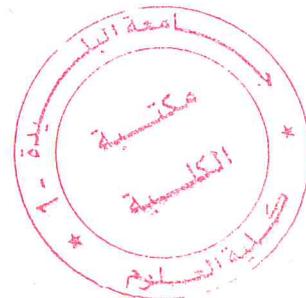


MA-530-140-1

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Université Saâd DAHLAB-Blida 1



Faculté des Sciences
Département de Physique
Laboratoire de Physique Théorique et Interactions Rayonnement-Matière
(LPTHIRM)

Mémoire de Master

présenté à l'université Saâd DAHLAB-Blida 1
pour l'obtention du diplôme en :

PHYSIQUE NUCLÉAIRE

Contribution à la mesure du radon dans l'eau profonde à l'aide de la spectrométrie gamma

Présenté par :

Bouclachi Nassiba

Soutenu le 24 juin 2017 devant le jury composé de :

M.R.Khelifi	Professeur	U.S.D.-Blida	Président
M.A.Mouzali	Maître de conférences B	U.S.D.Blida 1	Examineur
M.M.AïtZiane	Chercheur assistant	C.R.N d'Alger	Promoteur

Blida 2017

MA-530-140-1

Table des matières

Table des matières	ii
Table des figures	iv
Liste des tableaux	v
Remerciements	vi
Résumé	1
Introduction	1
1 Radon et la radioactivité naturelle	4
1.1 Intoruction	4
1.2 Origines de la radioactivité naturelle	4
1.2.1 Les radioéléments d'origine tellurique	5
1.2.2 Les radioéléments d'origine cosmique	5
1.3 Généralités sur le radon	6
1.4 Sources du radon	6
1.5 Impact du radon sur la santé	7
1.6 La réglementation	8
1.7 Techniques de mesure du radon	8
1.7.1 Comptage par scintillation liquide	8
1.7.2 Emanométrie	10
1.7.3 Spectrométrie gamma	10
1.8 Équilibre radioactif	10
2 Détection et Spectrométrie Gamma	13
2.1 Introduction	13
2.2 Interaction photon- matière	13
2.2.1 Effet Photoélectrique	14
2.2.2 Effet Compton	14
2.2.3 Création de paires	15
2.2.4 Atténuation des photons dans la matière	15
2.3 Notions générales sur la détection	17
2.3.1 Principe de la détection	17
2.3.2 Chaîne de mesure	17

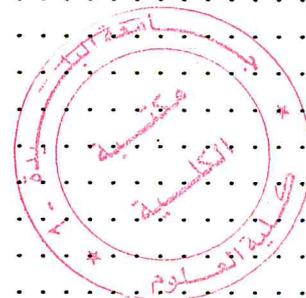


Table des figures

1.1	Chaines de décroissances	5
1.2	Techniques de mesure du radon dans l'eau	9
1.3	Comptage de scintillation liquide (<i>LSC</i>)	9
2.1	Effet photoélectrique	14
2.2	Diffusion Compton	15
2.3	Création de paires	16
2.4	Prédominance des interactions photon – matière en fonction de l'énergie du photon incident et du numéro atomique Z [Ait-Ziane 2006].	17
2.5	Schéma simplifié d'une chaîne de spectrométrie γ	18
2.6	Amplificateur	19
2.7	Détecteurs Ge(<i>HP</i>)	20
2.8	Spectre gamma haute résolution	21
3.1	Détecteur Germanium Hyper-Pur	23
3.2	Courbe d'étalonnage en énergie	25
3.3	Spectre de raie gamma du standard d' ^{152}Eu	26
3.4	Courbes d'étalonnage en efficacité pour les trois détecteur	27
3.5	Schéma représentant le seuil de décision <i>SD</i> et la limite de détection <i>LD</i>	28
3.6	Conditionnement des échantillons à analysés	30
4.1	Concentrations de ^{222}Rn dans les eaux prélevées	35
4.2	Concentrations de ^{238}U dans les différents échantillons analysés	40
4.3	Concentrations de ^{40}K dans les différents échantillons analysés	40
4.4	Concentrations de ^{235}U dans les différents échantillons analysés	41
4.5	Concentrations de ^{232}Th dans les différents échantillons analysés	42

2.3.3	Détecteur Ge (<i>HP</i>)	19
2.4	Exemple d'un spectre gamma	20
3	Matériels et Méthodes	22
3.1	Introduction	22
3.2	Matériels utilisés	22
3.3	Etalonnage et mesure	24
3.3.1	Calibration analogique	24
3.4	Etalonnage en énergie	24
3.4.1	Etalonnage en efficacité	25
3.5	Bruit de Fond	27
3.6	Prélèvement et conditionnement des échantillons	30
3.7	Calcul des concentrations	30
4	Résultats et Discussions	33
4.1	Introduction	33
4.2	Concentrations du ^{222}Rn dans l'eau	34
4.3	Concentration des radioéléments naturels présents dans l'eau	35
		..
	Conclusion Général	37
	Références	43

Liste des tableaux

1.1	présente quelques sources de radon sur terre.	7
1.2	Valeurs guides du ^{222}Rn dans l'eau potable.	8
3.1	Spécification du détecteur et données de performance.	23
3.2	la polarisation et le réglage de la pente de conversion avec la MCA.	24
3.3	Représentation de sources et étalonnage en énergie du détecteur.	24
3.4	Activités et volumes des standards utilisés pour chaque détecteur.	26
3.5	Valeur des coefficients pour chaque configuration utilisée (détecteur + standard).	28
3.6	Seuil de décision (SD) et la limite de détection (LD) pour ^{222}Rn dans l'eau obtenue pour les trois détecteurs.	29
3.7	Seuil de décision (SD) pour les différents radioéléments présentent dans l'eau obtenus pour les trois détecteurs.	29
3.8	Limite de détection (LD) pour les différents radioéléments présentent dans l'eau obtenus pour les trois détecteurs.	29
3.9	Code de l'échantillon prélevé, son volume et le détecteur où il été analysé.	31
4.1	Variation des concentrations de ^{222}Rn dans l'eau	34
4.2	Concentrations de ^{222}Rn dans l'eau	36
4.3	Concentration de ^{222}Rn (Bq/l) dans l'eau dans différents pays.	37
4.4	Concentrations des radioéléments naturels présents dans les eaux analysées	38
4.5	Concentrations des radioéléments naturels présents dans les eaux analysées (suite).	39
4.6	Concentrations de ^{238}U présents dans l'eau de divers pays.	39
4.7	Concentrations de ^{40}K présentent dans l'eau de divers pays.	41
4.8	Concentrations de ^{235}U présentent dans l'eau de divers pays.	41
4.9	Concentrations du ^{232}Th dans l'eau dans divers pays.	42
4.10	Variation des concentrations (Bq/l) des différents radioéléments présentent dans l'eau.	42

Remerciements

Tout d'abord, je remercie " *ALLAH* " le tout puissant, pour tous les bienfaits qu'il nous accorde, et de nous avoir offert le courage et la patience pour élaborer ce modeste travail, *Al Hamdou li ALLAH* ;

Ce travail a été réalisé au niveau de Laboratoire de Dosimétrie du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (*CRNA*), dirigé par Madame Z. Mokrani chercheur Expert que je remercie de m'avoir accueilli dans son laboratoire et du soutien qu'elle a porté à ce travail.

Je tiens tout d'abord, à exprimer ma reconnaissance et mon profond respect à mon promoteur Monsieur M. Aït-Ziane, qui m'a constamment guidé et encouragé tout au long de ce travail qui porte son empreinte.

Je remercie vivement Monsieur A. Mouzali, pour l'aide qu'il m'a apporté, pour ses conseils et son encouragement.

J'exprime mon profond respect à Monsieur R. Khelifi d'avoir accepté de présider mon jury.

Je remercie vivement Messieurs A. Ben Bourenene, et O. Amri du *CRNA* pour les précieux aides qu'ils m'ont apportés, leurs conseils et leurs encouragements, sans oublier Mesdames Meriem, Farah et Fouzia

Je remercie tout particulièrement mes parents pour leur contribution, et surtout *DIDIN* et ses parents pour leur soutien et leur patience, sans oublier mes proches et mes amis, qui m'ont toujours encouragée au cours de la réalisation de ce mémoire.

Merci à tous et à toutes.

Résumé

Il nous est impossible d'échapper à la radiation, elle existe autour de nous partout où nous allons, même les eaux que nous consommons contiennent de la radioactivité.

Formé de la croûte terrestre, le radon (^{222}Rn) est parmi les radioéléments naturels présents dans l'eau. Ces concentrations peuvent varier en fonction de localisation et des conditions environnementales. Il provient de la désintégration de l'uranium et depuis 1987 il a été reconnu, par *ICRP* et *OMS*, comme cancérigène. Le ^{222}Rn et ses descendants solides peuvent parvenir aux poumons en cas d'inhalation et même au système digestif en cas d'ingestion.

Dans le cadre d'une réflexion globale sur l'eau, la commission européenne a émis, en 2001, une recommandation concernant la protection de la population contre le risque du radon dans l'eau.

Dans ce travail nous nous sommes intéressés à la mesure des concentrations du radon ainsi qu'aux radioéléments d'origine naturels présents dans l'eau tels que ^{40}K , ^{232}Th , ^{235}U , ^{238}U . Ces eaux de différents types (eau profonde et superficielle) ont été prélevées de diverses régions du territoire national. Les échantillons ont été analysés par la technique de spectrométrie gamma avec un détecteur germanium hyper pur (Ge-HP).

Les valeurs des concentrations du radon ainsi que des autres radioéléments d'origine naturels mesurées sont variables et inférieures à la limite recommandée par les organismes internationaux de radioprotection. Cette variabilité dépend de la nature du milieu traversé (géologie des sols). Ces valeurs ont été également comparées à celles obtenues dans divers pays rapportées dans la littérature.

Introduction

L'homme est exposé aux rayonnements émis par des sources radioactives naturelles et de nombreuses sources artificielles de natures variées, inégalement réparties sur la Terre. Selon *IUNSCEAR* (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), l'organisme international de référence en matière d'exposition humaine, « les sources de rayonnements ionisants sont considérées comme naturelles si l'exposition qui en résulte n'est pas modifiée par l'homme ».

La matière radioactive contenue dans le sol, dans l'eau et dans l'air constitue une source d'exposition pour l'homme tout comme le transfert de certains radionucléides contenus dans la chaîne alimentaire. En effet, ce transfert peut avoir lieu soit par inhalation ou par ingestion de particules déposées dans l'eau ou sur les végétaux ou par incorporation de produits dérivés d'animaux exposés à la radioactivité par inhalation ou ingestion. Cette radioactivité peut avoir deux origines : naturelle ou artificielle. La première composante est due aux radionucléides des familles radioactives naturelles ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th , au ^{40}K et ^{87}Rb ainsi qu'aux radioéléments cosmiques [Ait-Ziane, 2016].

Le radon (^{222}Rn) est un gaz radioactif d'origine naturelle, élément de la chaîne uranium ^{238}U et descendant du radium (^{226}Ra). Le risque sur la santé humaine engendré par le radon a fait l'objet, depuis de longues années, de nombreuses investigations scientifiques et depuis 1987, le radon a été reconnu par le Centre International de la recherche sur le Cancer (*CIRC*) et l'Organisation Mondiale de la Santé (*OMS*) comme cancérigène pulmonaire certain pour l'homme. En effet, lorsqu'ils sont présents dans l'air ou dans les poussières, le radon et ses descendants solides peuvent être inhalés et parvenir aux poumons et même au système digestif. Là, ils continuent à se désintégrer en émettant des particules alpha α qui endommagent ou détruisent les cellules pulmonaires [Ait-Ziane, 2016].

Dans le cadre d'une réflexion globale sur l'eau, la commission européenne a émis, en 2001,

une recommandation concernant la protection de la population contre le risque du radon dans l'eau. A cet effet, la caractérisation des teneurs en ^{222}Rn dans les eaux potables est devenue un élément important des politiques de prévention vis-à-vis du risque sanitaire présenté par ce gaz.

De plus, les concentrations de divers radioéléments contenus dans les ressources naturelles jouent un rôle essentiel en matière de santé publique et environnementale. Les radioéléments tels que ^{40}K ainsi que les séries de ^{238}U et de ^{232}Th sont les principales sources de rayonnement gamma dans les roches, les sols et dans l'eau. Le corps humain pourrait être soumis à de telles sources de rayonnement, à l'extérieur ou à l'intérieur par inhalation et/ou par ingestion. La surveillance en continu de la variation des concentrations de ces radioéléments principalement dans l'eau potable est nécessaire à des fins de radioprotection.

Dans ce travail, nous nous intéressons à la mesure du gaz ^{222}Rn dans l'eau souterraine prélevée de plusieurs régions d'Algérie ainsi qu'à certains éléments radioactifs d'origine naturels présents également dans l'eau à l'aide de la technique de spectrométrie gamma. Les résultats seront comparés aux valeurs recommandés par les organisations internationales compétentes en matière de radioprotection.

Le présent manuscrit est structuré en quatre chapitres. Le premier chapitre [Radon et radioactivité naturelle] est consacré à la présentation de la radioactivité naturelle et le radon en particulier tout en mettant l'accent sur le risque engendré et les différentes techniques pour le mesurer.

