

N° d'ordre :

**République Algérienne Démocratique et Populaire**  
**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique**  
**Université Abderrahmane Mira de Bejaïa**  
**Faculté des Sciences exactes**  
**Département de Physique**



## **Mémoire**

*En vue de l'obtention du diplôme de MASTER en PHYSIQUE*  
*Option : Biophysique et Imagerie*

**Thème :**

*Mesure du gaz Radon à l'aide des  
DéTECTEURS Solides de Traces Nucléaires*

**Par :**

M<sup>elle</sup> MESSAOUDI Nassiba

M<sup>elle</sup> AOUCHAR Kahina

Soutenu publiquement le 17/06/2015 devant le jury composé de

Mr T.A. Mostefaoui

Mr M. Aït-Ziane

M<sup>me</sup> M. Mezaguer-Lekhouaghet

M<sup>me</sup> N. Oulebsir

Maître de Conférences A, UAMB

Chercheur Assistant, CRNA

Chercheur Assistant, CRNA

Maître de Conférences B, UAMB

Président

Rapporteur

Examineur

Examineur

*Promotion 2014/2015*

# Remerciements

*Ce travail a été effectué au sein du laboratoire de Dosimétrie externe du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger. Nous tenons à remercier tous ceux qui nous ont aidés dans la réalisation de ce modeste travail, en particulier :*

- ✚ Mme Z. Lounis-Mokrani Directrice de Recherche pour nous avoir accueillies au sein de son laboratoire et son encouragement durant la réalisation de ce mémoire par tous ses conseils si précieux.*
- ✚ Mr M. Arib Directeur de Division de la Physique Radiologique pour l'intérêt qu'il a porté à notre travail.*
- ✚ Mr M. Aït-Ziane Assistant Chercheur, pour son encadrement exemplaire et sans lequel ce travail n'aurait jamais pu être réalisé. Nos remerciements les plus sincères pour sa disponibilité et la patience avec lesquelles il a répondu à nos nombreuses questions, ses conseils et son aide ainsi que tout le savoir qu'il nous a transmis. Encore une fois, nos remerciements pour toute sa disponibilité et son état réceptif. Nous vous témoignons toute notre reconnaissance.*
- ✚ Mme M. Mezaguer Assistant Chercheur et Mr F. Boucheneb Ingénieur pour leurs gentillesse et leurs conseils avisés.*
- ✚ Sans oublier nos enseignants, en particulier Mr Mostefaoui et M<sup>me</sup> Oulebsir.*

*Enfin, nous tenons à exprimer notre gratitude pour tous ceux que nous n'avons pas cités et qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce mémoire et à l'accomplissement de ce projet.*

*A tous un grand MERCI*



# Dédicace

*Je dédie ce travail qui n'aura jamais pu voir le jour sans le soutien indéfectible et sans limite de mes chères parents qui ne cessent de donner avec amour et fournir le nécessaire pour que je puisse arriver à ce que je suis aujourd'hui, que dieu vous protège et que la réussite soit toujours à ma porte pour que je puisse vous combler de bonheur.*

*Merci aussi à mon cher frère « Walide » pour ces encouragements et son appui ainsi que ma petite sœur Sabine chérie.*

*Que Dieu vous protège*

*Et à toute la section biophysique et imagée*

*À toutes mes copines*

*À tous mes amis*

*M.Nassiba*



# Dédicace

*Je dédie ce modeste travail*

*A mes très chers parents qui ont toujours été là pour moi, et qui m'ont donné un magnifique modèle de labeur et de persévérance, de la tendresse, de l'amour et de la force et dont je suis fière et reconnaissante d'avoir comme parents.*

*Pour vous :*

*Mes très chers et irremplaçables.*

*A mes chers frères : Moustapha, Moussa, Hocine.*

*A mes chères sœurs : Farida et ses 3 enfants, Nabila et son fils, Djigdjiga, Rabiha.*

*A mes oncles : Akli, Ferhat et mes tantes.*

*A mes ami(e)s*

*Et à toute personne qui m'aime et que j'aime.*

*A toute ma promotion biophysique et imagerie que je n'oublierai jamais on a passé ensemble des moments inoubliables.*

*A. Kahina*

# LISTE DES FIGURES

|   |    |
|---|----|
| Figure 1: Classification des rayonnements.....  | 07 |
| Figure 2 : Chaîne de désintégration de l'uranium-238, avec modes de décroissance et demi-vies. ....             | 11 |
| Figure 3: Modes de pénétration et de fixation du radon et de ses descendants.....                               | 15 |
| Figure 4. Pouvoir d'arrêt de l'eau et de l'air pour la particule alpha en fonction de l'énergie des alphas..... | 27 |
| Figure 5: parcours de la particule alpha dans l'air.....  | 29 |
| Figure 6: parcours de la particule alpha dans l'eau.....  | 29 |
| Figure 7: film mince type LR-115.....   | 30 |
| Figure 8: traces de particule a révélées dans le LR-115.....  | 31 |
| Figure 9: géométrie d'une trace latente.....  | 32 |
| Figure 10. système de lecture des DSTN.....   | 33 |
| Figure 11. Balance de précision.....  | 34 |
| Figure 12. Comparateur d'épaisseur.....   | 34 |
| Figure 13. Système d'irradiation des films LR-115.....  | 35 |
| Figure 14. Préparation de la solution chimique.....   | 35 |
| Figure 15. Bain de développement chimique.....  | 36 |
| Figure 16. Variation de l'épaisseur enlevée en fonction du temps de développement.....                          | 37 |
| Figure 17: variation de la masse en fonction du temps de développement.....                                     | 37 |
| Figure 18: variation de l'épaisseur résiduelle en fonction du temps de développement.....                       | 38 |
| Figure 19. Système de comptage de traces.....   | 40 |
| Figure 20 : variation du nombre de traces en fonction de HV de lecture « comparaison ».....                     | 40 |
| Figure 21: variation de la densité de traces en fonction du temps de développement.....                         | 41 |
| Figure 22. variation du nombre de traces en fonction du temps d'exposition .....                                | 42 |
| Figure 22 . Variation du nombre de traces en fonction de l'énergie de la particule $\alpha$ .....               | 45 |
| Figure 23. Dosimètre de radon à base de détecteur solide de traces nucléaires.....                              | 45 |

|   |    |
|---|----|
| Figure 24. Schémas du dosimètre de radon à base de détecteurs solides de traces nucléaires et vue de haut de la chambre à diffusion associée..... | 46 |
| Figure 25. Moniteur de radon type AlphaGuard.....   | 47 |
| Figure 26. Montage expérimental pour transférer le radon libéré par la source étalon dans la chambre de calibration.....                          | 48 |
| Figure 27. Concentrations du radon mesurées par l'AlphaGUARD.....   | 48 |
| Figure 28. Emplacement des DSTN à l'air libre et au niveau du laboratoire.....  | 49 |
| Figure 29. Système AquaKIT pour la mesure du gaz radon dans l'eau.....  | 50 |
| Figure 30. Variation du coefficient d'Ostwald en fonction de température de l'eau.....  | 51 |
| Figure 31. Système passif pour la mesure du gaz radon dans l'eau.....   | 51 |
| Figure 32. Localisation des points de mesures.....  | 52 |

# LISTE DES TABLEAUX

|   |    |
|---|----|
| Tableau 1. Variation de la vitesse générale d'attaque $V_B$ en fonction du temps de développement.....                            | 39 |
| Tableau 2. Paramètres de développement chimique et de lecture des détecteurs.....   | 41 |
| Tableau 3. Densité de traces (Dt) en fonction du temps d'exposition.....  | 42 |
| Tableau 4. Hauteurs des collimateurs et énergies correspondantes.....   | 43 |
| Tableau 5. Hauteurs des collimateurs, temps d'exposition et densité de traces correspondantes.....                                | 44 |
| Tableau 6. Localisation géographique des différentes sources dans le site du Nador.....   | 52 |
| Tableau 7. Concentrations du radon dans différents endroits du CRNA mesurées par des détecteurs solides de traces nucléaires..... | 53 |
| Tableau 8. Concentrations du radon dans différents endroits du CRNA mesurées par l'AG...53  |    |
| Tableau 9. Paramètres physico-chimiques de l'eau de la région du Nador.....   | 54 |
| Tableau 10. Concentration du radon dans l'eau de la région du Nador mesurée par l'AG.....   | 55 |
| Tableau 11. Concentration du radon dans l'eau de la région du Nador mesurée par les DSTN .....                                    | 55 |

# SOMMAIRE

|  |    |
|--|----|
| INTRODUCTION .....   | 4  |
| Chapitre I : GENERALITES .....   | 6  |
| 1. GENERALITES SUR LES RAYONNEMENTS.....                                 | 6  |
| 1.1. Définition des rayonnements .....                                   | 6  |
| 1.2. Classification des rayonnements.....                                | 6  |
| 1.2.1. Rayonnements non-ionisants.....                                   | 6  |
| 1.2.2. Rayonnements ionisants .....                                      | 7  |
| 1.3. Les particules chargées lourdes : cas des particules $\alpha$ ..... | 8  |
| 2. GENERALITE SUR LE $^{222}\text{Rn}$ .....                             | 8  |
| 2.1. Aperçu historique .....   | 8  |
| 2.2. Propriétés physico-chimiques .....                                  | 9  |
| 2.3. Désintégration du $^{222}\text{Rn}$ .....                           | 10 |
| 2.4. Sources du $^{222}\text{Rn}$ .....                                  | 11 |
| 3. LE $^{222}\text{Rn}$ DANS L'EAU.....                                  | 12 |
| 4. RISQUE LIE AU $^{222}\text{Rn}$ .....                                 | 14 |
| 5. LE CADRE REGLEMENTAIRE.....   | 15 |
| 6. MESURE DU $^{222}\text{Rn}$ .....                                     | 19 |
| 6.1. Mesure ponctuelle : .....   | 19 |
| 6.1.1. Technique des fioles scintillante .....                           | 19 |
| 6.1.2. Technique de comptage avec un liquide scintillant .....           | 19 |
| 6.2. Mesure en continu : .....   | 20 |
| 6.2.1. Chambre d'ionisation .....  | 20 |
| 6.2.2. Compteur proportionnel .....                                      | 20 |
| 6.2.3. Semi-conducteur .....   | 20 |
| 6.3. Mesure intégrée .....   | 21 |
| 6.3.1. Spectrométrie gamma.....  | 21 |
| 6.3.2. Spectrométrie alpha.....  | 21 |
| 6.3.3. Comptage combiné alpha-bêta .....                                 | 22 |
| 6.3.4. Détecteur thermo-luminescent.....                                 | 22 |
| 6.3.5. Détecteur à base de charbon actif.....                            | 22 |
| 6.3.6. Chambre d'ionisation à Téflon ou électret.....                    | 22 |



|   |    |
|---|----|
| 6.3.7. Détecteurs solides de traces nucléaires (DSTN).....                        | 23 |
| Chapitre II : DETECTION DES PARTICULES ALPHA PAR LES DSTN.....                    | 24 |
| 1. DETECTEURS SOLIDES DE TRACES NUCLEAIRES .....                                  | 24 |
| 1.1. Historique des DSTN.....   | 24 |
| 1.2. Principe des DSTN.....   | 25 |
| 1.3. Domaines d'application des DSTN.....   | 25 |
| 2. INTERACTION PARTICULE $\alpha$ -DSTN.....                                      | 26 |
| 2.1. Pouvoir d'arrêt linéaire $S_L$ .....   | 26 |
| 2.2. Transfert linéique d'énergie .....   | 27 |
| 2.3. Parcours des particules $\alpha$ .....                                       | 28 |
| 3. CARACTERISTIQUES DES DSTN .....  | 29 |
| 3.1. Structure et formation de traces latentes.....                               | 30 |
| 3.2. Révélation de traces latentes .....  | 31 |
| 3.3. Géométrie des traces latentes .....  | 31 |
| 3.3.1. Vitesse d'attaque chimique surfacique $V_B$ .....                          | 31 |
| 3.3.2. Vitesse d'attaque chimique $V_T$ le long de la trace.....                  | 32 |
| 3.4. Comptage de traces.....  | 32 |
| CHAPITRE III : ETUDE EXPERIMENTALE .....  | 34 |
| 1. Étude des détecteurs solides de traces nucléaires .....                        | 34 |
| 1.1. Détermination des conditions expérimentales optimales de développement ..... | 35 |
| 1.1.1. Variation de l'épaisseur en fonction du temps de développement.....        | 36 |
| 1.1.2. Variation de la masse en fonction du temps de développement .....          | 37 |
| 1.1.3. Détermination de l'épaisseur résiduelle du détecteur .....                 | 38 |
| 1.1.4. Détermination de la vitesse générale d'attaque $V_B$ .....                 | 39 |
| 1.2. Détermination des conditions expérimentales optimales de lecture.....        | 39 |
| 1.3. Détermination du nombre de traces en fonction du temps de développement..... | 41 |
| 1.4. Étude de la saturation du détecteur .....                                    | 42 |
| 1.5. Étude de la sensibilité du détecteur en fonction de l'énergie .....          | 43 |
| 1.6. Dosimètres à base de LR-115 .....  | 45 |
| 1.7. Mesure par le système Actif.....   | 47 |
| 2. Étalonnage des détecteurs en activité du radon.....                            | 47 |
| 3. Mesure des concentrations du radon dans l'air.....                             | 48 |
| 4. Mesure des concentrations du radon dans l'eau.....                             | 49 |
| 4.1. Système de détection actif : AquaKIT.....                                    | 50 |

|  |    |
|--|----|
| 4.2. Système de détection passif: DSTN .....           | 51 |
| 4.3. Description du site.....                          | 52 |
| CHAPITRE IV : RESULTATS.....                           | 53 |
| 1. Mesure des concentrations du radon dans l'air ..... | 53 |
| 2. Mesure des concentrations du radon dans l'eau ..... | 54 |
| 3. Conclusion.....                                     | 55 |
| CONCLUSION GENERALE .....                              | 56 |
| REFERENCE .....  | 57 |

# INTRODUCTION

L'inhalation du radon ( $^{222}\text{Rn}$ ), gaz radioactif naturel, émetteur alpha, descendant de l'uranium 238, et de ses descendants constitue un risque sanitaire potentiel reconnu [Woodfork 2008, Henshaw et al. 1990]. Le  $^{222}\text{Rn}$  pouvant s'accumuler dans les milieux confinés, tels que les habitations et les lieux de travail, est responsable du tiers de l'exposition radiologique totale de la population aux rayonnements ionisants. Il a été recommandé par la Commission Internationale de la Protection Radiologique (ICRP) que l'exposition au radon dans les lieux de travail soit exclue des expositions professionnelles et soit par conséquent traitée séparément [ICRP 1993]. Il est de ce fait nécessaire d'identifier les postes de travail à fort niveau de concentration du radon [NCRP 1997, Font et al. 2008].

Par ailleurs, l'étude de l'activité volumique du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau a fait l'objet de nombreuses études du fait de l'intérêt qu'elle présente en hydrogéologie et de son impact sur la santé. En effet, l'étude en continu de l'activité volumique du radon dans les aquifères profonds a donné des informations importantes sur la composition de ces aquifères, sur la structure de la croûte terrestre, notamment sur la présence de minerais uranifères dans les roches [EUC 2001]. Le niveau d'activité volumique en radon dans les eaux permet la discrimination entre les eaux de surface présentant quelques *Bq/l* et les eaux profondes qui peuvent atteindre plusieurs milliers de *Bq/l*.

En 1988, le caractère cancérogène du radon a été reconnu par l'Agence Internationale de Recherche contre le Cancer [Beir, 1988], et en 2001, dans le cadre d'une réflexion globale sur l'eau, la commission européenne a émis une recommandation concernant la protection de la population contre le risque  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau. A cet effet, la caractérisation des teneurs en  $^{222}\text{Rn}$  dans les eaux potables est devenue un élément important des politiques de prévention vis-à-vis du risque sanitaire présenté par ce gaz. Il est à signaler que chaque année, 25000 nouveaux cas de cancer du poumon sont répertoriés aux Etats-Unis est près de 7% sont directement liés à la manipulation de l'eau contenant du radon [Beir, 1999].

Conscient du risque causé par ce gaz sur les travailleurs et la population, le laboratoire de Dosimétrie du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger s'est investi dans la mesure du gaz radon depuis les années 80. Les premiers travaux ont été focalisés sur le développement de

système de détection passif, intégré, et de type ouvert pour la mesure du  $^{222}\text{Rn}$  dans les habitations. Après le séisme de 1989, la mesure du radon dans le sol à l'aide des dosimètres passifs à base de LR-115, destiné à la surveillance de l'activité sismique dans le Nord-Ouest Algérien, a constitué une des principales activités du laboratoire.

Dans ce travail, nous nous intéressons à la mesure du gaz  $^{222}\text{Rn}$  dans l'air dans certains endroits au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger et dans l'eau potable de la région du Nador.

Deux techniques de mesure de  $^{222}\text{Rn}$  sont utilisées. La première, à caractère passif à base de Détecteurs Solides de Traces Nucléaires (DSTN) type LR-115. Dans la seconde technique, un système actif de type « AlphaGUARD » permet la mesure de la concentration du  $^{222}\text{Rn}$  en continu. Les deux systèmes de détection ont été calibrés par rapport à une source de  $^{222}\text{Rn}$  standard de type NIST SRM 4973.

Après un premier chapitre sur des généralités sur les sources, le risque et le cadre réglementaire lié au radon, nous passons au deuxième chapitre qui portera sur la détection des particules  $\alpha$  issues de la désintégration du  $^{222}\text{Rn}$  notamment par les DSTN ; où seront développées les caractéristiques de ces détecteurs ainsi que leurs interactions avec les particules  $\alpha$ .

Dans le troisième chapitre, nous aborderons une étude afin de déterminer les paramètres optimaux de développement et de lecture du LR-115 utilisé dans le dispositif de mesure du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau et dans l'air.

Dans le quatrième et dernier chapitre, nous présenterons les résultats de mesure du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'air et dans l'eau à l'aide de ce dosimètre avec une comparaison avec un système actif de référence.



# Chapitre 1

# Chapitre I : GENERALITES

La radioactivité, un phénomène naturel découvert à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, est la propriété qu'ont certains noyaux de se transformer en un ou plusieurs noyaux en émettant un noyau d'hélium, un électron ou un rayonnement électromagnétique [Jimonet et Metivier, 2007].

Le <sup>222</sup>Rn, élément radioactif émetteur  $\alpha$ , est présent dans l'environnement (sol, air, eau) constituant un risque radiologique auquel est exposé chaque individu [Hakam, 1993].

Dans ce premier chapitre nous allons aborder des généralités sur cet élément, ses caractéristiques, le risque qu'il représente ainsi que les différentes techniques pour mesurer sa concentration dans l'eau.

## 1. GENERALITES SUR LES RAYONNEMENTS

### 1.1. Définition des rayonnements

On peut définir un rayonnement comme un mode de propagation de l'énergie dans l'espace, sous forme de particules ou de photons. Les rayonnements ne peuvent être caractérisés et détectés qu'à travers leurs interactions avec la matière dans laquelle ils se propagent. Ils peuvent céder au milieu traversé, une partie ou la totalité de leur énergie [Mouhssine, 2004].

### 1.2. Classification des rayonnements

Selon leur mode d'interaction avec la matière, les rayonnements peuvent être classés en deux catégories, on distingue alors :

#### 1.2.1. Rayonnements non-ionisants

Un rayonnement non-ionisant désigne un type de rayonnement pour lequel l'énergie électromagnétique est insuffisante pour provoquer l'ionisation d'atomes ou de molécules. Certains de ces rayonnements peuvent avoir des effets biologiques.

Parmi les rayonnements non-ionisants, on compte les rayonnements du proche ultraviolet, la lumière visible, l'infrarouge, les micro-ondes, les ondes radio et les champs statiques.

