

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل

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



**MEMOIRE DE FIN D'ETUDES EN VUE DE L'OBTENTION DU
DIPLOME D'INGENIEUR EN SCIENCES DE LA MER**

OPTION : Biotechnologie Marine

Thème :

Evaluation de l'activité du Polonium-210 et niveaux des éléments de trace métalliques (Hg, Pb et Cd) dans le biote (Poissons comestibles et fruits de mer), risque sur la santé de l'homme

Présenté par : **ATTAF Badreddine**

Soutenu le **20/12/2020** devant le jury composé de :

M.OTMANI H	Maître de conférence B	(ENSSMAL)	Président
Mme.HAMMADI A	Chercheur confirmé	(CRNA)	Promotrice
M.KADA M	Maître assistant A	(ENSSMAL)	Co-Promoteur
M.BADREDDINE A	Chercheur confirmé	(CRNA)	Examinateur
M.BOUGHRIRA A	Maître assistant A	(ENSSMAL)	Examinateur
M.TAIEB-ERRAHMANI D	Chercheur confirmé	(CRNA)	Invité

Année universitaire: 2019- 2020

Remerciements

Je suis très heureux de pouvoir exprimer ma gratitude à toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce modeste travail.

Mes plus vifs remerciements s'adressent à :

M. OTMANI H qui m'a fait l'honneur d'accepter de présider ce jury.

M. BOUGHERIRA A (Maitre-assistant A), qui a accepté d'examiner ce travail, en plus de son aide et ses conseils lors de l'échantillonnage et la pratique au niveau du laboratoire d'aquaculture de l'ENSSMAL.

M. BADREDDINE A (Chercheur confirmé) au niveau du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger CRNA), qui a accepté d'examiner ce travail malgré ses préoccupations.

J'exprime ma profonde reconnaissance et mes remerciements à ma promotrice, Mme. HAMMADI A (Chercheur confirmé). Je lui suis très reconnaissant pour tout le temps qu'elle m'a accordé malgré ses multiples responsabilités. Ses qualités pédagogiques et scientifiques ainsi que ses judicieux conseils m'ont été d'une aide précieuse.

Je remercie chaleureusement mon Co-promoteur M. KADA M (Maitre-assistant A) de m'avoir assuré les échantillons sur lesquels j'ai travaillé, son aide et ses conseils lors de ma partie pratique au niveau de du laboratoire d'aquaculture de l'ENSSMAL m'ont été très utiles.

Je remercie également M. TAIEB-ERRAHMANI D (Chercheur confirmé) qui a toujours été présent pour me conseiller, m'aider et m'encourager afin de réaliser ce travail.

J'adresse mes remerciements à Mme. ROBY S (Ingénieur de laboratoire au niveau du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger), qui m'a assisté et aidé lors de la réalisation de ma partie pratique au niveau du CRNA.

Je remercie M. TOUMERT I (Ingénieur de laboratoire au niveau du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger) qui m'a assuré l'analyse des éléments de traces métalliques par la technique EDXRF.

J'associe à ces remerciements toute l'équipe du laboratoire de Sidi Fredj qui m'a assuré la lyophilisation de mes échantillons.