Le deuxième chapitre [Détection et Spectrométrie Gamma] traite le principe physique de la détection des rayonnements γ ainsi que les principaux modules électroniques qui compose une chaîne spectrométrique

Le troisième chapitre [Matériels et Méthodes] est dédié à la partie expérimentale où nous allons présenter le matériel utilisé ainsi que la méthode expérimentale suivie pour déterminer les concentrations des radioéléments à partir de l'aire sous le pic de l'énergie du radioélément à analyser.

Le dernier chapitre [résultats et discussions] est consacré à la présentation et à la discussion des résultats expérimentaux obtenus. Les résultats seront comparés à ceux publiés dans la littérature ainsi qu'à ceux recommandés par les organismes internationaux notamment la Commission Internationale de la Protection Radiologique (*CIPR*) et (*OMS*).

Chapitre 1

Radon et la radioactivité naturelle

1.1 Introduction

L'être humain est exposé aux rayonnements ionisants émis par des sources radioactives naturelles nombreuses, La première composante est due aux radionucléides des familles radioactives naturelles ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th , au ^{40}K et ^{87}Rb ainsi qu'aux radioéléments cosmiques [Aït-Ziane, 2016].

La radioactivité des eaux a une relation directe avec la nature géologique des roches qu'elles traversent tout au long de leur parcours jusqu'à la surface. elles se chargent en divers radioélément et notamment en radon, dissous dans différent types d'eau (eau profonde, eau superficielle).

Une caractérisation du terme source de radon sera réalisée afin de déterminer les concentrations du radon dans l'eau, on intégrera à la mesure des radioéléments dans l'eau, En 2001, la commission européenne a émis, dans le cadre d'une réflexion globale sur l'eau, une recommandation concernant la protection de la population contre le risque du radon dans l'eau.

1.2 Origines de la radioactivité naturelle

La radioactivité naturelle est omniprésente et a toujours existé sur la Terre. D'origine à la fois terrestre et cosmique (Soleil, galaxies et étoiles), elle constitue pour l'homme une source d'exposition non négligeable qui dépend des lieux et des modes de vie des populations.

On distingue deux catégories de radioéléments naturels :

1.3 Généralités sur le radon

Découvert en 1899, le radon est un gaz d'origine naturelle, émanant du sol, inodore, incolore, insipide. C'est un gaz rare, donc chimiquement inerte, mais soluble dans l'eau. Généralement, le radon se dilue rapidement dans l'atmosphère dès qu'il atteint la surface du sol. Il possède trois isotopes naturels (^{219}Rn , ^{220}Rn et ^{222}Rn) descendants de radionucléides présents dans les sols (^{235}U , ^{232}Th , ^{238}U , respectivement).

Le ^{222}Rn est un élément radioactif naturel, dont l'importance tient à ce qu'il est la principale source de radioactivité à laquelle l'homme est exposé [UNSCEAR2008]. Cet isotope fait partie de la filiation radioactive de ^{238}U dont il constitue le sixième descendant. Il est issu de la désintégration du ^{226}Ra et se désintègre lui-même jusqu'au ^{206}Pb le dernier descendant stable pour cette chaîne, Le ^{222}Rn a une période très courte (3.8 jours), et serait alors inobservable dans notre environnement s'il n'était pas régénéré en permanence.

1.4 Sources du radon

Le ^{222}Rn provient de la désintégration radioactive de l'uranium contenu dans les roches et dans les sols. Il peut se trouver que la concentration de radon d'un sol à un autre soit différente. Cela s'explique par le fait que dans une roche donnée, les minéraux contiennent différentes concentrations de ^{222}Rn qui passe par ces roches. L'uranium peut être transporté par des processus géologiques dans les fissures et autres structures perméables de la roche mère. Les sols étant des produits de la dislocation de la roche mère, il existe différents processus de formation d'un sol à travers lesquels, on a une variation de la concentration d'uranium et donc de ^{222}Rn dans les eaux.

L'eau dans les ménages qui provient des puits de forage est susceptible de contenir du ^{222}Rn lorsque ces puits sont creusés dans la roche granitique. En effet, le ^{222}Rn est soluble dans l'eau, d'une diverse concentration, Cela s'explique par le traitement que subit cette eau. Pour certains nombre de raisons, le ^{222}Rn s'en échappe [Durrani et al., 1997].

TAB. 1.1: présente quelques sources de ^{222}Rn sur terre.

Sources	Production annuelle (Bq/an)
Sol	9.1019
Océans	9.1017
Extraction de gaz naturel	3.1014
Extraction de charbon	2.1013

1.5 Impact du radon sur la santé

En 1988, le caractère cancérigène du radon a été reconnu par l'Agence Internationale de Recherche contre le Cancer [NRC,1988]. Depuis les années 1990, des études épidémiologiques importantes ont été réalisées sur le risque sanitaire du radon. Selon l'OMS, le radon est responsable de la plus grande part de l'exposition humaine à la radioactivité. Les doses issues du radon et ses descendants reçues par certains organes ont fait l'objet de nombreuses études. Il en ressort que le cancer de poumon, la leucémie, et le cancer de l'estomac sont les risques sanitaires auxquels l'Homme est exposé en présence du radon [UNSCEAR,1993].

A cet effet, la caractérisation des teneurs en ^{222}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, près de 7% sont directement liés à la manipulation de l'eau contenant du radon [NRC,1999]. 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 radon dans l'eau [EU,2001].

En effet, comme le radon peut être dissout dans l'eau, c'est en particulier le cas dans les eaux souterraines, et lorsque celles-ci entrent en contact avec des roches riches en uranium, elles peuvent avoir des concentrations de ^{222}Rn importantes, atteignant parfois jusqu'à plusieurs centaines, voire des milliers de Bq/l .

De plus l'inhalation du radon émané de l'eau, l'ingestion de cette eau riche en ^{222}Rn peut présenter un risque sanitaire. Les particules α issues de ce gaz et de ces descendants radioactifs irradient la paroi de l'estomac et des autres régions du tractus gastro-intestinal.

Il est à noter qu'à partir des études menées en 2006 par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), l'estomac constitue l'organe le plus exposé au radon suite à l'ingestion de l'eau [CIPR2006].

1.6 La réglementation

En ce qui concerne l'eau de boisson, les "Directives de qualité pour l'eau de boisson" de l'OMS et de la Commission Européenne recommandent de mettre en place des contrôles (dosages répétés par exemple) si la concentration de radon dépasse 100Bq/l dans le réseau d'alimentation en eau potable. Au-delà de 1000Bq/l , la Commission Européenne préconise de prendre des mesures correctives [OMS,2008].

TAB. 1.2: Valeurs guides du ^{222}Rn dans l'eau potable.

Directive / recommandation	Concentration en (Bq/l)	Références
EURATOM DWD (E-DWD)	100-1000	EURATOM, 2013
24 états membres de l'UE*	100	-
Irlande, Portugal, Espagne	500	-
Finlande	1000	-
OMS	100	OMS, 2008

* Autriche, Belgique, Bulgarie, Croatie, Chypre, République tchèque, Danemark, Estonie, France, Allemagne, Grèce, Hongrie, Italie, Lettonie, Lituanie, Luxembourg, Malte, Pays-Bas, Pologne, Roumanie, Slovaquie, Slovénie, Suède, Royaume-Uni.

1.7 Techniques de mesure du radon

Il existe de nombreuses méthodes pour mesurer la concentration du ^{222}Rn dissous dans l'eau, elles sont soit directes (spectrométrie gamma) soit indirectes (après dégazage du radon dissous dans l'eau). La figure (1.2) schématise les différentes techniques existantes de mesure du radon dans l'eau [NF, 2007].

1.7.1 Comptage par scintillation liquide

La technique la plus ancienne et la plus utilisée est celle des fioles scintillantes [Damon et hyde 1952, lucas 1957], suivie par celle basée sur l'utilisation d'un liquide scintillant, ce dernier dispositif peut être un bon outil de référence pour la mesure du ^{222}Rn dans l'eau

Le principe de la mesure du ^{222}Rn par LSC est basé sur l'extraction de ^{222}Rn dans l'eau, Pour comprendre ces techniques, il faut connaître les phénomènes physico-chimiques intervenant

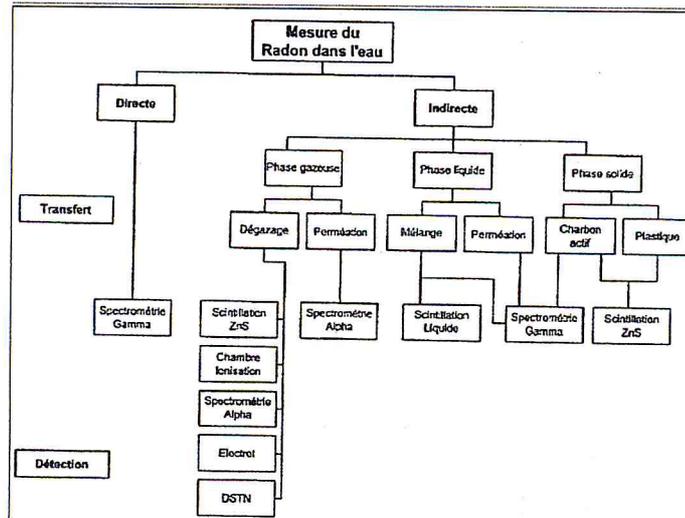


FIG. 1.2: Techniques de mesure du radon dans l'eau

dans le processus d'émission de lumière, de détection et d'analyse des impulsions. La qualité des résultats obtenus repose sur la qualité des sources scintillantes, la détermination de leur rendement lumineux, l'étalonnage des détecteurs et l'appréciation de l'incertitude de mesure. Ces techniques consistent à mélanger la solution radioactive à mesurer à un liquide scintillant et à transformer les rayonnements ionisants, consécutifs aux désintégrations radioactives, en lumière, détectable et quantifiable. Elle repose ensuite sur la qualité des sources scintillantes, la détermination de leur rendement lumineux, l'étalonnage des détecteurs et l'appréciation de l'incertitude de mesure. Elle suppose enfin l'utilisation d'appareils de mesure fiables et vérifiables(Figure.1.3)[NF, 2007].

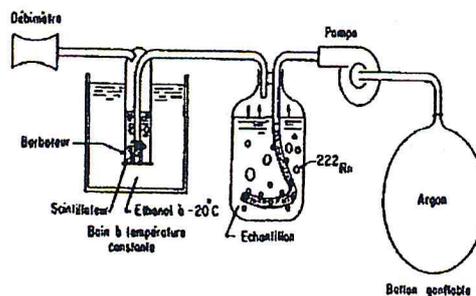


FIG. 1.3: Comptage de scintillation liquide (LSC)

1.7.2 Emanométrie

L'Emanométrie est basée sur le dégazage de l'échantillon suivi d'une détection de particules alpha par divers systèmes de détection. Lorsqu'un échantillon d'eau est dégazé, le ^{222}Rn est transféré sur une cellule de mesure soit par un flux de gaz inerte, soit par une circulation d'air ou un vide.

Plusieurs techniques de détection peuvent être appliquées pour déterminer la concentration de l'activité du radon dans la phase gazeuse :

- les cellules à scintillation comme la cellule Lucas
- le détecteur à semi-conducteur de silicium
- la chambre d'ionisation.

La technique est sensible à la température de l'eau car elle peut influencer le niveau de dégazage pendant le transport [ISO, 2013].

Une approche de dégazage consiste à placer l'échantillon d'eau dans une cellule de dégazage, et à introduire de l'air exempt de radon ou des gaz inertes dans un système fermé. De cette façon, le radon est purgé de l'échantillon et à l'aide d'une pompe transportée à la cellule de comptage ou au détecteur. La concentration de l'activité du radon dans l'air sera mesurée et la concentration initiale dans l'eau peut être dérivée de cette mesure

1.7.3 Spectrométrie gamma

Dans la spectrométrie gamma, la concentration de ^{222}Rn provient de la mesure de ses descendants radioactifs le ^{214}Bi (609.3 keV et 1120.3 keV) et le ^{214}Pb (351.9 keV). Comme ils ont des courtes durées, l'équilibre séculaire est établi seulement durant 3 heures (relation (1.9)). Les scintillateurs ($\text{NaI} : \text{Tl}$) ou les semi conducteurs (Ge-HP) sont les détecteurs les plus utilisés pour la détection des rayonnements gamma. Cependant, en raison de leur faible résolution, les scintillateurs sont utilisés pour le dépistage (détection de traces), tandis que les semi conducteurs (Ge HP) sont mieux adaptés pour l'analyse qualitative et quantitative.