### 1.2.2. Rayonnements ionisants

Un rayonnement est dit ionisant quand il est susceptible d'arracher des électrons à la matière. C'est un transport d'énergie sous forme de particules ou d'ondes électromagnétiques pouvant produire des ions directement ou indirectement.

- Rayonnements indirectement ionisants :

Électriquement neutres, sont susceptibles de transférer une fraction ou la totalité de leur énergie en une seule interaction à des particules chargées. Ce sont ensuite ces particules secondaires qui ionisent le milieu. Dans ce cas, l'ionisation se fait en deux étapes. Les rayonnements électromagnétiques (X et  $\gamma$ ) et les neutrons entrent dans cette catégorie, mais leurs modes d'interaction sont différents.

- Rayonnements directement ionisants :

Sont des particules chargées qui délivrent leur énergie directement à la matière en une seule étape, par le processus d'interaction coulombienne entre la particule incidente et les électrons orbitales, et il y a lieu de distinguer les particules chargées lourdes (proton, deuton, alpha, ions lourds) des électrons qui sont des particules chargées légères [IAEA, 2005].

Pour résumer, nous pouvons schématiser la classification des rayonnements ainsi :

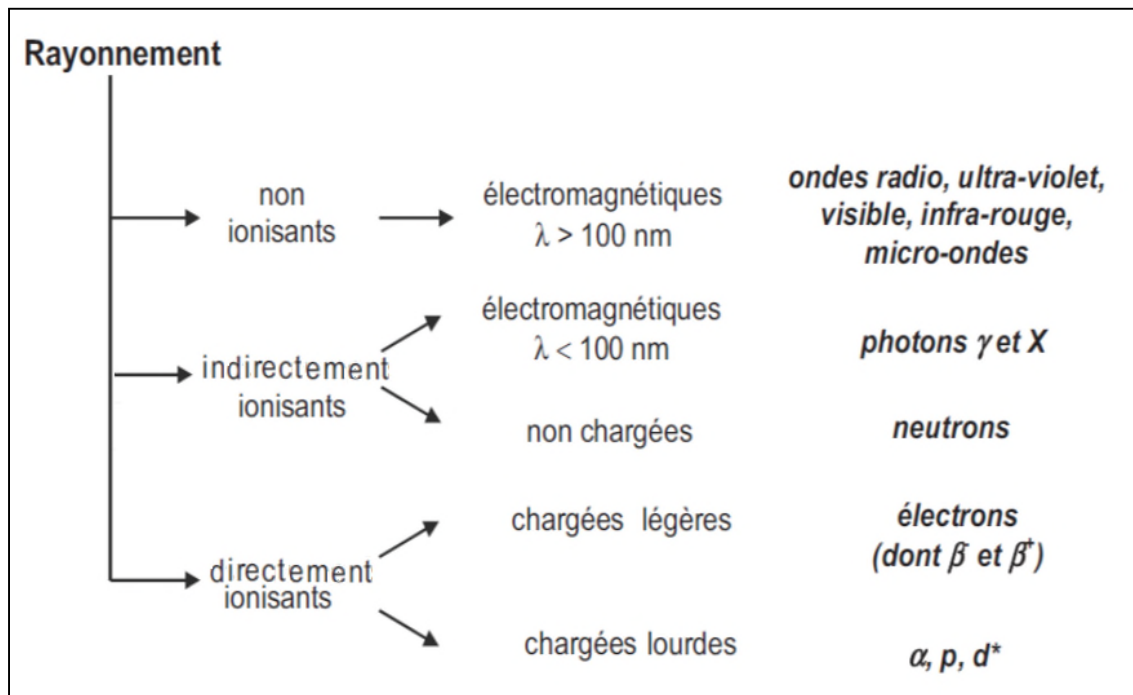


Figure 1. Classification des rayonnements

### 1.3. Les particules chargées lourdes : cas des particules $\alpha$

Quand E. Rutherford commença à étudier les rayons de Becquerel en 1895, il trouva qu'il y en avait au moins deux types distincts : l'un, qui est très facilement absorbé, sera appelé rayonnements alpha ( $\alpha$ ), et l'autre, plus pénétrant, rayonnement bêta ( $\beta$ ).

Un peu plus tôt, Sir W. Ramsay avait découvert l'hélium dans un minerai contenant de l'uranium et déterminé, avec F. Soddy, qu'il était libéré par l'Uranium, ainsi, il y avait déjà un lien entre les rayonnements  $\alpha$  et l'hélium (une particule  $\alpha$  est le noyau de l'hélium, deux protons et deux neutrons, mais cela ne sera établi que plusieurs années plus tard).

En 1903, Rutherford réussit à faire dévier des rayons  $\alpha$  en utilisant des champs électriques et magnétiques intense, prouvant ainsi que c'était des particules chargées positivement. Les mesures du rapport de la charge à la masse des particules donnèrent une valeur plusieurs fois plus faible que celui de l'électron, révélant une grande masse.

En 1908, Rutherford et Royds capturèrent des particules  $\alpha$  dans une belle expérience. Le radon gazeux, émetteur de particules  $\alpha$  était recueilli au-dessus du mercure dans un tube mince. Au bout d'une semaine, les particules  $\alpha$  qui étaient passées dans la région vide au-dessus du mercure furent poussées à travers un tube capillaire soulevant le niveau du mercure en excitant électriquement le gaz accumulé, les deux chercheurs trouvèrent qu'il y avait le spectre d'émission caractéristique de l'hélium. La notion d'atome n'était pas encore clairement défini, mais la particule  $\alpha$ , après avoir perdu sa charge positive (en gagnant deux électrons orbitaux), devint un atome d'hélium ; « La particule  $\alpha$  est donc le noyau de l'atome d'hélium » [Hecht, 1998].

## 2. GENERALITE SUR LE RADON

### 2.1. Aperçu historique

En 1901, moins de dix ans après les découvertes de W. Röntgen et H. Becquerel en 1895, le chimiste Allemand E. F. Dorn met en évidence un gaz radioactif inerte en étudiant la chaîne de désintégration du radium ; il l'appelle émanation du radium [Dorn, 1900]. Cependant en 1899, un isotope plus rare, le  $^{220}\text{Rn}$  a été observé en premier par deux physiciens britanniques R. B. Owens et E. Rutherford. En 1902, F. O. Giesel pense découvrir un nouvel élément à partir de l'actinium : « *L'émanium* ». Ce n'est que plusieurs années après que l'on découvrit que ces gaz de durées de vie différentes étaient des isotopes d'un même élément : le radon. En 1908, W. Ramsay et R. W. Gray l'isolent, pèsent l'émanation et lui



attribuent la masse atomique 222 (le plus lourd gaz connu à cette époque) et le nomment niton (du latin *nitens* qui veut dire briller) ; ils lui attribuent le symbole Nt. L'expression « émanation de radium » est fort incommode ; il est certain que c'est un élément aussi bien caractérisé que les autres, avec son spectre, ils furent la proposition de le nommer niton, brillant pour rappeler ses propriétés phosphorescentes [Ramsay et Gray, 1910]. A partir de 1923, il fut appelé radon, terme retenu par une commission internationale.

## 2.2. Propriétés physico-chimiques

Le radon est l'un des gaz rares les plus lourds, de numéro atomique 86, appartenant au groupe VIII de la classification périodique de Mendeleïev, et de densité 7.5 fois plus grande que celle l'air [Higuret, 2007]. Il est inodore, et incolore dont les températures de fusion (-71°C) et d'ébullition (-62°C) qui sont les plus élevées parmi tous les gaz rares [Metivier et Robé, 1998]. La solubilité du radon dépend du fluide et de la température ; c'est une fonction inverse de la température : vers 0°C, l'eau dissout deux fois plus de  $^{222}\text{Rn}$  qu'à température ambiante [Böhm, 2007] ; et présente une valeur plus élevée dans les milieux organiques que dans l'eau. Le  $^{222}\text{Rn}$  s'adsorbe facilement sur certains solides comme le charbon actif, souvent utilisé comme piège afin de purifier en radon un volume de gaz.

L'élément  $_{86}\text{Rn}$  se compose de 33 isotopes différents (3 naturels et 30 artificiels), tous radioactifs, avec une gamme de masses atomiques allant de 195 à 228. Parmi ces radio-isotopes, les trois plus importants sont ceux des familles radioactives naturelles, le  $^{222}\text{Rn}$  (radon), le  $^{220}\text{Rn}$  (thoron) et le  $^{219}\text{Rn}$  (actinon).

Le  $^{222}\text{Rn}$  issu de l' $^{238}\text{U}$ , est le plus abondant dans la nature, en raison de la teneur en  $^{238}\text{U}$  dans la croûte terrestre (30-40 mg/kg) et surtout de sa période relativement longue (3,82 jour), ce qui lui permet de migrer facilement à l'air libre. Les niveaux de radioactivité en radon de l'air peuvent varier de quelques Bq/m<sup>3</sup> à plusieurs centaines ou même milliers de Bq/m<sup>3</sup> suivant le site géographique. Le  $^{220}\text{Rn}$  est issu du  $^{232}\text{Th}$  dont la teneur dans les sols et les roches est plus élevée (3 à 4 fois) que celle de l' $^{238}\text{U}$ . Cependant, il est moins abondant que le  $^{222}\text{Rn}$  à cause de sa période de décroissance assez courte, environ 56 s. Les valeurs typiques de l'activité du  $^{220}\text{Rn}$  dans un espace confiné ou à l'air libre varient de 0,1 Bq/m<sup>3</sup> à quelques Bq/m<sup>3</sup>. Le  $^{219}\text{Rn}$  est le moins abondant dans la nature, dû à la faible teneur en  $^{235}\text{U}$  dans la croûte terrestre (~ 0,2 mg/kg) et à sa période très courte d'environ 4 s [Nguyen, 2010].

### 2.3. Désintégration du $^{222}\text{Rn}$

La désintégration d'un atome radioactif comme le  $^{222}\text{Rn}$ , causée par son instabilité, se manifeste par sa transformation spontanée en un autre atome appelé « produit de désintégration », « produit de filiation » ou « descendant ».

Cette transformation est systématiquement accompagnée de l'émission de rayonnements ionisants. Lorsque le descendant est lui-même radioactif, il se désintègre également en un autre atome et ainsi de suite jusqu'à parvenir à un atome stable non radioactif, en l'occurrence un isotope du plomb. On définit ainsi une filiation radioactive comme la succession de réactions de désintégration conduisant à la stabilisation d'un atome instable. Trois types de rayonnements ionisants sont rencontrés dans le contexte d'une désintégration radioactive :

- le rayonnement alpha ( $\alpha$ ) se caractérise par l'émission d'un noyau d'hélium. Cette particule alpha, assez lourde, interagit fortement avec la matière qu'elle traverse ne pouvant de ce fait parcourir que de courtes distances. Une feuille de papier suffit ainsi à l'arrêter, c'est-à-dire à absorber la totalité de son énergie ;
- le rayonnement bêta ( $\beta$ ) se caractérise par l'émission d'un électron ou un positron. Cette particule bêta est légère et possède un pouvoir de pénétration dans la matière plus important qu'une particule alpha : une feuille d'aluminium permet cependant de l'arrêter ;
- Le rayonnement gamma ( $\gamma$ ) se caractérise par l'émission d'un photon très énergétique. Ce rayon gamma possède un grand pouvoir de pénétration dans la matière, que seules de grandes épaisseurs de matériaux denses (comme le plomb ou le béton) peuvent arrêter [Lagny et al. 2008].

En résumé, Il existe trois isotopes naturels du radon :

- Le  $^{222}\text{Rn}$ , descendant du  $^{226}\text{Ra}$  (chaîne de l'uranium 238), de période radioactive de 3.82 jours (représenté dans la figure ci-dessous)
- Le  $^{220}\text{Rn}$  (thoron), descendant du  $^{224}\text{Ra}$  (chaîne du thorium 232), de période radioactive de 55.6 s.
- Le  $^{219}\text{Rn}$  (actinon), descendant du  $^{223}\text{Ra}$  (chaîne de l'uranium 235), de période radioactive de 3.9 s.

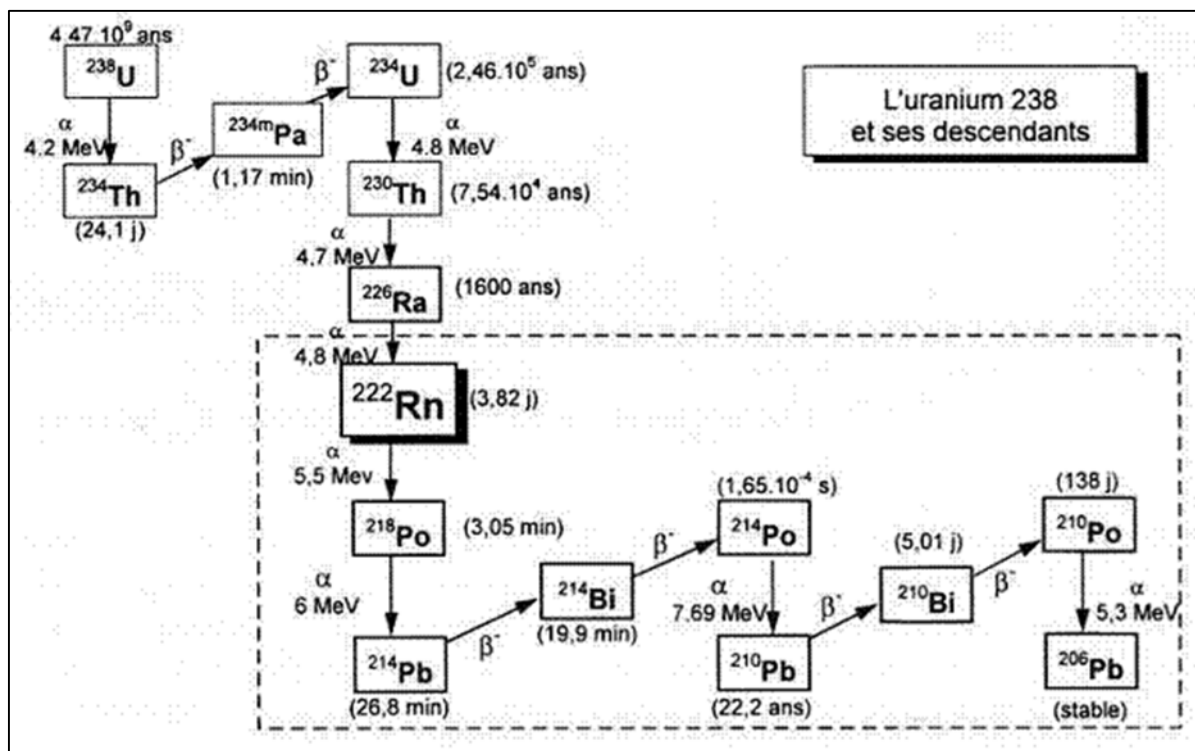


Figure 2 : Chaîne de désintégration de l'uranium-238, avec modes de décroissance et demi-vies. [Meslin, 2008]

## 2.4.Sources du $^{222}\text{Rn}$

La concentration du  $^{222}\text{Rn}$  dans un endroit donné dépend de plusieurs paramètres, en particulier de la concentration en  $^{226}\text{Ra}$  ; Il peut donc provenir de plusieurs origines, du sol, des matériaux de construction, de l'eau ou du gaz naturel [Hakam, 1993].

- *Le sol*

Il constitue la source principale du  $^{222}\text{Rn}$  puisque ce dernier est produit à partir de l' $^{238}\text{U}$  contenu dans les sols ; les sols granitiques libèrent plus de radon que les terrains sédimentaires en raison de leur plus grande concentration d' $^{238}\text{U}$  donc du  $^{226}\text{Ra}$ .

- *Les matériaux de construction*

Les matériaux généralement utilisés dans les constructions sont les briques, les carreaux, le béton, le plâtre et les matériaux isolants comme le verre et le bois. Ces éléments renferment plusieurs radionucléides notamment du  $^{226}\text{Ra}$  qui produisent du  $^{222}\text{Rn}$  en se désintégrant ; la teneur de ces matériaux est étroitement liée à celle des constituants de base qui ont servi à leur fabrication ; il y'a donc d'importantes variations suivant leur régions d'origines.

Leur contribution à l'excès de  $^{222}\text{Rn}$  dans les bâtiments est estimée entre 10 et 20 Bq/m<sup>3</sup>, mais peut atteindre exceptionnellement des taux extrêmes jusqu'à 1000 Bq/m<sup>3</sup> [Hakam, 1993].

- *Le gaz naturel*

Les combustibles naturels provenant du sol tels que le gaz naturel et le charbon peuvent contenir des quantités appréciables de radon, mais en général, leur contribution dans la concentration du radon dans les habitations est faible [Hakam, 1993].

- *L'eau*

La solubilité de  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau est plus importante que celle des autres gaz inertes d'où sa présence dans les eaux naturelles de surfaces et souterraines, mais à des niveaux d'activité volumique variables.

### 3. LE $^{222}\text{Rn}$ DANS L'EAU

La radioactivité naturelle dans les eaux dépend de la nature géologique des terrains qu'elles traversent, du temps de contact (âge de l'eau), de la température, de la solubilité des radioéléments rencontrés, etc. L'eau se charge d'éléments radioactifs lors de son passage au travers de certaines roches profondes. Dans les zones de roches riches en uranium et en thorium, la radioactivité est plus élevée que dans les zones sédimentaires. Ainsi, les eaux souterraines des régions granitiques présentent parfois une radioactivité naturelle élevée due à la présence de  $^{226}\text{Ra}$  et de  $^{222}\text{Rn}$  [Caamano, 2009].

A l'air libre, le  $^{222}\text{Rn}$  dissous dans l'eau est facilement volatil ; il en résulte un dégazage rapide vers l'atmosphère. Cette propriété de dégazage conduit souvent à un appauvrissement de la teneur initiale en radon dans l'eau, lors du transfert de l'eau, de son stockage et de son utilisation. Les diverses utilisations (cuisine, douches, lessive, vaisselle, soins,...) de l'eau d'adduction, ou le cas échéant thermale, provoquent par brassage et dégazage une libération de radon dans l'air intérieur des bâtiments (habitations, bâtiments publics, hôtels, piscines, stations thermales, stations de traitement des eaux...). Il est généralement admis que 10 Bq/l de  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau contribuent à générer 1 Bq/m<sup>3</sup> de radon dans l'atmosphère intérieure [Nazaroff et al, 1987].

UNSCEAR<sup>1</sup> donne une concentration typique du radon dans l'eau de surface de moins de 0.04 Bq/l et dans les eaux souterraines de 4 à 40 Bq/l. L'eau des sources profondes et minérales peuvent porter du  $^{222}\text{Rn}$  dissout dans les océans où l'équilibre entre le  $^{222}\text{Rn}$

---

<sup>1</sup> United Nations Scientific committee on the effects of atomic radiation



radioactif et le  $^{226}\text{Ra}$  est approché [UNSCEAR, 2000]. Les concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau potable vont jusqu'à plusieurs milliers de Bq/l [Warren, 1988].

Le  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau domestique entraîne une exposition humaine par ingestion et inhalation, puisqu'il peut être ingéré par la consommation directe de l'eau de distribution ou bien inhalé le gaz s'échappant dans l'air par cette même eau [Böhm, 2007].

Grâce à la combinaison de ses propriétés physiques et chimiques, le  $^{222}\text{Rn}$  constitue un traceur efficace qui peut être utilisé dans l'étude de la compréhension des phénomènes géophysiques internes. Sa propriété radioactive, par exemple, le rend détectable à de très faibles concentrations ; donc des mesures de l'activité du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'air du sol ou dans les eaux souterraines réalisées avant et pendant des événements sismiques ou volcaniques donnent des résultats tangibles pour la prévision des séismes et des éruptions volcaniques, ainsi que la localisation d'accidents structuraux, masqués par des déformations superficielles, ou de gisements d'uranium [Le Druillennec, 2007].

