

**République Algérienne Démocratique et Populaire**  
**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique**  
**Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral**



**THESE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT Ès Sciences**

**Spécialité: Sciences de la Mer**

Sujet de thèse :

**TRANSFERT ET DEPOT DE LA RADIOACTIVITE DES AEROSOLS ET DES EAUX  
DE PLUIE VERS LE SOL ET LE MILIEU MARIN : APPLICATION AU NORD DE  
L'ALGERIE**

Présentée par :

**Djamel TAIEB ERRAHMANI**

Chercheur au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger

Soutenue le 17 Novembre 2020 à 10 h devant le jury composé de :

Dr. M. BALISTROU	Professeur, ENSSMAL	Président
Dr. J.M. ABRIL HERNANDEZ	Professeur, Univ. Seville, Espagne	Examineur
Dr.A. SEGHOOR	Directeur de Recherche, CRNA	Examineur
Dr. F. LOUANCHI	Professeur, ENSSMAL	Examinatrice
Dr. A. NOUREDDINE	Directeur de Recherche, Retraité	Directeur de Thèse
Dr. M. BOULAHDID	Professeur, ENSSMAL	Co-Directeur de Thèse
Dr. A. MELLAH	Directeur de Recherche, COMENA	Invité

2019/2020

*L'observation recueille les faits ; la réflexion les  
combine ; l'expérience vérifie le résultat de la  
combinaison.*

*Denis Diderot*

## Remerciements

---

En premier lieu, je remercie Dieu ‘**ALLAH**’ de m’avoir donné la santé, la patience et le courage de mener à bon terme le présent travail.

Le travail présenté dans cette thèse a été réalisé au Centre de Recherche Nucléaire d’Alger (CRNA), sous la tutelle du COMmissariat de l’Energie Atomique (COMENA).

Mes remerciements vont en second lieu aux éminents membres de la communauté scientifique qui ont accepté d’encadrer mes recherches pour les uns, et de prendre de leur précieux temps afin d’en juger les résultats pour les autres.

Je souhaite exprimer ma gratitude et ma reconnaissance toute particulière à mon directeur de thèse Dr. NOUREDDINE Abdelkader pour m’avoir permis de mener à bien cette recherche, de m’avoir écouté, suivi et conseillé tout au long des années durant, depuis la première inscription en décembre 2013. Grâce à sa confiance, j’ai eu la chance de travailler sur un sujet d’actualité et de grande portée scientifique.

Je souhaite également exprimer ma reconnaissance très chaleureuse à mon co-directeur de thèse, Monsieur le professeur BOULAHIDID Mostefa, pour la qualité de son co-encadrement, de ses précieux conseils, dans l’orientation donnée à ce travail.

J’exprime ma profonde gratitude à Monsieur le professeur BALISTROU Mourad, Directeur de l’ENSSMAL, qui a bien accepté de présider ce Jury, malgré toutes les charges administratives liées à son poste de responsabilité.

J’exprime mes sincères remerciements aux examinateurs pour avoir accepté d’examiner ce travail. C’est avec un grand plaisir que je les vois prendre part à ce Jury :

-Dr. LOUANCHI Ferial, professeur à l’ENSSMAL,

-Dr. SEGHOOR Abdeslam, Directeur de recherche et chercheur expert sénior au CRNA.

-Pr. ABRIL HERNANDEZ José Maria, professeur au Département de Physique Appliquée I, de l’université de Séville, Espagne.

Je souhaite témoigner toute ma reconnaissance à Monsieur le Commissaire à l’Energie Atomique, Dr. MELLAH Abdelhamid pour sa précieuse aide en tant que ex. Directeur Général du CRNA et d’avoir accepté ma sollicitation en tant qu’invité dans le jury.

J’adresse toute ma reconnaissance à la Direction Générale du CRNA d’avoir déployé tous les moyens nécessaires pour l’élaboration de cette thèse : M. Toukal Rachid, l’ex. Directeur Général et la nouvelle Directrice Générale Dr. Mokrani Zahra.

## Remerciements

---

Je ne sais pas si un simple merci est suffisant pour témoigner ma reconnaissance à Mme A. HAMMADI pour son soutien, le travail à distance lors de mon stage, ainsi que son aide à travers le projet RAF7/017 pour valider les résultats.

Le développement de la partie analytique de ce travail n'aurait pas pu être réalisé sans l'aide de nombreuses personnes. Je souhaiterais remercier en particulier :

Dr. B. RAHAL, pour les analyses de la DRX, M.A. ARABI pour les analyses de la WDXRF, M.S. OUARAZKI et Mlle H. CHORFI pour les analyses en chromatographie ionique, Mme F. TAKARLI et M.M. ZIAR du Parc National de Chréa (PNC) pour l'échantillonnage des aérosols à Chréa. La Direction du PNC est vivement remerciée pour sa collaboration dans la surveillance radiologique.

Mes chaleureux remerciements s'adressent à l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) sur les formations financées dans le cadre du Projet RAF7/015 : datation des sédiments à Hurgada en Egypte et à Séville en Espagne ; codes RESRAD au laboratoire National d'Argonne aux USA, Surveillance radiologique en situation d'urgence à Fukushima au Japon.

J'exprime également ma reconnaissance aux collègues pour leurs aides respectives : M. A.S. Moulla pour avoir accepté de lire certaines parties de la thèse et de les corriger, malgré ses occupations professionnelles, M.M.E-H. Cherchali pour son aide dans le traitement des données et ses conseils au quotidien, ainsi que M. A. Adjerad sur les soucis du HYSPLIT.

J'exprime aussi ma reconnaissance aux collègues pour leurs soutien et leurs encouragements : Mesdames F-Z, Dehimi ,N-E-H Benhabiles, N. Rabia, N. Derradji, F. Messili, S. Benchabane, et Messieurs M. Maache, M. Taibeche, H. Saibi, M. Benkrid, A. Allalou, M. Menacer et M. Messaci.

Un merci particulier au doctorant S. Setiti pour ses encouragements les samedis à l'ENSSMAL et son aide dans la réalisation des cartes.

Je tiens à remercier mes chers parents, qui sont derrière toute réussite dans ma vie. Je remercie également mes chères sœurs et mon frère ainsi que toute ma famille et mes amis qui m'ont toujours soutenu et encouragé tout au long de mon parcours.

Avant de terminer, je m'excuse auprès de ceux que j'aurais oubliés alors qu'ils ont contribué, de près ou de loin, à ce travail ; je les remercie de leur aide et de ne pas m'en tenir rigueur.

## Résumé :

Dans le cadre de cette thèse, une caractérisation radiologique de différents types de sites, urbain côtier (Alger), montagneux (Chr a) et marin (baie d'Alger) au Nord de l'Algérie a été réalisée. Ceci a permis d'évaluer par la technique de spectrométrie gamma les niveaux d'activités spécifiques de certains radionucléides d'intérêt ( $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  et  $^{137}\text{Cs}$ ), présents dans les différentes matrices de l'environnement (aérosols, eau de pluie, particules, sols et sédiments marins). Les dépôts sec et/ou humide véhiculent ces radionucléides de l'atmosphère vers les milieux terrestres et marins.

Un travail complémentaire a été consacré   la détermination de la composition ionique des eaux de pluie et les compositions chimique et minéralogique des particules, sols et sédiments, éléments indispensables pour l'interprétation des résultats obtenus.

Dans le compartiment atmosphérique, l'étude a englobé (i) les variations temporelles des radionucléides, (ii) la comparaison des niveaux d'activité entre les deux sites de surveillance (Alger et Chr a), (iii) la corrélation avec les paramètres météorologiques ainsi que, (iv) l'origine des masses d'air atmosphériques transportant la radioactivité par l'outil HYSPLIT.

Les sédiments de la baie d'Alger ont été datés   l'aide d'une nouvelle méthodologie basée sur les modèles classiques par morceaux. Une évaluation radioécologique   l'aide de l'outil ERICA ainsi que l'historique de la contamination chimique dans cette baie ont été étudiés.

En milieu continental, le niveau de présence du  $^{137}\text{Cs}$  a été étudié en fonction de l'altitude par rapport au niveau de la mer. Sa concentration en Bq/kg en fonction de la profondeur de la carotte montre une décroissance exponentielle jusqu'  la couche de 21 cm. Les résultats montrent que les activités spécifiques dans les couches de surface sont plus élevées que celles du niveau de référence radiologique national. Les codes RESRAD–Biota et RESRAD–On site ont permis d'effectuer une évaluation radioécologique et dosimétrique du site de Chr a.

**Mots clés :**  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$ , Spectrométrie gamma, Nord de l'Algérie, Radio cologie, matrices environnementales, datation, codes HYSPLIT, RESRAD, ERICA

## **Summary:**

In the framework of this thesis, a radiological characterization of different types of sites in northern Algeria namely, urban coastal (Algiers), mountainous (Chr ea) and marine (Algiers bay), were achieved. This made it possible to assess, using gamma spectrometry technique, the levels of specific activities of some radionuclides of interest ( $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$ ), present in different matrices in the environment (aerosols, rainwater, particles, soils and marine sediments). Dry and/or wet deposition move these radionuclides from the atmosphere to the terrestrial and the marine environments.

Some additional work was devoted to determine the hydrochemistry of rainwater, the chemical and mineralogical composition of the particles, the soils and the sediments; these elements are essential data for the interpretation of the obtained results.

In the atmospheric compartment, the study included: (i) the assessment of temporal variations of the radionuclides, (ii) comparison of the activity levels between the two monitored sites (Algiers and Chr ea), (iii) search for a correlation with the meteorological parameters as well as (iv) the determination of the origin of the atmospheric air masses transporting radioactivity through the use of the HYSPLIT software.

Sediments from Algiers bay were dated using a new methodology based on piecewise classical models. A radioecological evaluation using the ERICA software as well as the history of the chemical contamination in this bay were studied.

In the terrestrial environment, the  $^{137}\text{Cs}$  level has been studied with respect to the altitude. Its concentration in Bq / kg as a function of the core depth shows an exponential decrease up to the layer of 21 cm. The results show also that the specific activities in the surface layers are higher than those of the national radiological reference level. The RESRAD–Biota and RESRAD–On site codes allowed one to carry out a radioecological and dosimetric assessment of Chr ea’s site.

**Keywords:**  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$ , Gamma spectrometry, North of Algeria, Radioecology, environmental matrices, dating, HYSPLIT, RESRAD, ERICA codes

## ملخص:

في إطار هذه الأطروحة، تم إجراء توصيف إشعاعي لأنواع مختلفة من المواقع المتواجدة في شمال الجزائر: حضري ساحلي ذا ارتفاع منخفض (الجزائر العاصمة)، جبلي ذا ارتفاع عالي (شريعة)، وبحري (خليج الجزائر).

و في هذا الإطار، تم تقييم مستويات الأنشطة لمختلف العناصر المشعة ذات الإهتمام ( $^{137}\text{Cs}$ ،  $^{210}\text{Pb}$ ،  $^7\text{Be}$ ) بواسطة تقنية الطيف غاما في مختلف المصفوفات البيئية (الهباء الجوي، مياه الامطار، الجسيمات الجوية، التراب و كذا الرواسب).

يتم نقل العناصر المشعة من الغلاف الجوي نحو مختلف الأوساط القارية والبحرية عن طريق عملية الترسيب الجافة و/أو الرطبة.

اضافة على التوصيف لإشعاعي، تم تكريس عمل تكميلي بغية تفسير نتائج تغير مستوى العناصر المشعة في مختلف الأوساط متمثلا في : تحليل المكونات الأيونية لمياه الأمطار والتركيب الكيميائي والمعدني للجسيمات، التراب والرواسب.

فيما يخص النشاط الإشعاعي على مستوى الغلاف الجوي، تضمنت الدراسة (1) الاختلافات الزمنية لأنشطة العناصر المشعة، (2) مقارنة بين مستويات النشاط بين موقعي المراقبة (الجزائر وشريعة)، (3) مدى ارتباطها مع معلمات الأرصاد الجوية وكذلك (4) أصل الكتل الهوائية الجوية التي تنقل النشاط الإشعاعي بواسطة استعمال برمجية HYSPLIT .

كما تم تأريخ رواسب خليج الجزائر باستخدام منهجية جديدة تعتمد أساسا على النماذج الكلاسيكية المجزأة. كما شملت أيضا الدراسة في الوسط البحري على تقييم إشعاعي إيكولوجي باستخدام برمجية ERICA وكذلك دراسة التسلسل الزمني للتلوث الكيميائي ببعض العناصر .

لقد تمت دراسة عنصر  $^{137}\text{Cs}$  بصفة خاصة في الوسط القاري و تأثير الإرتفاع على مستوى انشطته.

اظهرت النتائج على مستوى جزرة التراب تناقص أسي في نشاط العنصر المشع  $^{137}\text{Cs}$  الى غاية اختفائه تماما على عمق 21 سم. مستويات نشاطه كانت عالية على مستوى الشريعة مقارنة بالمستوى الإشعاعي الوطني للتربة.

وفي الأخير، جرى تقييم إشعاعي إيكولوجي و كذلك قياس الجرعات عن طريق استعمال برمجيتي RESRAD -Biota و RESRAD-On site على التوالي.

**الكلمات الدالة:**  $^{137}\text{Cs}$ ،  $^{210}\text{Pb}$ ،  $^7\text{Be}$ ، مقياس طيف جاما ، شمال الجزائر ، علم البيئة الإشعاعية ، المصفوفات البيئية، تأريخ،

برمجيات HYSPLIT، RESRAD، ERICA

## Liste des Acronymes

---

**ACP:** Analyse en Composantes Principales

**ADC:** Analog to Digital Converter

**AIEA:** Agence Internationale de l'Energie Atomique (en anglais : IAEA) ,Organisation des Nations Unies (ONU)

**AMD:** Activité Minimale Détectable

**AMP:** Ammonium MolybdoPhosphate

**ARL:** Air Resources Laboratory

**CEA-LNHB:** Commissariat de l'Energie Atomique –Laboratoire National Henri Bequerel (France)

**CFCS:** Constant Flux Constant Sedimentation

**CI:** Chromatographie Ionique

**CIC:** Constant Initial Concentration

**COMENA :** Commissariat à l'Energie Atomique (Algérie)

**CNRDPA :** Centre National de Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture (Ministère de la Pêche et des Productions Halieutiques, Algérie)

**CRNA :** Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (Algérie)

**CR :** Concentration Ratio ou Facteur de concentration

**CRS:** Constant Rate of Supply

**DOE:** Department of Energy (USA)

**DR:** Dose Rate

**DRX:** Diffraction à Rayons X

**DSF :** Diffusion, Sorption et Fixation

**EDXRF:** Energy Dispersive X Ray Fluorescence

**EFFTRAN:** EFFiciency TRANSfer

**EMCL:** Environmental Media Concentration Limits

**ENSSMAL:** Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (Algérie)

**ERICA:** Environmental Risk for Ionising Contaminants : Assessment and Management

**FE:** Facteur d'Enrichissement

**HYSPLIT:** Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory

**ICRP:** International Commission of Radiation Protection (ONG- Internationale, Suède)

## Liste des Acronymes

---

**IRSN:** Institut de Radioprotection et Surêté Nucléaire (France)

**GDAS:** Global Data Assimilation System

**GeHP:** Germanium Hyper Pur

**GUI:** Graphic User Interface

**MCA :** Multi Channel Analyser

**NCAR:** National Center for Atmospheric Research (USA)

**NCEP:** National Center for Environmental Prediction (USA)

**NOAA:** National Oceanic and Atmospheric Administration (USA)

**PNEDR:** Predicted No Effect Dose Rate

**PNTE:** Parc National de Theniet El Had

**PNUE/OMS:** Programme des Nations Unies pour l'Environnement /Organisation Mondiale de Santé (ONU)

**PSU:** Practical Salinity Unit

**RABES:** RADionuclides BEhaviour in Soil

**RESRAD:** RESidual RADioactivity

**RML:** RadioMetric Laboratory

**RQ:** RisK Quotient

**SAR :** Sediment Accumulation Rate

**SIT :** Sediment Isotope Tomography

**SSN:** Sun Spots Number

**STA :**System Time Averaging

**SRS:** Safety Reports Series

**SWI :** Sediment Water Interface

**TERESA :**Times Estimates from Random Entries of Sediments and Activities

**UNSCEAR :**United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (ONU)

**WDXRF :** Wavelength-Dispersive X-ray Fluorescence

## Liste des symboles

$\alpha$	Alpha	KeV	Kiloélectronvolt
$\beta$	Bêta	°	Degré
$\gamma$	Gamma	°C	Degré Celsius
X	Photons X	K	Kelvin
Z	Numéro atomique	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$	Plomb -210 en excès
A	Nombre de masse	F	Flux
e	Electron	I	Inventaire (Activité surfacique)
$\nu$	Neutrino	s	Vitesse de sédimentation
$\bar{\nu}$	Anti neutrino	w	Taux de sédimentation
$\lambda$	Constante de décroissance radioactive	$k_r$	Constante physique considérée pour la modélisation du $^{137}\text{Cs}$
$T_{1/2}$	Période radioactive	$C_w$	Concentration du $^{137}\text{Cs}$ dans l'eau de mer
A	Activité	$\rho$	Densité
$\varepsilon$	Efficacité	r	Coefficient de corrélation
$K_c$	Facteur correctif de la décroissance durant le comptage	P	Degré de confiance
$K_w$	Facteur correctif de la décroissance entre le prélèvement et le comptage	Ci	Curie
$K_s$	Facteur correctif de la décroissance durant l'échantillonnage	Sv	Sievert
$K_d$	Coefficient de distribution	Gy	Gray
Bq	Becquerel et ses multiples : PBq ( $10^{15}$ ), mBq( $10^{-3}$ ), $\mu\text{Bq}(10^{-6})$	V	Volt

## Table des Matières

---

<b>Introduction générale</b> .....	1
<b>Chapitre I : Etat des connaissances</b>	
1. Définitions.....	4
2. Notions de base sur la radioactivité.....	4
2.1. Loi de désintégration radioactive.....	4
2.2. Différents processus d'émission.....	5
2.3. Unités de mesure.....	6
2.4. Notion d'équilibre séculaire.....	6
2.5. Notions de dose.....	7
3. Sources de radioactivité dans l'environnement.....	7
3.1. Radioactivité naturelle.....	8
3.2. Radioactivité artificielle.....	8
4. Radionucléides d'intérêt.....	9
4.1. $^{210}\text{Pb}$ .....	9
4.2. $^7\text{Be}$ .....	10
4.3. $^{137}\text{Cs}$ .....	11
5. Transfert de la radioactivité entre les compartiments de l'environnement.....	12
6. Radioactivité dans l'atmosphère.....	13
6.1. Radioactivité liée aux aérosols et aux dépôts secs et/ou humides (eaux de pluies et particules).....	14
6.2. Outil numérique de rétro-trajectoires des masses d'air : HYSPLIT.....	16
6.2.1. Introduction.....	16
6.2.2. Description du modèle.....	17
6.2.3. Configuration du modèle.....	17
6.2.4. Détermination des rétro-trajectoires des masses d'air.....	18
6.2.4.1. Base de données météorologiques.....	18
6.2.4.2. Génération des rétro-trajectoires.....	19
6.2.4.3. Classification statistique non superposée 'Clustering'.....	19
7. Radioactivité des sédiments marins.....	20
7.1. Comportement des radionucléides dans une colonne sédimentaire.....	21
7.2. Modélisation géochronologique par le $^{210}\text{Pb}$ .....	23

7.2.1.	Cycle du $^{210}\text{Pb}$ .....	23
7.2.2.	Estimation de la vitesse et du taux de sédimentation et datation au plomb-210.....	25
7.2.2.1.	Modèle CFCS (Constant Flux and Constant Sedimentation).....	26
7.2.2.2.	Modèle CIC (Constant Initial Concentration).....	27
7.2.2.3.	Modèle CRS (Constant Rate of Supply) .....	28
7.2.2.4.	Modèle SIT (Sediment Isotope Tomography) .....	29
7.2.2.5.	Modèle TERESA (Times Estimates from Random Entries of Sediments and Activities).....	29
7.2.2.6.	Modèles classiques (CFCS, CIC et CRS) par morceaux ‘Piecewise’.....	29
7.2.3.	Modélisation géochronologique par le $^{137}\text{Cs}$ .....	30
7.2.4.	Outil numérique de l’évaluation radioécologique : Code ERICA .....	31
7.2.4.1.	Présentation de l’outil ERICA.....	31
7.2.4.2.	Méthodologie de l’outil ERICA .....	32
7.2.4.3.	Données d’entrée relatives à l’outil ERICA.....	33
7.3.	Impact dosimétrique et sanitaire lié à l’ingestion des radionucléides.....	34
8.	Radioactivité des sols .....	35
8.1.	Comportement des radionucléides dans les sols .....	36
8.2.	Migration verticale des radionucléides dans les sols : généralités et modélisation.....	39
8.3.	Outils numériques pour une évaluation dosimétrique et radioécologique .....	41
8.3.1.	Code RESRAD-BIOTA .....	41
8.3.2.	Code RESRAD-ON SITE .....	42

## Chapitre II : Matériels & Méthodes

1.	Choix des sites étudiés .....	45
1.1.	Site d’Alger .....	46
1.2.	Site de Chréa .....	48
1.3.	Baie d’Alger .....	48
2.	Prélèvement et échantillonnage.....	48
2.1.	Aérosols.....	48
2.1.1.	Site d’Alger .....	48
2.1.2.	Site de Chréa .....	50
2.2.	Dépôts secs et/ou humides .....	50
2.2.1.	Site d’Alger .....	50

2.2.2.	Site de Chr�ea .....	51
2.3.	Sédiments marins .....	52
2.4.	Sols .....	53
3.	Préparations des échantillons .....	55
3.1.	Aérosols.....	55
3.2.	Dépôts secs et/ou humides .....	55
3.2.1.	Eaux de pluie .....	56
3.2.1.1.	Opération d'évaporation.....	56
3.2.1.2.	Opération de coprécipitation d'AMP .....	57
3.3.	Particules .....	59
3.4.	Sédiments marins .....	59
3.5.	Sols .....	60
4.	Analyse des échantillons prélevés .....	60
4.1.	Mesure de la radioactivité naturelle et artificielle par spectrométrie gamma .....	60
4.1.1.	Introduction .....	60
4.1.2.	Interactions photon-Matière .....	61
4.1.3.	Présentation d'une chaîne de spectrométrie gamma : principe et constituants .....	62
4.1.4.	Etalonnage en énergie .....	66
4.1.5.	Comptage du bruit de fond ambiant .....	67
4.1.6.	Etalonnage en efficacité .....	67
4.1.6.1.	Standards préparés au laboratoire .....	68
4.1.6.2.	Outil numérique pour la correction de coïncidence et d'atténuation : EFFTRAN ..	71
4.1.7.	Expression des résultats .....	75
4.1.7.1.	Activités spécifiques et incertitudes .....	75
4.1.7.2.	Facteurs correctifs .....	76
4.1.7.3.	Activité minimale détectable (AMD).....	76
4.1.8.	Assurance qualité .....	77
4.2.	Mesure de la composition minéralogique par DRX.....	79
4.2.1.	Principe de la technique .....	80
4.2.2.	Appareillage .....	80
4.2.3.	Application sur les échantillons de sol et de sédiments .....	81
4.3.	Mesure de la composition chimique par WDXRF .....	82
4.3.1.	Principe de la technique .....	82

4.3.2.	Appareillage .....	83
4.3.3.	Application sur les échantillons de sol, de particules et de sédiments marins .....	83
4.4.	Mesure de la composition ionique par chromatographie ionique .....	83
4.4.1.	Principe de la technique .....	84
4.4.2.	Appareillage .....	84
4.4.3.	Application sur les eaux de pluies.....	85

### **Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**

#### **Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

1.	Introduction .....	86
2.	Données des activités spécifiques des radionucléides d'intérêt des deux sites d'étude...	87
3.	Variations temporelles des radionucléides dans les aérosols des deux sites de surveillance	90
3.1.	Site d'Alger .....	91
3.2.	Site de Chréa .....	93
4.	Influence des paramètres météorologiques et de l'activité solaire sur les activités spécifiques des radionucléides .....	93
4.1.	<sup>7</sup> Be et l'activité solaire .....	94
4.2.	Paramètres météorologiques .....	95
4.3.	Influence de la température sur l'activité des radionucléides .....	95
4.4.	Influence des précipitations sur la concentration de l'activité.....	96
4.5.	Analyse en composantes principales (ACP) .....	97
5.	Etude comparative des niveaux de radioactivité entre les deux sites de surveillance.....	99
6.	Influences des masses d'air dans les deux sites de surveillance .....	101
7.	Conclusions .....	113

#### **Sous –Chapitre III.2 : Radioactivité des dépôts secs et/ou humides**

1.	Introduction .....	115
2.	Activités spécifiques et flux des dépôts mensuels dans les dépôts secs et /ou humides des deux sites de surveillance .....	115
3.	Niveaux de radioactivité des eaux de pluies .....	117
4.	Variations temporelles du flux des dépôts mensuels des radionucléides dans les deux sites de surveillance.....	119

5.	Composition chimique des particules .....	122
6.	Composition ionique des eaux de pluies .....	124
7.	Influence des paramètres météorologiques sur le flux de dépôt des radionucléides.....	126
8.	Conclusions et perspectives .....	128

#### **Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments marins : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radioécologique**

1.	Introduction .....	130
2.	Activités spécifiques et distributions normalisées des radionucléides dans la carotte sédimentaire .....	132
3.	Compositions chimique et minéralogique .....	134
4.	Inventaires et flux du $^{137}\text{Cs}$ et $^{210}\text{Pb}$ en excès au niveau de l'interface sédiment-eau ....	135
5.	Datation des sédiments .....	140
5.1.	Modèles classiques .....	140
5.2.	Masse volumique apparente .....	143
5.3.	Nouvelle approche de datation par l'analyse des clusters et les modèles classiques par morceaux 'Piecewise' .....	144
6.	Historique de la pollution de la baie d'Alger .....	148
7.	Evaluation des risques radioécologique et dosimétrique .....	152
8.	Conclusions .....	155

#### **Chapitre V : Radioactivité dans les sols**

1.	Introduction .....	157
2.	Influence de l'altitude sur la distribution de la radioactivité artificielle .....	157
3.	Activités spécifiques et profils verticaux des radionucléides dans la carotte de sol .....	158
4.	Teneur en matière organique, composition minéralogique et chimique .....	163
5.	Distribution verticale et inventaires du $^{137}\text{Cs}$ .....	166
6.	Evaluation des risques radio-écologique et dosimétrique .....	169
7.	Conclusions et perspectives .....	173

## **Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin**

1. Introduction .....	175
2. Transferts intercompartimentaux du $^{210}\text{Pb}$ .....	176
3. Transferts intercompartimentaux du $^7\text{Be}$ .....	180
4. Transferts intercompartimentaux du $^{137}\text{Cs}$ .....	182
5. Evaluations radio-écologique et dosimétrique .....	185
6. Analyses complémentaires de la radioactivité .....	187
<b>Conclusions et perspectives</b> .....	189

### **Références bibliographiques**

#### **Annexes**

**Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et à l'analyse**

**Annexe B : Production scientifique**

## Liste des Figures

---

### Chapitre I : Etat des connaissances

Figure I.1 : Illustration du phénomène de radioactivité .....	4
Figure I.2: Schéma de désintégration de l' $^{238}\text{U}$ au $^{210}\text{Pb}$ .....	10
Figure I.3: Schéma simplifié de la chaîne de désintégration du $^{137}\text{Cs}$ .....	11
Figure I.4: Diagramme schématique des processus physiques, chimiques et biologiques influençant les cycles biogéochimiques des radionucléides .....	13
Figure I.5: Ordre de grandeur de la radioactivité liée aux aérosols atmosphériques ( $\text{Bq.m}^{-3}$ ) .....	15
Figure I.6: Rétro-trajectoires moyennes (centroïdes) des masses d'air arrivant au Sud-Ouest de la Péninsule Ibérique .....	20
Figure I.7: Cycle global du $^{210}\text{Pb}$ : source, transport, dépôt et redistribution d'après .....	23
Figure I.8: Distribution théorique du $^{210}\text{Pb}$ le long d'une colonne sédimentaire .....	24
Figure I.9: Distribution verticale du $^{137}\text{Cs}$ dans les sédiments lacustres en suisse.....	31
Figure I.10: Interface du code RESRAD-BIOTA version 1.8 .....	42
Figure I.11: Interface du code RESRAD-ONSITE version 7.2 .....	43

### Chapitre II : Matériels & Méthodes

Figure II.1: Localisation géographique des sites d'étude.....	45	
Figure II.2: Quantités de précipitations dans le site d'Alger durant la période de juin 2014 à juin 2018 (données brutes de météociel).....	47	
Figure II.3 : Températures mensuelles du site d'Alger durant la période de juin 2014 à juin 2018.....	47	
Figure II.4:Préleveur d'aérosols ayant un débit moyen de $67.9 \text{ m}^3/\text{h}$ ainsi que le filtre utilisé. ....	49	
Figure II.5 : Préleveur d'aérosol installé au site de Chréa ainsi que le filtre utilisé.....	50	
Figure II.6:Table de collecte des dépôts installée au site d'Alger .....	51	
Figure II.7: Table de collecte des eaux de pluies et particules installée à Chréa. ....	51	
Figure II.8:Localisation géographique de la carotte de sédiment dans la Baie d'Alger sur une image satellite USGS/Landsat du 2 octobre 2015.....	52	
Figure II.9:Navire de Recherche Grine Belkacem	Figure II.10:Carottier Uwitec ....	52
Figure II.11: Localisation des points de prélèvement des échantillons de sol de surface et carotte au niveau du site d'étude à Chréa.....	54	
Figure II.12: Echantillonnage d'une carotte de sol à Chréa.....	55	
Figure II.13: Décantation et séparation entre les eaux de pluies et les particules.....	56	
Figure II.14 : Evaporation des eaux de pluies .....	57	
Figure II.15:Traitement radiochimique des eaux de pluies par l'opération de co-précipitation d'AMP.....	59	
Figure II.16: Schéma de l'effet photoélectrique .....	61	
Figure II.17: Schéma de l'effet Compton .....	62	

Figure II.18: Schéma de la création de paire $e^+/e^-$ .....	62
Figure II.19: Schéma de principe d'une chaîne de mesure de spectrométrie gamma .....	63
Figure II.20: Chaînes de spectrométrie gamma (GeHP) utilisées au laboratoire de l'environnement du CRNA .....	64
Figure II.21: Exemple d'un spectre multi-gamma d'un échantillon de l'environnement ( sol) .....	66
Figure II.22: Caractéristiques du détecteur 1 du laboratoire d'Environnement fournies par le constructeur CANBERRA .....	73
Figure II.23: Caractéristiques de la source (standard) utilisée .....	74
Figure II.24: représentations théoriques en absence et en présence d'un pic de radionucléide au bruit de fond .....	77
Figure II.25: Diffractomètre à rayon X Philips X'Pert Pro .....	81
Figure II.26: Spectromètre à rayons X Magix pro accompagné des pastilles des échantillons. ....	83
Figure II.27:Chromatographe ionique Dionex 120. ....	85

## Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie

### Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols

Figure III.1.1: Corrélation entre les activités spécifiques du $^7\text{Be}$ et $^{210}\text{Pb}$ dans les sites d'Alger et Chréa .....	90
Figure III.1.2: Variations saisonnières des activités spécifiques du $^7\text{Be}$ au site d'Alger .....	91
Figure III.1.3: Variations saisonnières des activités spécifiques du $^{210}\text{Pb}$ au site d'Alger.....	92
Figure III.1.4: Variations temporelles des activités spécifiques du $^7\text{Be}$ et du $^{210}\text{Pb}$ dans les aérosols du site de Chréa.....	93
Figure III.1.5: Variations des activités du $^7\text{Be}$ dans l'air au site d'Alger et le nombre de taches solaires au cours de la période de l'étude.....	94
Figure III.1.6: Variations saisonnières de la température de l'air au site d'Alger au cours de la période d'étude.....	96
Figure III.1.7: Variations saisonnières de la quantité de précipitations au site d'Alger au cours de la période d'étude.....	97
Figure III.1.8: Analyse en composantes principales appliquée aux données des radionucléides, paramètres météorologiques et activité solaire .....	98
Figure III.1.9 : variations spatiales des niveaux d'activités du $^{210}\text{Pb}$ et du $^7\text{Be}$ au cours de la période contemporaine.....	100
Figure III.1.10: Rétro-trajectoires moyennes avec une remontée de temps de 96h sur les altitudes (100 m (a), 500 m(b), 1000 m (c)) du site d'Alger engendrant des concentrations élevées du $^{210}\text{Pb}$ .....	107
Figure III.1.11: Rétro-trajectoires moyennes avec une remontée de temps de 96h sur les altitudes (500m (a), 1500 m (b) , 3000 m(c) ) au site de Chréa engendrant des concentrations élevées du $^{210}\text{Pb}$ .....	108

Figure III.1.12:Rétro-trajectoires moyennes avec une remontée de temps de 96 h sur les altitudes (100 m (a), 500 m(b), 1000 m (c)) du site d'Alger engendrant des concentrations élevées du $^7\text{Be}$ .....	111
Figure III.1.13:Rétro-trajectoires moyennes avec une remontée de temps de 96 h sur les altitudes (500m (a), 1500 m (b) , 3000 m(c) ) au site de Chr�a engendrant des concentrations �lev�ees du $^7\text{Be}$ .....	112

### **Sous –Chapitre III.2 : Radioactivité des dépôts secs et/ou humides**

Figure III.2.1:Variations temporelles du flux des dépôts mensuels du $^{137}\text{Cs}$ au site d'Alger	119
Figure III.2.2:Variations temporelles du flux des dépôts mensuels du $^{137}\text{Cs}$ au site de Chr�a .....	120
Figure III.2.3:Variations temporelles des flux des dépôts mensuels du $^{210}\text{Pb}$ et du $^7\text{Be}$ au site d'Alger .....	120
Figure III.2.4: Variations temporelles du flux des dépôts mensuels du $^{210}\text{Pb}$ et $^7\text{Be}$ au site de Chr�a .....	121
Figure III.2.5: Particules atmosphériques collectées de couleur noirâtre (a) et rougeâtre (b)	124
Figure III.2.6: Evolution temporelle de la composition hydro-chimique (anions et cations) des eaux de pluie au site d'Alger.....	125

### **Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments marins : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radioécologique**

Figure IV.1: Distributions normalisées des radionucléides ( $^{226}\text{Ra}$ , $^{212}\text{Pb}$ et $^{40}\text{K}$ ) et des teneurs en matière organique. ....	133
Figure IV.2 : Concentrations du $^{137}\text{Cs}$ ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) dans l'eau de mer autour de la baie d'Alger	138
Figure IV. 3:Profils verticaux du $^{210}\text{Pb}$ en excès et du $^{137}\text{Cs}$ en fonction de la masse surfacique dans la carotte sédimentaire de la baie d'Alger.....	140
Figure IV.4: Chronologies des différentes couches sédimentaires établies par les modèles CF-CS, CIC et CRS.....	142
Figure IV.5: Masse volumique apparente estimée par différentes méthodes le long de la carotte sédimentaire.....	144
Figure IV.6: Analyse par transect du profil du $\text{Ln } ^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ en fonction de la masse surfacique .....	145
Figure IV.7: Lignes chronologiques établies par l'analyse des transects des modèles CF-CS et CIC de la carotte de la baie d'Alger. ....	147
Figure IV.8: Concentrations normalisées de quelques éléments sélectionnés en fonction de la date de déposition aux sédiments .....	149

## Chapitre V : Radioactivité dans les sols

Figure V.1:Taux d'humidité de la carotte de sol à 1500 m d'altitude.....	159
Figure V.2 : Profil de l'épaisseur de la masse et de la porosité le long de la carotte de sol .	159
Figure V.3 : Distribution verticale du $^{226}\text{Ra}$ et de ses descendants ( $^{214}\text{Pb}$ et $^{214}\text{Bi}$ ) dans la carotte de sol.....	160
Figure V.4 : Distribution verticale du $^{210}\text{Pb}$ dans la carotte de sol.....	161
Figure V.5 : Distribution verticale du $^{137}\text{Cs}$ dans la carotte de sol.....	161
Figure V.6 : Distribution verticale du $^{40}\text{K}$ dans la carotte de sol.....	162
Figure V.7 : Distributions verticales du $^{212}\text{Pb}$ et $^{228}\text{Ac}$ dans la carotte de sol.....	163
Figure V.8: Distribution verticale de la teneur en matière organique dans la carotte de sol	164
Figure V.9: Variations du Carbone et de la Silice le long de la carotte de sol.....	166
Figure V.10: Corrélation entre l'inventaire du $^{137}\text{Cs}$ et la quantité de précipitation.....	169
Figure V.11: Débits de dose des différents radionucléides pour les organismes de références.....	171
Figure V.12: Doses annuelles des différents radionucléides mesurés dans les sols de Chréa	172

## Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin

Figure VI.1:Distributions verticales et inventaires du $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ dans les carottes de sol et de sédiment marin. ....	180
Figure VI.2: Distributions verticales et inventaires du $^{137}\text{Cs}$ dans les carottes de sol et de sédiment marin .....	185
Figure VI.3: Etapes générales de l'évaluation des conséquences radiologiques .....	186

## Liste des Tableaux

---

### Chapitre I : Etat des connaissances

Tableau I.1: Niveaux d'activité (en mBq.L <sup>-1</sup> ) mesurés dans l'eau de pluie dans le continent Européen.....	16
Tableau I.2: Coefficients de dose de l'ingestion de certains radionucléides.....	35

### Chapitre II : Matériels & Méthodes

Tableau II.1: Caractéristiques des échantillons de sol de surface prélevés aux différents points .....	53
Tableau II.2: Caractéristiques des deux détecteurs utilisés en comptage des échantillons de l'environnement .....	64
Tableau II.3: Efficacités des radionucléides d'intérêt dans le standard Filtre rectangulaire .....	69
Tableau II.4: Composition chimique du standard sédiment.....	74
Tableau II.5: Résultats de l'exercice d'inter-comparaison effectué pour l'échantillon d'eau de mer.....	77
Tableau II.6: Activités massiques certifiées des différents radionucléides présents dans l'échantillon de sol (IAEA-TEL sol 4).....	79

### Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie

#### Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols

Tableau III.1.1: Paramètres statistiques des activités spécifiques des radionucléides dans les aérosols au niveau des deux sites d'étude .....	88
Tableau III.1.2: Niveaux d'activités ( <sup>210</sup> Pb et <sup>7</sup> Be) et le rapport <sup>7</sup> Be/ <sup>210</sup> Pb avec des travaux antérieurs en région méditerranéenne.....	89
Tableau III.1.3: Coefficients de corrélation et degrés de confiance entre les activités du <sup>7</sup> Be et du <sup>210</sup> Pb dans les aérosols, la température et les précipitations.....	95
Tableau III.1.4: facteurs de l'ACP .....	98
Tableau III.1.5 : Paramètres statistiques des activités spécifiques du <sup>7</sup> Be et du <sup>210</sup> Pb (mBq/m <sup>3</sup> ) dans les deux sites durant la période contemporaine entre les deux sites. ....	99
Tableau III.1.6 : Périodes correspondantes aux activités élevées du <sup>210</sup> Pb et du <sup>7</sup> Be au site d'Alger .....	102
Tableau III.1.7: Périodes correspondantes aux activités élevées du <sup>210</sup> Pb et du <sup>7</sup> Be au site de Chréa .....	102
Tableau III.1.8: Informations relatives à la classification statistique non supervisée des différentes rétro-trajectoires générées .....	104

## **Sous –Chapitre III.2 : Radioactivité des dépôts secs et/ou humides**

Tableau III.2.1: Paramètres statistiques des activités spécifiques et des flux des dépôts mensuels des radionucléides $^{210}\text{Pb}$ , $^7\text{Be}$ et $^{137}\text{Cs}$ dans les échantillons de particules du site d'Alger .....	116
Tableau III.2.2: Paramètres statistiques des activités spécifiques et des flux des dépôts mensuels des radionucléides $^{210}\text{Pb}$ , $^7\text{Be}$ et $^{137}\text{Cs}$ dans les échantillons de particules du site de Chréa .....	117
Tableau III.2.3 : Activités spécifiques des radionucléides (en Bq/l) dans les eaux de pluie des deux sites de surveillance .....	118
Tableau III.2.4: Concentrations des éléments chimiques majeurs et à l'état de trace des particules des deux sites .....	123
Tableau III.2.5: Concentrations moyennes des anions et des cations (en mg/l) dans les eaux de pluies des deux sites .....	125
Tableau III.2.6 : Matrice de corrélation : flux des dépôts mensuels des radionucléides ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mois}^{-1}$ ) et paramètres météorologiques au niveau du site d'Alger .....	127

## **Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments marins : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radioécologique**

Tableau IV.1: Composition minéralogique (phases en %) de quelques couches de la carotte déterminée par la diffraction à rayons-X.....	134
Tableau IV.2: Composition chimique de quelques couches de la carotte sédimentaire déterminée par la technique WDXRF .....	135
Tableau IV.3 : Analyse des transects pour la carotte de sédiment de la baie d'Alger .....	146
Tableau IV.4: Activités des radionucléides dans les sédiments et dans les organismes dérivées du code ERICA ainsi que les débits de dose totaux .....	153

## **Chapitre V : Radioactivité dans les sols**

Tableau V.1 : Distribution de la radioactivité artificielle ( $^{137}\text{Cs}$ ) en fonction de l'altitude au site de Chréa .....	158
Tableau V.2: Composition minéralogique des différentes couches de la carotte de sol.....	165
Tableau V.3: Activités surfaciques (inventaires) du $^{137}\text{Cs}$ dans la carotte de sol .....	168

## **Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin**

Tableau VI.1: Vitesses de dépôt du $^{210}\text{Pb}$ au site d'Alger durant la période de 2014 à 2018.	178
Tableau VI.2: Vitesses de dépôt du $^7\text{Be}$ au site d'Alger durant la période 2014-2018.....	181
Tableau VI.3: Flux mensuel moyen de dépôt du $^{137}\text{Cs}$ au site d'Alger durant la période allant de 2014 à 2018 .....	183

# **Introduction générale**

L'accident nucléaire de Tchernobyl en Avril 1986 et celui de Fukushima en Mars 2011 ont montré qu'il n'existe pas de frontière pour un rejet de radionucléides dans l'environnement. Ce rejet constitue, ainsi, un nuage entraînant des aérosols radioactifs, qui peuvent être soumis à des processus physico-chimiques, notamment, la décroissance radioactive, le dépôt par temps sec (sédimentation) ou humide (lessivage et lavage).

Des masses d'aérosols radioactifs ayant un temps de vie considérable peuvent être d'origines naturelles et anthropiques provenant de différentes régions, ce qui leur confère la possibilité d'être transportés sur de longues distances.

La radioactivité, qu'elle soit naturelle ou artificielle, est associée aux constituants de l'atmosphère (gaz, eau et aérosols). Elle est transportée à proximité des surfaces terrestre et marine et peut s'y déposer par plusieurs mécanismes physiques.

Une fois déposés, les radionucléides peuvent être fixés sur le sol, dans le milieu marin, dans la chaîne alimentaire, ou remis en suspension. Ils peuvent éventuellement avoir un impact sur l'homme et son environnement par le biais de processus climatiques spécifiques aux régions d'étude.

Les aérosols peuvent contenir des composés à l'état de traces, qui peuvent être particulièrement utiles au suivi du cycle de vie d'une particule, représentés par des radionucléides, notamment ceux naturels ( $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$ ) et/ou artificiels ( $^{137}\text{Cs}$ ). Ces derniers sont utilisés comme traceurs pour l'étude des processus de transport atmosphérique, de sédimentation et aussi l'estimation du temps de résidence.

Trois sites dans la bande Nord de l'Algérie ont été choisis pour effectuer cette étude à savoir : un site urbain côtier à basse altitude (Alger), un site montagneux à haute altitude (Chrèa, Wilaya de Blida) et un site marin (baie d'Alger).

La caractérisation de ces sites étudiés pour la connaissance des niveaux d'activité, est donc importante pour une meilleure compréhension du transfert de la radioactivité à travers les processus atmosphériques et de son impact radio-écologique sur les milieux terrestres et marins.

Pour une meilleure étude d'impact, il est nécessaire de comprendre au mieux la physique impliquée autour du cycle biogéochimique des particules, afin de pouvoir prévoir et évaluer le

plus précisément possible le devenir de ces aérosols dans l'atmosphère, ainsi que la localisation et la quantification de leurs retombées sur les sols et le milieu marin.

Ceci représente un enjeu majeur dans l'optique de la gestion d'éventuels risques pour une région déterminée, et reste une source de questionnement quant à leurs effets sur l'homme et son environnement.

Les objectifs de ce travail de recherche doctorale consistent à étudier les transferts des radionucléides  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$  et  $^{137}\text{Cs}$  entre les compartiments de l'environnement (atmosphère, terrestre et marin), leurs utilisations en tant que traceurs des processus environnementaux et leurs impacts potentiels sur l'homme et son environnement.

Dans ce contexte, le travail de thèse a nécessité d'abord une caractérisation radiologique des régions d'intérêt à différentes altitudes, qui a permis d'évaluer les niveaux d'activités des radionucléides naturels et artificiels fixés dans les différents compartiments de l'environnement (air, eau de pluie, sol, milieu marin). Ensuite, une étude du transfert de la radioactivité à travers plusieurs mécanismes physiques a été menée. Ceci a été effectué par des mesures sur les trois sites (échantillonnage), au laboratoire par les différentes techniques analytiques et par l'outil de modélisation (Code HYSPLIT pour la détermination des parcours des masses d'air véhiculant la radioactivité).

Les évaluations radio-écologiques et dosimétriques des différents écosystèmes représentent des indicateurs clés afin de mieux étudier l'impact des radionucléides sur l'homme et son environnement.

La détermination de la composition ionique et minéralogique des différentes matrices d'intérêt constitue un travail complémentaire à la caractérisation radiologique, pour être en mesure d'interpréter les comportements des radionucléides étudiés au sein des différentes matrices environnementales.

Cette thèse s'articule autour des points suivants :

- Le chapitre I introduit les notions de base sur la radioactivité, ses sources naturelles et artificielles, les trois radionucléides d'intérêt ( $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$  et  $^{137}\text{Cs}$ ), puis les comportements et les voies de transfert de ces radioéléments entre les différents compartiments de l'environnement ;

## Introduction générale

---

- La méthodologie employée qui comporte le prélèvement des échantillons de l'environnement (aérosols, particules, eaux de pluies, sol et sédiments). Les méthodes de traitement en laboratoire, ainsi que l'analyse par les différentes techniques, sont décrites dans le chapitre II ;
- Le chapitre III relatif aux résultats d'investigation des niveaux de radioactivité dans le compartiment atmosphérique des deux sites de surveillance, est subdivisé en deux sous-chapitres : le sous-chapitre 1 traite de la radioactivité des aérosols et le sous-chapitre 2 traite de la radioactivité des dépôts secs et/ou humides ;
- Le chapitre IV aborde la radioactivité marine dans une carotte sédimentaire prélevée en baie d'Alger, avec les aspects liés à l'évaluation radio-écologique par le code ERICA, la datation radiométrique des sédiments par une nouvelle méthodologie basée sur les modèles classiques par morceaux, ainsi que l'étude de l'historique de la pollution.
- Les résultats obtenus relatifs aux niveaux de la radioactivité dans le compartiment terrestre 'sol' du site haute altitude situé au Parc National de Chréa, la migration verticale du  $^{137}\text{Cs}$  ainsi que les évaluations radioécologiques et dosimétriques par les codes de la famille RESRAD, sont présentés dans le chapitre V.
- Les différentes interactions des radionucléides  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$  et  $^{137}\text{Cs}$  entre les compartiments de l'environnement (atmosphère, terrestre et marin) ont été synthétisées dans le dernier chapitre, suivie par des conclusions et des perspectives pour ce travail de recherche doctorale.

# **Chapitre I : Etat des connaissances**

### 1. Définitions

Le terme « radioécologie » est apparu en 1935 mais il ne s'est répandu qu'à partir des années 1950. Il résulte de la fusion entre les mots « radioactivité » et « écologie ». La radioécologie a trois objectifs, le premier est de détecter la présence des radionucléides dans l'environnement et de rechercher leurs origines, le second est de comprendre leurs processus de transfert et de concentration dans les écosystèmes, le troisième est d'évaluer l'impact de la radioactivité naturelle et artificielle sur l'environnement (impact radioécologique) et sur les voies d'exposition de la population humaine (impact dosimétrique) (Amiard, 2013).

Dans la nature, les noyaux peuvent être stables ou instables. Les noyaux instables sont dits « radioactifs ». Ils vont tendre vers la stabilité en se désintégrant (Fig.I.1) et en émettant des rayonnements (électromagnétiques, bêtas, alphas voire neutrons) qui emportent l'énergie libérée par la désintégration (Delacroix et al., 2006).

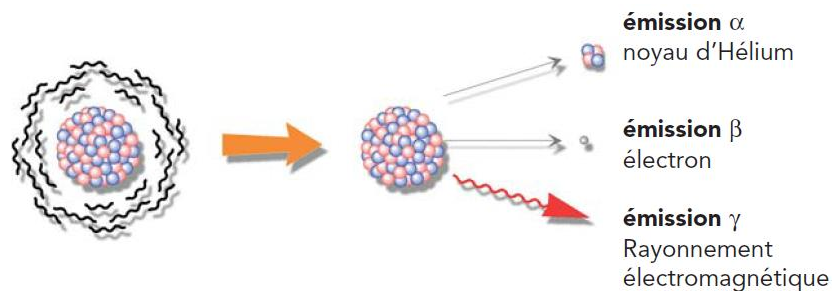


Figure I.1 : Illustration du phénomène de radioactivité (Delacroix et al., 2006)

### 2. Notions de base sur la radioactivité

Les notions de base regroupent la loi de la désintégration radioactive, la période, les différents processus d'émission, les unités de mesure, l'équilibre séculaire et les notions de dose.

#### 2.1. Loi de désintégration radioactive

Selon la loi fondamentale de désintégration des noyaux radioactifs, le taux de transformation d'un radioélément par les différents processus radioactifs ( $\alpha$ ), ( $\beta$ ), est proportionnel au nombre d'atomes présents. Cette décroissance radioactive suit une loi exponentielle et est exprimée comme suit :

$$N = N_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (I - 1)$$

Où

$N$  : est le nombre de noyaux radioactifs non désintégrés à l'instant  $t$  ;

$N_0$  : le nombre initial de noyaux à l'instant  $t = 0$  ( $t_0$ ) ;

$\lambda$  : constante de désintégration radioactive ( $\lambda = \ln 2 / T_{1/2}$ ).

La période – notée  $T_{1/2}$  – est le temps au bout duquel la moitié des noyaux, existants à l'origine, a subi la désintégration radioactive. Chaque nucléide radioactif est caractérisé par une période radioactive, qui varie pour l'ensemble des radionucléides de  $10^{-6}$  secondes à  $10^{15}$  ans.

Certains radionucléides se désintègrent plus ou moins rapidement que d'autres. Cette célérité de désintégration radioactive définit une grandeur appelée *activité* et donnée par l'expression ci-dessous :

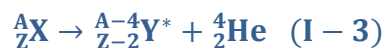
$$A(t) = \frac{dN}{dt} = \lambda \cdot N(t) = A_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (\text{I} - 2)$$

Avec  $A_0 = \lambda N_0$  qui représente l'activité initiale.

### 2.2. Différents processus d'émission

On distingue principalement quatre types de désintégration : la désintégration  $\alpha$ , la désintégration  $\beta^-$ , la désintégration  $\beta^+$  et la capture électronique (CE). Les désintégrations pour un noyau père noté X, de charge Z et de masse A donnant un noyau fils Y sont de la forme suivante :

Désintégration  $\alpha$  :



Désintégration  $\beta^-$  :



Désintégration  $\beta^+$  :



Capture électronique CE :



Dans la majorité des cas, le noyau fils est produit dans un état excité  $Y^*$  et se désexcite vers un état fondamental. Cette transition peut se faire sous forme radiative avec l'émission d'un photon  $\gamma$  ou bien par conversion interne avec émission d'un électron et de photons X due au réarrangement du cortège électronique. Le réarrangement peut également engendrer l'émission d'électrons Auger.

Une capture électronique, phénomène concurrent de la désintégration  $\beta^+$ , va absorber un électron du cortège électronique et ainsi engendrer un réarrangement et des émissions de photons X ou d'électrons Auger (Paradis, 2016).

Les rayonnements émis lors de la désintégration sont caractérisés par leur énergie et leur pourcentage d'émission par désintégration. L'énergie est exprimée en électron-Volt (eV) ou plus généralement en ses multiples.

### 2.3. Unités de mesure

Une substance radioactive est caractérisée par son « activité ». Cette grandeur traduit le nombre de désintégrations qui se produit par unité de temps.

Avant l'introduction du Système International pour les unités de mesure (S.I.), l'activité était exprimée en curie (Ci). Le curie correspond au nombre de désintégrations par seconde produites par 1 gramme de radium à l'équilibre, soit 37 milliards de désintégrations par seconde.

Cette unité est remplacée depuis plusieurs années par le Becquerel (Bq) qui est égal à 1 désintégration par seconde. Ainsi, 1 Ci équivaut à 37 milliards de Bq.

### 2.4. Notion d'équilibre séculaire

Dans les filiations radioactives évoluant en système clos, il s'établit au cours du temps un état stationnaire, de telle sorte que tous les descendants atteignent la même activité. Cet état est appelé équilibre séculaire et est obtenu après un temps égal à environ 6 fois la période la plus

longue de la chaîne de décroissance. Cet équilibre séculaire implique que le rapport d'activité entre un père et son fils direct est constant et égal à 1 le long de la filiation radioactive (Cuvier, 2015).

### 2.5. Notions de dose

Les rayonnements déposent une fraction ou la totalité de leur énergie lorsqu'ils pénètrent dans la matière.

L'effet des rayonnements sur l'organisme vivant dépend de la dose absorbée dans les tissus mais également de la nature du rayonnement et de la sensibilité des tissus ou organes irradiés (Delacroix et al., 2006).

La dose absorbée par la matière correspondant à la quantité d'énergie absorbée par unité de masse est exprimée en gray (Gy). Un (1) Gy correspond à 1 Joule d'énergie déposée ou absorbée par kg de matière. La variation de la dose absorbée par intervalle de temps désigne le débit de dose absorbée (exprimée en Gy/h) représentant la quantité d'énergie absorbée par unité de masse et par unité de temps.

L'impact du rayonnement sur l'homme est quantifié par la dose efficace (somme des doses reçues par les différents organes du corps, ramenée au corps entier intégrant les différences entre type de rayonnements et prenant en compte la « radiosensibilité » de chaque organe) et la dose équivalente (dose moyenne reçue par un organe intégrant les différences entre types de rayonnement) exprimées en Sievert (Sv) (Sy, 2016).

La dose équivalente engagée pour une personne correspond implicitement à la dose équivalente intégrée sur 50 ans après incorporation si la durée d'intégration n'est pas précisée (Delacroix et al., 2006).

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

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. 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.

### 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, azote) des couches supérieures de l'enveloppe gazeuse de la terre (atmosphère).

- les radioéléments d'origine terrigène, tels que :

- $^{40}\text{K}$  et  $^{87}\text{Rb}$ , radioéléments primordiaux, de longue période,  $T_{1/2} = 1,28.10^9$  ans et  $T_{1/2} = 4,80.10^{10}$  ans, respectivement; 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:  $^{232}\text{Th}$  ( $T_{1/2} = 1,39.10^{10}$  ans),  $^{238}\text{U}$  ( $T_{1/2} = 4,47.10^9$  ans) et  $^{235}\text{U}$  ( $T_{1/2} = 7,13.10^8$  ans).

### 3.2. Radioactivité artificielle

Au cours du siècle dernier, des quantités non négligeables de radionucléides artificiels ont été introduites dans l'environnement et ont causé une contamination en éléments radioactifs de grandes surfaces du globe. Les principales sources des radionucléides artificiels dans l'environnement sont les essais d'armes nucléaires, les accidents nucléaires, ainsi que les rejets contrôlés des installations nucléaires et les rejets de l'utilisation des radioéléments et de l'application des techniques nucléaires dans les domaines pacifiques (médecine nucléaire, recherche scientifique ...).

#### - Essais d'armes nucléaires :

Les essais nucléaires atmosphériques sont la principale cause d'injection de produits de fission dans l'environnement.

L'ensemble des essais nucléaires atmosphériques (environ 520 essais nucléaires ont été réalisés dans l'atmosphère entre 1945 et 1980 dont la majorité s'est produite entre les années 50s et 60s) a libéré dans l'environnement une quantité totale de  $^{137}\text{Cs}$  de  $948.10^{15}$  Bq (UNSCEAR, 2000).

#### - Accidents nucléaires :

Plusieurs accidents sur des installations civiles et militaires impliquant des rejets radioactifs significatifs dans l'environnement se sont produits au cours du siècle dernier.

Deux accidents ont contribué à un marquage significatif de l'environnement en radiocésium.

Le 26 avril 1986, suite à une succession d'erreurs humaines, le réacteur n°4 de la centrale nucléaire de Tchernobyl commence à être fusionner. Cet accident a conduit à un rejet de radionucléides estimé entre  $5 \times 10^{18}$  et  $14 \times 10^{18}$  Bq dans l'atmosphère (UNSCEAR, 2000, AIEA, 2005).

Suite au terrible tremblement de terre et au tsunami qui ont frappé le nord-est du Japon le vendredi 11 mars 2011, la centrale nucléaire de Fukushima a connu une défaillance de ses systèmes de refroidissement et plusieurs explosions sur ses réacteurs.

Les radionucléides rejetés (rejets liquides et atmosphériques) sont:  $^{131}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  et  $^{132}\text{Te}$ .

Les rejets liquides et atmosphériques du  $^{137}\text{Cs}$  sont de l'ordre de 3.5 PBq et 15.3 PBq, respectivement (Povinec et al., 2013).

### **-Rejets contrôlés des installations nucléaires :**

Ce type de rejet a un impact local voire régional sur l'environnement. Les circulations océanique et atmosphérique transportent de la radioactivité artificielle vers les pays non nucléarisés.

## **4. Radionucléides d'intérêt**

Les radionucléides naturels émetteurs de rayonnements  $\gamma$ , étudiés sont le béryllium-7 ( $^7\text{Be}$ ) d'origine cosmogénique et le plomb-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ) d'origine tellurique ; étant les plus abondants. Dans le cas des radionucléides artificiels, le plus étudié est le césium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ), présent dans l'environnement de part sa biodisponibilité, sa période de décroissance radioactive relativement longue et ses propriétés physico-chimiques. L'intérêt de l'étude de ces trois radionucléides réside dans le fait qu'ils possèdent des sources bien distinctes. Ils sont utilisés pour étudier les voies de transfert entre les différents compartiments environnementaux.

### **4.1. $^{210}\text{Pb}$**

Le  $^{210}\text{Pb}$ , d'une durée de vie relativement longue ( $T_{1/2} = 22,6$  ans), présente une raie d'émission gamma à 46.5 keV. Il est issu de la chaîne de désintégration de l'uranium-238 ( Fig.I.2). Il est présent dans les sols et est l'un des descendants du gaz radon -222 ( $^{222}\text{Rn}$ ).

Le  $^{210}\text{Pb}$  est principalement attaché à des particules submicroniques (Camacho et al., 2009).

## Chapitre I : Etat des connaissances

Sa concentration diminue lorsque l'altitude croit ou bien au-dessus des surfaces marines (Braziewicz et al., 2004). Il peut être utilisé comme traceur dans l'étude des processus environnementaux : biogéochimie de l'océan (Wei et Murray, 1994), déposition atmosphérique et contamination (Sanchez-Cabeza et al., 2007), processus sédimentaires (Robbins et Edgington, 1975) et radiochronologie (Sanchez-Cabeza et al., 1999, Abril et al., 2018).

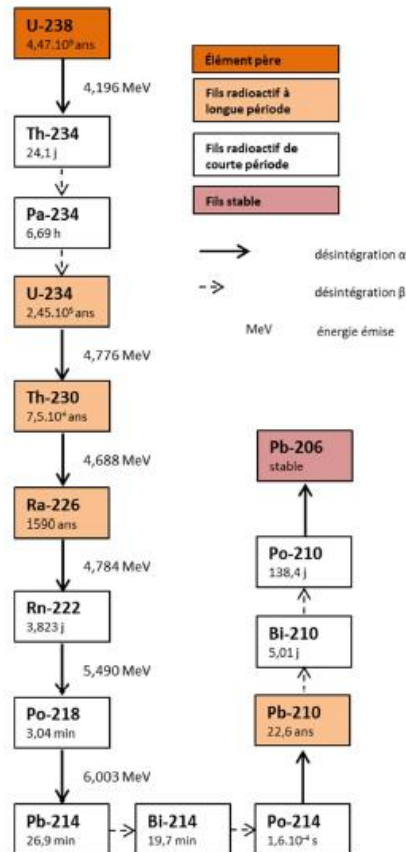


Figure I.2: Schéma de désintégration de l'<sup>238</sup>U au <sup>210</sup>Pb (Cuvier, 2015)

### 4.2. <sup>7</sup>Be

Le Bérullium-7, radionucléide à vie courte (T<sub>1/2</sub> = 53.3 jours), a une raie d'émission gamma à 477.6 keV. Il est principalement d'origine cosmique (Lal and Peters, 1967) et il est formé dans la haute atmosphère par des réactions de spallation entre les rayons cosmiques et les molécules de N, O, et C présentes dans l'atmosphère.

Selon Lal et Peters (1967), une quantité de 75% du taux de production est produite dans la stratosphère et 25% dans la troposphère.

Les temps de résidence du  $^7\text{Be}$  sont de l'ordre d'une année dans la stratosphère et de six semaines dans la troposphère (Al-Azmi, 2001).

Du fait de son origine purement naturelle, le  $^7\text{Be}$  est aussi 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...) (Bourcier, 2009, Piga, 2010).

### 4.3. $^{137}\text{Cs}$

Le  $^{137}\text{Cs}$  est l'un des principaux radionucléides produits lors de la fission de l'uranium. Sa demi-vie radioactive est de 30,17 années. Le précurseur du  $^{137}\text{Cs}$  est le  $^{137}\text{Xe}$  qui est un gaz inerte très volatil, ce qui explique l'importante diffusibilité du  $^{137}\text{Cs}$  lors des accidents nucléaires, des tirs atmosphériques et au cours des essais nucléaires souterrains via les fissures dans le sol (Robeau et al., 2000).

Le césium-137 est un émetteur bêta ( $\beta^-$ ) et mesuré indirectement par spectrométrie gamma à partir de la raie d'émission à 661.7 keV de son fils, le  $^{137\text{m}}\text{Ba}$  ( $T_{1/2} = 2.55$  minutes)(Fig.I.3).

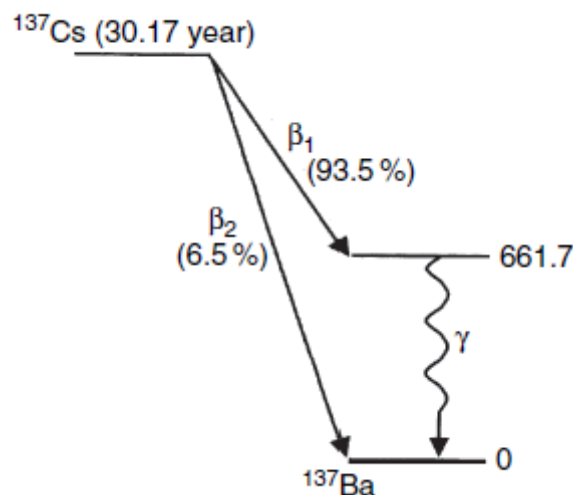


Figure I.3: Schéma simplifié de la chaîne de désintégration du  $^{137}\text{Cs}$  (Gilmore, 2008)

C'est un composé soluble dans l'eau et son comportement chimique est similaire à celui du potassium. Ainsi, il peut rapidement intégrer les cycles biogéochimiques et s'accumuler dans les écosystèmes terrestres et marins. Les retombées atmosphériques produites par les tests d'armes nucléaires et par l'accident nucléaire de Tchernobyl sont les principales sources de

rejet du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'environnement, lequel est actuellement stocké principalement dans les sols pour la partie terrestre et dans les biotes et les sédiments pour la partie marine.

### **5. Transfert de la radioactivité entre les compartiments de l'environnement**

Les radionucléides naturels ou artificiels rejetés dans l'atmosphère peuvent se déposer par gravitation, dépôts secs et/ou humide et migrer vers les écosystèmes terrestres et aquatiques via les eaux de surface ou les eaux souterraines (Fig. I.4).

Les mécanismes de transport dans les écosystèmes aquatiques et terrestres impliquent quelques principaux processus comme les processus physiques (diffusion, interception, ruissellement, infiltration, remise en suspension et transport souterrain) qui sont indépendants des radionucléides, les processus biologiques (absorption par les plantes et les animaux) et les processus chimiques (échange d'ions, réactions redox ...) qui sont dépendants fortement de l'élément et de sa forme chimique. Chaque processus nécessite des études détaillées pour sa compréhension.

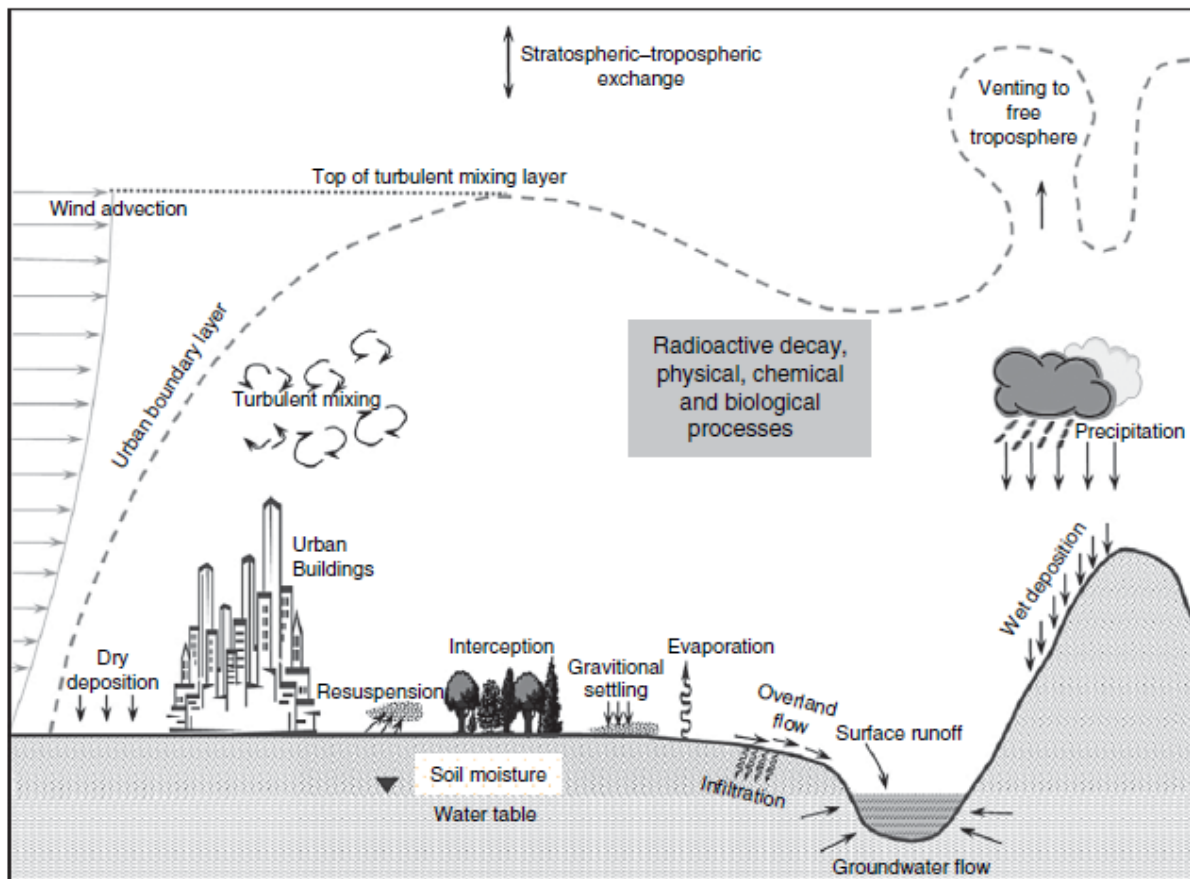


Figure I.4: Diagramme schématisé des processus physiques, chimiques et biologiques influençant les cycles biogéochimiques des radionucléides (Lee, 2008)

Les processus gouvernant le transfert des radionucléides dans et entre les compartiments d'intérêt (atmosphère, sol et sédiments) seront évoqués dans les parties qui suivent.

### 6. Radioactivité dans l'atmosphère

L'atmosphère est la voie la plus favorable pour la dispersion des radionucléides à cause de ses caractéristiques et de ses propriétés, telle que sa composition chimique qui contient des éléments inertes (gaz rares), et des propriétés physiques telles que les conditions météorologiques.

