

**République Algérienne Démocratique et Populaire**  
**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique**

**Université Ferhat Abbas–SETIF**  
**UFAS (ALGERIE)**

Mémoire  
Présenté à la Faculté des Sciences  
Département de Physique

**Pour l'obtention du diplôme de**

**MAGISTER**  
Option : Génie Physique

Par  
**Messaoud MAKHLOUFI**

**THEME**

**Étude de: La spectrométrie de traces de la radioactivité dans les eaux  
thermales Algériennes : Implication sanitaires et radiologiques**

Soutenu Publiquement le 17/11/2007  
Devant la commission d'examen :

<b>Président :</b>	A. BOUCENNA	Professeur	Université Ferhat Abbas- Sétif
<b>Rapporteur :</b>	A. SEGHOOR	Maître de Recherches	Centre de Recherches Nucléaire d'Alger
<b>Examineur :</b>	A. BELAFRITES	Maître de Conférence	Université A/Hak Ben Hammouda- Jijel
<b>Examineur :</b>	C. BENAZZOUZ	Maître de Recherches	Centre de Recherches Nucléaire d'Alger

## *Dédicaces*

Je dédie ce modeste travail aux personnes qui me sont chères à  
savoir :

Ma très chère mère et mon très cher père pour leur amour et leurs  
sacrifices durant toute ma vie ;

Ma petite famille: mon fils *Rami Taki Eddine* pour qui je  
souhaite que ses rêves les plus ardents se réalisent;

Ma très chère femme pour ses encouragements et aides ;

Ma grande famille spécialement mes frères et sœurs;

Mes amis que j'ai connu qui ont aimé ma personne et que je  
respecte énormément ;

A tous ceux qui me sont chers et proches ;

Et enfin, à tous ceux qui m'ont aidé à réaliser ce travail.

*Mr. Makhloufi*

## *Remerciement*

Tout acte de recherche n'est que concrétisation d'un travail collectif.  
Je remercie beaucoup "Allah" de m'avoir aidé pour atteindre ce but et  
défier tous les obstacles afin de compléter ce modeste mémoire d'étude.

J'exprime mes vifs remerciements à Mr. SEGHOUB Abdel Salam,  
maître de recherche au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger qui a  
toujours suivi ce travail avec intérêt. Il a été un guide dans l'orientation  
et la réalisation de ce travail.

Je remercie Mr. MOUZAI et son groupe pour m'avoir accueilli dans  
leur laboratoire de l'analyse par activation neutronique, ainsi que  
Mr. AZZOUZ pour m'avoir aidé à traiter les spectres d'analyse.

Enfin, je tiens à exprimer mes remerciements à toutes les personnes  
qui ont accepté de juger ce travail.

*Mr. Makhloufi*

# TABLES DES MATIERES

<b>INTRDUCTION GENERALE.....</b>	<b>1</b>
----------------------------------	----------

## CHAPITRE I

<b>I. METROLOGIE DES RADIONUCLEIDES PRESENTS A L'ETAT DE TRACES DANSL'ENVIRONNEMENT.....</b>	<b>3</b>
<b>I.1. INTRODUCTION .....</b>	<b>3</b>
<b>I.2. Technique spectrométrique .....</b>	<b>4</b>
<b>I.3. Principe d'un spectromètre gamma.....</b>	<b>5</b>
I.3.1. Détection par spectrométrie gamma.....	5
I.3.2. Les différentes sources altérant un spectre.....	6
I.3.3. Applications de spectrométrie $\gamma$ à la mesure de la radioactivité dans l'échantillon de l'environnement.....	7
<b>I.4. METHODES DE MESURE DE LA RADIOACTIVITE .....</b>	<b>7</b>
I.4.1. Mesure directe.....	7
I.4.2. Mesure indirecte.....	8
I.4.3. Précipitation .....	8
I.4.4. Echange d'ion .....	8
<b>I.5. PREPARATION DES ECHANTILLONS POUR LE COMPTAGE .....</b>	<b>9</b>
I.5.1. Calibration en énergie.....	9
I.5.2. Calibration en efficacité.....	9
I.5.3. Comptage du bruit de fond.....	9
I.5.4. Traitement du spectre d'énergie.....	10
I.5.5. Correction de fond contenu .....	10
I.5.5.a. Bruit provenant du rayonnement ambiant.....	11
I.5.5.b. Bruit provenant du système de détection.....	11
I.5.5.c. Bruit de fond et mesure nette.....	11
<b>I.6. DOMAINE D'APPLICATION .....</b>	<b>12</b>

## CHAPITRE II

<b>II. LA PARAMETRISATION DE L'EFFICACITE DE LA DETECTION .....</b>	<b>13</b>
<b>II.1. INTERACTIONS DES PHOTONS AVEC LA MATIERE .....</b>	<b>13</b>
II.1.1. Effet photoélectrique.....	13
II.1.2. Effet Compton.....	14
II.1.3. Création de pare électron-trou.....	15
<b>II.2. IMPORTANCE RELATIVE DES TROIS PRINCIPAUX EFFETS .....</b>	<b>16</b>
<b>II.3. LA DETECTION DES RAYONNEMENTS IONISANTS .....</b>	<b>17</b>
II.3.1. Performances demandées à un détecteur.....	17
II.3.1.1. Généralités.....	17
II.3.1.2. Les caractéristiques générales des détecteurs.....	17
II.3.1.2.1. L'efficacité de détection.....	18
II.3.1.2.2. Le temps mort .....	18
II.3.1.2.3. Le mouvement propre.....	18
II.3.1.2.4. La résolution en énergie.....	18
II.3.1.3. Différents types des détecteurs.....	18
II.3.1.3.a. Détecteurs à ionisation (remplis de gaz).....	19
II.3.1.3.b. Détecteurs à scintillation.....	21
II.3.1.3.c. les détecteurs a semi-conducteur.....	22
c.1. Le principe de fonctionnement .....	22
c.2. La structure de base des détecteurs à semi-conducteurs .....	23
c.3. Les caractéristiques des détecteurs à semi-conducteur .....	24
a. Efficacité.....	24
b. Linéarité.....	25
c. Courant de fuite.....	25
c.4. Les applications des détecteurs à semi-conducteurs.....	25
<b>II.4. LIMITES DE DETECTION .....</b>	<b>25</b>

# CHAPITRE III

<b>III.RADIOACTIVITE ET IRRADIATION NATURELLE .....</b>	<b>27</b>
<b>III.1.RADIOELEMENTS NATURELS PRESENTS DANS L'ECORCE TERRESTRE .....</b>	<b>27</b>
<b>III.1. INTRODUCTION.....</b>	<b>27</b>
<b>III.2. RADIIELEMENTS NATUELS PRESENTS DANS L'ECORCE TERRESTRE.....</b>	<b>27</b>
II.2.1. Les rayonnements cosmiques.....	31
II.2.1.a. Leur découverte.....	31
II.2.1.b. Leur origine.....	32
b.1. Le rayonnement cosmique primaire.....	33
b.2. Le rayonnement cosmique secondaire.....	33
III.2.1.c. Exposition externe aux rayonnements cosmiques.....	34
c.1. Au niveau du sol.....	34
c.2. Aux altitudes des avions long courrier.....	34
III.2.2. Les rayonnements terrestres.....	35
III.2.2.a. Exposition externe.....	35
III.2.2.b.Exposition interne (hors radon).....	35
b.1. Inhalation.....	35
b.2. Ingestion.....	36
III.2.3. Irradiations médicales.....	36
III.2.4. Irradiation provenant des activités non nucléaires de l'homme.....	36
III.2.5. Irradiations dues aux retombées nucléaires .....	37
III.2.6. Cas particuliers du Radon .....	37

## CHAPITRE IV

<b>IV. EFFETS BIOLOGIQUES DES RAYONNEMENTS IONISANTS SUR L'ETRE HUMAIN.....</b>	<b>38</b>
<b>IV.1. QUELQUES DEFINITIONS UTILISEES EN RADIOPROTECTION .....</b>	<b>38</b>
<b>IV.2. EXPOSITION RADIOLOGIQUE .....</b>	<b>38</b>
IV.2.1. Dose absorbée.....	38
IV.2.2. Dose équivalente.....	39
IV.2.3. Le transfert d'énergie linéique (TEL) .....	39
IV.2.4. Kerma.....	40
IV.2.5. La dose efficace.....	40
IV.2.6. Équivalent de dose.....	41
IV.2.6.1. Équivalent de dose radiologique.....	41
IV.2.6.2. Équivalent de dose engagée.....	43
IV.2.6.3. Équivalent de dose efficace.....	43
IV.2.7. LIMITES D'INCORPORATION .....	44
IV.2.7.1.Limite annuelle d'incorporation (LAI) .....	44
IV.2.7.2.Limite dérivée de concentration dans l'air (LDCA) .....	44
<b>IV.3. EFFETS BIOLOGIQUES DES RAYONNEMENTS IONISANTS ET PROBLEMATIQUE DES FAIBLES DOSES .....</b>	<b>45</b>
IV.3.1. La contamination.....	45
IV.3.2. L'irradiation.....	46
<b>IV.4. EFFETS BIOLOGIQUES DES RAYONNEMENTS IONISANTS AU NIVEAU CELLULAIRE .....</b>	<b>46</b>
<b>IV.5. EFFETS BIOLOGIQUES DES RAYONNEMENTS IONISANTS SUR LES TISSUS OU ORGANES HUMAINS .....</b>	<b>47</b>
IV.5a. Effets déterministes (précoces ou immédiats).....	48
IV.5.b. Effets stochastiques (tardifs ou à long terme).....	49
<b>IV.6. LES COEFFICIENTS DE LA RELATION DOSE-RISQUE .....</b>	<b>50</b>
<b>IV.7. SENSIBILITE GENETIQUE AUX RAYONNEMENTS .....</b>	<b>51</b>

# CHAPITRE V

<b>V. PARTE EXPERIMENTALLE .....</b>	<b>52</b>
<b>V.1. INTRODUCTION .....</b>	<b>52</b>
<b>V.2. L'ANALYSE PAR LA SPECTROMETIE GAMMA .....</b>	<b>54</b>
V.2.1. Description de la chaîne de comptage utilisée.....	54
V.2.2. Calibration en énergie.....	56
V.2.3. Mesure du bruit de fond.....	57
V.2.4. Calibration en efficacité.....	58
V.2.5. Détermination de la courbe d'efficacité.....	59
V.2.6. Calcul de l'activité.....	61
<b>V.3. L'ANALYSE D'ECHANTILLONS .....</b>	<b>62</b>
V.3.1. Traitement et conditionnement de l'échantillon.....	62
V.3.2. Analyse qualitative.....	63
V.3.3. Analyse quantitative.....	71
V.3.4. Calcul du seuil et la limite de la détection.....	71
V.3.4.1. Seuil de détection.....	71
V.3.4.2. Limite de détection.....	72
<b>V.4. ESTIMATION DE LA CONCENTRATION DU RADON .....</b>	<b>75</b>
V.4.1. Formation et propriétés du radon.....	76
V.4.2. Diffusion et transport du Radon.....	77
V.4.3. Risque sanitaire du radon.....	79
<b>V.5. ETUDE DE CAS.....</b>	<b>81</b>
V.5.1. Le model de calcul utilisée.....	82
V.5.2. Module principal de menu de Dcal.....	82

V.5.2.1. input du model.....	84
V.5.2.2. Output du model.....	95
V.5.3. Evaluation de débits des doses équivalents reçus par différents organes.....	87
V.5.4. Doses efficaces reçues par l'individu par exposition externe.....	89
V.5.5. Estimation de risque radiologique.....	90
<b>V.6. PERSPECTIVES ET INTERPRETATION DES RESULTATS .....</b>	<b>93</b>
<b>CONCLUSION GENERALE .....</b>	<b>96</b>
<b>ANNEXE .....</b>	<b>97</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>109</b>

# Introduction générale

Connues depuis l'antiquité pour leurs effets sanitaires, médicaux et relaxants, les eaux thermales ont été de tout temps recommandées aussi bien que pour les patients souffrants d'articulations douloureuses, de soucis cutanés que pour les personnes en quête de relaxation morale bien que physique en apparence.

Renfermées dans des poches aquatiques se trouvant dans les couches géologiques profondes, les eaux thermales arrivent à traverser les failles géologiques sous l'influence de la température et de la pression régnant à ces profondeurs. Durant leurs traversée pour rejoindre la surface, ces eaux se chargent en minéraux et composés chimiques des roches et des structures géologiques locales. Ces charges de composés de minéraux et de sels constituent la principale différence entre les eaux thermales et les eaux courantes qu'il suffirait de chauffer pour espérer retrouver les vertus de la thalassothérapie.

Les quantités des charges dissoutes dans les eaux thermales dépendent des conditions thermodynamiques dans les poches aquatiques, de leurs natures géologiques et des durées de parcours lors de la traversée vers la surface. Ces charges peuvent parfois être nocifs ou toxiques.

Alors que la toxicité chimique des eaux thermales peut parfois être révélée par les sens notamment l'odorat et le goût, et conduit le plus souvent à éviter des intoxications et altérations graves, la toxicité radioactive est de loin la moins connue et la plus difficile à doser.

La charge radioactive des eaux thermales est due essentiellement à deux types de radioéléments :

- Les radioéléments naturels, dont l'existence remonte à la formation de la terre et ont accompagné son évolution jusqu'à nos jours. Ils se trouvent partout dans la matière terrestre avec des concentrations variées suivant des pourcentages en accord avec les équations de filiations radioactives ;
- les radioéléments artificiels, apparus depuis l'avènement du nucléaire, et sont qualifiés de récents. Ils n'apparaissent pas dans les formations géologiques profondes et anciennes à cause de leurs périodes radioactives courtes.

Depuis longtemps, l'environnement physique, chimique et biologique est reconnu comme un déterminant important de l'état de santé des populations. L'essentiel des recherches portaient sur l'identification des agents infectieux et d'estimer les doses létales pour les toxiques reconnues. De nos jours, la nature des recherches a évolué vers les problèmes liés aux effets d'une toxicité chronique liée à l'exposition à des faibles doses aussi bien chimique que radioactive.

A la suite d'une immersion dans l'eau, l'irradiation de l'individu peut survenir par un nombre de voies d'exposition différentes : l'immersion dans le champs radioactif (exposition externe) dans l'eau, et l'inhalation du gaz du Radon (contamination interne) et des vapeurs chargées en éléments radioactifs.

L'exposition par irradiation externe à partir des radionucléides dissous dans l'eau ne se produit que durant l'immersion de l'individu et cesse une fois sorti de l'eau. En ce qui concerne la contamination due au radon inhalée par des sujets immergés qui peut être retenue à l'intérieur de l'organisme et constituerait l'origine d'une irradiation interne aussi longtemps que les descendants du radon sont présents dans l'organisme.

Ce travail vise en premier lieu à maîtriser les techniques de spectrométrie de traces de la radioactivité et de déterminer la charge radioactive des eaux thermales des différentes régions de notre pays et des sources thermales les plus fréquentées.

Il vise aussi à estimer le risque radiologique encouru par le recours systématique aux séjours prolongés dans les eaux grâce aux modèles métaboliques de la contamination radioactive. Grâce à des considérations basées les tranches d'âges et les pratiques usuelles de soins par les eaux thermales, les doses d'expositions sont estimés en fonction des concentrations radioactives des différentes eaux des sources thermales analysées.

Des recommandations sur les durées maximales de séjours dans ces eaux basées sur les limites des doses annuelles pour la population sont avancées en fonction des tranches d'âges afin de réduire le risque radiologique dû aux expositions prolongées aux traces de radioactivité dans les eaux thermales.

# Chapitre I



Métrieologie des radionucléides  
présents à l'état de traces dans  
l'environnement

# I. METROLOGIE DES RADIONUCLEIDES PRESENTS A L'ETAT DE TRACES DANS L'ENVIRONNEMENT

## I.1. INTRODUCTION

La préexistence et les ajouts, autorisés ou accidentels, de substances radioactives dans l'environnement justifient les demandes d'expertises d'impacts radiologiques sur l'environnement (radioécologie) et les évaluations d'impacts sur les populations humaines (radioprotection). Ces questions émanent tant des instances officielles internationales, nationales ou régionales que des exploitants d'installations nucléaires et également des médias et des associations publiques. Dans ce contexte, même si les niveaux de radioactivité attendus dans l'environnement sont faibles, des résultats de mesure sont nécessaires pour établir l'impact des pratiques ou des accidents nucléaires en cause [1]. Ces résultats seront utilisés pour établir des états radiologiques ponctuels, des chronologies sur le long terme ou pour expliciter et quantifier les mécanismes de transfert des radionucléides entre les différents constituants de l'environnement. Ils seront éventuellement confrontés aux résultats des calculs, obtenus par des simulations numériques, afin de valider les évaluations théoriques d'impacts et de risques. La crédibilité des expertises dans le domaine nucléaire repose donc, en partie, sur la qualité et la fiabilité des résultats de mesurages, car comme l'indiquait plus généralement un rapport récent de l'Académie française des Sciences, « les questions de mesure occupent une place centrale dans le domaine de l'environnement » [2].

Les radionucléides peuvent être identifiés, puis quantifiés, suivant deux approches. L'une qui est généralement considérée comme plus sensible pour les éléments ayant des périodes radioactives supérieures à 1 000 ans, repose sur l'identification des masses atomiques par spectrométrie de masse. L'autre approche consiste à détecter les émissions radioactives des radionucléides lors de leur décroissance et est bien adaptée aux isotopes ayant des périodes inférieures à 1 000 ans. Dans ce dernier cas, la spectrométrie gamma germanium haute résolution, la spectrométrie alpha et la scintillation liquide à bas bruits propres ont une place de choix [3]. Aujourd'hui, le niveau de développement de ces techniques a dépassé le stade de la maturité car les mécanismes en jeu sont bien compris, les principes établis et des équipements de mesure performants sont disponibles [4].

La mesure par une technique nucléaire d'un radionucléide, présent dans un échantillon de l'environnement, consiste à déterminer la grandeur « activité », dont l'unité est le Becquerel.

Les méthodologies et les différentes techniques de mesurage des nucléides ont été adaptées aux matrices environnementales : gaz, aérosols, eaux naturelles, sol, sédiments, organes de végétaux ou d'animaux considérés comme bioindicateurs. Elles doivent également être ajustées aux questions posées lors de l'établissement de l'état radiologique de l'environnement, puis lors de l'évaluation de l'impact des nucléides radioactifs sur les écosystèmes et du risque pour les populations humaines. Les méthodologies et les installations de mesures doivent également être adaptées aux développements et modifications des pratiques liées aux applications nucléaires qui conduisent à la baisse progressive des rejets de radionucléides dans l'environnement [5].

## **I.2. Technique spectrométrique**

La mesure de la radioactivité naturelle ou artificielle dans les différents échantillons de l'environnement s'effectue à travers des techniques variées qui peuvent être directes ou indirectes selon le but de la recherche, elles peuvent nécessiter une analyse qualitative et (ou) quantitative.

La mesure qualitative est basée principalement sur l'identification des radioéléments présents dans l'échantillon, elle peut être utilisée dans situations d'urgences où l'on s'intéresse dans un premier temps à l'évaluation de l'activité totale de façon globale et approximative sans tenir compte de la précision de la mesure. Par contre, la mesure quantitative permet en plus de l'identification des radioéléments, de déterminer la concentration de chaque radioélément à l'aide des techniques spectrométriques qui sont basées sur le traitement des spectres énergétiques des différents radioéléments.

L'analyse des échantillons de l'environnement présente généralement des niveaux d'activités faibles légèrement supérieurs aux limites des spectres de bruit de fond, ce qui nous amène dans certains cas à réaliser des compromis pour leur mesure, en tenant compte du but recherché, de la précision souhaitée, ainsi que de la disponibilité du matériel de mesure. La mesure de l'activité d'une source radioactive n'est possible que si l'on a connaissance de sa nature. Cette dernière peut être connue par spectrométrie des amplitudes d'impulsions qui permettent de remonter aux énergies cédées par la source [6].

La spectrométrie  $\gamma$  est utilisée pour analyser les échantillons de l'environnement qui peuvent être des compositions minérales, organiques ou synthétiques. C'est une technique de mesure rapide où l'échantillon est souvent présenté à la mesure dans son état brut. Elle permet aussi de mettre en évidence les émetteurs  $\gamma$  contenus dans l'échantillon sans procéder à des

séparations radiochimiques. De plus elle couvre une plus grande gamme d'énergie qui s'étend de 50 keV à 2000 keV. La forme sous la quelle l'échantillon est présenté à la mesure dépend du type de l'échantillon, de l'équipement utilisé et du niveau de l'activité.

De ces avantages la spectrométrie  $\gamma$  présente certains inconvénients tels que l'influence de la géométrie de comptage sur l'efficacité de la détection et la contribution aux faibles énergies du bruit de fond dû à l'activité ambiante. Notons toutefois, que ces inconvénients sont aussi rencontrés dans la plupart des systèmes de mesure et de spectrométrie. Compte tenu de ces difficultés une bonne méthodologie doit être suivie durant les différentes étapes du prélèvement, du conditionnement, de la présentation de l'échantillon à la mesure et de l'interprétation des résultats, afin d'obtenir des résultats représentatifs et précis. Il est souvent procédé à une vérification de la reproductibilité de la méthode adoptée et la fiabilité de l'équipement utilisé.

### **I.3. Principe d'un spectromètre gamma**

Les émissions  $\gamma$  ont des niveaux d'énergie bien définis où sa source de rayonnement est caractérisée par un spectre qui consiste en la représentation de l'intensité du rayonnement émis en fonction des énergies photons. En effet un noyau peut émettre plusieurs rayonnements gamma, mais chacun de ces derniers est caractérisé par sa propre énergie [7]. De ce fait le spectre des rayonnements gamma est discret, autrement dit il se présente sous forme de raies caractérisées par leurs amplitudes.

Le spectre gamma est généralement constitué d'un ensemble de pics construits sur une distribution continue formée par les effets des interactions rayonnement-matière tels que : (diffusion Compton, rayonnement de freinage, rayonnements parasites externes...) [8].

#### **I.3.1. Détection par spectrométrie gamma**

Les photons gamma sont des rayonnements indirectement ionisants qui sont détectés à travers les électrons qu'ils génèrent en interagissant avec le milieu détecteur. Le nombre d'électrons produits est proportionnel à l'énergie des photons incidents. La collection de ces électrons correspond ainsi à une mesure de l'énergie des photons. On obtient ainsi un spectre d'émission sous forme de raies. Comme l'amplitude de l'impulsion est proportionnelle à l'énergie déposée dans le détecteur, une identification des différents radioéléments est effectuée en fonction de leurs énergies. En fait le spectre obtenu n'est pas exactement un

spectre de raies car une partie d'énergie se dégrade et le nombre d'informations détectées ainsi que l'amplitude de l'impulsion fluctue. Ces fluctuations peuvent être expliquées par les principaux modes d'interaction des photons avec la matière.

L'impulsion qui résulte d'une interaction présente une amplitude proportionnelle à l'énergie du photon incident car l'énergie de l'électron éjecté est monoénergétique pour le cas d'absorption photoélectrique. Ce n'est pas le cas de la diffusion Compton où l'énergie du photon et de l'électron dépend de l'angle de diffusion, de ce fait l'énergie de l'électron de diffusion se trouve répartie sur un spectre continu et par conséquent les impulsions produites auront des amplitudes distribuées de zéro à une hauteur maximale. Le photon diffusé peut interagir de nouveau avec le milieu détecteur ou s'en échapper. La probabilité d'une seconde interaction dépend de la nature du milieu détecteur, de sa taille, de la position de la première interaction du photon diffusé. Dans le cas où l'interaction se produit près de la fenêtre de la détection, la probabilité que l'électron s'échappe est grande. Dans ce cas seul l'énergie du photon diffusé est déposée dans le détecteur, ce qui correspond à un pic dit de rétrodiffusion [6].

Dans le cas de la production de paires  $e^+ e^-$ , l'énergie correspondant à la paire électron-trou est déposée dans le volume sensible du détecteur, ce qui correspond à une impulsion d'amplitude proportionnelle à cette énergie. Le positon perd toute son énergie par annihilation avec un électron du milieu détecteur. Les deux photons d'annihilation peuvent présenter trois possibilités :

- Soit leur énergie est déposée dans le détecteur donc une impulsion proportionnelle à l'énergie  $E$  du photon initial.
- Soit les deux photons s'échappent du détecteur, on aura donc une impulsion proportionnelle à  $E-1.022$  dite de double échappement.
- Soit un seul photon de 0.511 MeV s'échappe du détecteur, on aura donc une impulsion proportionnelle à  $E-0.511$  MeV dite de simple échappement.

### **I.3.2. Les différentes sources altérant un spectre**

Plusieurs sources externes aux détecteurs contribuent à la détérioration de la forme du spectre. Parmi ces sources, on distingue essentiellement la radioactivité ambiante, la contamination du détecteur et l'existence d'autres sources externes dans le laboratoire. La radioactivité ambiante a pour origine le rayonnement cosmique et les radionucléides primordiaux. Elle représente la principale source qui contribue à l'augmentation du bruit de

fond, surtout aux faibles énergies. Pour réduire sa contribution, le détecteur est monté dans une chambre blindée. Le blindage a pour rôle de diminuer le bruit de fond de la radioactivité ambiante, mais en revanche constitue une source potentielle de rayonnement secondaires produits par les photons gamma primaires, qui en atteignant le détecteur, peuvent introduire des pics de fluorescence [8].

### **I.3.3. Applications de spectrométrie $\gamma$ à la mesure de la radioactivité dans les échantillons de l'environnement**

La spectrométrie  $\gamma$ , par ses nombreux avantages est de loin la méthode la plus utilisée dans l'analyse des échantillons de l'environnement dans divers domaines tel que : la surveillance des installations nucléaires, le contrôle de l'environnement, l'étude des retombées radioactives des différents accidents et essais nucléaires survenus dans le passé ainsi que l'étude des phénomènes liés à la radioactivité naturelle.

La spectrométrie  $\gamma$  présente une difficulté au niveau de la détermination du rendement de détection, due essentiellement à la grande variété des matrices (minérales, organiques et synthétiques) et les différentes géométries du comptage [6]. De manière générale, toute mesure de la radioactivité dans un échantillon de l'environnement, doit être précédée d'une calibration en énergie et d'une calibration en efficacité.

## **I.4. METHODES DE MESURE DE LA RADIOACTIVITE**

Elle peut être directe ou indirecte et qualitative ou quantitative comme déjà mentionné. Elle dépend de certains paramètres parmi lesquels on note le mode d'interaction de rayonnements avec le matériau du détecteur, les caractéristiques du détecteur (résolution, efficacité) et le bruit de fond naturel (environnement ambiant).

### **I.4.1. Mesure directe**

Parmi les méthodes donnant une mesure directe de la radioactivité, on note :

- Un comptage alpha – bêta total : (pour : des filtres, un échantillon préparé après traitement chimique, une évaporation U.V., une évaporation sous chaleur) ;
- Un comptage gamma total :

Dans ce cas l'échantillon ne nécessite aucun traitement chimique, il est présenté dans son état initial. Les détecteurs utilisés sont le Geiger-Muller (G.M), le scintillateur NaI, le germanium-lithium (GeLi) et le germanium haute pureté (GeHp). Selon le type du détecteur utilisé, la mesure est qualitative ou quantitative.

Pour avoir une mesure quantitative et aboutir à un résultat précis, la maîtrise de plusieurs paramètres est exigée. La méthode utilisée pour ce genre de mesures est le comptage direct par spectrométrie gamma qui sera décrite en détails par la suite.

#### **I.4.2. Mesure indirecte**

Cette méthode est souvent utilisée lorsqu'il s'agit de déterminer l'activité d'un radioélément à l'état de traces. L'inconvénient est qu'elle demande beaucoup de moyens et de temps, en particulier pour l'étape préliminaire où l'échantillon doit subir une dissolution complète. La procédure radiochimique d'extraction de radioéléments diffère d'un élément à un autre, en fonction de leurs propriétés physico-chimiques. Les principales méthodes de séparation radiochimique sont décrites ci-dessous.

#### **I.4.3. Précipitation**

La séparation radiochimique par précipitation est une méthode relativement simple et rapide. L'addition d'un porteur ou d'un entraîneur à la solution à analyser permet de regrouper l'ensemble des radioéléments à extraire. L'échantillon peut être présenté au comptage sous formes liquides, solides, ....

#### **I.4.4. Echange d'ion**

Cette méthode est la plus utilisée pour les séparations radiochimiques. Des résines cationiques et anioniques sont à la base de cette technique. Ces résines sont généralement préparées de telle sorte que l'élément à préparer soit retenu (fixation) à un certain degré de pH et libéré à un autre niveau de pH (élution). Une électrodéposition est finalement effectuée pour l'analyse qualitative par comptage de l'activité.

## **I.5. PREPARATION DES ECHANTILLONS POUR LE COMPTAGE**

Pour une réponse rapide, l'analyse doit se faire en utilisant un échantillon brut. Ce dernier est généralement choisi de grand volume afin d'augmenter le taux de comptage.

### **I.5.1. Calibration en énergie**

Cette étape consiste à identifier avec exactitude les différents pics dans le spectre en utilisant des sources radioactives standards dont les pics sont connus avec le maximum de précision (ex : Eu, Ba,...).

### **I.5.2. Calibration en efficacité**

L'efficacité est le rendement de détection qui dépend des paramètres suivants :

- Géométrie dans laquelle est contenu l'échantillon
- Méthode de calibration
- Sources de calibration
- Nature de l'échantillon
- Position source / détecteur ( $1/d^2$ )
- Homogénéité de l'échantillon
- Identité, dimension et forme du détecteur

### **I.5.3. Comptage du bruit de fond**

Avant de présenter les échantillons pour le comptage, une acquisition de bruit de fond sans échantillon doit être effectuée. Cette dernière permet de connaître éventuellement la contribution des différentes sources radioactives présentes au laboratoire à savoir les radiations cosmiques, la radioactivité terrestre ambiante et la radioactivité présente dans les matériaux de structure du détecteur. Afin d'obtenir un comptage de bruit de fond avec une erreur aussi faible que possible, plusieurs acquisitions sont effectuées sur de longues durées d'acquisition de 24 à 72 heures.

#### **I.5.4. Traitement du spectre d'énergie**

Afin de procéder au traitement du spectre d'acquisition, on effectue une calibration en énergie pour pouvoir identifier l'ensemble des pics apparents. Les surfaces nettes, sous le pic d'absorption total pour chaque radioélément sont directement déterminées à partir du spectre d'acquisition.

Dans certaines gammes d'énergie, la résolution en énergie du détecteur ne donne pas une bonne séparation entre les pics d'énergies voisines, le comptage net n'est pas directement déterminé. C'est le cas de chevauchement de pics d'énergies très voisines ainsi que celui de l'interférence. Dans le premier cas, des méthodes numériques sont utilisées pour déterminer le comptage net de chaque pic connu sous le terme de méthodes de déconvolution.

L'évaluation de la radioactivité contenue dans chaque échantillon est déterminée après identification des différents radioéléments d'intérêt et la détermination des efficacités de détection pour chaque radioélément. L'activité pour chaque radioélément et pour chaque échantillon est calculée à partir de l'expression :

$$A = \frac{N_{\text{réel}}}{\epsilon \cdot I \cdot t \cdot m} \quad (\text{I.1})$$

**N<sub>réel</sub>** : le comptage réel de l'échantillon pour une énergie déterminée

**ε** : l'efficacité de détection pour l'énergie considérée

**m** : la masse de l'échantillon à analyser

**t** : le temps de comptage

**I** : l'intensité d'émission du pic considéré

#### **I.5.5. Correction de fond contenu**

Un instrument effectuant une série de mesures dans des conditions données n'indiquera pas la même valeur d'une fois à l'autre. Les causes de ces variations proviennent des fluctuations du rayonnement ambiant (bruit ambiant), des fluctuations propres à la source de radiations, ainsi que des fluctuations provenant du processus de détection (bruit du détecteur).

### **I.5.5.a Bruit provenant du rayonnement ambiant**

Quel que soit l'endroit où se déroule la mesure, on observera la présence d'un rayonnement ambiant d'origine naturelle (comme le radon ou le rayonnement cosmique) ou artificielle (comme la présence d'une source dans un laboratoire adjacent). Celui-ci peut être grandement réduit en procédant au blindage du dispositif de mesure, mais il ne peut jamais être totalement éliminé.

### **I.5.5.b. Bruit provenant du système de détection**

Un instrument détecte les particules d'un champ de radiations grâce aux interactions entre le champ de radiations et le détecteur. Ces interactions ne sont pas déterministes : pour deux situations d'irradiation identiques, les interactions ne se produiront pas au même endroit ni en mêmes quantités. Cela induit donc des fluctuations de la mesure indépendantes de la source de radiations.

### **I.5.5.c. Bruit de fond et mesure nette**

Lorsqu'on estime la valeur d'un champ de radiation en l'absence de toute autre composante extérieure, on effectue deux mesures : une en présence du champ et une en son absence. La mesure sans champ consiste à mesurer le rayonnement ambiant en l'absence de la source d'intérêt ( $M_b$ ). Cette grandeur est généralement appelée mesure du *bruit de fond* ou du background. Lors de la mesure en présence du champ à qualifier, on mesure la contribution du rayonnement ambiant et de la source ( $M_{s+b}$ ). La composante provenant uniquement de la source est estimée en soustrayant  $M_b$  à  $M_{s+b}$ :

$$M_s = M_{s+b} - M_b \dots\dots\dots(I.2)$$

Cette valeur est appelée valeur mesurée nette. On notera que  $M_b$  et  $M_{s+b}$  sont des variables aléatoires dont les fluctuations proviennent du rayonnement ambiant et du bruit du détecteur, et respectivement du rayonnement ambiant, de la source et du détecteur. Afin de diminuer les fluctuations associées à  $M_s$ , on effectue généralement plusieurs mesures de  $M_{s+b}$  et  $M_b$  et l'on considère les valeurs moyennes.

## **I.6. DOMAINE D'APPLICATION**

En spectrométrie gamma, l'activité d'un radionucléide est obtenue à partir de la surface correspondant au pic d'absorption totale. La mesure consiste donc dans le comptage simultané, dans chaque canal, d'un nombre d'impulsion. L'objectif de la mesure est de calculer « la surface nette » d'un pic, à l'aide d'une correction de fond continu et éventuellement, d'une correction d'interférence. Cette surface nette est ensuite convertie en taux d'émission photonique (exprimé en nombre de photons X ou  $\gamma$  par seconde) ou en activité (en Becquerels) [9].

La spectrométrie gamma fournit la technique la plus valable d'analyse des échantillons activés par neutrons. L'identification des lignes des rayons gamma fournit des informations pour les éléments dans l'échantillon. L'évaluation de la surface de pic pour déterminer l'activité de nucléide peut être utilisée comme une méthode quantitative de détermination d'éléments dans l'échantillon. L'évaluation peut être fait d'une manière empirique en utilisant des constants physiques et des flux mesurés ou par une comparaison directe avec une norme contenant une quantité connue de l'élément d'intérêt [10].

# Chapitre II



La paramétrisation  
de l'efficacité de la  
détection

## II. LA PARAMETRISATION DE L'EFFICACITE DE LA DETECTION

### II.1. INTERACTIONS DES PHOTONS AVEC LA MATIERE

La première étape de mécanisme de l'interaction des photons avec la matière est l'absorption partielle ou complète de l'énergie apportée par le rayonnement incident régie essentiellement par : l'effet photoélectrique, l'effet Compton et la création de paire électron-trou (Figures II.1, II.2 et II.3) [11,12].

#### II.1.1. Effet photoélectrique

A l'échelle de l'atome, dans le cas de l'effet photoélectrique, l'énergie du photon incident ( $E=h\nu$ ) est absorbée en provoquant l'éjection d'un électron, souvent un électron de la couche K. Cet électron possède une énergie cinétique  $E_c$  égale à la différence entre l'énergie du photon incident et l'énergie de liaison  $E_i$  de l'électron de la couche K (Figure II.1). Cette énergie  $E_i$  apparaît ensuite sous la forme d'électron Auger ou rayonnement X lorsque la lacune de la couche K est comblée par réarrangement ou capture d'électron [13].