L'exposition à la radioactivité par l'eau du robinet ne représente qu'une faible part de l'exposition à la radioactivité naturelle ; néanmoins, la qualité radiologique de l'eau ne doit pas pour autant être négligée. Les indicateurs de la qualité radiologique de l'eau sont :

- L'activité  $\alpha$  globale est représentative de l'activité de l'ensemble des radionucléides émetteurs de rayonnements alpha contenus dans l'eau.
- L'activité  $\beta$  globale résiduelle est représentative de l'activité de l'ensemble des radionucléides émetteurs de rayonnements  $\beta$  contenus dans l'eau, à l'exception de celle du  $^{40}\text{K}$  (potassium) qui est nécessairement présent dans l'organisme, en quantité proportionnelle à celle du potassium total. Il ne peut être stocké, sa concentration est maintenue constante par l'organisme ; c'est pourquoi il n'est pas pris en compte et l'activité beta globale résiduelle est donnée par :

$$\text{Activité } \beta \text{ globale résiduelle} = \text{Activité } \beta \text{ globale mesurée} - (27,9 \times 10^{-3} \times [\text{K}])$$

Où [K] est la concentration en potassium total (mg/l).

- Le tritium ( $^3\text{H}$ ) est considéré comme un indicateur de contamination d'origine anthropique.

La Dose Totale Indicative (DTI) : représente la dose efficace résultant de l'incorporation des radionucléides présents dans l'eau durant une année de consommation, à l'exclusion de ceux à vie courte résultant de la désintégration du radon. Elle est obtenue par le calcul en considérant que la consommation quotidienne d'eau est de 2l. Son évaluation permet

d'estimer la part de l'exposition aux rayonnements ionisants apportée par les eaux de consommation [Caamano, 2011].

$$DTI = 730 \times (\sum_i (C_i \times h(g)_i)) \quad (I.1)$$

Où :

$C_i$  : activité volumique significative exprimée en Bq/l pour le radionucléide  $i$  ;

$h(g)_i$  : dose efficace engagée par unité d'incorporation du radionucléide  $i$  ingéré par un adulte.

#### 4. RISQUE LIE AU $^{222}\text{Rn}$

Au XVI<sup>ème</sup> siècle, deux médecins observèrent un taux élevé de décès chez des mineurs de charbon de la région du Schneeberg en Allemagne. Cette maladie sera identifiée en 1879 comme étant le cancer des poumons. L'exploitation accrue des mines d'uranium a permis de constater dans les années 1940 une augmentation des cancers des poumons chez les mineurs.

En 1987 le radon a été reconnu par le Centre International de la Recherche sur le Cancer (CIRC) cancérigène pulmonaire pour l'homme sur la base des résultats des études expérimentales animales et des études épidémiologiques menées chez les mineurs de l'uranium [Higuret, 2007].

Le  $^{222}\text{Rn}$  est considéré aujourd'hui comme étant la source principale d'exposition de la population aux rayonnements ionisants [Catelinois et al, 2007], elle représente en moyenne 59% de la dose due aux rayonnements d'origine naturelle. Le  $^{222}\text{Rn}$  pénètre surtout dans l'organisme avec l'air inhalé, plus rarement avec l'eau de boisson ingurgitée.

Après inhalation, ce gaz est exhalé puisqu'il possède une faible affinité avec les tissus biologiques. Par contre, ses descendants particulaires, fixés ou non sur les aérosols atmosphériques, se déposent le long des voies respiratoires selon leur granulométrie. La plupart des descendants ont un effet limité sur les tissus proches du site de dépôt, les cellules cibles étant les cellules de l'épithélium bronchique (Fig. 3).

Par conséquent, l'accroissement du risque de cancer pulmonaire est le principal danger résultant d'une forte exposition au  $^{222}\text{Rn}$ , ainsi, pour les populations de mineurs, des études ont conclu à une surmortalité par cancer pulmonaire [Laurier et al. 2007], le risque augmentant de façon linéaire avec l'exposition cumulée au  $^{222}\text{Rn}$  et à ses descendants.

Pour le public, des études menées en Europe, en Amérique du Nord et en Chine ont confirmé que le  $^{222}\text{Rn}$  présent dans les bâtiments jouait, à l'échelle mondiale, un rôle substantiel dans l'apparition des cancers pulmonaire, soulignant que, d'après des résultats d'études

européennes, ce risque est multiplié par un facteur de 25 pour les fumeurs, donc le tabac joue un rôle de facteur aggravant [Lagny et al, 2008].

Ainsi l'exposition au  $^{222}\text{Rn}$  serait le deuxième facteur du risque de cancer des poumons après le tabagisme.

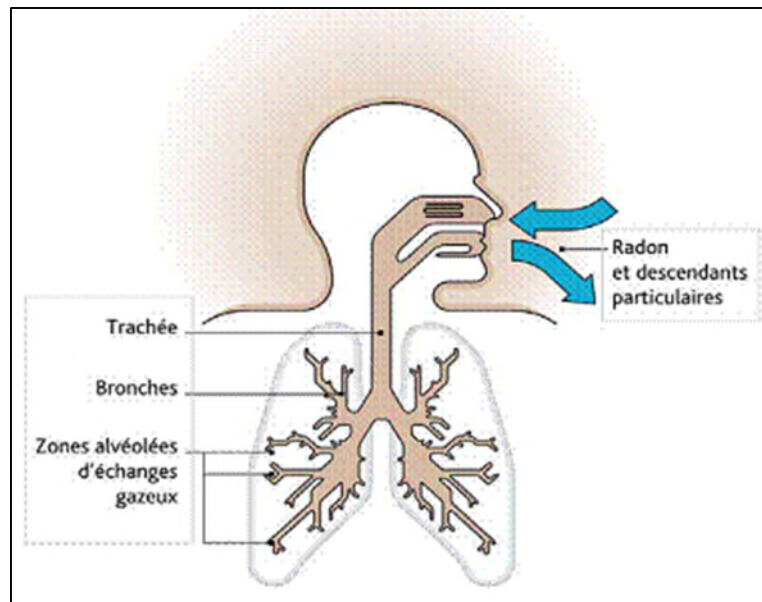


Figure 3. Modes de pénétration et de fixation du radon et de ses descendants [IPSN, 2001]

## 5. LE CADRE REGLEMENTAIRE

La radioprotection a pour but de protéger l'homme contre les rayonnements ionisants tout en lui permettant de les utiliser. Les dangers de l'exposition apparurent très vite après la découverte de la radioactivité, d'où la nécessité d'avoir une protection et de définir les règles d'utilisation.

La réglementation est un ensemble de règles, de règlements 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 et Metivier, 2007].

Le risque lié au  $^{222}\text{Rn}$  est une question qui mobilise fortement les organisations internationales depuis plusieurs années, après avoir reconnu le radon comme cancérigène

pulmonaire, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) retient, après avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique, trois seuils de toxicité : [Nachab, 2003]

- Au dessous de  $400 \text{ Bq/m}^3$ , la situation ne justifie pas d'actions particulières
- Entre  $400$  et  $1000 \text{ Bq/m}^3$ , il est souhaitable d'entreprendre des actions correctrices simples.
- Au delà de  $1000 \text{ Bq/m}^3$ , des actions correctrices doivent être impérativement conduites.

Pour ce qui concerne le  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau, et dans le cadre international, la directive européenne 98/83/CE du 3 novembre 1998 [CE, 1998], a imposé la surveillance de la radioactivité dans les eaux destinées à la consommation humaine mais ne prévoit pas de disposition spécifique relative à la surveillance du radon et de ses descendants à vie courte.

Peu après ; cette directive, elle-même fondée sur les recommandations émises par l'OMS [OMS, 2008], préconise d'évaluer la qualité radiologique des eaux à partir d'un indicateur de dose, (DTI), calculé à partir des résultats de mesures faites sur l'eau, ainsi que les analyses des activités bêta et alpha globales, en prenant en compte le  $^{210}\text{Po}$  et le  $^{210}\text{Pb}$ , qui sont des descendants à vie longue du  $^{222}\text{Rn}$  particulièrement radiotoxiques. Concernant spécifiquement la protection de la population contre l'exposition au radon dans l'eau potable, la Commission européenne a émis une recommandation en 2001 [Eu, 2001] ; cette recommandation stipule qu'au-delà d'une concentration de  $100 \text{ Bq/l}$ , les États membres devraient fixer un niveau de référence pour le  $^{222}\text{Rn}$ , utilisé pour déterminer si des mesures correctives sont nécessaires pour protéger la santé humaine, et que pour les concentrations supérieures à  $1000 \text{ Bq/l}$ , les mesures correctives sont jugées justifiées au plan de la protection radiologique [Caamano, 2011].

En France, Après 2004, suite à la transposition de la directive européenne 98/83/CE en droit français, le contrôle radiologique des eaux destinées à la consommation humaine est réalisé par la mesure systématique du tritium et des paramètres d'activités « alpha global » et « bêta global résiduel » puis, selon les résultats obtenus, par la mesure complémentaire d'indicateurs radiologiques plus spécifiques, les résultats de ces mesures permettent alors de déterminer la DTI susceptible d'être reçue par un consommateur régulier de l'eau contrôlée. Cette démarche analytique ne prend pas en compte le  $^{222}\text{Rn}$  et ses descendants à vie courte, mais bien ses deux descendants à vie longue ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^{210}\text{Po}$ ).

Les valeurs obtenues lors de la première étape d'analyses sont comparées au niveau de référence de  $100 \text{ Bq/l}$  pour l'activité en tritium et aux valeurs guides respectivement de  $0,1 \text{ Bq/l}$  et de  $1 \text{ Bq/l}$  pour les activités alpha globale et bêta globale résiduelle.



Si toutes les valeurs obtenues sont inférieures à ce niveau de référence et à ces valeurs guides, la DTI est considérée comme inférieure à 0,1 mSv/an, pour une personne de plus de 17 ans supposée boire 2 l/j tous les jours) ;

En cas de dépassement du niveau de référence pour le tritium ou de l'une des valeurs guides, ou à la demande du prescripteur du contrôle, des analyses complémentaires sont menées et les activités obtenues pour les différents radionucléides mesurés servent à calculer la valeur de la DTI qui est ensuite comparée à la référence de qualité de 0,1 mSv/an.

L'activité du  $^3\text{H}$  est pratiquement toujours inférieure à 100 Bq/l, seuls les radionucléides naturels font l'objet d'une investigation complémentaire. Il s'agit des isotopes 234, 235 et 238 de l'uranium, du  $^{226}\text{Ra}$ , du  $^{228}\text{Ra}$ , du  $^{210}\text{Po}$  et du  $^{210}\text{Pb}$ , en conformité avec la réglementation. Dans le cas des eaux thermales et minérales, une recherche des isotopes 228, 230 et 232 du thorium est également entreprise [Caamano, 2011].

La réglementation en vigueur en Algérie en ce qui concerne la surveillance radiologique est une vieille activité, le premier document officiel relatif à la radioprotection est le décret n°86-132 du 27 Mai 1986 basé sur la publication 26 de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) fixant les règles de protection des travailleurs contre les risques des rayonnements ionisants ainsi que celles relatives au contrôle de la détection et de l'utilisation des substances radioactives et des appareils émettant des rayonnements ionisants.

Après apparition de la publication 60 de la CIPR en 1990 en réduisant les limites annuelles d'exposition aux rayonnements ionisants pour les travailleurs et pour le public, de 50 mSv à 20 mSv et de 5 mSv à 1 mSv respectivement, le décret n°05-117 du 11 avril 2005 a traduit cette évolution.

En ce qui concerne les limites radiologiques propres au  $^{222}\text{Rn}$ , aucun texte n'a été fixé, l'Algérie se joint et respecte les valeurs recommandées par les organisations internationales compétentes en la matière.

La concentration du  $^{222}\text{Rn}$  en Algérie est autour de 15 Bq/m<sup>3</sup> mais des valeurs bien supérieures sont possibles dans certains secteurs [Aït Ziane et al. 2014].

Selon l'annexe III du Décret présidentiel apparue dans le N° 27 du journal officiel de la République Algérienne du 13 avril 2005, nous avons les définitions suivantes en termes de dose [JO, 2005]:

- **Dose** : la mesure du rayonnement reçu ou « absorbé » par une cible. Selon le contexte, on emploie les grandeurs appelées dose absorbée, dose à un organe, dose équivalente, dose effective, dose équivalente engagée ou dose effective engagée. Les adjectifs

qualificatifs sont souvent omis lorsqu'ils ne sont pas nécessaires pour définir la grandeur considérée.

- **Dose absorbée** : la dose absorbée  $D$  est une grandeur fondamentale en dosimétrie, elle est définie par la relation :

$$D = \frac{dE}{dm} \quad (I.2)$$

Où  $dE$  est l'énergie moyenne transmise par le rayonnement ionisant à la matière dans un élément de volume, et  $dm$  est la masse de matière dans l'élément de volume considéré. On peut calculer l'énergie moyenne pour tout volume défini, la dose moyenne étant égale à l'énergie totale transmise dans ce volume divisée par la masse du volume. L'unité de dose absorbée est le Gray (Gy)<sup>2</sup>.

- **Dose équivalente** : la grandeur  $H_{T,R}$  définie est par la relation :

$$H_{T,R} = W_R \cdot D_{T,R} \quad (I.3)$$

Où  $D_{T,R}$  est la dose absorbée moyenne à l'organe ou au tissu  $T$  délivrée par le type de rayonnement  $R$ , et  $W_R$  est le facteur de pondération radiologique pour le type de rayonnement  $R$ .

Lorsque le champ se compose de différents types de rayonnements ayant différentes valeurs de  $W_R$  la dose équivalente est donnée par la relation :

$$H_T = \sum_R W_R \cdot D_{T,R} \quad (I.4)$$

L'unité de dose équivalente est le Sievert (Sv)<sup>3</sup>.

- **Dose effective** : la grandeur  $E$  est définie comme étant la somme des produits des doses équivalentes aux tissus par leurs facteurs de pondération tissulaires respectifs :

$$E = \sum_T W_T \cdot H_T \quad (I.5)$$

Avec  $H_T$ : la dose équivalente au tissu  $T$  et  $W_T$  le facteur de pondération tissulaire pour le tissu  $T$ .

D'après la définition de la dose équivalente, et à partir de la relation (1.4) il s'ensuit que :

$$E = \sum_T W_T \cdot \sum_R W_R \cdot D_{T,R} \quad (I.6)$$

Avec  $W_R$  : le facteur de pondération radiologique pour le rayonnement  $R$ , et  $D_{T,R}$  la dose absorbée moyenne dans l'organe ou le tissu  $T$ . L'unité de dose effective est le Sv.

---

<sup>2</sup> Joule par kilogramme (J/Kg) appelé Gray.

<sup>3</sup> Joule par kilogramme (J/ Kg), appelé Sievert.

## 6. MESURE DU $^{222}\text{Rn}$

Il existe de nombreuses méthodes pour mesurer l'activité volumique du  $^{222}\text{Rn}$  et de ses descendants à vie courte dans l'atmosphère, qui sont basées sur le principe de détection des particules alpha émises de sa décroissance radioactive. Les techniques de mesure peuvent être classées en trois catégories selon le mode de prélèvement :

- Les techniques de mesures ponctuelles ;
- Les techniques de mesures en continu ;
- Les techniques de mesures intégrées ;

Dans notre étude, nous nous intéressons à la concentration du radon dans l'air et dans l'eau. Cependant, pour la mesure du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau, les techniques utilisées se basent sur le dégazage de l'échantillon d'eau afin de mesurer le  $^{222}\text{Rn}$  contenu dans l'air qui s'en échappe.

### 6.1. Mesure ponctuelle :

Ces méthodes de mesure consistent à prélever le  $^{222}\text{Rn}$  sur une courte durée en un point donné de l'espace suivi d'une analyse (par exemple un comptage) réalisée simultanément ou après un délai déterminé ; compte tenu du prix des appareils, elle est réservée aux professionnels et nécessite donc de faire appel à un organisme agréé.

Ce type de mesures est fréquemment utilisé lors de la phase des investigations complémentaires permettant d'établir la cartographie des concentrations de  $^{222}\text{Rn}$  dans un bâtiment ou de rechercher les sources et voies de transfert du  $^{222}\text{Rn}$ .

#### 6.1.1. Technique des fioles scintillante

Il s'agit de fioles d'un volume connu recouvertes sur une partie de leur surface intérieure de sulfure de zinc activé à l'argent. La fiole est mise sous vide préalablement à son utilisation. Le prélèvement de  $^{222}\text{Rn}$  se fait par aspiration dans la fiole au travers d'un filtre destiné à arrêter les aérosols contenus dans l'air et en particulier les descendants du radon. Les particules alpha émises par le radon et ses descendants formés dans la fiole excitent le sulfure de zinc qui émet alors des photons. Ceux-ci sont transformés en électrons par un photomultiplicateur et comptabilisés par une chaîne de comptage. On obtient ainsi un nombre de particules alpha émises pendant une durée donnée directement proportionnel à l'activité volumique du radon [Aït-Ziane, 2007].

#### 6.1.2. Technique de comptage avec un liquide scintillant

Cette fois un liquide scintillant est utilisé à la place du sulfure de zinc. Le  $^{222}\text{Rn}$  se dissout dans un solvant organique contenu dans une enceinte où circule de l'air qui contient

$^{222}\text{Rn}$  ; la solution solvant  $^{222}\text{Rn}$  est introduite dans une fiole de comptage et mélangée avec un liquide scintillant. Chaque noyau de  $^{222}\text{Rn}$  décroît au bout de quelques heures en quatre autres particules ( $2\alpha$  et  $2\beta$ ), toutes ces particules seront détectées comme des événements qui donnent des larges signaux lumineux dans le phosphore [Aït-Ziane, 2007].

## **6.2. Mesure en continu :**

Elles consistent en un prélèvement effectué de façon continue sur des pas d'échantillonnage très courts, en une analyse réalisée simultanément ou en léger différé. Ces mesures peuvent permettre d'observer des variations dans le temps, comme celles liées aux changements de pression atmosphérique ou de renouvellement d'air dans des locaux ou celles liées aux habitudes de vie. Pour ce faire, il est possible de procéder à des tests en relation avec différents paramètres : portes et fenêtres fermées, ventilation à l'arrêt puis en fonctionnement, aération importante, pièce habitée, et parmi les différents appareils se trouvent :

### **6.2.1. Chambre d'ionisation**

D'un volume connu, dotée d'un filtre en entrée, retenant les aérosols présents dans l'air ambiant. Le  $^{222}\text{Rn}$  et ses descendants formés émettent des particules alpha qui ionisent l'air porteur. Le courant d'ionisation ainsi produit est proportionnel à l'activité volumique du radon. Cet appareil est capable de mesurer des concentrations comprises entre quelques  $\text{Bq}/\text{m}^3$  et  $10^6 \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ . Il permet également d'accéder à d'autres paramètres tels que la température, la pression atmosphérique et l'humidité relative. Des cycles de mesures rapprochés (10 min) permettent d'observer de faibles variations temporelles de concentration en radon [Metivier et Robé, 1900].

### **6.2.2. Compteur proportionnel**

Ce type de détecteur utilise le même de principe de détection que la chambre d'ionisation, mais cette fois-ci la tension appliquée entre les deux électrodes est suffisamment élevée pour que les électrodes issus de l'ionisation des particules alpha créent des ionisations secondaires ; ce phénomène est appelé « avalanche de TOWNSEND », le signal est donc amplifié [Ait-ziane, 2007].