Sommaire

Table de matières

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des Schémas

Liste des acronymes

Introduction.....12

Chapitre I : Généralités

I.1. La pollution du milieu marin 15

I.1.1. Définition 15

I.1.2. Les différents types de pollutions marines..... 15

I.2. La pollution par les Eléments trace métalliques 17

I.2.1. Définition des éléments de traces métalliques 18

I.2.2. Sources des éléments de traces métalliques dans l'environnement marin 18

I.2.2.1. Sources naturelles..... 18

I.2.2.2. Sources anthropiques 19

I.3. Le plomb (Pb) 19

I.3.1. Utilisations de plomb 20

I.3.2. Le plomb dans le milieu marin..... 20

I.3.3. Toxicité du plomb 20

I.4. Le Cadmium (Cd) 20

I.4.1. Utilisation du Cadmium (Cd)..... 21

I.4.2. Le Cadmium dans le milieu marin 21

I.4.2.1. La forme dissoute (<0.01 µm)..... 22

I.4.2.2. La forme colloïdale (de 0.01 à 0.4 µm)..... 22

I.4.2.3. La forme particulaire (>0,4 µm)..... 22

I.4.3. Toxicité du Cadmium (Cd) 22

I.5. Le Mercure (Hg) 23

I.5.1. Utilisation du mercure..... 23

Sommaire

I.5.2. Le mercure dans le milieu marin.....	24
I.5.3. Toxicité du mercure	24
I.6. La pollution par la Radioactivité.....	24
I.6.1.Types de rayonnements	25
I.6.1.1. Rayonnement alpha α	25
I.6.1.2. Rayonnements bêta (β)	25
I.6.1.3. Rayonnements gamma (γ) et X	25
I.6.1.4. Les Neutrons.....	26
I.6.2. Le temps de demi-vie $T_{1/2}$	26
I.6.3. Origine des radiations	26
I.6.3.1. Radiations d'origine naturelle	26
I.6.3.2. Radiations d'origine artificielle (anthropogénique)	26
I.7. La radioactivité dans le milieu marin.....	27
I.8. Le Po-210 dans le milieu marin	27
I.8.1. Origine du Po-210.....	28
I.8.2. Toxicité du Po-210.....	28
I.9. Le K-40	29
I.9.1. Le k-40 et l'homme.....	29
I.10. Le Cs-137 dans le milieu marin	30
I.10.1. Origine du Cs-137.....	30
I.10.2. Toxicité du Cs-137.....	30

Chapitre II : Zone d'étude

II. Présentation de la zone d'étude :	33
II.1. La ferme conchylicole CULTMARE.....	34
II.2. Le port de Bouharoun	35

Chapitre III : Matériel et Méthodes

III.1. Le choix des polluants et des espèces.....	37
III.1.1. Choix des polluants	37
III.1.2. Choix des espèces.....	37

Sommaire

III.2. Conditionnement du matériel	37
III.3. Prétraitement des échantillons	38
III.3.1. Cas du poisson ' <i>Pagellus erythrinus</i> '	38
III.3.2. Cas de moule ' <i>Mytilus galloprovincialis</i> '	39
III.3.2.1. L'indice de condition	40
III.4. La lyophilisation.....	40
III.5. Le broyage.....	41
III.6. Analyse du mercure total par l'analyseur de mercure 'DMA-80tricells'	41
III.6.1. Présentation de l'appareil	41
III.6.2. Préparation de l'appareil pour analyse	42
III.6.2.1. La décontamination.....	42
III.6.2.2. La calibration	42
III.6.3. Procédure d'analyse	43
III.7. Analyse des éléments de traces métalliques par La fluorescence à rayons X (XRF).....	44
III.7.1. Présentation de l'appareil	44
III.7.2. Le principe de fonctionnement de la technique EDXRF.....	44
III.7.3. Préparation des échantillons à analyser	45
III.7.4. La calibration	45
III.7.5. Calcul de concentrations des ETM	46
III.7.6. Expressions des résultats	46
III.7.7. Calcul des incertitudes	47
III.7.8. Limite de détection de la technique EDXRF	47
III.8. Évaluation des risques des ETM pour la consommation humaine	47
III.9. Analyse du K-40 Par la technique de spectrométrie gamma.....	48
III.9.1. Présentation de l'appareil	48
III.9.2. Principe de fonctionnement de la technique de spectrométrie gamma	49
III.9.3. Le principe de la technique	49
III.9.4. Chaîne de spectrométrie gamma	50

Sommaire

III.9.5. Caractéristiques générales du détecteur	51
III.9.6. Calibration de la chaîne de mesure.....	51
III.9.6.1. Calibration en énergie	51
III.9.6.2. Calibration en efficacité	53
III.9.7. Conséquences d'une mauvaise calibration.....	55
III.9.8. L'incertitude absolue sur l'activité	56
III.9.9. Procédure d'analyse	56
III.9.10. Le bruit de fond	57
III.9.11. L'activité minimale détectée	57

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.1. L'indice de condition	59
IV.2. Résultats d'analyse des Eléments de trace métalliques (ETM).....	60
IV.2.1. Echantillons de poissons	60
IV.2.2. Echantillon de moules.....	65
IV.3. Résultats de la radioactivité naturelle.....	67
IV.3.1. La radioactivité engendrée par le Cs-137	70
IV.3.2. La radioactivité engendrée par le K-40	71
IV.3.3. La Radioactivité engendrée par le Pb-212	71
IV.3.4. La radioactivité engendrée par le Ra-226	71
IV.4. Evaluation des risques des ETM pour la consommation humaine.....	72
IV.5. Evaluation des risques de la radioactivité	72
Conclusion et Perspectives.....	74

