER donneront par la suite les premières idées concernant les mécanismes possibles du développement chimique et de la formation des traces des ions lourds à l'intérieur des matériaux [Carpena, 1984].

2.2. Principe des DSTN

Les DSTN sont des matériaux insensibles aux rayonnements X et γ , ainsi qu'aux électrons, ils ne détectent que les particules chargées lourdes (noyaux de fission, particules α , protons). En le traversant, une particule lourde chargée crée dans un diélectrique organique des dommages d'échelle moléculaire tout au long de sa trajectoire. Ces dommages ou défauts subsistent après une irradiation et constituent une trace latente du passage de la particule. A l'issue de l'irradiation, ces défauts peuvent être révélés et rendus observables par un traitement approprié [Metivier, 2006].

Ce type de détecteur enregistre et conserve les impacts ou traces du passage des particules α émises par le radon et ses descendants qui peuvent être lus ultérieurement [Higueret, 2007]. La densité de traces révélées est alors directement proportionnelle à la moyenne de l'activité en radon du site étudié [Barillon, 1994]. Deux types de DSTN peuvent être distingués :

- **DSTN Massifs**

Les DSTN épais les plus connus sont des polycarbonates (CR-39, Makrofol, etc.). Ce sont des lames transparentes de l'ordre du millimètre d'épaisseur. Les traces obtenues sont de petits défauts de tailles différentes à la surface du détecteur. Le carbonate allyldiglycol connu sous le nom commercial de Columbia Resin (CR-39), a pour formule brute ($C_{12}H_{18}O_7$). Il est transparent, amorphe et hautement sensible aux particules lourdes chargées. Il est utilisé dans la fabrication de verres de lunettes. Pour compter le nombre de traces détectées, un développement chimique est nécessaire à la révélation des traces elliptiques (Fig. II.1). Ce détecteur a l'avantage d'enregistrer des particules α ayant un angle d'incidence allant jusqu'à 75° et sur une gamme d'énergie détectable allant de 0.5 à 20 MeV.

La figure II.1 montre des traces alpha révélées dans le CR-39, ces conditions d'attaque chimique se résument à une durée de 6 heures dans une solution de KOH de molarité 6.25 M à une température de 60°C. [Casson et Benton,1978].

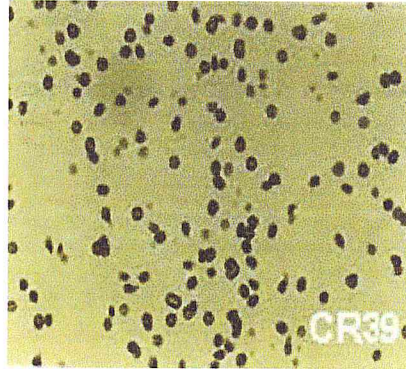


Figure II. 1. Traces révélées des particules α dans le DSTN type CR-39

Le DSTN mince est un film en couche mince de marque Kodak. Il est constitué d'une couche de nitrate de cellulose ($C_6H_8N_2O_9$) de 12 à 13 μm d'épaisseur, teintée en rouge et d'un support inerte de 100 μm en polyester. Le nitrate de cellulose est parmi les DSTN les plus sensibles aux particules alpha. Il peut enregistrer des particules d'énergie comprise entre 1,4 et 4,7 MeV [Bouarar, 2016] avec un angle d'incidence pouvant aller jusqu'à 50°C.

Les particules alpha traversent ce type de détecteur laissant des trous de diamètres variables en fonction de l'énergie incidente (Fig. II.2). L'insensibilité du LR-115 aux rayonnements électromagnétiques et aux électrons présente un grand intérêt pour son utilisation en champs mixte de rayonnements n/γ .

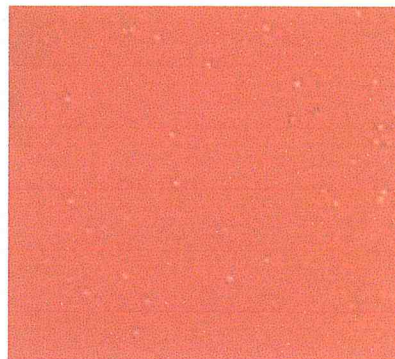


Figure II. 2. Traces révélées des particules α dans le DSTN type LR-115

3. Interaction particule alpha-DSTN

Le passage d'une particule alpha à travers le DSTN génère des dommages le long de sa trajectoire. L'endommagement du matériel est induit par des échanges énergétiques entre la particule incidente et les atomes environnants [Lounis-Mokrani, 2006]. En pénétrant dans un milieu, la particule alpha interagit avec les atomes du DSTN et se ralentit sous l'effet de la perte de son énergie par collisions inélastiques et élastiques avec les électrons et les noyaux atomiques du milieu détecteur. La perte d'énergie totale est la somme de ces deux contributions : pouvoir d'arrêt électronique et nucléaire [Balashov, 1997]. Le premier processus est l'effet principal responsable de la perte d'énergie des particules chargées lourdes. Dans ce type de collisions, l'énergie est transférée de la particule à l'atome en produisant une ionisation ou une excitation de l'atome. La quantité d'énergie transférée lors de chaque collision est une très faible portion de l'énergie cinétique de la particule incidente. Cependant le nombre de collisions par unité de parcours est tellement grand que l'on peut observer une perte d'énergie substantielle même dans des matériaux de faibles épaisseurs [Nachab, 2003].

3.1. Pouvoir d'arrêt linéique S_L

L'énergie perdue par unité de longueur parcourue est définie par le pouvoir d'arrêt linéique S_L , elle est donnée par :

$$S_L = \frac{dE}{dx} \quad (\text{II.1})$$

Où :

dE est l'énergie moyenne perdue par la particule alpha d'énergie E lorsqu'elle se déplace le long d'un trajet élémentaire de longueur dx dans le détecteur,

S_L à les dimensions d'une force et il s'exprime en eV/ μm ou en keV/ μm .

La figure II.3. Représente la variation du pouvoir d'arrêt électronique en fonction de l'énergie de la particule alpha dans deux milieux à savoir l'air et le DSTN type LR-115.

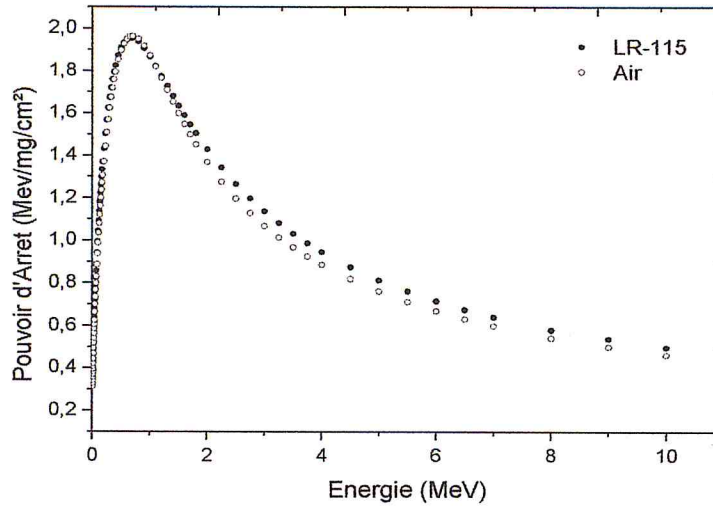


Figure II. 3. Pouvoir d'arrêt dans le LR-115 et dans l'air pour la particule α en fonction de l'énergie

3.2. Transfert Linéique d'Énergie (TLE)

Lorsqu'on s'intéresse au milieu absorbant (et non plus à la particule), on utilise la notion du Transfert Linéique d'Énergie (TLE) qui est par définition l'énergie moyenne déposée localement au milieu absorbant par une particule d'énergie E qui traverse une distance donnée dans le milieu [Gambini et Granier, 2007].

Dans le cas des particules α de vitesse v_1 , émises durant la désintégration des noyaux du radon et pour des énergies comprises entre 2 et 10 MeV, et pour les conditions suivantes :

- pas de capture ou de perte d'électrons pendant le passage de la particule α ,
- Le terme $\frac{ze^2}{mv^2} \ll 1$ pour que la contribution de $\left(\frac{dE}{dx}\right)_{\text{Nuc}}$ et de $\left(\frac{dE}{dx}\right)_{\text{Rad}}$ puissent être négligées
- pas de polarisation du milieu traversé.

La formule de Bethe-Bloch peut être exprimée par la relation suivante:

$$TLE = \left| -\frac{dE}{dx} \right| = \frac{16\pi e^4}{mv^2} NZ \left[\ln \frac{2mv^2}{I} - \frac{c_k}{z} \right] \quad (\text{II.2})$$

Où :

v , est la vitesse de la particule α incidente,

m , est la masse au repos de l'électron,

e , est la charge de l'électron,

N , est le nombre des noyaux cibles (LR-115) par unité de volume,

Z , est le numéro atomique du matériau cible (LR-115),

C_k , un terme de correction qui dépend de l'énergie et de Z lorsque l'on tient compte de la structure complète des noyaux du matériau cible,

I , valeur moyenne du potentiel d'ionisation (en eV) tenant compte de l'ionisation et de l'excitation des atomes du LR-115, il est donné par la formule semi-empirique:

$$I = 9.1 \cdot Z \cdot \left(1 + 1.9 \cdot Z^{\frac{2}{3}}\right) \quad (\text{II.3})$$

3.3. Parcours des particules α

Le parcours d'une particule α dans un matériau donné est le trajet nécessaire pour que cette particule perde complètement son énergie cinétique. Considérons un faisceau de particules α initialement monocinétiques d'énergie E_0 qui pénètre dans un DSTN. Chaque particule incidente a un parcours individuel. Les parcours individuels diffèrent et fluctuent autour d'un parcours moyen R , qui est défini par la relation suivante:

$$R = \int_0^R dr \quad (\text{II.4})$$

Puisque l'énergie incidente de la particule et l'épaisseur du matériau cible sont interdépendantes, alors on peut les interchanger dans l'équation précédente ; on aura donc :

$$R = \int_E^0 \frac{dr}{dE} dE = \int_0^E \left(-\frac{dE}{dr}\right)^{-1} dE = \int_0^E \frac{1}{TLE} dE \quad (\text{II.5})$$

R : s'exprime en cm si TLE est en MeV/cm.