### **6.2.3. Semi-conducteur**

Pour la détection des particules alpha, le matériau semi-conducteur utilisé est le silicium qui est placé dans un volume de détection optimisé pour que le maximum de particules alpha atteigne le détecteur. La charge émise par leur ionisation est convertie en impulsions de tension proportionnelle à l'énergie alpha détectée. Les semi-conducteurs sont depuis

longtemps utilisés pour des mesures spectrométriques de rayonnements alpha dans les laboratoires [Aït-Ziane, 2007].

### **6.3. Mesure intégrée**

Les méthodes de mesure intégrées nécessitent une durée de prélèvement minimale d'une semaine afin d'inclure un certain nombre de cycles de variation journalière. Elles consistent en une accumulation au cours du temps sur un dispositif approprié de grandeurs physiques (nombre de traces nucléaires, nombre de charges électriques, etc.) liées à la désintégration du  $^{222}\text{Rn}$  et/ou de ses descendants et en une analyse (par exemple, un comptage) réalisée simultanément ou après un délai déterminé. Ces mesures permettent de s'affranchir des variations temporelles de l'activité volumique du  $^{222}\text{Rn}$  et d'obtenir à moindre coût une valeur moyenne de la concentration de  $^{222}\text{Rn}$  dans une atmosphère donnée.

C'est donc la mesure la plus utilisée pour dépister le radon puisqu'elle permet d'apprécier la radioactivité moyenne sur une longue durée, à un faible coût et sans gêner les occupants des lieux. Les méthodes utilisées sont :

#### **6.3.1. Spectrométrie gamma**

La spectroscopie gamma est une des techniques de mesures utilisées en physique nucléaire pour quantifier un grand nombre de radionucléides via l'énergie de rayonnement gamma émis ; elle s'appuie notamment sur la physique des semi-conducteurs. Le rayonnement gamma est une radiation électromagnétique émise à la suite d'un rayonnement alpha ou bêta.

La détermination de l'activité volumique du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau est basée sur la mesure par spectrométrie gamma d'un échantillon conditionné dans un récipient approprié de géométrie et volume connu. L'activité volumique du  $^{222}\text{Rn}$  est déterminée à partir de l'analyse des raies d'émission gamma émises par le  $^{214}\text{Bi}$  et/ou le  $^{214}\text{Pb}$ . Le comptage est effectué, sur une chaîne de spectrométrie gamma équipée d'un détecteur (de type NaI, Ge, etc.). La mesure est réalisée lorsque le  $^{222}\text{Rn}$  est en équilibre radioactif avec ses descendants, soit au moins 3 heures après l'échantillonnage.

#### **6.3.2. Spectrométrie alpha**

Est une technique qui nous permet de distinguer le groupe de particules alpha émises par le  $^{218}\text{Po}$  qui ont une énergie de 6 MeV et celles émises par le  $^{214}\text{Po}$  d'énergie de 9,69 MeV et de les compter séparément.

Une méthode automatique par spectrométrie alpha en utilisant un détecteur à barrière de surface a été utilisée pour la mesure des descendants du  $^{222}\text{Rn}$ . Le nombre de particules alpha

d'énergie 6 MeV donne la concentration initiale du  $^{218}\text{Po}$  ; et les concentrations des  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  sont déterminées à partir du nombre de particules alpha d'énergie 7,69 MeV [Ait-Ziane 2007].

### **6.3.3. Comptage combiné alpha-bêta**

Le comptage des particules bêta des noyaux  $^{214}\text{Pb}$  et  $^{214}\text{Bi}$  avec des scintillateurs plastiques en même temps que la spectrométrie alpha avec un détecteur à barrière de surface donne les concentrations des trois descendants durant une seule période de mesure.

Cette méthode est avantageuse en terme de rapidité de mesure, mais elle est complexe en terme d'équipement requis [Ait-Ziane, 2007].

### **6.3.4. Détecteur thermo-luminescent**

Dans des matériaux à structures cristallines, l'énergie des rayonnements ionisants peut être absorbée pour créer des défauts dans cette structure. Lorsque l'on chauffe ces matériaux, l'agitation thermique détruit ces défauts et la structure cristalline se rétablit. Au cours de ces « réparations », il y a émission d'une lumière ; c'est le phénomène de thermoluminescence. La quantité de lumière émise est proportionnelle à la dose reçue. Ces dosimètres sont très répandus car on peut adapter le matériau thermo-luminescent à la sensibilité requise pour l'utilisation prévue, ce qui rend leur utilisation assez souple. Ils sont utilisés aussi bien en dosimétrie individuelle que pour la surveillance de zones ou pour des études sur l'environnement [Mouhssine, 2004].

### **6.3.5. Détecteur à base de charbon actif**

La propriété d'adsorption du  $^{222}\text{Rn}$  sur du charbon actif a été utilisée pour développer un système pratique de détection. Après une certaine période d'exposition (qui varie entre 2 à 7 jours), la quantité totale de radon présente dans le matériau est calculée, par exemple, à partir de ses descendants par spectrométrie gamma. Le charbon actif est caractérisé autant par une porosité élevée que par une importante surface interne qui peut dépasser 2000 m<sup>2</sup>/g [Metivier et Robé, 1900].

### **6.3.6. Chambre d'ionisation à Téflon ou électret**

Un détecteur à électret d'une chambre, en matériau plastique conducteur, de volume de détection déterminé et d'un disque de matériau diélectrique en polytétrafluorure (Téflon) appelé électret, qui est porté à un potentiel positif, initialement de l'ordre de quelques centaines de volts ; cet élément est non rechargeable. Un champ électrostatique est ainsi créé entre l'électret et les parois de la chambre.



L'électret sert à la fois de source de champ électrostatique et d'électrode collectrice. La présence du radon et de ses descendants dans l'air contenu dans la chambre se traduit par l'ionisation de cet air. Les électrons provenant de cette ionisation sont collectés sur l'électret dont le potentiel décroît. On peut assimiler le détecteur à électret à une chambre d'ionisation fonctionnant comme un condensateur électrique. La différence de potentiel déterminée est fonction de l'activité volumique moyenne en  $^{222}\text{Rn}$  observée au cours de la période d'exposition [Metivier et Robé, 1900].

### **6.3.7. Détecteurs solides de traces nucléaires (DSTN)**

Dans ce type de détecteur, les particules alpha issues de la désintégration du  $^{222}\text{Rn}$  et de ses descendants à vie courte laissent des zones de dégâts appelés « traces latentes » qu'une attaque chimique ultérieure permet de rendre observables par microscopie optique.

On parle alors de traces révélées, qui se présentent sous la forme de trous ou de cavités dont le nombre est proportionnel à l'activité volumique moyenne en  $^{222}\text{Rn}$  à laquelle les détecteurs ont été exposés.

Le faible coût de cette technique et sa fiabilité ont contribué à son large développement dans tous les domaines d'application du  $^{222}\text{Rn}$  [Fleischer et al. 1975, Duyport et al. 1978, abu-jarad et al. 1980, Jönsson 1987, Tommasino 1988, Klein et al. 1991].

# Chapitre 2

# Chapitre II : DETECTION DES PARTICULES ALPHA PAR LES DSTN

L'énergie en excès contenue dans le noyau des isotopes radioactifs est libérée sous la forme de rayonnements ionisants d'énergies et de natures différentes. La nature de ces rayonnements dépend à la fois de la quantité d'énergie en excès contenue dans le noyau instable et de la structure de ce dernier (noyaux « lourds » de fort numéro atomique  $Z$ , noyau avec un excès de protons ou un excès de neutrons). Donc il existe de nombreux types d'interactions « rayonnements-matière » en fonction de la nature du rayonnement et de la quantité d'énergie qu'il transporte [Jimonet et Metivier, 2007].

Dans ce deuxième chapitre, nous allons parler de l'utilisation des Détecteurs Solides de Traces Nucléaires (DSTN) en particulier le LR-115 comme détecteur de rayonnement, les interactions rayonnements-matière en commençant par des généralités, puis se basant par la suite sur les particules chargées lourdes, et dans notre cas on va s'intéresser aux particules  $\alpha$  dans l'air, l'eau et le LR-115.

## 1. DETECTEURS SOLIDES DE TRACES NUCLEAIRES

Initialement issus des techniques photographiques qui ont permis la découverte de la radioactivité par Becquerel en 1896, sont les premiers à avoir été développés. On appelle « dosimètres passifs » des dosimètres n'ayant pas besoin de source externe d'énergie pour fonctionner. Ce sont des dosimètres intégrateurs, c'est-à-dire qu'ils ne donnent qu'une mesure d'une dose globale accumulée. Ils ne permettent pas d'estimer les doses instantanées. Ils ont de plus en plus tendance à être remplacés par des dosimètres actifs, mais gardent une place importante dans la surveillance des travailleurs soumis à des rayonnements ionisants [Mouhssine, 2004], à titre d'exemple nous avons les DSTN et dans notre cas d'étude nous avons utilisé le type LR-115.

### 1.1. Historique des DSTN

Les premiers à avoir travaillé dans le domaine des détecteurs solides de traces nucléaires 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 faits 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, au 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].

## **1.2.Principe des DSTN**

Les DSTN sont des matériaux insensibles aux rayonnements X et  $\gamma$ , ainsi qu'aux électrons, ils ne détectent que les particules chargées lourdes (noyaux de fission, particules  $\alpha$ , protons).

En le traversant ; une particule lourde chargée crée dans un diélectrique organique des dommages d'échelle atomique tout au long de sa trajectoire. Ces dommages ou défauts subsistent après l'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], permettant ainsi de quantifier le faisceau induisant l'irradiation [Lounis-Mokrani, 2006].

Ce type de détecteur enregistre et conserve les impacts ou traces des particules  $\alpha$  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].

## **1.3.Domainses d'application des DSTN**

Comme l'utilisation de la technique d'imagerie par les DSTN est peu coûteuse, son champ d'application s'étend à des domaines très variés, telles que : en cartographie de l'uranium ; en datation par traces de fission ; dans la prospection de l'uranium ; dans les prévisions des séismes et des éruptions volcaniques; en radioprotection ; dans l'étude des réactions nucléaires ; en microanalyse ; dans la détermination de la teneur et la répartition du plomb dans les dents et les os [Fremlin et Edmonds, 1980] ; La filtration des cellules

cancéreuses par des films microporeux en radio diagnostique et pour l'analyse des échantillons lunaires et météorites en astrophysique. [Hakam, 1993].

## 2. INTERACTION PARTICULE $\alpha$ -DSTN

Le passage d'une particule chargée à travers le DSTN génère des endommages le long de sa trajectoire. L'endommagement du matériel est induite par des échanges énergétiques entre la particule incidente et les atomes environnants [Lounis-Mokrani, 2006] ; en pénétrant dans un milieu, elle interagit avec ces atomes et se ralentit.

Lors de leur passage dans la matière, les particules  $\alpha$  perdent leur énergie par collisions inélastiques et élastiques avec les électrons et les noyaux atomiques du milieu ralentisseur. 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<sup>4</sup> ou une excitation<sup>5</sup> 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].

### 2.1. Pouvoir d'arrêt linéaire $S_L$

L'énergie perdue par unité de longueur parcourue est défini par le pouvoir d'arrêt linéaire  $S_L$ .

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

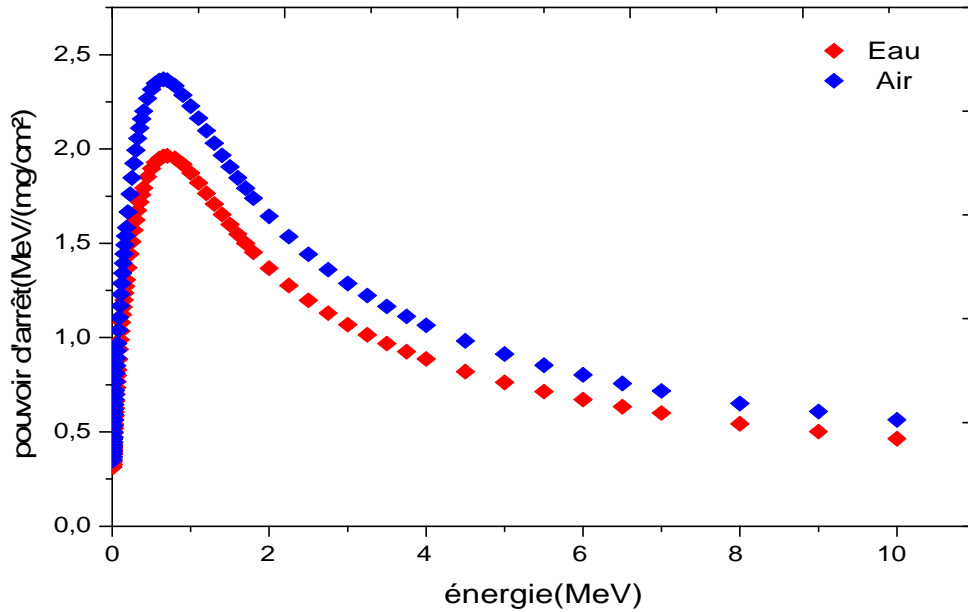
Où  $dE$  est l'énergie moyenne perdue par l'ion d'énergie  $E$  lorsque celui-ci se déplace d'un trajet élémentaire de longueur  $dx$  dans la cible.

$S_L$  à les dimensions d'une force et il s'exprime en eV/ $\mu\text{m}$  ou en keV/ $\mu\text{m}$ .

---

<sup>4</sup> Si l'interaction est assez intense, le transfert d'énergie peut être suffisant pour arracher un électron de l'atome auquel il était lié : c'est le phénomène d'ionisation [Ervin, 2010].

<sup>5</sup> Si l'interaction est insuffisante pour créer une ionisation, il y a excitation : l'électron change d'état quantique, l'excitation est le fait de passer d'un état initial, d'énergie de liaison  $E_0$ , à un état final moins lié, d'énergie  $E_1$  [Ervin, 2010].



**Figure 4. Pouvoir d'arrêt de l'eau et de l'air pour la particule alpha en fonction de l'énergie des alphas**

## 2.2. Transfert linéique d'énergie

Lorsqu'on s'intéresse au milieu absorbant (et non plus à la particule), on utilise le TLE (LET Linear Energy Transfer) 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 [Dusseau, 2009].

$$TLE = \left| -\frac{dE}{dx} \right| = \frac{z^2 e^4}{4\pi\epsilon_0^2 m_1 v^2} NZ \left[ \log \left( \frac{2m_1 v^2}{I} \right) - \log \left( 1 - \frac{v^2}{c^2} \right) - \frac{v^2}{c^2} - \frac{Ck}{z} \right] \quad (\text{II.2})$$

Où:

$z$ , et  $v$ , sont la charge et la vitesse de la particule incidente;

$m_1$ , et  $e$ , sont la masse au repos et la charge de l'électron;

$\epsilon_0$ , la permittivité du vide, égale à  $8,854 \times 10^{-10}$  F/cm ;

$c$ , la vitesse de lumière dans le vide :  $3 \times 10^8$  m/s

$N$ , et  $Z$  sont le nombre des noyaux cibles par unité de volume et le numéro atomique du matériau absorbant (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 de la matière ;

$I$ , la valeur moyenne du potentiel d'ionisation tenant compte de l'ionisation et de l'excitation des atomes ralentisseurs, donnée par la formule semi empirique (en eV) :

$$I = 9.1 Z (1 + 1.9 Z^{-2/3}) \quad (\text{II.3})$$

Pour le cas des particules  $\alpha$  de vitesse  $V_1$ , émises durant la désintégration des noyaux et d'énergie comprise entre 2 et 10 MeV, la perte d'énergie se réduit à :

$$TLE = \frac{16\pi e^4}{m_1 v_1^2} NZ \left[ \log \frac{2m_1 v_1^2}{I} - \frac{Ck}{z} \right] \quad (\text{II.4})$$

Cette expression est valable si les trois conditions suivantes sont réunies :

- Il n'y a pas de capture ou de perte d'électrons pendant le passage de la particule,
- Le terme  $\frac{Ze^2}{m_1 v_1^2}$  est assez petit pour que la diffusion nucléaire et le rayonnement de freinage puissent être négligés,
- Il n'y a pas de polarisation du milieu traversé.

Cette formule donne de bons résultats pour l'évaluation des pertes d'énergie par unité de longueur lorsque l'énergie est supérieure à 1MeV/u.m.a. Cependant, lorsque la vitesse de la particule devient très faible devant la vitesse de l'électron orbital, par exemple en fin de parcours, la perte d'énergie par interaction dite nucléaire n'est plus négligeable.

### 2.3. Parcours des particules $\alpha$

Le parcours d'une particule  $\alpha$  dans un matériau donné est le trajet nécessaire pour que cette particule perde complètement son énergie cinétique. Considérons un faisceau de particules Alpha initialement monocinétiques d'énergie  $E_0$  qui pénètre dans un matériau absorbant (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 :

$$R = \int_0^R dr \quad (\text{II.5})$$

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

$$R = \int_E^0 \frac{dr}{dE} dE = \int_0^E \left( -\frac{dE}{dr} \right)^{-1} dE = \int_0^E \frac{1}{TLE} dE \quad (\text{II.6})$$

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



Les particules  $\alpha$  du  $^{222}\text{Rn}$  d'énergie 5.49 MeV dont le TLE est de 130 keV/ $\mu\text{m}$  dans l'eau, ont un parcours d'environ 40  $\mu\text{m}$ .

Pour des particules d'un même type et un même matériau, les parcours sont identiques, parallèles et fluctuent très peu car leur TLE est élevé et leur masse importante par rapport à celle des particules rencontrées (électrons).

Ne pouvant traverser la couche cornée de l'épiderme, elles ne font courir aucun risque en exposition externe, car la protection contre les rayonnements alpha est assuré par l'emploi d'écrans très minces d'un matériau tel l'aluminium, le cuivre, l'argent, quelques centimètres d'air ou simplement une feuille de papier. Par contre en cas de pénétration dans l'organisme, elles peuvent être hautement dangereuses [Gambini et Granier, 2007].

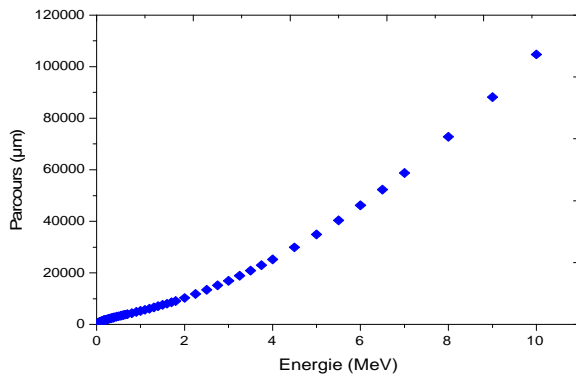


Figure 5. parcours de la particule  $\alpha$  dans l'air

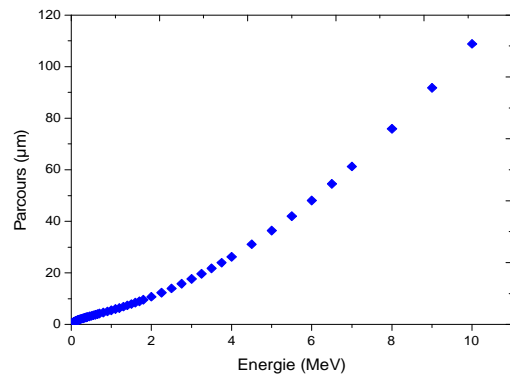


Figure 6. parcours de la particule  $\alpha$  dans l'eau

### 3. CARACTERISTIQUES DES DSTN

Il s'agit de films minces Kodak™ LR115, soit une couche de nitrate de cellulose ( $\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_9$ ) de 12  $\mu\text{m}$  d'épaisseur en moyenne sur un support inerte de 100  $\mu\text{m}$  en polyester. Ce type de film est très sensible ; sa gamme d'énergie s'étend de 1.4 à 4.7 MeV, avec des angles d'incidence inférieurs à 50°. Le film est avantageusement utilisé dans les champs mixtes, car ils ne sont sensibles qu'aux particules  $\alpha$ . La révélation par traitement chimique laisse un trou de 1 à 15  $\mu\text{m}$  de diamètre pour chaque impact [Higueret, 2007].