Références bibliographiques

Les Annexes

Liste des tableaux

Chapitre I: Généralités

Tableau I-1: Principaux types de pollution marine ainsi que leurs sources et effets (Potter, 2013).	16
Tableau I-2: Principales caractéristiques physico-chimiques du Plomb (Pb) (Cossa, 1993; Lide, 2005).	19
Tableau I-3: Les principales caractéristiques physico-chimiques du Cadmium (Cd) (Cossa, 1989; Lide, 2005).	21
Tableau I-4: Les principales caractéristiques physico chimique du mercure (Hg) (Cossa, 2012).	23

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Tableau II-5: La calibration en énergie	52
Tableau II-6: La calibration en efficacité	54

Chapitre III: Résultats et Discussions

Tableau III-7: Indice de condition de <i>Mytilus galloprovincialis</i>	59
Tableau III-8: Comparaison avec d'autres indices de conditions enregistrés sur différents sites du littoral Algérien.	59
Tableau III-9: Limite de détection du plomb, et du cadmium calculées pour la technique EDXRF	60
Tableau III-10: Résultats d'analyse du Pb et du Cd par la technique EDXRF.	60
Tableau III-11: Résultats d'analyse du mercure par le DMA-80.	61
Tableau III-12 : Résultats d'analyse du Pb et Cd par la technique EDXRF	63
Tableau III-13: Comparaison des teneurs métalliques enregistrés au niveau de différents organes du pageot commun avec des résultats d'autres études à l'échelle Nationale et Mondial.....	64
Tableau III-14 : Résultats d'analyse du Plomb, du Cd et du Hg _{total} exprimés en poids sec.....	65
Tableau III-15: Comparaison des teneurs métalliques enregistrées au niveau de la chair de moules avec d'autres études à l'échelle Nationale et International.	67
Tableau III-16: Résultats d'analyse de la radioactivité naturelle dans l'échantillon de moules ...	68
Tableau III-17: Radioactivité naturelle dans l'échantillon de poissons	69
Tableau III-18: Comparaison des résultats obtenus pour les moules avec d'autres études réalisées au niveau National et International	71

Liste des Figures

Chapitre II: Zone d'étude

Figure II-1: Localisation des sites d'échantillonnage.	33
Figure II-2: Localisation de la ferme CULTMARE.....	34
Figure II-3: Localisation du port de Bouharoun.....	35

Chapitre III: Matériels et Méthodes

Figure III-4: Mesure de la taille de l'individu.....	39
Figure III-5: Mesure de la taille et du poids de moule	40
Figure III-6: Lyophilisateur de type CHRIST BETA 1-8.	41
Figure III-7: Broyage de l'échantillon	41
Figure III-8: Analyseur de mercure de type DMA-80.....	42
Figure III-9: Principe de génération de photons (Gullayanon, 2011).....	45
Figure III-10 : L'étalonnage en énergie de la technique EDXRF	46
Figure III-11: La chaîne à spectrométrie Gamma	49
Figure III-12: Droite d'étalonnage en énergie.....	53
Figure III-13: Droite d'étalonnage en énergie réalisée par le logiciel Génie 2000.....	53
Figure III-14: Courbe d'étalonnage en efficacité.....	55
Figure III-15: Courbe d'étalonnage en efficacité réalisée par le logiciel Génie 2000	55
Figure III-16: La pesée de l'échantillon.....	56

Chapitre IV: Résultats et Discussions

Figure IV-17: Concentration du Pb et du Cd dans la chair et les branchies matures.	61
Figure IV-18: Concentrations du Mercure _{total} dans quatre compartiments du Pageot.....	61
Figure IV-19: Résultats d'analyse de l'échantillon de moules.....	68
Figure IV-20: Le pic du k-40 pour l'échantillon de moules.....	68
Figure IV-21: Résultats d'analyse de l'échantillon de poissons.....	69
Figure IV-22: Le pic du K-40 pour l'échantillon de poissons.....	69

Liste des Schémas

Chapitre I : Généralités

Schéma I-1: La chaine de désintégration du K-40 (Charles, 1985).....	29
--	----

Chapitre III : Matériels et Méthodes

Schéma III-2: Composition et fonctionnement de DMA-80.....	43
--	----

Schéma III-3: Principe de fonctionnement d'une EDXRF (Valérie, 2014).....	44
---	----

Schéma III-4: Synoptique de la chaine de mesure.....	50
--	----

Schéma III-5: Les différentes composantes de la chaine à spectrométrie gamma.....	50
---	----

Liste des Acronymes

AIEA: Agence Internationale Energie Atomique.