### 6.1. Radioactivité liée aux aérosols et aux dépôts secs et/ou humides (eaux de pluies et particules)

La radioactivité des aérosols est due principalement aux radionucléides des familles naturelles de l'uranium et du thorium (IRSN, 2009). 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 (IRSN, 2009). 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 (Fig.I.5). 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 (Le Petit et Granier, 2002).

Les retombées des produits radioactifs issus des essais d'armes et d'accidents nucléaires 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.

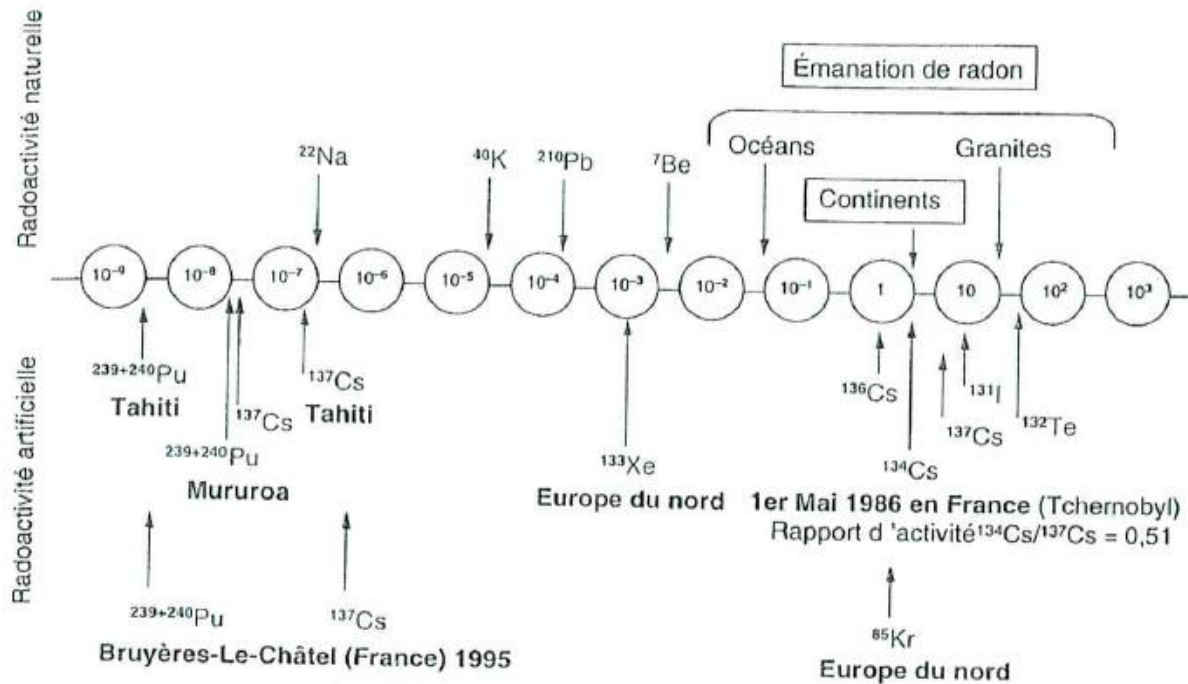


Figure I.5: Ordre de grandeur de la radioactivité liée aux aérosols atmosphériques (Bq.m<sup>-3</sup>) (Le petit et Granier, 2002)

En Algérie, l'étude préliminaire effectuée par Taieb Errahmani et Noureddine (2016) a révélé la présence uniquement des radionucléides naturels dans les aérosols durant la période allant d'octobre 2011 à Octobre 2012. Les activités spécifiques moyennes du <sup>210</sup>Pb et <sup>7</sup>Be au site d'Alger étaient de l'ordre de 4,90±0,25 mBq.m<sup>-3</sup> et 333±17 µBq/m<sup>-3</sup>, respectivement.

Les traces des radionucléides <sup>137</sup>Cs, <sup>134</sup>Cs et <sup>131</sup>I ont été détectées dans le site d'Alger après l'accident de Fukushima avec des activités spécifiques de 0,043±0.004 mBq.m<sup>-3</sup>, 0,033±0.003 mBq.m<sup>-3</sup> et 0,50±0.0027 mBq.m<sup>-3</sup>, respectivement.

Il est bien connu que la majeure partie des dépôts des radionucléides artificiels sont effectués par les précipitations (Ioannidou et Papastéfanou, 2006).

La déposition des radionucléides sur les sols à une grande importance dans la surveillance radiologique de l'environnement et constitue aussi un paramètre important des modèles radioécologiques (Duénas et al., 2005).

En général, les retombées des poussières (particules) contiennent des radionucléides naturels d'origine terrigène (descendants de l'uranium, du thorium et potassium 40) et cosmogénique

## Chapitre I : Etat des connaissances

(Aba, 2015). De plus, des radionucléides anthropogéniques ont été introduits par l'application de la technologie nucléaire durant le dernier siècle.

Tableau I.1: Niveaux d'activité (en mBq.L<sup>-1</sup>) mesurés dans l'eau de pluie dans le continent Européen.

<sup>137</sup> Cs	<sup>7</sup> Be	<sup>210</sup> Pb	Période de collecte	Lieu	références
1.73 ± 1.27	1437 ± 826	NM	Mensuelle	Danemark (1m)	Fogh et al., 1999
1.18 ± 1.07	1472 ± 858	NM	Mensuelle	Danemark (3m)	Fogh et al., 1999
0.03-10	520-7000	NM	Mensuelle	Monaco	Lee et al., 2002
NM	930-10450	60-3300	Evènement	Genève (3m)	Caillet et al., 2001

NM : non mesuré

L'analyse du tableau I.1 montre une grande disparité dans les niveaux d'activité entre les différents radionucléides dans les eaux de pluies. Les niveaux d'activité du <sup>137</sup>Cs sont de l'ordre du mBq.L<sup>-1</sup>. Ces faibles niveaux montrent bien la nécessité d'avoir de grande surface de collecte pour pouvoir le concentrer et le quantifier. Pour le <sup>210</sup>Pb, les niveaux sont de quelques centaines de mBq.L<sup>-1</sup> tandis qu'ils sont de quelques milliers de mBq.L<sup>-1</sup> pour le <sup>7</sup>Be.

## 6.2. Outil numérique de rétro-trajectoires des masses d'air : HYSPLIT

### 6.2.1. Introduction

Le modèle HYSPLIT (Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory) est un modèle lagrangien largement utilisé par la communauté scientifique pour l'étude des trajectoires et la dispersion. Il est aussi utilisé pour les simulations complexes de transport, de transformations chimiques et de dépôt des polluants et des matières dangereuses.

L'Administration Nationale de l'Océan et de l'Atmosphère (NOAA) et le Laboratoire des Ressources de l'Air (ARL) sont les deux organismes qui ont développé le modèle HYSPLIT\_4 (Draxler et Hess, 1998).

### 6.2.2. Description du modèle

La méthode de calcul du modèle est un hybride entre les approches eulérienne, où les concentrations sont calculées pour chaque cellule de la grille en utilisant l'intégration des flux de polluants à chaque interface de cellule de la grille en raison d'advection et de diffusion, d'une part et lagrangienne, où les concentrations sont calculées en additionnant la contribution de chaque polluant "bouffée" qui subit l'advection à travers la cellule de la grille représentée par sa trajectoire, d'autre part (Draxler, 1999). Les calculs d'advection et de diffusion sont réalisés dans un cadre lagrangien tandis que les concentrations sont calculées sur une grille fixe (Draxler et Hess, 1997). HYSPLIT a évolué pendant plus de 30 ans, depuis l'estimation de trajectoires simples basées sur des observations par radiosonde jusqu'à un système qui tient compte des multiples polluants en interaction transportés, dispersés et déposés sur des échelles locales à globales (Stein et al., 2015).

Les équations de modélisation de l'atmosphère sont converties en un ensemble d'algorithmes informatiques écrits en codes Fortran, pour former le système logiciel HYSPLIT qui tourne en utilisant en entrée les sorties maillées d'un modèle de données météorologique d'archive ou de prévision. La version actuelle du modèle HYSPLIT (version 4.9) est utilisable via une interface graphique (GUI).

La version PC avec inscription est complète sans restriction de calcul, sauf que les utilisateurs doivent obtenir leurs propres fichiers de données météorologiques. Il existe une version libre sans inscription qui est identique à la version PC avec inscription, sauf que les concentrations ne peuvent être calculées avec les fichiers de données météorologiques de prévision. Cependant, le modèle de trajectoires s'exécute sans aucune restriction en utilisant soit les données météorologiques de prévision ou d'archives avec n'importe quelle version du modèle.

### 6.2.3. Configuration du modèle

Après l'installation du logiciel, les coordonnées géographiques du site et les altitudes qui sont configurées en premier lieu à travers son interface utilisateur graphique (GUI), les dates représentatives des périodes de l'étude, les fichiers de données météorologiques, les coordonnées géographiques du site, constituent le fichier de configuration du modèle HYSPLIT (Draxler et Hess, 1998). Les données météorologiques hebdomadaires sont à télécharger sur le site web [www.arl.noaa.gov/Archives.php](http://www.arl.noaa.gov/Archives.php).

La méthode d'utilisation est détaillée dans le guide d'utilisation ( Draxler, 1999).

### 6.2.4. Détermination des rétro-trajectoires des masses d'air

L'atmosphère peut être décomposée en plusieurs sous-ensembles de volumes à l'intérieur desquels les paramètres physiques sont supposés être homogènes. Ces sous-ensembles sont appelés des masses d'air.

La circulation des masses d'air à la surface du globe résulte principalement de mouvements à grande échelle de l'atmosphère (Piga, 2010).

A l'aide du HYSPLIT, le parcours des masses d'air peut être représenté par une trajectoire unique (rétro-trajectoire). Ce concept limite la masse d'air à un volume infinitésimal isolé, qui ne peut échanger avec son environnement (Stohl et al., 2002). Les phénomènes de dispersion et de mélange sont alors exclus. Cette simplification revient ainsi à retracer le parcours d'une seule particule se trouvant à l'intérieur d'une masse d'air en ne considérant que l'advection.

Dans cette thèse, le modèle a été utilisé uniquement pour le calcul des rétro trajectoires afin d'identifier les masses d'air véhiculant la radioactivité.

Pour cela, la méthodologie suivie consiste à générer des rétro-trajectoires à l'aide des bases des données météorologiques, et appliquer ensuite une classification statistique non superposée (clustering).

#### 6.2.4.1. Base de données météorologiques

A l'inverse de la version en ligne où les champs de données météorologiques utilisés par HYSPLIT sont déjà intégrés au modèle, la version téléchargée nécessite l'importation des données météorologiques. On peut accéder à divers fichiers de données récupérables depuis le serveur ARL, pour une saisie immédiate dans HYSPLIT. Ces fichiers comprennent diverses archives d'analyse régionales et mondiales.

Les données météorologiques hebdomadaires sont à télécharger sur le site web [www.arl.noaa.gov/Archives.php](http://www.arl.noaa.gov/Archives.php). Les données utilisées dans ce travail sont celles de la base de données d'archive GDAS (Global Data Assimilation System) fournies par le Centre National de Prévision Environnementales (NCEP) et le Centre National de Recherche Atmosphérique

(NCAR) de 1 degré (1°) de résolution en latitude et longitude. Les archives de données NCEP / NCAR sont mises à jour chaque année.

### 6.2.4.2. Génération des rétro-trajectoires

Les trajectoires Lagrangiennes sont calculées à partir de la base de données météorologiques (u : latitude, v : longitude, w : hauteur) interpolées sur la grille interne du modèle. A chaque coordonnée et pour chaque intervalle de temps (6 h, 12h, 18h, et 24h), la position de la masse d'air est calculée selon le vecteur de vitesse horizontal et sa position initiale. La méthode de calcul des rétro-trajectoires est similaire. Elle comprend une double approche : Eulérienne et Lagrangienne.

La méthode de calcul des rétro-trajectoires est détaillée dans le guide d'utilisation HYSPLIT (Draxler, 1999)

### 6.2.4.3. Classification statistique non superposée 'Clustering'

L'étude peut vite devenir délicate et fastidieuse quand le nombre des rétro-trajectoires est élevé. Une approche statistique permet donc de réduire ces différentes incertitudes. En effet, il faut regrouper les différentes trajectoires dans des classes ayant le même comportement, permettant ainsi de réduire considérablement les incertitudes et les limitations liées aux trajectoires individuelles. Il existe un large panel de techniques utilisées visant à partitionner et à différencier les masses d'air, parmi lesquelles on trouve **la classification statistique non-supervisée** (connue en anglais sous l'appellation clustering). C'est une technique statistique multivariée (multidimensionnelle), considérée comme robuste pour classifier les différentes trajectoires des masses d'air. Dans notre cas, le clustering consiste à représenter les différentes trajectoires sous forme d'un nombre réduit de clusters, de telle manière que chaque cluster soit représentatif d'un groupe de trajectoires selon un critère de ressemblance défini au préalable, qui peut être la source, la direction ou le comportement des différentes trajectoires, comme l'indique la figure I.6. Ces clusters permettent ainsi de regrouper les trajectoires selon un critère de similitude, tout en fournissant l'histoire des masses d'air et la climatologie correspondante des différents polluants sur un site récepteur donné. Les erreurs issues de ces rétro-trajectoires sont ainsi réduites.

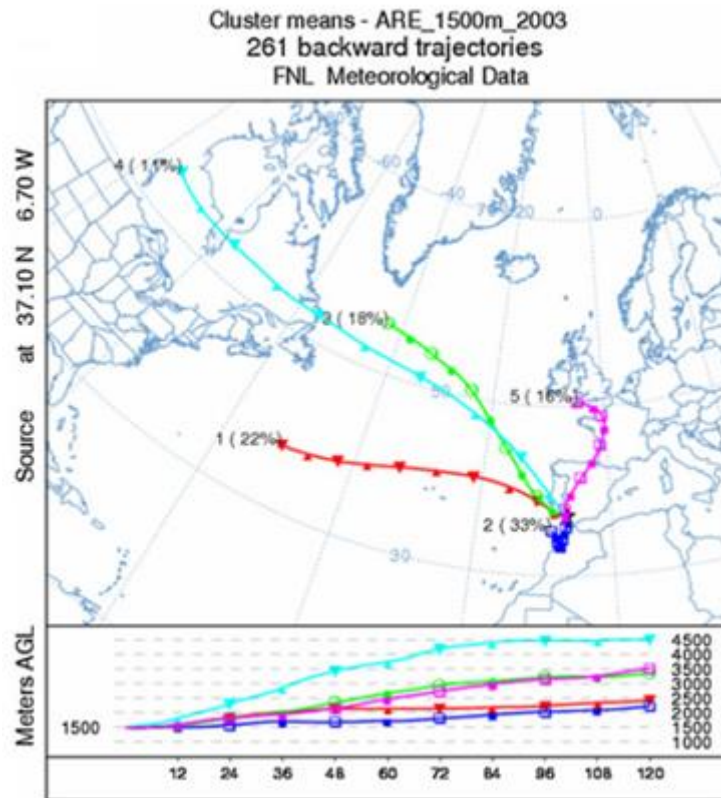


Figure I.6: Rétro-trajectoires moyennes (centroïdes) des masses d'air arrivant au Sud-Ouest de la Péninsule Ibérique (Hernandez-Ceballos et al., 2013)

### 7. Radioactivité des sédiments marins

Les études sur la radioactivité des sédiments marins le long du littoral Algérien existantes comprennent les niveaux de radionucléides naturels et artificiels dans les sédiments de surface et les carottes (Benamar et al., 1997, Noureddine et al., 1998, Noureddine et al., 2003, Noureddine et al., 2006, Noureddine et al., 2008, Baba Ahmed et al., 2018).

Des facteurs propres aux sédiments, aux radionucléides et au milieu ambiant contrôlent le comportement des radionucléides dans la matrice sédimentaire.

Les radionucléides d'origine naturelle ( $^{210}\text{Pb}$ ) et artificielle ( $^{137}\text{Cs}$ ) peuvent être utilisés comme des traceurs géochronologiques.

L'outil ERICA permet d'estimer les activités spécifiques dans les espèces biologiques, à partir de celles mesurées dans les sédiments.

Après cette évaluation, une approche dosimétrique et sanitaire peut être appliquée sur les produits de la mer selon leurs taux de consommation.

### 7.1. Comportement des radionucléides dans une colonne sédimentaire

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

- Fixation sur la matière en suspension dans l'eau de mer et appelée à sédimenter dans les zones de dépôt à faible hydrodynamique,
- Précipitation directe de formes colloïdales sur les sédiments de fond, par suite de floculation,
- Fixation directe sur le sédiment par adsorption,
- Dépôt d'organismes morts et de détritiques ayant préalablement fixé des radionucléides.

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

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

La fixation initiale des radionucléides à la surface du sédiment est suivie de leur pénétration dans l'épaisseur de la couche sédimentaire. Cette pénétration est favorisée par le mouvement des vagues et/ou des courants du fond marin (mélange des couches sédimentaires supérieures), des organismes benthiques fouisseurs, et enfin par suite des processus de diffusion d'une part et de sédimentation d'autre part. Mais, indépendamment du phénomène de diffusion qui dépend de la porosité des sédiments, le phénomène qui contribue le plus à l'enfouissement des radionucléides au sein de la masse solide est celui de l'accumulation successive des sédiments. La profondeur d'enfouissement est liée à la vitesse de sédimentation, très variable d'un lieu à un autre.

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.

Parmi les facteurs propres aux sédiments et au milieu ambiant, on peut citer ceux décrits ci-après:

### **A- Granulométrie**

Les quantités adsorbées sont inversement proportionnelles à la taille des particules car les particules fines ont une plus grande surface de contact par rapport à leur volume. Les particules fines retiennent plus de radionucléides adsorbés que les particules grossières (Noureddine et al., 1998)

### **B-Composition minéralogique**

Un support minéralogique constitué principalement de minéraux tels que le carbonate de calcium (calcite, aragonite, dolomite) est moins bon fixateur qu'un sédiment marin de granulométrie fine. En effet, les sédiments fins contiennent essentiellement des minéraux argileux feuilletés et assez cohésifs. Ils sont généralement chargés négativement et dotés d'une surface de contact et de fixation des radioéléments, et autres, assez importante.

### **C-Matière organique**

La matière organique (acides humiques et fulviques) contenue dans les sédiments peut par le processus de chélation et de sa forte capacité d'échange, contribuer à la fixation des radionucléides (Ancellin et al., 1979). Ce paramètre engendre un effet positif ou négatif selon le radionucléide considéré.

### **D-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 co-précipitation par l'intermédiaire d'oxydes et hydroxydes métalliques.

Parmi les facteurs propres aux radionucléides, on trouve la sorption sur les particules sédimentaires qui 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, en général, 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).

### 7.2. Modélisation géochronologique par le $^{210}\text{Pb}$

#### 7.2.1. Cycle du $^{210}\text{Pb}$

La présence du  $^{210}\text{Pb}$  dans l'atmosphère est due au fait qu'un de ses parents soit un gaz, le radon  $^{222}\text{Rn}$  ( $T_{1/2} = 3,8$  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  $^{210}\text{Pb}$ .

La présence du  $^{210}\text{Pb}$  dans les sols et sédiments a une double origine. Il est, soit formé *in situ* par désintégration radioactive à partir de  $^{238}\text{U}$  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), comme le montre la figure I.7.

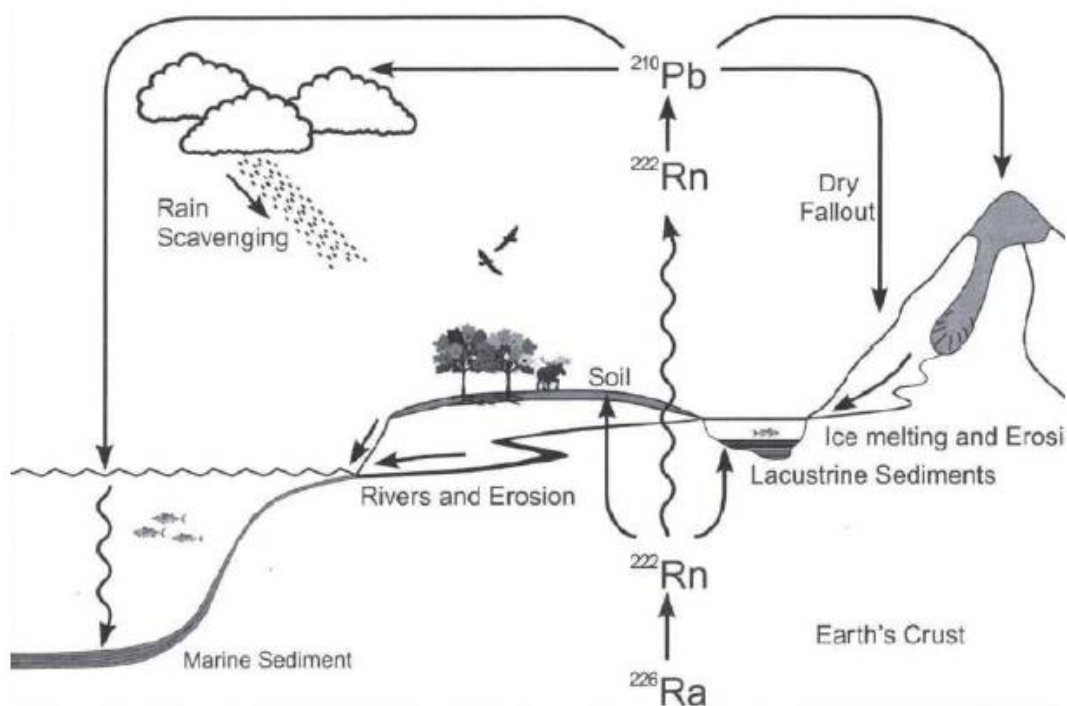


Figure I.7: Cycle global du  $^{210}\text{Pb}$  : source, transport, dépôt et redistribution d'après (Preiss et al., 1996).

Cette fraction atmosphérique de  $^{210}\text{Pb}$  est donc « en excès » (noté  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ ) par rapport à la fraction « *in situ* » (Appleby *et al.*, 1988). Cette dernière, encore appelée  $^{210}\text{Pb}$  « supporté », est

## Chapitre I : Etat des connaissances

normalement à l'équilibre séculaire avec ses antécédents, et peut fréquemment être considérée comme constante avec la profondeur.

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  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  d'origine atmosphérique, mais seulement celui produit *in situ* (Fig. I.8). 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  $^{230}\text{Th}$ .

On détermine l'activité du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  selon la relation :

$$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}} = ^{210}\text{Pb}_{\text{total}} - ^{226}\text{Ra} \quad (\text{I-7})$$

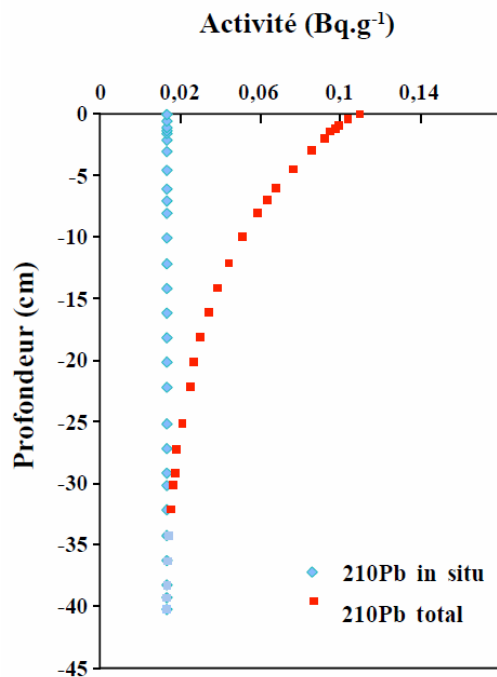


Figure I.8: Distribution théorique du  $^{210}\text{Pb}$  le long d'une colonne sédimentaire

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.

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

Le profil de l'activité en  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  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.

Pour les carottes, l'inventaire de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  ou un autre radionucléide (exprimé en  $\text{Bq}/\text{m}^2$ ) est calculé en considérant l'activité spécifique ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), la masse de chaque couche ( $\text{kg}$  de poids sec) et la surface du carottier ( $\text{m}^2$ ).

Le flux annuel moyen de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ ,  $F$ , dans un sol non soumis à l'érosion ou un sédiment, peut être calculé à travers la constante de désintégration radioactive lorsque l'inventaire,  $I$ , est connu.

La méthode de base de la datation au plomb-210 a été proposée par Goldberg (1963). 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 (Miralles, 2004, Sanchez-Cabeza et Ruiz-Fernandez, 2012).

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  $\text{cm}\cdot\text{a}^{-1}$ , et le taux d'accumulation, exprimé en  $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ , 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.

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.

Il existe différents modèles pour dater des sédiments à partir des mesures d'activité du  $^{210}\text{Pb}$ , pour définir la vitesse et le taux de sédimentation.

Dans la suite de ce paragraphe, nous présentons sommairement quelques bases de ces modèles.

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 :

$$A_{xs}^t = A_{xs}^0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (\text{I} - 8)$$

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  $^{210}\text{Pb}_{xs}$  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.

### 7.2.2.1. Modèle CFCS (Constant Flux and Constant Sedimentation)

Ce modèle a été proposé à l'origine par Goldberg (1963) et ensuite développé et appliqué par Robbins *et al.* (1977 d'après Leaute, 2008). Ce modèle considère un flux constant de  $^{210}\text{Pb}$  apporté de l'atmosphère au sédiment ainsi qu'un taux de sédimentation constant.

La vitesse de sédimentation peut être exprimée en  $\text{cm}\cdot\text{a}^{-1}$  par  $s = x / t$ , 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 radionucléide en fonction de la profondeur  $x$ .

$$A_{xs}^t = A_{xs}^0 e^{-\lambda x/s} \quad (\text{I} - 9)$$

$$\text{Ln}A_{xs}^t = \text{Ln}A_{xs}^0 - \frac{\lambda}{s} x \quad (\text{I} - 10)$$

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 devient 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  $\text{g.cm}^{-2}$ , et la sédimentation comme le taux de sédimentation ( $w$ ) en  $\text{g.cm}^{-2}.\text{an}^{-1}$  (Leaute, 2008). Le taux de sédimentation est donc exprimé comme  $w = m / t$ . 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  $\text{g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$ .

### 7.2.2.2. Modèle CIC (Constant Initial Concentration)

Dans beaucoup de milieux, le rythme d'accumulation de sédiments varie dans le temps, naturellement ou par cause d'activités anthropiques qui favorisent ou diminuent l'apport de matière. Cela se traduit par des profils de  $^{210}\text{Pb}$  non exponentiels en profondeur (Miralles, 2004).

Le modèle CIC se base sur une activité du  $^{210}\text{Pb}$  en excès constante lors du dépôt (Laissaoui et al., 2008) et est totalement indépendant du taux de sédimentation. Ce modèle implique donc que le plomb soit exclusivement fourni par les apports du bassin versant et non par le flux atmosphérique.

Pour chaque couche de sédiment, la date de dépôt peut être estimée en suivant l'expression :

$$t = \frac{1}{\lambda} \text{Ln} \frac{A_0}{A_x} \quad (\text{I} - 11)$$

où  $A_0$  ( $\text{Bq.Kg}^{-1}$ ) est l'activité du  $^{210}\text{Pb}_{xs}$  en surface et  $A_x$  l'activité du  $^{210}\text{Pb}_{xs}$  dans l'horizon  $x$ .

**7.2.2.3. 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) et il est probablement le plus utilisé aujourd'hui pour la datation au plomb-210 de sédiments marins et lacustres (Miralles, 2004 ; Noureddine, 2007 et Leaute, 2008). Le modèle CRS suppose que le flux en  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  vers le sédiment est constant, mais que le taux de sédimentation peut varier. Ce modèle se base ainsi sur l'inventaire du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  sur toute la colonne sédimentaire. L'inventaire (en  $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$ ) du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  à partir d'une profondeur  $x$  (déposé au temps  $t$ ) jusqu'au fond de la colonne sédimentaire est donné par l'expression ci-dessous:

$$I_x = \int_t^{\infty} F \cdot e^{-\lambda t} dt = I_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (\text{I} - 12)$$

où  $I_0$  est l'inventaire complet du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  sur l'ensemble de la colonne sédimentaire,  $F$  ( $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ) le flux constant du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  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 :

$$I_0 = \frac{F}{\lambda} \quad (\text{I} - 13)$$

L'âge de chaque niveau est donné par l'expression :

$$t = \frac{1}{\lambda} \text{Ln} \frac{I_0}{I_x} \quad (\text{I} - 14)$$

où, pour rappel,  $I_x$  est l'inventaire intégré en-dessous de la couche  $x$  jusqu'au fond de la carotte sédimentaire. Le taux de sédimentation  $w$  (en  $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ) est déduit pour un horizon de la colonne sédimentaire à la profondeur  $x$  (cm).  $I_x$  est l'inventaire de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  ( $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$ ) au-dessous de la profondeur  $x$  et  $A_x$  est l'activité du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  pour cet horizon. Le flux de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  dans le premier horizon est :

$$F = A_0 \cdot r \quad (\text{I} - 15)$$

$$F = I_0 \lambda = I_x e^{\frac{\lambda}{t}} \lambda \quad (\text{I} - 16)$$

Le taux de sédimentation est donné par l'expression :

$$w = \frac{I_X \cdot \lambda}{A_X} \quad (I - 17)$$

### 7.2.2.4. Modèle SIT (Sediment Isotope Tomography)

Ce modèle permet d'interpréter les données de  $^{210}\text{Pb}$  lorsque le taux de sédimentation et le flux de  $^{210}\text{Pb}$  sont variables dans le temps (Carroll et al., 1995).

Dans ce modèle, les techniques numériques inverses sont combinées avec les modèles prédictifs pour simuler la sédimentation. La modélisation est effectuée par les séries (Sinus et cosinus) de Fourier.

L'interprétation du profil du  $^{210}\text{Pb}$  ne nécessite pas des informations sur le système, ce qui constitue un avantage de la modélisation inversée (Pittauerova, 2013).

### 7.2.2.5. Modèle TERESA (Times Estimates from Random Entries of Sediments and Activities)

Les profils de  $^{210}\text{Pb}$  ( $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ ) en fonction de l'épaisseur de la masse ne contiennent pas suffisamment d'informations pour extraire une chronologie fiable lorsque les flux de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  et les taux d'accumulation de sédiments (SAR) varient indépendamment avec le temps. Des hypothèses sont nécessaires pour développer un outil de datation approprié. Une corrélation statistique entre les flux du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  et le taux d'accumulation SAR semble être une règle assez générale. Ce modèle de chronologie à base du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  a été développé par Abril (2016).

Il considère que le flux du  $^{210}\text{Pb}$  en excès varie et statistiquement corrélé avec le taux de sédimentation.

### 7.2.2.6. Modèles classiques (CFCS, CIC et CRS) par morceaux 'Piecewise'

Les modèles classiques de datation basés sur le  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  ont montré leurs limitations dans les conditions sédimentaires complexes (Abril, 2019). Dans ces situations plus complexes, il devient nécessaire d'appliquer ces modèles en approche des morceaux dans les différentes sections de la carotte. Le succès de cette approche réside dans le test et la validation individuelle de cas par cas (Appleby, 2001).

Mathématiquement parlant, une fonction  $f$  est continue par **morceaux** sur un segment  $[a, b]$  si, et seulement si, il existe une subdivision  $a_0 = a < a_1 < \dots < a_n = b$  telle que sa restriction à tout intervalle ouvert  $] a_{i-1}, a_i [$  coïncide avec une fonction  $g_i$  continue sur le segment  $[ a_{i-1}, a_i ]$ . Dans le cas particulier où les fonctions  $g_i$  sont constantes, on dit plus précisément que  $f$  est une fonction en escalier.

Lorsque des changements persistants des conditions environnementales déplacent les concentrations initiales du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  et / ou les taux d'accumulation massiques vers les différentes valeurs moyennes, la représentation graphique logarithmique des activités du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  peut montrer des sauts et des discontinuités et / ou des changements de pente (Abril, 2019).

### 7.2.3. Modélisation géochronologique par le $^{137}\text{Cs}$

La technique de datation par  $^{137}\text{Cs}$  est assez répandue dans les études paléoenvironnementales et est souvent utilisée en complément de la datation au  $^{210}\text{Pb}$  (Von Gunten *et al.*, 2009).

Après sa production, le  $^{137}\text{Cs}$  peut se déposer dans les sols et dans des sédiments terrestres ou aquatiques après avoir transité un certain laps de temps dans l'atmosphère. On observe dans l'histoire deux périodes intéressantes : les pics liés aux essais nucléaires mondiaux entre 1954 et 1965 avec un maximum à 1963 et celui beaucoup plus important en 1986 lié à l'accident nucléaire de Tchernobyl. Dans la figure I.9, On observe deux pics correspondants aux essais nucléaires de 1963 et à l'accident Tchernobyl de 1986.

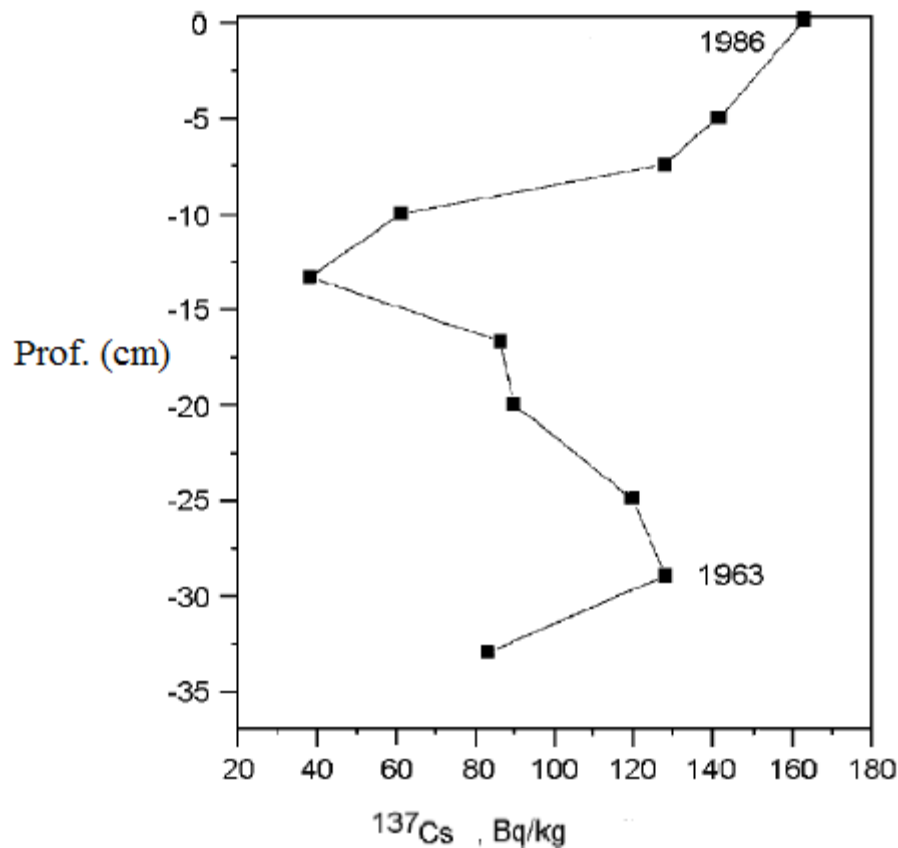


Figure I.9: Distribution verticale du  $^{137}\text{Cs}$  dans les sédiments lacustres en Suisse (Guevara et Arribere, 2002, modifié).

### 7.2.4. Outil numérique de l'évaluation radioécologique : Code ERICA

#### 7.2.4.1. Présentation de l'outil ERICA

L'outil ERICA (Environmental Risk for Ionising Contaminants : Assessment and Management) permet d'évaluer le risque pour l'environnement de rejets chroniques de substances radioactives (Larsson, 2008 ; Brown et al., 2008). La version utilisée dans le cadre de ce travail est : ERICA Assessment Tool 1.2.1.

Cet outil fonctionne avec trois niveaux de précision croissants (appelés Tiers) permettant une approche intégrale (Beresford et al., 2007, Zinger et al., 2008).

**Le premier niveau** est une étude simple qui requiert un minimum de données d'entrée. Les résultats obtenus sont conservatifs et permettent d'écarter les sites où le risque radiologique pour l'environnement est négligeable. Les concentrations d'activité calculées dans les différents milieux sont comparées à *Environmental Media Concentration Limits* (EMCL) qui ont été

calculées pour chaque radionucléide pour l'organisme le plus sensible (faune ou flore). L'EMCL correspond à la concentration d'activité à l'origine d'un débit de dose sans effet (Beresford et al., 2007).

**Le deuxième niveau** constitue une étude plus détaillée qui nécessite des données d'entrée supplémentaires pour mieux définir la situation, notamment en ce qui concerne les conditions d'exposition et les paramètres de transfert. Pour chaque organisme de référence, le débit de dose absorbée est estimé et est comparé à une valeur de débit de dose sans effet. Les résultats obtenus peuvent être interprétés par comparaison aux niveaux d'effets des radiations ionisantes ainsi qu'aux valeurs de bruit de fond naturel (Beresford et al., 2007).

Enfin, **le troisième niveau** est réservé pour des situations complexes. Ce niveau est une évaluation probabiliste des risques dans laquelle les incertitudes dans les résultats peuvent être déterminées en utilisant l'analyse de sensibilité (Beresford et al., 2007).

### 7.2.4.2. Méthodologie de l'outil ERICA

L'outil ERICA permet de caractériser le risque radiologique pour l'environnement en calculant un quotient de risque à partir des données de concentration d'activité dans les différents milieux. Ces concentrations peuvent soit être issues de campagnes de mesures réalisées par le site, soit être déterminées à l'aide d'un modèle de dispersion. L'outil ERICA propose un modèle de dispersion propre pour les effluents atmosphériques et liquides (Beresford et al., 2007). Ce modèle repose sur les Séries des Rapports de Sécurité (SRS) n°19 de l'AIEA.

Le calcul du quotient de risque est réalisé suivant une approche différente pour les niveaux 1 et 2.

Au niveau 2, des organismes de référence proposés dans l'outil ERICA sont considérés.

Le débit de dose total (interne et externe) est calculé pour chaque organisme de référence. Ce dernier est ensuite comparé au débit de dose sans effet (Beresford et al., 2007). Pour chaque organisme et chaque radionucléide, un quotient de risque est calculé. Il est défini par :

$$RQ_n = \frac{DR_n}{PNEDR} \quad (I - 18)$$

Où :

**RQ<sub>n</sub>** : est le quotient de risque pour le radionucléide n (sans unité) ;

**DR<sub>n</sub>** : est le débit de dose estimé total ( $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ ) pour chaque radionucléide n ;

**PNEDR** : est le débit de dose sans effet ( $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ ).

Un quotient de risque global pour chaque organisme est ensuite déterminé en sommant les quotients de risque obtenus pour chacun des radionucléides étudiés.

Aux niveaux 1 et 2, le quotient de risque est comparé à la valeur de référence de 1. S'il est inférieur à 1, le risque pour l'environnement lié aux rejets radioactifs peut donc être considéré comme acceptable et l'étude peut alors être conclue.

Un quotient de risque supérieur à 1 nécessite une analyse plus poussée afin de pouvoir statuer sur l'acceptabilité du risque. Cette analyse plus poussée peut-être réalisée en affinant les données d'entrée ou les paramètres utilisés, ou encore en passant au niveau supérieur de l'outil. Ce second niveau d'approche est destiné à réduire les incertitudes et réévaluer les hypothèses retenues, souvent majorantes en première approche, pour mener une étude plus représentative de la situation à analyser (Beresford et al., 2007). Ce niveau d'approche est toutefois plus complexe à déployer.

### 7.2.4.3. Données d'entrée relatives à l'outil ERICA

Les données d'entrée nécessaires à l'utilisation de l'outil ERICA varient en fonction du niveau de précision choisi, mais également en fonction du milieu considéré (air, rivière, etc.) (Beresford et al., 2007).

Les données d'entrée détaillées pour les deux premiers niveaux de l'outil ERICA sont présentées ci-après.

Au premier niveau, la réalisation de l'étude nécessite de déterminer :

- la liste des radionucléides rejetés ;
- l'écosystème concerné (terrestre, eau douce ou marine) ;
- le débit de dose sans effet ;
- la méthodologie de modélisation des rejets atmosphériques et aqueux dans les écosystèmes qui font l'objet de l'évaluation.

Le deuxième niveau constitue une étude plus détaillée qui nécessite des données d'entrée supplémentaires.

Le choix du débit de dose sans effet ainsi que l'utilisation des modèles de dispersion sont identiques au premier niveau. La seule différence concerne le choix des radionucléides, puisqu'à partir de ce niveau, il est possible d'ajouter des radionucléides qui ne font pas partie de la liste proposée par défaut dans l'outil ERICA.

Les données d'entrée supplémentaires du deuxième niveau sont présentées ci-après:

- organismes de référence ;
- facteur d'incertitude : Une autre particularité du niveau 2 est la possibilité d'estimer une valeur conservative du quotient de risque attendu en considérant que les quotients de risques suivent une distribution exponentielle ;
- paramètres radio-écologiques : Selon le choix de l'écosystème, divers paramètres sont à renseigner. Pour les écosystèmes aquatiques : coefficient de distribution  $K_d$  et facteur de concentration CR ;
- facteur d'occupation : fraction de temps passé par chaque organisme de référence dans chacun des habitats proposés;
- facteur de pondération radiologique : facteur qui tient compte de la nature du rayonnement et qui permet de déterminer la dose équivalente HT (Sv) à partir de la dose absorbée DT (Gy).

### 7.3. Impact dosimétrique et sanitaire lié à l'ingestion des radionucléides

L'évaluation des conséquences sanitaires liées à l'ingestion des radionucléides des produits de la mer est d'une importance cruciale pour la protection de l'homme. Cette évaluation nécessite d'abord la connaissance des doses efficaces par ingestion unitaire des produits de la mer (poissons, crevettes ... etc.).

La dose efficace est une grandeur physique (exprimée en Sv) qui rend compte de l'impact sur les tissus biologiques d'une exposition à un rayonnement ionisant (Jeambrun, 2012).

Le calcul des doses reçues par l'homme suite à l'ingestion de certains produits de la mer se fait à partir des activités massiques de chaque radionucléide mesurées ou estimées par des codes dédiés à cette effet (ERICA, RESRAD) dans les produits, d'un coefficient de dose propre à chaque radionucléide et de la masse des produits consommés.

Le calcul de la dose efficace totale par ingestion présente des imprécisions étant donné la variabilité des régimes alimentaires d'une région à l'autre et d'un individu à l'autre.

## Chapitre I : Etat des connaissances

Les coefficients de dose efficace employés pour le calcul de la dose par ingestion pour un adulte sont issus des bases de données de la Commission Internationale de Protection Radiologique (ICRP) ou bien du comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR)(Tab.I.2).

Tableau I.2: Coefficients de dose de l'ingestion de certains radionucléides

Radionucléide	Coefficient de dose (Sv/Bq)	Références
$^{137}\text{Cs}$	$1.3 \cdot 10^{-8}$	ICRP, 2012
$^{210}\text{Pb}$	$6.9 \cdot 10^{-7}$	UNSCEAR, 2008
$^{226}\text{Ra}$	$2.8 \cdot 10^{-7}$	
$^{228}\text{Ra}$	$6.9 \cdot 10^{-7}$	
$^{228}\text{Th}$	$7.2 \cdot 10^{-8}$	

### 8. Radioactivité des sols

Les études sur la radioactivité des sols en Algérie contiennent les niveaux des radionucléides naturels et artificiels dans les sols de surface et dans les carottes au Nord (Baggoura et al., 1998), à l'ouest (Nouredine et al., 1998), à l'est (Boukhenfouf et Boucena, 2011 ; Bramki et al., 2018), et au Sud du pays (Nadri et al., 2019).

La radioactivité naturelle (chaînes d' $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  et  $^{40}\text{K}$ ) peut être considérée comme quasi-homogène dans les sols ; toutefois en ce qui concerne la chaîne de l'uranium 238, il est possible de mettre en évidence des concentrations en  $^{210}\text{Pb}$  plus importantes dans les couches superficielles d'un sol qu'en profondeur (Le petit et Granier, 2002).

C'est la conséquence de la diffusion du radon 222 ( $^{222}\text{Rn}$ ) vers l'atmosphère et des retombées de ses descendants sur les sols en fonction des conditions météorologiques locales.

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.

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 : nature physico-chimique et biologique (texture) des sols, conditions

météorologiques (notamment précipitations); conditions de ruissellement, phénomène d'accumulation, intervention humaine (agriculture par exemple). Les concentrations – ou les activités – des radionucléides dans les sols dépendent directement de la composition de la roche mère.

Par ailleurs, il convient de garder à l'esprit que les activités massiques des radionucléides artificiels dans les sols peuvent varier considérablement d'un lieu géographique à l'autre, selon les conditions météorologiques qui sont responsables de leurs dépôts.

### 8.1. Comportement des radionucléides dans les sols

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 (sable, silt et argile) de dimension 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 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.

Parmi les paramètres intrinsèques de l'environnement influençant le transfert de la radioactivité dans les sols, on peut décrire ci-après les plus importants.

#### **A-Colloïdes Minéraux**

Les colloïdes du sol sont constitués d'éléments de petite taille, les micelles, capables de flocculer (former des agrégats) ou de se disperser dans un liquide (suspension). Le rôle des colloïdes dans la rétention des radionucléides est primordial.

Le  $^{137}\text{Cs}$  est spécifiquement retenu par les minéraux argileux micacés tels que les illites, les vermiculites et les smectites-montmorillonites (Staunton et Roubaud, 1997). La composition minérale du sol est un des principaux paramètres qui détermine la capacité potentielle de sorption des sols pour le  $^{137}\text{Cs}$ .

### **B-Colloïdes Organiques**

La matière organique représente un ensemble de substances de nature et de propriétés diverses ayant pour origine la décomposition des débris végétaux et animaux incorporés dans le sol.

On distingue habituellement les substances organiques non humiques (10 à 15 % de la fraction organique non vivante) et les substances humiques, matières organiques décomposées.

Les substances humiques contiennent de 52 à 58 % de carbone.

De par leur taille, les substances humiques sont considérées comme des colloïdes et peuvent donc être dispersées ou floculées dans le sol, comme les minéraux argileux. Elles ont la capacité de sorber les ions et de se sorber sur les phases minérales du sol pour former des complexes « argilo humiques ».

Les composés organiques se lient aux argiles et bloquent ainsi l'accès aux sites spécifiques du  $^{137}\text{Cs}$  (Robeau et al., 2000). De plus, l'adsorption du  $^{137}\text{Cs}$  est moins forte car les composés organiques ont des sites spécifiques au  $^{137}\text{Cs}$  permettant une désorption facilitée, ce qui augmente encore la mobilité (Robeau et al., 2000).

La matière organique provoque l'expansion des couches interfoliaires des minéraux. Hird et al. (1996) suggèrent que la présence de matière organique dans les sols organiques acides maintient les couches interfoliaires des argiles dans un état expansé et empêche la fixation du  $^{137}\text{Cs}$  sur ces sites. Ainsi, dans les sols organiques, la carence en potassium et la présence de composés organiques empêchent l'effondrement des couches interfoliaires des argiles, ce qui contribue à une augmentation de la disponibilité du  $^{137}\text{Cs}$ .

### **C-Composition de la solution du sol**

La concentration en  $\text{K}^+$  dans la solution du sol est considérée comme l'un des facteurs clés qui contrôle la disponibilité du  $^{137}\text{Cs}$  au niveau du sol (Roca et Vallejo, 1995).

De même, les activités en  $^{137}\text{Cs}$  dans les plantes sont significativement réduites par l'augmentation des teneurs en cations divalents,  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ , en solution (Smolders et al., 1996). En effet, ces cations accélèrent les processus de fixation du césium (Wauters et al., 1994).

Le pH n'a pas d'effet direct sur la spéciation du césium en solution mais c'est l'acidité du sol qui a un effet sur les phénomènes d'absorption des éléments nutritifs par la plante. La solubilité et la mobilité du césium augmentent avec la diminution du pH (Heinrich, 1992).

### **D-Humidité des sols**

L'influence de l'humidité du sol sur les processus d'absorption est importante et complexe, puisque les variations de la teneur en eau influencent la physiologie et la morphologie du système racinaire. Ehlken et Kirchner (1996) ont montré dans des conditions naturelles, la diminution de l'humidité du sol augmente la concentration des solutés et influence la vitesse d'absorption des radionucléides par les racines.

### **E-Organismes du sol**

Dans les horizons fortement colonisés par les racines des végétaux, l'activité biologique peut modifier la migration du  $^{137}\text{Cs}$ . Les bactéries jouent un rôle important car elles peuvent interférer avec la sorption/désorption des éléments et des différents contaminants, notamment en libérant des ligands chélatants ou en cassant des complexes ou en dégradant les minéraux ou encore en décomposant la matière organique.

La biomasse fongique serait un puits important en  $^{137}\text{Cs}$  : elle peut fixer jusqu'à 32 % du césium total. Les champignons contribueraient à la migration horizontale du césium. Leur décomposition augmenterait de manière locale la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  (Gasco et al., 1998). Les vers de terre sont un autre groupe d'organismes susceptibles de modifier le comportement du césium dans les sols par leur action bioturbatrice, qui accélère son transfert dans les horizons plus profonds.

### 8.2. Migration verticale des radionucléides dans les sols : généralités et modélisation

La connaissance de la distribution des radionucléides le long du profil se révèle essentielle pour estimer les quantités de radionucléide en contact avec la zone racinaire et les risques de transfert. Dans le cas du  $^{137}\text{Cs}$ , il est important de connaître la migration verticale car la dose externe diminue avec la migration de l'élément dans le sol. Ainsi, dans les sols de Biélorussie, avec la pénétration du césium dans le sol, Forsberg et al. (2000) observent une réduction de la dose des rayonnements gamma externe de 17 à 45 % de 1986 à 1996.

Bien que les radionucléides issus de Tchernobyl soient initialement retenus dans les deux premiers cm de sol, une fraction de ceux-ci migre avec plus ou moins de rapidité. Arapis et al. (1996) indiquent que la vitesse de migration du  $^{137}\text{Cs}$  varie en fonction du type de sol : elle est estimée selon les cas entre 0,4 et 1,2 cm an<sup>-1</sup> ce qui correspond à 6 à 18 cm de profondeur en 15 ans.

La migration dépend fortement du type de sol (Barisic et al., 1999) et principalement de sa texture (Forsberg et al., 2000) et sa teneur en matière organique (Rosen et al., 1999). Le  $^{137}\text{Cs}$  issu des retombées de Tchernobyl, se situe actuellement à 80 % dans les 15 premiers cm du sol (Graham et Simon, 1996).

Le  $^{137}\text{Cs}$  est essentiellement présent dans les horizons organiques et migre progressivement dans les horizons minéraux en fonction de l'importance de la minéralisation de l'humus. La migration verticale n'est pas uniquement conditionnée par les caractéristiques physico-chimiques du sol. Mamikhin et al. (1997) distinguent une origine abiotique (phénomènes de diffusion, sorption, désorption, liée à la composition minérale, de lessivage et de flux d'eau) et une origine biotique (fonctionnement des racines, des champignons, de la mésofaune du sol,) à la migration verticale.

La migration est le résultat d'une multitude de mécanismes, tantôt limitant le transfert vertical (Prélèvement par les organismes vivants, rétention par les constituants du sol, décroissance dues aux désintégrations...) et tantôt le favorisant (percolation de l'eau dans le profil, diffusion d'ions dans la solution du sol, composition de la matière organique, bioturbation.). Le travail anthropique du sol tend à favoriser également la migration du  $^{137}\text{Cs}$  (Salbu et al., 1994).

Les modèles généralement utilisés pour décrire le transport de radionucléides dans les sols utilisent des paramètres de migration dépendant du temps. Les modèles simples semi-empiriques basés sur la distribution exponentielle en fonction de la profondeur sont capables de décrire convenablement le transport des radionucléides peu de temps après un dépôt.

## Chapitre I : Etat des connaissances

---

A la suite d'expérimentations de terrain sur de longues périodes, il apparait que les dépôts autour de Tchernobyl montrent les plus hauts taux de migration de  $^{137}\text{Cs}$  dans la période 1986-1987 (Brechignac et al., 2001). Dans ce cas, la variation des coefficients de diffusion est donc dépendante du temps selon une fonction de type :

$$y = \alpha t^\beta, \text{ avec } \beta = 0,71 \text{ pour le } ^{137}\text{Cs}.$$

Toso et Velasco (2001) ont comparé trois modèles de transfert vertical du césium dans le sol :  
- un modèle de diffusion (DSF pour Diffusion Sorption and Fixation) qui tient compte des trois états du césium dans la matrice sol (mobile, sorbé et fixe). Ce modèle donne une bonne description de l'évolution temporelle du césium dans le profil du sol.

$$f_{z,t} = m_{z,t} + s_{z,t} \quad (\text{I} - 19)$$

$$c_{z,t} = f_{z,t} + b_{z,t} \quad (\text{I} - 20)$$

$f_{z,t}$  : concentration en césium ( $\text{Bq cm}^{-3}$ ) à la profondeur  $z$  (cm) à l'issue d'un temps  $t$  (d) après le dépôt,

$m_{z,t}$  : fraction mobile ( $\text{Bq cm}^{-3}$ ),

$s_{z,t}$  : fraction sorbée ( $\text{Bq cm}^{-3}$ ),

$c_{z,t}$  : concentration totale pour la carotte entière ( $\text{Bq cm}^{-3}$ ),

$b_{z,t}$  : fraction liée ( $\text{Bq cm}^{-3}$ ).

- le modèle RABES décrit par Velasco et al. (1993), qui décrit la distribution verticale du radionucléide dans le sol en prenant en compte le type de sol :

$$c_{z,t} = Q_0 \alpha_t e^{-\alpha(t)z} e^{-\lambda t} \quad (\text{I} - 21)$$

$c_{z,t}$ : concentration totale ( $\text{Bq cm}^{-3}$ ),

$Q_0$  : dépôt initial ( $\text{Bq cm}^{-2}$ ),

$\alpha_t$  : coefficient ( $\text{cm}^{-1}$ ) dépendant des caractéristiques de la distribution c'est-à-dire dépendant de la forme physico-chimique du radionucléide, du type de sol et du temps écoulé depuis le dépôt au temps  $t$  (j),

$\lambda$ : constante de décroissance radioactive en  $\text{an}^{-1}$ .

- le modèle RABES 1 inspiré du modèle RABES (Velasco et al., 1993) qui ne considère plus que deux paramètres libres : la vitesse de changement du profil du sol ainsi que la vitesse de Migration à l'équilibre.

La comparaison des trois modèles aboutit à des prévisions équivalentes pour RABES 1 et DSF.

Cependant, l'utilisation de modèles multi-compartimentaux différenciant les différents horizons de sol donne de moins bons résultats pour décrire la distribution de  $^{137}\text{Cs}$  issus de retombées globales (Schuller et al., 1997).

Les résultats des études récentes montrent que des contraintes mathématiques existent lors de l'utilisation de ces modèles pour simuler la dynamique de transport de radionucléides dans les sols.

Pour modéliser la migration verticale dans les sols non remaniés, Bossew et Kirschner (2004) recommandent l'utilisation de modèles physiques de convection-dispersion. Ces auteurs proposent des valeurs de paramètres d'entrée, dépendantes de la source des retombées ainsi que de la texture du sol (Kirschner et al., 2008).

### 8.3. Outils numériques pour une évaluation dosimétrique et radioécologique

#### 8.3.1. Code RESRAD-BIOTA

Le code RESRAD-BIOTA est utilisé pour évaluer l'exposition des espèces animales et végétales (biotes) aux rayonnements dans les écosystèmes terrestres ou aquatiques. La description de ce code a été faite dans les références : DOE, 2004 ; 2019).

Ce code a été conçu afin de fournir un outil pour la mise en œuvre d'une approche graduée pour l'évaluation des risques radiologiques sur la faune et la flore (DOE, 2019). Le modèle considère l'écosystème autant terrestre qu'aquatique. Dans ce dernier cas, il combine les expositions aux sédiments et à l'eau contaminée, qui sont estimées individuellement pour les organismes cibles en contact avec chacun de ces milieux. Quatre organismes de référence sont pris en compte : les plantes terrestres, les animaux terrestres, les animaux aquatiques, et les animaux semi-aquatiques (Fig.I.10). Les indices de risques peuvent donc être estimés en supposant les voies d'exposition suivantes :

- Pour les organismes aquatiques : exposition externe par les sédiments, exposition interne et externe par l'eau ;
- Pour les animaux terrestres : expositions interne et externe par le sol et par l'eau ;
- Pour les animaux semi-aquatiques : expositions interne et externe par les sédiments et par l'eau ;
- Pour les plantes terrestres : expositions externe et interne par le sol, exposition interne par l'eau.

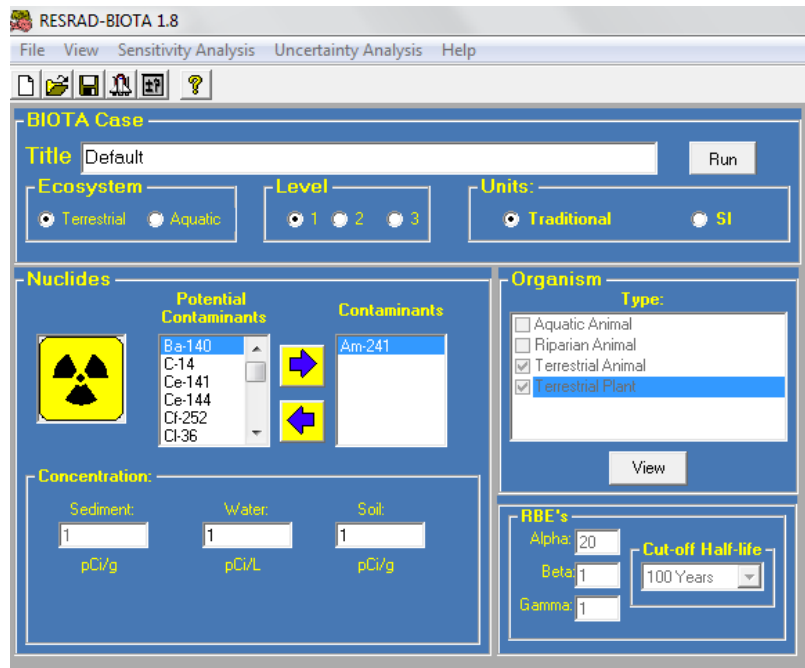


Figure I.10: Interface du code RESRAD-BIOTA version 1.8

RESRAD-BIOTA utilise une approche cinétique allométrique pour estimer le transfert des radioéléments aux biotes. Les coefficients internes et externes de conversion de dose ont été obtenus à l'aide d'un code de transport Monte-Carlo ; Ils ont été estimés en supposant :

- Des géométries infiniment petites et infiniment larges pour le calcul des doses internes et externes respectivement ;
- Un contact constant de l'organisme (100 % du temps) dans le sol ou à l'interface eau – sédiment ;
- Des paramètres généralement conservateurs pour estimer l'activité de chacun des récepteurs.

### 8.3.2. Code RESRAD-ON SITE

Le code RESRAD-ONSITE est utilisé pour évaluer l'exposition aux rayonnements d'un récepteur humain exposé à des sols contaminés par des matières radioactives. La description de ce code a été faite dans le guide d'utilisation (Kamboj et al., 2018).

RESRAD-ONSITE (anciennement RESRAD) est un code informatique conçu au laboratoire national d'Argonne qui permet d'évaluer le niveau d'exposition et les risques probables du cancer d'un individu sous l'irradiation de sols contaminés par la radioactivité.

## Chapitre I : Etat des connaissances

Le calcul de la dose et de risque probable de cancer par le code RESRAD-ONSITE est basé sur un scénario, qui décrit les voies potentielles d'exposition d'un individu dans un milieu contaminé. Neuf (9) voies d'exposition sont considérées et peuvent être sélectionnées ou supprimées selon l'utilisation du sol et le scénario de récepteur envisagé (Fig.I.11).

Ces neuf voies d'exposition sont les suivantes : (1) exposition externe directe à la contamination des sols , (2) inhalation de radionucléides remis en suspension , (3) ingestion accidentelle du sol, (4) l'ingestion des aliments de nature végétale cultivés dans les sols contaminés et irrigués avec de l'eau contaminée, (5) l'ingestion de viande contaminée et (6) l'ingestion de lait contaminé,(7) l'ingestion d'eau potable d'un puits ou d'un étang adjacent d'une zone contaminée, (8) l'ingestion d'aliments aquatiques contaminés et (9) l'inhalation de radon émis par le sol contaminé.

Les données nécessaires pour le calcul comprennent les caractéristiques de la contamination, les propriétés de la surface, de la sous-surface et des couches de sol saturées, les données météorologiques, hydrauliques et hydrogéologiques spécifiques aux sites.

La modélisation de RESRAD-ONSITE considère la désintégration radioactive, le transport, le partage et la dilution, régis par le principe de la conservation de masse au cours du temps.

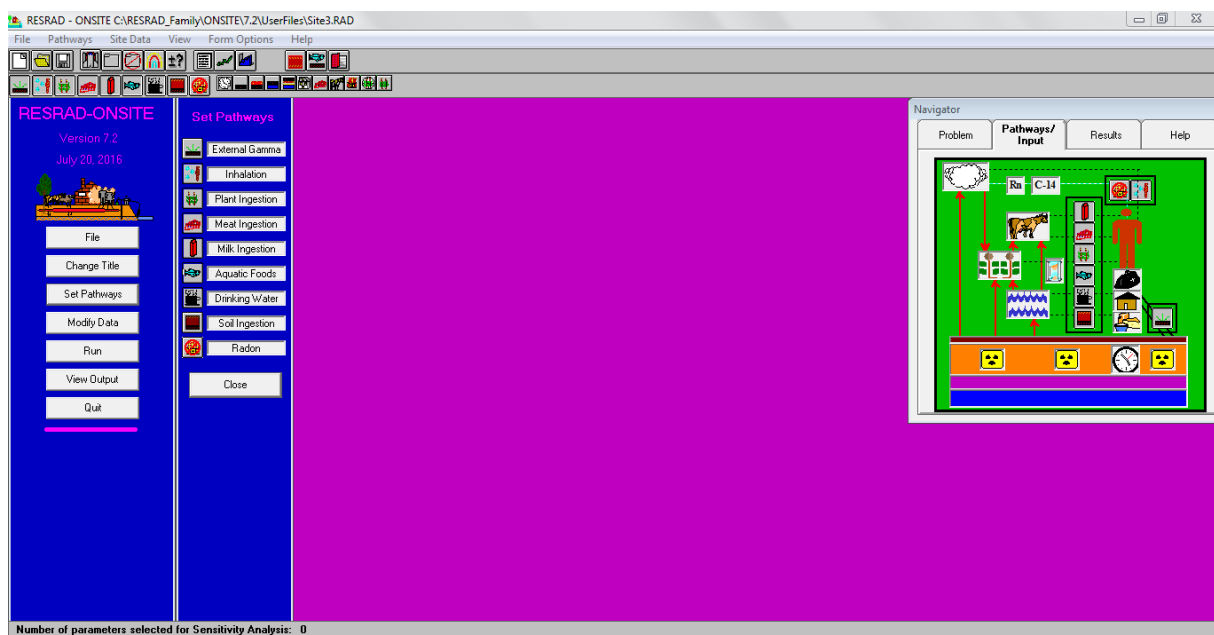


Figure I.11: Interface du code RESRAD-ONSITE version 7.2

## **Chapitre I : Etat des connaissances**

---

Le code RESRAD-ONSITE est équipé d'une interface conviviale pour faciliter la saisie des données, effectuer des calculs, afficher les résultats des calculs. L'utilisateur a la possibilité de choisir soit la base de données ICRP-38 ou ICRP-107, ainsi que des facteurs de conversion de dose.

## **Chapitre II : Matériels & Méthodes**

Ce chapitre présente brièvement les trois sites étudiés, le prélèvement et l'échantillonnage des échantillons des matrices d'intérêt (aérosols, eaux de pluies, particules, sol et sédiments), les techniques de conditionnement, de conservation et de traitement ainsi que l'analyse. La spectrométrie gamma est la technique d'analyse principale utilisée dans ce travail, accompagnée par d'autres techniques complémentaires à savoir : la diffraction à rayons X, la fluorescence à rayons X et la chromatographie ionique.

### 1. Choix des sites étudiés

Pour répondre à la problématique de cette thèse, trois sites d'étude ont été choisis: un site urbain côtier à basse altitude (Alger centre), un site montagneux à haute altitude (Chrèa, wilaya de Blida) et un site marin (Baie d'Alger) (Fig.II.1).



Figure II.1: Localisation géographique des sites d'étude

Le choix de ces sites est motivé par leurs natures et leurs localisations géographiques proches dans la bande Nord du pays pour étudier le transfert entre les différents écosystèmes des radionucléides naturels et artificiels, notamment, le  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$  et  $^{137}\text{Cs}$ .

La partie Nord du pays abrite la quasi-totalité de la population d'où l'intérêt d'une surveillance radiologique de l'environnement, en identifiant des sites fixes représentatifs.

### 1.1. Site d'Alger

Le site de surveillance est situé en hauteur de la ville d'Alger au niveau du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA). Le lieu de prélèvement est localisé à une altitude de 162 m du niveau de la mer, et a l'avantage de ne présenter aucun obstacle pour l'échantillonnage d'air. Etant face à une Europe fortement industrialisée dans le domaine du nucléaire, le Nord de l'Algérie est une zone susceptible d'être affectée par les nuages radioactifs (panaches), suite à un incident ou accident nucléaires.

Des traces de radioactivité artificielle ( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{131}\text{I}$ ) ont été mesurées par le laboratoire de l'environnement du CRNA au mois d'avril 2011 dans ce site suite à l'accident de Fukushima survenu en mars 2011.

Les données de la température et les précipitations ont été collectées du site web ([www.Meteociel.fr](http://www.Meteociel.fr)). Les cumuls des précipitations mensuels durant la période de prélèvement de chaque échantillon du compartiment atmosphérique (aérosols, eaux de pluies et particules) ont été calculés pour effectuer les corrélations entre les paramètres météorologiques et les activités spécifiques des radionucléides d'intérêt.

Les représentations graphiques ont été effectuées à l'aide des boîtes à moustaches (Box plot en anglais) (Fig.II.2).

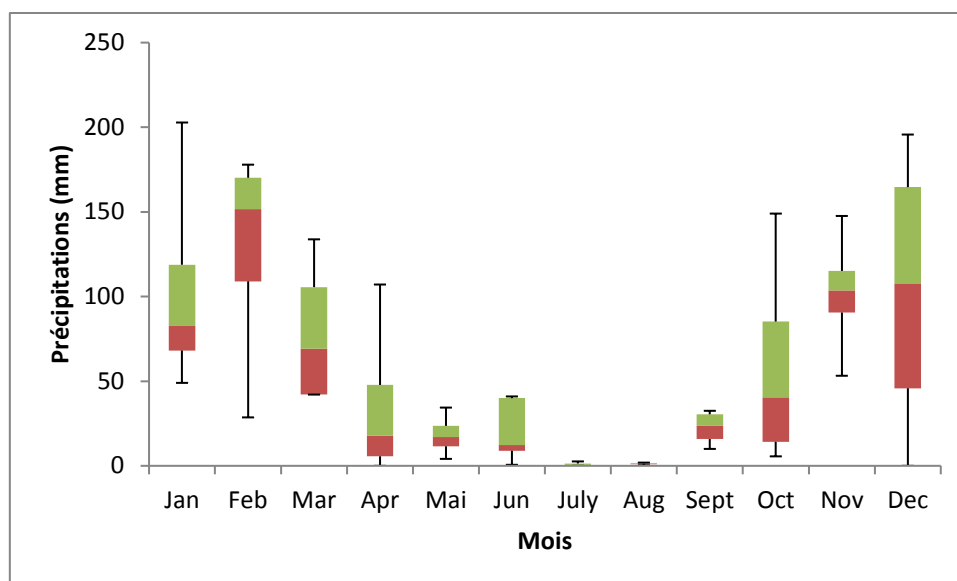


Figure II.2: Quantités de précipitations dans le site d'Alger durant la période de juin 2014 à juin 2018 (données brutes de météociel)

Les moyennes mensuelles des températures ont été calculées selon la période de prélèvement des aérosols, des particules et des eaux de pluies (Fig.II.3).