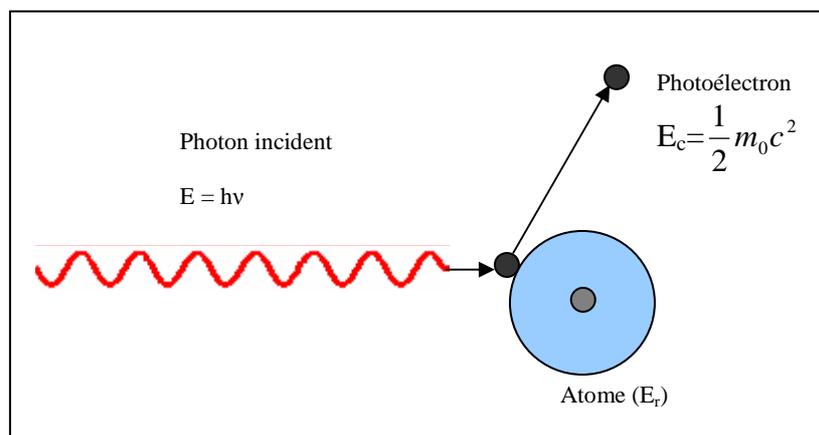


Figure II.1 : Effet photoélectrique

Un électron isolé et libre ne peut pas interagir avec un photon par effet photo-électrique. L'énergie du photon incident  $E$  est convertie en énergie de liaison  $E_i$ , en énergie cinétique du photo-électron  $E_c$  et en énergie de recul de l'atome  $E_r$  :

$$E = E_i + E_c + E_r \quad (\text{II.1})$$

Pour qu'il y ait ionisation, il faut que l'énergie du photon incident  $E$  soit supérieure à l'énergie de liaison de l'électron  $E_i$  [14].

### II.1.2. Effet Compton

Les photons interagissent avec les électrons du milieu, auxquels ils transfèrent une partie de leur énergie (diffusion Compton) et des photons d'énergie inférieure sont ainsi créés (Figure IV.2) [13]. L'étude cinématique de cette diffusion, nous donne la relation qui lie l'angle  $\theta$  de diffusion de l'électron à l'énergie du photon incident  $E_\gamma$  et du photon Compton  $E_\gamma'$  :

$$\frac{E_\gamma'}{E_\gamma} = \frac{1}{1 + \alpha(1 - \cos \theta)} \quad (\text{II.2})$$

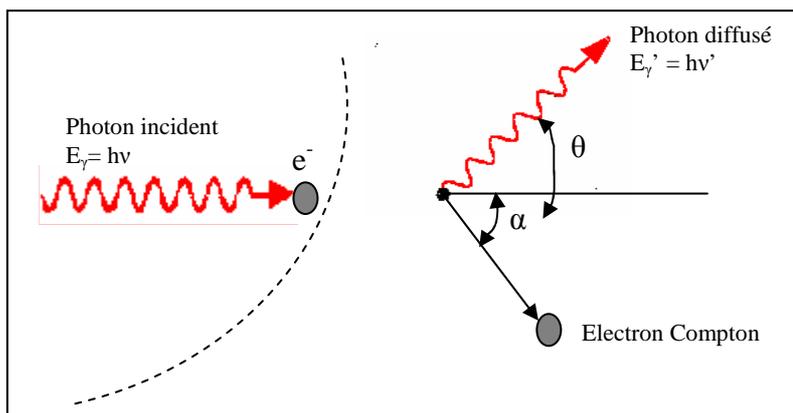


Figure II.2 : Effet de diffusion Compton

### II.1.3. Création de paire électron-trou

Ce processus est efficace seulement pour des rayonnements incidents très énergétiques, ( $>1,022$  MeV, soit plus de deux fois l'énergie de masse d'un électron). Ces photons de haute énergie donnent naissance à une paire électron-positon. 1,022 MeV sont nécessaire pour cette interaction, l'énergie restante est transmise sous forme d'énergie cinétique aux particules créées (Figure IV.6). Ici, la section efficace de création de paire est de la forme :

$$k_{\text{paire}} \sim Z^2 \ln \left( \frac{2R}{m_0 c^2} \right) \quad (\text{II.3})$$

R : le rayon d'atome

Z : nombre d'électron

Où  $m_0 c^2$  est l'énergie de masse d'un électron (511 keV).

Dans le cas des matériaux détecteurs, l'effet photoélectrique est le processus à favoriser puisque l'énergie incidente est entièrement absorbée par le cristal. L'effet Compton est source d'erreur lors des mesures de scintillation car il engendre des photons d'énergies inférieures. Ces photons peuvent soit s'échapper du matériau, soit être absorbés par la suite ; cependant, cette réabsorption n'a pas lieu au même endroit que la première interaction, ce qui nuit à une bonne résolution énergétique [13].

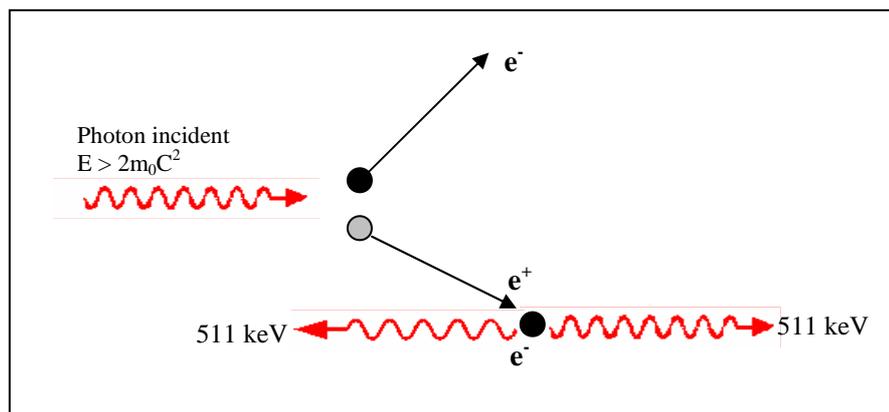


Figure II.3 : Effet de création de paire

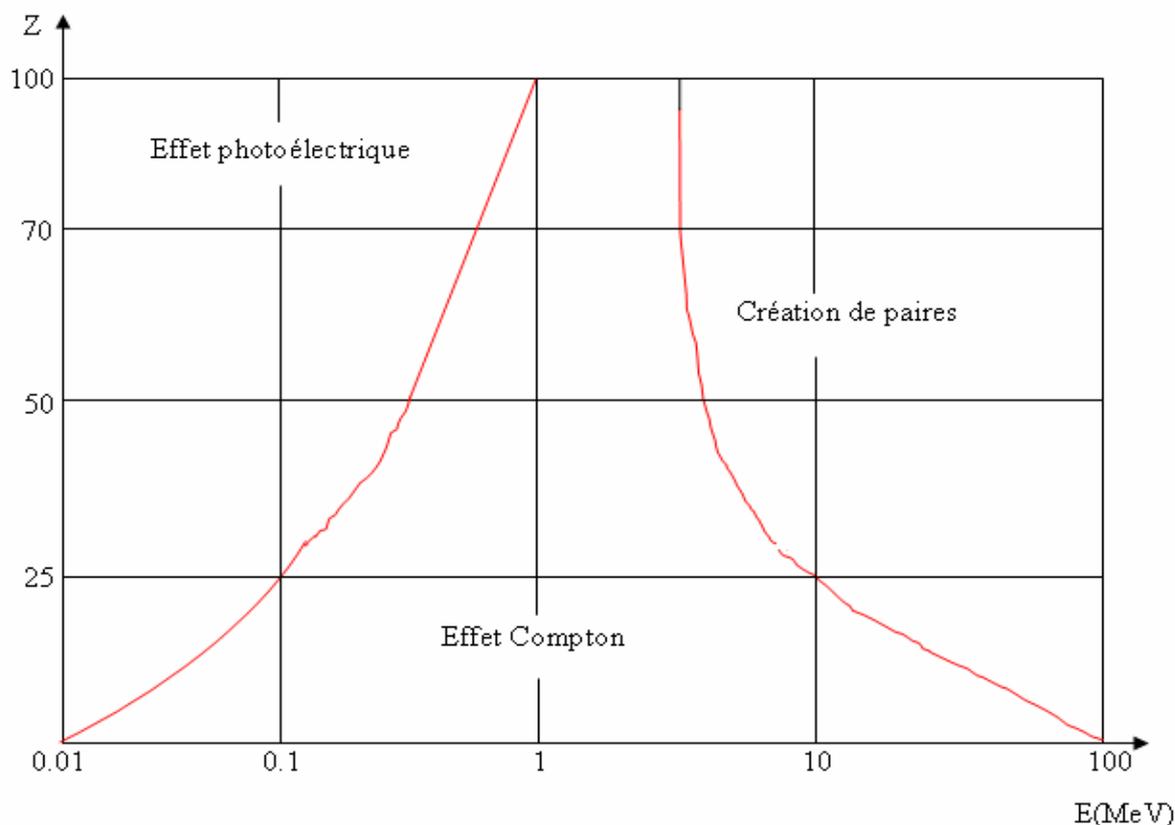
## II.2. IMPORTANCE RELATIVE DES TROIS PRINCIPAUX EFFETS

La figure II.4 montre l'importance relative des trois principaux effets en fonction de l'énergie  $h\nu$  du photon incident et du numéro atomique  $Z$  du milieu.

❖ L'effet photoélectrique est très favorisé dans les milieux de numéro atomique élevé, il cesse de l'être à partir de 500 keV. Il est le mode d'interaction prédominant des rayonnements  $\gamma$  ou X de faible énergie ( $\leq 100$  keV).

❖ A haute énergie, c'est l'effet de production de paire qui est prédominant, il commence à le devenir à partir de 5 MeV dans les matériaux de  $Z$  élevé.

❖ Entre les deux, se situe un domaine où c'est l'effet Compton qui domine. En dosimétrie du patient (milieux de faible  $Z$  : air, eau et tissus humains), dans la gamme d'énergie comprise entre 50 keV et 10 MeV, la diffusion Compton est l'effet le plus fréquemment observé [15].



**Figure II.4 :** Importance relative des trois principaux effets en fonction de l'énergie du photon incident et du numéro atomique du milieu  $Z$

## **II.3. LA DETECTION DES RAYONNEMENTS IONISANTS**

L'essentiel d'une chaîne de spectrométrie est le détecteur. Il absorbe l'énergie du rayonnement incident dans sa partie sensible. Dans le cas de détecteur à ionisation le parcours moyen des particules doit s'inscrire complètement dans la tête du détecteur. Sa surface sensible et son volume doivent être les plus grands possibles. Pour les petits volumes les électrons photoélectriques perdent une partie de leur énergie en dehors de la zone sensible et le pic présente alors une queue vers les basses énergies. D'un autre côté, plus le volume est grand, plus le temps de collection des charges est important.

Dans le cas de la détection  $\gamma$ , le matériau absorbeur doit avoir un numéro atomique élevé pour favoriser l'effet photoélectrique.

Le détecteur doit avoir une réponse linéaire en énergie. Il doit avoir un temps de réponse rapide afin de pouvoir collecter les événements se succédant à un rythme très rapide.

### **II.3.1. Performances demandées à un détecteur**

#### **IV.3.1.1. Généralités**

Toute détection d'un rayonnement ionisant repose sur la possibilité d'apprécier les interactions de ce rayonnement avec la matière.

Un rayonnement traversant un milieu matériel quelconque lui cède tout ou partie de son énergie. Cette énergie cédée produit dans le milieu un « effet ». Le principe de la détection des rayonnements est fondé sur l'apparition et l'observation de cet effet [16].

#### **II.3.1.2. les caractéristiques générales des détecteurs**

Malgré la diversité des effets utilisables pour la détection et donc des modes de fonctionnement des appareils correspondants, un détecteur est toujours constitué des mêmes éléments :

- Un capteur, au niveau duquel le rayonnement interagit avec la matière ;
- Un système d'amplification, qui met en forme et amplifie le signal produit par la sonde ;
- Eventuellement, un système de traitement de signal, dont le plus courant est le discriminateur d'amplitude ;

- Un système d'affichage qui fournit une donnée mesurant un flux de particules (compteur), l'énergie des particules détectées (spectromètre), la dose absorbée dans un milieu (dosimètre ou débitmètre).

On caractérise donc les détecteurs au moyen d'une même série de paramètres.

#### **II.3.1.2.1. L'efficacité de détection**

Elle est définie comme le rapport de nombre de particules détectées au nombre de particules reçues par le détecteur. Elle dépend de la nature et de l'énergie des rayonnements. Elle peut être, nulle pour certain, maximale pour d'autres [16].

#### **II.3.1.2.2. Le temps mort**

Le temps mort d'un système de détection, définie comme le plus petit intervalle de temps qui doit séparer deux informations pour que l'une et l'autre soient prises en compte individuellement par le système. Il dépend des caractéristiques du détecteur lui-même et de celles de l'électronique associée. Plus le temps mort est court, plus l'appareillage est apte à fonctionner avec des taux de comptage élevés [16].

#### **II.3.1.2.3. Le mouvement propre**

Il correspond au temps de comptage enregistré en l'absence de toute source de rayonnement. Il a pour origine :

- le bruit de fond naturel (radioactivité ambiante, rayonnements cosmiques) ;
- la radioactivité propre des matériaux du détecteur ;
- le bruit de l'électronique associée.

#### **II.3.1.2.4. La résolution en énergie**

On la définit comme la largeur relative à mi-hauteur de la réponse du détecteur à des particules d'une énergie donnée, dans le cas d'appareils permettant la spectrométrie [16].

#### **II.3.1.3. Différents types des détecteurs**

Les principaux détecteurs utilisés actuellement dans la recherche nucléaire sont :

- Les détecteurs à ionisation.
- Les détecteurs à scintillation.
- Les détecteurs à semi-conducteurs.

### II.3.1.3.a. Détecteurs à ionisation (remplis de gaz)

Tous les détecteurs à gaz se composent d'un volume de gaz entouré par un logement de forme géométrique le plus souvent cylindrique qui peut être scellé ou conçu pour permettre l'écoulement continu du gaz [6]. Un voltage de tension est appliqué à travers des électrodes dans le volume de gaz, créant un champ électrique. Pendant que le rayonnement traverse la chambre à gaz, il ionise le gaz pour former des paires d'ion se composant d'un électron et d'un ion positif (Figure II.6).

Les ions sont attirés aux électrodes, ce qui produit du signal électrique qui indique le passage du rayonnement. Le signal électrique qui est mesuré peut être un courant ou une impulsion de tension. Le choix dépendra de la manière d'instrument configuré. L'énergie perdue par le rayonnement entrant dans la formation d'une paire d'ion (appelée la valeur  $W$ ) dans un gaz est environ de 30 à 35 eV. La valeur réelle varie de quelques eV selon le type de gaz aussi bien que l'identité et l'énergie de rayonnement entrant [17].

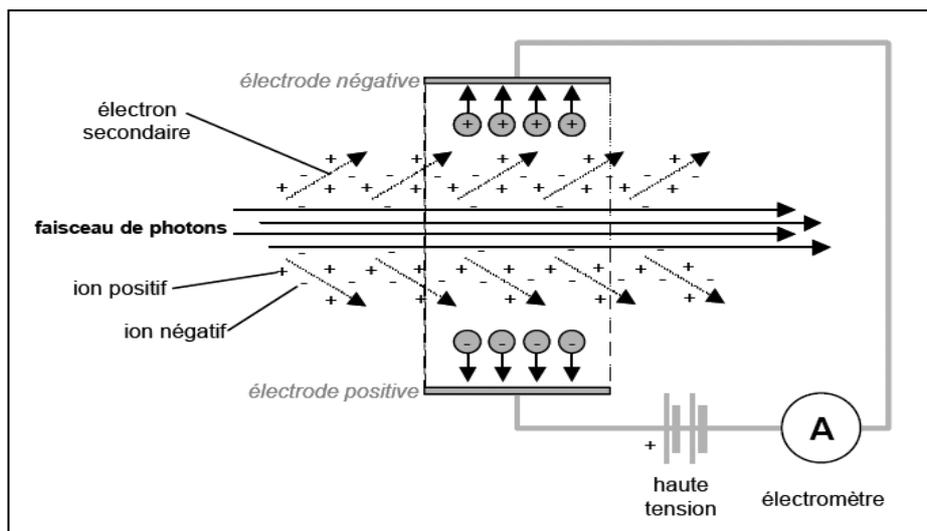


Figure II.6 : Principe de fonctionnement d'un détecteur à ionisation

Il est possible de compter toutes ces impulsions de ces différents détecteurs sur une échelle de comptage (figure II.8). Ces comptages se font pendant un temps  $t$  fixe à des tensions différentes, on obtient une courbe dont l'allure est la suivante :

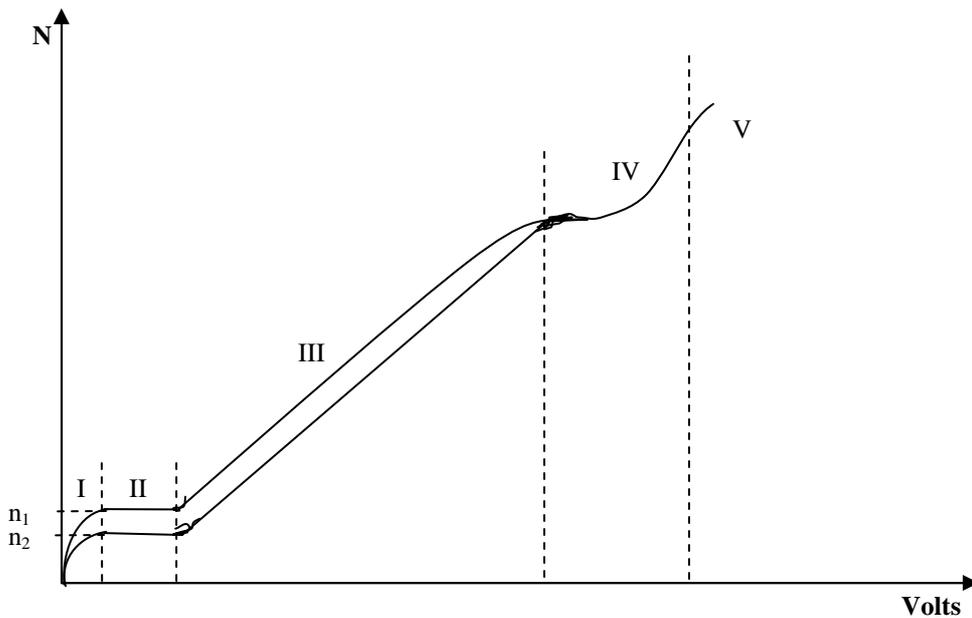


Figure II.8 : Différentes classes de fonctionnement des détecteurs à gaz

**I-** Compétition entre la recombinaison des ions et la collection des charges. Détecteur non utilisable.

**II-** Nombre de charges collectées  $N$  est égal au nombre de charges produites par ionisation primaire. L'amplificateur est égal à 1. le détecteur fonctionne en chambre d'ionisation.

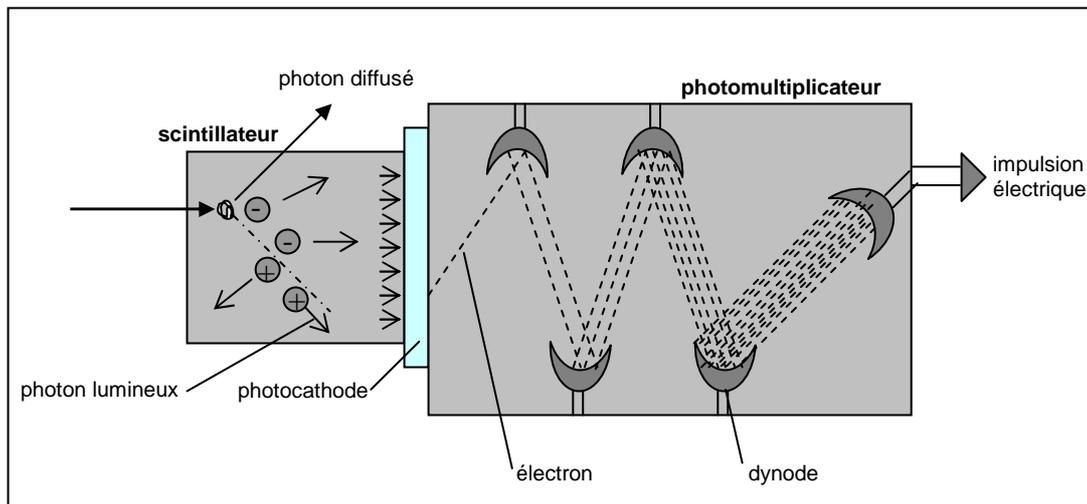
**III-** Le nombre  $N$  de charges collectées supérieure à  $n$  de charges produites, donc il y a amplification gazeuse et le facteur d'amplification est égal à  $N/n$  et varie avec le voltage  $V$ . pour une différence de potentiel donnée l'amplitude des impulsion est proportionnelle au nombre de charges créés au cours de l'ionisation initiale, c'est-à-dire à l'énergie cédée au compteur par le rayonnement donc en moyenne à l'énergie des particules de même nature qui y pénètrent. Le compteur fonctionne en régime proportionnel.

**IV-** Le détecteur délivre le maximum d'électrons qu'il puisse donner quelque soit l'ionisation initiale. C'est une sorte de saturation, le détecteur ne sert alors qu'à compter le nombre de corpuscules radioactifs qui interagissent sans les discriminer en fonction de leur énergie. C'est le régime Geiger Müller.

**V-** La différence de potentiel entre les deux électrodes est trop élevés et à la limite de la décharge permanente.

### II.3.1.3.b. Détecteurs à scintillation

Bien que les détecteurs remplis de gaz accomplissent beaucoup de tâches de détection tout à fait d'une manière satisfaisante, ils ont un certain nombre d'imperfections inhérentes pour beaucoup d'applications : la faible densité du milieu de gaz rend l'interaction avec des rayonnements incident en soi inefficace, particulièrement pour des photons et des rayonnements de grande énergie, où de grands volumes de détecteur ou pressions de gaz élevées seraient exigés pour la bonne sensibilité ; aussi, la mobilité de dérive finie des ions a produit dans les résultats de gaz dans un temps de réponse plutôt lent, de l'ordre des millisecondes dans la plupart des cas, qui mène à un temps mort appréciable, pendant lequel le détecteur ne peut pas répondre au nouveau rayonnement incident, et à un temps de montée lent dans les impulsions de collection de charge, encore limitant le taux de détection [18]. À sens unique de surmonter ces limitations doit utiliser les détecteurs d'état condensé, dans lesquels les procédés de génération de signal se produisent plus rapidement, et où les résultats atomiques élevés de densité dans une probabilité d'interaction sur une gamme de short de relativité. Il y a plusieurs phénomènes qui rencontrent ces conditions, bien qu'encore unique mécanisme de détection ne soit idéal pour toutes les applications.



**Figure II.7 : Mécanisme de conduction dans un scintillateur**

#### IV.3.1.4.C. Les détecteurs a semi-conducteur

##### C.1. Le principe de fonctionnement

Dans les années 50, il a été observé la détection de particules  $\alpha$  au moyen d'une jonction dans un cristal de germanium. Dès lors, de nombreux laboratoires ont consacré leurs recherches au développement de détecteurs semi-conducteurs. Ceux-ci sont environ mille fois plus denses que les détecteurs à gaz. Ils ont un excellent avantage pour la détection des particules de haute énergie. S'il faut 20 eV au minimum d'énergie déposée pour créer un photon dans un scintillateur et environ 30 eV dans un gaz pour créer une paire électron-ion, environ 3 eV sont suffisants pour créer une paire électron-trou dans un semi-conducteur. Les semi-conducteurs sont donc des détecteurs sensibles pour la spectrométrie. Ainsi, si avec un scintillateur en NaI(Tl) on obtient une résolution de 6 % à 660 keV, la résolution avec du germanium (refroidi) atteint le keV, soit moins de 0,2 %. Cette différence est due à l'erreur statistique relativement plus faible sur le plus grand nombre d'ionisations produites [14].

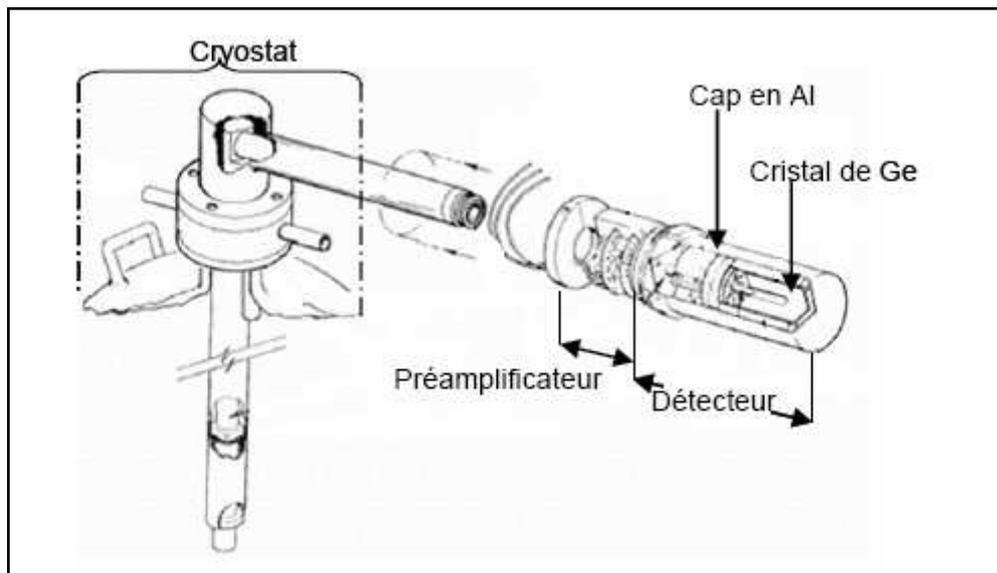


Figure II.9 : Schéma d'un détecteur Ge[HP] de rayonnement  $\gamma$

Ces détecteurs sont très efficaces pour la détection des rayonnements électromagnétiques de faible énergie, ils sont maintenus dans une enceinte sous vide de  $10^{-3}$  Pa et refroidis à la température de d'azote liquide (77 K) pour diminuer le bruit thermique (passage des électrons à travers du gap). Leur volume peut aller jusqu'à  $200 \text{ cm}^3$ , la haute tension de polarisation de ces détecteurs va de 1500 à 4000 V.

Les détecteurs à semi-conducteurs sont un type particulier de détecteurs à ionisation. Au lieu d'exciter ou ioniser le milieu, une particule chargée traversant un semi-conducteur crée des paires d'électron-trous quasi-libres dans la bande passante. Il faut seulement à peu près 3 eV pour en créer une paire (comparé à 30 eV en gaz pour une ionisation)! Les charges ainsi créées peuvent être détectées en appliquant un champ électrique, comme dans d'autres types de détecteurs d'ionisation.

Avantages:

- Très bonne résolution d'énergie, incomparable à basse énergie ;
- Compacte puisque c'est solide ;
- Résolution spatiale (construction en microbande comme microélectronique);
- Mince et rapide.

Désavantages

- Cher ;
- Fragile, susceptible au dommage de radiation.

## **C.2. La structure de base des détecteurs à semi-conducteur**

La structure de base d'un détecteur à semi-conducteur est une jonction inversement biaisée.

– Dans un semi-conducteur il existe une densité de courant intrinsèque de type n (électron) ou de type p (trou), due aux excitations thermiques.

Mais quand deux semi-conducteurs de types différents entrent en contact, sous effet de diffusion, une zone sans courant de charge s'est formée au point de contact, et forme ainsi une jonction (zone de déplétion).

– Une barrière de potentiel se forme dans cette zone, empêchant la conduction entre les deux semi-conducteurs. (Cette zone est comparable à la zone de capacité d'une chambre à ionisation).

– L'application d'un biais inverse ( $V_n > V_p$ ) élargi la zone de déplétion, ce qui augmente l'efficacité de détection.

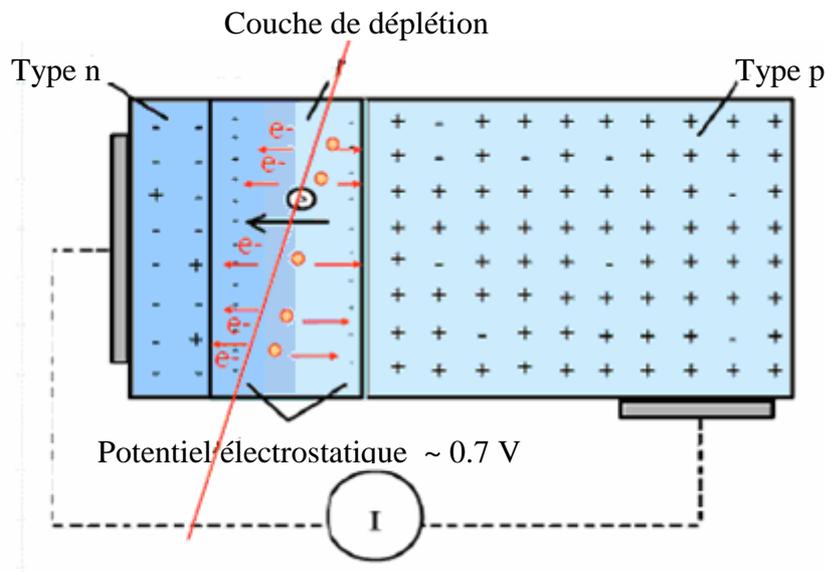


Figure II.10 : Principe de conduction dans une jonction p-n

- Un rayonnement ionisant qui pénètre dans la zone de déplétion va libérer des paires électron-trou.
- Ces charges libres vont se déplacer sous l'influence du champ électrique.
- Si on installe des contacts électriques de chaque côté de la jonction, on détectera un courant proportionnel à l'ionisation.
- La largeur de la zone de déplétion est en général relativement petite, de l'ordre de  $100 \mu\text{m}$  et dépend de la concentration des impuretés n et p.
- La structure de base d'un détecteur à semi-conducteur est une jonction inversement biaisée: L'application d'une tension inverse ( $V_n > V_p$ ) permet d'élargir la zone de déplétion, ce qui augmente l'efficacité de détection:  $>300 \mu\text{m}$ .

### C.3. Les caractéristiques des détecteurs à semi-conducteur

#### a. Efficacité

Pour créer une paire d'électron-trou  $3 \text{ eV}$  est nécessaire, ce qui est 10 fois plus sensible qu'au gaz, et 100 fois plus sensible qu'au scintillateur. n une meilleur résolution d'énergie : la fluctuation des charges collectées est moins importante avec plus d'ionisations primaires.

### b. Linéarité

Bonne linéarité, puisque le seuil de perte d'énergie est très faible. n pour les particules fortement ionisantes, comme les ions lourds, l'efficacité de collection est affectée par l'effet de charge spatiale (les charges dérivent moins vite, donc plus de recombinaison, parce que le champ électrique est diminué).

### c. Courant de fuite

Même si la jonction est inversement biaisée, il existe un très faible courant (~mA) à travers la jonction. Ce courant de fuite vient des mouvements des courriers de charge minorité, et aussi des effets des impuretés et des effets de surface.

## C.4. Les applications des détecteurs à semi-conducteur

Pour les mesures d'énergie

- Les détecteurs à semi-conducteur ont une excellente résolution d'énergie, mais ils sont limités par l'épaisseur de la zone de déplétion (de l'ordre de mm), et la grandeur de semi-conducteurs qu'on peut produire (~ 10 cm<sup>2</sup>).

Pour les mesures de position, en profitant de la technologie de microélectronique pour fabriquer des patterns précises sur le cristal

- Détecteur au silicium de micro-bande
- Détecteur à pixel, CCD ('charge coupled device')

## II.4. LIMITES DE DETECTION

Un spectre gamma peut être schématiquement représenté par une distribution continue, sur laquelle se superposent un ou plusieurs pics d'absorption totale. Certains sont peu intenses, par conséquent, leur détection est difficile en raison des fluctuations statistiques appréciables du contenu de chaque canal de la région étudiée. Le problème auquel se trouvent confrontés les expérimentateurs lors d'analyser d'échantillons de faibles activités ; et d'évaluer une limite à partir de laquelle un pic gamma devient détectable [19].

Lors d'analyse par spectrométrie gamma, les expérimentateurs se trouvent généralement confrontés à deux problèmes :

1. étant donnée l'observation d'un pic dans le spectre résultant de la mesure d'un échantillon, ils doivent décider si ce pic est réel ou non.
2. étant données les conditions expérimentales de mesure bien définies, ils doivent tenter d'évaluer une limite inférieure à partir de laquelle un pic gamma devient détectable [20], c'est-à-dire une limite à partir de laquelle une succession de contenus de canaux eut être assimilée à un pic : c'est la surface minimale.

De façon générale, le processus de décision est l'objet de deux sources d'erreurs :

1. la première est décider d'un pic est présent alors qu'il ne l'est pas, avec une probabilité  $x$  : c'est le risque de première espèce.
2. la seconde est d'affirmer qu'un pic n'est pas détecté, alors qu'il est présent, avec une probabilité  $y$  : c'est le risque de deuxième espèce [21].

Les quantités  $(1-x)$  et  $(1-y)$  sont appelées niveaux de confiance et correspondent aux probabilités de ne pas commettre d'erreurs de première espèce et de seconde espèce respectivement [22].

# Chapitre III



Radioactivité et irradiation  
naturelle

### III. RADIOACTIVITE ET IRRADIATION NATURELLE

#### III.1. INTRODUCTION

Toute forme de vie sur terre est inévitablement soumise à l'exposition aux sources naturelles de rayonnements. Bien avant que l'homme n'en soupçonne l'existence, la radioactivité naturelle a été recherchée pour ses vertus curatives, par exemple lors de cures thermales, ou encore pour les propriétés luminescentes de certains matériaux. Progressivement, à partir du début du siècle, on a pris conscience que l'homme vit perpétuellement dans un environnement naturellement radioactif trouvant son origine dans la croûte terrestre mais aussi en provenance de l'espace. Le nombre de publications scientifiques sur les rayonnements naturels a connu une augmentation quasi exponentielle au cours des années. Beaucoup de nouvelles connaissances ont été acquises notamment au cours de ces quinze dernières années concernant la radioactivité naturelle, ses différentes voies et conditions d'exposition pour l'homme, sa variabilité, la relation entre exposition et dose, finalement son impact potentiel pour la santé [23].

Il existe deux sources d'irradiation naturelle pour l'individu : les rayonnements cosmiques d'une part et les éléments radioactifs présents dans la croûte terrestre d'autre part. Ces deux sources donnent lieu à des expositions internes et externes. Les niveaux d'exposition varient considérablement d'un lieu à un autre et peuvent conduire à des doses également très variables selon les individus. Certaines sources de rayonnements naturels peuvent, selon les circonstances ou les activités humaines, conduire à des doses relativement élevées. C'est le cas du radon et des rayonnements cosmiques, ce qui justifie la place particulière qui leur est réservée aujourd'hui tant en ce qui concerne les recherches que les aspects réglementaires.

#### III.2. RADIOELEMENTS NATURELS PRESENTS DANS L'ECORCE TERRESTRE

Les noyaux instables présents au moment de la formation de la terre sont appelés « radioéléments primordiaux ». Parmi eux, subsistent actuellement ceux dont la période est assez longue (supérieur au milliard d'année). Ceux dont la période est plus courte ont disparu, ceux dont la période est quelque peu inférieure à cette durée ont considérablement décliné (c'est le cas de  $^{235}\text{U}$  période 704 millions d'années qui ne subsiste plus qu'au taux de 0,7 % dans l'uranium naturel) ; ceux dont la période est longue constituent les sources naturelles actuellement significatives ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{238}\text{U}$ ...). Enfin, ceux dont la période est

très longue ( $^{147}\text{Sm}$  : 100 milliard d'années) présentent une activité par unité de masse, si faible qu'ils constituent des sources de rayonnements négligeables [24].

NUCLEIDE	CONCENTRATION MOYENNE Bq. kg <sup>-1</sup>	GAMME DE VARIATION Bq. kg <sup>-1</sup>
Potassium 40	370	100 – 700
Uranium 238	25	10 – 50
Thorium 232	25	7 - 50

**Tableau 2 : Concentration moyenne des radionucléides primordiaux dans le sol  
(Avec les marges typiques des variations)**

Le potassium 40 constituant isotopique du potassium naturel (0,0118 %) est un émetteur  $\beta$ - $\gamma$  présent dans toute la biosphère. Il donne 29 désintégrations par seconde (29 becquerels) par gramme de potassium naturel. Sa présence dans le corps humain apporte une contribution importante à l'exposition de l'homme aux rayonnements émis par des sources internes.

Les radionucléides naturels secondaires sont ceux qui, à période relativement courte, sont formés de façon continue, par désintégration des radionucléides primordiaux. Ils forment trois familles ayant pour père  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  et  $^{232}\text{Th}$ . Ces familles sont représentées sur les figures (III.1), (III.2) et (III.3).