CRNA: Centre de Recherche Nucléaire d'Alger.

DGPA: Direction Générale de la Pêche et d'Aquaculture.

ENSSMAL: École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral.

FAO: Food and Agriculture Organization.

JECFA: Comité mixte d'expert FAO / OMS.

NCRP: National Council on Radiation Protection and Measurements.

NRC: Nuclear Regulatory Commission.

OMS: Organisation Mondiale de la Santé.

PNUE: Programme des Nations Unis pour l'Environnement.

ppm: partie par million.

UNESCO: United Nations Educational Scientific and Cultural Organization.

UNSCEAR: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.

Pb: Plomb; **Pb⁺²:** Forme ionique du Plomb; **PbCO₃:** Carbonates de plomb; **PbCl₂:** Chlorure de plomb.

Cd: Cadmium; **Cd⁺²:** Forme ionique du Cadmium; **CdCl₂:** Chlorure de Cadmium; **CdCl₃:** Chloroforme deutéré.

Hg: Mercure ; **Hg^{II}:** Mercure divalent ; **Hg_{total}:** Mercure total.

Ca: Calcium ; **Ca⁺²:** Forme ionique du Calcium.

²¹⁰Po: Polonium-210; **⁴⁰K:** Potassium-40;

¹³⁷Cs: Césium-137; **²²²Ra:** Radon-222; **²²⁶Ra:** Radium-226; **²³⁸U:** Uranium-238;

²³²Th: Thorium-232; **²¹²Pb:** Plomb-212; **²¹⁴Pb:** Plomb-214.

Introduction

L'une des plus grandes préoccupations environnementales actuelles est la pollution du milieu marin par les polluants radioactifs et non radioactifs. Ces derniers entraînent une toxicité environnementale et des effets néfastes sur les écosystèmes et la santé de l'homme (**Baltas et al., 2017 ; Shirani et al., 2020**).

La pollution par les éléments de trace métalliques est un problème environnemental majeur, en raison de leurs effets néfastes sur l'environnement marin et les potentiels risques pour la santé humaine. Quand les métaux lourds se retrouvent dans l'environnement marin, ils ont une forte tendance à s'attacher aux matières en suspension et s'accumuler ainsi dans les sédiments, la faune et la flore marine (**Karabayir et al., 2020**).

Les niveaux de métaux lourds dans les zones côtières pourraient augmenter en raison d'effets anthropiques tels que l'urbanisation, le transport maritime et l'agriculture, qui entraînent une forte augmentation de la concentration en métaux lourds dans le biote marin (**Karabayir et al., 2020**).

Concernant la pollution radioactive, la grande majorité de la dose d'ingestion reçue par la population est due aux radionucléides naturels (^{238}U , ^{232}Th et le ^{40}K), bien que cette radioactivité est continuellement présente dans l'environnement et ne présente aucun risque sur l'homme et son environnement. Cette dernière fait l'objet de moins d'attention que les radionucléides anthropiques. Les raisons en sont probablement le temps et les coûts d'analyse relativement importants (**Komperød et al., 2019**). Alors que pour la dose d'ingestion humaine résultant des radionucléides artificiels, elle est caractérisée par une contribution majeure du Cs-137 (**Helcom, 2018**).

Au cours des dernières décennies, la consommation de produits de pêches a considérablement augmenté, principalement en raison de la prise de conscience croissante du fait que les produits de pêche sont une source importante de protéines, d'acides gras polyinsaturés oméga-3 (AGPI n-3), de vitamines et de minéraux (**Filippini et al., 2018**). Certains de ces produits peuvent être utilisés comme traceur pour surveiller la pollution de l'environnement marin (**Karabayir et al., 2020**).

L'objectif de cette étude vise en premier lieu à déterminer la présence des polluants radioactifs artificiels émetteurs Gamma (Cs-137), les éléments de traces métalliques : Plomb, Cadmium et Mercure ainsi que l'évaluation de la radioactivité naturelle engendré par le K-40, et quelques descendants de la chaîne de l'U-238 et le Th-232, dans deux espèces marines différentes.