Les figures II. 4 et II.5 montrent le parcours des particules α dans l'air et dans LR-115 respectivement

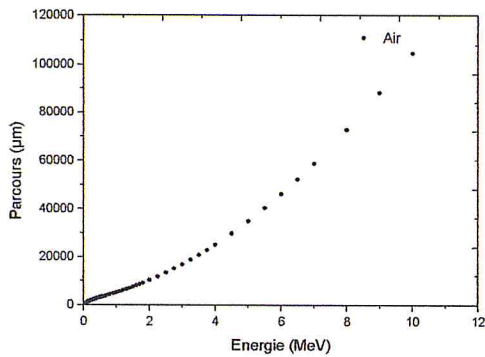


Figure II. 4. Parcours de la particule α dans l'air

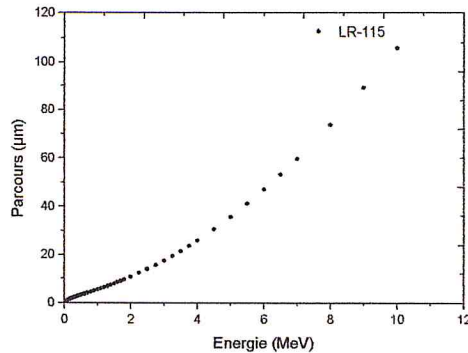


Figure II. 5. Parcours de la particule α dans le DSTN type LR-115

4. Critères d'enregistrement des traces

La visualisation d'une trace latente ne se réalise qu'à travers l'association des conditions de plusieurs paramètres à savoir :

- L'angle d'incidence,
- L'énergie de la particule incidente,
- Les conditions de développement chimique ou électrochimique.

5. Modèles de formation des traces latentes

Il est bien connu que la zone de dommages produite par l'irradiation des DSTN dépend non seulement des caractéristiques de la particule incidente (masse, Z , énergie, TEL), mais aussi de la nature du détecteur lui-même.

Plusieurs modèles ont été avancés pour décrire la formation des traces nucléaires. Ces modèles traitent des mécanismes par lesquels l'énergie emmagasinée dans le système électronique est transformée en mouvement atomique, en s'appuyant sur divers processus de dissipation de l'énergie dans le matériau autour de la trajectoire de l'ion incident. Dans ce paragraphe, nous présentons une brève description des trois théories les plus couramment avancées, bien que chacune d'elles soit sujette à des controverses selon la nature du milieu traversé.

5.1. Théorie de la pointe d'explosion ionique (coulombienne)

FLEISCHER, PRINCE et WALKER ont proposé un mécanisme de formation des traces nucléaires lié au phénomène de répulsion électrostatique entre les ions primaires formés le long du parcours de l'ion incident de vitesse v . Ce modèle intitulé « *modèle de Pointe d'Explosion Ionique (P.E.I.)* » suppose que le passage d'une particule chargée nucléaire dans un matériau crée une zone restreinte d'atomes ionisés le long de son parcours lors du processus d'ionisation primaire. Si le taux d'ionisation est suffisamment élevé, les ions sont soumis à des forces électrostatiques telles qu'ils se repoussent les uns les autres de leur position initiale à une position interstitielle, créant lacunes et interstices [Lounis-Mokrani, 2006].

5.2. Théorie de la pointe thermique

Un autre modèle de formation des traces nucléaires, est celui de « *la pointe thermique* ». Ce modèle a été développé de façon quantitative dans les amorphes métalliques, dans les semi-conducteurs amorphes, dans les isolants et dans les matériaux métalliques. Il suppose qu'une région d'intense ionisation le long du parcours d'une particule chargée atteint très rapidement une température supérieure à la température de fusion du matériau, engendrant ainsi une zone liquide amorphe. Cet échauffement donne naissance à une trace nucléaire si la vitesse de propagation de la chaleur et la vitesse de refroidissement de la zone en fusion le permettent.

5.3. Théorie des électrons δ

Cette théorie est plus appropriée aux matériaux organiques de type polymère, dont la structure est en général non organisée, et où les dégâts semblent être principalement de nature chimique. Dans cette hypothèse, les électrons secondaires dits aussi rayons δ , joueraient un rôle important. Ils provoquent des excitations et des ionisations assez loin du cœur de la trace entraînant entre-autres la rupture de liaisons chimiques et la formation de radicaux libres. Ceci atteste de la dégradation du polymère. Cette dégradation se traduit par une réduction de la masse molaire moyenne de la zone endommagée qui devient plus vulnérable à l'attaque chimique et par conséquent révélation.

Ce modèle est le plus appropriés pour décrire la formation des traces latentes dans des milieux organiques et notamment les polymères (objet de notre étude).

a) Modèle de KATZ et KOBETICH

KATZ et KOBETICH proposent un mécanisme de formation des traces nucléaires par un processus d'ionisation à deux étapes. Selon leur hypothèse, la particule chargée transmet une partie de son énergie aux atomes confinés le long de la trajectoire par des ionisations primaires et des excitations électroniques. Les ionisations primaires éjectent des électrons δ , perpendiculairement à la trajectoire de la particule chargée, qui transmettent à leur tour leur énergie par interaction électronique secondaire avec des atomes plus éloignés de la trajectoire de la particule.

b) Modèle de BRANDT et RITCHIE

BRANDT et RITCHIE dans leur démarche ont tenu compte, pour la première fois, de la diffusion des électrons et de la création dans le milieu des oscillations de plasma. Un paramètre important dans leur calcul est la distance r_{δ} qui définit le rayon où les électrons secondaires vont poser leur énergie (zone d'interaction la plus grande) «ultrack». Ils précisent que 70% de l'énergie déposée proviennent des oscillations du plasma induites par la particule incidente et les électrons secondaires et que 30 % seulement sont dues aux effets de collision des électrons secondaires.

c) Modèle de MOZUMBER et MAGEE

D'après MOZUMBER et MAGEE, les interactions engendrées par la cascade d'électrons δ produisent une distribution non uniforme des sites d'ionisation et d'excitation. Ces sites, distribués par petits groupes, forment des entités discrètes

Ils expliquent que dans le cas d'une particule à faible TEL, la distance entre ces entités pouvant atteindre 5000 Å, est donc largement supérieure à la dimension propre de ces entités, ce qui ne permet pas leur recouvrement et par conséquent la formation de trace. Dans le cas de particules plus lourdes, les sites d'ionisation et d'excitation sont beaucoup plus rapprochés, les sites se recouvrent formant une zone de dommages continus, de forte densité le long de la trajectoire d'où formation des traces latentes [Lounis-Mokrani, 2006].

6. Révélation des traces latentes

L'attaque du matériau irradié se fait par un réactif chimique tel qu'un acide ou une base et s'effectue particulièrement au niveau des dommages qui constituent l'environnement immédiat de la trajectoire géométrique de la particule incidente. En immergeant le matériau irradié dans un réactif chimique convenable, ce dernier diffuse dans les zones endommagées pendant un temps dit « temps d'induction de l'attaque ». Ensuite ; le réactif pénètre dans les zones endommagées et crée un canal le long de la trajectoire de la particule (Fig. II.6). En même temps, les surfaces non irradiées du détecteur sont aussi attaquées mais avec un taux moindre. En érodant l'intérieur du canal, le réactif permet d'élargir ses dimensions pour donner une trace visible. Les traces latentes sont ainsi agrandies et deviennent visibles au microscope optique ordinaire [Hakam, 1993]. Le développement chimique est caractérisé par trois facteurs essentiels :

- Normalité de la solution de développement ;
- Température du bain de développement ;
- Temps de développement ;

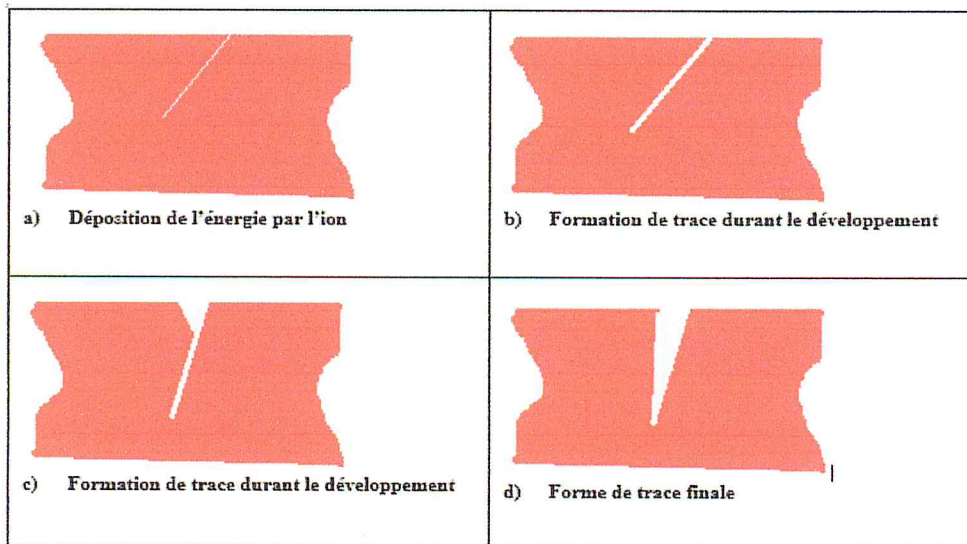


Figure II. 6. Formation de la trace latente durant la révélation chimique

C'est selon les conditions spécifiques des expériences et aussi selon les informations qu'on veut tirer de ces expériences qu'on fixe ces paramètres.

7. Géométrie des traces latentes

Le processus de développement chimique des traces latentes a fait l'objet de nombreux travaux. La révélation de la trace latente est un processus de compétition entre deux vitesses. Selon FLEISCHER et PRICE, la géométrie de la trace est dictée par l'action simultanée de la dissolution chimique du matériau le long du canal entouré de dégâts latents selon une vitesse V_T (c. à. d. le long de la trajectoire de l'ion) et de l'attaque globale de la surface du matériau non irradiée selon une vitesse V_B [Fleischer et al., 1975].

7.1. Vitesse d'attaque chimique surfacique V_B

La vitesse d'attaque chimique surfacique V_B correspond à la vitesse avec laquelle l'épaisseur du détecteur a été décapée lorsqu'il est soumis à un traitement chimique [Nachab, 2003]. Elle est donnée par la méthode des épaisseurs où la vitesse V_B est donnée comme un rapport de l'épaisseur enlevée du matériau h sur la durée de l'attaque chimique Δt .

$$V_B = \frac{h}{\Delta t} \quad (\text{II.6})$$

7.2. Vitesse d'attaque chimique V_T le long de la trace

La vitesse d'attaque chimique V_T est propre aux traces latentes, elle traduit l'érosion interne de la trace [Tanner et al., 1980]. Elle est donnée par :

$$V_T = V_B \cdot \frac{1 + \left(\frac{d}{2h}\right)^2}{1 - \left(\frac{d}{2h}\right)^2} \quad (\text{II.7})$$

Où :

V_T : la vitesse d'attaque le long de dégâts latente ;

V_B : la vitesse d'attaque le long de la région non irradiée ;

d : le diamètre de la trace d'une particule α ;

h : l'épaisseur enlevée dans un temps t (qui est l'épaisseur initiale – l'épaisseur résiduelle dans un temps t) ;

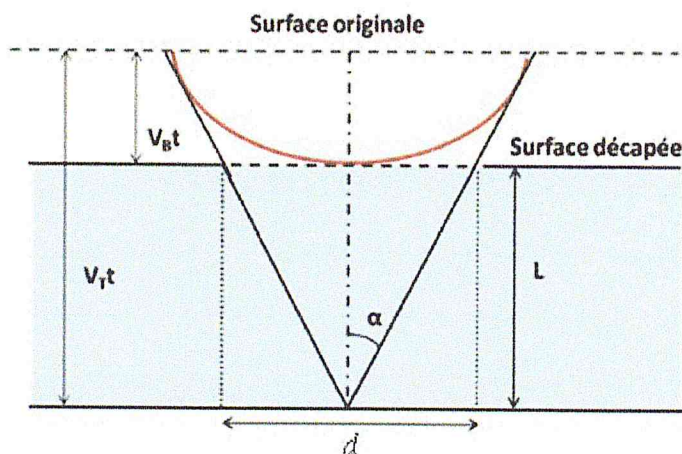


Figure II. 7. Géométrie d'une trace latente

8. Efficacité de révélation de traces

Du fait du processus à deux vitesses de révélation, les traces inclinées ne sont pas toutes observables après révélation.

