

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية العليا للعلوم البحر و تنمية الساحل

Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



**MEMOIRE de MAGISTER**

**Option : Océanologie-Climatologie**

**Présenté par : Djamel TAIEB ERRAHMANI**

**Thème :**

---

**FIXATION ET DÉPÔT DE LA RADIOACTIVITE  
DANS LES COMPARTIMENTS DE  
L'ENVIRONNEMENT, AIR, SOL ET MILIEU  
MARIN AU NIVEAU DE LA REGION D'ALGER**

---

**Soutenu le 11 Octobre 2012 à 9h30 à l'Amphi A, devant le jury composé de :**

<b>M.BOULAHID M.</b>	<b>Professeur (ENSSMAL)</b>	<b>Président</b>
<b>M.NOUREDDINE A</b>	<b>Maître de Recherche A (CRNA)</b>	<b>Promoteur</b>
<b>M.SEGHOUR A.</b>	<b>Directeur de Recherche (CRNA)</b>	<b>Examineur</b>
<b>Mme HOUMA-BACHARI F.</b>	<b>Professeur (ENSSMAL)</b>	<b>Examinatrice</b>
<b>Melle LOUANCHI F.</b>	<b>Professeur (ENSSMAL)</b>	<b>Examinatrice</b>

2012/2013

# Sommaire

<b>Introduction générale</b> .....	16
------------------------------------	----

## **Chapitre I : Généralités**

1. Notions de la radioactivité.....	19
1.1. Désintégration radioactive.....	19
1.2. Emissions radioactives.....	19
1.2.1. Radiation alpha.....	19
1.2.2. Radiation bêta.....	19
1.2.3. Radiation gamma.....	19
1.3. Loi de désintégration .....	20
1.4. Notion d'équilibre radioactif.....	21
2. Interaction des rayons gamma avec la matière.....	22
3. Sources de radioactivité dans l'environnement.....	24
3.1. Radioactivité naturelle.....	24
3.2. Radioactivité artificielle.....	26
4. Radioactivité dans les compartiments de l'environnement .....	27
4.1. Radioactivité dans l'atmosphère.....	27
4.2. Radioactivité dans les sols.....	28
4.2.1. Propriétés édaphiques influençant le comportement des radionucléides dans le sol.....	28
4.2.1.1. pH.....	29
4.2.1.2. Capacité d'échange cationique.....	29
4.2.1.3. Présence d'ions compétiteurs.....	29
4.2.2. Mécanismes de contamination .....	29
4.2.3. Migration verticale des radionucléides.....	29
4.2.3.1. Estimation de la vitesse de migration .....	30
4.3. Radioactivité dans les sédiments marins.....	31
4.3.1. Paramètres conditionnant la fixation des radionucléides.....	31
4.3.1.1. Facteurs propres au sédiment et au milieu ambiant .....	31
4.3.1.2. Facteurs propres aux radionucléides .....	32
4.3.2. Modalités de répartition des radionucléides.....	32
4.3.2.1. Pénétration des radionucléides dans la masse sédimentaire.....	32
4.3.2.2. Passage des radionucléides de la phase solide à la phase aqueuse.....	32
5. Comportements, propriétés et voies de transfert des radioéléments d'intérêt dans l'environnement .....	32

5.1. Radionucléide d'origine cosmogénique ( $^7\text{Be}$ ).....	32
5.2. Radionucléides d'origine terrigène.....	34
5.2.1. Uranium-238 et ses descendants.....	34
5.2.1.1. Plomb -210 ( $^{210}\text{Pb}$ ).....	34
5.2.1.1.1. Estimation de la vitesse et du taux de sédimentation et datation au $^{210}\text{Pb}$ .....	36
5.2.1.2. Radium -226.....	39
5.2.2. Thorium-232 et ses descendants .....	39
5.2.3. Potassium- 40.....	39
5.1.3. Radionucléide d'origine artificielle ( $^{137}\text{Cs}$ ).....	40

## Chapitre II : Zone d'étude

1. Présentation de la région d'Alger.....	42
1.1. Situation géographique.....	42
1.1.1. Site Frantz-Fanon.....	42
1.1.2. Baie d'Alger.....	42
1.2. Climatologie.....	43
1.2.1. Site Frantz-Fanon .....	43
1.2.2. Baie d'Alger.....	43
1.3. Réseau hydrographique.....	44
2. Echantillonnage .....	45

## Chapitre III : Matériels et Méthodes

1. Prélèvements et conditionnement d'échantillons.....	47
1.1. Aérosols.....	47
1.2. Sol.....	48
1.3. Sédiment.....	49
2. Détection par spectrométrie gamma.....	51
2.1. Principe.....	51
2.2. Dispositif d'acquisition et d'analyse.....	52
2.2.1. L'ensemble de détection.....	52
2.2.1.1. Détecteur .....	52
2.2.1.2. Alimentation haute tension.....	54
2.1.3. Alimentation basse tension .....	55
2.2.1.4. Préamplificateur .....	55
2.2.1.5. Amplificateur .....	55
2.2.1.6. Le convertisseur analogique-numérique et l'analyseur multi-canaux.....	55
2.2.2. Le logiciel de traitement et d'analyse du signal.....	55
2.3. Conditions expérimentales.....	56
2.3.1. Etalonnage en énergie .....	56
2.3.2. Comptage du bruit de fond .....	57

2.3.3. Etalonnage en efficacité .....	58
2.3.3.1. Standard filtre.....	59
2.3.3.2. Standard sol/sédiment.....	60
2.4. Comptage.....	61
2.4.1. Analyse des spectres expérimentaux .....	61
2.4.2. Calculs des activités et leurs incertitudes.....	62
2.4.3. Activité Minimale Détectable (AMD).....	63

## Chapitre IV: Résultats et discussion

1. Résultats.....	66
1.1. Echantillons d'aérosols .....	66
1.1.1. Activités spécifiques.....	66
1.1.1.1. $^{210}\text{Pb}$ .....	66
1.1.1.2. L' $^{238}\text{U}$ et ses descendants $^{226}\text{Ra}$ , $^{214}\text{Pb}$ et $^{214}\text{Bi}$ .....	67
1.1.1.3. Les descendants de $^{232}\text{Th}$ : $^{228}\text{Ac}$ et $^{212}\text{Pb}$ .....	67
1.1.1.4. $^7\text{Be}$ .....	68
1.1.1.5. Rapport $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ .....	69
1.1.1.6. $^{40}\text{K}$ .....	70
1.1.2. Corrélations des activités spécifiques avec les paramètres météorologiques .....	70
1.2. Echantillons solides.....	71
1.2.1. Sols.....	71
1.2.1.1. Taux d'humidité.....	71
1.2.1.2. Activités spécifiques.....	72
1.2.1.2.1. $^{210}\text{Pb}$ et $^{210}\text{Pb}$ en excès.....	72
1.2.1.2.2. L' $^{238}\text{U}$ et ses descendants $^{226}\text{Ra}$ , $^{214}\text{Pb}$ et $^{214}\text{Bi}$ .....	72
1.2.1.2.3. Les descendants de $^{232}\text{Th}$ : $^{228}\text{Ac}$ et $^{212}\text{Pb}$ .....	73
1.2.1.2.4. $^{137}\text{Cs}$ .....	75
1.2.1.2.5. $^{40}\text{K}$ .....	76
1.2.1.3. Activités surfaciques.....	76
1.2.1.4. Estimation de la vitesse de migration du $^{137}\text{Cs}$ et datation au $^{210}\text{Pb}$ .....	77
1.2.1.4.1. Estimation de la vitesse de migration du $^{137}\text{Cs}$ .....	77
1.2.1.4.2. Estimation de l'âge de chaque couche de sol par le modèle CRS.....	77
1.2.2. Sédiments .....	78
1.2.2.1. Taux d'humidité.....	78
1.2.2.2. Activités spécifiques.....	79
1.2.2.2.1. $^{210}\text{Pb}$ et $^{210}\text{Pb}$ en excès.....	79
1.2.2.2.2. L' $^{238}\text{U}$ et ses descendants $^{226}\text{Ra}$ , $^{214}\text{Pb}$ et $^{214}\text{Bi}$ .....	79
1.2.2.2.3. Les descendants de $^{232}\text{Th}$ : $^{228}\text{Ac}$ et $^{212}\text{Pb}$ .....	79
1.2.2.2.4. $^{137}\text{Cs}$ .....	80
1.2.2.2.5. $^{40}\text{K}$ .....	81
1.2.2.3. Activités surfaciques .....	81
1.2.2.4. Estimation de la vitesse et taux de sédimentation et datation au $^{210}\text{Pb}$ .....	82
1.2.2.4.1. vitesse et taux de sédimentation .....	82

1.2.2.4.2. Datation au $^{210}\text{Pb}$ .....	84
1.3. Transfert de la radioactivité de l'atmosphère vers le sol.....	85
1.3.1. Estimation de la vitesse de dépôt du $^7\text{Be}$ .....	86
2. Discussion et interprétation des résultats.....	87
<b>Conclusion et perspectives.....</b>	<b>91</b>
<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>94</b>
<b>Annexes.....</b>	<b>99</b>

## Résumé :

La radioactivité naturelle existe depuis la création de la terre, des milliards d'années, dans les différents compartiments de l'environnement.

De nombreux événements ont été responsables de l'introduction de radionucléides artificiels dans l'environnement, tels que les retombées atmosphériques des explosions nucléaires, les rejets des installations nucléaires et les accidents.

L'objectif principal de cette étude est de caractériser les milieux récepteurs d'intérêt (air, sol et sédiment) et d'étudier la fixation de la radioactivité et son dépôt par les différentes voies de transfert.

Pour ce faire, des échantillons d'air et des échantillons de sol ont été prélevés au niveau du site Frantz-Fanon, et des échantillons de sédiments marins ont été prélevés dans la baie d'Alger à une profondeur de 120 m de la surface d'eau, le long de la côte.

Les échantillons ont été conditionnés, et analysés par comptage direct par spectrométrie gamma.

Les résultats obtenus montrent clairement la présence de radionucléides naturels dans l'air, le sol et les sédiments à des niveaux d'activités qui varient en fonction du milieu récepteur. Quant à la radioactivité artificielle, elle est représentée par la présence à l'état de traces du  $^{137}\text{Cs}$  dans le sol et les sédiments.

La plupart des profils verticaux des radionucléides d'intérêt dans les carottes de sol et sédiment montrent une décroissance en fonction de la profondeur, mis à part quelques anomalies.

Les vitesses de migration du  $^{137}\text{Cs}$  dans le sol, de sédimentation moyenne dans la baie d'Alger et de dépôt du  $^7\text{Be}$  de l'atmosphère vers le sol, ont été calculées et sont de l'ordre de  $0.7 \text{ cm.a}^{-1}$ ,  $0.3 \text{ cm.a}^{-1}$  et  $0.006 \text{ m.s}^{-1}$ , respectivement.

La datation des différentes couches de sédiment a été estimée à l'aide de trois modèles géochronologiques (CFCS, CIC et CRS) et les âges sont compris entre 3 et 150 ans.

**Mots clés :** Radioactivité, Air, Sol, Sédiment, Spectrométrie gamma, Datation, voie de transfert

## Summary:

Natural radioactivity is present since the creation of the earth, billions of years in different environmental compartments.

Many events are responsible for the introduction of artificial radionuclides in the environment, such as nuclear fallout resulting from weapon tests, nuclear facilities and nuclear accidents.

The main objective of this study is to characterize the receiving medium of interest (air, soil and marine sediment) and to study the binding of radioactivity and its deposition by different pathways. To do this, samples of air and soil were collected at the site Frantz Fanon and sediment samples were collected in Algiers Bay at a depth of 120 m from surface water.

Samples were conditioned, pretreated and analyzed by direct counting by gamma spectrometry.

The obtained results clearly show natural radioelements presence in air, soil and marine sediments at levels of concentrations depending on receiving medium. However, for artificial radioactivity, this is represented by  $^{137}\text{Cs}$  presence at traces level, in soil and marine sediments.

Most vertical profiles of radionuclides of interest in sediment and soil cores show a decrease with depth, except for few anomalies.

Migration rate of  $^{137}\text{Cs}$  in soil, average sedimentation rate in Algiers Bay and deposition velocity of  $^7\text{Be}$  from the atmosphere to the soil, were calculated and are of the order of  $0.7 \text{ cm. y}^{-1}$ ,  $0.3 \text{ cm.y}^{-1}$  and  $0.006 \text{ m.s}^{-1}$ , respectively.

Dating sediment layers was estimated using three geochronological models (CFCS, CIC and CRS) and ages range from 3 to 150 years.

**Keywords:** Radioactivity, Air, Soil, Sediment, gamma spectrometry, Dating, pathway

## ملخص:

ظاهرة النشاط الإشعاعي الطبيعي موجودة في الأقسام البيئية منذ نشأة الأرض, أي منذ ملايين السنين. ساهمت عدة عوامل في إدخال العناصر المشعة الاصطناعية في البيئة أهمها : التساقطات الإشعاعية الناتجة من الانفجارات النووية , التسربات من المنشآت النووية والحوادث الإشعاعية .

الهدف الأساس من هذه الدراسة هو تحديد خصائص الأوساط البيئية ذات الأهمية ( الهواء , التراب والرواسب البحرية ) ودراسة تثبيت النشاط الإشعاعي عليها وترسبه عبر مسارات تحويل مختلفة.

وفي هذا الصدد, تم جمع عينات من الهواء والتراب من موقع فرنس فانون, في حين عينات من الرواسب أخذت من خليج الجزائر على عمق 120 م.

ولقد تم تحضير مختلف العينات وتحليلها عن طريق العد المباشر بتقنية قياس الطيف جاما .

أظهرت النتائج بوضوح وجود عناصر مشعة طبيعية في الهواء, التراب والرواسب بمستويات إشعاع مختلفة والتي هي أساسا متغيرة حسب طبيعة الوسط البيئي. إلى جانب ذلك , النشاط الإشعاعي الاصطناعي , ممثلا بعنصر السيزيوم 137 موجود بكميات قليلة جدا في التراب والرواسب .

أظهرت معظم المنحنيات العمودية للعناصر المشعة ذات الأهمية في الرواسب والترربة انخفاضا مع العمق , باستثناء حالات شاذة قليلة .

تم حساب معدل هجرة السيزيوم 137 في التربة , ومتوسط الترسب في خليج الجزائر وكذلك سرعة ترسب عنصر البيريليوم 7 من الغلاف الجوي نحو التراب والتي أعطت القيم المقدرة ب 0.7 سم /سنة , 0.3 سم / سنة و 0.006 م / ثانية , على الترتيب .

تم تأريخ مختلف طبقات الرواسب بواسطة ثلاث نماذج جيوكرونولوجية والذي أعطى أعمارا محصورة بين 3 و 150 سنة.

الكلمات الدالة : النشاط الإشعاعي , الهواء , التربة , الرواسب , قياس الطيف جاما , تأريخ , مسار التحويل

## Remerciements

Au terme de cette étude, je tiens à exprimer mes plus vifs remerciements à tous ceux qui par leur aide, leurs conseils, leur compétence et leur intérêt, ont contribué à la réalisation de ce mémoire.

Que soient particulièrement remerciés les membres de jury :

**M. BOULAHIDID Mostefa**, professeur à l'ENSSMAL, qui m'a fait l'honneur d'accepter la présidence de ce jury ;

**M. NOUREDDINE Abdelkader**, Maître de Recherche A et Directeur de la Division de l'Environnement, de la Sûreté et les Déchets Radioactifs au CRNA, pour avoir accepté d'encadrer ce travail, pour sa confiance, sa disponibilité, ses encouragements et ses précieux conseils qu'il a tenu à me prodiguer au cours de la réalisation de ce travail ;

**M. SEGHOUR Abdessalem**, Directeur de Recherche au CRNA, d'avoir accepté d'être membre de ce jury en tant qu'examineur ;

**Mme HOUMA-BACHARI Fouzia**, professeur à l'ENSSMAL, d'avoir accepté d'examiner ce travail ;

**Melle LOUANCHI Férial**, professeur à l'ENSSMAL et responsable de notre post-graduation, d'avoir accepté d'être membre de ce jury en tant qu'examinatrice.

J'exprime aussi ma profonde reconnaissance à tous mes collègues du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger en général, à ceux de la Division de l'Environnement, de la Sûreté et des Déchets Radioactifs, et ceux du Laboratoire d'Environnement, en particulier, pour leur précieuse aide, chacun dans son domaine.

Je suis reconnaissant à tous mes enseignants qui ont contribué à ma formation et à toute personne qui m'a appris une lettre ou une phrase, qu'ils trouvent ici un petit fruit de leurs sueurs.

Ce travail n'aurait jamais été réalisé sans l'encouragement, le soutien et l'aide de mes parents et tous les membres de ma famille, tout au long de mes études.

## INDEX

**A.D.C** : Analog Digital Convertor (Convertisseur Analogue Digital)

**AMD** : Activité Minimale Détectable

**A.I.E.A (I.A.E.A)** : Agence Internationale de l'Energie Atomique

**CFCS** : Constant Flux Constant Sedimentation

**C.I.C** : Constant Initial Concentration

**C.R.N.A** : Centre de Recherche Nucléaire d'Alger

**C.R.S**: Constant Rate Supply

**E.N.S.S.M.A.L** : Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral

**Ge HP** : Germanium de Haute pureté

**IPCC**: Intergovernmental Panel on Climate Change

**IRSN** : Institut de Radioprotection et Sûreté Nucléaire

**LD** : Limite de Détection

**M.C.A** : Analyseur Multi- Canal

**ND** : Non Détecté

**r** : Taux de sédimentation

**S** : Vitesse de sédimentation

**SD** : Seuil de Décision

**TBq** : Téra Becquerel

## Liste des tableaux

<b>Tableau N°1</b> : Paramètres météorologiques mensuels du site Frantz-Fanon de la période de prélèvement des aérosols .....	<b>27</b>
<b>Tableau N°5</b> : Caractéristiques des deux détecteurs utilisés .....	<b>36</b>
<b>Tableau N°6</b> : Comptage des bruits de fond des deux détecteurs utilisés, en coups.....	<b>41</b>
<b>Tableau N°7</b> : Efficacités des radionucléides étudiés dans les filtres en fonction de leur énergie (détecteur 1).....	<b>43</b>
<b>Tableau N°8</b> : Rendements de détection des différentes masses.....	<b>44</b>
<b>Tableau N°10</b> : Coefficients de corrélation entre les activités spécifiques du $^7\text{Be}$ et $^{210}\text{Pb}$ et certains paramètres météorologiques.....	<b>52</b>
<b>Tableau N°13</b> : Activités surfaciques totales en $^{137}\text{Cs}$ et en $^{210}\text{Pb}$ en excès de la carotte de sol .....	<b>57</b>
<b>Tableau n° 14</b> : Coefficient de relaxation, période de rétention et vitesse de migration du $^{137}\text{Cs}$ dans la carotte.....	<b>58</b>
<b>Tableau N°15</b> : Ages des différentes couches de sols estimés par le modèle CRS.....	<b>59</b>
<b>Tableau N°16</b> : Activités surfaciques totales en $^{137}\text{Cs}$ et en $^{210}\text{Pb}$ en excès de la carotte de sédiment.....	<b>64</b>
<b>Tableau N°17</b> : Taux et vitesse de sédimentation de chaque couche de sédiment estimés par le modèle CRS.....	<b>66</b>
<b>Tableau N° 18</b> : Ages des différentes couches de la carotte de sédiment estimés par les modèles CFCS, CIC et CRS.....	<b>67</b>
<b>Tableau N°19</b> : Activités spécifiques des différents radioéléments d'intérêt dans les deux compartiments : sol et air.....	<b>67</b>

### ANNEXE 1

<b>Tableau N°2</b> : Synoptique des différents prélèvements d'aérosols et paramètres météorologiques moyennes.....	<b>79</b>
<b>Tableau N°3</b> : Taux d'humidités de la carotte de sol du site Frantz-Fanon.....	<b>82</b>

<b>Tableau N° 4:</b> Taux d'humidités de la carotte de sédiment de la baie d'Alger.....	<b>83</b>
---	-----------

### ANNEXE 3

<b>Tableau N° 9:</b> Activités spécifiques en unité de volume des différents radioéléments d'intérêt dans les différents filtres d'aérosols.....	<b>86</b>
--	-----------

<b>Tableau N°11:</b> Activités spécifiques en unité de masse des différents radioéléments d'intérêt dans la carotte de sédiment .....	<b>87</b>
---	-----------

<b>Tableau N°12:</b> Activités spécifiques en unité de masse des différents radioéléments d'intérêt dans la carotte de sol.....	<b>88</b>
---	-----------

## Liste des figures

<b>Fig. 1:</b> Absorption par effet photo-électrique.....	5
<b>Fig. 2:</b> Diffusion Compton .....	6
<b>Fig. 3:</b> Absorption par création d'une paire .....	6
<b>Fig. 4 :</b> Schéma de désintégration radioactive des familles naturelles de l'uranium et du thorium .....	8
<b>Fig. 5 :</b> Schéma d'un modèle de migration dans les sols à trois compartiments.....	13
<b>Fig. 6 :</b> Représentation simplifiée du comportement du $^7\text{Be}$ dans l'environnement .....	17
<b>Fig. 7 :</b> Comportement du $^{210}\text{Pb}$ dans l'environnement .....	19
<b>Fig. 8 :</b> Distribution théorique du $^{210}\text{Pb}$ le long d'une colonne sédimentaire.....	20
<b>Fig. 9 :</b> Localisation géographique des deux sites étudiés .....	26
<b>Fig. 10:</b> Données mensuelles des températures maximales ( $T_x$ ), minimales ( $T_n$ ) et précipitations de Mars 2009 pour la station Alger port, baie d'Alger.....	27
<b>Fig. 11:</b> Localisation géographique des différents points d'échantillonnages.....	29
<b>Fig. 12:</b> Préleveur d'aérosols à moyen débit ( $40\text{m}^3/\text{h}$ ) .....	30
<b>Fig.13 :</b> a) le tube en PVC enfoncé dans le sol ; b) phase de récupération de la carotte....	31
<b>Fig. 14 :</b> Méthode de diagonale pour l'échantillonnage du sol de surface.....	32
<b>Fig. 15 :</b> Le carottier tube 'Corer-coreschneider' .....	33

<b>Fig. 16 :</b> a) Carotte récupérée dans un tube en PVC ; b) dispositif de sectionnement des carottes .....	33
<b>Fig. 17 :</b> Schéma du principe de la spectrométrie $\gamma$ .....	34
<b>Fig. 18:</b> Description de détecteur GeHP ( Epely, 2005).....	37
<b>Fig. 19:</b> Exemple de spectre de radioactivité naturelle obtenu après plusieurs jours de comptage .....	39
<b>Fig. 20:</b> courbe d'étalonnage en énergie.....	40
<b>Fig. 21:</b> courbe d'efficacité d'un standard filtre préparé à l'aide de l' $^{152}\text{Eu}$ .....	43
<b>Fig. 25:</b> Illustration des concepts de seuil de décision (SD) et limite de détection (LD) ...	46
<b>Fig. 26 :</b> Variation de l'activité du $^{210}\text{Pb}$ en fonction des différents filtres d'air .....	48
<b>Fig. 27:</b> Variation des activités de l' $^{238}\text{U}$ et ses descendants $^{226}\text{Ra}$ , $^{214}\text{Pb}$ et du $^{214}\text{Bi}$ en fonction des différents filtres d'air .....	49
<b>Fig. 28 :</b> Variation des activités de l' $^{228}\text{Ac}$ et du $^{212}\text{Pb}$ en fonction des différents filtres d'air.....	50
<b>Fig. 29:</b> Variation de l'activité du $^7\text{Be}$ en fonction des différents filtres d'air .....	51
<b>Fig. 30 :</b> Variation du rapport $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ en fonction des différents filtres d'air .....	51
<b>Fig. 31 :</b> Variation de l'activité du $^{40}\text{K}$ en fonction des différents filtres d'air.....	52
<b>Fig. 32 :</b> corrélation entre les activités du $^{210}\text{Pb}$ et les précipitations (oct.2011-Avril 2012).....	53
<b>Fig. 33:</b> profil de la porosité en % en fonction de l'épaisseur des couches de la carotte de sol.....	53
<b>Fig. 34:</b> profils du $^{210}\text{Pb}$ et $^{210}\text{Pb}$ en excès dans la carotte de sol.....	54
<b>Fig. 35 :</b> variation de l'activité de l' $^{238}\text{U}$ (a), $^{226}\text{Ra}$ (b), $^{214}\text{Pb}$ (c) et $^{214}\text{Bi}$ (d) dans la carotte de sol.....	55
<b>Fig. 36:</b> Variation de l'activité de l' $^{228}\text{Ac}$ (a) et du $^{212}\text{Pb}$ (b) dans la carotte de sol.....	56
<b>Fig. 37:</b> profil du $^{137}\text{Cs}$ dans la carotte de sol .....	56
<b>Fig. 38 :</b> profil du $^{40}\text{K}$ dans la carotte de sol.....	57
<b>Fig. 39:</b> profil de la porosité en % en fonction de l'épaisseur des couches de la carotte de sédiment .....	59
<b>Fig. 40:</b> profils du $^{210}\text{Pb}$ et $^{210}\text{Pb}$ en excès dans la carotte de sédiment .....	60

<b>Fig. 41</b> : variation de l'activité de l' $^{238}\text{U}$ (a), $^{226}\text{Ra}$ (b), $^{214}\text{Pb}$ (c) et $^{214}\text{Bi}$ (d) dans la carotte de sédiment.....	61
<b>Fig. 42</b> : variation de l'activité de l' $^{228}\text{Ac}$ (a) et du $^{212}\text{Pb}$ (b) dans la carotte de sédiment.....	62
<b>Fig. 43</b> : profil du $^{137}\text{Cs}$ dans la carotte de sédiment .....	62
<b>Fig. 44</b> : profil du $^{40}\text{K}$ dans la carotte de sédiment .....	63
<b>Fig. 45</b> : Logarithme du $^{210}\text{Pb}$ en excès en fonction de la profondeur dans la carotte de sédiment.....	65
<b>Fig. 46</b> : Logarithme du $^{210}\text{Pb}$ en excès en fonction de la masse sèche cumulée par unité d'aire dans la carotte de sédiment.....	65
<b>ANNEXE 2</b>	
<b>Fig. 22</b> : Spectre gamma d'un échantillon de sol.....	84
<b>Fig. 23</b> : Spectre gamma d'un échantillon de sédiment.....	84
<b>Fig. 24</b> : Spectre gamma d'un échantillon d'air.....	85

# INTRODUCTION GENERALE

## **Introduction générale**

La radioactivité naturelle existe depuis la création de la terre, il y a 4,5 milliards d'années, dans les différents compartiments de l'environnement. Celle-ci se trouvant dans l'écorce terrestre et dans l'atmosphère, peut être ainsi transférée et déposée par différentes voies.

De plus, depuis 1945, date des premiers essais nucléaires atmosphériques, effectués à travers le monde, et aussi avec l'avènement de l'industrie nucléaire, la radioactivité artificielle a été introduite dans l'environnement en général, et en particulier dans l'atmosphère ou dans le milieu marin.

Ainsi la radioactivité qu'elle soit naturelle ou artificielle, a une préférence de fixation selon la constitution du milieu récepteur. Cela nécessite alors la compréhension de l'interaction des radioéléments dans les différents compartiments de l'environnement et leur comportement avec ses constituants, pour pouvoir déterminer son dépôt et étudier certains paramètres d'intérêt, notamment la datation, la surveillance de l'environnement.

Le dépôt ou le transfert de cette radioactivité dépend des constituants du milieu et des conditions climatiques pendant lesquels se déroule l'évènement, que ce soit à court, moyen ou à long terme.

Nous proposons dans ce sujet, de réaliser des travaux qui permettent de caractériser les milieux récepteurs d'intérêt (air, sol et milieu marin), d'étudier la fixation de la radioactivité et son dépôt par les différentes voies de transfert en général, et de l'air vers le sol et les sédiments marins en particulier. Nous nous intéressons à certains radioéléments d'intérêt de différentes origines.

Pour la réalisation de cette étude, deux sites ont été choisis dans la région d'Alger, la baie d'Alger et le site Frantz Fanon où des échantillons d'air (aérosols), de sol (carotte et sol de surface) et une carotte de sédiment marin ont été prélevés.

Les objectifs de ce travail sont :

-La détermination des niveaux d'activités des radioéléments d'intérêt dans les différents compartiments de l'environnement (air, sol et milieu marin) ;

- La recherche des signatures isotopiques conduisant pour leur part à estimer plusieurs paramètres du milieu marin, atmosphérique et terrestre, notamment, la datation des sédiments ou du sol, et l'état de pollution ;

-Étude du transfert (ou passage) de la radioactivité de l'atmosphère vers le sol.

Ce mémoire comporte les parties suivantes :

– le chapitre I introduit les notions de base sur la radioactivité, ses sources naturelles et artificielles, puis les comportements et voies de transfert des radioéléments d'intérêt entre les compartiments de l'environnement ;

– le chapitre II présente la région d'Alger avec les deux sites Baie d'Alger et site Frantz-Fanon sur le plan géographique, climatologique et réseau hydrographique, suivie par la localisation des sites de prélèvements ;

– la méthodologie employée qui comporte le prélèvement des échantillons, le traitement au laboratoire et l'analyse par la spectrométrie gamma sont décrits dans le chapitre III.

Les résultats obtenus et leur discussion sont présentés dans le chapitre IV, suivi d'une conclusion générale avec quelques perspectives.

# **CHAPITRE I**

## **GENERALITES**

# 1. Notions de la radioactivité

## 1.1. Désintégration radioactive

Le phénomène de désintégration radioactive provient de l'instabilité des noyaux atomiques qui ont tendance à se transformer en noyaux plus stables. Ainsi, la radioactivité est la transmutation spontanée d'un élément chimique en un autre élément, en émettant un rayonnement particulaire ( $\alpha$  ou  $\beta$ ), suivi souvent de rayonnement électromagnétique ( $\gamma$ ), après désexcitation du noyau.

## 1.2 Émissions radioactives

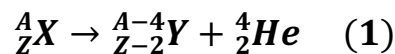
Pour modifier leur état d'énergie, les noyaux doivent émettre des radiations énergétiques. Les émissions radioactives dissipent cette énergie dans la matière environnante de trois façons, afin que le noyau atteigne un état plus stable. Les produits de désintégration sont constitués de particules (alpha ou bêta) et de noyaux résiduels.

### 1.2.1. Radiations alpha

Le rayonnement  $\alpha$  correspond à l'expulsion à partir du noyau radioactif d'une particule  $\alpha$ , noyau d'hélium stable, composé de deux protons et de deux neutrons ( ${}^4_2\text{He}^{2+}$ ).

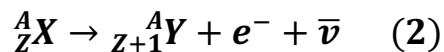
Les émetteurs  $\alpha$  sont des noyaux lourds, de nombre atomique pour la plupart supérieur à 82.

La réaction de désintégration entre le noyau père (X) et le noyau fils (Y) s'écrit :

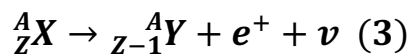


### 1.2.2. Radiations Bêta

Les noyaux ayant un excès de neutrons subissent une désintégration  $\beta^-$  ; elle se caractérise par la transformation d'un neutron en proton, s'accompagnant de l'émission simultanée d'un électron et d'un antineutrino. L'équation de cette transition nucléaire s'écrit :



Les noyaux ayant un déficit en neutrons subissent une désintégration  $\beta^+$ , c'est-à-dire qu'ils émettent en même temps un positron et un neutrino, lors de la conversion d'un proton en neutron:



### 1.2.3. Radiations Gamma

Le rayonnement  $\gamma$ , qui suit généralement une émission  $\alpha$  ou  $\beta$ , est issu du noyau de l'atome fils et correspond à une désexcitation de ce dernier. En effet, après une désintégration  $\alpha$  ou  $\beta$ , le nouveau noyau peut se trouver dans un état excité : il possède encore trop d'énergie.

Il va émettre alors un ou plusieurs rayonnements  $\gamma$  d'énergie déterminée et caractéristique du noyau.

### 1.3. Loi de désintégration

Selon la loi fondamentale de désintégration des noyaux radioactifs, établie par Rutherford et Soddy en 1902, le taux de transformation d'un radioélément par désintégration  $\alpha$  ou  $\beta$  est proportionnel au nombre d'atomes présents. Cette désintégration suit une loi cinétique du premier ordre et s'énonce comme suit :

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N \quad (4)$$

$\lambda$  étant la constante de proportionnalité ou de désintégration radioactive, indépendante de tout paramètre physico-chimique et caractéristique de l'isotope considéré. L'intégration de cette équation conduit à la loi exponentielle :

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (5)$$

Où :

N : nombre d'atomes du radionucléide père après un temps t,

$N_0$  : nombre initial d'atomes, au temps  $t = 0$  ( $t_0$ ).

La période radioactive ( $T_{1/2}$ ) est le temps nécessaire pour que la quantité initiale des noyaux instables soit réduite de moitié par seule désintégration radioactive. Ainsi de l'équation (5) est obtenue la relation ci-dessous :

$$N = \frac{N_0}{2} = N_0 e^{-\lambda T_{1/2}} \text{ donc } \ln \frac{1}{2} = -\lambda T_{1/2} \quad (6)$$

d'où  $T_{1/2}$  est reliée à la constante de désintégration radioactive,  $\lambda$ , par l'expression :

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} = \frac{0.693}{\lambda} \quad (7)$$

Pour chaque isotope, on peut mesurer expérimentalement l'activité radioactive ; elle correspond à une vitesse de désintégration et est proportionnelle au nombre de noyaux instables N, présents à l'instant considéré (t) d'où :

$$A(t) = \lambda N(t) \quad (8)$$

En multipliant les deux termes de l'équation (5) par  $\lambda$ , l'expression suivante est obtenue :

$$A = A_0 e^{-\lambda t} \quad (9)$$

Où  $A_0$  est l'activité de l'élément au temps zéro ( $t_0$ ).

#### 1.3.1. Relation entre un élément radioactif et son fils instable

La désintégration d'un élément radioactif  $N_1$  donne naissance à un élément fils instable  $N_2$  ; la variation du nombre d'atomes  $N_2$  dépend :

- d'une part de la création de  $N_2$  par désintégration de  $N_1$ . En effet, chaque atome  $N_1$  disparu au rythme  $\frac{dN_1}{dt}$  est transformé en  $N_2$ , donc  $N_2$  augmente de  $\frac{dN_1}{dt} = -\lambda_1 N_1$

- d'autre part l'atome  $N_2$  se désintègre et disparaît au rythme  $-\lambda_2 N_2$ . Donc finalement :

$$\frac{dN_2}{dt} = \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2 \quad (10)$$

En se servant de (5), l'expression suivante est obtenue :

$$\frac{dN_2}{dt} = \lambda_1 N_{1,0} e^{-\lambda_1 t} - \lambda_2 N_2 \quad (11)$$

En intégrant entre les limites  $t_0 = 0$  et  $t$ , tout en considérant le cas où au temps  $t_0$ ,  $N_{2,0} = 0$ , l'équation devient :

$$N_{2,t} = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} \times N_{1,0} (e^{\lambda_1 t} - e^{\lambda_2 t}) \quad (12)$$

Si initialement, il existait déjà un certain nombre d'atomes de  $N_2$ , à l'équation (12) est ajouté le terme qui détermine le nombre d'atomes subsistant de cette quantité  $N_{2,0}$  initiale, ainsi :

$$N_{2,t} = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} \times N_{1,0} e^{-\lambda_1 t} (1 - e^{-(\lambda_2 - \lambda_1) t}) + N_{2,0} e^{-\lambda_2 t} \quad (13)$$

#### 1.4. Notion d'équilibre radioactif

Si la période de l'élément radioactif père,  $(T_{1/2})_1$ , est beaucoup plus grande que celle de son descendant,  $(T_{1/2})_2$ , c'est-à-dire lorsque  $\lambda_1 \ll \lambda_2$  :

$$N_2 = \frac{\lambda_1}{\lambda_2} N_{1,0} e^{\lambda_1 t} (1 - e^{\lambda_2 t}) \text{ ou } \lambda_2 N_2 = \lambda_1 N_{1,0} e^{-\lambda_1 t} (1 - e^{-\lambda_2 t}) \quad (14)$$

Or  $\lambda_2 N_2$  et  $\lambda_1 N_{1,0} e^{-\lambda_1 t}$  sont respectivement les taux de désintégration des atomes présents  $N_2$  et  $N_1$ . Lorsque le temps de production de  $N_2$ , qui est le temps pendant lequel la quantité de  $N_1$  a subi la désintégration, est égale à une période de  $N_2$ , c'est-à-dire, à  $t = (T_{1/2})_2 = T_2$ , l'équation (14) devient :

$$\lambda_2 N_2 = \lambda_1 N_{1,0} e^{\lambda_1 T_2} (1 - e^{\lambda_2 T_2}) \text{ avec } T_2 = \frac{\ln 2}{\lambda_2} \quad (15)$$

Cette relation donne :

$$\lambda_2 N_2 = \frac{1}{2} \lambda_1 N_1 \quad (16) \qquad A_2 = \frac{1}{2} A_1 \quad (17)$$

Ainsi, après une période  $T_2$ , du fils, son activité est égale à la moitié de l'activité du père (pour autant qu'il n'y avait pas d'atomes de fils au temps  $t_0$ ) ; c'est-à-dire qu'un nombre suffisant d'atomes du fils a été produit pour que le rythme de désintégration de cette quantité atteigne la

moitié de celle de  $N_2$ ,  $T_2 N_1$ . Après 2 périodes ( $2T_2$ ), l'activité du fils  $N_2$  devient les  $\frac{3}{4}$  de celle du père  $N_1$ , soit :  $A_2 = \frac{3}{4} A_1$ .