Et en deuxième lieu, à déterminer si la consommation de ces deux espèces engendre un risque sur la santé humaine.

Introduction

Ces espèces sont réparties dans deux groupes différents, l'une est un mollusque bivalve et l'autre est un poisson démersal. Ce choix est justifié par leurs capacités d'accumuler les polluants (**Merzouki *et al.*, 2009 ; Kilic *et al.*, 2014**) ainsi que leur large consommation dans les villes côtières Algériennes. Ces derniers ont été récupérés au niveau de deux sites différents de la baie de Bousmail.

Les moules, en particulier *Mytilus sp*, sont couramment utilisées comme organismes sentinelles pour la détermination des contaminants radioactifs et non radioactifs dans les environnements côtiers, en raison de leur capacité à concentrer les contaminants provenant de l'eau de mer (**Kilic *et al.*, 2014**).

Le présent document est structuré en quatre chapitres :

- le premier chapitre présente les notions fondamentales sur la pollution de l'environnement marin à travers l'étude de trois polluants métalliques et un polluant radioactif, ainsi que les potentiels risques que ces derniers peuvent engendrer vis-à-vis de la santé humaine.
- Dans le second chapitre, la zone d'étude concernée est présentée.
- Le troisième chapitre présente les matériels utilisés et les méthodes suivies pour réaliser les différents dosages.
- Le dernier chapitre, est consacré à la présentation de résultats ainsi que leurs discussions.

Enfin, nous terminons notre travail par une conclusion générale suivie de quelques recommandations jugées nécessaires.

Généralités

I.1. La pollution du milieu marin

I.1.1. Définition

La pollution marine est l'introduction directe ou indirecte de déchets, de substances, ou d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines d'origine humaine, qui entraîne ou qui est susceptible d'entraîner des effets nuisibles pour les ressources vivantes et les écosystèmes marins (**Goeury, 2014**).

Elle est définie selon le comité international de l'UNESCO (1977) comme étant « tout rejet à la mer, par action de l'homme, de manière direct ou indirecte. Cette pollution est susceptible de causer des dommages aux différentes ressources biologiques, de menacer la santé humaine, détériorer la qualité de l'eau de mer pour son utilisation et réduire les différentes possibilités dans le domaine des loisirs ».

I.1.2. Les différents types de pollutions marines

D'après le Programme des Nations unies pour l'Environnement (PNUE), plus de 80 % de la pollution des mers provient de la terre via les fleuves ou par ruissellement et déversement à partir des zones côtières.

Alors que, le reste a pour origine les activités en mer dont les rejets d'hydrocarbures ou d'autres substances chimiques, les pertes de cargaison ou les immersions de déchets et les rejets atmosphériques. Ces derniers correspondent surtout à la combustion des moteurs (plomb, soufre...) et des incinérateurs (composés aromatiques) (**Mignaux, 2010**).

On peut résumer les différents types, sources et effets de la pollution marine dans le tableau (1). Cette étude s'est focalisée sur la pollution du milieu marin par les éléments traces métalliques via le Plomb, le Cadmium et le Mercure. Alors que la partie concernant la pollution radioactive via le Po-210 n'a pas pu être réalisée à cause de la contrainte de temps causée par la pandémie du Covid 19. Le Po-210 est un émetteur Alpha, pour le mesurer par spectrométrie alpha, on doit passer par une séparation radiochimique nécessitant beaucoup de temps. Néanmoins on a pu toucher à la technique de spectrométrie gamma, pour la détermination du polluant radioactif 'Cs-137' ainsi que la radioactivité naturelle (K-40 ainsi que quelques descendants de la chaîne U-238 et Th-232).

Tableau I-1: Principaux types de pollution marine ainsi que leurs sources et effets

(Potter, 2013).