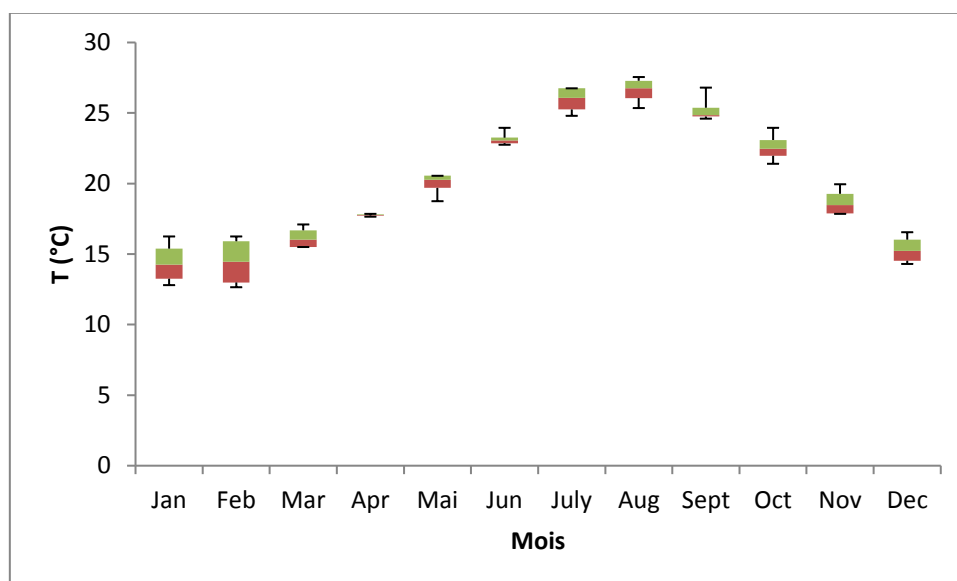


Figure II.3 : Températures mensuelles du site d'Alger durant la période de juin 2014 à juin 2018

Les données météorologiques du *meteociel* ont été comparées avec les données payantes de l'office National de météorologie pour une période d'une année. Aucune différence n'a été observée, ce qui nous a poussé à utiliser le site de *meteociel* pour accéder librement aux données météorologiques.

### 1.2. Site de Chréa

Le site de prélèvement se situe au niveau du parc national Chréa à une altitude de 1500 m. Ce parc représente une réserve de la biosphère, il est situé à l'Atlas de Blida à environ 50 km au Sud-ouest de la ville d'Alger.

Chréa est caractérisée par un climat méditerranéen frais, une pluviométrie moyenne annuelle allant d'environ 700 mm au niveau de Blida à environ 1400 mm sur le sommet de la montagne (PNTE, 2006).

Sur ce site de haute altitude, l'été est généralement chaud et sec et l'hiver est froid et plus humide avec des chutes de neige (PNTE, 2006).

### 1.3. Baie d'Alger

La baie d'Alger se situe dans la partie centrale de la côte algérienne, elle s'inscrit 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.

La morphologie de la côte se conforme à la distribution des unités géologiques continentales. En effet, entre les marges étroites du massif d'Alger et du cap Matifou, le plateau continental se développe pour former la baie d'Alger. Toujours de la pointe Pescade au cap Matifou, le rivage s'étend sur environ 31km dont 22 km de côtes basses constituées de dunes et de trottoirs à algues construits en dalle comme à l'Est de Bordj El Kiffane (Maouche, 1987).

## 2. Prélèvement et échantillonnage

### 2.1. Aérosols

#### 2.1.1. Site d'Alger

Les prélèvements d'aérosols sur filtre rectangulaire ont été réalisés à l'aide d'un préleveur d'aérosols de débit moyen ( $67.9 \text{ m}^3/\text{h}$ ) de marque HVP-3500 AFC, installé sur la terrasse du 7<sup>ème</sup> étage du CRNA (Fig.II.4).



Figure II.4:Préleveur d'aérosols ayant un débit moyen de  $67.9 \text{ m}^3/\text{h}$  ainsi que le filtre utilisé.

Au total, 104 filtres ont été prélevés durant la période allant de juin 2014 à Juin 2018, dont le volume varie entre  $10000$  et  $30000 \text{ m}^3$ , et la durée de prélèvement va de 7 à 21 jours (Tableau 1 en annexe A).

Les aérosols ont été collectés par filtration sur des filtres en papier de microfibrilles de verre de forme rectangulaire et d'une épaisseur de  $0,47 \text{ mm}$  avec un rendement de rétention de  $97 \%$ .

Les principales étapes de prélèvement des aérosols, qui sont décrites dans la norme **NF M 60-760** (mesure de la radioactivité dans l'environnement -Air) 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, le filtre est plié de telle sorte qu'il occupe la surface du détecteur, il est soigneusement placé dans un sachet adéquat en plastique.

Le comptage est effectué après avoir mis de côté le filtre pour une durée minimale de  $48\text{h}$ , nécessaire à la décroissance des radioéléments naturels à vie courte.

### 2.1.2. Site de Chréa

Les prélèvements d'aérosols sur filtre circulaire (modèle : FP 2063-102) sont réalisés à l'aide d'un préleveur d'aérosols d'un débit moyen de 51 m<sup>3</sup>/h, de marque Hi-Q, installé au niveau de l'annexe A du Parc National de Chréa, wilaya de Blida (Fig.II.5).

Depuis le lancement de la pompe, 29 filtres ont été prélevés dont la période de collecte varie de 2 à 4 jours. Sur ce site de prélèvement (Tableau 2 en annexe A), les conditions météorologiques sont extrêmes, ce qui a engendré énormément de coupure de courant. Ceci nous a contraint de prélever l'air sur des courtes périodes.



Figure II.5 : Préleveur d'aérosol installé au site de Chréa ainsi que le filtre utilisé

## 2.2. Dépôts secs et/ou humides

### 2.2.1. Site d'Alger

Les échantillons de dépôts secs et /ou humides (eau de pluie et particules) ont été collectés mensuellement durant la période allant de juin 2014 à juin 2018 (Tableau 3 en Annexe A). L'échantillonnage a été effectué à l'aide d'une table de collecte d'une surface de 1m<sup>2</sup> placée sur la terrasse du 4<sup>ème</sup> étage du CRNA sur une altitude de 153 m par rapport au niveau de la mer (Fig.II.6).



Figure II.6: Table de collecte des dépôts installée au site d'Alger

### 2.2.2. Site de Chr ea

Les pr el evements mensuels de d ep ts secs et /ou humides ont  et  lancées le 25 D ecembre 2017 apr es avoir installée une table de collecte d'une surface de 1m<sup>2</sup> et d'une hauteur de 35 cm dans un endroit au niveau de l'annexe du parc national de Chr ea et proche du pr eleveur d'a erosols (Fig.II.7)(Tableau 4 en Annexe A).



Figure II.7: Table de collecte des eaux de pluies et particules installée   Chr ea.

Cette table de collecte a  et  r ealis e au niveau de l'atelier m ecanique du CRNA, et installée sur une hauteur de 1 m du sol au site de Chr ea.

### 2.3. Sédiments marins

Une carotte sédimentaire a été prélevée dans la Baie d'Alger lors d'une campagne océanographique effectuée conjointement entre le CNRDPA, l'ENSSMAL et le CRNA durant la période allant du 15 au 25 Septembre 2015 à bord du navire de recherche Grine Belkacem du CNRDPA (Figures II.8 & II.9).

Un carottier Uwitec a été utilisé lors de cette campagne pour prélever une carotte de sédiment de 45 cm de profondeur, à une profondeur de 73 m de la surface de l'eau (Fig.II.10).

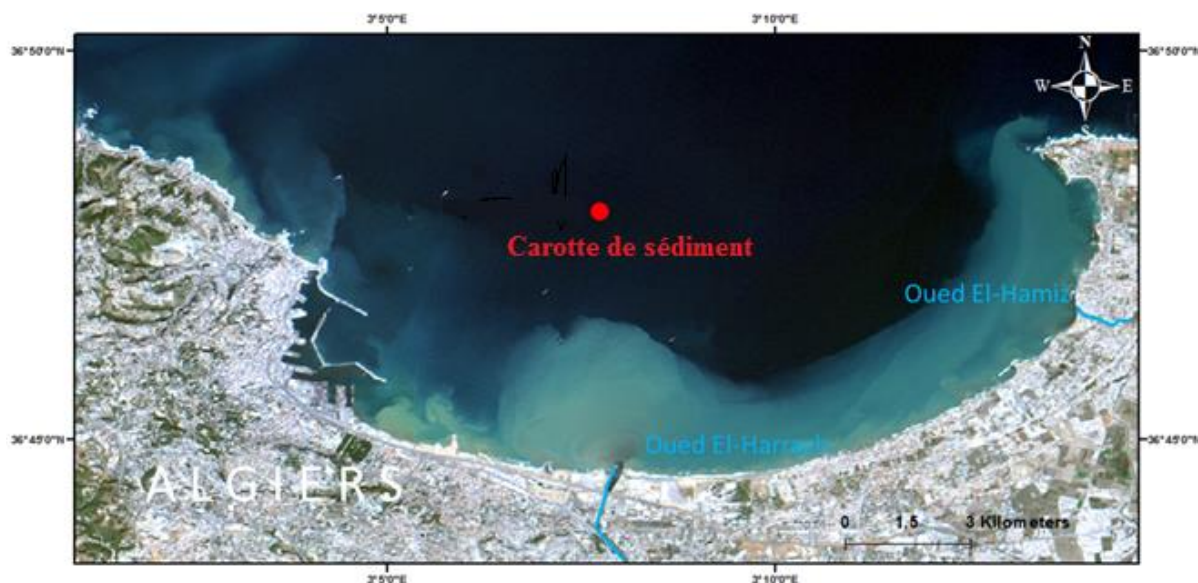


Figure II.8:Localisation géographique de la carotte de sédiment dans la Baie d'Alger sur une image satellite USGS/Landsat du 2 octobre 2015(36°47.997' N, 3°7.793' E).



Figure II.9:Navire de Recherche Grine Belkacem (CNRDPA, Ministre de la Pêche et des Productions Halieutiques)



Figure II.10:Carottier Uwitec

La carotte a été congelée à bord à une température de  $-18^{\circ}\text{C}$  en attendant le conditionnement au laboratoire pour éviter la perturbation de la carotte

### 2.4. Sols

Les sols de surface ont été prélevés à différentes altitudes selon la méthode de diagonale couvrant une surface de  $1\text{ m}^2$  pour chaque échantillon (Fig.II.11). Dans le but d'avoir un échantillon homogène (tableau II.1), plusieurs sous – échantillons sont prélevés et mélangés, pour n'en tirer qu'un seul échantillon représentatif.

Tableau II.1: Caractéristiques des échantillons de sol de surface prélevés aux différents points

Points de prélèvement	Codes Ech.	Date de prélèvement	Coordonnées géographiques	Altitude de prélèvement (m)	Profondeur (cm)
<b>Point 1</b>	Sol 1	31/03/2016	36°25'52.71" N	1500	0-5
	Sol 2	31/03/2016	02°53' 04.80" E	1500	5-10
<b>Point 2</b>	Sol 3	31/03/2016	36°27'12.54" N 02°51' 45.16" E	900	0-5
<b>Point 3</b>	Sol 4	04/05/2016	36°28' 4.13" N 02°51' 17.95" E	600	0-5

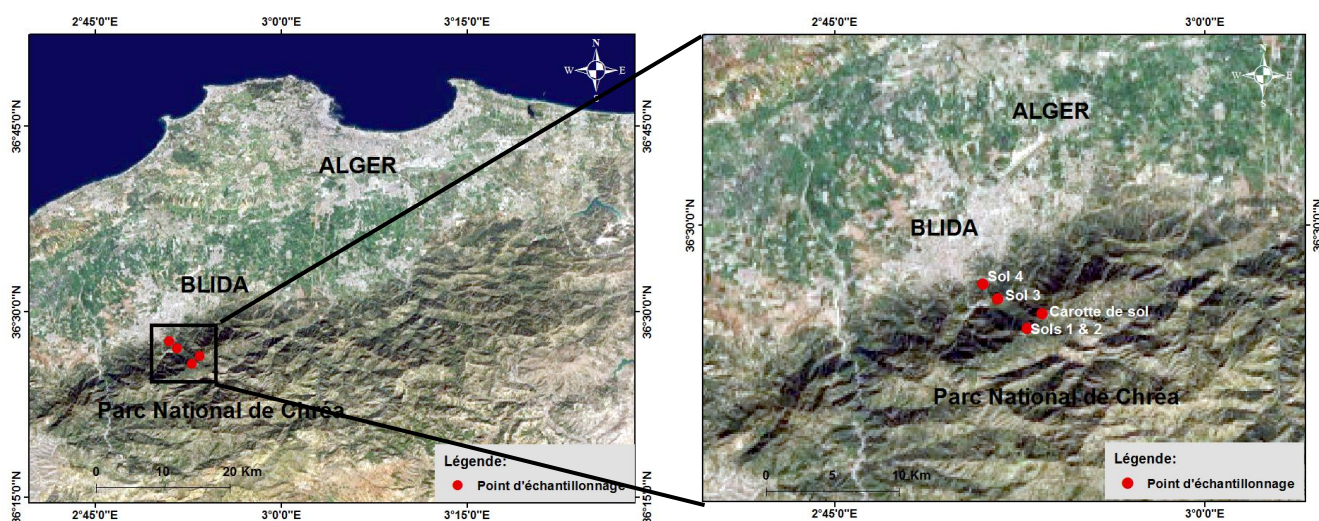


Figure II.11: Localisation des points de prélèvement des échantillons de sol de surface et carotte au niveau du site d'étude à Chréa.

L'investigation sur le niveau de radioactivité du premier point de sol, nous a poussé à prélever par la suite une carotte de sol pour mieux comprendre le comportement des radionucléides en général et le  $^{137}\text{Cs}$  en particulier.

La carotte de sol d'une épaisseur de 40 cm a été prélevée le 24 Avril 2017 à l'aide d'un carottier manuel fabriqué au niveau de l'atelier mécanique du CRNA (Fig.II.11).

Les coordonnées géographiques ainsi que l'altitude de prélèvement sont les suivants :  $36^{\circ}25'54''$  N,  $02^{\circ}53'02''$  E (1517.7 m).

Le carottage a été effectué selon l'approche suivante (Fig.II.12) :

- Choisir un sol non perturbé par l'activité humaine;
- Prendre une surface de  $0.5 \text{ m}^2$  pour enfoncer le carottier manuel doté d'un tube en plexiglas à l'intérieur à l'aide d'un marteau ;

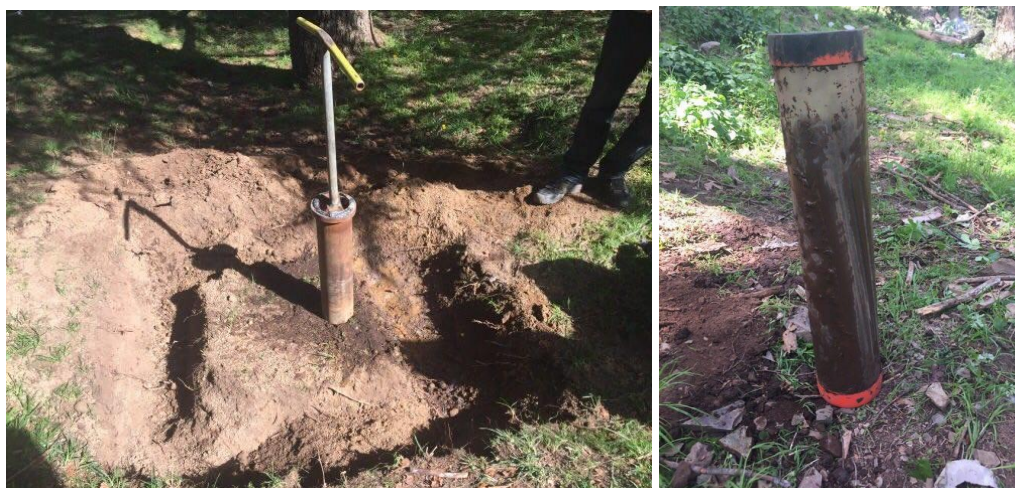


Figure II.12: Echantillonnage d'une carotte de sol à Chréa

-Creuser dans les quatre coins de la surface de 0.5 m<sup>2</sup> et remplir les creux avec de l'eau pour faciliter la pénétration du carottier ;

-Après avoir enfoncé le carottier jusqu'à une profondeur de 40 cm, ce dernier est retiré pour pouvoir enlever le tube en plexiglas de la manière la plus stable possible pour ne pas perturber la structure sédimentaire de la carotte ;

-Mettre les couvercles du haut et du bas de la carotte.

### 3. Préparations des échantillons

#### 3.1. Aérosols

Après le prélèvement, l'échantillon (filtre rectangulaire ou circulaire) est soigneusement placé dans un sachet adéquat en plastique avec les informations utiles, ensuite plié de telle sorte à ce que chaque filtre lors du comptage couvre au mieux la surface du détecteur, aspect important pour l'évaluation du rendement de détection.

#### 3.2. Dépôts secs et/ou humides

Dans les cas des dépôts humides, les particules ont été séparées de l'eau de pluie par une simple décantation (Fig.II.13).



Figure II.13: Décantation et séparation entre les eaux de pluies et les particules

### 3.2.1. Eaux de pluie

En fonction des niveaux d'activités dans les eaux douces et marines, il est difficile de mesurer de grandes quantités d'eau sans pré-concentrer les radionucléides. Pour entreprendre cette pré-concentration, il est possible :

- a- D'évaporer les eaux
- b- D'entraîner spécifiquement certains radionucléides à l'aide d'adsorbants ;
- c- De concentrer sur résine.

Dans cette étude, les deux premières opérations ont été utilisées pour traiter les échantillons d'eau de pluie.

L'opération d'évaporation a été utilisée pour mesurer le niveau de radioactivité naturelle dans les échantillons et l'opération de co-précipitation d'Ammonium Molybdo-Phosphate (AMP) pour mesurer les traces de césium ( $^{137}\text{Cs}$ ) dans les échantillons, si elles existent.

#### 3.2.1.1. Opération d'évaporation

Dans le but de concentrer les radionucléides naturels, un volume d'eau moyen de 10 litres a été chauffé à une température constante de 80 °C à l'aide d'une plaque chauffante jusqu'à l'obtention d'un volume (Concentrât) de 1 litre (Fig.II.14).

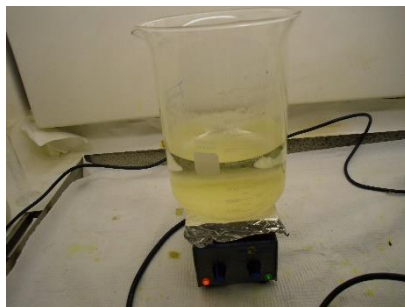


Figure II.14 : Evaporation des eaux de pluies

Le temps total d'évaporation d'une manière discontinue varie entre 6 et 7 jours.

L'échantillon pré-concentré (ou concentrât) est ensuite conditionné dans un flacon Marinelli 130G de 1 litre, de même géométrie que l'échantillon standard en attendant le comptage par spectrométrie gamma.

### 3.2.1.2. Opération de coprécipitation d'AMP

La méthode de séparation radiochimique spécifique est utilisée pour analyser les ions de césium dans les échantillons d'eau. Elle consiste en une co-précipitation de l'Ammonium Molybdo-Phosphate (AMP), avec l'introduction d'un traceur.

L'AMP, produit chimique de couleur jaune, a pour formule chimique  $((\text{NH}_4)_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{MoO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O})$ .

Ce réactif chimique joue le rôle d'un fixateur d'ions de césium présents dans l'échantillon en formant un complexe qui les précipite par gravité.

Le traceur utilisé dans la méthode de séparation chimique (Coprécipitation des ions de  $^{137}\text{Cs}$ ) est l'isotope Césium 134 à l'état liquide, injecté avec une activité estimée selon le cas d'étude. D'une période relativement courte ( $T_{1/2} = 2.06$  ans), ce traceur répond aux critères suivants :

- Son absence totale dans les échantillons de l'eau de pluie.
- Possède les mêmes propriétés chimiques que le  $^{137}\text{Cs}$ , son isotope.

Après un traitement radiochimique, il est nécessaire d'évaluer le rendement chimique de la réaction. Il s'agit de quantifier les pertes lors de l'opération de pré-concentration et de calculer l'activité réelle du  $^{137}\text{Cs}$  en prenant en considération le rendement chimique de la réaction de co-précipitation pour la correction de l'activité mesurée.

Le rendement chimique est donné par la formule :

$$R = \frac{A_m}{A_{inj}} \quad (\text{II} - 1)$$

Où

$A_m$  : Représente l'activité du  $^{134}\text{Cs}$  mesurée après la pré-concentration de l'échantillon.

$A_{inj}$  : Représente l'activité du  $^{134}\text{Cs}$  injectée dans l'échantillon.

Le protocole expérimental du traitement radiochimique des eaux de pluies est le suivant (Fig.II.15):

- Injection de 1 ml de  $^{134}\text{Cs}$  comme un traceur radioactif (sachant que son activité initiale est de  $103 \text{ Bq.g}^{-1}$  à la date du 22 Novembre 1995) ;
- Agitation de l'échantillon et du traceur radioactif pendant 20 minutes, pour une bonne homogénéisation ;
- Ajout d'une quantité de 15 g d'AMP pesée à l'aide d'une balance de précision et dissoute dans un volume de 50 ml d'eau distillée acidifiée (pH entre 1 et 2) à l'aide d'un agitateur magnétique chauffant.
- Agitation pour une durée allant de 4 à 6 heures;
- Arrêt de l'agitation et décantation pendant la nuit ;
- Après décantation, l'échantillon se présente sous forme de deux phases (précipité et surnagent), on élimine alors le surnagent à l'aide d'une pompe péristaltique ;
- Rinçage des parois des récipients par l'eau distillée acidifiée ;
- Décantation-séparation des phases, jusqu'à l'obtention d'un précipité de volume inférieur à 100 ml.
- Comptage de la radioactivité dans le surnagent pour vérifier l'absence des traces du traceur radioactif.
- Dilution et rejet de surnagent.
- Comptage direct du précipité par spectrométrie gamma.



Figure II.15: Traitement radiochimique des eaux de pluies par l'opération de co-précipitation d'AMP

### 3.3. Particules

Les échantillons de particules ont été séchés à l'étuve à une température de 70°C. Ils ont été broyés à l'aide d'un broyeur mécanique Retsch S100 jusqu'à l'obtention d'une poudre fine et homogénéisés d'une manière manuelle par agitation.

### 3.4. Sédiments marins

La carotte a été découpée à l'aide d'un dispositif approprié, conçu pour sectionner cette carotte en couches de sédiment selon des épaisseurs choisies, dans le but de cerner au mieux la variation de l'activité des radionucléides en fonction de la profondeur. Il s'agissait de prendre des couches de sédiment de 1 cm d'épaisseur, en partant de 0 cm jusqu'à la profondeur de 10 cm et des couches de 2 cm à partir de 10 cm jusqu'à la base de la carotte. Au total, la carotte a permis d'avoir 27 sous-échantillons de sédiment.

Chaque sous échantillon de sédiment résultant du découpage a été séché dans une étuve à 70 °C, jusqu'à l'obtention d'une masse constante.

Les échantillons sont pesés avant et après le séchage afin de calculer le taux d'humidité pour chaque échantillon à l'aide d'une balance de précision.

Les échantillons secs sont broyés à l'aide d'un broyeur mécanique Retsch S100 jusqu'à l'obtention d'une poudre fine et homogène.

Chaque échantillon conditionné est placé dans une boîte cylindrique en polystyrène (volume de 125 cm<sup>3</sup>) fermée hermétiquement pour atteindre l'équilibre séculaire pendant une période de 21 jours. Ces boîtes sont conservées dans un endroit sec jusqu'au moment de comptage.

### 3.5. Sols

La carotte de sol a été découpée à l'aide d'un dispositif adapté au carottier manuel en couches de 1 cm (dans la partie 0-5cm) et en couches de 2 cm au-delà de 5 cm de la carotte.

Ces échantillons de sol ont été traités avec le protocole appliqué aux échantillons de sédiments marins et de particules.

## 4. Analyse des échantillons prélevés

Les échantillons prélevés des différentes matrices et natures ont été analysés par plusieurs techniques à savoir :

- la spectrométrie gamma pour déterminer les niveaux d'activité des radionucléides d'intérêt dans les aérosols, les eaux de pluie, les particules, le sol et les sédiments marins;
- la diffraction à rayons x pour déterminer la composition minéralogique de quelques échantillons solides : particules, sol et sédiments marins ;
- la fluorescence à rayons x pour déterminer la composition chimique de quelques échantillons solides : particules, sol et sédiments marins;
- la chromatographie ionique pour déterminer la composition ionique des échantillons d'eau de pluie des deux sites d'étude, Alger et Chréa.

### 4.1. Mesure de la radioactivité naturelle et artificielle par spectrométrie gamma

#### 4.1.1. Introduction

La spectrométrie gamma permet, d'une part, l'identification des radionucléides émetteurs gamma présents dans les différents échantillons de l'environnement et, d'autre part, la détermination de leurs activités spécifiques par unité de masse ou de volume. Cette technique d'analyse a des avantages et des inconvénients. Sa mise en œuvre est relativement simple, rapide et non destructive, car elle ne nécessite pas de séparations radiochimiques. Elle est aussi multi élémentaires ; plusieurs radioéléments peuvent être mesurés simultanément (<sup>210</sup>Pb, <sup>7</sup>Be, <sup>214</sup>Bi, <sup>137</sup>Cs, etc.).

Mis à part ces avantages, la spectrométrie gamma présente certaines difficultés liées à l'influence de la géométrie de comptage sur l'efficacité de détection et la contribution aux faibles énergies du bruit de fond dû à la radioactivité ambiante. Par conséquent, la préparation et l'utilisation d'échantillons standards, ayant les mêmes conditions que l'échantillon à analyser, est impérative pour une quantification fiable des radionucléides émetteurs gamma. L'utilisation des matériaux de référence certifiés a une importance cruciale pour l'assurance qualité des données expérimentales acquises.

### 4.1.2. Interactions photon-Matière

Il est important de rappeler quelques bases sur les interactions des photons avec la matière. Ces rayonnements peuvent interagir principalement par trois effets (Paradis, 2016), qui sont décrits ci-après.

-L'effet photoélectrique : le photon cède toute son énergie à la matière en la transmettant à un électron du milieu (Fig. II.16).

-L'effet Compton : le photon diffuse sur un électron libre du milieu et lui cède une partie de son énergie (Fig. II.17).

-La Création de paire  $e^+/e^-$  : le photon se matérialise en un électron et son antiparticule, un positon.

Cette réaction ne peut avoir lieu qu'avec des photons d'énergie supérieure à 1022 keV et dans le champ d'une particule chargée, la plupart du temps un noyau. Le positon va perdre de l'énergie puis s'annihiler avec un électron du milieu en donnant deux photons de 511 keV chacun (Fig. II.18).

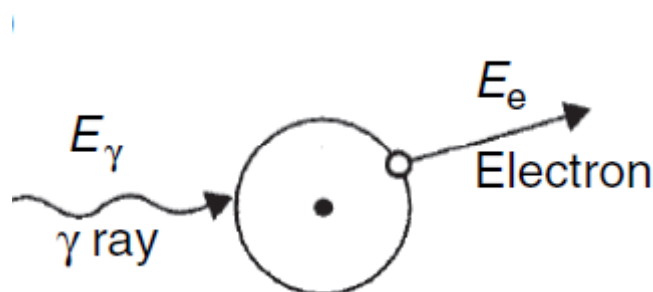


Figure II.16: Schéma de l'effet photoélectrique (Gilmore,2008)

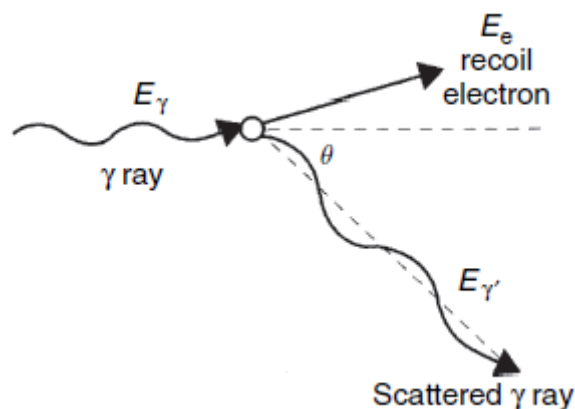


Figure II.17: Schéma de l'effet Compton (Gilmore,2008)

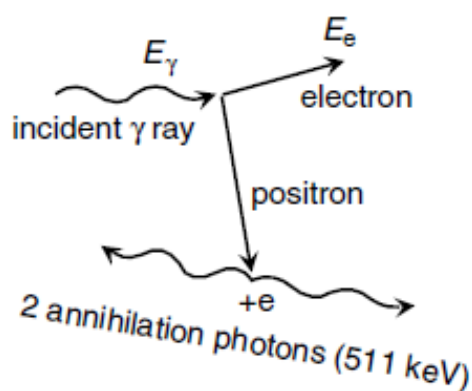


Figure II.18: Schéma de la création de paire  $e^+/e^-$  (Gilmore,2008)

#### 4.1.3. Présentation d'une chaîne de spectrométrie gamma : principe et constituants

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.

Au moyen d'une haute tension délivrée au détecteur, une quantité de charges électriques proportionnelle à l'énergie déposée par le photon dans le cristal est recueillie. Les porteurs de charge sont collectés en utilisant un préamplificateur de charge dont les fonctions sont la conversion de la charge en tension électrique et une première amplification (Gasser, 2014). La mise en forme du signal et une seconde amplification est faite par l'amplificateur. L'analyse de l'amplitude de l'impulsion est traitée par un analyseur multicanaux (Fig.II.19).

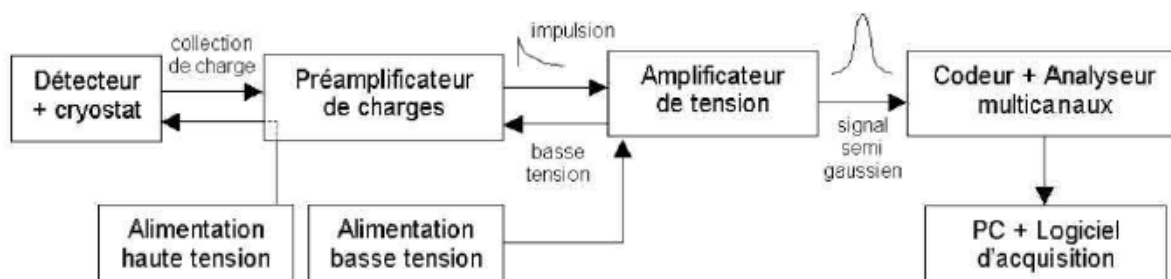


Figure II.19: Schéma de principe d'une chaîne de mesure de spectrométrie gamma ( Leconte, 2006)

En spectrométrie gamma, une chaîne de mesure est constituée d'un détecteur, d'un préamplificateur, d'un amplificateur, d'un convertisseur analogique/numérique, d'une électronique d'acquisition et d'un logiciel d'analyse et de traitement.

### A-Détecteur GeHP (Germanium Hyper Pur)

Les détecteurs semi-conducteurs occupent une place importante en métrologie des rayonnements. Ils exploitent l'ionisation ou l'excitation atomique lors de l'interaction des photons avec la matière pour une analyse électronique de leurs énergies.

La spectrométrie gamma à base des cristaux GeHP offre un outil performant pour la détection des photons. C'est avec cette technique que les travaux de cette thèse concernant la caractérisation radiologique ont été réalisés (Fig.II.20).

On sait, de manière générale, que dans les détecteurs semi-conducteurs, il existe des zones inactives pour la détection (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 cristaux GeHP existent sous forme de trois types qui sont : planaires, coaxiaux et puits.

Deux détecteurs coaxiaux ont été utilisés pour l'analyse de nos échantillons de l'environnement dont leurs caractéristiques sont reportées dans le tableau II.2 ci-après.

Tableau II.2: Caractéristiques des deux détecteurs utilisés en comptage des échantillons de l'environnement

	Détecteur 1	Détecteur 2
Efficacité relative	40 %	23 %
Résolution pour la raie à 1332 keV du $^{60}\text{Co}$	1.9 keV	1.8 keV
Tension de polarisation	3500 V	2500 V

Le détecteur GeHP est placé dans une enceinte blindée, c'est-à-dire un château en plomb de 10 cm d'épaisseur, recouvert à l'intérieur d'une plaque de cuivre de 2 mm d'épaisseur, dans le but de ne pas comptabiliser la radioactivité externe, non propre à l'échantillon. Tout détecteur GeHP nécessite un apport d'azote liquide pour le maintenir à une température très basse, lequel est stocké dans un dewar à une température de 77 K soit  $-196^{\circ}\text{C}$  (Gilmore, 2008).



Figure II.20: Chaînes de spectrométrie gamma (GeHP) utilisées au laboratoire de l'environnement du CRNA

### **B-Alimentation haute tension**

La haute tension (variable de 0 à  $\pm 5$  ou  $\pm 6$  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).

### **C-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).

### **D-Préamplificateur**

Le préamplificateur est le premier dispositif rencontré en sortie du détecteur. Son rôle est de procéder à une première amplification du signal généré par l'interaction des gammas avec le cristal. Il joue également le rôle d'adaptateur d'impédance entre la sortie du détecteur et l'entrée de l'étage suivant (Leconte, 2006). Il est en général placé à proximité du cristal sous le même capot (Courtine, 2007).

### **E-Amplificateur**

L'amplificateur exploite ensuite les impulsions sorties du préamplificateur. Il adapte, tout d'abord, l'amplitude du signal incident à une gamme de tension exploitable par l'étage suivant. Il réalise ensuite une mise en forme, le plus souvent gaussienne, en filtrant une partie des parasites de haute fréquence (Leconte, 2006). L'amplification est toujours réalisée le plus tôt possible afin de limiter le bruit généré par le module de mise en forme.

### **F-Convertisseur analogique numérique et analyseur multi-canaux**

Le convertisseur analogique-numérique (ADC) est utilisé pour transformer l'amplitude du signal électrique fourni par l'amplificateur en un nombre 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 (Courtine, 2007). Il y a, au minimum, 4096 canaux disponibles pour l'acquisition.

L'analyseur multicanaux (MCA) permet enfin de trier les impulsions en fonction de leur amplitude. Il est doté de mémoires permettant de stocker ces données dans des canaux correspondant à des intervalles de tension et de les transmettre en ligne vers un ordinateur. Les enregistrements ainsi obtenus sont des histogrammes qu'on appelle « spectres différentiels de hauteur d'impulsion » (Leconte, 2006).

### G-Logiciel de traitement et d'analyse du signal

Le logiciel utilisé est le Génie 2000, il est commercialisé par la société Canberra. Ce logiciel 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 (Fig.II.21).

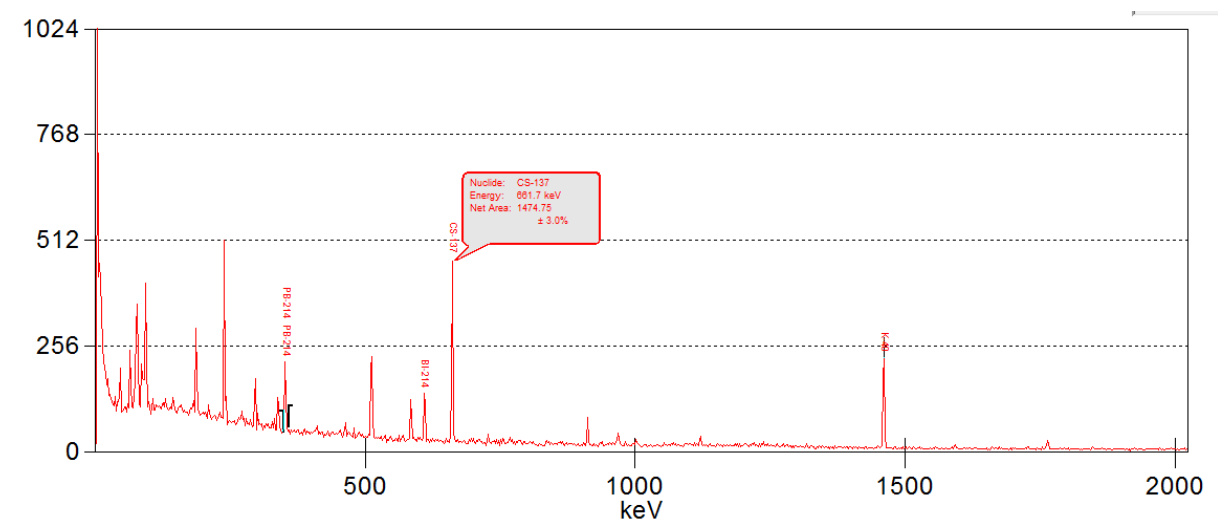


Figure II.21: Exemple d'un spectre multi-gamma d'un échantillon de l'environnement (sol)

#### 4.1.4. 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 (Le Petit et Granier, 2002). 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 complet pour décrire au mieux cette réponse.

Dans notre cas, cette calibration a été réalisée au moyen de trois sources ponctuelles scellées qui sont :  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$  et  $^{60}\text{Co}$ .

### 4.1.5. Comptage du bruit de fond ambiant

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 d'analyse. 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. La norme ISO 10703 préconise de réaliser régulièrement des mesures de bruit de fond avec conteneur et eau déminéralisée. Ce type de mesure de bruit de fond est difficile à réaliser lorsque le laboratoire effectue sur un même détecteur des mesures de matrices différentes, éventuellement à l'aide de différents conteneurs.

### 4.1.6. Etalonnage en efficacité

L'efficacité est le paramètre le plus important dans la spectrométrie gamma en pratique (Gilmore, 2008).

L'efficacité de détection est déterminante dans l'analyse quantitative d'un échantillon. Elle est définie de différentes manières : absolue, intrinsèque.

L'efficacité absolue ( $\epsilon_{abs}$ ) dépend de la géométrie et de la probabilité d'interaction du photon dans le détecteur. Elle est calculée à l'aide de l'expression suivante :

$$\epsilon_{abs} = \frac{\text{Nombre d'événements enregistrés}}{\text{Nombre de particules émises par la source}} \quad (\text{II} - 2)$$

L'efficacité absolue varie en fonction de l'énergie des photons émis par une source. Son évaluation s'effectue en utilisant des sources étalons dont les activités sont connues. Sa variation est déterminée à l'aide du taux de comptage issu de l'aire du pic d'absorption totale qui est valable uniquement pour des conditions expérimentales (géométrie de la source et distance source-détecteur) bien définies (Gasser, 2014).

L'efficacité intrinsèque dépend du type de radiation, de son énergie et du matériau constituant le détecteur :

$$\epsilon_{int} = \frac{\text{Nombre d'événements enregistrés}}{\text{Nombre de particules arrivant sur le détecteur}} \quad (\text{II} . 3)$$

La calibration en efficacité permet d'établir la relation entre la surface d'un pic et l'activité connue du nucléide, produisant le pic :

$$\varepsilon = \frac{N}{A \cdot I \cdot t} \quad (\text{II. 4})$$

Où

$\varepsilon$  : est l'efficacité d'absorption totale (%) pour l'énergie E,

A : l'activité (exprimée en Bq) généralement connue,

N : le comptage du pic (en nombre d'impulsions)

I (%) : l'intensité d'émission absolue de la raie Y considérée d'énergie E de ce nucléide,

t : la durée du comptage en seconde.

### 4.1.6.1. Standards préparés au laboratoire

Au laboratoire d'environnement du CRNA, plusieurs standards de différentes natures et géométries ont été préparés à l'aide des sources radioactives liquides (traceurs) disponibles au laboratoire.

#### A-Standards filtres

En raison de la gamme d'énergie des radionucléides d'intérêt émetteurs gamma ( $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$  et éventuelle présence de  $^{137}\text{Cs}$ ), deux standards filtres ont été préparés en utilisant séparément deux filtres rectangulaires vides et deux sources radioactives liquides d' $^{152}\text{Eu}$  et de  $^{133}\text{Ba}$ .

Chaque échantillon standard a été contaminé par un volume de 4 ml de la source radioactive, et séché à l'aide d'une lampe infrarouge.

Les activités totales d' $^{152}\text{Eu}$  et de  $^{133}\text{Ba}$  injectées dans chaque standard sont de 163.18 Bq à la date de 28 Avril 2014 et de 85.74 Bq à la date du 15 Juillet 2018, respectivement.

Après comptage de chaque échantillon standard (filtre placé au contact du capot du germanium), et analyse des spectres, les efficacités des deux traceurs ont été combinées pour tracer la courbe d'efficacité. A partir de l'équation de cette courbe, les efficacités des radionucléides d'intérêt ont été calculées (Tab.II.3).

Tableau II.3: Efficacités des radionucléides d'intérêt dans le standard Filtre rectangulaire

Radionucléide	Efficacité $\pm$ incertitude
$^{210}\text{Pb}$	0.091 $\pm$ 0.01
$^7\text{Be}$	0.035 $\pm$ 0.004
$^{137}\text{Cs}$	0.0257 $\pm$ 0.003

Deux filtres propres de forme circulaire ont été contaminés séparément par un volume de 1ml de  $^{133}\text{Ba}$  et d' $^{152}\text{Eu}$ . La contamination a été faite d'une manière homogène (sous forme matricielle). Le comptage des deux standards a permis de calculer les efficacités des radionucléides d'intérêt (tableau 5 en annexe A).

### B-Standard Eau Marinelli 130G

Deux standards ont été préparés séparément en utilisant les sources radioactives liquides du  $^{133}\text{Ba}$  et  $^{152}\text{Eu}$  selon le protocole suivant :

- Préparer une solution d'eau distillée acidifiée à 1N HCl ;
- Verser un volume de cette solution dans le Marinelli ;
- Injecter un volume de 20 ml d'une source radioactive liquide de  $^{133}\text{Ba}$  dans le Marinelli et un volume de 10 ml d'une source d' $^{152}\text{Eu}$  dans un autre Marinelli ;
- Compléter le volume à 1 litre avec de l'eau distillée acidifiée à 1N HCl, sceller le Marinelli, l'étiqueter et le compter par spectrométrie gamma.

Les courbes des deux standards ont été combinées pour pouvoir déterminer l'efficacité des radionucléides d'intérêt (tableau 6 en annexe A).

### C-Standard Eau AMP

Le standard eau a été préparé par l'équipe du laboratoire selon le protocole suivant :

- Mettre 90 ml d'eau distillée dans le même flacon de comptage ; d'un volume de 125  $\text{cm}^3$  ;
- Ajuster le pH entre 1 et 2 en ajoutant quelques gouttes de HCl concentré à 37 %, tout en agitant la solution
- Injecter 5 ml d' $^{152}\text{Eu}$  (l'activité à la date du 28/04/2014 est de 203,96 Bq) ;

- Laisser en agitation pendant 5 minutes.
- Ajouter une quantité de 15 g d'AMP ;
- Agitation pendant 10 minutes ;
- Analyser le précipité par spectrométrie gamma.

### D-Standards particules

En raison de la variation de la masse de nos échantillons prélevés, nous avons opté pour la contamination par couche, en utilisant les deux sources radioactives liquides d' $^{152}\text{Eu}$  et de  $^{133}\text{Ba}$  selon le protocole suivant :

Standards particules d'un volume de  $20\text{ cm}^3$  en utilisant le  $^{133}\text{Ba}$  :

- Introduire une masse de 3 g de particules collectées au site d'Alger dans un flacon de  $20\text{ cm}^3$  ;
- Injecter à l'aide d'une micropipette un volume de 1 ml de  $^{133}\text{Ba}$  d'une activité de 20.20 Bq à la date du 03/06/2018 ;
- Sécher à l'aide d'une lampe infrarouge (2 à 3h) ;
- Compter par spectrométrie gamma (6-12 heures) et tracer la courbe d'efficacité ;
- Rajouter une autre masse de 3 g de poussière dans le flacon (masse totale de 6 g) ;
- Injecter un volume de 1 ml de  $^{133}\text{Ba}$  dans le flacon tout en vérifiant le volume par pesée ;
- Sécher à l'aide d'une lampe infrarouge ;
- Compter par spectrométrie gamma et tracer la courbe d'efficacité ;
- Rajouter une autre masse de 3 g de poussière dans le flacon (masse totale de 9g) ;
- Injecter un volume de 1 ml de  $^{133}\text{Ba}$  dans le flacon tout en vérifiant par pesée ;
- Sécher à l'aide d'une lampe infrarouge ;
- Compter par spectrométrie gamma et tracer la courbe d'efficacité ;
- Rajouter une autre masse de 3 g de poussière dans le flacon (masse totale de 12 g) ;
- Injecter un volume de 1 ml de  $^{133}\text{Ba}$  dans le flacon tout en vérifiant par pesée ;
- Sécher à l'aide d'une lampe infrarouge ;
- Analyser par spectrométrie gamma et tracer la courbe d'efficacité ;

Standards particules d'un volume de  $20\text{ cm}^3$  en utilisant l' $^{152}\text{Eu}$  :

Ce standard a été préparé de la même manière que celui du  $^{133}\text{Ba}$  (contamination par couche). Un volume de 1 ml d' $^{152}\text{Eu}$  correspond à une activité de 33.07 Bq à la date du 03/06/2018.

Les courbes des deux standards ont été combinées pour pouvoir déterminer l'efficacité de chaque masse de particules pour un radionucléide donné (tableau 7 en annexe A). Les corrélations entre les différentes masses et les efficacités correspondantes ont été effectuées pour calculer les efficacités des masses intermédiaires des échantillons de particules prélevés.

### E- Standards Sédiments

Nous avons utilisé séparément les sources radioactives liquides d' $^{152}\text{Eu}$  et de  $^{133}\text{Ba}$  pour préparer des standards matrice sédiment de différentes masses (25, 50, 75 et 100 g) dans une géométrie cylindrique de  $125\text{ cm}^3$ .

Cette méthodologie est cruciale pour répondre aux variations des masses des échantillons prélevés par une simple interpolation.

Pour pouvoir évaluer l'activité de l'ensemble des radionucléides présents dans les échantillons (faible, moyenne et énergies élevées), des combinaisons entre les courbes d'efficacités d' $^{152}\text{Eu}$  et de  $^{133}\text{Ba}$  de la même masse ont été effectuées.

Cette combinaison entre les deux radionucléides dans les différentes masses a permis de calculer l'efficacité de chaque masse de sédiment pour un radionucléide donné (tableau 8 en annexe A). Les corrélations entre les différentes masses et les efficacités correspondantes ont été effectuées pour calculer les efficacités des masses intermédiaires des échantillons de sédiments et de sols prélevés.

#### **4.1.6.2. Outil numérique pour la correction de coïncidence et d'atténuation : EFFTRAN**

La qualité des mesures effectuées par spectrométrie gamma dépend, directement de la connaissance du rendement de détection pour les conditions géométriques de l'ensemble source-détecteur. Compte tenu de la grande diversité des échantillons couramment mesurés, des étalons ne sont pas disponibles pour l'ensemble des milieux et des conditionnements rencontrés. Les utilisateurs doivent alors mettre au point des méthodes expérimentales pour réaliser des références spécifiques. Ces techniques sont plus ou moins fiables et requièrent des durées d'expérimentation parfois incompatibles avec les exigences des mesures de routine.

De plus, dans le cas de mesure en géométrie rapprochée, nécessaire en particulier pour la mesure d'échantillons de l'environnement, les phénomènes de coïncidences perturbent le spectre et faussent les surfaces des pics, conduisant en cela à des résultats quantitatifs erronés.

Le logiciel EFFTRAN (EFFiciency TRANsfer) a été conçu pour pallier ces deux difficultés (Vidmar, 2005). Il s'agit d'un outil de calcul qui offre une solution pratique et conviviale aux problèmes couramment rencontrés dans les laboratoires de mesure. Il permet de calculer d'une part le rendement d'un détecteur pour des conditions de mesure différentes des conditions d'étalonnage (Vidmar et al., 2010), et d'autre part les corrections de coïncidences vraies (Vidmar et al., 2011).

En plus du phénomène de temps mort électronique, les mesures de taux de comptage sont confrontées à une limitation technologique de la chaîne de mesure appelée « phénomène de coïncidences vraies ». Celui-ci intervient lorsque deux raies gamma émises en cascade sont détectées simultanément. On obtient alors une impulsion correspondant à la somme des énergies déposées dans le détecteur par les deux raies. Ces impulsions « sommes » se répartissent sur tout le spectre jusqu'à l'énergie maximale  $E1 + E2$ , obtenue quand les deux photons, respectivement d'énergie  $E1$  et  $E2$ , sont totalement absorbés. Un troisième pic d'absorption totale apparaît alors sur le spectre et il y a perte de comptage par « effet somme ». Le phénomène de coïncidences vraies provient à la fois de la détection simultanée  $\gamma\text{-}\gamma$  et  $\gamma\text{-X}$ . Il dépend essentiellement de deux paramètres :

- *le rendement total de détection* : il s'agit de la probabilité d'interaction avec le détecteur, partielle ou totale, d'un photon émis par la source. Elle dépend de l'angle solide de détection et de l'énergie du photon.
- *le schéma de désintégration* : l'effet est d'autant plus marqué que la probabilité d'émission de la raie considérée est faible, relativement aux autres raies.

Dans le domaine de la spectrométrie gamma des basses activités, par exemple pour la mesure d'échantillons de l'environnement, il peut s'avérer nécessaire de disposer la source (échantillon) à proximité du détecteur (au contact). Le phénomène de coïncidences vraies peut alors entraîner des pertes de comptage atteignant plusieurs dizaines de pourcents. C'est dans ce contexte, qu'on utilise le logiciel EFFTRAN pour calculer les facteurs correctifs de coïncidences vraies. Dans la plupart des domaines où l'activité de l'échantillon est suffisante, l'éloignement de la source à une distance supérieure à 200 mm permet de limiter ces corrections à quelques dixièmes de pourcents (Leconte, 2008).

La correction des coïncidences vraies par le logiciel EFFTRAN nécessite la connaissance :

- Des caractéristiques du détecteur communiqué par le constructeur Canberra (Fig.II.22) ;

- La Composition chimique du standard préparé (Tab.II.4) ;
- Des caractéristiques de la source (dimensions de la géométrie, type de matériau, et niveau de remplissage) (Fig.II.23).

Le logiciel EFFTRAN effectue le calcul des différents facteurs correctifs pour un radionucléide donné pour une géométrie bien définie. Ces facteurs correctifs changent avec le type de radionucléide et le type de la source (dimensions, densité du matériau).

<b>Detector</b>			
Crystal diameter	61.20	mm	
Crystal length	59.80	mm	End cap (housing) diameter
			76.00
			mm
Bulletization (crystal rounding) radius	2.00	mm	End cap (housing) thickness
			1.50
			mm
Top dead layer	0.10	mm	End cap (housing) material
Side dead layer	0.10	mm	aluminium
Crystal hole (cavity) length	45.00	mm	
Crystal hole (cavity) diameter	7.00	mm	Window thickness
Crystal material	Ge		0.60
			mm
			Window-to-crystal gap
			5.00
			mm
			Window material
			Carbon composite
			Mount cup (holder) thickness
			1.00
			mm
			Mount cup (holder) material
			aluminium
			Absorber diametre
			0.00
			mm
			Absorber thickness
			0.00
			mm
			Absorber material
			air
<b>Detector</b>	<b>Load</b>		
	<b>Store</b>		

Figure II.22: Caractéristiques du détecteur 1 du laboratoire d'Environnement fournies par le constructeur CANBERRA

Tableau II.4: Composition chimique du standard sédiment

Elément	Pourcentage (%)
SiO <sub>2</sub>	64,8
CO <sub>2</sub>	2,26
MgO	3,65
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	5,26
V	17,35
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2,49
CaO	2,35
K <sub>2</sub> O	0,3
Na <sub>2</sub> O	0,45
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,11
SO <sub>3</sub>	0,19
Cl	0,56
TiO <sub>2</sub>	0,12

**Source**

Source filling height	<input type="text" value="25.00"/> mm
Source material	<input type="text" value="std1sed"/>
Container diameter	<input type="text" value="80.00"/> mm
Container bottom thickness	<input type="text" value="1.00"/> mm
Container side wall thickness	<input type="text" value="1.00"/> mm
Container material	<input type="text" value="polystyrene"/>
Container-to-absorber gap*	<input type="text" value="0.01"/> mm

**Load**

---

**Store**

Figure II.23: Caractéristiques de la source (standard) utilisée

### 4.1.7. Expression des résultats

#### 4.1.7.1. Activités spécifiques et incertitudes

L'activité spécifique par unité de masse du radionucléide considéré, contenue dans les sols, sédiments et particules atmosphériques, est déterminée par la formule II.5 ci-dessous :

$$A = \frac{N_{\text{brut}} - N_{\text{bf}}}{t \cdot I \cdot \varepsilon \cdot m} \quad (\text{II} - 5)$$

Où :

A : est l'activité massique du radionucléide considéré ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),

$N_{\text{brut}}$  : est la surface brute du pic du radionucléide (nombre de coups),

$N_{\text{bf}}$  : est la surface du bruit de fond du pic du radioélément considéré,

I : est l'intensité de la raie du radionucléide,

t : est le temps de comptage (s),

$\varepsilon$  : est l'efficacité de détection de la raie du radionucléide,

m : est la masse de l'échantillon (kg).

L'activité spécifique par unité de volume du radionucléide considéré, contenue dans les aérosols et les eaux de pluies, est déterminée par la formule II.6 ci-dessous :

$$A = \frac{N_{\text{brut}} - N_{\text{bf}}}{t \cdot I \cdot \varepsilon \cdot V} \quad (\text{II} - 5)$$

Où :

A : est l'activité volumique du radionucléide considéré ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^3$ ),

$N_{\text{brut}}$  : est la surface brute du pic du radionucléide (nombre de coups),

$N_{\text{bf}}$  : est la surface de bruit de fond du pic du radionucléide considéré,

I : est l'intensité de la raie du radionucléide,

t : est le temps de comptage (s),

$\varepsilon$  : est l'efficacité de détection de la raie du radionucléide,

V : est le volume ( $\text{m}^3$ ).

Les incertitudes absolues sur les activités massiques ou volumiques sont données par les expressions II.7 & II.8 suivantes :

$$\sigma A = A \cdot \sqrt{\left(\frac{\sigma N}{N}\right)^2 + \left(\frac{\sigma \varepsilon}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\sigma I}{I}\right)^2 + \left(\frac{\sigma t}{t}\right)^2 + \left(\frac{\sigma m}{m}\right)^2} \quad (\text{II} - 7)$$

$$\sigma A = A \cdot \sqrt{\left(\frac{\sigma N}{N}\right)^2 + \left(\frac{\sigma \varepsilon}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\sigma I}{I}\right)^2 + \left(\frac{\sigma t}{t}\right)^2 + \left(\frac{\sigma V}{V}\right)^2} \quad (\text{II} - 8)$$

#### 4.1.7.2. Facteurs correctifs

En plus des facteurs correctifs dus à l'atténuation et de coïncidence vraies, d'autres facteurs sont considérés pour le calcul des activités spécifiques des radionucléides d'intérêt,

Le facteur correctif pour la décroissance du radionucléide durant le comptage, noté  $K_c$ , est donné par la formule II.9:

$$K_c = \frac{T_{1/2}}{\text{Ln}(2) \cdot t_c} \cdot \left(1 - e^{\left(\frac{\text{Ln}(2) \cdot t_c}{T_{1/2}}\right)}\right) \quad (\text{II} - 9)$$

Le facteur correctif pour la décroissance du radionucléide durant la période d'attente allant de la fin d'échantillonnage au début d'analyse, noté  $K_w$ , est donné par la formule II.10:

$$K_w = e^{\left(\frac{-\text{Ln}(2) \cdot t_w}{T_{1/2}}\right)} \quad (\text{II} - 10)$$

Le facteur correctif pour la décroissance du radionucléide durant la période d'échantillonnage appliqué aux échantillons d'aérosols et dépôts secs et /ou humides, noté  $K_s$ , est donné par la formule II.11:

$$K_s = \frac{T_{1/2}}{\text{Ln}(2) \cdot t_s} \cdot \left(1 - e^{\left(\frac{-\text{Ln}(2) \cdot t_s}{T_{1/2}}\right)}\right) \quad (\text{II} - 11)$$

#### 4.1.7.3. Activité minimale détectable (AMD)

L'AMD est un paramètre très important dans les mesures de la radioactivité par spectrométrie gamma des faibles niveaux d'activités. Le calcul de ce paramètre est effectué dans les deux cas : absence ou présence du pic du radionucléide au niveau du bruit de fond (Fig.II.24).

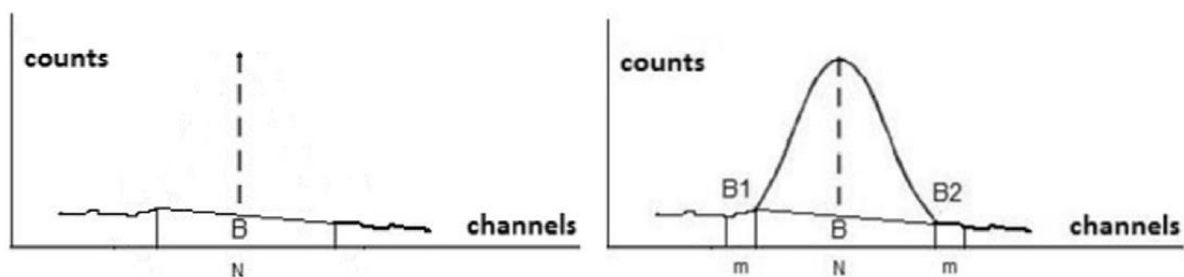


Figure II.24: Représentations théoriques en absence et en présence d'un pic de radionucléide au bruit de fond (Done et Ioan, 2016).

Dans le cas d'absence du pic du radionucléide au spectre du bruit de fond, l'AMD est donnée par la formule II.12:

$$AMD = \frac{K^2 + 2K\sqrt{2B}}{\epsilon \cdot I \cdot t} \quad (II - 12)$$

avec  $k=1.645$ ,  $B$  : bruit de fond

Dans le cas contraire, l'AMD est donnée par la formule II.13:

$$AMD_{Currie} = \frac{K^2 + 2K\sqrt{B + B\frac{N}{2m}}}{\epsilon \cdot I \cdot t} \quad (II - 12)$$

#### 4.1.8. Assurance qualité

L'assurance qualité de nos résultats a été effectuée à travers un exercice d'inter-comparaison de l'eau et un échantillon de sol certifié.

Le laboratoire de l'environnement a participé à un exercice d'inter-comparaison d'un échantillon d'eau de mer en utilisant les standards eau d'une géométrie Marinelli préparés à l'aide de l' $^{152}\text{Eu}$  et du  $^{133}\text{Ba}$ .

Les résultats de cet exercice communiqués par l'AIEA sont reportés dans le tableau II.5 en mentionnant les valeurs communiquées par le laboratoire, les valeurs assignées, et l'évaluation de la justesse et de la précision (Tab.II.5).

Tableau II.5: Résultats de l'exercice d'inter-comparaison effectué pour l'échantillon d'eau de mer

## Chapitre II : Matériels et Méthodes

Rad.	Valeurs reportées (Bq/Kg)	Valeurs assignées par l'AIEA (Bq/Kg)	Evaluation						
			Biais (%)	P (%)	Limite de justesse	justesse	Précision (activité)	Précision (incertitude)	Evaluation globale
<sup>60</sup> Co	0,317 ±0,018	0,3389 ±0,0034	-6,5	5,9	14,1	passé	Passe	Passe	Résultat accepté
<sup>137</sup> Cs	0,216 ±0,016	0,2589 ±0,0026	-16,6	7,4	16,0	Passe	Passe	Echec	Résultat non précis
<sup>134</sup> Cs	0,233 ±0,014	0,3114 ±0,0031	-25,5	6,3	12,1	Echec	Passe	Echec	Résultat Non accepté
<sup>133</sup> Ba	0,125 ±0,017	0,2481 ±0,0025	-49,6	13,2	17,2	Echec	passé	Echec	Résultat Non accepté

Suite à cet exercice, des actions correctives ont été effectuées pour les efficacités des radionucléides de faibles énergies pour être utilisées dans l'évaluation des eaux de pluies.

Un échantillon de sol d'une masse d'environ 250 g a été reçu au laboratoire pour un autre exercice d'inter-comparaison après les délais de soumission des résultats. Cet échantillon a été transvasé en deux sous échantillons de 50 et 100 g (en raison de la variation de la masse des échantillons), qui ont été utilisés par la suite pour valider les résultats des sédiments et des sols après la publication du rapport des résultats par le laboratoire de radiométrie de l'AIEA (IAEA-RML, 2018).

Les activités massiques ainsi que les incertitudes des radionucléides naturels et artificiels présents dans l'échantillon de sol sont reportés dans le tableau II.6 (AIEA, 2018).

Tableau II.6: Activités massiques certifiées des différents radionucléides présents dans l'échantillon de sol (IAEA-TEL sol 4)

Radionucléide	Activités massiques (Bq/kg) ±incertitudes
$^{40}\text{K}$	374±15
$^{60}\text{Co}$	141,8±2,7
$^{133}\text{Ba}$	56,8±0,9
$^{134}\text{Cs}$	112,2±1,6
$^{137}\text{Cs}$	64,9±1,2
$^{208}\text{Tl}$	11,7±0,4
$^{210}\text{Pb}$	485±11,6
$^{212}\text{Pb}$	32,6±1,3
$^{214}\text{Pb}$	31,2±1,5
$^{214}\text{Bi}$	31,2±1,5
$^{226}\text{Ra}$	32,6±1,5
$^{228}\text{Ra}$	32,6±1,3
$^{228}\text{Ac}$	32,6±1,3
$^{234}\text{Th}$	25±1,7
$^{235}\text{U}$	1,0±0,1
$^{241}\text{Am}$	53,1±0,9

### 4.2. Mesure de la composition minéralogique par DRX

La diffraction des rayons X (DRX) est une technique puissante, simple, rapide et non destructive permettant d'obtenir des informations détaillées sur la composition, les caractéristiques physico-chimiques, la structure cristallographique ainsi que la microstructure des matériaux (Will, 2006 ; Rahal, 2017).

C'est une méthode d'analyse qui couvre un large domaine d'applications dans la recherche et l'industrie, basée sur les rayonnements X primaires monochromatiques, pour caractériser des composés cristallisés.

Comme toute méthode, la DRX présente des avantages et quelques inconvénients. En effet, l'analyse quantitative des minéraux est difficile à réaliser. L'analyse de nos échantillons a été effectuée au niveau de la division des techniques nucléaires du CRNA.

### 4.2.1. Principe de la technique

Le principe de cette technique est basé sur la diffusion des rayons X par la matière. Ce phénomène de diffusion est le résultat d'une interaction entre le faisceau de rayons X et la matière. La propriété cristalline de cette dernière exige des directions privilégiées au faisceau de rayons X incident (Bentahar, 2016).

Le processus de diffraction des rayons X par la matière est interprété par la loi de Bragg qui consiste à déterminer les directions selon lesquelles les interférences des rayons diffusés sont constructives (pics de diffractions). Cette loi est exprimée par l'équation suivante (Cullity et Stock, 2014) :

$$2d'\sin\theta = n\lambda \quad (\text{II.14})$$

où :

$d'$  : est la distance inter-réticulaire exprimé en Å.

$n$  : est le nombre entier correspondant à l'ordre de diffraction.

$\lambda$  : est la longueur d'onde du rayonnement utilisé (nm) lié à la nature de l'anticathode.

$\theta$  : est l'angle de diffraction (°).

### 4.2.2. Appareillage

Le diffractomètre à rayons x utilisé lors de cette étude est de marque *Philips X'Pert Pro* (Fig.II.25).



Figure II.25: Diffractomètre à rayon X Philips X'Pert Pro

Ce diffractomètre est doté des éléments suivants (Philips, 2000) :

### **Tube à rayons X :**

Le tube est un élément essentiel de l'appareil. C'est la source de radiations X. La production des rayons X se fait grâce à une anode en Cuivre. Quand le filament de tungstène de la cathode est chauffé par un courant  $i$ , il y a libération d'électrons par effet joule, qui sont à leur tour accélérés sous une différence de potentielle (ddp) de haute tension, pour aller bombarder l'anode et cette dernière émet des rayonnements X.

### **Un Goniomètre :**

Le goniomètre est un appareil qui mesure l'angle  $\theta$ . Il est généralement relié au détecteur. Quand le plan du porte échantillon fait un angle  $\theta$ , le goniomètre fait un angle de  $2\theta$ .

### **Un détecteur :**

Il se trouve à la fin de la chaîne de l'appareil, solidaire avec le goniomètre. Il est basé sur l'excitation des atomes d'un gaz ou d'un solide par les photons X.

### **4.2.3. Application sur les échantillons de sol et de sédiments**

Les échantillons qui font l'objet de cette analyse ont été broyés, ce qui permet d'obtenir une granulométrie homogène. Les poudres obtenues ont été compactées sur une lame de verre afin d'obtenir une surface bien plane. Les enregistrements des diagrammes de DRX ont été réalisés à l'aide d'un diffractomètre de rayons X Phillips Xpert-pro, équipé d'une anticathode en cuivre,

utilisant une radiation monochromatique  $K\alpha$  de longueur d'onde  $\lambda = 1,5406 \text{ \AA}$ , sous une tension de 45 kV et une intensité de 40 mA .

Les balayages ont été effectués dans la plage  $2\theta$  de 5,01 à 84,99 °, avec un pas de 0,02 ° et 1,8 s pour chaque étape. Les phases ont été identifiées à l'aide du logiciel Philips Highscore.

### 4.3. Mesure de la composition chimique par WDXRF

La fluorescence à rayons X (XRF) est une technique d'analyse non destructive qui peut être utilisée pour déterminer la composition chimique d'une grande variété de types d'échantillons, y compris les solides, les liquides, les boues et les poudres libres.

La fluorescence à rayons X fournit des informations qualitatives et quantitatives sur un échantillon. Une combinaison simple d'informations sur la nature du contenu et les quantités permet également une analyse rapide (semi-quantitative).

Les systèmes de spectromètre sont généralement divisés en deux groupes principaux : les systèmes à dispersion de longueur d'onde (WDXRF) et les systèmes à dispersion d'énergie (EDXRF). La différence entre les deux résulte dans le système de détection. Les points forts de la spectrométrie WDXRF sont : la haute résolution, en particulier pour les éléments légers, les limites de détection basses, en particulier pour les éléments légers et une analyse robuste avec un rendement élevé.

La division des techniques nucléaires du CRNA a assurée l'analyse de quelques échantillons de cette thèse par la WDXRF.

#### 4.3.1. Principe de la technique

Le concept de base de tous les spectromètres est constitué des éléments suivants : une source de rayonnement, un échantillon et un système de détection. Dans les spectromètres WDXRF, le tube à rayons X, qui agit en tant que source, irradie directement un échantillon et la fluorescence provenant de l'échantillon est mesurée avec un système de détection à dispersion de longueur d'onde. Le rayonnement caractéristique provenant de chaque élément individuel peut être identifié en analysant les cristaux qui séparent les rayons X en fonction de leur longueur d'onde ou, inversement, de leurs énergies (Jenkins, 1999). La position des pics renseigne sur la nature de l'élément (analyse qualitative) alors que son intensité permet de quantifier la teneur de chaque élément (Bentahar, 2016).

### 4.3.2. Appareillage

Dans le cadre de ce travail, nous avons utilisé cette technique pour déterminer la composition chimique des sols et des sédiments marins. Cette analyse a été effectuée à l'aide de l'appareil WDXRF, *Panalytical de type Magix-Pro* (Fig.II.26).



Figure II.26: Spectromètre à rayons X Magix pro accompagné des pastilles des échantillons.

Il est constitué d'un générateur de haute tension, d'un tube de rayons X à anode Rh, d'un jeu de cristaux analyseurs, de trois (03) détecteurs solidaires à un goniomètre et d'une chaîne d'acquisition de spectres. Le tout est piloté par un logiciel, le «superq » de Panalytical.

### 4.3.3. Application sur les échantillons de sol, de particules et de sédiments marins

Une quantité de deux grammes de chaque échantillon (sols et sédiments) a été préparée sous forme de pastilles pressées à l'aide d'un liant Licowax sous une pression de 18 tonnes, et ensuite mesurée par le spectromètre à rayons X pour un temps d'analyse de 24,5 minutes.

### 4.4. Mesure de la composition ionique par chromatographie ionique

La chromatographie ionique (CI) permet de mesurer les composés ioniques (anions et cations) solubles dans les eaux de pluies prélevées au niveau des sites d'Alger et de Chréa.

Cette analyse a été effectuée au niveau du laboratoire d'hydrochimie du département de l'hydrologie isotopique et de datation du CRNA.

### 4.4.1. Principe de la technique

Le principe est fondé sur les propriétés des résines échangeuses d'ions qui permettent une fixation sélective des anions ou des cations présents dans une solution (Fritz et Cjerde, 2009). Sur la résine échangeuse d'ions conditionnée sous forme d'une colonne chromatographique, circule en permanence un éluant. On injecte une très faible quantité de la solution à analyser et les ions sont fixés sélectivement sur la colonne chromatographique. L'éluant circulant en permanence sur la colonne, les ions sont ensuite progressivement 'décrochés' en fonction de leur taille, leur charge et leur degré d'hydratation.

Chaque espèce ionique est ainsi séparée et détectée par conductimétrie à la sortie de la colonne.