Si on met à part les radons et leurs produits de filiation à vie courte, ces radionucléides sont présents à l'état de traces dans les particules en suspension dans l'air qui proviennent du sol. Cependant, c'est leur présence dans les plantes et les chaînes alimentaire qui constitue la voie principale de pénétration dans l'organisme humain. Mais leur concentration à l'irradiation interne de l'homme reste très faible et peu importante bien qu'ils soient en grande partie émetteurs  $\alpha$  et il n'y pas lieu d'insister ici d'avantage sur ces radionucléides [24].

Par contre, le radon 222, engendré par le radium 226, et dans une moindre mesure le radon 220 (Thoron), engendré par le radium 224, jouent, avec leurs produits de filiation à vie courte, un rôle beaucoup plus important.

La concentration des radioéléments des gaz qui émanent du sol, des matériaux de construction et des eaux qui contiennent des traces d'uranium, varie considérablement dans l'air libre selon la nature des terrains et dans l'atmosphère des habitations, selon la nature les matériaux de construction et la façon dont ces habitations sont aérés. Le radon entraîne une contribution importante à l'exposition de l'homme aux sources naturelles de rayonnement.

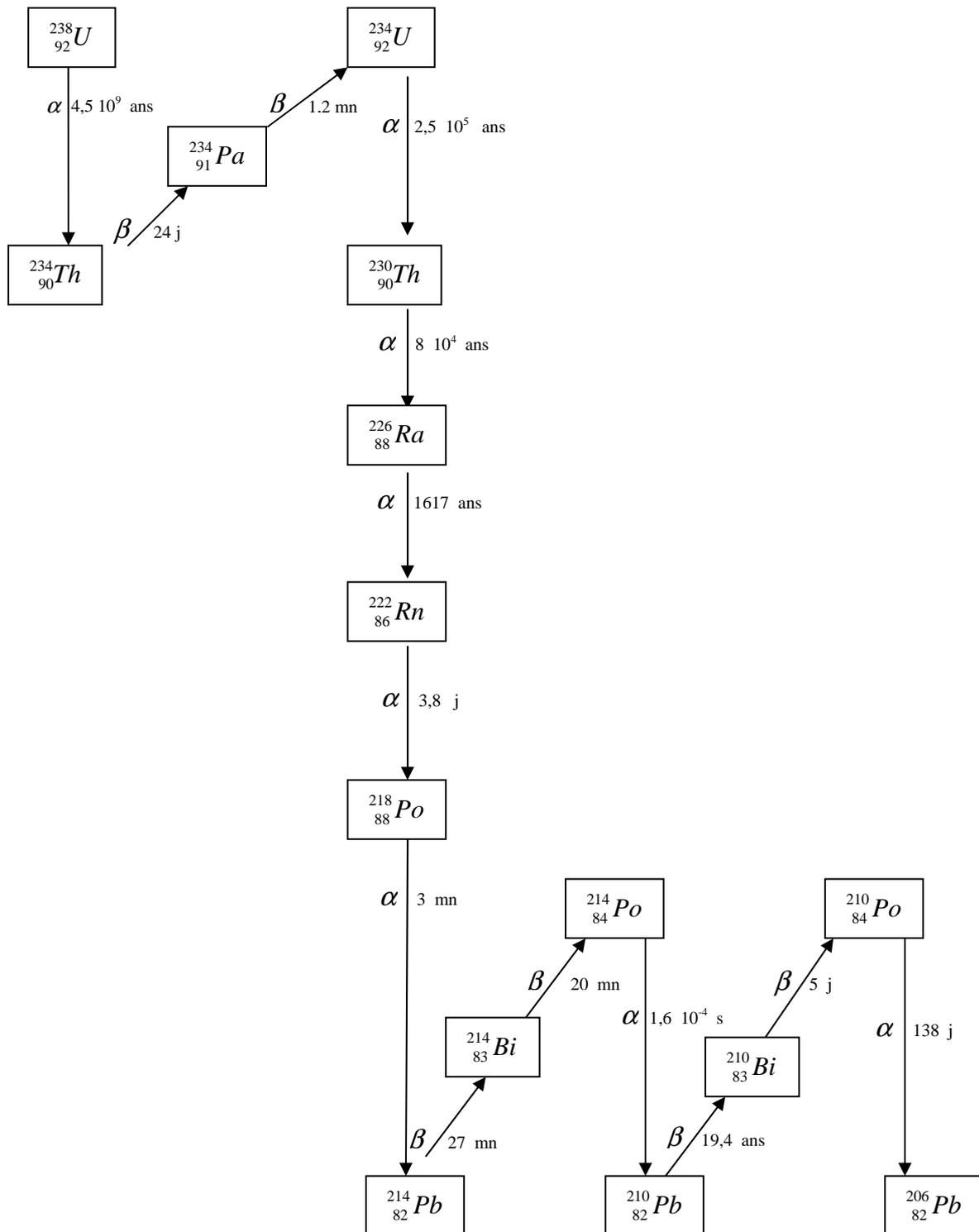


Figure III.1 : Famille de l'uranium 238

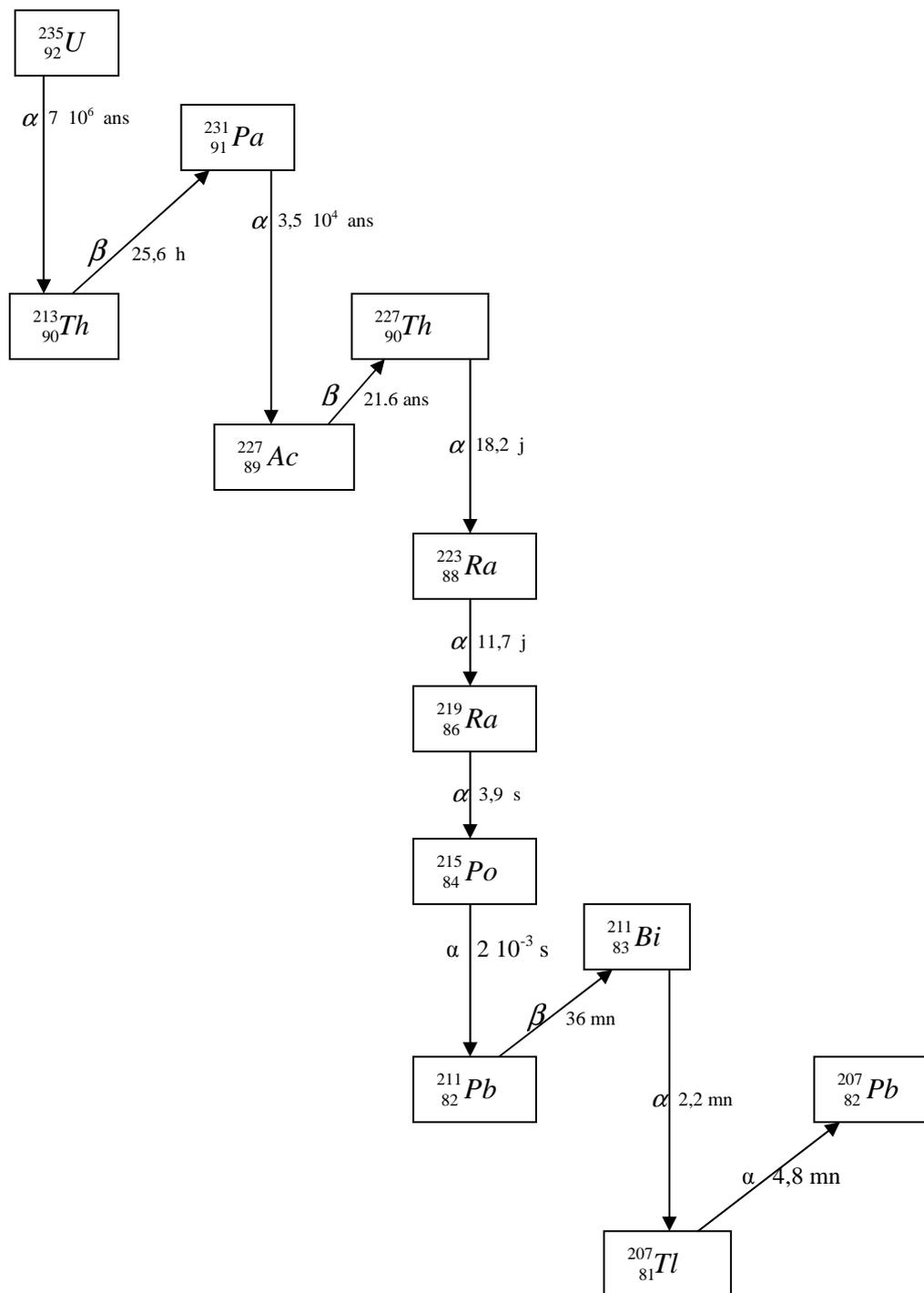


Figure III.2: Famille de l'uranium 235

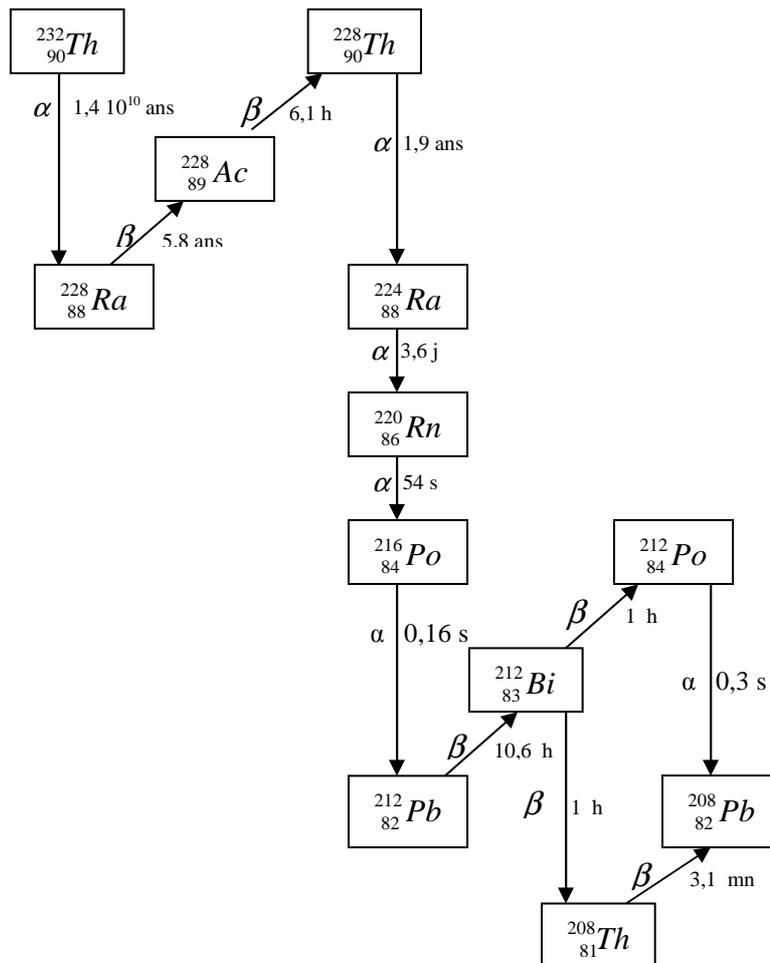


Figure III.3 : Famille du Thorium 232

### III.2.1. LES RAYONNEMENTS COSMIQUES

#### III.2.1.a. Leur découverte

C'est en 1912 que l'autrichien Victor Hess découvre - ou plutôt confirme - l'existence des rayonnements cosmiques présente au tout début du siècle. Ayant embarqué une chambre d'ionisation à bord d'un ballon, il met en évidence une augmentation du courant d'ionisation au cours de l'ascension jusqu'à 5350 m d'altitude.

Ces résultats viendront confirmer les observations faites par Wulf lors d'expériences antérieures sur la tour Eiffel. Hess recevra le prix Nobel pour sa découverte en 1936. Dès 1930, Picard et Cosyns atteignent une altitude de 16 km en ballon et, constatant les contraintes de la présence humaine, mettent au point des techniques de détection automatique qui

permettront de réaliser des mesures à des altitudes plus élevées [23]. Les premières mesures à l'aide d'une chambre d'ionisation montrent que les 'rayons cosmiques' sont constitués d'une composante «molle» dont l'intensité augmente avec l'altitude et d'une composante «dure» beaucoup plus pénétrante qui subsiste au fond des lacs et même dans les mines très profondes. L'expérience de Rossi en 1933 à l'aide d'un groupe de compteurs G.M. montés en coïncidence permettra de mettre en évidence les grandes gerbes cosmiques et de préciser ainsi la distinction plus subtile de «rayonnement primaire» (venant de l'espace) et de «rayonnement secondaire» (produit dans l'atmosphère). Une particule extrêmement pénétrante de masse intermédiaire entre l'électron et le proton est découverte : le muon. Cette particule est responsable du phénomène de cascade électromagnétique étudiée au Pic du Midi de Bigorre (en France) par P. Auger en 1938. Il montre alors que les gerbes - auxquelles leur sera donné son nom - ont un rayon qui peut atteindre 300 m.

L'étude des rayonnements cosmiques a permis de faire des progrès considérables dans le domaine de la physique des particules de haute énergie, ceci bien avant la construction des grands accélérateurs. Elle a aussi permis d'expliquer les magnifiques phénomènes de la nature que sont les aurores boréales, produites par la précipitation d'électrons et d'ions du vent solaire dans les couches ionisées de la haute atmosphère (la couleur est due à la désexcitation des espèces moléculaires impactées par les particules du vent solaire). Enfin, les manifestations des rayonnements cosmiques sur notre planète trouveront rapidement leur intérêt pour la datation par la méthode du  $^{14}\text{C}$ , mais aussi pour des applications moins connues en géologie ou en archéologie [23]. Le Pr. Alvarez a ainsi mis au point une méthode de recherche des cryptes dans les pyramides, basée sur l'atténuation de l'épaisseur d'absorbant traversée par les muons cosmiques. De même, l'absorption des rayons cosmiques dont le flux est constant au niveau de la mer par quelques mètres d'eau a été mise à profit par Alkoffer et Simon pour estimer l'amplitude des marées.

### III.2.1.b. Leur origine

L'origine des rayonnements cosmiques n'est pas encore complètement connue à ce jour. Il semble toutefois qu'il y ait à la fois une origine galactique (étoiles à forte activité, explosion de supernovae, rayonnement des pulsars) et une origine extragalactique.

### **b.1. Le rayonnement cosmique primaire**

Le système solaire est continuellement bombardé par des particules chargées de haute énergie sans doute produites lors d'éruptions stellaires dans toute notre galaxie: protons (85 %), particules alpha (12 %), électrons (2 %) et ions lourds (1 %). Leur trajectoire est déviée par le champ magnétique solaire et celui de la terre ainsi que par le vent solaire. Ces particules constituent une composante stable et essentielle du rayonnement cosmique dit primaire. L'autre composante, en provenance du soleil, est générée par les perturbations magnétiques qui existent à la surface du soleil (éruptions solaires). C'est le « vent solaire » constitué de protons pour la plupart, dont l'intensité varie avec l'activité solaire (cycle de onze ans).

### **b.2. Le rayonnement cosmique secondaire**

En pénétrant dans l'atmosphère, les particules primaires incidentes interagissent avec les constituants de l'air en donnant un ensemble complexe de particules secondaires (protons, neutrons,...) et de photons. Ces particules à leur tour interagissent pour donner des phénomènes de cascade nucléonique dans l'atmosphère. Compte tenu de leur absence de charge et de leur plus long libre parcours moyen, les neutrons deviennent prédominants à mesure que progresse la cascade.

Le rayonnement cosmique provient de l'espace extra-terrestre où certains corps célestes tel le soleil par exemple sont des générateurs très puissants de rayonnement. Ce rayonnement galactique primaire interagit avec l'atmosphère et crée un rayonnement secondaire complexe au niveau du sol [24]. Le niveau d'irradiation dû à ce rayonnement est, sous nos latitudes, en moyenne de 0,3 mSv/an ; ce niveau augmente lorsqu'on s'élève en altitude et on peut admettre qu'il double tous les 1500 m, ce qui signifie que, un mois en montagne entre 1500 et 2000 m conduira à une irradiation supplémentaire dans l'année d'environ 0,05 mSv. Il faut ainsi noter que les vols en haute altitude dans les avions supersoniques actuels produisent une irradiation de 0,5 mSv par an [9].

### III.2.1.C. Exposition externe aux rayonnements cosmiques

#### C.1. Au niveau du sol

Le rayonnement cosmique est composé principalement de muons d'énergies comprises entre 1 et 20 GeV. Ces particules contribuent pour environ 80 % à la dose absorbée dans l'air, le reste étant dû aux électrons. L'UNSCEAR (1993) admet une valeur moyenne de 32 nGy/h pour cette composante directement ionisante. L'effet de la latitude est d'environ 10 %, de sorte que le débit de dose à une latitude inférieure à 30° est d'environ 30 nGy/h au niveau de la mer. L'intensité du rayonnement cosmique au niveau du sol varie très faiblement au cours du temps en relation avec différents phénomènes : effets atmosphériques liés aux variations de l'épaisseur d'absorbant atmosphérique en fonction de la pression et de la température, variation diurne due à la rotation du champ magnétique avec le soleil (amplitude de 0,3 % pour les nucléons et 0,1 % pour les muons), effets des éruptions solaires (baisse de 20 % de l'intensité des neutrons au lendemain des éruptions solaires), enfin variations à vingt-sept jours, onze ans et longues périodes liées à la rotation du soleil et à l'activité solaire [23].

À l'intérieur des bâtiments, les rayonnements sont atténués par les matériaux de construction (facteur moyen d'atténuation de 0,8). La dose efficace annuelle liée à la composante directement ionisante est estimée à 240  $\mu$ Sv au niveau de la mer, celle liée à la composante neutronique à 30  $\mu$ Sv (UNSCEAR, 1993). Au total, la dose efficace annuelle due aux rayonnements cosmiques varie selon l'altitude et la latitude ainsi que la répartition du temps entre l'intérieur et l'extérieur des bâtiments. La dose moyenne pondérée par la population à l'échelle du globe est évaluée à environ 380  $\mu$ Sv/an par l'UNSCEAR. Les populations vivant en altitude reçoivent des doses plus élevées.

#### C.2. Aux altitudes des avions long courrier

Le débit de dose augmente avec l'altitude, la latitude et en fonction de l'activité solaire : à l'équateur, les valeurs s'échelonnent entre 1 et 3  $\mu$ Sv/h environ, entre 8 et 12 km d'altitude. Pour des latitudes supérieures à 50°, le débit de dose correspondant est de l'ordre de 3 à 10  $\mu$ Sv/h. Les contributions relatives des composantes de faible TLE<sup>2</sup> et fort TLE sont comparables aux altitudes régulières de vol. Le facteur de qualité moyen est proche de 2. Le débit d'exposition est relativement constant quel que soit l'endroit dans l'avion. Des niveaux d'exposition plus élevés peuvent être rencontrés à bord d'avions supersoniques : aux altitudes

de croisière supérieures à 15 000 m. Le débit de dose atteint 10 à 12  $\mu\text{Sv/h}$ . Pour les pilotes, des doses annuelles allant de 3 à 6 mSv peuvent être estimées [25].

### III.2.2. Les rayonnements terrestres

Les radionucléides naturels d'origine terrestre sont présents à des teneurs diverses dans tous les milieux de notre environnement, y compris l'organisme humain. Seuls les radionucléides dits primordiaux, de période comparable à l'âge de la terre (~4,5 milliards d'années), ainsi que leurs descendants, existent aujourd'hui en quantité significative. On estime que la radioactivité totale de la terre produit la moitié des quelques  $42 \cdot 10^{12}$  W d'énergie d'origine interne de notre planète. Celle-ci est responsable d'un flux géothermique de  $100 \text{ mWm}^{-2}$ , à la surface de la terre (à comparer au flux solaire incident sur la terre de l'ordre de  $100 \text{ Wm}^{-2}$ ) [23].

#### III.2.2.a. Exposition externe

L'exposition externe des individus résulte essentiellement des émissions gamma produites par les radionucléides des chaînes de  $^{238}\text{U}$  et du  $^{232}\text{Th}$  ainsi que du  $^{40}\text{K}$ , tous trois présents dans les sols et les matériaux de l'environnement. Le débit de dose absorbée dans l'air dépend en premier lieu de la teneur des sols et matériaux en ces différents radioéléments. Il peut varier par ailleurs en relation avec l'enneigement (qui joue un rôle d'écran), l'humidité du sol (en modifiant sa densité) ou la concentration des descendants du radon dans l'atmosphère qui contribuent au débit de dose. La famille radioactive de  $^{238}\text{U}$ , celle du  $^{232}\text{Th}$  et le  $^{40}\text{K}$  contribuent chacun pour un tiers environ à l'exposition externe totale subie sur un sol standard (typiquement entre 10 et 200  $\text{nGy h}^{-1}$ ).

#### III.2.2.b. Exposition interne (hors radon)

##### b.1. Inhalation

Une première composante de l'exposition par inhalation résulte d'une remise en suspension dans l'atmosphère de particules originaires du sol, sous l'effet du vent, du passage de véhicules, etc. Cette composante d'exposition conduit à moins de  $2 \mu\text{Sv an}^{-1}$  en moyenne pour l'individu. La deuxième composante d'exposition interne est liée aux descendants à vie

longue du radon formés dans l'air. Le  $^{210}\text{Pb}$ , avec des teneurs dans l'air de l'ordre de  $0,5 \text{ mBqm}^{-3}$ , contribue à lui seul pour 70 % de la dose totale par inhalation ( $10 \mu\text{Sv an}^{-1}$ ).

## b.2. Ingestion

Le potassium est un élément essentiel qui se trouve sous contrôle homéostatique dans l'organisme. Le rapport entre l'isotope radioactif du potassium ( $^{40}\text{K}$ ) et le potassium stable ( $\frac{^{40}\text{K}}{K_{\text{stable}}}$ ) est égal à  $1,18 \times 10^{-4}$ . La concentration moyenne de  $^{40}\text{K}$  dans l'organisme est d'environ  $55 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Il en résulte une dose efficace annuelle moyenne estimée à  $0,17 \text{ mSv}$ .

### III.2.3. Irradiations médicales

Ces irradiations proviennent de traitements médicaux (radiothérapie), d'examen par injection de produits marqués et, ce qui est le plus courant, des examens radiologiques. Un examen radiologique induit une dose moyenne de  $0,4 \text{ mSv}$ . Bien entendu cette dose varie suivant l'examen (radiographie ou radioscope) et peut être localisée ; il est à noter à ce sujet que les radiographies dentaires fréquentes délivrent des doses que ne sont pas négligeables bien que très localisées en général [23].

### III.2.4. Irradiation provenant des activités non nucléaires de l'homme

Ces sources donnent en général une irradiation faible. Nous citerons, pour mémoire, les télévisions couleurs, les montres à cadran lumineux. Actuellement, des mesures simples ont été prises pour réduire ces sources d'irradiations :

- Remplacement dans les montres lumineuses du  $^{226}\text{Ra}$  par le tritium ;
- Capotage de l'alimentation H.T. de téléviseurs couleurs.

A cela, il faut ajouter un certain nombre d'activités industrielles ;

La combustion des carbones dans les centrales électriques libère dans l'atmosphère des quantités appréciables de radioéléments naturels ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ) contenus dans ce combustible.

Les phosphates naturels contiennent des quantités non négligeables de radioéléments naturels ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) qui se trouvent dispersés en partie dans l'environnement lors des

opérations d'extraction et de traitement des minerais mais surtout lors de l'utilisation d'engrais phosphatés.

### **III.2.5. Irradiations dues aux retombées nucléaires**

Les retombées radioactives dues aux explosions, sont actuellement en diminution, l'irradiation produite est surtout externe. L'estimation conduite à une valeur moyenne pour l'exposition de la population à un débit de 0,02 mSv/an.

### **III.2.6. Cas particuliers du Radon**

Dans ce cas, on peut noter qu'une part importante de l'exposition annuelle de la population (50 % soit 1 mSv) provient des radioéléments naturels par inhalation et ingestion. Sur cette exposition de 1 mSv environ 0,7 mSv proviennent de l'exposition au radon dont la concentration dans les habitations peut varier dans les grandes proportions. Ce problème de l'exposition des populations au radon préoccupe actuellement les autorités sanitaires de beaucoup de pays. Des études ont été menées en divers endroits pour déterminer les teneurs en radon dans les habitations.

La commission internationale de protection radiologique (CIPR) recommande de ne pas dépasser 200 Bq/m<sup>3</sup> dans les habitations anciennes et de prévoir dans les habitations nouvelles une ventilation suffisante pour qu'on ne dépasse pas 100 Bq/m<sup>3</sup>. Notons que ceci correspond à des irradiations naturelles annuelles importantes puisque qu'une activité spécifique de 1Bq/m<sup>3</sup> due au radon correspond à un débit annuel de dose de 0,06 mSv/an.

# Chapitre IV



Effets biologiques des  
rayonnements ionisants sur  
l'être humain

## IV. EFFETS BIOLOGIQUES DES RAYONNEMENTS IONISANTS SUR L'ETRE HUMAIN

### IV.1. QUELQUES DEFINITIONS UTILISEES EN RADIOPROTECTION

Il existe trois unités de mesure utilisées dans le domaine des rayonnements ionisants:

- Le becquerel (Bq) mesure l'activité d'une source radioactive. Il correspond à une désintégration d'un atome par seconde.
- Le gray (Gy) mesure la quantité de rayonnement absorbée par un individu ou un objet exposé.
- Le sievert (Sv) mesure l'effet biologique produit sur l'individu par le rayonnement absorbé (on parle de dose efficace).

### IV.2. EXPOSITION RADIOLOGIQUE

L'exposition est la quantité de rayonnements auquel est exposé un sujet. L'unité système international (SI) d'exposition aux rayonnements est le coulomb par kilogramme (symbole C/kg) qui correspond à une exposition telle que la charge de tous les ions de même signe produits dans l'air, lorsque les électrons libérés par les photons de façon uniforme dans une masse d'air égale à 1 kilogramme se trouvent complètement arrêtés par l'air, soit égale en valeur absolue à 1 coulomb [41].

L'unité hors SI mais parfois employée est le Roentgen (symbole R) pour lequel la charge de tous les ions de même signe est égale à  $2,58 \times 10^{-4}$  coulombs par kilogramme. Il correspond en fait à une quantité de radiations telle que l'émission corpusculaire associée produise, pour 1,293 gramme d'air, des ions portant une unité électrostatique de quantité d'électricité.

#### IV.2.1. Dose absorbée

La dose absorbée (notée D) est le quotient de l'énergie moyenne communiquée à la matière par des rayonnements ionisants dans un élément de volume par la masse de cette matière contenue dans un élément de volume.

$$D = \frac{dE}{dm} \quad (\text{IV.1})$$

Où  $dE$  est l'énergie moyenne communiquée par le rayonnement à la matière, dans un élément de volume, et  $dm$  est la masse de la matière contenue dans cet élément de volume.

L'unité SI de dose absorbée est le Gray (symbole Gy) qui correspond à la dose de rayonnement absorbée dans un élément de matière de masse de 1 kilogramme auquel les radiations ionisantes communiquent en moyenne de façon uniforme une énergie de 1 joule.

L'unité dérivée hors SI est le Rad (symbole rd) qui vaut  $10^{-2}$  Grays. Il s'agit d'une unité spéciale employée couramment avant 1985 pour exprimer la dose absorbée de rayonnements ionisants [58].

Nous avons donc :  $1 \text{ Gy} = 10^2 \text{ rd}$  et  $1 \mu\text{Gy} = 0,1 \text{ mrd}$ .

### IV.2.2. Dose équivalente

C'est la dose absorbée par le tissu ou l'organe T, pondérée suivant le type et l'énergie du rayonnement R. Elle est donnée par la formule:

$$H_{T,R} = W_R \cdot D_{T,R} \quad (\text{IV.2})$$

$D_{T,R}$  est la moyenne pour l'organe ou le tissu T de la dose absorbée du rayonnement R,

$W_R$  est le facteur de pondération radiologique) [42].

Lorsque le champ de rayonnements comprend des rayonnements de type et d'énergies correspondant à des valeurs différentes de  $W_R$ , la dose équivalente pour l'organe ou le tissu T est la somme:

$$H_T = \sum W_R D_{T,R} \quad (\text{IV.3})$$

### IV.2.3. Le transfert d'énergie linéique (TEL)

Le transfert d'énergie linéique a été introduit afin de rendre compte de la distribution spatiale des ionisations. Il permet de caractériser la qualité d'un rayonnement par une grandeur sans avoir à décrire à chaque fois le type de particule et son énergie. Le TEL est défini comme la quantité d'énergie cédée par un rayonnement lorsqu'il parcourt une distance  $dx$  et s'exprime en keV par micromètre ( $\text{keV} \cdot \mu\text{m}^{-1}$ ) [42]:

$$TEL = -\frac{dE}{dx} \quad (IV.4)$$

Le TEL est d'autant plus grand que la particule perd beaucoup d'énergie sur une courte distance ; les ionisations provoquées par le passage d'une particule à bas TEL seront donc beaucoup plus éparées que les ionisations provoquées par une particule à haut TEL. Le TEL augmente linéairement avec la densité du milieu et, pour un milieu donné, il croît comme le carré de la charge de la particule et est inversement proportionnel à son énergie cinétique [43]. Les électrons secondaires des photons sont des particules à bas TEL ( $0.2-3 \text{ keV} \cdot \mu\text{m}^{-1}$ ) alors que les protons secondaires des neutrons et les ions lourds sont des particules à haut TEL [42].

#### IV.2.4. Kerma

Le kerma (de l'anglais "kinetic energy released in matter" c'est-à-dire énergie cinétique libérée dans la matière) représente l'énergie transférée par unité de matière radioexposée. Le kerma est égal au quotient de la somme des énergies cinétiques initiales de toutes les particules chargées libérées par des particules non chargées par la masse de matière. Il concerne donc les rayonnements X et  $\gamma$  et les neutrons, mais non les particules chargées ( $\alpha$  et  $\beta$ ). Le kerma n'est pas directement mesurable car nous ne pouvons mesurer que la dose absorbée au niveau du point considéré.

$$K = \frac{dE_{\text{cin}}}{dm} \quad (IV.5)$$

La connaissance du kerma et du coefficient de transfert massique en énergie du milieu radioexposé permet de caractériser le faisceau d'irradiation.

Le kerma s'exprime en joules par kilogramme (J/kg), c'est-à-dire en grays (Gy).

#### IV.2.5. La dose efficace

Pour une exposition non uniforme de l'organisme, qui est généralement le cas après une incorporation de radionucléides, est défini l'équivalent de dose efficace engagée ou plus simplement *la dose efficace*. La dose efficace est numériquement égale à la dose équivalente absorbée qui, délivrée lors d'une exposition uniforme et brève de l'organisme entier, entraînerait le même risque de survenue d'effets stochastiques [43]. Elle est égale à la somme des doses équivalentes engagées pondérées dans les organes et tissus de l'organisme :

$$E = \sum_T W_T H_T = \sum_T W_T \sum_R W_R D_{T,R} \quad (\text{IV.6})$$

$D_{T,R}$  est la moyenne pour l'organe ou le tissu T de la dose absorbée du rayonnement R, et  $W_R$  le facteur de pondération radiologique,  $W_T$  le facteur de pondération tissulaire.

Le facteur de pondération  $W_T$  du tissu ou de l'organe T représente la contribution relative de T au détriment total dû aux effets qui résulteraient d'une irradiation uniforme de tout le corps. En d'autres termes,  $W_T$  est égal, pour une irradiation uniforme de 1 Sv, à la probabilité de survenue d'un effet stochastique dans l'organe T, divisée par la probabilité de survenue d'un effet stochastique dans la totalité de l'organisme. La somme des facteurs de pondération est donc égale à l'unité.

#### IV.2.6. Équivalent de dose

##### IV.2.6.1. Équivalent de dose radiologique

L'équivalent de dose (symbole H) est le produit de dose absorbée D par le facteur de qualité (Q) qui dépend de la distribution spatiale de l'énergie absorbée et par le facteur de distribution N. Nous avons donc :  $H$  (en sievert) =  $D$  (en gray) x  $Q$  x  $N$ , la distribution spatiale de l'énergie absorbée dépend de la nature et de l'énergie du rayonnement. Pour la caractériser, nous nous référons au transfert linéique d'énergie (symbole TEL) dans l'eau des particules exprimé en keV/ $\mu$ m.

Le transfert linéique d'énergie est le quotient de l'énergie moyenne localement communiqué à un milieu par une particule chargée d'énergie donnée le long d'un élément convenablement petit de sa trajectoire, par la longueur de cet élément de trajectoire.

$L_\infty$ dans l'eau en keV/ $\mu$ m	Q
3,5 ou moins	1
7	2
23	5
53	10
175 ou plus	20

Tableau IV.1 : Correspondance entre le facteur de qualité Q et le transfert linéique d'énergie  $L_\infty$

Le facteur de qualité encore appelé facteur de pondération est fonction du transfert linéique d'énergie (se reporter au tableau IV.1). Il est utilisé pour pondérer les doses absorbées de façon à rendre compte de leur signification pour les besoins de la radioprotection.

Le facteur de distribution  $N$  tient compte de l'hétérogénéité de la distribution du radioélément selon les tissus considérés, mais en milieu industriel, faute d'éléments suffisants, nous considérons que le facteur de distribution est égal à l'unité.

Rayonnements	$W_R$	
Photons X et $\gamma$ , électrons, positrons, muons	1	
Neutrons	> 10 keV	5
	10 keV – 100 keV	10
	100 keV – 2 MeV	20
	2 MeV– 20 MeV	10
	> 20 MeV	5
Protons	> 2 MeV	5
Particules $\alpha$ , noyaux plus lourds	20	

**Tableau IV.2 : Facteur de pondération  $W_R$  de certains rayonnements**

L'unité SI d'équivalent de dose est le Sievert (SI) qui est égale au joule par kilogramme. L'unité dérivée hors SI est le rem (rad equivalent man) qui est en fait un sous-multiple du sievert :  $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J.kg}^{-1} = 100 \text{ rems}$ . L'UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation : Comité scientifique des Nations unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants) a établi une classification des doses :

Classification	Doses en sievert	Doses en rem
Faibles doses	0 à 0,2	0 à 20
Doses moyennes	0,2 à 2	20 à 200
Fortes doses	2 à 10	200 à 1 000
Très fortes doses	> 10	> 1 000

**Tableau IV.3 : Classification des doses selon l'UNSCEAR**

#### IV.2.6.2. Équivalent de dose engagée

En cas d'exposition interne, le radioélément qui a pénétré dans l'organisme va causer des dommages durant un temps qui est fonction à la fois de la période radioactive et de la période biologique qui c'est la durée de présence dans l'organisme qui est responsable de l'importance des effets biologiques du métabolisme des radioéléments dans les différents compartiments des organes de l'organisme.

L'évaluation de la contamination chronique ou due à des radioéléments à période totale grande, prend en compte le cumul sur cinquante ans (correspondant à une durée de vie professionnelle) du débit d'équivalent de dose : c'est le débit d'équivalent de dose engagée (symbole  $H_{50}$ ), elle est définie par la formule :

$$H_T(\tau) = \int_{t_0}^{t_0+\tau} H_T(t) dt \quad (IV.7)$$

$H_T(t)$  : le débit de dose équivalente à l'organe ou au tissu T au moment t ;

$\tau$  : la période sur laquelle l'intégration est effectuée.

Dans  $H_T(\tau)$ ,  $\tau$  est indiquée en année. Si la valeur de  $\tau$  n'est pas donnée elle est implicitement de 50 ans pour les adultes et pour les enfants des nombres d'années restant jusqu'à l'âge 70 ans.

#### IV.2.6.3. Équivalent de dose efficace

On appelle équivalent de dose efficace (symbole  $H_E$ ), l'équivalent de dose (H) qui, s'il était reçu de façon uniforme au niveau de l'organisme entier, entraînerait le même effet sur la santé que les doses différentes entre elles reçues au niveau de différents organes à des moments différents.

L'unité réglementaire est le Sievert (Sv) mais les praticiens utilisent encore le rem (1 rem = 0,01 Sv).

L'équivalent de dose efficace se calcule en tenant compte à la fois de la dose absorbée par chaque organe et de la gravité de l'effet susceptible d'être induit au niveau de cet organe.

## **IV.2.7. LIMITES D'INCORPORATION**

### **IV.2.7. 1.Limite annuelle d'incorporation (LAI)**

La limite annuelle d'incorporation est la quantité de radioéléments exprimée en becquerels (Bq), qu'il est possible d'absorber en une année (par inhalation et/ou par ingestion), pour que l'exposition (interne) totale subie par l'organisme entre le moment de l'incorporation et celui où l'organisme a totalement éliminé cet radioélément soit égale aux normes d'irradiation de base, soit actuellement :

- 20 mSv pour les travailleurs
- 1 mSv pour le public.