On définit un angle critique θ_c entre la trajectoire de la particule incidente et la surface du détecteur [Hakam, 1993]. Elle est donnée par la relation suivante:

$$\theta_c = \sin^{-1}\left(\frac{V_B}{V_T}\right) \tag{II.8}$$

La figure 2.8 schématise les trois cas de situation en fonction de l'angle critique θ_c :

- $\theta < \theta_c$ la trace révélée ne peut être observée (cas (a)),
- $\theta = \theta_c$ angle à partir duquel une trace révélée peut être observée (cas (b)),
- $\theta > \theta_c$ la trace révélée est observable (cas (c)).

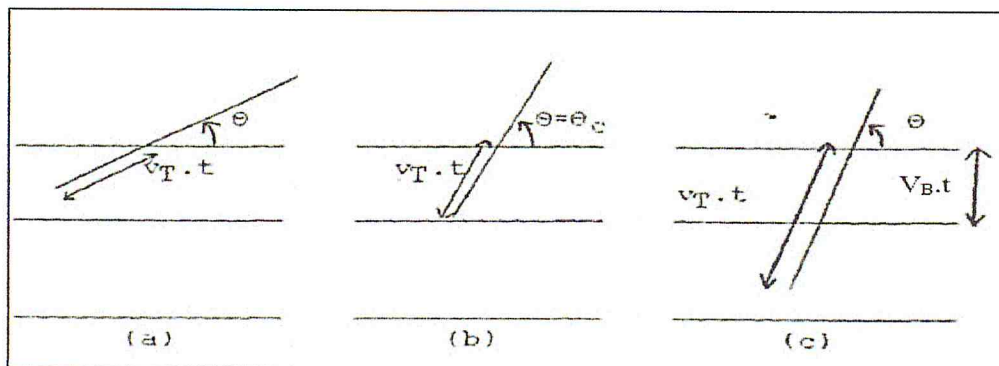


Figure II. 8. Efficacité de révélation des traces

9. Comptage de traces

Une fois que les détecteurs sont développés, leur lecture devient nécessaire pour en extraire les informations désirées. Le plus souvent, la lecture consiste en un dénombrement des traces, mais dans certains cas, il s'agit de faire des mesures de dimension des diamètres et des profondeurs. Le choix du moyen de lecture est généralement fait en fonction du détecteur, de l'étude faite par l'expérimentateur et du matériel disponible.

Le laboratoire de dosimétrie dispose de deux systèmes de comptage à savoir :

- un microscope optique doté d'une camera CCD et d'un logiciel de traitement d'image,
- un compteur automatique à étincelage.

9.1. Microscope optique

C'est le moyen le plus couramment utilisé pour l'observation directe des traces. Il permet de les localiser avec précision, de mesurer leurs dimensions et de déterminer leur densité. Ces avantages sont contrebalancés par le fait que les mesures au microscope optique sont délicates, elles nécessitent beaucoup de temps, et sont très souvent des opérations fastidieuses.

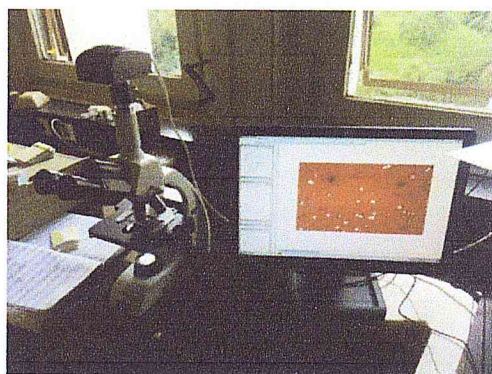


Figure II. 9. Système de lecture des DSTN

La lecture s'effectue par transmission avec éclairage en lumière visible et les traces apparaissent sous forme de bâtonnets coniques sombres sur un fond clair. Dans le cas du nitrate de cellulose LR-115, la perforation des traces dans la couche sensible colorée en rouge facilite le comptage et le contraste de ce type de détecteur est

largement amélioré par l'utilisation d'un filtre vert et grâce auquel chaque trace apparaît comme un point vert sur un fond noir [Aït-Ziane, 2008].

9.2. Compteur à étincelage

Le compteur à étincelle est un moyen de comptage automatique de traces révélées, il est rapide et reproductible. Proposé par Cross et Tommasino en 1970 et améliorée par Somogyi et ses collaborateurs en 1977, le compteur est basé sur le principe suivant : Un film très mince dont les traces sont, développées en canaux, est placé entre une électrode massive et une électrode très mince d'aluminium. Une haute tension continue est appliquée à travers un circuit RC aux bornes des électrodes (Fig. II.10 et Fig. II.11), des photons lumineux sont ainsi créés et dénombrés par un photomultiplicateur. Le nombre de photons est relié directement aux nombres de traces existant dans le film [Bouarar, 2016].

Deux tensions sont généralement appliquées :

- **Tension de préclaquage** a pour rôle d'élargir les traces et perforer celles qui n'ont pas été complètement trouées lors du développement chimique,
- **Tension de lecture** a pour rôle de compter le nombre de traces.

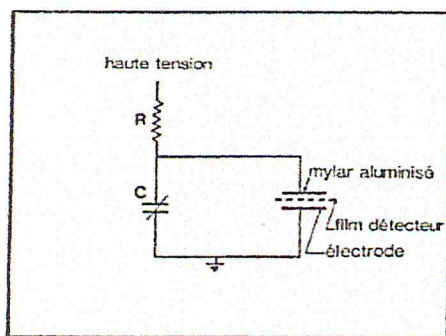


Figure II. 10. Circuit de base du compteur à étincelles



Figure II. 11. Système de comptage de traces par compteur à étincelles

Chapitre III : Étude expérimentale

1. Introduction

Dans ce troisième chapitre, nous allons voir la procédure utilisée pour la mesure des concentrations du ^{222}Rn dans l'air développée au Laboratoire de Dosimétrie du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA). Elle consiste d'abord dans la préparation des dosimètres à base des DSTN type LR-115, puis la préparation de la solution chimique utilisée dans le développement des DSTN, et enfin, la détermination des paramètres de développement chimique ainsi que de lecture.

2. Description de dosimètre

Dans cette étude, nous avons utilisé un dosimètre passif permettant de mesurer la concentration du radon due aux particules alpha issus du gaz radon seul. Proposé par Torri en 1989, il est composé d'une petite chambre à diffusion cylindrique fabriquée en plexiglas de 24 mm de diamètre et de 11.5 mm de hauteur contenant deux DSTN type LR-115 (Fig. III.1), accolés à ses bases, placés sur les deux cotés d'un parallélépipède de 34 mm de long, et de 26 mm de large (Fig. III.2). Ce dosimètre a été conçu de manière à éviter la pénétration des descendants du ^{222}Rn prenant naissance à l'extérieur de la chambre à diffusion, du ^{220}Rn et de ses descendants ainsi que les poussières présentes dans ces milieux. La réponse de ce dosimètre, exprimée en termes de densité de traces ($\text{traces}/\text{cm}^2$) enregistrée par le détecteur, est proportionnelle à la concentration du radon (Bq/m^3) qui règne à l'intérieur des sites de mesure ainsi qu'à la durée d'exposition.



Figure III. 1. Film mince type LR-115

Ce dosimètre à l'avantage d'être simple, solide et peu coûteux. Il a été conçu pour qu'il soit utilisé dans les habitations et dans les lieux de travail.

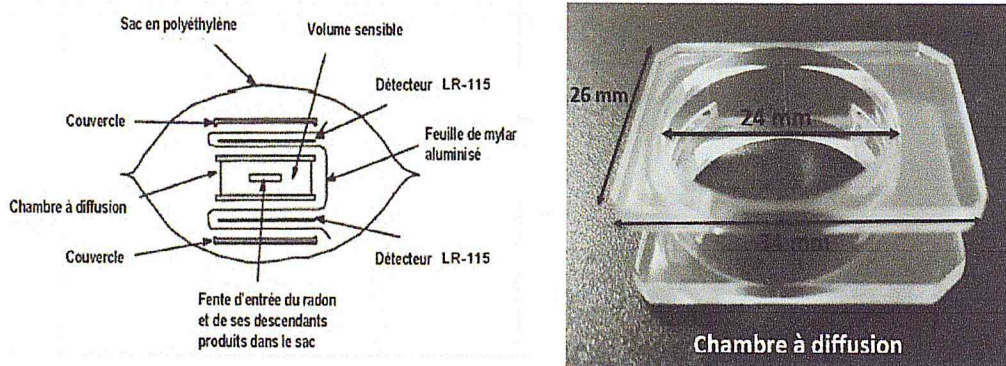


Figure III. 2. Dosimètre de radon à base de LR-115

3. Détermination des conditions expérimentales optimales de développement

Les paramètres de l'attaque chimique tels que : la nature et la concentration de la solution chimique, la température, et enfin le temps de développement sont très importants pour la réussite de l'application envisagée. Les travaux menés au niveau du laboratoire de dosimétrie ont conduit à l'adoption de l'hydroxyde de sodium (NaOH) avec une concentration fixée à 2,5 N. obtenue après dissolution de 100 g de NaOH dans 1 l d'eau (Fig. III.3).



Figure III. 3. Préparation de la solution chimique

Les films ont été plongés dans le bain chimique approprié (Fig. III.4) à une température de 60°C, durant des temps allant de 60 min à 140 min.



Figure III. 4. Bain de développement chimique

Après le développement chimique, on lave les détecteurs avec de l'eau courante pendant 5 minutes, puis on les rince à l'eau distillée pour arrêter l'attaque de la solution chimique et éliminer les suspensions de matériaux dégradés qui sont déposées sur la surface des détecteurs. Après le séchage, on mesure les épaisseurs résiduelles des détecteurs qui sont déjà décollés du polyester.