1.8 Équilibre radioactif

L'activité $A(t)$ représente le nombre de désintégrations par unité de temps d'un élément comportant $N(t)$ noyaux radioactifs à l'instant t , elle est donnée par :

$$A = -\frac{dN(t)}{dt} = \lambda N \quad (1.1)$$

Où :

λ représente la constante de décroissance radioactive du radioélément (en s^{-1}) reliée à la période $T_{1/2}$ par la relation suivante :

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (1.2)$$

Le noyau père décroît en accord avec les équations de la décroissance radioactive traitées dans cette partie :

$$A_1 = -\frac{dN_1}{dt} = \lambda_1 \times N_1 \quad (1.3)$$

quantité de noyaux fils est fonction de deux processus : la décroissance radioactive et en suite la croissance radioactive par décroissance des noyaux pères, respectivement :

$$\frac{dN_2}{dt} = -\frac{dN_1}{dt} = -\lambda_2 N_2 + \lambda_1 N_1 \quad (1.4)$$

Tandis qu'au temps zéro ($N_2^0 = 0$) :

La solution de cette équation différentielle est :

$$A_2 = -\frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_1^0 (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (1.5)$$

Tandis qu'à activité et temps zéro ($N_2^0 = 0$) :

$$A_2 = -\lambda_2 N_2 = -\frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} A_1^0 (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (1.6)$$

Ce type de relation entre activité père et fils intervient quand la demi de vie du noyau père est infiniment plus grande que celle du noyau fils. On peut citer les exemples des relations entre les isotopes, à vie longue, de l'uranium et du thorium, ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th , et leurs produits de

décroissance

$$\lambda_1 \ll \lambda_2 \quad (1.7)$$

Lorsque λ_1 est très petite devant λ_2 on considère donc que λ_1 est négligeable

Vu que l'équation (1.6) se transforme pour $\lambda_2 t \rightarrow \infty$ en :

$$A_2 = A_1^0 e^{-\lambda_1 t} = A_1 \quad (1.8)$$

Dans notre cas l'équilibre séculaire étant vérifié, on prendra donc les équations (1.6) et (1.8) et on trouve :

$$t_m = \frac{\ln(\lambda_1/\lambda_2)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} \quad (1.9)$$

Chapitre 2

Détection et Spectrométrie Gamma

2.1 Introduction

De nombreuses techniques d'analyse élémentaire sont fondées sur l'utilisation de spectres de raies atomiques ou nucléaires. Pour pouvoir identifier les raies émises et mesurer leurs intensités, il est nécessaire de les détecter. Dans ce chapitre, nous allons décrire le principe physique de la détection par une chaîne de spectrométrie γ de haute résolution ainsi que les principaux modules électroniques qui la compose.

La spectrométrie γ est une technique d'analyse non destructive, assez rapide et qui ne nécessite pas de préparations particulières de l'échantillon. Elle permet la détermination qualitative et quantitative des radioéléments émetteurs γ dans un échantillon naturel liquide ou solide. L'analyse se fait suite à l'interaction du rayonnement γ émis par le radioélément contenue dans l'échantillon et le détecteur.

2.2 Interaction photon- matière

Les rayonnements γ sont des rayonnements électromagnétiques de haute énergie produits lors de la désintégration radioactive ou d'autre processus nucléaire ou subatomique tel que l'annihilation d'une paire électron-positron. Ils possèdent une longueur d'onde très courte inférieure à $5 \times 10^{-12} m$.

Les γ sont plus pénétrants que les rayonnements α et les β , mais ils sont moins ionisants. Ils sont de même nature que les rayons X mais d'origine différente. Les γ sont produits par des

transitions nucléaires tandis que les X sont produites par des transitions atomiques.

2.2.1 Effet Photoélectrique

Il s'agit de l'absorption totale de l'énergie du photon incident par l'ensemble de l'atome lorsque le photon rencontre un électron fortement lié (Figure. 2.1).

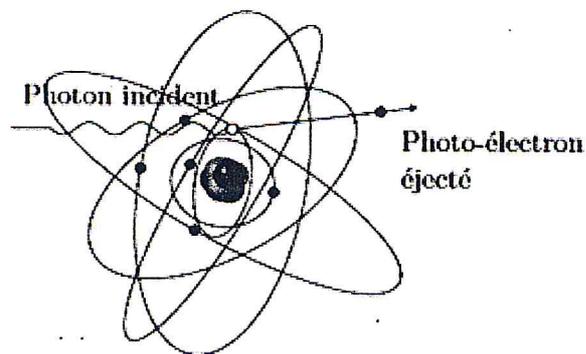


FIG. 2.1: Effet photoélectrique

Cet effet ne peut se produire que si l'énergie du photon est supérieure à l'énergie de liaison B de l'électron qui se trouve alors éjecté avec une énergie cinétique selon la relation suivante :

$$T = E_{\gamma} - B \quad (2.1)$$

Où :

T est l'énergie cinétique de l'électron arraché, E_{γ} est l'énergie du photon incident et B est l'énergie de liaison de l'électron dans les couches les plus profondes de l'atome. Cette dernière varie selon le nombre atomique ($B = 13,6 \text{ eV}$ pour $Z = 1$ et $B = 142 \text{ keV}$ pour $Z = 100$).

2.2.2 Effet Compton

C'est une diffusion incohérente entre un photon et un électron orbital peu lié. L'effet Compton s'explique simplement en appliquant les lois de la conservation de l'énergie et du moment cinétique au choc du photon avec un électron libre (Figure. 2.2).

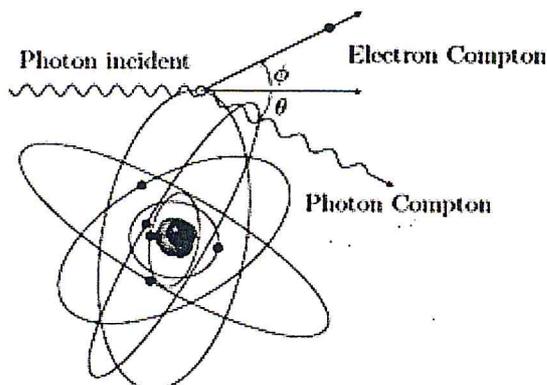


FIG. 2.2: Diffusion Compton

Le photon est dévié, l'électron acquiert une énergie cinétique T qui dépend de l'angle de diffusion donnée par la relation suivante :

$$T = E_{\gamma} - E'_{\gamma} = \frac{\frac{E_{\gamma}}{m_0 c^2} (1 - \cos \theta)}{1 + \frac{E_{\gamma}}{m_0 c^2} (1 - \cos \theta)} E_{\gamma} \quad (2.2)$$

2.2.3 Création de paires

Si un photon énergétique passe au voisinage du noyau, il peut interagir avec le champ électromagnétique très intense de celui-ci et créer deux particules de charges opposées (un électron et un positon), qui vont emporter sous forme d'énergie cinétique une énergie donnée par le bilan énergétique suivant :

$$E_{\gamma} = T^+ + T^- + 2 \times m_0 c^2 \quad (2.3)$$

T^+ et T^- sont les énergies cinétiques des particules chargées.

Cet effet n'est possible que pour un photon possédant une énergie supérieure à 1.022 MeV à proximité d'un noyau.

2.2.4 Atténuation des photons dans la matière

Lorsqu'un faisceau de photons γ pénètre dans un milieu, il subit une atténuation, en passant par la matière. Cette atténuation est liée à des interactions élémentaires entre les photons

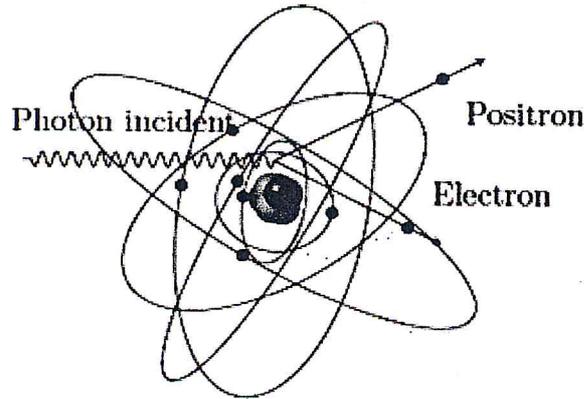


FIG. 2.3: Création de paires

incidents et les constituants du milieu. Ces interactions peuvent conduire à une absorption en trois mécanismes distincts dont l'importance relative dépend de la nature du matériau absorbant (Z) et de l'énergie du photon incident (Figure.2.4). Les rayonnements γ sont absorbés selon la loi exponentielle :

$$I(d) = I_0 \times e^{-\mu d} \quad (2.4)$$

où :

μ est le coefficient d'atténuation linéique donné en cm^{-1} , d est l'épaisseur du milieu en cm.

Le coefficient μ dépend de l'énergie du photon et de la nature du milieu, il est lié à la section efficace totale d'interaction σ_{tot} par la relation :

$$\mu = n \times \sigma_{tot} = n \times (\sigma_{pe} + \sigma_c + \sigma_{pair}) \quad (2.5)$$

où :

n est le nombre d'atomes dans la matière par unité de volume,

σ_{tot} , σ_{pe} , σ_c et σ_{pair} sont la section efficace d'absorption et les sections efficaces liées aux différents processus d'interaction photonique respectivement.

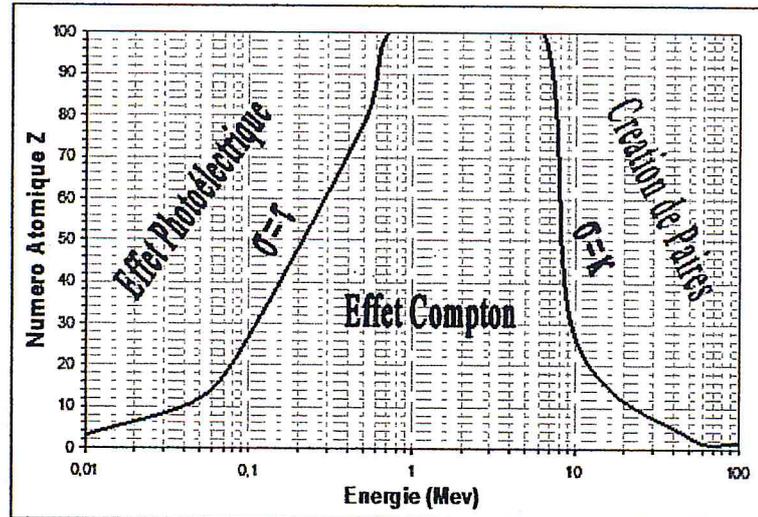


FIG. 2.4: Prédominance des interactions photon – matière en fonction de l'énergie du photon incident et du numéro atomique Z [Ait-Ziane 2006].

2.3 Notions générales sur la détection

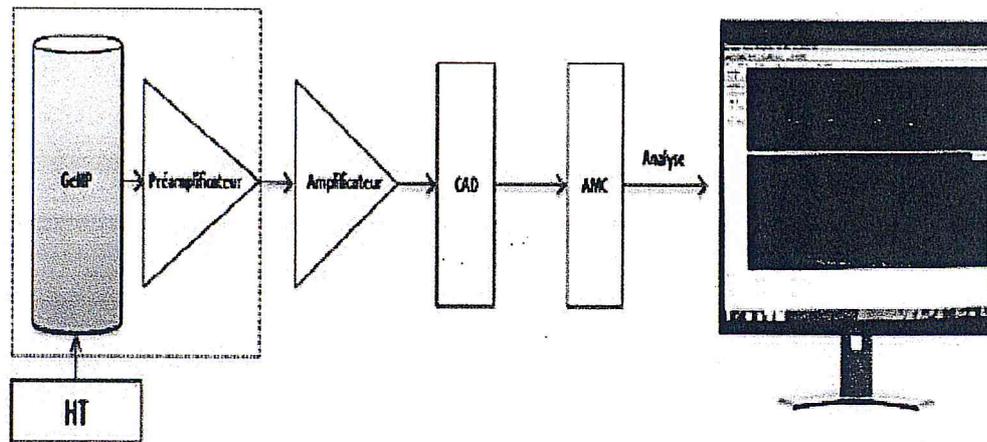
La détection est basée essentiellement sur l'ionisation et l'excitation. Ces deux mécanismes induisent simultanément ou séparément, le transfert de l'énergie du rayonnement au milieu considéré.

2.3.1 Principe de la détection

Le rayonnement pénètre dans un volume sensible, interagit avec le matériau absorbant et lui cède son énergie. Ce dépôt d'énergie crée tout au long de sa trajectoire des effets physique qui permettent la détection des rayonnements émis. La collecte de ces dernières donne un signal qui sera traité par une chaîne électronique associée au détecteur.

2.3.2 Chaîne de mesure

La chaîne de mesure classique est constituée d'un détecteur, un préamplificateur, un amplificateur, un convertisseur analogique numérique (ADC), une électronique d'acquisition et un logiciel d'analyse. La figure II.5 représente le schéma synoptique d'une chaîne de mesure dédiée à la spectrométrie γ .

FIG. 2.5: Schéma simplifié d'une chaîne de spectrométrie γ .