La concentration de l'espèce ionique dans la solution est directement proportionnelle à la conductivité. Un supprimeur en sortie de colonne neutralise les ions de l'éluant de façon à ne détecter que les ions de l'échantillon (Bourcier, 2009).

Les principaux anions détectés sont le chlorure ( $\text{Cl}^-$ ), le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), le sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).

Les cations mesurés sont le sodium ( $\text{Na}^+$ ), l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), le potassium ( $\text{K}^+$ ), le magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) et le calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ).

### 4.4.2. Appareillage

L'analyse a été effectuée par un chromatographe ionique Dionex (DX 120) (Fig.II.27). Le DX 120, tel qu'il est décrit dans le manuel de Thermo (1998), est un système qui comprend une pompe, un détecteur et une vanne d'injection. Les composants de chromatographie telles que les colonnes, les supprimeurs ou la cellule sont fournis séparément. Ces composants sont montés à l'intérieur de la porte du DX 120. Ce dernier, peut être contrôlé par le panneau frontal localement, ou en automatisme par la station PeakNet. Cette dernière comprend un ordinateur avec une carte interface DX LAN et le logiciel PeakNet installé.



Figure II.27:Chromatographe ionique Dionex120.

Le DX 120 peut être commandé en système mono-colonne ou en bi-colonne. Le système bi-colonne permet de basculer entre deux jeux de colonnes (sélectionner mode colonne) ou entre deux éluants (sélectionner mode éluant).

### 4.4.3. Application sur les eaux de pluies

Un volume de 50 à 100 ml d'eau de pluies collectées dans les tables de collecte des deux sites est réservé pour l'analyse de la composition ionique.

Les échantillons d'eau de pluie ont été filtrés en utilisant les filtres de 0.45  $\mu\text{m}$  de porosité.

Les éluants pour les anions et les cations ont été préparés par le personnel du laboratoire à partir des solutions commerciales AS 14 Eluant concentrate et Méta Sulfonique Acide (MSA), respectivement.

Pour le dosage des anions, trois standards des différentes dilutions (1/20, 1/10, 1/1) d'une solution mère 'Seven anion standard' et pour les cations, quatre standards des différentes dilutions (1/100, 1/50, 1/10, et 1/5) à partir de la solution mère 'six cations II standard', ont été préparés respectivement.

Un volume de 1 ml de chaque échantillon filtré a été analysé par le chromatographe DX 120 pendant un temps d'analyse de 15 minutes pour les anions et de 18 minutes pour les cations.

## **Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**

## **Sous Chapitre III.1. : Radioactivité des aérosols**

## 1. Introduction

De par sa position géographique, l'Algérie en général et sa partie Nord en particulier, ne sont pas à l'abri de toute contamination radioactive provenant des pays nucléarisés voisins d'outre mer.

L'étude de la radioactivité naturelle dans l'atmosphère est très intéressante, elle permet d'estimer l'impact radiologique sur l'environnement (Jia, 2013) et sur l'homme (UNSCEAR, 2008, Bini et Bech, 2014). Les radionucléides présents dans l'atmosphère peuvent être aussi utilisés comme des traceurs pour mieux comprendre les processus physiques et chimiques intervenant dans l'atmosphère (Baskaran, 2011; Lozano et al., 2013; Krajni et al., 2014; Gordo et al., 2015). Les activités spécifiques des radionucléides dans l'atmosphère au niveau du site d'Alger ont été reportées dans l'étude préliminaire de Taieb Errahmani et Noureddine (2016).

Le niveau d'activité du  $^7\text{Be}$  dans l'atmosphère dépend de la localisation géographique, notamment l'altitude (Masarik et Beer, 1999), les paramètres météorologiques (Krajni et al., 2014) et l'activité solaire (Lal et Peters, 1967).

Les variations saisonnières n'influent pas sur le taux de production de  $^7\text{Be}$  (Pham et al., 2011), mais sur les dépôts à la surface de la terre (Dueñas et al., 2005; Āurana et al., 1996; Mcneary et Baskaran, 2003).

Les variations saisonnières de  $^7\text{Be}$  telles que décrites par Feely et al. (1989) sont influencées par les variations du taux de renouvellement de l'air entre les couches de production atmosphérique, du taux de mélange vertical dans la troposphère aux moyennes latitudes, du transport en haute latitude et des taux de précipitations pour le lavage des aérosols.

Le  $^{210}\text{Pb}$  est continuellement émané par les sols dans l'atmosphère et adsorbé sur des aérosols. Il diminue dans l'air avec l'altitude en raison de son origine terrestre.

Il est bien connu que les facteurs météorologiques jouent un rôle clé dans les variations temporelles des radionucléides dans l'atmosphère (Lozano et al., 2012).

Les radionucléides sont éliminés de l'atmosphère par la dispersion due aux vents, ainsi que par les dépôts secs et/ou humides dans d'autres milieux environnementaux.

Les rétro-trajectoires ont été utilisées pour des travaux antérieurs sur la radioactivité des aérosols (Toledano et al., 2008). Lors de l'analyse des rétro-trajectoires, l'hypothèse principale est qu'il existe un lien entre l'origine de la masse d'air (et / ou le trajet) et les observations d'aérosol au site récepteur (Toledano et al., 2008).

## Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie

### Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols

---

Afin de déterminer l'influence des masses d'air sur les activités des radionucléides adsorbés sur les aérosols, il est nécessaire de classer leurs origines et leurs voies de pénétration. De cette manière, la technique de regroupement appelée aussi classification non supervisée du modèle HYSPLIT est une technique utile pour classer l'origine et les voies de pénétration des masses d'air (Chham et al., 2017, Pinero-Garcia et al., 2015).

Les objectifs de ce travail portant sur la radioactivité des aérosols sont essentiellement liés à l'étude des variations temporelles des radionucléides dans les aérosols sur une période de 4 ans, la recherche du lien entre les radionucléides d'intérêt et certains paramètres météorologiques, afin d'enquêter sur les processus à la base des variations temporelles, ainsi que l'étude de l'influence des masses d'air ( et voies de pénétration) à l'origine de fortes concentrations ( activités) des deux radionucléides naturels ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$ ) sur le site de surveillance d'Alger.

#### **2. Données des activités spécifiques des radionucléides d'intérêt des deux sites d'étude**

Les activités spécifiques du  $^{210}\text{Pb}$  exprimées en  $\text{mBq.m}^{-3}$  varient de 0.13 à 1.7 avec une moyenne de 0,65 à Alger et de 0,15 à 1,13 avec une moyenne de 0,49 à Chréa (Tab.III.1.1).

Les activités spécifiques du  $^7\text{Be}$  en  $\text{mBq.m}^{-3}$  varient de 1,58 à 18,65 avec une moyenne de 5,75 à Alger et de 1,14 à 23,24 avec une moyenne de 7,51 à Chréa (Tab.1).

Le rapport moyen  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$  pour les sites d'Alger et de Chréa est de l'ordre de 10,06 et 15,93, respectivement.

Le rapport des niveaux d'activité entre le  $^7\text{Be}$  et le  $^{210}\text{Pb}$  permet de renseigner sur l'origine des masses d'air en fonction des origines différentes de ces deux radionucléides (Likuku, 2006).

Le  $^{137}\text{Cs}$  n'a pas été détecté dans les aérosols des deux sites d'Alger et de Chréa, et ses concentrations sont inférieures aux activités minimales détectables, de l'ordre de  $6,13\mu\text{Bq.m}^{-3}$ , et  $0,01\text{ mBq.m}^{-3}$ , respectivement. Cette différence de limite de détection entre les deux sites est principalement due aux volumes d'air prélevée ainsi qu'aux filtres utilisés.

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

---

Tableau III.1.1: Paramètres statistiques des activités spécifiques des radionucléides dans les aérosols au niveau des deux sites d'étude

Sites (Périodes)	Rad. (mBq/m <sup>-3</sup> )	Min	Max	Méd.	Moy.arith	Moy.géom.	Ecart- Type
Alger (Juin 2014- Juin 2018)	<sup>210</sup> Pb	0,13	1,70	0,64	0,65	0,57	0,31
	<sup>7</sup> Be	1,58	18,65	5,62	5,75	5,41	2,12
	<sup>7</sup> Be/ <sup>210</sup> Pb	3,91	25,49	9,19	10,06	9,35	4,20
Chrèa (Nov. 2017- Fév.2018)	<sup>210</sup> Pb	0,15	1,13	0,42	0,49	0,42	0,28
	<sup>7</sup> Be	1,14	23,24	5,91	7,51	6,17	4,95
	<sup>7</sup> Be/ <sup>210</sup> Pb	4,76	32,63	13,36	15,93	14,54	7,88

Plusieurs études ont été menées autour de la Méditerranée afin d'étudier les variations temporelles des concentrations des radionucléides <sup>7</sup>Be et <sup>210</sup>Pb dans l'air et leurs comportements (Tab.III.1.2).

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

Tableau III.1.2: Niveaux d'activités ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$ ) et le rapport  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$  avec des travaux antérieurs en région méditerranéenne

Localisation, Pays	Altitude (m)	Période	$^7\text{Be}$ (mBq.m <sup>-3</sup> ) (min –max)	$^{210}\text{Pb}$ (mBq.m <sup>-3</sup> ) (min –max)	$^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ (min-max)	Références
Alger, Algérie	162 *	Juin2014- Juin2018	1,56-18,65	0,13-1,70	3,9-25,5	Présente étude
Chrèa, Algérie	1500*	Nov.2017- Fév.2018	1,14-23,24	0,15-1,13	4,76-32,63	Présente étude
Monaco	45 **	1998-2010	0,93-13,1	0,22-2,82	1-37	(Pham et al., 2011)
Malaga, Espagne	12 **	2000-2006	2,47-14,9	0,24-1,44	4,5-25,7	(Dueñas et al., 2009)
Thessalonique, Grèce	20**	1987-2001	0,47-12,7	0,108-1,98	NA	Ioannidou et al.,2005
Opme station, France	660 *	Oct.2004- Juil.2008	1,73-7,73	0,33-1,13	NA	(Bourcier et al., 2011)
Baraka, Belgrade, Serbia	205 *	1996-2001	0,6-18,3	0,109-1,15	1,7-12,7	(Todorovic et al., 2005)
Montagne Cimone, Italie	2165 *	1998-2011	0,05-15,8	0,05-2,30	0,5-127,8	(Tositti et al., 2014)

\* à partir du niveau de la mer      \*\* à partir du sol

Bien que l'origine des deux radionucléides est différente (Cosmogénique pour le  $^7\text{Be}$  et terrigène pour le  $^{210}\text{Pb}$ ), ces deux radionucléides présentent des corrélations positives significatives (Fig.III.1.1), ce qui confirme le même comportement au sein du compartiment atmosphérique. Ces radionucléides se fixent sur les aérosols fins et s'éliminent par les processus physiques de dépôts secs et humides.

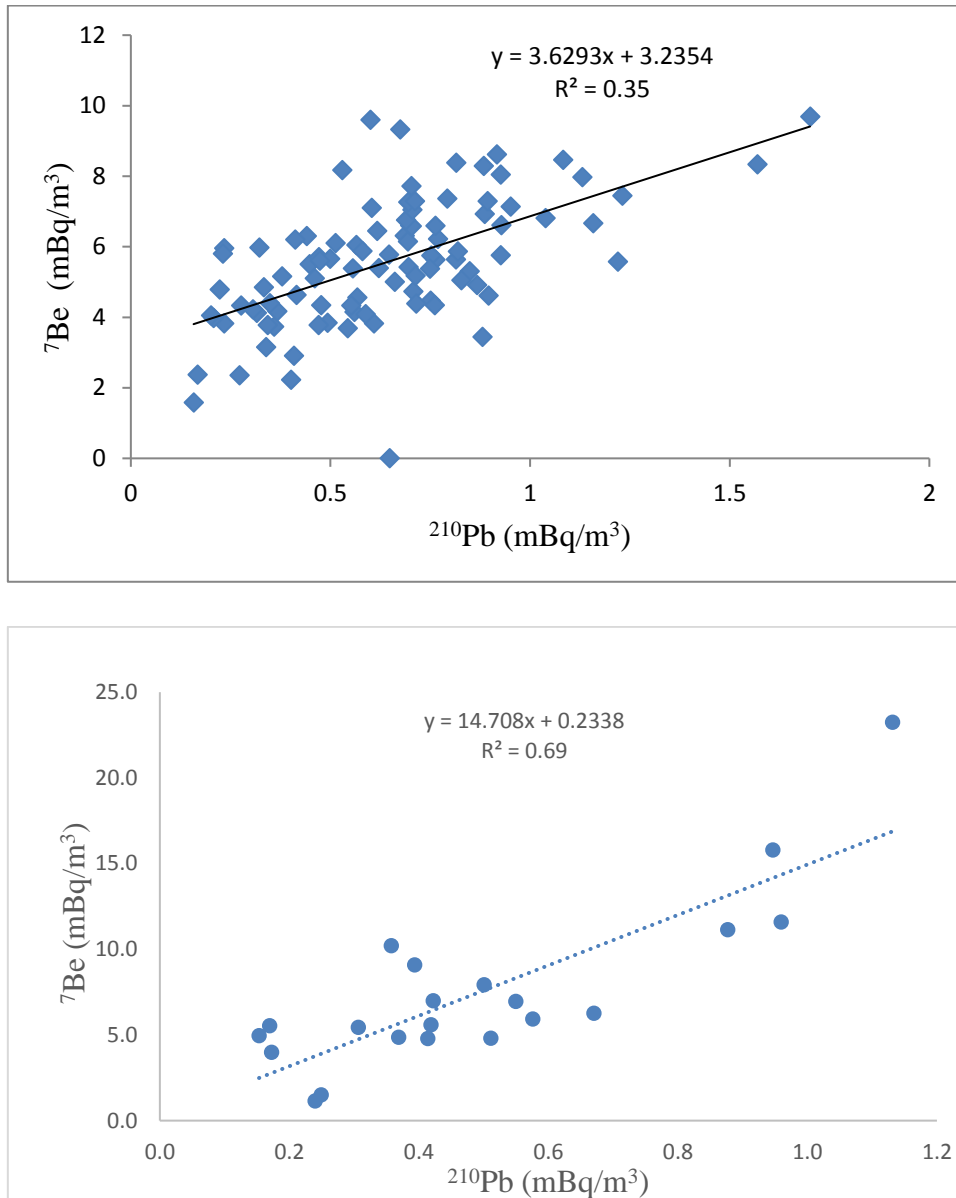


Figure III.1.1: Corr elation entre les activit es sp ecifiques du  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$  dans les sites d'Alger et Chr ea

### 3. Variations temporelles des radionucl eides dans les a erosols des deux sites de surveillance

Ce titre donne un aperçu sur les variations saisonni eres des activit es du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  dans les a erosols des deux sites, Alger et Chr ea, durant les p eriodes allant de juin 2014  a juin 2018 et de Novembre 2017  a f evrier 2018, respectivement.

### 3.1. Site d'Alger

Le radionucléide  $^7\text{Be}$  montre des activités spécifiques maximales en été et minimales en hiver (Fig.III.1.2).

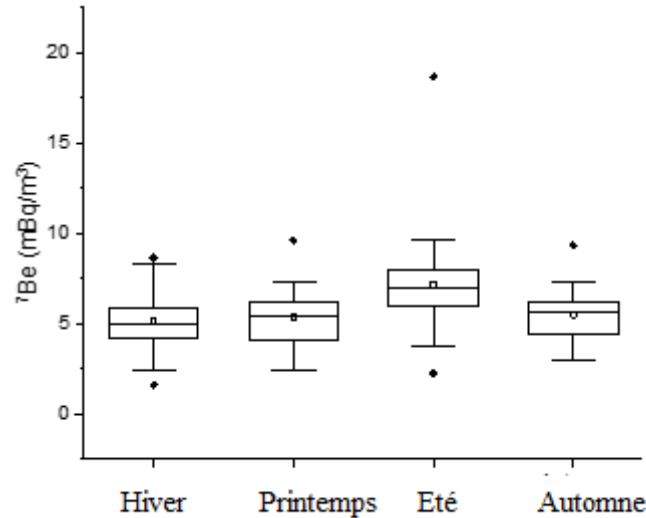


Figure III.1.2: Variations saisonnières des activités spécifiques du  $^7\text{Be}$  au site d'Alger

Les activités élevées du  $^7\text{Be}$  dans les mois de l'été sont dues à l'augmentation du taux de transport vertical des masses d'air dans la troposphère. Ce transport vertical véhicule les activités élevées du  $^7\text{Be}$  produites en troposphère supérieure vers les couches de surface. Les activités spécifiques du  $^7\text{Be}$  sont plus élevées au printemps qu'en automne et en hiver, ce qui est dû à l'amincissement de la tropopause dans les altitudes moyennes, résultant d'un échange d'air entre les couches de la stratosphère et celle de la troposphère durant la période allant de la fin de l'hiver vers le début du printemps.

Les activités spécifiques du  $^{210}\text{Pb}$  montrent une variation saisonnière marquée avec des valeurs les plus élevées en été et les plus faibles en hiver et en printemps (Fig.III.1.3).

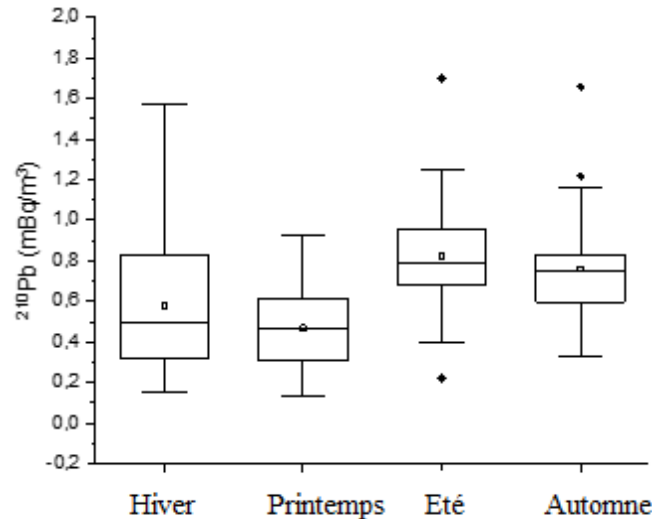


Figure III.1.3: Variations saisonnières des activités spécifiques du <sup>210</sup>Pb au site d'Alger

Ce comportement relatif au <sup>210</sup>Pb a été déjà observé au site d'Alger durant la période de l'étude allant d'octobre 2011 à octobre 2012 (Taieb Errahmani et Noureddine, 2016).

L'émanation du <sup>222</sup>Rn de la surface de la terre vers l'atmosphère donne naissance au <sup>210</sup>Pb dont sa concentration dépend des conditions météorologiques locales qui affectent son taux d'émanation (Pham et al., 2011).

Les valeurs les plus élevées du <sup>210</sup>Pb en été peuvent être associées aux conditions fréquentes d'inversion des couches d'air de surface, entraînant une accumulation de radon et ses produits de désintégration dans l'air au niveau du sol, tandis que les valeurs relativement faibles enregistrées pendant l'hiver pourraient être dues à l'émanation faible du radon d'un sol gelé (Ashrafi et al., 2014).

De plus, les périodes des concentrations élevées du <sup>210</sup>Pb coïncident avec la saison sèche, tandis que les concentrations les plus faibles sont associées aux périodes pluvieuses durant le printemps et l'hiver.

L'absence des précipitations pendant la période estivale provoque une augmentation de la concentration du <sup>210</sup>Pb en raison à la fois de l'absence des processus d'absorption et de précipitations (scavenging) du <sup>210</sup>Pb et aussi de la remise en suspension des particules du sol par les conditions climatiques (vents). Une augmentation des précipitations conduit à une diminution des concentrations du <sup>210</sup>Pb dans l'air (Pham et al., 2011).

### 3.2. Site de Chr ea

En raison de la courte p eriodes de surveillance (4 mois) due aux conditions pratiques de terrain (coupures de courant), la variation temporelle des deux radionucl eides ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$ ) a  et e donn ee  a titre indicatif.

Les activit es minimales et maximales des deux radionucl eides ont  et e d etect ees durant le mois de novembre 2017 et  a la fin du mois de janvier 2018 (Fig.III.1.4).

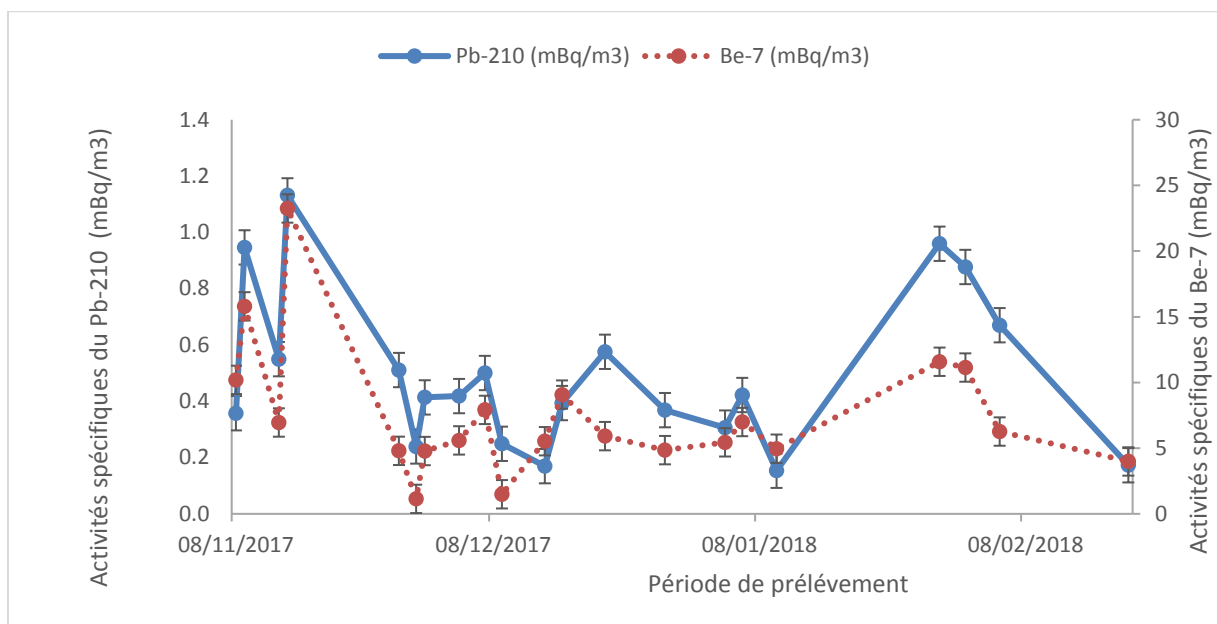


Figure III.1.4: Variations temporelles des activit es sp ecifiques du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  dans les a erosols du site de Chr ea

#### 4. Influence des param etres m et eorologiques et de l'activit e solaire sur les activit es sp ecifiques des radionucl eides

Les param etres m et eorologiques jouent un r ole consid erable dans le transport des radionucl eides d'origine naturelle et artificielle.

#### 4.1. $^7\text{Be}$ et l'activité solaire

L'indicateur le plus connu de l'activité solaire est le nombre de taches solaires (SSN). Cet indicateur est inversement corrélé à l'intensité des rayons cosmiques, qui influencent directement la production du  $^7\text{Be}$ . Les données du nombre de taches solaires ont été prise du site du centre d'analyse des données d'influence solaire affilié à l'observatoire royal de la Belgique ([www.sidc.oma.be](http://www.sidc.oma.be)).

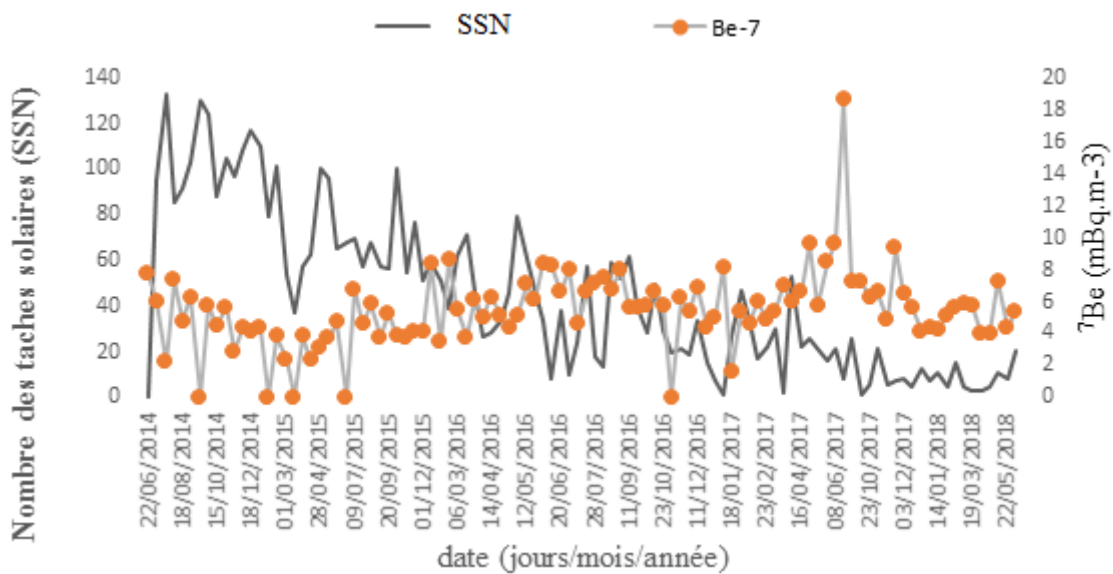


Figure III.1.5: Variations des activités du  $^7\text{Be}$  dans l'air au site d'Alger et le nombre de taches solaires au cours de la période de l'étude.

La figure III.1.5 montre clairement la présence d'une anti-corrélation entre les activités du  $^7\text{Be}$  et le nombre de taches solaires (le coefficient de corrélation négative est de -0,33, tandis que le degré de confiance (p) est de 0,001). Des corrélations négatives similaires ont été déjà trouvées dans d'autres travaux, à savoir : Ioannidou et al (2005) à Thessalonique en Grèce ( $r = -0,81$ ) durant la période allant de 1987 à 2001, Pham et al, (2011) à Monaco ( $r = -0,78$ ,  $P < 0,001$ ) durant la période allant de 1998 à 2010.

Pendant les périodes de forte activité solaire, l'intensité du vent est également plus élevée, ce qui renforce l'effet de l'affaiblissement du rayonnement cosmique. Cela peut se traduire dans la variabilité de la concentration du  $^7\text{Be}$  comme un élément d'origine cosmogénique dans la couche de l'air de surface (Krajny et al., 2014).

#### 4.2. Paramètres météorologiques

Plusieurs études ont été déjà effectuées afin de déterminer la relation entre les paramètres météorologiques et les activités spécifiques des radionucléides dans l'air (Dueñas et al., 1999; Likuku 2006; Pham et al, 2011, Tositti et al, 2014, Krajni et al., 2014).

Les activités spécifiques du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  ont été corrélées avec les paramètres météorologiques pour mieux étudier la contribution de la température et la quantité de précipitations à la variabilité des activités des radionucléides dans le site d’Alger.

Les coefficients de corrélation (r) et le degré de confiance (p) entre les activités spécifiques et les facteurs météorologiques sont reportés dans le tableau III.1.3.

Tableau III.1.3: Coefficients de corrélation et degrés de confiance entre les activités du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  dans les aérosols, la température et les précipitations.

Paramètre météorologique	$^7\text{Be}$		$^{210}\text{Pb}$	
	r	Valeur P	r	Valeur P
Température (°C)	0,24	0,0178	0,44	<0,0001
Précipitations (mm)	-0,30	0,0027	-0,43	<0,0001

#### 4.3. Influence de la température sur l'activité des radionucléides

Sur la base des valeurs des coefficients de corrélation linéaire (r) et le degré de confiance (p), les radionucléides naturels montrent des corrélations significatives ( $p < 0,05$ ) et positives (0,24 pour  $^7\text{Be}$  et 0,44 pour  $^{210}\text{Pb}$ ) avec la température de l’air.

Ces deux radionucléides présentent les mêmes variations saisonnières que la température, avec des valeurs maximales en été et minimales en hiver (Figures III.1.2, III.1.3 et III.1.6).

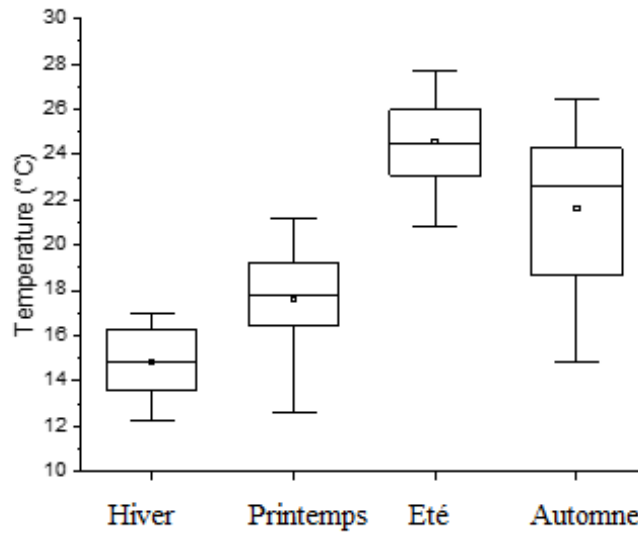


Figure III.1.6: Variations saisonnières de la température de l'air au site d'Alger au cours de la période d'étude.

#### 4.4. Influence des précipitations sur la concentration de l'activité

Ce travail a montré que les activités spécifiques des deux radionucléides  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$  dans l'air diminuent avec l'augmentation des précipitations (Figures III.1.2, III.1.3 et III.1.7).

En se basant sur les valeurs des coefficients de corrélation linéaire ( $r$ ) et du degré de confiance ( $p$ ), les radionucléides naturels montrent des corrélations significatives ( $p < 0,05$ ) et négatives avec les quantités de précipitations ( $-0,30$  pour  $^7\text{Be}$  et  $-0,43$  pour  $^{210}\text{Pb}$ ).

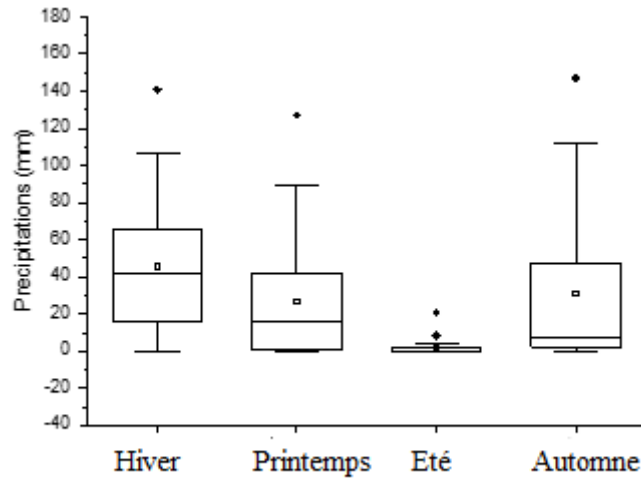


Figure III.1.7: Variations saisonnières de la quantité de précipitations au site d'Alger au cours de la période d'étude.

#### 4.5. Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée sur les données des activités spécifiques des radionucléides naturels, les paramètres météorologiques (température et précipitations) et le nombre de taches solaires en utilisant l'espace pivoté 'Varimax'. Les résultats indiquent que les comportements des radionucléides dans l'air sont représentés par deux facteurs expliquant un pourcentage de l'ordre de 73,14% de la variance totale entre les différents paramètres (Fig.III.1.8).

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

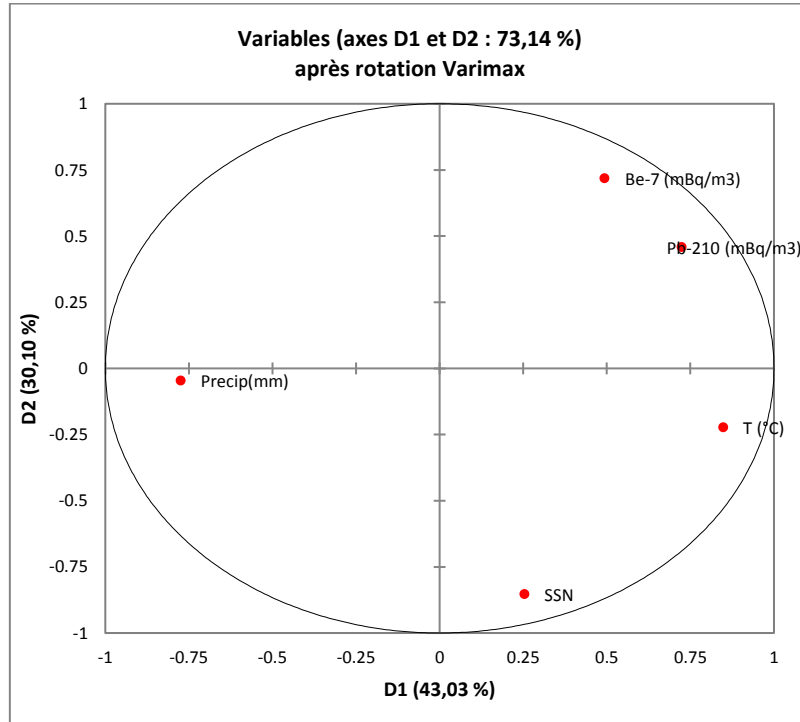


Figure III.1.8: Analyse en composantes principales appliquée aux données des radionucléides, paramètres météorologiques et activité solaire

Les résultats des différentes corrélations entre les variables et les deux facteurs D1 & D2 à l'aide de l'espace pivoté ' Varimax ' sont reportés dans le tableau III.1.4.

Tableau III.1.4: facteurs de l'ACP

	D1	D2
<sup>210</sup> Pb(mBq/m <sup>3</sup> )	0,72	0,45
<sup>7</sup> Be(mBq/m <sup>3</sup> )	0,49	0,71
T (°C)	0,84	-0,22
Precip.(mm)	-0,77	-0,04
SSN	0,25	-0,85

Le facteur 1 (D1), comme il est indiqué sur la figure III.1.8, explique un pourcentage de 43,03% de la variance totale des données. Ce facteur est corrélé positivement avec le <sup>210</sup>Pb (0,72), la température (0,84) et négativement avec la quantité de précipitations (-0,77) (Tab.III.1.4).

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

---

Les variables ( $^{210}\text{Pb}$  et la température) sont situées, respectivement, dans le quadrant droit supérieur et inférieur, tandis que la variable (quantité de précipitations) est située dans le quadrant inférieur gauche de l'axe (Fig.III.1.8).

Le facteur 2 (D2) explique un pourcentage de 30,10% de la variance totale. Ce facteur est corrélé négativement avec le nombre de taches solaires (-0,85), située dans le quadrant inférieur droit, et positivement avec le  $^7\text{Be}$  (0,71), situé dans le quadrant supérieur droit (Fig.III.1.8, Tab.III.1.4).

Si nous analysons la nature des variables qui composent le facteur 1, il est démontré que cela est un facteur qui relie le  $^{210}\text{Pb}$  positivement avec la température et négativement avec la quantité de précipitations. Ce résultat fait preuve de l'influence du facteur thermique et le processus de scavenging des pluies sur les activités du  $^{210}\text{Pb}$  au site d'Alger avec une corrélation négative.

Le facteur 2 est plutôt un facteur qui relie le  $^7\text{Be}$  avec le nombre de taches solaires, ce qui confirme que l'activité solaire a une influence uniquement sur le radionucléide cosmogénique.

### 5. Etude comparative des niveaux de radioactivité entre les deux sites de surveillance

La comparaison des activités spécifiques des radionucléides ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$ ) entre les deux sites a été effectuée uniquement durant la période d'échantillonnage contemporaine allant de Novembre 2017 à Février 2018 (Tab.III.1.5).

Tableau III.1.5 : Paramètres statistiques des activités spécifiques du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  ( $\text{mBq}/\text{m}^3$ ) dans les deux sites durant la période contemporaine entre les deux sites.

Sites	Rad.	Moy.	Ecart type	Moy.Géom.	Min.	Médiane	Max.
Alger	$^{210}\text{Pb}$	0,49	0,15	0,47	0,30	0,48	0,71
	$^7\text{Be}$	5,57	1,51	5,42	4,17	5,39	9,32
	$^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$	11.73	2.16	11.53	7.25	11.61	14.56
Chr�ea	$^{210}\text{Pb}$	0,49	0,28	0,42	0,15	0,42	1,13
	$^7\text{Be}$	7,51	4,95	6,17	1,14	5,91	23,24
	$^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$	15.93	7.88	14.54	4.76	13.36	32.63

### Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie

#### Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols

Les activités spécifiques du  $^{210}\text{Pb}$  durant la période contemporaine varient de 0,30 à 0,71 mBq/m<sup>3</sup> à Alger et de 0,15 à 1,13 mBq/m<sup>3</sup> à Chréa.

Les activités spécifiques du  $^7\text{Be}$  varient de 4,17 à 9,32 mBq/m<sup>3</sup> et de 1,14 à 23,24 mBq/m<sup>3</sup> dans les sites d'Alger et de Chréa, respectivement.

Le rapport moyen  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$  est trouvé plus élevé à Chréa qu'Alger, ce qui nous informe sur l'origine marine des masses d'air de Chréa (concentrations élevées du  $^7\text{Be}$  et faibles du  $^{210}\text{Pb}$ )

Afin de comparer les niveaux d'activités des radionucléides d'intérêt entre les sites des différentes altitudes, une représentation graphique des boîtes et des diagrammes de quartiles (box plots) a été effectuée (Fig.III.1.9).

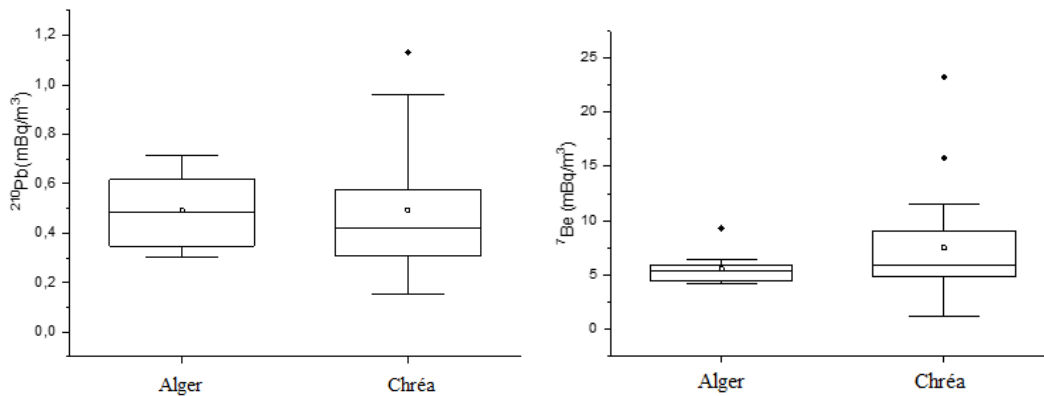


Figure III.1.9 : variations spatiales des niveaux d'activités du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^7\text{Be}$  au cours de la période contemporaine.

Les résultats trouvés peuvent être expliqués par la différence d'altitude entre les deux sites et par l'origine différente des deux radionucléides. Le  $^7\text{Be}$  à une origine cosmogénique, sa concentration décroît de la troposphère supérieure à la troposphère moyenne et inférieure, ce qui explique que les activités mesurées à Chréa soient plus élevées par rapport à celles d'Alger.

Le  $^{210}\text{Pb}$  à une origine tellurique, sa concentration diminue depuis le sol jusqu'à la troposphère supérieure.

## **Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**

### **Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

---

Le maximum d'activité spécifique du  $^{210}\text{Pb}$  enregistré au niveau du site Chréa pour la période contemporaine peut être expliqué par la remise en suspension des sols en raison des conditions météorologiques extrêmes et l'emplacement du préleveur (installé à 0.5 m du sol).

Les fréquences des deux radionucléides ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$ ) dans les deux sites sont représentées par des distributions statistiques non normales.

A ce titre, les analyses de signification de différences entre les activités du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  dans les deux sites ont été réalisées au moyen du test statistique Mann-Whitney U.

Les valeurs p du test de Mann-Whitney pour les activités du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^7\text{Be}$  des deux sites sont de l'ordre de 0,72 et 0,30, respectivement. Statistiquement parlant, ces résultats indiquent l'absence de différences significatives entre les activités du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^7\text{Be}$  au niveau des deux sites.

#### **6. Influences des masses d'air dans les deux sites de surveillance**

La modélisation des rétro-trajectoires des masses d'air qui arrivent aux sites de surveillance permet de déterminer l'origine des concentrations élevées des radionucléides naturels véhiculés par ces masses d'air en absence d'une radioactivité artificielle.

Dans ce contexte, l'ensemble des mesures des radionucléides dans les aérosols effectués durant la période allant du mois de juin 2014 au mois de juin 2018 constitue une base de données pour le site d'Alger, et du mois de novembre 2017 au mois de février 2018 pour le site de Chréa.

Nous avons appliqué deux critères statistiques de sélection des activités spécifiques (concentrations) élevées : Quartiles 90 (Q90) pour le site d'Alger et Quartiles 75 (Q75) pour le site de Chréa (très peu de données).

Le Q90 calculé dans la base de données du  $^{210}\text{Pb}$  est de l'ordre de 0,994 mBq/m<sup>3</sup> tandis que pour la série du  $^7\text{Be}$ , il est de l'ordre de 8,18 mBq/m<sup>3</sup>.

Le Q75 calculé dans la base de données du  $^{210}\text{Pb}$  est de l'ordre de 0,57 mBq/m<sup>3</sup> tandis que pour la série du  $^7\text{Be}$ , il est de l'ordre de 9,07 mBq/m<sup>3</sup>.

Les périodes durant lesquelles les activités des deux radionucléides dépassent les valeurs des quartiles Q90 sont considérées comme des périodes des activités élevées au niveau du site d'Alger (Tab.III.1.6).

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

Tableau III.1.6 : Périodes correspondantes aux activités élevées du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^7\text{Be}$  au site d'Alger

Filtre N°	Périodes ( $^7\text{Be} > 8,1752 \text{ mBq/m}^3$ )	Filtre N°	Périodes ( $^{210}\text{Pb} > 0,994 \text{ mBq/m}^3$ )
34	01/12/2015 - 20/12/2015	34	01/12/2015 - 20/12/2015
36	18/02/2016 - 25/02/2016	56	15/08/2016 - 31/08/2016
47	26/05/2016 - 02/06/2016	57	31/08/2016 - 11/09/2016
48	02/06/2016 - 09/06/2016	60	02/10/2016 - 13/10/2016
70	05/01/2017 - 10/01/2017	62	23/10/2016 - 06/11/2016
80	16/04/2017 - 08/05/2017	82	25/05/2017 - 01/06/2017
82	25/05/2017 - 01/06/2017	83	01/06/2017 - 08/06/2017
83	01/06/2017 - 08/06/2017	84	08/06/2017 - 15/06/2017
84	08/06/2017 - 15/06/2017	/	/
90	16/11/2017 - 23/11/2017	/	/

Les périodes durant lesquelles les activités des deux radionucléides dépassent les valeurs des quartiles Q75 sont considérées comme des périodes d'activités élevées au niveau du site de Chréa (Tab.III.1.7).

Tableau III.1.7: Périodes correspondantes aux activités élevées du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^7\text{Be}$  au site de Chréa

Filtre N°	Périodes ( $^7\text{Be} > 9,07 \text{ mBq/m}^3$ )	Filtre N°	Périodes ( $^{210}\text{Pb} > 0,57 \text{ mBq/m}^3$ )
1	06/11/2017-08/11/2017	2	08/11/2017-09/11/2017
2	8/11/2017-9/11/2017	4	13/11/2017-14/11/2017
4	13/11/2017-14/11/2017	15	20/11/2017-21/11/2017
13	14/12/2017-16/12/2017	25	25/01/2018-29/01/2018
25	25/01/2018-29/01/2018	26	29/01/2018-01/02/2018
26	29/01/2018-01/02/2018	27	01/02/2018-05/02/2018

La version 4 du modèle HYSPLIT (Draxler et Hess, 1998) a été choisie pour déterminer le parcours des masses d'air dans cette étude.

### Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie

#### Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols

---

Ce modèle est l'un des outils les plus utilisés pour le calcul des rétro-trajectoires et pour la **classification statistique non-supervisée** (Clusters) (Jorba et al., 2004, Borge et al., 2007, et Toledano al., 2009, Hernández-Ceballos et al., 2013).

Plusieurs études ont déjà été réalisées en région méditerranéenne à l'aide des rétro-trajectoires et la classification **statistique non-supervisée** (Clustering) pour étudier l'influence de l'origine et les voies des masses d'air sur les variations temporelles des concentrations du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  (Hernandez et al., 2008, Bourcier et al. 2011, Dueñas et al., 2011, Piñero-Garcia et al., 2015, Hernandez-Ceballos et al., 2016, Brattich et al., 2017, Hernandez-Ceballos et al., 2017, Chham et al., 2017).

Pour chaque site d'échantillonnage, les rétro-trajectoires ont été calculées à trois niveaux d'altitudes dans le but de comprendre l'origine et le comportement vertical des masses d'air.

Le site d'Alger est situé à une altitude de 162 m par rapport au niveau de la mer. Les trois altitudes choisies pour mieux comprendre les mouvements des masses d'air au site d'Alger sont : 100 m, 500 m et 1500 m.

Le site de surveillance à 'Chr a' se situe sur une altitude de 1500 m. Pour mieux comprendre les mouvements des masses d'air dans ce site, deux autres altitudes (1000 m et 3000 m du niveau de la mer) ont été considérées.

Les dates représentatives des périodes de concentrations élevées (Tableaux III.1.6 et III.1.7), les fichiers des données météorologiques, les coordonnées géographiques des sites constituent le fichier de configuration du modèle HYSPLIT.

Les rétro-trajectoires de quatre jours (96 h) ont été calculées pour chaque jour des différentes périodes citées dans les tableaux III.1.6 et III.1.7 dans quatre intervalles de temps (00, 06, 12 et 18h UTC)   différentes altitudes pour chaque site (100, 500 et 1500m pour Alger, 1000,1500 et 3000 m pour Chr a).

Cette opération a généré un nombre élevé de rétro-trajectoires pour chaque altitude de chaque site pour un radionucléide donné (site d'Alger : 408 rétro-trajectoires pour le  $^7\text{Be}$  et 388 pour le  $^{210}\text{Pb}$ , site de Chr a : 64 rétro-trajectoires pour le  $^7\text{Be}$  et 72 pour le  $^{210}\text{Pb}$ ).

**Chapitre III : Radioactivité dans l’atmosphère au Nord de l’Algérie**  
**Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

L’objectif de la **classification statistique non-supervisée** (cluster ou grappe) est de minimiser les différences entre les trajectoires d'un cluster et de maximiser les différences entre les différents clusters (Lozano et al., 2012),

Le nombre optimal de grappes (clusters) qui correspond au nombre des masses d’air a été choisi en tenant compte de la variation en pourcentage du paramètre ‘ variance spatiale totale (TSV) ’au point de rupture (Stunder, 1996) avec un nombre statistiquement significatif de clusters (Tab.III.1.8). Les rétro-trajectoires pour chaque altitude sont indépendamment regroupées en 3 à 5 clusters.

Tableau III.1.8: Informations relatives à la classification statistique non supervisée des différentes rétro-trajectoires générées

Site	Période	Alt. (m)	<sup>7</sup> Be			<sup>210</sup> Pb		
			Nombre			Nombre		
			jours	Traject.	cluster	jours	Traject.	cluster
Alger (162m)	Juin 2014- Juin 2018	100	102	408	5	97	388	4
		500	102	408	5	97	388	5
		1500	102	408	5	97	388	3
Chrèa (1500m)	Nov.2017- Féb.2018	1000	16	64	4	18	72	4
		1500	16	64	3	18	72	4
		3000	16	64	3	18	72	3

**Cas du <sup>210</sup>Pb**

En se basant sur les résultats de la technique de classification non supervisée (Cluster), les masses d'air atteignant les deux sites qui ont contribué à l'augmentation des activités spécifiques du <sup>210</sup>Pb ( > 0,99 mBq / m<sup>3</sup> à Alger et > 0,57 mBq / m<sup>3</sup> à Chrèa ) peuvent être divisées en quatre groupes:

**Groupe A : Trajectoires du Nord:**

Les masses d’air arrivant au site d’Alger prennent origine du Nord de l’océan Atlantique et traversent l’Europe du Nord avec des fréquences de contribution par rapport à l’ensemble des

## **Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**

### **Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

---

masses d'air de l'ordre de 14%, 14% et 17% correspondant aux altitudes de 100 m, 500 m et 1500 m, respectivement (Figure III.1.10).

Deux masses d'air à 1500 m d'altitude sont identifiées à Chréa : masses d'air arctiques provenant de la latitude de 60 ° N avec une fréquence de contribution de 39 % et des masses d'air polaires du Nord de l'océan Atlantique au-dessus de 40 ° N avec une fréquence de 22%.

Les trajectoires des masses d'air arctiques sont rapides et présentent la contribution la plus importante, elle est de l'ordre de 39 % au site de Chréa à 1500 m, tandis qu'à 3000 m, les masses d'air polaires présentent la contribution la plus élevée, elle est de l'ordre de 51% (Figure III.1.11).

#### **Groupe B : Trajectoires de l'Ouest:**

L'influence des masses d'air en provenance de la péninsule ibérique est observée uniquement pour le site d'Alger, avec des fréquences de l'ordre de 34 %, 26 % et 41 % pour les altitudes de 100 m, 500 m et 1500 m, respectivement.

Selon les travaux de Lozano et al., (2012), l'arrivée des masses d'air au site d'El Arenosillo en Espagne qui ont des origines méditerranéennes et sahariennes dans les environs de la péninsule ibérique contribuent à l'augmentation de la concentration du  $^{210}\text{Pb}$ .

#### **Groupe C : Trajectoires de la Méditerranée:**

La contribution des flux d'air de la Méditerranée a été observée uniquement pour le site d'Alger aux deux altitudes de 100 m et 500 m avec des fréquences de contribution de 38 % et de 24 %, respectivement (Figure III.1.10).

Cette diminution de contribution est déterminée par les caractéristiques thermiques de la mer Méditerranée, qui est capable de générer des flux d'air à des niveaux inférieurs plutôt qu'aux niveaux supérieurs de l'atmosphère (Hernandez-Ceballos et al., 2013).

La mer Méditerranée est considérée comme un réservoir important des masses d'air âgées affectant principalement les activités du  $^{210}\text{Pb}$  (Brattich et al., 2016).

**Groupe D : Trajectoires locales et du Sud**

Dans les deux sites de surveillance, l'influence des flux d'air locaux et venant du Sud a été observée. Les masses d'air de ce groupe au site d'Alger représentent une contribution de 14% des trajectoires à 100 m, 8% à 500 m et 42% à 1500 m (Figure III.1.10).

Deux masses d'air ont été identifiées séparément pour Chréa : les trajectoires locales et celles relatives au sud. Les trajectoires locales contribuent de 15% à 17% et celles du sud de 15% à 22%, aux altitudes de 1000 et 1500 m, respectivement (Figure III.1.11).

Au site El Arenosillo en Espagne, les régions qui contribuent principalement à l'élévation des activités du  $^{210}\text{Pb}$  sont surtout l'Afrique du Nord à 1500 m d'altitude et l'Europe centrale (Brattich et al., 2016).

La masse d'air identifiée à 1500 m au site d'Alger est la plus dominante par rapport à celle identifiée à Chréa à 3000 m en combinant les contributions des masses d'air locales et celles du Sud qui sont de l'ordre de 42% (Figures III.1.10 & III.1.11).

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

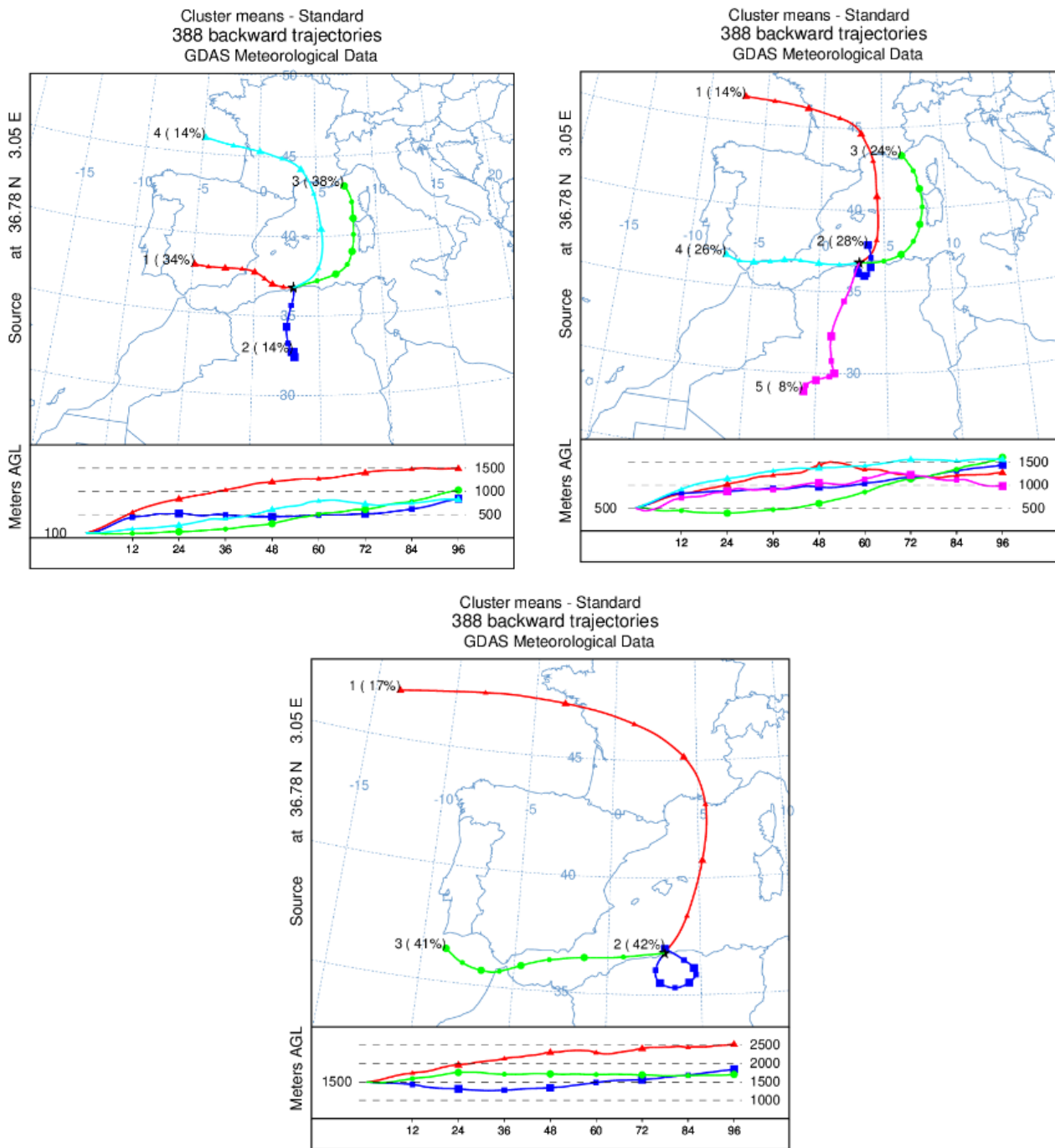


Figure III.1.10:Rétro-trajectoires moyennes avec une remontée de temps de 96h sur les altitudes (100 m (a), 500 m(b), 1000 m (c)) du site d'Alger engendrant des concentrations élevées du  $^{210}\text{Pb}$

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

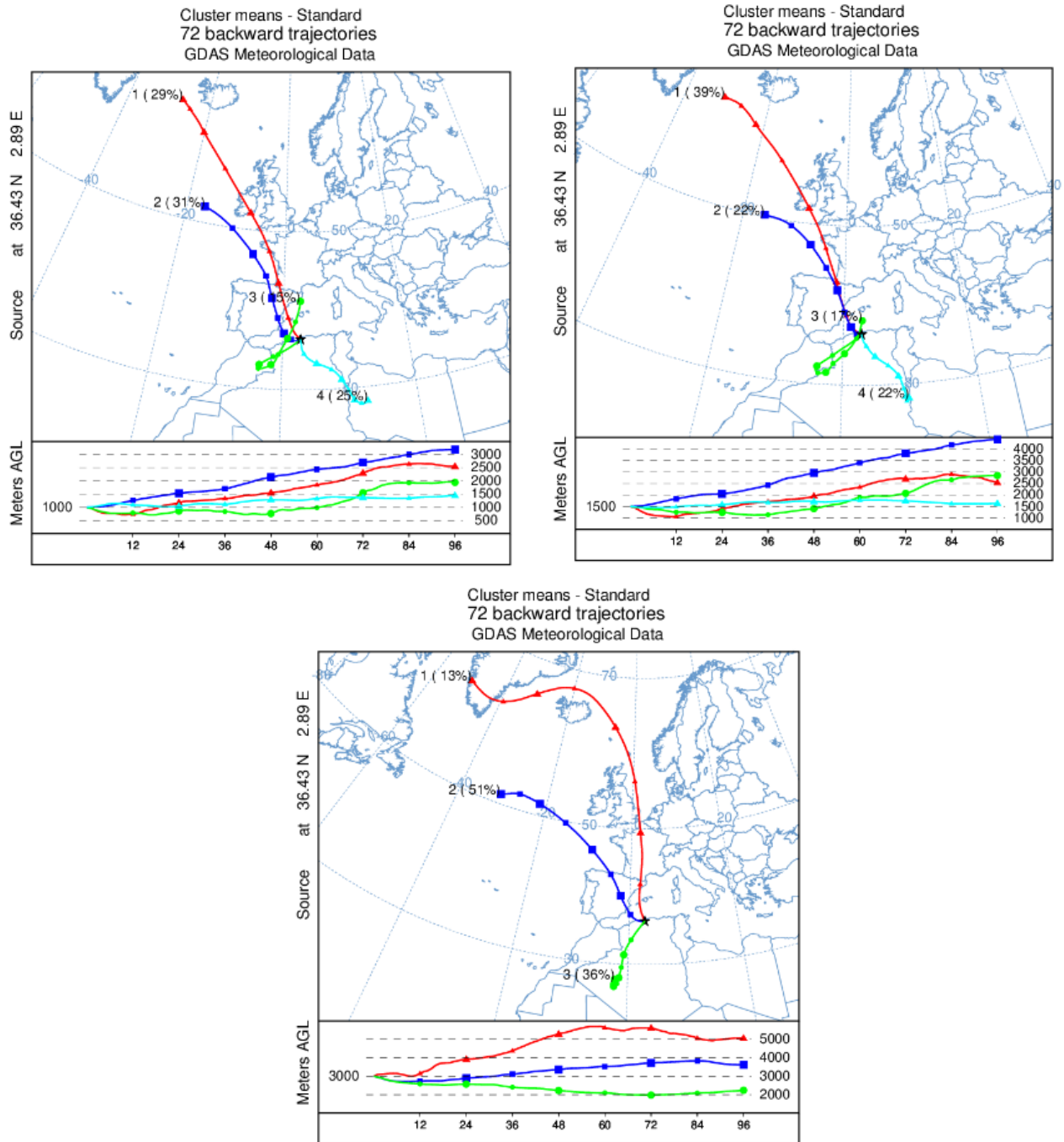


Figure III.1.11:Rétro-trajectoires moyennes avec une remontée de temps de 96h sur les altitudes (500m (a), 1500 m (b) , 3000 m(c) ) au site de Chréa engendrant des concentrations élevées du  $^{210}\text{Pb}$

### **Cas du $^7\text{Be}$**

Sur la base des résultats de l'analyse des clusters, les masses d'air atteignant les deux sites et augmentant les activités du  $^7\text{Be}$  sont regroupées en quatre groupes décrits ci-dessous.

#### **Groupe A : Trajectoires du Nord**

Deux masses d'air du Nord ont été identifiées au site d'Alger : les masses d'air arctiques au-dessus de la latitude  $60^\circ \text{N}$  et les masses d'air polaires venant du Nord de l'Europe et du Nord de l'océan Atlantique au-dessus de la latitude  $40^\circ \text{N}$ .

L'influence des masses d'air arctiques aux trois altitudes est plus dominante à Chr a qu'à Alger (Figures III.1.12 & III.1.13). La présence de circulations des masses d'air de l'Arctique au site d'Alger est faible et rare (6%). La dominance de ces masses d'air arctiques   des niveaux supérieurs de l'atmosphère peut être expliquée par leurs origines dans des zones froides, ce qui limite le mouvement vertical (Hernandez-Ceballos et al., 2013).

La contribution des masses d'air polaires est de l'ordre de 34 % pour le site Alger   100 m et de l'ordre de 22% pour Chr a   1500 m (Figures III.1.12 & III.1.13).

Ces masses d'air sont considérées comme des masses d'air modifiées d'origine marine ayant des concentrations élevées des aérosols océaniques et urbains (Bourcier et al., 2011).

#### **Groupe B : Trajectoires de l'Ouest**

Les trajectoires des masses d'air de l'ouest arrivent au site d'Alger de l'océan Atlantique et se déplacent vers le sud de La péninsule Ibérique. Ces trajectoires représentent un pourcentage de 25% des trajectoires totales   100 m (Fig.III.1.12). Cette contribution augmente avec l'altitude en raison de l'influence réduite de la topographie (Hernandez-Ceballos et al., 2016) de 61 %   500 m et de 75 %   1500 m (Figure III.1.12).

D'autre part, pour le site de Chr a, les trajectoires de l'ouest ont été trouvées uniquement   1000 m d'altitude, avec une contribution de 14% (Fig.III.1.13). Ces masses d'air présentent une forte concentration d'aérosols d'origine marine (Pi nero-Garcia et al., 2015).

## **Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**

### **Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

---

La grande prédominance des advections de l'ouest en provenance de l'Atlantique Nord et la péninsule Ibérique pourrait être associée à la grande influence de la circulation zonale de l'ouest, typique des sites de l'hémisphère Nord à mi- latitude (Hernández-Ceballos et al., 2013).

#### **Groupe C : Trajectoires de la Méditerranée**

Les masses d'air de la Méditerranée ont été trouvées uniquement au site d'Alger aux basses altitudes (100 m et 500 m), avec des contributions respectives de 22% et 15%, (Figures III.1.12 & III.1.13).

Selon les travaux de Piñero-Garcia et al. (2015), un pourcentage de 40 % des masses d'air méditerranéennes a été trouvé uniquement à une basse altitude de 500 m.

Les masses d'air de la Méditerranée ne dépassent pas l'altitude de 1500 m (Chham et al., 2017).

#### **Groupe D : Trajectoires locales et du Sud**

Ce groupe combine les trajectoires locales et celles du sud qui traversent le Nord de l'Algérie et arrivent aux deux sites à différentes altitudes.

Au site d'Alger à 100 m d'altitude, une contribution de 13 % des trajectoires est liée aux transports locaux, provenant probablement de processus de forte convection favorisant l'échange vertical de la troposphère supérieure (Fig.III.1.12).

Les trajectoires locales et celles du Sud ont plus d'influence au site de Chréa (34% à 1 500 m, 38% à 3000 m) qu'au site d'Alger (16% dans chaque altitude, 500 et 1500 m), (Figures III.1.12 & III.1.13).

## Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie

### Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols

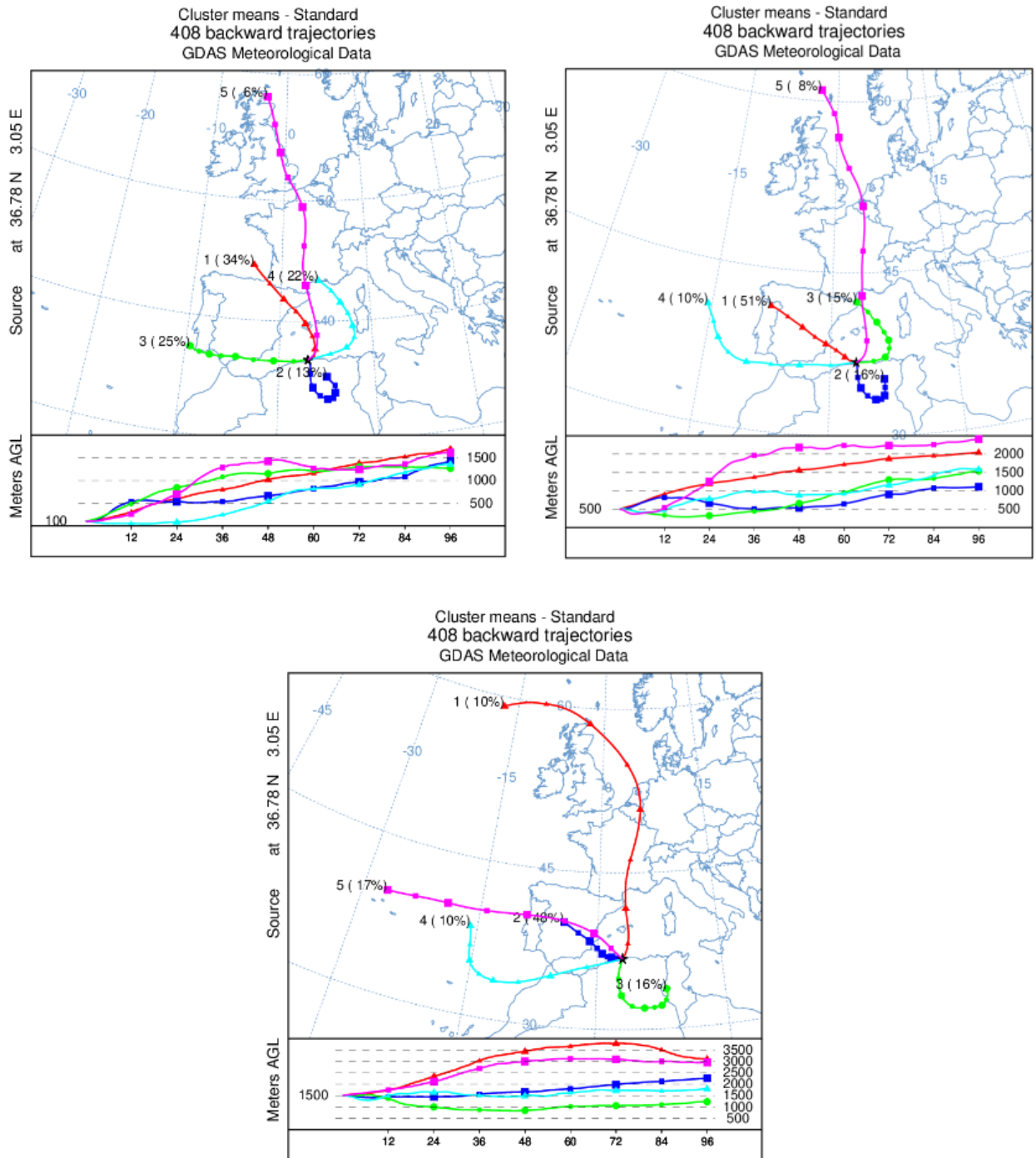


Figure III.1.12:Rétro-trajectoires moyennes avec une remontée de temps de 96 h sur les altitudes (100 m (a), 500 m(b), 1000 m (c)) du site d'Alger engendrant des concentrations élevées du  $^7\text{Be}$

# Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie

## Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols

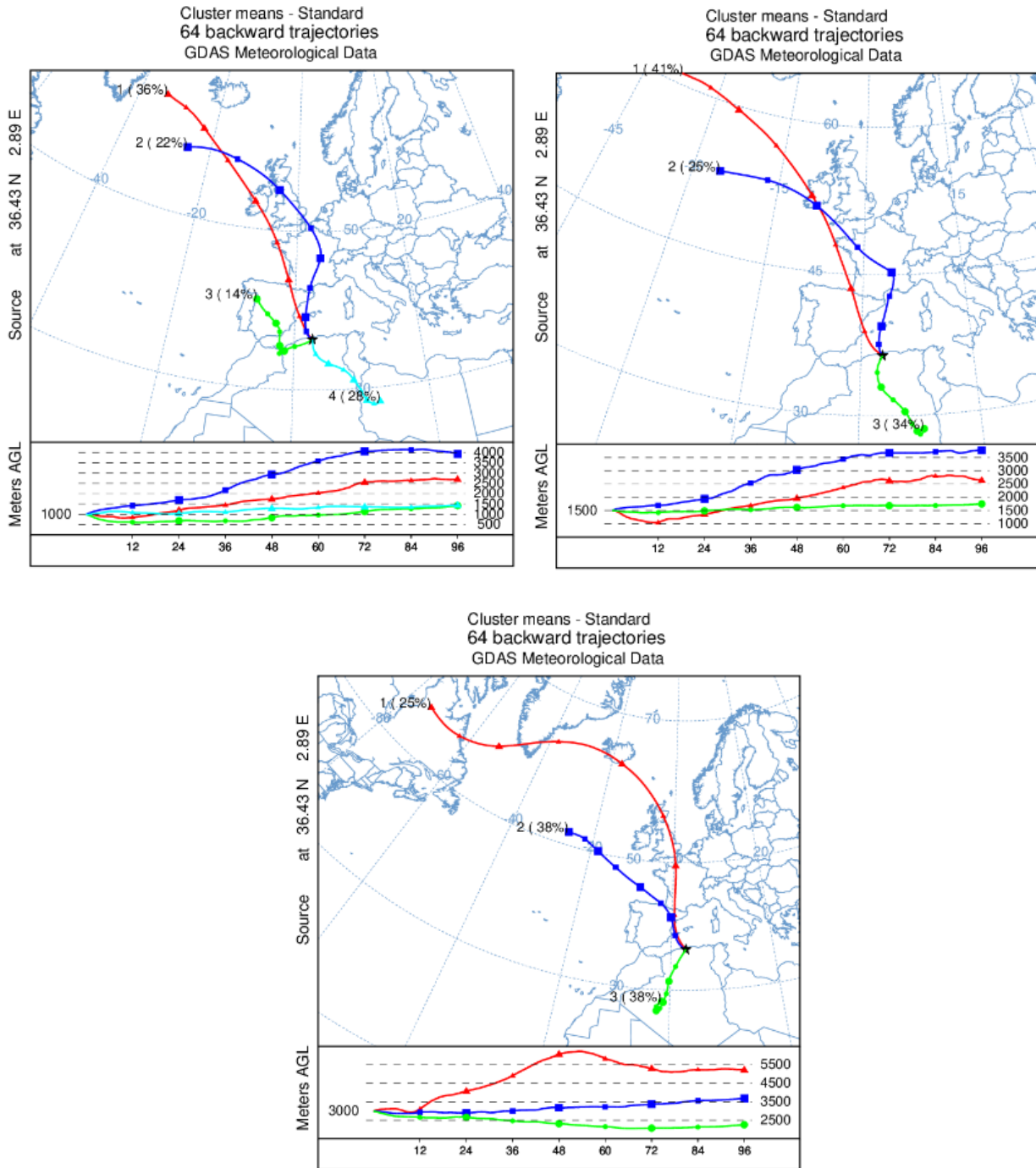


Figure III.1.13:Rétro-trajectoires moyennes avec une remontée de temps de 96 h sur les altitudes (500m (a) , 1500 m (b) , 3000 m(c) ) au site de Chréa engendrant des concentrations élevées du  $^7\text{Be}$

## 7. Conclusions

Ce sous chapitre a englobé l'analyse des résultats relatifs aux variations temporelles du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^7\text{Be}$  dans les aérosols des deux sites de surveillance, aux corrélations avec les paramètres météorologiques et le nombre de taches solaires au site d'Alger, à l'étude comparative des niveaux de radionucléides menée entre les deux sites de différentes altitudes (Alger et Chréa) au cours d'une période contemporaine de 4 mois et l'influence des masses d'air (origines et voies) qui proviennent des activités élevées des deux radionucléides d'intérêt ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$ ) ;

L'analyse des distributions des activités du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^7\text{Be}$  a révélé un comportement saisonnier marqué, avec des concentrations maximales en été. Les concentrations minimales ont été enregistrées pendant l'hiver pour le  $^7\text{Be}$  et les deux saisons (hiver et printemps) pour le  $^{210}\text{Pb}$ .