Il existe donc au minimum, pour chaque radioélément, quatre LAI :

- La LAI par inhalation pour les travailleurs et celle pour le public.
- La LAI par ingestion pour les travailleurs et celle pour le public.

### **IV.2.7.2. Limite dérivée de concentration dans l'air (LDCA)**

Dans le cas d'inhalation de radioéléments, on considère la contamination de l'air que l'on respire. Compte tenu du volume d'air respiré en moyenne chaque jour par un individu normal, il nous est facile de calculer la quantité, pour un radioélément donné, de radioactivité par unité de volume d'air à ne pas dépasser pour qu'une personne travaillant ou vivant durant toute l'année au sein de cette atmosphère n'inhale pas plus que les limites annuelles d'incorporation (LAI). Cette radioactivité spécifique de l'air à ne pas dépasser s'appelle : la limite dérivée de concentration dans l'air (LDCA). Cette activité volumique s'exprime en becquerels par mètre cube (Bq/m<sup>3</sup>). Comme pour la LAI par inhalation, il existe, pour chaque radioélément, la LDCA pour les travailleurs et celle pour le public.

Radioéléments	LAI ingestion en Bq	LAI inhalation en Bq	LDCA en Bq/m <sup>3</sup>
<sup>14</sup> C	9.10 <sup>6</sup>	9.10 <sup>6</sup>	4 000
<sup>131</sup> I	1.10 <sup>5</sup>	2.10 <sup>5</sup>	70
<sup>137</sup> Cs	4.10 <sup>5</sup>	6.10 <sup>5</sup>	200
<sup>226</sup> Ra	7.10 <sup>3</sup>	2.10 <sup>3</sup>	10
<sup>241</sup> Am	5.10 <sup>3</sup>	2.10 <sup>2</sup>	0,008

Tableau IV.4 : Exemples de LAI et de LDCA pour le public

### IV.3. EFFETS BIOLOGIQUES DES RAYONNEMENTS IONISANTS ET PROBLEMATIQUE DES FAIBLES DOSES

Lorsqu'on s'intéresse aux rayonnements ionisants et à leurs effets sur la santé, il y a deux phénomènes que l'on doit distinguer en fonction des voies d'atteinte et qui sont la contamination et l'irradiation.

#### IV.3.1. La contamination

La contamination consiste à entrer en contact avec des sources radioactives et ce, de deux manières différentes, mais parfois simultanées :

- par dépôt de substances radioactives (poussières) au niveau de l'épiderme ou des cheveux : c'est ce qu'on désigne par la contamination externe [15].

- par incorporation d'éléments radioactifs à l'intérieur de l'organisme : c'est la contamination interne. Les principales voies de pénétration sont :

- la voie respiratoire (inhalation)
- la voie directe par blessure (injection)
- la voie digestive (ingestion)

Elles peuvent ensuite être transportées par le sang jusqu'aux organes. Le corps devient alors porteur de la source qui émet ses rayonnements à partir de l'endroit du corps où elle se trouve. Ces substances radioactives contaminantes sont à l'origine de plusieurs types de radiations parmi lesquelles :

- Les rayonnements  $\alpha$  qui provoquent de nombreuses ionisations dans les tissus voisins et sont alors les plus dangereux puisqu'ils délivrent de façon certaine toute leur énergie dans la matière qu'ils rencontrent et qui les arrête ;
- Les rayonnements  $\beta$  qui ont un parcours un peu plus long mais ils transmettent également leur énergie sous forme d'ionisations dans les tissus ;
- Les rayonnements  $\gamma$  qui produisent eux aussi des ionisations, mais ne sont pas totalement arrêtés et peuvent se retrouver à l'extérieur du corps. Ainsi, une personne fortement contaminée devient une source d'irradiation pour les autres [27].

Ce phénomène reste actif dans le temps aussi longtemps que la source se trouve à l'intérieur du corps. La source continue d'émettre et de provoquer des ionisations autour d'elle. Une source de très faible d'activité peut ainsi provoquer des effets importants au bout d'un certain temps jusqu'à son évacuation totale du corps humain [28].

#### IV.3.2. L'irradiation

L'irradiation se présente sous deux formes externe et interne.

L'irradiation externe : lorsque l'irradiation de l'organisme est due à une source située à l'extérieur du corps. Ce risque existe lors de travaux avec des sources de radiations ionisantes relativement pénétrantes:  $\beta$ , X,  $\gamma$ , neutrons. L'irradiation externe peut être partielle (au niveau d'un seul organe) ou totale (irradiation du corps entier). Les risques encourus sont liés à la partie du corps exposée aux rayonnements.

L'irradiation interne accompagne souvent la contamination et ce, à cause des corps radioactifs ingérés ou inhalés qui irradient de l'intérieur les organes sur lesquels ils se sont temporairement fixés [15].

L'irradiation des tissus, qu'elle soit interne ou externe, produit le même type d'effets.

#### IV.4. EFFETS BIOLOGIQUES DES RAYONNEMENTS IONISANTS AU NIVEAU CELLULAIRE

Les rayonnements ionisants contribuent à l'ionisation des molécules présentes dans les organismes vivants. Selon la dose reçue et le type de rayonnements, ces effets peuvent être plus ou moins néfastes pour la santé. Deux approches sont utilisées pour étudier leurs différents effets biologiques : l'épidémiologie et l'expérimentation sur des molécules ou cellules d'organismes vivants [29].

L'épidémiologie consiste à observer les effets sur des populations qui ont subi des irradiations d'origine naturelle ou artificielle (population d'Hiroshima et Nagasaki, premiers radiologues et travailleurs dans les mines d'uranium ...). Grâce à l'expérimentation, les chercheurs observent, en particulier, les dégâts et perturbations engendrés par les rayonnements ionisants sur l'ADN. Les chercheurs analysent aussi les mécanismes de réparation qu'une cellule est capable de mettre en jeu lorsque sa molécule d'ADN a été détériorée.

L'épidémiologie et l'expérimentation permettent de mieux connaître les effets des rayonnements ionisants afin de définir des règles et des normes de radioprotection et de soigner les personnes ayant subi des irradiations accidentelles [30].

#### IV.5. EFFETS BIOLOGIQUES DES RAYONNEMENTS IONISANTS SUR LES TISSUS OU ORGANES HUMAINS

Il est connu depuis le début de l'utilisation des rayons X, dans les premières années du siècle passé, que lorsqu'un individu est irradié, l'ionisation des atomes peut provoquer l'altération ou la mort des cellules touchées. Selon la gravité et l'étendu de l'irradiation, l'action sur l'organisme est très différente, et conduit à distinguer deux effets : Les effets déterministes et les effets stochastiques.

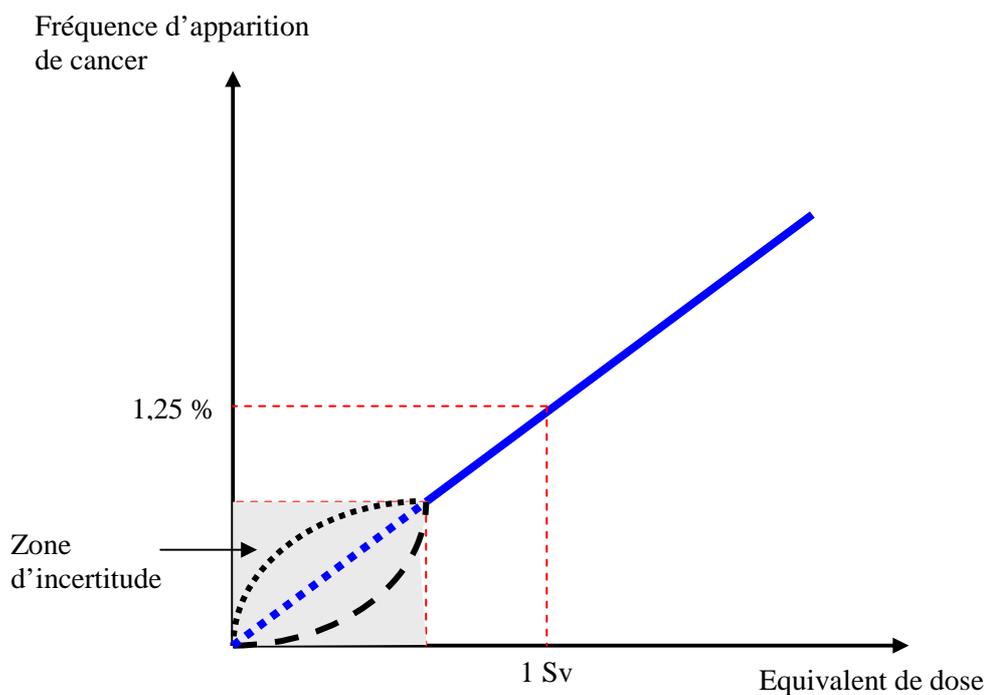


Figure IV.1 : *Diagramme de la relation dose-effets*

#### IV.5.a. Effets déterministes (précoces ou immédiats)

Une forte irradiation par des rayonnements ionisants provoque des effets immédiats sur les organismes vivants comme des brûlures plus ou moins importantes, dans les semaines ou dans les six mois suivant l'irradiation.

Pour ces effets, les relations de causalité relative à l'exposition aux rayonnements a été observée très tôt. On savait qu'une irradiation donnée entraînait des dommages pour une certaine dose. Ces effets apparaissent toujours (effets obligatoires) à partir d'une dose seuil (0.1 Sievert délivrés en une seule fois) au-delà de laquelle, la gravité de l'effet est proportionnelle à la dose (Figure IV.1). Parfois, une réversibilité est possible si les lésions ne sont pas trop importantes.

Les rayonnements électromagnétiques (X et  $\gamma$ ) peuvent être à l'origine de lésions relativement importantes. Les effets résultants de ces lésions dépendent de la dose reçue, de l'étendue de l'irradiation et de la nature de l'organe ou du tissu irradié [29,31].

Ceci nous amène donc à classer ces tissus en fonction de leur sensibilité vis à vis des rayonnements ionisants. D'une manière générale, les tissus à renouvellement rapide sont les plus sensibles aux radiations et les effets produits sont alors précoces [32].

Effets déterministes recensés pour des expositions à des rayonnements $\gamma$ ou X	Dose d'irradiation
Stérilité masculine temporaire	à partir de 0,15 Gy
Diminution temporaire des leucocytes (famille de globules blancs)	de 0,2 à 1 Gy
Nausée, asthénie Modification de la formule sanguine Effet immunodépresseur (risques d'infections) <i>Sous surveillance médicale, le retour à la normale se produit rapidement.</i>	de 1 à 2 Gy
Risque de stérilité féminine	à partir de 2,5 Gy
Stérilité masculine définitive	de 3,5 à 6 Gy
Aplasia (arrêt ou insuffisance du développement d'un tissu ou d'un organe). En l'absence de traitement au moins la moitié des personnes irradiées meurent et il existe des risques de séquelles.	à partir de 4,5 Gy
Atteinte oculaire (survenue possible de cataracte de 1 à 10 ans après l'irradiation)	à partir de 5 Gy
Atteinte gastro-intestinale	6 Gy
Atteinte pulmonaire	8 Gy
Coma, mort cérébrale Mort inévitable	au-delà de 10 Gy

**Tableau IV.5:** les effets déterministes décrits pour des expositions à des rayonnements  $\gamma$  ou X en fonction de la dose d'irradiation [33].

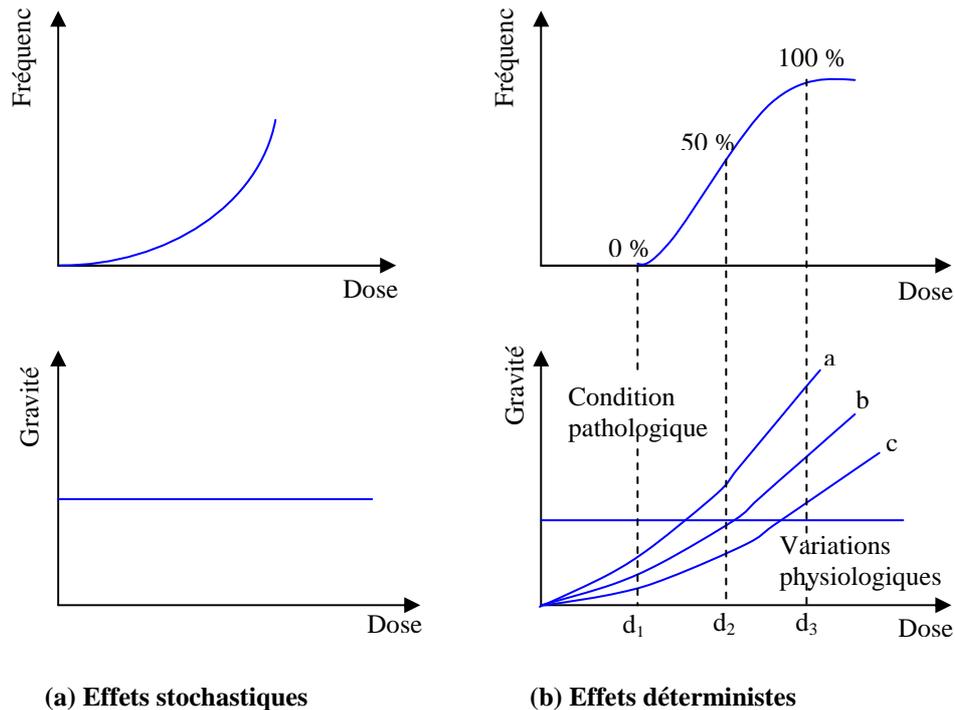
L'irradiation aiguë de la peau produit dès 3 Gy une rougeur que l'on appelle érythème. A des doses plus élevées l'irradiation produit successivement, en fonction des doses reçues: la pigmentation, l'épilation, l'ulcération et la nécrose (à partir de 50 Gy).

#### **IV.5.b. Effets stochastiques (tardifs ou à long terme)**

Après avoir vu les effets précoces d'une irradiation sur l'organisme, il convient de s'arrêter sur un deuxième type d'effets qui sont appelés stochastiques ou aléatoires. Ces effets, pour lesquels il n'existe pas de seuil d'apparition, se manifestent longtemps après l'irradiation (plusieurs années) et peuvent être causés par une exposition chronique à de faibles doses d'irradiation [34]. Leur apparition chez un individu est d'autant moins probable que le niveau d'irradiation est faible, aussi n'apparaissent-ils pas systématiquement chez toutes les personnes irradiées.

L'importance de l'effet n'est pas liée à la dose, mais c'est sa probabilité d'apparition qui dépendait de la dose. Ces effets stochastiques sont reliés à l'irradiation par des lois de causalité qui ne sont pas simples. Par conséquent, sur le plan de la protection, pour les effets stochastiques, l'hypothèse de la proportionnalité entre l'exposition et ses conséquences et l'hypothèse de l'absence de seuil vont dans le sens de la prudence et du principe de la précaution [29].

Les effets biologiques résultants de la faible exposition aux radiations ionisantes seront différents selon que la cellule touchée est une cellule ordinaire de l'organisme: cellule somatique, ou une cellule sexuelle: cellule reproductrice [35].



**Figure IV.2 :** Différences caractéristiques des relations dose-effet entre les effets déterministes et les effets stochastiques.

A gauche, le nombre des effets stochastiques augmente avec la dose, mais leur gravité est indépendante de la dose, à droite, les effets déterministes apparaissent dès qu'un seuil est atteint ; le seuil se situe entre la dose  $d_1$  (individus les plus sensibles) et la dose  $d_3$  (individus les moins sensibles) ; l'écart entre ces deux niveaux est toujours petit [36].

#### IV.6. LES COEFFICIENTS DE LA RELATION DOSE-RISQUE

L'essentiel de l'information sur les risques de cancers dus aux rayonnements ionisants repose d'une part, sur le suivi des personnes exposées aux retombées des bombes d'Hiroshima–Nagasaki pour lesquels une probabilité de décès par cancer et leucémie en excès a été estimée [37] et d'autre part, sur le suivi des personnes exposées au radon dans le cadre de leur activité professionnelle, qui a permis d'estimer une probabilité de décéder d'un cancer du poumon liée à l'exposition cumulée au radon et à ses descendants [38].

Les effets des faibles doses de rayonnements ionisants sont des effets dits stochastiques. En d'autres termes, à une distribution de doses dans une population, correspond une fréquence de ces effets attendus au sein de celle-ci. Il n'est pas possible de prédire, avec certitude, qui développera un tel effet dans la population. Mais, en se basant sur les relations dose-risque tirées des études épidémiologiques, il est possible d'attribuer pour chaque dose une

probabilité de développer un effet donné pour un individu présentant les caractéristiques moyennes de la population.

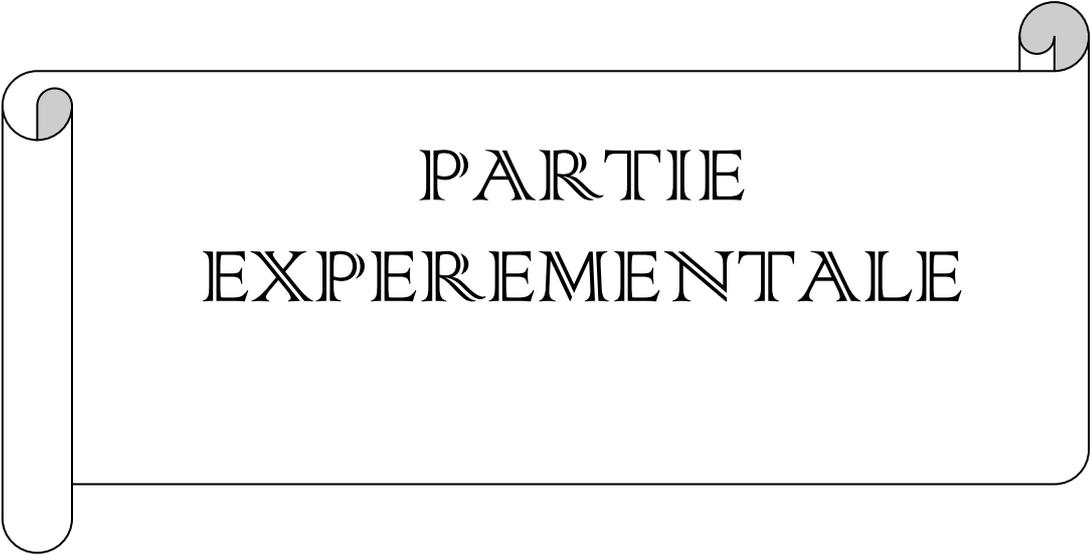
Sur la base de ces informations, et dans un objectif de protection contre les rayonnements ionisants, les comités d'experts de la Commission Internationale de Protection Radiologique ont proposé des coefficients pour évaluer des risques de survenue de cancers dus d'une part, à l'exposition au radon et d'autre part, à la dose efficace apportée par les autres sources de radioactivité [39]. Ces coefficients de risque sont exprimés par la probabilité en excès de décéder d'un cancer sur la vie entière qui correspond à une unité de dose reçue.

L'exposition cumulée au radon a été rapportée en dose efficace. La CIPR propose une relation linéaire sans seuil entre l'excès de risque de décéder d'un cancer du poumon et l'exposition cumulée au radon (ici exprimée en dose efficace). Cette relation fait correspondre un excès de risque de décès par cancer du poumon de  $3.10^{-4}$  à une dose efficace de 4 mSv, soit un excès de risque de décès par cancer du poumon de  $0,75.10^{-4}$  par mSv de dose efficace due au radon. Pour les autres sources d'expositions, l'exposition a été rapportée en dose efficace annuelle. Le coefficient proposé par la CIPR met en regard de cette dose [40] une probabilité en excès de décéder d'un cancer ou d'une hémopathie maligne. Cette relation fait correspondre à une dose efficace de 1mSv due aux autres sources de radiation que le radon, une probabilité de décès par cancer de  $5.10^{-5}$ .

#### IV.7. SENSIBILITE GENETIQUE AUX RAYONNEMENTS

Certains individus sont plus sensibles aux rayonnements que la moyenne de la population. Cette question n'est pas spécifique aux rayonnements, puisque les êtres humains ne sont pas égaux devant un risque quelconque, indépendamment de l'agent causal. Récemment, l'amélioration des connaissances sur le génome humain et sur les capacités de réparation de la cellule permet d'identifier certains individus particulièrement sensibles. Cette identification est à ses débuts, mais il faut reconnaître qu'elle pourrait soulever à terme des problèmes délicats, touchant par exemple la politique de l'emploi [41]. Elle pourrait remettre en cause l'absence de discrimination, de règle quand il s'agit de l'emploi ; tous les comités d'éthique se sont d'ailleurs prononcés contre toute discrimination des travailleurs sur des bases génétiques. L'état actuel des connaissances ne semble pas indiquer que la pratique de la radioprotection doive être remaniée en fonction de ces nouvelles données, car le détriment potentiel que subiraient quelques rares individus demeure à des niveaux que la société accepte couramment pour d'autres risques.

# Chapitre V



PARTIE  
EXPERIMENTALE

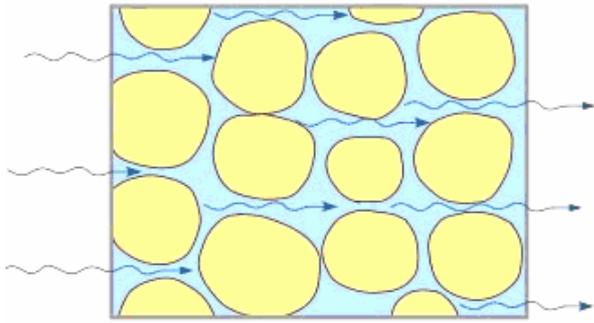
## V. PARTIE EXPERIMENTALE

### V.1. INTRODUCTION

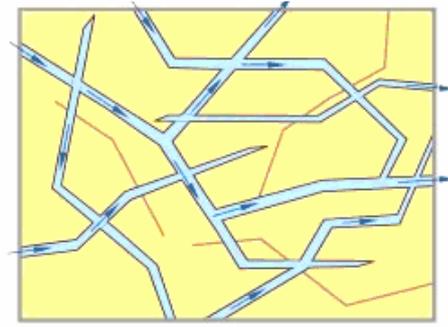
Les eaux souterraines se trouvent dans les pores des sédiments et des roches, ou encore dans les fractures de la roche. On appelle porosité le volume de vides par rapport au volume total d'un matériau, roche ou sédiment. La porosité s'exprime en pourcentage. Certains sédiments sont très poreux, comme les sables et les graviers, d'autres sont très peu, comme les argiles.

La porosité d'un sable dont les particules sont de taille uniforme peut être très élevée. Les porosités deviennent plus faibles lorsque les particules des sédiments ne sont pas de taille uniforme, par exemple, un mélange de petites et de grosses particules, ou encore lorsque la charge sur un sédiment due à l'accumulation est suffisamment élevée pour déformer les particules. En généralisant, on peut dire que la compaction reliée à l'accumulation des sédiments diminue progressivement la porosité.

Les phénomènes de la cimentation durant la diagenèse viennent aussi boucher progressivement la porosité. Il faut distinguer deux concepts souvent très près l'un de l'autre: porosité et perméabilité. La porosité est le pourcentage de vides par unité de volume dans un sédiment ou une roche. La perméabilité réfère à la capacité du sédiment ou de la roche à transporter les fluides qui se trouvent dans les pores. En d'autres termes, pour qu'un sédiment ou une roche soient perméables, il faut que les pores soient connectés entre eux. On utilise parfois le terme, de porosité effective pour référer au volume des pores qui sont connectés entre eux, donnant une perméabilité à la roche ou au sédiment. Selon la taille et l'agencement de leurs particules ou des fractures qui les affectent, les matériaux du sous-sol seront plus ou moins perméables. Un matériau qui transporte bien l'eau est appelé aquifère. Les sables ou les grès poreux constituent généralement de bons aquifères. Ils permettent aisément l'infiltration, l'emmagasiner et la circulation des eaux souterraines. Les roches fracturées agissent aussi comme aquifère, en autant que les fractures soient connectées entre elles pour former un réseau (figures V.1.a et V.1.b).

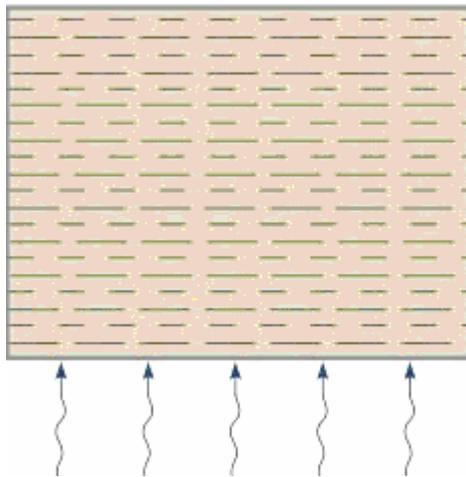


**Figure V.1.a. Perméabilité interparticulaire**



**Figure V.1.b. Perméabilité de fractures**

Par contre, les sédiments fins riches en argile et les roches argileuses, comme les schistes par exemple, constituent des aquicludes, c'est-à-dire des matériaux qui ferment la porte à la circulation des eaux souterraines (figure V.1.c). En effet, les minéraux des argiles ont une structure en feuillets dont l'empilement rend le matériau imperméable.



**Figure V.1.c Argiles ou schistes**

Les vitesses de circulation de l'eau dans les sédiments ou les roches sont très variables. Elles dépendent d'un certain nombre de facteurs, dont évidemment la perméabilité de l'aquifère, mais aussi le gradient hydraulique qui est défini par la différence d'élévation entre deux points de la surface de la nappe, divisée par la distance entre ces deux mêmes points, et la viscosité de l'eau. La vitesse d'écoulement s'exprime par la loi de Darcy (Henri Darcy, hydrologue français, 1856):

$$V = k \frac{Dp}{ml} \quad (V.1)$$

Avec  $V$  : vitesse d'écoulement

$k$  : perméabilité

$Dp$  : différence de pression

$m$  : viscosité

$l$  : distance de l'écoulement

Il est difficile de généraliser, mais disons que les aquifères les plus perméables vont permettre des vitesses allant jusqu'à 15 cm/jour. A l'autre extrême, de mauvais aquifères présentent des vitesses de quelque cm/an. En moyenne, les eaux souterraines se déplacent à des vitesses de l'ordre de 3 cm/jour, ce qui équivaut à quelque chose comme 10 m/an, ou 1 km/100 ans. De tels chiffres impliquent deux choses:

1- l'eau que nous buvons (si elle provient de la nappe phréatique) peut avoir plusieurs dizaines et même centaines d'années;

2- avec un aussi long temps de résidence dans le sous-sol, l'eau a le temps de réagir chimiquement avec les matériaux et de se charger en sels minéraux; de là souvent des eaux sont dures ou sulfurées.

## V.2. L'ANALYSE PAR SPECTROMETIE GAMMA

### V.2.1. Description de la chaîne de comptage utilisée

Les détecteurs à semi-conducteur peuvent être utilisés pour la détection de toutes les particules chargées dans une très grande gamme d'énergie. Ce sont des détecteurs très performants caractérisés par une excellente linéarité et une haute résolution en énergie. Le traitement analogique du signal est effectuée par une chaîne électronique qui est illustrée par le diagramme suivant (Figure V.2) :

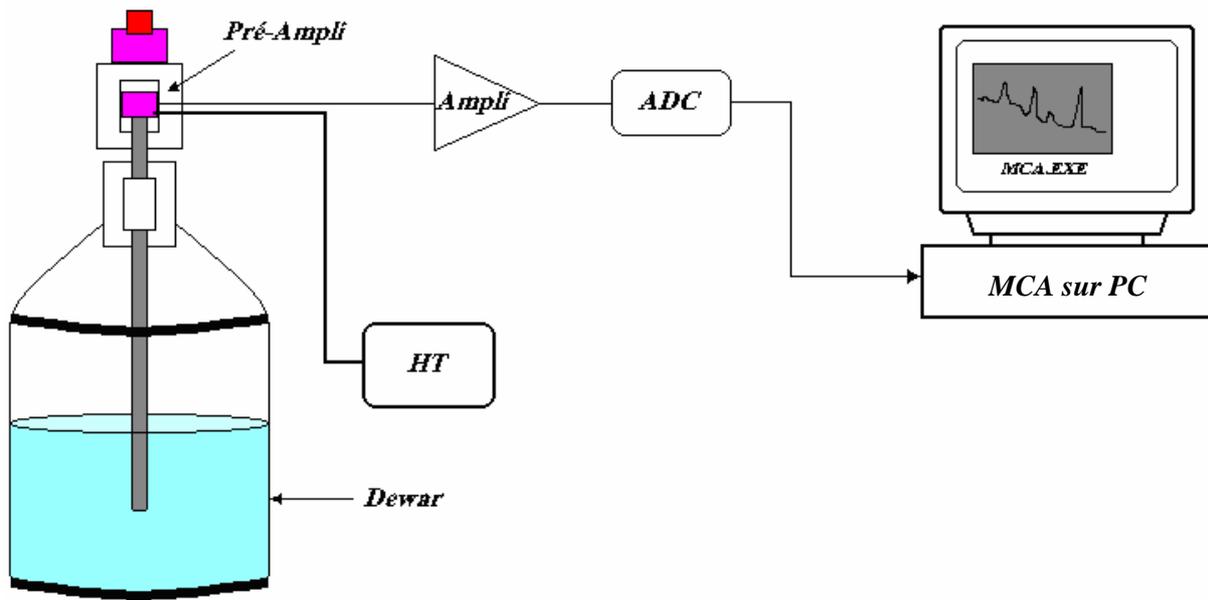


Figure V.2 : Diagramme d'une chaîne de spectrométrie gamma

La chaîne de spectrométrie gamma utilisée dans ce travail est composée des éléments suivants :

- D'un détecteur Germanium Haute pureté modèle PCS761R d'un volume de  $75,58 \text{ cm}^3$  et d'une efficacité relative de 10%.
- D'un InSpector Canberra composé d'une électronique intégrée, associée au détecteur où sont fixés les paramètres suivants :
  - L'application de la haute tension à +2500 V
  - Le convertisseur analogique digital (ADC)
    - Gain de conversion: 4096
    - Seuil bas : 1.01 %
    - Fenêtre : 99.99 %
  - L'amplificateur linéaire
    - Le gain grossier : 6.6
    - Le gain fin : 1.11
    - Le super gain fin : 0.98272

- D'un micro-ordinateur doté du logiciel Génie 2000 conçu pour l'analyse et le traitement des spectres gamma.

- D'un château de plomb de faible activité spécifique ayant un encombrement de 60x55x55cm, placé sur un support métallique d'une hauteur de 90cm. Il est constitué d'une épaisseur de plomb de 50mm, d'une épaisseur de cuivre de 10mm et d'une épaisseur d'acier inoxydable de 2mm.

### V.2.2. Calibration en énergie

Pour pouvoir déterminer l'élément dont nous connaissons le spectre, nous devons trouver l'énergie des différents pics. Pour cela il est nécessaire d'effectuer un étalonnage en énergie de la chaîne de spectrométrie, c'est-à-dire faire la correspondance entre l'énergie des rayonnements et le numéro du canal où elle est enregistrée.

L'analyse du spectre nécessite premièrement l'alignement respectif des raies de la source d'étalonnage qui émis des gammas et intensités bien connues aux canaux correspondants.

Dans ce travail nous avons paramétré la chaîne de spectrométrie de telle sorte à obtenir une pente de conversion de 0.8 KeV/canal qui nous permettra de couvrir la gamme d'énergie allant de 0 à 3000 keV.

D'une autre manière l'étalonnage en énergie de la chaîne de détection consiste à établir l'expression reliant l'énergie de l'élément E avec le canal C et à déterminer les constants de l'équation linéaire suivante :  $E = aC + b$  (méthode des moindres carrées) où les coefficients a et b sont données par les formules suivantes :

$$a = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^n C_i \cdot E_i - \sum_{i=1}^n C_i \cdot \sum_{i=1}^n E_i}{n \cdot \sum_{i=1}^n C_i^2 - \sum_{i=1}^n C_i} \quad (V.2)$$

$$\text{Et } b = \bar{E} - a \cdot \bar{C} \quad (V.3)$$

$$\text{Sachant que } \bar{E} = \frac{\sum_{i=1}^n E_i}{n} \quad (\text{V.4})$$

$$\bar{C} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i}{n} \quad (\text{V.5})$$

L'équation de la droite de calibration en énergie est :

$$E \text{ (keV)} = 7.995e^{-001} * \text{canal} + 9.91e^{-001} \text{ keV} \quad (\text{V.6})$$

### V.2.3. Mesure du bruit de fond

Nous effectuons une acquisition de bruit de fond pour connaître éventuellement la contribution des différentes sources tels que les radiations dues aux rayonnements cosmiques, la radioactivité due aux familles radioactives naturelles de l' $^{238}\text{U}$  et du  $^{232}\text{Th}$  et celle présente dans les matériaux de structure du détecteur.

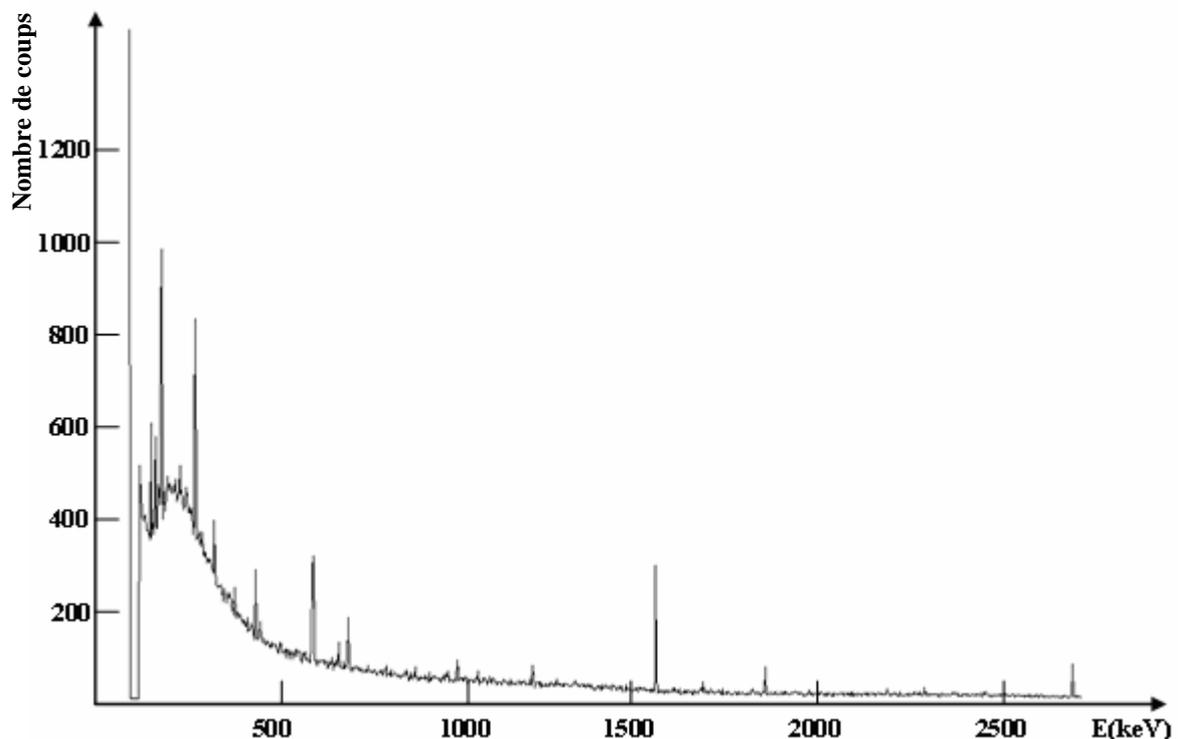


Figure V.3 : Spectre du bruit de fond utilisé

L'activité minimale détectable (AMD) est fournie par Génie 2000 en utilisant le type de calcul « LD Curie » pour un niveau de confiance de 95 %. La formule simplifiée est :

$$AMD = \frac{L_D}{T \cdot \varepsilon \cdot y \cdot m} \quad (V.7)$$

Sachant que :

**T** : Temps de collecte en seconde

**$\varepsilon$**  : Efficacité du pic

**y** : Rapport d'embranchement du pic considéré

**m** : masse de l'échantillon (en kg)

La limite de détection est donnée par :

$$L_D = k^2 + 2L_C \quad (V.8)$$

Et le seuil de la détection est :

$$L_C = k (F + \sigma_F)^{1/2} \quad (V.9)$$

Sachant que :

**L<sub>C</sub>** : Seuil de détection

**L<sub>D</sub>** : Limite de détection

**k** : Facteur de confiance (pour N.C de 95%, k = 1.645)

**F** : Fond continu

**$\sigma_F$**  : Erreur sur le fond continu

#### V.2.4. Calibration en efficacité

Pour déterminer l'efficacité de détection en fonction de l'énergie, nous disposons d'un étalon de radioactivité composé d'une matrice résine d'<sup>152</sup>Eu contenue dans un flacon type Beaker Marinelli de 500cm<sup>3</sup> fourni par Cerca Framatome. L'activité de cette dernière est donnée en équivalent eau, elle permet uniquement de quantifier les échantillons dont la masse volumique avoisine celle de l'eau soit 1g.cm<sup>-3</sup>. Pour les échantillons de sol dont la masse volumique est de l'ordre de 1.5g.cm<sup>-3</sup>, il faut utiliser un standard de sol d'activité connue possédant une masse volumique proche de celle de l'échantillon à analyser. Dans le cas où nous nous disposons de standard de sol, on doit essayer d'estimer le facteur d'atténuation à l'aide d'étalon ponctuel de radioactivité dans la gamme d'énergie comprise entre 50-1500 keV.