Pour notre service, il dispose de cinq chaînes de spectrométrie gamma, chaque chaîne est constituée des modules suivants :

- Détecteur Germanium Hyper-Pur
- Enceinte blindée
- Préamplificateur : Est le premier dispositif rencontré en sortie du détecteur. Son rôle est de réaliser une première amplification du signal généré par l'interaction du gamma avec le cristal.
 - Amplificateur : Exploite les impulsions sortant du préamplificateur, il adapte tout d'abord l'amplitude du signal incident à une gamme de tension-exploitable par l'étage suivant. Il réalise ensuite une mise en forme, le plus souvent gaussienne (Figure. 2.6).
 - Haute tension : Elle est réglée sur une différence de potentiel consigné par le producteur de détecteur.
 - Analyseur multicanaux (*MCA*) : Permet enfin de trier les impulsions en fonction de leur amplitude. Il est doté de mémoires permettant de stocker ces données dans des canaux correspondant à des intervalles de tension et de les transmettre en ligne vers un ordinateur. Les enregistrements ainsi obtenus sont des histogrammes qu'on appelle «spectre différentiels de hauteur d'impulsion ». la plupart du temps, le logiciel utilisé pour l'acquisition des données permet également de réaliser une première analyse qualitative et quantitative des spectres.
 - Convertisseur analogique- numérique (*ADC*) : Convertie le signal électrique envoyé

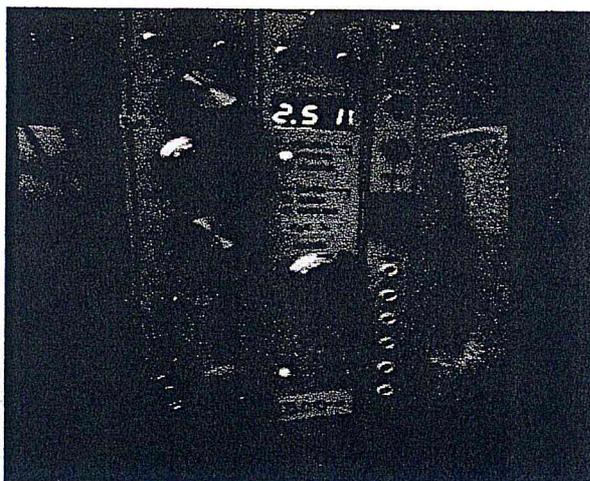


FIG. 2.6: Amplificateur

précédemment par l'amplificateur en un système de codage numérique, traité ensuite par un analyseur multicanaux.

- Carte mémoire tampon
- Micro-ordinateur
- Logiciel de traitement et d'analyse du signal : Le logiciel de spectrométrie Génie 2000 propose, l'acquisition, la visualisation et l'analyse de données spectrométriques sur les ordinateurs PC. Il permet de contrôler plusieurs détecteurs de façon indépendante et se connecte en réseau aisément. Son fonctionnement par fenêtres de rend très convivial et de nombreux programmes exécutables d'utilisation simple peuvent y être ajoutés. Le Génie 2000 permet de visualiser en temps réel la sortie de l'analyseur multicanaux, à savoir un spectre avec en abscisse le numéro de canal et en ordonnée le nombre de coups dans ce canal.

2.3.3 Détecteur Ge (HP)

Il est constitué d'un cristal en germanium, d'une structure en plomb permettant d'atténuer le bruit extérieur (rayonnement cosmique..), d'une structure en cuivre (cage de Faraday) et d'un cryostat permettant de baisser la température du cristal et donc son agitation thermique ceci limite donc le bruit et stabilise le cristal (Figure.II.7). Les détecteurs germanium existent sous trois configurations géométriques : planaire, coaxiale et puits.

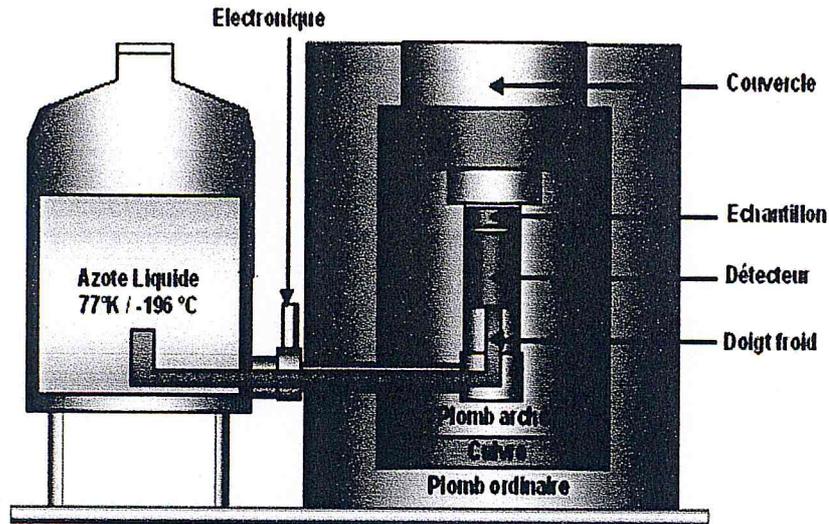


FIG. 2.7: Détecteurs Ge(HP)

2.4 Exemple d'un spectre gamma

Les signatures des trois principaux processus d'interaction photon-matière (photo-électrique, Compton et création de paire) sont observées dans les spectres de désexcitation γ . La figure (2.8) illustre le spectre d'une source mono-énergétique d'énergie 2 MeV. Nous obtenons un spectre composé de :

- Pic d'absorption totale : dépôt total de l'énergie du photon incident dans le détecteur. Ce dépôt d'énergie peut se faire par le biais d'une ou plusieurs interactions successives, réalisées dans un intervalle de temps inférieur au temps de résolution du détecteur. Ceci correspond au temps de collecte des charges mises en mouvement dans le volume de détection.
- Front Compton : dépôt partiel de l'énergie du photon incident. Il s'étale entre le pic de rétrodiffusion ($\theta = \pi$, transfert maximum à l'électron Compton) situé à $E_{min} = 0,226 \text{ MeV}$ et le pic photoélectrique ($\theta = 0$, sans transfert d'énergie). Le front Compton situé à 1,774 MeV qui correspond à l'énergie $(E_\gamma - E_{min})$. Le pic de rétrodiffusion est dû principalement à l'influence du milieu environnant sur la partie active du détecteur.
- Pic de rétrodiffusion : il correspond à la rétrodiffusion des photons dans le milieu environnant la partie active du détecteur.
- Pics d'échappement : sont liés à l'effet de matérialisation (si $E_\gamma \geq 1,022 \text{ MeV}$), ils sont situés à $(E_\gamma - 0,511) \text{ MeV}$ et $(E_\gamma - 1,022) \text{ MeV}$ respectivement pour les pics simple et

double échappement.

- Pic d'annihilation : dû à l'annihilation d'un positron avec un électron dans le milieu traversé, il est situé à $0,511 \text{ MeV}$ pour $E_\gamma \geq 1,022 \text{ MeV}$.

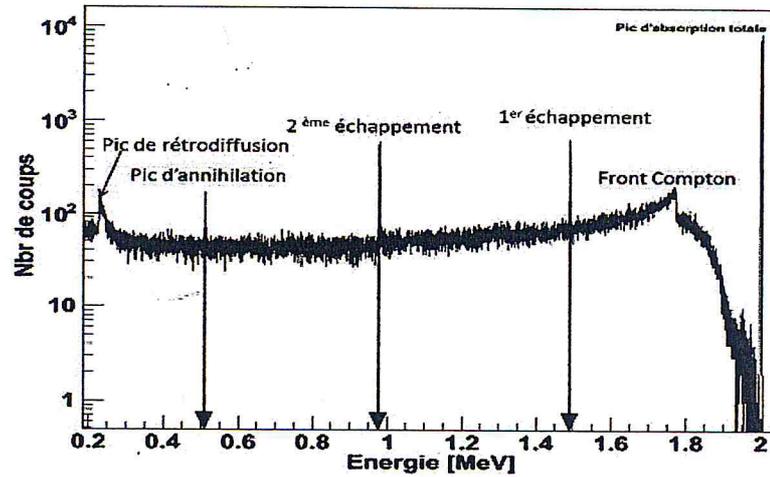


FIG. 2.8: Spectre gamma haute résolution

Chapitre 3

Matériels et Méthodes

3.1 Introduction

Nous avons vu dans les chapitres précédents que la désintégration des noyaux atomiques est suivie très souvent par l'émission de γ qui le caractérise. Leurs interactions avec le détecteur se traduisent par un dépôt d'énergie total ou partiel. A partir du spectre enregistré, il est possible de remonter à l'activité du radioélément présent dans l'échantillon analysé. La performance d'un spectromètre est liée à sa capacité de détecter des raies peu intenses (efficacité) et de séparer des raies très proches en énergie (résolution).

Pour évaluer les concentrations, nous les avons mesurées par spectrométrie γ . Elle est praticable sur des échantillons de dimensions relativement grandes et la détection se fait dans des conditions normales. Dans ce chapitre, nous présentons le matériel utilisé ainsi que la méthode expérimentale suivie pour réaliser ce travail.

3.2 Matériels utilisés

Le dispositif expérimental utilisé pour la détection des rayonnements γ est constitué de trois (3) chaînes spectrométriques disponibles au niveau du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (*CRNA*). Chaque chaîne est constituée d'un détecteur Germanium de haute pureté auquel est associé un ensemble de modules électroniques composé d'une haute tension HV power supplying (voir tableau 3.1), un amplificateur de marque Canberra (voir tableau 3.1), un analyseur multi canal (*MCA*) de marque Canberra intégré avec une carte mémoire reliée à l'unité centrale d'un

ordinateur permettant la mise en forme des impulsions, l'amplification et la mise en mémoire des impulsions délivrées lors du passage de ces rayonnements à travers le détecteur. Les analyses des spectres γ ont été effectuées à l'aide d'un logiciel de dépouillement automatique Génie-2000 permettant de donner. Il est noté que, afin de réduire le bruit de fond de la radioactivité ambiante au cours de l'acquisition,

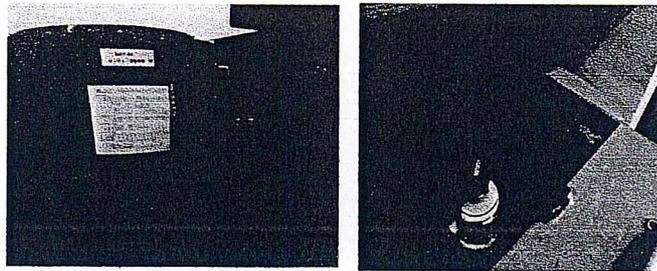


FIG. 3.1: Détecteur Germanium Hyper-Pur

le détecteur est installé dans un château blindé en plomb, avec couverture interne en cuivre (Figure. 3.1).

Les spécifications des différents détecteurs ainsi que l'électronique associée sont données dans le tableau 3.1.

TAB. 3.1: Spécification du détecteur et données de performance.

	Détecteur 1	Détecteur 2	Détecteur 3
Modèle détecteur	-	GX3018	GC3018
Numéro de série	b 83112	b 01144	9714
Efficacité relative	10%	30%	30%
Résolution	2 keV	1.8 keV	1.8 keV
Description du cryostat ou Drw	verticale, type 2500	verticale, type 7500	$\phi = 3^\circ$
Données de performance	23/02/1984	19/02/2001	05/26/2010
Géométrie	Coaxial ouvert	Coaxial ouvert	-
Diamètre	47 mm	57 mm	62.2 mm
Longueur	35 mm	56 mm	40.2 mm
Zone active face à la fenêtre	16,9 cm ²	-	-
Distance de la fenêtre	5 mm	5 mm	5 mm
Tension PA recommandé	(-) 0,4	(-) 1.6	-
Modèle de la haute tension	Ortec 459	Canberra 3106D	Canberra
Modèle de l'amplificateur	2022	2026	-
Temps mort (%)	0.01	0.03	0.06

3.3 Etalonnage et mesure

Afin de s'assurer que l'ensemble de la chaîne d'acquisition de spectrométrie gamma est correctement étalonné, pour cela, on doit se conformer à la norme NF ISO 18589-3 [2015].

3.3.1 Calibration analogique

D'abord nous avons procédé au réglage de la polarisation de la pente de conversion Energie - Canal des différentes chaînes, en tenant compte que la mémoire du MCA est caractérisée par une capacité de 16384 canaux pour une énergie maximale égale à 2000 *keV*. En utilisant une source de ^{137}Cs dont l'énergie est égale à 661.6 *keV*, nous avons fixé le pic au canal n° 5419 (Tableau 3.2).

TAB. 3.2: la polarisation et le réglage de la pente de conversion avec la MCA.

$E(\text{keV})$	Canal
2000	16384
661,6	5419

3.4 Etalonnage en énergie

L'étalonnage en énergie est effectué pour les 3 détecteurs par un comptage d'une demi-heure à l'aide de trois sources ponctuelles couvrant une large gamme d'énergie (59.5 à 1332 *keV*). Les résultats de cet étalonnage sont présentés dans le tableau (3. 3). Grace à cette courbe d'étalonnage (Figure. 3.2), valables pour les trois détecteurs, on peut déterminer l'énergie associée à n'importe canal.

TAB. 3.3: Représentation de sources et étalonnage en énergie du détecteur.

Sources	Sources radioactives			
	^{241}Am	^{137}Cs	^{60}Co	
$E(\text{keV})$	59,5	661,6	1173,2	1337,25
Canal	487	4519	9610	10954

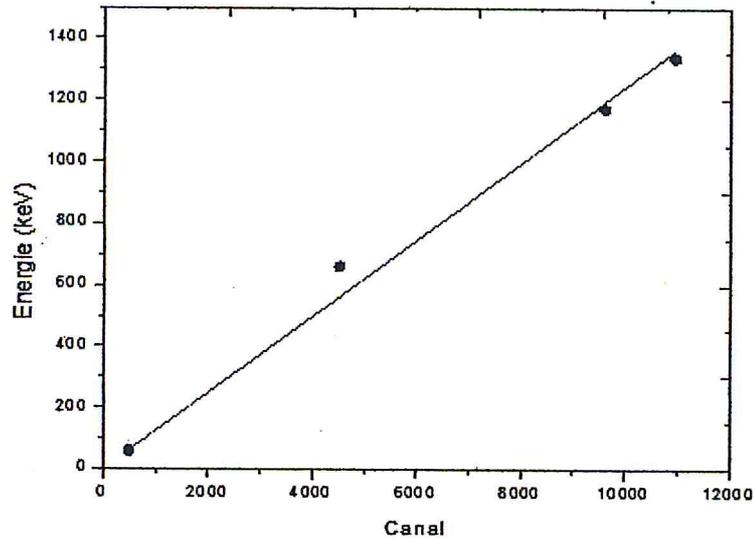


FIG. 3.2: Courbe d'étalonnage en énergie

3.4.1 Etalonnage en efficacité

Pour effectuer l'étalonnage en efficacité, nous avons utilisé deux standards radioactifs de deux géométries différentes pour les trois détecteurs (tableau 3,4), le premier constitué d'une solution de $\text{HCl-}^{152}\text{Eu}$ dans un flacon en polyéthylène de 0.250 litre. Le second est constitué de la même solution remplie dans un flacon en verre de 1 litre. Ce radionucléide est un émetteur de plusieurs pics gamma, couvre une gamme d'énergie allant de 121.78 à 1408 keV. Le temps de comptage t_c choisi pour les différentes chaînes de mesure est égal à 57600 s.