Au bout d'un temps long devant la période de l'élément fils,  $T_2$ , le taux d'atomes de  $N_2$  produits, par la désintégration d'autant d'atomes de  $N_1$ , est égal au taux d'atomes de  $N_2$  transformés. Cet état d'équilibre, qu'on appelle équilibre séculaire, entre l'élément père à «vie longue» et son fils à «vie courte» est atteint au bout de quelques périodes de l'élément fils, approximativement au bout de 7 fois  $T_2$ . Ainsi,  $e^{-\lambda_2 t}$  tend vers 0 et la relation (14) s'écrit :

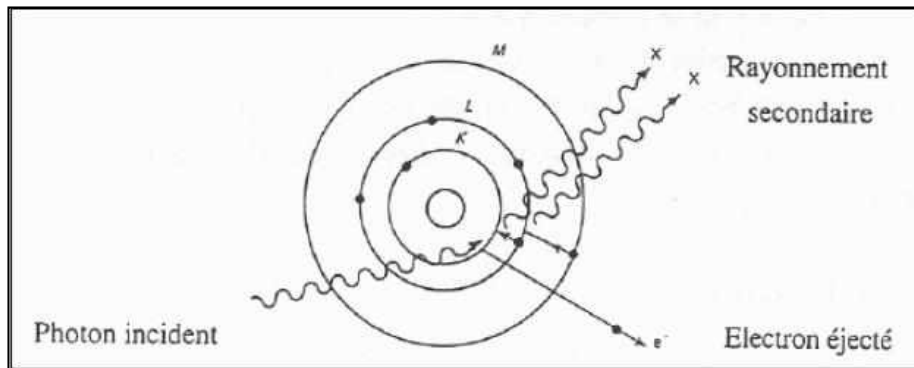
$$\lambda_2 N_2 = \lambda_1 N_1 \text{ d'où } \frac{N_2}{N_1} = \frac{\lambda_1}{\lambda_2} = \frac{T_2}{T_1} \quad (18)$$

L'élément radioactif père et son descendant ont alors la même activité d'où :  $A_1 = A_2$

## 2. Interaction des rayons gamma avec la matière

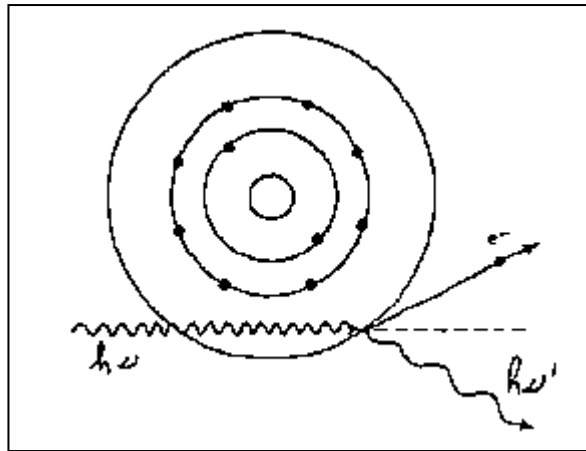
Les rayons gamma, en tant qu'ondes électromagnétiques, interagissent avec les atomes environnant selon trois phénomènes principaux : l'effet photoélectrique, l'effet Compton et la production de paire (Minty, 1997).

A basse énergie, c'est l'effet photoélectrique qui domine, les photons  $\gamma$  sont absorbés par le nuage électronique et l'énergie est transférée à un électron. Cet électron est éjecté de l'atome et est caractérisé par de l'énergie cinétique  $E_c$ , telle que  $E_c = h\nu - E_b$  (avec  $E_b$ , l'énergie de liaison de l'électron) (fig.1).



**Fig.1:** Absorption par effet photo-électrique ( Gambini et Granier, 1997)

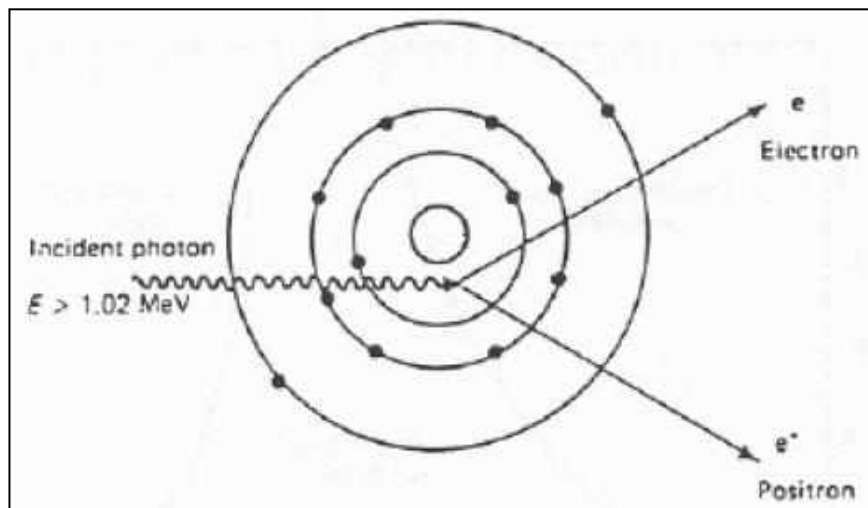
En ce qui concerne l'effet Compton, un photon  $\gamma$  incident perd une partie de son énergie originelle lorsqu'il est dévié de sa trajectoire par le nuage électronique d'un atome (fig. 2). Ce phénomène d'interaction avec la matière est prépondérant à moyenne énergie, c'est à dire pour toute la gamme de la spectrométrie gamma concernée par notre étude.



**Fig. 2:** Diffusion Compton : cas général ( Gambini et Granier, 1997)

Pour les hautes énergies, les photons  $\gamma$  sont parfois complètement absorbés.

Au voisinage du noyau, le photon  $\gamma$  est converti en une paire *électron/positron* ( $e^+/e^-$ ) (fig.3). Cette interaction se produit seulement si l'énergie du photon  $\gamma$  est au moins égale à celle de la paire  $e^+/e^-$ , à savoir 1022 keV.



**Fig. 3:** Absorption par création d'une paire (Gambini et Granier, 1997)

### 3. Sources de radioactivité dans l'environnement

#### 3.1. Radioactivité naturelle

Dans l'environnement, il existe deux groupes de radionucléides d'origine naturelle :

- les radioéléments d'origine **cosmogénique** tels que  $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{22}\text{Na}$  et  $^{14}\text{C}$  ; ils sont continuellement produits par l'interaction des radiations cosmiques avec les molécules (Hydrogène, Hélium, Oxygène) des couches supérieures de l'enveloppe gazeuse de la terre constituant l'atmosphère.

- les radioéléments d'origine terrigène, tels que :

- $^{40}\text{K}$  et  $^{87}\text{Rb}$  à longue période, respectivement  $T_{1/2} = 1,28.10^9$  ans et  $T_{1/2} = 4,80.10^{10}$  ans (Browne et Firestone, 1986 *in* Rezzoug, 2005) ; ils existent dans la nature à côté de leurs isotopes stables.
- Les descendants de trois radioéléments lourds à vie très longue, appartenant au groupe des actinides qui se caractérisent par un numéro atomique,  $Z$ , supérieur à 88:

1. le  $^{232}\text{Th}$  ( $T_{1/2} = 1,39.10^{10}$  ans), est le précurseur de la série du thorium, qui comprend les radionucléides dont les nombres de masse,  $A$ , sont multiples de 4 ( $A = 4n$ ). Le dernier membre de cette famille est un isotope stable du plomb, de masse atomique 208 ( $^{208}\text{Pb}$ ),

2. le  $^{238}\text{U}$  ( $T_{1/2} = 4,47.10^9$  ans), est le chef de famille de la série la plus longue ( $A = 4n+2$ ); le  $^{206}\text{Pb}$ , stable, étant le dernier membre,

3. Dans la nature, la famille de l'actinium ( $A = 4n+3$ ) a pour chef de file un autre isotope de l'uranium, le  $^{235}\text{U}$  ( $T_{1/2} = 7,13.10^8$  ans), et se termine avec l'isotope stable du plomb,  $^{207}\text{Pb}$ .

Ainsi, ces isotopes donnent naissance, par désintégration, à trois séries d'isotopes eux-mêmes radioactifs, constituant les trois grandes familles radioactives naturelles. Dans chacune d'elles, les désintégrations radioactives successives se font par l'intermédiaire d'émetteurs  $\alpha$  et/ou  $\beta$ , jusqu'à aboutissement à un isotope stable du plomb (Fig. 4).

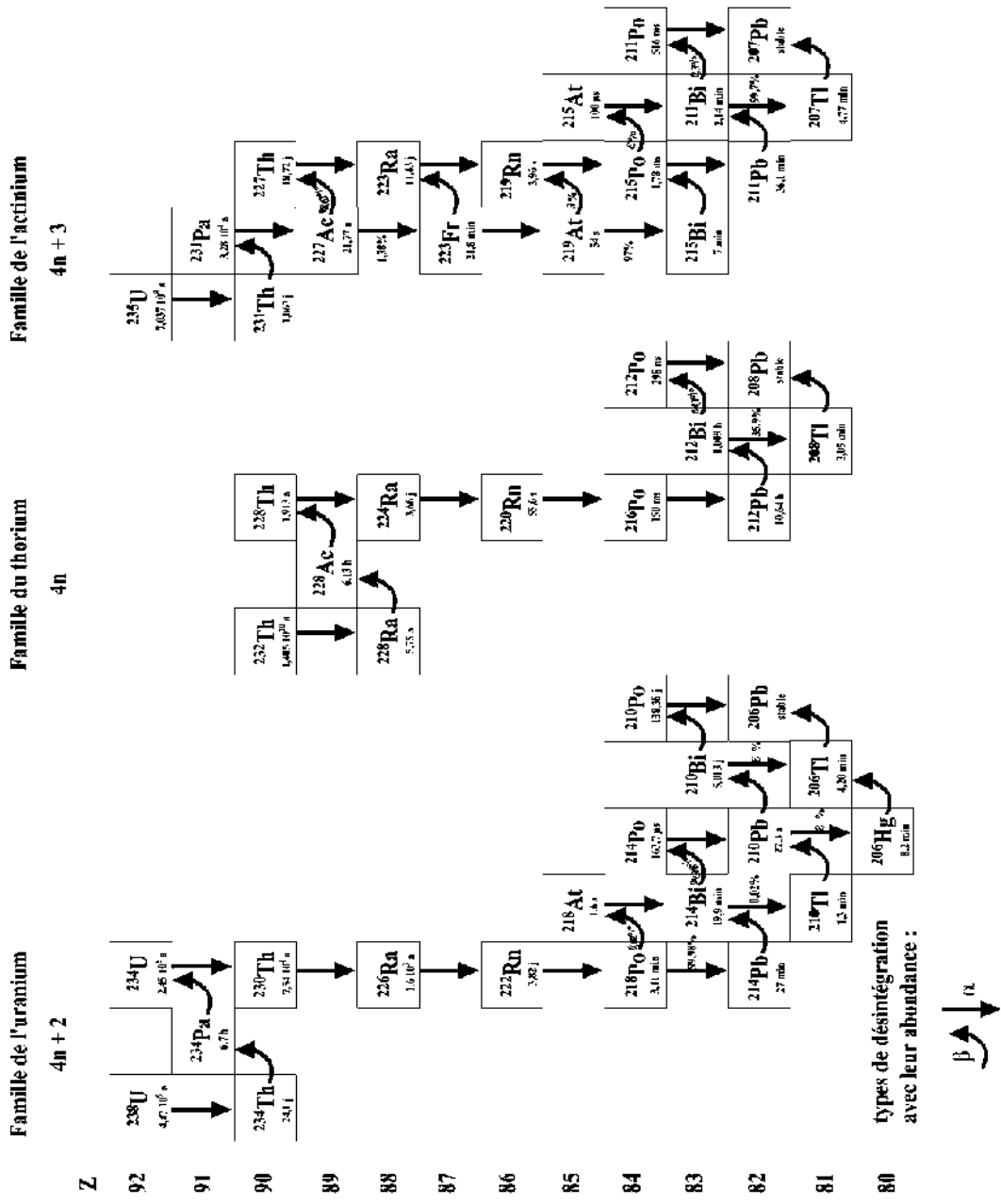
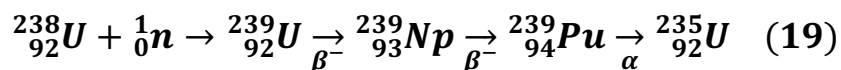


Fig. 4 : Schéma de désintégration radioactive des familles naturelles de l'uranium et du thorium

### 3.2. Radioactivité artificielle

Contrairement à la radioactivité naturelle, la radioactivité artificielle, comme son nom l'indique, est émise par des radionucléides qui n'existent pas ou n'existent plus à l'état naturel; elle est due à l'activité humaine. Aussi il est possible de fabriquer par des réactions nucléaires, c'est-à-dire, grâce au flux de neutrons provenant des réacteurs nucléaires ou aux faisceaux de protons et particules alpha des accélérateurs, des centaines d'isotopes radioactifs correspondant à tous les éléments chimiques. En outre, des éléments plus lourds que l'uranium, les transuraniens (radionucléides dont le numéro atomique  $Z > 92$ ), qui n'existent pas dans la nature, et qui n'ont pas d'isotopes stables, ont pu être produits. Ainsi, à partir de 1940, à Berkeley, à l'Université de Californie, ont été identifiés et séparés, le neptunium ( $Z = 93$ ) et le plutonium ( $Z = 94$ ). Ce fut ensuite l'américium ( $Z = 95$ ), le curium ( $Z = 96$ ) et d'autres encore, découverts successivement à Berkeley, à Dubna (Russie) et à Darmstadt (Allemagne).

Dans les réacteurs nucléaires, les transuraniens sont produits en quantités importantes par captures neutroniques successives sur le matériau de base, le  $^{238}\text{U}$ . Un radioélément artificiel émetteur  $\alpha$  est produit, le  $^{239}\text{U}$ , qui, par suite d'émission  $\beta^-$ , forme du plutonium :



Par ailleurs, à partir de matériaux fissiles, tels que l' $^{235}\text{U}$  et le  $^{239}\text{Pu}$ , des produits de fission sont obtenus. Aussi, la fission, par exemple, des noyaux de  $^{235}\text{U}$  est provoquée par la capture d'un neutron par le noyau qui se trouvant dans un état très instable se casse en deux fragments. Ainsi, se forment des isotopes radioactifs de masse à peu près équivalente, par exemples, du  $^{131}\text{I}$  et du  $^{103}\text{Ru}$ , ou du  $^{137}\text{Cs}$  et du  $^{99}\text{Tc}$ . Chaque division d'un atome de  $^{235}\text{U}$  en deux atomes plus légers accompagnés de neutrons libère une très grande énergie : l'énergie nucléaire. Les neutrons peuvent entraîner de nouvelles fissions. Il s'agit de la réaction en chaîne (Agalesdes *et al.*, 2000; IRSN, 2000).

Les radionucléides artificiels dispersés dans l'environnement, ont essentiellement pour origine les retombées des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère, le développement de l'industrie nucléaire et les d'accidents :

- Les tests nucléaires dans l'atmosphère ont été, les premiers, à l'origine de la dispersion d'éléments radioactifs artificiels, tels que le plutonium et l'américium (éléments transuraniens) ainsi que le strontium et le césium (produits de fission), sur la surface du globe. Leur introduction dans l'atmosphère a eu lieu pendant les années 1952-1958 et surtout 1961- 1962, cette dernière période étant celle au cours de laquelle les explosions ont atteint les puissances les plus élevées. Les tests des essais nucléaires dans l'atmosphère les plus importants ont été effectués par l'ex-URSS et les USA. En 1963, ces deux États ainsi que le Royaume-Uni ont signé un traité interdisant les essais dans l'atmosphère, à cause de l'impact grandissant des retombées radioactives. Seules la France dans l'hémisphère Sud et la Chine dans l'hémisphère Nord ont poursuivi leurs essais dans l'atmosphère, respectivement jusqu'en 1974 et 1980 (CRIIRAD et Paris, 2002), l'Inde effectuant son premier essai en 1974,
- Le développement de l'industrie nucléaire est devenu par la suite la principale source de pollution radioactive, de par les rejets d'installations nucléaires ou d'usines de retraitement des combustibles irradiés comme La Hague et Marcoule (France) (Ballestra, 1980 *in* Rezzoug, 2005). La majeure partie des déchets de l'industrie nucléaire est constituée de produits de fission, parmi lesquels se trouvent des radioisotopes du césium, le  $^{137}\text{Cs}$  et le  $^{135}\text{Cs}$  (Delisee, 1998),

- Les rejets d'accidents émis principalement par voie atmosphérique et ayant contaminé des étendues variables ne sont pas négligeables. Ainsi, la combustion dans l'atmosphère en 1964 d'un satellite SNAP-9-A., transportant une pile au  $^{238}\text{Pu}$ , à la suite de laquelle, d'après Hardy *et al.* (1973 in Rezzoug, 2005), 629 TBq auraient été dispersés, principalement dans l'hémisphère Sud. En outre, depuis le 26 avril 1986, pour certaines régions, sont venues s'ajouter, les conséquences de l'accident survenu à la centrale nucléaire du site ukrainien de Tchernobyl. L'explosion du réacteur n°4 puis l'incendie du cœur de ce dernier, a constitué une source ponctuelle de radionucléides. Les plus abondants et/ou qui produisent l'activité la plus forte sont le  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{129}\text{I}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  et  $^{240}\text{Pu}$ . Ils ont été dispersés dans l'atmosphère sous forme de débris, de gaz et d'aérosols (Robeau, 2000 ; IRSN, 2000). Selon l'IRSN (IRSN, 1998), la radioactivité totale rejetée dans l'atmosphère, sur une durée de 10 jours, a été de l'ordre de  $12.10^6$  TBq, soit  $3.10^4$  fois l'ensemble des rejets d'aérosols des installations nucléaires dans le monde en une année. Une forte contamination radioactive de l'environnement s'est produite après l'accident survenu dans la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi le 11 mars 2011. Elle a eu pour principale origine le déversement direct d'eaux contaminées depuis la centrale, qui a duré environ jusqu'au 8 avril, et dans une moindre mesure, les retombées dans l'océan d'une partie des radionucléides rejetés dans l'atmosphère entre le 12 et le 22 mars 2011. A proximité immédiate de la centrale, les concentrations dans l'eau de mer ont atteint fin mars et début avril 2011 jusqu'à plusieurs dizaines de milliers de becquerels par litre (Bq/L) pour le  $^{134}\text{Cs}$  et  $^{137}\text{Cs}$  et ont même dépassé 100 000 Bq/litre pour l'iode  $^{131}\text{I}$  (IRSN, 2011).

## 4. Radioactivité dans les compartiments de l'environnement

### 4.1. Radioactivité dans l'atmosphère

L'atmosphère peut être constituée de cinq couches qui sont la troposphère, la stratosphère, la mésosphère, la thermosphère et l'ionosphère. Elle est un compartiment essentiel du cheminement de l'eau. Elle constitue un récepteur géochimique et un milieu de transport préférentiel pour de nombreux radionucléides, faisant par ailleurs partie intégrante du cycle biogéochimique des radionucléides. La présence des divers éléments dans l'atmosphère (aérosols, radionucléides ...etc) résultent de processus naturels et anthropiques. La majeure partie des polluants, notamment les radionucléides, est transportée par les aérosols qui sont leur vecteur privilégié.

Les aérosols sont des particules solides ou liquides en suspension dans l'atmosphère (IPCC, 2001) dont la taille varie de quelques nanomètres à plusieurs centaines de micromètres. Ces particules ont généralement une masse très faible et donc une vitesse de chute négligeable devant leur vitesse de déplacement. Par conséquent, elles peuvent rester longtemps en suspension dans l'atmosphère et parcourir ainsi de grandes distances. Les concentrations particulaires sont les plus importantes dans les zones urbaines et dans certaines régions notamment lors d'épisodes de poussières désertiques. D'une façon plus générale, les particules d'aérosol se trouvent essentiellement dans la troposphère.

Dans l'atmosphère, les aérosols comptent parmi les principales voies de transfert des polluants.

Les particules ayant une taille caractéristique inférieure à quelques microns composent la gamme majoritaire de l'aérosol atmosphérique et représente, par conséquent, la voie de transfert longue

distance le plus probable (Hinds, 1999 *in* Damay, 2010), et représente la partie inhalable. Outre la dispersion atmosphérique proprement dite, un panache radioactif renfermant des

aérosols peut-être soumis à des processus tel que le dépôt humide, le dépôt sec et les transformations physico-chimiques. Les processus décrivant ces voies de transfert sont très différents, et nécessitent des approches expérimentales distinctes. La prédominance du dépôt sec par rapport au dépôt humide est complètement liée à la météorologie.

La présence d'aérosols dans l'air ambiant, vecteurs de polluants, est susceptible d'impacter les écosystèmes et l'homme à travers deux effets particuliers ( IRSN, 2009) :

- les aérosols présents dans l'air au niveau du sol, finissant par se déposer sur les surfaces, selon des processus physiques nombreux et complexes. Ils peuvent ainsi contaminer les sols, les végétaux et, au-delà, se retrouver dans la chaîne alimentaire et les milieux aquatiques.
- les aérosols pouvant être directement respirés par l'homme, ils constituent à ce titre une voie d'atteinte directe aux polluants chimiques, radioactifs, voire biologiques, pouvant être particulièrement critique en situation accidentelle.

La radioactivité des aérosols est due principalement aux radionucléides des familles naturelles de l'uranium et du thorium, béryllium 7 ainsi qu'aux descendants du **radon**. Le radon est un gaz radioactif naturel dont les produits de décroissance, également radioactifs, s'agrègent aux poussières présentes dans l'air. Il vient de l'**uranium** et du **thorium** naturels présents dans les roches du sous-sol, en quantités variables suivant les conditions météorologiques.

Le niveau d'activité des aérosols varie en fonction du taux d'empoussièrement, dépendant lui-même de la nature des sols et de leur couvert végétal. Le radon et ses descendants conduisent à des niveaux d'activité dans l'air qui selon la nature du sol et les conditions météorologiques peut varier de quelques dixièmes de becquerel par mètre cube d'air à quelques centaines de becquerels par mètre cube d'air. La radioactivité naturelle des aérosols atmosphériques, après décroissance du radon et de ses descendants à vie courte, se situe généralement en dessous de 1 mBq/m<sup>3</sup> d'air.

Les retombées de ces produits artificiels ont entraîné une contamination globale de notre environnement qui perdure encore de nos jours, même s'il est de plus en plus difficile d'observer des niveaux supérieurs aux limites de détection des appareillages pour ces radionucléides désormais présents à l'état de traces dans l'environnement.

## 4.2. Radioactivité dans les sols

La radioactivité naturelle (chaines <sup>238</sup>U, <sup>235</sup>U, <sup>232</sup>Th et <sup>40</sup>K) peut être considérée comme quasi-homogène dans les sols ; toutefois en ce qui concerne la chaîne de <sup>238</sup>U, il est possible de mettre en évidence des concentrations en <sup>210</sup>Pb plus importantes dans les couches superficielles d'un sol qu'en profondeur. C'est la conséquence de la diffusion du radon 222 vers l'atmosphère et des retombées de ses descendants sur les sols en fonction des conditions météorologiques locales.

Les radionucléides artificiels issus des retombées radioactives ne sont pas distribués, à priori, de manière homogène dans les sols ; même dans les couches superficielles ; l'évolution de la concentration dans les sols de ces radionucléides est dépendante d'un grand nombre de paramètres, notamment la nature physico-chimique et biologique(texture) des sols, les conditions météorologiques (notamment précipitations) ; conditions de ruissellement, phénomène d'accumulation , intervention humaine (agriculture par exemple).

### 4.2.1. Propriétés édaphiques influençant le comportement des radionucléides dans le sol

Le sol est un système complexe composé d'une phase gazeuse (air dans les interstices), liquide (solutions édaphiques) et solide. La phase solide est elle même constituée d'une fraction organique résultant de la transformation des organismes morts en humus et d'une

fraction minérale de dimension (sable, silt et argile) et de propriétés physico-chimiques différentes.

Les radionucléides peuvent exister sous différentes formes dans le sol :

- ✓ libres sous forme gazeuse dans les interstices (atmosphère du sol);
- ✓ libres sous forme ionique (dans les solutions édaphiques);
- ✓ adsorbés à la surface des particules du sol;
- ✓ fixés par les éléments micacés ou dans les complexes organiques;
- ✓ immobilisés *dans* les microorganismes;
- ✓ sous forme de précipités insolubles : hydroxydes, sulfures, carbonates ou oxydes.

La répartition des radionucléides entre ces différentes formes détermine largement leur persistance dans la zone racinaire et leur biodisponibilité. Les éléments libres sous forme gazeuse ou ionique sont immédiatement biodisponibles pour l'absorption par les plantes, alors que les formes fixées ou immobilisées ne le sont pas mais peuvent être remises en circulation lentement.

#### **4.2.1.1. pH**

Un pH alcalin favorise la formation de précipités avec les carbonates, les hydroxydes, les phosphates ou les sulfures. L'insolubilité de ces composés diminue la biodisponibilité des radionucléides. De plus, un pH alcalin est généralement associé aux sols argileux facteur entraînant également la fixation des radionucléides aux particules par l'adsorption.

#### **4.2.1.2. Capacité d'échange cationique**

Une propriété importante du sol est sa capacité à adsorber des éléments sous forme ionique et ainsi à les empêcher d'être rapidement lixiviés vers les couches profondes. Selon leurs propriétés chimiques, les éléments sont plus ou moins facilement adsorbés par les constituants contenant une forte densité de charges négatives tels les minéraux argileux. Ces constituants attirent particulièrement les ions positifs (cations) et les échangent avec les ions déjà présents sur les sites de liaison. Des processus similaires peuvent également être observés dans les sols contenant de la matière organique.

#### **4.2.1.3. Présence d'ions compétiteurs**

Le potassium (K) est chimiquement analogue au césium (Cs). La présence de K dans les sols influence l'adsorption du Cs sur les particules du sol, leur biodisponibilité et leur absorption par les racines des plantes.

#### **4.2.2. Mécanismes de contamination**

Lors du passage d'un panache de radionucléides, les sols peuvent être contaminés par le dépôt gravitationnel des radionucléides ou par le lessivage de l'atmosphère et des surfaces, causé par les précipitations.

#### **3.2.3. Migration verticale des radionucléides**

Les facteurs entraînant la migration des radionucléides dans le sol peuvent être classés en trois groupes :

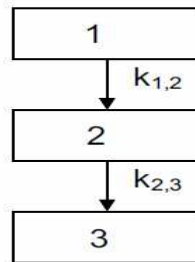
- ✓ processus naturels : pluie, activité des organismes vivants;
- ✓ activités anthropogènes : labourage;
- ✓ diffusion moléculaire due au gradient de concentration des radionucléides dans le sol.

La migration verticale des radionucléides est très lente (particulièrement dans les sols argileux et riches en matière organique) : 5 ans après l'accident de Tchernobyl, 95-98% de l'activité se situait encore dans la couche 0-5 cm des sols non perturbés.

Le lien avec les minéraux argileux est très peu réversible et les éléments liés ne peuvent être remobilisés qu'à la suite de la destruction de la structure argileuse. Une mobilité prononcée peut être observée lorsque surviennent des phénomènes successifs de gel/dégel, température humide/sèche ou lorsque des irrégularités ou des fissures sont présentes dans la structure superficielle du sol. Le lien avec la matière organique est beaucoup moins persistant.

#### 4.2.3.1. Estimation de la vitesse de migration

A partir de mesures effectuées dans différents horizons du sol, les coefficients de relaxation entre compartiments peuvent être calculés.



**Fig.5** : Schéma d'un modèle de migration dans les sols à trois compartiments

Dans ce cas, un modèle compartimental est entièrement réalisé de manière empirique (Kirchner et Baumgartner, 1992 ; Schuller et al., 1996 ; Kirchner, 1998). Les coefficients  $k$  (fig.5) représentent à la fois les phénomènes de convection et la diffusion dans le sol. Le temps de résidence dans un compartiment  $i$  pour le radionucléide étudié est défini par sa période

$$\tau_i = \frac{\ln 2}{k_{i,i+1}} \quad (20)$$

Outre ces temps de résidence, l'intérêt de ce type de modèle est de pouvoir évaluer des vitesses de migration  $V_i$  dans chacun des compartiments  $i$

$$V_i = \frac{\Delta X_i}{\tau_i} \quad (21)$$

Où  $\Delta x_i$  est l'épaisseur de la couche considérée.

Evidemment, ce type de modèle est une simplification extrême du système, et suppose un certain nombre d'hypothèses (Kirchner, 1998) :

- ✓ Les flux entre compartiments sont contrôlés par la concentration dans le compartiment donneur ;
- ✓ Les concentrations dans les différents compartiments sont uniformes ;
- ✓ les coefficients de transfert sont indépendants du temps ;
- ✓ la sorption des radionucléides est un processus instantané.

En première approche, ce type de modèle permet d'appréhender les vitesses de migration résultantes de tous les phénomènes.

### **4.3. Radioactivité dans les sédiments marins**

Les processus de rétention des radionucléides au niveau des sédiments, par transfert à partir du compartiment aqueux récepteur, sont :

- Fixation sur la matière en suspension dans l'eau de mer et sédimentation dans les régions de calme hydrodynamique,
- Précipitation directe de formes colloïdales sur les sédiments du fond, par suite de floculation,
- Fixation directe sur le sédiment par adsorption,
- Dépôt d'organismes morts ayant préalablement fixé des radionucléides.

Le résultat immédiat de ces actions est une localisation momentanée de la radioactivité à la surface du sédiment. Par la suite le sort des radionucléides va dépendre de deux phénomènes opposés :

- L'un qui tend à faire repasser les radionucléides en phase aqueuse ;
- L'autre qui tend à faire pénétrer le radionucléide dans les couches profondes du sédiment.

#### **4.3.1. Paramètres conditionnant la fixation des radionucléides**

De nombreux facteurs conditionnent les processus et le taux de fixation des radionucléides sur les sédiments : facteurs propres aux sédiments eux-mêmes, aux radionucléides et enfin au milieu ambiant.

##### **4.3.1.1. Facteurs propres au sédiment et au milieu ambiant**

###### **4.3.1.1.1. Granulométrie**

Les quantités adsorbées sont inversement proportionnelles à la grosseur des particules car les particules fines contiennent plus de minéraux argileux feuilletés et une plus grande surface de contact par rapport à leur volume.

###### **4.3.1.1.2. Composition minéralogique**

Un support minéralogique constitué uniquement de carbonate de calcium (calcite et aragonite) est moins bon fixateur-spécialement dans le cas de l'aragonite- qu'un sédiment marin de granulométrie fine analogue et contenant normalement une proportion d'argile.

###### **4.3.1.1.3. Matière organique**

La matière organique (acides humiques et fulviques) contenue dans les sédiments peut, en raison d'une action de chélation et de sa forte capacité d'échange, contribuer à la fixation des radionucléides (Desai et Ganguly, 1970 *in* Ancellin et al., 1979).

En eau douce, la présence de matière organique favorise l'accumulation du césium.

###### **4.2.1.1.4. Teneur en éléments stables dans les sédiments**

Les éléments stables peuvent être à l'origine d'une compétition entre les isotopes ou les éléments homologues et d'un phénomène de coprécipitation par l'intermédiaire d'oxydes métalliques ou d'hydroxydes.

#### 4.3.1.2. Facteurs propres aux radionucléides

La sorption des radionucléides sur les particules sédimentaires n'est pas un processus irréversible. La situation d'équilibre correspond à un rapport déterminé entre la concentration du radionucléide dans les sédiments et la concentration dans l'eau (Coefficient de distribution  $K_d$ ). Pour un sédiment donné, ce coefficient varie d'un radionucléide à un autre. Les formes particulaires ou colloïdales sont généralement plus facilement captées que les formes solubles. Néanmoins, les formes solubles cationiques offrent une meilleure capacité de fixation que les formes anioniques (Ancellin et al., 1979).

#### 4.3.2. Modalités de répartition des radionucléides

##### 4.3.2.1. Pénétration des radionucléides dans la masse sédimentaire

La fixation initiale des radionucléides à la surface du sédiment est suivie d'une pénétration de ceux-ci dans l'épaisseur de la couche sédimentaire par suite des mouvements dus à l'action des vagues ou des courants (mélange des couches sédimentaires supérieures), par suite de l'action d'organismes fouisseurs, et enfin par suite des processus de diffusion d'une part et de sédimentation d'autre part. Mais indépendamment du phénomène de diffusion, ce qui contribue à l'enfouissement des radionucléides au sein de la masse solide c'est le phénomène de sédimentation lui-même, les couches anciennes étant peu à peu recouvertes par les dépôts plus récents. La profondeur d'enfouissement est liée à la vitesse de sédimentation, très variable d'un lieu à un autre.

##### 4.3.2.2. Passage des radionucléides de la phase solide à la phase aqueuse (désorption)

A l'inverse des processus d'enfouissement précédemment examinés il peut se produire un passage du radionucléide du sédiment vers l'eau ambiante lorsque la teneur du radionucléide dans celle-ci diminue.

### 5. Comportements, propriétés et voies de transfert des radioéléments d'intérêt dans l'environnement

#### 5.1. Radionucléide d'origine cosmogénique ( $^7\text{Be}$ )

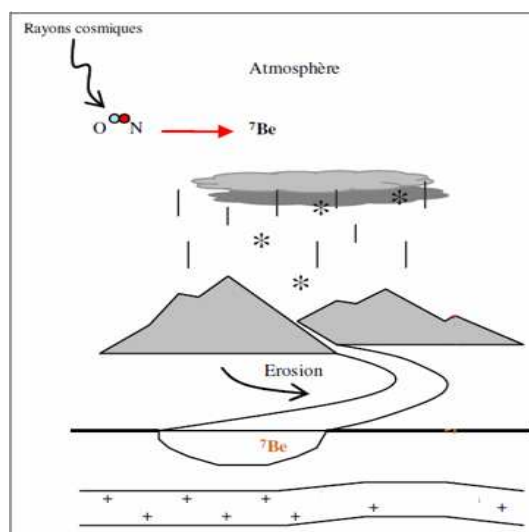
Le  $^7\text{Be}$  possède un temps de demi vie relativement court ( $t_{1/2} = 53.3$  jours) et est principalement d'origine cosmique. La production de  $^7\text{Be}$  par la spallation<sup>1</sup> de petits atomes (O, N, C...) se fait essentiellement dans la stratosphère et la haute troposphère. La réaction des rayons cosmiques avec l'air produit du BeO ou Be(OH)<sub>2</sub> qui se diffusent à travers l'atmosphère jusqu'à s'attacher à la surface d'un aérosol atmosphérique.

La production varie considérablement avec l'altitude, environ deux tiers du  $^7\text{Be}$  est produit dans la stratosphère, là où l'intensité du rayonnement cosmique est la plus grande, le tiers restant étant produit dans la troposphère (Zanis et al., 2003) ; les temps de résidence sont de 1 an dans la stratosphère et 6 semaines dans la troposphère (Al-Azmi et al., 2001). Son transport se fait par l'intermédiaire d'aérosols « porteurs » avec un diamètre moyen typiquement de 500

---

<sup>1</sup> réaction nucléaire dans laquelle un noyau atomique est frappé par une particule incidente (neutron, proton,...) de grande énergie (à partir de 50 MeV et jusqu'à quelques GeV), et produit sous l'impact des jets de particules plus légères (neutrons, protons, ou noyau léger de deutérium ou d'hélium, voire lithium). Le noyau après la réaction est généralement de masse atomique plus faible que le noyau d'origine.

à 700 nm (Reineking et al., 1990 ; Lange, 1994)(fig.6). Il est également transporté à la surface de la Terre par des retombées humides et sèches, et fixé fortement dans les particules ; et reste associé pendant son transport dans les rivières. Son coefficient de distribution est élevé :  $K_d = 10^4$ - $10^6$  (Wallbrink et Murray, 1996).



**Fig.6** : Représentation simplifiée du comportement du <sup>7</sup>Be dans l'environnement (modifié d'après Bonniwell et al., 1999).