La relation entre les activités des radionucléides et certains paramètres météorologiques a été étudiée par deux méthodes statistiques. L'analyse de régression simple a montré une forte corrélation négative entre le  $^7\text{Be}$  et le nombre des taches solaires, une faible corrélation négative entre les deux radionucléides et la quantité de précipitations, et une faible corrélation positive entre les deux radionucléides et la température de l'air. L'ACP explique un pourcentage de 73,14 % de la variance totale des paramètres :  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$ , la température, les précipitations et le nombre de taches solaires.

La comparaison des niveaux d'activités du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^7\text{Be}$  entre les deux sites au cours d'une courte période contemporaine a montré que la médiane des activités du  $^7\text{Be}$  est supérieure au site de Chréa (haute altitude) qu'au site d'Alger (de basse altitude), tandis que l'inverse est observé pour le  $^{210}\text{Pb}$ .

L'origine des masses d'air et les voies qui proviennent de fortes concentrations de  $^7\text{Be}$  et de  $^{210}\text{Pb}$  sur les deux sites ont été étudiées en utilisant les rétro-trajectoires et la technique de classification non superposée (cluster) du modèle HYSPLIT 4.

Les résultats obtenus ont montré clairement que les activités élevées du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  au site de basse altitude (Alger) ont été influencées par les masses d'air de l'ouest en provenance de la Péninsule Ibérique et de la mer Méditerranée.

### **Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**

#### **Sous-Chapitre III.1 : Radioactivité des aérosols**

---

Pour le site de haute altitude (Chr ea), les activit es  lev ees des deux radionucl eides ont été principalement influenc ees par les masses d'air du Nord de l'Arctique au-dessus de 60   N, les masses d'air du Nord de l'Atlantique sup erieure   40   N et les masses d'air du Sud.

Les augmentations du rapport  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$  sont associ ees   des influences océaniques tandis que les diminutions sont associ ees aux influences continentales.

## **Sous Chapitre III.2. : Radioactivité des dépôts secs et /ou humides**

## Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie

### Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)

---

#### 1. Introduction

Ce sous chapitre présente les niveaux d'activité des radionucléides d'intérêt dans les échantillons de dépôts secs et humides des deux sites de surveillances (Alger centre pour une période de 4 ans, et Chréa, wilaya de Blida, pour une période de 6 mois). Ensuite, la composition chimique de quelques échantillons de particules et la composition hydro chimique (anions et cations) de tous les échantillons des eaux de pluies des deux sites ont été étudiées.

L'influence des paramètres météorologiques sur les flux des dépôts mensuels des radionucléides a été évoquée uniquement pour le site d'Alger pour lequel on dispose de données météorologiques.

#### 2. Activités spécifiques et flux des dépôts mensuels dans les dépôts secs et /ou humides des deux sites de surveillance

Un traitement statistique des différentes données relatives aux activités spécifiques ainsi que les flux des dépôts mensuels des trois radionucléides d'intérêt dans les deux sites de surveillance a été effectué à l'aide du logiciel Origin version 2018 (Tableaux III.2.1 et III.2.2).

Le flux de dépôt des radionucléides est calculé par la formule III.2-1 ci-après :

$$\text{Flux (Bq.m}^{-2} \cdot \text{mois}^{-1}) = \frac{\text{Activité spécifique (Bq.g}^{-1}) \cdot \text{masse surfacique (g.cm}^{-2})}{\text{Durée de collecte (mois}^{-1})} \quad (\text{III.2 - 1})$$

Les résultats obtenus font remarquer clairement que les moyennes des activités spécifiques ainsi que les flux des dépôts mensuels du  $^{210}\text{Pb}$  au niveau du site d'Alger sont supérieures à celles du site de Chréa. Ce comportement du  $^{210}\text{Pb}$  est expliqué par l'origine tellurique de ce radionucléide et aussi par l'effet de l'altitude entre les deux sites (162 m pour Alger et 1500 m pour Chréa).

Dans les conditions normales, l'activité maximale du  $^{210}\text{Pb}$  se trouve au niveau des sols et sa concentration diminue avec l'augmentation de l'altitude (Braziwicz et al., 2004).

Contrairement au  $^{210}\text{Pb}$ , les moyennes des activités spécifiques du  $^7\text{Be}$  ainsi que les flux des dépôts mensuels au niveau du site d'Alger sont inférieurs à ceux du site de Chréa. Ce comportement du  $^7\text{Be}$  est expliqué par l'origine cosmogénique de ce radionucléide et aussi par

**Chapitre III : Radioactivité dans l’atmosphère au Nord de l’Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

---

l’effet de l’altitude entre les deux sites. Dans les conditions normales, le maximum de  $^7\text{Be}$  se trouve en haute altitude et sa concentration diminue avec la diminution de celle-ci.

La moyenne des activités spécifiques du  $^{137}\text{Cs}$  au site d’Alger est inférieure à celle de Chréa tandis que les flux moyens des dépôts mensuels de Chréa sont inférieurs à ceux d’Alger.

Le  $^{137}\text{Cs}$  est adsorbé sur les particules atmosphériques et il peut être transporté sur de longues distances selon les conditions météorologiques. Au niveau de Chréa, les retombées radioactives anciennes du  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols (en moyenne de 40 Bq/kg) sont élevées par rapport au niveau radiologique nationale (5 Bq/kg en moyenne en tenant compte de la décroissance radioactive) (Noureddine et al.,1998). Les conditions météorologiques extrêmes (les vents) favorisent la remise en suspension du  $^{137}\text{Cs}$  déposé sur les sols, ce qui confirme sa concentration élevée à Chréa par rapport à Alger.

Le flux des dépôts mensuels est faible à Chréa par rapport à Alger, ce qui est peut être due à la taille très fines des particules en haute altitude où elles ont tendance à être transportées sur de longues distances et probablement se sédimenter au niveau des basses altitudes par des mécanismes physiques de dépôt sec et/ou humide.

Tableau III.2.1: Paramètres statistiques des activités spécifiques et des flux des dépôts mensuels des radionucléides  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$  et  $^{137}\text{Cs}$  dans les échantillons de particules du site d’Alger

	Activités spécifiques (Bq.g <sup>-1</sup> )				Flux des dépôts mensuels (Bq.m <sup>-2</sup> . mois <sup>-1</sup> )			
	Moyenne	Max	Min	Ecart type	Moyenne	Max	Min	Ecart type
$^{210}\text{Pb}$	2,80	6,19	0,12	1,44	18,76	69,22	0,25	15,88
$^7\text{Be}$	18,81	43,3	0,72	12,57	108,07	487,45	3,06	92,64
$^{137}\text{Cs}$	0,013	0,038	0,003	0,007	0,12	0,68	0,016	0,16

**Chapitre III : Radioactivité dans l’atmosphère au Nord de l’Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

Tableau III.2.2: Paramètres statistiques des activités spécifiques et des flux des dépôts mensuels des radionucléides  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$  et  $^{137}\text{Cs}$  dans les échantillons de particules du site de Chréa

Radio élément	Activités spécifiques (Bq.g <sup>-1</sup> )				Flux des dépôts mensuels (Bq.m <sup>-2</sup> .mois <sup>-1</sup> )			
	Moyenne	Max	Min	Ecart type	Moyenne	Max	Min	Ecart type
$^{210}\text{Pb}$	2,57	5,28	1,11	1,85	11,55	19,49	2,02	7,41
$^7\text{Be}$	21,88	48,11	8,34	17,91	259,23	360,89	130,41	95,39
$^{137}\text{Cs}$	0,04	0,06	0,02	0,02	0,07	0,13	0,02	0,05

### 3. Niveaux de radioactivité des eaux de pluies

Les résultats montrent clairement l'absence du radionucléide artificiel ( $^{137}\text{Cs}$ ) dans les échantillons des eaux de pluie des deux sites analysés par les deux opérations de pré-concentration : l'évaporation et la co-précipitation d'AMP. Cette dernière a été appliquée sur de grands volumes d'eau (plus de 60 litres) où le rendement chimique moyen était de l'ordre de 80%.

Contrairement aux eaux de pluies, le  $^{137}\text{Cs}$  a été détecté dans les particules atmosphériques collectées avec les dépôts humides. Le  $^{137}\text{Cs}$  s'adsorbe sur les particules fines et subi un transport sur de longues distances.

D'après ces résultats, nous avons focalisé notre investigation sur l'évolution temporelle du  $^{137}\text{Cs}$  et les autres radionucléides ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$ ) dans les particules atmosphériques.

La technique d'évaporation de quelques échantillons d'eaux de pluie confirme la présence des radionucléides naturels ( $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$ , et  $^{40}\text{K}$ ) avec des niveaux d'activités spécifiques faibles (Tab. III.2.3).

En plus des radionucléides d'intérêt, le radionucléide  $^{40}\text{K}$  d'origine tellurique a été détecté dans les eaux de pluies avec des activités élevées par rapport aux autres radionucléides détectés (Tab.III.2.3). La compréhension de son comportement est utile pour comprendre les comportements des radionucléides d'intérêt ( $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  et  $^{137}\text{Cs}$ ).

Le taux de précipitations varie d'une manière inversement proportionnelle à l'activité des radionucléides dans les eaux de pluie (Ioannidou et Papastefanou, 2006).

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

---

De plus, l'activité totale dans les eaux de pluies dépend de la masse des particules collectés dans les dépôts secs et /ou humides et aussi du volume de l'eau de pluie collectée (Ioannidou et Papastefanou, 2006).

Les activités spécifiques du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^{40}\text{K}$  sont élevées au site d'Alger comparativement au site de Chréa, ce qui peut être expliqué par leurs origines telluriques et l'effet de l'altitude de chaque site.

Les niveaux d'activité des radionucléides naturels dans les eaux de pluies sont trop faibles, à l'état de traces par rapport aux particules atmosphériques. Le  $^{210}\text{Pb}$  dans les particules du site d'Alger est de l'ordre de 2.8 Bq/g tandis que pour les eaux de pluies, il est de l'ordre de 1.02 Bq/l.

Le  $^7\text{Be}$  a été détecté uniquement dans le site d'Alger mais pas dans tous les échantillons d'eau de pluie.

Le processus de décantation suivi pour pouvoir séparer des échantillons des dépôts secs et /ou humides a permis de concentrer via l'adsorption les radionucléides dans les particules. Après cette décantation, le peu de particules de très petite taille restantes en suspension, a permis de détecter les radionucléides naturels dans les eaux de pluie avec des très faibles niveaux d'activités comparativement aux particules.

Tableau III.2.3 : Activités spécifiques des radionucléides (en Bq/l) dans les eaux de pluie des deux sites de surveillance

Radionucléide ( Bq/l)	Site d'Alger (n=11 )	Site de Chréa (n=2 )
$^{210}\text{Pb}$ (Max.-Min) Moy	(3,18 -0,1) 1,02 ± 0,33	(0,28-0,16) 0,22 ± 0,025
$^7\text{Be}$ (Moyenne)	0,32 ± 0,015	< 0,29
$^{40}\text{K}$ (Max.-Min) Moy	(209,79-7,16) 37,2 ± 4,08	(0,48-0,33) 0,40 ± 0,036
$^{137}\text{Cs}$	< 0,044	< 0,044

**n:** nombre d'échantillons prélevés, traités et analysés

Les activités minimales détectables (AMD) sont de l'ordre de 0.044 Bq/l et 0.29 Bq/l pour le  $^{137}\text{Cs}$  et le  $^7\text{Be}$ , respectivement.

**Chapitre III : Radioactivité dans l’atmosphère au Nord de l’Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

---

A titre comparatif, les activités spécifiques du  $^{210}\text{Pb}$ , du  $^7\text{Be}$  et du  $^{137}\text{Cs}$  à Monaco sont dans les intervalles 0,3-1,4 Bq/l, 0,7-5,1 Bq/l, et 0,2-23 mBq/l, respectivement (Pham et al., 2002).

**4. Variations temporelles du flux des dépôts mensuels des radionucléides dans les deux sites de surveillance**

Le radionucléide  $^{137}\text{Cs}$  a été détecté dans 73% des échantillons de particules atmosphériques du site d’Alger avec un de dépôt mensuel moyen de l’ordre de  $0.12 \text{ Bq.m}^{-2} \cdot \text{mois}^{-1}$  (Fig.III.2.1). Le flux de dépôt mensuel moyen du  $^{137}\text{Cs}$  détecté dans tous les échantillons de Chréa est de l’ordre de  $0.07 \text{ Bq.m}^{-2} \cdot \text{mois}^{-1}$  (Fig.III.2.2).

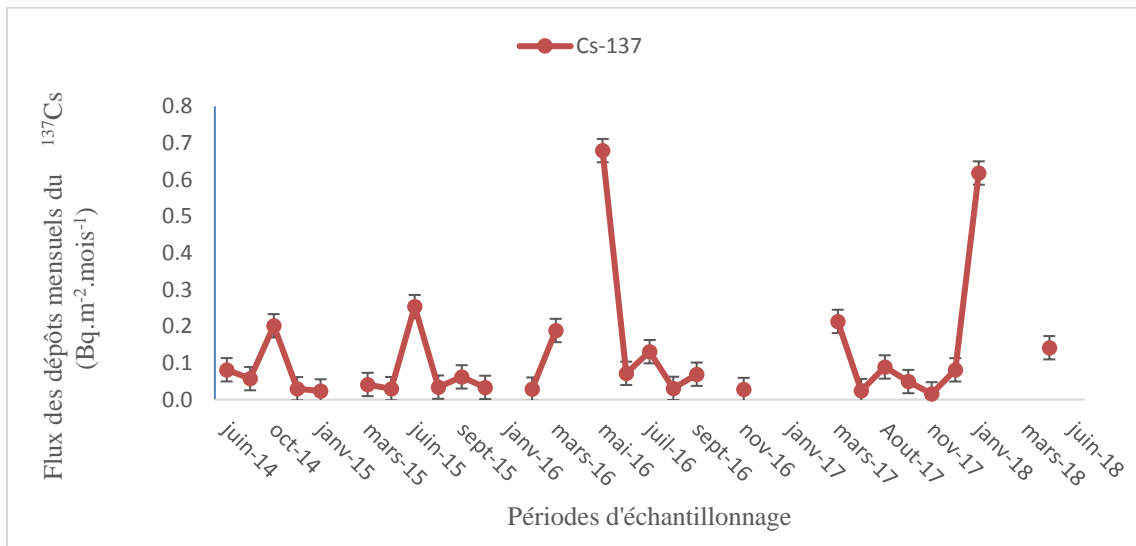


Figure III.2.1: Variations temporelles du flux des dépôts mensuels du  $^{137}\text{Cs}$  au site d’Alger

**Chapitre III : Radioactivité dans l’atmosphère au Nord de l’Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

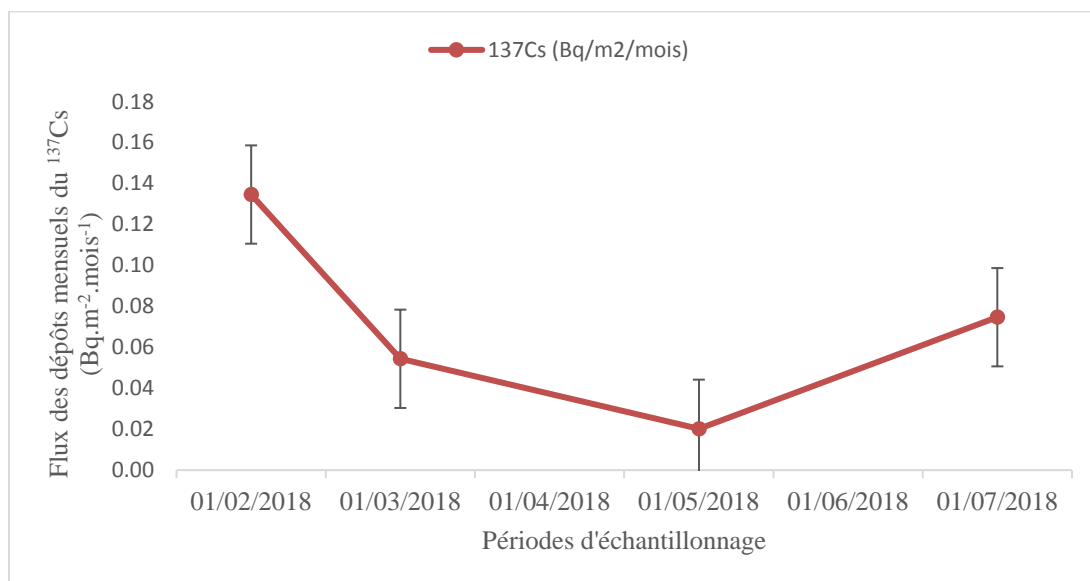


Figure III.2.2: Variations temporelles du flux des dépôts mensuels du <sup>137</sup>Cs au site de Chréa

Les résultats obtenus, montrent que les flux des dépôts des radionucléides naturels au niveau du site d’Alger sont supérieurs à ceux du site de Chréa (Figures III.2.3 & III.2.4).

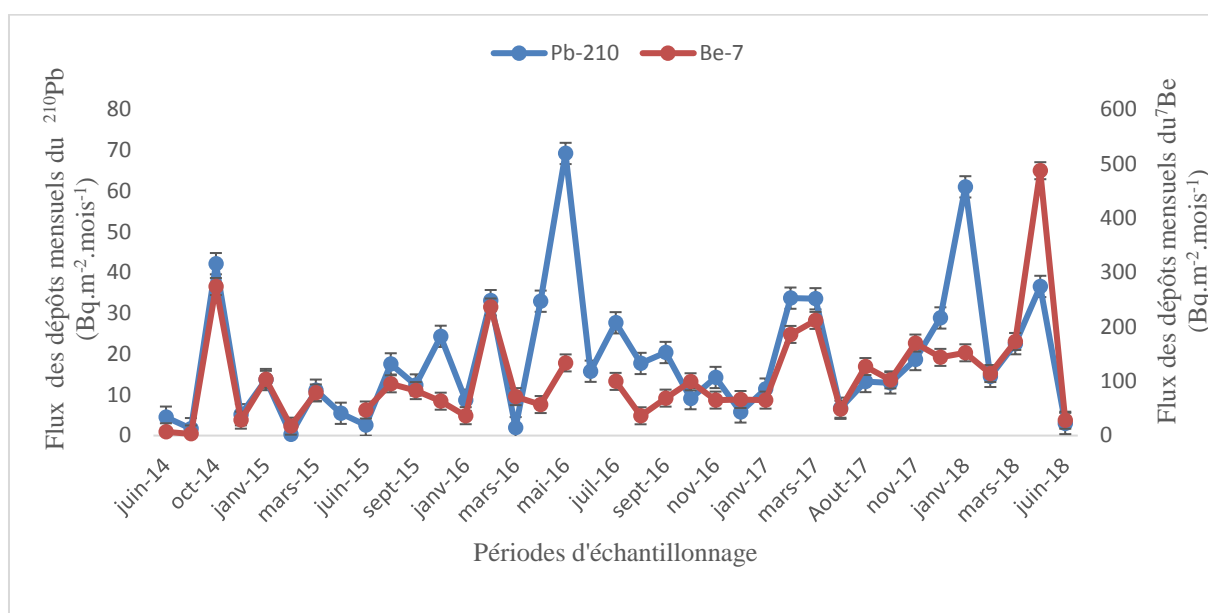


Figure III.2.3: Variations temporelles des flux des dépôts mensuels du <sup>210</sup>Pb et du <sup>7</sup>Be au site d’Alger

### Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie

#### Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)

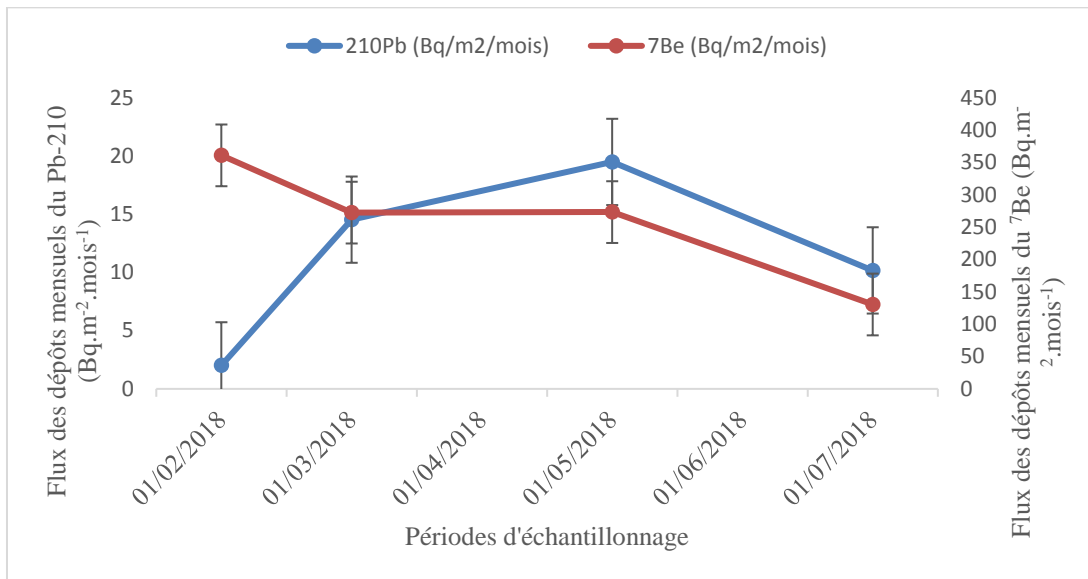


Figure III.2.4: Variations temporelles du flux des dépôts mensuels du  $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$  au site de Chréa

A la lumière des données des activités spécifiques existantes, nous avons essayé d'interpréter le comportement du  $^{137}\text{Cs}$  détecté dans les particules du compartiment atmosphérique.

D'après les résultats de surveillance continue de l'atmosphère menée aux sites d'Alger et Chréa, le  $^{137}\text{Cs}$  n'a pas été détecté dans les aérosols (§ III-1-2). Ce constat témoigne l'absence d'un incident ou d'un accident rejetant de la radioactivité artificielle dans l'atmosphère.

Les processus qui gouvernent le comportement du  $^{137}\text{Cs}$  dans les particules sont liés essentiellement à la remise en suspension de ces particules à partir des sols contaminés, l'adsorption de cet isotope sur les particules fines et leur transport sur de longues distances pour affecter les différentes régions.

Les processus de remise en suspension vont entraîner une rémanence du  $^{137}\text{Cs}$  dans le compartiment atmosphérique. Les particules remises en suspension sont, ensuite, de nouveau déposées au sol suivant les différents mécanismes de dépôt.

A l'échelle globale, les tests d'armes nucléaires, les essais nucléaires atmosphériques et les accidents nucléaires constituent les principales sources d'introduction du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'environnement, depuis l'avènement de l'industrie nucléaire en 1945.

Au Nord de l'Algérie, les radionucléides d' $^{131}\text{I}$ , de  $^{134}\text{Cs}$  et de  $^{137}\text{Cs}$ , issus de l'accident nucléaire de Fukushima ont été détectés à l'état de traces au site d'Alger en avril 2011 (données du

### **Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**

#### **Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

---

laboratoire de l'environnement non publiées). Il est à noter que pendant la période de passage des masses d'air provenant de Fukushima sur la région de l'Afrique du Nord, les conditions climatiques n'ont pas favorisé de dépôt de cette radioactivité en l'absence de lessivage atmosphérique. Malgré ces conditions non favorables au dépôt de cette radioactivité, et immédiatement après le passage du panache dans l'air, un contrôle radiologique a été opéré dans d'autres matrices de l'environnement naturel (eau de barrage, sol, végétation), dans le but de s'assurer de l'absence de dépôt de cette radioactivité sur le sol et la végétation.

A cet effet, plusieurs échantillons d'eau de barrage d'un volume de 120 litres chacun ont été prélevés et analysés par l'opération de co-précipitation d'AMP.

Les résultats ont montré clairement l'absence des traces de radioactivité, notamment le  $^{137}\text{Cs}$  et qu'il n'y avait aucun impact radiologique de l'accident de Fukushima sur notre environnement.

La moyenne des activités de  $^{137}\text{Cs}$  dans le sol en Algérie est de l'ordre de  $5 \text{ Bq. Kg}^{-1}$ . Cependant, et en fonction de la texture du sol (granulométrie, partie organique etc....) et du taux de la pluviométrie, certaines valeurs peuvent aller jusqu'à  $43 \text{ Bq. kg}^{-1}$  (Baggoura et al., 1998).

Au regard de la surface occupée par le désert saharien et de la superficie des zones de production des poussières, l'étendue des régions où les retombées des tirs français peuvent être supposées significatives restent très faibles (Piga, 2010).

Selon Nadri et al., (2019), les activités spécifiques du  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols proches et en dehors des sites des essais français varient entre 0,2 et  $4 \text{ Bq/kg}$ . La contamination du sol de surface est principalement la marque des retombées globales des tirs français (Masson et al., 2010). Le Sahara étant dans la bande latitudinale a dû recevoir 13% du total de ces retombées (UNSCEAR, 2000). Ces observations confirment l'implication des retombées globales des tirs français de 1963 dans la contamination de l'environnement en  $^{137}\text{Cs}$ .

#### **5. Composition chimique des particules**

L'analyse de la composition chimique des particules collectées au site d'Alger a révélé la dominance de la silice (Si) avec une concentration moyenne de  $128,55 \text{ mg.g}^{-1}$  tandis que le fer (Fe) domine à Chréa avec une teneur moyenne de l'ordre de  $54,51 \text{ mg.g}^{-1}$  (Tab.III.2.4).

Les teneurs moyennes des éléments chimiques Al, Si, K, Ca, Cl, et Mg, mesurés dans les particules collectées à Alger dépassent les teneurs mesurées dans celles de Chréa.

**Chapitre III : Radioactivité dans l’atmosphère au Nord de l’Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

Les particules de Chréa sont riches en fer et en autres métaux traces (Mn, Cu, Zn, Pb, Rb, et Ba) par rapport aux particules du site d’Alger.

Tableau III.2.4: Concentrations des éléments chimiques majeurs et à l’état de trace des particules des deux sites

	Site d’Alger ( n=10 )			Site de Chréa ( n=4 )		
	Moyenne	Max,	Min,	Moyenne	Max,	Min,
	<b>mg.g<sup>-1</sup></b>			<b>mg.g<sup>-1</sup></b>		
<b>Al</b>	47,68	79,85	15,07	4,15	5,81	2,89
<b>Si</b>	128,55	209,20	49,99	13,26	17,58	9,80
<b>K</b>	12,51	18,79	4,72	2,57	2,89	2,22
<b>Ca</b>	25,88	103,60	2,96	4,91	11,55	2,15
<b>Fe</b>	28,33	72,87	9,27	54,51	67,15	42,09
<b>Cl</b>	55,94	257,71	2,87	0,38	0,67	0,08
<b>Mg</b>	12,89	31,36	4,90	0,38	0,68	0,19
	<b>µg.g<sup>-1</sup></b>			<b>mg.g<sup>-1</sup></b>		
<b>Mn</b>	452,22	830,00	170,00	0,52	0,74	0,41
<b>Cu</b>	305,00	820,00	40,00	0,34	0,49	0,19
<b>Zn</b>	320,00	1 310,00	40,00	0,53	0,78	0,27
<b>Pb</b>	128,00	240,00	80,00	0,30	0,36	0,26
<b>Rb</b>	62,50	90,00	20,00	0,27	0,37	0,18
<b>Ba</b>	335,00	470,00	130,00	8,11	11,40	5,87

Les concentrations des éléments majeurs et à l’état de trace des particules du site d’Alger sont similaires à celles de la quasi-totalité des éléments mesurés dans un site côtier à Monaco (Pham et al., 2005).

Durant certaines périodes d’échantillonnage dans les deux sites, des particules de couleur rougeâtre ont été observées tandis que pour le reste des périodes, les particules sont de couleur noirâtre (Fig.III.2.5).

Le régime de déposition des particules est variable, ce qui engendre une quantité de particules variable d’un site à un autre et d’une période à une autre. Il est fortement influencé par les conditions météorologiques (précipitations et vents) et la localisation géographique (un site urbain côtier situé à basse altitude et un site montagneux situé à haute altitude).

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

---



Figure III.2.5: Particules atmosphériques collectées de couleur noirâtre (a) et rougeâtre (b)

### **6. Composition ionique des eaux de pluies**

La plupart des sels contenus dans les particules atmosphériques se dissocient en ions dans l'eau (Pruppacher et Klett, 1997).

Les cations mesurés sont le sodium ( $\text{Na}^+$ ), le potassium ( $\text{K}^+$ ), le magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) et le calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ). Les principaux anions détectés sont le chlorure ( $\text{Cl}^-$ ), le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), et le sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) (Fig.III.2.6)

Les concentrations moyennes des composés cationiques et anioniques du site d'Alger dépassent celles du site de Chréa (Tab.III.2.5).

Les anions dans les deux sites sont dominés par les chlorures ( $\text{Cl}^-$ ). Pour les cations, le sodium ( $\text{Na}^+$ ) domine dans le site d'Alger tandis que le calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) pour le site de Chréa.

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

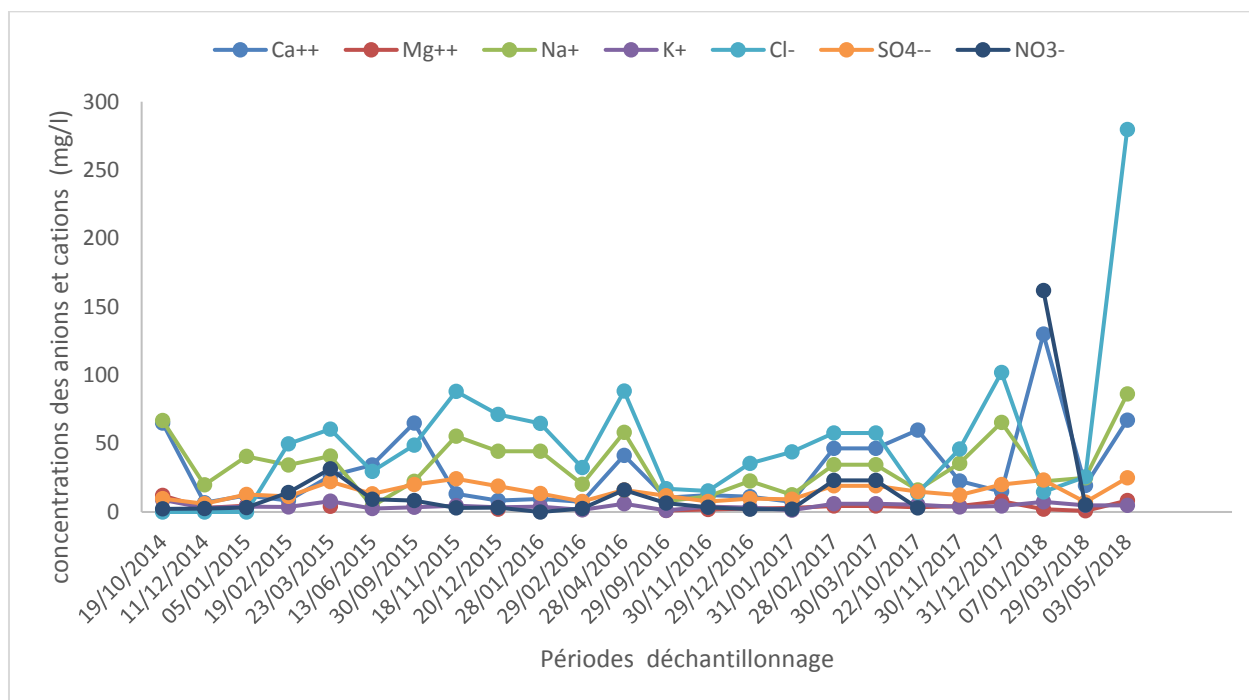


Figure III.2.6: Evolution temporelle de la composition hydro-chimique (anions et cations) des eaux de pluie au site d'Alger.

Tableau III.2.5: Concentrations moyennes des anions et des cations (en mg/l) dans les eaux de pluies des deux sites

Ions ( mg/l)	Site d'Alger (n=24)			Site de Chr�a ( n=3)		
	Moyenne	Max.	Min.	Moyenne	Max.	Min.
Ca <sup>2+</sup>	31,08	130	6,80	17,46	30,58	7,93
Mg <sup>2+</sup>	4	12,10	0,79	0,98	2,30	0,31
Na <sup>+</sup>	34,42	86,23	4,20	6,04	9,07	1,31
K <sup>+</sup>	4,37	8,90	1,20	3,83	4,38	3,02
Cl <sup>-</sup>	59,17	279,63	13,64	6,25	9,49	3,40
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	14,81	24,96	6	5,46	7,64	4,16
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	16,36	161,88	2	5,14	6,96	2,59

Un sol de type calcaire, riche en CaCO<sub>3</sub> constitue une source principale de calcium. Le calcium provient principalement des sources terrestres (dissolution du calcaire du cipolin ou des sédiments alluviaux carbonatés) ou les poussières sahariennes. Selon Sanusi et al., (1996), il peut être associé   une origine anthropique (carrières de calcaire, cimenteries).

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

---

Le Magnésium provient surtout de la croûte terrestre par l'altération des roches manganésifères, comme la dolomite qui contribue à augmenter la concentration de  $Mg^{2+}$ .

La concentration du potassium est très faible, ce qui pourrait être due soit à l'origine terrigène ou bien à des aérosols anthropogéniques (combustion de la biomasse, combustion des déchets) (Celle-Jeanton et al., 2009).

Les sulfates peuvent être attribuées aux sources anthropogéniques (combustion des combustibles fossiles, échappement des moteurs à combustion ...). Cependant, les nitrates peuvent être attribués aux sources naturelles (oxydation de la matière organique ...) ainsi que l'origine anthropique (production des engrais azoté, formation des  $NO_x$  par l'oxydation non désirée du  $N_2$  dans les moteurs à combustion ...).

Les chlorures et le sodium proviennent principalement des aérosols marins. Cette origine peut être valable aussi pour les autres ions majeurs de l'océan ( $Mg^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Ca^{2+}$  et  $K^+$ ).

### **7. Influence des paramètres météorologiques sur le flux de dépôt des radionucléides**

L'analyse des différentes corrélations établies entre les radionucléides d'intérêt eux-mêmes et les deux paramètres météorologiques a révélé les constatations suivantes (Tab.III.2.6):

- Fortes corrélations positives significatives ( $P < 0.05$ ) entre le  $^{210}Pb$  et les deux radionucléides  $^7Be$  et  $^{137}Cs$  ;
- Faible corrélation positive non significative entre le  $^7Be$  et  $^{137}Cs$  ;
- Très faibles corrélations négative non significatives entre les trois radionucléides et la température ;
- Très faibles corrélations négative non significatives entre les deux radionucléides ( $^{210}Pb$  et  $^{137}Cs$ ) et la quantité de précipitations ;
- Très faible corrélation positive non significative entre le  $^7Be$  et la quantité de précipitations
- Forte corrélation négative significative ( $P < 0.05$ ) entre la température et les précipitations.

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

Tableau III.2.6 : Matrice de corrélation : flux des dépôts mensuels des radionucléides ( $\text{Bq.m}^{-2}.\text{mois}^{-1}$ ) et paramètres météorologiques au niveau du site d'Alger.

		<sup>210</sup> Pb	<sup>7</sup> Be	<sup>137</sup> Cs	T (C)	Précipitations (mm)
<sup>210</sup> Pb	Coef.Pearson	1	<b>0.58</b>	<b>0.76</b>	-0.05	-0.10
	Valeur P	-	2.34 E - 4	5.09 E - 6	0.76	0.54
<sup>7</sup> Be	Coef.Pearson	<b>0.58</b>	1	0.19	-0.11	0.14
	Valeur P	2.34 E -4	-	0.36	0.53	0.43
<sup>137</sup> Cs	Coef.Pearson	<b>0.76</b>	0.19	1	-0.07	<b>-0.25</b>
	Valeur P	5.09 E -6	0.36	-	0.70	0.21
T ( °C)	Coef.Pearson	-0.05	-0.11	-0.07	1	<b>-0.69</b>
	Valeur P	0.76	0.53	0.70	-	2.07 E -6
Précipitations (mm)	Coef.Pearson	-0.10	0.14	-0.25	<b>-0.69</b>	1
	Valeur P	0.54	0.43	0.21	2.07 E - 6	-

## 8. Conclusions et perspectives

Les radionucléides naturels d'intérêt ont été détectés dans les deux compartiments (eaux de pluies et particules) avec des activités spécifiques élevées aussi bien dans les particules que dans les eaux de pluies. Le  $^{137}\text{Cs}$  a été détecté uniquement dans les particules atmosphériques. Les processus de remise en suspension ont entraîné une rémanence du  $^{137}\text{Cs}$  dans le compartiment atmosphérique. Ce radionucléide s'adsorbe sur les particules, subit un transport sur des longues distances et se dépose sur les milieux terrestres et marins via les processus physiques de dépôt sec et/ou humide.

La technique de co-précipitation qui consiste à concentrer de grands volumes d'eau de pluies a confirmé l'absence de  $^{137}\text{Cs}$  dans les eaux de pluies. Ce résultat nous a orienté pour la suite de l'étude pour donner plus d'intérêt à la radioactivité des particules.

Les flux des dépôts mensuels des trois radionucléides d'intérêt ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$ ) sont plus élevés en basse altitude qu'en haute altitude.

La silice domine dans les particules collectées à Alger, alors que le fer est dominant pour le site de Chréa.

Des particules de couleur rougeâtre probablement d'origine désertiques ont été observées durant certaines périodes d'échantillonnage dans les deux sites de surveillance.

Les teneurs des composés cationiques et anioniques du site d'Alger dépassent celles du site de Chréa.

Les chlorures sont plus présents dans les deux sites, alors que pour les cations (Sodium et Calcium), ils sont plutôt dominants au site d'Alger et au site de Chréa, respectivement.

Le site d'Alger est dominé par les aérosols marins (teneurs élevées en  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Na}^+$ ). Le calcium est un élément de référence pour la croûte terrestre, lequel a été trouvé en concentrations élevées à Chréa.

L'influence de la température et des précipitations sur les flux des dépôts mensuels au site d'Alger a été examinée à travers les corrélations.

**Chapitre III : Radioactivité dans l'atmosphère au Nord de l'Algérie**  
**Sous –Chapitre III.2 : radioactivité des dépôts secs et/ou humides (Eaux de pluie et particules)**

---

Comme perspectives de ce volet de cette thèse, la radioactivité artificielle détectée dans les particules mérite une investigation sur le processus de rémanence du  $^{137}\text{Cs}$ . Les particules des différentes couleurs nécessiteront une caractérisation approfondie du point de vue morphologique ainsi que des rapports isotopiques pour connaître leurs origines. Cette investigation facilite la compréhension du comportement du  $^{137}\text{Cs}$  en compartiment atmosphérique et son transfert vers les autres milieux terrestres et marins.

# **Chapitre IV : Radioactivité des sédiments marins : datation radiométrique, historique de pollution, évaluation radioécologique**

Une version modifiée de ce chapitre a été publiée dans l'article :

**Taieb Errahmani D., Nouredine A., Abril-Hernandez J.M., Boulahdid M., 2020. Environmental radioactivity in a sediment core from Algiers Bay: Radioecological assessment, radiometric dating and pollution records. Quaternary Geochronology 56, 101049.**

### 1. Introduction

L'étude du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  dans les carottes de sédiments fournit des informations utiles sur le fonctionnement des systèmes sédimentaires sur une échelle de temps de l'ordre de 100 ans (Robbins, 1978, Carroll et Lerche, 2003, Mabit, 2014). Une autre information chronostratigraphique indépendante peut être fournie par le radionucléide artificiel  $^{137}\text{Cs}$ , qui a été introduit dans l'environnement après les essais atmosphériques d'armes nucléaires, depuis 1945 (Robbins et Edgington, 1975; Sánchez et al, 1992; Abril, 2004).

Les modèles de datation des sédiments les plus couramment utilisés sont le CRS (en supposant un flux de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  constant), le CIC (en supposant une concentration d'activité initiale du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  constante) et le CF-CS (en supposant un flux de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  et une vitesse de sédimentation constants).

Dans les systèmes fortement anthropisés, le flux du  $^{210}\text{Pb}$  dans les sédiments peut montrer une variabilité temporelle non aléatoire, ce qui conduit à l'échec de l'application des modèles classiques de datation des sédiments (Abril, 2019).

Les études sur la radioactivité dans l'environnement marin le long de la côte algérienne concernent essentiellement la répartition des radionucléides d'origine anthropique dans la colonne d'eau (Lee et al., 2006, Nouredine et al., 2008), du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'eau de mer, les sédiments de surface, ainsi que les carottes de sédiments à des profondeurs déterminées (Nouredine et al., 2006).

La datation radiométrique utilisant le  $^{210}\text{Pb}$  sur les sédiments récents a été appliquée à quelques carottes de sédiments (Nouredine et al., 2008). La carotte de sédiment la plus proche de la baie d'Alger a été collectée à une profondeur de 1220 m de la surface de l'eau.

Au cours des dernières décennies, la ville d'Alger a connu une augmentation intense de la population, une forte urbanisation et une forte industrialisation, avec des flux de matière organique et de polluants affectant la baie d'Alger. Deux grands oueds déversent les polluants dans la baie d'Alger, à savoir Oued El-Harrach et celui d'El-Hamiz (réglementé par un barrage).

Benamar et al. (1999) ont rapporté des concentrations élevées de cuivre et de plomb dans les sédiments superficiels des secteurs central et occidental de la baie, et au niveau du port d'Alger.

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

---

Pour leur part, Boulahdid et al. (2013) ont trouvé des concentrations anormales de zinc, de cuivre et de chrome à 6 cm de profondeur au niveau d'une carotte de sédiment prélevée sur une profondeur de 30 m au voisinage de l'embouchure de l'oued El Harrach.

Dans le cadre des activités du Plan d'action de la Méditerranée (PAM) et du programme de pollution de la Méditerranée (MED POL), la baie d'Alger a été identifiée en 1999 comme l'un des points chauds de la pollution. Elle a été classée en 8<sup>ème</sup> position à l'échelle nationale et 131<sup>ème</sup> au niveau régional du bassin Méditerranéen (PNUE / OMS, 1999).

En plus de la pression anthropique, la baie d'Alger a été touchée par des risques naturels divers. Les inondations historiques les plus importantes enregistrées dans la région sont celles de 1954, 1960, 1974 et 2007 (Aroua et Berezowska-Azzag, 2009), ainsi que celle de Bab El-Oued en 2001 (Machane et al., 2008). La baie d'Alger est située dans une zone sismique avec des failles actives de déclenchement des tremblements de terre importants et parfois de petits tsunamis à savoir El-Asnam (actuellement Chlef) en 1980 et celui de Zemmouri en 2003 avec une puissance respective de 7.3 et de 6.8 sur l'échelle de Richter. L'épicentre du séisme de Zemmouri a été situé à quelques kilomètres au large des côtes. Il a engendré un tsunami qui a été enregistré dans un grand nombre de stations dans le centre et l'ouest de la Méditerranée (Vecchio et al., 2014).

Selon Benfedda et al. (2017), un tremblement de terre de force moyenne a frappé la ville d'Alger au niveau de la baie d'Alger en Août 2014. De plus, le long du cordon dunaire de la baie d'Alger, la combinaison entre l'érosion naturelle et l'extraction de sable intensive provoquent le déplacement des sédiments et l'avancée du trait de côte (Chemrouk et Chabbi, 2016).

L'objectif de ce chapitre est de donner un aperçu sur l'évaluation radio-écologique, les conditions sédimentaires ainsi que l'historique récent de la pollution au niveau de la baie d'Alger. Ces aspects ont été étudiés à travers les mesures des radionucléides naturels et artificiels, à savoir le  $^{210}\text{Pb}$ , le  $^{226}\text{Ra}$ , le  $^{228}\text{Ra}$ , le  $^{228}\text{Th}$ , le  $^{40}\text{K}$  et le  $^{137}\text{Cs}$ , les éléments majeurs et à l'état de trace, dans une carotte de sédiment prélevée à 73 m de profondeur par rapport à la surface de la mer, au niveau de la baie d'Alger.

La méthode de datation basée sur le  $^{210}\text{Pb}$  est difficile à mettre en place car les taux d'accumulation de sédiments (SAR) sont trop importants. Ces derniers empêchent, par conséquent, le recouvrement total du profil du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  au-delà d'une épaisseur de 50 cm de la carotte avec l'utilisation du carottier Uwitec. En effet, on constate l'absence d'une droite claire de tendance pour les couches les plus profondes, ce qui aurait donné plus de crédit à l'utilisation de la méthode SAR de référence.

## **Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique**

---

Le profil  $^{137}\text{Cs}$  dans la carotte n'a pas montré des pics distincts (celui de 1963 et de 1986) pour établir les dates de référence indépendantes.

Dans le cadre de la dynamique des conditions sédimentaires, les modèles de datation classiques ont échoué, puisque leurs hypothèses de base considèrent des valeurs constantes au cours du temps pour les flux (modèle CRS), les concentrations initiales (modèle CIC) ou les deux (modèle CF-CS).

L'analyse globale de l'ensemble des données ainsi que les approches de modélisation récentes, y compris l'analyse des clusters dans le profil de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  en fonction de la masse surfacique (Abril, 2019) ont montré une utilité pour avoir une chronologie fiable.

Les activités spécifiques des radionucléides ont permis aussi d'effectuer la première évaluation radioécologique dans la baie d'Alger en utilisant le code ERICA (Larsson, 2008).

### **2. Activités spécifiques et distributions normalisées des radionucléides dans la carotte sédimentaire**

Le taux d'humidité, les teneurs en matière organique, la masse surfacique sèche ainsi que les activités spécifiques des radionucléides d'intérêt dans la carotte de sédiment de la baie d'Alger sont reportés dans le tableau 9 en annexe A.

Les activités spécifiques dans les couches supérieures de sédiments sont du même ordre que celles rapportées par Benamar et al. (1997) pour les sédiments de surface prélevés dans la baie d'Alger.

Le rapport isotopique  $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$  a été trouvé de l'ordre de  $1,43 \pm 0,18$  (moyenne et écart-type de toutes les couches de sédiments). Les travaux de Benamar et al. (1997) ont rapporté des valeurs du rapport isotopique allant de 0,6 à 2.2 avec un rapport de 1.6 dans l'endroit sous-jacent à notre point d'échantillonnage de la carotte. Notre rapport isotopique trouvé est également similaire à la valeur moyenne de 1,6 rapportée par Klubi et al. (2017) pour les carottes de sédiments prélevés dans les estuaires de Pra Volta au Ghana. Le rapport isotopique  $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$  est de l'ordre de  $0,98 \pm 0,18$  (moyenne et écart-type), ce qui est proche de l'équilibre séculaire.

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

Les activités spécifiques normalisées (par rapport à la moyenne arithmétique) du  $^{226}\text{Ra}$ , du  $^{212}\text{Pb}$  ( $^{228}\text{Th}$ ), du  $^{40}\text{K}$  et les teneurs en matière organique en fonction de la masse surfacique dans la carotte de sédiment sont représentées dans la figure IV.1.

La normalisation facilite la comparaison de la distribution verticale pour les différents éléments analysés en utilisant la même échelle verticale et sans dimension.

Le radionucléide  $^{228}\text{Ra}$  n'a pas été inclus dans la normalisation car il est proche de l'équilibre séculaire avec le  $^{212}\text{Pb}$ , et donc, ne peut pas apporter de nouvelles informations.

Les activités spécifiques des radionucléides  $^{226}\text{Ra}$  et  $^{40}\text{K}$  montrent des distributions assez uniformes avec la masse surfacique. Le même comportement a été observé pour le  $^{212}\text{Pb}$  avec quelques anomalies par rapport à la ligne de tendance (par exemple, une forte valeur anormale a été observée dans la couche superficielle). La teneur en matière organique dans la première couche de sédiment est beaucoup plus élevée que les autres teneurs du reste de la carotte.

Dans l'ensemble, la Figure IV.1 ne révèle pas de perturbations notables dans la séquence sédimentaire.

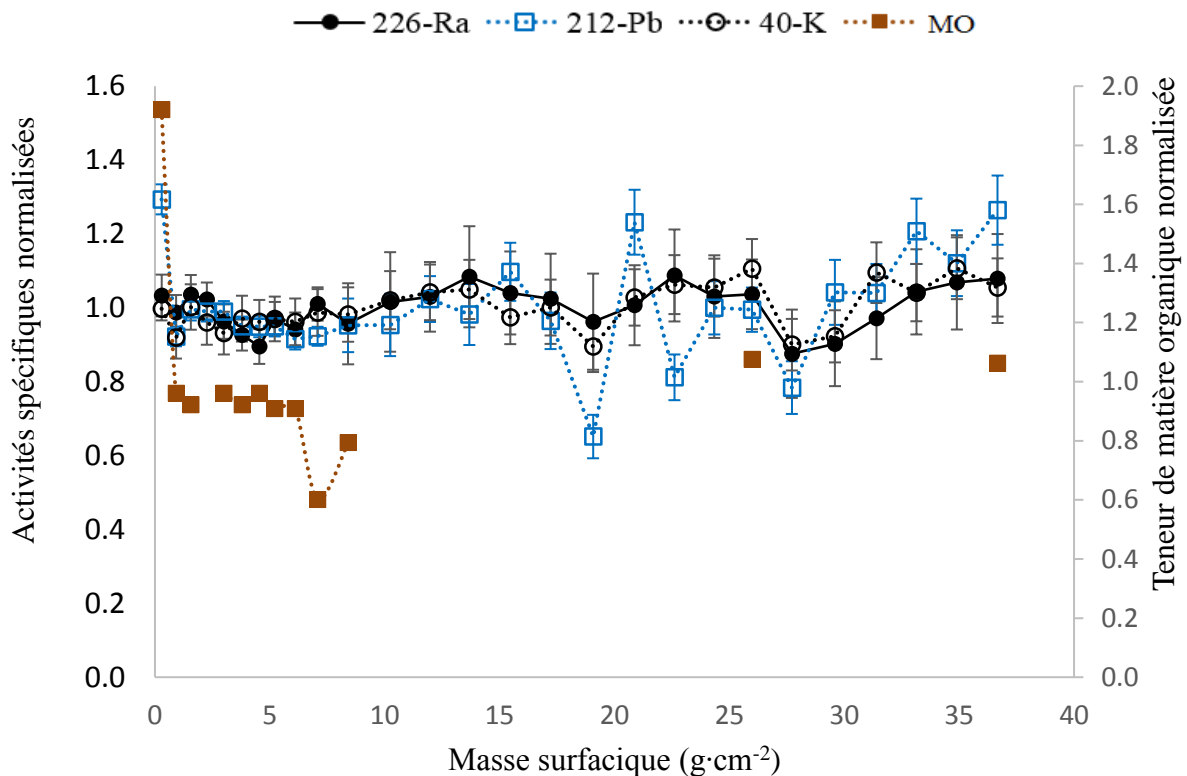


Figure IV.1: Distributions normalisées des radionucléides ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{212}\text{Pb}$  et  $^{40}\text{K}$ ) et des teneurs en matière organique.

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

### 3. Compositions chimique et minéralogique

Selon les moyens analytiques, cinq couches couvrant l'épaisseur de la carotte sédimentaire ont été choisies pour avoir une idée sur les compositions chimique et minéralogique.

La composition minéralogique des phases cristallines (Tab.IV.1) reste assez uniforme le long de la carotte, et est dominée par l'illite, le quartz, la muscovite et les carbonates de calcium.

Tableau IV.1: Composition minéralogique (phases en %) de quelques couches de la carotte déterminée par la diffraction à rayons-X

Phase	Intervalles de profondeur des couches étudiées dans la carotte				
	(0-1 cm)	(9-10cm)	(18-20 cm)	(28-30 cm)	(42-44 cm)
Illite	34	35.6	34.3	37	36
Quartz	23	22.8	24.2	21	24
Muscovite	19	17.8	17.2	20	17
Carbonate de calcium	14	13.9	15.2	12	14
Mg Hydroxide Al Silicate	7	6.9	7.1	8	7
Oxyde Potassium Fer (III)	2	2	1	1	1
Anatase	1	1	1	1	1

La composition chimique élémentaire (Tab.IV.2) révèle des changements notables des concentrations du Carbone et de certains métaux tels que Cu, Zn et Pb avec la profondeur de la carotte. Ces changements seront discutés plus tard après avoir effectué la datation radiométrique des sédiments.

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

Tableau IV.2: Composition chimique de quelques couches de la carotte sédimentaire déterminée par la technique WDXRF

Elément	Profondeurs des couches étudiées de la carotte				
	(0-1 cm)	(9-10 cm)	(18-20 cm)	(28-30 cm)	(42-44 cm)
C (%)	2.27	14.07	8.54	0.03	0.18
Na (%)	0.45	0.48	0.63	0.44	0.45
Mg (%)	3.65	3.89	5.86	4.31	4.18
Al (%)	5.26	5.62	6.38	7.30	7.13
Si (%)	64.80	70.31	73.28	82.17	82.32
P (%)	0.11	0.13	0.14	0.14	0.13
S (%)	0.19	0.22	0.30	0.36	0.32
Cl (%)	0.56	0.65	0.53	0.45	0.53
K (%)	0.33	0.36	0.48	0.53	0.47
Ca (%)	2.36	2.70	2.59	2.45	2.40
Ti (%)	0.12	0.12	0.14	0.16	0.16
V (%)	17.35	0.01	N.M.	0.01	0.00
Fe (%)	2.49	1.43	1.12	1.64	1.69
Cr (ppm)	N.M.	63.40	N.M.	41.60	55.00
Mn (ppm)	241.2	79.40	48.40	139.80	73.6
Cu (ppm)	80.70	15.80	22.70	N.M.	N.M.
Zn (ppm)	57.50	28.90	7.50	24.10	21.50
Ga (ppm)	8.60	9.10	3.80	N.M.	N.M.
Br (ppm)	23.90	13.70	5.60	10.30	12.80
Rb (ppm)	27.70	13.90	5.90	12.40	14.30
Sr (ppm)	82.10	57.80	27.30	57.10	53.40
Y (ppm)	6.90	2.20	1.90	6.10	3.10
Pb (ppm)	19.50	12.00	N.M.	N.M.	10.50

N.M. : non mesuré

#### 4. Inventaires et flux du $^{137}\text{Cs}$ et $^{210}\text{Pb}$ en excès au niveau de l'interface sédiment-eau

L'inventaire partiel du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  était de l'ordre de  $15.5 \pm 0,4 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , ce qui implique un flux constant de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  au niveau de l'interface sédiment-eau dépassant la valeur de  $465 \pm 13 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ .

Ce flux est beaucoup plus élevé que le dépôt atmosphérique habituellement trouvé dans la région, tout en sachant que le dépôt atmosphérique à l'échelle globale se trouve dans l'intervalle allant de 40 à  $250 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$  (Appleby, 1998).

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

---

Ce flux n'est pas affecté uniquement par les processus de scavenging au niveau de la colonne d'eau mais aussi par une contribution importante du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  associé aux flux de masses au niveau de l'interface sédiment-eau. Dans ce cas-là, les flux de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  devraient être en corrélation avec le taux d'accumulation des sédiments (Abril et Brunskill, 2014).

Les images satellites de la baie d'Alger permettent souvent la visualisation des nuages des matières particulaires en suspension transportées par les oueds et les eaux de ruissellement ou bien issues des phénomènes d'érosion le long des côtes de la baie (Fig. II.8)

Le transport des particules peut affecter les couches profondes par l'effet combiné de l'advection horizontale et de la décantation verticale.

Il est probable que, dans certaines conditions particulières, ces flux de particules pourraient affecter le site d'échantillonnage.

Les inondations épisodiques entraînant des boues dans l'environnement marin ainsi que les autres impacts anthropiques décrits en introduction de ce chapitre peuvent entraîner une large variation du flux du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  et du taux d'accumulation des sédiments.

L'inventaire du  $^{137}\text{Cs}$  mesuré pour l'ensemble de la carotte était de l'ordre de  $1920 \pm 40 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , avec un inventaire manquant au-delà de l'épaisseur de 45 cm.

Il est bien connu que les retombées radioactives du  $^{137}\text{Cs}$  varient largement avec la latitude et les précipitations locales, et en mer profonde une partie des dépôts reste en suspension dans la colonne d'eau, selon le temps de résidence (Noureddine et al., 2008).

Le dépôt atmosphérique du  $^{137}\text{Cs}$  dans les zones européennes non affectées par l'accident de Tchernobyl était de l'ordre de  $1400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  (dépôt corrigé à la date d'échantillonnage en 2015, données pour le Royaume Uni, Wright, 2016).

Par conséquent, le  $^{137}\text{Cs}$  adsorbé sur les masses des particules ainsi que le processus de scavenging contribuent aux flux de ce radionucléide au niveau de l'interface sédiment-eau.

Bien qu'il existe une base de donnée concernant les dépôts atmosphériques du  $^{137}\text{Cs}$ , plusieurs processus de pré-sédimentation peuvent conduire à des variations temporelles du flux de  $^{137}\text{Cs}$  au niveau de l'interface sédiment-eau (Robbins et al., 2000).

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

---

Dans ce contexte, nous adopterons une approche de modélisation pour essayer de comprendre la variation du  $^{137}\text{Cs}$  mesuré dans la carotte sédimentaire en fonction de la masse surfacique.

Le modèle choisi est un modèle simple d'une colonne d'eau de surface bien mélangée avec une coupe transversale  $S$  [ $\text{L}^2$ ] et une profondeur  $h$  [ $\text{L}$ ], recevant un dépôt atmosphérique,  $F_{\text{at}}$  [ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-2}\cdot\text{T}^{-1}$ ], et transférant un flux  $F_s$  [ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-2}\cdot\text{T}^{-1}$ ] pour les sédiments sous-jacents (les dimensions physiques sont données entre crochets).

Le flux à l'interface sédiment-eau ( $F_s$ ) peut être exprimé en prenant  $w_s$  [ $\text{M}\cdot\text{L}^{-2}\cdot\text{T}^{-1}$ ] comme taux moyen d'accumulation des sédiments,  $K_d$  est le coefficient de distribution pour le radionucléide étudié ( $^{137}\text{Cs}$ ), et  $C_w$  [ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-3}$ ], sa concentration dans la colonne d'eau.

$$F_s = w_s K_d C_w \quad (\text{IV. 1}).$$

L'équation différentielle décrivant la variation temporelle de la concentration de  $^{137}\text{Cs}$  ( $C_w$ ) est la suivante :

$$\frac{dC_w}{dt} = \frac{F_{\text{at}}}{h} - \frac{w_s K_d}{h} C_w - \lambda C_w \quad (\text{IV. 2}),$$

(2)

où  $\lambda$  [ $\text{T}^{-1}$ ] est la constante de décroissance radioactive du  $^{137}\text{Cs}$ .

L'activité spécifique du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'eau de mer a été mesurée par la technique de co-précipitation d'AMP à un endroit très proche du site de prélèvement de la carotte au niveau de la baie d'Alger. Elle est de l'ordre de  $1,00 \pm 0,04 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Le coefficient de distribution  $K_d$  a été calculé à l'aide de la concentration du  $^{137}\text{Cs}$  mesurée dans la première couche de sédiment (représente la concentration du  $^{137}\text{Cs}$  dans la phase solide) et celle dans l'eau de mer obtenue par co-précipitation (représente la concentration du  $^{137}\text{Cs}$  dans la phase liquide) avec une valeur de l'ordre de  $3,8 \times 10^3 \text{ l/kg}$ .

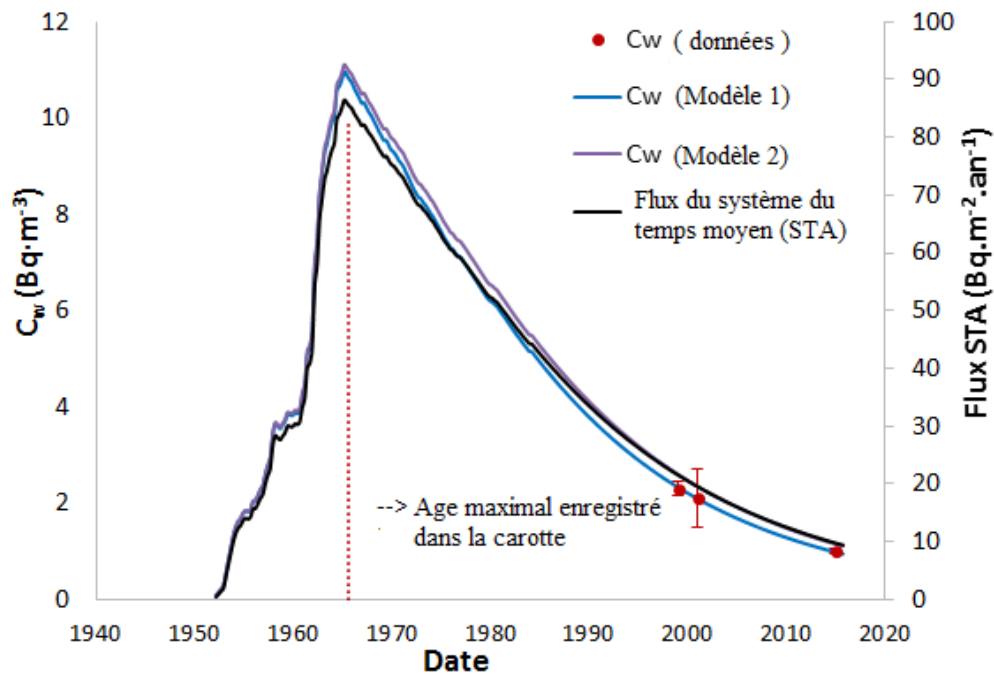


Figure IV.2 : Concentrations du  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) dans l'eau de mer autour de la baie d'Alger

Les données du  $^{137}\text{Cs}$  pour les années 1999 et 2001 proviennent des travaux de Nouredine et al., (2008); tandis que les données du CRNA de l'année 2015 relatives aux concentrations du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'eau de mer n'ont pas été encore publiées.

Le modèle 1 (Fig.IV.2) est la solution de l'équation 2 avec une valeur  $k_d$  locale de  $3,8 \text{ à } 10^3 \text{ l/kg}$  et les dépôts atmosphériques de Wright (2016), avec une profondeur de 73 m de la surface d'eau et  $w_s$  de l'ordre de  $0,06 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ .

Le modèle 2 (Fig.IV.2) comprend des échanges horizontaux à un taux de  $0,05 \text{ an}^{-1}$ , avec un taux moyen d'accumulation des sédiments ( $w_s$ ) de  $0,15 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ . Les flux du modèle de système du temps moyen (STA en  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ ) sont la solution de l'équation 2 avec le même dépôt atmosphérique et la constante physique  $k_r$  de  $0,026 \text{ an}^{-1}$ .

La ligne pointillée verticale délimite la chronologie maximale pour la carotte sédimentaire.

La figure IV.2 représente la solution de l'équation 2 en utilisant les flux atmosphériques anciens ( $F_{at}$ ) de Wright, (2016), corrigés par un facteur de normalisation  $Z$ , représentant globalement la latitude géographique différente et les précipitations locales,  $h = 73 \text{ m}$ ,  $w_s = 0,06 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$  (modèle 1 sur la Fig. IV.2, avec  $Z \sim 1$ ).

Des résultats similaires peuvent être obtenus par un modèle de colonne d'eau modifiée, en tenant compte des entrées horizontales (par échanges avec les masses d'eau environnantes), comme

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

---

cité dans les travaux de Laissaoui et al. (2008), à un taux de  $0,05 \text{ an}^{-1}$ , et en augmentant la valeur de  $w_s$  à  $0,15 \text{ g.cm}^{-2}\text{an}^{-1}$  (Modèle 2 sur la Fig. IV.2).

Les taux d'accumulation des sédiments utilisés dans cet exercice de modélisation sont bien inférieurs à ceux estimés à partir des modèles classiques, de sorte que la contribution des autres flux de masse (ruissellement à partir des milieux terrestres et les zones de déposition moins profondes), soit prise en considération.

Néanmoins, l'intégration des flux atmosphériques du  $^{137}\text{Cs}$  dans la zone de chalandise (barrages, embouchures des rivières, bassins versants), a été largement décrite par McCall et al, (1984), Abril et García-León, (1994) et Robbins et al., (2000).

La formulation la plus simple peut être trouvée dans les travaux de Robbins et al. (2000), où l'intégration du  $^{137}\text{Cs}$  est désignée comme un modèle de système du temps moyen (STA).

Les flux au niveau de l'interface sédiment-eau  $F_s$  sont exprimés en fonction du dépôt atmosphérique  $F_{at}$ , impliquant la constante  $\lambda$  de désintégration radioactive du radionucléide, et une constante du système  $k_r$ , avec la dimension physique de  $\text{T}^{-1}$ .

$$\frac{dF_s}{dt} = k_r F_{at} - (\lambda + k_r) F_s. \quad (\text{IV.3})$$

La Figure IV.2 représente la solution de l'équation 3 avec  $F_{at}$  tiré des travaux de Wright (2016) et  $k_r = 0,026 \cdot \text{an}^{-1}$ . Cette valeur a été sélectionnée pour obtenir une variation temporelle similaire à celle du modèle 1 sur la Figure IV.2.

En conclusion, il est attendu un effet intégral des flux atmosphériques du  $^{137}\text{Cs}$  dans la colonne d'eau et dans les zones d'érosion, qui contribuerait aux flux de masse arrivant à l'interface sédiment-eau au lieu de prélèvement de la carotte.

La contribution directe des retombées radioactives du  $^{137}\text{Cs}$  provenant de Tchernobyl devrait être relativement négligeable dans cette zone d'étude, mais elle a affecté les bassins de la Méditerranée du Nord et de l'Est (Delfanti et al., 2003). Ainsi, les eaux Levantines intermédiaires (LIW) circulant au niveau du bassin algérien peuvent transporter quelques empreintes de l'accident de Tchernobyl. Cependant, leurs effets en baie d'Alger seraient improbables, sachant que les eaux modifiées de l'Atlantique occupent déjà les 200 premiers mètres de profondeur de la mer d'Alboran (Noureddine et al., 2008).