3.1. Variation de l'épaisseur en fonction du temps de développement

Il a été constaté que malgré que la température du bain d'attaque et la concentration de la solution chimique soient constantes, on n'obtient pas, pour une durée de développement donnée, des résultats reproductibles. Pour cela ; nous avons suivi le développement en mesurant systématiquement l'épaisseur initiale des détecteurs puis à intervalle de temps régulier lors du développement. L'épaisseur initiale des détecteurs n'est pas toujours constante pour le LR-115 ; elle fluctue entre 12 et 13,5 μm d'un échantillon à l'autre. Avant de traiter un film, il est donc nécessaire de mesurer son épaisseur initiale et d'en tenir compte lors du développement. L'épaisseur résiduelle du détecteur joue un rôle efficace pour le comptage de traces à l'aide d'un compteur à étincelle, elle doit être comprise entre deux limites. Une limite inférieure égale à 6 μm , qui est l'épaisseur minimale en dessous de laquelle le film ne peut être détaché de sa pellicule et d'autre part supporter la tension appliquée, et une limite supérieure qui est l'épaisseur supérieure maximale en dessus de laquelle les traces développées traversent le film. Ces limites ont été fixées à 6 et 7 μm respectivement.

Afin de déterminer le temps de développement nécessaire pour obtenir une épaisseur résiduelle du film comprise entre 6 et 7 μm , les détecteurs ont été développés dans une solution de NaOH (2.5N) durant des temps variant de 60 à 140 min, et leurs

épaisseurs résiduelles ont été mesurées à l'aide d'un comparateur d'épaisseur électronique de type Millitron (Mahr Feinprul ; Allemagne) (Fig. III.5).



Figure III. 5. Comparateur d'épaisseurs de type Millitron

Dans la figure III.6, nous avons représenté l'épaisseur résiduelle (épaisseur finale) du détecteur LR-115 en fonction du temps de développement. On remarque que pour un temps de développement de 110 min l'épaisseur résiduelle des films est égale à 6,5 μm . Cette épaisseur est comprise entre 6 et 7 μm qui représente l'intervalle optimale d'utilisation du lecteur à étincelage. Le temps de développement de notre étude sera fixé à **110 min**.

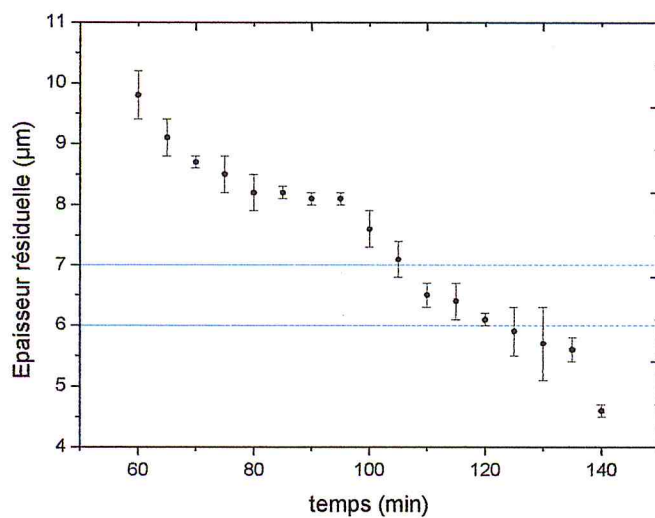


Figure III. 6. Variation de l'épaisseur résiduelle en fonction du temps de développement.

3.2. Variation de l'épaisseur enlevée en fonction du temps de développement

La détermination de l'épaisseur enlevée permet la détermination expérimentale de la vitesse d'attaque chimique V_B du détecteur en utilisant la relation (II .6).

La figure (III.7) représente la variation de l'épaisseur enlevée du détecteur LR-115 en fonction du temps de développement. On peut remarquer que l'épaisseur enlevée augmente linéairement avec le temps de développement et la vitesse d'attaque chimique V_B caractéristique de nos conditions de développement, et elle est la pente de ce graphe, égale à $(0.053 \pm 0.003) \mu\text{m}/\text{min}$.

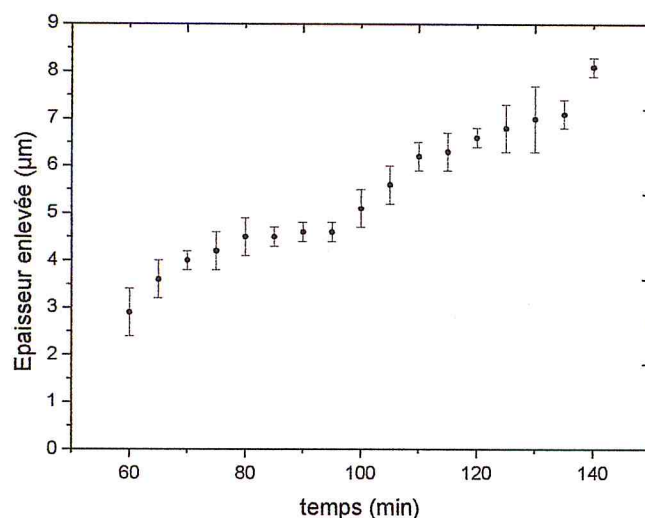


Figure III. 7. Variation de l'épaisseur enlevée en fonction du temps de développement.

La valeur de la vitesse V_B est comparable à celle déterminée précédemment au niveau du laboratoire : $(0.048 \pm 0.002) \mu\text{m}/\text{min}$ [Hamdi, 2018], $(0.050 \pm 0.001) \mu\text{m}/\text{min}$ [Mebbani, 2017] et $(0.053 \pm 0.002) \mu\text{m}/\text{min}$ [Bouarar, 2016].

Le tableau III.1 regroupe les résultats de la vitesse générale d'attaque V_B obtenus pour différents temps de développement dans une solution de NaOH de 2,5 N à 60°C.

La vitesse moyenne d'attaque du LR-115 obtenue égale à $(3.2 \pm 0.2) \mu\text{m}/\text{h}$ a été comparée avec celles trouvés dans la littérature (Tab. III.2). Ce résultat est important car il nous informe si les conditions de développement chimique utilisés qu'ont été bien respectées.

Tableau III. 1. Variation de la vitesse d'attaque chimique en fonction du temps à partir de l'épaisseur

t(min)	60	65	70	75	80	85	90	95	100	105	110	115	120	125	130	135	140
h(μm)	2,87	3,64	3,97	4,2	4,47	4,54	4,57	4,6	5,1	5,5	6,2	6,17	6,5	6,74	7,04	7,14	8,1
V _B (μm/h)	2,8	3,3	3,4	3,3	3,3	3,2	3,0	2,9	3,0	3,1	3,3	3,2	3,2	3,2	3,2	3,1	3,4

Tableau III. 2. Comparaison des vitesses d'attaque V_B

V _B (μm/h)	Référence
2.9 ± 0.3	[Hakam, 1993]
3.0	[Djeffal, 1995]
3.3	[Nikezic, 2002]
3,61 ± 0,14	[Yip et al., 2003]
3.2	[Salama et al., 2006]
3.63 ± 0.09	[Palacios et al., 2010]
3.78 ± 0.14	[Varshney et al., 2011]
4.2	[Mehta et al., 2015]
3.0 ± 0.2	[Messaoudi et Aouchar, 2015]
3.2 ± 0.1	[Bouarar, 2016]
3.0 ± 0.1	[Mebbani, 2017]
2.9 ± 0.4	[Hamdi, 2018]
3.2 ± 0.2	Ce travail

Tableau III. 3. Paramètres de développement chimiques utilisés

Solution	Concentration	Température (°C)	Temps de développement (min)
NaOH	2,5 N	60	110

4. Détermination des conditions expérimentales optimales de lecture

Il a été vérifié que les paramètres qui influent sur les conditions de lecture par le compteur à étincelles sont :

- Les conditions de développement (la température, le temps, la concentration. etc),
- L'état final du film (épaisseur résiduelle),
- La haute tension appliquée pour le compteur à étincelage,
- L'état des électrodes,
- L'épaisseur de l'aluminium utilisé.

Le temps de développement a été choisi expérimentalement après la mesure des épaisseurs résiduelle des DSTN. Il est en fonction du réactif chimique utilisé (NaOH), de sa concentration (2.5N), de la température du bain (60°C), de la nature des particules ionisantes et de leurs énergies [Messaoudi et Aouchar, 2015].

A cet égard ; un compteur à étincelles de type SPARK REPLICA COUNTER 710 P/S (Mi.El[®], Italie) a été utilisé pour le comptage du nombre de traces (Fig. III.8). Il se compose de quatre électrodes : deux de 5 mm et deux de 12 mm de diamètres. Sur une de ces électrodes est placé le détecteur, une fois dépelliculé, sur lequel on superpose n morceau de mylar aluminisé.

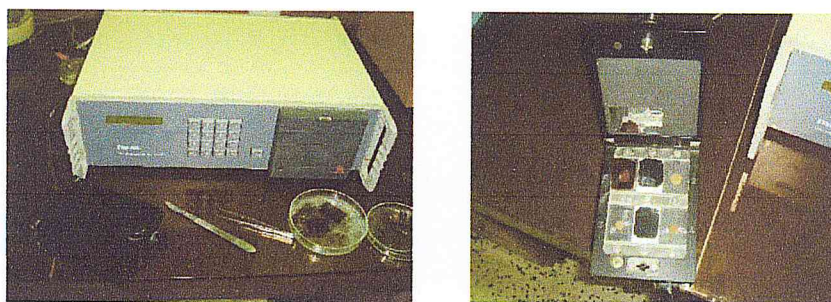


Figure III. 8. Compteur à étincelles de type SPARK REPLICA COUNTER 710 P/S

La tension appliquée entre les électrodes est d'une grande importance pour la reproductibilité des lectures, pour cela la tension de pré claquage doit être plus élevée que la tension de lecture afin d'élargir et perforer les traces qui n'ont pas été complètement trouées, le tableau III.4 donne les paramètres de lecture utilisés.

Il est à noter, que l'efficacité de détection déjà obtenue en utilisant ce compteur à étincelle varie entre 3.1 et 3.6 % [Mebbani, 2017, Hamdi, 2018].

Tableau III. 4. Paramètre de lecture utilisé pour le compteur à étincelles [Messaoudi et Aouchar, 2015]

Tension de claquage (V)	Temps de claquage (s)	Tension de lecture (V)	Temps de lecture (s)
1100	15	500	30

Chapitre IV : Concentration du radon dans la wilaya de Chlef

1. Introduction

L'inhalation du ^{222}Rn , gaz radioactif naturel descendant de l'uranium 238, et de ses descendants constitue un risque sanitaire potentiel reconnu. Le radon pouvant s'accumuler dans les milieux confinés, tel que les habitations. Les concentrations du radon peuvent varier énormément entre deux habitations adjacentes, et même à l'intérieur d'une même habitation. Elles varient aussi suivant les saisons, les jours et même au cours d'une journée.