L'expression analytique de l'efficacité de détection ε_i pour une énergie du pic_i , est décrite par la relation suivante :

$$\varepsilon_i = \frac{N_{net_i}}{A_i \times I_i \times t_c \times V_i} \quad (3.1)$$

Où :

N_{net_i} est le comptage net du pic_i du standard ;

A_i est l'activité actuelle du standard ;

I_i est la probabilité d'émission gamma pour l'énergie du pic_i ;

t_c est le temps de comptage.

V_i est le volume du standard

TAB. 3.4: Activités et volumes des standards utilisés pour chaque détecteur.

Standard	Volume (l)	Activité initiale (Bq)	Activité actuelle (Bq)	Détecteur n°
HCl- ^{152}Eu	0.25	1050	430.92	2
HCl- ^{152}Eu	1000	697	569.74	1,2 et 3

Le spectre de mesure obtenue pour le standard HCl- ^{152}Eu est présenté dans la figure 3.3.

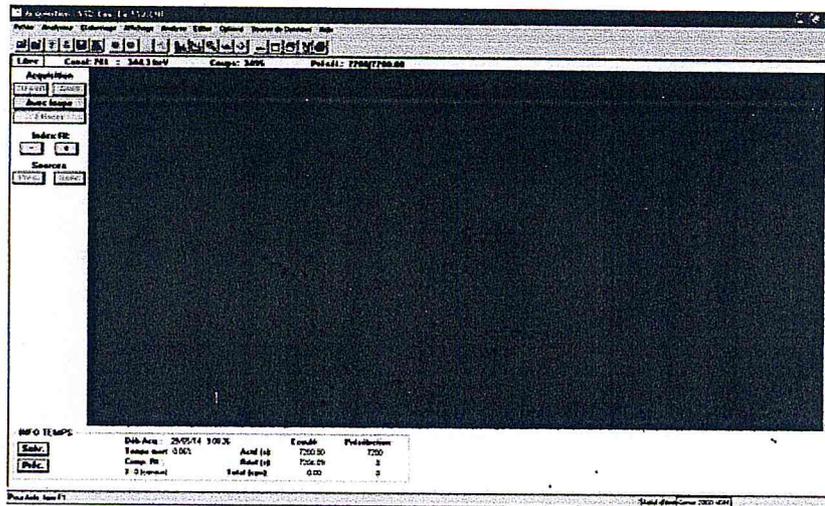


FIG. 3.3: Spectre de raie gamma du standard d' ^{152}Eu

Les efficacités obtenues en utilisant la relation (3.1) pour les trois chaînes de mesure utilisées sont illustrées dans la figure 3. 4 et données par la relation suivante :

$$\ln(\varepsilon) = a + b \times \ln(E) + c \times \ln^2 + d \times \ln^3(E) \quad (3.2)$$

Où :

ε est l'efficacité de détection (%);

E est l'énergie de la raie gamma (keV);

a, b, c et d sont des coefficients groupés dans le tableau 3.5 pour chaque configuration utilisée (détecteur + standard).

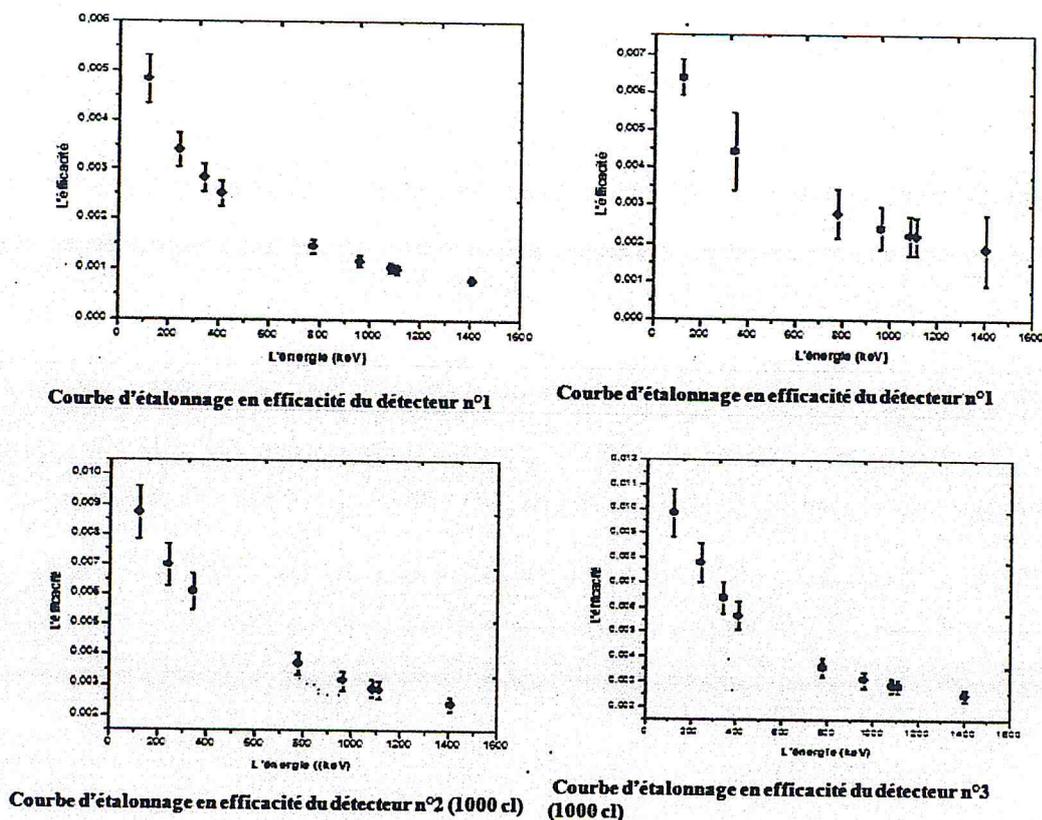


FIG. 3.4: Courbes d'étalonnage en efficacité pour les trois détecteur

3.5 Bruit de Fond

Comme les radionucléides présents dans les échantillons se retrouvent également dans l'environnement, le détecteur et l'échantillon doivent être protégés des rayonnements naturels telluriques et cosmiques par un blindage afin de réduire le bruit de fond qu'ils génèrent.

Dans notre travail, le calcul de bruit de fond a été fait par le traitement des spectres de bruit de fond qui ont été obtenues lors de la mesure des flacons de même géométrie que l'échantillon remplie en l'eau déminéralisé pour des temps de comptage très important toute en fixant les mêmes régions d'intérêt de chaque pics afin d'obtenir des surfaces nettes

$$(N_{net} = N_c - N_{BF}) \tag{3.3}$$

.Seuil de décision et limite de détection

TAB. 3.5: Valeur des coefficients pour chaque configuration utilisée (détecteur + standard).

Détecteur n°	Volume (cl)	a	b (keV^{-1})	c (keV^{-2})	d (keV^{-3})
1	1000	- 07,349	1,1850	- 0,1590	0
2	250	- 09,571	2,4310	- 0,3890	0,0153
2	1000	- 10,770	3,2920	- 0,5445	0,0246
3	1000	- 02,686	0,2827	- 0,0803	0

Lors de la mesure d'une faible concentration d'un radioélément, les résultats de la mesure peuvent être proches de celle de bruit de fond et cela est dû aux fluctuations dues à la statistique de comptage et à l'électronique du signal. On est amenée donc à connaître les limites de détection pour chaque radioélément. La figure 3.5 représente schématiquement les notions de seuil et de limite de détection formulées par Currie [1968].

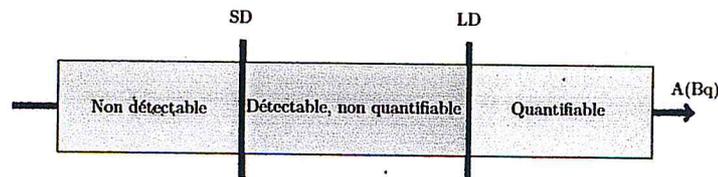


FIG. 3.5: Schéma représentant le seuil de décision SD et la limite de détection LD .

Selon la norme SO/NF 11929-2010 « Le seuil de décision (SD) correspond à la valeur de l'estimateur du mesurande telle que, quand le résultat d'une mesure réelle utilisant une procédure de mesure donnée d'un mesurande quantifiant le phénomène physique lui est supérieur, on décide que le phénomène physique est présent ». Quant à la limite de détection (LD), elle a été définie selon la norme NF T90-210-2012 comme suit : « la limite de détection est la plus petite valeur vraie du mesurande qui garantit une probabilité spécifiée qu'il soit détectable par la méthode de mesure ».

En pratique, les deux quantités sont reliées comme suit :

$$LD = \frac{\sqrt[4]{2N_{BF}}}{\sqrt[2]{\epsilon \times t_c}} t_{BF} = 2SD \quad (3.4)$$

où :

N_{BF} et t_{BF} sont le taux le temps de comptage du bruit de fond respectivement,

t_c est le temps de comptage de l'échantillon

ε est l'efficacité de détection pour la raie considérée [Cassette, 2004].

Les limites de détection obtenues pour la mesure du ^{222}Rn dans l'eau pour les trois détecteurs ainsi que les seuils de décision correspondants sont citées dans le tableau (3.6)

TAB. 3.6: Seuil de décision (SD) et la limite de détection (LD) pour ^{222}Rn dans l'eau obtenue pour les trois détecteurs.

Détecteur	SD (Bq/l)	LD (Bq/l)
1	0,0116	0,0232
2	0,0082	0,0164
3	0,0085	0,017

De même, les limites de détection obtenues pour la mesure des concentrations des radioéléments présentent dans l'eau pour les trois détecteurs ainsi que les seuils de décision correspondants sont citées dans les tableaux (3.7) et (3.8) respectivement.

TAB. 3.7: Seuil de décision (SD) pour les différents radioéléments présent dans l'eau obtenus pour les trois détecteurs.

Détecteur	Radioélément				
	^{226}Ra	^{40}K	^{238}U	^{235}U	^{232}Th
	<i>SD(Bq/l)</i>				
1	0,0116	0,022	0,0051	0,0096	0,013
2	0,0082	0,015	0,0017	0,0038	0,0066
3	0,0085	0,0088	0,0021	0,0032	0,0053

TAB. 3.8: Limite de détection (LD) pour les différents radioéléments présent dans l'eau obtenus pour les trois détecteurs.

Détecteur	Radioélément				
	^{226}Ra	^{40}K	^{238}U	^{235}U	^{232}Th
	<i>LD(Bq/l)</i>				
1	0,02	0,04	0,01	0,01	0,02
2	0,01	0,03	0,003	0,007	0,01
3	0,01	0,01	0,004	0,006	0,01

3.6 Prélèvement et conditionnement des échantillons

Dans ce travail nous avons analysé 54 échantillons de différents types d'eau (superficielle et profonde) prélevés de différentes régions d'Algérie. Les échantillons ont été complètement remplis, hermétiquement fermé et conditionnés dans des flacons de 250 *cl* et 1000 *cl* de volume afin d'obtenir l'équilibre séculaire entre le radioélément père et ses descendants émetteurs gamma objet de notre étude (Figure. 3.6).

Nous nous sommes intéressés à la mesure du ^{222}Rn et à d'autres radioéléments naturels présents dans l'eau telle que le ^{40}K , ^{232}Th , ^{235}U et ^{238}U . Les échantillons ont été codifiés et analysés à l'aide des trois chaînes de spectrométrie gamma disponible au *CRNA* (Tableau 3.9).



FIG. 3.6: Conditionnement des échantillons à analysés

3.7 Calcul des concentrations

Après avoir conditionné l'échantillon à analyser dans une géométrie identique à celle du standard, il a été placé sur le détecteur pour un temps d'acquisition égal à 172800 s soit 48 heures. Le calcul de la concentration C_i du radioélément i et l'incertitude associée est effectué à l'aide de la relation suivante :

$$C_i = \frac{\frac{N_c}{t_c} - \frac{N_c}{t_{BF}}}{\varepsilon_i \times I_i \times V} \quad (3.5)$$

TAB. 3.9: Code de l'échantillon prélevé, son volume et le détecteur où il été analysé.