Les analyses ci-dessus indiquent que les apports du  $^{210}\text{Pb}_{xs}$  et du  $^{137}\text{Cs}$  au niveau de l'interface sédiment-eau ont été largement enrichis dans leurs activités par les flux de masse des ruissellements du milieu continental et des zones de déposition moins profondes.

Le dépôt non idéal provient principalement de la diffusion et l'absorption cinétique des radionucléides dissous dans les eaux interstitielles et, par la distribution en profondeur des fractions des différentes tailles (colloïdale et petits grains) (Abril et Gharbi, 2012).

## 5. Datation des sédiments

### 5.1. Modèles classiques

Les activités spécifiques du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  et du  $^{137}\text{Cs}$  en fonction de la masse surfacique de la carotte sédimentaire sont représentées dans la figure IV.3.

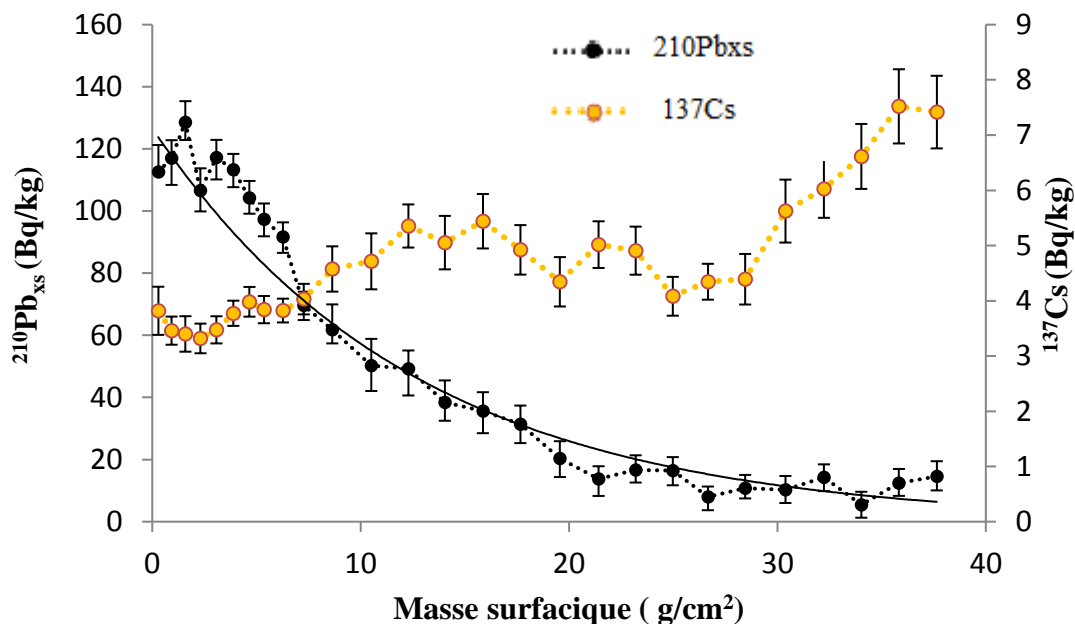


Figure IV. 3: Profils verticaux du  $^{210}\text{Pb}$  en excès et du  $^{137}\text{Cs}$  en fonction de la masse surfacique dans la carotte sédimentaire de la baie d'Alger.

Le modèle CF-CS suppose que le flux du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  est constant à l'interface sédiment-eau (SWI), et un taux d'accumulation de sédiments constant (SAR),  $w$  [ $\text{M}\cdot\text{L}^{-2}\cdot\text{T}^{-1}$ ], ce qui se traduit par une diminution exponentielle de l'activité,  $A$  (m), avec l'épaisseur de la masse (m):

$$A(m) = A_0 e^{-\lambda m/w} \quad (\text{IV.4})$$

où :  $\lambda$  est la constante de désintégration radioactive du  $^{210}\text{Pb}$ .

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

---

Le facteur  $(\lambda/w)$  est de l'ordre de  $0,079 \pm 0,005 \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ , ce qui conduit à un taux de sédimentation ( $w$ ) de l'ordre de  $0,392 \pm 0,025 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ .

Le coefficient de corrélation linéaire de Pearson ( $r$ ) est de  $-0,954$ . Il est intéressant de noter que les valeurs élevées de ( $r$ ) sont nécessaires, mais ils ne sont pas une condition suffisante pour la fiabilité des hypothèses du modèle CF-CS.

La chronologie correspondante (âges,  $t = m/w$ ) est tracée et représentée par la Figure IV.4. L'âge de la dernière couche fourni par le modèle CF-CS est de  $102 \pm 7$  an, (âge correspondant à l'année  $1913 \pm 7$ ). Cette chronologie du modèle CF-CS est en contradiction avec le profil de  $^{137}\text{Cs}$ , qui montre un maximum aux couches les plus profondes, en prenant en considération sa première apparition importante dans l'environnement remonterait au milieu des années 1950.

Le modèle CIC suppose que la concentration d'activité initiale ( $A_0$ ) est constante. L'âge de la couche de sédiment centrée à l'épaisseur de la masse ( $m$ ) peut être dérivé à partir de la valeur mesurée  $A(m)$ :

$$t = \frac{1}{\lambda} \text{Ln} \left( \frac{A_0}{A(m)} \right) \quad (\text{IV.5})$$

Le choix de  $A_0$  est problématique, et dans notre cas nous avons choisi la valeur de  $128 \text{ Bq/kg}$  avec les critères que la ligne de tendance linéaire des âges du modèle CIC laquelle intercepte l'origine au niveau  $m = 0$ .

La chronologie établie par le modèle CIC est représentée sur la Figure IV.4. L'âge de la couche la plus profonde est de  $72 \pm 11$  ans (âge correspondant à l'année de  $1944 \pm 11$ ), qui est également incompatible avec le profil du  $^{137}\text{Cs}$  (chronologie non fiable).

Il est intéressant de noter que lorsque  $A_0$  montre une variation aléatoire autour d'une valeur moyenne, les âges établis par le modèle CIC montrent une dispersion aléatoire autour d'une ligne de tendance.

Le modèle CRS assume un flux constant du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  à l'interface sédiment-eau, ce qui est maintenu pendant un temps suffisant pour obtenir un état d'équilibre pour l'inventaire total du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ .

L'âge d'une couche de sédiments est exprimé comme suit :

$$t = \frac{1}{\lambda} \text{Ln} \left( \frac{\Sigma_0}{\Sigma_m} \right), \quad (\text{IV.6})$$

Où  $\Sigma_m = \int_m^\infty A(m') dm'$  est l'inventaire du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  au-dessous de l'épaisseur de la masse  $m$ ; et  $\Sigma_0$  est l'inventaire total en dessous de l'interface sédiment-eau ( $m = 0$ ).

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

Comme on le voit sur la Figure IV.3, la longueur de la carotte ( $m_L$ ) n'est pas assez grande (45cm) pour atteindre la profondeur d'équilibre (la concentration du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  restant nulle en dessous d'une telle profondeur).

Par conséquent, l'inventaire récupéré ( $\int_0^{m_L} A(m') dm'$ ) est de l'ordre de  $15,5 \pm 0,4 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , qui est inférieur à l'inventaire total ( $\Sigma_0$ ). Dans ce cas-là, et, il est nécessaire de considérer certaines hypothèses et d'estimer la partie manquante de l'inventaire.

La méthode de correction usuelle par le taux d'accumulation de référence (Appleby, 1998) est problématique étant donné que les activités du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  montrent un aplatissement au niveau des couches les plus profondes.

En utilisant la courbe exponentielle pour toute la carotte (Fig. IV.3), une correction de l'ordre de  $0,76 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  peut être estimée et rajoutée à l'inventaire total.

La chronologie obtenue par ce modèle est illustrée par la figure IV.4.

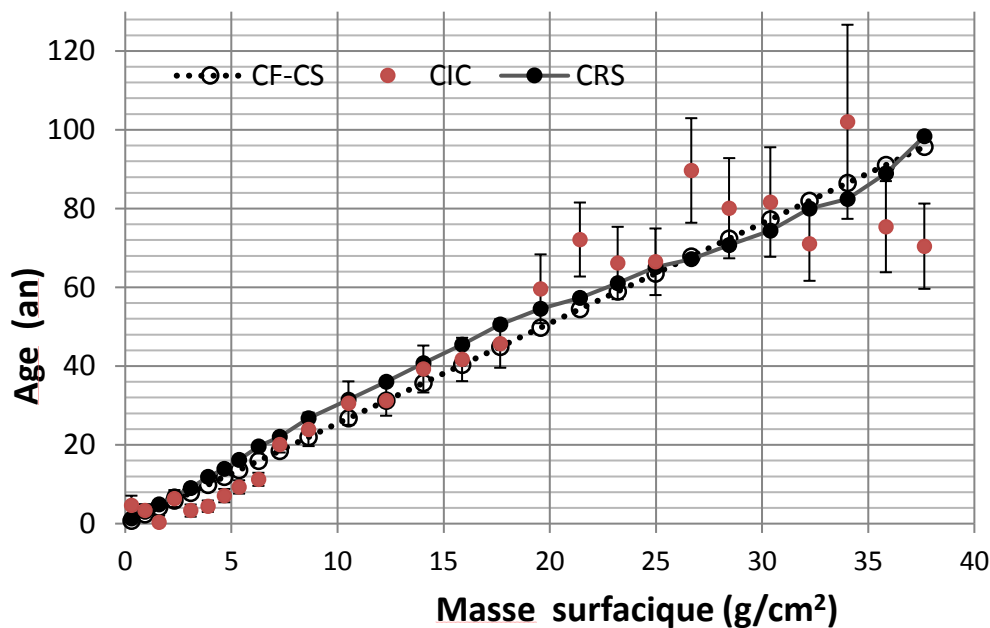


Figure IV.4: Chronologies des différentes couches sédimentaires établies par les modèles CF-CS, CIC et CRS.

L'âge de la dernière couche mesurée de  $98 \pm 8$  an, est également en contradiction avec les données du  $^{137}\text{Cs}$ . Il est intéressant de noter que l'accord entre les chronologies établies par les modèles CF-CS et CRS n'est pas une preuve de leur fiabilité pour une carotte sédimentaire.

Implicitement les trois modèles classiques ci-dessus supposent un dépôt idéal (dans les conditions décrites par Abril et Gharbi, 2012) et pas une redistribution de post-déposition.

L'aplatissement dans le profil du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  pourrait refléter une couche de sédiments homogène et relativement épaisse déposée dans un événement épisodique.

## 5.2. Masse volumique apparente

La figure IV.5 représente la densité apparente en fonction de la profondeur réelle dans la carotte sédimentaire. Deux méthodes ont été utilisées pour estimer la densité apparente. La méthode A, utilise la masse totale sèche et le volume de chaque couche de sédiment. La salinité de l'eau interstitielle n'a pas été mesurée directement, mais elle devrait être proche de la salinité moyenne de l'eau de mer dans la baie d'Alger, qui est d'environ 36,5 PSU (Noureddine et al., 2008). Le taux d'humidité mesuré (Tableau 9 en annexe A), nous a permis de corriger les sels précipités à partir de l'eau interstitielle (Dadey et al., 1992). Les corrections sont minimales, de l'ordre de 2,7% en moyenne (intervalle de 2,2% à 3,3%). Il peut être utile de comparer ces estimations avec la densité apparente ( $\rho_b$ ) provenant d'un modèle à deux phases du sédiment, avec des densités uniformes pour les matières solides ( $\rho_s$ ) et de l'eau interstitielle ( $\rho_w$ ) et d'autres volumes rajoutés (méthode B):

$$\rho_b = \frac{1-f_w}{\frac{1-f_w}{\rho_s} + \frac{f_w}{\rho_w}} \cdot \quad (\text{IV.7})$$

Dans l'équation IV.7,  $f_w$  est la fraction du poids de l'eau. Pour une densité des solides de  $2,2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , une valeur plus faible que les valeurs habituelles ( $2,5\text{-}2,6 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) a été trouvée, ce qui met en évidence la contribution de la matière organique et des films d'eau restant après le séchage à la température de  $70 \text{ }^\circ\text{C}$ .

La méthode A n'est pas limitée par les hypothèses impliquées dans la méthode B, mais elle est sensible aux légères incertitudes dans l'épaisseur de la couche lors du découpage. La discontinuité observée au niveau de la couche 7-9 cm n'apparaît pas dans la méthode B (figure IV.5).

Le profil de densité apparente suit approximativement la tendance attendue pour un compactage à l'état d'équilibre (Abril, 2003b ; 2011), sans changements drastiques dans les conditions sédimentaires.

Il convient de noter que les corrections par les sels précipités ne sont pas nécessaires pour l'estimation des âges par le modèle CRS, vu qu'il fonctionne avec des inventaires, de sorte que les corrections dans les masses surfaciques et dans les concentrations d'activité sont compensées. Ces corrections s'appliquent aux modèles CRS-SAR, CF-CS et CIC. Dans la

carotte étudiée, les corrections sont faibles (environ 2,7%), et par conséquent la chronologie reste essentiellement inchangée (par exemple, un âge de  $101 \pm 6$  an est estimé pour la couche la plus profonde, avec le modèle CF-CS en prenant en considération la teneur corrigée du sel.

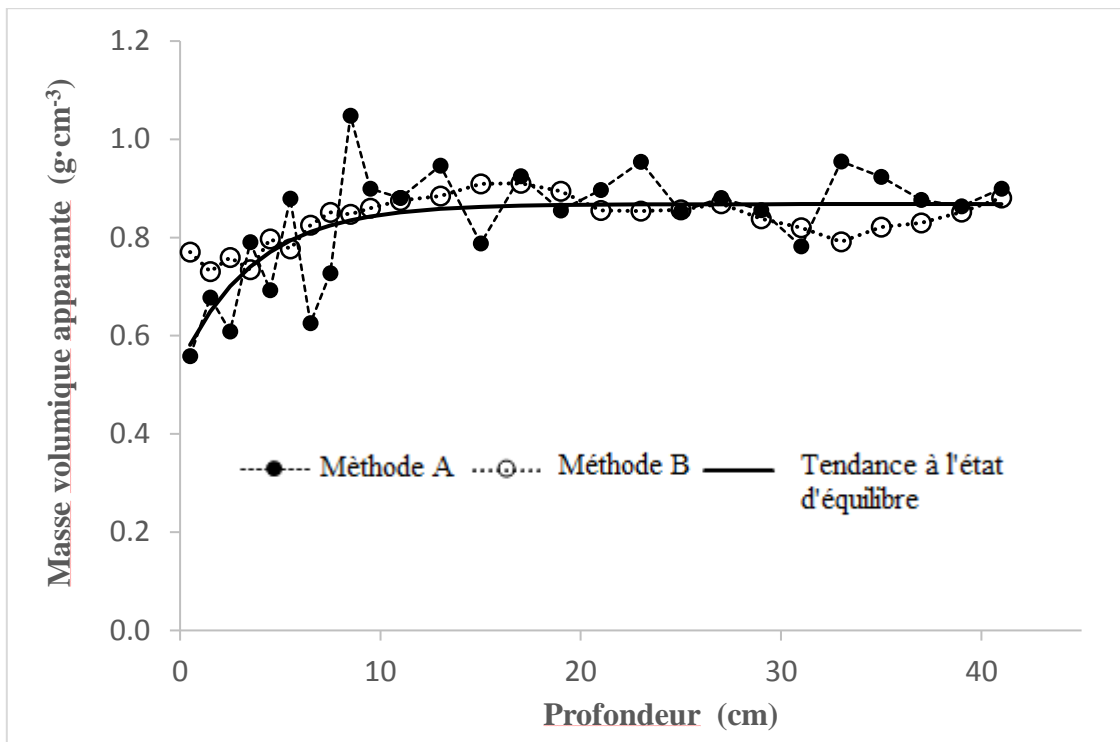


Figure IV.5: Masse volumique apparente estimée par différentes méthodes le long de la carotte sédimentaire

### 5.3. Nouvelle approche de datation par l'analyse des clusters et les modèles classiques par morceaux 'Piecewise'

Sur la base d'une large enquête systématique sur les sédiments des environnements marins, fluviaux et lacustres, Abril et Brunskill (2014) ont constaté que les flux du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  au niveau de l'interface sédiment-eau étaient très variables dans le temps et statistiquement corrélés avec le taux d'accumulation des sédiments.

Ce comportement du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  constaté par les travaux de Abril et Brunskill (2014) semble être similaire pour la carotte de sédiment prélevée en baie d'Alger, ce qui soutient l'application de la méthodologie d'analyse par les clusters développée par Abril (2019)

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

Lorsque des modifications dans les conditions environnementales persistent, cela engendre un changement dans les concentrations initiales du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  et/ou le taux d'accumulation des sédiments.

Le profil du  $\text{Ln} (^{210}\text{Pb}_{\text{xs}})$  en fonction de la masse surfacique montre des discontinuités et des sauts avec des changements de pente. Sur ce profil, deux discontinuités et trois transects ont été observés (Fig.IV.6).

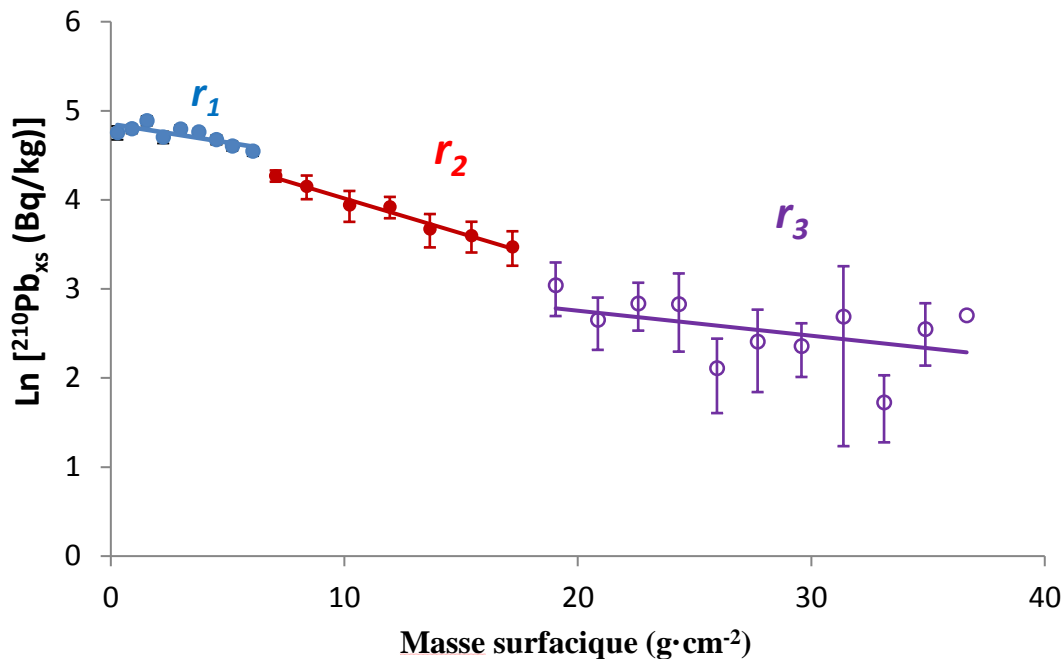


Figure IV.6: Analyse par transect du profil du  $\text{Ln} ^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  en fonction de la masse surfacique

Selon les travaux de Abril (2019), une régression linéaire a été appliquée à chaque transect, ce qui a permis d'estimer les conditions sédimentaires (le taux moyen d'accumulation des sédiments, les concentrations des activités initiales du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  ainsi que son flux). Les résultats sont résumés dans le tableau IV.3.

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

Tableau IV.3 : Analyse des transects pour la carotte de sédiment de la baie d'Alger

Paramètre	Conditions sédimentaires				
<b>Transect 1</b>					
$-a_1$	0.0417	±	0.0123	$A_{0,1}$	128 ± 6
$b_1$	4.8518	±	0.0441	$w_1$	0.74 ± 0.22
<i>Pearson r</i>	-0.7888			$F_1$	950 ± 280
$m_1$ discontinuité	6.61				
<b>Transect 2</b>					
$-a_2$	0.0784	±	0.0052	$A_{0,2}$	95 ± 8
$b_2$	4.2817	±	0.0329	$w_2$	0.397 ± 0.026
<i>Pearson r</i>	-0.989			$F_2$	380 ± 40
$m_2$ discontinuité	18.10				
<b>Transect 3</b>					
$-a_3$	0.0281	±	0.0191	$A_{0,3}$	54 ± 13
$b_3$	2.8086	±	0.2141	$w_3$	1.11 ± 0.75
<i>Pearson r</i>	-0.440			$F_3$	600 ± 400

$Ln \text{ } ^{210}\text{Pb}_{xs} = a_i$ . Masse surfacique +  $b_i$ ,  $A_{0,i}$  : Activité initiale du  $^{210}\text{Pb}_{xs}$ ,  $w_i$  : taux d'accumulation des sédiments,  $F_i$  : Flux du  $^{210}\text{Pb}_{xs}$

La corrélation linéaire  $r_i$  est statistiquement significative pour les transects 1 et 2, avec un niveau de confiance supérieur à 95%, et non significative pour le transect 3.

Bien qu'avec des grandes incertitudes, les valeurs moyennes des concentrations initiales du  $^{210}\text{Pb}_{xs}$  ont augmenté avec le temps (à partir du transect 3, dans la partie la plus profonde et la plus vieille de la carotte, et au transect 1, dans sa partie supérieure correspondante aux couches jeunes). Le taux d'accumulation moyen varie d'un transect à l'autre : taux élevé avec une grande variabilité au niveau du troisième transect ( $1,11 \pm 0,75 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ ), faible et uniforme au niveau du deuxième transect ( $0,397 \pm 0,026 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ ), et un taux élevé dans le premier transect avec une valeur de l'ordre  $0,74 \pm 0,22 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ .

Les flux moyens ont changé avec le temps. Par conséquent, dans ces conditions sédimentaires, le modèle CRS peut difficilement fournir une chronologie fiable, même dans sa version par morceaux dans le cas où une date de référence était connue (Abril, 2019).

Les modèles classiques CF-CS et CIC par morceaux ont été appliqués à la carotte en utilisant, respectivement, les valeurs du taux d'accumulation des sédiments et les concentrations initiales reportées dans le tableau IV.3.

Les chronologies résultantes, ainsi que les incertitudes associées, sont représentées par la Figure IV.7.

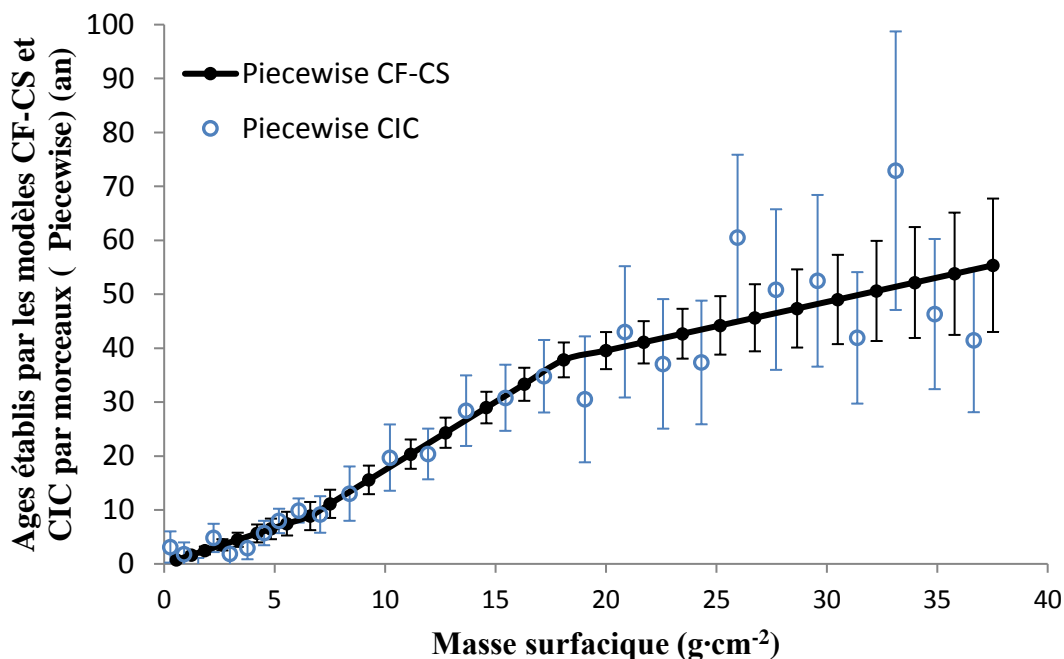


Figure IV.7: Lignes chronologiques établies par l'analyse des transects des modèles CF-CS et CIC de la carotte de la baie d'Alger.

La ligne chronologique établie par l'analyse des transects du modèle CIC a une signification physique, avec une limitation pour le troisième transect.

L'âge de la dernière couche, calculé par l'analyse des transects du modèle CF-CS est de  $59 \pm 15$  ans, ce qui est compatible avec l'âge fourni par le profil de  $^{137}\text{Cs}$  (inférieur à 51 ans) dans l'eau de mer (Fig. IV.2).

Le troisième transect du profil est mal décrit par les deux modèles.

La chronologie établie par l'analyse des transects du modèle CIC montre deux âges trop vieux et se trouvent hors de la ligne chronologique. Cela nous pousse à penser que les concentrations initiales dans ces deux couches de la carotte ont été sous-estimées par un facteur 2 de la valeur moyenne supposée pour ce transect (Tableau IV.4).

Ces concentrations sont probablement liées à de grands événements de dépôt de sédiments marins. Les conditions sédimentaires dans ce transect du profil semblent avoir été caractérisées par une séquence de phases de déposition impliquant la variation du taux d'accumulation de sédiment et la variation des concentrations initiales du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ , couvrant une décennie depuis le milieu des années 60 (la limite de la chronologie). Cette déposition correspond au stade du

## **Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique**

---

développement urbain de la ville d'Alger après l'indépendance de l'Algérie, et elle peut inclure les inondations de 1974.

Les âges du deuxième transect s'étalent du milieu des années 70 jusqu'en 2006. Les conditions sédimentaires ont été relativement régulières dans cette période, sans les empreintes apparentes des phénomènes naturels : le tremblement de terre de 1980, les inondations spectaculaires de Bab El-Oued en 2001 et le tsunami de l'année 2003.

Les travaux de Perriñez et Abril (2013) ont rapporté des résultats de simulation numérique du tsunami de 2003 à Alger. L'amplitude maximale de l'onde de tsunami était proche de 0,5 m le long du rivage de la baie, et en dessous de 0,2 m dans le site d'échantillonnage. Les vitesses maximales des courants d'eau étaient de 0,25 m/s et en-dessous de 0,1 m/s. Les contraintes de cisaillement associées sont de 0,16 Pa le long de la côte et 0,025 Pa au niveau du site d'échantillonnage, ce qui est inférieur au seuil de la remise en suspension des argiles et de la remobilisation du sable fin côtier.

Ces résultats sont en accord avec l'absence d'une empreinte de ce tsunami dans la carotte sédimentaire.

Les âges du premier transect s'étalent de 2006 à la date de l'échantillonnage de la carotte (2015).

Les âges établis par l'analyse des transects du modèle CIC montrent une variabilité modérée révélant ainsi une variabilité significative des concentrations initiales qui semblent être probablement liées aux impacts anthropiques dues à la croissance démographique et à l'expansion de l'urbanisation.

Les valeurs récentes du taux d'accumulation des sédiments ( $0,73 \pm 0,21 \text{ g.cm}^{-2}\text{an}^{-1}$ ) correspondent à des vitesses d'accumulation de  $0,86 \pm 0,25 \text{ cm / an}$  lorsque on prend en compte le compactage précoce (Abril, 2003b).

### **6. Historique de la pollution de la baie d'Alger**

Les échantillons de sédiment sélectionnés aléatoirement (cinq couches) couvrant l'ensemble de la carotte ont été analysés par la technique WDXRF.

Les concentrations normalisées (par rapport aux moyennes arithmétiques) des différents éléments chimiques ont été présentées en fonction de la date de dépôt sur le sédiment (Fig. IV.8).

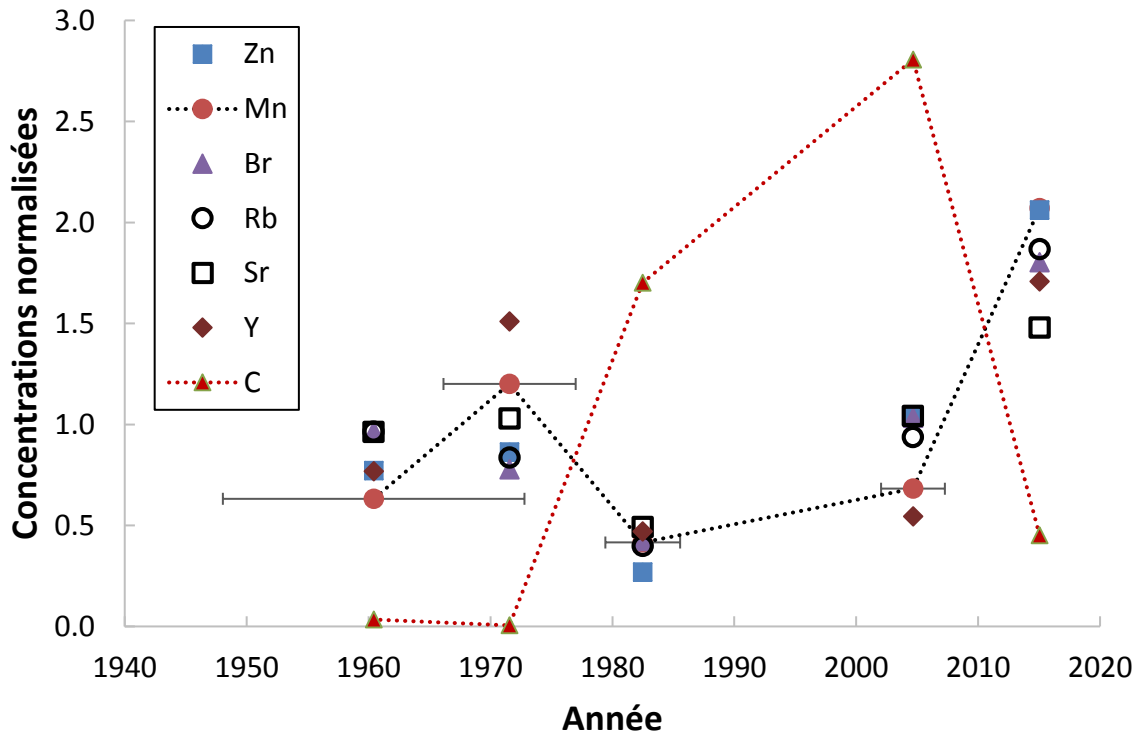


Figure IV.8: Concentrations normalisées de quelques éléments sélectionnés en fonction de la date de déposition aux sédiments

La figure IV.8 montre clairement que tous les métaux présentent des concentrations maximales dans la couche supérieure. Ces profils montrent aussi des fluctuations importantes avec des valeurs assez faibles (moins que la moitié des concentrations de la surface) dans les années 60s et surtout à la fin des années 70s et durant les années 80s.

La période allant de l'année 1970 jusqu'à 2010 peut représenter des déficits significatifs pour les métaux Mn, Zn, Br, Rb, Sr, Y et Pb. Ces déficits pendant une période de l'ordre de quatre décennies consécutives peuvent être dus au freinage ou à la limitation des apports de masse et/ou de sa charge polluante en provenance du continent. Les processus à l'origine peuvent être naturels, mais surtout anthropiques. En effet, la période correspondante coïncide avec celle des grandes mutations socioéconomiques qu'a connu l'Algérie indépendante. Donc, les observations faites sur la quantification des métaux et leurs comportements peuvent avoir un lien avec la mise en oeuvre des grands programmes gouvernementaux de l'époque.

Le Facteur d'Enrichissement (FE) donne une estimation de l'influence anthropique sur les sédiments, et il utilise un élément normalisé (Loring et Rantala, 1992):

$$FE = \frac{C_a X_b}{C_b X_a} \quad (IV.8)$$

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

---

Où :

$C_a$  et  $C_b$  : représentent la concentration de l'élément dans l'échantillon (a) et dans le bruit de fond de référence (b)

$X_a$  et  $X_b$  : représentent la concentration normalisée de l'élément dans l'échantillon (a) et dans le bruit de fond de référence (b).

Lorsque les valeurs du facteur d'enrichissement (EF) sont :

$EF < 2$ , déficit à un enrichissement minimal ;

$2 < EF < 5$ , un enrichissement modéré ;

$5 < EF < 20$ , un enrichissement sévère ;

$20 < EF$ , un enrichissement très sévère.

La couche sédimentaire la plus profonde de la carotte (42-44 cm) peut être utilisée pour estimer le bruit de fond de référence local.

Lors de l'utilisation de l'Aluminium (Al) comme élément normalisé, les éléments Mn, Zn, Br, Rb, Sr, Y et Pb ne montrent un enrichissement modéré que dans la première couche de 0-1 cm (avec une valeur minimale du facteur de l'ordre de 2,1 pour le Sr et une valeur maximale de 4,4 pour le Mn). Ces enrichissements sont dus à l'augmentation de la proportion d'Aluminosilicates.

Par contre lors de l'utilisation du Fer (Fe) comme élément normalisé, tous les facteurs d'enrichissement sont inférieurs à 2, ce qui indique une absence d'enrichissement, à l'exception du Mn dans la couche (0-1cm) dont le facteur EF est de l'ordre de 2,1.

Le Fer peut être utilisé comme un traceur chimique pour les minéraux argileux qui en sont riches (Loring et Rantala, 1992). Dans les trois à quatre dernière décennies, les concentrations croissantes en métaux peuvent être liées à des changements dans la composition et /ou la provenance des flux de masse au niveau de l'interface sédiment-eau et surtout à des sources de pollution qui sont due à des activités et des pressions d'origine anthropiques.

Les phases cristallines ne révèlent pas de changements significatifs dans la composition minéralogique au cours du temps (Tab.IV.1). D'après les résultats du tableau IV.2, le pourcentage de Si est progressivement réduit d'un taux de 82,3% dans la couche profonde à 64,8 % au niveau de la première couche (0-1 cm) qui équivaut à une baisse relative de 21%.

## **Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique**

---

La diminution relative de la teneur en Al est de 26% sur toute la plage de la chronologie, tandis que la teneur en Fe a augmenté de 50%.

Le changement majeur a été observé dans la teneur en carbone, qui augmente d'un taux de 0,18% dans la couche la plus profonde à un taux de 14,1% dans la couche (9-10 cm) (Tab. IV.2, Fig.IV.8).

Le carbone semble être non concerné par les processus qui gouvernent les fluctuations observées pour les métaux et qui sont majoritairement ou totalement d'origine continentale. Ceci paraît logique car la majeure partie du carbone ou sa totalité a une origine interne de la colonne d'eau de mer. La fluctuation la plus importante dans le profil du carbone, à l'inverse des métaux, c'est sa concentration très faible dans la couche de surface. Elle ne peut être due qu'à une production faible de la matière organique par la colonne d'eau et/ou à une digestion partielle de la matière organique par les organismes benthiques. En dessous de cette couche de surface, le profil du carbone présente une évolution et une distribution assez normales. En effet, les couches (9-10 cm) et (18-20 cm) correspondent probablement à la zone de diagenèse suboxique où la matière organique subit une dégradation et une oxydation progressives par les différents processus géochimiques dominants dans cette séquence diagénétique. Les couches profondes de (28-30 cm) et de (42-44 cm) correspondent très probablement à la zone de méthanogénèse où la matière organique est arrivée à son dernier stade d'évolution avec la production du méthane.

Le facteur d'enrichissement pour le carbone est de l'ordre de 100 en utilisant les éléments normalisés Al et Fe. Cela ne peut pas être expliqué par les variations dans la teneur en matière organique (Tab. 9 en annexe A), ni par les carbonates de calcium biogénique (la teneur en Ca reste constante, Tab. IV.2).

Les flux anthropiques des polluants peuvent être estimés à partir des taux de sédimentation récents et de la concentration en excès de chaque élément (différence entre les concentrations des couches (0-1cm) et (42-44cm)). Les taux de sédimentation exprimés en  $\text{g}\cdot\text{m}^2\cdot\text{an}^{-1}$  des différents éléments chimiques sont les suivants : 152 pour C, 58 pour Fe, 1,22 pour Mn, 0,26 pour Zn, 0,21 pour Sr, 0,10 pour Rb, 0,08 pour Br et 0,07 pour Pb (avec une incertitude relative de 30% contribué par le taux d'accumulation des sédiments).

Les processus diagénétiques et géochimiques peuvent influencer sensiblement le comportement et les concentrations des oligo-éléments dans les sédiments en fonction de la profondeur; et c'est probablement la raison pour laquelle le Manganèse présente plusieurs facteurs d'enrichissement en fonction de l'élément de normalisation utilisé.

## **7. Evaluation des risques radioécologique et dosimétrique**

Après avoir mesuré le niveau de radioactivité naturelle et artificielle des sédiments, une évaluation des risques radio-écologique et dosimétrique a été faite. Cette évaluation a été effectuée à l'aide de l'outil ERICA pour pouvoir déterminer les concentrations des radionucléides dans les biotes ainsi que les doses reçues.

Le tableau IV.4 présente les activités des radionucléides dans les organismes de référence ainsi que le débit de dose total par organisme après avoir utilisé les valeurs par défaut du modèle ERICA. Les débits totaux de dose pour tous les organismes de référence ont été trouvés en dessous de la valeur limite de  $400 \text{ mGy}\cdot\text{h}^{-1}$ , ce qui est peu susceptible d'entraîner des effets néfastes (UNSCEAR, 2008).

Les produits de la mer représentatifs de la baie d'Alger sont les poissons benthiques (*Mullus barbatus*), les poissons pélagiques (*Sardina pilchardus*; *Sardinella aurita*) et les crustacés (*Aristeus antennatus*), avec des taux de consommation annuels moyens relativement faibles de 0,5, 2,0 et 0,5 kg par personne, respectivement (données du Ministère de la Pêche et des Productions Halieutiques). Les activités spécifiques dérivées de l'outil ERICA dans ces classes de biotes (Tab. IV.4) pour l'ensemble des radionucléides étudiés, ont permis d'estimer la dose efficace<sup>1</sup> engagée de 50 ans pour les adultes en utilisant les coefficients de conversion recommandés par UNSCEAR (2008) pour les radionucléides naturels et ICRP (2012) pour le  $^{137}\text{Cs}$ . La dose trouvée qui est de l'ordre de  $32 \mu\text{Sv}$ , est loin de produire des effets néfastes sur l'homme.

---

<sup>1</sup> Contrairement à une exposition externe qui prend fin lorsque le sujet s'éloigne suffisamment de la source, l'irradiation interne continue jusqu'à décroissance complète des radionucléides retrouvés dans les tissus ou organes. La durée de rétention de la contamination dans l'organisme peut varier de quelques heures à plusieurs dizaines d'années. Pour prendre en compte l'ensemble du temps de résidence des radionucléides dans le corps, le concept de dose efficace engagée a été introduit.

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

Tableau IV.4: Activités des radionucléides dans les sédiments et dans les organismes dérivées du code ERICA ainsi que les débits de dose totaux

Radionucléide	(Bq·kg <sup>-1</sup> )	Organismes de référence (Bq·kg <sup>-1</sup> poids frais )							
		<i>Poissons benthiques</i>	<i>Crustacés</i>	<i>Macro-algues</i>	<i>Mollusque bivalves</i>	<i>poissons pélagiques</i>	<i>phytoplancton</i>	<i>polychètes</i>	<i>zooplancton</i>
<sup>137</sup> Cs	3.7	0.029	0.018	0.033	0.017	0.029	0.003	0.062	0.045
<sup>210</sup> Pb	124.9	15.475	9.848	0.469	2.954	15.475	225.095	18.758	7.972
<sup>226</sup> Ra	19.1	0.502	0.308	0.322	0.233	0.502	4.095	0.502	0.290
<sup>228</sup> Ra	26.3	0.690	0.424	0.443	0.320	0.690	5.633	0.690	0.399
<sup>228</sup> Th	27.8	0.005	0.133	0.016	0.006	0.005	2.552	0.006	0.025
Débit de dose total	(μGy.h <sup>-1</sup> )	0.089	0.087	0.067	0.051	0.072	1.061	0.111	0.046

Les activités spécifiques des radionucléides dans les sédiments reportées dans ce tableau correspondent aux activités moyennes (poids secs) de l'intervalle de la carotte (0–10cm).

## 8. Conclusions

Les radionucléides mesurés dans la carotte de sédiment sont utilisés comme indicateurs et comme traceurs radioactifs naturels pour l'étude de différents processus naturels. Les rapports isotopiques calculés se trouvent dans la gamme des valeurs typiques de la croûte terrestre.

Les modèles de datation basés sur le profil du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  ont permis d'établir des chronologies, qui n'ont pas pu expliquer les niveaux d'activité élevés du  $^{137}\text{Cs}$  trouvés dans les couches les plus profondes de sédiments.

La masse volumique apparente et les distributions verticales normalisées de la matière organique et les radionucléides ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{212}\text{Pb}$  et  $^{40}\text{K}$ ) ont révélé un compactage précoce actif et une absence d'empreintes reconnaissables sur les perturbations dans la séquence sédimentaire. Le processus de scavenging (adsorption et sédimentation) dans la colonne d'eau ainsi que l'association des radionucléides aux flux de masse ont contribué conjointement aux flux des radionucléides au niveau de l'interface sédiment-eau.

Au niveau de l'interface sédiment-eau, ces flux engendrent une déposition non-idéale, ce qui a motivé l'utilisation des modèles CIC et CF-Cs par morceaux.

Les résultats de la modélisation du  $^{137}\text{Cs}$  dans la colonne d'eau et du système du temps moyen (STA) fournit un âge de la couche la plus profonde (milieu des 60's), ce qui est en parfait accord avec la chronologie du CF-CS par morceaux.

En absence des inventaires du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^{137}\text{Cs}$ , la modélisation du  $^{137}\text{Cs}$  dans la colonne d'eau ainsi que l'application des modèles de datation par morceaux ont permis d'établir une chronologie fiable de la carotte de sédiment.

Les flux du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  ainsi que les taux d'accumulation des sédiments ont subi une variation au cours des cinq dernières décennies. Les valeurs récentes du taux d'accumulation des sédiments sont de l'ordre de  $0,74 \pm 0,22 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ , ce qui correspond à des vitesses d'accumulation de  $0,87 \pm 0,26 \text{ cm} \cdot \text{an}^{-1}$ .

L'analyse combinée entre la fluorescence à rayons-X et la chronologie a révélé des changements notables au cours du temps dans des concentrations de Si, Al et Fe.

Des déficits significatifs sont observés sur le profil des métaux Mn, Zn, Br, Rb, Sr, Y et Pb pendant une période de l'ordre de quatre décennies consécutives. Des processus naturels, mais surtout anthropiques sur le continent peuvent être à l'origine à travers la mise en œuvre des programmes socioéconomiques de grande envergures à partir des années 70s.

## Chapitre IV : Radioactivité dans les sédiments : datation des sédiments, historique de la pollution et évaluation radio-écologique

---

Pour le carbone, en dehors d'un déficit significatif dans la couche de surface, le reste du profil présente une distribution verticale en accord avec l'évolution géochimique et diagénétique des sédiments.

Les profils verticaux montrent clairement que tous les métaux présentent des concentrations maximales dans la couche supérieure. Ces profils montrent aussi des fluctuations importantes avec des valeurs assez faibles (moins que la moitié de ce qui est observé en surface) dans les années 60s et surtout dans les années 80s. Dans ces fluctuations, il y a la constatation de la tendance globale de la contamination des sédiments à augmenter dans le temps mais qui est scindée en deux phases par une chute importante et brutale de la concentration des métaux entre les années 70 et le début des années 80. La première phase (les années 60s et le début des années 70s) peut correspondre à la période post coloniale où l'agglomération du grand Alger a gardé encore le mode de vie socio-économique et les traditions acquises durant la période coloniale. La deuxième phase (à partir de la fin des années 70s) peut correspondre au nouveau mode vie du grand Alger dans l'Algérie indépendante et où le pays a connu les plus grandes réformes multidimensionnelles (économiques, industrielles, agricoles, démographiques, sociales ...). Cette période a dû voir un freinage ou une limitation du flux de masse arrivant annuellement du continent vers la mer, ceci par une rétention de ce flux par les nouvelles méthodes agraires, la couverture végétale et la lutte contre l'érosion, les nouveaux moyens d'irrigation notamment la construction des retenues d'eau et des barrages, la mise en service des stations d'épuration. Tout ceci a eu pour conséquence la chute importante et brutale de l'apport des contaminants du continent vers la mer.

Les activités mesurées des radionucléides  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  et  $^{137}\text{Cs}$  dans la carotte sédimentaire étaient relativement faibles et ne peuvent en aucun cas impacter l'homme et son environnement.

En raison des faibles activités estimées des radionucléides par l'outil ERICA dans les organismes de référence et aux faibles taux de consommation de fruits de mer de la baie d'Alger, la dose efficace engagée intégrée sur 50 ans pour les adultes est de 32  $\mu\text{Sv}$ , qui est loin de produire des effets nocifs sur la santé humaine et celle de l'environnement naturel.

# **Chapitre V : Radioactivité des sols**

### 1. Introduction

Ce chapitre qui traite de la radioactivité dans les sols vise, d'une part à investiguer les niveaux de radionucléides naturels et artificiels dans les sols de surface en fonction de l'altitude et le long d'une carotte de sol en mettant l'accent sur leurs affinités aux constituants des sols, et étudier le phénomène de migration verticale du  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols et, d'autre part, de procéder à une évaluation radioécologique de l'environnement terrestre et dosimétrique en utilisant deux codes de la famille RESRAD.

### 2. Influence de l'altitude sur la distribution de la radioactivité artificielle

Parmi les trois radionucléides d'intérêt, le  $^{137}\text{Cs}$  a été choisi pour étudier l'influence de l'altitude sur son activité en raison de son origine artificielle, sa longue demi-vie (30.2 ans), sa grande solubilité et ses mécanismes physiques de dépôts secs et / ou humides. L'influence de l'altitude sur la distribution du  $^{137}\text{Cs}$  a été étudiée à travers les trois échantillons de sol de surface collectés à différentes altitudes (600, 900 et 1500 m).

Le  $^7\text{Be}$  n'a pas été détecté dans les sols de surface en raison de l'absence de précipitation lors de la période d'échantillonnage et de sa courte demi-vie (53 jours).

Les activités du  $^{210}\text{Pb}$  varient selon la nature du sol.

D'après les résultats reportés dans le tableau V.1, le  $^{137}\text{Cs}$  a été trouvé concentré plus en profondeur (5-10 cm) qu'en surface (0-5 cm) du premier point de prélèvement du sol collecté à 1500 m.

Ce résultat nous a poussés à prélever la carotte de sol pour mieux étudier et comprendre la migration verticale du  $^{137}\text{Cs}$ .

Tableau V.1 : Distribution de la radioactivité artificielle ( $^{137}\text{Cs}$ ) en fonction de l'altitude au site de Chréa

Code Ech.	Altitudes (m)	Nature du sol	Activité spécifique du $^{137}\text{Cs}$ (Bq/kg)
Sol 1 (0-5cm)	1500	Sol argileux riche en matière organique (débris végétaux sous forme humus)	42.56±2.16
Sol 1 (5-10cm)	1500	Sol argileux	56.68±2.86
Sol 2 (0-5 cm)	900	Sol non argileux	10.96±0.58
Sol 3 (0-5cm)	600	Sol argileux	19.37±1.00

Les activités spécifiques du  $^{137}\text{Cs}$  dans le sol varient en fonction de l'altitude. Elles passent de la valeur de 10.96 Bq/kg à l'altitude de 900 m à 42.56 Bq/kg à 1500 m.

Le site à haute altitude de Chréa est caractérisé par des conditions météorologiques extrêmes durant la saison hivernale (fortes précipitations sous forme de pluie et de neige), ce qui constitue de véritables vecteurs de transfert du  $^{137}\text{Cs}$  de l'atmosphère vers le sol (retombées radioactives importantes).

L'orographie de Chréa favorise les dépôts secs et/ou humides des radionucléides artificiels.

Indépendamment de l'effet de l'altitude, une différence a été observée dans les activités du  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols collectés à 600 et à 900 m. Cette différence est probablement due à la nature du sol, étant donné que la rétention des radionucléides est variable d'un type d'argile à un autre.

### 3. Activités spécifiques et profils verticaux des radionucléides dans la carotte de sol

Les échantillons de la carotte ont été comptés dans le détecteur 1 d'une efficacité relative de 40 % pendant un temps de comptage variant de 24 à 48h.

Les échantillons de sol ont été comptés dans une géométrie cylindrique de 125 cm<sup>3</sup>.

L'exploitation des données d'analyses des spectres d'acquisition des radionucléides présents a permis de calculer les activités avec leurs incertitudes, dont les résultats sont mentionnés dans le tableau 10 en annexe A.

Le taux d'humidité dans la carotte de sol de Chréa diminue d'une manière exponentielle en fonction de la profondeur (Fig.V.1). Un taux d'humidité élevé favorise le processus de migration des radionucléides en profondeur.

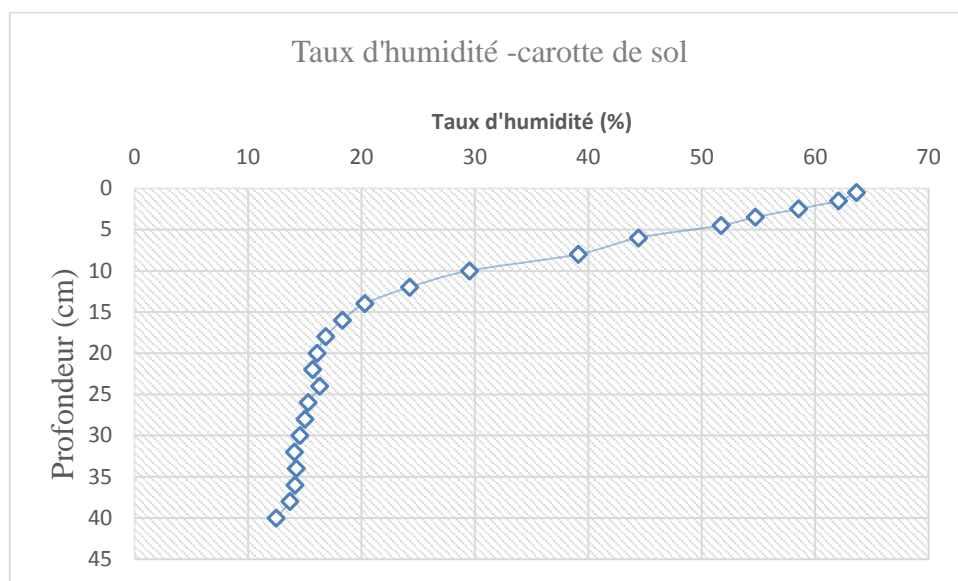


Figure V.1: Taux d'humidité de la carotte de sol à 1500 m d'altitude

Le profil de porosité présente une diminution en fonction de la profondeur de la carotte de sol, tandis que l'épaisseur de la masse ( $\text{g.cm}^{-2}$ ) augmente en fonction de la profondeur avec des fluctuations au-delà de 17 cm (Fig.V.2).

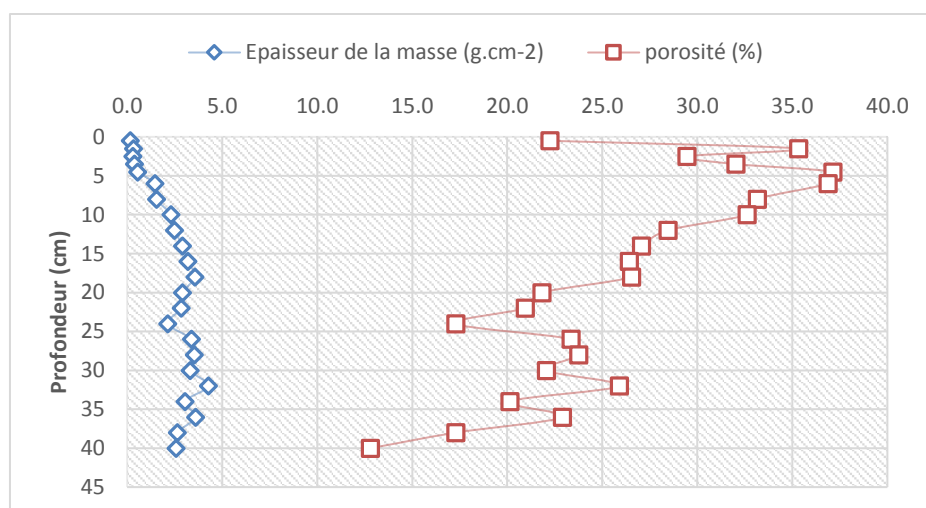


Figure V.2 : Profil de l'épaisseur de la masse et de la porosité le long de la carotte de sol

Les activités spécifiques minimales des deux radionucléides  $^{214}\text{Pb}$  et  $^{214}\text{Bi}$  sont enregistrées dans la première couche et sont de  $12.52 \pm 2.67 \text{ Bq/kg}$  et  $10.04 \pm 1.43 \text{ Bq/kg}$ , respectivement (Fig.V.3).

Les activités maximales ont été trouvées aux couches profondes de la carotte à (27-29 cm) pour le  $^{214}\text{Pb}$  avec une valeur de  $36.73 \pm 7.07$  Bq/kg, à (31-33 cm) pour le  $^{214}\text{Bi}$  avec une valeur de  $31.23 \pm 3.98$  Bq/kg.

Les moyennes des deux radionucléides se rapprochent, elles sont de  $27.58 \pm 5.52$  Bq/kg pour le  $^{214}\text{Pb}$  et  $23.58 \pm 3.30$  Bq/kg pour le  $^{214}\text{Bi}$ , ceci est justifié par l'équilibre séculaire qui a été établi pendant 21 jours. Les activités du  $^{226}\text{Ra}$  ont été déterminées en prenant la moyenne des activités des deux radionucléides  $^{214}\text{Pb}$  et  $^{214}\text{Bi}$ .

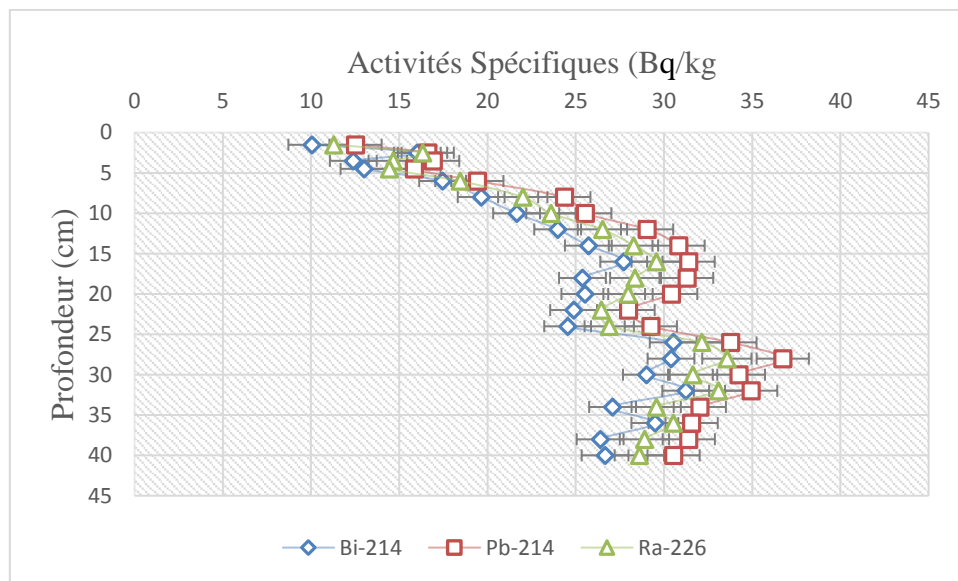


Figure V.3 : Distribution verticale du  $^{226}\text{Ra}$  et de ses descendants ( $^{214}\text{Pb}$  et  $^{214}\text{Bi}$ ) dans la carotte de sol

Contrairement aux autres descendants de l' $^{238}\text{U}$ , le profil du  $^{210}\text{Pb}$  montre une décroissance exponentielle en fonction de la profondeur de la carotte (Fig.V.4).

La valeur maximale du  $^{210}\text{Pb}$  a été trouvée en surface dans la couche (2-3 cm) avec une valeur de  $283.05 \pm 55.12$  Bq/kg, alors que la valeur minimale qui est de  $7.21 \pm 2.46$  Bq/kg a été trouvée en profondeur dans la couche (19-21 cm).

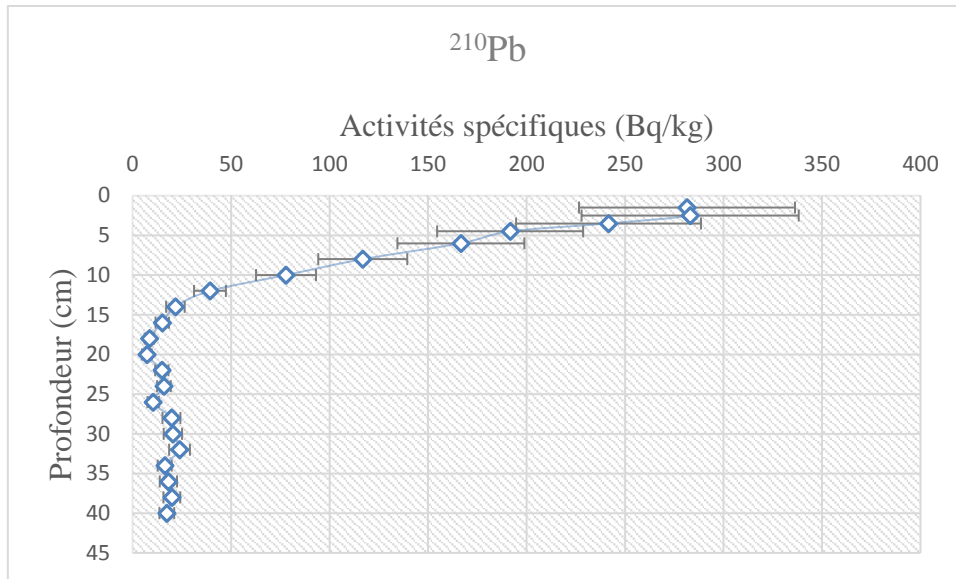


Figure V.4 : Distribution verticale du  $^{210}\text{Pb}$  dans la carotte de sol

Les activités spécifiques du  $^{137}\text{Cs}$  varient entre une activité minimale de  $1.27 \pm 0.12$  Bq/kg, enregistrée dans la même couche (19-21 cm) où le minimum du  $^{210}\text{Pb}$  a été observé et une activité maximale de  $49.60 \pm 4.46$  Bq/kg, enregistrée au niveau de la couche (5-7 cm), présentant ainsi une activité moyenne de  $26.80 \pm 2.41$  Bq/kg (Fig.V.5).

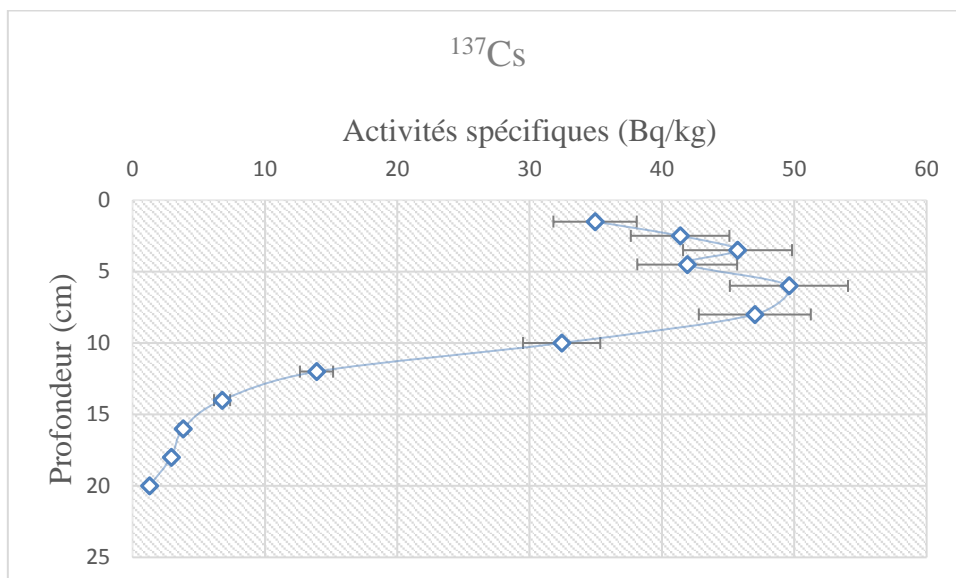


Figure V.5 : Distribution verticale du  $^{137}\text{Cs}$  dans la carotte de sol

Les activités spécifiques du  $^{40}\text{K}$  varient entre une valeur minimale de  $307.65 \pm 33.88$  Bq/kg enregistrée au niveau de la première couche de surface et une valeur maximale de

868.55 ± 92.33 Bq/kg enregistrée au niveau de la couche (33-35 cm), avec une moyenne de 709.75 ± 70.97 Bq/kg (Fig.V.6).

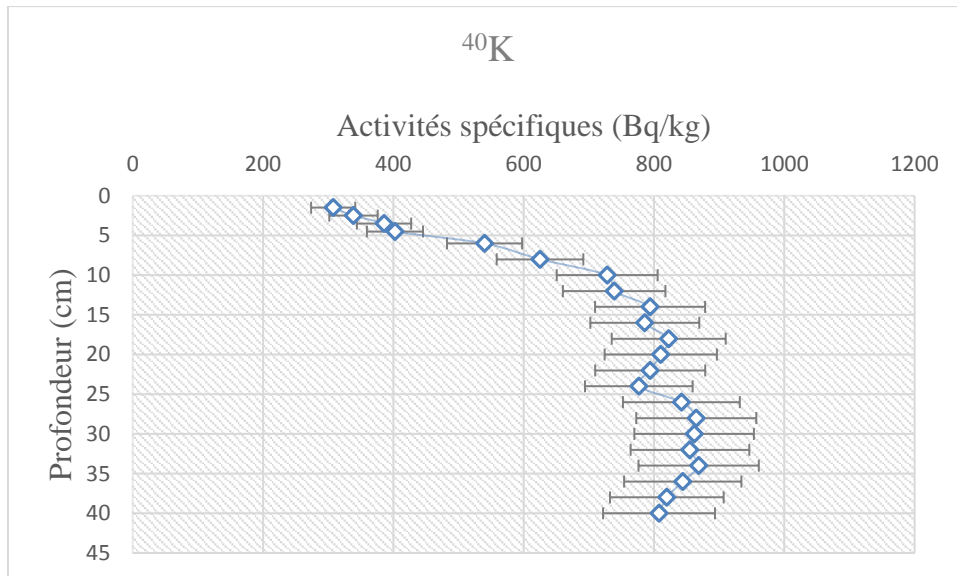


Figure V.6 : Distribution verticale du  $^{40}\text{K}$  dans la carotte de sol

Un comportement similaire aux descendants du  $^{226}\text{Ra}$  a été observé pour les descendants du  $^{232}\text{Th}$  ( $^{212}\text{Pb}$  et  $^{228}\text{Ac}$ ). Les profils du  $^{212}\text{Pb}$  et  $^{228}\text{Ac}$  montrent une croissance en fonction de la profondeur avec des activités moyennes respectives de  $43.64 \pm 8.51$  Bq/kg, et  $43.27 \pm 10.81$  Bq/kg (Fig.V.7).

Les activités spécifiques minimales pour le  $^{212}\text{Pb}$  et le  $^{228}\text{Ac}$  ont été enregistrées en surface tandis que les activités maximales ont été trouvées en profondeur dans les couches (19-21 cm) et (27-29 cm), respectivement.

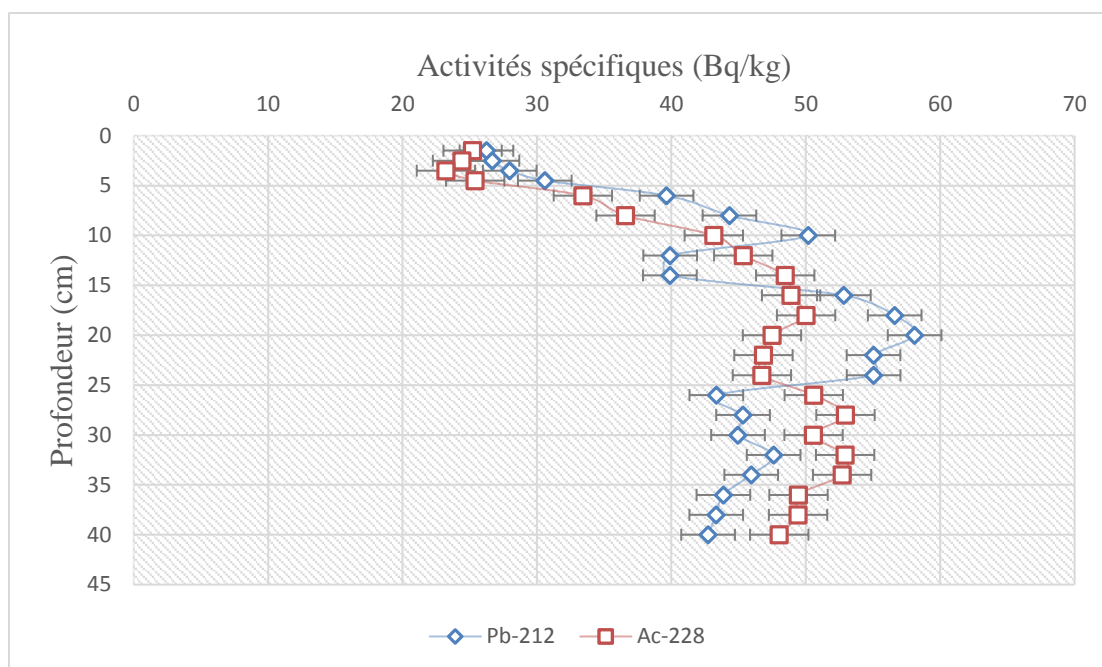


Figure V.7 : Distributions verticales du  $^{212}\text{Pb}$  et  $^{228}\text{Ac}$  dans la carotte de sol

#### 4. Teneur en matière organique, composition minéralogique et chimique

La distribution verticale du  $^{137}\text{Cs}$  montre qu'un pourcentage de 97.5% des activités spécifiques se trouve dans les premiers 15 cm de la carotte. La matière organique a été mesurée dans cette couche pour pouvoir expliquer son influence sur le comportement du  $^{137}\text{Cs}$  (Fig.V.8).

Le profil de la matière organique montre une décroissance en fonction de la profondeur où les teneurs sont élevées dans les couches de surface (0-5 cm) avec un pourcentage de 40.07%.

La teneur maximale a été enregistrée au niveau de la première couche avec un pourcentage de 47,98 % tandis que le minimum a été enregistré dans la dernière couche analysée avec une valeur de 7.21 % (Tableau 12 en annexe A).

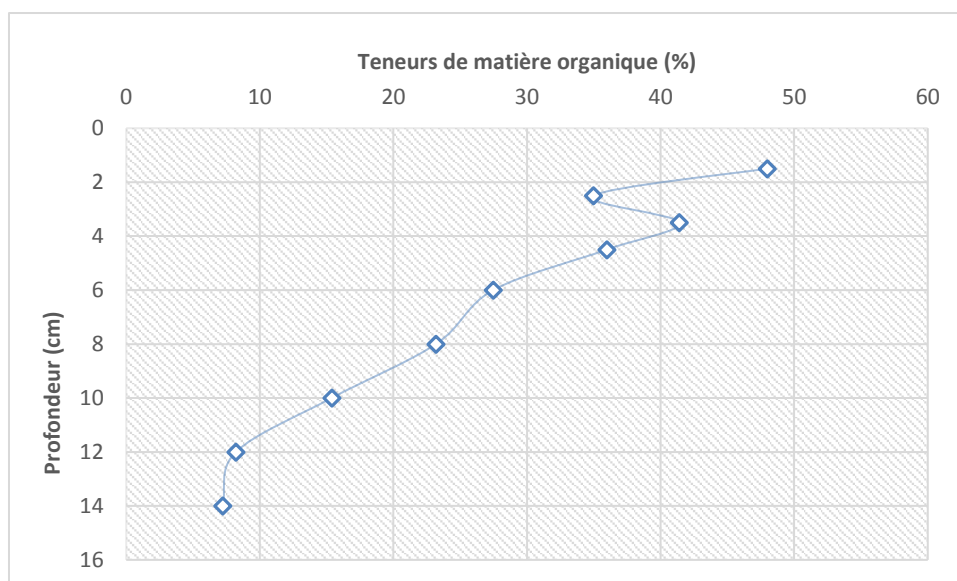


Figure V.8: Distribution verticale de la teneur en matière organique dans la carotte de sol

Les composés organiques du sol possèdent des fonctions alcool (-OH) et acides carboxyliques (-COOH) qui, en s'ionisant, sont susceptibles de fixer des cations (Robeau et al., 2000). Ce phénomène est primordial dans le cas des sols dits « organiques » pour lesquels les acides humiques et les acides fulviques résultant de la décomposition de la matière organique neutralisent la charge des cations, ce qui empêche leur fixation sur les argiles. De ce fait, la mobilité du césium est plus grande dans les sols organiques et, par voie de conséquence, sa grande biodisponibilité pour les plantes. Cette mobilité peut affecter aussi la migration verticale du  $^{137}\text{Cs}$  selon les conditions physiques du milieu : percolation, nature et granulométrie des sols.