Type de pollution marine	Source	Effets
Les nutriments	Approximativement 50% provient des eaux usées et les 50% restantes de l'agriculture, des forêts, etc...	-Favorisent la prolifération des algues (marée rouge) qui libèrent les toxines induisant la mort des poissons et l'empoisonnement des humains.
Sédiments	Erosion des mines, des forêts ainsi que le dragage côtier.	-Entravent la photosynthèse sous la surface de l'eau. -Etouffent et enterrent l'écosystème marin. -Transportent des toxines et des nutriments en excès.
Pathogènes	Eaux usées, bétails.	-Contaminent les zones de baignades et les espèces consommées par l'homme.
Espèces exotiques (allochtone)	Transportés via les ballasts de navire de différentes catégories.	-Réduisent la diversité biologique en se multipliant en dépit des espèces autochtones. -Introduisent de nouvelles maladies dans le milieu marin.
Toxines persistants (PCB, métaux lourds, DDT, etc...)	Décharges industriels, rejet des eaux usées, pesticides utilisés dans l'agriculture et les forêts.	-Empoisonnent et provoquent des maladies dans l'écosystème marin -Provoquent des maladies et des troubles de reproductions chez les prédateurs.
Pétrole	-46% provient des voitures, des machines industrielles ainsi que d'autres sources terrestres. -32% provient des opérations de pétroliers, 13% des accidents en mer. -Le reste provient des forages pétroliers offshore et des sources naturelles.	-Un niveau faible de contamination peut tuer les larves et causer des maladies dans l'environnement marin. -Les nappes pétrolières tuent les espèces marines. -Le pétrole coagulé sous forme de boules de goudron pollue les plages et l'habitat côtier.

Tableau I-1: Principaux types de pollution marine ainsi que leurs sources et effets (suite)
(Potter, 2013).

Type de pollution marine	La source	Les effets
Plastique	Filets de pêche, déchets plastiques se trouvant dans les plages et les décharges des industries de plasturgie.	-Tue certaines espèces qui le confondent avec la nourriture. -Peut s'avérer très persistant dans l'eau (de 200 à 400 ans).
Substances radioactives	Sous-marin nucléaire abandonnés et déchets militaires, retombés atmosphérique, centrales nucléaire.	-Créent un « Hot spot » de radioactivité. -Pénètrent dans la chaîne alimentaire et causent la maladie de la vie marine. -S'accumulent sur les prédateurs et les fruits de mer qui sont consommés par l'homme.
Thermique	Eau de refroidissement des centrales électriques et des sites industriels.	-Élimine les coraux et les autres espèces sédentaires sensibles à la température.
Sonore	Grand navires tel que les pétroliers et les machineries.	-Endommagement et stressent la vie marine.

I.2. La pollution par les Éléments trace métalliques

Contrairement aux polluants organiques, les métaux lourds sont des matériaux non créés et non biodégradables, et leur pollution est considérée comme la plus marquante dans les milieux aquatiques (Milenkovic *et al.*, 2019).

Plusieurs critères sont utilisés pour les identifier et les définir tels que : la densité du métal, la masse volumique, le numéro atomique et même leurs toxicités (El-Kady et Abdel-Wahhab, 2018).

La pollution métallique était souvent liée aux métaux lourds (Nieboer et Richardson, 1980), qui ont une densité supérieure à 5g/cm³ (Duffus, 2002; Hodson, 2004). L'expression d'éléments de trace métalliques est devenue la plus utilisée et la plus précise (Pourret, 2018), du fait qu'elle a mis en évidence l'importance de ces derniers dans les différentes fonctions physiologiques des animaux et cela à l'état de trace (Alloway, 2012).

I.2.1. Définition des éléments de traces métalliques

Ce sont des éléments chimiques, issus le plus souvent d'un minerai doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme depuis l'Antiquité (Stellio, 2005).

Les éléments de traces, sont au nombre de 68, et ne représentent que 0,6 % en masse total et sont présents à des concentrations inférieures à 10^{-6} M dans l'eau de mer (Belabed, 2010).

Ils sont répartis en deux classes selon leurs nécessités pour les organismes vivants :

- **Les oligo-éléments**

Ils sont essentiels et indispensables aux différents processus biologiques en quantités minimales tel que le calcium (Ca), le magnésium (Mg), le manganèse (Mn), le sélénium (Se), le zinc (Zn), le fer (Fe), le cobalt (Co), le chrome (Cr), le molybdène (Mo) et le cuivre (Cu). L'augmentation des concentrations peut aboutir à des phénomènes de toxicité (Tchounwou *et al.*, 2012 ; Mudipalli et Zelikoff, 2017).

- **Les métaux non essentiels**

Ils n'interviennent pas dans les processus biologiques et présentent des effets toxiques à des faibles teneurs (de l'ordre du $\mu\text{g/l}$), comme le plomb (Pb), le mercure (Hg) et le cadmium (Cd) (Tchounwou *et al.*, 2012 ; Mudipalli et Zelikoff, 2017).