Ce chapitre regroupe les résultats des concentrations du radon dans les habitations de la Wilaya de Chlef, mesurées à l'aide d'un système passif à base de DSTN.

2. Localisation et géologie de la Wilaya de Chlef

La wilaya de Chlef, ou anciennement « El-Asnam », est située dans la partie occidentale du nord de l'Algérie centrale, entre les deux plus grandes villes, Alger et Oran. Elle comprend treize (13) Daïras et trente-cinq (35) Communes (Fig. IV.1). Elle est localisée dans le Tell occidental à 200 km à l'ouest d'Alger, elle s'étend sur une superficie de 4791 km². Entourée du nord par la mer méditerranée, avec la région côtière s'étendant sur 120 km, à l'est par les wilayas d'Aïn-Defla et de Tipaza. À l'Ouest par les wilayas de Mostaganem et de Relizane et enfin au Sud par la wilaya de Tissemsilt.

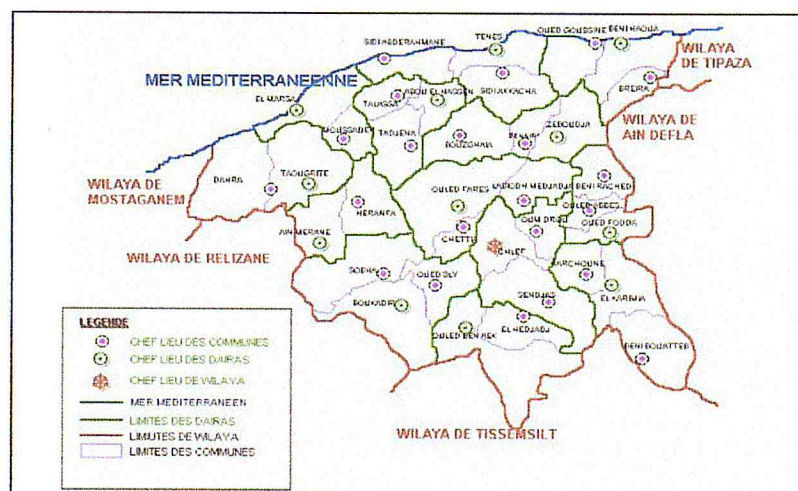


Figure IV. 1. Limite administrative de la Wilaya de Chlef [ANIREF,2013]

Le territoire de la wilaya est partagé entre trois grands ensembles morphologiques: Un premier ensemble de reliefs montagneux, appelé Dahra, se localisant entre littoraux au Nord et le bassin du Chéelif au Sud. Cet ensemble est formé de reliefs à caractère montagneux, de vallées et de petites plaines littorales. La plupart des reliefs littoraux sont façonnés soit en versants falaises, soit en falaises, vives ou mortes, soit en plages. Le grand bassin néocène du Chéelif au centre, encadré par le Dahra au Nord et l'Ouarsenis au Sud. Un dernier ensemble montagneux, appelé « Ouarsenis », développé au Sud du bassin chéelifien (Fig. IV.2) [Layadi, 2017].

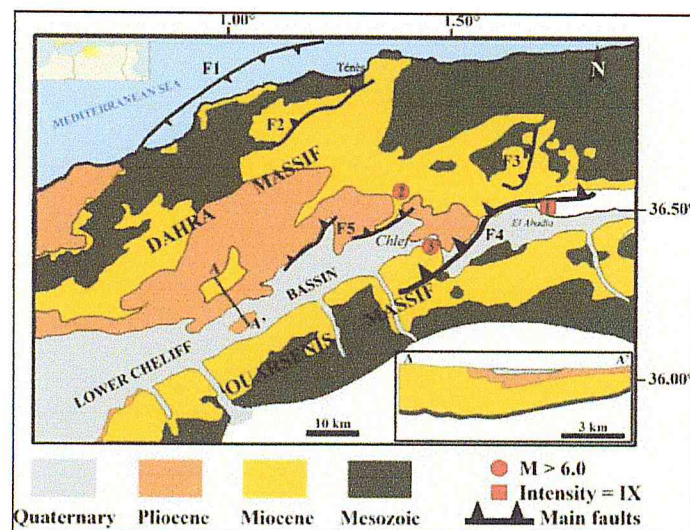


Figure IV. 2. Situation géologique de la Wilaya de Chlef [Layadi, 2017]

La wilaya de Chlef est caractérisée par deux climats différents [Layadi, 2017] :

- Méditerranéen au nord : chaud et sec en été et doux et humide en hiver,
- Continental au sud : sec et chaud en été et pluvieux et froid en hiver.

Les formations géologiques de la wilaya de Chlef sont principalement : des dépôts d'alluvions sableuses et caillouteuses et des alluvions sableuses limoneuses (Tab. IV.1) [Boutaraa et al., 2016], et en se situant dans une zone sismique, la région de Chlef apparaît comme étant la zone d'aléa le plus élevé où peut être généré un séisme de forte magnitude. En effet, la ville de Chlef a connu dans son histoire plusieurs tremblements de terre (1922, 1934 et 1954), mais celui du 10 octobre 1980 est le plus dévastateur, il a détruit presque 80 % de la ville.

Tableau IV. 1. Profils de sol dans les zones de la ville de Chlef [Boutaraa et al., 2016]

Profondeur (m)	Description
0-1	Terre végétale, Couche de Remblai Argile limoneuse à sablo limoneuse brunâtre à rougeâtre graveleuse à concrétion de calcaire Galets et graviers d'oued
1-10.0	Tuf calcaireux beige à jaunâtre compact à consolider Tuf calcaireux argileux beige à blanchâtre compact Tuf calcaireux argileux beige à jaunâtre de plus en plus compact vers la base

La population de la wilaya de Chlef est estimée à 1122765 habitants au 31/12/2013, elle est la dixième (10^{ème}) grande ville du pays estimée après : Alger, Oran, Tlemcen, Constantine, Annaba, Batna, Blida et Sétif [ANDI, 2013].

3. Matériels et méthodes

Les concentrations du radon dans l'air ont été mesurées à l'aide des dosimètres passifs à base de DSTN type LR-115 décrit dans le chapitre II. Plus de cinquante-deux (52) dosimètres ont été préparés et déployés dans différentes habitations situées dans la wilaya de Chlef pendant une durée d'exposition de 2 mois. Après exposition, ces dosimètres ont été récupérés pour développement et lecture des traces au niveau du laboratoire de dosimétrie du CRNA. Les paramètres de développement et de lecture utilisés ont été déterminés et cités dans le §3 du chapitre III.

Les concentrations du radon C_{Rn} mesurées par les dosimètres à base de DSTN sont déterminées par la relation suivante :

$$C_{Rn} = \frac{D_t}{F_C \times t} \quad (\text{IV.1})$$

Les doses efficaces annuelles résultantes D_{Rn} (mSv) sont déterminées par la relation suivante : [UNSCEAR, 2000]

$$D_{Rn} = C_{Rn} \times F_{eq} \times F_{occ} \times t \times G \quad (\text{IV.2})$$

Où :

C_{Rn} : est la concentration du radon (Bq/m³),

F_{eq} : est le facteur d'équilibre, égal à 0.4 [ICPR, 2017],

F_{occ} : est le facteur d'occupation, égal à 0.8,

t : est le temps d'occupation à l'intérieur de l'habitation, égal à 24 heures/ jours \times 365 jours/an = 8760 heures/an,

G : est le facteur de conversion de dose du radon et ses descendants, égal à 9 nSv/Bq.h/m³ [UNSCEAR, 2000].

Le risque de cancer de poumon à vie entière (ELCR) « Excess Life time Cancer Risk » a été revu par la CIPR dans sa publication n°115. Il a été défini pour évaluer la probabilité d'incidence du cancer pulmonaire dans une population de personnes durant une durée de vie spécifique (90 ans) à partir du niveau d'exposition et de données dose-réponse [CIPR, 2010]. L'ELCR d'une personne peut être calculé en multipliant son exposition cumulée (nombre de WLM) par le coefficient de risque vie entière de cancer du poumon, égal à 5.10^{-4} par WLM.

Il est à noter qu'on peut utiliser l'unité (Bq/m³.h) au lieu de l'unité WLM en faisant l'hypothèse suivante : 1 WLM correspond à l'exposition pendant une année à une atmosphère où la concentration du radon est de 230 Bq/m³ [CIPR, 2010].

4. Calibration du système de détection

Afin de déterminer le facteur de calibration (F_C) des dosimètres à base de LR-115, un moniteur de radon de référence type AlphaGUARD fabriqué par Saphymo® (Allemagne), étalonné par le laboratoire primaire allemand Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) (Fig. I.6), a été placé avec ces dosimètres dans un récipient de calibration hermétiquement fermé de 101.1 l de volume, 70 cm de hauteur et 46 cm de diamètre. Le ²²²Rn injecté à l'intérieur du récipient est généré par une source étalon de ²²⁶Ra certifiée par le laboratoire primaire américain National Institute of Standards and Technology (NIST), cette source est placée à l'intérieur d'une ampoule en verre munie de deux vannes formant un circuit fermé avec le récipient (Fig. IV. 3).

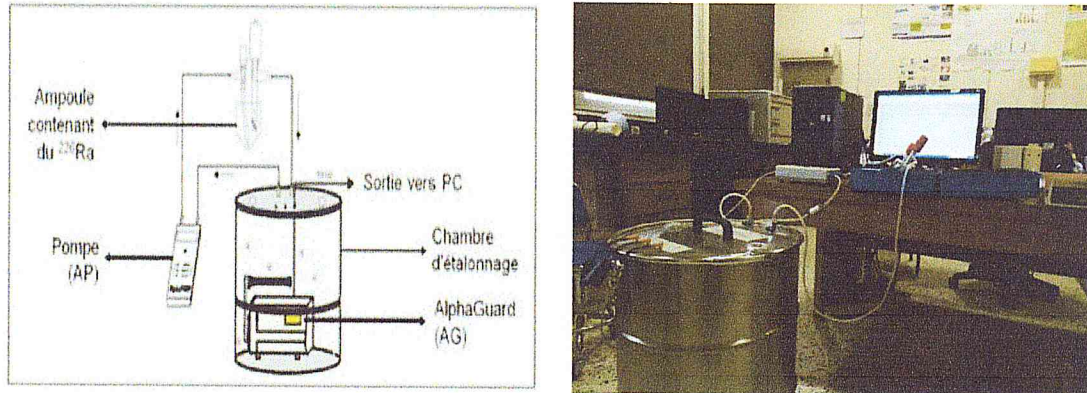


Figure IV. 3. Montage expérimentale pour la calibration des dosimètres à base de DSTN

Le facteur de calibration (F_C) utilisé ainsi que son incertitude ($\text{traces.cm}^{-2} \cdot \text{kBq}^{-1} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) sont déterminées par la relation (IV.3) et (IV.4) respectivement

$$F_C = \frac{D_t}{t \times C_{Rn}} \quad (\text{IV.3})$$

$$\Delta F_C = \left[\frac{\Delta D_t}{D_t} + \frac{\Delta C_{Rn}}{C_{Rn}} + \frac{\Delta t}{t} \right] \times F_C \quad (\text{IV.4})$$

Où :

D_t , ΔD_t en (traces.cm^{-2}), sont la densité de traces et l'incertitude associée,

C_{Rn} , ΔC_{Rn} en (kBq.m^{-3}), sont la concentration du radon à l'intérieur de la chambre de calibration mesurée par le moniteur AlphaGUARD et l'incertitude associée ($\Delta C_{Rn} = 0.25 \text{ kBq.m}^{-3}$),

t est le temps d'exposition en (h), Δt est pris égal à 0.