Son flux à la surface terrestre a une dépendance latitudinale en raison de son mode de production (Dueñas et al., 2005) mais il est indépendant du caractère marin ou continental d'une masse d'air (Baskaran et al., 1993). En conséquence, sa distribution dans l'atmosphère est influencée d'une part, par les processus atmosphériques (coagulation, formation de gouttelettes, évaporation, condensation, lessivage, sédimentation...) et d'autre part, par la contribution des aérosols troposphériques. Les concentrations varient donc significativement avec l'altitude mais également avec la latitude, en partie à cause des processus de mélange et du temps de demi-vie.

Le flux atmosphérique de <sup>7</sup>Be est fortement corrélé aux précipitations (Baskaran et al., 1993). Ce flux peut avoir des variations saisonnières (Baskaran et al., 1997; Caillet et al., 2001). Dans l'hémisphère Nord, l'activité de <sup>7</sup>Be dans l'eau de pluie est plus élevée à la fin du printemps (Baskaran et al., 1993; Baskaran et al., 1997; Caillet et al., 2001; Koch et al., 1996). Cette variabilité saisonnière s'explique d'une part par des précipitations espacées dans le temps (recharge de l'atmosphère en aérosols radioactifs) (Baskaran et al., 1997; Koch et al., 1996) et d'autre part par la production variable du <sup>7</sup>Be dans la stratosphère et les intrusions de la stratosphère dans la troposphère suite à une augmentation de la température de l'air (Koch et al., 1996; Todd et al., 1989).

Du fait de son origine purement naturelle, le <sup>7</sup>Be est utilisé comme **traceur** dans l'étude des processus environnementaux (transport des particules, temps de résidence, vitesse de dépôt, intrusion des masses d'air stratosphériques au niveau des basses couches...) (Papastefanou et Ioannidou, 1995).

## 5.2. Radionucléides d'origine terrigène

### 5.2.1. Uranium-238 et ses descendants

L'uranium est un radioélément qui possède trois principaux isotopes naturels ( $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ) qui se désintègrent en émettant des rayonnements  $\alpha$  ou  $\beta$  et  $\gamma$ . En milieu naturel, l'uranium peut se trouver principalement dans deux états d'oxydation : U (IV) ou U (VI). L'origine de ce radioélément est exclusivement naturelle avec une redistribution liée aux activités anthropogéniques (Paulin, 1997 *in* IRSN, 2001). L'uranium est un constituant trace de la croûte terrestre (Bowen, 1979 ; Paulin, 1997 *in* IRSN, 2001). Le comportement de l'uranium dans les écosystèmes terrestres est étroitement lié aux conditions d'oxydo-réduction du milieu (Cuney et al., 1992 ; Gueniot et al., 1988 *in* IRSN, 2001). L'uranium a une mobilité moyenne dans les sols. En condition aérobie, il se complexe facilement avec la matière organique, les carbonates, les phosphates et les sulfates. Ces composés, plus ou moins solubles, ainsi que les oxy-hydroxydes de fer déterminent pour une grande part la mobilité de l'uranium dans les sols. Ces phénomènes conduisent, en particulier, à l'existence de zones d'accumulation dans les horizons riches en matières organiques. Les minéraux argileux ne jouent qu'un rôle secondaire dans la rétention de l'uranium par les sols. La corrélation souvent observée entre la richesse d'un sol en particules fines et sa teneur en uranium est probablement due à l'adsorption à la surface des particules et non à une rétention de type ionique ou à une rétention intrafoliaire.

La rétention de l'uranium par les matières en suspension et les sédiments est d'autant plus faible que les conditions sont oxydantes et alcalines (Bird et Evenden, 1996 *in* IRSN, 2001)). Les eaux fortement carbonatées entraînent une diminution de l'adsorption de l'uranium sur les particules en raison d'une augmentation de la solubilité de l'élément (complexes uranyles carbonatés dominants). À pH acide, les propriétés d'échanges cationiques des sédiments peuvent contribuer à la rétention des ions uranyles de charge positive. Les ions  $\text{Ca}^{2+}$  peuvent entrer en compétition dans l'échange d'ions sur les ligands minéraux potentiels de la phase solide tels que la calcite par exemple. La concentration en phosphates peut entraîner la précipitation des ions uranyles et donc leur transfert vers le compartiment sédimentaire. Celui-ci peut également être gouverné par le processus d'adsorption sur la fraction organique des solides et/ou, en milieu réducteur, résulter d'une réduction de U (+VI) vers U (+IV), suivi d'une précipitation de ce dernier.

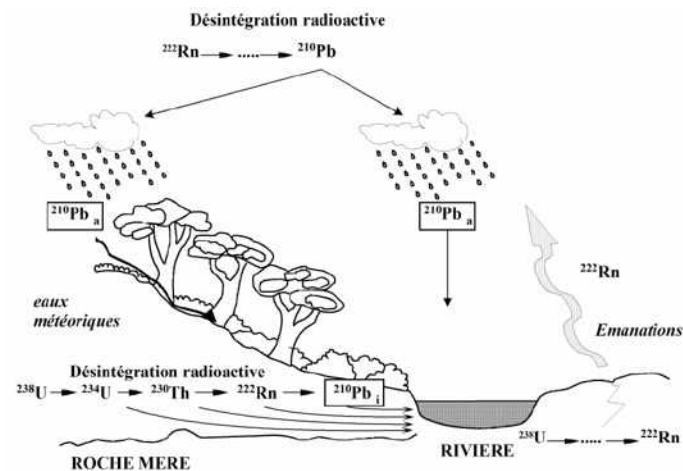
D'après les travaux de Landais (1996 *in* Rezzoug, 2005), il est à noter que la matière organique est un constituant majeur de nombreux dépôts sédimentaires d'uranium. Ses rôles dans les processus de formation de minerais d'uranium sont divers : transport, remobilisation, réduction, concentration et conservation.

#### 5.2.1.1. Plomb -210 ( $^{210}\text{Pb}$ )

Le  $^{210}\text{Pb}$  est un radioélément de période relativement courte ( $T_{1/2} = 22,3$  ans), appartenant à la famille radioactive naturelle d' $^{238}\text{U}$  (Fig. 4). Sa présence dans les sols ou sédiments a une double origine. Il est, soit formé *in situ* par désintégration radioactive à partir de l' $^{238}\text{U}$  présent dans la roche mère, soit apporté à la surface de la terre (sols et sédiments de surface) depuis l'atmosphère sous forme de retombées sèches (poussières) ou humides (pluie et neige) (fig. 7).

Cette fraction atmosphérique de  $^{210}\text{Pb}$  est donc «en excès» par rapport à la fraction «*in situ*» (Appleby et Oldfield, 1983; McCall *et al.*, 1984; Appleby *et al.*, 1988). Cette dernière, encore appelée  $^{210}\text{Pb}$  «supporté», est normalement à l'équilibre séculaire avec ses antécédents, et peut fréquemment être considérée comme constante avec la profondeur. La présence du  $^{210}\text{Pb}$  dans l'atmosphère est due au fait qu'un de ses parents est un gaz, le radon 222 ( $^{222}\text{Rn}$ ,  $T_{1/2} = 3,8$

jours), élément issu du  $^{226}\text{Ra}$  ( $T_{1/2} = 1600$  ans); il est régulièrement libéré par émanation de la croûte terrestre (roches continentales, sols) ou lors des émissions volcaniques. Sa désintégration dans l'atmosphère donne alors naissance, par l'intermédiaire de plusieurs éléments de courte période, au  $^{210}\text{Pb}$ . Son temps de résidence dans l'atmosphère, d'après Francis *et al.* (1970 in Rezzoug, 2005), serait de 9,5 jours environ.



**Fig. 7 :** Comportement du  $^{210}\text{Pb}$  dans l'environnement (Michel, 1999)

Le flux de  $^{210}\text{Pb}$  retombant à la surface de la terre n'est pas uniforme; il est dépendant de la circulation des masses d'air et de l'importance des surfaces continentales plus ou moins dénudées. Ainsi, dans une région donnée, le flux atmosphérique de  $^{210}\text{Pb}$ , dépendra des facteurs géographiques et météorologiques (Michel, 1999).

Il est à noter, selon Michel (1999), que les retombées de  $^{210}\text{Pb}$  montrent des fluctuations significatives sur une échelle de temps courte, mais, en supposant des conditions climatiques stables, le flux peut être considéré constant sur des périodes supérieures à quelques années. Le principal mécanisme par lequel le  $^{210}\text{Pb}$  est éliminé de l'atmosphère est le lavage par la pluie et la neige.

Le flux annuel moyen de  $^{210}\text{Pb}$  «en excès»,  $F$ , dans un sol non soumis à l'érosion ou un sédiment peut être calculé lorsque l'inventaire,  $I$ , est connu. Ce paramètre correspond à l'activité totale de  $^{210}\text{Pb}$  «en excès» dans une colonne verticale ( $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$ ). Pour calculer  $I$ , il faut soustraire l'activité de  $^{210}\text{Pb}$  «*in situ*» à l'activité totale. Si la sédimentation est constante, l'activité de  $^{210}\text{Pb}$  «*in situ*» peut être considérée comme constante le long d'une même colonne et est égale à la concentration moyenne mesurée en bas de la colonne lorsque cette dernière est assez profonde (Ferrand, 1996) (Fig.8). En effet, la distribution du  $^{210}\text{Pb}$  total le long de la colonne sédimentaire montre une décroissance avec la profondeur, en accord avec le taux de désintégration radioactive, jusqu'à ce que, dans les niveaux profonds, il ne reste plus de  $^{210}\text{Pb}$  d'origine atmosphérique, mais seulement celui produit *in situ*. Dans le cas d'un sédiment homogène le  $^{210}\text{Pb}$  «*in situ*» a des valeurs constantes. Un autre procédé consiste à admettre que le  $^{210}\text{Pb}$  «*in situ*» est à l'équilibre radioactif avec ses antécédents à durée de vie relativement longue :  $^{226}\text{Ra}$  ou  $^{230}\text{Th}$ .

Si le flux atmosphérique  $F$  est considéré constant dans le temps, l'inventaire dans une colonne est obtenu par intégration :

$$I = \int_0^{\infty} F e^{-\lambda t} dt = F \left[ \frac{-e^{-\lambda t}}{\lambda} \right] = \frac{F}{\lambda} \quad (22) \quad \text{c'est à dire, } F = \lambda \times I \quad (23)$$

Où :

F : Flux atmosphérique direct ( $\text{Bq.cm}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ), I : Inventaire ( $\text{Bq.cm}^{-2}$ ),

$\lambda$  : Constante de désintégration radioactive de  $^{210}\text{Pb}$  ( $0,0311 \text{ an}^{-1}$ )

Pour toutes les colonnes de sol et de sédiment, l'inventaire du  $^{210}\text{Pb}$  «en excès» est calculé en considérant l'activité spécifique ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ ), la masse de chaque tranche d'échantillonnage (en kg poids sec) et la surface du carottier ( $\text{cm}^2$ ).

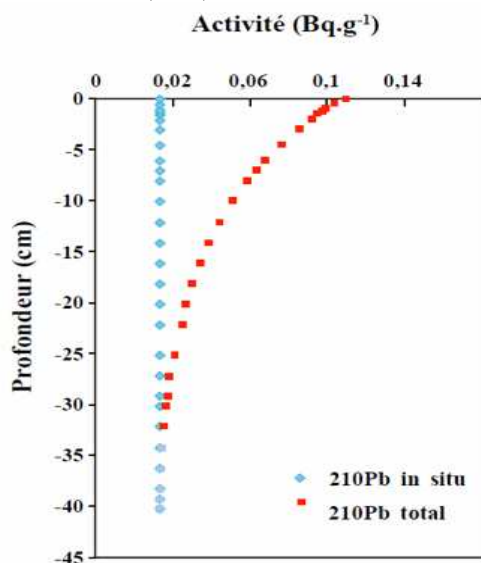


Fig. 8 : Distribution théorique du  $^{210}\text{Pb}$  le long d'une colonne sédimentaire

### 5.2.1.1. 1. Estimation de la vitesse et du taux de sédimentation et datation au plomb-210

Le profil de l'activité en  $^{210}\text{Pb}$  en excès dans une carotte sédimentaire peut être utilisé pour estimer la vitesse et le taux de sédimentation, à condition de pouvoir bien séparer le  $^{210}\text{Pb}$  total en ces deux composantes : supportée et en excès. La décroissance de l'activité du plomb-210 en excès reflète le taux de la désintégration radioactive de l'élément, tandis que l'activité d'un isotope ascendant tel que  $^{226}\text{Ra}$  peut être assimilée à la fraction supportée du plomb-210 en postulant un équilibre séculaire entre les deux isotopes dans la colonne sédimentaire. La méthode de base de la datation au plomb-210 a été proposée par Goldberg (1963 *in* Leaute, 2008). Il s'avère que les applications chronologiques sont valables pour la datation d'une centaine d'années, soit environ cinq fois la période du  $^{210}\text{Pb}$ . Par ailleurs, les modèles mathématiques de la datation des sédiments au plomb-210 sont établis sous les hypothèses de certaines conditions environnementales : Une sédimentation continue et ordonnée dans le temps, une absence de

redistribution mécanique ou chimique du radioélément dans les sédiments et un flux initial constant (Robbins, 1978 *in* Leaute, 2008). Le développement d'un modèle approprié pour la datation au  $^{210}\text{Pb}$  exige également une bonne compréhension des processus physiques concernant la formation de la colonne sédimentaire, ainsi que des processus de remaniement physique et biologique des sédiments superficiels. Lors de la formation de la colonne sédimentaire, le tassement/compaction des sédiments influence la quantité de particules solides accumulées sur chaque couche de la colonne sédimentaire. La relation entre la vitesse de sédimentation (l'accroissement de la colonne sédimentaire), exprimée en  $\text{cm.a}^{-1}$ , et le taux d'accumulation de sédiment, exprimé en  $\text{g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$ , n'est donc pas directe. En fait, ces deux grandeurs sont liées par la porosité des sédiments. Les phénomènes de dépôt et d'érosion des sédiments de surface, induits par les courants hydriques, influencent directement l'accumulation des sédiments *via* leur redistribution latérale. La prise en compte de ces processus dans le modèle de datation est souvent négligée, lorsqu'on suppose par exemple que la totalité du plomb-210 en excès provient des apports atmosphériques. Enfin, le profil du

$^{210}\text{Pb}$  dans la carotte sédimentaire peut être perturbé par le remaniement des structures sédimentaires par le mélange biologique (bioturbation). Ainsi, la présence d'une couche mélangée dans les sédiments superficiels rend parfois la datation imprécise et délicate. Il apparaît donc que la modélisation géochronologique pose des problèmes de complexités diverses. Dans la suite de ce paragraphe, nous présentons sommairement quelques bases des modèles de la datation au  $^{210}\text{Pb}$ . Pour le développement plus complet de cette problématique, on doit se référer aux ouvrages et publications de références (Robbins, 1978, Ivanovich et Harmon, 1992 ; Appelby et Oldfield, 1992 *in* Leante, 2008).

#### 5.2.1.1.1.1. Modèles géochronologiques

L'activité du  $^{210}\text{Pb}$  en excès dans la colonne sédimentaire décroît avec le temps selon la relation classique de la loi de désintégration radioactive :

$$C_{xs}^t = C_{xs}^0 e^{-\lambda t} \quad (24)$$

où  $C_{xs}^0$  (Bq.Kg<sup>-1</sup> de poids sec) est l'activité initiale du radionucléide en excès dans le sédiment au temps  $t = 0$  et  $C_{xs}^t$  (Bq.Kg<sup>-1</sup> de poids sec) l'activité du radionucléide en excès dans des sédiments de l'âge  $t$  et  $\lambda$  la constante de désintégration du radionucléide (temps<sup>-1</sup>). A partir de cette relation, il existe plusieurs modèles pour déterminer la vitesse ou le taux de sédimentation et l'âge des sédiments.

##### ➤ **Modèle CFCS (Constant Flux and Constant Sedimentation)**

Ce modèle a été proposé à l'origine par Goldberg (1963 *in* Leaute, 2008) et ensuite développé et appliqué par Robbins *et al.* (1977 *in* Leaute, 2008). C'est un modèle simple appelé « modèle à flux constant – de sédimentation constante » où l'on considère que les facteurs qui gouvernent l'accumulation de sédiments sont constants.

La vitesse de sédimentation peut être exprimée en cm.a<sup>-1</sup> par :

$$s = \frac{x}{t} \quad (25)$$

où  $s$  est la vitesse de sédimentation,  $x$  la profondeur en cm et  $t$  le temps écoulé depuis le dépôt. Dans la colonne sédimentaire, on détermine l'activité à chaque niveau, c'est-à-dire que l'on obtient la décroissance du radioélément en fonction de la profondeur  $x$ .

À partir d'équation 24, on déduit la relation suivante :

$$C_{xs}^t = C_{xs}^0 e^{-\frac{\lambda x}{s}} \text{ ou encore } \ln C_{xs}^t = \ln C_{xs}^0 - \frac{\lambda}{s} x \quad (26)$$

Quand la relation de l'activité du  $^{210}\text{Pb}$  en excès est représentée sur une échelle logarithmique en fonction de la profondeur  $x$ , le profil en  $^{210}\text{Pb}$  en excès sera une droite dont la pente est  $\lambda / s$ . La vitesse de la sédimentation moyenne peut donc être déterminée à partir de la constante de désintégration du  $^{210}\text{Pb}$  ( $\lambda = 0,03114 \text{ a}^{-1}$ ) et de la pente. On déduit ainsi l'âge des sédiments en fonction de la profondeur et de la vitesse de la sédimentation.

Pour s'affranchir des variations de la porosité dans la colonne sédimentaire, liées au tassement, on exprime la profondeur ( $x$ ) comme  $m$ , la masse sèche cumulée par unité d'aire en g.cm<sup>-2</sup>, et la sédimentation  $r$  comme le taux de sédimentation en g.cm<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup>.

Le taux de sédimentation (flux de masse) est donc exprimé comme :

$$r = \frac{m}{t} \quad (27)$$

En poursuivant le même raisonnement que plus haut, la relation de l'activité en  $^{210}\text{Pb}$  en excès représentée en fonction de la masse sèche de sédiments dans une carotte sédimentaire nous permet d'estimer le taux de la sédimentation moyenne en  $\text{g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$ .

➤ **Modèle CRS (Constant Rate of Supply)**

Le modèle CRS à flux constant a été d'abord appliqué à des sédiments de lacs par Appleby et Oldfield (1978 *in* Miralles, 2004) et il est probablement le plus utilisé aujourd'hui pour la datation au plomb-210 de sédiments marins et lacustres (Miralles, 2004 ; Rezzoug, 2005, Nouredine, 2007 et Leaute, 2008). Le modèle CRS suppose que le flux en  $^{210}\text{Pb}$  en excès vers le sédiment est constant, mais que le taux de sédimentation peut varier. Ce modèle se base ainsi sur l'inventaire du  $^{210}\text{Pb}$  en excès sur toute la colonne sédimentaire. L'inventaire (en  $\text{Bq.cm}^{-2}$ ) du plomb-210 en excès à partir d'une profondeur  $x$  (déposé au temps  $t$ ) jusqu'au fond de la colonne sédimentaire est :

$$A(x) = \int_0^{\infty} F e^{-\lambda t} dt = A(0)e^{-\lambda t} \quad (28)$$

où  $A(0)$  est l'inventaire complet du  $^{210}\text{Pb}$  en excès sur l'ensemble de la colonne sédimentaire,  $F$  ( $\text{Bq.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ) le flux constant du  $^{210}\text{Pb}$  en excès et  $\lambda$  la constante de désintégration du  $^{210}\text{Pb}$  ( $0,03114 \text{ a}^{-1}$ ). La relation entre l'inventaire complet et le flux  $^{210}\text{Pb}$  est exprimée comme :

$$A(0) = \frac{F}{\lambda} \quad (29)$$

A partir de l'équation 28, on obtient l'âge de chaque niveau :

$$t = \frac{1}{\lambda} \text{Ln} \frac{A(0)}{A(x)} \quad (30)$$

Où, pour rappel,  $A(x)$  est l'inventaire intégré en-dessous de la couche  $x$  jusqu'au fond de la carotte sédimentaire. On détermine le taux de sédimentation selon Appleby et Oldfield (1978 *in* Leaute, 2008). Le taux de sédimentation  $r$  (en  $\text{g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ) est déduit pour un horizon de la colonne sédimentaire à la profondeur  $x$  (cm).  $A(x)$  est l'inventaire de  $^{210}\text{Pb}$  en excès ( $\text{Bq.cm}^{-2}$ ) au-dessous de la profondeur  $x$  et  $C(x)$  est l'activité du  $^{210}\text{Pb}$  en excès pour cet horizon. Le flux de  $^{210}\text{Pb}$  en excès dans le premier horizon est :

$$F = C_0 r \quad (31)$$

Selon la loi de désintégration radioactive la relation entre  $C_0$  et  $C(x)$  est :

$$C_0 = C(x)e^{\lambda t} \quad (32)$$

A partir des relations 29 puis 31 on obtient :

$$F = A(0)\lambda = A(x)e^{\lambda t}\lambda \quad (33)$$

Dans cette équation, on substitue  $F$  par la relation 31 puis par  $C_0$  à partir de la relation 32, on obtient alors le taux de sédimentation.

$$r = \frac{A(x)\lambda}{C(x)} \quad (34)$$

### ➤ **Modèle CIC (Constant Initial Concentration)**

L'hypothèse de base de ce modèle est que la concentration initiale de  $^{210}\text{Pb}$  dans chaque couche de sédiment est constante (Robbins et Eglington, 1975 in Miralles, 2004 ; Leaute, 2008 ; Laissaoui et al., 2008 ). En suivant le même raisonnement que pour le modèle CRS, on calcule l'âge pour chaque horizon en utilisant les équations :

$$C(x) = C(0)e^{-\lambda t} \quad (35)$$

$$t = \frac{1}{\lambda} \text{Ln} \frac{C(0)}{C(x)} \quad (36)$$

Où  $C(0)$  ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ ) est l'activité du  $^{210}\text{Pb}$  en excès en surface et  $C(x)$  l'activité du  $^{210}\text{Pb}$  en excès dans l'horizon  $x$ .

Le choix d'un modèle de datation au  $^{210}\text{Pb}$  en excès repose sur la connaissance des facteurs environnementaux qui contrôlent l'accumulation du plomb et sur une bonne évaluation des profils en  $^{210}\text{Pb}$  en excès du site étudié.

En pratique, la datation exacte d'une carotte sédimentaire au  $^{210}\text{Pb}$  avec un de ces modèles simples est possible seulement si les mécanismes de la sédimentation correspondent majoritairement à une des hypothèses évoquées précédemment.

#### **5.2.1.2. Radium -226**

Dans des systèmes fermés, le  $^{226}\text{Ra}$  ( $T_{1/2} = 1600$  ans) descendant du  $^{230}\text{Th}$  (Fig. 4), est normalement en équilibre radioactif avec l' $^{238}\text{U}$ , mais dans la région superficielle de la croûte terrestre l'équilibre est plus rarement vérifié.

Les isotopes, ( $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ), à vie très courte sont considérés à l'équilibre radioactif avec leur antécédent  $^{226}\text{Ra}$  ce qui permet le dosage de ce dernier.

#### **5.2.2. Thorium-232 et ses descendants**

Dans la nature, le thorium ne se trouve que dans un seul état d'oxydation : Th (IV). Contrairement à l'uranium, il forme facilement des hydroxydes très peu solubles et stables dans un grand domaine de pH (entre 2 et 6). Le thorium montre une remarquable capacité à s'adsorber sur les argiles, les oxydes et la matière organique. Cette capacité croît avec le pH (jusqu'à pH 6,5). Sa concentration dans la nature est généralement trop faible pour permettre l'apparition des hydroxydes ; en revanche, ses propriétés facilitent son adsorption ou la précipitation avec des hydroxydes de fer se fixant à la phase particulaire. La variation de concentration en ce radioélément dans les sédiments serait donc liée à celle des apports détritiques (Rezzoug, 2005).

#### **5.2.3. Potassium- 40**

Le  $^{40}\text{K}$  possède une proportion déterminée par rapport au  $^{39}\text{K}$ , (0,0118 % du potassium total est l'isotope  $^{40}\text{K}$ ). Il a une concentration **quasi-constante** grâce à sa longue période de demi-vie (1.25 Ma). Malgré le faible taux de désintégrations (11%), l'abondance supérieure du potassium dans les matériaux terrestres (environ 10,6 fois plus que l'uranium en activité massique), rend la contribution du potassium-40 comparable en termes d'émission gamma à celles des produits de désintégration de l'uranium-238 ou du thorium-232 (Carrier, 2005).

### 5.3. Radionucléide d'origine artificielle ( $^{137}\text{Cs}$ )

Le césium est l'élément qui possède le plus grand nombre d'isotopes (31), de nombre de masse variant de 116 à 146. Ils sont tous radioactifs à l'exception d'un seul, le  $^{133}\text{Cs}$ .

Le césium appartient à la famille des alcalins du groupe I. Ses propriétés physico-chimiques sont similaires à celles du potassium. C'est l'élément le plus électropositif du tableau périodique et il a un potentiel d'ionisation très faible. Sa chimie est relativement simple car il ne possède qu'un seul degré d'oxydation (+I). Il est très difficile à réduire et à complexer (Fowler *et al.*, 1981 *in* Rezzoug, 2005). Il est chimiquement peu toxique, mais le caractère radioactif des isotopes 134 et 137 engendre une grande toxicité en cas d'ingestion ou d'inhalation.

Le Césium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ;  $T_{1/2} = 30$  ans) est un émetteur  $\beta/\gamma$  provenant notamment de la fission de l'Uranium-235 et de l'Uranium-238. Purement artificiel, provenant des retombées d'essais nucléaires aériens anciens, de l'accident de Tchernobyl et très récemment de l'accident de Fukushima.

Cet élément est fortement retenu sur les argiles et se trouve sous forme non échangeable. Les matières organiques présentes jouent un rôle important dans cette rétention, car elles entrent en compétition avec le césium pour se fixer sur les argiles. 1g d'argile est susceptible d'adsorber  $2,33 \cdot 10^{11}$  Bq de  $^{137}\text{Cs}$  (Miller & Reitemeier, 1963; Guennelon, 1970; Rogowski & Tamura, 1970 *in* Miralles, 2004). Dans un sol non perturbé, le césium présente avec la profondeur une distribution inversement exponentielle, qui dépend de la composition du sol en argile, sable et matière organique (Lee, 1997; Sza, 1997 *in* Schertz, 2004).

La demi-vie du  $^{137}\text{Cs}$  (30 ans) et sa fonction d'entrée dans l'environnement font que cet élément est particulièrement adapté à l'étude des phénomènes d'entraînement et de dépôt des sols (Youlal, 2002 *in* Miralles, 2004), à la détermination de taux d'érosion et de sédimentation à l'échelle séculaire (Walling et Quine, 1991 *in* Miralles, 2004).

# CHAPITRE II

## REGION D'ETUDE

# 1. Présentation de la région d'Alger

Dans la région d'Alger, deux sites ont été choisis à savoir le site Frantz-Fanon où se trouve le siège du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger et la Baie d'Alger, pour effectuer les prélèvements des échantillons dans les trois compartiments de l'environnement, air, sol et milieu marin. La situation géographique ainsi que les conditions climatiques de chaque site durant les périodes de prélèvement, et le réseau hydrographique de la région d'Alger dans sa globalité seront détaillées dans ce qui suit.

## 1.1. Situation géographique

### 1.1.2. Site Frantz Fanon

D'après le découpage de l'année 2000, le boulevard Frantz Fanon appartient à la commune d'Alger Centre, il est situé dans les hauteurs d'Alger et limité par les communes de Bad El Oued au Nord, Alger Centre à l'Est, El Biar à l'Ouest et Sidi M'Hammed au Sud (fig. 9).

### 1.1.2. Baie d'Alger

La baie d'Alger se situe dans la partie centrale de la côte algérienne, elle se trouve en creux dans la plaine de la Mitidja et d'une forme semi-circulaire. Elle est délimitée par la pointe Pescade (Rais Hamidou) à l'Ouest, le cap Matifou à l'Est, au Sud la ville d'Alger et le bassin de la Mitidja et au Nord par la mer Méditerranée (fig. 9).

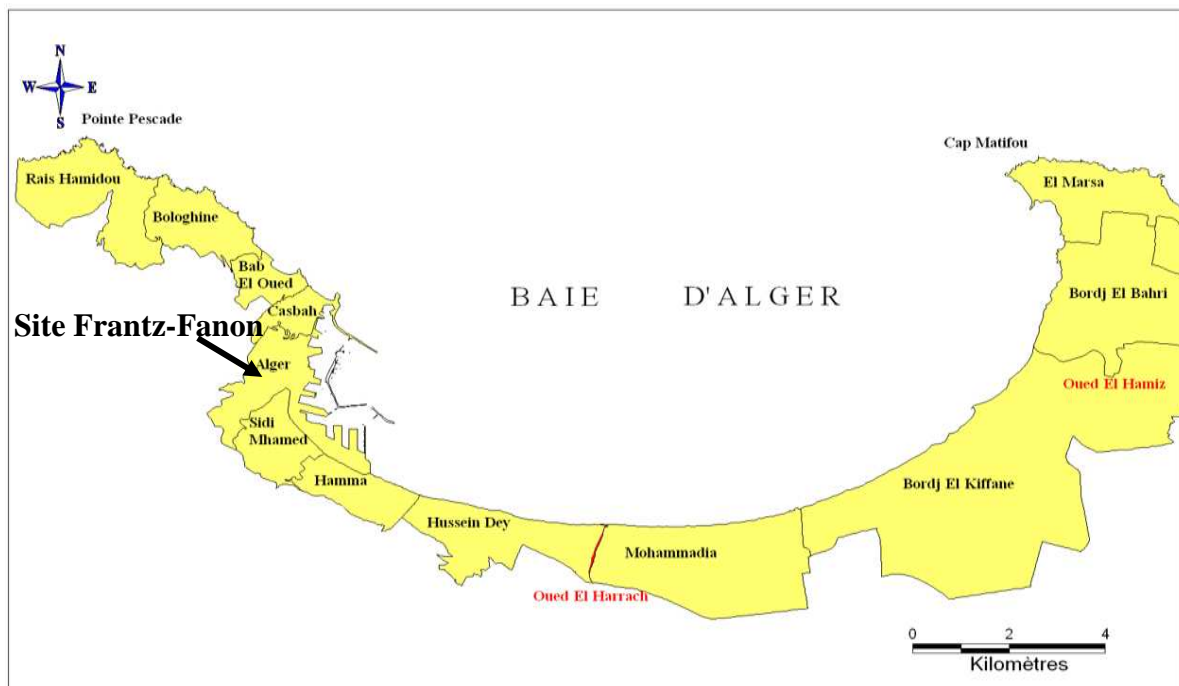


Fig. 9 : Localisation géographique des deux sites étudiés

## 1.2. Climatologie

### 1.2.1. Site Frantz-Fanon

Une station météorologique de marque DAVIS, EZ-Mount Advanced Station, installée à la terrasse du 7<sup>ème</sup> étage à côté du préleveur d'aérosols, transmet chaque demi-heure une donnée pour les paramètres météorologiques: température, pression, humidité, précipitations, et vitesse du vent...etc.

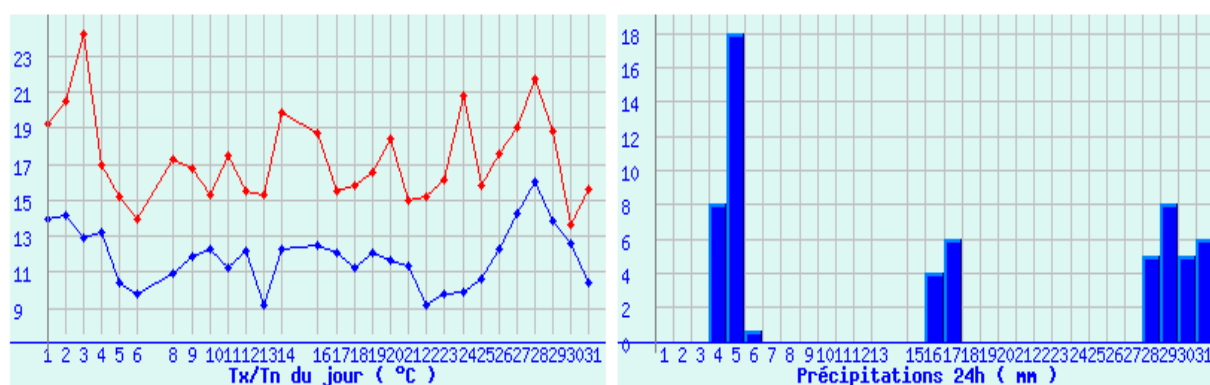
La moyenne mensuelle pour chaque paramètre : température, pression, humidité et vitesse du vent a été calculée, à l'inverse des précipitations où le cumul a été calculé, et les valeurs sont reportées dans le tableau N°1 ci-après.

**Tableau N°1** : Paramètres météorologiques mensuels du site Frantz-Fanon de la période de prélèvement des aérosols

	Température de l'air (C°)	Pression (bar)	Vitesse du vent (m/s)	Précipitations (mm)	Humidité (%)
<b>Oct.2011</b>	20,54	757,53	6,30	48.4	63,47
<b>Nov.2011</b>	16,80	754,49	7,91	243.7	65,83
<b>Déc.2011</b>	13,48	762,28	5,76	60.4	67,26
<b>Janv.2012</b>	12,28	762,26	6,58	4	64,59
<b>Fév.2012</b>	8,82	759,6	7,34	242	68,09
<b>Mars 2012</b>	14,63	759,5	7,12	84.1	74,66
<b>Avril 2012</b>	14,90	751,22	7,82	157.4	62,29

### 1.2.2. Baie d'Alger

La mission de prélèvement des carottes de sédiment, s'est déroulée entre le 10 et 25 mars 2009 dans la baie d'Alger. Parmi les carottes prélevées, celle la plus profonde à 120 m a été retenue pour la présente étude. Une station météorologique se trouve dans le port d'Alger, mesure en permanence les différents paramètres météorologiques, et qui sont accessibles sur le net via le site *Meteociel.fr*. Les données mensuelles de Mars 2009 pour Alger port sont représentées par la figure 10.



Source : *www.Meteociel.fr*

**Fig.10:** Données mensuelles des températures maximales ( $T_x$ ), minimales ( $T_n$ ) et précipitations de Mars 2009 pour la station Alger port, baie d'Alger.

### 1.3. Réseau hydrographique

La région d'Alger est alimentée par deux principaux oueds : Oued El Harrach et oued Hamiz, tous les deux prennent leurs sources dans l'atlas Blidéen avant de traverser la plaine de la Mitidja (fig. 9). Leur débit est très irrégulier.

L'oued El Harrach se déverse au centre de la baie, il coule pendant la majeure partie de l'année en déversant surtout des eaux usées. La superficie de son bassin versant est de 970 km<sup>2</sup>.

L'oued El Hamiz se déverse à l'Est de la baie près du cap Matifou. Son bassin versant a une superficie de 160 km<sup>2</sup>.

## 2 .Echantillonnage

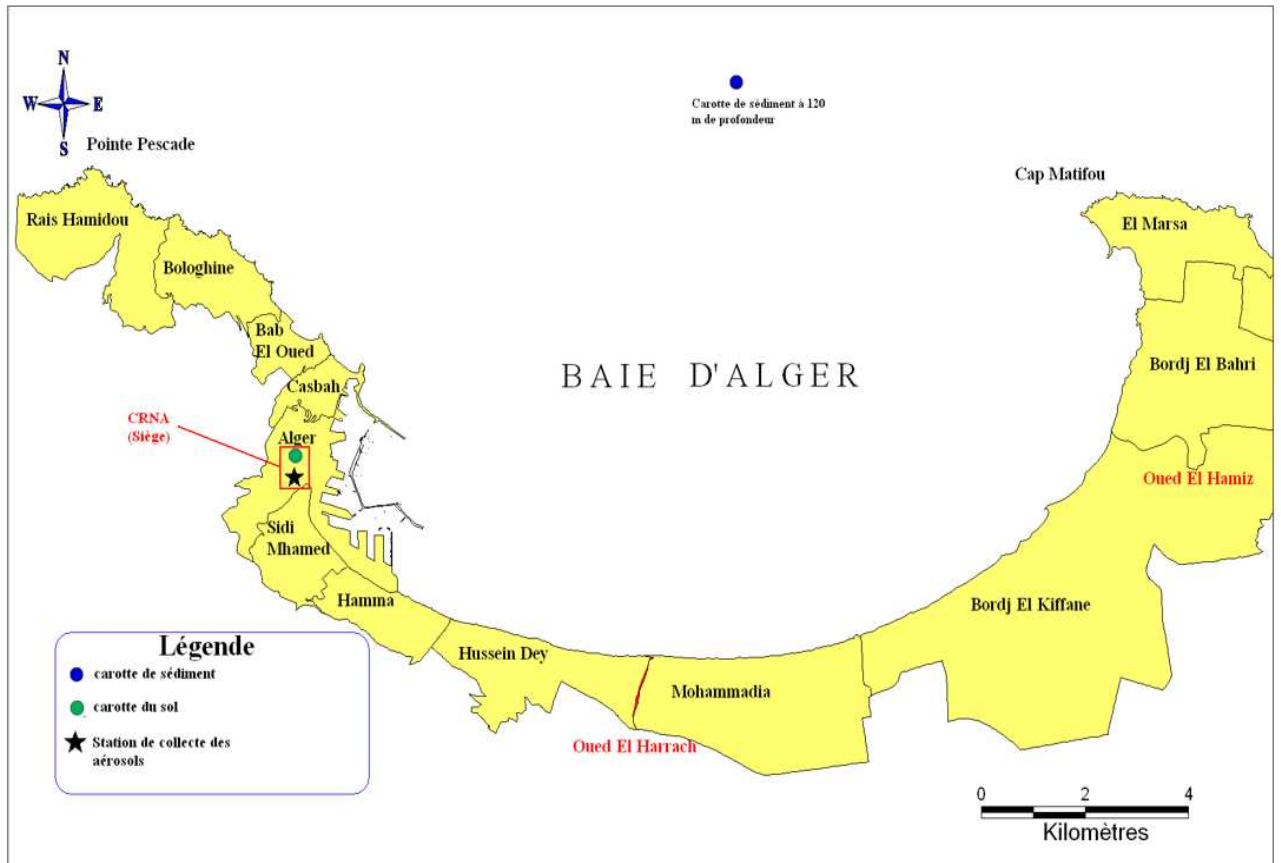
Les échantillons d'aérosols et de sols ont été prélevés au niveau du site Frantz-Fanon, tandis que la carotte de sédiment a été prélevée au niveau de la baie d'Alger (fig.11).