### V.2.5. Détermination de la courbe d'efficacité

Dans le tableau suivant sont notés les renseignements concernant la matrice résine d' $^{152}\text{Eu}$ .

Matrice	Radionucléide	Activité (Bq/kg)	Incertitude relative (%)	Date d'émission
Résine	$^{152}\text{Eu}$	4170	5.0	29/11/2000

Tableau V.1. Caractéristiques de la matrice résine d' $^{152}\text{Eu}$

L'acquisition du spectre de la résine d' $^{152}\text{Eu}$  est effectuée le 16/03/2002 à 9h47 durant un temps actif de 3600 secondes. Le Génie 2000 utilise les raies gamma sélectionnées de l' $^{152}\text{Eu}$  et les données du tableau ci-dessus pour déterminer d'efficacité de la détection pour chaque énergie considérée et permet de tracer la courbe de tendance munie de son équation mathématique correspondante.

La courbe d'étalonnage linéaire fournie par le logiciel Génie 2000 est donnée par la formule suivante :

$$\zeta = 10. \left[ \sum_{i=1}^n a_i \left( \frac{1}{E} \right)^i \right] \quad (\text{V.10})$$

Les paramètres  $a_i$  sont déterminées pour la courbe lors de la calibration en efficacité. La variance  $\sigma_{\zeta}^2$  sur l'efficacité est donnée par la formule suivante :

$$\sigma_{\zeta}^2 = \left( \frac{\zeta}{\log(E)} \right)^2 \cdot \sum_n \sum_m \left( \frac{1}{E} \right)^{n-1} \cdot \left( \frac{1}{E} \right)^{m-1} \cdot (M^{-1})_{n,m} \quad (\text{V.11})$$

$$\text{Où: Covar}(a_n, a_m) = (M^{-1})_{n,m}, n \neq m \quad (\text{V.12})$$

$(M^{-1})_{n,m}$  est l'inverse de la matrice résultante de la méthode des moindres carrée pour la détermination des coefficients de la courbe d'efficacité.

Les résultats fournis par Génie 2000 sont donnés dans le tableau suivant :

Ordre	Energie (KeV)	Efficacité calculée	Efficacité mesurée	Erreur (%)	Déviaton (%)
1	121.78	0.01978	0.01979	5.02	-0.09
2	244.69	0.01586	0.01589	5.19	1.74
3	344.27	0.01134	0.01186	5.03	-4.45
4	367.79	0.01061	0.01086	11.16	-2.27
5	411.11	0.00951	0.00911	7.12	4.45
6	443.98	0.00883	0.00862	6.27	2.36
7	778.89	0.00531	0.00525	5.23	1.10
8	867.32	0.00485	0.00488	6.42	-0.60
9	964.01	0.00443	0.00447	5.20	-0.98
10	1085.78	0.00401	0.00409	5.19	-2.18
11	1089.70	0.00399	0.00383	6.63	4.26
12	1112.02	0.00392	0.00398	5.22	-1.46
13	1213	0.00364	0.00369	10.07	-1.37
14	1299.12	0.00343	0.00331	6.45	3.72
15	1407.95	0.00319	0.00320	5.12	-0.04
16	1457.64	0.00310	0.00319	10.06	-2.82

Tableau V.2. Coefficients de la courbe de l'efficacité

La courbe de tendance appropriée fournie par génie 2000 est du type apocope (linéaire) :

$$\text{Log}(\text{Eff}) = -1.744e^{-4} * E - 2.403 + 2.279e^2/E - 1.706e^4/E^2 \tag{V.13}$$

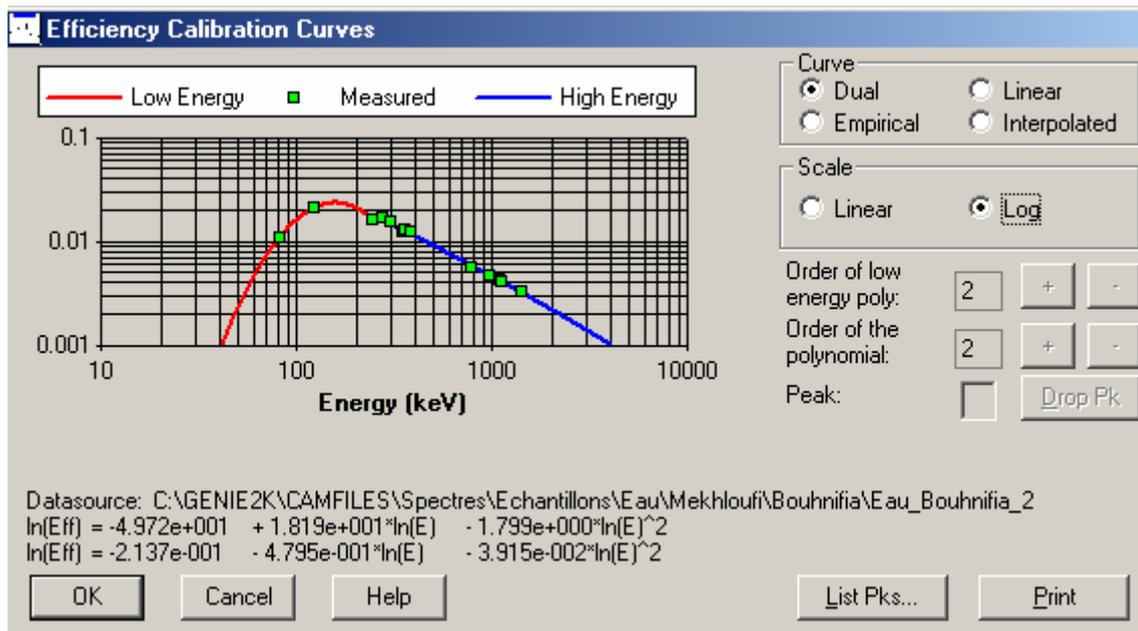


Figure V.4 : Courbe de l'efficacité

### V.2.6. Calcul de l'activité

L'activité est calculée pour chaque énergie de la bibliothèque régit par le logiciel génie 2000. La formule appliquée est la suivante :

$$C = \frac{S}{V \cdot \zeta \cdot I \cdot t \cdot K_c \cdot K_w} \quad (\text{V.14})$$

**C** : Activité en Becquerel (Bq)

**S** : Air nette de pic

**V** : Volume de l'échantillon (ou masse)

**$\zeta$**  : Efficacité de la détection, corrigée pour l'énergie du pic en question

**I** : Pourcentage d'embranchement du pic

**t** : Temps actif d'acquisition en seconde

**$K_c$**  : Coefficient de correction prenant en compte le temps de décroissance de l'échantillon durant l'acquisition, à savoir :

$$K_c = \frac{T_{1/2}}{\ln(2) \cdot t_c} \left[ 1 - \exp\left(-\frac{\ln(2) \cdot t_c}{T_{1/2}}\right) \right] \quad (\text{V.15})$$

**$T_{1/2}$**  : Demi-vie du nucléide en question

**$t_c$**  : Temps réel d'acquisition

**$K_w$**  : Facteur de correction de la décroissance du nucléide entre l'instant où l'échantillon a été obtenu, et le début de l'acquisition. Ce facteur est obtenu d'après la formule :

$$K_w = \exp\left[-\frac{\ln(2) \cdot t_w}{T_{1/2}}\right] \quad (\text{V.16})$$

**$t_w$**  : Temps entre la prise de l'échantillon et le début de l'acquisition.

L'incertitude associée au calcul de l'activité est déterminée par la formule :

$$\sigma_c = c \cdot \sqrt{\left(\frac{\sigma_R}{R}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_S}{S}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_V}{V}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_\zeta}{\zeta}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_K}{K}\right)^2} \quad (\text{V.17})$$

$\sigma_R$  : Incertitude du rapport d'embranchement, rentré dans la bibliothèque

$\sigma_S$  : Incertitude sur l'air nette du pic S

$\sigma_V$  : Incertitude sur le volume de l'échantillon V

$\sigma_\zeta$  : Incertitude sur l'efficacité

$\sigma_K$  : Incertitude sur le facteur de décroissance K. Sachant que  $K = K_c \cdot K_w$

L'incertitude totale de l'activité C peut être calculée par la formule suivante :

$$\sigma_c = \sigma_c + \frac{\sigma_{\text{sys}} \cdot C}{100} \quad (\text{V.18})$$

Où  $\sigma_{\text{sys}}$  est l'incertitude systématique définie par l'utilisateur, dans la fenêtre « Info échantillon » de génie 2000.

### V.3. L'ANALYSE D'ECHANTILLONS

#### V.3.1. Traitement et conditionnement de l'échantillon

Pour notre étude, l'échantillon sera à l'état liquide (eau), sec, déjà conditionné dans un récipient de masse, volume et géométrie prédéterminés, la configuration de ce récipient devant être standard. La spectrométrie  $\gamma$  que nous allons effectuer dans ces conditions, ne nécessite aucune préparation de l'échantillon.

Il est à noter, néanmoins, qu'en amont, une certaine technique d'échantillonnage a été élaborée et fixée par le laboratoire.

L'analyse par spectrométrie  $\gamma$  d'une mesure d'un échantillon est la résultante de différentes actions présentées dans le synoptique suivant :

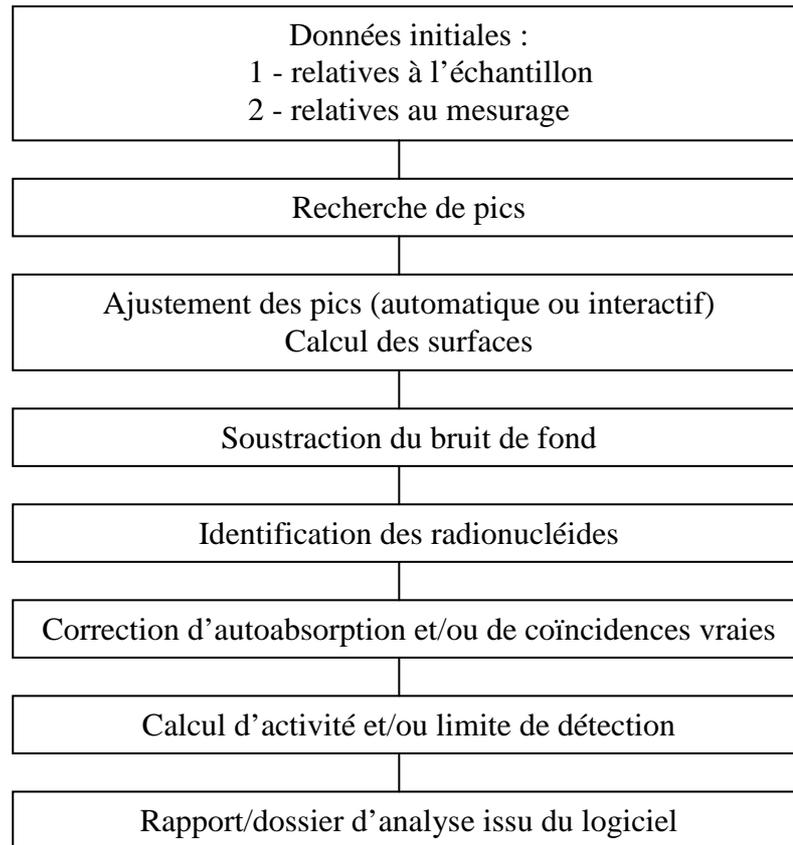


Figure V.5 : Schéma synoptique d'une analyse par spectrométrie

Ces différentes étapes peuvent être suivies pour toutes les analyses afin de garder une démarche structurée.

### V.3.2. Analyse qualitative

Après l'analyse nécessaire les radioéléments produits sont identifiés à travers trois caractéristiques physiques :

- Intensité des rayonnements émis ;
- Période radioactive ;
- Energie des rayonnements émis.

Cependant dans plusieurs cas, des problèmes d'identification peuvent être apparaître, comme par exemple les interférences ou le chevauchement des pics de même énergie. Donc pour alléger ce problème, les spectres sont traités à l'aide du logiciel Génie 2000 où il est

conçu pour le traitement des spectres gamma issus d'un détecteur ayant une très grande résolution tel que le Ge(Hp) qui réalise les fonctions suivantes :

- Etalonnage de la chaîne en énergie et efficacité du détecteur ;
- Recherche des pics ;
- Calcul des paramètres du pic (comptage, air, position etc....).

Les spectres obtenus sont représentés dans figures suivantes (figures (V.5.1, V.5.2, V.5.3, V.5.4, V.5.5, V.5.6) avec les radioéléments identifiés dans chaque échantillon.

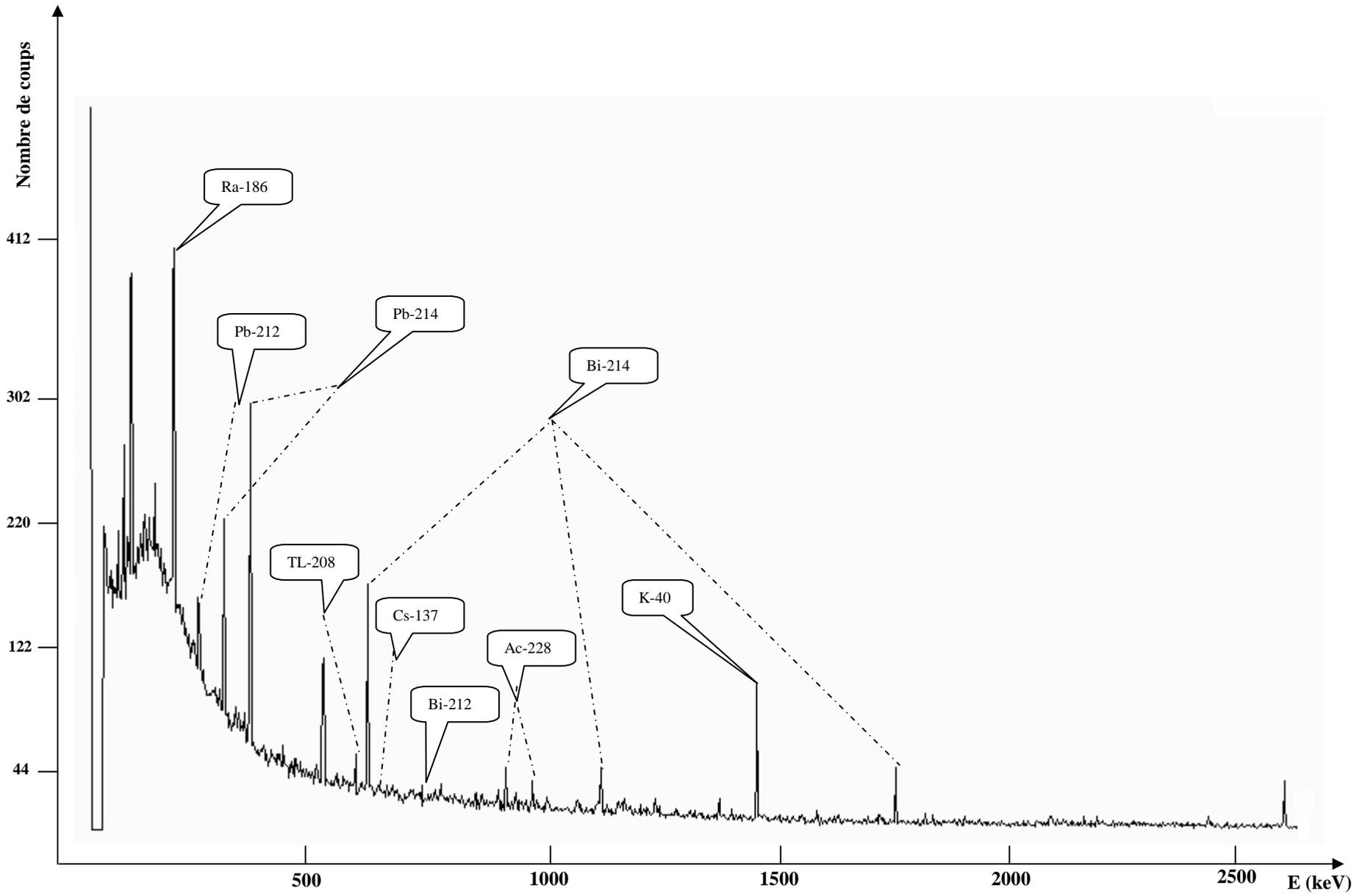


Fig.V.4.1. Echantillon de Hammam Serghine (W.Djelfa)

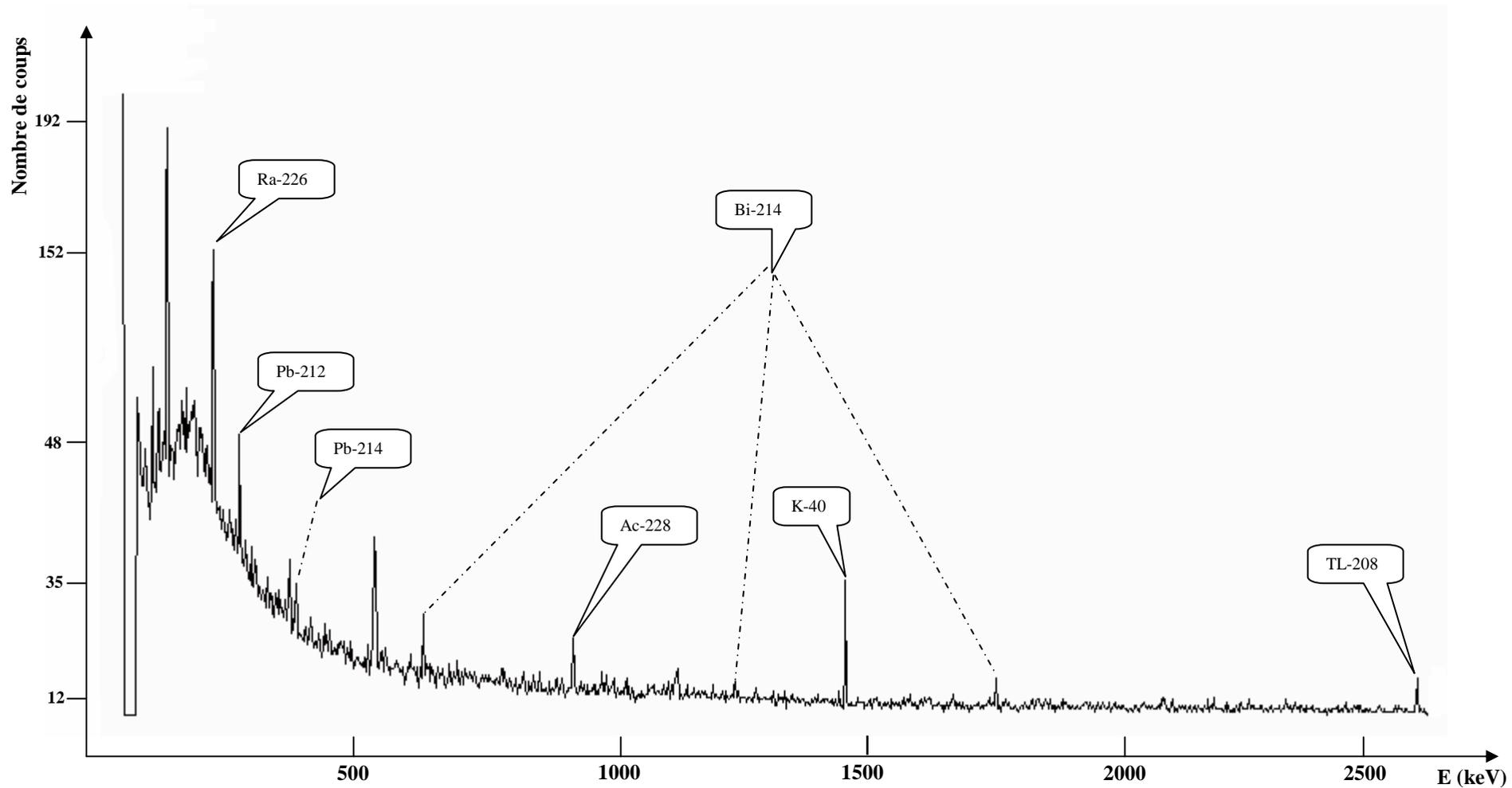


Fig.V.5.2. Echantillon de Hammam Beniguecha (W.Mila)

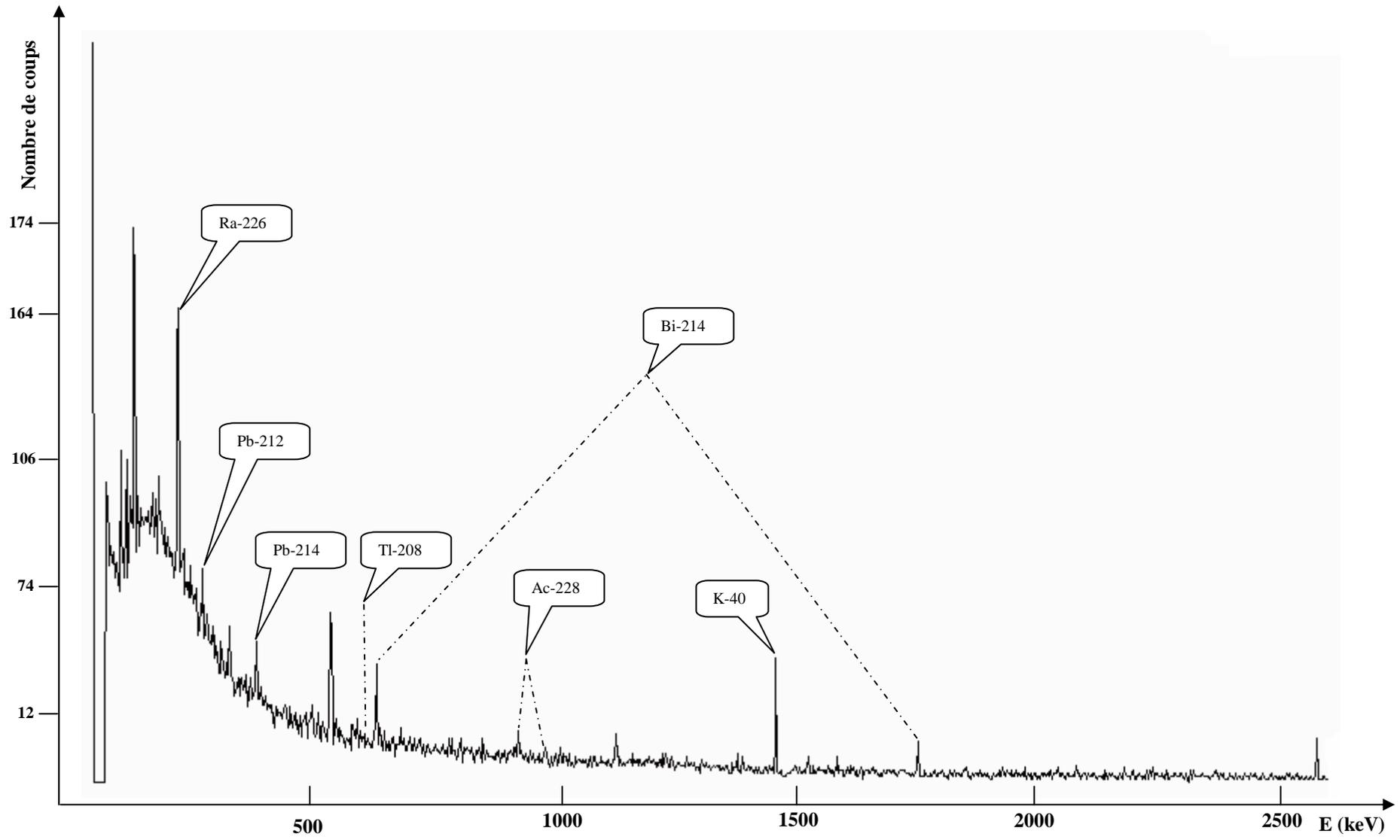


Fig.V.5.3. Echantillon de Hammam Ouled Achour (W.Mila)

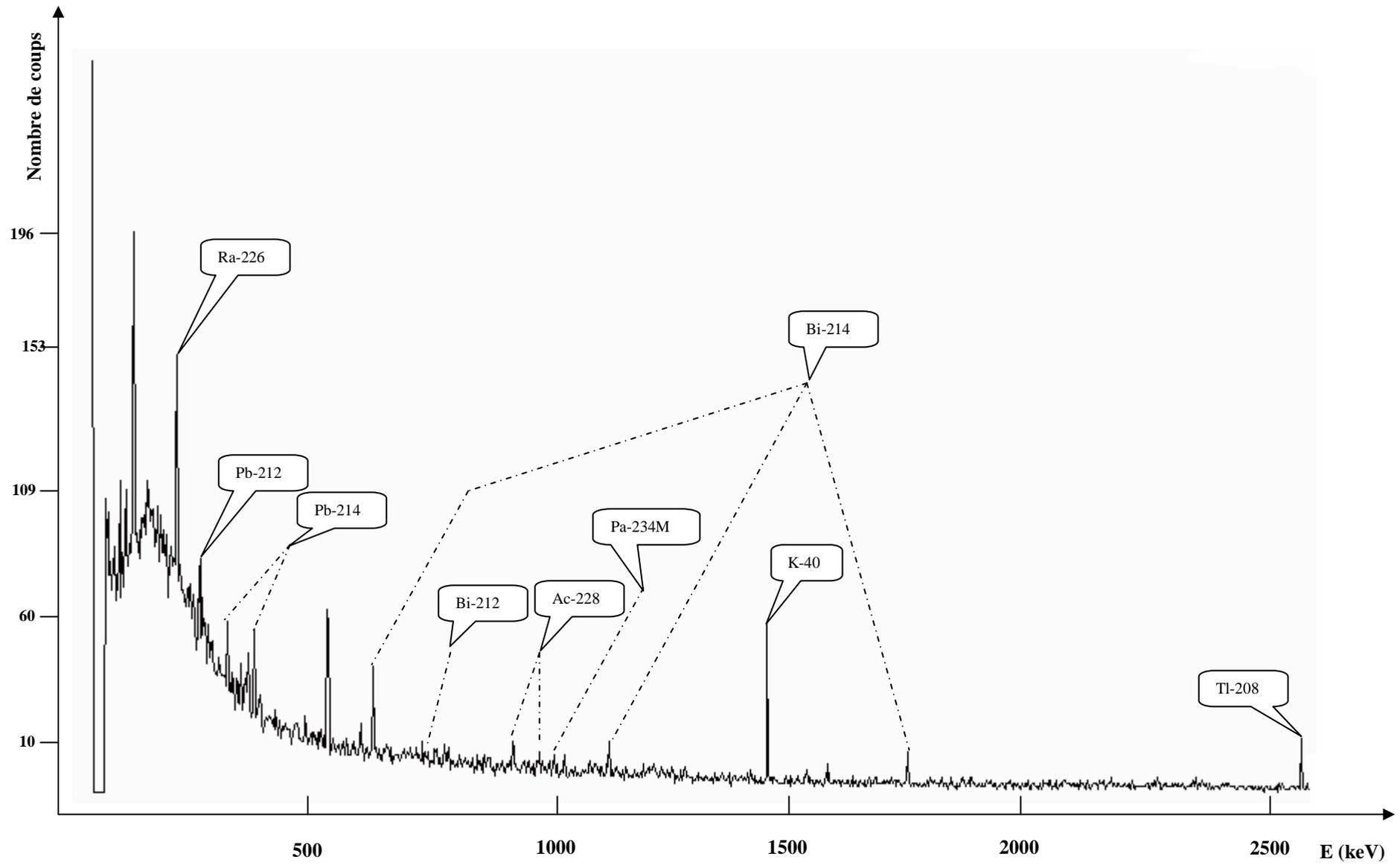


Fig.V.5.4. Echantillon de Hammam Bouhnifia (W. Mascara)

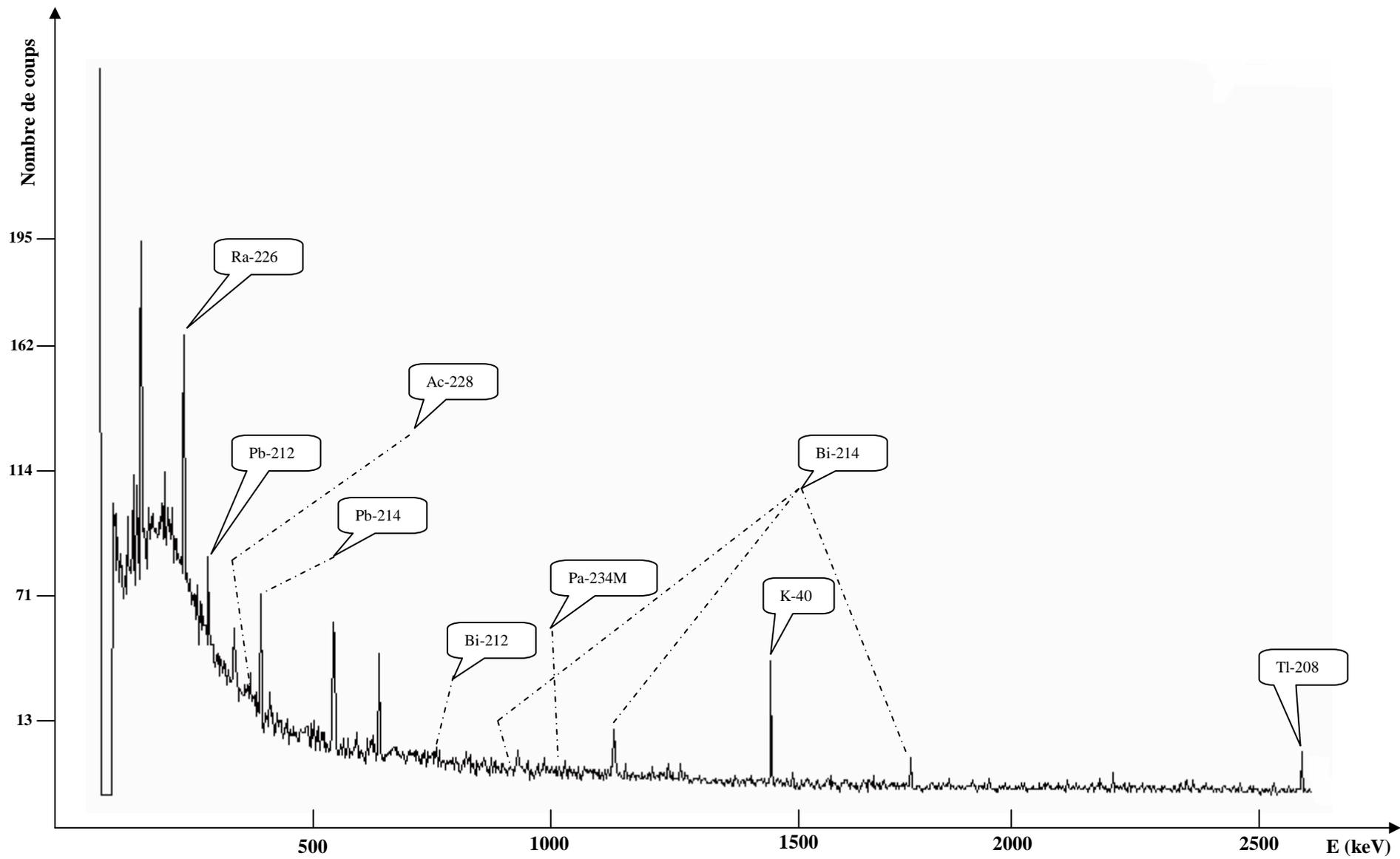


Fig.V.5.5. Echantillon de Hammam Guergour (W.Sétif)

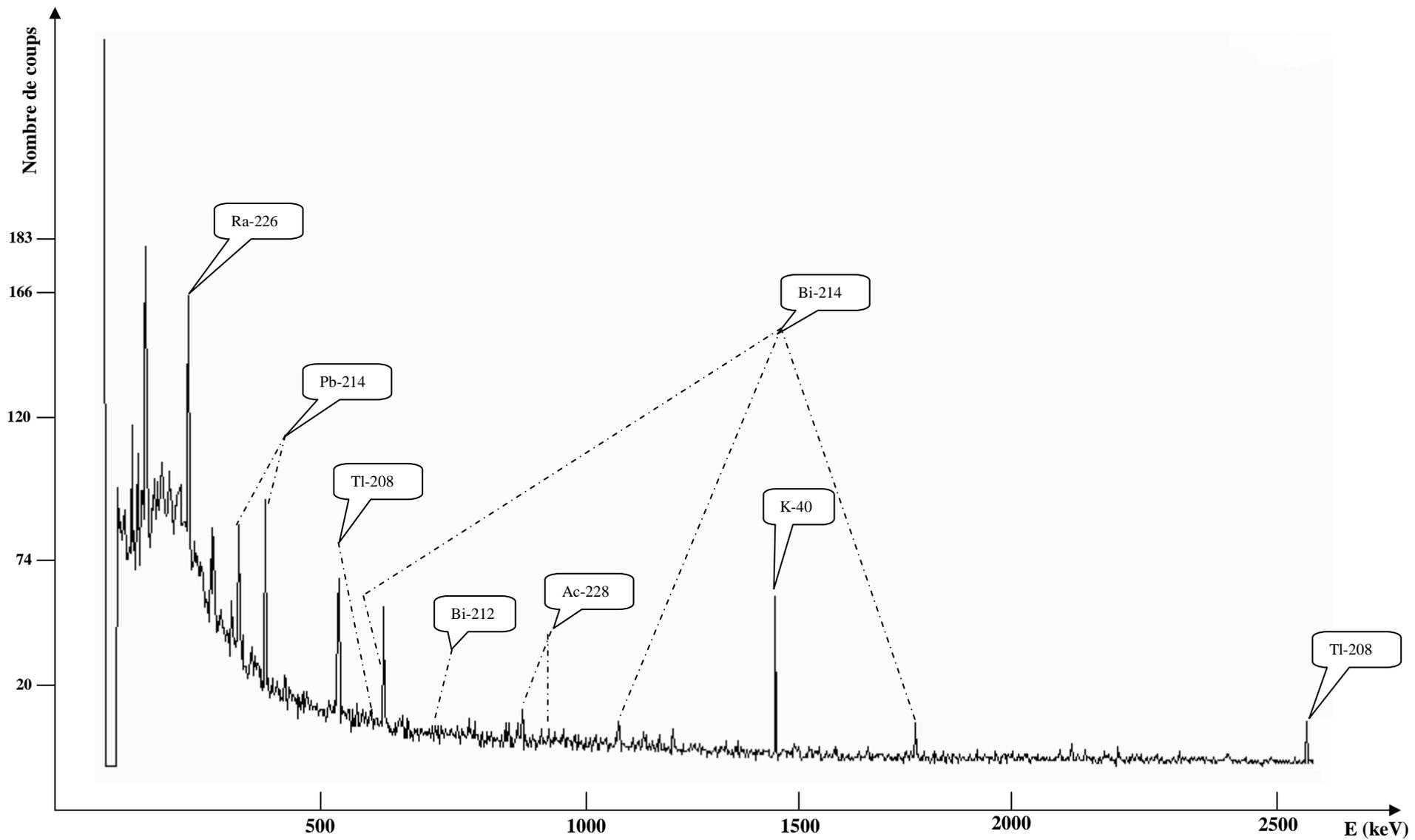


Fig.V.5.6. Echantillon de Hammam Meskhoutine (W .Guelma)

### V.3.3. Analyse quantitative

La mesure quantitative permet en plus de l'identification des radioéléments, de déterminer la concentration de chaque radioélément à l'aide des techniques spectrométriques qui sont basées sur le traitement des spectres énergétiques des différents radioéléments. Cette phase de quantification dure des fois plusieurs heures car la procédure de la concentration est en fonction du type d'échantillons. En effet chaque élément possède ses propres correction de comptage (interférences, chevauchement,...etc.). Pour accélérer cette étape on a utilisé le logiciel Génie 2000.