Après l'exposition des dosimètres à l'intérieur de la chambre de calibration pendant une durée de 92,5 heures à une concentration du ^{222}Rn égale à $(3,168 \pm 0,250) \text{ kBq.m}^{-3}$ (Fig. IV.4), ils ont été récupérés, et les films ont été développés chimiquement et lus à l'aide du compteur à étincelage sous les conditions citées dans les tableaux III.3 et III.4.

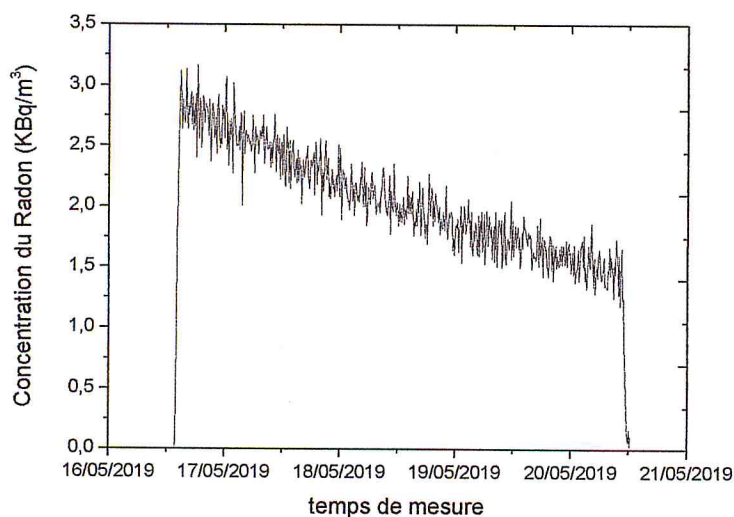


Figure IV. 4. Concentration du radon à l'intérieur de la chambre d'étalonnage

La densité de traces moyenne obtenue est égale à $(240 \pm 4) \text{ tr.cm}^{-2}$. La valeur du facteur de calibration F_c , ainsi déterminée, calculée à l'aide de la relation (IV.3), est égale à $(0.82 \pm 0.10) \text{ traces.cm}^{-2} \cdot \text{kBq}^{-1} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Ce résultat est comparable à ceux déjà obtenus lors de travaux antérieurs, en utilisant le même système de lecture (compteur à étincelles) (Tab. IV.2). La figure IV.5 représente la variation des conditions environnementales (température, pression atmosphérique, humidité relative et le gamma ambiant) qui régnaient dans la chambre de calibration.

Tableau IV. 2. Comparaison du facteur de calibration avec des antérieurs travaux

F_c (traces. $\text{cm}^{-2} \cdot \text{kBq}^{-1} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)	Reference
1.02 ± 0.47	[Mebbani, 2017]
1.06 ± 0.14	[Hamdi, 2018]
0.82 ± 0.10	Ce travail

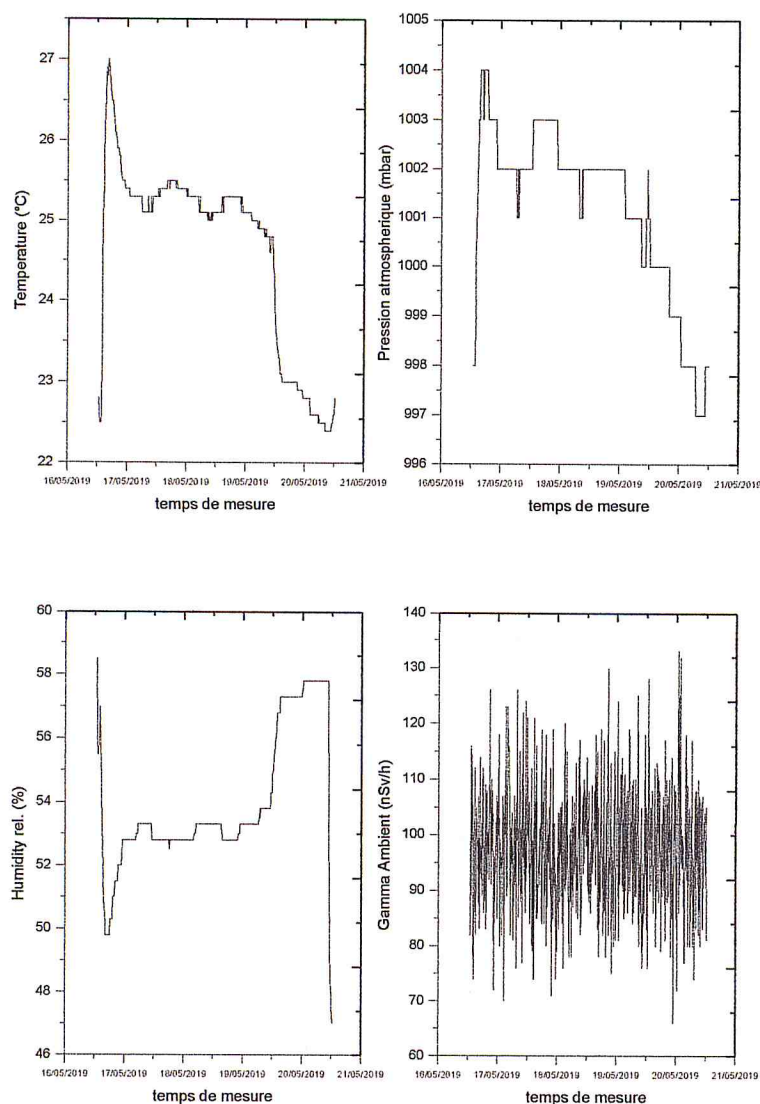


Figure IV. 5. Variation des paramètres environnementaux à l'intérieur de la chambre durant la calibration

5. Concentration du radon dans les habitations

Après deux (2) mois d'exposition, les cinquante-deux (52) dosimètres déployés dans les différentes localités de la wilaya de Chlef ont été récupérés, développés et les concentrations du radon ont été calculées à l'aide de la relation (IV.1). Les concentrations déterminées sont présentées dans le tableau IV.3 et illustrées sur la figure IV.6.

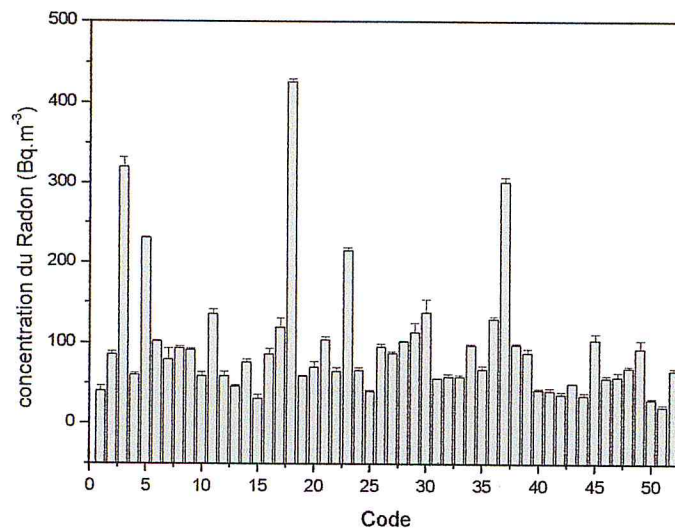


Figure IV. 6. Concentration du radon dans différentes habitations de la Wilaya de Chlef

Les concentrations obtenues varient entre $(21 \pm 3) \text{ Bq.m}^{-3}$ et $(426 \pm 4) \text{ Bq.m}^{-3}$, avec une valeur moyenne arithmétique égale à $(95 \pm 76) \text{ Bq.m}^{-3}$ et une valeur moyenne géométrique égale à $(78 \pm 4) \text{ Bq.m}^{-3}$. Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées dans les localités d'el Marsa (320 Bq.m^{-3}), Chlef (231 Bq.m^{-3}), Zebouja (426 Bq.m^{-3}), Ténès (215 Bq.m^{-3}), et de Breira (301 Bq.m^{-3}). Dans tous les autres lieux, les valeurs sont en dessous de 200 Bq.m^{-3} .

Cette variabilité est due d'une part à la nature du sol et d'autre part à la sismicité de la région. En effet, la géologie de la région est très variable et le socle de chaque point d'échantillonnage de l'air peut être constitué d'un mélange de dépôts d'alluvions sableuses, caillouteuses et limoneuses et d'argile etc., ce qui fait que chaque localité possède sa propre teneur en radium, sa propre porosité (voir tableau IV.4) et sa propre perméabilité (Fig. IV.7), ce qui se traduit par la disparité des résultats trouvés.

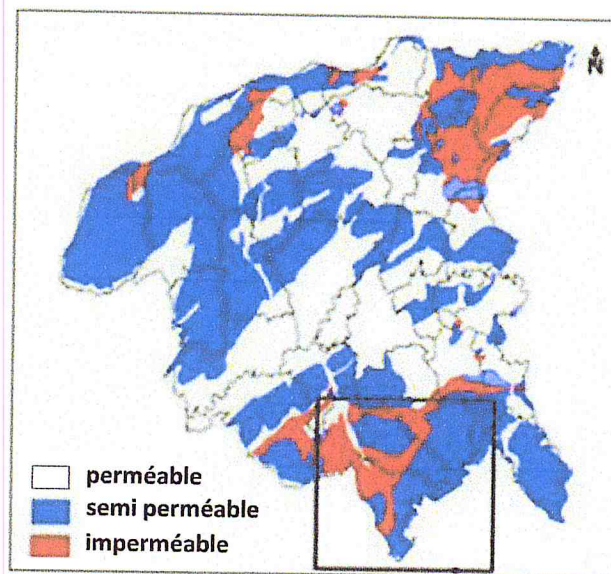
Dans l'ensemble, les mesures des concentrations du radon dans la wilaya du Chlef sont faibles à modérées, et elles sont inférieures au niveau de référence de 200 Bq/m^3 proposé à l'autorité réglementaire Algérienne en matière de radioprotection [Aït-Ziane, 2017]. Ce niveau de référence repose sur les dernières recommandations de la CIPR qui stipule que le niveau de référence ne doit pas dépasser 300 Bq/m^3 [CIPR, 2014].