I.2.2. Sources des éléments de traces métalliques dans l'environnement marin

Les éléments de traces métalliques proviennent essentiellement de deux sources : source naturelle et anthropique

I.2.2.1. Sources naturelles

On compte (Houkpatin, 2012) :

- L'activité volcanique, qui se présente sous forme d'émission volumineuse mais sporadique résultant de l'activité géothermique et du dégazage du magma.
- L'altération des roches continentales (érosion) et la dégradation des roches océaniques.
- Les gisements des roches et/ou les sédiments marins qui englobent les réserves les plus importantes en métaux.
- Les incendies de forêt.

I.2.2.2. Sources anthropiques

Elles comportent :

- Déchets ménagers et industriels, comme les piles, les batteries, les vieilles carrosseries ainsi que d'autres matériaux abandonnés dans les décharges.
- Les polluants chimiques qui sont issus des égouts, des ménages, ainsi que les effluents industriels.
- Le trafic intense de l'essence par barque ainsi que le déversement des produits pétroliers dans le milieu marin (**Houkpatin, 2012**).

I.3. Le plomb (Pb)

Le plomb est un métal toxique qui se produit naturellement dans la croûte terrestre, il peut être combiné avec d'autres produits chimiques pour former des sels de plomb qui ont de nombreuses applications en raison de leurs caractérisations physico-chimiques, comme : la ductilité, la mauvaise conductivité et la résistance à la corrosion (**García-Lestón et al., 2010, Wani et al., 2015**).

Il a été découvert et utilisé à l'époque préhistorique, là où les Romains l'utilisaient pour la plomberie et l'appelait « Plumbum » d'où le signe Pb (**Zhang et al., 2015**).

Les différentes caractéristiques physico-chimiques du plomb sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau I-2: Principales caractéristiques physico-chimiques du Plomb (Pb)
(**Cossa, 1993; Lide, 2005**).

Nom, Symbole, Numéro	Plomb, Pb, 82
Groupe, Période	IV, A
Masse atomique	207.19
Masse volumique	11.35g/cm ³
Température de fusion	327.5°C
Température d'ébullition	1740°C
Valence	+2, +4

Il est communément trouvé dans les sols, les plantes et dans l'eau et cela à l'état de trace.

Il provient principalement des minerais et plus précisément de la galène (Pbs), la cérusite (PbCO₃), l'anglésite (PbSO₄), et la pyromorphite (Pb₅(PO₄)₃Cl) (**Cheng et Hu, 2010**).

I.3.1. Utilisations de plomb

La principale utilisation du Pb est la fabrication des batteries rechargeables, mais il est utilisé aussi comme un agent antidétonant pour stabiliser les hydrocarbures grâce à l'un de ses composés qui est le tétraéthyle de plomb Pb(C₂H₅)₄ (**Zhang et al., 2015**).

Il est également utilisé dans la soudure pour l'assemblage d'un ou plusieurs métaux (**Zhang et al., 2015**), la protection contre les radiations, et la fabrication des munitions (**Trinogga et al. 2013**).

I.3.2. Le plomb dans le milieu marin

Le plomb est considéré comme un élément très réactif dans l'environnement, il est transféré vers le milieu marin essentiellement via l'apport atmosphérique. Sa concentration est minimale dans les eaux de surface, tandis qu'elle est importante dans le centre des gyres océaniques. Il est retrouvé sous 3 principales formes : dissoute, colloïdale et particulaire (**Cossa et al., 1993**).

I.3.3. Toxicité du plomb

Le plomb a des effets neurologiques sur le comportement de la mésofaune et la macrofaune. Lorsqu'on consomme des poissons contaminés par ce dernier cela induira des atteintes au tube digestif (saturnisme), du sang (anémie) et des reins (**Houkptain, 2012**).

Il peut agir aussi sur le système nerveux périphérique en réduisant la vitesse de conduction des nerfs centraux, et donc peut créer des encéphalopathies graves (**Houkptain, 2012**).

Il interagit facilement avec les protéines et inhibe les enzymes contenant le zinc provoquant divers symptômes et pathologies toxiques (**Gidlow, 2015**).