L'activité a été déterminée en appliquant l'expression suivante :

$$A = \frac{N_{\text{réel}}}{\varepsilon \cdot I \cdot t \cdot m} \quad (\text{V.19})$$

$N_{\text{réel}}$  : Le comptage réel de l'échantillon

$\varepsilon$  : L'efficacité de détection pour l'énergie considérée

$I$  : La masse de l'échantillon à analyser

$t$  : Le temps de comptage

$m$  : L'intensité d'émission du pic considéré

### V.3.4. Calcul du seuil et limite de détection

#### V.3.4.1. Seuil de détection

On appelle seuil de détection, la limite à partir de laquelle, au risque 'X' près, un pic est considéré comme vrai. En statistique [43], cette limite correspond au risque dit de première espèce, c'est-à-dire au risque 'X' d'affirmer la présence d'un pic (ou d'un signal) alors qu'il n'y en a pas. Pour de risque 'X' de 5% ; le seuil de détection calculé pour de niveau de probabilité de 95% est :

$$Sd = 3,7[R \cdot B]^{1/2} \quad (\text{V.20})$$

Où :

Sd : Seuil de détection ;

B : Valeur moyenne du fond continu ;

R : Largeur totale à mi-hauteur (L.T.M.H) d'un pic.

**V.3.4.2. Limite de détection**

C'est la valeur de la grandeur mesurée qui a une probabilité donnée (1-Y) d'être 'détecté', c'est-à-dire de donner un résultat supérieur au seuil de détection.. La probabilité de non détection est appelée risque de seconde espèce [43].

Pour de risque  $Y = 5\%$ , c'est-à-dire de probabilité de présence de 95%, la limite de détection est :

$$Ld = 7,4[R \cdot B]^{1/2} \tag{V.21}$$

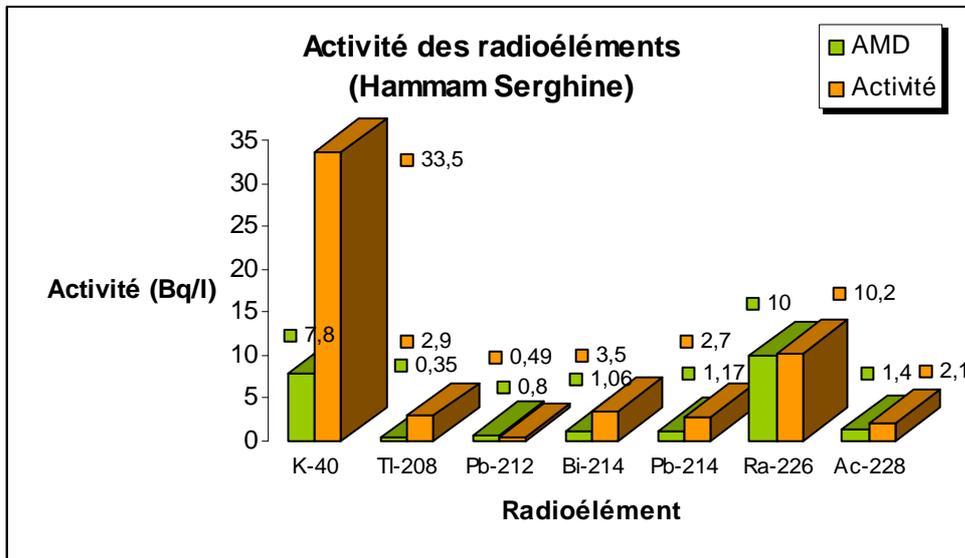
Avec

Ld : Limite de détection ;

B : Valeur moyenne du fond continu ;

R : Largeur totale à mi-hauteur (L.T.M.H) d'un pic.

Les concentrations des radioéléments dans les échantillons analysés sont représentés comme suit (Figures V.6) en comparant avec l'activité minimale détectable (AMD):



**Figure V.6.1 : Concentration des radionucléides dans l'échantillon de Hamam Serghine (Djelfa)**

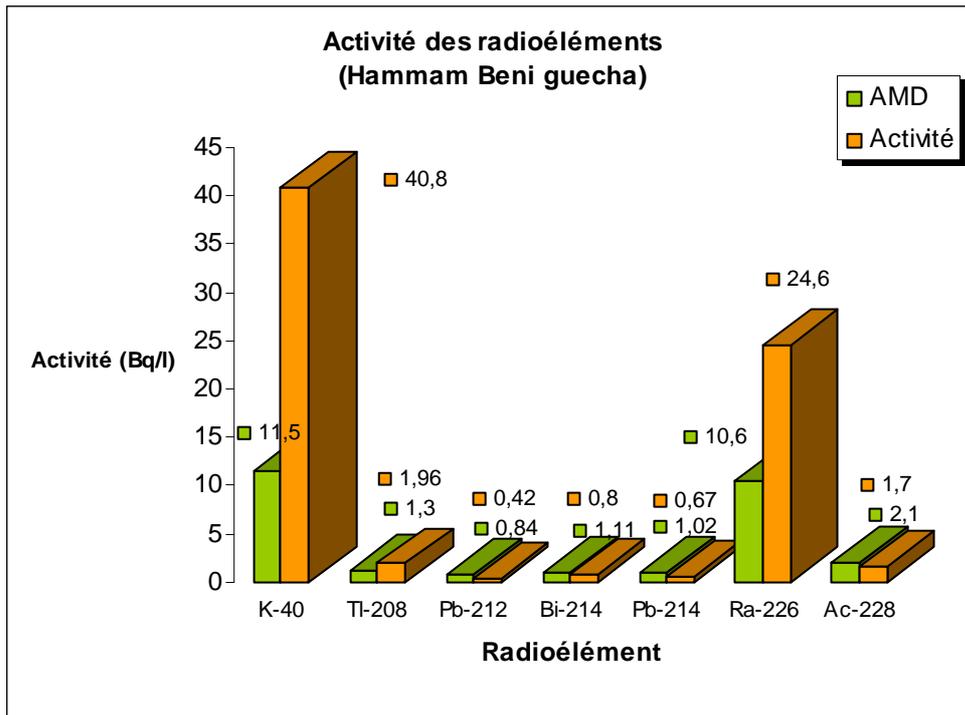


Figure V.6.2 : Activités des radionucléides dans l'échantillon de Hammam Beni Guecha (Mila)

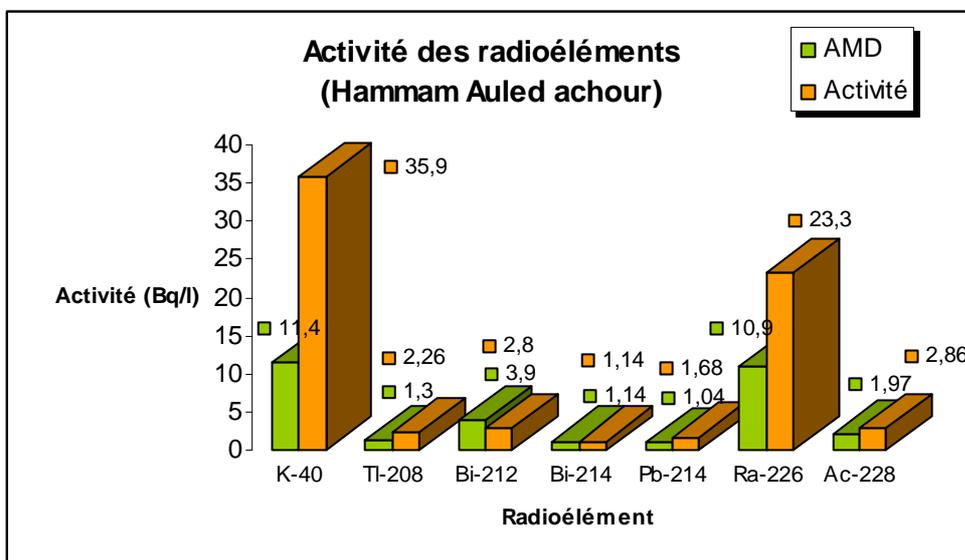


Figure V.6.3 : Activités des radionucléides dans l'échantillon de Hammam Ouled Achour (W. Mila)

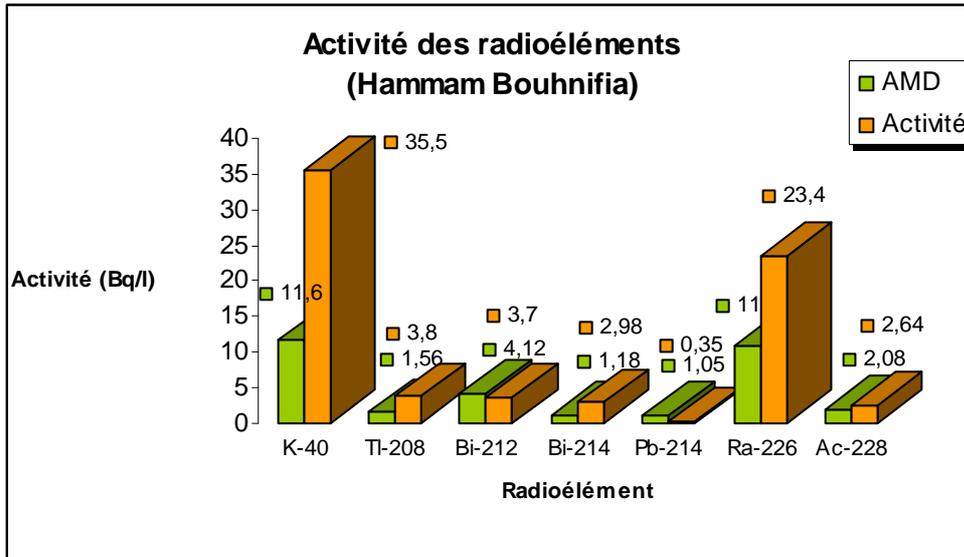


Figure V.6.4 : Activités des radionucléides dans l'échantillon de Hammam Bouhnifia (W. Mascara)

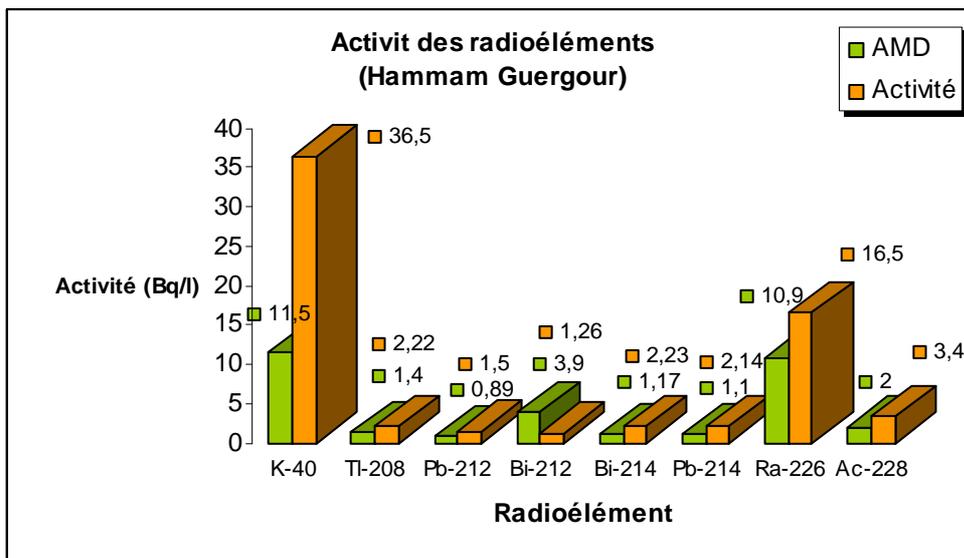


Figure V.6.5 : Activités des radionucléides dans l'échantillon de Hammam Guergour (W. Sétif)

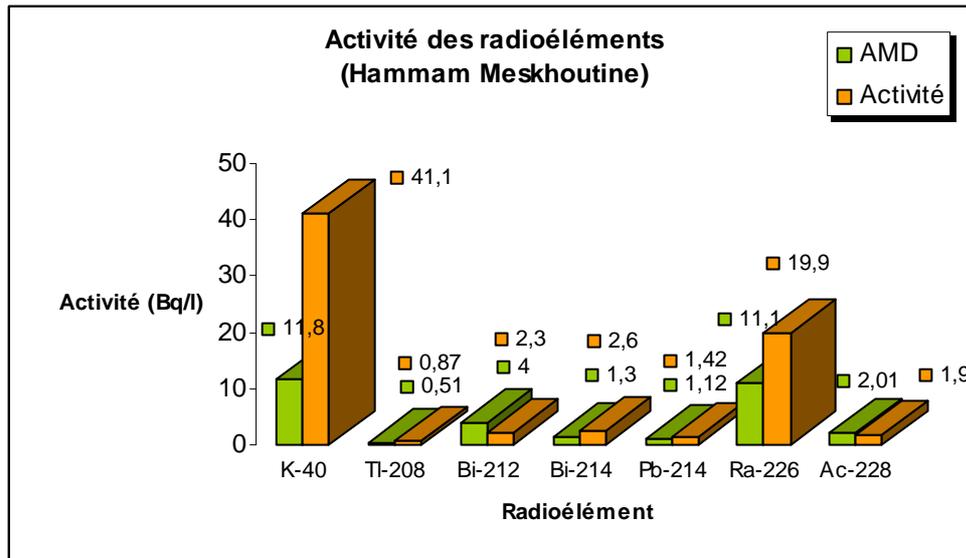


Figure V.6.6 : Activités des radionucléides dans l'échantillon de Hammam Meskhoutine (Guelma)

Les résultats obtenus de l'activité de chaque radionucléide avec l'activité minimale détectable (AMD) sont regroupés dans le tableau suivant :

Par exemple : Activité(AMD) de K-40 pour l'eau de Serghine est 33,7(7,8)

Activité(AMD) (Bq/l)	Serghine	BeniGuecha	OuledAchour	Bouhnifia	Guergour	Meskhoutine
<b>K-40</b>	33,5(7,8)	40,8(11,5)	35,9(11,4)	35,5(11,6)	36,5(11,5)	41,1(11,8)
<b>Tl-208</b>	2,9(0,35)	1,96(1,3)	2,26(1,3)	3,8(1,56)	2,22(1,4)	0,87(0,51)
<b>Pb-212</b>	0,49(0,8)	0,42(0,84)	-----	-----	1,5(0,89)	-----
<b>Bi-212</b>	-----	-----	2,8(3,9)	3,7(4,12)	1,26(3,9)	2,3(4)
<b>Pb-214</b>	2,7(1,17)	0,67(1,02)	1,68(1,04)	0,35(1,05)	2,14(1,1)	1,42(1,12)
<b>Bi-214</b>	3,5(1,06)	0,8(1,11)	1,14(1,14)	2,98(1,18)	2,23(1,17)	2,6(1,3)
<b>Ra-226</b>	10,2(10)	24,6(10,6)	23,3(10,9)	23,4(11)	16,5(10,9)	19,9(11,1)
<b>Ac-228</b>	2,1(1,4)	1,7(2,1)	2,86(1,97)	2,64(2,08)	3,4(2)	1,9(2,01)

Tableau V.3 : Résultats de mesure de l'activité et (AMD) dans chaque source

#### V.4. ESTIMATION DE LA CONCENTRATION DU RADON

La mesure du radon et de ses descendants dans l'environnement est devenue depuis quelques années une mission importante pour les laboratoires d'analyses et de mesures de la radioactivité environnementale. On estime que ce gaz est la source principale d'exposition radiologique naturelle pour l'homme. La connaissance de la concentration de ce gaz rare est essentielle pour l'évaluation du risque encouru par la population et pour la mise en oeuvre des protections nécessaires afin de limiter la dose reçue. Les radioéléments lourds terrestres

naturels appartiennent à l'une des trois familles radioactives naturelles : famille de l'uranium-radon, famille du thorium-thoron et la famille d'uranium-actinon. Dans chacune de ces familles existe un radioélément gazeux, isotope du radon, dont la mesure est un indice du niveau de la radioactivité naturelle. Dans les trois grandes familles radioactives naturelles précitées, les trois éléments pères  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  et  $^{234}\text{Th}$  possèdent la période la plus longue de la chaîne engendrant différentes désintégrations radioactives, des descendants jusqu'à l'apparition d'un élément stable. Les différents radioéléments formés sont des solides à l'exception des isotopes gazeux du radon [14].

#### V.4.1. Formation et propriétés du radon

Le radon a été découvert par Friedrich Ernst Dorn (Allemagne) en 1900. Étymologie du nom radon signifie qui 'vient du radium'. Le radon a également été appelé nitens, ce qui signifie brillant (en latin). Inodore, incolore, insipide et radioactif, le radon est un gaz rare inerte, qui provient de la désintégration du radium. Il existe sous forme de trois isotopes  $^{222}\text{Rn}$  (radon,  $T = 3,82 \text{ j}$ ),  $^{220}\text{Rn}$  (thoron,  $T = 55 \text{ s}$ ),  $^{219}\text{Rn}$  (actinon,  $T = 3,9 \text{ s}$ ).

La formation du  $^{222}\text{Rn}$  dans un endroit donné se déroule en deux étapes. Dans un premier temps, le radon, formé par désintégration alpha du radium présent dans les particules du sol, est libéré par ces particules, gagne l'espace des pores du réseau cristallin. En effet, lors de cette désintégration sur l'action de l'énergie libérée, l'atome du radon subit un recul de longueur  $d$  dans le réseau. Plusieurs cas, schématisés dans la figure (V.7), peuvent alors se présenter [14].

Dans un deuxième temps, les atomes du radon migrent à travers l'espace des pores jusqu'à ce qu'ils atteignent l'atmosphère ou jusqu'à ce qu'ils se désintègrent.

La proportion d'atomes de radon qui parviennent jusqu'à l'air extérieur est finalement plus faible que celle des atomes de  $^{222}\text{Rn}$  se désintègrent avant d'avoir atteint les interfaces sol-air. Cela se traduit par un coefficient d'émanation qui peut varier d'un matériau à l'autre.

Cette proportion du radon atteignant l'atmosphère libre dépend de la distance entre le lieu de formation et l'interface sol-air. Seul le radon produit à une certaine profondeur du sol arrivera effectivement jusqu'à l'air libre. Cette distance est appelée longueur de diffusion. Le taux d'émanation d'un sol donné s'écrit.

$$E = \lambda_{Rn} R C_s \rho L_{Rn} \quad (V.22)$$

$E$  ( $Bq\ cm^{-2}\cdot s^{-1}$ ) : taux d'émanation surfacique,

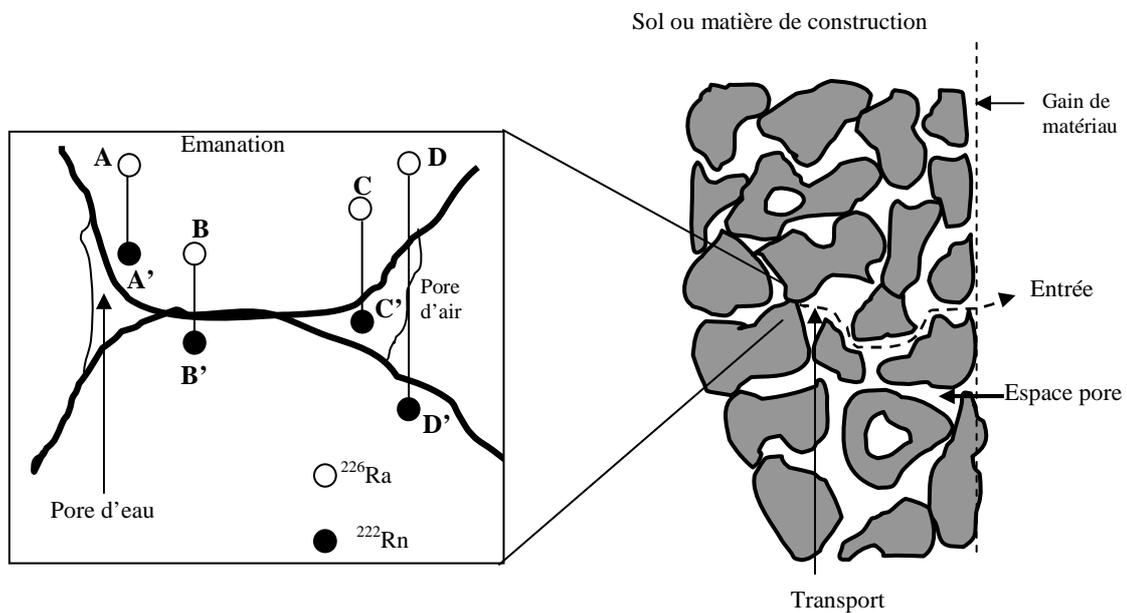
$\lambda_{Rn}$  : constante de décroissance du  $^{222}Rn$ ,

$R$  : coefficient d'émanation,

$\rho$  : densité du milieu,

$C_s$  : l'activité spécifique du milieu en  $^{226}Ra$ ,

$L_{Rn}$  : la longueur de diffusion du  $^{222}Rn$ .



**Fig.V.7 :** Mécanisme de formation du radon dans un réseau cristallin : en A, l'atome de  $^{226}Ra$  se trouve à une distance très grande pour que l'atome de  $^{222}Rn$  reste dans grain ; en B et D, l'atome de  $^{222}Rn$  s'échappe du premier grain pour être piégé dans le grain voisin ; en C l'atome du  $^{222}Rn$  parvient à atteindre l'espace des pores

#### V.4.2. Diffusion et transport du Radon

Les principaux mécanismes de migration du radon dans un milieu poreux et perméable sont la diffusion et le transport. Généralement, la diffusion est le mécanisme dominant dans les canaux intergranulaires, les capillaires et les petits pores; par contre, dans les larges pores, le transport devient dominant. L'équation générale de transport du radon à une dimension à travers un milieu est donnée par l'équation de Fick :

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{\partial C}{\partial t} - \lambda C + \frac{G\rho}{\varepsilon} = 0 \quad (\text{V.23})$$

C : concentration interstitielle du radon en Bq.m<sup>-3</sup>,

D : coefficient de diffusion en m<sup>2</sup>.s<sup>-1</sup>,

ε: porosité du milieu,

ρ: densité du milieu,

G : le taux d'émanation pour une activité donnée du Ra,

λ: constante de désintégration,

x : profondeur par rapport à la surface du sol en m.

Dans le cas de la diffusion, le gaz radon se meut à l'intérieur du fluide (liquide ou gaz) qui occupe les pores et les fractures des roches sous l'effet d'un gradient de concentration. Ce mécanisme de transport du radon par un fluide est donné par la loi de Fick :

$$J = -D\varepsilon \frac{\partial C}{\partial x} \quad (\text{V.24})$$

J : flux du radon en n.m<sup>-2</sup>.s<sup>-1</sup>.

Seule la proportion des atomes de radon produits à une certaine profondeur est appelée longueur de diffusion définie par :

$$L = \sqrt{\frac{D}{\lambda}} \quad (\text{V.25})$$

Le tableau ci-dessous regroupe les valeurs de L [42] pour les isotopes du radon dans l'eau et dans l'air pour différents coefficients de diffusions D :

	D (m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup> )	<sup>222</sup> Rn	<sup>220</sup> Rn	<sup>219</sup> Rn
<b>L(eau)</b>	10 <sup>-9</sup>	2,2 cm	2,82 mm	7,5 10 <sup>-2</sup> m
<b>L(air)</b>	1.02 10 <sup>-5</sup>	2,2 m	2,85 cm	7,5 mm

**Tableau V.4: Longueur de diffusion des isotopes du radon dans l'eau et dans l'air**

L'ensemble de ces résultats montre que l'émanation des atomes de radon dans l'atmosphère par diffusion n'est possible que pour des sources affleurantes (profondeurs inférieure à 2 m). D'autre part, si l'humidité dans l'espace poreux augmente le pouvoir d'émanation radon, la diffusion vers l'atmosphère s'en trouve réduite. Il ressort que l'émanation dans l'atmosphère des atomes de radon émis d'une source profonde doit suivre d'autres mécanismes que celui de la seule diffusion.

Lors du phénomène de transport, le fluide traverse lui-même les pores en transportant le radon, ce mécanisme est régi par la loi de Darcy :

$$V = -K \frac{\partial P}{\partial x} \quad (\text{V.26})$$

V : vitesse de la circulation des fluides,

K : perméabilité du milieu,

P : pression des gaz interstitiels.

Grâce à la combinaison de ces propriétés physiques et chimiques, le radon constitue un traceur efficace qui peut être utilisé dans différents domaines de la science de la terre, nous citons par exemple :

- Localisation des accidents structuraux masqués par des déformations superficielles,
- Localisation des gisements d'uranium,
- Prévision des événements géologiques dans les domaines de la volcanologie et de la sismologie.

### V.4.3. Risque sanitaire du radon

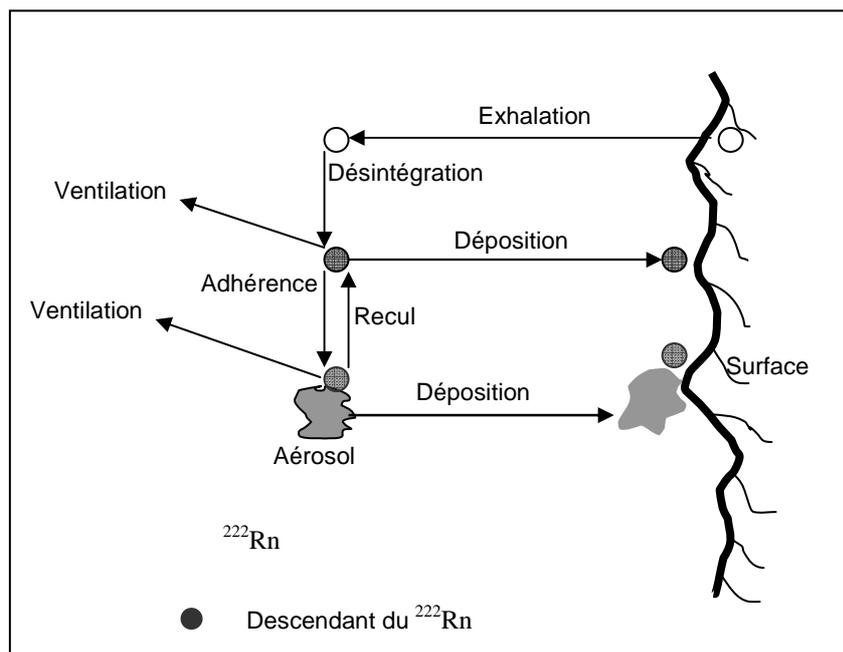
Généralement, le gaz radon diffuse dans l'air à partir du sol ou de l'eau où il peut être dissous. A l'air libre, sa concentration est faible : il est dilué par les vents. Mais dans l'atmosphère plus confinée d'un bâtiment, il peut s'accumuler et atteindre des concentrations élevées. Les matériaux de construction constituent la deuxième source de radon. Mais elle ne dépasse généralement pas quelques dizaines de Bq/m<sup>3</sup> alors que le sol de l'habitation peut être la source de concentrations de radon de quelques centaines de Bq/m<sup>3</sup>. La concentration de radon que nous respirons est généralement très faible : moins de 10 Bq/m<sup>3</sup> en moyenne.

La concentration en radon varie fortement d'une région à l'autre, d'une maison à l'autre en fonction de la nature géologique du sous-sol. Elle varie aussi en fonction du moment de la

journée, des saisons, des conditions météorologiques. Dans l'habitation, plus on s'éloigne de la cave, plus la concentration diminue [14].

Les produits de filiation du radon sont des particules solides. La plupart des produits de filiation du radon se fixent sur des particules de poussière infimes (aérosols) contenues dans l'air intérieur (figure V.8). Une fraction variable reste libre. Lorsque les produits de filiation du radon sont inhalés, une fraction des particules fixées et des particules libres se dépose dans les poumons. À l'intérieur des poumons, les produits de filiation du radon émettent des particules alpha qui sont absorbées dans les tissus pulmonaires avoisinants.

Comme les particules alpha ne peuvent pas pénétrer à plus d'une fraction de millimètre dans le tissu, le dommage est confiné au tissu pulmonaire de la zone située à proximité immédiate. Les produits de filiation du radon émettent aussi des particules bêta et des rayons gamma de faible intensité qui pénètrent plus profondément dans les tissus pulmonaires. Comme les particules bêta et les rayons gamma sont absorbés dans un grand volume du poumon (c.-à-d. non concentrés dans une petite zone), leur effet nocif est présumé minime.



**Figure V.8 :** Les processus de base influençant l'équilibre d'activité d'intérieur de  $^{222}\text{Rn}$  et  $^{220}\text{Rn}$  progéniture [14]

Les personnes exposées à des concentrations élevées de radon présentent un risque accru d'être atteintes de cancer du poumon. Le degré de risque dépend de la teneur en radon de l'air

et de la durée de l'exposition. En 1987, l'Organisation Mondiale de la Santé a reconnu le radon comme cancérigène pulmonaire. Trois seuils de toxicité ont été retenus après avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique :

- **au dessous de 400 Bq/m<sup>3</sup>**, la situation ne justifie pas d'actions particulières.
- **entre 400 et 1000 Bq/m<sup>3</sup>**, il est souhaitable d'entreprendre des actions correctrices simples.
- **au delà de 1000 Bq/m<sup>3</sup>**, des actions correctrices doivent être impérativement conduites.

## V.5. ETUDE DE CAS

Cette étude vise à déterminer l'activité du radon dans la vapeur d'eau pour une activité du radium 226 de l'ordre de 1Bq en utilisant le code de simulation DCAL (Dose and risk Calculation). Comme on a calculé les doses efficaces reçues par la tranche d'âge entre 50 et 70 ans pendant 10 jours par an avec un temps d'exposition de 6 heures par jours.

### V.5.1. Le model de calcul utilisée

Sous le patronage de l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (EPA), le groupe de recherche de dosimétrie au laboratoire national d'Oak Ridge (ORNL) a développé un logiciel complet pour le calcul de la dose et du risque sanitaire suivant des prises des radionucléides ou l'exposition aux radionucléides dans des médias environnementaux. Le logiciel de calcul de la dose et de risque, appelé DCAL (Dose and risk calculation), a été employé dans le développement de deux rapports fédéraux de conseils (Federal Guidance Reports 12 and 13) et plusieurs publications de la Commission internationale de protection radiologique (CIRP), spécifiquement dans le calcul des coefficients de dose spécifiques à l'âge pour des membres du public.

Les calculs dosimétriques procèdent dans trois étapes principales:

**Étape 1:** Calcul de l'activité dépendant de la période du radionucléide de parent et de sa progéniture radioactive présent dans des régions anatomiques (régions de source) du corps;

**Étape 2:** Calcul des valeurs des voix ( $SEE(t,s)$ ) pour toutes les combinaisons de la région S de source et de la région T de la cible où  $SEE(t, s)$  est le débit de dose dans T par unité d'activité actuelle dans S.

**Étape 3:** Calcul des débits de dose ou des débits équivalents de dose, basé sur le output produit dans les étapes 1 et 2.

La période d'intégration est pris jusqu'à 50 an pour l'age d'adulte et 70 an pour l'age de veuille. Dans ses calculs de dose et de risque, DCAL se fonde sur des bibliothèques de données définissant les modèles biocinétique, les données nucléaires de décroissance, les données anatomiques, les modèles de risque de rayonnement, les données de survie, la mortalité et la morbidité de cancer, et les diverses autres données. Ces bibliothèques permettent à l'utilisateur de calculer des évaluations de dose et de risque de rayonnement.

### V.5.2. Module principal de menu de Dcal

Tous les calculs de DCAL sont appelés menu principal de DCAL, montrés dans la figure (V.5.1).

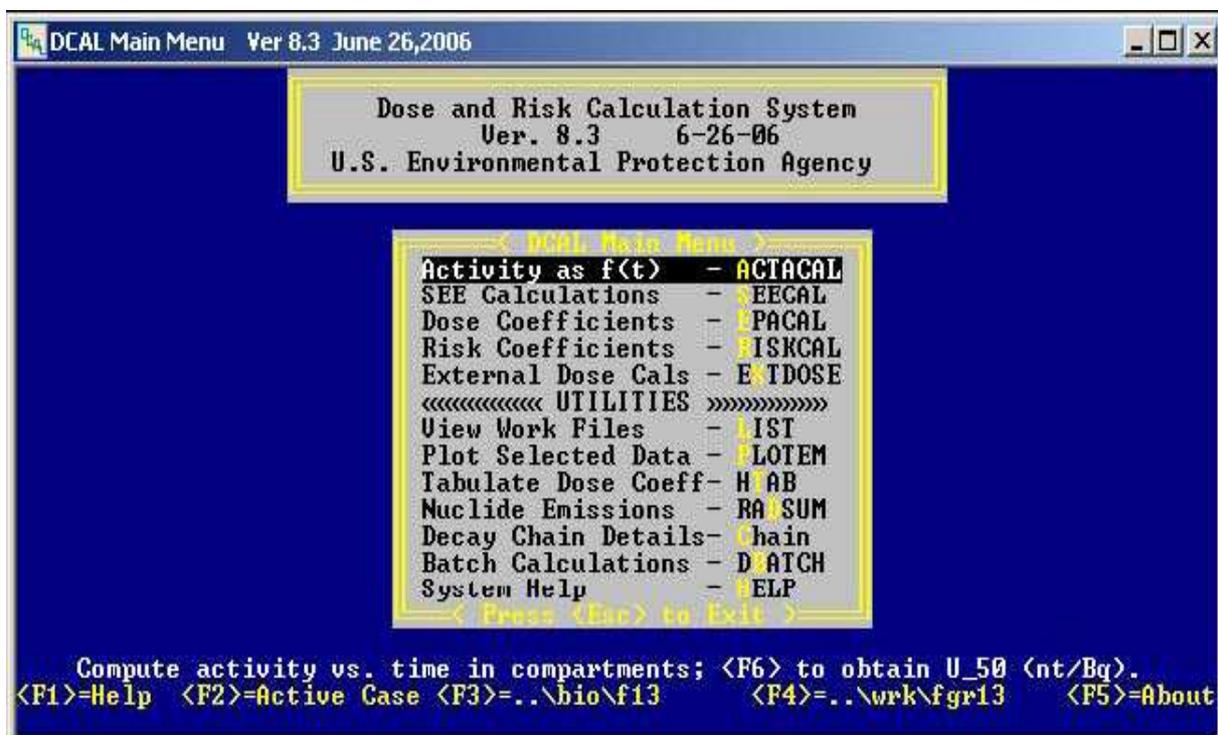


Figure V.9.1 : Menu principal de DCAL

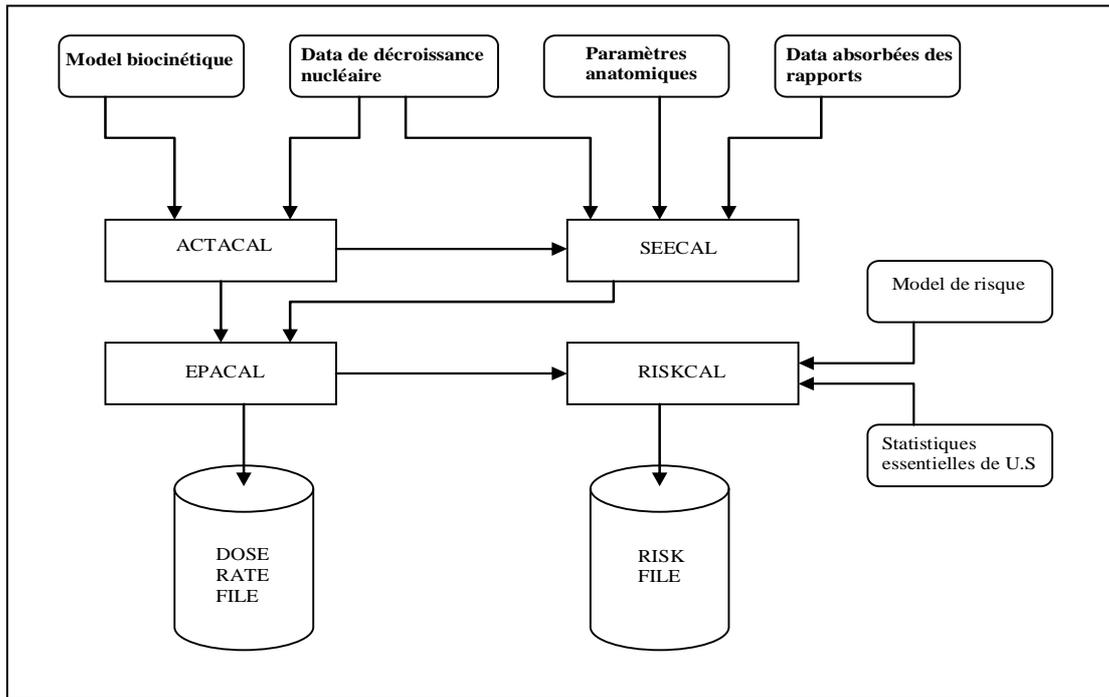


Figure V.9.2 : Schéma du système de DCAL

Module	Utilité
1. ACTACAL	Module de calcul de l'activité comme une fonction de temps dans tout compartiment.
2. SEECAL	Il calcule le débit de dose dans les tissus cibles par unité d'activité dans l'organe source pour les radionucléides identifiés par ACTACAL.
3. EPACAL	Calcul les débits de dose dans les organes cible basés sur l'activité dans des organes obtenues par ACTACAL et les valeurs de SEE produites par SEECAL. la dose engagée est calculée comme l'intégrale sur le temps du débit de dose.
4. RISKCAL	Calcul le risque sanitaire basé sur les dossiers des débits de doses absorbés pour les individus de référence.
5. EXTDOSE	Calcul le coefficient de conversion de dose externe pour un utilisateur connaissant le radionucléide et le milieu environnemental.