Tableau IV. 3. Densité de traces et concentration du radon dans la Wilaya de Chlef

Code	D_t (tr/cm ²)	C_{Rn} (Bq/m ³)	Code	D_t (tr/cm ²)	C_{Rn} (Bq/m ³)
1	36±5	40±7	27	69±6	87±3
2	77±3	85±7	28	80±1	102±1
3	251±11	320±12	29	78±5	113±12
4	48±3	60±3	30	95±6	138±16
5	209±2	231±1	31	38±2	56±1
6	82±5	102±1	32	42±2	58±4
7	71±7	79±14	33	42±2	58±3
8	73±2	93±3	34	67±2	97±2
9	83±2	91±2	35	46±1	67±5
10	53±4	59±5	36	102±4	130±3
11	107±6	136±6	37	302±2	301±6
12	47±3	59±6	38	97±3	98±2
13	42±2	46±2	39	60±2	88±5
14	60±3	76±4	40	38±2	42±2
15	24±3	31±5	41	37±3	41±4
16	59±4	86±7	42	32±2	36±4
17	82±3	119±12	43	45±3	50±1
18	293±3	426±4	44	32±5	35±4
19	44±1	59±1	45	94±3	104±8
20	48±3	70±7	46	51±2	57±3
21	72±2	104±4	47	53±4	58±6
22	45±4	65±5	48	62±3	69±3
23	148±2	215±4	49	73±7	93±11
24	46±3	66±4	50	27±3	30±2
25	32±2	40±2	51	15±7	21±3
26	66±3	95±4	52	40±5	66±3

Tableau IV. 4. Teneurs en ^{226}Ra et porosité dans certains types de sols [Aït-Ziane, 2017]

Type de milieu	^{226}Ra (Bq/kg)	Porosité (%)
Argile, Argile schisteuse	26 à 90	1 - 2
Calcaire	2 à 49	10 - 50
Sable	1 à 248	10 -25
Gravier	0,6 à 130	15 -25
Grés	1 à 248	10 -25

**Figure IV. 7.** Carte de perméabilité de la Wilaya de Chlef [Zairi et al., 2016]

Le tableau IV.5 regroupe les concentrations moyennes mesurées dans ce travail comparées aux valeurs rapportées dans la littérature dans d'autres pays et à ceux mesurées dans d'autres régions d'Algérie. La dispersion observée dans les résultats est due principalement à la nature de strates traversées ainsi qu'à la technique de mesure utilisée.

Les doses efficaces annuelles, D_{Rn} , obtenues en appliquant l'équation (VI.2) sont présentées dans le tableau IV.6. La dose efficace due au radon à l'intérieur varie de 0,53 à 10,75 mSv/an avec une valeur moyenne géométrique de 1,02 mSv/an. Ces valeurs sont globalement inférieures aux valeurs des doses efficaces recommandées par la CIPR qui varient entre 3 et 10 mSv/an [CIPR, 1993, CIPR, 2014].

Tableau IV. 5. Concentration moyenne du radon dans certains régions où pays

Pays	C_{Rn} (Bq/m ³)	Références
Suisse	75	[OFSP, 2000]
Finlande	120	[ORS, 2006]
République Tchèque	120	[ORS, 2006]
Danemark	47	[WHO, 2009]
Italie	62	[WHO, 2009]
Belgique	48	[WHO, 2009]
Pays-Bas	30	[WHO, 2009]
Royenne-Uni	20	[INVS, 2014]
Allemagne	76	[INVS, 2014]
France	63	[INVS, 2014]
Grèce	38	[INVS, 2014]
Tamanghasset, Algérie	51 ± 2	[Bouarar, 2016]
Tamanghasset, Algérie	50 ± 3	[Mebani, 2017]
Adrar, Algérie	48 ± 5	[Hamdi, 2018]
Tipaza, Algérie	29 ± 8	[Hamdi, 2018]
Ghardaïa, Algérie	79 ± 3	[Hamdi, 2018]
Chlef, Algérie	78 ± 4	[Ce travail]

Tableau IV. 6. Concentration du radon, dose annuelle et Risque cancer sur une vie entière (ELCR) dans la wilaya de Chlef

	min-Max	AM ± sd	GM ± gsd
Concentration du Radon (Bq/m³)	21 - 426	95 ± 76	78 ± 4
Dose (mSv/an)	0,53 - 10,75	2,4 ± 1,9	1,02 ± 0,65
ELCR (×10⁻⁴)	0,46 - 9,25	2,07 ± 1,66	1,69

Les concentrations du radon dans les habitations situées dans les communes de la wilaya de Chlef varient entre (21 ± 1) Bq.m⁻³ et (210 ± 5) Bq.m⁻³, avec une valeur moyenne arithmétique égale à (82 ± 41) Bq.m⁻³ et une valeur moyenne géométrique égale à (73 ± 4) Bq.m⁻³. Les concentrations les plus faibles ont été enregistrées dans les communes de Tadjena (21 Bq.m⁻³), et d'el Karimia (30 Bq.m⁻³), et les concentrations les plus élevées ont été enregistrées dans la commune de Zeboudja (210 Bq/m³) (Fig. IV.8).

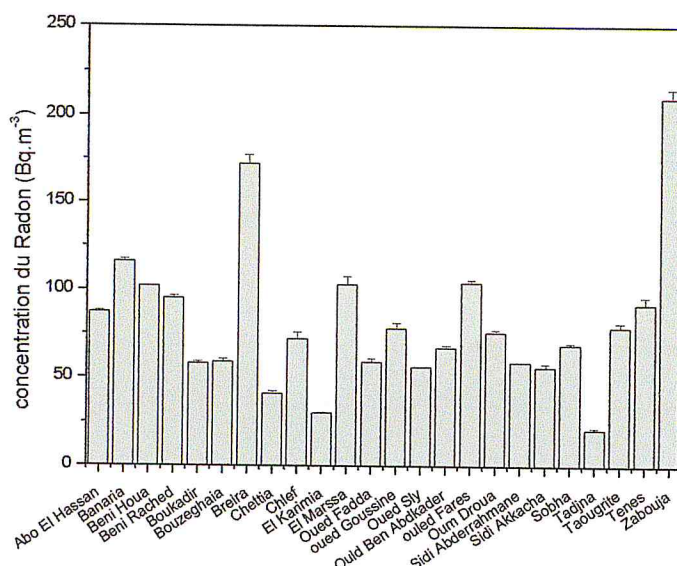


Figure IV. 8. Concentration du radon dans les Communes de la Wilaya de Chlef

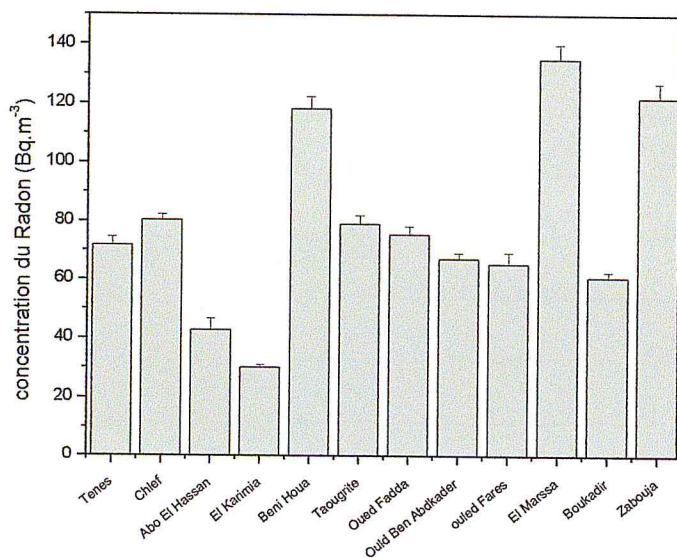


Figure IV. 9. Concentration du radon dans les daïras de la Wilaya de Chlef

En se basant sur le découpage administratif en Daïra pour le territoire de la wilaya de Chlef, les concentrations du radon dans les habitations varient de $(30 \pm 1) \text{ Bq.m}^{-3}$ à $(135 \pm 2) \text{ Bq.m}^{-3}$, avec une valeur moyenne arithmétique égale à $(79 \pm 32) \text{ Bq.m}^{-3}$ et une valeur moyenne géométrique égale à $(73 \pm 3) \text{ Bq.m}^{-3}$. Les concentrations les plus faibles ont été enregistrées dans les daïras d'el Karimia $(30 \pm 1) \text{ Bq.m}^{-3}$ et d'Abou el Hassan $(43 \pm 5) \text{ Bq.m}^{-3}$ et les

concentrations les plus élevées ont été enregistrées dans les daïras de Zeboudja (122 ± 4) Bq.m⁻³ et d'I Marssa (135 ± 5) Bq.m⁻³ (Fig. IV.9).

La variabilité des résultats de mesure est due principalement à : la nature du sol (géologie locale, sismicité, perméabilité, etc.), la nature des habitations (matériaux de construction) et au mode de vie des habitants (aération, ouverture et fermeture de portes et fenêtres, etc...), ce qui traduit par l'augmentation de la concentration du radon dans certaines habitations de différentes régions d'étude.

Dans la région de Zabouja, les concentrations élevées enregistrées sont dues principalement à sa nature géologique là où le calcaire représente une grande partie de la composition du sol [Layadi, 2017], ajouter à cela la perméabilité du sol et la présence d'une faille sismique à proximité. Contrairement à la région de Tadjna, où les faibles concentrations du radon ont été enregistrées, sont dues à la nature sédimentaire du sol qui n'est pas riche en radium malgré sa perméabilité élevée [Layadi, 2017].

Le facteur de risque moyen de cancer de poumon à vie entière, obtenu à partir des concentrations du radon mesurées dans les habitations de la wilaya de Chlef, est égal à ($2,07 \times 10^{-4} \pm 1,66 \times 10^{-4}$). En utilisant les données épidémiologiques de 2014 fournies par Allem sur le cancer pulmonaire dans la wilaya de Chlef [Allem, 2014], nous avons pu calculer le facteur risque pour le cancer pulmonaire sur l'ensemble de la population de la wilaya, il a été estimé à $3,2 \times 10^{-4}$. Nous pouvons constater que le facteur risque de cancer de poumon à vie entière obtenu à partir des concentrations du radon mesurées est comparable à celui calculé à partir des données épidémiologiques.

6. Conclusion

Les concentrations du radon dans les habitations de la wilaya de Chlef ont été mesurées à l'aide des dosimètres passifs à base de LR-115. Les valeurs obtenues sont très variables d'une région à une autre avec une moyenne égale à 78 ± 4 Bq/m³. Cependant, la majorité des concentrations enregistrées sont en deçà de la valeur de référence (200 Bq/m³) recommandée par les organisations internationales compétentes en la matière.