La composition minéralogique a été déterminée afin d'étudier la rétention du  $^{137}\text{Cs}$  par les argiles présentes dans les couches de sol où le  $^{137}\text{Cs}$  est présent avec des activités significatives (Tab.V.2, Fig.V.5).

Les minéraux argileux jouent un rôle essentiel dans la rétention du césium par les sols à faible teneur en matière organique. Cette rétention s'effectue par échange ionique en raison de la structure particulière des argiles. Les composés organiques se lient aux argiles et bloquent ainsi l'accès aux sites spécifiques du  $^{137}\text{Cs}$  (Robeau et al., 2000).

Les phases cristallines détectées dans les couches analysées du sol montrent une distribution verticale homogène.

L'analyse de la composition minéralogique révèle la dominance de la phase cristalline de Muscovite (63,30%), suivie par le Quartz (30,7 %) et enfin l'albite (6 %).

Les potentialités de fixation du Césium par un sol vont dépendre, en plus de la qualité des argiles qui le composent, que de leur quantité.

Tableau V.2: Composition minéralogique des différentes couches de la carotte de sol

Phases (%)	Couches de la carotte ( cm)								
	(1-2)	(2-3)	(3-4)	(4-5)	(5-7)	(7-9)	(9-11)	(11-13)	(13-15)
Quartz	30.3	20	34	32.7	32	31	30	32.3	34
Muscovite	64.6	74	58	61.4	62	63	64	63.6	59
Albite	5.1	6	8	5.9	6	6	6	4	7

L'analyse de la composition chimique dans la carotte de sol a révélé la présence des éléments chimiques à l'état de trace et des éléments majeurs (Tableau 12 en annexe A).

Les éléments chimiques à l'état de traces sont les suivants : Cu, Zn, Rb, Sr, Y, et Ba.

Des changements notables ont été observés dans le comportement de certains éléments le long de la carotte de sol (C, Si, P, S et Ca), tandis que pour d'autres éléments c'est le même comportement vertical avec de légères variations pour les éléments Na, Mg, Al, K, Ti et Fe.

Le profil du carbone présente une décroissance avec la profondeur de la carotte pour les couches analysées, ce qui est en parfait accord avec le profil de la matière organique (Fig.V.9).

Les substances humiques contiennent de 52 % à 58 % de carbone, et confirme ce qui a été mesuré dans les couches de surfaces. La teneur du carbone a été principalement influencée par la teneur de la matière organique.

Les argiles, au sens minéralogique du terme, sont organisées selon des empilements de feuillets constitués de silice et sa concentration augmente en fonction de la profondeur de la carotte (Fig.V.9).

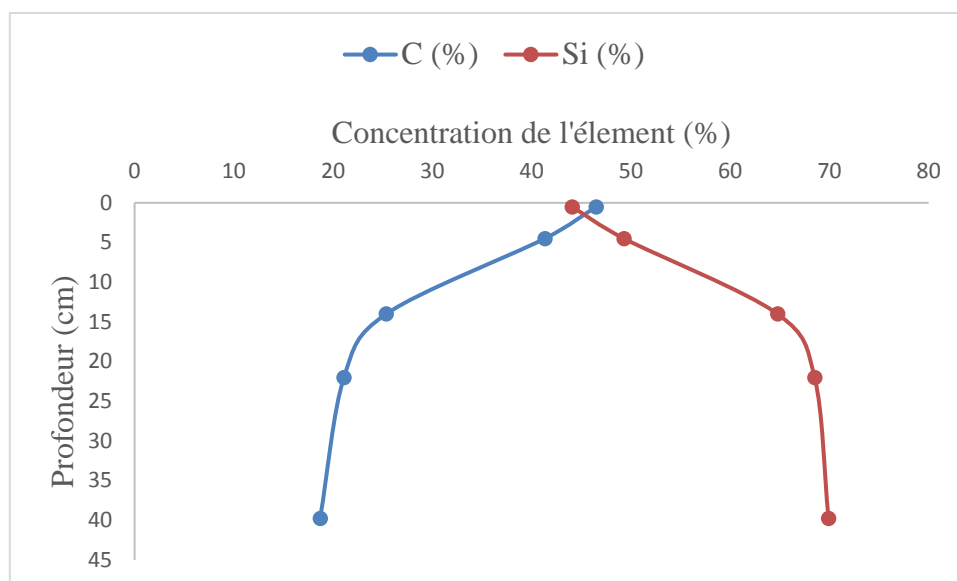


Figure V.9: Variations du Carbone et de la Silice le long de la carotte de sol

### 5. Distribution verticale et inventaires du $^{137}\text{Cs}$

La migration du  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols est affectée par plusieurs paramètres, notamment, le type de sol, les propriétés physiques et chimiques, la teneur en matière organique, les conditions climatiques (précipitations, température, humidité ...) et les activités biologiques des microorganismes (Al-Masri, 2006).

Le  $^{137}\text{Cs}$  peut migrer dans les sols d'une manière horizontale et /ou verticale.

La migration horizontale dépend essentiellement de l'érosion hydrique, tandis que la migration verticale dépend des formes physico-chimiques du Césium, les types de sol, le régime hydrologique et les conditions écologiques (Arapis et Karandinos, 2004 ; Pörebä et al., 2003).

Le profil du  $^{137}\text{Cs}$  dans la carotte de sol montre une décroissance exponentielle en fonction de la profondeur. Ce radionucléide a été détecté uniquement dans la couche (0-21 cm), et au-delà de cette couche, les activités sont inférieures à l'activité minimale détectable qui est de

0.07 Bq.kg<sup>-1</sup>.

Selon les teneurs de la matière organique en surface, le césium est plus mobile, ce qui favorise sa pénétration en fonction de la profondeur sous l'effet de la percolation pendant la saison hivernale et selon les fissures dans les sols argileux en saison estivale (Al-Masri, 2006).

Les transferts du césium dans les sols sont essentiellement liés aux mouvements de l'eau du sol (Colle et Roussel Debet, 2000) ; ces transferts sont engendrés :

- par le déplacement de la solution dans laquelle l'élément est soit sous forme ionique (phénomène de lixiviation), soit parfois sous forme colloïdale (complexes organiques ou organométalliques);
- par le déplacement de particules minérales, organiques ou organominérales du sol sur lesquelles le césium peut être retenu (phénomène de lessivage).

Du fait que le césium est très rapidement et très fortement retenu par les sols de par la capacité des minéraux argileux à le fixer de façon énergique, sa vitesse de migration en profondeur est très faible.

La concentration de la silice augmente en fonction de la profondeur de la carotte, ce qui est tributaire de la quantité d'argiles présente dans les sols.

La vitesse de migration du césium est déterminée en grande partie par les propriétés physiques (perméabilité, capacité de rétention en eau ...) et chimiques (pH, nature du complexe absorbant ...) du sol.

Les activités surfaciques (inventaires) ont été calculées pour chaque couche de sol où le  $^{137}\text{Cs}$  a été mesuré en prenant en considération la masse de la couche, la surface du carottier manuel et les activités spécifiques (Tab.V.3).

L'inventaire du  $^{137}\text{Cs}$  est calculé par la formule V.1 ci-après :

$$\text{Inventaire } ^{137}\text{Cs} = \text{Activité (Bq/kg)} * \text{masse surfacique (g/cm}^2\text{)} \quad (\text{V.1})$$

Tableau V.3: Activités surfaciques (inventaires) du  $^{137}\text{Cs}$  dans la carotte de sol

<b>Profondeur (cm)</b>	<b>Masse surfacique (g/cm<sup>2</sup>)</b>	<b>A (<math>^{137}\text{Cs}</math>) <math>\pm</math> <math>\delta</math> A (Bq/Kg)</b>	<b>Inv.(<math>^{137}\text{Cs}</math>) <math>\pm</math> <math>\delta</math> Inv. (Bq/m<sup>2</sup>)</b>
1,5	0,334	34.947 $\pm$ 3.15	116.81 $\pm$ 11.09
2,5	0,296	41.372 $\pm$ 3.73	122.52 $\pm$ 11.63
3,5	0,390	45.713 $\pm$ 4.12	178.35 $\pm$ 16.92
4,5	0,552	41.911 $\pm$ 3.77	231.31 $\pm$ 21.95
6	1,463	49.596 $\pm$ 4.46	725.81 $\pm$ 68.86
8	1,545	47.017 $\pm$ 4.23	726.57 $\pm$ 68.93
10	2,314	32.423 $\pm$ 2.92	750.24 $\pm$ 71.18
12	2,488	13.90 $\pm$ 1.25	345.89 $\pm$ 32.83
14	2,916	6.763 $\pm$ 0.61	197.20 $\pm$ 18.72
16	3,206	3.823 $\pm$ 0.34	122.55 $\pm$ 11.65
18	3,568	2.921 $\pm$ 0.26	104.23 $\pm$ 9.92
20	2,916	1.272 $\pm$ 0.12	37.10 $\pm$ 3.58
$\Sigma$			<b>3658.57 <math>\pm</math>131.38</b>

A titre d'exemple, un sol dont la contamination surfacique est de 3658.57 Bq/m<sup>2</sup> en  $^{137}\text{Cs}$ , représente 3658 atomes de  $^{137}\text{Cs}$  qui se désintègrent à chaque seconde à l'intérieur de chaque mètre carré de sol ; et 3109 rayonnements gamma de 661.6 KeV sont émis au sein de chaque mètre carré de sol.

L'inventaire total du  $^{137}\text{Cs}$  calculé pour la carotte de Chréa se situe dans les intervalles reportés par Leroux et al. (2010) en Montagne noire en France (2300 - 6900 Bq/m<sup>2</sup>) et par Legrada et al., (2011) en territoire espagnol (251- 6074 Bq/m<sup>2</sup>).

Cet inventaire est supérieur à celui mesuré dans la carotte de sédiment de 45 cm en baie d'Alger qui était de 1920  $\pm$  40 Bq.m<sup>-2</sup>.

Chréa est un site montagneux caractérisé par les conditions météorologiques extrêmes lors de la saison hivernale, notamment les précipitations, qui sont des principaux vecteurs de transfert du  $^{137}\text{Cs}$  de l'atmosphère vers les sols sous forme de retombées radioactives, ce qui contribue à l'augmentation de l'inventaire (activités surfaciques).

En absence de-mesures temporelles des quantités de précipitations au site de Chréa, nous avons essayé de mettre en évidence l'influence des précipitations sur les inventaires du  $^{137}\text{Cs}$  en considérant des données d'autres travaux dans les pays voisins.

La relation entre la moyenne annuelle de précipitations et les inventaires de radionucléides dans les sols dans des endroits non perturbés a été bien établie dans les travaux de Sanchez-Cabeza et al. (2007).

De ce fait, une compilation des données regroupant les inventaires du  $^{137}\text{Cs}$  et les quantités des précipitations des travaux de Legrada et al. (2011), Le Roux et al. (2010), Hoglye et al. (2000) et Olondo et al.(2017) a été effectuée (Fig.V.10).

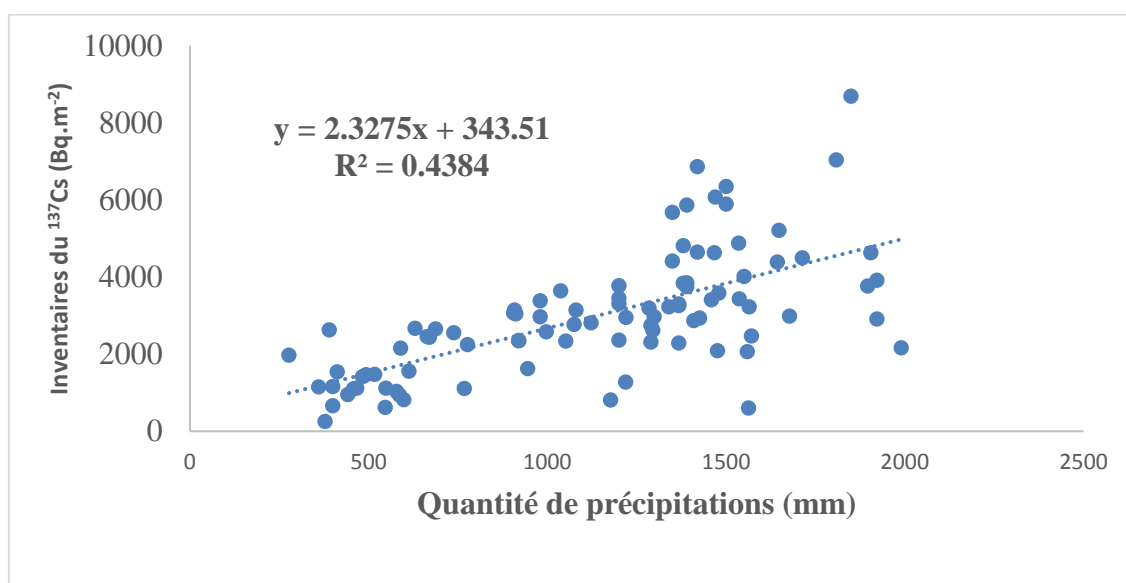


Figure V.10: Corrélation entre l'inventaire du  $^{137}\text{Cs}$  et la quantité de précipitation

D'après la figure V.10, l'inventaire du  $^{137}\text{Cs}$  est corrélé positivement avec la quantité de précipitation. La relation entre l'inventaire du  $^{137}\text{Cs}$  (I) exprimé en Bq/m $^2$  et la quantité de précipitations (QP) en mm est :  $I = 343.51 + 2.3275 \text{ QP}$ ,  $R^2 = 0.438$ ,  $P < 0.05$ .

Une investigation de l'influence des précipitations sur l'inventaire du  $^{137}\text{Cs}$  est nécessaire pour comprendre son comportement dans les sols. Cette investigation nécessite la connaissance des quantités de précipitations et les inventaires du  $^{137}\text{Cs}$  à différentes altitudes au site de Chréa.

### 6. Evaluation des risques radio-écologique et dosimétrique

Le code RESRAD-BIOTA version 1.8 a été utilisé pour une évaluation radioécologique d'un éventuel impact de la radioactivité résiduelle sur les biotes (faune et flore) au niveau de l'environnement terrestre du Parc National de Chréa.

Les radionucléides d'intérêt environnemental, à savoir le  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ , et le  $^{228}\text{Ra}$ , ont fait l'objet d'une évaluation de la radioactivité naturelle et artificielle dans les sols au niveau de Chréa. Les moyennes des activités spécifiques de ces radionucléides dans une épaisseur de 10 cm de la carotte ont été considérées comme des données d'entrée dans le code.

Les organismes de référence considérés sont les plantes et les animaux terrestres.

Les débits de dose exprimés en Gy/j pour les deux organismes de référence pour l'ensemble des radionucléides d'intérêt sont illustrés dans la figure V.11.

Le potassium 40 contribue avec un débit de dose relativement élevé par rapport aux autres radionucléides pour les deux organismes suivis par le  $^{137}\text{Cs}$  pour les animaux et le  $^{228}\text{Th}$  pour les plantes terrestres.

Le  $^{40}\text{K}$  a une origine tellurique avec des activités élevées par rapport aux autres radionucléides (en moyenne 400 Bq/kg). Les activités des radionucléides dans l'autre compartiment (eau) sont estimées à l'aide des coefficients de distribution ( $K_d$ ) en prenant en considération les activités spécifiques dans les sols.

Le  $^{137}\text{Cs}$  peut être transféré rapidement vers les animaux à travers la consommation d'une eau contaminée que vers les plantes à travers le processus lent de l'absorption racinaire.

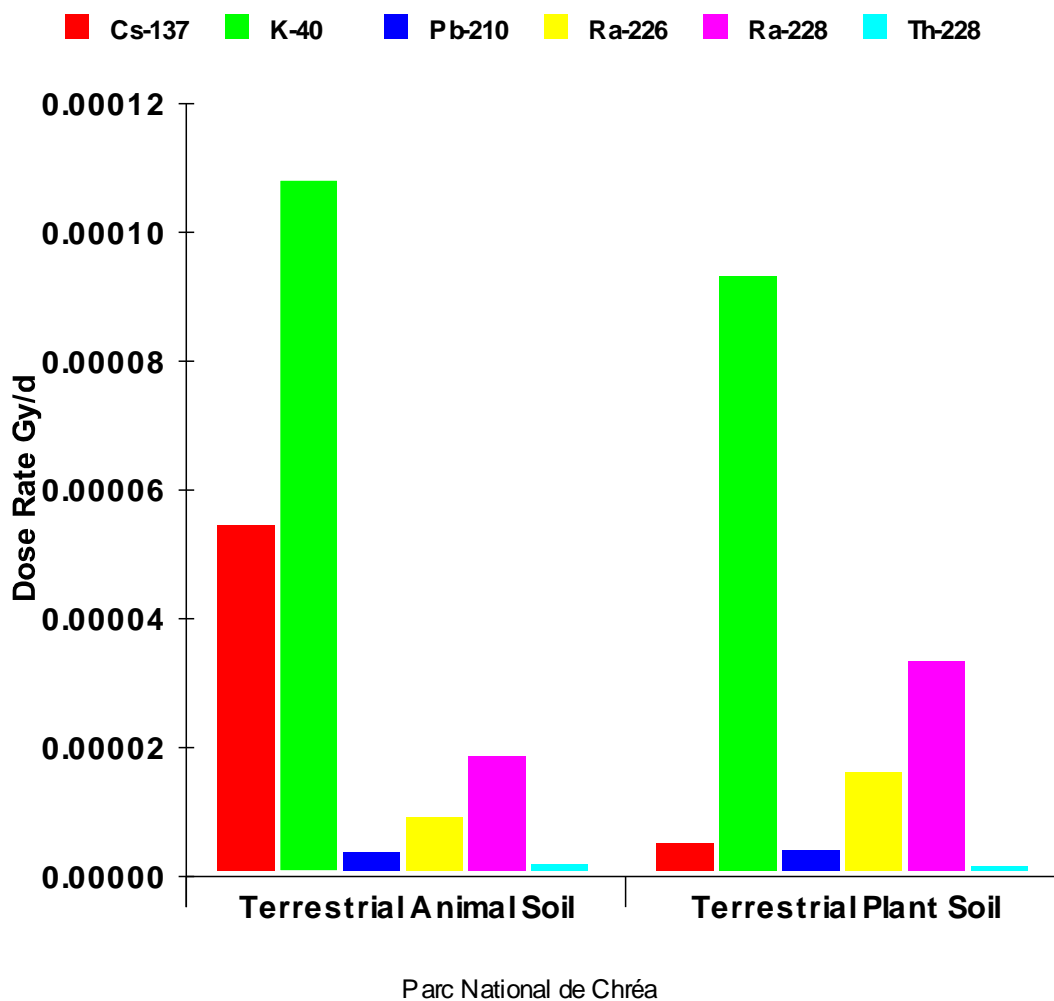


Figure V.11: Débits de dose des différents radionucléides pour les organismes de références

L'évaluation dosimétrique d'un individu exposé à une radioactivité résiduelle au niveau du parc National de Chréa a été effectuée à l'aide du code RESRAD-ONSITE version 7.2. Le calcul de dose est basé sur un scénario. Ce dernier est limité uniquement à l'exposition externe directe de la contamination du sol. Le site de surveillance au niveau de la montagne de Chréa est un site à haute altitude avec des conditions météorologiques extrêmes, ce qui constitue un endroit favorable aux retombées radioactives récentes et anciennes.

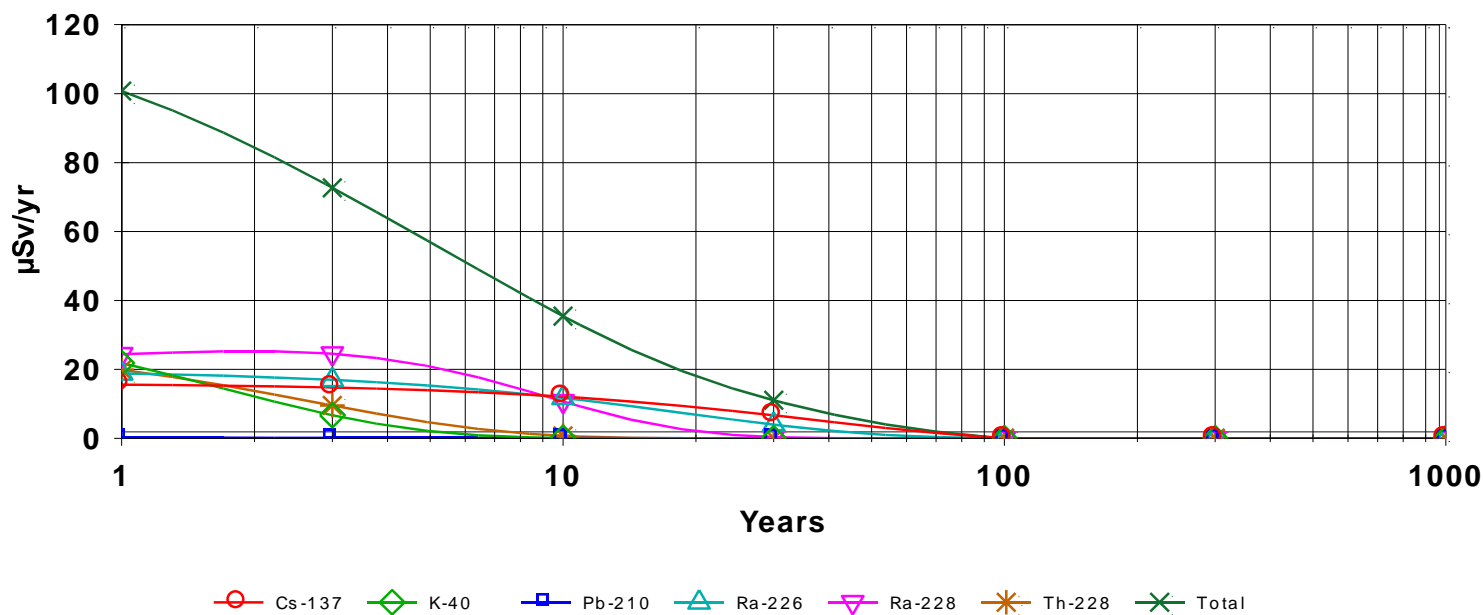
Les mêmes radionucléides considérés pour l'évaluation radio-écologique par le code RESRAD-Biota ont été utilisés pour l'évaluation dosimétrique par le code RESRAD-On site.

De plus, les paramètres du code ont été utilisés par défaut à l'exception de deux paramètres : la surface de la contamination et l'épaisseur de cette couche. Le  $^{137}\text{Cs}$  a été trouvé jusqu'à la profondeur de 21 cm, donc l'épaisseur de la couche considérée est de 20 cm. A titre d'application et en absence de la surface exacte de la zone vulnérable où le  $^{137}\text{Cs}$  est présent, et

d'une manière approximative, cette surface a été estimée à 50.000 m<sup>2</sup> (représentant les lieux d'habitation et de loisirs au site de Chréa).

Ce modèle donne le choix d'utiliser les coefficients de conversion de dose des bases de données ICRP (107) ou ICRP (38). La dose annuelle calculée par le code (en  $\mu\text{Sv}/\text{an}$ ) pour chaque radionucléide et la dose totale sont illustrées dans la figure V.12.

**DOSE: All Nuclides Summed, All Pathways Summed**



\\RESRAD\_FAMILY\ONSITE\7.2\USERFILES\SITE2.RAD 01/26/2020 19:25 GRAPHICS.ASC Includes All Pathways

Figure V.12: Doses annuelles des différents radionucléides mesurés dans les sols de Chréa

L'ensemble des radionucléides ont une contribution de 100  $\mu\text{Sv}$  dans la dose annuelle. Cette dose a tendance à diminuer d'un facteur de 2.5 après une période de 10 ans (Fig.V.12).

Les radionucléides naturels ainsi que le <sup>137</sup>Cs ont des contributions similaires dans la dose annuelle (environ de 20  $\mu\text{Sv}$ ) avec de légères variations au cours du temps.

### 7. Conclusions et perspectives

Les radionucléides mesurés dans la carotte de sol ont montré des comportements différents. Les profils verticaux du  $^{137}\text{Cs}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  ont montré une décroissance exponentielle en fonction de la profondeur. Les concentrations des descendants de l' $^{238}\text{U}$  et du  $^{232}\text{Th}$  ainsi que le  $^{40}\text{K}$  augmentent le long de la profondeur de la carotte.

Le taux d'humidité ainsi que la teneur en matière organique diminuent également avec la profondeur. Une homogénéité a été observée dans la distribution verticale des éléments chimiques majeurs et des éléments mineurs à l'état de trace.

Le carbone présente un profil similaire à celui de la matière organique, en raison de son origine qui provient de la décomposition de la matière organique.

La silice augmente le long de la carotte, ce qui est tributaire de la quantité d'argile présente dans les sols.

La composition minéralogique déterminée dans les couches de la carotte révèle la dominance des minéraux silicatés : la Muscovite, suivie par le quartz et l'albite.

L'influence de l'altitude sur la distribution de la radioactivité artificielle ( $^{137}\text{Cs}$ ) a été examinée à travers les échantillons de sol de surface collectés à différentes altitudes.

Les conditions météorologiques à Chréa sont extrêmes pendant l'hiver (pluies et neige), entraînant un lessivage intense de l'atmosphère, qui va engendrer un dépôt de la radioactivité sur les sols de surface. Cette radioactivité a tendance à se déplacer d'une manière horizontale et/ou verticale.

L'inventaire calculé pour la carotte de sol était de  $3658.57 \pm 131.38 \text{ Bq/m}^2$ . Il est supérieur à celui de la carotte de sédiment marin de la baie d'Alger. Sur le plan vertical, le  $^{137}\text{Cs}$  a montré une décroissance exponentielle le long de la carotte de sol. Ce comportement est la résultante de l'effet conjugué de plusieurs paramètres : la percolation, les teneurs de la matière organique, les teneurs des minéraux argileux, etc.

La concentration élevée de la matière organique en surface, rend le  $^{137}\text{Cs}$  plus mobile et il aura une faible rétention par les minéraux argileux.

La percolation favorise la migration du  $^{137}\text{Cs}$  selon les caractéristiques granulométriques des sols. Dans les sols argileux et durant l'été, des fissures apparaissent dans l'argile, ce qui facilite la migration du  $^{137}\text{Cs}$  sous l'influence des conditions climatiques occasionnelles.

Les moyennes des activités spécifiques des radionucléides dans l'épaisseur de 10 cm de la carotte ont servi comme données d'entrée pour les deux codes utilisés : RESRAD-On site et RESRAD-Biota.

Le RESRAD-Biota a permis de calculer les débits de doses des différents radionucléides pour les plantes et les animaux terrestres du site d'intérêt écologique et touristique.

La radioactivité naturelle représentée par le  $^{40}\text{K}$  et le  $^{228}\text{Th}$  est la principale contribution aux débits de dose pour les espèces biologiques.

Le RESRAD-On site a permis de calculer les doses annuelles des différents radionucléides ainsi que leurs évolutions en fonction du temps.

D'après les résultats obtenus, nous pouvons dire que la radioactivité naturelle constitue la principale composante de la dose annuelle par rapport à la radioactivité artificielle dans ce site.

## **Chapitre VI :**

# **Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin**

## **1. Introduction**

Ce chapitre présente les interactions des radionucléides d'intérêt ( $^7\text{Be}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{210}\text{Pb}$ ) entre les différentes matrices environnementales étudiées.

Les transferts des radionucléides entre les compartiments physiques (les géosphères) sont importants. Leurs processus sont relativement rapides dans l'atmosphère et l'hydrosphère, alors qu'ils sont très lents dans la lithosphère.

De nombreux échanges intercompartimentaux peuvent exister, on peut citer à titre d'exemple :

- de l'atmosphère vers la lithosphère et l'hydrosphère : les dépôts secs et humides ;
- de l'hydrosphère vers l'atmosphère : les embruns, les gaz, les formes volatiles ... ;
- de l'hydrosphère vers la lithosphère : la sédimentation ;
- de la lithosphère vers l'atmosphère : l'entraînement de particules, la volatilisation des formes volatiles issues de l'altération des roches et des minéraux ;
- de la lithosphère vers l'hydrosphère : la lixiviation, érosion et interaction terre mer, apports continentaux éoliens et par les cours d'eaux ;
- de la biosphère vers l'atmosphère : les feux de forêts, oxydation de la matière organique et l'entraînement des formes volatiles dans l'atmosphère ...

Les facteurs qui influencent les cycles biogéochimiques des radionucléides sont présentés dans la figure I.4 (§ Chapitre I : Etats des connaissances).

Il faut noter que l'atmosphère est un compartiment beaucoup plus petit que les autres compartiments physiques en termes de masse. Cela implique qu'une masse d'un polluant radioactif donné injectée dans l'atmosphère représentera une proportion plus grande de la masse totale que dans les autres compartiments (Amiard, 2017).

Les radionucléides dans l'atmosphère sont sous forme gazeuse, ou encore d'aérosols ou de particules fines.

La dispersion atmosphérique et la déposition des radionucléides sont gouvernées par de nombreux facteurs. Les principaux sont la vitesse et la direction du vent ; la vitesse étant en partie contrôlée par la pression des gradients de dépression et les anticyclones. La direction

## Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin

---

étant imposée en partie par la force de Coriolis qui porte vers l'est dans l'hémisphère Nord et vers l'ouest dans l'hémisphère Sud.

La distribution spatiale des radionucléides introduits est principalement déterminée par quatre phénomènes qui sont la diffusion verticale, l'advection verticale, la plongée de masses d'eau contenant les radionucléides (downwelling) vers les eaux intermédiaires et profondes et le mouvement horizontal du matériel radioactif avec les masses d'eau intermédiaires et profondes.

Les formes physico-chimiques des radionucléides lors de leur introduction dans l'atmosphère ou dans les eaux, et les formes physico-chimiques qui apparaissent immédiatement après cette introduction, déterminent le comportement initial des radionucléides. C'est ainsi que dans le cas de milieux aquatiques, les formes particulières auront tendance à se déposer sur le fond alors que les formes gazeuses et volatiles auront tendance à s'évader vers l'atmosphère.

Pour comprendre le comportement des radionucléides à l'échelle globale, il est important d'apprécier la taille des particules et les temps de mélange dans les différents compartiments de l'environnement.

Les moyennes des activités spécifiques des radionucléides d'intérêt ( $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$  et  $^{137}\text{CS}$ ) dans les différentes matrices (aérosols, eaux de pluie, particules, sols et sédiments marins) ont été considérées dans ce chapitre afin de discuter les interactions potentielles.

### 2. Transferts intercompartimentaux du $^{210}\text{Pb}$

Le  $^{210}\text{Pb}$ , d'origine tellurique, a été détecté dans toutes les matrices environnementales étudiées (aérosols, eaux de pluie, particules, sols et sédiments marins) avec des activités variables d'une matrice à une autre. Son activité moyenne dans la carotte de sol de Chréa à 1500 m d'altitude est de l'ordre de  $74 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Les activités spécifiques diminuent en fonction de la profondeur du sol comme l'a montré la décroissance exponentielle du  $^{210}\text{Pb}$  dans la carotte de sol (Fig.IV.4).

L' $^{238}\text{U}$  dans les sols donne naissance au  $^{222}\text{Rn}$ , un gaz radioactif qui émane du sol vers l'atmosphère. La désintégration du  $^{222}\text{Rn}$  dans l'atmosphère donne naissance au  $^{210}\text{Pb}$  ( $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ ) qui s'attache à des particules submicroniques (Camacho et al., 2009).

## Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin

---

Dans le compartiment atmosphérique des deux sites étudiés, les activités élevées du  $^{210}\text{Pb}$  ont été trouvées dans les particules collectées dans les dépôts mensuels secs et/ou humides.

Les activités pour les sites d'Alger et de Chréa sont de l'ordre de  $2,80 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ , et  $2,57 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ , respectivement.

Les eaux de pluies contiennent de faibles activités de  $^{210}\text{Pb}$ , de l'ordre de  $0,22 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$  et  $1,02 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$  pour les sites d'Alger et Chréa, respectivement.

Le  $^{210}\text{Pb}$  dans les aérosols était faible comparativement aux particules au niveau des deux sites :  $0,65 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-3}$  pour Alger et  $0,49 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-3}$  pour Chréa.

La concentration du  $^{210}\text{Pb}$  diminue en fonction de l'altitude (Braziewiez et al., 2004).

Les activités sont influencées par la quantité du volume de l'air aspiré, la quantité d'aérosols déposés sur les filtres et les conditions météorologiques provoquant la remise en suspension des particules fines de sol et le transport atmosphérique.

Le transport atmosphérique sur de longues distances véhicule la radioactivité naturelle et artificielle d'un site à un autre (Bourcier, 2009).

Les rétro-trajectoires des masses d'air déterminées par l'outil HYSPLIT montrent l'origine et le parcours des masses d'air véhiculant des activités élevées du  $^{210}\text{Pb}$  aux sites de surveillance.

Les résultats des rétro-trajectoires obtenus ont clairement montré que les activités élevées du  $^{210}\text{Pb}$  au site de basse altitude (Alger) ont été influencées par les masses d'air de l'ouest en provenance de la péninsule Ibérique et de la mer Méditerranée, et pour le site de haute altitude (Chréa), par les masses d'air du Nord de l'Arctique au-dessus de  $60^\circ\text{N}$ , les masses d'air du Nord de l'Atlantique supérieure à  $40^\circ\text{N}$  et les masses d'air arrivant du Sud.

Le  $^{210}\text{Pb}$  atmosphérique a tendance à se déposer par voie sèche et/ou humide sur les milieux continentaux et marins (Miralles, 2004).

La vitesse de dépôt est un outil utile pour décrire le transfert de radionucléides de l'atmosphère à la surface de la terre. La vitesse moyenne totale de dépôt pour un radionucléide donné est calculée en utilisant la relation (Pham et al., 2011):

$$V_d = \frac{F}{A_{\text{air}}} \quad (\text{VI-1})$$

## Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin

Où  $V_d$  est la vitesse de dépôt ( $m \cdot s^{-1}$ ),  $F$  est le flux de dépôt total ( $Bq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ ), et  $A_{air}$  est l'activité spécifique moyenne du radionucléide ( $Bq \cdot m^{-3}$ ).

En se basant sur cette relation, les vitesses de dépôt du  $^{210}Pb$  dans les deux sites de surveillance ont été calculées (Tab. VI.1).

Tableau VI.1: Vitesses de dépôt du  $^{210}Pb$  au site d'Alger durant la période de 2014 à 2018.

Année	Flux moyen de dépôt du $^{210}Pb$ ( $Bq \cdot m^{-2} \cdot mois^{-1}$ )	Activité spécifique moyenne du $^{210}Pb$ ( $mBq \cdot m^{-3}$ .)	Vitesse de dépôt du $^{210}Pb$ ( $m \cdot s^{-1}$ )
2014	13,37	0,58	0,009
2015	10,94	0,61	0,007
2016	21,38	0,76	0,011
2017	19,89	0,68	0,011
2018	27,53	0,45	0,024

La vitesse de dépôt du  $^{210}Pb$  au niveau du site d'Alger varie entre 0,007 et 0,024  $m \cdot s^{-1}$  et au site de Chréa, elle est de l'ordre de 0,002  $m \cdot s^{-1}$ .

La vitesse de dépôt du  $^{210}Pb$  au site de Chréa est inférieure aux vitesses de dépôt au site d'Alger durant la période allant de 2014 à 2018.

Les vitesses de dépôt du  $^{210}Pb$  sont comprises dans l'intervalle des vitesses rapportées par Mc Neary et Baskaran (2003) (0,004-0,036  $m \cdot s^{-1}$ ), et inférieures aux valeurs rapportées par Pham et al., (2011) à Monaco (0,019-0,047  $m \cdot s^{-1}$ ).

L'activité spécifique du  $^{210}Pb$  diminue avec l'augmentation de l'altitude des sites. La vitesse de dépôt au niveau de ces sites de surveillance est influencée par la taille des particules et les conditions météorologiques. Plus les particules sont lourdes, plus les vitesses de dépôt sont élevées, et l'inverse est vrai.

En milieu marin, le  $^{210}Pb$  a été mesuré dans une carotte sédimentaire collectée en baie d'Alger à 73 m de profondeur avec une activité moyenne de l'ordre de 54,37  $Bq \cdot kg^{-1}$ , qui est donc inférieure à celle de la carotte de sol de Chréa.

Le  $^{210}Pb$  traverse la colonne d'eau pour atteindre les sédiments de surface via le processus de 'scavenging'. Le profil du  $^{210}Pb$  dans la carotte de la baie d'Alger montre une décroissance en

## Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin

---

fonction de la profondeur. A ce stade, il faut bien distinguer le  $^{210}\text{Pb}$  produit in situ par la désintégration radioactive du  $^{226}\text{Ra}$ , de celui en provenance de l'atmosphère ( $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ ).

Les flux du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  ainsi que les taux d'accumulation des sédiments en baie d'Alger ont subi une variation au cours des cinq dernières décennies. Le taux d'accumulation récent des sédiments est de  $0,74 \pm 0,22 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ , ce qui correspond à une vitesse d'accumulation de  $0,87 \pm 0,26 \text{ cm} \cdot \text{an}^{-1}$ .

Le  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  a servi comme radio-chronomètre pour les phénomènes environnementaux (Appleby et Oldfield, 1978 ; Pittauerová, 2013 ; Abril, 2016). La nouvelle méthodologie basée sur les modèles classiques du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  par morceaux a été appliquée sur la carotte de la baie d'Alger.

L'analyse combinée entre la fluorescence à rayons-X et la chronologie établie par le  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  a révélé des changements notables au cours du temps dans les concentrations des métaux traces ( Si, Al et Fe).

Les profils des radionucléides dans les sols et les sédiments dépendent de l'importance de la déposition atmosphérique qui dépend d'un certain nombre de processus météorologiques et des caractéristiques orographiques (Tositti et al, 2020).

Le taux de déposition et les inventaires des radionucléides augmentent avec l'altitude (Tositti et al, 2020).

Le sol et les sédiments contiennent deux groupes de radionucléides : ceux d'origine terrigène (familles de l'Uranium, le Thorium et  $^{40}\text{K}$ ), et ceux transférés de l'atmosphère vers le sol à travers les processus de dépôt sec et/ou humides ( $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  et  $^{137}\text{Cs}$ ).

Les profils de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  dans les carottes de sédiment et de sol, présentent une diminution avec la profondeur (Fig. VI.1).

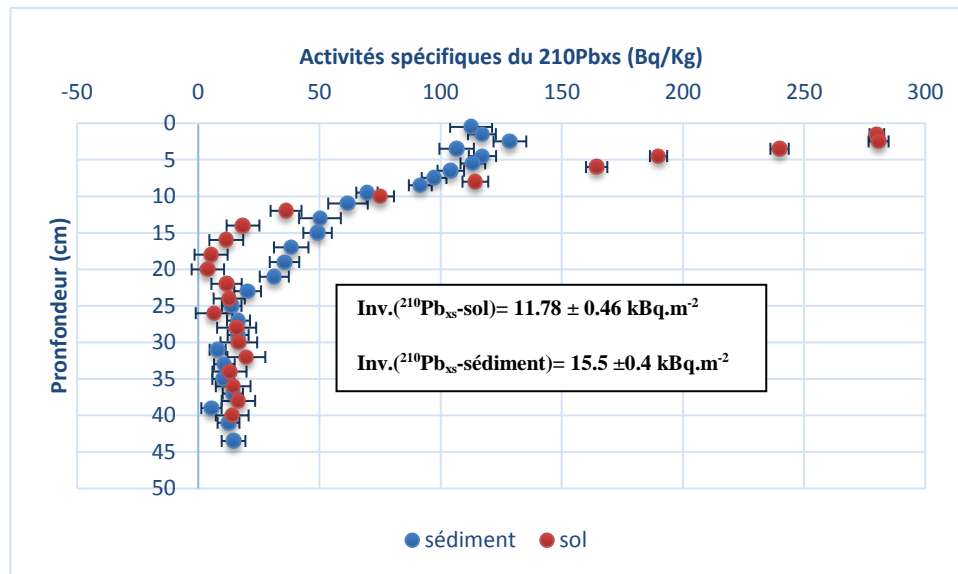


Figure VI.1: Distributions verticales et inventaires du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  dans les carottes de sol et de sédiment marin.

Les inventaires totaux du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  dans les carottes de sol et de sédiment sont de l'ordre de  $11.78 \pm 0.46 \text{ kBq.m}^{-2}$  et  $15.5 \pm 0.4 \text{ kBq.m}^{-2}$ , respectivement.

Les inventaires du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  dans les matrices de sol et de sédiments sont largement supérieurs à ceux des flux atmosphériques moyens du  $^{210}\text{Pb}$  dans les deux sites d'Alger ( $223,4 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ) et de Chréa ( $138,2 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ).

Au niveau des compartiments de l'environnement marin, l'interface eau-sédiment joue un rôle dans le transfert du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  de la colonne d'eau vers les sédiments, qui est estimé à  $465 \pm 13 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ .

### 3. Transferts intercompartimentaux du $^7\text{Be}$

Le  $^7\text{Be}$  n'a pas été détecté dans toutes les matrices environnementales étudiées. L'analyse par spectrométrie gamma a révélé sa présence dans les matrices du compartiment atmosphérique (aérosols, eaux de pluie, et particules) et son absence dans les sols et les sédiments durant la période de l'étude.

L'origine du  $^7\text{Be}$  est cosmogénique, il est produit en haute atmosphère. Sa concentration est inversement proportionnelle à l'altitude (Masarik et Beer, 1999). Les résultats du  $^7\text{Be}$  ont montré ce comportement dans les deux sites distants de 50 km et situés à différentes altitudes (162 m pour Alger et 1500 m pour Chréa).

## Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin

L'activité spécifique moyenne du  $^7\text{Be}$  dans les aérosols à Chréa ( $7.50 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) est supérieure à celle d'Alger ( $5.75 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-3}$ ).

L'analyse des particules collectées aux sites d'Alger et de Chréa a révélé la présence de  $^7\text{Be}$  avec des activités plus importantes que celles du  $^{210}\text{Pb}$ , de l'ordre de  $18,81 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$  et  $21.88 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ , respectivement.

Le peu d'échantillons d'eau de pluies traités par la technique d'évaporation et analysés ont montré la présence du  $^7\text{Be}$  à l'état de traces de l'ordre de  $0,32 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$  au site d'Alger.

Les rétro-trajectoires des masses d'air véhiculant des activités élevées du  $^7\text{Be}$  a été déterminé par l'outil HYSPLIT 4 dans les deux sites de surveillance.

Les masses d'air influençant le  $^{210}\text{Pb}$ , agissent aussi sur les activités spécifiques du  $^7\text{Be}$ .

Il est à noter que les augmentations du rapport  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$  sont associées à des influences océaniques tandis que les diminutions sont associées aux influences continentales.

Les précipitations constituent le vecteur de transfert du  $^7\text{Be}$  de l'atmosphère vers les sols de surface (Ioannidou et Papastefanou, 2006).

En connaissant les flux moyens de dépôt et les activités volumiques du  $^7\text{Be}$ , les vitesses de dépôt ont été calculées selon la formule VI-1. (Tab. IV.2).

Tableau VI.2: Vitesses de dépôt du  $^7\text{Be}$  au site d'Alger durant la période 2014-2018

Année	Flux moyen de dépôt du $^7\text{Be}$ ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mois}^{-1}$ )	Activité spécifique moyenne du $^7\text{Be}$ ( $\text{mBq}\cdot\text{m}^{-3}$ )	Vitesse de dépôt du $^7\text{Be}$ ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )
2014	78,18	5,08	0,006
2015	69,65	4,10	0,007
2016	88,31	6,24	0,005
2017	131,94	6,83	0,007
2018	191,08	5,10	0,014

Le flux de dépôt du  $^7\text{Be}$  au site de Chréa est de  $2024,64 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ , ce qui a permis d'estimer une vitesse de dépôt de l'ordre de  $0,021 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ . Cette dernière est supérieure aux vitesses annuelles moyennes du site d'Alger durant la même période d'étude.

## Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin

---

Les vitesses de dépôt estimées dans ce travail sont comparables aux valeurs rapportées par Fogh et al.,(1999) au Danemark (0,0005-0,022 m.s<sup>-1</sup>), et par Rosner et al., (1996) en Allemagne (0,0007-0,0042 m.s<sup>-1</sup>).

Le <sup>7</sup>Be n'a pas été détecté dans les sols de Chréa et les sédiments de la baie d'Alger. Les sols de Chréa (sols de surface et carotte) ont été prélevés en périodes sèches en absence de précipitations.

La carotte sédimentaire de la baie d'Alger a été prélevée à une profondeur de 73 m. Le <sup>7</sup>Be ne peut pas traverser cette profondeur de colonne d'eau pour atteindre les sédiments en raison de sa courte période de 53 jours.

### 4. Transferts intercompartimentaux du <sup>137</sup>Cs

Le <sup>137</sup>Cs n'a pas été détecté dans toutes les matrices environnementales étudiées. L'analyse par spectrométrie gamma a révélé sa présence dans les matrices de l'hydrosphère (sédiments), la lithosphère (sols) et l'atmosphère (particules) et son absence dans les aérosols et les eaux de pluie.

Contrairement aux deux précédents radionucléides, le <sup>137</sup>Cs est bien d'origine anthropique. Les tests d'armes et les accidents nucléaires ont introduit le <sup>137</sup>Cs dans les compartiments de l'environnement du territoire Algérien (Noureddine et al., 1997, Baggoura et al., 1998).

Dans le compartiment atmosphérique, le <sup>137</sup>Cs a été détecté uniquement dans les particules des sites d'Alger et de Chréa avec des activités largement inférieures à celles du <sup>210</sup>Pb et du <sup>7</sup>Be, elles sont de 0,013 Bq.g<sup>-1</sup> et 0,04 Bq.g<sup>-1</sup>, respectivement.

L'absence du <sup>137</sup>Cs dans les aérosols et les eaux de pluies des deux sites confirme l'absence d'un événement nucléaire récent rejetant du <sup>137</sup>Cs dans l'atmosphère, particulièrement lors des périodes ayant précédé l'échantillonnage.

Le <sup>137</sup>Cs dans le compartiment atmosphérique a tendance à être transféré par des processus de dépôts secs et humides vers les milieux continentaux et aquatiques (Robeau et al., 2000).

L'absence du <sup>137</sup>Cs dans les aérosols collectés dans les deux sites durant la période d'étude n'a pas permis de calculer les vitesses de dépôt de ce radionucléide. A ce niveau-là, les flux mensuels de dépôt du <sup>137</sup>Cs calculés à partir des dépôts secs et/ou humides ont été présentés (Tab. VI.3).

## Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin

Tableau VI.3: Flux mensuel moyen de dépôt du  $^{137}\text{Cs}$  au site d'Alger durant la période allant de 2014 à 2018

Année	Flux mensuel moyen de dépôt du $^{137}\text{Cs}$ ( $\text{mBq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mois}^{-1}$ )
2014	90
2015	70
2016	150
2017	80
2018	380

Le flux de dépôt du  $^{137}\text{Cs}$  au site de Chréa est de l'ordre de  $0,84 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ , ce qui est inférieur au flux moyen de  $1,85 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$  obtenu au niveau du site d'Alger

Au site de Monaco, les vitesses de dépôt du  $^{137}\text{Cs}$  sont comprises entre  $0,01$  et  $0,03 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  avec une valeur enregistrée de  $0,12 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , relative à l'accident d'Algesiras en Espagne (Pham et al., 2011).

En milieu terrestre, les sols constituent un compartiment favorable pour les retombées radioactives anciennes du  $^{137}\text{Cs}$ . La remise en suspension de ces retombées par les vents, engendre une rémanence du  $^{137}\text{Cs}$ , son adsorption sur les particules fines ainsi que son transport sur de longues distances. Ce sont ces processus qui sont à l'origine de sa détection dans les particules atmosphériques (Piga, 2010).

Le temps de déplacement (ou de migration) du  $^{137}\text{Cs}$  dépendra de la vitesse du vent et de la taille de la particule. Ainsi, plus le vent est fort et/ou plus la taille de la particule est petite, plus la distance parcourue sera importante (Amiard, 2017). De même, plus la période physique du radionucléide sera longue, plus la masse d'air contaminé sera importante.

La durée moyenne théorique de séjour d'une particule 'insédimentable' est de 2 ans dans la stratosphère, 4 mois dans la tropopause, 30 jours dans la haute troposphère et de 06 à 10 jours pour les altitudes inférieures à 3 km (Amiard, 2017).

L'activité moyenne du  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols de Chréa est de l'ordre de  $26,8 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , ce qui est un peu élevé par rapport au niveau radiologique des sols en Algérie tel que rapporté dans les travaux de Baggoura et al. (1998).

L'altitude influe sur les dépôts radioactifs du  $^{137}\text{Cs}$ , ce qui a été constaté à travers les mesures dans les sols de surface à différentes altitudes. L'activité du  $^{137}\text{Cs}$  à Chréa augmente avec l'altitude selon le type de sol, étant donné que l'argile retient plus de  $^{137}\text{Cs}$ .

## Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin

---

Le  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols, se déplace sur le plan horizontal sous l'effet de l'érosion hydrique, et peut également s'infiltrer en profondeur à travers la migration (Al Masri, 2006).

La percolation, les caractéristiques physico-chimiques et granulométriques ainsi que les facteurs biotiques des sols influencent la migration du  $^{137}\text{Cs}$  en profondeur (Mamikhin et al., 1997). Sa distribution verticale montre une nette décroissance exponentielle le long de la carotte de Chréa jusqu'à la profondeur de 21 cm.

Essentiellement due au  $^{40}\text{K}$ , la radioactivité naturelle de l'eau de mer est de l'ordre de 13000  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  (Amiard, 2017). A celle-ci s'ajoute la radioactivité artificielle, dont le  $^{137}\text{Cs}$  est l'un des principaux radionucléides.

En milieu marin, le  $^{137}\text{Cs}$  est introduit dans la colonne d'eau par les processus physiques de dépôt, et transféré aux sédiments de la baie d'Alger par 'scavenging'.

Le profil du  $^{137}\text{Cs}$  dans la carotte sédimentaire montre des concentrations plus élevées en profondeur qu'en surface. Les distributions normalisées des radionucléides ainsi que les teneurs des matières organiques n'ont pas révélé des perturbations notables dans la séquence sédimentaire.

Le  $^{137}\text{Cs}$  a été utilisé comme un marqueur stratigraphique indépendant pour valider la datation effectuée par le  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  (Von Gunten et al., 2009 ; Abril , 2004).

Les profils du  $^{137}\text{Cs}$  dans les carottes de sédiment et de sol présentent des distributions verticales différentes avec la profondeur : décroissante pour le sol (maximum en surface) et croissante pour les sédiments (maximum en profondeur)(Fig.VI.2).

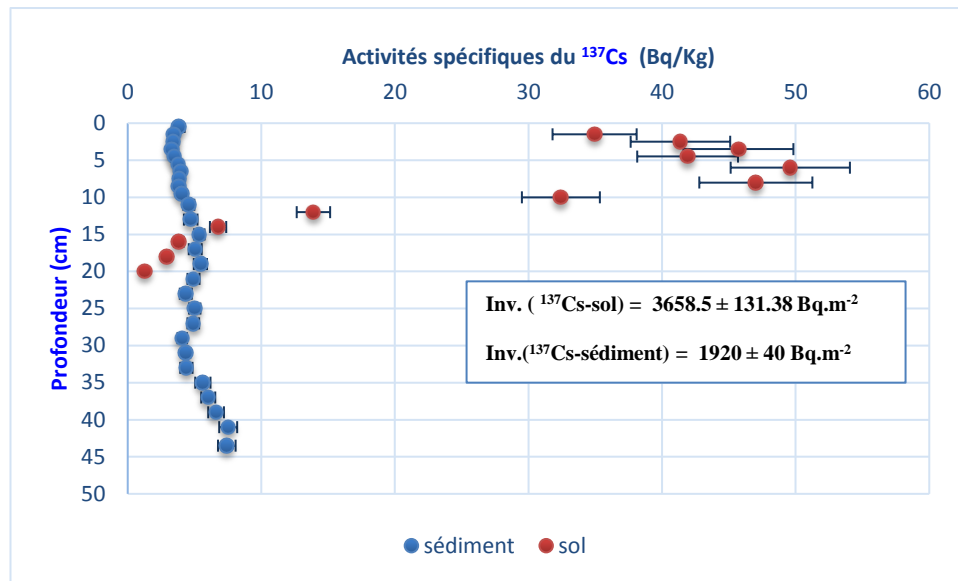


Figure VI.2: Distributions verticales et inventaires du  $^{137}\text{Cs}$  dans les carottes de sol et de sédiment marin

Les inventaires totaux du  $^{137}\text{Cs}$  dans les carottes de sol et de sédiment marin sont de l'ordre de  $3658,5 \pm 131,38 \text{ Bq.m}^{-2}$  et  $1920 \pm 40 \text{ Bq.m}^{-2}$ , respectivement.

L'inventaire de ce radionucléide dans le sol dépasse celui des sédiments d'un facteur de l'ordre de 2, ce qui est peut-être expliqué par les facteurs de dispersion qui engendrent une dilution et de sédimentation à long terme vers les eaux profondes et ensuite vers les couches sédimentaires.

## 5. Evaluations radio-écologique et dosimétrique

La compréhension des comportements des trois radionucléides d'intérêt est d'une importance cruciale pour les études radioécologiques.

Dans les programmes ayant pour objectifs la protection de l'environnement, l'évaluation de l'impact radio-écologique est effectuée tandis que dans ceux ayant pour objectifs la protection des humains et du biote, l'évaluation des impacts dosimétriques est effectuée (Fig. VI.3).

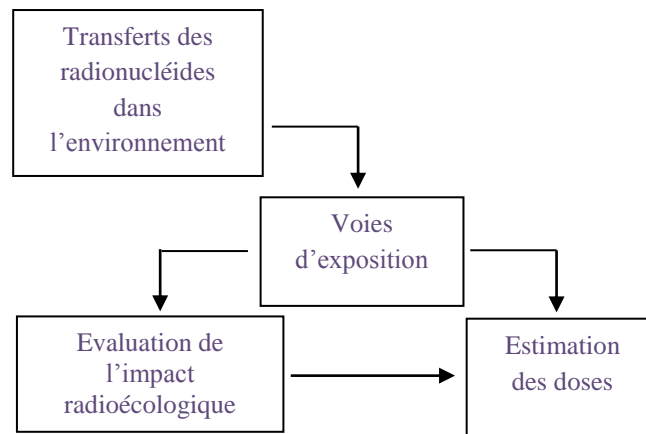


Figure VI.3: Etapes générales de l'évaluation des conséquences radiologiques

La mesure des activités des radionucléides d'intérêt ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^{137}\text{Cs}$ ) ainsi que celles d'autres radionucléides naturels dans les sols de Chréa et les sédiments de la baie d'Alger a permis de procéder à des évaluations radioécologiques et dosimétriques des écosystèmes forestier et marin.

En milieu marin, l'évaluation radio-écologique a été estimée à l'aide de l'outil ERICA. Les débits de dose totaux pour tous les organismes de référence ont été trouvés en dessous de la valeur limite de  $400 \text{ mGy}\cdot\text{h}^{-1}$ , ce qui n'est pas susceptible d'entraîner des effets néfastes (UNSCEAR, 2008).

L'estimation des concentrations des radionucléides par le biais de cet outil dans les organismes biologiques représentatifs de la baie d'Alger a permis à une évaluation dosimétrique en se basant sur des taux de consommation annuels moyens.

La dose trouvée de  $32 \mu\text{Sv}$  est loin de produire des effets néfastes sur l'homme.

En milieu forestier, les évaluations radioécologiques des biotes et dosimétrique d'un individu exposé à une radioactivité résiduelle du site de Chréa ont été effectuées à l'aide des codes de la famille RESRAD : RESRAD-Biota et RESRAD-Onsite, respectivement.

Les moyennes des radionucléides ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  et  $^{228}\text{Ra}$ ) dans les couches de sol (0-10cm) ont été considérées comme des données d'entrée pour les deux codes RESRAD.

## Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin

---

Le  $^{40}\text{K}$  contribue avec un débit de dose relativement élevé (4,16  $\mu\text{Sv/h}$  équivalent de 100 mGy/j) par rapport aux autres radionucléides pour les deux organismes de référence suivis par le  $^{137}\text{Cs}$  pour les animaux et le  $^{228}\text{Th}$  pour les plantes terrestres.

Le calcul de dose est basé sur un scénario limité uniquement à l'exposition externe directe de la contamination du sol.

De plus, les paramètres du code ont été utilisés par défaut à l'exception de deux paramètres : la surface de la contamination (50000 m<sup>2</sup>) et son épaisseur de 20cm.

Les radionucléides détectés dans le sol de Chréa ont une contribution majeure dans la dose annuelle présentant une valeur de 100  $\mu\text{Sv/an}$ . Cette dose a tendance à diminuer d'un facteur de 2.5 après une période de 10 ans.

Les radionucléides naturels ainsi que le  $^{137}\text{Cs}$  ont des contributions similaires dans la dose annuelle (environ de 20  $\mu\text{Sv/an}$ ) avec de légères variations au cours du temps.

### 6. Analyses complémentaires de la radioactivité

Afin de comprendre le comportement des radionucléides ciblés dans les différentes matrices, un travail de mesures complémentaires a été effectué. Il englobe l'analyse de la matière organique des sols et des sédiments marins, l'analyse de la composition hydro-chimique des eaux de pluies et les compositions chimique et minéralogique des particules, des sols et des sédiments marins.

La matière organique dans les sols et les sédiments marins regroupe les composés humiques et non humiques, ceux qui influent fortement sur la mobilité des radionucléides.

Les composés organiques se lient aux argiles et bloquent l'accès aux sites spécifiques du  $^{137}\text{Cs}$ , les teneurs en matière organique dans les carottes de sol et de sédiments sont relativement plus élevées en surface qu'en profondeur, ce qui favorise la mobilité du  $^{137}\text{Cs}$  et sa migration vers les couches profondes.

L'analyse de la composition ionique a révélé la dominance des chlorures ( $\text{Cl}^-$ ) dans les eaux de pluie des deux sites, le sodium ( $\text{Na}^+$ ) au site d'Alger et le calcium ( $\text{Ca}^{+2}$ ) au site de Chréa.

Ces informations relatives aux compositions ioniques sont très utiles pour identifier l'origine des masses d'air véhiculant les eaux de pluie et les radionucléides aux sites d'étude.

## **Chapitre VI : Interactions des radionucléides entre les compartiments atmosphérique, terrestre et marin**

---

Les chlorures et le sodium proviennent principalement des aérosols marins, ce qui est le cas pour les masses d'air d'origine marine, tandis que le calcium est utilisé comme une référence pour la croûte continentale (origine continentale).

La connaissance de la composition minéralogique nous fournit des informations sur la rétention des radionucléides par les minéraux argileux, élément indispensable pour comprendre leurs comportements dans les sols et les sédiments.

La composition minéralogique des phases cristallines reste assez uniforme le long des carottes de sol et de sédiment. Elle est dominée par l'illite, le quartz, la muscovite et de carbonates de calcium pour les sédiments marins et par le Muscovite, le Quartz et l'albite pour le sol.

Les radionucléides sont souvent utilisés comme des traceurs pour l'étude de la composition chimique des différentes matrices : particules, sols, sédiment, etc.

Les particules collectées aux basses altitudes révèlent la dominance de la silice (Si) tandis que celles collectées en haute altitude révèlent la dominance du fer (Fe).

Des changements notables ont été observés dans le comportement de certains éléments le long de la carotte de sol de Chréa (C, Si, P, S et Ca), alors que pour d'autres éléments, on observe le même comportement vertical avec de légères variations pour les éléments Na, Mg, Al, K, Ti et Fe (Tab.12, annexe A).

La composition élémentaire révèle des changements notables de concentrations en Carbone et en Mn, Zn, Br, Rb, Sr, Y et Pb avec la profondeur de la carotte de sédiments marins (Fig. IV.8).

La datation radiométrique des sédiments faite en utilisant les deux radionucléides ( $^{137}\text{Cs}$  et  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ ) a permis d'étudier l'évolution des concentrations des éléments chimiques (historique de la pollution) au sein des sédiments de la baie d'Alger (Fig.IV.7).

## **Conclusions et perspectives**

De par sa position géographique, l'Algérie, comme tous les pays de la région, n'est pas à l'abri d'une contamination radioactive venant des pays nucléarisés à travers les accidents et/ou les incidents nucléaires.

Dans le cadre de la surveillance radiologique, de l'environnement en général et de l'atmosphère en particulier, deux sites de différentes altitudes (Alger et Chréa) ont été choisis pour effectuer cette surveillance. Un site urbain à Alger, et un site montagneux à haute altitude pour une visualisation rapide de toute anomalie radioactive venant de l'extérieur du territoire algérien.

Les matrices du compartiment atmosphérique (aérosols, eaux de pluies et particules) ont été analysées dans les deux sites de surveillance. La caractérisation radiologique dans ces sites a montré la présence du  $^7\text{Be}$  plus abondant à Chréa qu'Alger et un comportement inverse pour le  $^{210}\text{Pb}$ .

Le  $^{137}\text{Cs}$  n'a été détecté ni dans les aérosols ni dans les eaux de pluies, malgré l'utilisation de la technique de la co-précipitation qui pré-concentre les traces de la radioactivité dans des grands volumes d'eau.

Le  $^{137}\text{Cs}$  a été détecté dans les particules atmosphériques des deux sites d'Alger et de Chréa avec des activités spécifiques moyennes de l'ordre de  $0,013 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$  et  $0,04 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ , respectivement.

Le monitoring de la radioactivité naturelle ( $^{210}\text{Pb}$  et  $^7\text{Be}$ ) dans les aérosols a révélé des concentrations élevées enregistrées durant certaines périodes en se basant sur des critères statistiques de sélection.

Les parcours pour chaque masse d'air ou bien rétro-trajectoires ont été tracés selon une méthodologie appropriée en utilisant la technique de classification non superposée (clustering) vu le nombre important des rétro-trajectoires générées par le code HYSPLIT.

Les masses d'air de l'Ouest en provenance de la péninsule ibérique et de la mer méditerranée influencent les activités du  $^7\text{Be}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  sur le site d'Alger.

Pour le site de haute altitude (Chréa), les activités élevées des deux radionucléides ont été principalement influencées par les masses d'air du Nord de l'Arctique. Au-delà de  $60^\circ$  de

latitude N, les masses d'air en provenance du Nord de l'Atlantique, et les masses d'air en provenance du Sud avec une contribution mineure.

Les chlorures dominent pour les eaux de pluie des deux sites. Pour les cations, les concentrations élevées de sodium, significatives de l'empreinte marine, sont enregistrées au site d'Alger, tandis que pour le site de Chréa c'est le calcium qui prédomine, significatif de l'empreinte continentale.

La composition chimique des particules atmosphériques révèle la dominance de la silice pour Alger et le fer pour Chréa.

Le site de Chréa est marqué par la présence en concentrations élevées par rapport au site d'Alger, des éléments traces métalliques suivants : Mn, Zn, Cu, Pb, Ba. Le site d'Alger est marqué par la présence en concentrations élevées par rapport au site de Chréa des éléments métalliques : Al, K, Ca, Cl et Mg.

Au site de Chréa, le  $^{137}\text{Cs}$  a été recherché dans les sols de surface à différentes altitudes pour voir l'influence de l'altitude sur la distribution de la radioactivité artificielle. Les concentrations radioactives du  $^{137}\text{Cs}$  ont été trouvées élevées par rapport au niveau radiologique des sols comme reportées par Baggoura et al., (1998).

L'investigation sur la distribution verticale du  $^{137}\text{Cs}$  dans la carotte de sol a montré une décroissance exponentielle avec la profondeur.

La migration du  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols dépend des teneurs en matière organique, des minéraux argileux et des conditions climatiques, principalement les précipitations.

La percolation à Chréa favorise la migration du  $^{137}\text{Cs}$  en profondeur, s'ajoutant à cela les fissures dans les minéraux argileux pendant l'été.

La composition minéralogique des phases cristallines des sols est dominée par la muscovite, le quartz et l'albite avec une distribution verticale assez uniforme. Ces phases minérales ont une affinité avec le  $^{137}\text{Cs}$  quant à sa rétention et le ralentissement de sa vitesse de migration en profondeur.

Les niveaux des radionucléides mesurés dans la couche de surface du sol (0–10 cm) ont permis de procéder à une évaluation radioécologique et dosimétrique par le biais des codes de la famille RESRAD.

## Conclusions et perspectives

---

Le  $^{40}\text{K}$  contribue avec un débit de dose relativement élevé par rapport aux autres radionucléides pour les deux organismes terrestres (animaux et plantes) suivis par le  $^{137}\text{Cs}$  pour les animaux et le  $^{228}\text{Th}$  pour les plantes terrestres.

Les radionucléides présents dans le sol de Chréa ont une contribution dans la dose annuelle avec un ordre de grandeur de 100  $\mu\text{Sv}$ , qui tend à diminuer par un facteur de 2.5 après une période de 10 ans.

Les radionucléides naturels ainsi que le  $^{137}\text{Cs}$  ont des contributions similaires dans la dose annuelle (environ de 20  $\mu\text{Sv}$ ) avec de légères variations au cours du temps.

Les sédiments marins sont connus comme des réceptacles finaux auxquels s'acheminent tous les polluants radioactifs et non radioactifs en milieu marin.

Le site marin de la baie d'Alger qui est situé à presque 3 km du site urbain de surveillance de l'atmosphère, a été choisi afin de suivre le devenir de la radioactivité atmosphérique en environnement marin.

La carotte de sédiments marins prélevée en septembre 2015 a révélé la présence des radionucléides naturels et artificiels ( $^{137}\text{Cs}$ ). Un essai pour l'établissement d'une chronologie des sédiments marins avec les modèles classiques (CRS, CIC et CF-CS) n'a pas donné de résultats satisfaisants.

Une nouvelle méthodologie de modèles classiques par morceaux (piecewises) développée et décrite dans les travaux de Abril (2019) a été appliquée sur cette carotte avec des résultats convenables.

La composition minéralogique des phases minérales reste uniforme le long de la carotte et est dominée par l'illite, le quartz, la muscovite et le carbonate de calcium.

A l'aide de la géochronologie établie par le  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  et le  $^{137}\text{Cs}$ , l'historique de la contamination chimique de la baie d'Alger a été étudié. Cet aspect a mis en évidence l'évolution temporelle du carbone et des métaux traces.

Le code ERICA a permis de faire une évaluation radio-écologique au niveau de la baie d'Alger. En parallèle, une évaluation dosimétrique a été abordée en ciblant les produits de la mer représentatifs de cette baie.

Avec les taux de consommations considérés pris sur la base de statistiques du ministère de la pêche et des productions halieutiques, il a été montré que ces produits sont loin d'avoir des effets néfastes sur la santé humaine.

Des incertitudes au niveau des interprétations invitent à poursuivre cette étude par l'approfondissement de la compréhension du comportement des radionucléides dans les différentes matrices environnementales et des métaux traces dans le sédiment marin. Pour ce faire, il faudrait :

- En compartiment atmosphérique, de mieux étudier l'origine du  $^{137}\text{Cs}$  détecté dans les particules des deux sites de surveillance durant plusieurs périodes d'échantillonnage. Cette origine nécessite d'autres techniques d'analyse ainsi que le parcours des masses d'air, déterminé par l'outil HYSPLIT 4 pour les périodes de détection.
- En compartiment terrestre, mieux examiner la contribution des précipitations à l'inventaire du  $^{137}\text{Cs}$ . La migration de ce dernier est d'une importance cruciale et son étude par les différents modèles existant, est vraiment souhaitée, étant donné que les activités mesurées ont servi pour le niveau de référence.
- En compartiment marin, mieux étudier le régime de sédimentation en baie d'Alger ainsi que les radionucléides associés par l'échantillonnage d'une à deux carottes de plus. La datation a servi à étudier l'historique de la contamination métallique. Cependant, il est souhaitable d'étudier les variations temporelles des éléments traces métalliques sur, au moins, une carotte sédimentaire complète. Ceci pourra élucider le comportement et les fluctuations observées des métaux traces sous la pression anthropique d'une unité urbaine et industrielle en évolution continue depuis presque un demi-siècle.