Tableau V.5 : Buts des modules et utilités disponibles dans le menu principale de DCAL

### V.5.2.1 Input du model

#### 1. Nucléide parent : Radium-226

```

ACTACAL: Activity calculation
          Ver. 6.1 (Dec 22, 2003)
Authors: K.F. Eckerman & R.W. Leggett
          Oak Ridge National Laboratory
          Oak Ridge, TN 37831-6383

          Output Folder: ..\wrk\work2
          Biokinetic Folder: ..\bio\i68

          Input parent nuclide (e.g., Sr-90) -> Ra-226
  
```

#### 2. Différents groupes d'ages peuvent être choisis

```

Use the default age file; INTAKEXP.AGE: ([y]/n)? y ← [1D n
  
```

#### 3. Nombre de l'age : 2 (50, 70 ans)

```

Input number of ages, < 11 ->
Enter age at exposure (integer format)
1 - age (d) -> 2
  
```

#### 4. Calcul de la dose absorbée et puis d'équivalent de dose.

```

Compute (a)bsorbed or (e)quivalent dose (a/[e])? [e]
  
```

#### 5. La voie de l'exposition : par inhalation.

```

Intake via: in(j)ection, in(h)alation, or in(g)estion: (j/h/[g])? h
  
```

#### 6. Type d'absorption : faible absorption

```

Lung absorption type: (f)ast, (m)oderate, or (s)low ([f]/m/s)? S
  
```

## 7. Calcul de la dose externe de chaque radionucléide

Use (f)ile or (i)nput nuclides ([f]/i)?

## 8. Choix du milieu (émersion dans l'eau)

Source media: (a)ir, (w)ater, or (s)oil ([a]/w/s)? W

## 9. Choix de la source (source volumique)

Distribution: (s)urface or (v)olume ([s]/v)? V

## V.5.2.2 Output du model

- XXZZZUVW.ACT, créé par ACTACAL, est le fichier des activités dépendant de l'âge et du temps de parent et des membres à chaînes de la décroissance dans les organes de la source;

- XXZZZUVW.DRT ou XXZZZUVW.HRT, créé par le module d'EPACAL, est le fichier des débits de doses absorbés ou équivalents de dose, respectivement, selon l'option choisie de l'utilisateur;

- XXZZZUVW.RSK, créé par le module de RISKCAL, enregistre le genre de risque spécifique de cancer, par l'emplacement de cancer, résultant de l'unité prise d'un radionucléide à chaque âge (0 y, 1 y, 2 y...);

- XXZZZUVW.RBS, créé par le module de RISKCAL, enregistre des estimations de risque spécifique de mortalité et de morbidité par l'emplacement de cancer selon l'activité pendant les intervalles d'âge. Le calcul est fait sur la base d'une prise de 1 Bq du radionucléide de parent par jour pendant tout l'intervalle d'âge indiqué.

- Les fichiers SEE doivent avoir un nom de la forme [parent]DL.SEE ou [parent]HT.SEE, où [parent] est l'abréviation du radionucléide de parent (dans notre le parent est Ra226);

DL indique que les facteurs de pondération de rayonnement n'a pas été appliqué (c.-à-d., les SEE sont pour des calculs de dose absorbé) et HT indique que les facteurs de pondération de rayonnement ont été appliqués (c.-à-d., les SEE sont pour des calculs d'équivalent de dose).

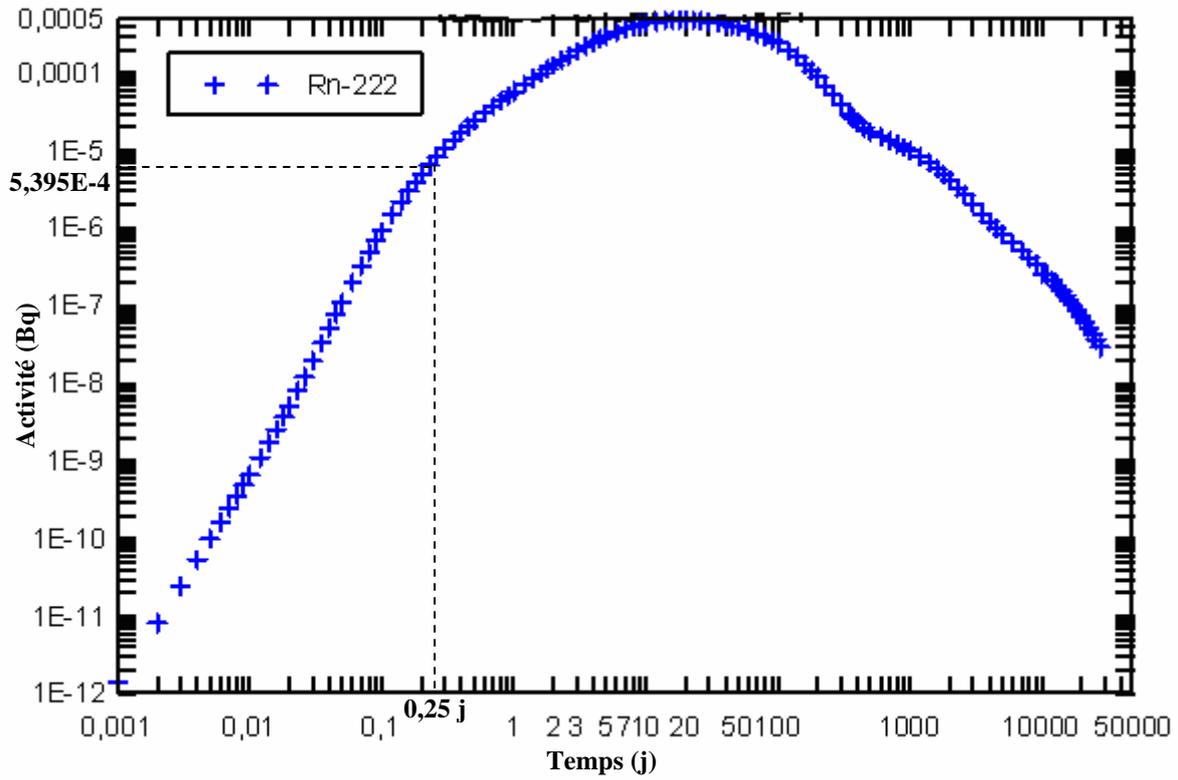


Figure V.10 : L'activité du Rn-222 en fonction du temps dans le foie

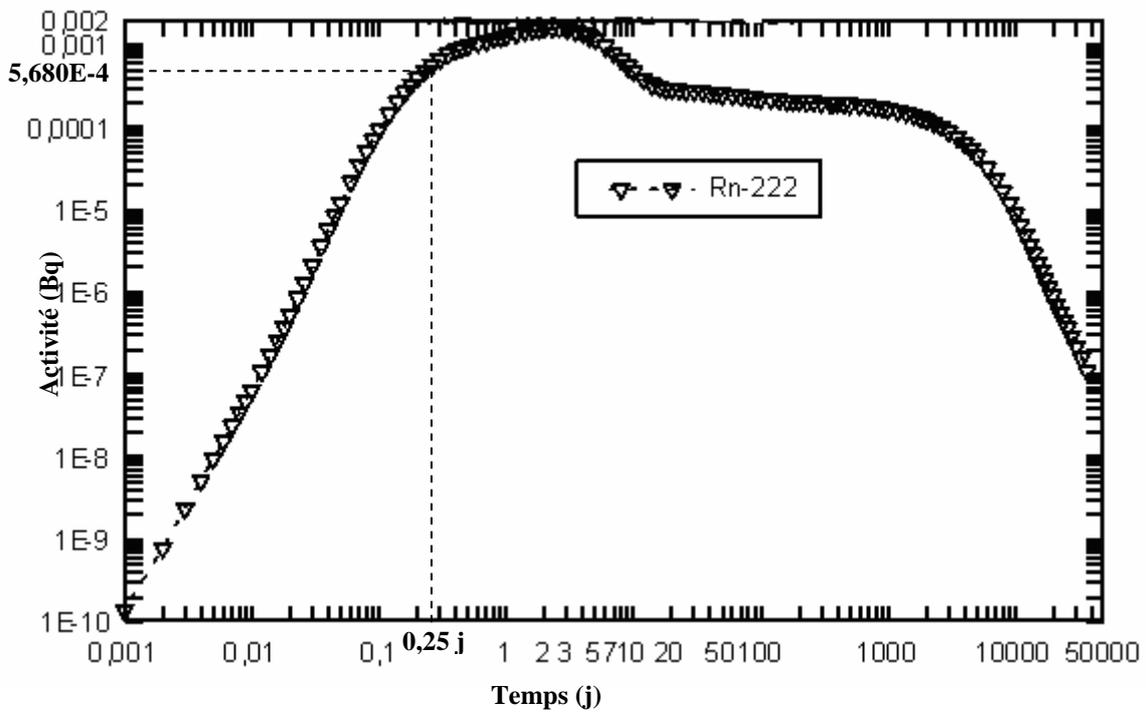


Figure V.11 : L'activité du Rn-222 en fonction du temps dans poumons

Si on prend une durée d'exposition de 6 heures (0,25 j) à partir d'une activité de 1 Bq du radium R-226 parent on obtient une activité du radon de  $5,39 \cdot 10^{-4}$  Bq reçu par le foie (figure V.10) et  $5,68 \cdot 10^{-4}$  Bq reçu par les poumons (figure V.11).

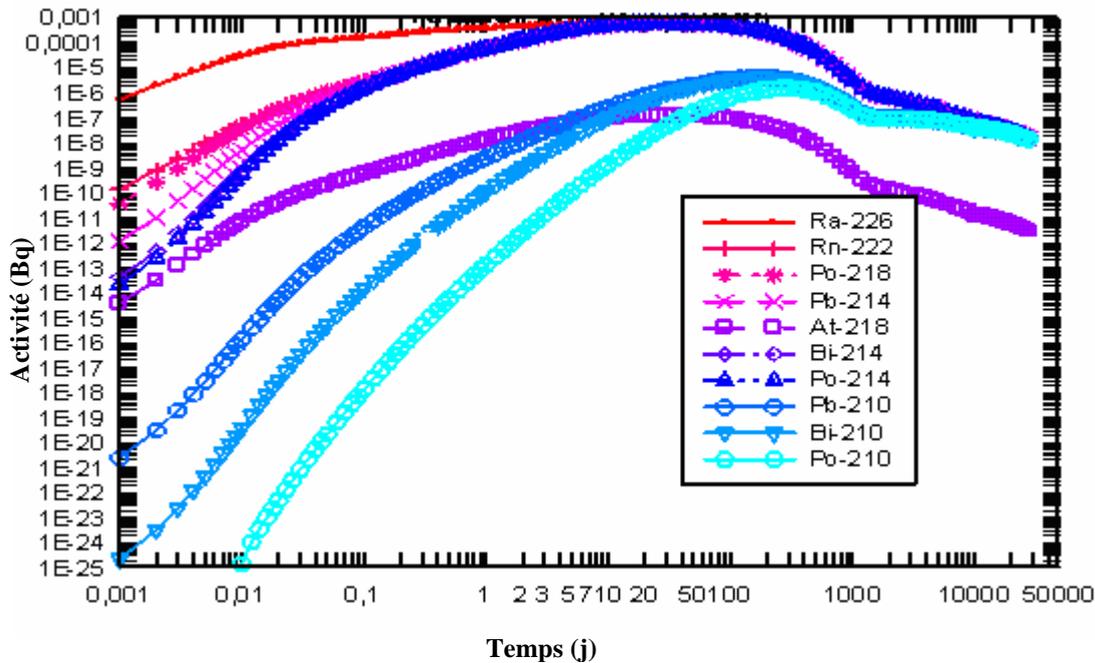


Figure V.12: L'activité du Ra-226 et ses descendants en fonction du temps reçu par le foie

### V.5.3. Evaluation de débits des doses équivalents reçus par différents organes

Les calculs des doses reçus par un organe après une exposition d'irradiation du corps par des émetteurs de photon distribués dans l'environnement exigent la solution d'un système complexe d'équations de transport de rayonnement. Il est impraticable de résoudre ce problème pour l'éventail précis des photons émis par chaque radionucléide. Par conséquent, les doses reçues par l'organe considéré ont été calculées pour des sources monoénergétiques de photons répartis en douze groupes d'énergies entre 0,01 et 5,0 MeV. Ces résultats sont représentés dans les figures suivantes (Figures V.14).

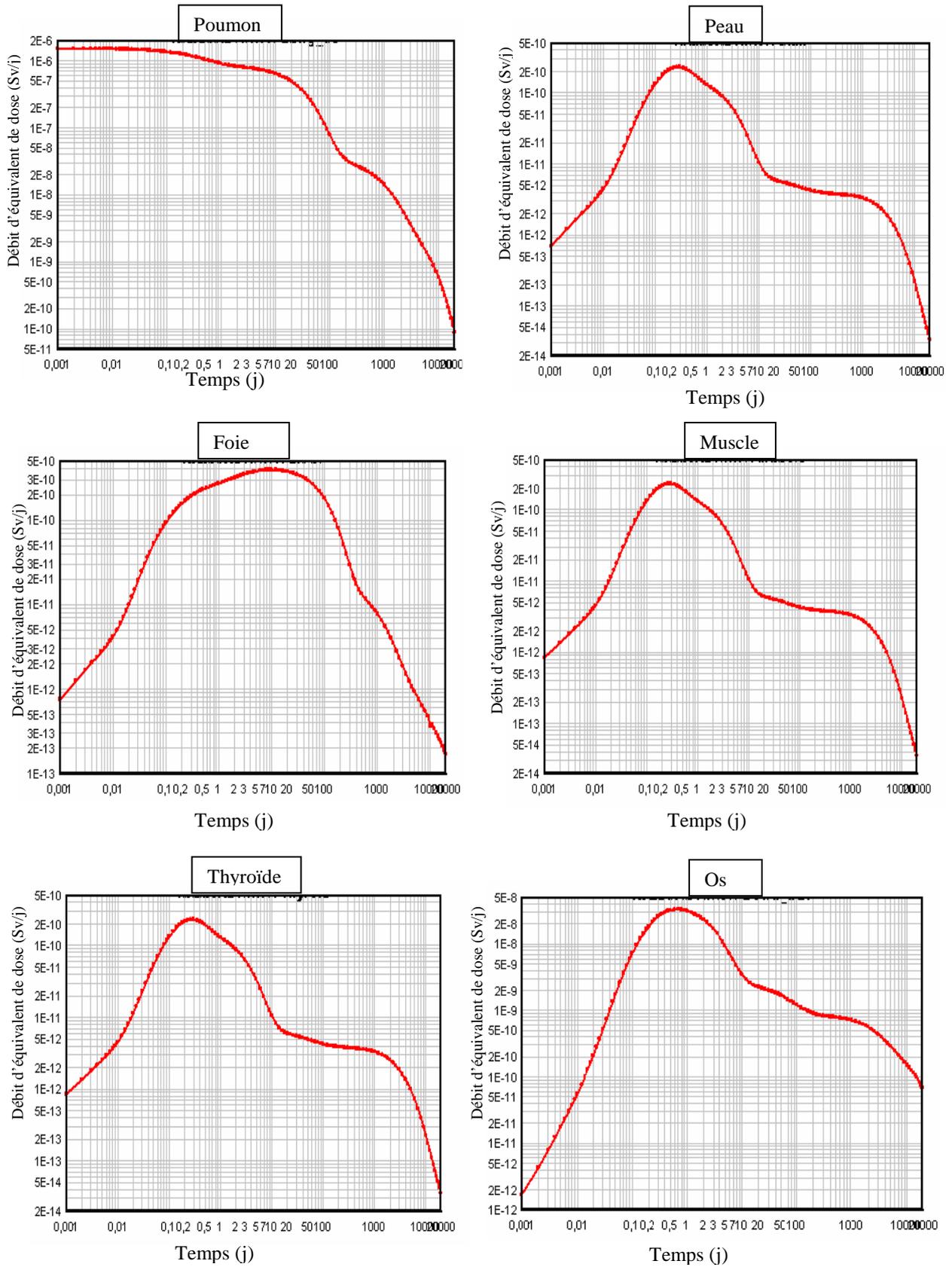


Figure V.14 : Débit d'équivalent de dose (Sv/j) pour quelques organes humain (poumons, peau, Os, muscle, rate, thyroïde).

#### V.5.4. Doses efficaces reçues par l'individu par exposition externe et interne

Dans le cas d'une exposition due à l'immersion dans un champs radioactif ou à l'inhalation de radionucléides, on peut multiplier l'activité calculée par le coefficient approprié de dose dans le cas de l'irradiation provenant du champs ou par le coefficients de dose par inhalation et le taux de respiration dans le cas de la contamination pour obtenir le débit de dose efficace pour chaque radionucléide au temps  $t$  à l'aide de les équation (V.27) et (V.28).

En supposant que les concentrations des radionucléides demeurent constantes au cours de la période d'exposition, on peut déterminer la dose efficace en multipliant le coefficient de dose par l'activité du radioélément et par le temps d'exposition  $t$ , et en additionnant la contribution de chaque radionucléide.

$$E_{imm} = (DC_{imm} C)t \quad (V.27)$$

$E_{imm}$  : La dose efficace par immersion

$DC_{imm}$  : Le coefficient de dose efficace par exposition externe

$C$  : La concentration radioactive du radioélément

$t$ : Le temps d'exposition de l'individu.

Dans le cas de l'inhalation, la dose efficace durant le passage du champs radioactif est donnée par :

$$E_{inh} = (DC_{inh} CB_{Adulte})t \quad (V.28)$$

$E_{inh}$  : La dose efficace par immersion

$DC_{inh}$ : Le coefficient de dose efficace par exposition interne

$B_{adulte}$  : Le taux de respiration qui vaut  $22,2 \text{ m}^3/\text{j}$  pour le groupe d'âge supérieur à 17 ans.

$t$ : Le temps d'exposition de l'individu.

Les doses efficaces reçus par l'individu, dans chaque échantillon des sources thermales analysées précédemment, par exposition externe et interne (pour le Radon) sont regroupées dans le tableau (V.6) :

	Serghine	Beniguecha	Auledachour	Bouhnifia	Guergour	Meskhoutine
<b>K-40</b>	0,0182	0,022	0,0195	0,0193	0,0198	0,0223
<b>Tl-208</b>	$1,27 \cdot 10^{-5}$	$8,58 \cdot 10^{-6}$	$0,989 \cdot 10^{-7}$	$0,166 \cdot 10^{-6}$	$0,972 \cdot 10^{-7}$	$0,381 \cdot 10^{-7}$
<b>Pb-212</b>	$7,9 \cdot 10^{-8}$	$6,79 \cdot 10^{-8}$	-----	-----	$0,242 \cdot 10^{-8}$	-----
<b>Bi-212</b>	-----	-----	$0,649 \cdot 10^{-7}$	$0,858 \cdot 10^{-8}$	$0,292 \cdot 10^{-8}$	$0,533 \cdot 10^{-8}$
<b>Pb-214</b>	0,0163	0,0041	0,0104	0,00217	0,0133	0,0088
<b>Bi-214</b>	0,167	0,037	0,0531	0,139	0,104	0,12
<b>Ra-226</b>	0,0014	0,0035	0,00338	0,0033	0,00239	0,0028
<b>Ac-228</b>	0,0136	0,011	0,0185	0,0171	0,022	0,0012
<b>Rn-222</b>	$0,63 \cdot 10^{-5}$	$0,339 \cdot 10^{-5}$	$0,321 \cdot 10^{-6}$	$0,322 \cdot 10^{-5}$	$0,227 \cdot 10^{-5}$	$0,274 \cdot 10^{-5}$
<b>E (mSv)</b>	<b>0,21</b>	<b>0,0776</b>	<b>0,104</b>	<b>0,18</b>	<b>0,161</b>	<b>0,149</b>

Tableau V.6 : Doses efficaces reçues par l'individu par an

### V.5.5. Estimation de risque radiologique

Les calculs de risque réalisés par DCAL sont pour le risque attribuable. Le risque attribuable est la probabilité, selon un modèle donné de risque, de la mort du cancer ou du développement du cancer dû à une exposition à la radiation. Les groupes d'âge à l'exposition qui sont considérés dans le modèle sont: 0-9, 10-19, 20-29, 30-39, et 40+ an (tableau V.7). Des évaluations du risque attribuable calculées par DCAL pour l'activité intérieurement déposée sont basées sur une prise du radionucléide parent de 1 Bq.

Il existe deux types de base de modèle radiogénique de projection de risque de cancer est employé pour un emplacement donné de cancer: le modèle de risque absolu et le modèle de risque relatif.

Le modèle de risque absolu (ou modèle de risque additif) considère que le nombre de cas ou de décès par cancer associé à l'exposition aux rayonnements ionisants s'ajoute au nombre de cas ou de décès en absence de toute exposition. Cette quantité, qui doit caractériser intrinsèquement l'exposition, est supposée rester la même lorsqu'on passe d'une population à une autre, même si la fréquence de la maladie considérée en absence d'exposition n'est pas la même. Les excès de cas ou de décès ( $I_E$ ) associé à l'exposition aux rayonnements ionisants seront calculés de la manière suivante avec un modèle d'excès de risque absolu :

$$I_E = ERA * Dose \quad (V.29)$$

$I_E$  : l'excès de cas ou de décès

ERA : excès de risque absolu

Le modèle de risque relatif (ou modèle de risque multiplicatif) considère que le nombre de cas ou de décès par cancer associé à l'exposition aux rayonnements ionisants est proportionnel au nombre de cas ou de décès en absence de toute exposition ( $I_E$ ) selon une relation multiplicative. L'usage d'un modèle de risque relatif permet de fixer d'une population à une autre, le rapport entre le nombre de cas ou de décès dans une population exposée et le nombre de cas ou de décès dans une population non exposée. Avec un modèle d'excès de risque relatif, les excès de cas ou de décès ( $I_E$ ) associé à l'exposition aux rayonnements ionisants seront calculés de la manière suivante :

$$I_E = ERR * Dose * I_E \quad (V.30)$$

ERR : excès de risque relatif

$I_E$  : L'exposition

Les modèles de risque utilisés dans DCAL pour l'os, la peau, et la thyroïde sont basés sur une hypothèse de risque absolue de cancer, et des modèles de risque pour d'autres organes sont basés sur une hypothèse de risque relatif [44].

Type de cancer	Type du model de risque	Groupes d'âges				
		0-9	10-19	20-29	30-39	40+
<b>Male</b>						
Oesophage	R	0,2239	0,2312	0,2519	0,2892	0,3258
Estomac	R	1,2337	1,9165	1,9051	0,2881	0,2524
Colon	R	2,1565	2,1565	0,2809	0,4275	0,0899
Foie	R	1,3449	1,3449	1,3449	1,3449	1,3449
Poumon	R	0,4060	0,4060	0,0453	0,1342	0,1794
Os	A	0,0927	0,0927	0,0927	0,0927	0,0927
Peau	A	0,0672	0,0672	0,0672	0,0672	0,0672
Vessie	R	1,2191	1,1609	1,0736	1,0544	0,9639
Rein	R	0,3911	0,3911	0,3911	0,3911	0,3911
Thyroïde	A	0,1667	0,1667	0,0833	0,0833	0,0833
Leucémie	R	672,16	244,07	323,47	228,86	142,51
<b>Femelle</b>						
Oesophage	R	1,0418	1,0896	1,2492	1,5831	2,0211
Estomac	R	3,4469	4,2721	4,0533	0,5797	0,4887
Colon	R	2,9680	2,9680	0,5755	0,8186	0,1870
Foie	R	1,3449	1,2449	1,3449	1,3449	1,3449
Poumon	R	1,3753	1,3753	0,1921	0,5440	0,8048
Os	A	0,0927	0,0927	0,0927	0,0927	0,0927
Peau	A	0,0672	0,0672	0,0672	0,0672	0,0672
Sein	R	0,7000	0,7000	0,3000	0,3000	0,1000
Ovaire	R	1,3163	1,0382	0,8829	0,7678	0,6367
Vessie	R	1,0115	0,9296	1,0124	1,1032	0,9792
Rein	R	0,3911	0,3911	0,3911	0,3911	0,3911
Thyroïde	A	0,3333	0,3333	0,1667	0,1667	0,1667
Leucémie	R	761,07	225,07	281,76	153,12	154,28

**Tableau V.7 : Coefficients pour le modèle révisé de risque de mortalité de méthodologie (mâle et femelle avec la catégorie d'âge)**

**\*Notes:**

Modèle de type de Risque	Unités des coefficients
Absolu (A)	$10^{-4}(\text{Gy y})^{-1}$
Relatif (R)	$\text{Gy}^{-1}$

L'estimation de risque du cancer de la peau et des poumons en fonction du temps après une exposition chronique (continue) à une activité de 1 Bq du radium Ra-226 (radionucléide parent) pour male et femelle est montrée par les figures (V.14.a) et (V.14.b).

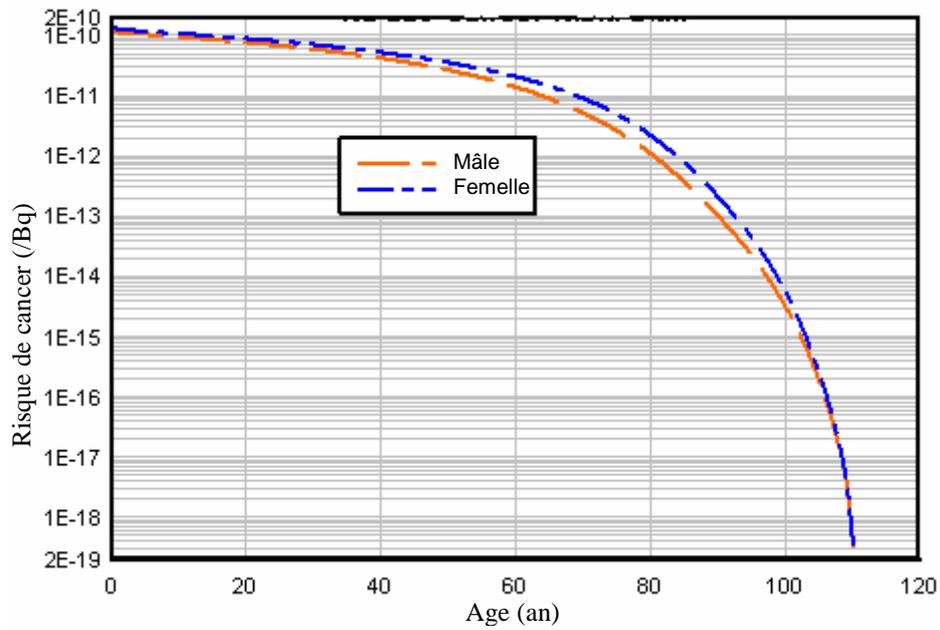


Figure V.14.a : Probabilité de risque de cancer de la peau en fonction du temps

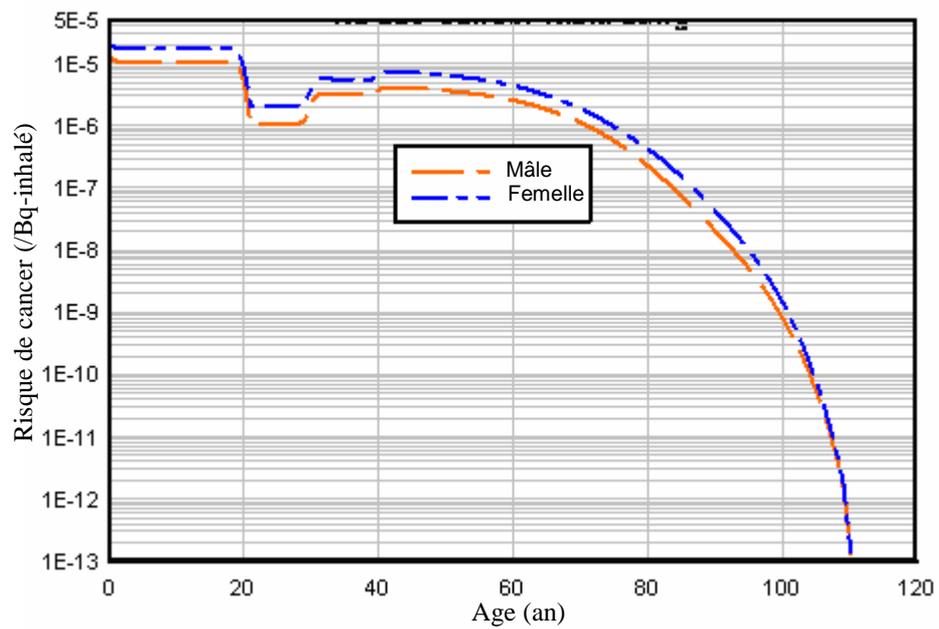


Figure V.14.b : Probabilité de risque de cancer des poumons en fonction du temps

## V.6. INTERPRETATION DES RESULTATS

La technique de la spectrométrie a une grande importance dans l'évaluation précise de l'activité, elle nous a permis d'évaluer la concentration radioactive à partir des échantillons prélevés de six sources thermales de différentes régions de notre pays qui sont :

Hammam Serghine (Djelfa), Ouled Achour et Beniguecha (Mila), Guergour (Sétif), Meskhoutine (Guelma) et Bouhnifia (Mascara).

Dans ce travail nous avons utilisé comme outil d'analyse une chaîne spectrométrique gamma, les échantillons prélevés sont analysés au sein du Centre de Recherche Nucléaire de Birine (CRNB) pour l'évaluation de la radioactivité dans ces sources, et le model de calcul DCAL (Dose and risk calculation) pour l'activité du radon dans la partie vapeur de l'eau, ainsi les doses reçus par les individus pour une exposition externe et pour la contamination interne (cas de l'inhalation du radon). Les groupes d'âges considérés sont 50 et 70 ans avec leurs coefficients de dose efficace recommandés par la publication 72 de la CIPR (ICRP, 1996) et le taux de respiration du radon recommandé pour ces groupes d'âges de la CIPR (Publication 71 de la CIPR ,1995b, tableau 6) est de  $22,2 \text{ m}^3/\text{j}$ .

Cette étude a donc permis de déterminer l'activité des radioéléments naturels dans six sources thermales, qui appartiennent aux chaînes radioactives naturelles de l'uranium 238 ( $^{238}\text{U}$ ) et du thorium 232 ( $^{232}\text{Th}$ ) avec des concentrations variées.

Les valeurs maximales de l'activité ont été observées pour le potassium ( $^{40}\text{K}$ ) et le Radium ( $^{226}\text{Ra}$ ) pour toutes sources, le bismuth ( $^{214}\text{Bi}$ ) dans les eaux de Serghine, Bouhnifia, Guergour et Meskhoutine, le Thallium ( $^{208}\text{Tl}$ ) et l'Actinium ( $^{228}\text{Ac}$ ) pour les eaux de Serghine, Ouled Achour, Bouhnifia et Guergour.

Les évaluations des doses reçues dues à une exposition chronique aux radionucléides continus dans ces eaux sont comprises entre 0,077 et 0,21 mSv pour l'exposition externe et de  $0,25 \cdot 10^{-5}$  à  $0,63 \cdot 10^{-5}$  pour la contamination interne qui sont faibles comparativement à la limite de dose annuelle admise (1 mSv/an).

L'estimation de risque cancérigène de ces doses évalué à l'âge 60 ans est varié entre  $210^{-19}/\text{Bq}$  et  $2 \cdot 10^{-10}/\text{Bq}$  pour le cancer de la peau et de  $1 \cdot 10^{-13}/\text{Bq}$  à  $5 \cdot 10^{-5}/\text{Bq}$  pour les poumons et ne constitue pas une prise en charge radiologique.

# Conclusion générale

La prise de conscience de l'impact de l'environnement sur notre santé par les pouvoirs publics et la population de manière générale a multiplié les situations où l'évaluation des risques sanitaires est nécessaire.

Depuis l'avènement des accidents nucléaires survenus dans les centrales nucléaires et la crainte des effets tardifs des expositions aux rayonnements, des recherches de plus en plus nombreuses ont été menées dans le domaine des évaluations du risque radiologique dû aux faibles expositions aux rayonnements.

Dans cette étude, on s'est attribué le but d'évaluer le risque radiologique dû aux radionucléides présents dans les eaux thermales. Cette étude a abouti à la qualification des attributs des voies d'expositions aux rayonnements à savoir :

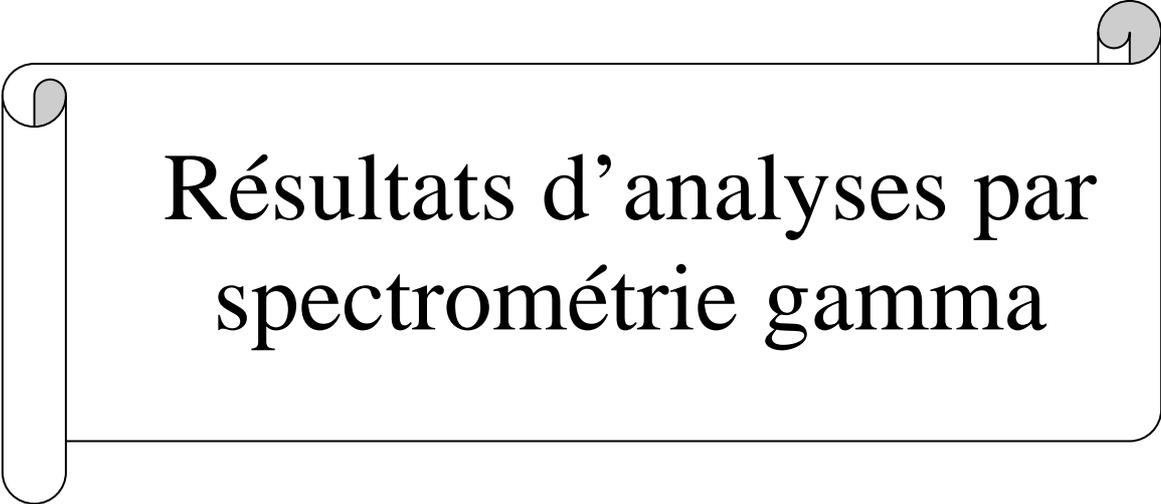
1. Risque de cancer du poumon associé aux expositions internes dues au radon inhalé ;
2. Risque de cancer de la peau associé aux expositions externes dues aux radioéléments solides dissous dans les eaux thermales.

Sur le plan méthodologique, ce travail adopte la démarche classique d'évaluation des risques d'exposition par une évaluation quantitative de la charge radioactive des eaux thermales et des vapeurs d'eau chargées en gaz radon.

Les résultats des déterminations de la charge radioactive des eaux thermales les plus fréquentées dans notre pays, il a été conclu que l'exposition, aussi bien externe qu'interne, ne pouvait pas provoquer d'effet sanitaire détectable selon les hypothèse réalistes concernant les doses et les durées d'exposition suivant les habitudes et coutumes répandues parmi la population.

Toutefois, des recommandations dans des situations particulières d'exposition externe en considérant une immersion dans une eau thermale durant une période de plusieurs heures répétées en plusieurs jours, d'une personne du groupe d'âge entre 50 et 70 ans, sont émises afin de réduire le risque radiologique des radionucléides des composés solides dissous dans l'eau.