Le facteur risque de cancer de poumon à vie entière obtenu à partir des concentrations du radon mesurées égal à ($2,07 \times 10^{-4} \pm 1,66 \times 10^{-4}$) est comparable à celui calculé à partir des données épidémiologiques ($3,2 \times 10^{-4}$).

Conclusion Générale

Dans ce travail, nous avons utilisé une méthode très simple pour la mesure de la concentration du radon dans l'air des habitations. Cette méthode est basée sur l'utilisation des Détecteurs Solides de Traces Nucléaires (DSTN) LR-115 type II qui enregistrent le passage des particules α émises par le radon.

A la suite des travaux déjà effectués sur ce sujet au niveau du laboratoire de dosimétrie du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA), les conditions optimales de développement des traces de particules α dans le LR-115 ont été déterminées. En effet, un développement chimique dans une solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) de concentration (2.5N) à une température de 60 °C pendant 110 minutes permet d'enregistrer de manière optimale les traces de particules α d'énergie avec une vitesse d'attaque (V_B) égale à $(3.2 \pm 0.2) \mu\text{m/h}$.

Après calibration du système de détection utilisé, basé sur un dosimètre parallélépipédique à base de LR-115, nous avons déterminé les concentrations du radon dans l'air des habitations dans différentes régions de Chlef. La majorité des concentrations obtenues sont en deçà de la valeur de référence (300 Bq/m^3) recommandée par les organisations internationales compétentes en la matière. Ces concentrations sont très variables d'une région à une autre car elles dépendent de plusieurs facteurs tels que la nature du sol (géologie locale et présence de failles sismiques), la nature de l'habitation (matériaux de construction) et mode de vie de ses habitants (aération).

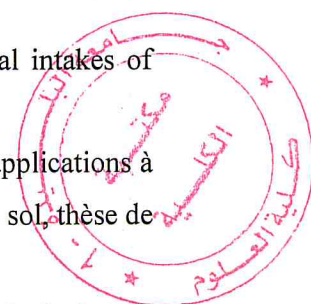
Enfin, nous avons déterminé le facteur risque de cancer de poumon à vie entière associé aux expositions du radon, il est égal à $(2,07 \times 10^{-4} \pm 1,66 \times 10^{-4})$. Ce facteur est comparable à celui calculé à partir des données épidémiologiques ($3,2 \times 10^{-4}$).

Il est clair et nécessaire que la présente étude puisse se poursuivre par la réalisation de travaux similaires dans d'autres régions d'Algérie. Cela permettra de compléter la carte nationale de la radioactivité naturelle et plus précisément celle du radon.

Références

- Agence Nationale d'Intermédiation et de Régulation Foncière (ANIREF), 2013, Rubrique Monographie Wilaya de Chlef, Algérie.
- Aït-Ziane, M., 2008, Le radon : procédure de mesure par détecteur Solide de Traces Nucléaire, rapport interne, CRNA.
- Ait-Ziane, M., 2017, Mesure du gaz Radon dans différents milieux : Application en radioprotection, Thèse de Doctorat, USTHB, Algérie.
- Allem, R., 2014, Epidemiology of digestive cancers in the region of Chlef (Algeria), *J. Afr. Cancer*, 6: 22.
- ANDI, 2013, <http://www.andi.dz/PDF/monographies/Chlef.pdf>
- André, B., 1960, L'homme et l'univers, Paris.
- Balashov, V.V., 1997, Interaction of particles and radiation with matter, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Barillon, R., 1994, Contribution à la détection de particules alpha par Détecteurs Solides de Traces Nucléaires : application à la mesure du Radon, Thèse de Doctorat, Franche-Comté, France.
- Biologic Effects of Ionizing Radiation (BEIR IV), 2006, health risks from exposure to low levels of ionizing radiation, the national academies press, Washington D.C.
- Bouarar, R., 2016, Étude de la réponse du Détecteur Solide de Traces Nucléaires type LR-115 pour la détection des particules alpha, Mémoire de Master, Université de Mohamed Bougara de Boumerdès, Algérie.
- Boutaraa, Z. Benmehache, A.E.R., Bensalem, N., 2016, Élaboration d'une carte de vulnérabilité du sol aux effets induits par séisme (ville de chlef- Algérie), Journées Nationales de Géotechnique et de Géologie de l'Ingénieur – Nancy, France.
- Carpna, J., 1984, Contribution de la méthode des traces de fission à l'étude des Alpes franco-italiennes : relation tectonique-métamorphisme, Université de Paris-Sud, France.
- Casson, R.M., Benton, E.V., 1978, *Nuclear Track Detection*. 2, 173
- Catelinois, O., Rogel, A., Laurier, D., Billon, S., Hemon, D., Verger, P., Tirmarche, M., 2007, Evaluation de l'impact sanitaire de l'exposition domestique au radon en France, *Bulletin*

- épidémiologique hebdomadaire*, Numéro thématique – Impact sanitaire du radon domestique : de la connaissance à l'action, n°18-19, 155-158.
- Collignan, B., Pirard, P., 2005, *Pollution atmosphérique*, 187, p 333-344.
- Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), 1977, Protection contre les radiations dans les mines d'uranium et autres, Publication 24 de la CIPR.
- Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), 1991, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 60 de la CIPR.
- Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), 1993, Protection contre le radon-222 dans les habitations et les lieux de travail, Publication 65 de la CIPR.
- Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), 2010, Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon, publication 115 de la CIPR.
- Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), 2014, Radiological Protection against Radon Exposure, ICRP Publication 126. Ann. ICRP 43 (3),
- Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), 2017, Occupational intakes of radionuclides : Part 3, ICRP Publication 137. ICRP 46(3/4).
- Djeffal, S., 1995, Étude expérimentales des détecteurs solides de traces nucléaires: applications à la dosimétrie des neutrons à la dosimétrie alpha et aux mesures du radon dans le sol, thèse de doctorat, USTHB
- Fleischer, R. L., Price, P. B., Walker, R. M., 1975, Nuclear tracks in solids: principals and applications, University of California Press, Berkeley United States.
- Gambini, D., Granier, R., 2007, Manuel pratique de radioprotection, 3ème édition.
- Hakam, O., 1993, Mesure des activités volumiques du Radon dans l'air des habitations et des enceintes de travail par les Détecteurs Solides de Traces Nucléaires.
- Hamdi, Y., 2018, Contribution à la mesure des concentrations du radon dans les habitations d'Adrar, de Tipaza et de la vallée du M'Zab, Université Saad DAHLAB, Blida1, Algérie.
- Higueret, S., 2007, Développement d'un dosimètre électronique compact à base de capteurs CMOS pour la mesure du Radon
- Institut de Radioprotection et de Sureté Nucléaire (IRSN), 2010, Radon, *la radioprotection*, France.
- Institut de Radioprotection et de Sureté Nucléaire (IRSN), 2018, radon, un gaz radioactif dans mon habitation, France.



- Jimonet, C.C., Métivier, H., 2008, personne compétente en radioprotection, principes de radioprotection-réglementation.
- Layadi, K., 2017, Etude des effets de site dans la ville de Chlef, Thèse de Doctorat, Université Ferhat Abbas-Sétif (Algérie).
- Lounis-Mokrani, Z., 2006, Contribution à l'étude du mécanisme de formation des traces nucléaires dans un détecteur solide de type organique (CR-39) : application à la spectrométrie et à la dosimétrie des rayonnements Thèse de Doctorat, USTHB, Algérie.
- Mebbani, A., 2017, contribution à la mesure de la concentration du radon dans la ville de Tamanghasse, Université Saad DAHLAB, Blida1, Algérie.
- Mehta, V., Singh, S.P., Chauhan, R.P., Mudahar, G.S., 2015, surface chemical etching behavior of LR-115 type II solid state nuclear track detector, *Romanian Reports in Physics*, 67(3), 865–871
- Melloni, B., Vergnenègre, A., Lagrange, P., Bonnaud, F., 2000, radon et exposition domestique, *Revue des Maladies Respiratoires*, 17(6) pp. 1061
- Messaoudi, N., Aouchar, K., 2015, Mesure du gaz Radon à l'aide des Détecteurs Solides de Traces Nucléaires, Mémoire de Master, Université Abderrahmane Mira de Bejaïa, Algérie.
- Metivier, H., 2006, Radioprotection et ingénierie nucléaire, Génie atomique.
- Nachab, A., 2003, Etudes expérimentales et modélisation Monte Carlo de l'auto absorption gamma et de la dosimétrie active par capteurs CMOS, Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg, France
- Nikezic, D., Janicijevic, A., 2002, *Radiation. Isot.* 57
- Organisation Mondiale de la Santé (O.M. S), 2009, WHO handbook on Indoor Radon. A public health perspective, edited by hajo zeeb, and ferid shannoun, France
- Palacios, D., Sajo-Bohus, L., Barros, H., Greaves, E., Palacios, F., 2010, Alternative method to determine the bulk etch rate of LR-115 detectors, *Revista Mexicana de Física*, ISSN-e 0035-001X, Vol. 56, N°. Extra 1, págs. 22-25, (Ejemplar dedicado a: V International symposium on radiation physics)
- Ramsay, S, Gray, R., 1910, La densité de l'émanation du radium, comptes rendus hebdomadaire des séances de l'académie des sciences.
- Reguigui, 2009, Sources de radioactivités dans l'environnement
- Rickwood, P., 2009, Effects of exposure to radon gas, UNSCEAR briefing note

- Salama, T.A., Seddik, U., Hegazy, T.M., Ahmed-Morsy A., 2006, *Pramana J. Phys.* 67(3).
- Singh, K., Singh, S., Mehra, R., Singh, M., Sahota, H.S., Papp, Z., 2006, Measurement of radon and thoron progeny outdoors in Malout, India, using grab aerosol sampling and beta counting, *Radiation measurements* 41.
- Tanner, A. B., 1980. Radon migration in the ground: a supplementary review. In : *Natural Radiation Environment [II]* , Technical Information Center /U. S . Department of Energy, Springfield , VA, pp. 5 - 56.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), 2000, Report of the UNSCEAR to the General Assembly
- Varshney, R., Sonkawade, R.G., Gupta, M., Chauhan, R.P., Mahur, A.K., Kant, K., Parveen, A., Chakarvarti, S.K., 2011, Bulk etch rate estimation of LR-115 SSNTD using PHOENIX interface, *Radiation Measurements* 46
- Yip, C.W.Y., Ho, J.P.Y., Koo, V.S.Y., Nikezic, D., Yu, K.N., 2003, Effects of stirring on the bulk etch rate of LR 115 detector, *Radiation Measurements* 37.
- Zairi, Y., Ham, S., Nabel, A., 2016, Cartographie du risque d'inondation dans la region d'ouled ben abdelkader dans la wilaya de chlef, Deuxième symposium international sur les ressources en eau "Evaluation, économie et protection" 21-22.