Les échantillons d'aérosols (air) ont été prélevés au niveau de la terrasse du 7<sup>ème</sup> étage du CRNA et l'endroit d'échantillonnage de sol (une carotte et un sol de surface), ne se trouve pas loin de la station de collecte des aérosols dans des endroits isolés et supposés être non perturbés.

La carotte de sédiment marin a été prélevée à une profondeur de 120 m de la baie d'Alger en Mars 2009.

Le choix de ces trois compartiments est motivé par plusieurs facteurs :

- le sédiment et le sol piègent facilement les éléments radioactifs naturels et artificiels, donc présentent une mémoire assez longue ;
- l'atmosphère est un milieu de transport pour les radionucléides ;
- Étude de passage (transfert) de radioactivité de l'atmosphère vers le sol à court terme et vers le milieu marin à long terme.



**Fig. 11:** Localisation géographique des différents points d'échantillonnage

# CHAPITRE III

## MATERIELS ET METHODES

Le dosage des radioéléments dans les matrices environnementales, nécessite un contrôle permanent des différentes étapes de traitement et d'analyses car il existe des risques de contamination des échantillons. Afin de les éviter, tout instrument et verrerie sont, après chaque utilisation, minutieusement nettoyés et décontaminés. En outre, la même verrerie est utilisée pour un même type d'échantillon et de radioélément à déterminer, de façon à bien séparer les différents niveaux d'activité.

## 1. Prélèvements et conditionnement d'échantillons

### 1.3. Aérosols

La collecte d'aérosols sur un filtre en papier de forme rectangulaire a été réalisée à l'aide d'un préleveur d'aérosols d'un débit moyen de  $40\text{m}^3/\text{h}$  de marque HVP-3500 AFC (fig. 12), installé à la terrasse du 7<sup>ème</sup> étage du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA).



**Fig. 12:** Préleveur d'aérosols à débit moyen de  $40\text{ m}^3/\text{h}$

Au total, Vingt-cinq (25) filtres ont été prélevés. Pour chaque filtre, le volume varie entre  $4800$  et  $16500\text{ m}^3$ , et la durée de prélèvement va de 7 à 16 jours (Tableau N°2, Annexe 1).

Les prélèvements ont été effectués par des filtres en papier de haute pureté et de dimensions  $20 \times 25\text{ cm}$ .

Ils retiennent les poussières, les aérosols en suspension dans l'air. Ils sont adaptés à la mesure des radio-isotopes d'intérêt, qu'ils soient naturels ou artificiels.

Les principales étapes du prélèvement des aérosols sont :

- la mise en place et le retrait du filtre qui peut s'avérer délicate étant donné la fragilité de la matrice ;
- les formalités de transmission (fiche d'identification du prélèvement, renseignements météorologiques, état du filtre lors du retrait, remarques éventuelles) ;

Après son retrait du porte-filtre, il est plié de telle sorte que ce dernier épouse la surface du détecteur est soigneusement placé dans un sachet adéquat en plastique, dans le but d'avoir la meilleure efficacité de comptage.

Le comptage sera effectué après avoir laissé le filtre une durée minimale de 48h nécessaire pour la décroissance des descendants du radon à vie courte.

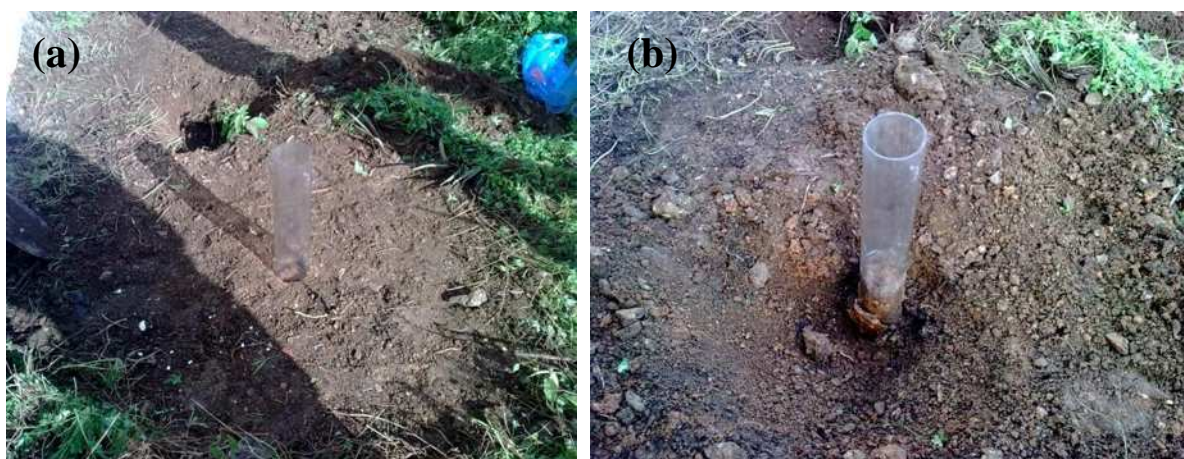
En parallèle, La station météorologique fournit des données qui seront par la suite traitées, dont le but est de vérifier l'éventuelle corrélation qui peut exister entre les activités volumiques de chaque radioélément et chaque paramètre météorologique, particulièrement les précipitations.

La moyenne pour chaque paramètre (température, pression, humidité) a été calculée, à l'inverse des précipitations où le cumul a été calculé, durant chaque période de prélèvement d'un filtre (Tableau N°2, Annexe 1).

#### 1.4. Sol

Les points de prélèvements des échantillons de sol (carotte et sol de surface) ont été choisis dans des endroits isolés et non perturbés au siège du CRNA ; pas loin de l'emplacement choisi pour le prélèvement des aérosols.

Le prélèvement d'une carotte de sol a été effectué le 08 mars 2012 en enfonçant au maximum un tube dentelé en matière plastique de 12 cm de diamètre et d'environ 60 cm de longueur (Fig.13 a) ; dont le but est d'étudier le comportement des radioéléments d'intérêt en fonction de la profondeur.



**Fig. 13 :** a) le tube en PVC enfoncé dans le sol ; b) phase de récupération de la carotte

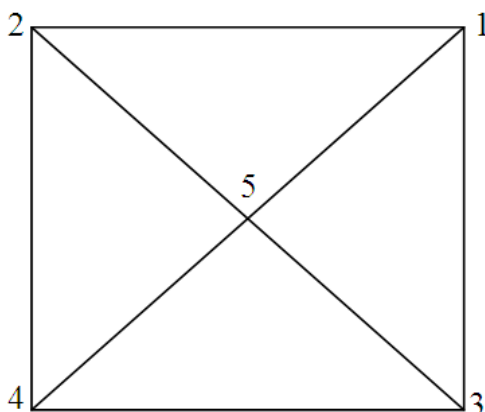
La profondeur de la carotte a été atteinte en fonction des conditions d'échantillonnage, c'est-à-dire, la facilité avec laquelle le carottier s'enfonce dans le sol. Des difficultés ont été rencontrées lors du carottage en raison de la présence d'une pierre entre 25 et 30 cm de profondeur, qui a empêché le tube en PVC de s'enfoncer en provoquant des cassures au niveau de la base (fig.13 b).

La carotte de sol a été sectionnée *au laboratoire* en tranches de 2 cm jusqu'à la profondeur de 12 cm et de 5 cm d'épaisseur, pour le reste de la carotte, le tout recueilli dans des sacs en plastiques, fermés et étiquetés.

La carotte a été sectionnée par des moyens simples par tranche de 2 cm et 5 cm, dans le but de faire ressortir les profils verticaux des radioéléments d'intérêt, le long de la profondeur de la carotte.

Un échantillon de sol de surface a été prélevé le 15 avril 2012, juste après les précipitations dans le but de voir le transfert des radionucléides cosmogéniques (particulièrement le  $^7\text{Be}$ ) de l'atmosphère vers le sol.

Pour une bonne homogénéisation de l'échantillon de sol de surface, le prélèvement a été effectué à l'aide d'une pelle pioche adaptée à ce type de prélèvement, sur une surface de  $1\text{ m}^2$  selon la méthode de la diagonale (voir fig.14 ci-dessous).



**Fig. 14 :** Méthode de diagonale pour l'échantillonnage du sol de surface

Les cinq points de prélèvement sont mélangés pour constituer un seul échantillon dont la masse est de 2.7 kg.

Chaque échantillon de sol, résultant des différentes couches de la carotte, est séché dans une étuve à  $100^{\circ}\text{C}$ , jusqu'à obtenir une masse constante.

Les échantillons sont pesés avant et après le séchage afin d'obtenir le rapport (poids sec/poids frais) pour chaque échantillon à l'aide d'une balance de précision de 0.1g) (Tableaux 3 et 4, Annexe 1).

Les échantillons secs sont broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine jusqu'à obtention d'une poudre fine et homogène. Les grosses particules sont écartées au moyen d'un tamis de  $900\ \mu\text{m}$  d'ouverture de maille.

Chaque échantillon conditionné est placé dans une boîte en matière plastique (géométrie appropriée) fermée hermétiquement. Ces boîtes sont conservées dans un endroit sec jusqu'à leur comptage par spectrométrie gamma.

### 1.3. Sédiment

Trois carottes de sédiment ont été prélevées au cours d'une campagne réalisée par l'ENSSMAL entre le 10 et 25 mars 2009 à bord du navire de recherche "M.S. Benyahia" (Taieb Errahmani, 2009). La carotte la plus profonde (à 120m) a été retenue pour cette étude.

Le prélèvement a été effectué au moyen d'un carottier tube de type "**Corer-coreschneider**" à une profondeur de 120 m. Ce carottier a été mis à la disposition de la campagne par le laboratoire de sédimentologie du centre de recherche nucléaire d'Alger. Le carottier a une longueur de 1 m et un diamètre de 8,5 cm et qui pénètre dans le sédiment meuble par gravité

et crée un trou qui représente la carotte de sédiment en question (Fig. 15). Cette dernière est retenue dans un tube en PVC par un système spécifique de fermeture juste après la sortie du carottier du sédiment.



**Fig. 15 :** Le carottier tube ‘Corer-coreschneider’

Le tube en PVC du carottier est transféré attentivement au laboratoire humide du bateau pour laisser décanter la carotte et enlever le surnageant (fig.16 a). Les carottes sont ensuite découpées à l’aide d’un dispositif spécifique au sectionnement (Fig.16b ) selon les épaisseurs de tranches de sédiments choisies pour mieux cerner la variation de l’activité des radioéléments en fonction de la profondeur, tout en essayant de ne pas perturber les différentes couches du sédiment:

- tranches de 1 cm d’épaisseur de 0 à 14 cm de profondeur ;
- et tranches de 2 cm d’épaisseur de 14 cm jusqu’à la base de la carotte.



**Fig.16 :** a) Carotte récupérée dans un tube en PVC ; b) dispositif de sectionnement des carottes

## 2. Détection par spectrométrie gamma

La spectrométrie gamma permet d'une part l'identification des radioéléments émetteurs gamma présents dans l'échantillon et d'autre part la détermination des activités de ces éléments. Cette méthode d'analyse est :

-simple, rapide et non destructive car elle ne nécessite pas de mise en solution, de séparation radiochimique et d'utilisation des traceurs isotopiques (Laichter et al., 1973 in Rezzoug, 2005).

-multi élémentaires : plusieurs radioéléments peuvent être mesurés simultanément (Exemples :  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,....etc.).

- sa difficulté réside dans la préparation d'un échantillon standard qui donne un bon rendement de détection.

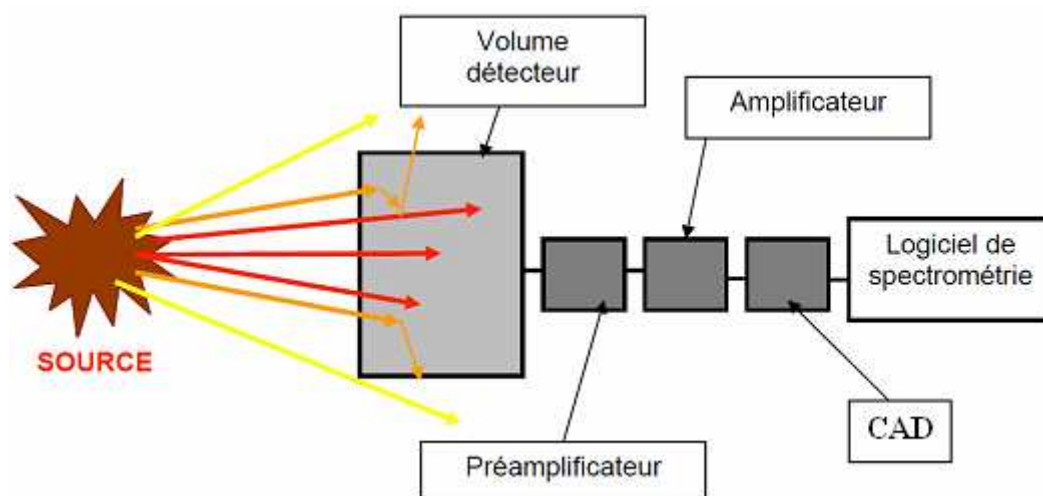
Par conséquent, la préparation et l'utilisation d'échantillons standards, ayant les mêmes conditions que l'échantillon à analyser, est indispensable pour une quantification fiable des radioéléments émetteurs gamma.

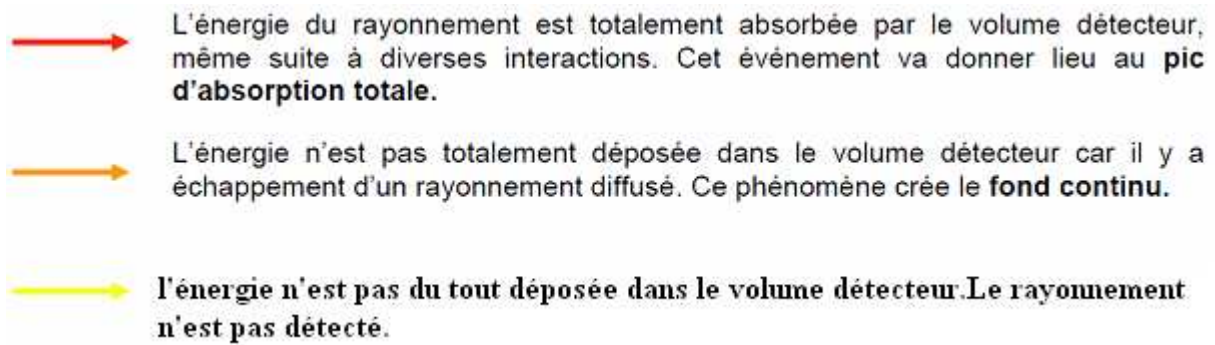
### 2.1. Principe

Le principe de la détection des rayons  $\gamma$  est basé sur l'interaction entre le rayonnement (photons) et la matière du détecteur générant la production d'un signal électrique.

Le photon gamma interagit avec la matière, dans la zone sensible du détecteur, par **effet photoélectrique** et crée **des paires électrons-trous**. Les charges résultantes sont collectées aux électrodes qui constituent les faces opposées du détecteur. Ces dernières sont soumises à une haute différence de potentiel qui polarise le cristal. L'impulsion de courant est transformée en impulsion de tension par le préamplificateur et amplifiée par l'amplificateur (fig.17). Elle est ensuite convertie numériquement par le convertisseur analogique digital (CAD) puis rangée dans la mémoire de l'analyseur multicanaux.

Les radionucléides peuvent être des émetteurs gamma mono énergétiques (émission d'un photon à une énergie) ou des multi émetteurs gamma (émission de plusieurs photons à différentes énergies). Les énergies et les probabilités d'émission de chaque radionucléide sont connues et compilés dans des "bases de données nucléaires". En comparant les énergies des photons détectés aux données de ces bases, on identifie les radionucléides présents dans les différents échantillons de l'environnement. De plus, la quantité des différents photons détectés est caractéristique de la quantité de chaque radionucléide présent dans les différents échantillons de l'environnement.





**Fig. 17 :** Schéma du principe de la spectrométrie gamma

## 2.2. Dispositif d'acquisition et d'analyse

### 2.2.1. L'ensemble de détection

L'ensemble de détection permet de mesurer un signal issu de l'interaction des rayonnements ionisants avec le cristal de germanium, de l'amplifier et de le mettre en forme en vue d'une analyse ultérieure (Courtine, 2007). Deux chaînes de spectrométrie gamma (chaîne 1 et 2) ont été utilisées pour l'analyse des radioéléments dans le compartiment air (aérosols), et dans les compartiments sol et sédiment, respectivement.

Chaque chaîne d'acquisition est composée d'un détecteur (dont la partie sensible est un cristal de germanium hyperpur), placé au centre d'une enceinte blindée. Le détecteur est relié à un réservoir d'azote liquide qui assure le refroidissement du détecteur d'une part, et par le biais d'un préamplificateur d'amplitude à une électronique de détection, d'autre part (fig.17).

L'électronique de détection est composée par :

- un rack contenant l'amplificateur, le moniteur d'azote et l'alimentation de haute tension ;
- une carte d'interface contenant un convertisseur analogique digital (CAD) et un analyseur multi-canaux (MCA) ;
- un micro-ordinateur et;

#### 2.2.1.1. Détecteur

Le cristal de germanium est soumis à une tension inverse créant un champ électrique à l'intérieur de la zone intrinsèque. Lorsqu'un photon arrive à l'intérieur de cette zone, il interagit avec le germanium en produisant des paires électron-trou. Le nombre de paires électron-trou est proportionnel à l'énergie déposée par le photon incident. Le temps de collection de charge est fonction de la géométrie du détecteur, de la haute tension appliquée ainsi que de la nature du cristal (Lutz, 2001 *in* Courtine, 2007). C'est un facteur qui limite l'efficacité du détecteur. De manière à améliorer la résolution du détecteur, celui-ci doit être refroidi, ce qui diminue l'agitation thermique des porteurs de charges. Ceci est assuré par un cryostat à la température de l'azote liquide, soit 77° K. le détecteur est placé dans un château, composé de 2 mm de cuivre et de 10 cm de plomb d'épaisseur, afin de limiter la contribution du bruit de fond ambiant (air, béton) (fig. 18).

On sait de manière générale que dans les détecteurs semi-conducteurs, il existe des zones inactives pour la détection (Knoll, 2000 *in* Courtine, 2007) souvent appelées « zones mortes» (Dead Layers). Si une particule ionisante interagit dans ces zones, il n'y a aucune charge

produite. Celles-ci comprennent notamment les zones dopées dues à l'implantation d'impuretés pour augmenter la conductivité.

Les détecteurs utilisés sont de type coaxial (fig. 18), d'efficacité relative déterminée au 2<sup>ème</sup> pic du <sup>60</sup>Co, et ses spécifications sont résumées dans le tableau 5.

**Tableau N°5** : Caractéristiques des deux détecteurs utilisés

	Détecteur 1	Détecteur 2
Efficacité relative	40%	23%
Résolution pour la raie à 1332 keV du <sup>60</sup> Co	1.9 keV	1.8 keV
Tension de polarisation	3500 volts	2500 volts

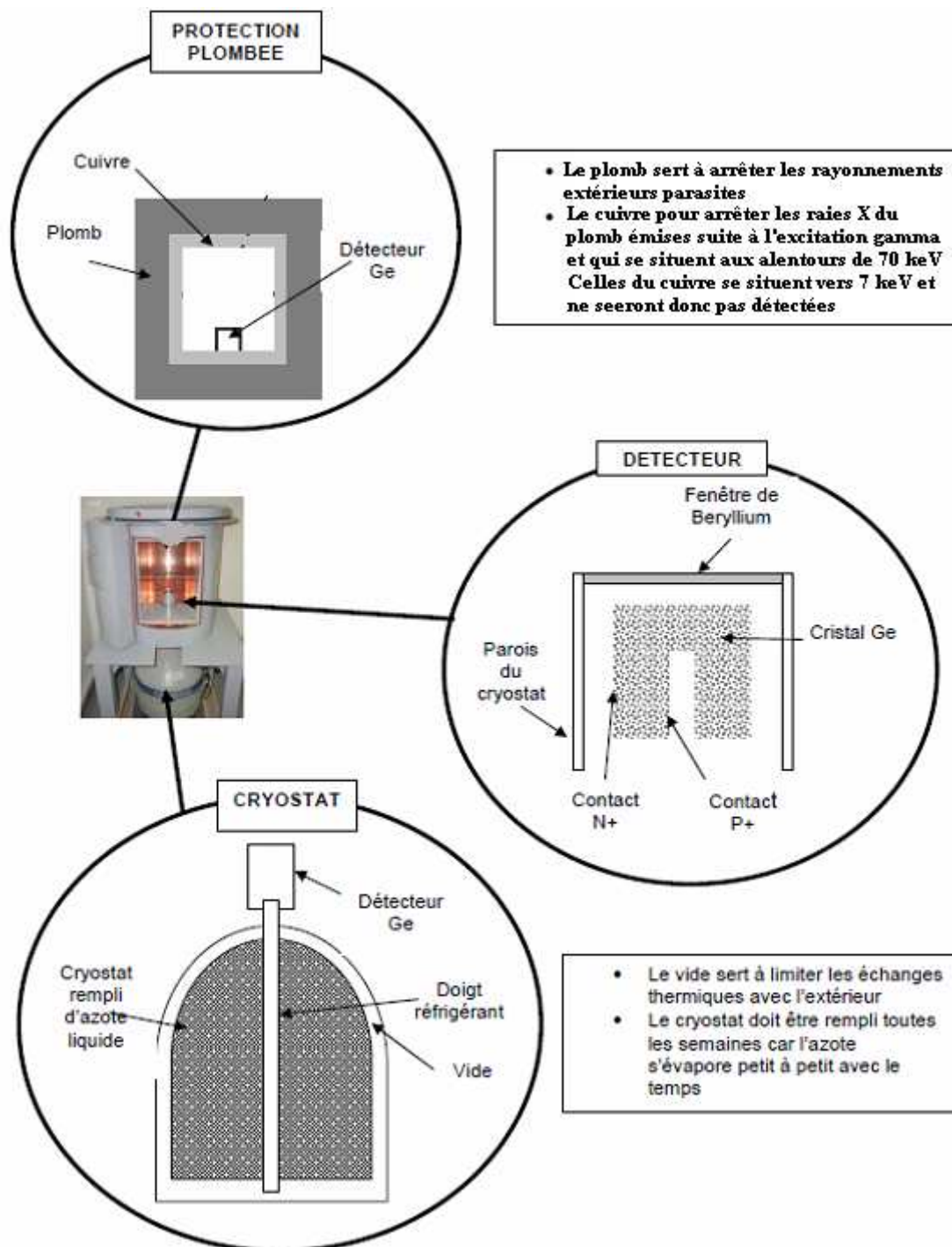


Fig. 18: Description d'un détecteur au GeHP ( Epely, 2005)

### 2.2.1.2. Alimentation haute tension

La haute tension (dynamique de 0 à  $\pm 5$  ou 6 kV) permet de polariser le semi-conducteur afin d'obtenir une zone désertée importante dans le cristal GeHP. En plusieurs circonstances (réchauffement du cristal, absence des basses tensions sur le préamplificateur, perte de vide dans le cryostat), il est impératif que cette polarisation soit coupée (Le petit et Granier, 2002).

### **2.1.3. Alimentation basse tension**

Elle fournit les basses tensions continues ( $\pm 6$ ,  $\pm 12$ , et  $\pm 24$ V) nécessaires à la polarisation des autres éléments de la chaîne électronique (Le petit et Granier, 2002).

#### **2.2.1.4. Préamplificateur**

Pour diminuer le bruit électronique, le préamplificateur doit être placé le plus près possible du détecteur et il est solidaire au cryostat (Courtine, 2007). Le rôle du préamplificateur est d'assurer le transfert du signal vers l'amplificateur (Vigineix, 2006).

#### **2.2.1.5. Amplificateur**

L'amplificateur réalise deux tâches essentielles : la mise en forme du signal et son amplification. Il s'agit de filtrer le signal de manière à avoir le meilleur rapport signal sur bruit. Le signal de sortie du préamplificateur étant assez lent, avant qu'il atteigne zéro volt, il est possible qu'un autre signal arrive (Knoll, 2000 *in* Courtine, 2007). Pour éviter ceci, le signal de sortie du préamplificateur est différencié pour éliminer la composante lente. Cela a pour effet de préserver uniquement l'information relative aux caractéristiques du détecteur contenue dans la constante de temps du signal montant. Ensuite, le signal est intégré pour réduire le bruit et on obtient un signal quasiment gaussien.

La largeur à mi-hauteur de la gaussienne obtenue s'exprime en terme de constante de temps que l'on peut régler. Si elle est choisie trop courte, le bruit est amplifié, si elle est trop longue, on peut assister à l'empilement de deux signaux électriques.

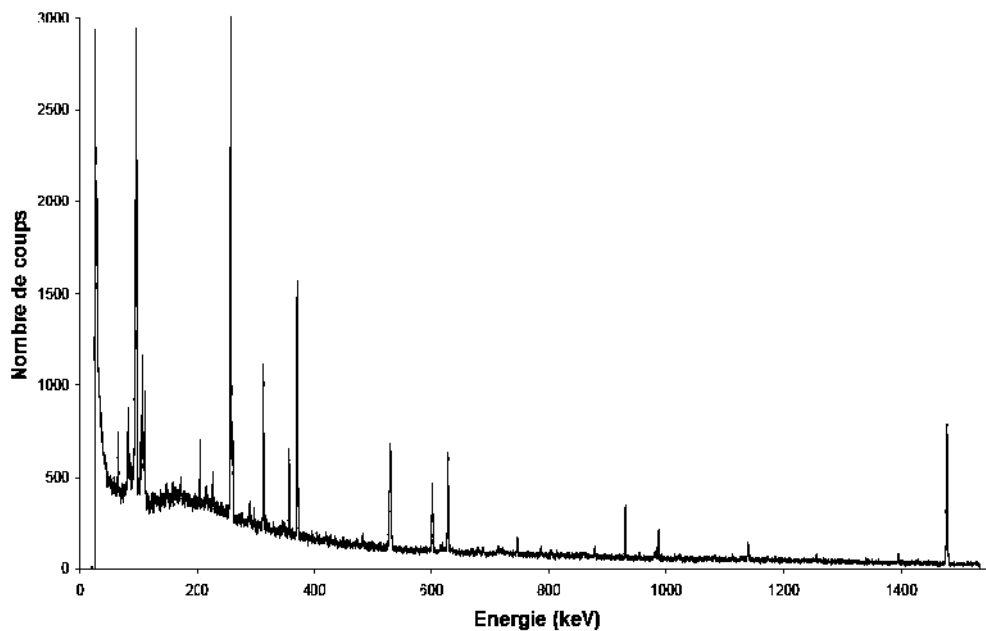
#### **2.2.1.6. Le convertisseur analogique-numérique et l'analyseur multi-canaux**

A la sortie de l'amplificateur, on a un signal continu. Pour l'acquisition, il est préférable de travailler avec des grandeurs discrètes, c'est-à-dire qui ne peuvent prendre qu'un ensemble fini de valeurs. C'est pourquoi on utilise un convertisseur analogique-numérique (ADC), qui transforme l'amplitude du signal électrique fourni par l'amplificateur en une valeur numérique égale à son amplitude qui est alors proportionnel à l'énergie déposée dans le cristal. La sortie de l'ADC est enregistrée dans une mémoire qui possède autant d'adresses que le maximum de numéro de canaux servant à découper le spectre final (Knoll, 2000 *in* Courtine, 2007). Il y a au minimum 4096 canaux disponibles pour l'acquisition.

L'analyseur multi-canaux sert à collecter et enregistrer les événements issus de l'ADC en les classant. Dès qu'un signal a été analysé par l'ADC, l'adresse mémoire dans laquelle il a été enregistré est bloquée et son contenu est incrémenté d'une unité (Knoll, 2000 *in* Courtine, 2007). Cela permet d'obtenir un histogramme en temps réel dans lequel l'énergie déposée dans le cristal est reliée au numéro de canal (plus l'énergie est élevée, plus le numéro de canal est grand) et le nombre de coups dans un canal donné est proportionnel au nombre de photons ayant déposé la même énergie dans le cristal.

### **2.2.2. Le logiciel de traitement et d'analyse du signal**

Le logiciel utilisé est Génie 2000, est commercialisé par la société Canberra. Génie 2000 permet de visualiser en temps réel la sortie de l'analyseur multi-canaux, à savoir un spectre avec en abscisse le numéro de canal et en ordonnée le nombre de coups dans ce canal. De manière à pouvoir identifier les désintégrations radioactives mises en jeu, le spectre doit être étalonné en énergie. Le spectre obtenu est alors un ensemble de pics distribués en énergie se rajoutant à un fond (fig. 19).



**Fig. 19:** Exemple de spectre de radioactivité naturelle obtenu après plusieurs jours de comptage

L'énergie du pic correspond à l'énergie du photon incident, ce qui permet d'identifier le radioélément émetteur gamma. Les pics sont en réalité des gaussiennes dont la largeur à mi-hauteur varie avec l'énergie. Pour évaluer l'activité de l'échantillon, il est nécessaire de calculer la surface de chacun des pics, en ayant effectué au préalable un étalonnage en résolution (largeur à mi-hauteur du spectre) d'une manière régulière.

L'étalonnage en énergie et l'étalonnage en résolution se font en une seule étape mais il existe plusieurs méthodes pour le réaliser :

- ◆ en visualisant le spectre à étalonner, il faut placer le curseur sur le sommet d'un pic. Le logiciel calcule automatiquement le centre du pic et la résolution en canaux. Il faut alors rentrer la correspondance en énergie
- ◆ sur le spectre, il faut placer des marqueurs qui entourent le pic servant à l'étalonnage. Comme précédemment, le logiciel calcule le centre du pic et sa résolution en canaux et il faut entrer l'énergie correspondante du pic.
- ◆ il y a aussi la possibilité de faire une recherche automatique de pics. Le logiciel fournit une liste de pics avec leur centre et leur résolution exprimés en canaux. Il faut indiquer l'énergie de chacun des pics.

L'analyse de spectres, c'est-à-dire le calcul de la surface des pics ne peut être possible que si l'étalonnage en énergie et en résolution a été fait. Une fois ceci effectué, l'analyse sort une liste de pics avec leurs surfaces respectives. Il est possible au logiciel d'identifier le radioélément responsable d'un pic en comparant avec des tables et de calculer l'activité.

## 2.3. Conditions expérimentales

### 2.3.1. Etalonnage en énergie

Si l'instrumentation était parfaite, la réponse énergie-canal de la chaîne de spectrométrie gamma serait une droite définie à partir des coordonnées d'un seul pic étalon.

En fait, un décalage de seuil et une non – linéarité sont observés si bien qu'il s'avère nécessaire de faire appel à des étalons qui procurent un jeu de raies gamma suffisamment

complets pour décrire au mieux cette réponse (la gamme d'énergies d'intérêt allant de 30 à 2000 KeV).

L'incertitude attendue sur la mesure de l'énergie des raies gamma à partir d'une relation énergie-canal polynômiale est de l'ordre  $\pm 0.1$  keV. Dans le cadre d'une mesure d'un échantillon d'environnement, cette incertitude est largement suffisante pour l'identification des radionucléides (Le petit et Granier, 2002).

Dans notre cas, la calibration a été réalisée au moyen de trois sources standards qui sont le  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$  et  $^{60}\text{Co}$ , et ceci à l'aide du logiciel de la spectrométrie gamma génie 2000.

Le menu 'étalonnage' propose plusieurs modes d'étalonnages en énergie (Canberra, 2010). Dans notre cas, le mode d'étalonnage par bibliothèque, par la méthode du curseur a été utilisé, et qui permet de sélectionner les radionucléides des sources étalons afin de récupérer leurs énergies de raies. Pour pouvoir utiliser cette méthode du curseur, il est nécessaire qu'un spectre soit présent dans la fenêtre principale et que le curseur soit positionné sur le sommet du pic désiré. En cliquant sur le bouton Curseur, le numéro du canal correspondant à la position du curseur est automatiquement mis à jour dans le champ « canal ». Ensuite, la courbe d'étalonnage sera affichée pour que le programme puisse faire la recherche automatique des pics des radioéléments (fig. 20).

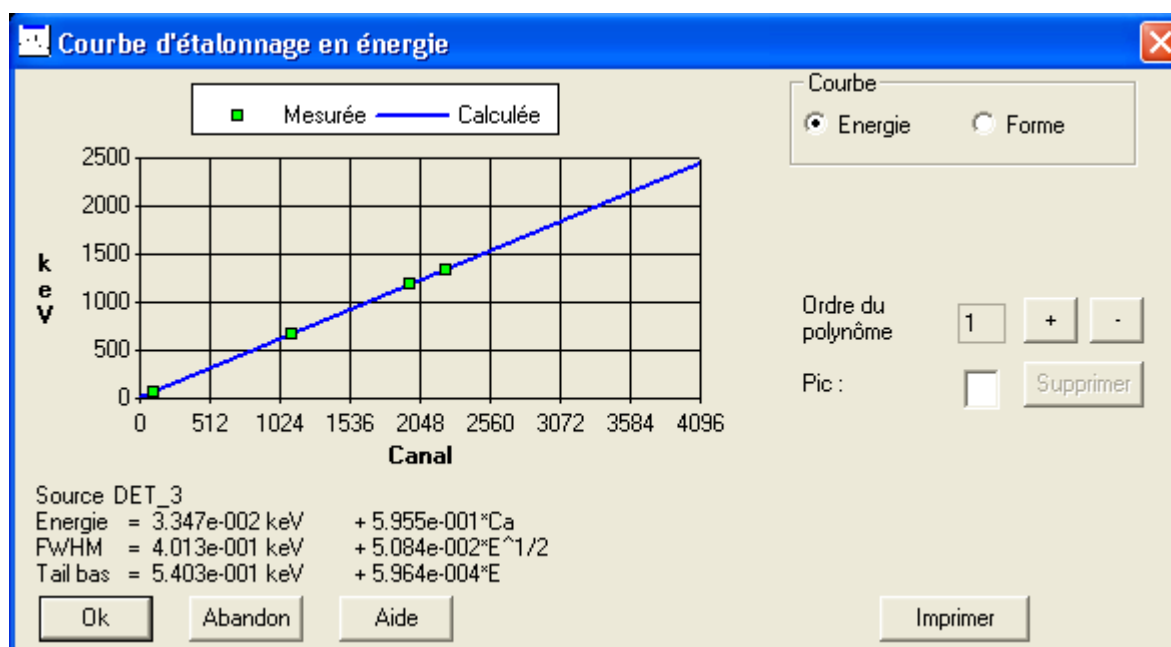


Fig. 20: courbe d'étalonnage en énergie

### 2.3.2. Comptage du bruit de fond

Le bruit de fond est le comptage ou l'enregistrement d'un spectre dans des conditions normales d'utilisation de la chaîne de mesure en l'absence de l'échantillon dont on veut compter le rayonnement. La connaissance de ce bruit de fond est utile pour améliorer la justesse des résultats de mesure de l'activité, notamment dans le cas des traces (Le petit et Granier, 2002).

On peut faire la distinction entre une mesure du bruit de fond du détecteur seul et une mesure de type 'blanc d'analyse' qui peut être réalisée avec un conteneur vide ou rempli d'une matrice réputée sans activité.

De nombreux laboratoires effectuent les mesures périodiques de bruit de fond en considérant le détecteur seul.