## **Références bibliographiques**

A

Aba , A., Al Dousari , M., Ismaeel, A., 2015. Depositional characteristics of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in Kuwaiti dust. *J. Radioanal. Nucl.Chem.* 307,15-23.

Abril, J.M., García-León, M., 1994. The integrated atmospheric flux effect in a radiogeochronological model. *J. Environ. Radioact.* 24, 65-79.

Abril, J.M., 2003a. Difficulties in interpreting fast mixing in the radiometric dating of sediments using  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$ . *J. Paleolimnol.* 30 (4), 407-414.

Abril, J.M., 2003b. A new theoretical treatment of compaction and the advective-diffusive processes in sediments. A reviewed basis for radiometric dating models. *J. Paleolimnol.* 30, 363–370.

Abril, J.M., 2004. Constraints on the use of  $^{137}\text{Cs}$  as a time marker to support CRS and SIT chronologies. *Environ. Pollut.* 129, 31–37.

Abril, J.M., 2011. Could bulk density profiles provide information about recent sedimentation rates? *J. Paleolimnol.* 46, 173–186.

Abril, J.M., Gharbi, F., 2012. Radiometric dating of recent sediments: beyond the boundary conditions. *J. Paleolimnol.* 48, 449–460.

Abril, J.M., Brunskil, G.J., 2014. Evidence that excess  $^{210}\text{Pb}$  flux varies with sediment accumulation rate and implications for dating recent sediments. *J. Paleolimnol.* 52, 121-13

Abril, J.M., Miguel, E.G.S., Ruiz-canovas, C., Casas-ruiz, M., Bolívar, J.P., 2018. From floodplain to aquatic sediments : Radiogeochronological fingerprints in a sediment core from the mining impacted Sancho Reservoir ( SW Spain ). *Sci. Total Environ.* 631–632, 866–878.

Abril, J.M., 2019. Radiometric dating of recent sediments: On the performance of  $^{210}\text{Pb}$ -based CRS chronologies under varying rates of supply. *Quat. Geochronol.* 51, 1-14.

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

Amiard,J.-C.,2013.Le risque radioactif devenir des radionucléides dans l'environnement et impacts sur la santé.*Ed.Tec&Doc , Lavoisier ,628 p.*

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., 1998. Dating recent sediments by  $^{210}\text{Pb}$ : problems and solutions. In: Illus E. (Ed) Dating of sediments and determination of sedimentation rate. STUK A-145, Finland., 7–24.

Arapis, G., Petrayev, E., Shagalova, E., Zhukova, O., Sokolik, G., Ivanova, T., 1996. Effective migration velocity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  as a function of the type of soils in Belarus. *Journal of Environmental Radioactivity* 34, 171-185.

Arapis, G.D., Karandinos, M.G., 2004. Migration of  $^{137}\text{Cs}$  in the soil of sloping semi-natural ecosystems in northern Greece. *Journal of Environmental Radioactivity* 77, 133-142.

Aroua, N., Berezowska-Azzag, E., 2009. Contribution à l'étude de la vulnérabilité urbaine au risque d'inondation dans un contexte de changement climatique. Cas de la Vallée d'Oued El Harrach à Alger. Fifth Urban Research Symposium 2009: "Cities and Climate Change: Responding to an Urgent Agenda", Marseille, France.

## B

Baba Ahmed ,L., Benamar, M.E.A., Belamri, M.,Azebouche ,A., Benarous, S. et Benkhalifa, A., 2018. Natural radioactivity levels in sediments in Algiers bay using instrumental neutron activation analysis. *Radiochimica acta* 106 (11),10p.

Baggoura, B., Noureddine, A., Benkrid, M. (1998) Level of natural and artificial in Algeria radioactivity. *Appl. Radiat. Isot.*, v.49(7), 867–873.

Barisic, D., Vertacnik, A., Lulic, S., 1999. Caesium contamination and vertical distribution in undisturbed soils in Croatia. *Journal of Environmental Radioactivity* 46, 361-374.

Benamar, M.E.A., Zerrouki, A., Idiri, Z., Tobbeche, S., 1997. Natural and artificial radioactivity levels in sediments in Algiers bay .*Applied Radiation and isotopes* 48(8) , 1161-1164.

Benamar, M.A., Toumert, I., Tobbeche, S., Tchantchane, A., Chalabi, A., 1999. Assessment of the state of pollution by heavy metals in the surficial sediments of Algiers Bay. *Appl. Radiat. Isot.* 50, 975-980.

Benfedda, A., Abbes, K., Bouziane, D., Bouhadad, Y., Slimani, A., Larbes, S., Haddouche, D., Bezzeghoud, M. 2017. The August 1st, 2014 (Mw 5.3) Moderate Earthquake: Evidence for an Active Thrust Fault in the Bay of Algiers (Algeria). *Pure Appl. Geophys.* 174, 1503–1511.

Bentahar, Y., 2016. Caractérisation physico-chimique des argiles marocaines : application à l'adsorption de l'arsenic et des colorants cationiques en solution aqueuse. *Thèse de Doctorat de l'université de Nice –Sophia antipolis*, 171 p.

Beresford, N., Brown, J., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Howard, B.J., Larsson, C-M., Oughton, O., Pröhl, G., Zinger, I. (eds.) 2007. D-ERICA : An INTEGRATED APPROACH to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application.

Bini, C., Bech, J., 2014. PHEs ,Environment and human Health: potentially harmful elements in the environment and the impact on human health. 467 p.

Borge, R., Lumbreras, J., Vardoulakis, S., Kassomenos, P., Rodríguez, E., 2007. Analysis of long-range transport influences on urban PM10 using two-stage atmospheric trajectory clusters. *Atmos. Environ.* 41, 4434–4450.

Boukhenfouf, w., Boucenna, A., 2011. The radioactivity measurements in soils and fertilizers using gamma spectrometry technique *Journal of Environmental Radioactivity*, 102, 336-339.

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 p.

Bourcier, L., Masson, O., Laj, P., Pichon, J.M., Paulat, P., Freney, E., Sellegri, K., 2011. Comparative trends and seasonal variation of  $^7\text{Be}$ , at two altitude sites in the central part of France Cs. *J. Environ. Radioact.* 102, 294–301.

Bossew, P., Kirchner, G., 2004. Modelling the vertical distribution of radionuclides in soil. Part 1: The convection-dispersion equation revisited. *Journal of Environmental Radioactivity* 73, 127-150.

Bramki, A., Ramdhane, M., et Benrachi, F., 2018. Natural radioelement concentrations in fertilizers and the soil of the Mila region of Algeria. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences* 11, 49-55.

Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., 2002. Modelling transport and deposition of caesium and iodine from the Chernobyl accident using the DREAM Model. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2, 397-417.

Brattich, E., Hernández-Ceballos, M.A., Orza, J.A.G., Bolívar, J.P., Tositti, L., 2016. The western Mediterranean basin as an aged aerosols reservoir. Insights from an old-fashioned but efficient radiotracer. *Atmos. Environ.* 141, 481–493.

Brattich, E., Orza, J.A.G., Cristofanelli, P., Bonasoni, P., Tositti, L., 2017. Influence of stratospheric air masses on radiotracers and ozone over the central Mediterranean. *J. Geophys. Res.* 122, 7164–7182.

Braziewicz, J., Kownacka, L., Majewska, U., Korman, A., 2004. Elemental concentrations in tropospheric and lower stratospheric air in a Northeastern region of Poland. *Atmospheric Environment*, 38 (11), 1989-1996.

Brechignac, F., Howard, B.J., 2001. Radioactive pollutants. Impact on the environment.  
Brown, J.E., Alfonso, B., Avila, R., Beresford, N.A., Copplestone, D., Pröhl, G., Ulanovsky A. 2008. The ERICA Tool. *J. Environ. Radioact.*, 99, 1371-1383.

Brown, J.E., Alfonso, B., Avila, R., Beresford, N.A., Copplestone, D., Hosseini, A., 2016. A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessment of radioactivity on wild plants and animals. *J. Environ. Radioact.* 153, 141-148.

## C

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.

Camacho, A., Valles, I., Vargas, A., Gonzalez-Perosanz, M., Ortega, X., 2009. Activity size distributions for long-lived radon decay products in aerosols collected in Barcelona (Spain). *Applied Radiation and Isotopes* 67(5), 872-875

Carroll, J. L., Lerch, I., Abraham, J. D., Cisar, D. J., 1995. Model-determined sediment ages from  $^{210}\text{Pb}$  profiles in un-mixed sediments. *Nuclear Geophysics*, 9, 553-565.

Carroll, J., Lerche, I., 2003. *Sedimentary Processes: Quantification Using Radionuclides. Series Edit. M.S. Baxter, Elsevier, Oxford*, 283 p.

Celle-jeanton, H., Travi, Y., Loÿe-Pilot, D., Huneau, F., Bertrand, G., 2009. Rainwater chemistry at a Mediterranean inland station (Avignon, France): local contribution versus long-range supply. *Atmospheric Research*, 91, 118-126.

Chemrouk, O., Chabbi, N., 2016. Vulnerability of Algiers waterfront and the new urban development scheme. *Procedia Eng.* 161, 1417-1422.

Chham, E., Piñero-García, F., González-Rodelas, P., Ferro-García, M.A., 2017. Impact of air masses on the distribution of  $^{210}\text{Pb}$  in the southeast of Iberian Peninsula air. *J. Environ. Radioact.* 177, 169-183.

Colle, C., et Roussel-Debet, S., 2000. Sols et végétaux. in Robeau D., Daburon F. et Métivier H., le césium de l'environnement à l'homme. Institut de protection et de sûreté nucléaire, *EDP sciences*, 298 p.

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*, 289 p.

Cullity, B.D., Stock S.R., 2014. Elements of X ray diffraction. *Pearson New International Edition*, 654 p.

Cuvier, A., 2015. Accumulations et source de l'uranium, de ses descendants et des éléments traces métalliques dans les sols des zones humides autour des anciens sites miniers-uranifères. *Thèse de Doctorat de l'université de Toulouse, Institut National Polytechnique de Toulouse (INPT)*, 376 p.

## D

Dadey, K.A., Janecek, T., Klaus, A. 1992. Dry-bulk density: its use and determination. In Taylor, B., Fujioka, K., et al. (edit.). *Proceedings of the Ocean Drilling Program, Scientific Results* 126, 551-554.

Delacroix, D., Guerre, J.P., et Leblanc, P., 2006. Guide pratique : Radionucléides & Radioprotection, Deuxième édition : Manuel pour la manipulation de substances radioactives dans les laboratoires de faible et moyenne activité. *EDP Sciences*, 273 p.

Delfanti, R., Klein, B, Papucci, C., 2003. Distributions of  $^{137}\text{Cs}$  and other radioactive tracers in the eastern Mediterranean: relationship to the deep water transient. *J. Geophys. Res.* 108 (C9), 8108.

DOE, 2004. A graded approach to biota dose evaluation ,User's guide version 1. ISCORs technical reports ,50 p.

DOE, 2019. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota, DOE Standard DOE-STD-1153.

Done ,L., Ioan, M., 2016. Minimum Detectable Activity in gamma spectrometry and its use in low level activity measurements. *Appl. Radiat. Isot.* 114, 28–32.

Dueñas, C., Fernández, M.C., Liger, E., Carretero, J., 1999. Gross alpha, gross beta activities and  $^7\text{Be}$  concentrations in surface air: Analysis of their variations and prediction model. *Atmos. Environ.* 33, 3705–3715.

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

Dueñas, C., Fernández, M.C., Cañete, S., Pérez, M., 2009.  $^7\text{Be}$  to  $^{210}\text{Pb}$  concentration ratio in

ground level air in Málaga (36.7°N, 4.5°W). *Atmos. Res.* 92, 49–57.

Dueñas, C., Fernández, M.C., Gordo, E., Cañete, S., Pérez, M., 2011. Gross alpha , gross beta activities and gamma emitting radionuclides composition of rainwater samples and deposition to ground. *Atmos. Environ.* 45, 1015–1024.

Draxler, R.R., and G.D. Hess, 1997: Description of the HYSPLIT\_4 modeling system. NOAA Tech. Memo. ERL ARL-224, NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD, 24 p.

Draxler, R.R., and G.D. Hess, 1998: An overview of the HYSPLIT\_4 modeling system of trajectories, dispersion, and deposition. *Aust. Meteor. Mag.*, 47, 295-308.

Draxler, R.R., 1999: HYSPLIT4 user's guide. NOAA Tech. Memo. ERL ARL-230, NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.

Đurana, L., Chudý, M., Masarik, J., 1996. Investigation of <sup>7</sup>Be in the Bratislava atmosphere. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 207, 345–356.

## E

Ehlken, S., Kirchner, G., 1996. Seasonal variations in soil-to-grass transfer of fallout strontium and cesium and of potassium in north german soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 33, 147-181.

## F

Feely, H.W., Larsen, R.J., Sanderson, C.G., 1989. Factor that cause seasonal variations in <sup>7</sup>Be concentrations in surface air. *Journal Environmental Radioactivity* 9, 223–249.

Fogh, C. L., Roed, J. and Andersson, K. J., 1999. Radionuclide resuspension and mixed deposition at different heights, *J. Environ. Radioactiv.*, 46, 67-75.

Forsberg, S., Rosen, K., Fernandez, V., Juhan, H., 2000. Migration of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in undisturbed soil profiles under controlled and close-to-real conditions. *Journal of Environmental Radioactivity* 50, 235-252.

Fritz, J.S., Cjerde, D.T., 2009. Ion chromatography, 4<sup>th</sup> edition, Edition Wiley –VCH, 385 p.

## G

Gasó, M.I., Segovia, N., Herrera, T., Perez-Silva, E., Cervantes, M.L., Quintero, E., Palacios, J., Acosta, E., 1998. Radiocesium accumulation in edible wild mushrooms from coniferous forests around the Nuclear Centre of Mexico. *Science of the Total Environment* 223, 119-129.

Gasser, E., 2014. Spectrométrie  $\gamma$  au laboratoire et in situ: Développements et applications environnementales. *Thèse de Doctorat de l'université de Strasbourg*, 133 p.

Gilmore, G., 2008. Practical gamma ray spectrometry, second edition. John Wiley & sons, 390 p.

Gordo, E., Liger, E., Dueñas, C., Fernández, M.C., Cañete, S., Pérez, M., 2015. Study of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  as radiotracers of African intrusions in Malaga (Spain). *J. Environ. Radioact.* 148, 141–153.

Graham, J.C., Simon, S.L., 1996. A study of  $^{137}\text{Cs}$  in soil profiles from the Marshall Islands. *Science of the Total Environment* 183, 255-268.

Guevara, S. R. et Arribere, M., 2002.  $^{137}\text{Cs}$  dating of lake cores from the Nahuel Huapi national park, Patagonia, Argentina; historical records and profile measurements. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 252 (1), 37–45.

## H

Heinrich, G., 1992. Uptake and transfer factors of  $^{137}\text{Cs}$  by mushrooms. *Radiation and Environmental Biophysics* 31, 39-49.

Hernandez, F., Rodríguez, S., Karlsson, L., Alonso-Pérez, S., López-Pérez, M., Hernandez-Armas, J., Cuevas, E., 2008. Origin of observed high  $^7\text{Be}$  and mineral dust concentrations in ambient air on the Island of Tenerife. *Atmos. Environ.* 42, 4247–4256.

Hernández-Ceballos, M.A., Adame, J.A., Bolívar, J.P., De la Morena, B.A., 2013. Vertical behaviour and meteorological properties of air masses in the southwest of the Iberian Peninsula (1997-2007). *Meteorol. Atmos. Phys.* 119, 163–175. <https://doi.org/10.1007/s00703-012-0225-5>

Hernández-Ceballos, M.A., Brattich, E., Cinelli, G., 2016. Heat-Wave events in Spain: Air mass analysis and impacts on  $^7\text{Be}$  concentrations. *Adv. Meteorol.*

Hernández-Ceballos, M.A., Brattich, E., Lozano, R.L., Cinelli, G., 2017.  $^7\text{Be}$  behaviour and meteorological conditions associated with  $^7\text{Be}$  peak events in Spain. *J. Environ. Radioact.* 166, 17–26.

Hird, A.B., Rimmer, D.L., Livens, F.R., 1996. Factors affecting the sorption and fixation of caesium in acid organic soil. *European Journal of Soil Science* 47, 97-104.

Hölggye, Z. and Malý, M., 2000. Sources, vertical distribution, and migration rates of  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ , and  $^{137}\text{Cs}$  in grassland soil in three localities of central Bohemia. *Journal of Environmental Radioactivity* 47, 135-147.

## I

IAEA, 2005. Environmental consequences of the Chernobyl and their remediation: twenty years of experience .Report of the UN Chernobyl forum expert group 'Environment' (EGE), Vienna.

IAEA-RML, 2018. Seawater Proficiency Test (PTE) feedback, 24 pages.

ICRP, 2012. Publication 119: Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. Volume 41, Supplement 1, 1-130.

Ioannidou, A., Manolopoulou, M., Papastefanou, C., 2005. Temporal changes of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  concentrations in surface air at temperate latitudes ( $40^\circ\text{N}$ ). *Appl. Radiat. Isot.* 63, 277–284.

Ioannidou, A., Papastefanou, C., 2006. Precipitation scavenging of  $^7\text{Be}$  and  $^{137}\text{Cs}$  radionuclides in air. *J. Environ. Radioact.* 85, 121–136.

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

## J

Jenkins, R., 1999. X-ray fluorescence spectrometry, second edition. A Wiley interscience Publication, 217 p.

Jia, G., 2013. The Radiological Impact of  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{210}\text{Po}$  Released from the Iron- and Steel-Making Plant ILVA in Taranto ( Italy ) on. *J. Chem. hindawi publishing Corp.* , 19 p.

Jorba, O., Perez, C., Francesc, R., Baldasano, J.M., 2004. Cluster Analysis of 4-Day Back Trajectories Arriving in the Barcelona Area, Spain, from 1997 to 2002. *J. Appl. Mete* 43, 887–901.

## K

Kamboj, S., Granapragasam, E., et Yu, C., 2018. User's guide for RESRAD-ONSITE code version 7.2. Environmental Science division , *Argonne National Laboratory*, 111 p.

Kirchner, G., Strebl, F., Bossew, P., Ehlken, S., Gerzabek, M.H., 2008. Vertical migration of radionuclides in undisturbed grassland soils. *Journal of Environmental Radioactivity*.

Klubi, E., Abril, J.M., Nyarko, E., Laissaoui, A., Benmansour, M., 2017. Radioecological assessment and radiometric dating of sediment cores from dynamic sedimentary systems of Pra and Volta estuaries (Ghana) along the equatorial Atlantic. *J. Environ. Radioact.* 178-179, 116–126.

Krajny, E., Osrodka, L., Wojtylak, M., 2014. Meteorological Conditions for the Variability of

Concentrations in Surface Layer Air in Poland. *Journal of Environmental Science and Engineering Technology* 2, 14–25.

## L

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* 40, 823–833.

Lal, D., Peters, B., 1967. Cosmic ray produced radioactivity on the Earth. In: Sitte, K. (Ed.), *Encyclopedia of Physics*. Springer-Verlag, New York, 551–612

Larsson, C.M., 2008. An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants. *J. Environ. Radioact.* 99 (9), 1364-1370.

Leconte, P., 2006. Développement et optimisation de techniques de mesure par spectrométrie gamma-Maitrise et réduction des incertitudes associées. *Thèse de doctorat de l'université Blaise Pascal-Clermont Ferrand II*, 339 p.

Lee, S.H., Mantoura, F.R., Povinec, P.P., Sanchez-Cabeza, J.A., Pontis, J.L., Mahjoub, A., Noureddine, A., Boulahdid, M., Chouba, L., Samaali, M., Reguigui, N., 2006. Distribution of anthropogenic radionuclides in the water column of the south-western Mediterranean Sea. *Radioactivity in the Environment* 8, 137-147.

Lee, S.-H., Pham, M. K. and Povinec, P. P., 2002. Radionuclide variations in the air over Monaco, *J. Radioanal. Nucl. Ch.*, 254 (3), 445-453.

Lee, H.N., 2008. Radionuclides: their biogeochemical cycles and the impacts on the biosphere. *Global Ecology, Radionuclides* , 2966-2975.

Legarda, F., Romero, L.M., Herranz, M., Barrera, M., Idoeta, R., Valino, F., Olondo, C., Caro, A., 2011. Inventory and vertical migration of <sup>137</sup>Cs in Spanish mainland soils. *J. Environ. Radioact.* 102, 589-597.

Le Petit, G. et Granier, G., 2002. Spectrométrie gamma appliqué aux échantillons de l'environnement, *Ed. Lavoisier*, 238p.

Le Roux, G., Duffa, C., Vray, F. & Renaud P. ,2010. Deposition of artificial radionuclides from atmospheric Nuclear Weapon Tests estimated by soil inventories in French areas low-impacted by Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101, 211–218.

Likuku, A.S., 2006. Factors influencing ambient concentrations of <sup>210</sup>Pb and <sup>7</sup>Be over the city of Edinburgh (55.9°N, 03.2°W). *J. Environ. Radioact.* 87, 289–304.

Loring, D.H., Rantala, R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Sci. Rev.* 32, 235–283.

Lozano, R.L., Hernández-ceballos, M.A., Rodrigo, J.F., Miguel, E.G.S., Casas-ruiz, M., García-tenorio, R., Bolívar, J.P., 2013. Mesoscale behavior of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in superfi cial air along the Gulf of Cadiz (South of Iberian Peninsula). *Atmos. Environ.* 80, 75–84.

Lozano, R.L., Hernández-Ceballos, M.A., San Miguel, E.G., Adame, J.A., Bolívar, J.P., 2012. Meteorological factors influencing the  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  concentrations in surface air from the southwestern Iberian Peninsula. *Atmos. Environ.* 63, 168–178.

Lozano, R.L., Miguel, E.G.S., Bolívar, J.P., Baskaran, M., 2011. Depositional fluxes and concentrations of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in bulk precipitation and aerosols at the interface of Atlantic and Mediterranean coasts in Spain. *J. Geophys. Res* 116, 1–14.

Luczak, C., Janquin, M.A., Kupka, A., 1997. Simple standard procedure for the routine determination of organic matter in marine sediment. *Hydrobiologia* 345, 87–94.

## M

Mabit, L., Benmansour, M., Abril, J.M., Walling, D.E., Meusburger, K., Iurian, A.R., Bernard, C., Tarjan, S., Owens, P.N., Blake, W.H., Alewell, C., 2014. Fallout  $^{210}\text{Pb}$  as a soil and sediment tracer in catchment sediment budget investigations: a review. *Earth-Sci. Rev.* 138, 335-351.

Machane, D., Bouhadad, Y., Cheikhounis, G., Chatelain, J.L., Oubaiche, E.H., Abbes, K., Guillier, B., Bensalem, R., 2008. Examples of geomorphologic and geological hazards in Algeria. *Nat. Hazards* 45,295–308.

Mamikhin, S.V., Tikhomirov, F.A., Shcheglov, A.I., 1997. Dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  in the forests of the 30- km zone around the Chernobyl nuclear power plant. *Science of the Total Environment* 193, 169-177.

Masarik, J., Beer, J., 1999. Simulation of particle fluxes and cosmogenic nuclide production in the Earth's atmosphere. *J. Geophys. Res.* 104 (D10), 12099–12111.

Masson, O., Piga, D., Gurriaran, R. et D'Amico, D., 2010. Impact of an exceptional Saharan dust outbreak in France: PM10 and artificial radionuclides concentrations in air and in dust deposit. *Atmos. Environ.* 44, 2478–2486 .

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

Mcneary, D., Baskaran, M., 2003. Depositional characteristics of  $^7\text{Be}$  and in southeastern Michigan. *J. Geophys. Res.* 108, 1–15.

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 de Nice-Sophia Antipolis. 157p.

Millan, M., Salvador, R., Mantilla, E., 1996. Meteorology and photochemical air Pollution in Southern Europe : Experimental Results From Ec Research Projects. *Atmos. Environ.* 30, 1909–1924.

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

## N

Nadri, M., Khairi, C-E., Ioannidou, A., 2019. Soil depth profile of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{40}\text{K}$  in Algeria. *Journal Radiation effects and defects in solids* 174 (3-4).

Naimi-Ait-Aoudia, M., Berezowska-Azzag, E., 2014. Algiers carrying capacity with respect to per capita domestic water use. *Sustain. Cities and Soc.* 13, 1–11.

Noureddine, A., Baggoura, B., Larosa, J.J., Vajda, N., 1997. Gamma and alpha emitting radionuclides in some Algerian soil samples. *Appl. Radiat. Isot.*, 48 , 1145-1148

Noureddine, A., Baggoura, B., Hocini, N., et Boulahdid, M., 1998. Uptake of radioactivity by marine surface sediments collected in Ghazaouet , west coast of Algeria. *Applied Radiation and isotopes* 49 (12) ,1745-1748.

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* 4, 53-58

Noureddine, A., Menacer, M., Boudjenoun, R., Benkrid, M., Boulahdid, M., Kadi-hanifi, M., Lee, S.H., Povinec, P.P., 2006.  $^{137}\text{Cs}$  in seawater and sediment along the Algerian coast. *Radioactivity in the Environment* 8, 156-164.

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., Maoui, R., Menacer, M., Boudjenoun, R., Kadi-hanifi, M., Lee, S.H., Povinec, P.P., 2008. Radionuclide tracing of water masses and processes in the water column and sediment in the Algerian Basin. *J. Environ. Radioact.* 99(8):1224-32.

## O

Olondo, C., Legarda, F., Herranz, M., Idoeta, R., 2017. Validating proposed migration equation and parameters' values as a tool to reproduce and predict  $^{137}\text{Cs}$  vertical migration activity in Spanish soils. *J. Environ. Radioact.* 169, 40-47.

## P

Parc National de Théniet el Had (PNTE), 2006. Atlas des parcs nationaux Algériens. *Edi-diwan*, 91 p.

Paradis, H., 2016. Développement de la mesure par spectrométrie  $\gamma$  en coïncidence. *Thèse de Doctorat de l'université Paris Saclay préparée à l'université Paris Sud XI*, 154 p.

Periáñez, R., Abril, J.M., 2013. Modeling tsunami propagation in the Iberia–Africa plate boundary: Historical events, regional exposure and the case-study of the former Gulf of Tartessos. *J. Marine Syst.* 111, 223-234.

Pham ,M.K., Povinec, P.P., Lee, S.H., et Oregioni B., 2002. Transport atmosphérique de particules de l'Afrique du Nord à Monaco. *Bulletin du Bureau National de Métrologie*

Pham, M. K. , La Rosa J.J., Lee S.H., Oregioni B., et Povinec P.P., 2005. Deposition of Saharan dust in Monaco rain 2001-2002: radionuclides and elemental compositions. *Physica Scripta* T118, 14–17.

Pham, M.K., Betti, M., Nies, H., 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. *J. Environ. Radioact.* 102, 1045–1054.

PHILIPS, 2000. X-ray diffraction system : User's guide.

Piga, D., 2010. Processus engagés dans la rémanence au niveau du compartiment atmosphérique des radionucléides artificiels antérieurement déposés. *Thèse de Doctorat de l'université du Sud Toulon Var*, 249 p.

Piñero-García, F., Ferro-García, M.A., Chham, E., Cobos-Díaz, M., González-Rodelas, P., 2015. A cluster analysis of back trajectories to study the behaviour of radioactive aerosols in the south-east of Spain. *J. Environ. Radioact.* 147, 142–152.

Pittauerova, D., 2013. Gamma spectrometry for chronology of recent sediments. *PhD thesis, Bremen University*, 241 p.

Povinec, P.P., Eriksson, M., Eriksson, M., Scholten, J., Betti, M., 2012. Marine radioactivity analysis, Chapter 12, *Handbook of radioactivity analysis*, 769-832.

Povinec, P. P., Hirose, K., and Aoyama, M. 2013. Fukushima accident: radioactivity impact on the environment. Newnes. ISBN: 978-0-12-408132-1.

Poreba, G., Bluszcz, A., Snieszko, Z., 2003. Concentration and vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in agricultural and undistributed soils from Chechlo and Czrnocin areas. *Geochronometria* 22, 67-72.

Pruppacher, H. R. and Klett, J. D., 1997. *Microphysics of clouds and precipitation*, Dordrecht, Reidel. Kluwer Academic Publishers, 954 p.

## R

Rahal, B., 2017. Elaboration et caractérisation des couches minces du semiconducteur ZnO pures et dopées par le Cadmium. *Thèse de Doctorat Ès sciences, Univ. Frères Mentouri – Constantine*, 133 p.

Robbins, J.A., 1978. Geochemical and Geophysical applications of radioactive lead isotopes. In: Nriago JP (Ed) *Biochemistry of lead in the environment*. Elsevier, Amsterdam, 285–393.

Robbins, J.A., Edgington, D.N., 1975. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$ . *Geochim. Cosmochim. Acta* 39, 285–304.

Robbins, J.A., Holmes, C., Halley, R., Bothner, M., Shinn, E., Graney, J., Keeler, G., ten Brink, M., Orlandini, K.A., Rudnick, D., 2000. Time-averaged fluxes of lead and fallout radionuclides to sediments in Florida Bay. *J. Geophys. Res.* 105, 28805–28821.

Robeau, D., Daburon, F., Metivier, H., 2000. Le césium de l'environnement à l'homme. *EDP Sciences*, 298p.

Roca, M.C., Vallejo, V.R., 1995. Effect of soil potassium and calcium on caesium and strontium uptake by plant roots. *Journal of Environmental Radioactivity* 28, 141-159.

Rogers, V.C., Nielson, K.K., 1991. Correlations for predicting air permeabilities and  $^{222}\text{Rn}$  diffusion coefficient of soils. *Health Phys.* 61, 225-230.

Rosen, K., Oborn, I., Lonsjo, H., 1999. Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995. *Journal of Environmental Radioactivity* 46, 45-66.

## S

Salbu, B., Oughton, D.H., Ratnikov, A.V., Zhigareva, T.L., Kruglov, S.V., Petrov, K.V., Grebenshakikova, N.V., Firsakova, S.K., Astatheva, N.P., Loshchilov, N.A., Hove, K., Strand, P., 1994. The mobility of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in agricultural soils in the Ukraine, Belarus, and Russia, 1991. *Health Physics* 67, 518-528.

Sanchez-Cabeza J. A., Masque P., Ani-Ragolta I., Merino J., Frignani M., Alvisi F., Palanques A. and Puig P. (1999) Sediment accumulation rates in the southern Barcelona

continental margin (NW Mediterranean Sea) derived from  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  chronology. *Prog. Oceanogr.* 44, 313–332.

Sanchez-Cabeza J. A., Garcia-Talavera M., Costa E., Pena V., Garcia-Orellana J., Masque P. and Nalda C. (2007) Regional calibration of erosion radiotracers  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$ : atmospheric fluxes to soils Northern Spain. *Environ. Sci. Technol.* 41, 1324– 1330.

Sánchez, C.I., García-Tenorio, R., García-León, M., Abril, J.M., El-Daoushy, F., 1992. The use of  $^{137}\text{Cs}$  in marine and lacustrine sediment dating. *Nucl. Geophys.* 6(3), 395-403.

Sánchez-Cabeza, J.A., Ruíz-Fernández, A.C., 2012.  $^{210}\text{Pb}$  sediment radiochronology: an integrated formulation and classification of dating models. *Geochim. Cosmochim. Acta* 82, 183-200.

Sanusi, A., Wortham, M., Millet, M., Mirabel, P., 1996. Chemical composition of rainwater in eastern France. *Atmospheric Environment* 30, 59-71.

Schuller, P., Ellies, A., Kirchner, G., 1997. Vertical migration of fallout  $^{137}\text{Cs}$  in agricultural soils from Southern Chile. *Science of the Total Environment* 193, 197-205.

Smolders, E., Sweeck, L., Merckx, R., Cremers, A., 1996. Cationic interactions in radiocaesium uptake from solution by spinach. *Journal of Environmental Radioactivity* 34, 161-170.

Solar Influences Data Analysis Center. <http://sidc.oma.be/>

Staunton, S., Roubaud, M., 1997. Adsorption of  $^{137}\text{Cs}$  on montmorillonite and illite: Effect of charge compensating cation, ionic strength, concentration of Cs, K and fulvic acid. *Clays and Clay Minerals* 45, 251-260.

Stein, A.F., Draxler, R.R., Rolph, G.D., Stunder, B.J.B., Cohen, M.D., and Ngan, F., (2015). NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system, *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 96, 2059-2077.

Stohl A., Eckhardt S., Forster C., James P., Spichtinger N., Seibert P., 2002. A replacement for simple back trajectory calculations in the interpretation of atmospheric trace substance measurements. *Atmospheric Environment* 36, 4635-4648.

Sy, M.M., 2016. Analyse d'incertitude en situation accidentelle, transfert de radionucléides dans l'environnement et évaluation de l'exposition humaine par voie alimentaire. *Thèse de Doctorat de l'université d'Aix –Marseille*, 313 p.

## T

Taieb Errahmani, D., Noureddine, A., 2016. Seasonal variations of radioactivity in aerosols at Algiers station, Algeria. In: *Proceedings of the International Conference on Environmental Radioactivity ENVIRA 2015: New Challenges with New Analytical Techniques*, 83-86,

Ioannidou A., Povinec P.P. (eds.), *Aristotle University of Thessaloniki*, ISBN:978-618-82725-0-7

Taieb Errahmani, D., Nouredine, A., Abril Hernandez, J.M., Boulahdid, M., 2020. Environmental radioactivity in a sediment core from Algiers Bay: radioecological assessment, radiometric dating and pollution records. *Quaternary Geochronology* 56, 101049

THERMO, 1998. Ionic chromatograph DX 120 :User's guide.

Todorovic, D., Popovic, D., Djuric, G., Radenkovic, M., 2005.  $^7\text{Be}$  to  $^{210}\text{Pb}$  concentration ratio in ground level air in Belgrade area, *Journal of Environmental Radioactivity* 79, 297–307.

Toledano, C., Cachorro, V.E., De Frutos, A.M., Torres, B., Berjón, A., Sorribas, M., Stone, R.S., 2009. Air mass classification and analysis of aerosol types at El Arenosillo (Spain). *J. Appl. Meteorol. Climatol.* 48, 962–981.

Tositti, L., Brattich, E., Cinelli, G., Baldacci, D., 2014. 12 years of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in Mt. Cimone and their correlation with meteorological parameters. *Atmos. Environ.* 87, 108–122.

Toso, J.P., Velasco, R.H., 2001. Describing the observed vertical transport of radiocesium in specific soils with three time-dependent models. *Journal of Environmental Radioactivity* 53, 133-144.

## U

UNSCEAR, 2008. Sources and Effects of Ionizing Radiations, vol. 1. United Nations Publications, New York.

## V

Vecchio, A., Anzidei, M., Carbone, V., 2014. New insights on the tsunami recording of the May, 21, 2003, Mw 6.9 Boumerdès earthquake from tidal data analysis. *J. Geodyn.* 79, 39–49.

Velasco, R.H., Belli, M., Sansone, U., Menegon, S., 1993. Vertical transport of radiocesium in surface soils: Model implementation and dose-rate computation. *Health Physics* 64, 37-44.

Vidmar, T., 2005. EFFTRAN—a Monte Carlo efficiency transfer code for gamma-ray spectrometry. *Nuclear Instruments and Methods A* 550, 603–608.

Vidmar, T., Vodenik, B., Necemer, M., 2010. Efficiency transfer between extended sources. *Applied Radiation and Isotopes* 68, 2352–2354.

Vidmar, T., Kanisch, G., Vidmar, G., 2011. Calculation of true coincidence summing corrections for extended sources with EFFTRAN. *Applied Radiation and Isotopes* 69, 908–

911.

Von Gunten, L., Grosjean, M. Beer, J., Grob, P., Morales, A. et Urrutia, R., 2009. Age modeling of young non-varved lake sediments : methods and limits. examples from two lakes in central chile. *Journal of Paleolimnology*, 42(3), 401–412.

## **W**

Wauters, J., Sweeck, L., Valke, E., Elsen, A., Cremers, A., 1994. Availability of radiocaesium in soils: a new methodology. *Science of the Total Environment* 157, 239-248.

Wei, C. L. and Murray, J. W., 1994. The behavior of scavenged isotopes in marine anoxic environments – Pb-210 and Po-210 in the water column of the black-sea. *Geochim. Cosmochim. Acta* 58, 1795–1811.

Will, G., 2006. Powder diffraction the Rietveld method and the two-stage method to determine and refine crystal structures from powder diffraction data, Springer, 231 p.

Wright, S.M., 2016. Predicted Caesium-137 deposition from atmospheric nuclear weapons tests. *NERC Environmental Information Data Centre*.

## **Z**

Zinger, I., Copplestone, D., Howard B.J. 2008. Decision-making in environmental radiation protection: using the ERICA Integrated Approach. *J. Environ. Radioact.*, 99, 1510-1518.

## **Annexes**

### **Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse**

## Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

**Tableau 1:** Synoptique des prélèvements d'aérosols au niveau du site d'Alger durant la période de juin 2014 à Juin 2018

Code Ech.	Date début de prélèvement	Date fin de prélèvement	Temps de prélèvement (h)	Volume prélevé (m <sup>3</sup> )	Paramètres météorologiques	
					Températures moyennes (°C)	Précipitations (mm)
1	12/06/2014	22/06/2014	244.9	16661.9	23.1	0
2	22/06/2014	03/07/2014	262.2	17835.9	24.5	0
3	03/07/2014	16/07/2014	312.3	21234	24.4	0
4	16/07/2014	07/08/2014	527.4	35882.2	26.6	1.8
5	07/08/2014	18/08/2014	265.5	18059.9	26.7	0
6	18/08/2014	01/09/2014	334.2	22738.17	25.7	0.4
7	01/09/2014	15/09/2014	336.4	22887.1	27.3	0
8	15/09/2014	29/09/2014	336.6	22894.3	26.3	17.8
9	29/09/2014	15/10/2014	383.1	26035.24	25.4	64
10	16/10/2014	30/10/2014	332.7	22639.9	22.7	0
11	30/10/2014	13/11/2014	314.8	21309.6	18.7	47.4
12	13/11/2014	30/11/2014	406.2	27559.5	21.0	5.8
13	30/11/2014	18/12/2014	431.5	29252.1	15.2	141
14	18/12/2014	05/01/2015	430.5	29198.7	18.1	147
15	05/01/2015	26/01/2015	503.0	34110	13.5	72
16	26/01/2015	12/02/2015	412.9	27992.5	13.2	92.5
17	12/02/2015	01/03/2015	405.1	27475.3	13.4	89.1
18	01/03/2015	12/03/2015	268.5	18207.9	15.1	0.3
19	12/03/2015	24/03/2015	282.5	19151.9	15.4	27.8
20	24/03/2015	12/04/2015	742.8	50385.11	16.3	20
21	12/04/2015	28/04/2015	408.1	27671.5	18.6	0
22	28/04/2015	24/05/2015	600.4	40720.5	19.8	3
23	24/05/2015	11/06/2015	427.4	28978	20.1	11
24	11/06/2015	25/06/2015	336.4	22809.2	23.2	8.9
25	25/06/2015	09/07/2015	338.8	22976.07	26.0	0
26	09/07/2015	23/07/2015	335.9	22776.1	25.7	0
27	23/07/2015	11/08/2015	452.1	30656.4	27.7	0.9
28	11/08/2015	30/08/2015	456.6	30964.7	27.1	1
29	30/08/2015	20/09/2015	195.5	13252.5	26.4	5.4
30	20/09/2015	04/10/2015	342.5	23227.5	24.2	4.6
31	04/10/2015	22/10/2015	430.8	29210.3	23.1	147
32	22/10/2015	15/11/2015	572.5	38827.48	19.9	3
33	15/11/2015	01/12/2015	387.3	26270	16.5	102
34	01/12/2015	20/12/2015	452.4	30681.17	16.7	0
35	20/12/2015	07/01/2016	434.9	26846.7	17.0	23.3
36	18/02/2016	25/02/2016	189.2	11291.3	16.2	2.2
37	25/02/2016	06/03/2016	239.9	16304.8	14.3	127
38	06/03/2016	14/03/2016	191.0	12980	12.6	43
39	14/03/2016	24/03/2016	191.0	16276.46	14.4	49.2
40	24/03/2016	31/03/2016	239.5	16276.46	19.2	0
41	31/03/2016	14/04/2016	340.3	23050.78	16.7	28
42	14/04/2016	21/04/2016	340.3	23050.78	19.2	0
43	21/04/2016	28/04/2016	167.4	11371.34	18.2	0

**Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse**

Code Ech.	Date début de prélèvement	Date fin de prélèvement	Temps de prélèvement (h)	Volume prélevé (m <sup>3</sup> )	Paramètres météorologiques	
					Températures moyennes (°C)	Précipitations (mm)
44	28/04/2016	05/05/2016	168.4	11439.96	18.0	0
45	05/05/2016	12/05/2016	168.5	11262.5	20.2	19
46	12/05/2016	26/05/2016	338.5	23005.51	19.8	0.2
47	26/05/2016	02/06/2016	159.4	10835.8	21.0	20.8
48	02/06/2016	09/06/2016	164.7	11192.94	22.4	0
49	09/06/2016	20/06/2016	242.2	16460.7	24.3	0
50	20/06/2016	30/06/2016	234.3	15925.13	22.7	0.6
51	30/06/2016	11/07/2016	248.0	16850.96	24.8	2.6
52	11/07/2016	21/07/2016	224.1	15228.76	23.4	0
53	21/07/2016	28/07/2016	145.8	9908.15	25.5	0
54	28/07/2016	04/08/2016	138.1	9384.56	27.4	0
55	04/08/2016	15/08/2016	255.1	17334.25	24.4	0.3
56	15/08/2016	31/08/2016	318.6	21654.41	25.6	0
57	31/08/2016	11/09/2016	232.0	15763.96	25.7	0
58	11/09/2016	22/09/2016	492.5	33473.3	24.6	9
59	22/09/2016	02/10/2016	235.4	15999	24.4	32.5
60	02/10/2016	13/10/2016	263.7	17919.9	23.8	5.3
61	13/10/2016	23/10/2016	240.7	16233.3	23.3	0.3
62	23/10/2016	06/11/2016	330.8	16476.1	24.2	6
63	06/11/2016	17/11/2016	268.3	18232.5	17.7	112
64	17/11/2016	28/11/2016	282.1	19165.9	18.7	35.6
65	28/11/2016	11/12/2016	287.6	19539.0	17.0	17.3
68	11/12/2016	22/12/2016	263.4	17898.4	15.6	48.8
69	22/12/2016	05/01/2017	338.5	22997.3	14.8	0.2
70	05/01/2017	12/01/2017	171.4	11643.9	13.8	49.5
71	12/01/2017	18/01/2017	167.6	11386.7	12.2	42.5
72	18/01/2017	28/01/2017	210.7	14317.2	12.3	107
73	28/01/2017	05/02/2017	194.4	13203.2	16.4	18.3
74	05/02/2017	12/02/2017	168.0	11408.7	16.2	14.5
75	12/02/2017	23/02/2017	262.2	17793.8	16.3	0.8
76	23/02/2017	07/03/2017	292.6	19710.1	16.6	13.8
77	07/03/2017	23/03/2017	355.4	24149.6	17.6	15.8
78	22/03/2017	04/04/2017	311.1	21139.5	16.6	41
79	04/04/2017	16/04/2017	287.9	19280.7	17.6	6.5
80	16/04/2017	08/05/2017	534.7	36207.0	18.7	1
81	10/05/2017	25/05/2017	361.3	24549.1	21.0	1.3
82	25/05/2017	01/06/2017	169.4	11508.2	20.9	3.3
83	01/06/2017	08/06/2017	171.2	11635.4	22.2	8.3
84	08/06/2017	15/06/2017	165.9	10885.9	22.9	0
85	29/06/2017	13/07/2017	335.3	21468.1	26.3	4
86	09/10/2017	16/10/2017	166.2	11293.2	21.3	0
87	16/10/2017	23/10/2017	172.5	11725.9	22.5	16.5
88	23/10/2017	31/10/2017	364.1	24749.4	20.3	1.5
89	09/11/2017	16/11/2017	168.8	11470.0	16.4	47.5
90	16/11/2017	23/11/2017	166.0	11281.0	17.0	0
91	23/11/2017	03/12/2017	242.5	16479.5	14.9	89
92	03/12/2017	14/12/2017	258.2	17547.9	14.7	37

## Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

---

Code Ech.	Date début de prélèvement	Date fin de prélèvement	Temps de prélèvement (h)	Volume prélevé (m <sup>3</sup> )	Paramètres météorologiques	
					Températures moyennes (°C)	Précipitations (mm)
93	14/12/2017	25/12/2017	266.1	18082.0	13.9	48.3
94	25/12/2017	04/01/2018	243.6	16555.1	16.9	43
95	04/01/2018	14/01/2018	239.5	16275.1	15.0	42
96	14/01/2018	29/01/2018	359.5	24435.7	14.9	11
97	29/01/2018	15/02/2018	407.8	27715.2	13.6	103
98	15/02/2018	28/02/2018	312.6	21242.8	13.8	32.8
99	28/02/2018	19/03/2018	451.6	30691.3	17.7	79.7
100	19/03/2018	01/04/2018	315.7	21455.3	14.9	83.1
101	01/04/2018	15/04/2018	333.0	22628.6	17.8	89.3
102	15/04/2018	03/05/2018	434.6	29538.2	16.9	21.8
103	03/05/2018	22/05/2018	452.3	30743.7	18.1	17.1
104	22/05/2018	05/06/2018	336.0	22839.2	21.2	54.3

**Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse**

**Tableau 2:** Synoptique des prélèvements d'aérosols au site de Chréa durant la période de Novembre 2017 à Février 2018

<b>Code Ech.</b>	<b>Date début de prélèvement</b>	<b>Date fin de prélèvement</b>	<b>Temps de prélèvement (h)</b>	<b>Volume prélevé (m<sup>3</sup>)</b>
F 1	06/11/2017	08/11/2017	45.66	2327.6
F2	08/11/2017	09/11/2017	23.15	1179.96
F3	12/11/2017	13/11/2017	28.31	1358.35
F4	13/11/2017	14/11/2017	20.31	1035.54
F5	22/11/2017	23/11/2017	25.3	1289.54
F6	23/11/2017	27/11/2017	90.23	4599.2
F7	27/11/2017	29/11/2017	48.41	2056.5
F8	29/11/2017	30/11/2017	24.88	1268.3
F9	30/11/2017	04/12/2017	94.66	4825.18
F10	04/12/2017	07/02/2017	72.1	3674.95
F11	07/12/2017	09/12/2017	45.83	2338.68
F12	12/12/2017	14/12/2017	48.23	2458.46
F13	14/12/2017	16/12/2017	36.11	1840.87
F14	18/12/2017	20/12/2017	45.46	2317.4
F15	20/12/2017	21/12/2017	28.55	1455.20
F16	21/12/2017	25/12/2017	93.58	4769.96
F17	25/12/2017	28/12/2017	71.31	3634.67
F18	28/12/2017	31/12/2017	/	/
F19	02/1/2018	04/01/2018	45.98	2343.6
F20	04/01/2018	06/01/2018	49.21	2508.23
F21	07/01/2018	10/01/2018	67.45	3437.92
F22	11/01/2018	14/01/2018	/	/
F23	15/01/2018	20/01/2018	/	/
F24	21/01/2018	24/01/2018	57	2905.29
F25	25/01/2018	29/01/2018	24.15	1230.29
F26	29/01/2018	01/02/2018	71	3618.87
F27	01/02/2018	05/02/2018	47.96	1080.97
F28	05/02/2018	06/02/2018	11.33	962.77
F29	18/02/2018	20/02/2018	58.8	2960.52

## Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

**Tableau 3:** Synoptique des prélèvements de dépôts secs et/ou humides (particules et eaux de pluies) au niveau du site d'Alger durant la période de juin 2014 à Juin 2018

Code Ech.	Date de collecte	Durée de collecte (j)	Nature Ech.	Masse (g) ou volume (l)	Volume total des eaux de pluies (l)	Observations
1	12/06/2014	31	Particules	10	//	Couleur noirâtre des particules
			Eaux de pluie	//		
2	17/09/2014	95	Particules	8,88	//	
			Eaux de pluie	//		
3	19/10/2014	32	Particules	15,10	//	Couleur rougeâtre des particules
			Eaux de pluie	//		
4	11/12/2014	52	Particules	3,32	115	Eau trouble
			Eaux de pluie	20		
5	05/01/2015	24	Particules	3,05	45	
			Eaux de pluie	//		
6	18/02/2015	44	Particules	0,75	20	
			Eaux de pluie	//		
7	23/03/2015	34	Particules	9,23	20	
			Eaux de pluie	//		
8	11/06/2015	78	Particules	9,28	/	Dépôt sec
			Eaux de pluie	/		
9	13/06/2015	2	Particules	1,49	5	Couleur noirâtre des particules
			Eaux de pluie	//		

**Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse**

10	05/08/2015	52	Particules	6,48	/	Dépôt sec (poussières non séchées)
			Eaux de pluie	/		
11	30/09/2015	55	Particules	7,82		
			Eaux de pluie	//		
12	18/11/2015		Particules		75	Couleur rougeâtre
			Eaux de pluie	301		
13	20/12/2015	32	Particules	10,42	70	
			Eaux de pluie	1		
14	28/01/2016	38	Particules	4,84	15	
			Eaux de pluie	1		
15	29/02/2016	31	Particules	5,86	80	Couleur noirâtre des particules
			Eaux de pluie	//		
16	31/03/2016	30	Particules	14,65	36	
			Eaux de pluie	//		
17	28/04/2016	28	Particules	15,85	//	Couleur noirâtre des particules
			Eaux de pluie	//		
18	29/05/2016	31	Particules	18,11	//	Couleur noirâtre des particules
			Eaux de pluie	//		
19	30/06/2016	31	Particules	5,28	/	Dépôt sec
			Eaux de pluie	/		

### Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

20	31/07/2016	30	Particules	11,05	/	Dépôt sec
			Eaux de pluie	/		
21	31/08/2016	30	Particules	4,91	/	Dépôt sec
			Eaux de pluie	/		
22	29/09/2016	29	Particules	3.18	//	
			Eaux de pluie	//		
23	31/10/2016	32	Particules	2,44	/	Dépôt sec
			Eaux de pluie	/		
24	30/11/2016	30	Particules	4,31		03 échantillons : 1) sans évaporation 2) 13 nov 2016 3) 30/11/2016
			Eaux de pluie	20		
25	29/12/2016	29	Particules	2.05	60	
			Eaux de pluie	20		
26	31/01/2017	32	Particules	2.64	130	
			Eaux de pluie	20		
27	28/02/2017	28	Particules	10.95	7	Couleur rougeâtre des particules
			Eaux de pluie	1		
28	30/03/2017	30	Particules	9.92	20	Couleur noirâtre des particules
			Eaux de pluie	1		
29	31/05/2017	60	Particules	5.04	/	Dépôt sec
			Eaux de pluie	/		

### Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

30	12/08/2017	72	Particules	14.27	/	Dépôt sec
			Eaux de pluie	/		
31	22/10/2017	70	Particules	6.29	9	Couleur noirâtre des particules
			Eaux de pluie	1		
32	30/11/2017	38	Particules	5.55	60	Couleur rougeâtre des particules
			Eaux de pluie	//		
33	31/12/2017	30	Particules	12.04	125	Couleur rougeâtre des particules
			Eaux de pluie	1		
34	07/01/2018	7	Particules	6.21	8	Couleur rougeâtre des particules
			Eaux de pluie	1		
35	28/02/2018	51	Particules	11.02		
			Eaux de pluie	//		
36	29/03/2018	29	Particules	7.31	80	Perte des eaux de pluies
			Eaux de pluie	1		
37	03/05/2018	34	Particules	12.76	//	
			Eaux de pluie	//		
38	30/06/2018	57	Particules	2.48	/	Dépôt sec
			Eaux de pluie	/		

/ : Echantillon non prélevé    // : Echantillon non analysé

## Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

**Tableau 4:** Synoptique des prélèvements d'eau de pluie et de particules effectués au site de Chréa durant la période de Déc.2017 à Mai 2018.

Code. Ech.	Date de prélèvement	Volume prélevé(l)	observations
Ech.1	D-26 Décembre 2017 F-02 Février 2018	68	Présence de particules
Ech.2	D-2 Février 2018 F-14 Mars 2018	174	Présence de particules. Plus de 300 litres dans la table de collecte, après homogénéisation, l'eau de pluie a été prélevée
Ech.3	D-14 mars 2018 F-15 Mai 2018	160	Présence de particules. Plus de 300 litres dans la table de collecte, après homogénéisation, l'eau de pluie a été prélevée
Ech 4	D-15 Mai 2018 F-23 Juillet 2018	/	Dépôt sec, particules de couleur rougeâtres

**D** : Début ; **F** : Fin

**Tableau 5:** Efficacités des radionucléides d'intérêt dans les standards filtres circulaires.

Radionucléide	Efficacités
<sup>210</sup> Pb	0.1572 ± 0.0094
<sup>7</sup> Be	0.0472 ± 0.0026
<sup>137</sup> Cs	0.037 ± 0.0018

## Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

**Tableau 6:** Efficacités des radionucléides d'intérêt dans les standards - eau Marinelli 130 G.

Radionucléide	Efficacités	
	Détecteur 1	Détecteur 2
<sup>210</sup> Pb	0.0143 ± 0.0008	0.0129 ± 0.0007
<sup>7</sup> Be	0.0181 ± 0.0009	0.0145 ± 0.0008
<sup>137</sup> Cs	0.0139 ± 0.0007	0.0106 ± 0.0005

**Tableau 7:** Efficacités des radionucléides d'intérêt dans les standards particules d'un volume 20 cm<sup>3</sup>

Rad.	Efficacités							
	Détecteur 1				Détecteur 2			
	3 g	6g	9 g	12g	3 g	6g	9 g	12g
<sup>210</sup> Pb	0.1178±0.007	0.0703±0.0042	0.0578±0.0034	0.0527±0.0031	0.009±0.0005	0.0075±0.0004	0.006±0.0003	0.0045±0.0002
<sup>7</sup> Be	0.0504±0.0027	0.0413±0.0022	0.0344±0.0019	0.0294±0.0016	0.0351±0.0019	0.0303±0.0016	0.0255±0.0014	0.0207±0.0011
<sup>137</sup> Cs	0.036±0.0018	0.03±0.0015	0.0250±0.0012	0.0213±0.0011	0.0249±0.0012	0.0213±0.0011	0.0177±0.0008	0.0141±0.0007

## Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

---

**Tableau 8:** Efficacités des radionucléides d'intérêt dans les standards 'sédiments'

Radionucléide	Efficacités des standards -Sédiment -			
	25 g	50 g	75 g	100 g
<sup>210</sup> Pb	0.1251±0.0070	0.1103±0.0025	0.0987±0.0058	0.0872±0.0049
<sup>212</sup> Pb	0.0883±0.0039	0.0802±0.0016	0.0735±0.0032	0.0654±0.0028
<sup>214</sup> Pb	0.0636±0.0030	0.0582±0.0012	0.0534±0.0024	0.0477±0.0022
<sup>214</sup> Bi	0.0384±0.0020	0.0353±0.0008	0.0325±0.0016	0.0292±0.0014
<sup>137</sup> Cs	0.0356±0.0018	0.0327±0.0007	0.0302±0.0015	0.0271±0.0013
<sup>228</sup> Ac	0.0268±0.0014	0.0246±0.0005	0.0229±0.0011	0.0206±0.0010
<sup>40</sup> K	0.0188±0.0008	0.0171±0.0003	0.0163±0.0007	0.0145±0.0006

## Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

**Tableau 9:** Caractérisation des sédiments et des activités spécifiques des radionucléides d'intérêt dans la carotte sédimentaire de la baie d'Alger.

Prof. (cm)	Taux d'hum. (%)	M.O. (%)	$\Delta m$ (g·cm <sup>-2</sup> )	<sup>210</sup> Pb	Bq /kg									
					<sup>226</sup> Ra	<sup>137</sup> Cs	<sup>228</sup> Ra	<sup>212</sup> Pb	<sup>40</sup> K					
0-1	45.4	15.0	0.576	133 ± 9	20.2 ± 1.1	3.8 ± 0.4	26 ± 10	36.4 ± 1.1	479 ± 15					
1-2	47.4	7.5	0.701	136 ± 6	19.3 ± 0.9	3.5 ± 0.3	25 ± 4	26.0 ± 0.8	441 ± 27					
2-3	45.9	7.2	0.628	149 ± 7	20.2 ± 1.0	3.4 ± 0.3	27 ± 7	28.0 ± 0.9	481 ± 30					
3-4	47.2		0.817	127 ± 7	19.9 ± 0.9	3.3 ± 0.3	26 ± 6	27.8 ± 0.8	461 ± 29					
4-5	44.1	7.5	0.714	136 ± 6	18.8 ± 0.9	3.5 ± 0.2	26 ± 4	27.8 ± 0.8	447 ± 28					
5-6	45.1	7.2	0.906	131 ± 5	18.1 ± 0.8	3.8 ± 0.2	26 ± 4	26.7 ± 0.7	466 ± 30					
6-7	42.8	7.5	0.644	122 ± 5	17.5 ± 0.9	4.0 ± 0.3	26 ± 4	26.7 ± 0.8	462 ± 28					
7-8	41.6	7.1	0.747	116 ± 5	18.9 ± 0.9	3.8 ± 0.2	27 ± 5	26.7 ± 0.8	466 ± 29					
8-9	41.8	7.1	1.076	110 ± 5	18.4 ± 0.9	3.8 ± 0.2	24 ± 4	25.7 ± 0.8	462 ± 30					
9-10	41.3	4.7	0.923	89 ± 4	19.7 ± 0.9	4.0 ± 0.3	29 ± 8	26.0 ± 0.7	474 ± 30					
10-12	40.6	6.2	1.806	80 ± 8	18.7 ± 2.1	4.6 ± 0.4	30 ± 6	26.8 ± 2.0	471 ± 35					
12-14	40.2	-	1.941	70 ± 8	19.8 ± 2.6	4.7 ± 0.5	30 ± 10	26.8 ± 2.4	490 ± 38					
14-16	39.1	-	1.614	69 ± 6	20.1 ± 1.8	5.4 ± 0.4	31 ± 5	28.8 ± 1.7	500 ± 36					
16-18	39.0	-	1.895	60 ± 7	21.1 ± 2.7	5.1 ± 0.5	32 ± 6	27.6 ± 2.3	504 ± 38					
18-20	39.7	-	1.753	56 ± 6	20.3 ± 2.2	5.4 ± 0.5	31 ± 10	30.9 ± 2.2	468 ± 35					
20-22	41.5	-	1.842	51 ± 6	20.0 ± 2.4	4.9 ± 0.4	32 ± 6	27.1 ± 2.2	480 ± 36					
22-24	41.5	-	1.959	39 ± 5	18.8 ± 2.5	4.3 ± 0.4	28 ± 5	18.3 ± 1.7	430 ± 33					

### Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

24-26	41.4		1.750	33	± 3	19.6	± 2.1	5.0	± 0.4	22	± 4	34.6	± 2.5	493	± 37
26-28	40.8		1.806	38	± 4	21.2	± 2.4	4.9	± 0.4	30	± 5	22.8	± 1.7	510	± 38
28-30	42.2		1.758	37	± 4	20.1	± 2.2	4.1	± 0.4	33	± 6	28.1	± 2.0	506	± 38
30-32	43.1	8.4	1.609	28	± 3	20.2	± 1.8	4.3	± 0.3	32	± 6	28.0	± 1.7	531	± 38
32-34	44.4		1.967	28	± 4	17.1	± 2.3	4.4	± 0.5	24	± 5	22.0	± 2.0	432	± 34
34-36	43.0		1.899	28	± 4	17.6	± 2.2	5.6	± 0.6	28	± 10	29.3	± 2.5	443	± 34
36-38	42.6		1.803	33	± 4	19.0	± 2.2	6.0	± 0.5	33	± 6	29.2	± 2.2	526	± 39
38-40	41.6		1.773	26	± 4	20.4	± 2.2	6.6	± 0.6	33	± 11	33.9	± 2.5	500	± 37
40-42	40.3		1.844	33	± 4	20.9	± 2.5	7.5	± 0.7	35	± 6	31.5	± 2.5	531	± 40
42-44	38.0	8.3	1.783	36	± 4	21.1	± 2.3	7.4	± 0.7	34	± 11	35.6	± 2.6	506	± 38

<sup>1</sup>Moyenne et erreurs  $1\sigma$ .

$\Delta m$  est l'épaisseur de la masse sèche estimée à partir de la masse sèche totale de chaque couche de sédiment et la surface du carottier (56.72 cm<sup>2</sup>)

**Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse**

**Tableau 10:** Activités spécifiques des radionucléides avec leurs incertitudes dans la carotte de sol de Chr ea

Prof. (cm)	<sup>210</sup> Pb	<sup>212</sup> Pb	<sup>214</sup> Pb	<sup>214</sup> Bi	<sup>226</sup> Ra	<sup>137</sup> Cs	<sup>228</sup> Ac	<sup>40</sup> K
1.5	281.45 ±54.82	26.2±5.13	12.5±2.67	10.04 ±1.43	11.28 ±3.03	34.95 ±3.15	25.21 ±6.69	307.65 ±33.88
2.5	283.05 ±55.12	26.69±5.18	16.61±3.42	16.02±2.30	16.32±4.12	41.37±3.73	24.42±6.51	338.83±37.13
3.5	241.61 ±46.93	27.98±5.42	16.92±3.37	12.40±1.73	14.66±3.79	45.71±4.12	23.23±6.03	385.66±41.67
4.5	191.66 ±37.07	30.58±5.88	15.86±3.10	13.00±1.72	14.43±3.54	41.91±3.77	25.41±6.41	402.44±43.07
6	166.6 ±32.23	39.64±7.61	19.42±3.76	17.46±2.26	18.44±4.39	49.60±4.46	33.41±8.37	539.98±57.63
8	116.85 ±22.59	44.32±8.50	24.35±4.69	19.64±2.50	22.00±5.31	47.02±4.23	36.59±9.12	625.06±66.49
10	77.88 ±15.21	50.18±9.63	25.54±4.92	21.65±2.76	23.60±5.64	32.42±2.92	43.16±10.75	728.18±77.45
12	39.29±8.08	39.91±7.66	29.05±5.59	23.98±3.06	26.51±6.38	13.90±1.25	45.35±11.31	738.86±78.70
14	21.74±4.71	39.89±7.65	30.83±5.93	25.72±3.27	28.27±6.77	6.76±0.61	48.47±12.06	794.01±84.45
16	15.08±3.42	52.83±10.13	31.40±6.03	27.72±3.51	29.56±6.98	3.82±0.34	48.91±12.34	785.90±83.61
18	8.53±2.42	56.61±10.86	31.32±6.02	25.38±3.22	28.35±6.83	2.92±0.26	50.02±12.45	822.59±87.46
20	7.21±2.46	58.09±11.14	30.41±5.85	25.52±3.24	27.96±6.69	1.27±0.12	47.48±11.83	810.42±86.17
22	14.86±3.36	55.04±10.56	27.99±5.39	24.88±3.17	26.44±6.25	-	46.85±11.67	794.19±84.46
24	15.92±3.45	55.05±10.56	29.26±5.62	24.54±3.12	26.90±6.43	-	46.73±11.64	776.75±82.59
26	10.43±2.85	43.34±8.32	33.77±6.50	30.52±3.89	32.15±7.57	-	50.59±12.62	842.04±89.67
28	19.73±4.55	45.33±8.70	36.73±7.07	30.40±3.88	33.57±8.06	-	52.95±13.21	864.89±92.12
30	20.45±4.66	44.96±8.63	34.25±6.59	29.01±3.70	31.63±7.56	-	50.58±12.62	861.63±91.76
32	23.84±5.27	47.61±9.14	34.94±6.72	31.23±3.98	33.09±7.81	-	52.93±13.20	855.22±91.08
34	16.32±3.56	45.94±8.81	32.03±6.15	27.09±3.43	29.56±7.05	-	52.70±13.11	868.55±92.33
36	18.19±4.39	43.87±8.43	31.57±6.08	29.49±3.77	30.53±7.16	-	49.46±12.35	844.15±89.97
38	19.93±4.26	43.34±8.31	31.41±6.04	26.38±3.35	28.90±6.90	-	49.42±12.31	819.74±87.19
40	17.38±3.75	42.73±8.20	30.55±5.87	26.66±3.38	28.60±6.77	-	48.03±11.95	807.69±85.88

**Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse**

---

**Tableau 11:** Composition chimique des différentes couches de la carotte de sol

<b>Couches</b>	<b>(0-1 cm)</b>	<b>(4-5cm)</b>	<b>(13-15 cm)</b>	<b>(21-23 cm)</b>	<b>(39-40.5 cm)</b>
Profondeur (cm)	0.50	4.50	14.00	22.00	39.75
Poids initial (g)	1.87	1.89	1.90	1.96	1.87
Poids après pressage (g)	2.43	2.36	2.38	2.45	2.34
C (%)	46.50	41.33	25.36	21.10	18.70
Na (%)	0.11	0.14	0.17	0.22	0.18
Mg (%)	2.56	2.51	2.26	2.31	2.61
Al (%)	3.39	3.95	5.00	5.44	6.02
Si (%)	44.08	49.31	64.77	68.51	69.91
P (%)	0.31	0.21	0.07	0.07	0.05
S (%)	0.34	0.21	0.42	0.03	0.02
K (%)	0.32	0.35		0.42	0.47
Ca (%)	0.96	0.49	0.08	0.07	0.04
Ti (%)	0.11	0.10	0.17	0.14	0.16
Fe(%)	1.19	1.29	1.60	1.66	1.78
Cl(%)	0.02	0.01			0.01
Mn (%)	0.06	0.07	0.03	0.03	0.03
Cu (ppm)	22.90	25.90		25.80	17.30
Zn (ppm)	42.70	21.40	6.50	33.30	8.70
Rb (ppm)	8.20	9.30	18.80	14.40	15.50
Sr (ppm)	17.80	13.60	8.10	10.50	7.80
Y (ppm)	273.70	7.60	19.20	3.70	2.00
Ba (ppm)	102.30	27.80	31.00	36.10	36.40

## Annexe A : Données relatives à l'échantillonnage et l'analyse

---

**Tableau 12:** Teneurs en matière organique des différentes couches de la carotte de sol

Code Ech.	Prof.moyen (cm)	Poids (g)	Poids pré-calcination (g)	Poids après calcination (g)	% Matière Organique
sol (0-2)	1.5	2.001	71.563	70.604	47.976
sol (2-3)	2.5	2.001	71.345	70.646	34.960
sol (3-4)	3.5	2.001	75.562	74.734	41.398
sol (4-5)	4.5	2.001	75.196	74.477	35.972
sol (5-7)	6	2.001	19.495	18.945	27.470
sol (7-9)	8	2.001	76.296	75.833	23.187
sol (9-11)	10	2.001	18.415	18.107	15.379
sol(11-13)	12	2.051	18.542	18.374	8.209
sol (13-15)	14	2.001	20.166	20.022	7.212

**Annexes**  
**Annexe B : Production scientifique**

**A-Publication de Rang A :**

1. **Taieb Errahmani, D.**, Nouredine, A., Abril Hernandez, J.M., Boulahdid, M., 2020. Environmental radioactivity in a sediment core from Algiers Bay: radioecological assessment, radiometric dating and pollution records. *Quaternary Geochronology* 56, 101049.

**B-Communication Internationale avec acte:**

2. **Taieb Errahmani, D.**, Nouredine, A., 2016. Seasonal variations of radioactivity in aerosols at Algiers station, Algeria. In: *Proceedings of the International Conference on Environmental Radioactivity ENVIRA 2015: New Challenges with New Analytical Techniques*, 83-86, Ioannidou, A., Povinec, P.P. (eds.), Aristotle University of Thessaloniki, ISBN:978-618-82725-0-7

**C-Communication Internatioanle sans acte :**

3. **Taieb Errahmani, D.**, Nouredine, A., Hameurlaine, K., Medjber, F., Benziada, D.A., Igroupa, S., Maache, M., Hammadi, A., 2019. Environmental radioactivity from a high altitude site in Northern Algeria : preliminary investigation and radioecological assessment. *Second International conference of Radiations and applications (ICRA)*, Alger, 28-30 Octobre 2019.

**D-Communications nationales:**

4. **Taieb Errahmani, D.**, Nouredine, A., 2014. Nuclear Applications for sustainable marine Environment. *Premier séminaire doctoral, ENNSMAL*.
5. **Taieb Errahmani, D.**, Nouredine, A. & Boulahdid M., 2015. Transfer and deposition of radioactivity in aerosols and rainwater's into the soil and marine environment: *Application to north of Algeria*. *2ème séminaire doctoral, ENNSMAL*.
6. **Taieb Errahmani, D.**, Nouredine, A. & Boulahdid M., 2016. Sediment accumulation rates and geochronologies measured in Algiers Bay using the  $^{210}\text{Pb}$  dating method. *3ème séminaire doctoral, ENNSMAL*.