**Figure 7. Film mince type LR-115**

### **3.1. Structure et formation de traces latentes**

Durant les cinq dernières décennies, plusieurs travaux [Vaginay, 2001] ont été effectués afin d'expliquer et de comprendre la distribution spatiale du dépôt d'énergie et les modèles de formation d'une trace dans un DSTN.

Les zones de dommage créées le long des trajectoires des particules dans un matériau détecteur sont appelées traces latentes [Nachab, 2003].

Parmi ces modèles nous citons plus particulièrement le modèle de la pointe thermique et le modèle d'explosion ionique. Ces modèles indiquent que la zone entourant l'axe de la trajectoire de la particule subit un maximum de dégâts créés par l'ionisation primaire. Les électrons issus de cette ionisation créent à leur tour des dommages le long de leur parcours.

La trace est constituée de deux zones de perturbations :

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

L'ensemble des dégâts, dans un polymère peut provoquer une réduction de la masse molaire, une augmentation du nombre de chaînes par cassure induite, une modification de la masse volumique et la formation de nouvelles espèces chimiques. Ces modifications structurales rendent possible la mise en évidence des traces par développement chimique.

Pour les particules  $\alpha$ , les dimensions radiales sont de l'ordre de l'angström, nous pouvons donc assimiler la trace latente à un segment puisque le diamètre de la trace est petit par rapport à sa longueur [Nachab, 2003].

### 3.2. Révélation de traces latentes

L'attaque par un réactif chimique tel qu'un acide où une base s'effectue préférentiellement dans les parties endommagées par le passage des particules, les traces latentes sont ainsi agrandies et deviennent visibles au microscope optique [Hakam, 1993].



Figure 8. Traces de particule a révélées dans le LR-115

### 3.3. 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].

#### 3.3.1. 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 découpée lorsqu'il est soumis à un traitement chimique [Nachab, 2003]. Elle est donnée par deux méthodes :

- la méthode des épaisseurs : la vitesse  $V_B$  est donnée comme un rapport de l'épaisseur résiduelle du matériau sur la durée de l'attaque chimique :

$$V_B = \frac{h}{\Delta t} \quad (\text{II.7})$$

Où  $h$  : épaisseur résiduelle,

$\Delta t$  : la variation du temps,

- la méthode gravimétrique : elle consiste à suivre l'évaluation de la masse de l'échantillon avec le temps, la vitesse  $V_B$  est donnée par :

$$V_B = \frac{\Delta m}{2\rho \cdot S \cdot \Delta t} \quad (\text{II.8})$$

Où  $\Delta m$  : la variation de la masse du détecteur,

$\Delta t$  : la variation du temps,

$S$  : la surface de l'échantillon,

$\rho$  : la masse volumique de l'échantillon.

### 3.3.2. 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 [Somogyi et Szalay, 1973]. Elle est donnée par :

$$V_T = V_B \cdot \frac{1 + \left(\frac{d}{2h}\right)^2}{1 - \left(\frac{d}{2h}\right)^2} \quad (\text{II.9})$$

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 alpha,

$h$  : l'épaisseur enlevé dans un temps  $t$  (qui est l'épaisseur initiale – l'épaisseur résiduelle dans un temps  $t$ ).

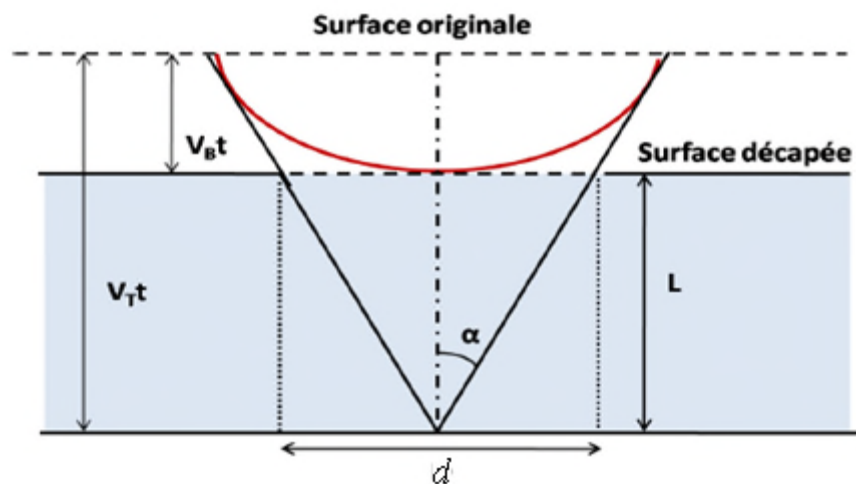


Figure 9. Géométrie d'une trace latente

### 3.4. 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 longueurs. 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 deux systèmes de comptage à savoir le microscope optique doté d'une camera CCD et un logiciel de traitement d'image et un compteur automatique à étincelage



**Figure 10. système de lecture des DSTN**

# Chapitre 3

# CHAPITRE III : ETUDE EXPERIMENTALE

Dans ce troisième chapitre, nous allons voir la technique de préparation des dosimètres à base des DSTN type LR-115 pour la mesure du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'air et dans l'eau. Ce dosimètre est spécifique au Laboratoire de Dosimétrie du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA) ; mais avant, il est impératif de déterminer les différents paramètres de développement et de lecture afin d'optimiser les résultats fournis par le dosimètre utilisé. Dans notre présente étude, nous avons déterminé le temps de développement, les tensions de claquage et de lecture des DSTN et enfin le facteur de calibration de ce type de dosimètre.

## 1. Étude des détecteurs solides de traces nucléaires

Nous avons découpé et codé manuellement une centaine de morceaux du LR-115 de dimensions  $3,5 \times 2,5 \text{ cm}^2$ , ces morceaux ont été pesés à l'aide d'une balance électronique modèle SARTORIUS d'une précision de 0,1 mg (Fig. 11), et leurs épaisseurs ont été mesurées à l'aide d'un comparateur d'épaisseur de type Millitron (Mahr Feinpruf<sup>®</sup>, Allemagne) (Fig. 12).



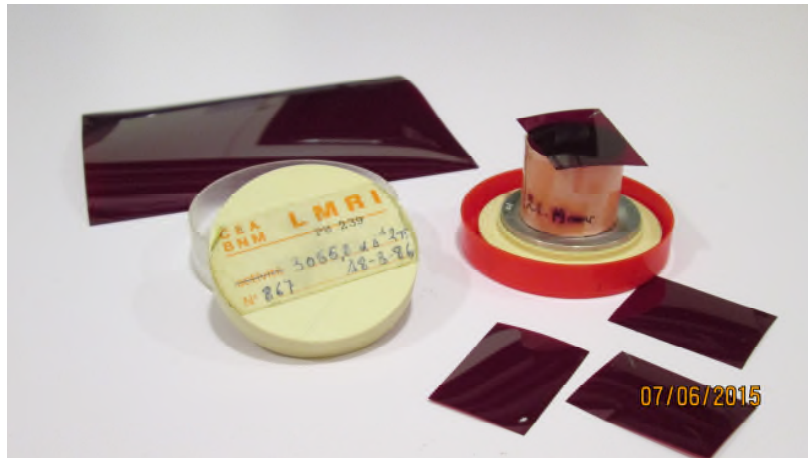
Figure 11. Balance de précision



Figure 12. Comparateur d'épaisseur

Les films ont été ensuite placés dans un système d'irradiation approprié afin d'être irradiés par des particules alpha pour une durée de 3 min. Ce système d'irradiation (Fig.13) est composé d'une source de  $^{239}\text{Pu}$  de 3055 Bq d'activité, qui émet des particules alpha d'énergie moyenne de 5,2 MeV et d'un collimateur d'air en papier afin de réduire l'énergie des particules alpha jusqu'à 2,8 MeV. En utilisant le code de calcul SRIM 2008 (Ziegler et

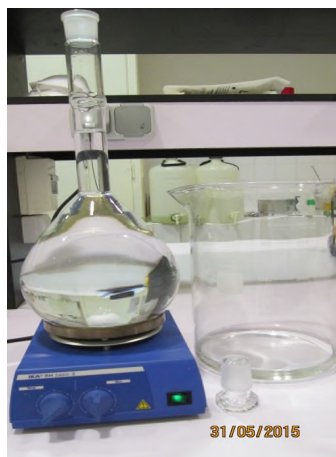
Biersack, 1998), nous avons déterminé la hauteur de la colonne d'air nécessaire, elle est égale à 21,79 mm.



**Figure 13. Système d'irradiation des films LR-115**

### **1.1. Détermination des conditions expérimentales optimales de développement**

Les paramètres de l'attaque chimique sont très importants pour la réussite de l'application envisagée. Les travaux menés au laboratoire de dosimétrie ont conduit à l'adoption de NaOH avec une concentration fixée à 2,5 N. obtenue après dissolution de 99,99 g de NaOH dans 1 l d'eau (fig.14).



**Figure 14. Préparation de la solution chimique**

Après irradiations, tous les films exposés ainsi qu'un nombre de films non irradiés (considéré comme bruit de fond) ont été plongés dans le bain chimique approprié (Fig. 15) à 60°C de température, pendant un temps de développement qui varie de 60 à 135 min.





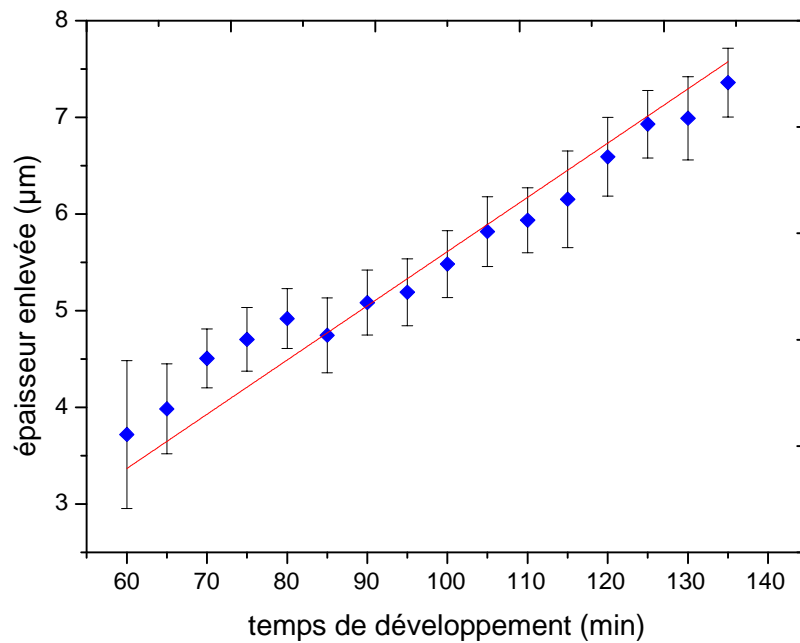
**Figure 15. Bain de développement chimique**

Il est à noter que le bain doit être allumé au moins 3 *heures* avant l'introduction des détecteurs afin d'obtenir une stabilité de la température pendant toute la durée du développement (Brahimi, 2005).

Après le développement chimique, les détecteurs ont été lavés à l'eau courante pendant 5 *minutes*, puis rincés 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, les détecteurs ont été pesés et leurs épaisseurs résiduelles ont été mesurées.

### **1.1.1. Variation de l'épaisseur en fonction du temps de développement**

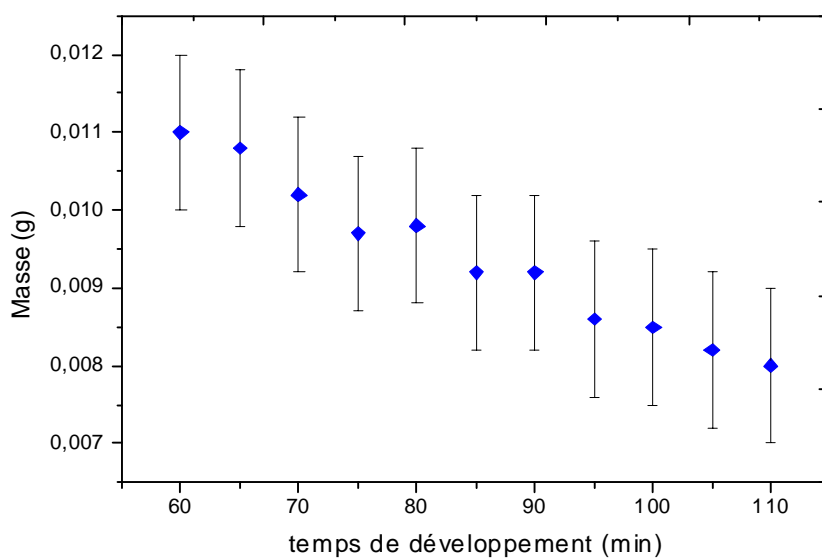
La figure 16 représente l'épaisseur enlevée (épaisseur initiale du film moins l'épaisseur finale) du détecteur LR-115 en fonction du temps de développement. On remarque que l'épaisseur enlevée augmente d'une façon linéaire croissante ( $a = (0.05611 \pm 0.00078)$   $\mu\text{m}/\text{min}$ ) sans seuil avec le temps de développement chimique avec un coefficient de détermination ( $R^2$ ) égal à 0.9969.



*Figure 16. Variation de l'épaisseur enlevée en fonction du temps de développement*

### 1.1.2. Variation de la masse en fonction du temps de développement

D'après la figure 17, on remarque une réduction de la masse des détecteurs en fonction du temps de développement, qui été initialement de l'ordre de  $(0.0161 \pm 10^{-4})$  g avant le développement ; cette réduction est due à la dégradation du polymère après l'attaque chimique.



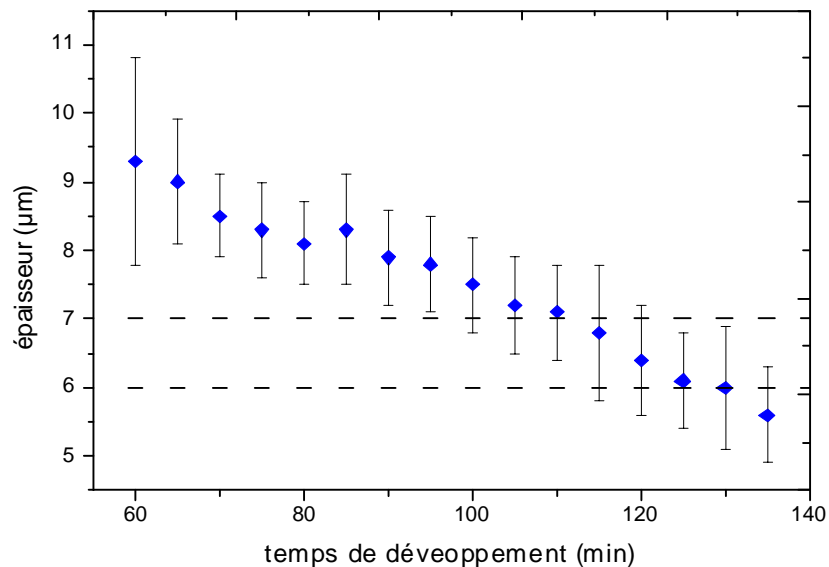
*Figure 17. Variation de la masse en fonction du temps de développement*

### 1.1.3. Détermination de l'épaisseur résiduelle du détecteur

La reproductibilité des résultats n'est obtenue que si une attention particulière est accordée au développement chimique des films.

En effet l'épaisseur résiduelle du détecteur joue un rôle dominant et elle doit être fixée entre deux limites. Une limite inférieure, 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, une limite supérieure qui est l'épaisseur supérieure maximale pour laquelle les traces développées traversent le film. Il faut donc maintenir les paramètres de développement aussi constants et reproductible que possible.

Dans la figure 18, 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 120 min l'épaisseur résiduelle des films est égale à 6,4  $\mu\text{m}$ , cette valeur est comprise entre 6 et 7  $\mu\text{m}$  qui sont l'intervalle d'épaisseur optimale pour notre lecteur à étincelage utilisé. **Le temps de développement de notre étude sera fixé à 120 min**



*Figure 18. Variation de l'épaisseur résiduelle en fonction du temps de développement*

### 1.1.4. Détermination de la vitesse générale d'attaque $V_B$

Afin de déterminer la vitesse générale d'attaque  $V_B$ , nous avons utilisé les résultats des mesures de l'épaisseur initiale (avant développement) et résiduelle (après développement) puis l'utilisation de la relation (II.7). Les résultats sont présentés dans le tableau 1

**Tableau 1.** Variation de la vitesse générale d'attaque  $V_B$  en fonction du temps de développement

| $t$ (min)                 | 60  | 65  | 70  | 75  | 80  | 85  | 90  | 95  | 100 | 105 | 110 | 115 | 120 | 125 | 130 | 135 |
|---------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| $h$ ( $\mu\text{m}$ )     | 3,7 | 4,0 | 4,5 | 4,7 | 4,9 | 4,7 | 5,1 | 5,2 | 5,5 | 5,8 | 5,9 | 6,2 | 6,6 | 6,9 | 7,0 | 7,4 |
| $V_B$ ( $\mu\text{m/h}$ ) | 3,7 | 3,7 | 3,9 | 3,8 | 3,7 | 3,3 | 3,4 | 3,3 | 3,3 | 3,3 | 3,2 | 3,2 | 3,3 | 3,3 | 3,2 | 3,3 |

Nous avons constaté que la vitesse générale d'attaque  $V_B$  est égale en moyenne à  $(3,4 \pm 0,2) \mu\text{m/h}$  et demeure en moyenne constante pour une solution de NaOH de 2,5 N à  $60^\circ\text{C}$  en fonction des temps de développement utilisés au laboratoire (90 min à 120 min). Ce résultat est comparable à celui trouvé par Hakam  $(2,9 \pm 0,3) \mu\text{m/h}$  [1993] et par Nikezic et Janicijevic  $3,27 \mu\text{m/h}$  [2002]. Ce résultat est très important car il nous informe sur l'état des paramètres de développement, dans notre cas, ils sont bien respectés.

## 1.2. Détermination des conditions expérimentales optimales de lecture

Il a été vérifié que les paramètres qui influent sur les conditions de lecture sont :

- Les conditions de développement,
- L'état final du film (épaisseur résiduelle),
- Le choix de l'objectif du microscope (le grossissement),
- La haute tension appliquée pour le compteur à étincelage,
- L'état des électrodes,
- L'épaisseur de l'aluminium utilisé.

Dans cette partie du travail, un compteur à étincelle de type SPARK REPLICIA COUNTER 710 P/S (Mi.El<sup>®</sup>, ITALY) a été utilisé pour le comptage du nombre de traces (Fig. 19). 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 un morceau de mylar aluminisé.