Les bruits de fond de chaque radionucléide analysé (à l'exception du  $^{137}\text{Cs}$  et du  $^7\text{Be}$ ), à des différents temps de comptage, avec et sans conteneur, des deux détecteurs, sont reportés dans le tableau N°6. Une fois quantifiés, les bruits de fond seront soustraits aux spectres des échantillons.

**Tableau N°6 :** Comptage des bruits de fond des deux détecteurs utilisés, en coups.

Radio. élément	Détecteur 1						Détecteur 2					
	sans filtre			Filtre propre			sans conteneur			avec conteneur		
	48h	72h	96h	48h	72h	96h	48h	72h	96h	48h	72h	96h
$^{210}\text{Pb}$	210 ±22	326 ±19	371 ±19	292 ±17	433 ±12	544 ±13	ND	ND	ND	ND	ND	ND
$^{238}\text{U}$	422 ±12	612 ±11	715 ±11	430 ±17	597 ±10	737 ±9	ND	ND	136 ±25	ND	97 ±52	105 ±36
$^{212}\text{Pb}$	1537 ±4	2180 ±3	2876 ±3	1640 ±4	2464 ±3	3280 ±3	ND	ND	ND	ND	ND	ND
$^{214}\text{Pb}$	520 ±8	779 ±7	964 ±6	525 ±9	765 ±7	1056 ±6	ND	ND	114 ±24	132 ±24	166 ±19	190 ±23
$^{214}\text{Bi}$	436 ±8	613 ±7	815 ±6	522 ±8	756 ±6	1010 ±5	ND	ND	ND	40 ±39	66 ±31	108 ±24
$^{228}\text{Ac}$	43 ±45	77 ±30	131 ±21	85 ±27	146 ±20	180 ±21	ND	ND	ND	ND	ND	ND
$^{40}\text{K}$	708 ±4	1124 ±4	1552 ±3	1564 ±3	2301 ±2	3080 ±2	ND	ND	159 ±10	113 ±14	152 ±11	264 ±9

ND : non détecté

### 2.3.3. Etalonnage en efficacité

Le nombre de photons émis par une source n'est pas détecté en totalité, le résultat brut donné par la mesure doit être corrigé par l'efficacité de comptage, pour obtenir l'activité réelle.

En effet, la surface du détecteur ne détecte pas l'intégralité du rayonnement émis, mais uniquement les photons gamma émis dans l'angle solide  $\Omega$  défini par la source supposée ponctuelle. L'efficacité de comptage (appelée aussi rendement de détection) est le rapport entre le nombre de photons mesurés dans un spectre et le nombre de photons émis de l'échantillon.

La détermination de l'activité contenue dans un échantillon de l'environnement nécessite la connaissance de ce rendement qui dépend de la configuration de la source, de la géométrie de comptage et de l'énergie du rayonnement. La précision des résultats de mesure de l'activité du radioélément présent dans l'échantillon est essentiellement basée sur la méthodologie suivie lors de la calibration en efficacité qui nécessite des moyens et du temps.

Pour déterminer l'efficacité de détection d'un échantillon, on doit disposer d'une source standard ayant les mêmes caractéristiques que l'échantillon à mesurer (densité, volume), en se plaçant dans les mêmes conditions de mesure.

L'efficacité est obtenue par la relation suivante :

$$\varepsilon = \frac{N_{\text{réel}}}{A \times t \times I \times m(v)} \quad (37)$$

Avec :

$\varepsilon$  : Efficacité

$N_{\text{réel}}=N_{\text{net}}-N_{\text{bf}}$  : Surface d'un pic de l'élément considéré (après soustraction du bruit de fond)

A : Activité de cet élément dans le standard ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$  ;  $\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ )

t : Temps réel de comptage (s)

I : Intensité du pic considéré

m (v) : Masse de l'étalon (g) ou le volume en ( $\text{m}^3$ )

La grande diversité des échantillons de l'environnement, pose un certain problème, du fait qu'il faut disposer de plusieurs standards de différentes composition et géométrie, ce qui nécessite plus de moyens.

Afin de préparer un standard, il existe deux grandes familles d'étalons. La première regroupe les radionucléides caractérisés par un schéma de désintégration simple et l'émission d'un nombre limité de raies gamma intenses. On regroupe principalement dans cette catégorie : le  $^{22}\text{Na}$  (1274 keV),  $^{60}\text{Co}$  (1173 et 1332 keV) et le  $^{137}\text{Cs}$  (661.6 keV).

L'autre grande famille rassemble les références multiphotoniques, c'est-à-dire les radionucléides qui émettent un grand nombre de raies  $\gamma$ , bien réparties en énergie. Leur schéma de désintégration est souvent complexe, mais cette difficulté apparente ne limite pas leur utilisation. Le radionucléide le plus répondu de nos jours est l' $^{152}\text{Eu}$  ; il permet un étalonnage depuis 122 keV jusqu'à 1400 keV grâce aux différentes raies  $\gamma$  intenses.

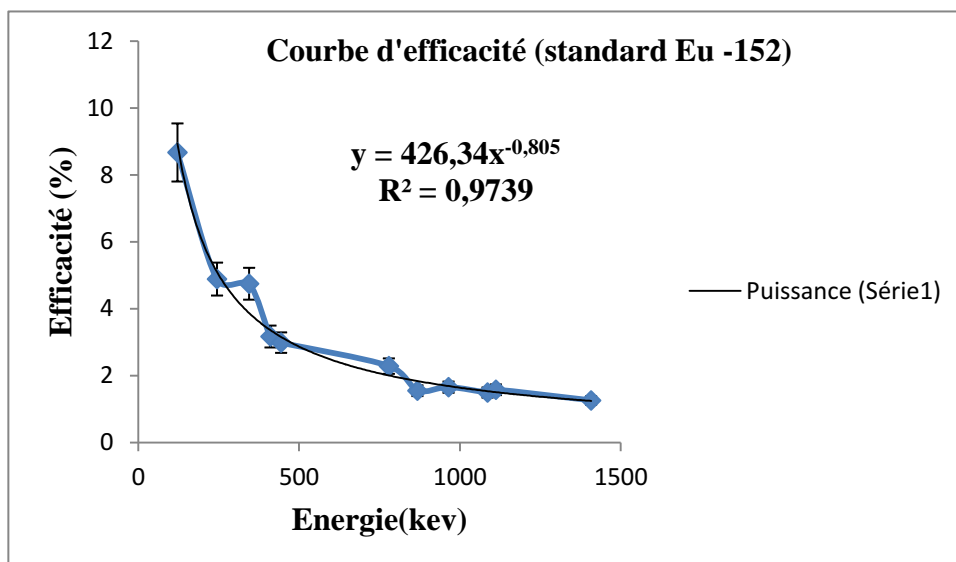
### 2.3.3.1. Standard filtre

En raison de la gamme d'énergie des radioéléments d'intérêt émetteurs gamma allant de 30 à 2000 keV, un échantillon standard a été préparé en utilisant un filtre rectangulaire propre et une source radioactive liquide d' $^{152}\text{Eu}$ .

L'échantillon standard a été contaminé par 4 ml de l' $^{152}\text{Eu}$ , et séché à l'étuve.

L'activité totale d' $^{152}\text{Eu}$  injectée dans le filtre standard est de 181.31 Bq.

Après comptage de l'échantillon standard (filtre placé au contact du capot du germanium), et analyse du spectre, la courbe d'efficacité a été tracée (fig. 21).



**Fig. 21:** courbe d'efficacité d'un standard filtre préparé à l'aide de l' $^{152}\text{Eu}$

A partir de l'équation de cette courbe, les efficacités des radioéléments d'intérêts ont été calculées et reportées dans le tableau 7.

**Tableau N°7:** Efficacités des radionucléides étudiés dans les filtres en fonction de leur énergie (détecteur 1)

Radionucléides	$^{210}\text{Pb}$	$^{238}\text{U}$	$^{212}\text{Pb}$	$^{214}\text{Pb}$	$^7\text{Be}$	$^{214}\text{Bi}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{40}\text{K}$
<b>Energie(KeV)</b>	46,5	63,3	238,6	352	477,6	609,4	911,1	1460,8
<b>Efficacités</b>	0,197	0,154	0,053	0,039	0,030	0,025	0,018	0,012
<b>Incertitudes</b>	0.005	0.004	0.002	0.002	0.0015	0.0008	0.0007	0.0006

### 2.3.3.2. Standard sol/sédiment

Deux standards préparés auparavant par l'équipe de laboratoire d'environnement ont été utilisés dans cette étude. Ils s'agissait de l' $^{152}\text{Eu}$  et le  $^{133}\text{Ba}$ , avec des activités de 1256 Bq et 1850 Bq, respectivement. Les équations de deux courbes ont permis de calculer les efficacités des radioéléments d'intérêt et qui sont données par le tableau N°8.

**Tableau N°8** : Rendements de détection des différentes masses.

Radioéléments	Efficacités (%)			
	50 g	100 g	150 g	200 g
<sup>210</sup> Pb	6,675	5,439	4,267	3,607
<sup>241</sup> Am	8,143	7,112	5,835	5,022
<sup>238</sup> U	8,451	7,448	6,165	5,329
<sup>212</sup> Pb	4,379	3,480	3,324	2,685
<sup>214</sup> Pb	2,792	2,195	2,059	1,664
<sup>7</sup> Be	1,932	2,195	1,381	1,127
<sup>214</sup> Bi	1,425	1,116	1,003	0,826
<sup>137</sup> Cs	1,284	1,007	0,902	0,745
<sup>228</sup> Ac	0,847	0,677	0,606	0,504
<sup>40</sup> K	0,447	0,383	0,366	0,302

En raison de la variation de la masse entre 50, 100, 150 et 200g, des équations linéaires ont été établies entre les efficacités et leurs masses correspondantes pour un radionucléide donné, pour calculer les efficacités des masses intermédiaires et qui sont données ci-dessous :

$$^{210}\text{Pb: Eff(\%)} = -0,020 m + 7,591 ; R^2 = 0,983/$$

$$^{241}\text{Am: Eff(\%)} = -0,021 m + 9,188 ; R^2 = 0,993$$

$$^{238}\text{U: Eff(\%)} = -0,021 m + 9,511 ; R^2 = 0,994$$

$$^{212}\text{Pb: Eff(\%)} = -0,010 m + 4,77 ; R^2 = 0,937$$

$$^{214}\text{Pb: Eff(\%)} = -0,007 m + 3,058 ; R^2 = 0,945$$

$$^7\text{Be: Eff(\%)} = -0,006 m + 2,466 ; R^2 = 0,721$$

$$^{214}\text{Bi: Eff(\%)} = -0,003 m + 1,570 ; R^2 = 0,958$$

$$^{137}\text{Cs: Eff(\%)} = -0,003 m + 1,415 ; R^2 = 0,9860$$

$$^{228}\text{Ac: Eff(\%)} = -0,002 m + 0,934 ; R^2 = 0,967$$

$$^{40}\text{K: Eff(\%)} = -0,001 m + 0,487 ; R^2 = 0,957$$

## 2.4. Comptage

### 2.4.1. Analyse des spectres expérimentaux

Les boîtes contenant les échantillons solides (sol et sédiment) et les filtres ont été, selon l'activité des radioéléments à déterminer, mises à compter pendant 48 à 96 heures, dans les mêmes conditions géométriques que les étalons. Trois exemples de spectres gamma sont présentés (Figures 22, 23 et 24, Annexe N°2).

### 2.4.2. Calculs des activités et leurs incertitudes

L'activité massique ou volumique du radioélément considéré, contenue dans les sols et les sédiments, est déterminée par la formule ci-dessous :

$$A = \frac{N_{réel}(N_{brut} - N_{bf})}{\varepsilon \times t \times I \times m} \quad (38)$$

Où :

A : Activité massique du radioélément considéré (Bq.kg-1),  
 N : Surface du pic du radioélément (nombre de coups),  
 N<sub>bf</sub> : Surface de bruit de fond du pic du radioélément considéré,  
 I : Intensité de la raie du radioélément,  
 t : Temps de comptage (s),  
 ε : Efficacité du radioélément,  
 m : masse du solide (kg).

L'incertitude absolue sur l'activité massique est donnée par :

$$\sigma A = A \sqrt{\left(\frac{\sigma N}{N}\right)^2 + \left(\frac{\sigma \varepsilon}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\sigma I}{I}\right)^2 + \left(\frac{\sigma m}{m}\right)^2 + \left(\frac{\sigma t}{t}\right)^2} \quad (39)$$

L'activité volumique du radioélément considéré, contenue dans aérosols, est déterminée par la formule 40 ci-dessous :

$$A = \frac{N_{réel}(N_{brut} - N_{bf})}{\varepsilon \times t \times I \times v} \quad (40)$$

Où :

A : Activité volumique du radioélément considéré (Bq/m<sup>3</sup>),  
 N<sub>brut</sub> : Surface du pic du radioélément (nombre de coups),  
 N<sub>bf</sub> : Surface de bruit de fond du pic du radioélément considéré,  
 I : Intensité de la raie du radioélément,  
 t : Temps de comptage (s),  
 ε : Efficacité du radioélément,  
 v : volume (m<sup>3</sup>).

L'incertitude absolue sur l'activité volumique est donnée par :

$$\sigma A = A \sqrt{\left(\frac{\sigma N}{N}\right)^2 + \left(\frac{\sigma \varepsilon}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\sigma I}{I}\right)^2 + \left(\frac{\sigma v}{v}\right)^2 + \left(\frac{\sigma t}{t}\right)^2} \quad (41)$$

Les activités surfaciques totales (inventaires) en <sup>210</sup>Pb «en excès» et en <sup>137</sup>Cs de chaque carotte sont calculées au moyen de la formule 42 ci-dessous :

$$A_{surfactive} = \frac{\sum A_{spécif.} \times m_i}{S} \quad (42)$$

A<sub>surfactive</sub>: Activité surfacique totale de la carotte (Bq.cm<sup>-2</sup>),  
 A<sub>spécifique</sub>: Activité massique du niveau i (Bq.kg<sup>-1</sup>),

$m_i$  : Masse du niveau  $i$  (Kg),

$S$  : Surface de la carotte ( $78.5 \text{ cm}^2$  pour la carotte de sédiment ;  $56.7 \text{ cm}^2$  pour la carotte de sol).

### 2.4.3. Activité Minimale Détectable (AMD)

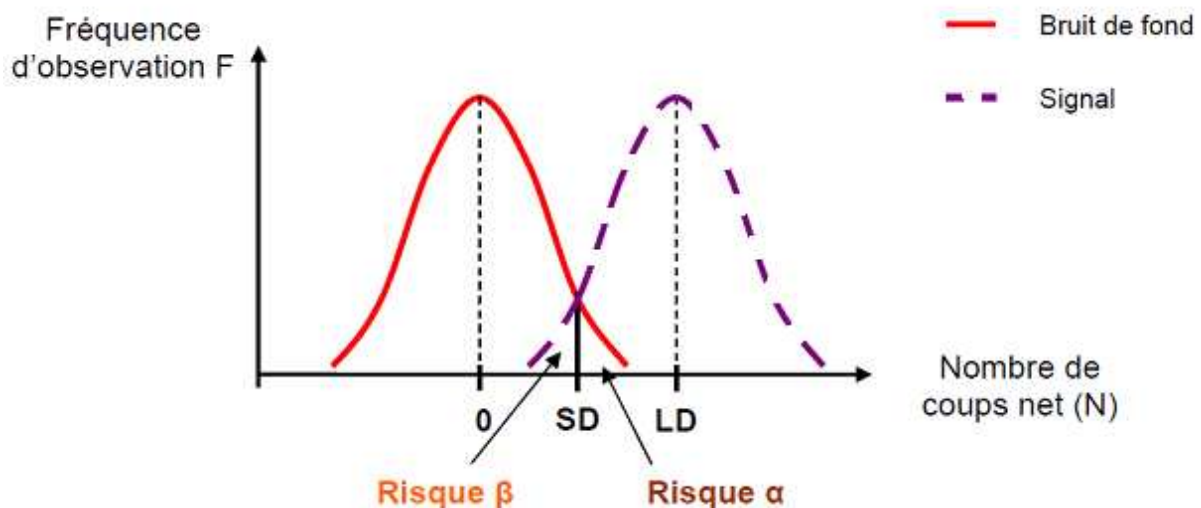
L'AMD est l'activité minimale détectable, c'est-à-dire l'activité au dessous de laquelle un radioélément n'est pas détecté. Elle peut être calculée pour les radioéléments présents dans le spectre enregistré mais aussi pour tous les autres isotopes non détectés, mais faisant partie de la bibliothèque utilisée.

Pour arriver à une valeur de l'AMD, on utilise deux autres valeurs : Le seuil de décision (SD) et la limite de détection (LD) (fig. 25).

Le seuil de décision est celui au dessous duquel on estime qu'un signal  $N$  n'est pas significatif et la limite de détection correspond à la valeur du plus petit signal qui peut être quantifié de manière fiable. Ces deux grandeurs s'expriment en nombre de coups, et typiquement  $SD < LD$ .

Lors du procédé de décision, on est face à 2 risques:

- ✓ affirmer que le signal est significatif alors qu'il ne l'est pas (**risque  $\alpha$** ).
- ✓ affirmer que le signal n'est pas significatif alors qu'il l'est (**risque  $\beta$** ).



**Fig. 25** : Illustration des concepts de seuil de décision (SD) et limite de détection (LD). Le nombre de coups net signifie que le bruit de fond a été soustrait.

Le calcul du SD se fait en tenant compte du bruit de fond et d'une manière simplifiée :

$$SD = 2\sqrt{2N_{bf}} \quad (43)$$

A partir du SD, on calcul la LD :

$$LD = 2SD \quad (44)$$

On va comparer les signaux à étudier à la LD :

- Le signal  $N$  est supérieur à la LD : on calculera normalement l'activité associé  $A$  à partir de  $N$  avec la formule (38 ou 40)

- Le signal N est inférieur à la LD: on calculera l'AMD à partir de la LD :

$$AMD = \frac{LD}{\varepsilon \times I \times \Delta t} \quad (45)$$

# **CHAPITRE IV**

## **RESULTATS ET DISCUSSION**

Les résultats obtenus à partir de l'analyse des échantillons d'aérosols et de sols prélevés au niveau du site Frantz-Fanon, et de sédiments de la baie d'Alger, sont présentés plus loin. Les tableaux de valeurs (activités massiques, volumiques et surfaciques et leurs incertitudes à la date de comptage) correspondants sont reportés dans l'annexe n°3. Les valeurs des activités massiques des éléments sont rapportées au poids sec.

## 1. Résultats

### 2.1. Echantillons d'aérosols

Les activités volumiques des échantillons d'air et leurs incertitudes sont calculées à l'aide des équations 40 et 41, et les résultats sont reportés dans le tableau 9, Annexe 3.

#### 1.1.1. Activités spécifiques

##### 1.1.1.1 $^{210}\text{Pb}$

Les activités du  $^{210}\text{Pb}$  dans les filtres varient entre une valeur minimale de  $0.192 \pm 0.011 \text{ mBq/m}^3$ , enregistrée au niveau du filtre N°8, et une valeur maximale de  $1.145 \pm 0.058 \text{ mBq/m}^3$ , enregistrée au niveau du filtre N°22, avec une valeur moyenne de  $0.426 \pm 0.022 \text{ mBq/m}^3$  (fig. 26)

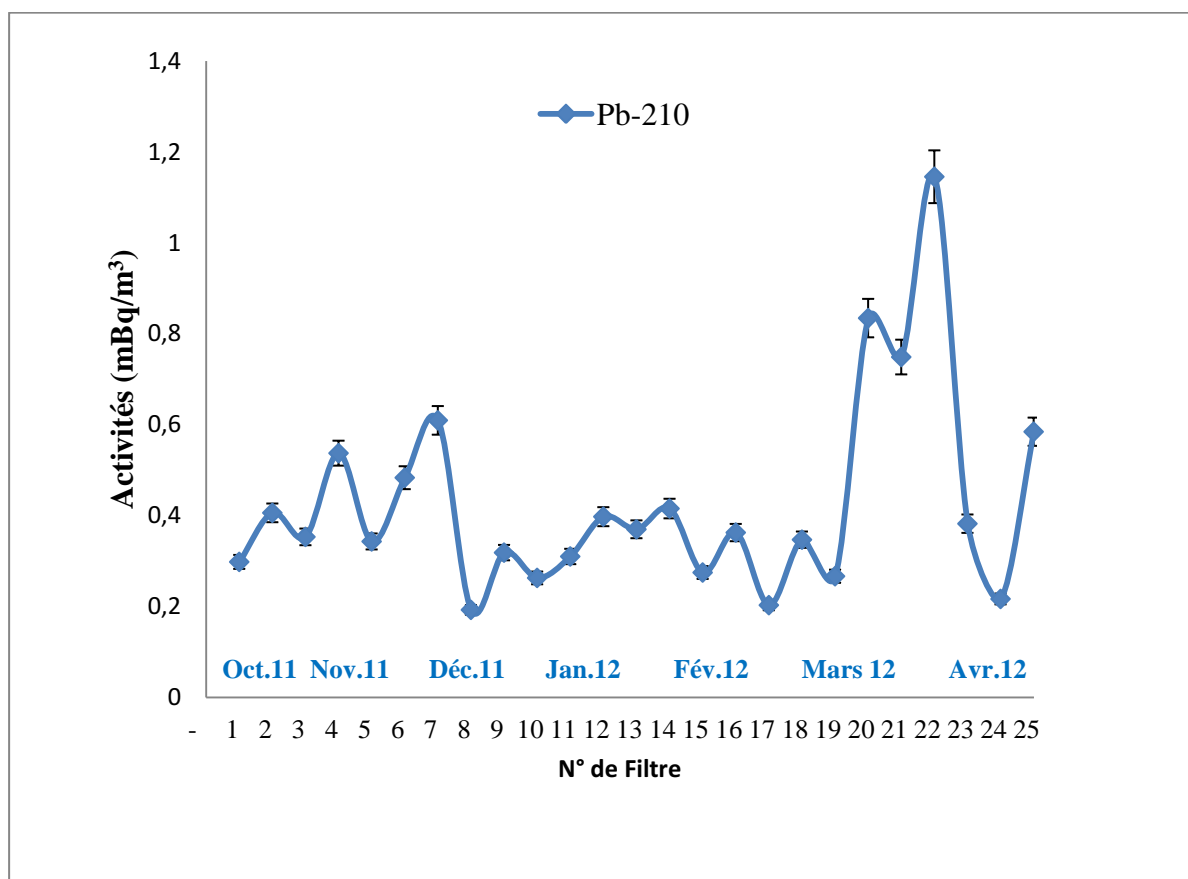


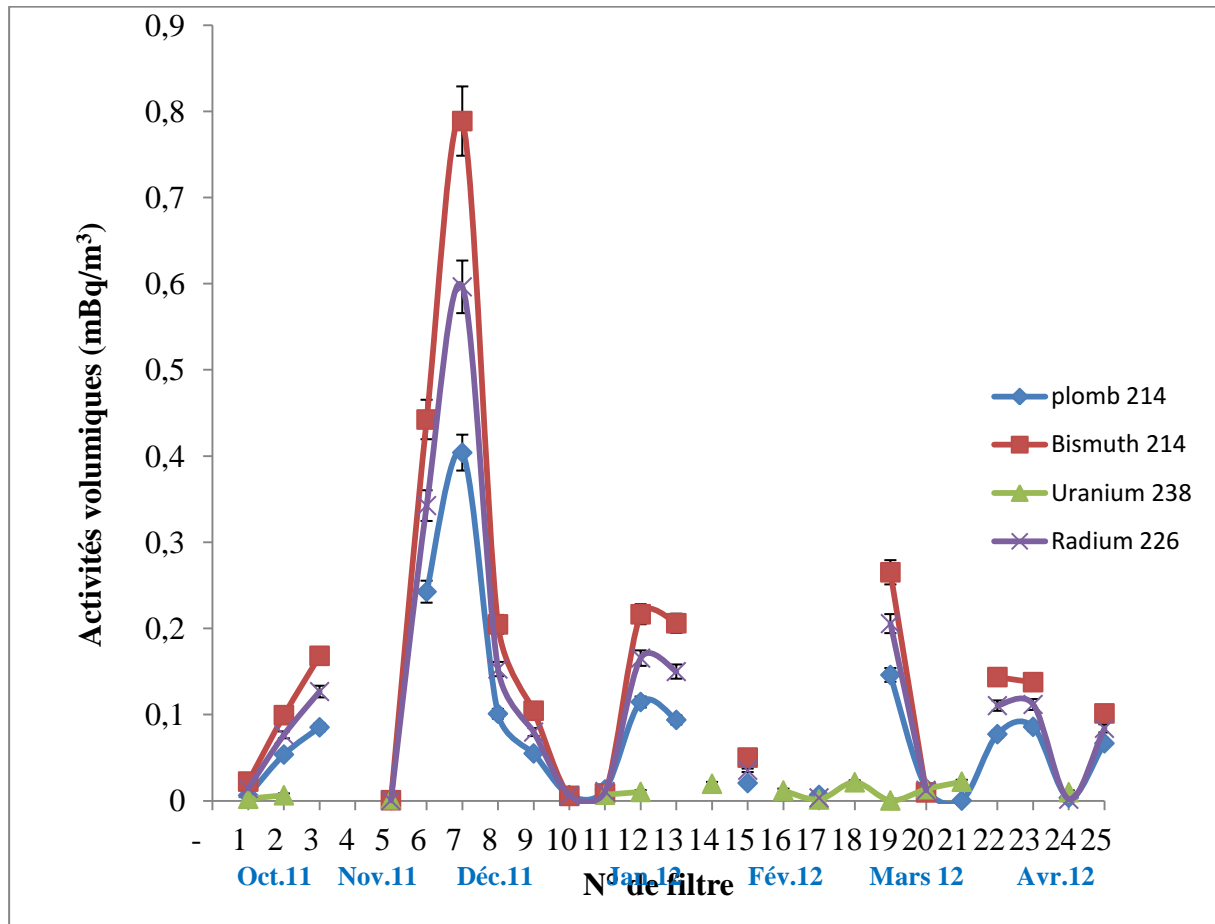
Fig. 26 : Variation de l'activité du  $^{210}\text{Pb}$  en fonction des différents filtres d'air

### 1.1.1.2. L' $^{238}\text{U}$ et ses descendants $^{226}\text{Ra}$ , $^{214}\text{Pb}$ et $^{214}\text{Bi}$

La majorité des activités de l' $^{238}\text{U}$  dans l'air ne sont pas détectées, et la moyenne des activités est de  $0.01\pm 0.001\text{ mBq/m}^3$ .

Le filtre N°7 présente des activités maximales pour le  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  et  $^{226}\text{Ra}$ , elles sont de l'ordre de  $0.404\pm 0.021\text{ mBq/m}^3$ ;  $0.789\pm 0.04\text{ mBq/m}^3$  et  $0.596\pm 0.03\text{ mBq/m}^3$ , respectivement (fig. 27).

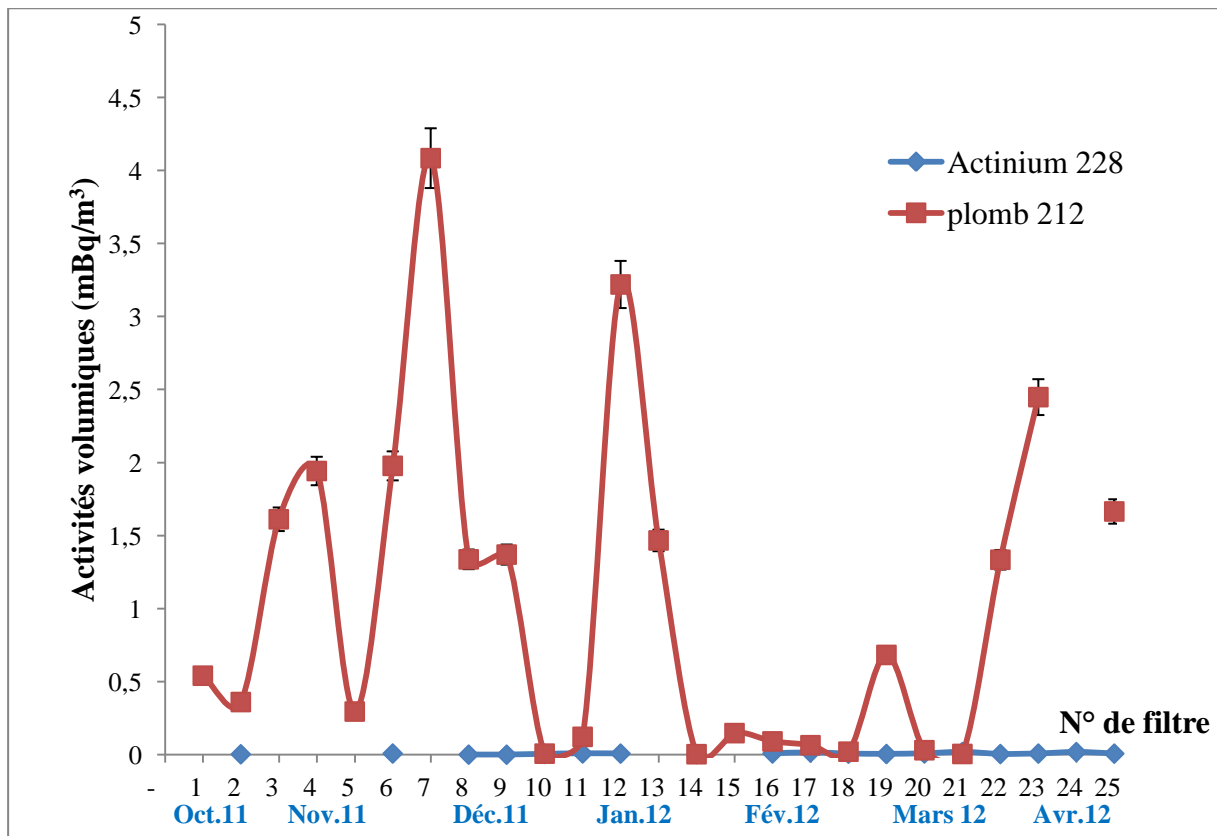
La moyenne des activités pour ces trois radionucléides  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  et  $^{226}\text{Ra}$  sont de l'ordre de  $0.08\pm 0.004\text{ mBq/m}^3$ ,  $0.165\pm 0.009\text{ mBq/m}^3$  et  $0.108\pm 0.006\text{ mBq/m}^3$ , respectivement.



**Fig. 27:** Variation des activités de l' $^{238}\text{U}$  et ses descendants  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  et  $^{214}\text{Bi}$  en fonction des différents filtres d'air

### 1.1.1.3. Les descendants du $^{232}\text{Th}$ : $^{228}\text{Ac}$ et $^{212}\text{Pb}$

Concernant les descendants du  $^{232}\text{Th}$ , l' $^{228}\text{Ac}$  présente des activités très faibles, voire non détectables avec une moyenne de  $0.008\pm 0.001\text{ mBq/m}^3$ . Tandis que les activités du  $^{212}\text{Pb}$  sont comprises entre  $0.004\pm 0.0001\text{ mBq/m}^3$  (au niveau du F<sub>14</sub>) et  $4.085\pm 0.205\text{ mBq/m}^3$  (au niveau du F<sub>7</sub>) avec une moyenne de  $1.035\pm 0.052\text{ mBq/m}^3$  (fig. 28).

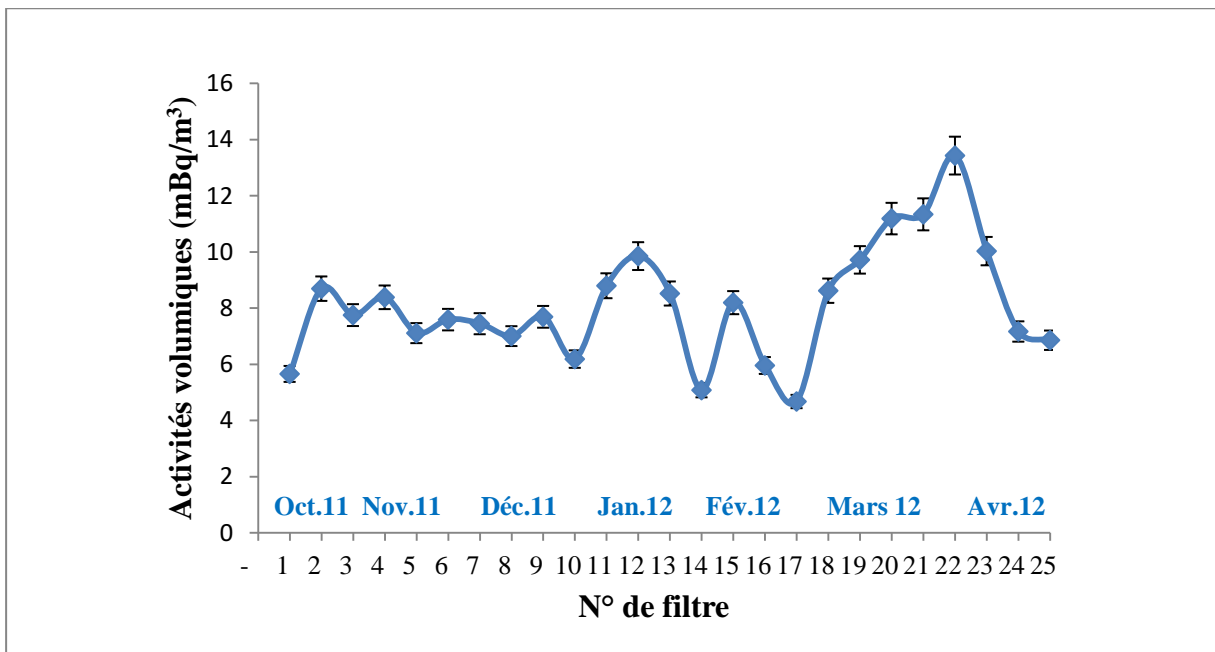


**Fig. 28 :** Variation des activités de  $^{228}\text{Ac}$  et du  $^{212}\text{Pb}$  en fonction des différents filtres d'air

#### 1.1.1.4. $^7\text{Be}$

Les activités du  $^7\text{Be}$  sont comprises entre  $4.680 \pm 0.237 \text{ mBq/m}^3$  (au niveau du Filtre 17) et  $13.438 \pm 0.674 \text{ mBq/m}^3$  (Filtre 22) avec une valeur moyenne de  $8.123 \pm 0.408 \text{ mBq/m}^3$  (fig. 29).

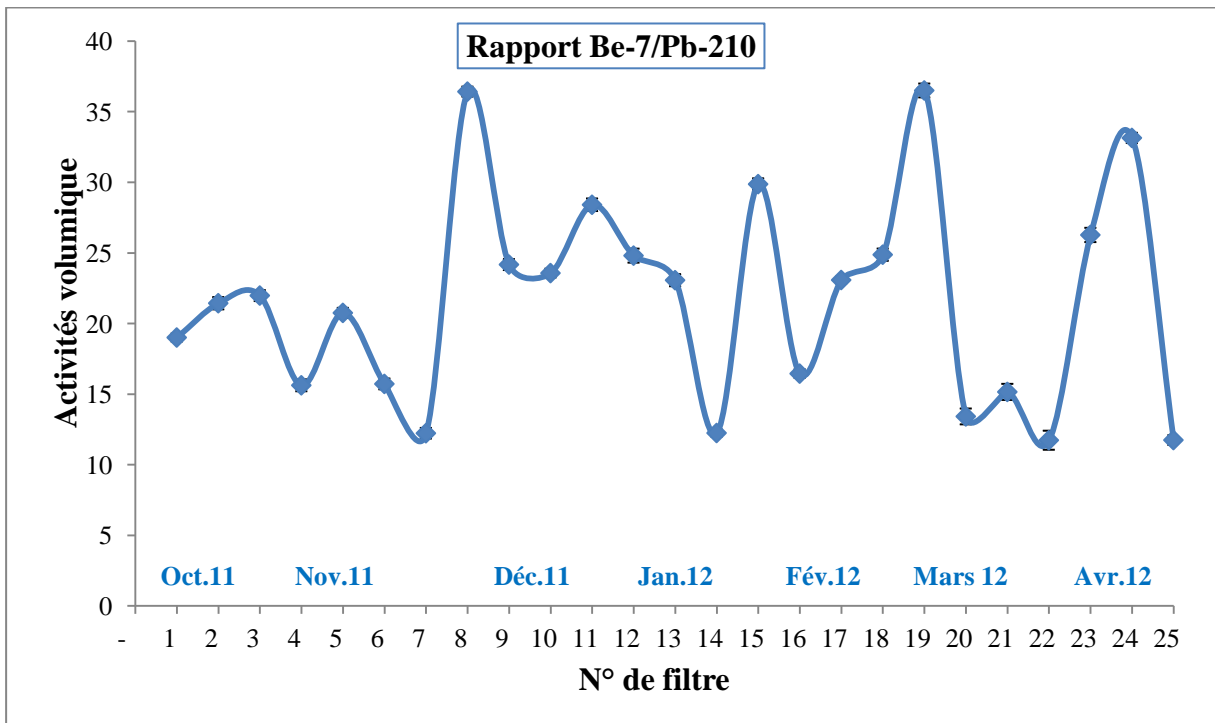
Les activités des derniers filtres prélevés ( $F_{20}$  à  $F_{25}$ ) dans des périodes sèches à moins pluvieuses sont plus élevées par rapport aux autres filtres, certains d'entre eux, ont été prélevés dans des périodes de fortes précipitations, à titre d'exemple le  $F_{15}$  où les précipitations sont de l'ordre de 60 mm.