Code	Détecteur	volume (l)	Code	Détecteur	volume (l)	Code	Détecteur	volume (l)
1	1	1	19	1	1	37	2	0.25
2	1	1	20	1	1	38	2	0.25
3	1	1	21	1	1	39	2	0.25
4	1	1	22	2	1	40	2	0.25
5	1	1	23	2	1	41	2	0.25
6	1	1	24	2	0.25	42	3	1
7	1	1	25	2	0.25	43	3	1
8	1	1	26	2	0.25	44	3	1
9	1	1	27	2	0.25	45	3	1
10	1	1	28	2	0.25	46	3	1
11	1	1	29	2	0.25	47	3	1
12	1	1	30	2	0.25	48	3	1
13	1	1	31	2	0.25	49	3	1
14	1	1	32	2	0.25	50	3	1
15	1	1	33	2	0.25	51	3	1
16	1	1	34	2	0.25	52	3	1
17	1	1	35	2	0.25	53	3	1
18	1	1	36	2	0.25	54	3	1

$$\frac{\Delta C}{C} = \frac{\Delta N_c}{N_c} + \frac{\Delta N_{BF}}{N_{BF}} + \frac{\Delta t_c}{t_c} + \frac{\Delta I}{I} + \frac{\Delta V}{V} + \frac{\Delta \epsilon}{\epsilon} \quad (3.6)$$

$$\frac{\Delta t_c}{t_c} + \frac{\Delta I}{I} + \frac{\Delta V}{V} + \frac{\Delta \epsilon}{\epsilon} = 2\% \quad (3.7)$$

$\frac{\Delta N_c}{N_c}$, $\frac{\Delta N_{BF}}{N_{BF}}$, sont données par Génie 2000.

Où :

N_C est l'aire sous le pic du radioélément i présent dans l'échantillon,

N_{BF} est l'aire sous le pic du BF correspondant au pic de l'élément i ,

I est la probabilité d'émission gamma pour l'énergie du pic du radioélément,

ϵ est l'efficacité pour la raie considérée,

V est le volume de l'échantillon,

t_c est le temps de comptage de l'échantillon,

t_{BF} est le temps de comptage de BF

Afin d'avoir une meilleur statistique de comptage et par conséquent un résultat fiable, seulement les raies ayant la probabilité d'émission la plus importante seront présent en considération

dans le calcul des concentrations des radioéléments.

Pour les radioéléments (^{222}Rn , ^{40}K , ^{232}Th , ^{235}U et ^{238}U) prisent en considération dans ce travail, leurs concentrations seront déterminées en utilisant la relation (3.5) a partir de leurs descendants émetteur γ

^{222}Rn :	^{214}Pb : 351,9 keV (35,8%), 295,2 keV (18,5%)
	^{214}Bi : 609,3 keV (44,8%), 1120,3 keV (14,8%)
^{238}U :	^{234}Th : 63,3 keV (3,6%), 92,6 keV (4,9%)
^{235}U :	185,7 keV (5,7%)
^{232}Th :	^{228}Ac : 911keV (26,2%)
	^{212}Pb : 283,6 keV (43,6%), 583,1 keV (34,3%)
	^{208}Tl : 583 keV (8,5%), 2614,6 keV (34,3%)
	^{212}Bi : 727 keV (6,65%), 583 keV (32,6%), 510 keV (8,7%)
^{40}K :	1460 keV (10,5%)

Chapitre 4

Résultats et Discussions

4.1 Introduction

Le caractère cancérigène du radon a été reconnu en 1987, par l'agence internationale de recherche contre le cancer (cf. chapitre 1, § 1.6.). Dans le cadre d'une réflexion globale sur l'eau, la commission européenne a émis, en 2001, une recommandation concernant la protection de la population contre le risque du radon dans l'eau (cf. chapitre 1, § 1.6.). A cet effet, la caractérisation des teneurs en ^{222}Rn dans les eaux potables est devenue un élément important des politiques de prévention vis-à-vis du risque sanitaire présenté par ce gaz.

De plus, les concentrations de divers radioéléments contenus dans les ressources naturelles jouent un rôle essentiel en matière de santé publique et environnementale. Les radioéléments tels que ^{40}K ainsi que les séries de ^{238}U et de ^{232}Th sont les principales sources de rayonnement gamma dans les roches, les sols et dans l'eau. Le corps humain pourrait être soumis à de telles sources de rayonnement, à l'extérieur ou à l'intérieur par inhalation et/ou par ingestion. La surveillance en continu de la variation des concentrations de ces radioéléments principalement dans l'eau potable est nécessaire à des fins de radioprotection.

4.2 Concentrations du ^{222}Rn dans l'eau

Les concentrations du ^{222}Rn en (Bq/l) dans les 54 échantillons d'eaux prélevés et analysés par la spectrométrie gamma ont été déterminées à l'aide de la relation (3.9) et (3.10) en tenant compte les concentrations des radioéléments suivant : ^{214}Pb avec [$351,9\text{ keV}$ (35,8%), $295,2\text{ keV}$ (18,5%)] et ^{214}Bi avec [$609,3\text{ keV}$ (44,8%), $1120,3\text{ keV}$ (14,8%)]. Les résultats sont illustrés dans la figure 4.1 et présentées dans le tableau 4.2. Seules les valeurs supérieures à la limite de détection (LD) de la chaîne d'analyse sont rapportées dans le tableau, quant aux valeurs inférieures, elles sont mentionnées par les signe « $\prec LD$ ».

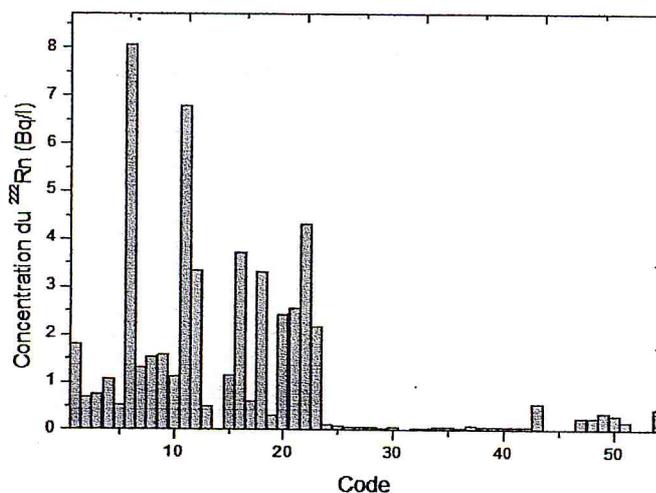
Les concentrations de ^{222}Rn dans les eaux analysées sont inférieures à la limite de référence recommandée par les organismes internationaux de radioprotection, égale à 100 Bq/l [EuC 2001], elles varient de $(0,011 \pm 0,002)\text{ Bq/l}$ à $(8,07 \pm 0,90)\text{ Bq/l}$ avec une moyenne arithmétique (AM) égale à $(0,99 \pm 0,36)\text{ Bq/l}$ (Tableau (4.1)). Cette variation est principalement due aux teneurs en ^{226}Ra et en ^{238}U dans les eaux analysées.

TAB. 4.1: Variation des concentrations de ^{222}Rn dans l'eau .

	^{222}Rn (Bq/l)
AM	0,99
SD	0,36
Min	0.01
Max	8.07

En effet, les teneurs en radioéléments dans l'eau dépendent de la nature des sols traversés par cette dernière, plus les concentrations des radioéléments sont élevées dans le sol, plus leurs concentrations dans l'eau sont élevées.

De plus, les valeurs mesurées ont été comparées aux valeurs rapportées dans la littérature pour différents types d'eau dans d'autres pays, et elles sont illustrées dans le tableau 4.3.

FIG. 4.1: Concentrations de ^{222}Rn dans les eaux prélevées

4.3 Concentration des radioéléments naturels présents dans l'eau

Plusieurs autres radioéléments naturels tels que ^{238}U , ^{235}U , ^{40}K et ^{232}Th , présents dans les échantillons d'eau analysés ont été analysés. Les valeurs des concentrations des radioéléments calculées à l'aide de la relation 3.9 ainsi que leurs incertitudes associées sont cités dans le tableau 4. 4.

sont illustrés dans les figures 4.2, 4.3, 4.4 et 4.5.

Les concentrations de ^{238}U dans les eaux analysées sont présentées dans la figure 4.2. Elles varient de $(0,010 \pm 0,001) \text{ Bq/l}$ à $(10,4 \pm 0,9) \text{ Bq/l}$ avec une moyenne arithmétique (AM) égale à $(1,34 \pm 0,21) \text{ Bq/l}$. Nous pouvons constater que les concentrations mesurées en moyenne sont inférieures à la limite de référence recommandées pour l'ingestion égale à 3 Bq/l [ICRP, 1996]. Néanmoins, certains échantillons tels que (1, 2, 9, 11, 12) présentent des concentrations supérieures et ceci est dû à la formation géologique du sol traversée par l'eau. En effet, ces échantillons ont été prélevés de régions dont la nature géologique est variable essentiellement formée de granit, calcaire riche en uranium, argile et carbonatées.

TAB. 4.2: Concentrations de ^{222}Rn dans l'eau .

Code	^{222}Rn (Bq/l)	Code	^{222}Rn (Bq/l)	Code	^{222}Rn (Bq/l)
1	1,7±0,9	19	0,32±0,05	37	0,09±0,02
2	0,69±0,06	20	2,4±0,9	38	0,08±0,02
3	0,75±0,04	21	2,57±0,06	39	0,08±0,02
4	1,0±0,9	22	4,30±1,08	40	0,08±0,02
5	0,53±0,02	23	2,1±0,9	41	0,08±0,04
6	8,07±0,90	24	0,11±0,02	42	0,06±0,03
7	1,3±0,8	25	0,13±0,02	43	0,06±0,03
8	1,54±0,07	26	0,06±0,02	44	0,281±0,001
9	1,57±0,06	27	0,08±0,03	45	0,181±0,002
10	1,1±0,3	28	0,07±0,02	46	0,191±0,002
11	6,78±1,03	29	0,04±0,01	47	0,27±0,02
12	3,3±0,9	30	0,07±0,01	48	0,27±0,01
13	0,4±0,7	31	0,02±0,01	49	0,36±0,04
14	<LD	32	0,05±0,02	50	0,3±0,1
15	1,1±0,9	33	0,03±0,01	51	0,17±0,4
16	3,723±1,02	34	0,07±0,01	52	0,231±0,002
17	0,84±0,08	35	0,07±0,01	53	0,352±0,001
18	3,328±0,03	36	0,03±0,01	54	0,46±0,01

Les concentrations mesurées ont été également comparées aux valeurs rapportées dans la littérature (tableau 4.5).

Les concentrations du ^{40}K dans les eaux analysées sont présentées dans la figure IV.3 elles varient de $(1,05 \pm 0,02)$ Bq/l à $(142,76 \pm 8,07)$ Bq/l avec une moyenne arithmétique (AM) égale à $(14,98 \pm 1,7)$ Bq/l. Ces concentrations ont été comparées à celles trouvées dans la littérature (tableau 4.6).

En discutent que l'échantillon n°11 est de plus grande concentration a cause de la nature d'eau qui en a analysé c'est type d'eau profonde par-rapport aux autres sont de type d'eau divers thermales ou superficielle.

Les concentrations de ^{235}U dans les eaux analysées sont présentées dans la figure 4.4. Elles varient de $(0,030 \pm 0,002)$ Bq/l à $(22,18 \pm 0,05)$ Bq/l avec une moyenne arithmétique (AM) égale à $(2,11 \pm 0,25)$ Bq/l. Ces concentrations ont été comparées aux valeurs rapportées dans la littérature (tableau 4.7). La valeur moyenne des concentrations mesurées est inférieure à la

TAB. 4.3: Concentration de ^{222}Rn (Bq/l) dans l'eau dans différents pays.

Région, Pays	Type d'eau	^{222}Rn (Bq/l)	Référence
Novi triste, Serbie	Eau potable	< 3	Todorovic et al., 2012
Attique, Chypre et Grèce		0,3 - 24	Nikolopoulos et Louizi, 2008
Autriche		1,46 - 644	Wallner et Steininger, 2007
Allemagne		<1,3 - 1800	Beyermann et al., 2010
Portugal		1,9 - 112,77	Lopes et al., 2005
Royaume-Uni		0,19 - 71,1	Henshaw, 1993
Slovénie	Eau de surface	<1	ISO, 2013
Slovénie		5,4	Kobal et al., 1990
La Garrotxa, Espagne	Eau souterraine	1-1000	ISO 13164-3, 2013
Espagne		0,2 - 26	Moreno et al., 2014
Mtg. Sudètes, Pologne		3043	Przylibski et al., 2014
Finlande		3800	Salonen, 1988
Est de la Bavière, Allemagne		1220	Trautmannsheimer et al., 2002
Nisa, Portugal		17 - 3856	Pereira et al., 2015
Irlande du Nord		5,8 - 36,6	Gibbons et Kalin, 1997
Différentes régions, Algérie	Différentes types d'eau	0,01 - 8,07	Ce travail

limite de référence recommandée pour l'ingestion égale à 3 Bq/l [ICRP, 1996]. Néanmoins, les échantillons tels que (2, 7, 8, 10, 17, 21-23) présentent des concentrations supérieures. Le même constat que celui de ^{238}U peu être attribué à ^{235}U du fait et ceci est dû au contact de l'eau avec des terrains riche en uranium nature.

Les concentrations de ^{235}Th ont été comparées aux valeurs rapportées dans la littérature (tableau 4.7).