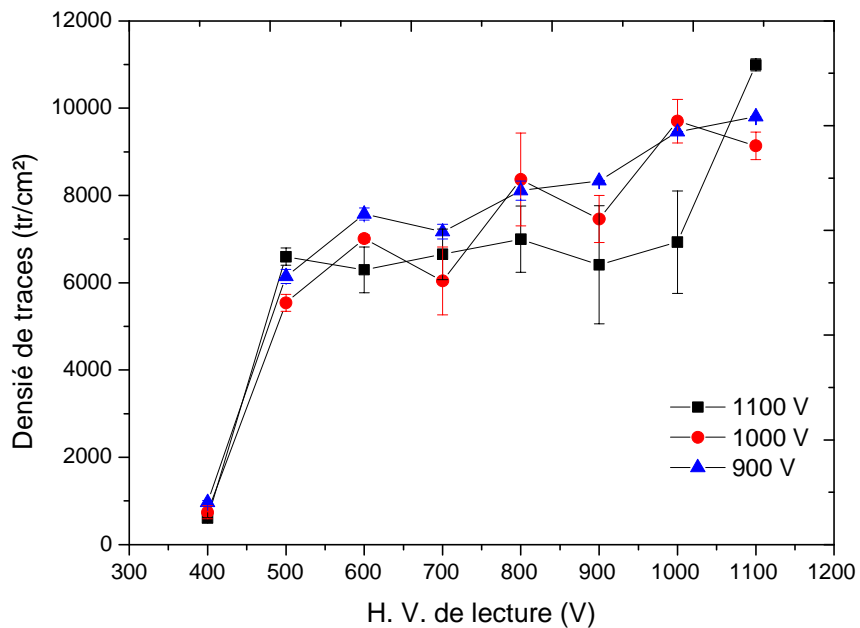


**Figure 19. Système de comptage de traces**

La tension appliquée entre les électrodes est d'une grande importance pour la reproductibilité des lectures [Aït-Ziane 2008], donc pour déterminer celle à appliquer, nous avons varié la tension de pré claquage pour différentes tensions de lecture.

Dans un travail antérieur, le rôle de pré claquage était déterminant pour élargir les traces et perforer celles qui n'ont pas été complètement trouées [Aït-Ziane, 2008]

Dans ce travail, nous avons comptés le nombre de traces en variant pour chaque tension de pré claquage (900, 1000, et 1100 Volts) la tension de lecture (qui varie de 400 à 1100 V avec un incrément de 100 V). Les résultats sont représentés dans la figure 20.



**Figure 20. Variation du nombre de traces en fonction de Haute Tension de lecture (HV) « comparaison ».**

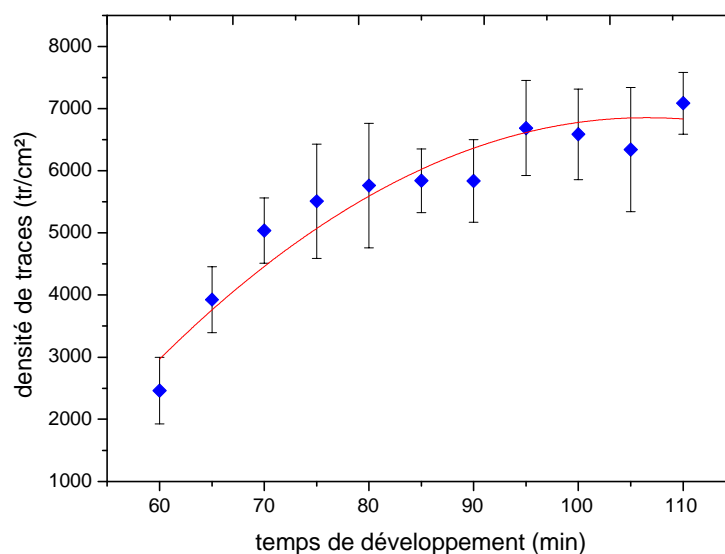
Nous remarquons que le nombre de traces augmente en fonction de la tension de lecture (HV) pour une tension de claquage donnée. En effet, le nombre d'impulsion augmente avec la tension appliquée à cause des décharges multiples dans un même trou et des claquages parasites à travers de défauts de structure du film. La tension optimale de travail doit être choisie entre les limites du plateau où on est assuré qu'une variation de tension, même importante, dans l'intervalle du plateau n'entraînera aucune variation appréciable de la réponse du compteur. La longueur et la pente du plateau permettent d'apprécier les performances et les qualités d'un système de comptage. **La tension de pré claquage choisie est de 1100 V et la tension de lecture est de 500 V.**

**Tableau 2.** Paramètres de développement chimique et de lecture des détecteurs

|                          |               |                                     |             |
|--------------------------|---------------|-------------------------------------|-------------|
| <i>Solution chimique</i> | <i>NaOH</i>   | <i>Durée de développement (min)</i> | <i>120</i>  |
| <i>Molarité</i>          | <i>2.5 N</i>  | <i>Tension de pré claquage (V)</i>  | <i>1100</i> |
| <i>Température (°C)</i>  | <i>60 ± 1</i> | <i>Tension de lecture (V)</i>       | <i>500</i>  |

### 1.3. Détermination du nombre de traces en fonction du temps de développement

Le nombre de traces en fonction du temps de développement à été représenté dans la figure 21. On constate que la densité de trace augmente avec le temps de développement dans l'intervalle étudié. On remarque également qu'à partir de 95 min une saturation commence à se manifester.



**Figure 21.** Variation de la densité de traces en fonction du temps de développement

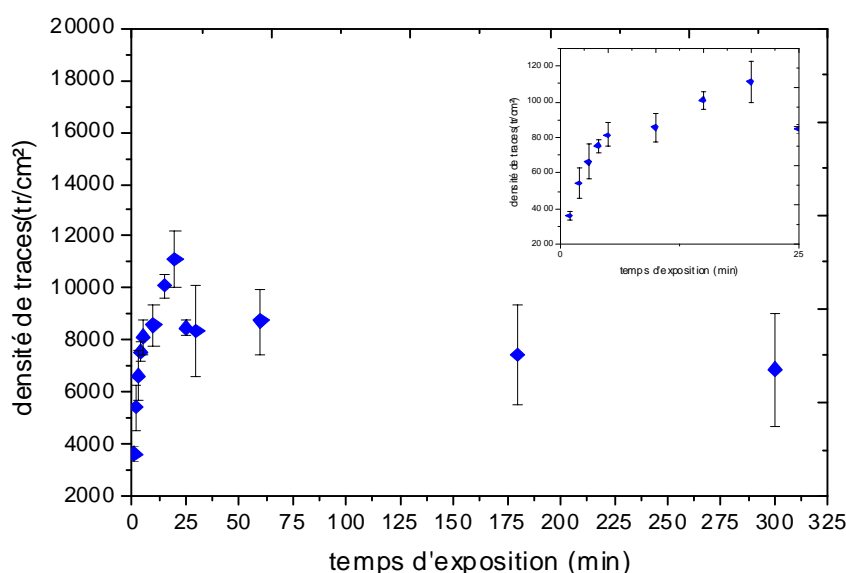
## 1.4. Étude de la saturation du détecteur

Afin d'étudier la saturation des films de LR-115, nous avons utilisé le même dispositif d'irradiation décrit précédemment, après avoir découpé et codé plusieurs films (3 pour chaque temps), en variant le temps d'irradiation allant de 30s jusqu'à 38h (voir tableau).

**Tableau 3.** Densité de traces (Dt) en fonction du temps d'exposition

| $t$ (min)                | 0,5  | 1    | 2    | 3    | 4    | 5    | 10   | 15    | 20    | 25   | 30   | 60   | 180  | 300  |
|--------------------------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|------|------|------|------|------|
| Dt (tr/cm <sup>2</sup> ) | 2020 | 3622 | 5420 | 6633 | 7542 | 8136 | 8570 | 10090 | 11099 | 8469 | 8342 | 8734 | 7450 | 6890 |

Après développement, le rinçage, le séchage à température ambiante et la lecture avec le compteur à étincelage, le graphe suivant représente les résultats obtenus.



**Figure 22.** Variation du nombre de traces en fonction du temps d'exposition

On remarque d'après la figure 22 une augmentation du nombre de traces en fonction du temps d'irradiation jusqu'à  $t$  égal à 25 min, à partir duquel le nombre de traces diminue clairement. Cette diminution de la densité de traces est causée par la superposition des traces révélées sur la surface de détecteur et cela est dû au nombre élevé de traces révélées ; on parle alors du phénomène d'over-lapping c.à.d. 2, 3 ou plus forment une seule trace.

Il est à noter que tous les films exposés pour des temps supérieurs à 300 min ont été détériorés sous l'effet d'irradiation.

## 1.5. Étude de la sensibilité du détecteur en fonction de l'énergie

Afin de déterminer la sensibilité des détecteurs LR-115 utilisés, nous avons varié l'énergie des particules  $\alpha$  émises par la source en utilisant le même dispositif tout en variant la hauteur du collimateur d'air. Cette variation de la hauteur du collimateur influe sur le parcours des  $\alpha$  dans l'air, ce qui est traduit donc par une diminution de l'énergie des  $\alpha$  (voir Fig. 5).

Les particules  $\alpha$  ont une énergie initiale  $E_1 = 5,2$  MeV. La distance d'air ( $h$ ) nécessaire pour dégrader cette énergie jusqu'à une énergie  $E_2$  est égale à :

$$h = R(E_1) - R(E_2) \quad (\text{III.1})$$

Avec :

$R(E_1)$  est le parcours dans l'air des particules  $\alpha$  d'énergie  $E_1$ , il est égal à 3,75 cm

$R(E_2)$  est le parcours dans l'air des particules  $\alpha$  d'énergie  $E_2$ .

La hauteur du collimateur qu'il faut utiliser pour exposer le film à des particules  $\alpha$  d'énergie  $E_2$  est donc égale à  $h$ .

**Tableau 4.** Hauteurs des collimateurs et énergies correspondantes

|             |     |      |       |       |       |       |     |     |     |       |      |     |
|-------------|-----|------|-------|-------|-------|-------|-----|-----|-----|-------|------|-----|
| h (cm)      | 0,1 | 0,52 | 0,908 | 1,143 | 1,606 | 2,179 | 2,4 | 2,6 | 2,8 | 3,004 | 3,52 | 3,7 |
| $E_2$ (MeV) | 5,1 | 4,8  | 4,4   | 4,2   | 3,6   | 2,8   | 2,5 | 2,2 | 1,8 | 1,5   | 0,5  | 0,1 |

Pour avoir la même fluence ( $\phi$ ) sur l'ensemble des films exposés sur les différents collimateurs, il faut déterminer le temps correspondant à chaque hauteur calculée précédemment par la relation (III.1) et à l'aide de logiciel SRIM disposant d'une source dont le flux ( $\Phi$ ) est constant.

Le flux ( $\Phi$ ) de particules  $\alpha$  qui arrivent au point M sur la surface du détecteur (particule.  $\text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-2}$ ) est donné par la relation suivante [Hakam, 1993] :

$$\Phi (M) = A_s [1 - (1 + (R^2/h^2)^{-1/2})] \quad (\text{III.2})$$

Où :

$A_s$  est l'activité surfacique de la source (particule.  $\text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ );



R est le rayon de la source (cm);

h et la hauteur du collimateur (cm).

La fluence (particule.  $\text{cm}^{-2}$ .  $\text{s}^{-1}$ ) des particules  $\alpha$  est donné par :

$$\varphi = \Phi(M) \times t \quad (\text{III.3})$$

Où :

t est le temps d'exposition ;

On combinant les relations (III.2) et (III.3) on aboutit à :

$$\varphi = \Phi(M) \times t = A_s [1 - (1 + (R^2/h^2)^{-1/2})] \times t \quad (\text{III.4})$$

$$\text{Pour le collimateur } h_1: \Phi_1 = A_s [1 - (1 + (R^2/h_1^2)^{-1/2})] \times t_1 \quad (\text{III.5})$$

$$\text{Pour le collimateur } h_2: \Phi_2 = A_s [1 - (1 + (R^2/h_2^2)^{-1/2})] \times t_2 \quad (\text{III.6})$$

Le temps d'exposition qui correspond à une hauteur donnée pour des fluences égales,  $\varphi_1 = \varphi_2$  est donné par :

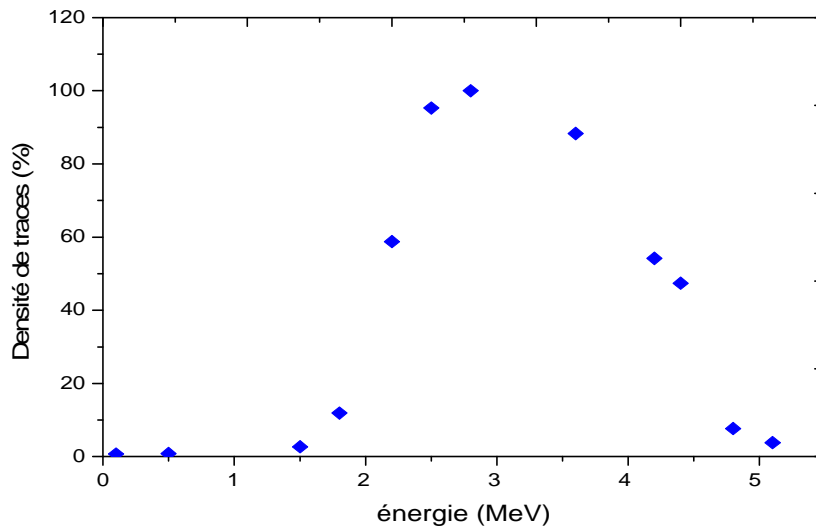
$$t_2 = t_1 \times [1 - (1 + (R^2/h_1^2)^{-1/2})] / [1 - (1 + (R^2/h_2^2)^{-1/2})] \quad (\text{III.7})$$

pour un temps  $t_1$  égale à 10 min, et  $h_1$  égale à 2,179 cm, nous avons exposé plusieurs films avec des temps  $t_i$  déterminés par la relation (III.7), pour avoir la même fluence de particules  $\alpha$  de différentes énergies allant de 0,1 à 5,2 MeV (calculé par SRIM), en utilisant des collimateurs cylindriques de 1,25 mm de rayon et de différentes hauteurs  $h_i$ .

Les hauteurs  $h_i$ , les temps d'exposition  $t_i$  et le nombre de traces (Dt) correspondant sont représentés dans le tableau 5.

**Tableau 5.** Hauteurs des collimateurs, temps d'exposition et densité de traces correspondantes

|                          |     |      |       |       |       |       |      |      |      |       |      |      |
|--------------------------|-----|------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|-------|------|------|
| h (cm)                   | 0,1 | 0,52 | 0,908 | 1,143 | 1,606 | 2,179 | 2,4  | 2,6  | 2,8  | 3,004 | 3,52 | 3,7  |
| t (min)                  | 1,3 | 2,2  | 3,2   | 4,1   | 6,3   | 10    | 11,7 | 13,4 | 15,3 | 17,3  | 23   | 25,2 |
| Dt (tr/cm <sup>2</sup> ) | 261 | 939  | 4643  | 6089  | 6091  | 6750  | 6953 | 2458 | 69   | 812   | 227  | 55   |



**Figure 23 .** Variation du nombre de traces en fonction de l'énergie de la particule  $\alpha$

La figure 23 nous montre que les films LR-115 utilisés sont sensibles à des énergies  $\alpha$  allant de 1,7 à 4,7 MeV. Donc une particule  $\alpha$  dont l'énergie est en dehors de cet intervalle nous donne un résultat comparable au bruit de fond.

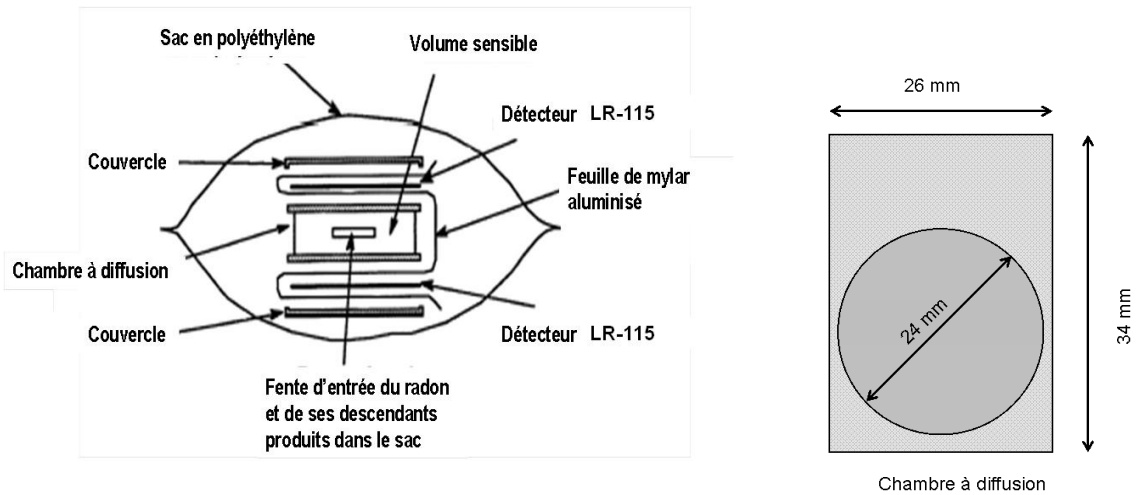
Seulement les particules alpha dont les énergies sont comprises entre 2,5 et 4,0 MeV ont une efficacité de détection du film supérieure à 80%.

## 1.6. Dosimètres à base de LR-115

Ces dosimètres passifs ont été proposés par Torri (1989), ils sont constitués d'une petite chambre de diffusion cylindrique de 24 mm de diamètre contenant deux détecteurs de traces nucléaires placés sur les deux côtés d'un parallélépipède (34 mm de long, 26 mm de large) (voir figure 24 et 25).



**Figure 24. Dosimètre de radon à base de détecteur solide de traces nucléaires**



**Figure 25. Schémas du dosimètre de radon à base de détecteurs solides de traces nucléaires et vue de haut de la chambre à diffusion associée**

Deux films type LR-115 sont utilisés dans ce dosimètre, et comme ce film présente un maximum de sensibilité aux particules alpha dans la gamme d'énergie 2.5 – 4.0 MeV. Du fait que les particules alpha émises par le radon et ses descendants possèdent des énergies supérieures à 5 MeV, et que l'air présent dans le volume sensible de la chambre n'est pas suffisant pour dégrader ces énergies, une feuille mince de mylar aluminisé de 20  $\mu\text{m}$  est introduite entre le volume de la chambre et le détecteur. Cette feuille permettra aussi d'arrêter complètement les descendants solides du radon ( $^{214}\text{Po}$ ,  $^{218}\text{Po}$ ).

L'ensemble est scellé dans une poche en polyéthylène ( $0,92 \text{ g/cm}^3$ ) de 55  $\mu\text{m}$  d'épaisseur afin de stopper la diffusion du gaz thoron dans la chambre.

## 1.7. Mesure par le système Actif

L'AlphaGUARD® est un équipement qui permet non seulement de mesurer les concentrations du gaz radon dans différents milieux (air, sol et dans l'eau), mais aussi de l'utiliser comme un instrument pour la calibration d'autres équipements de mesure du gaz radon.

L'échantillon de l'air est conduit dans une chambre d'ionisation de 0.62 l. La température de l'air, la pression barométrique et d'humidité sont enregistrées simultanément. Un cycle de mesure de 10 min a été utilisé dans le mode « diffusion » (diffusion passive sans pompe).



Figure 26. Moniteur de radon type AlphaGuard

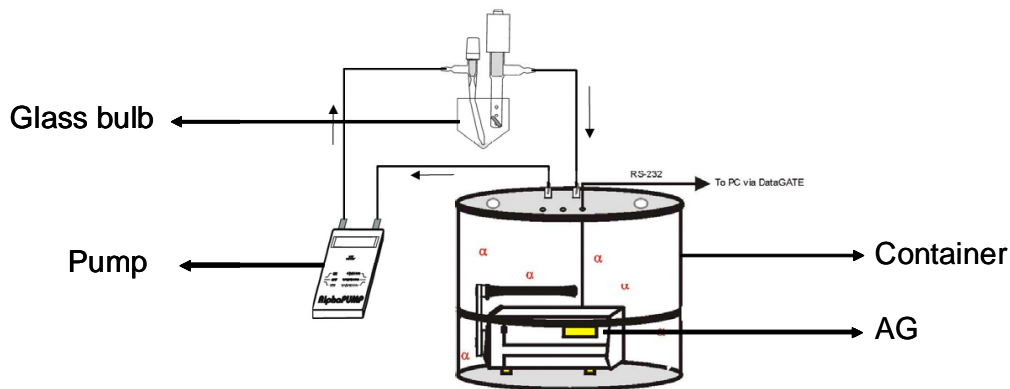
## 2. Étalonnage des détecteurs en activité du $^{222}\text{Rn}$

Afin de déterminer le facteur calibration des dosimètres à base de LR-115, un moniteur de radon de référence type AlphaGUARD a été placé avec ces dernières dans un récipient de calibration hermétiquement fermé où règne un air de concentration connue du  $^{222}\text{Rn}$ .