**Fig. 29:** Variation de l'activité du  $^7\text{Be}$  en fonction des différents filtres d'air

#### 1.1.1.5. Rapport $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$

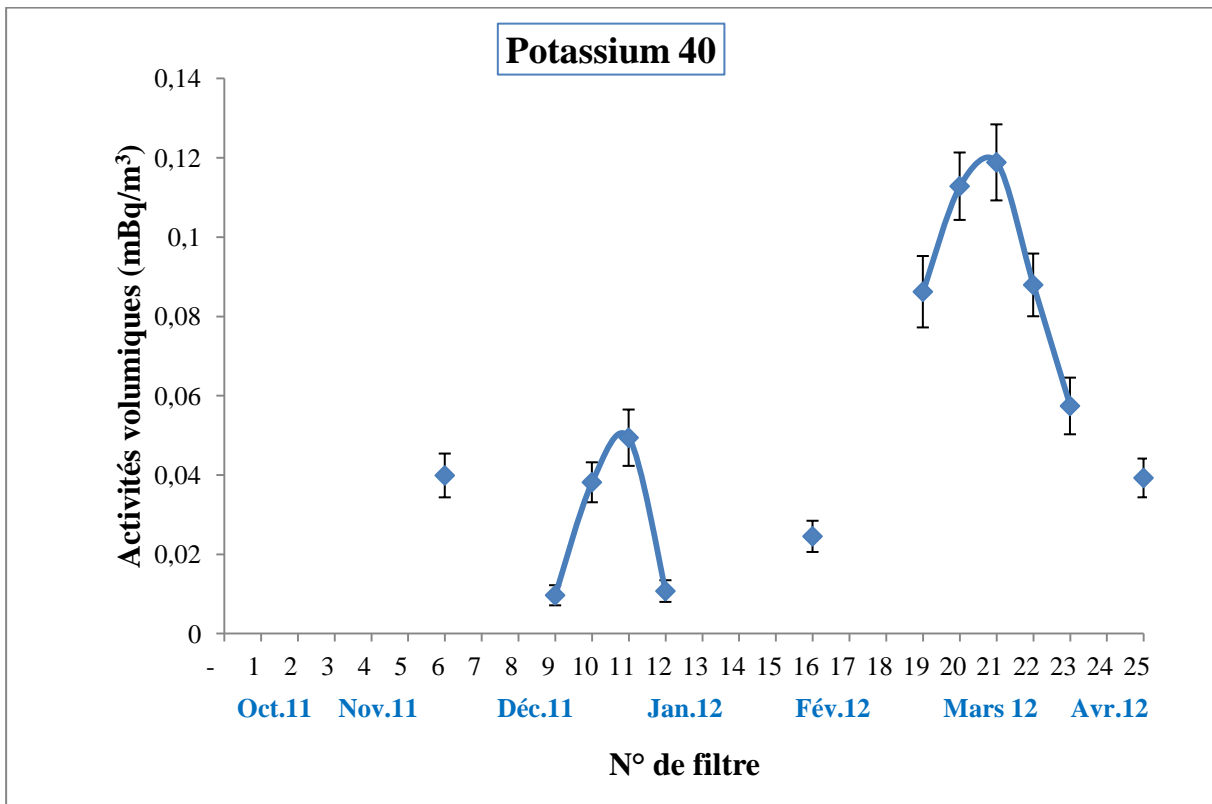
Ce rapport varie entre 36, au niveau du F<sub>19</sub> et 11.73, au niveau du F<sub>22</sub>, avec un rapport moyen de 21.6 (fig. 30).



**Fig. 30 :** Variation du rapport  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$  en fonction des différents filtres d'air

### 1.1.1.6. $^{40}\text{K}$

Les activités du  $^{40}\text{K}$  dans les différents filtres sont très faibles voir négligeables, et présentent une moyenne de  $0.056 \pm 0.006 \text{ mBq/m}^3$  (fig. 31)



**Fig. 31 :** Variation de l'activité du  $^{40}\text{K}$  en fonction des différents filtres d'air

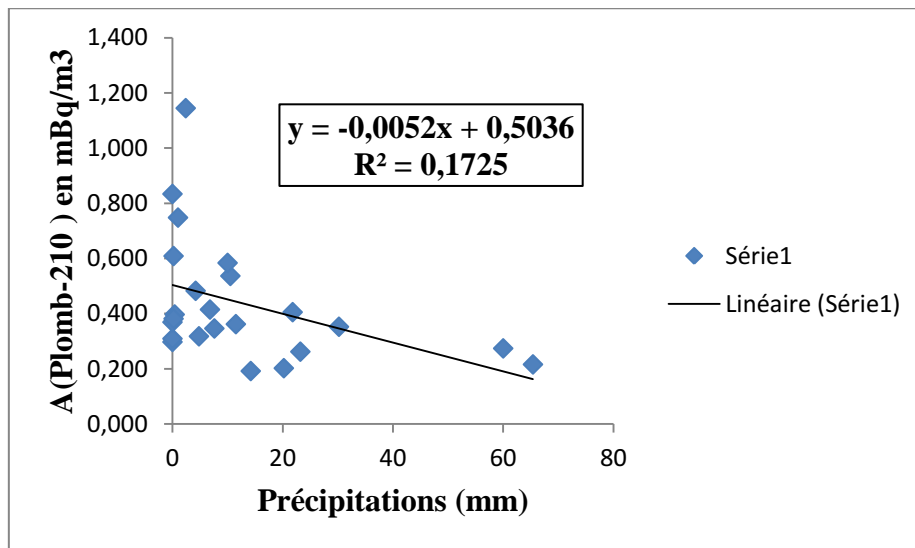
### 1.1.2. Corrélations des activités spécifiques avec les paramètres météorologiques

Les corrélations entre les activités des radioéléments ( $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$ ) et les paramètres météorologiques (température de l'air, précipitations et humidité) ont été établies et les résultats sont reportés dans le tableau 10.

**Tableau N°10 :** Coefficients de corrélation entre les activités spécifiques du  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$  et certains paramètres météorologiques

	$^7\text{Be}$	$^{210}\text{Pb}$
Température de l'air	0.036	0.058
Précipitations	0.068	0.172
Humidité	0.064	0.116

On remarque que les corrélations sont très faibles. A titre d'exemple, la corrélation entre les activités de  $^{210}\text{Pb}$  et les précipitations a été présentée (fig. 32).



**Fig. 32** : Corrélation entre les activités du  $^{210}\text{Pb}$  et les précipitations (Octobre.2011-Avril 2012)

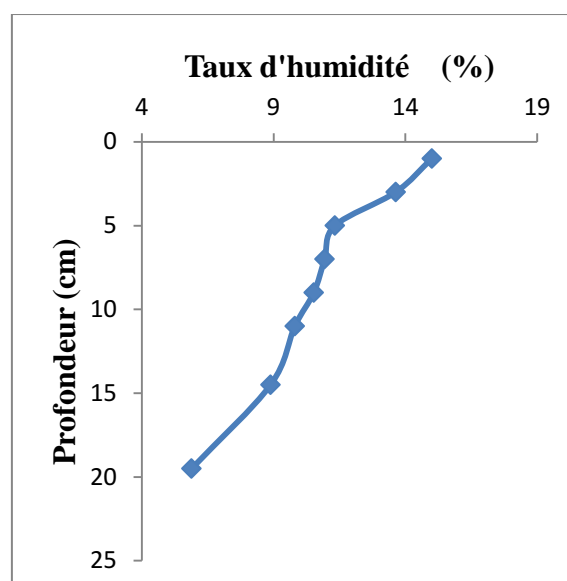
## 2.2. Echantillons solides

Les activités massiques des différents échantillons solides et leurs incertitudes sont calculées à l'aide des formules 38 et 39, et les résultats sont reportés dans les tableaux 11 et 12 en annexe 3.

### 2.2.1. Sols

#### 2.2.1.1. Taux d'humidité (porosité)

Le profil de porosité de la carotte de sol montre une décroissance en fonction de la profondeur (fig.33). Les valeurs de porosité varient entre 5 et 15% et sont reportées dans le tableau 3 de l'annexe 1.



**Fig. 33**: profil de la porosité en % en fonction de l'épaisseur des couches de la carotte de sol

### 1.2.1.2. Activités spécifiques

#### 1.2.1.2.1. $^{210}\text{Pb}$ et $^{210}\text{Pb}$ en excès

Les activités du  $^{210}\text{Pb}$  dans la carotte du sol varient entre une valeur minimale de  $29.85 \pm 1.85$  Bq/kg, enregistrée au niveau de l'avant dernière couche (12-17 cm) et une valeur maximale de  $51.73 \pm 2.82$  Bq/kg enregistrée au niveau de la première couche (0-2 cm) avec une moyenne de  $36.22 \pm 2.02$  Bq/kg (Fig. 34).

L'activité du  $^{226}\text{Ra}$  a été calculée sur la base de l'équilibre séculaire du  $^{214}\text{Pb}$  et  $^{214}\text{Bi}$  en prenant la valeur moyenne.

Le  $^{210}\text{Pb}$  in situ peut être estimé en partant du principe que ces radioéléments sont à l'équilibre. En soustrayant aux activités en  $^{210}\text{Pb}$  total les valeurs des activités en  $^{226}\text{Ra}$ , le  $^{210}\text{Pb}$  en excès est obtenu.

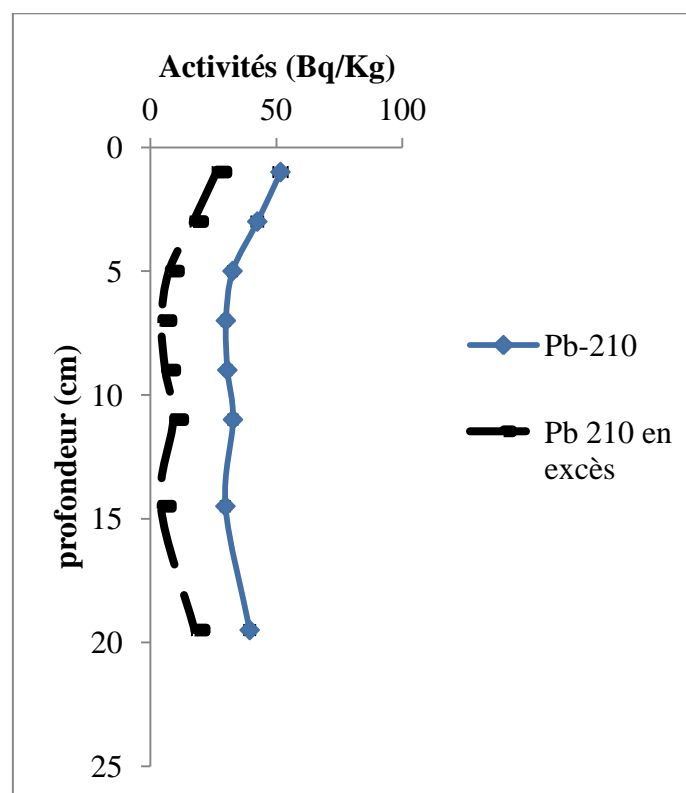


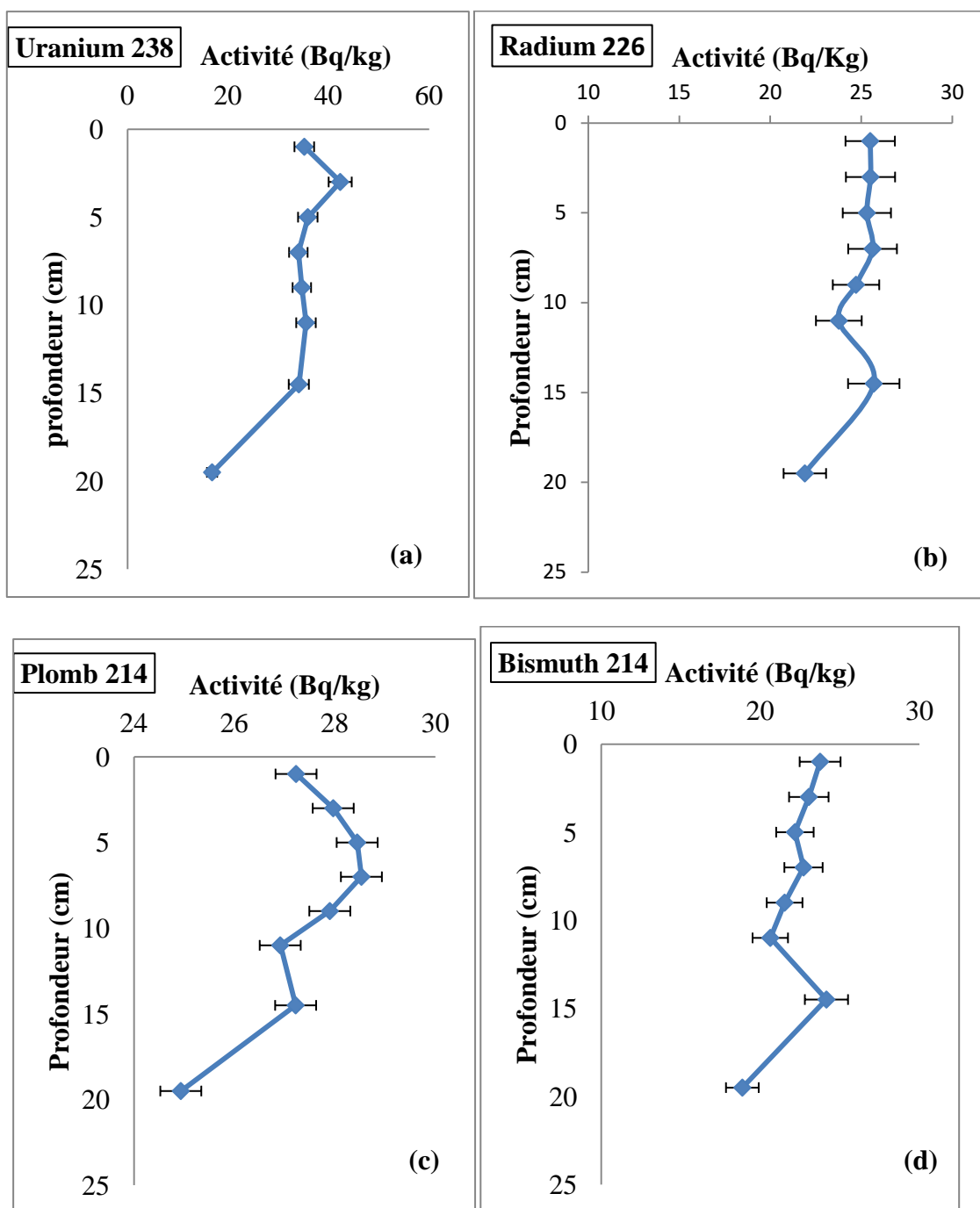
Fig. 34: profils du  $^{210}\text{Pb}$  et  $^{210}\text{Pb}$  en excès dans la carotte du sol

#### 1.2.1.2.2. L' $^{238}\text{U}$ et ses descendants $^{226}\text{Ra}$ , $^{214}\text{Pb}$ et $^{214}\text{Bi}$

Les profils verticaux du  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  et  $^{226}\text{Ra}$  ont la même allure que le père de la série ( $^{238}\text{U}$ ) puisqu'ils sont en équilibre séculaire. Les activités spécifiques de l' $^{238}\text{U}$  varient entre  $16.83 \pm 1.01$  Bq/kg, enregistrée au niveau de la base de carotte et une valeur maximale de  $42.33 \pm 2.30$  Bq/kg, enregistrée au niveau de la couche (2-4 cm) avec une moyenne de  $33.50 \pm 1.85$  Bq/kg (fig. 35 a).

Les activités du  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  et  $^{226}\text{Ra}$  varient entre des valeurs minimales  $24.93 \pm 1.31$  ;  $18.87 \pm 1.03$  ;  $21.90 \pm 1.16$  Bq/kg et des valeurs maximales  $28.53 \pm 1.48$  ;  $24.16 \pm 1.36$ , et

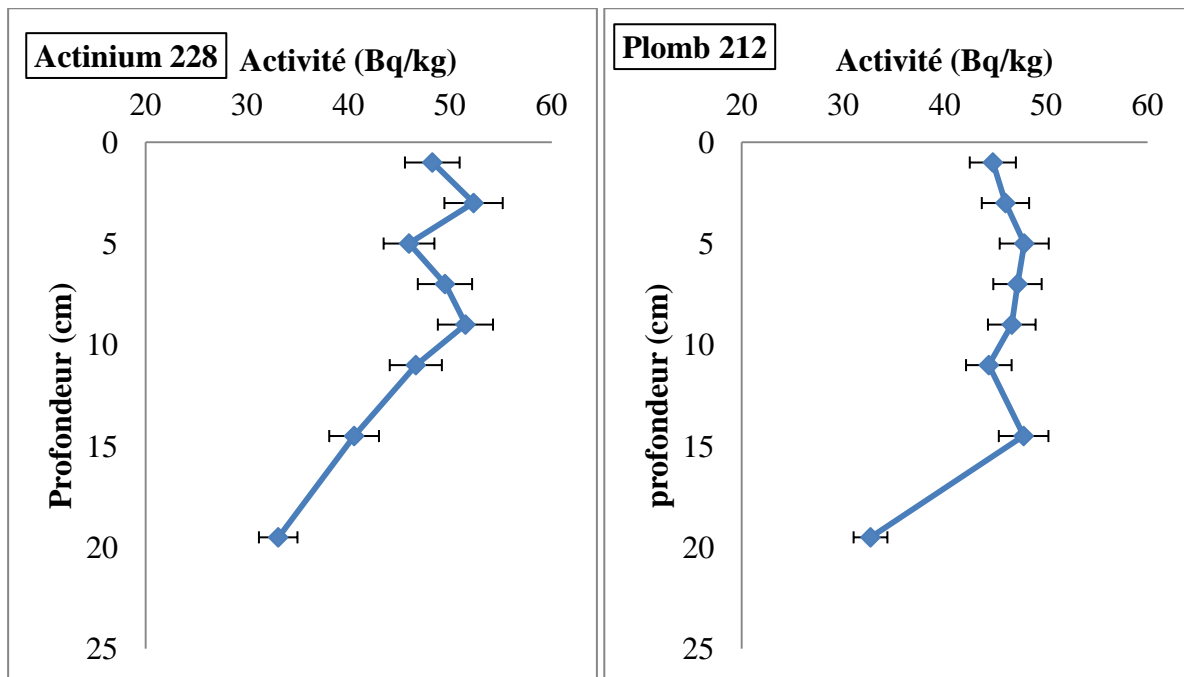
25.69±1.41Bq/kg avec des valeurs moyennes de 27.39±1.43 ; 22.11±1.19 et 24.75±1.31 Bq/kg, respectivement (fig. 35 b, c, et d)



**Fig. 35 :** variation de l'activité de l' $^{238}\text{U}$ (a),  $^{226}\text{Ra}$ (b),  $^{214}\text{Pb}$  (c) et  $^{214}\text{Bi}$ (d) dans la carotte de sol

### 1.2.1.2.3. Les descendants du $^{232}\text{Th}$ : $^{228}\text{Ac}$ et $^{212}\text{Pb}$

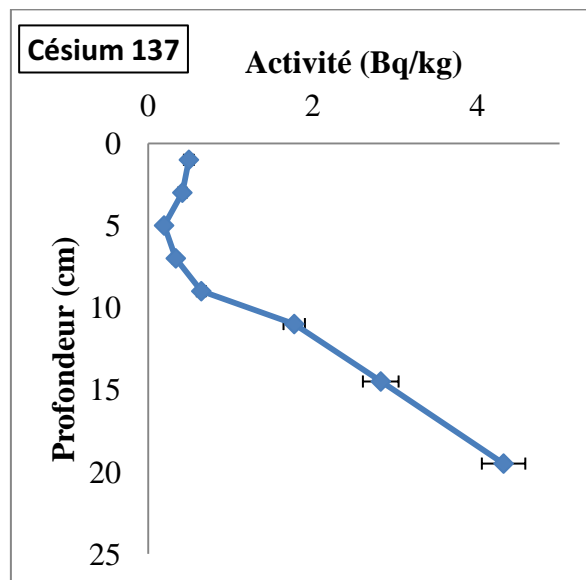
Les activités de l' $^{228}\text{Ac}$  et le  $^{212}\text{Pb}$  fluctuent entre des valeurs minimales de 33.07±1.90, 32.70±1.67 Bq/kg, et des valeurs maximales de 52.32±2.87 et 47.86±2.42 Bq/kg avec des valeurs moyennes de 45.98±2.55 et 44.66±2.26 Bq/kg, respectivement (fig. 36).



**Fig. 36** : Variation de l'activité de l' $^{228}\text{Ac}$ (a) et du  $^{212}\text{Pb}$ (b) dans la carotte de sol

#### 1.2.1.2.4. $^{137}\text{Cs}$

Les activités du  $^{137}\text{Cs}$  varient entre une valeur minimale de  $0.19 \pm 0.03$  Bq/kg, enregistrée au niveau de la couche (4-6 cm) et une valeur maximale de  $4.32 \pm 0.26$  Bq/kg, enregistrée au niveau de la base de la carotte avec une valeur moyenne de  $1.37 \pm 0.11$  Bq/kg (fig. 37).



**Fig. 37**: profil du  $^{137}\text{Cs}$  dans la carotte de sol

#### 1.2.1.2.5. $^{40}\text{K}$

Les activités du  $^{40}\text{K}$  dans la carotte de sol varient entre une valeur minimale de  $611.46 \pm 31.78$  Bq/kg, enregistrée au niveau de la base de carotte, et une valeur maximale de  $831.62 \pm 42.83$

Bq/kg, enregistrée an niveau de la couche (2-4 cm) avec une moyenne de  $770.74 \pm 39.75$  Bq/kg (fig. 38).

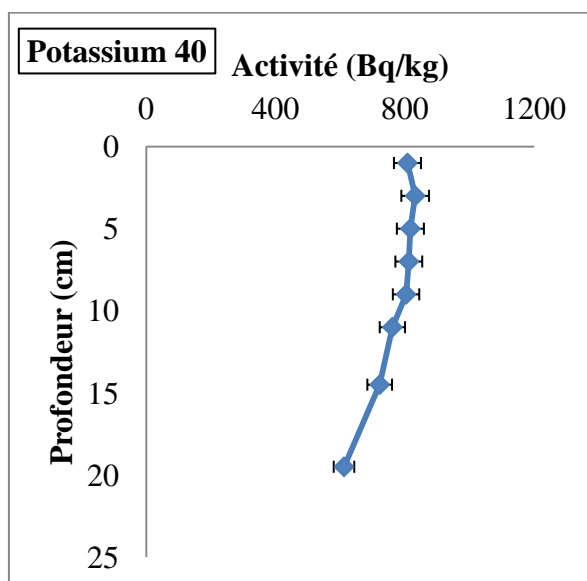


Fig. 38 : profil du  $^{40}\text{K}$  dans la carotte de sol

### 1.2.1.3. Activités surfaciques

Les activités surfaciques (inventaires) en  $^{210}\text{Pb}$  et  $^{137}\text{Cs}$  dans le sol ont été calculées et sont de l'ordre de  $0.5 \text{ Bq/cm}^2$  et  $0.48 \text{ Bq/cm}^2$ , respectivement (Tableau 13).

A titre d'exemple, un sol dont la contamination surfacique est de  $900 \text{ Bq/m}^2$  en césium 137, représente 900 atomes de  $^{137}\text{Cs}$  qui se désintègrent à chaque seconde à l'intérieur de chaque mètre carré de sol ; et 767 rayonnements gamma de 661.6 keV sont émis au sein de chaque mètre carré de sol.

Tableau N°13 : Activités surfaciques totales en  $^{137}\text{Cs}$  et en  $^{210}\text{Pb}$  en excès de la carotte de sol

Couche (cm)	Poids secs(kg)	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/kg)	Poids • A ( $^{137}\text{Cs}$ )	$^{210}\text{Pb}$ en excès (Bq/kg)	Poids • A (Pb-210)
(0-2)	0.17	0.49	0.083	26.23	4.459
(2-4)	0.19	0.41	0.077	17.00	3.23
(4-6)	0.235	0.19	0.044	7.36	1.729
(6-8)	0.285	0.33	0.094	4.41	1.256
(8-10)	0.255	0.64	0.163	5.90	1.504
(10-12)	0.23	1.77	0.407	9.07	2.086
(12-17)	0.405	2.83	1.146	4.16	1.684
(17-22)	0.72	4.32	3.110	17.58	12.657
$\Sigma$			<b>5.126</b>		<b>28.60</b>
<b>Act. surf.tot.(Inventaire total) de <math>^{137}\text{Cs}</math>= <math>5.126/56.7</math>(surf.du carottier)=<math>0.09 \text{ Bq/cm}^2</math></b>					
<b>Act. surf.tot.(Inventaire total) de <math>^{210}\text{Pb}</math> en excès= <math>28.60/56.7</math>(surf.du carottier)=<math>0.5 \text{ Bq/cm}^2</math></b>					

#### 1.2.1.4. Estimation de la vitesse de migration verticale du $^{137}\text{Cs}$ et datation au $^{210}\text{Pb}$ de la carotte de sol

##### 1.2.1.4. 1. Estimation de la vitesse de migration verticale du $^{137}\text{Cs}$

Les vitesses de migration verticales du  $^{137}\text{Cs}$  ont été estimées à l'aide d'un modèle compartimental simple (Kirchner et Baumgartner, 1992). Ce modèle repose sur les deux équations suivantes :

$$\frac{dc_1(t)}{dt} = -[\lambda + k_{1,2}]c_1(t) \quad (46)$$

$$\frac{dc_i(t)}{dt} = -[\lambda + k_{i,i+1}]c_i(t) + k_{i-1,i}c_{i-1}(t), \quad i = 2, \dots, N \quad (47)$$

Avec :

$C_i$  : la concentration (activité) du radioélément considéré ( $^{137}\text{Cs}$ ) dans la couche  $i$  ;

$K_{i,j}$  : Coefficient de relaxation du radioélément ( $^{137}\text{Cs}$ ) du compartiment  $i$  vers le compartiment  $j$  ;

$\lambda$  : Constante de désintégration radioactive de  $^{137}\text{Cs}$  ( $0.023 \text{ a}^{-1}$ ).

A partir des différentes activités surfaciques ( $\text{Bq/m}^2$ ), les coefficients de relaxation ont été calculés.

Dans notre application, on a calculé uniquement  $K_{1,2}$  de la première couche (0-4cm) et après intégration de l'équation n°46.

Une fois le coefficient calculé, la période de rétention (temps de résidence) et vitesse de migration sont calculées à l'aide des formules 20 et 21, respectivement, et les résultats sont reportés dans le tableau 14.

**Tableau n° 14:** Coefficient de relaxation, période de rétention et vitesse de migration du  $^{137}\text{Cs}$  dans la carotte de sol

Couche (cm)	$^{137}\text{Cs}$ ( $\text{Bq/m}^2$ )	$K$ ( $\text{a}^{-1}$ )	Période de rétention (ans)	Vitesse de migration (cm /a)
0-4	14.28	0.136	5.09	0.78

##### 1.2.1.4.2. Estimation de l'âge de chaque couche de sol par le modèle CRS

Une fois l'inventaire total et celui de chaque couche de sol de  $^{210}\text{Pb}$  en excès, calculés, et à l'aide du modèle 'Constant Rate of Supply to sediment' (CRS) (formule 30), les différents âges sont calculés et reportés dans le tableau 15 ci-après. Le modèle 'Constant Initial

Concentration' (CIC), (formule 36) n'a pas pu être appliqué à cause du profil du  $^{210}\text{Pb}$  en excès **non exponentiel** en profondeur, ce qui faussait la datation.

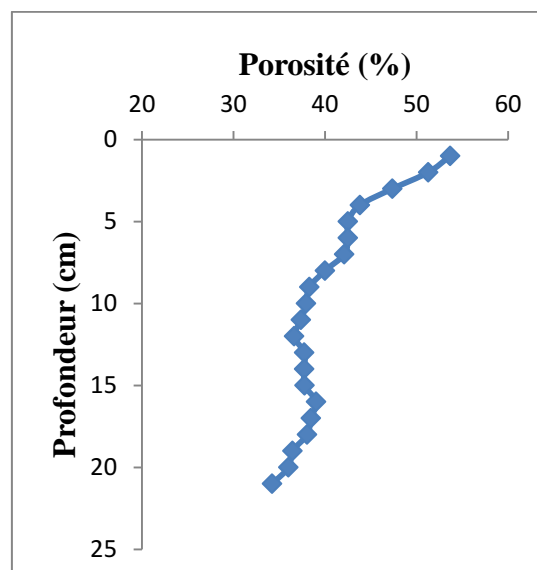
**Tableau N°15** : Ages des différentes couches de sol estimés par le modèle CRS

Couche (cm)	t (ans)
(0-2)	/
(2-4)	5.45
(4-6)	10.08
(6-8)	12.86
(8-10)	15.04
(10-12)	17.86
(12-17)	22.24
(17-22)	<b>26.27</b>

## 1.2.2. Sédiments

### 1.2.2.1. Taux d'humidité (porosité)

Le profil de porosité de la carotte de sédiment montre une décroissance en fonction de la profondeur (fig. 39). Les valeurs de porosité de sédiment varient entre 30 et 50 % et sont reportées dans le tableau N°4 de l'annexe 1.



**Fig. 39:** profil de la porosité en % en fonction de l'épaisseur des couches de la carotte de sédiment

## 1.2.2.2. Activités spécifiques

### 1.2.2.2.1. $^{210}\text{Pb}$ et $^{210}\text{Pb}$ en excès

Les activités du  $^{210}\text{Pb}$  dans la carotte du sédiment sont comprises entre  $32.46 \pm 1.85$  Bq/kg, enregistrée au niveau de la base de carotte et  $498.83 \pm 25.46$  Bq/kg, enregistrée au niveau de la couche (1-2cm) avec une moyenne de  $128.81 \pm 6.71$  Bq/kg. Le  $^{210}\text{Pb}$  en excès a la même allure que le  $^{210}\text{Pb}$  (activité maximale au niveau de la couche (1-2cm) et activité minimale au niveau de la base de carotte) avec une activité moyenne de  $104 \pm 5.36$  Bq/kg (fig. 40).

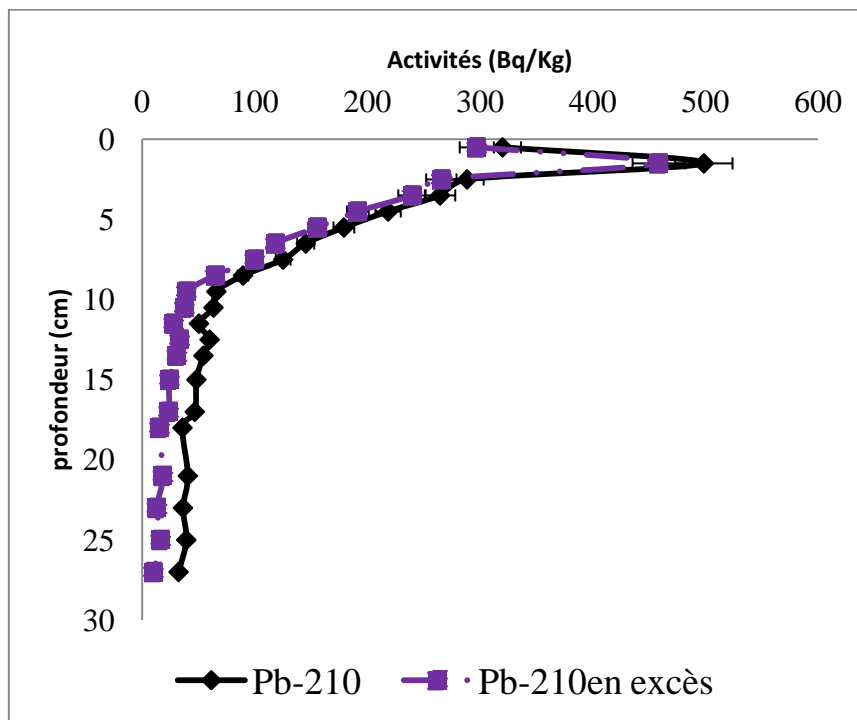
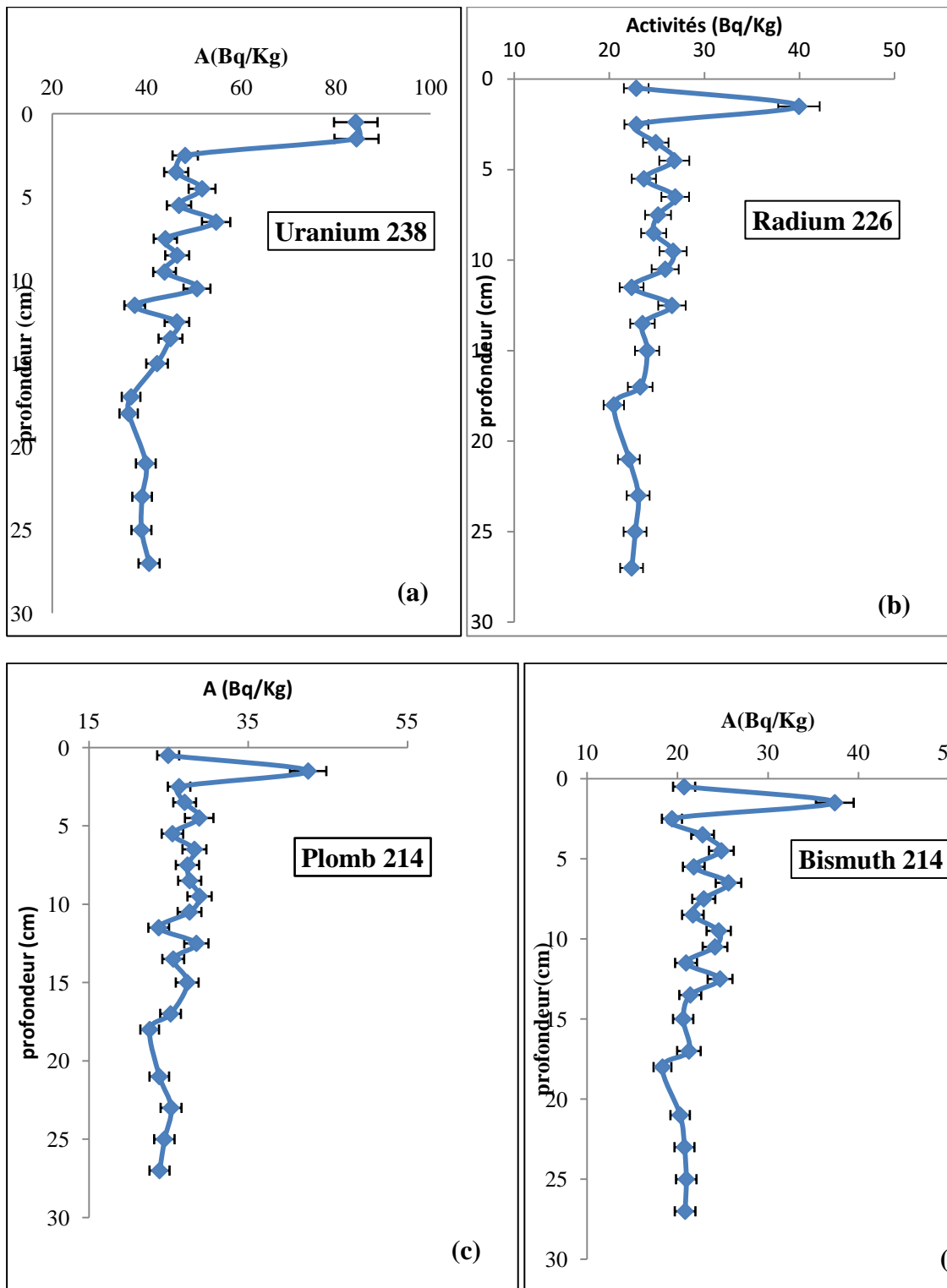


Fig. 40: profils du  $^{210}\text{Pb}$  et  $^{210}\text{Pb}$  en excès dans la carotte de sédiment

### 1.2.2.2.2. L' $^{238}\text{U}$ et ses descendants $^{226}\text{Ra}$ , $^{214}\text{Pb}$ et $^{214}\text{Bi}$

L' $^{238}\text{U}$  et ses descendants ont des profils verticaux semblables. Toutes les valeurs maximales pour l' $^{238}\text{U}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  et  $^{226}\text{Ra}$  sont enregistrées au niveau de la couche (1-2 cm) et sont de l'ordre de  $84.36 \pm 4.66$  ;  $42.55 \pm 2.28$  ;  $37.38 \pm 2.09$  et  $37.38 \pm 2.09$  Bq/kg, respectivement.