Les concentrations de ^{232}Th dans les eaux analysées sont présentées dans la figure IV.5, elles varient de $(0,010 \pm 0,001)$ Bq/l à $(14,72 \pm 0,06)$ Bq/l avec une moyenne arithmétique (AM) de $(1,62 \pm 0,03)$ Bq/l. La valeur moyenne des concentrations mesurées est supérieure à la limite de référence recommandée pour l'ingestion égale à 0.6 Bq/l [ICRP, 1996]. Néanmoins, les échantillons tels que (2-5, 7-17) présentent des concentrations supérieures.

En discutent que l'échantillon n°10 et n°11est de plus grande concentration a cause de la nature d'eau qui en a analysé c'est type d'eau profonde par-rapport aux autres sont de type d'eau divers thermales ou superficielle. Les concentrations de ^{232}Th ont été comparées aux valeurs rapportées dans la littérature (tableau IV.8).

TAB. 4.4: Concentrations des radioéléments naturels présents dans les eaux analysées .

Code	C (Bq/l)	^{238}U	^{235}U	^{232}Th
	^{40}K			
1	12,03±1,02	3,11±0,01	< LD	0,010±0,001
2	45,61±5,03	4,8±0,6	7,9±0,9	2,59±0,02
3	22,92±4,08	0,34±0,04	< LD	3,92±0,03
4	15,71±2,03	2,57±0,02	1,86±0,09	2,1±0,02
5	23,01±3,2	1,74±0,03	3,64±0,02	2,66±0,02
6	-	-	-	-
7	63,98±0,9	0,56±0,01	6,64±0,03	2,9±0,2
8	52,19±1,06	1,1±0,2	11,88±1,02	3,8±0,1
9	< LD	3,63±0,2	< LD	2,98±0,02
10	21,11±0,8	1,0±0,2	5,87±0,02	6,19±0,03
11	142,76±8,07	10,4±0,9	5,03±0,03	14,72±0,06
12	6,98±0,06	6,9±0,5	22,18±0,05	10,87±0,09
13	58,12±7,02	4,25±0,03	< LD	2,27±0,08
14	27,3±0,5	5,4±0,4	1,74±0,02	1,59±0,08
15	33,17±2,03	< LD	< LD	2,46±0,08
16	< LD	< LD	< LD	2,06±0,02
17	1,18±0,02	3,6±0,7	5,29±0,04	2,36±0,02
18	20,91±0,3	< LD	0,69±0,02	0,73±0,02
19	25,01±1,02	< LD	< LD	0,86±0,01
20	20,89±2,03	2,6±0,3	< LD	2,75±0,01
21	28,9±1,08	1,94±0,05	7,83±0,01	3,61±0,02
22	24,91±0,09	2,4±0,1	6,46±0,02	3,37±0,01
23	26,59±0,08	2,59±0,2	6,02±0,03	3,77±0,02
24	4,17±0,09	0,10±0,03	< LD	0,16±0,02
25	4,13±0,09	0,030±0,001	< LD	0,16±0,02
26	4,15±0,06	0,060±0,001	< LD	0,15±0,01
27	4,14±0,06	0,010±0,001	< LD	0,16±0,01
28	4,16±0,05	0,010±0,002	< LD	0,15±0,01

TAB. 4.5: Concentrations des radioéléments naturels présents dans les eaux analysées (suite).

Code	C (Bq/l)			
	⁴⁰ K	²³⁸ U	²³⁵ U	²³² Th
29	4,12±0,06	< LD	< LD	0,140±0,001
30	4,04±0,06	0,04±0,02	< LD	0,150±0,01
31	1,05±0,02	< LD	< LD	0,04±0,02
32	3,98±0,05	< LD	< LD	0,13±0,02
33	4,08±0,04	< LD	< LD	0,180±0,001
34	4,22±0,04	0,050±0,002	< LD	0,120±0,002
35	4,06±0,04	< LD	0,030±0,002	0,140±0,002
36	4,13±0,02	< LD	< LD	0,110±0,002
37	4,15±0,02	< LD	< LD	0,150±0,001
38	4,14±0,02	< LD	< LD	0,150±0,002
39	4,17±0,02	0,040±0,001	< LD	0,140±0,002
40	4,07±0,02	0,03±0,01	< LD	0,150±0,001
41	3,99±0,03	< LD	< LD	0,110±0,001
42	4,3±0,01	0,86±0,03	1,65±0,01	0,35±0,01
43	3,9±0,2	1,06±0,02	1,95±0,01	0,4±0,02
45	2,68±0,1	0,83±0,02	1,2±0,2	0,010±0,001
46	2,86±0,02	0,56±0,04	1,66±0,03	0,31±0,01
47	3,39±0,02	0,93±0,03	1,75±0,02	0,49±0,02
48	3,3±0,3	0,93±0,03	1,75±0,01	0,49±0,02
49	4,2±0,6	0,69±0,02	1,57±0,02	0,47±0,04
50	5,2±0,9	0,88±0,02	1,63±0,01	0,47±0,03
51	3,7±0,5	0,78±0,02	1,19±0,01	0,46±0,03
52	3,4±0,2	0,97±0,02	1,34±0,02	0,01±0,03
53	4,2±0,7	0,89±0,02	< LD	0,46±0,03
54	5,63±0,04	1,23±0,02	1,7±0,1	0,61±0,02

TAB. 4.6: Concentrations de ²³⁸U présents dans l'eau de divers pays.

Région, Pays	²³⁸ U (Bq/l)	Référence
Etats-Unis	$3 \times 10^{-4} - 77 \times 10^{-3}$	Fakeha et al., 2011
Chine	$10^{-4} - 7 \times 10^{-1}$	Fakeha et al., 2011
Inde	$9 \times 10^{-4} - 15 \times 10^{-2}$	Fakeha et al., 2011
Finlande	$5 \times 10^{-4} - 15 \times 10^{-2}$	Fakeha et al., 2011
France	$44 \times 10^{-4} - 93 \times 10^{-2}$	Fakeha et al., 2011
Allemagne	$4 \times 10^{-4} - 6 \times 10^{-1}$	Fakeha et al., 2011
Italie	$5 \times 10^{-4} - 13 \times 10^{-2}$	Fakeha et al., 2011
Roumanie	$4 \times 10^{-4} - 37 \times 10^{-3}$	Fakeha et al., 2011
Suisse	0 - 1	Fakeha et al., 2011
Espagne	$37 \times 10^{-4} - 44 \times 10^{-4}$	Fakeha et al., 2011
Izmir, Turquie	0.03 - 2.62	Akyil et al., 2009
Algérie	$10^{-2} - 10.4$	Ce travail

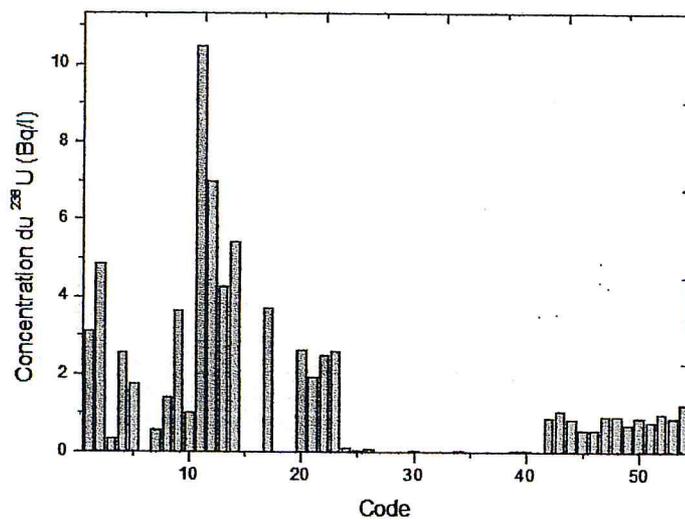


FIG. 4.2: Concentrations de ^{238}U dans les différents échantillons analysés

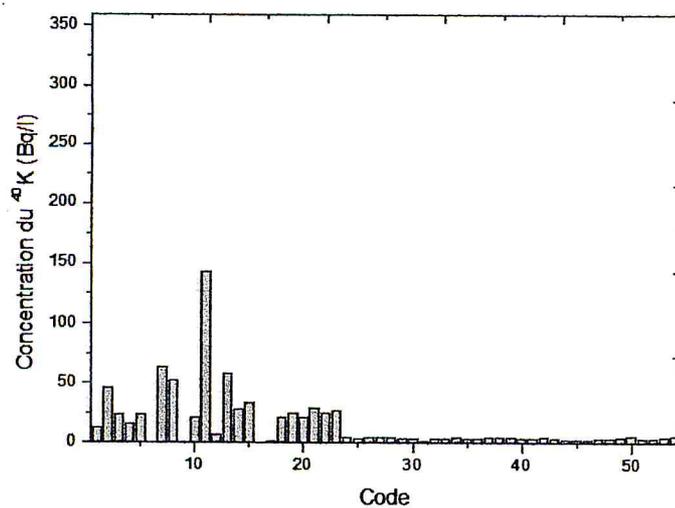


FIG. 4.3: Concentrations de ^{40}K dans les différents échantillons analysés

TAB. 4.7: Concentrations de ^{40}K présent dans l'eau de divers pays.

Région, Pays	^{40}K (Bq/l)	Référence
Vallée de Katmandou du Nord, Népal	6.89 – 0.23	Yadav et al., 2012
Danube, Romania	356 – 815	Margineanu et al., 2014
Manteau de la mer Rouge, Egypt.	6.89 – 40.91	Jobbàgy et al., 2017
La province de l'Ouest, Arabie Saoudite	LD – 339.2	Fakeha, 2011
Abidjan, Côte-D'ivoire	0.17 – 0.60	Kezo et al., 2016
Jeddah, Arabie Saoudite	0.24 – 33.74	Al-Ghamdi, 2014
Turquie	1.54 – 2.57	Kabadayi et Gümüş, 2012
Egypte	9.7 – 23.0	El Arabi et al., 2006
Nigeria	0.35 – 29.01	Ajayi and Owolabi., 2008
Yémen	26.73 – 43.7	El-Mageed et al., 2013
Algérie	1, 1 – 142, 8	Ce travail

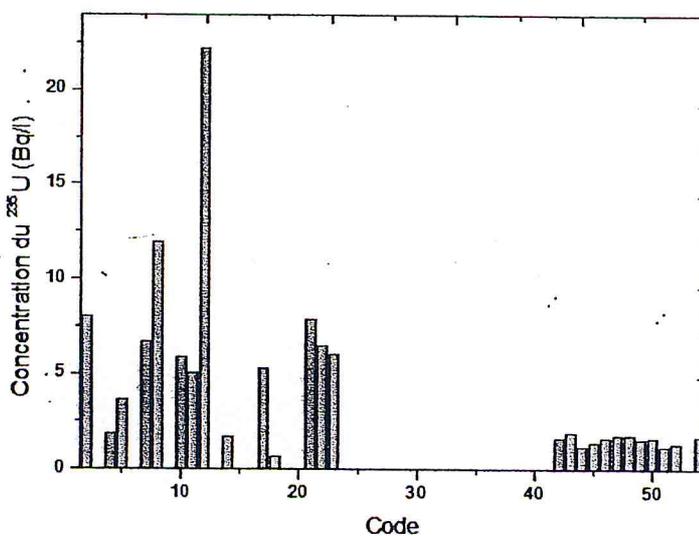


FIG. 4.4: Concentrations de ^{235}U dans les différents échantillons analysés

TAB. 4.8: Concentrations de ^{235}U présent dans l'eau de divers pays.

Pays	^{235}U (Bq/l)	Référence
Australie	17×10^{-3}	[NHMRC, 2011 ; NRMCC, 2011]
Bulgarie	6×10^{-2}	[EFSA, 2009]
Canada	0.25	[HC, 2009]
Finlande	0.1	[EFSA, 2009]
Allemagne	10^{-2}	[BMJ, 2013]
Slovénie	68×10^{-4}	[EFSA, 2009]
Etats-Unis	0.35	[US-EPA, 2009]
Algérie	$3 \times 10^{-2} \rightarrow 22^{-18}$	Ce travail

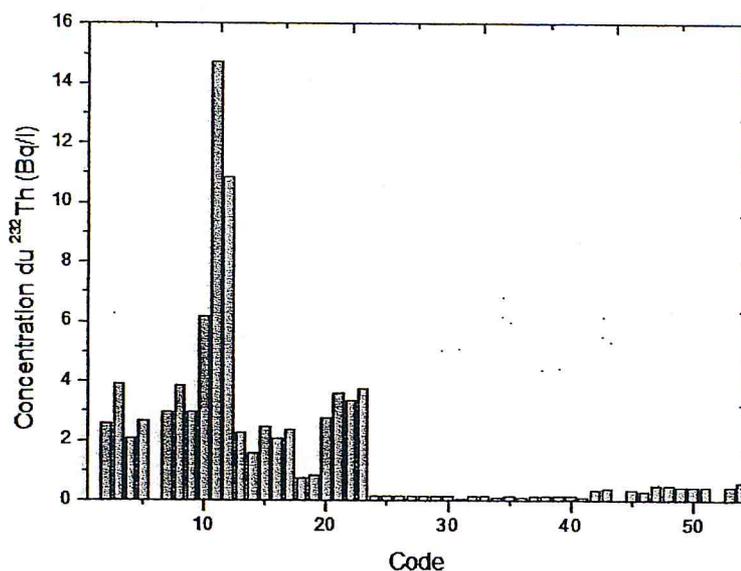


FIG. 4.5: Concentrations de ^{232}Th dans les différents échantillons analysés

TAB. 4.9: Concentrations du ^{232}Th dans l'eau dans divers pays.