Le Laboratoire de Dosimétrie du CRNA dispose d'un récipient de calibration sous forme cylindrique de 70 cm de longueur et de 46 cm de diamètre, de volume 101,1 l pouvant être hermétiquement clos. Il dispose de vannes de départ (out) et d'arrivée (in), de connecteurs électrique permettent la prise de mesure en continu sans ouverture.

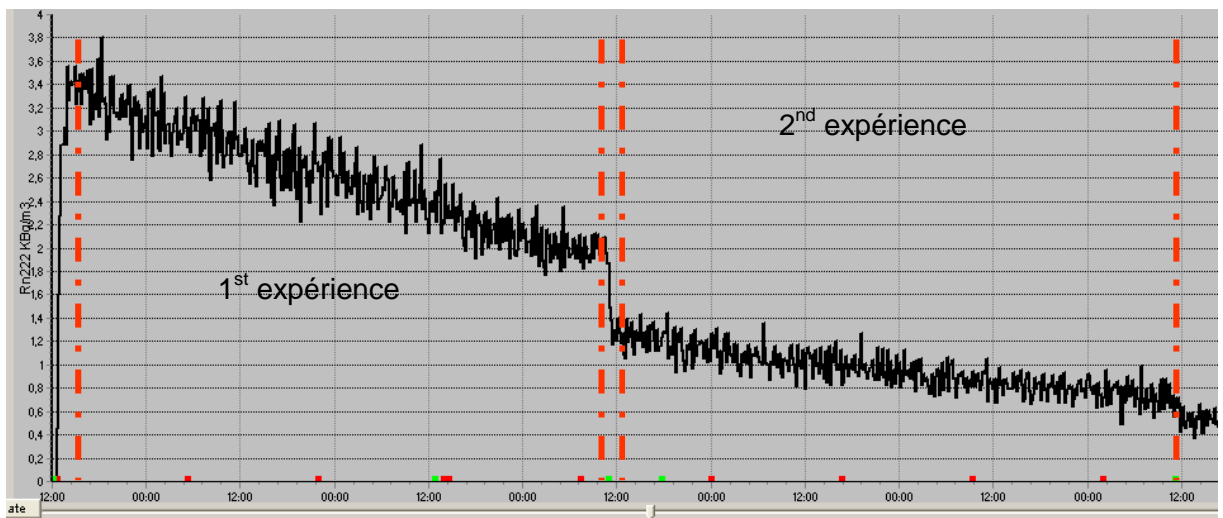
Le  $^{222}\text{Rn}$  injecté à l'intérieur, à l'aide d'une pompe modèle Alpha Pump fabriquée par SAPHYMO qui, pour sa vitesse, peut prendre trois valeurs nous avons travaillé avec un débit de 0.5 l/min, est généré par une ampoule SRM 4973 contenant du  $^{226}\text{Ra}$  certifiée par National Institute of Standards and Technology (NIST) placée à l'intérieur d'une ampoule en verre munie de deux vannes formant un circuit fermé avec le récipient reliée par un circuit par l'intermédiaire d'une pompe (Fig. 27).

Une fois le dispositif monté, un appareil de mesure de référence type AlphaGUARD et les dosimètres à base de LR-115 ont été introduits à l'intérieur du récipient.



**Figure 27. Montage expérimental pour transférer le  $^{222}\text{Rn}$  libéré par la source étalon dans la chambre de calibration**

Deux séries d'expositions ont été effectuées (Fig.28). Après la fin de chaque série d'exposition, les films ont été développés et lus à l'aide du système de comptage automatique. Le facteur de calibration trouvé est égal à  $(0.55 \pm 0.05)$  traces.  $\text{cm}^{-2}$ .  $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$ .



**Figure 28. Les concentrations du radon mesurées par l'AlphaGUARD**

### 3. Mesure des concentrations du radon dans l'air

Les concentrations du gaz radon dans l'air ont été mesurées en utilisant deux techniques de détection à savoir : les dosimètres à base de détecteurs solide de traces nucléaires et le moniteur de radon type AlphaGuard (AG).

Les concentrations du radon ( $C_{Rn}$ ) mesurées par les DSTN sont données par la relation suivante :

$$C_{Air} = \frac{Dt}{FC \times t} \quad (III.8)$$

Où, Dt est la densité de traces,

FC est le facteur de calibration (§ Chapitre III),

t est le temps d'exposition.

Les mesures ont été réalisées pendant la période allant de mois de mars au mois de juin à l'air libre et dans le laboratoire (Fig. 29a et 29b).



**Figure 29. Emplacement des DSTN à l'air libre et au niveau du laboratoire**

#### **4. Mesure des concentrations du $^{222}Rn$ dans l'eau**

Les concentrations du radon dans des échantillons d'eau prélevés des sources de la région du Nador dans la Wilaya de Tipaza ont été déterminées.

Deux dispositifs de détection ont été utilisés: le premier est un système de détection actif fonctionnant en circuit fermé, basé sur le dégazage forcé du  $^{222}Rn$  contenu dans l'eau par injection d'air (AquaKIT™, SAPHYMO™). Le second est un système de détection passif basé sur le dégazage naturel du  $^{222}Rn$  de l'eau contenue dans un bocal hermétiquement fermé, le gaz confiné pénètre dans une chambre d'interaction du dosimètre à base de DSTN.

Ces deux systèmes ont été calibrés par rapport à une source de  $^{222}Rn$  standard de type NIST SRM 4973.

#### 4.1. Système de détection actif : AquaKIT

Ce système est composé d'un spectromètre alpha portable (AlphaGUARD PQ 2000PRO), d'une pompe (AlphaPUMP) et d'un système de dégazage par injection d'air (Fig. 30).



**Figure 30. Système AquaKIT pour la mesure du gaz radon dans l'eau**

Dans un circuit d'écoulement de gaz fermé ( $V_{\text{système}}$ ), un volume défini d'air est soufflé à travers un volume d'eau ( $V_{\text{échantillon}}$ ) à l'aide d'une pompe dans le but d'accélérer le processus de dégazage.

Ce dégazage s'effectue par un bullage forcé à partir d'un fritté qui permet, en créant des petites bulles, d'augmenter la surface d'échange eau-air.

La concentration du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'échantillon d'eau ( $C_{\text{eau}}$ ) est déterminée à partir de la concentration du radon dans l'air ( $C_{\text{air}}$ ) selon la relation ci-après :

$$C_{\text{eau}} = \frac{C_{\text{air}} \cdot \left( \frac{V_{\text{système}} - V_{\text{échantillon}}}{V_{\text{échantillon}}} + k_{Os}(T) \right) - C_0}{1000} \quad (\text{III. 9})$$

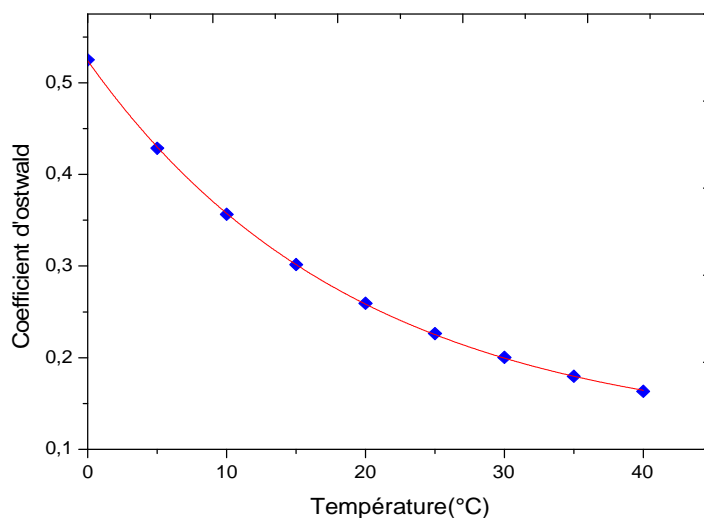
$C_{\text{eau}}$ : activité volumique en  $\text{Bq/l}$

$C_{\text{air}}$ : activité volumique en  $\text{Bq/m}^3$

$C_0$ : activité volumique du  $^{222}\text{Rn}$  dans le système avant introduction de l'eau en  $\text{Bq/m}^3$

$V_{\text{système}}$  et  $V_{\text{échantillon}}$ : en  $\text{ml}$ ,

$k_{Os}(T)$ : coefficient d'Ostwald, dépendant de la température (Fig.31), il est égal à 0,2593 à  $20^\circ\text{C}$ , la variation de ce coefficient en fonction de la température est donnée dans la figure 31.



*Figure 31. Variation du coefficient d'Ostwald en fonction de température de l'eau.*

#### **4.2. Système de détection passif: DSTN**

Le montage utilisé est composé d'un bocal en verre de 3.8l de volume et d'un dosimètre à base de DSTN type LR-115 (Fig. 32). Le volume de l'échantillon utilisé durant les expériences est de 125 ml, la durée d'exposition est de 30 jours.



**Figure 32. Système passif pour la mesure du gaz  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau**

Le  $^{222}\text{Rn}$  existant dans l'eau dégaze naturellement dans le bocal fermé et pénètre dans la chambre à diffusion du dosimètre (Fig. 25) fixée à l'intérieur de ce dernier.

L'activité volumique du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'air ( $C_{\text{air}}$ ), à l'intérieur de ce bocal, est déterminée à partir du nombre de traces enregistrées sur le film par la relation (III.8).



La concentration du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau ( $C_{\text{eau}}$ ) est déterminée à partir de celle de l'air ( $C_{\text{air}}$ ) en appliquant la relation suivante:

$$C_{\text{eau}} (\text{Bq/l}) = \frac{C_{\text{air}} \cdot (e^{\lambda \cdot t_d}) \cdot \left( \frac{V_{\text{Système}}}{V_{\text{échantillon}}} + K_{Os} \right) \cdot \lambda \cdot t}{(1 - e^{-\lambda \cdot t})} \quad (\text{III. 10})$$

$t_d$  : temps entre le prélèvement de l'échantillon et le début de l'exposition

$t$  : temps d'exposition,

$\lambda$  : Constante de décroissance radioactive du radon

### 4.3. Description du site

Le site expérimental est localisé dans la commune de Nador (W. Tipaza), à l'ouest de la ville de Tipaza (fig. 33), Plusieurs échantillons d'eau prélevés de différentes sources et fourrages ont été effectués (Tableau 6).

**Tableau 6.** Localisation géographique des différentes sources dans le site du Nador

|                 | X |    |       | Y  |    |       | Z   |
|-----------------|---|----|-------|----|----|-------|-----|
|                 | ° | '  | "     | °  | '  | "     | (m) |
| Tala Sidi Mouss | 2 | 19 | 31,86 | 36 | 34 | 6,38  | 142 |
| Tala merzoug    | 2 | 20 | 08.32 | 36 | 34 | 27.06 | 169 |
| Tala Guergour   | 2 | 23 | 50.62 | 36 | 34 | 33.86 | 60  |



**Figure 33.** Localisation des points de mesures

# Chapitre 4

# CHAPITRE IV : RESULTATS

Ce quatrième, et dernier chapitre, se portera sur les résultats de mesure du radon dans l'air et dans l'eau par l'utilisation des dosimètres à base de DSTN type LR-115 ainsi que la comparaison de ces derniers avec un système de référence AlphaGUARD.

## 1. Mesure des concentrations du $^{222}\text{Rn}$ dans l'air

Les concentrations du gaz  $^{222}\text{Rn}$  dans l'air ont été mesurées en utilisant deux techniques de détection à savoir : les dosimètres à base de détecteurs solide de traces nucléaires et un moniteur de  $^{222}\text{Rn}$  type AlphaGuard (AG) à base d'une chambre d'ionisation.

Le tableau 7 représente le temps d'exposition, les densités de traces (Dt) et les concentrations du gaz radon ( $C_{\text{Rn}}$ ) dans l'air mesurées à l'aide des détecteurs de traces (LR-115) pendant la période allant de mois de mars au mois de juin à l'air libre et dans le laboratoire.

Le tableau 8 représente les concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  mesurées par l'AlphaGUARD. La concentration du radon dans le laboratoire est comparable à celle de l'air libre et demeure inférieure à la limite de  $100 \text{ Bq/m}^3$  (OMS, 2009).

Les valeurs moyennes des concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'air mesurées par les DSTN sur une période de 3 mois sont en bonne accord avec celles obtenues par le système de référence AlphaGUARD.

**Tableau 7.** Concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  dans différents endroits du CRNA mesurées par des détecteurs solides de traces nucléaires

| Emplacement               | temps d'exposition (h) | Dt ( $\text{tr/cm}^2$ ) | $C_{\text{Rn}}$ ( $\text{Bq/m}^3$ ) |
|---------------------------|------------------------|-------------------------|-------------------------------------|
| Air libre                 | 2160                   | 140                     | $16 \pm 2$                          |
| Laboratoire de Dosimétrie | 2160                   | 134                     | $11 \pm 2$                          |

**Tableau 8.** Concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  dans différents endroits du CRNA mesurées par l'AG

| Emplacement               | temps d'exposition (h) | $C_{\text{Rn}}$ ( $\text{Bq/m}^3$ ) |
|---------------------------|------------------------|-------------------------------------|
| Air libre                 | 4,0                    | $3,3 \pm 0,1$                       |
| Laboratoire de dosimétrie | 8,0                    | $3,7 \pm 0,2$                       |

## 2. Mesure des concentrations du $^{222}\text{Rn}$ dans l'eau

Les concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  dans des échantillons d'eau prélevés des sources de la région du Nador dans la Wilaya de Tipaza ont été déterminées. Deux dispositifs de détection ont été utilisés à savoir un système de détection actif basé sur le principe de dégazage forcé de l'air (AquaKIT<sup>TM</sup>, SAPHYMO<sup>TM</sup>) et un système de détection passif basé sur le dégazage naturel du  $^{222}\text{Rn}$  de l'eau contenue dans un bocal hermétiquement fermé.

Les paramètres physico-chimiques de l'eau tels que la température, le pH, la conductivité, et le potentiel Redox ont été également mesurés à l'aide d'un multi paramètres model WTW 340i (Tableau 9). Les concentrations du radon ( $C_{\text{eau}}$ ) dans l'eau de source ont été mesurées dans différents échantillons et sont rapportées dans les tableaux 10 et 11.

**Tableau 9.** Paramètres physico-chimiques de l'eau de la région du Nador

| Sources        | pH   | T (°C) | CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | U (mV) |
|----------------|------|--------|--------------------------------|--------|
| Aïn Sidi Mouss | 7,3  | 19,1   | 1024                           | -44    |
| Tala merzoug   | 7,38 | 18,8   | 666                            | -46    |
| Aïn Guergour   | 6,7  | 19,2   | 1681                           | -19    |

La température de l'eau (T) varie de 18,8 à 19,2 °C. Cette grandeur est utilisée pour le calcul de la concentration du radon dans l'eau (Coefficient  $k_{\text{Os}}(T)$ ).

Par ailleurs, la conductivité électrique (CE) varie de 666 à 1681  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ce paramètre avec le pH sont très importants pour les testes de potabilité de l'eau en question, elles ne doivent pas dépassées les valeurs de 2500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 20°C et 9.5 respectivement (CEE, 1998).

Les valeurs moyennes obtenues (Tableau 10) par le système actif sont comprissent entre 8,7 et 49,7  $\text{Bq}/\text{l}$ . Ces valeurs sont en-dessous du niveau de référence européen qui est de 100  $\text{Bq}/\text{l}$ , qui correspond également à la valeur recommandée par l'OMS dans les directives de qualité pour l'eau de boisson dans le système d'approvisionnement public (Eu, 2001). Ces valeurs sont en bon accord avec les résultats des études menées par les états membres de l'union européenne qui ont montré que les valeurs de la concentration du  $^{222}\text{Rn}$  dans les eaux de surface sont faibles (Eu, 2001).

Le tableau 11 représente les concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau mesurées par le système passif. Les valeurs obtenues avec les deux systèmes de détection sont du même ordre de

grandeur, avec cependant une incertitude plus élevée (jusqu'à 60%) dans le cas du système passif.

**Tableau 10.** Concentration du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau de la région du Nador mesurée par l'AG

| Sources         | $C_{\text{eau}}(\text{Bq/l})$ |       |
|-----------------|-------------------------------|-------|
|                 | Range                         | AM    |
| Tala merzoug    | 2,06- 13.72                   | 8,72  |
| Aïn Sidi Mousse | 5,06 – 13.63                  | 9,84  |
| Aïn Guergour    | 3,74 – 68.96                  | 49,67 |

**Tableau 11.** Concentration du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau de la région du Nador mesurée par les DSTN

| Sources         | DSTN                                |                                   |
|-----------------|-------------------------------------|-----------------------------------|
|                 | Densité ( $\text{tr}/\text{cm}^2$ ) | Activité ( $\text{Bq}/\text{l}$ ) |
| Tala merzoug    | 179                                 | 24,5                              |
| Aïn Sidi Mousse | 148                                 | 11,8                              |
| Aïn Guergour    | 286                                 | 70,3                              |

### 3. Conclusion

Ce travail nous a permis d'effectuer une étude comparative entre les deux systèmes de mesure du  $^{222}\text{Rn}$ , à savoir les dosimètres à base de détecteurs solides de traces nucléaires (LR-115) et le système de référence AlphaGUARD.

Il en ressort que les DSTN qui présentent déjà l'avantage de leurs dimensions et de leur faible coût, donnent de résultats fiables pour les mesures dans l'air ; ils sont donc adaptés à la mesure de la concentration du radon dans l'air à grande échelle notamment au niveau des endroits éloignés (risque de perte et d'endommagement) et hostiles (milieu soumis à des agressions physiques telles que les fortes températures, humidités, poussières, etc.).

Cependant, pour la mesure du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau de faible teneur (cas des sources superficielle), les dosimètres ainsi développées au niveau du laboratoire présente des insuffisances pour les faibles concentrations du  $^{222}\text{Rn}$ .

Conclusion

# CONCLUSION GENERALE

Le travail présenté est le prélude d'une étude visant à déterminer les concentrations du radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) dans l'environnement en vue de déterminer le niveau de référence radiologique national nécessaire à l'estimation de tout supplément naturel à l'exposition radiologique professionnelle ou du public.

Ce travail nous a permis d'effectuer une étude comparative entre deux systèmes de mesure du radon, à savoir les dosimètres à base de détecteurs solides de traces nucléaires (LR-115) et un détecteur de référence à base d'une chambre d'ionisation (AlphaGUARD). Il en ressort que ces dosimètres qui présentent déjà l'avantage de leurs dimensions et de leur faible coût, donnent de résultats fiables pour les mesures dans l'air ; ils sont donc adaptés à la mesure de la concentration du radon dans l'air à grande échelle notamment au niveau des endroits éloignés (risque de perte et d'endommagement) et hostiles (milieu soumis à des agressions physiques telles que les fortes températures, humidités, poussières, etc.).

La caractérisation des teneurs en  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau potable de la région du Nador (eau de source) a été effectuée en utilisant deux types de détecteurs passif et actif (DSTN et AquaKIT respectivement) basés sur la technique du dégazage du radon.

Les valeurs obtenues avec les deux systèmes de détection sont du même ordre de grandeur, avec cependant une incertitude plus élevée dans le cas du système passif.

Ces résultats ont été comparés aux recommandations internationales concernant la protection de la population contre le risque radon.