Les valeurs minimales sont toutes enregistrées toutes dans la couche (18-20cm) et sont de  $36.20 \pm 1.93$  ;  $22.64 \pm 1.17$  ;  $18.34 \pm 0.98$  et  $20.49 \pm 1.075$  Bq/kg, respectivement (fig. 41).



**Fig. 41** : variation de l'activité de l' $^{238}\text{U}$ (a),  $^{226}\text{Ra}$ (b),  $^{214}\text{Pb}$  (c) et  $^{214}\text{Bi}$ (d) dans la carotte de sédiment

### 1.2.2.2.3. Les descendants du $^{232}\text{Th}$ : $^{228}\text{Ac}$ et $^{212}\text{Pb}$

Les profils des descendants du  $^{232}\text{Th}$  ressemblent aux profils des descendants de l' $^{238}\text{U}$ . Les activités varient entre des valeurs minimales de  $31.45 \pm 1.59 \text{ Bq/kg}$  ;  $27.93 \pm 1.71 \text{ Bq/kg}$  et des valeurs maximales de  $54.57 \pm 2.81 \text{ Bq/kg}$  ;  $44.77 \pm 2.83 \text{ Bq/kg}$  ; enregistrées au niveau de la

couche (1-2 cm) avec des valeurs moyennes de  $36.39 \pm 1.8$  et  $34.83 \pm 2.06$  Bq/kg, respectivement (fig.42).

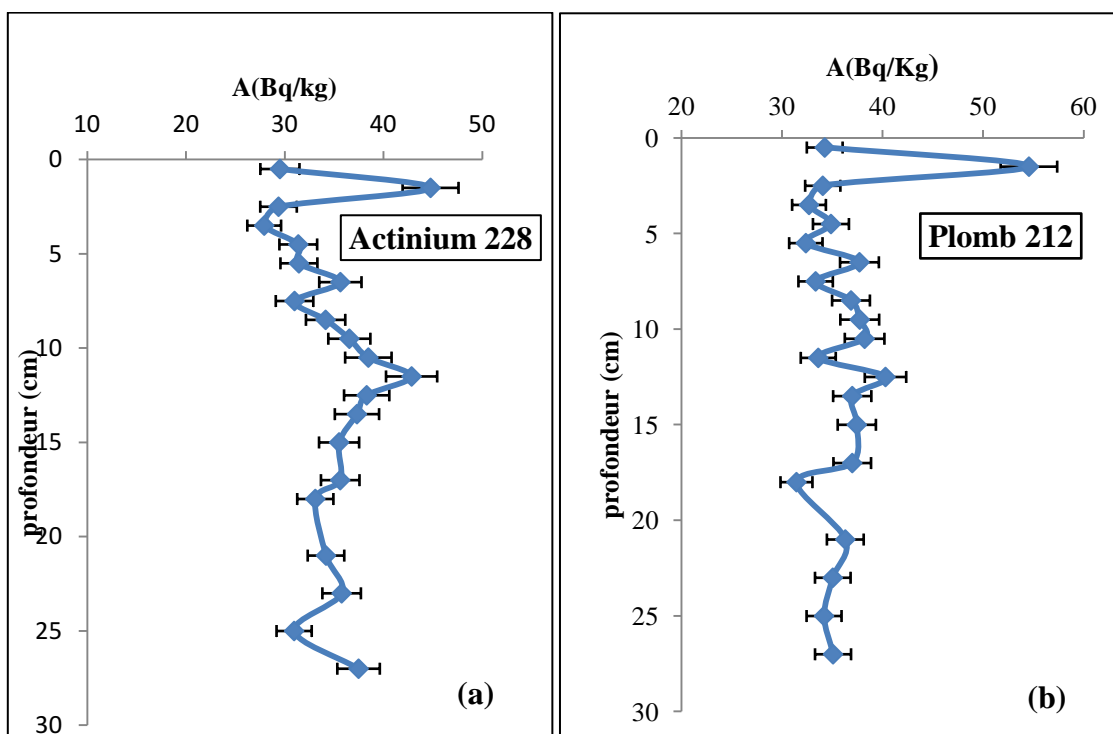


Fig. 42 : variation de l'activité de l' $^{228}\text{Ac}$ (a) et du  $^{212}\text{Pb}$ (b) dans la carotte de sédiment

#### 1.2.2.2.4. $^{137}\text{Cs}$

Le  $^{137}\text{Cs}$  a été détecté dans les dix premiers centimètres de profondeur avec une activité comprise entre  $0.27 \pm 0.04$  Bq/kg (couche 9 à 10cm) et  $53.73 \pm 2.80$  Bq/kg (couche 0 à 1 cm). Le comptage a été refait trois fois pour l'échantillon (0-1cm) qui présente une concentration anormalement élevée de  $^{137}\text{Cs}$  (fig. 43).

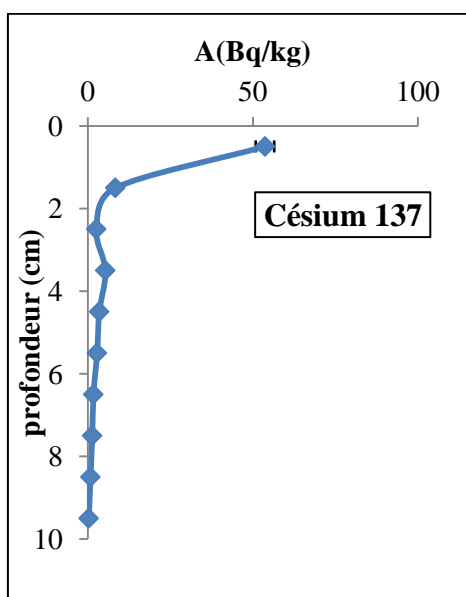


Fig. 43: profil du  $^{137}\text{Cs}$  dans la carotte de sédiment

#### 1.2.2.2.5. $^{40}\text{K}$

Le profil du  $^{40}\text{K}$  ressemble aux profils de l' $^{238}\text{U}$  et ses descendants et au profil du  $^{212}\text{Pb}$ . Les activités varient entre  $576.30 \pm 29.66$  Bq/kg et  $984.56 \pm 52.30$  Bq/kg avec une moyenne de  $656.80 \pm 34.47$  Bq/kg (fig. 44).

Etant donnée l'origine naturelle du  $^{40}\text{K}$  et mise à part l'activité enregistrée au niveau de la couche (1-2 cm), sa distribution dans les sols est dans l'ensemble assez homogène.

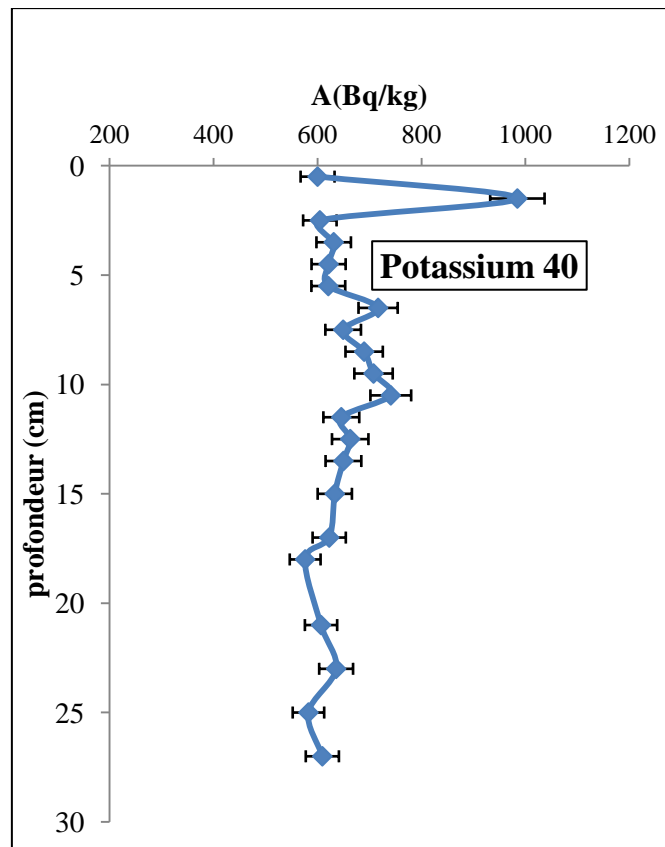


Fig. 44 : profil du  $^{40}\text{K}$  dans la carotte de sédiment

#### 1.2.2.3. Activités surfaciques

Les activités surfaciques (inventaires) en  $^{210}\text{Pb}$  et  $^{137}\text{Cs}$  dans les sédiments ont été calculées et sont de l'ordre de  $1.38$  Bq/cm<sup>2</sup> et  $0.04$  Bq/cm<sup>2</sup>, respectivement (Tableau 16).

**Tableau N°16 :** Activités surfaciques totales en  $^{137}\text{Cs}$  et en  $^{210}\text{Pb}$  en excès de la carotte de sédiment

Couche (cm)	Masse (kg)	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/kg)	Masse • A ( $^{137}\text{Cs}$ )	$^{210}\text{Pb}$ en excès (Bq/kg)	Masse • $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$
(0-1)	0.044	53.73	2.364	297.25	13.079
(1-2)	0.038	8.35	0.317	458.86	17.436
(2-3)	0.04	2.55	0.102	265.75	10.63
(3-4)	0.05	5.3	0.265	239.72	11.986
(4-5)	0.046	3.45	0.158	191.68	8.817
(5-6)	0.054	2.78	0.150	155.62	8.403
(6-7)	0.044	1.68	0.073	118.42	5.210
(7-8)	0.048	1.31	0.062	100.15	4.807
(8-9)	0.058	0.79	0.045	64.99	3.769
(9-10)	0.054	0.27	0.014	39.32	2.123
(10-11)	0.062	0	0	37.56	2.328
(11-12)	0.064	0	0	28.22	1.806
(12-13)	0.066	0	0	33.41	2.205
(13-14)	0.066	0	0	31.04	2.048
(14-16)	0.112	0	0	24.34	2.726
(16-18)	0.114	0	0	23.6	2.690
(18-20)	0.112	0	0	15.48	1.733
(20-22)	0.114	0	0	18.61	2.121
(22-24)	0.122	0	0	13.32	1.625
(24-26)	0.128	0	0	16.59	2.123
(26-28)	0.098	0	0	10.1	0.989
$\Sigma$			<b>3.55</b>		<b>108.66</b>
<b>Act. Surf.tot.(Inventaire total) de <math>^{137}\text{Cs}</math>= 3.55/78.5 (surf. du carottier)=0.04 Bq/cm<sup>2</sup></b>					
<b>Act. surf.tot.(Inventaire total) de <math>^{210}\text{Pb}</math> en excès= 108.66/78.5 (surf.du carottier)=1.38 Bq/cm<sup>2</sup></b>					

#### 1.2.2.4. Estimation de la vitesse et du taux de sédimentation et datation au $^{210}\text{Pb}$ de la carotte de sédiment

##### 1.2.2.4.1. vitesse et taux de sédimentation

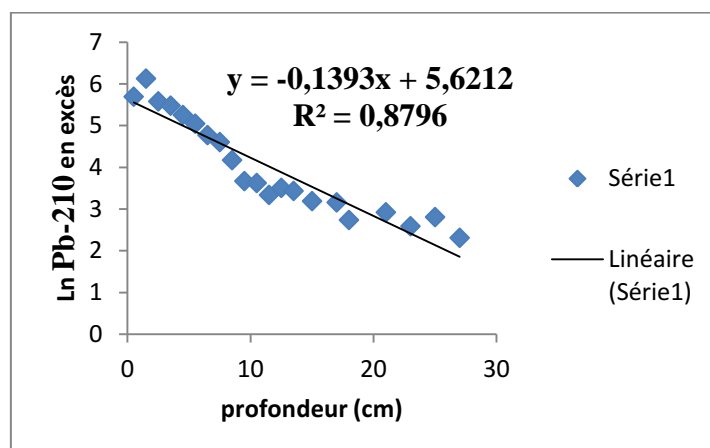
Le modèle CFCS nous a permis de calculer la vitesse de sédimentation moyenne et le taux de sédimentation moyen tandis que le modèle CRS a permis de calculer le taux de sédimentation de chaque couche.

##### - Modèle CFCS

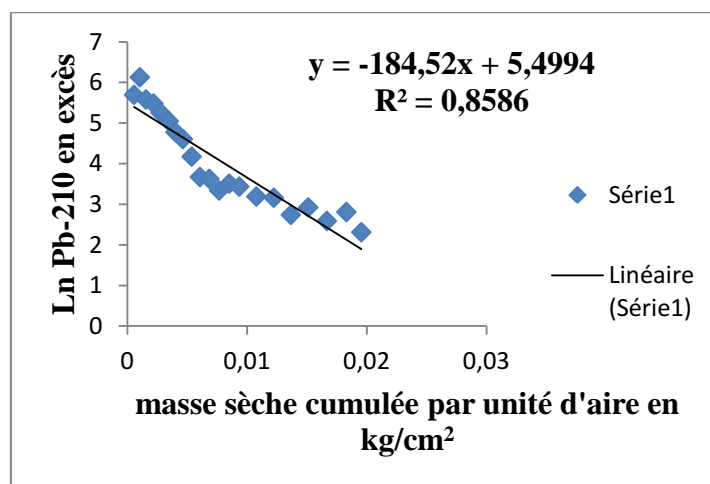
La vitesse et le taux de sédimentation dans la baie d'Alger ont été calculés en première approche en considérant les hypothèses du modèle CFCS. En effet, la décroissance exponentielle de l'activité en  $^{210}\text{Pb}$  dans les couches non mélangées de sédiments suppose un régime de sédimentation suffisamment stable pour permettre l'application de ce modèle.

La vitesse de sédimentation moyenne a été déduite à partir de la pente de droite de régression (fig.45) selon la formule 25 et elle est de l'ordre de **0.22 cm. a<sup>-1</sup>**. Cependant, le taux de

sédimentation moyen a été déduit à partir de la droite de régression (fig. 46) par le même raisonnement selon la formule 27, et il est de l'ordre de  $0.168 \text{ g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$ .



**Fig. 45 :** Logarithme du  $^{210}\text{Pb}$  en excès en fonction de la profondeur dans la carotte de sédiment



**Fig. 46 :** Logarithme du  $^{210}\text{Pb}$  en excès en fonction de la masse sèche cumulée par unité d'aire dans la carotte de sédiment

### -Modèle CRS

Le taux et la vitesse de sédimentation de chaque couche ont été calculés selon la formule 34 (Tableau 17). À l'exception des taux des couches (11-12cm) et (22-24cm), le taux de sédimentation des autres couches augmente en fonction de la profondeur de la carotte de sédiment. La vitesse de sédimentation moyenne est de l'ordre de  $0.2 \text{ cm.a}^{-1}$ .

**Tableau N°17 :** Taux et vitesse de sédimentation de chaque couche de sédiment estimés par le modèle CRS

Couche (cm)	Taux de sédimentation (g.cm <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )	Vitesse de sédimentation (cm.a <sup>-1</sup> )
(0-1)	0.145	0.24
(1-2)	0.094	0.19
(2-3)	0.162	0.20
(3-4)	0.1799	0.19
(4-5)	0.2249	0.18
(5-6)	0.2769	0.18
(6-7)	0.3640	0.18
(7-8)	0.4304	0.19
(8-9)	0.6633	0.19
(9-10)	1.0963	0.20
(10-11)	1.1476	0.20
(11-12)	1.5275	0.21
(12-13)	1.2902	0.21
(13-14)	1.3887	0.21
(14-16)	1.7709	0.22
(16-18)	1.8265	0.22
(18-20)	2.7845	0.23
(20-22)	2.3162	0.22
(22-24)	3.23609	0.21
(24-26)	2.5982	0.17
(26-28)	/	/

#### 1.2.2.4.2. Datation au <sup>210</sup>Pb

La datation de la carotte a été effectuée en utilisant les trois modèles CFCS, CIC et CRS.

Les résultats sont présentés dans le tableau 18.

L'activité du <sup>210</sup>Pb en excès enregistrée au niveau de la couche (1-2) cm n'a pas été considérée lors de l'estimation de l'âge par le modèle CIC, parce que cette activité était élevée par rapport à l'activité initiale (activité de la première couche), sachant que tout le modèle est basé sur cette dernière.

Les deux modèles CFCS et CRS donnent sensiblement les mêmes résultats avec toutefois un écart un peu plus important. Par contre, la chronologie du dépôt sédimentaire établi avec le modèle CIC s'écarte des deux autres modèles, notamment pour les couches superficielles.

**Tableau N° 18:** Ages des différentes couches de la carotte de sédiment estimés par les modèles CFCS, CIC et CRS.

Couche 0.21(cm)	Âge (ans)		
	Modèle CFCS	Modèle CIC	Modèle CRS
(0-1)	2.27	/	4.12
(1-2)	6.82	/	10.59
(2-3)	11.36	3.60	15.28
(3-4)	15.91	6.91	21.56
(4-5)	20.45	14.09	27.11
(5-6)	25.00	20.78	33.48
(6-7)	29.55	29.55	38.17
(7-8)	34.09	34.94	43.21
(8-9)	38.64	48.82	47.81
(9-10)	43.18	64.96	50.71
(10-11)	47.73	66.43	54.24
(11-12)	52.27	75.61	57.27
(12-13)	56.82	70.19	61.40
(13-14)	61.36	72.55	65.78
(14-16)	68.18	80.36	72.73
(16-18)	77.27	81.35	81.48
(18-20)	81.82	94.89	88.71
(20-22)	95.45	88.98	100.60
(22-24)	104.55	99.72	114.08
(24-26)	113.64	92.67	150.88
(26-28)	122.73	108.61	/

### 2.3. Transfert de la radioactivité de l'atmosphère vers le sol

Ce transfert (ou passage) de la radioactivité de l'atmosphère vers le sol a été étudié à travers un sol de surface, prélevé le 15 Avril 2012, juste après des précipitations et un filtre d'aérosols (F<sub>24</sub>) prélevé durant la semaine du 9 au 15 Avril 2012. Les activités (avec leurs incertitudes) des différents radioéléments dans les deux compartiments, sont reportées dans le tableau 19.

**Tableau N°19 :** Activités spécifiques des différents radioéléments d'intérêt dans les deux compartiments : sol et air

	Activités en Bq/kg (sol) et en mBq/m <sup>3</sup> (air)								
	<sup>210</sup> Pb	<sup>238</sup> U	<sup>212</sup> Pb	<sup>214</sup> Pb	<sup>7</sup> Be	<sup>214</sup> Bi	<sup>137</sup> Cs	<sup>228</sup> Ac	<sup>40</sup> K
<b>Sol de surf. (0-3 cm)</b>	102.95±5.27	22.49±1.22	24.76±1.25	20.85±1.07	14.95±0.90	19.80±1.04	2.37±0.15	27.54±1.51	448.53±23.01
<b>Filtre N°24</b>	0.216±0.012	0.01±0.001	ND	0.003±0.001	7.17±0.362	ND	/	0.018±0.002	ND

Les descendants de l'Uranium et du Thorium existent dans les deux compartiments, avec des activités plus importantes au niveau du sol que dans l'atmosphère.

Le  $^7\text{Be}$ , qui est un radionucléide 'cosmogénique' a été transféré avec des retombés humides (précipitations) et sèches (aérosols) vers le sol. Ce radionucléide a une période très courte ( $T_{1/2}=53$  jours), donc il va disparaître et il ne sera renouvelé qu'en période de précipitation.

### 2.3.1. Estimation de la vitesse de dépôt du $^7\text{Be}$

La vitesse de dépôt des aérosols a été estimée à travers le  $^7\text{Be}$ . Connaissant les niveaux d'activités du  $^7\text{Be}$  dans les deux compartiments air et sol, en  $\text{mBq/m}^3$  et  $\text{Bq/m}^2$ , respectivement, et après avoir effectué les conversions entre les unités, le flux atmosphérique est estimé selon la formule 23 et il est de l'ordre de  $3.88 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ .

La vitesse de dépôt est calculée selon la formule suivante:

$$V_d = \frac{F}{A_{air}} \quad (48)$$

Où :

$V_d$  : vitesse de dépôt (m/s) ;

$F$  : flux atmosphérique du  $^7\text{Be}$  ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{J}^{-1}$ ) ;

$A_{air}$  : activité du  $^7\text{Be}$  dans l'air ( $\text{Bq/m}^3$ )

La vitesse de dépôt du  $^7\text{Be}$  pour le mois d'Avril est de l'ordre de **0.006 m/s**.

## 2. Discussion et interprétation des résultats

Les radioéléments quantifiés dans les échantillons d'air sont tous d'origine naturelle, avec des niveaux d'activités de  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$ , habituellement trouvés. et des niveaux d'activités faibles voir non détectés pour les descendants de l' $^{238}\text{U}$  ( $^{214}\text{Pb}$  et  $^{214}\text{Bi}$ ) et de  $^{232}\text{Th}$  ( $^{212}\text{Pb}$  et  $^{228}\text{Ac}$ ) à vie courte et le  $^{40}\text{K}$ .

Les niveaux d'activités en  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$  s'inscrivent dans les plages de variations habituellement constatées dans d'autres pays (IRSN, 2009 ; Flury et Völkle, 2007).

Les niveaux d'activités des descendants de l' $^{238}\text{U}$  et  $^{232}\text{Th}$  sont aussi habituellement constatés par l'IRSN (2009) en France, et sont inférieurs à  $1\text{mBq/m}^3$ . Les activités qui n'ont pas été détectées pour certains radioéléments, dans certains filtres sont dû peut être à la durée d'attente pendant quelques jours avant d'effectuer des mesures, ce qui va laisser décroître suffisamment des radionucléides à vie courte qui, empêcheraient la quantification des radionucléides artificiels à l'état de trace, si il y a lieu.

Les activités du radioélément cosmogénique ( $^7\text{Be}$ ) s'expliquent d'une part par les précipitations espacées dans le temps (recharge de l'atmosphère en aérosols radioactifs), et d'autre part, par la production variable du  $^7\text{Be}$  dans la stratosphère et les intrusions de la stratosphère dans la troposphère, suite à une augmentation de la température de l'air (Flury et Völkle, 2007 ; Saari, 2008 et Bourcier, 2009).

Le  $^{226}\text{Ra}$  décroît en gaz sous forme du  $^{222}\text{Rn}$  qui s'échappe du sol. Dans l'atmosphère, le  $^{222}\text{Rn}$  décroît en  $^{210}\text{Pb}$  qui se fixe sur les aérosols. Il est déposé à la surface de la terre par les retombées humides (précipitations) et sèches (aérosols).

Les activités en  $^{40}\text{K}$  sont du même ordre de grandeur et quasi-constantes grâce à sa longue période de demi-vie dans les deux carottes, tandis qu'en atmosphère sont très faibles voire non détectées.

Les variations saisonnières des radionucléides naturels avec un maximum en été et un minimum en hiver ne sont pas clairement observables au niveau de nos prélèvements. En revanche, les activités de certains radioéléments (le  $^7\text{Be}$  et le  $^{210}\text{Pb}$  par exemple), dans certains filtres ont montré un maximum où les précipitations faibles ou absentes et un minimum dans des périodes de fortes précipitations (par exemple la fameuse vague de neige durant le mois de février 2012).

Les très faibles corrélations trouvées entre les activités du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  et les paramètres météorologiques sont comparables à celles trouvées par Pham et *al.*, (2011) à Monaco.

Les faibles corrélations peuvent être expliquées par l'altitude de notre station (environ 150 m) de collecte des aérosols, qui n'est pas très haut.

L'influence des paramètres météorologiques pourrait être plus dans les hautes altitudes.

Le taux d'humidité de la carotte de sédiment est nettement plus élevé que celui de la carotte de sol. Le profil de porosité dans chaque carotte a montré une décroissance, qui est une

caractéristique des sédiments fins qui sont dominants dans tels échantillons. comme le confirment les résultats d'autres travaux (Miralles, 2004 ; Noureddine, 2007).

Tous les profils verticaux des radioéléments d'intérêt dans la carotte du sol, ont montré une décroissance avec la profondeur. à l'exception du  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{210}\text{Pb}$ . Le profil du  $^{210}\text{Pb}$  décroît en profondeur jusqu'à la dernière couche où il montre une augmentation qui peut être expliquée par la présence des débris végétaux de couleur marron, donc une couche riche en matière organique, cette dernière a un rôle majeur dans la rétention des radionucléides (Agalesdes et al., 2000)

Le profil de  $^{137}\text{Cs}$  croît avec la profondeur jusqu'à la dernière couche (17-22cm) où l'activité est maximale, ce qui peut être expliquée, d'une part, par la migration verticale du  $^{137}\text{Cs}$ , mais d'après Colle et al. 2000, elle est relativement lente, et d'autre part, par le dépôt récent des différentes couches superficielles.

Le profil du  $^{137}\text{Cs}$  de la carotte du sol peut être interprété à partir du profil du  $^{210}\text{Pb}$  en excès. L'âge de 26 ans de la dernière couche estimé par le modèle CRS confirme que ce césium est probablement celui de l'événement de Tchernobyl.

Les vitesses de migration de la couche (0-4cm) et de l'ensemble de la carotte (0-22cm) estimées par un modèle compartimental simple ont un même ordre de grandeur (0.7 cm/a). Cette vitesse dépend essentiellement des processus physiques, chimiques et biologiques des sols (Coughtrey et Thorne, 1983 *in* Kirchner, 1997).

Les profils verticaux de la carotte de sédiment des radioéléments d'intérêt mis à part le  $^{137}\text{Cs}$  ont montré clairement une décroissance à l'exception d'un pic anormal enregistré au niveau de la deuxième couche (1-2cm) pour chaque radioélément.

Le profil de  $^{137}\text{Cs}$  présente une décroissance avec un pic anormal au niveau de la couche de surface sachant que cette activité de 50 Bq/kg, n'a jamais été mesurée dans les travaux antérieurs de Noureddine et al. (2008) ; Noureddine et al. (2003) le long du littoral algérien.

Le profil du  $^{137}\text{Cs}$  dans les couches les plus récentes de sédiment n'apporte pas les renseignements escomptés. Il apparaît que la résolution d'observation n'est pas suffisante pour séparer et bien positionner les deux pics attendus en  $^{137}\text{Cs}$ , marquant d'une part le maximum des essais nucléaires (en 1962-1963) et d'autre part l'accident de Tchernobyl (en 1986).

Tous les radioéléments naturels dans la carotte de sédiment ont montré une même allure avec des ordres de grandeur différents, ce qui confirme leurs comportements identiques dans le compartiment sédimentaire.

L'inventaire en  $^{210}\text{Pb}$  en excès est plus élevé dans la carotte de sédiment que dans la carotte du sol, en raison du  $^{226}\text{Ra}$  qui décroît en  $^{222}\text{Rn}$  qui s'échappe du sol vers l'atmosphère, et aussi décroît en  $^{210}\text{Pb}$  qui se fixe sur les aérosols et après il se dépose par les retombées sèches et humides sur le milieu marin et terrestre selon les conditions météorologiques locales.

Cependant, l'inventaire de  $^{137}\text{Cs}$  est plus élevé dans la carotte de sol que dans la carotte de sédiment en raison des retombés sèches et humides qui touchent directement le sol et prennent un temps long pour arriver au sédiment, sachant que le césium est très soluble et il va rencontrer avant d'y arriver la colonne d'eau, les matières en suspension et biotes.

La vitesse de sédimentation est comparable à celle déterminée par Noureddine (2007) dans le littoral Algérien. Les taux de sédimentation sont aussi comparables à ceux déterminés par Leaute (2008) dans l'étang de Thau.

Différentes études ont démontré que l'enveloppe des âges fournie par les trois modèles est en général relativement fiable (Iglesias, 2007 ; Leaute, 2008 et Laissaoui et al., 2008).

Il est donc relativement difficile de conclure de manière définitive pour la carotte de sédiment sur la pertinence du choix pour la datation, entre les modèles à taux constants et le modèle CRS. C'est d'autant plus difficile que nous n'avons pas vraiment d'autres repères stratigraphiques valides pour cette carotte à partir d'un profil en  $^{137}\text{Cs}$ .

Concernant le transfert de la radioactivité de l'atmosphère vers le sol, il a été étudié juste après des précipitations dans un échantillon de sol où le  $^7\text{Be}$  a été détecté. L'analyse de la couche de surface de la carotte de sol n'a pas révélé la présence de ce radioélément, ce qui confirme que les précipitations sont des véritables vecteurs de transfert de radioactivité entre les deux compartiments.

La vitesse de dépôt du  $^7\text{Be}$  pour le filtre prélevé dans le mois d'Avril (0.006 m/s) se trouve dans la gamme des valeurs (0.003-0.065 m/s) du  $^7\text{Be}$  pour le même mois donnée par Pham et al. (2011) à Monaco.

## ***CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES***

## Conclusion générale

L'objectif principal de cette étude était de caractériser les milieux récepteurs d'intérêt (air, sol et milieu marin) et d'étudier la fixation de la radioactivité et son dépôt par les différentes voies de transfert.

Des échantillons d'air, une carotte de sol d'une longueur de 22 cm et un sol de surface ont été prélevés au niveau du site Frantz Fanon et une carotte de sédiment d'une longueur de 30 cm a été prélevée dans la baie d'Alger à une profondeur de 120 m de la surface d'eau.

Les radioéléments quantifiés dans les échantillons d'air sont tous d'origine naturelle, tandis que pour les autres échantillons solides (sol et sédiment), le  $^{137}\text{Cs}$  a été détecté avec les radioéléments naturels.

La majorité des profils verticaux des radioéléments d'intérêt dans les carottes de sol et sédiment ont montré une décroissance avec la profondeur.

La vitesse de migration verticale du  $^{137}\text{Cs}$  a été estimée par un modèle compartimental et elle est de l'ordre de  $0.7 \text{ cm. a}^{-1}$ .

Le profil du  $^{137}\text{Cs}$  dans les couches les plus récentes de sédiment n'apporte pas les renseignements escomptés. Il apparaît que la résolution d'observation n'est pas suffisante pour séparer et bien positionner les deux pics attendus en  $^{137}\text{Cs}$ , marquant d'une part le maximum des essais nucléaires (en 1962-1963) et d'autre part l'accident de Tchernobyl (en 1986).

L'âge de 26 ans de la dernière couche estimé par le modèle CRS confirme que ce césium est probablement celui de l'événement de Tchernobyl.

La datation des différentes couches de sédiment a été faite à l'aide de trois modèles géochronologiques (CFCS, CIC et CRS) et les âges sont compris entre 3 et 150 ans.

La vitesse de sédimentation moyenne de la baie d'Alger a été estimée par le modèle CFCS et elle est de l'ordre de  $0.3 \text{ cm.a}^{-1}$ .

Le taux de sédimentation moyen a été estimé par le modèle CFCS et il est de l'ordre de  $0.168 \text{ g.cm.a}^{-1}$ , tandis que le taux et la vitesse de sédimentation de chaque couche ont été estimés par le modèle de CRS.

Le transfert de la radioactivité de l'atmosphère vers le sol a été vérifié suite à des précipitations où le  $^7\text{Be}$  a été détecté dans le sol. Cependant, ce radioélément n'a pas été détecté dans la couche de surface de la carotte de sol, non seulement à cause de la décroissance radioactive ( $T_{1/2}=53$  jours), mais aussi à cause de l'absence de précipitations lors de la période de prélèvement de cette carotte.

La vitesse de dépôt du  $^7\text{Be}$  a été estimée et elle est de l'ordre de  $0.006 \text{ m/s}$ .

## Perspectives

Les interprétations ont été limitées et méritent d'être approfondies en poursuivant cette étude par l'approfondissement de la compréhension du comportement des radionucléides dans les différents compartiments d'environnement.

Pour cela, et faute de temps, il aurait été intéressant :

- d'étaler la période d'échantillonnage de l'air pour mieux cerner les variations saisonnières des radioéléments en général et le  $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$  en particulier ;
- de compléter cette étude par la collecte par un dispositif approprié, de l'eau de pluie, connue comme étant un véritable vecteur de transfert de la radioactivité de l'atmosphère vers le sol ; et calculer les dépôts secs et humides des aérosols atmosphériques.
- de bien étudier les transferts de radioactivité entre les compartiments de l'environnement, à travers des mesures in situ sur petite échelle et à l'aide de la modélisation sur une grande échelle.

# Références Bibliographiques

**Agalesdes P., Manesse D., Philippe M., Israël F. & Robeau D., 2000.** Inventaire des sources de césium *in* Robeau D., Daburon F. et Métivier H : Le Césium de l'environnement à l'Homme. *EDP Sciences*, pages : 13-26.

**Al-Azmi D., Sayed A. M. and Yatim H. A., 2001.** Variations in  $^7\text{Be}$  concentrations in the atmosphere of Kuwait during the period 1994 to 1998, *Applied Radiation Isotopes*, 55, 413-417.

**Álvarez-Iglesias P., Quintana B., Rubio B., et Pérez-Arlucea M., 2007.** Sedimentation rates and trace metal input history in intertidal sediments from San Simón Bay (Ría de Vigo, NW Spain) derived from  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  chronology. *Journal of Environmental Radioactivity* 98 (2007) 229-250p.

**Ancellin J., Guegueniat P. et Cermain P., 1979.** Radioécologie marine : étude et devenir des radionucléides rejetés en milieu marin et application à la radioprotection. *Ed. Eyrolles*, 256p.

**Appleby P.G. & Oldfield F., 1983.** The assessment of  $^{210}\text{Pb}$  data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia*, 103, pages : 29-35.

**Appleby P.G., Nolan P.J., Oldfield F., Richardson N. & Higgitt S.R., 1988.**  $^{210}\text{Pb}$  dating of lake sediments and ombrotrophic peats by gamma assay. *The Science of Total Environment*, 69, pp : 157- 177.

**Baskaran M., Ravichandran M. and Bianchi T.S., 1997.** Cycling of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in a High DOC, Shallow, Turbid Estuary of South-east Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45(2): 165-176.

**Baskaran M. and Santschi P.H., 1993.** The role of particles and colloids in the transport of radionuclides in coastal environments of Texas. *Marine Chemistry*, 43(1-4): 95-114.

**Bonniwell E.C., Matisoff G. and Whiting P.J., 1999.** Determining the times and distances of particle transit in a mountain stream using fallout radionuclides. *Geomorphology*, 27(1-2): 75-92.

**Bourcier L., 2009.** Transport et dépôt des particules et radionucléides au puy de Dôme, France. *Thèse de Doctorat de l'université Blaise Pascal, Spécialité Physique Corpusculaire* 210 pages.

**Caillet S., Arpagaus P., Monna F. and Dominik J., 2001.** Factors controlling  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  atmospheric deposition as revealed by sampling individual rain events in the region of Geneva, Switzerland. *Journal of Environmental Radioactivity*, 53(2): 241- 256.

**Canberra, 2010.** Génie 2000, logiciel de spectrométrie : Manuel Utilisateur. 450 pages.

**Colle C., Roussel-Debet S. 2000.** Le césium dans les sols et végétaux *in* Robeau D., Daburon F. et Métivier H : Le Césium de l'environnement à l'Homme. *EDP Sciences*, pages : 66-87.

**Courtine F., 2007.** Etalonnage d'un spectromètre gamma en vue de la mesure de la radioactivité naturelle. Mesures expérimentales et modélisation par techniques de Monte-

Carlo. *Thèse de Doctorat de l'université Blaise Pascal, Spécialité Physique de l'Atmosphère*, 289 pages.

**Criirad et Paris A., 2002.** Contaminations radioactives : Atlas France et Europe. Editions Yves Michel, 196 p.

**Damay P., 2010.** Détermination expérimentale de la vitesse de dépôt sec des aérosols submicroniques en milieu naturel : Influence de la granulométrie, des paramètres micrométéorologiques et du couvert. *Thèse de Doctorat de l'université Rouen, CORIA, spécialité Physique Energétique*, 217 pages.

**Delisee A., 1998.** Étude expérimentale, modélisation et optimisation de la rétention du césium sur des matériaux argileux. *Thèse de Doctorat, Spécialité, Chimie Minérale*. Université Reims, Champagne-Ardenne, 201 p.

**Dueñas C., M. C. Fernández, J. Carretero, E. Lige rand S. Cañete, 2005.** Deposition velocities and washout ratios on a coastal site (southern Spain) calculated from  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  measurements, *Atmos. Environ.*, 39, 6897-6908.

**Duffa, C., 2001.** Répartition du plutonium et de l'américium dans l'environnement terrestre de la basse vallée du Rhône. *Thèse de Doctorat de l'université Aix-Marseille III, Discipline : Géosciences de l'environnement*, 194 pages.

**Epely A., 2005.** Caractérisation radiologique de cibles expérimentales irradiées en vue de leur évacuation. Mémoire Master 2 en radioprotection, au *Commissariat à l'Energie Atomique*, France, 75 pages.