Région, Pays	^{232}Th (Bq/l)	Référence
Jeddah, Arabie Saoudite	0.37 – 0.232	Al-Ghamdi, 2014
Turquie	0.676 – 0.232	Kabadayi et Gümüş, 2012
Egypte	0.21–1.1	El Arabi et al., 2006
Serbie	0.2 – 1.13	Tanaskovic et al., 2011
Nigeria	0.20 – 60.06	Ajayi et Owolabi., 2008
Yémen	0.3 – 1.37	El-Mageed et al., 2013
Abidjan, côte- d'ivoire	0.16 – 0.47	Kezo et al., 2016
Algérie	0,01 – 14,72	Ce travail

TAB. 4.10: Variation des concentrations (Bq/l) des différents radioéléments présent dans l'eau.

C (Bq/l)	^{40}K	^{238}U	^{235}U	^{232}Th
AM	14,98	1,34	2,11	1.62
SD	1,7	0,21	0,25	0.03
Min	1,05	0.01	0.03	0.01
Max	142,76	10,47	22.18	14.72

Conclusion Général

Le radon, gaz radioactif d'origine naturelle, omniprésent dans notre environnement et provenant de la désintégration de l'uranium et du radium, présents dans la croûte terrestre, a été reconnu, depuis 1987, par le Centre International de la recherche sur le Cancer (*CIRC*) et l'Organisation Mondiale de la Santé (*OMS*) comme cancérigène pulmonaire certain pour l'homme.

Dans ce travail nous nous sommes intéressés à la mesure des concentrations du gaz radon ^{222}Rn dans l'eau en vue de jeter les bases de l'élaboration d'une carte nationale de distribution du radon, à des fins de radioprotection, comme déjà réalisé dans de nombreux pays.

La caractérisation des teneurs en radioéléments naturels tels que ^{238}U , ^{235}U , ^{40}K et ^{232}Th a été également réalisée dans divers types d'eau à travers le territoire national en utilisant la spectrométrie gamma afin de quantifier les risques encourus par le public suite à l'ingestion de ces eaux.

Pour cela nous avons d'abord étalonné nos chaînes de mesure spectrométriques à l'aide de standards radioactifs dédiés. Ainsi, les mesures de concentrations de ^{222}Rn et de ^{238}U , ^{235}U , ^{40}K et ^{232}Th dans 54 échantillons d'eau prélevés dans différentes régions du territoire nationale ont été effectuées et analysées.

Les résultats montrent que les concentrations sont inférieures aux limites proposées par les organismes compétents en radioprotection. Ces concentrations dépendent de la nature du milieu traversé et les valeurs mesurées sont comparables à celles obtenues dans divers pays et rapportées dans la littérature.

Références

Ait-Ziane M., Thèse de doctorat, Mesure du gaz Radon dans différents milieux : Application en radioprotection, *USTHB* 2017.

Akyil S., Aytas S., Turkozu D. A., Mahmoud A. A. Aslani & Yusan S. (Doyurum), Radioactivity levels in surface water of around izmir/ Turkey, 2009, p 390-395.

Al-Ghamdi, Life Science Journal, 2014, 11(9) Activity Concentrations in Bottled Drinking Water in Saudi Arabia and Consequent Dose Estimates A.H. Al-Ghamdi Physics Department, Faculty of Science, King AbdulAziz University, Jeddah, Saudi Arabia aalgamdi5@kau.edu.sa

Arrête du 7 septembre 1967, circulaire du 8 septembre 1967 modifiant la circulaire du 15 mars 1962, arrête du 22 mai 1973.

Beyermann M., Büniger T., Schmidt, K. & Obrikat, D., 2010, Evolution de la nature de la radioactivité dans les approvisionnements publics en eau en Allemagne : ^{238}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po et activité alpha brute. *Radiat. Prot. Dosim.* 141, 72e81.

BMJ, Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser-Verordnung - TrinkwV 2001), Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz, [Internet] Available from (http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf) , 11.11.2013, (German).

Boukreta D. & Hadji R., Mémoire d'ingénieur d'état en génie de l'environnement, Evaluation de l'entraînement du radium-226 contenu dans le sol contaminé par les normes, 2009

Chalet Y., La radioactivité : manuel d'initiation. *EDP Science*, 2006, p13, 17 et 175.

Chevallier P., Interaction du rayonnement avec la matière, Université Pierre et Marie Curie Techniques de l'ingénieur référence A214(1986), <http://www.laradioactivite.com/parcours>

Currie L.A., Limits for qualitative detection and quantitative determination, Application to radiochemistry. *Analytical Chemistry*, vol. 40, no. 3, p586-593, 1968 p 44.

Durrani, Saeed. A. & ILIC 1997, Radon Measurements by etched track detectors. Applica-

tion in Radiation Protection Earth Sciences and Environment.

Dziri S., Thèse de Doctorat de L'Université de Strasbourg Discipline Physique, L'étude expérimentale et simulation monte Carlo en spectrométrie gamma : correction des effets de cascade et de matrice pour des mesures environnementale, 2014.

EFSA, Uranium in foodstuffs, in particular mineral water. Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain, EFSA Journal 7(4) : 1-59, 2009.

El-Gamal H. & Maher Taher Hussien, Assessment of radiation hazards a result of natural radioactivity in water from Abyan delta, Yemen Received : 6 November 2014, J Radioanal Nucl Chem DOI 10.1007/s10967-015-3932-9

El-Mageed Abdallah Ibrahim & Emran Eisa Saleh, Natural radioactivity of ground and hot spring water in some areas in Yemen. Desalination 15 :28-31, 2013.

EuC, European Commission, Commission Recommendation, 2001/928/Euratom of 20 December 2001, The protection of the public against exposure to radon in drinking water supplies. Official Journal of the European Communities, L330, 28.12.2001, p 85- 88.

EURATOM, Directive 2013/51 / Euratom du Conseil du 22 octobre 2013 Adoptée Requis pour la protection de la santé du grand public concernant les substances radioactives dans l'eau destinées à la consommation humaine.

Fakiha A., Life Science Journal, 11(9) Activity Concentrations in Bottled Drinking Water in Saudi Arabia and Consequent Dose Estimates A.H. Physics Department, Faculty of Science, King AbdulAziz University, Saudi Arabia, 2011.

Gibbons, D., Kalin, R., 1997. Une enquête sur le radon-222 dans les eaux souterraines de la l'aquifère de grès Sherwood : Belfast et Newtownards, Irlande du Nord. Groundw. Monit. Remediat. 17, 88e92.

HC. Guidelines for Canadian drinking water quality : Guideline technical document - Radiological parameters. Radiation Protection Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario, 2009.

Henshaw D.L., Perryman J., Keitch P.A., Allen, J.E. & Camplin, G.C., 1993, Radon in l'approvisionnement en eau domestique au Royaume-Uni. Radiat. Prot. Dosim. 46, 285-289.

ICRP, Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides : Part 5. Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients. Annals of the ICRP , 26, ICRP Publication 72. Oxford : Pergamon Press, 1996.

ISO 13164-3, 2013, Qualité de l'eau - Radon-222- Partie 1 à 3, Organisation internationale pour la Normalisation, Genève.

Israel H., 1964. The radon-220 content of the atmosphere. In : Adams. J.A.S & Lowder W.

Kezo P. C., Monnehan G. A., Gogon B. D. L. H. & Dali T. P., Assessment of mortality and morbidity risks due to the consumption of sachet drinking waters produced in the district of Abidjan, (Cote d'Ivoire), 2016.

Kobal I., Vaupoti C., J., Miti C. D., Kristan, J., An Cik, M., Jeran Ci C, S., Skofljanec, M., 1990. Radioactivité naturelle des eaux douces en Slovénie, Yougoslavie. Environ. Int. 16, 141e154. Laurent O., article : conséquence Dosimétrique et sanitaire de l'ingestion de radon via l'eau de boisson. DOI : 10.1051/radiopro/2010054.

Lépy M:C., Plangnard J., Moune J., Verdeau E. & Damoy F., La spectrométrie de photons au LNHB : Principes et applications, Note technique, no5, 2008, p 45.

Livret C:E:A, la radioactivité, commissariat à l'énergie atomique CEA, 2002, www.cea.fr,ISSN, 1637-5408.

Lopes I., Madruga M. J. & Carvalho F. P., 2005. Application de la scintillation liquide, Techniques de comptage à la mesure brute de l'alpha, du bêta brut, du radon et du radium dans les eaux portugaises, Dans : IAEA-TECDOC-1472, radioactif naturel Matériaux (NORMIV), Actes d'une conférence internationale tenue à Szczyrk. AIEA, Vienne, Pologne, pp. 357e367, 17-21 mai 2004.

Moreno V., Bach J., Baixeras C. & Font L., 2014, Niveaux de radon dans les eaux souterraines et Radioactivité naturelle dans les sols de la région volcanique de La Garrotxa. Espagne. J. Environ. Radioact. 128, 1e8.

National research council, Committee on biological effects of ionizing radiations, Health risks of radon and other internally deposited alpha emitters : BEIR IV, 1988 Washington D.C.

National research council, Committee on biological effects of ionizing radiations, Health effects of exposure to radon : BEIR IV, 1999 Washington D.C.

NF M, mai 2008 article 60-761-3, Energie nucléaire- Mesure de la radioactivité dans l'environnement- eau –le radon 222 et ses descendants à vie courte dans l'eau : mesures par dégazage.

NF, 2007 Norme AFNOR NF M 60-761-1 d'août 2007, Energie nucléaire – mesure de la radioactivité dans l'environnement- eau –le radon 222 et ses descendants à vie courte dans l'eau : leurs origines et méthodes de mesure.

NHMRC and NRMCC, Australian drinking water guidelines paper 6, National water quality management strategy, National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Canberra, Australia, 2011.

Nikolopoulos D. & Louizi A., 2008, Etude du radon intérieur et du radon en consommation l'eau en Grèce et à Chypre : implications pour l'exposition et la dose. *Radiat. Meas.* 43, 1305e1314.

Nourddine A. Thèse pour obtenir le grade de Doctorat, Distribution de la radioactivité artificielle, ^{137}Cs , ^{241}Am et isotopes du plutonium, et de la radioactivité naturelle, ^{210}Pb , dans des colonnes d'eau et des carottes de sédiment le long du littoral Algérien, 2007.

OMS, 2004 R.1333-8, arrête du 12 mai 2004, intégré partiellement la recommandation de la Commission Européenne du 20 décembre 2001 concernant la protection de la population contre l'exposition au radon dans l'eau potable.

OMS, 2008, Directives de L'Organisation Mondiale de La Santé pour la qualité de l'eau potable dans incorporant la première et la deuxième Addenda, troisième édition. WHO Press, Genève. 2008, 3e édition. Organisation Mondiale de La Sante, Genève, Suisse. [http://www.who.int/fr-Niveau de guidance delqOMS](http://www.who.int/fr/Niveau de guidance delqOMS)

Pereira, A.:S:C., Pereira, M:D:, Neves, L:J:P:F ., Azevedo, J.M.M., Campos, A.B.A., 2015, Evaluation de la qualité de l'eau souterraine basée sur l'analyse radiologique et hydrochimique données provenant de deux régions uranifères de l'ouest de l'Iberia : Nisa (Portugal) et Ciudad Rodrigo (Espagne). *Environ. Earth Sci.* 73, 2717e2731.

Philippe C., Mesures de radioactivité par scintillation liquide, Ed. Techniques Ing'énieur, 2004, p 45.

Przylibski T.A., Gorecka J., Kula A., Fijałkowska-Lichwa, L., Zagozdzon, K., Zagozdzon P., Mista, W. & Nowakowski R., 2014. Concentrations d'activité ^{222}Rn et ^{226}Ra Dans les eaux souterraines du sud de la Pologne : nouvelles données et générations sélectionnées rapports. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 301, 757e764.

Salonen L., 1988, Radionucléides naturels dans les eaux souterraines en Finlande, *Radiat. Prot.Dosim.* 24, 163e166.

Saqan SA, Kullab MK, Ismail AM (2001) Radionuclides in hot mineral spring waters in Jordan. *J Environ Radioact* 52 :99-107

Semkow T. M. 1990, recoil-emanation theory applied to radon release from mineral grains.

Todorovic N., Nikolov J., Forkapic S., Bikit I., Mrdja D., Krmar M. & Veskovc M., 2012. Exposition publique au radon dans l'eau potable en SERBIE. Appl. Radiat. Isot. 70, 543e549.

Trautmannsheimer M., Schindlmeier W. & Hubel K., 2002, Niveaux d'exposition au radon du personnel dans les installations d'approvisionnement en eau potable en Bavière. Ger. Int. Congr. Ser. 1225, 81e86.

UNSCEAR, Sources and Effects of Ionizing Radiation, 1993, Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York : United Nations.

US EPA, Drinking water regulations and contaminants - National primary drinking water regulations (NPDWRS), EPA 816-F-09-0004, United States Environmental Protection Agency, Washington D:C., 2009.

Wallner G. & Steininger G., 2007, Radios isotopes et ^{222}Rn en boisson autrichienne des eaux. J. Radioanal. Nucl. Chem. 274, 511e516.

WHO, Guidelines for drinking-water quality. 4th edition. World Health Organization, Geneva, 2011.