La détermination des concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  dans les eaux potables au niveau de différentes sources, les eaux superficielles ainsi que les aquifères profonds est en corrélation avec la structure géologiques de ces aquifères. Cette détermination des concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  a pour but l'établissement d'une carte nationale de variation des concentrations du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'eau.

# Références



# REFERENCE

- [Aït-Ziane et al, 2014] Aït-Ziane M, Lounis-Mokrani Z et Allab M. Exposure To Indoor Radon And Natural Gamma Radiation In Somework Places Atalgiers, Algeria, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 160, No. 1–3, pp. 128–133, 2014.
- [Aït-Ziane, 2008] Aït-Ziane M, Le radon : procédure de mesure par détecteur Solide de Traces Nucléaire, rapport interne Juin 2008.
- [Aït-Ziane, 2007] Aït-ziane M, Le radon : techniques de mesure, rapport interne du CRNA 2007.
- [Ameon, 2003] Ameon R, Le radon dans les stations thermales : une source d'exposition aux rayonnements ionisants, Radioprotection, 2003.
- [Amiade, 2013] Amiade J C, Le risque radioactif : devenir des radionucléides dans l'environnement et impacts sur la santé, 2013.
- [Andrews et wood, 1972] Andrews J N et Wood D F, Mechanism of radon release in rock matrices and entry into ground waters. Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy, B81: 198-209, 1972.
- [Balashov, 1997] Balashov V V, Of particles and radiation with matter, Springer, 1997.
- [ Barillon, 1994] Barillon R Contribution à la détection de particules alpha par Détecteurs Solides de Traces Nucléaires : application a la mesure du Radon, 1994.
- [Benson et Krause, 1976] Benson BB et D Krause, Empirical laws for dilute aqueous solutions of nonpolar gases, J. Chem. Phys. 64, 639-709, 1976.
- [Böhm, 2007] Böhm L, Étude de la radioactivité des eaux potables de Bretagne et perspective d'évaluation du risque sanitaire éventuel lié au Radon, ENSP 2007.
- [Brahimi, 2005] Brahimi S, Etude des modifications physico-chimiques induites par irradiation dans un détecteur solide de traces nucléaire de type organique, 2005.
- [Caamano, 2011] Caamano D (Autorité de Sureté Nucléaire - ASN, Direction des rayonnements Ionisants et de la sante), et ses collaborateurs ; La qualité radiologique de l'eau du robinet en France 2008-2009 ; 2011.
- [Carpena, 1984] Carpena J, Université de Paris-Sud, Centre d'Orsay, Contribution de la méthode des traces de fission à l'étude des Alpes franco-italiennes : Révélation, Tectonique, Métamorphisme ,1984.
- [Catelinois, et al 2007] Catelinois O, Rogel A, Laurier D, Billon S, Hemon D, Verger P et Tirmarche M: 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, 15 mai 2007 / n°18-19, p 155-158, 2007.
- [CE, 1998] Directive européenne - DIRECTIVE 98/83/CE DU CONSEIL du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine ; 1998.
- [Cook et al, 2008] Cook P, Wood G, White C, Simmons T, Brunner P. Ground water inflow to a shallow, poorly-mixed wetland estimated from a mass balance of radon. Journal Of Hydrology 354, 213-226 ; 2008.

- [Dorn, 1900] Dorn F, Abh Naturforsch, Ges, 1900.
- [Duyport et al, 1978] Duyport P, Madelaine G, Zeetwoog P et Pineau J F. Enregistrement des rayonnements alpha dans le dosimètre individuel et le dosimètre de site CEA, *Sol, State Nucl, De*, 609-617 ; 1978.
- [Ervin, 2010] Ervin P B, "Radiation Physics for Medical Physicists". Edition: Springer, 2<sup>ème</sup> édition, ISBN 978-3-642-00874-0 ; 2010.
- [Eu, 2001] Recommandation de la Commission Européenne du 20/12/2001 concernant la protection de la population contre l'exposition au radon dans l'eau potable, 2001/928/Euratom.
- [Fleischer et al, 1975] Fleischer R L, Price P B, et Walker R M, Nuclear tracks in solids: principals and applications, *University of California Press*, Berkeley 1975.
- [Font et al, 2008] Font L, Baixeras C, et Moreno V, Indoor Radon Levels In underground Work Places Of Catalonia, Spain, *Radiation Measurements*, N° 43(1), pp 467-470, 2008.
- [Fremlin, 1980] Fremlin J H, Edmonds M I, "The determination of lead in human tooth"; 1980.
- [Gambini et Granier, 2007] Gambini D, Granier R, Manuel pratique de radioprotection, 3<sup>ème</sup> édition 2007.
- [Gleason et al, 2009] Gleason T, Novakowski K, Cook P G, Kyser K, Constraining ground water discharge in a large scale watershed: Integrated isotopic, hydraulic, and thermal data from the Canadian Shield. *Water Ressources Research*, Vol. 45, W08402 2009,
- [Hakam, 1993] Hakam O, Mesure des activités volumiques du Radon dans l'air des habitations et des enceintes de travail par les Détecteurs Solides de Traces Nucléaires, 1993.
- [Hecht, 1998] Hecht E, physique, édition de boock, 1998.
- [Henshaw, 1990] Henshaw D L, Eatough J P et Richardson R B. Radon as a causative factor of myeloid leukaemia and other cancers, *The Lancet*, pp1008 – 1012, N° 335, 1990.
- [Higuret, 2007] Higuret S, Développement d'un dosimètre électronique compact à base de capteurs CMOS pour la mesure du Radon, 2007.
- [IRSN, 2010] Institut Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN), Radon dans l'eau, Mai 2010.
- [AIEA, 2005] International Atomic Energy Agency (AIEA), "Radiation oncology physics: a handbook for teachers and students", ISBN 92-0-107304-6 (Vienna, 2005).
- [ICRP, 1993] International Commission On Radiological Protection (ICRP), Protection against radon at home and at work, ICRP Publication 65, *Annals of the ICRP*, N° 23(4), 1993.
- [Jimonet et Metivier ] Jimonet C et Metivier H, *Personne compétente en radioprotection, Principes de radioprotection – réglementation*.
- [Jönsson, 1987] Jönsson G, Indoor radon gas and its detection with KODAK plastic film, *Nucl Tracks. Radiat. Meas.* 13(1). 85-91 ; 1987.
- [JO, 2005] Journal officiel N°27 de la République Algérienne Démocratique et Populaire ; conventions et accords internationaux - lois et décrets arrêtés, décisions, avis, communications et annonces (traduction française), Correspondant au 13 avril 2005.

- [Klein et al., 1991] Klein D, Chamboudet A, Cauchois Y, Barillon R, et Drezet L, Developing measuring technique in radioprotection for tracking radon 222 in situ. *Nucl Tracks. Radiat. Meas.* 19(1-4). 363-364; 1991.
- [Lagny et al, 2008] Lagny C, Charmoille A, Doursout T, Ameon R, Rapport d'étude, Le Radon, synthèse des connaissances et résultats des premières investigations en environnement minier, 23 décembre 2008.
- [Laurier et al, 2007] Laurier D, Vacquier B, Leuraud K, Caer S, Acker A, Tirmarche M, : Risques associés au radon : l'apport des études de mineurs. INVS, BEH Thématiques 18-19 ; 2007.
- [Le Druillennec, 2007] Le Druillennec T, Apport de la caractérisation de la variabilité des concentrations en radon-222 dans l'eau à la compréhension du fonctionnement d'un aquifère en milieu fracturé de socle : exemple du site de Ploemeur, Morbihan ; Juin 2007 ; ISRN/IRSN – 2007/89 – FR.
- [Mayaki, 1995] Mayaki S, Contribution à l'étude du transport du Radon dans le sol par la technique des Détecteurs Solides de Traces Nucléaires (DSTN) et étude de l'effet des rayons  $\gamma$  et du bleu de Méthylène sur les DSTN, 21 Juillet 1995.
- [Meslin, 2008] Meslin M P, Le radon, traceur géophysique de l'environnement martien : étude de son transport, première mise en évidence et développement d'une instrumentation pour sa mesure, 20 mai 2008.
- [Metivier, 2006] Metivier H, Génie atomique, Radioprotection et ingénierie nucléaire, 2006.
- [Metivier et Robé, 1900] Metivier H et Robé M C, Le radon de l'environnement à l'homme, 1900.
- [Mokrani-Lounis, 2006] Mokrani-Lounis Z, 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, 2006.
- [Mouhssine, 2004] Mouhssine D, Etude d'une nouvelle génération de dosimètres basés sur les détecteurs photo-stimulables type BaFBr (Eu) : caractérisation et application à la dosimétrie environnementale et personnelle, 16 Décembre 2004.
- [Nachab, 2003] Nachab A, Etudes expérimentales et modélisation Monte Carlo de l'auto-absorption gamma et de la dosimétrie active par capteurs CMOS, 2003.
- [NCRP, 1997] National Council On Radiation Protection And Measurements (NCRP), Deposition, retention and dosimetry of inhaled radioactive substances, report N°125. Bethesda, MD, 1997.
- [Nazaroff, 1992] Nazaroff W W, Radon transport from soil to air, departement of civil engineering, University Of California, Berkely, 1992.
- [Nazaroff et al, 1987] Nazaroff W W, Doyle S M, Nero A V, Sextro R G, Potable water as a source of airborne  $^{222}\text{Rn}$  in U.S. dwellings. A review and assessment, Health Phys, 1987.
- [Nikezic, 2002] Nikezic A, Janicijevic, Appl. Radiat. Isot. 57, 2002.
- [NRC, 1988] National Research Council, NRC, Health risks of radon an other internally deposited alpha-emitters, US National Research Council Report BEIR IV, National Academic Press, Washington DC, 1988.
- [OMS, 2008] Organisation mondiale de la Santé (OMS), Guidelines for Drinking-water Quality, 3<sup>rd</sup> edition, incorporating the 1<sup>st</sup> and 2<sup>nd</sup> addenda, Volume 1, chapter 9 Radiological aspects, 2008.

- [OMS, 2009] Organisation mondiale de la Santé (OMS), Who Handbook On Indoor Radon: A public health perspective, 2009.
- [Ramsay et Gray, 1910] Ramsay S W, Gray R W, La densité de l'émanation du radium, comptes rendus hebdomadaire des séances de l'académie des sciences, 1910.
- [Siefridt, 2009] Siefridt P, La dosimétrie « Radon » la Baule, le 4 Septembre, 2009.
- [Tommasino, 1988] Tommasino L, Assessment of natural and man-made alpha emitting radionuclides. *Nucl Tracks. Radiat. Meas*, 1988.
- [Torri, 1989] Torri G, Plastic-bag radon gas monitors and survey results, *in* Proceedings of International Workshop on Radon monitoring in radioprotection, environmental radioactivity and earth sciences, ICTP, Trieste, Italy, April 3-14, 1989.
- [Traore, 2013] Traore I, Étude et caractérisation des fonctions de réponses des Détecteurs Solides de Traces Nucléaire : application à la dosimétrie radon et neutrons, 7 Juin 2013.
- [UNSCEAR, 2000] United Nations Sources Effects and Risks of Ionizing Radiation (UNSCEAR), Report to the General Assembly, with annexes, New York (2000).
- [Vaginay, 2001] Vaginay F, Thèse d'université Franche-Comté Besançon, 2001.
- [Warren, 1988] Warren K S, Measurement of radon and radon daughters in air; November 15, 1988.
- [Woodfork, 2008] Woodfork K, Environmental Lung Disease, xPharm: The Comprehensive Pharmacology Reference, pp 1-21, 2008.

*Annexe*

## ANNEXE

Avant de commencer notre partie expérimentale, nous avons effectué quelques testes afin de pouvoir choisir l'appareil de mesure des épaisseurs et la technique de développement la plus avantageuse pour notre étude.

### 1. Choix de l'appareil de mesure de l'épaisseur

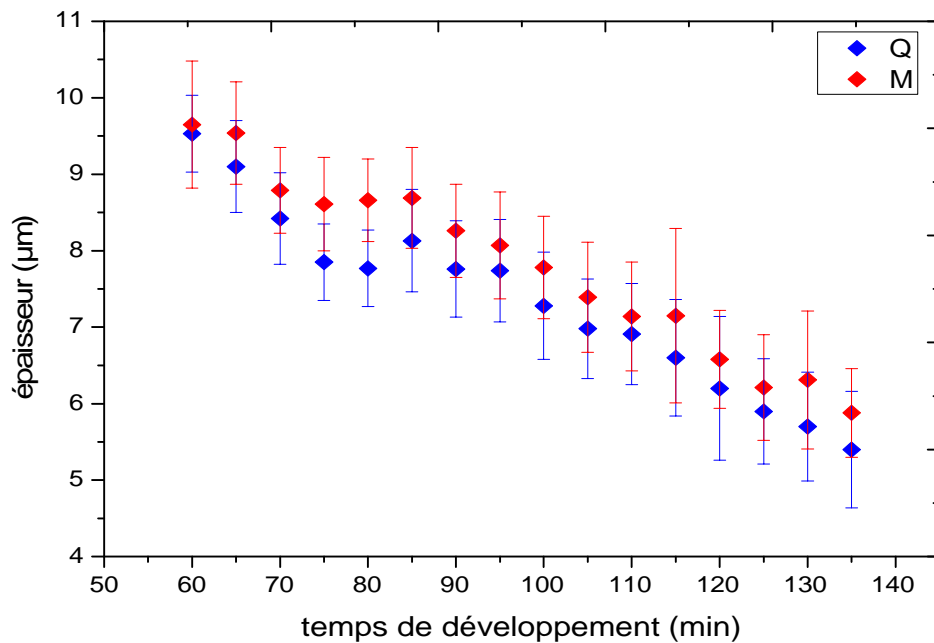
Le laboratoire dispose de deux appareils de mesures des épaisseurs, l'un manuel model CARY le LOCLE Suisse (fig.1) et l'autre électronique model SARTORIUS (fig.2) ; les résultats de mesures apparaissent dans le graphe suivant :



Figure 1. Comparateur épaisseur manuel.



Figure 2. Comparateur épaisseur électronique.



**Figure 3: variation de l'épaisseur en fonction du temps de développement utilisant un appareil électronique(Q) et manuel(M) "comparaison".**

Nous avons remarqué que les résultats obtenus avec l'appareil électronique sont meilleurs que ceux obtenus avec l'appareil manuel. En effet, en les comparant à une épaisseur connue (de référence), nous avons remarqué que les valeurs obtenues à l'aide de l'appareil manuel sont plus élevées que celles obtenues à l'aide de l'appareil électronique.

De plus, l'appareil électronique est facile à utiliser et plus précis ( $\pm 0,01\mu\text{m}$ ), tandis que l'utilisation de l'appareil manuel induit certainement plus d'erreur lors de la manipulation, et lors de la lecture, d'où la raison du choix de l'appareil électronique dans la suite de toutes nos mesures.

## 2. Choix de la technique de développement

Pour le développement, nous avons suivi deux techniques, celle avec agitation de la solution de soude à l'aide d'un barreau magnétique et d'un agitateur en mettant le bain-marie sur ce dernier (fig.4). La seconde sans agitation de la solution (fig.5); les résultats de la mesure des épaisseurs des deux techniques utilisées apparaissent dans le graphe ci-dessus :



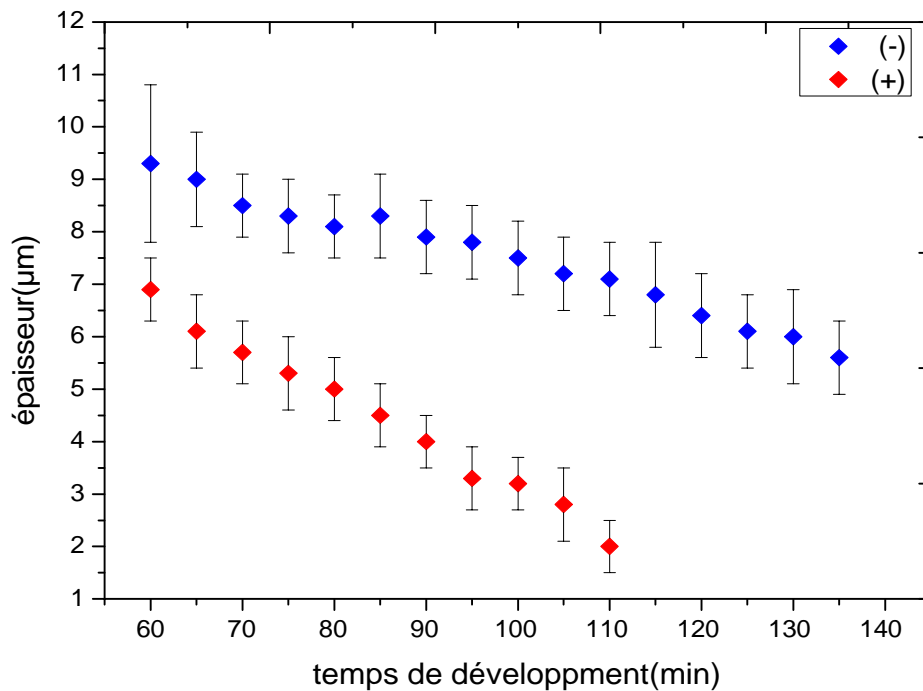


Figure 4. Développement avec agitation.



Figure 5. Développement sans agitation.





**Figure 6. Variation de l'épaisseur en fonction du temps de développement avec(+) et sans(-) agitation "comparaison".**

On remarque que l'agitation favorise l'attaque chimique puisqu'à 60min de développement on atteint déjà l'épaisseur de 6μm et qu'à partir de 110 min le film est complètement détérioré ; tandis que, sans agitation les 6μm ne sont atteintes qu'au alentour de 120 min de développement.

Mais malgré le gain de temps considérable (1h) ; dans la suite de nos mesures, nous avons opté pour la technique « sans agitation de la solution de soude », puisque :

- la température de la solution est égalisée en utilisant un bain-marie donc pas besoin de l'agiter;
- notre système de suspension des films fait qu'ils soient sur la même hauteur où la solution est homogène donc pas besoin d'agiter pour homogénéiser la solution ;
- pour des raisons de la détérioration complète du film, le développement n'est pas recommandée au-delà de 110 min avec agitation ;
- ajouter à cela, la complication du montage du dispositif à utiliser.

# Résumé

*Le radon-222, gaz rare appartenant à la famille de l'uranium 238, est contenu à des teneurs variables dans les sols et les matériaux de construction. Il se désintègre pour donner des descendants solides. Ces derniers se fixent sur les aérosols présents dans l'air ambiant et leur inhalation conduit à leur dépôt dans l'appareil respiratoire. L'altération des cellules provoquée par l'énergie libérée lors de la désintégration alpha de ces corps radioactifs, peut causer des lésions pulmonaires.*

*Afin de déterminer les activités du radon dans l'air et dans l'eau, plusieurs méthodes sont utilisées et parmi elles les Détecteurs Solides de Traces Nucléaires. Ces derniers peuvent être utilisés de façon très avantageuse par rapport aux autres méthodes du fait qu'ils soient simples et économiques. Leur principe de mesure est basé sur l'enregistrement des particules alpha émises par le radon et ses descendants.*

*Dans ce travail, nous nous intéressons à la mesure du gaz  $^{222}\text{Rn}$  dans l'air au CRNA et dans l'eau potable de la région de Nador. Pour cela deux techniques sont utilisées, la première à caractère passif à base de DSTN type LR-115 et la seconde à caractère actif, un système de référence de type AlphaGUARD.*

*Les valeurs obtenues avec les deux systèmes de mesure sont du même ordre de grandeur avec cependant une incertitude plus élevée dans le cas du système passif.*

*Ces résultats ont été comparés aux recommandations internationales concernant la protection de la population contre le risque Radon.*