**Ferrand J.L., 1996.** Étude isotopique du cycle géochimique du plomb anthropique et naturel en milieux marin et côtier. *Thèse de Doctorat en Sciences, Spécialité, Géochimie Isotopique, Géosciences de l'Environnement, Université Aix-Marseille III*, 215 p.

**Flury T., et Völkle H., 2007.** Monitoring of air radioactivity at the Jungfraujoch research station: Test of a new high volume aerosol sampler. *Science of the Total Environment* 391, pages 284-287.

**Gaboury B., et Rozan T.F., 2001.**  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  dating methods in lakes: a retrospective study. *Journal of Paleolimnology* 25: 455–465p.

**Gambini D.J et Granier R., 1997.** Manuel pratique de radioprotection. Tec et Doc, Lavoisier ; 483 pages.

**IRSN, 2011.** Synthèse actualisée des connaissances relatives à l'impact sur le milieu marin des rejets radioactifs du site nucléaire accidenté de Fukushima. Note d'information 16 pages.

**IRSN, 2009.** Surveillance radiologique de l'environnement : la surveillance des aérosols, 10 pages.

**IRSN, 2001.** L'uranium: fiche radionucléide, 16 pages

**IRSN., 2000 :** Tchernobyl, 14 ans après, Dossier de presse - Avril 2000, 52 p.

**IRSN., 1998** : Tchernobyl. Les livrets de l'IRSN, 21 p.

**Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2001.** Climate Change: The scientific Basis, edited by J. T. Houghton et al., Cambridge, 2001. Univ. Press, New York.

**Kirchner G. et Baumgartner D., 1992.** Migration rates of radionuclides deposited after the Chernobyl accident in various North German soils. *Analyst*, 117: 475-479.

**Kirchner G., 1998.** Applicability of compartmental models for simulating the transport of radionuclides in soil, *Journal of Environmental Radioactivity* 38: p 339-352.

**Koch D.M., Jacob D.J. and Graustein W.C., 1996.** Vertical transport of tropospheric aerosols as indicated by  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in a chemical tracer model. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres*, 101(13): 18651-18666.

**Laissaoui A., Benmansour M., Ziad N., Ibn Majah, M., Abril J.M., et Mulsow S., 2008.** Anthropogenic radionuclides in the water column and a sediment core from the Alboran Sea: application to radiometric dating and reconstruction of historical water column radionuclide concentrations. *Journal of Paleolimnology* (2008) 40:823–833p.

**Lange C., 1994.** Size distribution of atmospheric particles containing beryllium-7, *J. Aerosol Sci.*, 25 (S1), 55-56.

**Leaute F., 2008.** Biogéochimie des contaminants organiques HAP, PCB et pesticides organochlorés dans les sédiments de L'étang de Thau. *Thèse de Doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie, spécialité Biogéochimie marine*, 225 pages.

**Le Petit G. et Granier G., 2002.** *Spectrométrie gamma appliqué aux échantillons de l'environnement*, Ed. Lavoisier.

**Mccall P.L., Robbins J.A. et Matisoff G., 1984.**  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$  transport and geochronologies in urbanized reservoirs with rapidly increasing sedimentation rates. *Chemical Geology*, 44, pp : 33-65.

**Michel H., 1999.** Séparation par chromatographie séquentielle des éléments américium, plutonium et Neptunium : application à l'étude de la migration des transuraniens dans un système lacustre européen. *Thèse de Doctorat en Sciences, Spécialité, Chimie*. Université Nice-Sophia Antipolis. 157p.

**Miralles J., 2004.** Étude couplée des radionucléides et des isotopes stables du plomb en Méditerranée Occidentale. *Thèse de doctorat es sciences, Université P. Cezanne*, 148p.

**Noureddine A., Benkrid M., Maoui R., Menacer M., Boudjenoun R., Kadi Hanifi M., Lee S-H., et Povinec P.P., 2008.** Radionuclide tracing of water masses and processes in the water column and sediment in the Algerian Basin. *Journal of Environmental Radioactivity* (99):1224-1232.

**Noureddine A., 2007.** Distribution de la radioactivité artificielle,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ , et isotopes du Plutonium, et de la radioactivité naturelle,  $^{210}\text{Pb}$ , dans des colonnes d'eau et des carottes de sédiments le long du littoral algérien. *Thèse de doctorat d'état en physique, U.S.T.H.B.* 171p.

**Noureddine A., Benkrid M., Hammadi A., Boudjenoun R., Menacer M., Khaber A., et Kecir M.S., 2003.** Radioactivity distribution in surface and core sediment of the central part of the Algerian coast : an estimation of the recent sedimentation rate. *Mediterranean Marine Science*. Vol.4/2, 2003, 53-58

**Papastefanou C. and A. Ioannidou, 1995.** Aerodynamic size association of  $^7\text{Be}$  in ambient aerosols, *Journal of Environmental Radioactivity*, 26, 273-282.

**Pham M.K., Betti M., Nies H. et Povinec P.P., 2011.** Temporal changes of  $^7\text{Be}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$  activity concentrations in surface air at Monaco and their correlation with meteorological parameters. *Journal of Environmental Radioactivity* (120):1045-1054.

**Reineking A., H. G. Scheibel, A. Hussinet J. Porstendorfer, 1990.** Radioactive aerosols in the lower atmosphere, *Proceedings from 3rd International Aerosol Conference* (vol. II, 1217-1221), Kyoto, Japan.

**Rezzoug S., 2005.** Utilisation d'isotopes naturels des familles de  $^{238}\text{U}$  et de  $^{232}\text{Th}$  pour une étude environnementale. Impact des retombées atmosphériques du  $^{137}\text{Cs}$  dans des sols forestiers et des sédiments lacustres : Application à l'étude d'une zone alpine (Boréon, Mercantour, S.E. France). *Thèse de doctorat en chimie de l'université Nice –Sophia Antipolis*. 225 pages.

**Robeau D., 2000 :** Impact du césium après l'accident de Tchernobyl in Robeau D., Daburon F. & Métivier H. : Le Césium de l'environnement à l'Homme. *EDP Sciences*, pp : 251-262.

**Saari H.K., 2008.** Dynamique saisonnière des transferts particulaires dans les systèmes fluviaux-estuariens : application des radioisotopes à courtes périodes :  $^{234}\text{Th}$ ,  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$ . *Thèse de doctorat en géochimie et écotoxicologie de l'Université Bordeaux I*. 186 pages.

**Schertz M., 2004.** Séparation Radiochimique par Extraction Séquentielle de Transuraniens et de Produits de Fission : Application à l'Etude d'une Zone Alpine (Boréon, Mercantour). *Thèse de doctorat en chimie de l'université Nice –Sophia Antipolis*. 187 pages.

**Schuller P., Ellies E. and Kirchner G., 1996.** Vertical migration of fallout  $^{137}\text{Cs}$  in agricultural soils from Southern Chile. *Science of the Total Environment* 193, 197-205.

**Taieb Errahmani Dj., 2009.** Géochimie et pollution par les métaux traces et radioéléments dans les sédiments de la baie d'Alger. *Mémoire d'Ingénieur d'Etat en Environnement à L'ENSSMAL*. 83 pages.

**Todd J.F., Wong G.T.F., Olsen C.R. and Larsen I.L., 1989.** Atmospheric depositional characteristics of beryllium 7 and lead 210 along the southeastern Virginia Coast. *Journal of Geophysical Research*, 94.

**Vigineix T., 2006.** Exploitation des spectres gamma par méthode non paramétrique et indépendante d'a priori formulés par l'opérateur. Thèse de doctorat de L'Université de Caen Basse-Normandie, Spécialité : constituants élémentaires et physique théorique. 138 pages.

**Wallbrink P. J. and Murray A. S., 1996 .** Fallout of  $^7\text{Be}$  in South Eastern Australian, *Journal of Environmental Radioactivity*, 25 (3), 213-228.

**Zanis P., Gerasopoulos C., Priller A., Schnabel C., Zerefos C., Gäggeler H.W., Tobler L., Kubik P.W., Berger M., Kanter H.J., Scheel H.E., Luterbacher J., Stohl A., 2003.** An estimate of the impact of stratosphere-to-troposphere transport (STT) on the lower free-tropospheric ozone over the Alps using  $^{10}\text{Be}$  and  $^7\text{Be}$  measurements, *J. Geophys. Res.*, 108.

# Annexes

# **Annexe 1**

**Tableau N°2 : Synoptique des différents prélèvements d'aérosols et paramètres météorologiques moyennes**

Filtre N°	Date/heure début de prélèvement	Date/heure fin de prélèvement	Temps de collecte (h)	Volume (m <sup>3</sup> )	Conditions météorologiques moyennes			
					Température de l'air (C°)	pression (bar)	précipitations (mm)*	Humidité (%)
1	10/10/2011 (15h20)	16/10/2011 (14h47)	143.4	<b>5736</b>	22.4	759.46	0	52.11
2	16/10/2011 (14h49)	2/11/2011 (15h40)	408.8	<b>16352</b>	18.91	755.98	21.8	70.25
3	2/11/2011 (15h45)	9/11/2011 (11h10)	127.2	<b>5088</b>	17.14	751.54	30.2	58.22
4	9 /11/2011 (11h12)	15 /11/2011 (14h17)	146.8	<b>5872</b>	18.61	759.11	10.5 (2 h30min de pluie)	50
5	15 /11/2011 (14h20)	22 /11/2011 (11h20)	149.4	<b>5976</b>	/	/	/	/
6	27 /11/2011 (15h30)	04 /12/2011 (10h00)	162.3	<b>6492</b>	15.25	760.78	4.2	69.82
7	04 /12/2011 (14h20)	11 /12/2011 (09h45)	163.4	<b>6536</b>	14.47	761.48	0.2	67.89
8	11 /12/2011 (15h00)	18 /12/2011 (11h30)	163.5	<b>6540</b>	14.07	760.49	14.2	65.44
9	18 /12/2011 (14h50)	25 /12/2011 (14h15)	167.4	<b>6696</b>	12.48	762.81	4.8	69.94
10	25 /12/2011 (16h40)	2 /01/.2012 (14h05)	189.4	<b>7576</b>	12.20	765.10	23.2	66.02
11	3 /01/2012 (8h30)	8 /01/2012 (8h40)	120.1	<b>4804</b>	13.32	764.53	0	64.02

Filtre N°	Date/heure début de prélèvement	Date/heure fin de prélèvement	Temps de collecte (h)	Volume (m <sup>3</sup> )	Conditions météorologiques moyennes			
					Température de l'air (C°)	pression (bar)	précipitations (mm)*	Humidité (%)
12	8 /01/2012 (16h00)	15/01/2012 (09h)	160.9	<b>6436</b>	12.69	763.84	0.4	61.37
13	16 /01/2012 (9h35)	22/01/2012 (14h20)	148.7	<b>5948</b>	11.88	764.03	0	62.82
14	23 /01/2012 (08h45)	29 /01/2012 (14h00)	149.2	<b>5968</b>	12.12	758.53	6.8	72.84
15	30 /01/2012 (11h00)	06/02/2012 (15h00)	171.9	<b>6876</b>	7.35	757.36	60	66.51
16	7/02/2012 (8h45)	12/02/2012 (14h50)	126.1	<b>5044</b>	6.8	758.61	11.5	70.41
17	13/02/2012 (9h40)	19/02/2012 (14h30)	148.6	<b>5944</b>	8.44	760.36	20.2	66.71
18	20/02/2012 (9h15)	26/02/2012 (15h00)	140	<b>5600</b>	11.16	762.25	7.6	65.03
19	05/03/2012 (9h00)	11/03/2012 (14h30)	148.9	<b>5956</b>	/	/	/	/
20	12/03/2012 (8h00)	18/03/2012 (15h00)	150.6	<b>6024</b>	15.83	762.12	0	64.87
21	19/03/2012 (8h15)	25/03/2012 (15h30)	150.7	<b>6028</b>	14.18	759.7	1	78.28
22	26/03/2012 (12h00)	1/04/2012 (14h30)	146.4	<b>5856</b>	15.11	758.6	2.4	75.67

Filtre N°	Date/heure début de prélèvement	Date/heure fin de prélèvement	Temps de collecte (h)	Volume (m <sup>3</sup> )	Conditions météorologiques moyennes			
					Température de l'air (C°)	pression (bar)	précipitations (mm)*	Humidité (%)
23	2/04/2012 (9h00)	8/04/2012 (9h00)	144.7	<b>5788</b>	14.85	751.51	0.2	62.16
24	9/04/2012 (13h30)	15/04/2012 (16h00)	146.4	<b>5856</b>	15.24	748.86	65.4	63.22
25	16/04/2012 (8h30)	22/04/2012 (10h00)	145.1	<b>5804</b>	14.69	752.83	10	59.95

\* Cumul des précipitations qui ont eu lieu entre le début et la fin de la période de prélèvement.

/ : pas de valeur

**Tableau 3: Taux d'humidités de la carotte de sol du site Frantz Fanon**

N°Ech.	Profondeur (cm)	Poids frais (g)	Poids secs(g)	Taux Humidité(%)	Observations
1	(0-2)	200	170	15	Sol (argile) humide, présence de petites pierres et cailloux
2	(2-4)	220	190	13.63	Sol humide, présence de petites pierres
3	(4-6)	265	240	11.32	Sol humide, vase compacte
4	(6-8)	320	290	10.93	Vase compacte humide
5	(8-10)	285	255	10.52	Sol humide, vase compacte
6	(10-12)	255	225	9.80	Sol humide compacte, présence de petites pierres
7	(12-17)	450	405	8.88	Sol humide compacte, présence de petites pierres Présence des racines de plante
8	(17-22)	765	720	5.88	Sol humide compacte, présence des petites pierres et débris végétaux de couleur marron

**Tableau 4: Taux d'humidités de la carotte de sédiment de la baie d'Alger**

**Profondeur : 120 m, coordonnées géographiques : lat. : 36°50.045 ; long. : 3°09.114**

<b>N°Ech.</b>	<b>Profondeur (cm)</b>	<b>Poids frais (g)</b>	<b>Poids secs(g)</b>	<b>Taux Humidité(%)</b>	<b>Observations</b>
1	<b>(0-1)</b>	95	44	53.68	Vase compacte
2	<b>(1-2)</b>	78	38	51.28	//
3	<b>(2-3)</b>	76	40	47.36	//
4	<b>(3-4)</b>	89	50	43.82	//
5	<b>(4-5)</b>	80	46	42.5	//
6	<b>(5-6)</b>	94	54	42.5	//
7	<b>(6-7)</b>	76	44	42.1	//
8	<b>(7-8)</b>	80	48	40	//
9	<b>(8-9)</b>	94	58	38.29	//
10	<b>(9-10)</b>	87	54	37.93	//
11	<b>(10-11)</b>	99	62	37.37	//
12	<b>(11-12)</b>	101	64	36.63	//
13	<b>(12-13)</b>	106	66	37.73	//
14	<b>(13-14)</b>	106	66	37.73	//
15	<b>(14-16)</b>	180	112	37.77	//
16	<b>(16-18)</b>	187	114	39.03	//
17	<b>(18-20)</b>	182	112	38.46	//
18	<b>(20-22)</b>	184	114	38.04	//
19	<b>(22-24)</b>	192	122	36.45	//
20	<b>(24-26)</b>	200	128	36	//
21	<b>(26-28)</b>	149	98	34.22	//

## **ANNEXE 2**

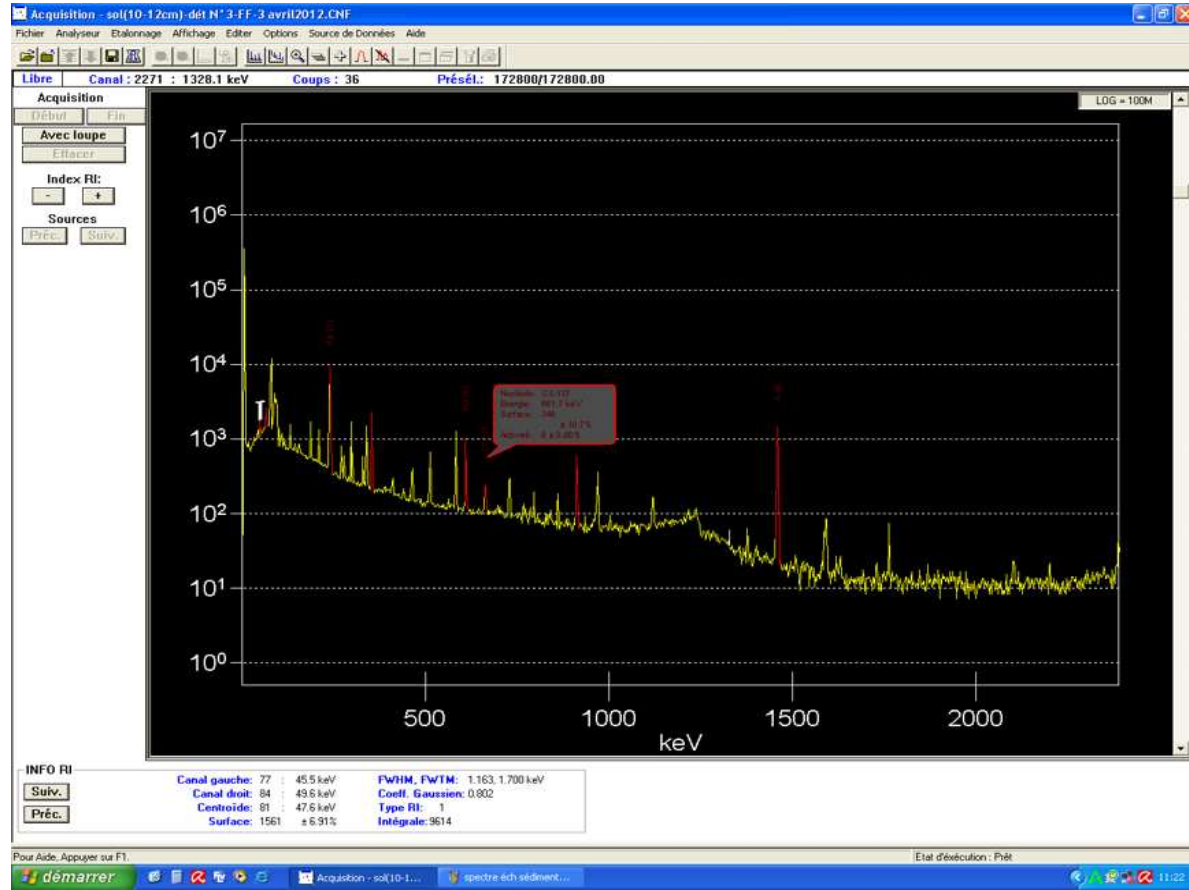


Fig. 22 : Spectre gamma d'un échantillon du sol

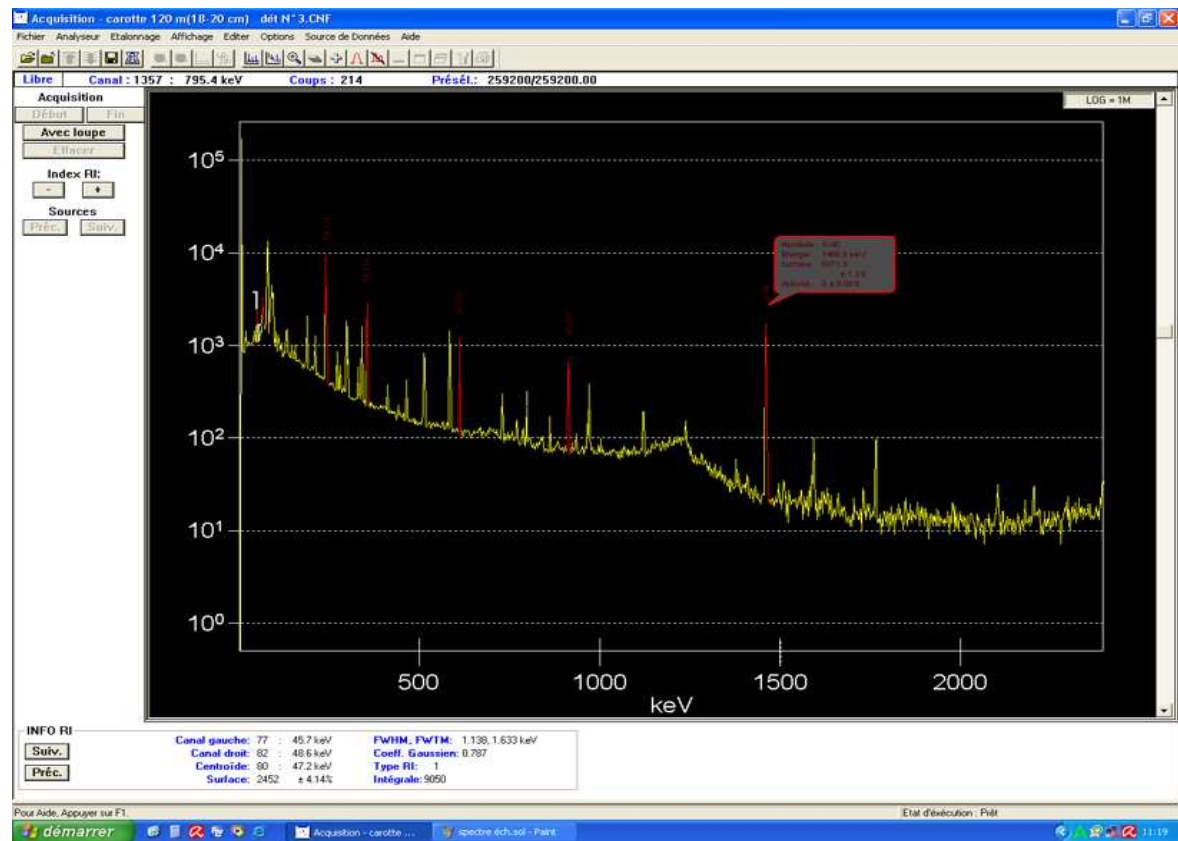


Fig. 23 : Spectre gamma d'un échantillon de sédiment

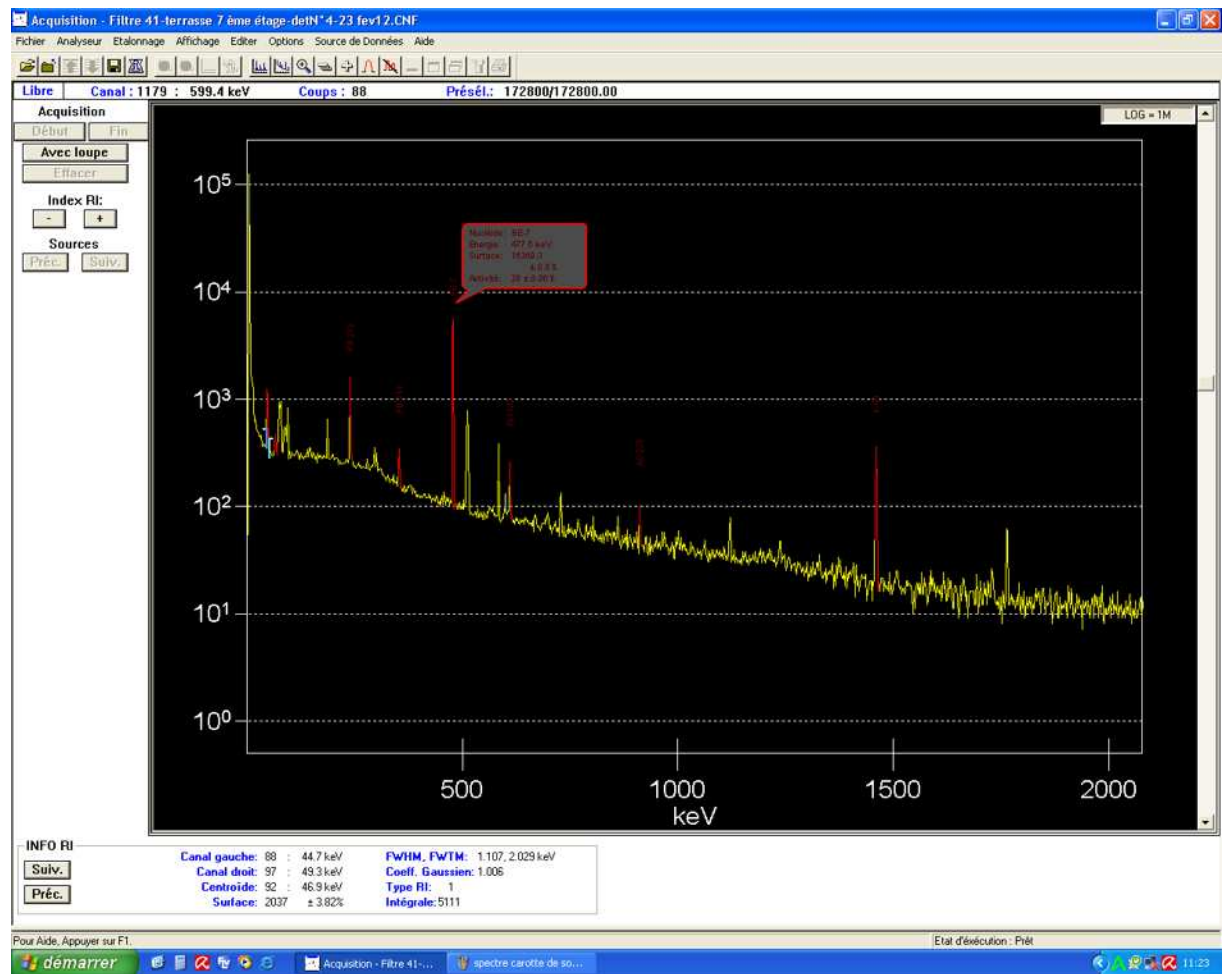


Fig. 24 : Spectre gamma d'un échantillon d'air

# ANNEXE 3

**Tableau N° 9: Activités spécifiques en unité de volume des différents radioéléments d'intérêt dans les différents filtres d'aérosols**

N° de filtre	Activités volumiques (mBq/m <sup>3</sup> )							
	<sup>210</sup> Pb	<sup>238</sup> U	<sup>212</sup> Pb	<sup>214</sup> Pb	<sup>7</sup> Be	<sup>214</sup> Bi	<sup>228</sup> Ac	<sup>40</sup> K
<b>F1</b>	0.298±0.015	0.002±0.0001	0.541±0.027	0.006±0.001	5.663±0.284	0.022±0.001	ND	ND
<b>F2</b>	0.406±0.021	0.006±0.001	0.361±0.018	0.054±0.003	8.699±0.436	0.099±0.005	0.003±0.0001	ND
<b>F3</b>	0.353±0.018	ND	1.613±0.081	0.085±0.005	7.758±0.39	0.168±0.009	ND	ND
<b>F4</b>	0.537±0.027	ND	1.943±0.097	ND	8.391±0.421	ND	ND	ND
<b>F5</b>	0.343±0.018	0.002±0.0001	0.296±0.015	ND	7.116±0.357	0.001±0.0001	ND	ND
<b>F6</b>	0.483±0.025	ND	1.978±0.099	0.243±0.013	7.596±0.383	0.442±0.023	0.008±0.001	0.040±0.006
<b>F7</b>	0.609±0.032	ND	4.085±0.205	0.404±0.021	7.451±0.375	0.789±0.040	ND	ND
<b>F8</b>	0.192±0.011	ND	1.338±0.067	0.101±0.006	7.009±0.353	0.205±0.011	0.001±0.0001	ND
<b>F9</b>	0.318±0.017	ND	1.371±0.069	0.055±0.003	7.696±0.387	0.104±0.006	0.0001±0.0001	0.010±0.003
<b>F10</b>	0.263±0.014	ND	0.008±0.001	0.007±0.001	6.191±0.312	0.006±0.001	0.005±0.001	0.038±0.005
<b>F11</b>	0.310±0.017	0.007±0.001	0.123±0.007	0.013±0.001	8.803±0.444	0.008±0.001	0.009±0.002	0.049±0.007
<b>F12</b>	0.397±0.021	0.010±0.001	3.220±0.161	0.115±0.006	9.859±0.496	0.216±0.012	0.008±0.001	0.011±0.003
<b>F13</b>	0.370±0.020	ND	1.468±0.074	0.094±0.005	8.527±0.429	0.206±0.011	ND	ND
<b>F14</b>	0.415±0.022	0.020±0.002	0.004±0.0001	ND	5.085±0.256	ND	0.005±0.001	ND
<b>F15</b>	0.275±0.014	ND	0.148±0.008	0.021±0.001	8.201±.411	0.050±0.003	ND	ND
<b>F16</b>	0.362±0.019	0.012±0.001	0.091±0.005	ND	5.963±0.301	ND	0.009±0.001	0.025±0.004
<b>F17</b>	0.203±0.011	0.001±0.001	0.065±0.004	0.007±0.001	4.680±0.237	ND	0.015±0.002	ND
<b>F18</b>	0.347±0.018	0.021±0.002	0.021±0.001	ND	8.626±0.433	ND	0.007±0.001	ND
<b>F19</b>	0.266±0.014	ND	0.684±0.035	0.146±0.008	9.724±0.489	0.265±0.014	0.005±0.001	0.086±0.009
<b>F20</b>	0.834±0.042	0.013±0.001	0.031±0.002	0.014±0.001	11.194±0.561	0.010±0.001	0.009±0.001	0.113±0.008
<b>F21</b>	0.749±0.038	0.022±0.002	0.005±0.0001	0.0001±0.0001	11.345±0.569	ND	0.019±0.002	0.119±0.010
<b>F22</b>	1.145±0.058	ND	1.335±0.067	0.077±0.004	13.438±0.674	0.143±0.008	0.005±0.001	0.088±0.008
<b>F23</b>	0.382±0.020	ND	2.449±0.123	0.086±0.005	10.036±0.505	0.138±0.008	0.008±0.001	0.057±0.007
<b>F24</b>	0.216±0.012	0.010±0.001	ND	0.003±0.001	7.173±0.362	ND	0.018±0.002	ND
<b>F25</b>	0.584±0.031	ND	1.666±0.084	0.067±0.004	6.863±0.345	0.101±0.006	0.008±0.001	0.039±0.005

**Tableau N°11 : Activités spécifiques en unité de masse des différents radioéléments d'intérêt dans la carotte de sédiment**

Couche	Activités massiques (Bq/kg)									
	<sup>210</sup> Pb	<sup>238</sup> U	<sup>212</sup> Pb	<sup>214</sup> Pb	<sup>214</sup> Bi	<sup>137</sup> Cs	<sup>228</sup> Ac	<sup>40</sup> K	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb en excès
(0-1cm)	320.09±16.46	84.20±4.60	34.26±1.78	24.96±1.38	20.73±1.22	53.73±2.80	29.52±1.98	600.17±32.67	22.85±1.3	297.25±15.16
(1-2 cm)	498.83 ±25.46	84.36±4.66	54.57±2.81	42.55±2.28	37.38±2.09	8.35±0.54	44.77±2.83	984.56±52.30	39.97±2.18	458.86±23.27
(2-3 cm)	288.61±14.76	48.15±2.68	34.07±1.75	26.33±1.41	19.39±1.11	2.55±0.20	29.38±1.85	604.57±32.18	22.86±1.26	265.75±13.5
(3-4 cm)	264.62±13.50	46.25±2.54	32.7±1.68	27.03±1.43	22.77±1.25	5.30±0.33	27.93±1.71	631.19±33.17	24.90±1.34	239.72±12.16
(4-5 cm)	218.53±11.22	51.71±2.83	34.88±1.79	28.86±1.79	24.85±1.37	3.45±0.24	31.38±1.91	621.38±32.80	26.85±1.58	191.68±9.64
(5-6 cm)	179.27±9.22	46.84±2.56	32.38±1.66	25.50±1.35	21.80±1.20	2.78±0.19	31.44±1.87	620.83±32.55	23.65±1.27	155.62±7.94
(6-7 cm)	145.37±7.57	54.69±2.99	37.72±1.93	28.26±1.50	25.64±1.41	1.68±0.14	35.64±2.14	716.62±37.7	26.95±1.45	118.42±6.11
(7-8 cm)	125.29±6.56	43.95±2.45	33.35±1.71	27.38±1.46	22.90±1.27	1.31±0.12	31.00±1.90	649.40±34.26	25.14±1.36	100.15±5.19
(8-9 cm)	89.67±4.72	46.46±2.53	36.87±1.88	27.66±1.45	21.70±1.19	0.79±0.08	34.15±1.99	689.77±35.91	24.68±1.32	64.99±3.4
(9-10 cm)	66.04±3.55	43.79±2.40	37.74±1.93	28.90±1.52	24.55±1.34	0.27±0.04	36.55±2.13	707.80±36.90	26.73±1.43	39.32±2.12
(10-11 cm)	63.46±3.53	50.64±2.84	38.23±1.97	27.64±1.49	24.14±1.36	ND	38.48±2.35	741.02±39.22	25.89±1.42	37.56±2.10
(11-12 cm)	50.58±2.89	37.49±2.19	33.62±1.74	23.77±1.30	20.95±1.21	ND	42.85±2.59	645.84±34.53	22.36±1.25	28.22±1.63
(12-13 cm)	60.02±3.31	46.40±2.59	40.30±2.06	28.50±1.52	24.70±1.37	ND	38.31±2.29	662.97±35.04	26.6±1.44	33.41±1.86
(13-14 cm)	54.54±3.04	45.04±2.52	37±1.90	25.60±1.37	21.41±1.21	ND	37.32±2.24	649.92±34.39	23.5±1.29	31.04±1.75
(14-16 cm)	48.33±2.63	42.2±2.29	37.45±1.90	27.35±1.43	20.63±1.12	ND	35.51±2.03	633.30±32.93	23.99±1.27	24.34±1.35
(16-18 cm)	46.86±2.49	36.71±1.96	37±1.87	25.26±1.30	21.26±1.30	ND	35.63±1.95	622.56±31.96	23.26±1.3	23.60±1.19
(18-20 cm)	35.97±1.94	36.20±1.93	31.45±1.59	22.64±1.17	18.34±0.98	ND	33.10±1.83	576.30±29.66	20.49±1.075	15.48±0.86
(20-22 cm)	40.68±2.16	39.83±2.09	36.31±1.83	23.84±1.23	20.29±1.07	ND	34.18±1.85	606.81±31.05	22.07±1.15	18.61±1.01
(22-24 cm)	36.37±1.96	39.04±2.07	35.06±1.77	25.32±1.31	20.77±1.10	ND	35.77±1.95	635.86±32.59	23.05±1.20	13.32±0.75
(24-26 cm)	39.32±2.17	38.90±2.11	34.19±1.74	24.48±1.28	20.97±1.13	ND	30.96±1.78	582.60±30.28	22.72±1.20	16.59±0.96
(26-28 cm)	32.46±1.85	40.52±2.23	35.09±1.79	23.87±1.26	20.84±1.14	ND	37.48±2.15	609.35±31.86	22.36±1.2	10.10±0.65

ND : non détecté

**Tableau N°12: Activités spécifiques en unité de masse des différents radioéléments d'intérêt dans la carotte du sol**

Couche (cm)	Activités massiques (Bq/kg)									
	<sup>210</sup> Pb	<sup>238</sup> U	<sup>212</sup> Pb	<sup>214</sup> Pb	<sup>214</sup> Bi	<sup>137</sup> Cs	<sup>228</sup> Ac	<sup>40</sup> K	<sup>210</sup> Pb en excès	<sup>226</sup> Ra
(0-2)	51.73±2.82	35.18±1.95	44.76±2.27	27.23±1.43	23.76±1.29	0.49±0.06	48.25±2.69	807.77±41.76	26.23±1.46	25.5±1.3
(2-4)	42.51±2.34	42.33±2.30	46.01±2.33	27.97±1.46	23.05±1.24	0.41±0.05	52.32±2.87	831.62±42.83	17±0.99	25.51±1.3
(4-6)	32.68±1.81	35.88±1.94	47.86±2.42	28.44±1.47	22.18±1.18	0.19±0.03	45.96±2.50	816.81±41.82	7.36±0.49	25.3±1.3
(6-8)	30.03±1.68	34.00±1.84	47.19±2.38	28.53±1.48	22.72±1.20	0.33±0.04	49.50±2.67	811.89±41.54	4.41±0.34	25.62±1.3
(8-10)	30.61±1.65	34.69±1.83	46.63±2.35	27.90±1.43	21.53±1.12	0.64±0.05	51.52±2.72	803.38±40.84	5.90±0.38	24.72±1.2
(10-12)	32.84±1.84	35.52±1.94	44.37±2.25	26.91±1.40	20.63±1.11	1.77±0.13	46.63±2.57	761.10±39.20	9.07±0.58	23.77±1.2
(12-17)	29.85±1.85	34.09±2	47.80±2.44	27.22±1.47	24.16±1.36	2.83±0.22	40.55±2.45	721.86±38.22	4.16±0.43	25.69±1.4
(17-22)	39.48±2.18	16.83±1.01	32.70±1.67	24.93±1.31	18.87±1.03	4.32±0.26	33.07±1.90	611.46±31.78	17.58±1.01	21.9±1.17