# ANNEXE



Résultats d'analyses par  
spectrométrie gamma

eau esserghine\_1.RPT

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* G A M M A S P E C T R U M A N A L Y S I S \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Report Generated On : 19/11/06 15:27:13  
 Sample Title : Eau hammam Serghine\_1  
 Spectrum Description :  
 Sample Identification : Eau  
 Sample Type : Eau thermale  
 Sample Geometry : BM 450 cc  
 Peak Locate Threshold : 4.00  
 Peak Locate Range (in channels) : 200 - 4096  
 Peak Area Range (in channels) : 200 - 8192  
 Identification Energy Tolerance : 2.500 keV  
 Sample Size : 4.500E-001 litre  
 Sample Taken On : 15/12/05 10:00:00  
 Acquisition Started : 14/02/06 9:05:08  
 Live Time : 108000.0 seconds  
 Real Time : 108018.9 seconds

Energy Calibration Used Done On : 3/01/04  
 Efficiency Calibration Used Done On : 7/02/04

☐Nuclide Identification Report 19/11/06 15:27:14 Page 2

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* N U C L I D E I D E N T I F I C A T I O N R E P O R T \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Sample Title: Eau hammam Serghine\_1  
 Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

..... IDENTIFIED NUCLIDES .....

Nuclide Name	Id Confidence	Energy (keV)	Yield (%)	Activity (Bq /litr)	Activity Uncertainty
PB-212	0.999	238.63*	44.60	4.925E-001	2.563E-001
BI-214	1.000	609.31*	45.00	3.505E+000	3.674E-001
		1120.29*	14.90	3.420E+000	1.361E+000
PB-214	0.999	1764.49*	16.10	3.156E+000	1.419E+000
		295.21*	19.20	2.936E+000	6.075E-001
RA-226	0.997	351.92*	37.20	2.690E+000	3.738E-001
		186.21*	3.28	1.029E+001	3.126E+000

\* = Energy line found in the spectrum.  
 Energy Tolerance : 2.500 keV  
 Nuclide confidence index threshold = 0.95  
 Errors quoted at 1.000 sigma

\*\*\*\*\* U N I D E N T I F I E D P E A K S \*\*\*\*\*

Peak Locate Performed on: 19/11/06 15:27:13  
 Peak Locate From Channel: 200  
 Peak Locate To Channel: 8192

Peak No.	Energy (keV)	Peak Size in Counts per Second	Peak CPS % Uncertainty
----------	--------------	--------------------------------	------------------------

eau esserghine\_1.RPT

5	582.91	9.3332E-004	49.50
7	911.06	9.9419E-004	38.93

M = First peak in a multiplet region  
 m = Other peak in a multiplet region  
 F = Fitted singlet

Errors quoted at 1.000 sigma

□Nuclide MDA Report

19/11/06 15:27:14

Page 1

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* N U C L I D E M D A R E P O R T \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Detector Name: ENVIRON  
 Sample Geometry: BM 450 cc  
 Sample Title: Eau hammam Serghine\_1  
 Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

	Nuclide Name	Energy (keV)	Yield (%)	Line MDA (Bq /litr)	Nuclide MDA (Bq /litr)	Activity (Bq /litr)
	BE-7	477.59	10.42	5.6832E+000	5.68E+000	2.4922E+000
	K-40	1460.81	10.67	7.7920E+000	7.79E+000	3.3503E+001
	CS-134	604.70	97.60	3.1446E-001	3.14E-001	-2.7567E-001
	CS-137	661.65	85.12	3.6455E-001	3.65E-001	5.3847E-002
	TL-208	583.19	85.10	3.5413E-001	3.54E-001	3.4457E-001
		2614.53	99.80	9.8382E-001		2.9346E+000
	BI-212	727.17	11.80	2.6458E+000	2.65E+000	-6.2306E-002
+	PB-212	238.63*	44.60	8.3834E-001	8.38E-001	4.9252E-001
+	BI-214	609.31*	45.00	1.0551E+000	1.06E+000	3.5055E+000
		1120.29*	14.90	4.4161E+000		3.4204E+000
		1764.49*	16.10	4.5591E+000		3.1558E+000
+	PB-214	295.21*	19.20	1.9472E+000	1.17E+000	2.9359E+000
		351.92*	37.20	1.1713E+000		2.6904E+000
+	RA-226	186.21*	3.28	1.0066E+001	1.01E+001	1.0289E+001
	AC-228	338.32	11.40	2.2332E+000	1.41E+000	2.4777E-001
		911.60	27.70	1.4126E+000		2.1190E+000
		969.11	16.60	2.5051E+000		2.8195E+000
	PA-234M	1001.03	0.59	6.7987E+001	6.80E+001	6.0710E+001

+ = Nuclide identified during the nuclide identification  
 \* = Energy line found in the spectrum  
 > = MDA value not calculated  
 @ = Half-life too short to be able to perform the decay correction

Eau\_Beniguecha\_1.RPT

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* G A M M A S P E C T R U M A N A L Y S I S \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Report Generated On : 19/11/06 15:11:09  
 Sample Title : Eau hammam Beniguecha\_1  
 Spectrum Description :  
 Sample Identification : Beni Guecha  
 Sample Type : Eau thermale  
 Sample Geometry : BM 450 cm<sup>3</sup>  
 Peak Locate Threshold : 4.00  
 Peak Locate Range (in channels) : 200 - 4096  
 Peak Area Range (in channels) : 200 - 8192  
 Identification Energy Tolerance : 2.500 keV  
 Sample Size : 4.500E-001 litre  
 Sample Taken On : 15/01/06 10:00:00  
 Acquisition Started : 6/03/06 9:37:43  
 Live Time : 50000.0 seconds  
 Real Time : 50009.6 seconds

Energy Calibration Used Done On : 3/01/04  
 Efficiency Calibration Used Done On : 7/02/04

☐Nuclide Identification Report 19/11/06 15:11:09 Page 2

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* N U C L I D E I D E N T I F I C A T I O N R E P O R T \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Sample Title: Eau hammam Beniguecha\_1  
 Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

..... IDENTIFIED NUCLIDES .....

Nuclide Name	Id Confidence	Energy (keV)	Yield (%)	Activity (Bq /litr)	Activity Uncertainty
PB-212	1.000	238.63*	44.60	4.250E-001	2.564E-001

\* = Energy line found in the spectrum.  
 Energy Tolerance : 2.500 keV  
 Nuclide confidence index threshold = 0.95  
 Errors quoted at 1.000 sigma

\*\*\*\*\* U N I D E N T I F I E D P E A K S \*\*\*\*\*

Peak Locate Performed on: 19/11/06 15:11:09  
 Peak Locate From Channel: 200  
 Peak Locate To Channel: 8192

Peak No.	Energy (keV)	Peak Size in Counts per Second	Peak CPS % Uncertainty
2	609.31	1.0335E-003	48.90
3	911.36	1.1995E-003	34.92
4	1764.42	5.9619E-004	41.82

M = First peak in a multiplet region  
 Page 1

m = Other peak in a multiplet region  
 F = Fitted singlet

Errors quoted at 1.000 sigma

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* N U C L I D E M D A R E P O R T \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Detector Name: ENVIRON  
 Sample Geometry: BM 450 cm<sup>3</sup>  
 Sample Title: Eau hammam Beniguecha\_1  
 Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Libraries\Pics inte

Nuclide Name	Energy (keV)	Yield (%)	Line MDA (Bq /litr)	Nuclide MDA (Bq /litr)	Activity (Bq /litr)
BE-7	477.59	10.42	7.0335E+000	7.03E+000	-3.8837E+000
K-40	1460.81	10.67	1.1555E+001	1.16E+001	4.0811E+001
CS-134	604.70	97.60	4.2820E-001	4.28E-001	-1.6341E-001
CS-137	661.65	85.12	5.3513E-001	5.35E-001	2.1962E-001
TL-208	583.19	85.10	4.9639E-001	4.96E-001	-3.5409E-002
	2614.53	99.80	1.2623E+000		1.9665E+000
BI-212	727.17	11.80	3.9775E+000	3.98E+000	-2.6207E+000
+ PB-212	238.63*	44.60	8.4044E-001	8.40E-001	4.2503E-001
BI-214	609.31	45.00	1.1097E+000	1.11E+000	8.0603E-001
	1120.29	14.90	4.4713E+000		4.3343E+000
	1764.49	16.10	5.2508E+000		5.4579E+000
PB-214	295.21	19.20	1.8217E+000	1.02E+000	-7.7238E-001
	351.92	37.20	1.0179E+000		6.7169E-001
RA-226	186.21	3.28	1.0646E+001	1.06E+001	2.4573E+001
AC-228	338.32	11.40	3.3154E+000	2.15E+000	1.3165E+000
	911.60	27.70	2.1534E+000		1.7032E+000
	969.11	16.60	3.4916E+000		-1.3763E+000
PA-234M	1001.03	0.59	9.0464E+001	9.05E+001	-1.0276E+002

+ = Nuclide identified during the nuclide identification  
 \* = Energy line found in the spectrum  
 > = MDA value not calculated  
 @ = Half-life too short to be able to perform the decay correction

Eau\_Bouhnifia\_1.RPT

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* G A M M A S P E C T R U M A N A L Y S I S \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Report Generated On : 19/11/06 15:15:58  
 Sample Title : Eau Hammam Bouhnifia\_1  
 Spectrum Description :  
 Sample Identification : Eau thermale  
 Sample Type : Eau  
 Sample Geometry : BM 450 cc  
 Peak Locate Threshold : 4.00  
 Peak Locate Range (in channels) : 200 - 4096  
 Peak Area Range (in channels) : 200 - 8192  
 Identification Energy Tolerance : 2.500 keV  
 Sample Size : 4.500E-001 litre  
 Sample Taken On : 10/04/06 10:00:00  
 Acquisition Started : 18/04/06 9:24:07  
 Live Time : 50000.0 seconds  
 Real Time : 50007.8 seconds

Energy Calibration Used Done On : 3/01/04  
 Efficiency Calibration Used Done On : 7/02/04

☐Nuclide Identification Report 19/11/06 15:15:59 Page 2

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* N U C L I D E I D E N T I F I C A T I O N R E P O R T \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Sample Title: Eau Hammam Bouhnifia\_1  
 Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

..... IDENTIFIED NUCLIDES .....

Nuclide Name	Id Confidence	Energy (keV)	Yield (%)	Activity (Bq /litr)	Activity Uncertainty
PB-212	1.000	238.63*	44.60	8.333E-001	3.161E-001

\* = Energy line found in the spectrum.  
 Energy Tolerance : 2.500 keV  
 Nuclide confidence index threshold = 0.95  
 Errors quoted at 1.000 sigma

\*\*\*\*\* U N I D E N T I F I E D P E A K S \*\*\*\*\*

Peak Locate Performed on: 19/11/06 15:15:58  
 Peak Locate From Channel: 200  
 Peak Locate To Channel: 8192

Peak No.	Energy (keV)	Peak Size in Counts per Second	Peak CPS % Uncertainty
2	295.52	1.2973E-003	61.80
3	609.54	1.1592E-003	47.33
4	911.52	8.3175E-004	50.32
5	1764.70	9.9619E-004	26.59
6	2614.87	4.7101E-004	63.31

Eau\_Bouhnifia\_1.RPT

M = First peak in a multiplet region  
 m = Other peak in a multiplet region  
 F = Fitted singlet

Errors quoted at 1.000 sigma

☐Nuclide MDA Report

19/11/06 15:15:59

Page 1

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* N U C L I D E M D A R E P O R T \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Detector Name: ENVIRON  
 Sample Geometry: BM 450 cc  
 Sample Title: Eau Hammam Bouhnifia\_1  
 Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

Nuclide Name	Energy (keV)	Yield (%)	Line MDA (Bq /litr)	Nuclide MDA (Bq /litr)	Activity (Bq /litr)
BE-7	477.59	10.42	4.0512E+000	4.05E+000	-3.1034E+000
K-40	1460.81	10.67	1.1590E+001	1.16E+001	3.5551E+001
CS-134	604.70	97.60	4.1400E-001	4.14E-001	-3.4172E-001
CS-137	661.65	85.12	5.2141E-001	5.21E-001	3.8683E-002
TL-208	583.19	85.10	5.1437E-001	5.14E-001	-2.3614E-001
	2614.53	99.80	1.5699E+000		3.8195E+000
BI-212	727.17	11.80	4.1185E+000	4.12E+000	3.7274E+000
+ PB-212	238.63*	44.60	1.0214E+000	1.02E+000	8.3331E-001
BI-214	609.31	45.00	1.1764E+000	1.18E+000	2.9853E+000
	1120.29	14.90	4.4573E+000		1.2670E+000
	1764.49	16.10	5.6312E+000		2.4158E+000
PB-214	295.21	19.20	1.9148E+000	1.06E+000	1.0578E+000
	351.92	37.20	1.0552E+000		3.5584E-001
RA-226	186.21	3.28	1.1044E+001	1.10E+001	2.3417E+001
AC-228	338.32	11.40	3.1980E+000	2.08E+000	-9.1285E-001
	911.60	27.70	2.0818E+000		2.6482E+000
	969.11	16.60	3.5751E+000		2.3395E+000
PA-234M	1001.03	0.59	9.2520E+001	9.25E+001	6.8366E+001

+ = Nuclide identified during the nuclide identification  
 \* = Energy line found in the spectrum  
 > = MDA value not calculated  
 @ = Half-life too short to be able to perform the decay correction

Eau\_Guergour\_1.RPT

\*\*\*\*\*  
\*\*\*\*\* G A M M A S P E C T R U M A N A L Y S I S \*\*\*\*\*  
\*\*\*\*\*

Report Generated On : 19/11/06 15:17:52  
Sample Title : Eau Hammam Guergour\_1  
Spectrum Description :  
Sample Identification : Eau  
Sample Type : Eau Thermale  
Sample Geometry : BM 450 cm<sup>3</sup>  
Peak Locate Threshold : 4.00  
Peak Locate Range (in channels) : 200 - 4096  
Peak Area Range (in channels) : 200 - 8192  
Identification Energy Tolerance : 2.500 keV  
Sample Size : 4.500E-001 Litre  
Sample Taken On : 15/03/06 10:00:00  
Acquisition Started : 2/05/06 9:24:36  
Live Time : 50000.0 seconds  
Real Time : 50008.2 seconds

Energy Calibration Used Done On : 3/01/04  
Efficiency Calibration Used Done On : 7/02/04

☐Nuclide Identification Report 19/11/06 15:17:52 Page 2

\*\*\*\*\*  
\*\*\*\*\* N U C L I D E I D E N T I F I C A T I O N R E P O R T \*\*\*\*\*  
\*\*\*\*\*

Sample Title: Eau Hammam Guergour\_1  
Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

..... IDENTIFIED NUCLIDES .....

Nuclide Name	Id Confidence	Energy (keV)	Yield (%)	Activity (Bq /Litr)	Activity Uncertainty
--------------	---------------	--------------	-----------	---------------------	----------------------

\* = Energy line found in the spectrum.  
Energy Tolerance : 2.500 keV  
Nuclide confidence index threshold = 0.95  
Errors quoted at 1.000 sigma

\*\*\*\*\* U N I D E N T I F I E D P E A K S \*\*\*\*\*

Peak Locate Performed on: 19/11/06 15:17:52  
Peak Locate From Channel: 200  
Peak Locate To Channel: 8192

Peak No.	Energy (keV)	Peak Size in Counts per Second	Peak CPS % Uncertainty
1	352.22	1.9620E-003	37.97
2	609.68	1.9821E-003	28.64
3	911.85	9.4561E-004	39.30

M = First peak in a multiplet region  
m = Other peak in a multiplet region  
Page 1

F = Fitted singlet

Errors quoted at 1.000 sigma

☐Nuclide MDA Report

19/11/06 15:17:52

Page 1

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* N U C L I D E M D A R E P O R T \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Detector Name: ENVIRON  
 Sample Geometry: BM 450 cm<sup>3</sup>  
 Sample Title: Eau Hammam Guergour\_1  
 Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

Nuclide Name	Energy (keV)	Yield (%)	Line MDA (Bq /Litr)	Nuclide MDA (Bq /Litr)	Activity (Bq /Litr)
BE-7	477.59	10.42	7.1682E+000	7.17E+000	-4.2498E+000
K-40	1460.81	10.67	1.1501E+001	1.15E+001	3.6491E+001
CS-134	604.70	97.60	4.1778E-001	4.18E-001	-3.5248E-002
CS-137	661.65	85.12	5.6238E-001	5.62E-001	-1.5049E-001
TL-208	583.19	85.10	5.1437E-001	5.14E-001	4.9629E-001
	2614.53	99.80	1.4190E+000		2.2256E+000
BI-212	727.17	11.80	3.9363E+000	3.94E+000	1.2625E+000
PB-212	238.63	44.60	8.9153E-001	8.92E-001	1.5108E+000
BI-214	609.31	45.00	1.1681E+000	1.17E+000	2.2364E+000
	1120.29	14.90	4.7386E+000		1.0535E-002
	1764.49	16.10	5.4320E+000		9.4004E+000
PB-214	295.21	19.20	1.9149E+000	1.11E+000	-6.0147E-001
	351.92	37.20	1.1075E+000		2.1442E+000
RA-226	186.21	3.28	1.0947E+001	1.09E+001	1.6519E+001
AC-228	338.32	11.40	3.2194E+000	2.00E+000	3.2470E+000
	911.60	27.70	2.0018E+000		-1.4971E-001
	969.11	16.60	3.4384E+000		-2.5122E+000
PA-234M	1001.03	0.59	9.2520E+001	9.25E+001	4.9296E+001

+ = Nuclide identified during the nuclide identification  
 \* = Energy line found in the spectrum  
 > = MDA value not calculated  
 @ = Half-life too short to be able to perform the decay correction

Eau\_Meskhoutine\_1.RPT

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* G A M M A S P E C T R U M A N A L Y S I S \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Report Generated On : 19/11/06 15:19:26  
 Sample Title : Echantillon d'eau (Hammam Maskhoutine)  
 Spectrum Description :  
 Sample Identification : Guelma  
 Sample Type : Eau Thermale  
 Sample Geometry : BM 450 cm<sup>3</sup>  
 Peak Locate Threshold : 4.00  
 Peak Locate Range (in channels) : 200 - 4096  
 Peak Area Range (in channels) : 200 - 8192  
 Identification Energy Tolerance : 2.500 keV  
 Sample Size : 4.500E-001 Litre  
 Sample Taken On : 15/04/06 10:00:00  
 Acquisition Started : 18/04/06 23:20:34  
 Live Time : 50000.0 seconds  
 Real Time : 50008.0 seconds

Energy Calibration Used Done On : 3/01/04  
 Efficiency Calibration Used Done On : 7/02/04

☐Nuclide Identification Report 19/11/06 15:19:26 Page 2

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* N U C L I D E I D E N T I F I C A T I O N R E P O R T \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Sample Title: Echantillon d'eau (Hammam Maskhoutine)  
 Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

..... IDENTIFIED NUCLIDES .....

Nuclide Name	Id Confidence	Energy (keV)	Yield (%)	Activity (Bq /Litr)	Activity Uncertainty
PB-214	0.997	295.21*	19.20	1.040E+000	6.291E-001
		351.92*	37.20	1.424E+000	3.531E-001

\* = Energy line found in the spectrum.  
 Energy Tolerance : 2.500 keV  
 Nuclide confidence index threshold = 0.95  
 Errors quoted at 1.000 sigma

\*\*\*\*\* U N I D E N T I F I E D P E A K S \*\*\*\*\*

Peak Locate Performed on: 19/11/06 15:19:26  
 Peak Locate From Channel: 200  
 Peak Locate To Channel: 8192

Peak No.	Energy (keV)	Peak Size in Counts per Second	Peak CPS % Uncertainty
3	583.79	1.0545E-003	54.84
4	609.75	3.4301E-003	20.55
5	911.58	1.2777E-003	31.42
6	1120.42	1.2641E-003	32.01

Eau\_Meskhoutine\_1.RPT

M = First peak in a multiplet region  
 m = Other peak in a multiplet region  
 F = Fitted singlet

Errors quoted at 1.000 sigma  
 □Nuclide MDA Report

19/11/06 15:19:26

Page 1

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* N U C L I D E M D A R E P O R T \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Detector Name: ENVIRON  
 Sample Geometry: BM 450 cm<sup>3</sup>  
 Sample Title: Echantillon d'eau (Hammam Maskhoutine)  
 Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

Nuclide Name	Energy (keV)	Yield (%)	Line MDA (Bq /Litr)	Nuclide MDA (Bq /Litr)	Activity (Bq /Litr)
BE-7	477.59	10.42	3.9350E+000	3.93E+000	-1.1527E+000
K-40	1460.81	10.67	1.1836E+001	1.18E+001	4.1115E+001
CS-134	604.70	97.60	4.3965E-001	4.40E-001	-8.6496E-002
CS-137	661.65	85.12	5.3961E-001	5.40E-001	3.8517E-002
TL-208	583.19	85.10	5.1535E-001	5.15E-001	8.6977E-001
	2614.53	99.80	1.4881E+000		3.4132E+000
BI-212	727.17	11.80	3.9980E+000	4.00E+000	2.3376E+000
PB-212	238.63	44.60	8.8506E-001	8.85E-001	-4.0371E-001
BI-214	609.31	45.00	1.2949E+000	1.29E+000	2.6250E+000
	1120.29	14.90	4.7899E+000		1.2557E+000
	1764.49	16.10	5.2768E+000		8.7291E+000
+ PB-214	295.21*	19.20	2.0674E+000	1.12E+000	1.0403E+000
	351.92*	37.20	1.1174E+000		1.4245E+000
RA-226	186.21	3.28	1.1052E+001	1.11E+001	1.9888E+001
AC-228	338.32	11.40	3.1234E+000	1.99E+000	1.1940E+000
	911.60	27.70	1.9901E+000		1.8831E+000
	969.11	16.60	3.4277E+000		3.7909E+000
PA-234M	1001.03	0.59	9.9990E+001	1.00E+002	6.5073E-002

+ = Nuclide identified during the nuclide identification  
 \* = Energy line found in the spectrum  
 > = MDA value not calculated  
 @ = Half-life too short to be able to perform the decay correction

Eau\_Ouled Achour\_1.RPT

\*\*\*\*\*  
\*\*\*\*\* G A M M A S P E C T R U M A N A L Y S I S \*\*\*\*\*  
\*\*\*\*\*

Report Generated On : 19/11/06 15:21:33  
Sample Title : Echantillon d'eau thermale Ouled Achour  
Spectrum Description :  
Sample Identification : Ouled Achour  
Sample Type : Eau thermale  
Sample Geometry : BM 450 cc  
Peak Locate Threshold : 4.00  
Peak Locate Range (in channels) : 200 - 4096  
Peak Area Range (in channels) : 200 - 8192  
Identification Energy Tolerance : 2.500 keV  
Sample Size : 4.500E-001 Litre  
Sample Taken On : 15/01/06 10:00:00  
Acquisition Started : 6/03/06 23:48:58  
Live Time : 50000.0 seconds  
Real Time : 50008.1 seconds

Energy Calibration Used Done On : 3/01/04  
Efficiency Calibration Used Done On : 7/02/04

☐Nuclide Identification Report 19/11/06 15:21:34 Page 2

\*\*\*\*\*  
\*\*\*\*\* N U C L I D E I D E N T I F I C A T I O N R E P O R T \*\*\*\*\*  
\*\*\*\*\*

Sample Title: Echantillon d'eau thermale Ouled Achour  
Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

..... IDENTIFIED NUCLIDES .....

Nuclide Name	Id Confidence	Energy (keV)	Yield (%)	Activity (Bq /Litr)	Activity Uncertainty
--------------	---------------	--------------	-----------	---------------------	----------------------

\* = Energy line found in the spectrum.  
Energy Tolerance : 2.500 keV  
Nuclide confidence index threshold = 0.95  
Errors quoted at 1.000 sigma

\*\*\*\*\* U N I D E N T I F I E D P E A K S \*\*\*\*\*

Peak Locate Performed on: 19/11/06 15:21:34  
Peak Locate From Channel: 200  
Peak Locate To Channel: 8192

Peak No.	Energy (keV)	Peak Size in Counts per Second	Peak CPS % Uncertainty
1	295.59	1.5856E-003	55.21
2	609.56	1.2215E-003	56.83
3	1764.68	4.3619E-004	55.67

M = First peak in a multiplet region  
m = Other peak in a multiplet region  
Page 1

F = Fitted singlet

Errors quoted at 1.000 sigma

☐Nuclide MDA Report

19/11/06 15:21:34

Page 1

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\* N U C L I D E M D A R E P O R T \*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

Detector Name: ENVIRON  
 Sample Geometry: BM 450 cc  
 Sample Title: Echantillon d'eau thermale ouled Achour  
 Nuclide Library Used: C:\GENIE2K\CALFILES\Librairies\Pics inte

Nuclide Name	Energy (keV)	Yield (%)	Line MDA (Bq /Litr)	Nuclide MDA (Bq /Litr)	Activity (Bq /Litr)
BE-7	477.59	10.42	6.8816E+000	6.88E+000	-1.2322E+000
K-40	1460.81	10.67	1.1411E+001	1.14E+001	3.5996E+001
CS-134	604.70	97.60	4.6106E-001	4.61E-001	1.0154E-001
CS-137	661.65	85.12	5.2406E-001	5.24E-001	-2.9575E-001
TL-208	583.19	85.10	4.8714E-001	4.87E-001	3.8890E-001
	2614.53	99.80	1.3337E+000		2.2600E+000
BI-212	727.17	11.80	3.9363E+000	3.94E+000	2.8335E+000
PB-212	238.63	44.60	8.5687E-001	8.57E-001	2.1885E-001
BI-214	609.31	45.00	1.1495E+000	1.15E+000	1.1449E+000
	1120.29	14.90	4.2156E+000		-9.5868E-001
	1764.49	16.10	5.0354E+000		7.8695E+000
PB-214	295.21	19.20	1.8966E+000	1.04E+000	-1.5569E-001
	351.92	37.20	1.0420E+000		1.6842E+000
RA-226	186.21	3.28	1.0947E+001	1.09E+001	2.3366E+001
AC-228	338.32	11.40	3.0567E+000	1.98E+000	9.7236E-001
	911.60	27.70	1.9783E+000		2.8637E+000
	969.11	16.60	3.5854E+000		3.1452E+000
PA-234M	1001.03	0.59	9.0464E+001	9.05E+001	-2.2107E+001

+ = Nuclide identified during the nuclide identification  
 \* = Energy line found in the spectrum  
 > = MDA value not calculated  
 @ = Half-life too short to be able to perform the decay correction

# BIBLIOGRAPHIE

- [1] John Patrick Shanahan, dose coefficients for radionuclides produced in a spallation neutron sources, Master of Science Degree in Health Physics August 2003.
- [2] JP Vuillez, Les rayonnements ionisants et les bases biophysiques de l'interprétation des images médicales, thèse doctorat, Septembre 2003.
- [3] Olivier DERUELLE, thèse doctorat, mise au point d'un système de spectroscopie pour mesurer des sections efficaces neutroniques applicables à un développement du nucléaire comme source d'énergie, 9 septembre 2002.
- [4] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and effects of ionizing radiation. Nations Unies, New York, NY, 1993.
- [5] Selove (F.A), nuclear spectroscopy (part A), Academic Press, London (1960).
- [6] Bodeneau (J.C), détection des rayonnements (Cours), Institut National des sciences et techniques nucléaires, Saclay (France).
- [7] Guillaume BAUDRY, thèse doctorat, Correction des effets de matrice par spectrométrie des rayonnements gamma de capture : application à la mesure par Interrogation Neutronique Active (I.N.A.), Université Louis Pasteur Strasbourg I.
- [8] Abdallah LYOUSSI, Mesure nucléaire non destructive dans le cycle du combustible, Partie 1, Techniques d'ingénieur BN 3 405-4.
- [9] Michèle NEUILLY, CETAM, Précision des dosages de traces, répétabilité et limite de détection, Commission d'établissement des méthodes d'analyses du commissariat à l'énergie atomique.
- [10] Susan J. Parry, Activation spectrometry in chemical analysis, Volume 119 in chemical analysis.
- [11] Dujardin C. & al, J. Phys. : Condens. Matter, 10(1998) 3061 Optical properties of large  $\text{LuAlO}_3 : \text{Ce}^{3+}$  crystals.
- [12] Knoll G.F., Radiation detection and measurement, 3<sup>rd</sup> edition, J. Wiley & Sons (2000) Ch.4&18.
- [13] Ludivine PIDOL, scintillateurs denses et rapides pour la détection de rayonnement gamma, monocristaux à base de silicates de lutécium dopés  $\text{Ce}^{3+}$ , thèse de doctorat de l'université Pierre et Marie Curie Paris VI 3 septembre 2004.
- [14] Abdellatif NACHAB, Etudes expérimentales et modélisations Monte Carlo de l'auto-absorption gamma et de la dosimétrie active par capteurs CMOS, thèse de doctorat 13 décembre 2003.
- [15] HABIB Bouchra & GERYES Tony. La Dosimétrie Individuelle au Liban, Mémoire de Maîtrise Soutenu le 06/07/2005.

- [16] D.J. Gambini, R. Granier, Manuel pratique de radioprotection, Technique & documentation, 1997, ISBN : 2-7430-0161-5 (2<sup>e</sup> édition).
- [17] William D. Ehmann, Diane E. Vance, Radiochemistry and nuclear methods of analysis.
- [18] GEOFFREY G. EICHHOLZ, JOHN W. POSTON, Principles of nuclear radiation detection.
- [19] Rapport CEA – R – 4919.Limites de détection au rayonnement gamma des spectromètres équipés de détecteurs à semi-conducteur, France (1978).
- [20] Parry (S.J). John Wiley & sons, Activation spectrometry in chemical analysis, New York (1991).
- [21] Organisation mondiale de la santé (OMS). Directives de qualité pour l'eau de boisson, vol. I, Recommandations. 2<sup>e</sup> édition, Genève, 1993.
- [22] Los Alamos National Laboratory (LANL). Health and environmental chemistry: analytical techniques, data management, and quality assurance, vol. II. M. A. Gautier et E. S. Gladney (dir. de publ.). LA-10300-M, Los Alamos, NM, 1992.
- [23] A. RANNOU. Connaissance actuelle des sources d'irradiation naturelle, Radioprotection 1999, Vol. 34, n° 4, pages 505 à 519.
- [24] Henri de Choudens et Gilbert Troesh, Radioprotection dans les installations nucléaires.
- [25] Bottollier-Depois J.F., Lebaron-Jacobs L., Siegrist M., Duvivier E., Almarcha B., Dachev T.P., Semkova J.V., Matviichuk Y.N., Koleva R.T., Tomov B.T., Baynov P.T., Petrov V.M., Shurshakov V.V., Bengin V, Koslova S.B. (1996) Tissue equivalent detector data obtained recently on Mir space station. Comparison with solid state detector data. Adv. Space Res.18, (12)171-(12)174.
- [26] H.JOFFRE. Effets Biologiques des faibles doses de Rayonnements Ionisants, Conférence, (2002).
- [27] Notions de base de radioactivité, ACROnique du nucléaire n°37, juin 1997.
- [28] H. JOFFRE Ingénieur Physicien de l'Ecole Supérieure de Physique et Chimie de Paris, Effets Biologiques des faibles doses de Rayonnements Ionisants, Conférence, (2002).
- [29] Notions de base de radioactivité, ACROnique du nucléaire n°37, juin 1997.
- [30] Recommandations et Règles de Sécurité, La CUSSTR, (2001).
- [31] L'irradiation et la Contamination, Fiche technique parue dans l'ACROnique du nucléaire, <http://www.acro.eu.org/fiche62.html>, n°62 de septembre 2003.
- [32] J.M.A. LENIHAM, S.J. THOMSON, Activation analysis, Principes and applications.

- [33] Réglementation et Normes, INRS, Prévention des risques liés à l'exposition professionnelle aux rayonnements ionisants, Rayonnements Ionisants, [http://www.inrs.fr/inrpub/inrs01.nsf/IntranetObjectaccsParIntranetID/OM:Document:852F3E928ABAF4D0C1256D49004B0479/\\$FILE/print.html](http://www.inrs.fr/inrpub/inrs01.nsf/IntranetObjectaccsParIntranetID/OM:Document:852F3E928ABAF4D0C1256D49004B0479/$FILE/print.html), (1999).
- [34] Les rayonnements et la santé, Extrait de l'ACRONique du nucléaire n°27, décembre 1994.
- [35] Non stochastic effects of ionising radiation (Les effets non stochastiques des rayonnements ionisants). International Commission on Radiological Protection (ICRP) Publication 41. Annals of the ICRP, vol. 14, no 3, Pergamon Press, Oxford, New York, Francfort, 1984.
- [36] ISPN, Bassot S, Cessac B. Etude d'impact d'un terrain contaminé au radium sur la commune de Gif-sur-Yvette. Rapport DPRE/SERGD/00-37, révision 1. 2000.
- [37] OPRI. Rapport d'intervention. Contrôle radiologique par l'OPRI et l'IPSN du lotissement de la Coudraie à Gif/Yvette (91). Rapport n°2000/196-I. 2000.
- [38] OPRI. Rapport d'intervention. Contrôle radiologique par l'OPRI et l'IPSN du lotissement de la Coudraie à Gif/Yvette (91). Rapport n°2000/196-I. 2000.
- [39] Jean-Claude NÉNOT. Effets biologiques des rayonnements ionisants, techniques d'ingénieur BN 3 902.
- [40] Nathalie GILLARD. Effets des radiations ionisantes sur des complexes AND-Proteine, thèse doctorat, Soutenue le 25 novembre 2005.
- [41] Ferradini C. and Pucheault J. (1983). In Biologie de l'action des rayonnements ionisants. Masson, Paris.
- [42] Gilbert Le Petit, Guy Granier, Spectrométrie Gamma appliquée aux échantillons de l'environnement, édition Tec & Doc, Paris, 2002.
- [43] Détermination du seuil et de la limite de détection en spectrométrie gamma, Rapport CEA-R-5506.
- [44] OLIVIER Catelinois. Evaluation des risques associés aux rayonnements ionisants, thèse de doctorat, soutenu le 20 septembre 2004.

## Résumé

*Ce travail vise en premier lieu à maîtriser les techniques de spectrométrie de traces de la radioactivité et de déterminer la charge radioactive des eaux thermales des différentes régions de notre pays. Il vise à estimer le risque radiologique encouru par l'utilisation de ces eaux grâce aux modèles métaboliques de contamination radioactive.*

*L'évaluation du risque radiologique est réalisée par une étude des pratiques d'utilisation des eaux thermales dans la vie courante en fonction de la charge radioactive de ces eaux et de la radiotoxicité des radioéléments qu'elles contiennent.*

*Les charges radioactives des différentes eaux ont été déterminées par spectrométrie gamma à faible taux de comptage. Une étude comparative des charges radioactives des eaux thermales en fonction des structures géologiques des sources a été également entreprise.*

## ملخص

هذا العمل موجه في بادئ الأمر لإتقان تقنيات مطياف أثر النشاط الإشعاعي و تحديد الشحنة الإشعاعية في المياه الساخنة في مناطق مختلفة من الوطن، كذلك تقدير الخطر الرديولوجي الناتج عن استعمال هذه المياه عن طريق نماذج أيضية للتلوث الإشعاعي.

تقدير الخطر الرديولوجي تم عن طريق دراسة تطبيقات استعمال المياه الساخنة في الحياة العامة و ذلك بدلالة شحنة النشاط الإشعاعي لهذه المياه و التسمم الإشعاعي للعناصر المشعة التي تحتويها.

شحنات النشاط الإشعاعي للمياه المختلفة تم تحديدها عن طريق تقنيات مطياف غاما بقيمة تعداد ضعيفة. كما تم أيضا إجراء دراسة للمقارنة بين شحنات هذا النشاط الإشعاعي في المياه بدلالة التركيبات أو التكوينات الجيولوجية لمنابع هذه المياه.

## Abstract

*This work aims to apply the techniques of gamma spectrometry to determine the traces of radioactivity in thermal springs of the various regions of our country. It aims to estimate the radiological risk incurred due to the use of this water with help of the metabolic models of radioactive contamination.*

*The evaluation of the radiological risk has been performed by studying the practices in use in the spring waters stations as a function of the radio-toxicity of the radioelements that are present in water.*

*The radioactivity charges of different spring waters have been determined using gamma spectrometry system at low radioactivity levels. A comparative study of the radioactivity charges of the collected waters has been conducted as a function of the geological specifications of the spring water sources.*