I.4. Le Cadmium (Cd)

Le cadmium est un métal blanc bleuâtre, mou et malléable. Il peut être sous forme de composés minéraux, et possède 8 isotopes naturels stables de masse atomique 106 (1,2 %), 108 (0,9 %), 110 (12,4 %), 111 (12,9 %), 112 (23,8 %), 113 (12,3 %), 114 (28,8 %) et 116 (7,7 %). Ses propriétés chimiques présentent beaucoup de similitudes avec celles du zinc et du calcium ce qui lui permet de traverser les barrières biologiques et s'accumuler dans les tissus (**Irsn, 2004**). Le tableau (3) résume ses différentes caractéristiques physico-chimiques.

Le cadmium est un élément relativement rare, il est présent dans l'écorce terrestre à des concentrations faibles. Ces principales formes cristallines sont : le greenockite et l'hawleyite (CdS), l'otavite (CdCO₃), le montéponite (CdO) et la cadmosélite (CdSe) (Irsn, 2004).

Il est géochimiquement lié au zinc dans les minéraux et cela selon un rapport qui se situe entre 1/100 et 1/1000. En effet, tout le cadmium mis sur le marché mondial est un sous-produit de l'extraction du zinc et accessoirement du plomb (Cossa et Lassus, 1989).

Tableau I-3: Les principales caractéristiques physico-chimiques du Cadmium (Cd)
(Cossa, 1989; Lide, 2005).

Nom, Symbole, Numéro	Cadmium, Cd, 48
Groupe, période	II, B
Masse atomique	112.4
Masse volumique	8.64g/cm ³
T° de fusion	320.9°C
T° d'ébullition	765°C
Valence	+2

I.4.1. Utilisation du Cadmium (Cd)

Il est essentiellement utilisé en métallurgie, dans la fabrication de batteries, la production de matière plastique et comme stabilisateur et retardateur de dégradation (Houkptain, 2012).

Il est aussi utilisé pour la fabrication de pigments à base de sulfure, sulfure de cadmium, qu'on retrouve dans la peinture, dans les verres et les émaux (Irsn, 2004), et dans l'industrie nucléaire comme un alliage absorbeur de neutrons (Cossa et Lassus, 1989).

I.4.2. Le Cadmium dans le milieu marin

Le cadmium se disperse naturellement dans l'atmosphère par activité volcanique, l'altération des matériaux de la croûte terrestre et les retombées atmosphériques. Ces dernières représentent les principaux vecteurs d'enrichissement des sols et des milieux aquatiques (Irsn, 2004).

Il peut aussi pénétrer dans le milieu aquatique par le biais de déchets industriels et agrochimiques, qui se déversent dans les plans d'eau de surface et qui seront ensuite biodisponibles pour les organismes aquatiques (Zang et Bolger, 2014).

Le cadmium présente un comportement non conservatif, il est rencontré en milieu aquatique sous plusieurs formes : physiques (dissoute, colloïdale, particulaire) et chimiques (minérale ou organique) (Cossa et Lassus, 1989).

La distinction entre les trois formes physiques se fait selon leurs tailles par filtration et ultrafiltration, ses tailles sont fixées arbitrairement comme suit (Cossa et Lassus, 1989) :

I.4.2.1. La forme dissoute (<0.01µm)

Le cadmium se trouve à l'état libre (Cd^{2+}) ou associé à des minéraux ou organiques (forme complexe), comme par exemple la complexation avec les chlorures qui donne les chloro-complexes ($CdCl_2$, $CdCl^+$ et $CdCl_3$).

I.4.2.2. La forme colloïdale (de 0.01 à 0.4 µm)

Sous cette forme, le cadmium a tendance à se fixer sur des hydroxydes, des carbonates, de manganèse, des argiles ou de la matière organique colloïdale.

I.4.2.3. La forme particulaire (>0,4 µm)

Le cadmium s'intègre dans la structure cristalline de minéraux par liaison à une fraction d'origine organique (carbonates, restes d'organismes, pelotes fécales), par précipitation avec différentes fractions minérales (carbonates, phosphates, oxydes et hydroxydes de fer ou de manganèse, sulfures) et par adsorption sur des phases de différentes natures (argiles, matières organiques, oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse) (Cossa et Lassus, 1989; Gonzalez *et al.*, 2001).

Les transformations du cadmium dans l'environnement sont gouvernées par un ensemble de variables physico-chimiques du milieu comme la salinité, le pH, le potentiel redox, nature et concentrations des matières en suspension (Gonzalez *et al.*, 2001).

I.4.3. Toxicité du Cadmium (Cd)

Le cadmium n'est pas essentiel au développement des animaux ou végétaux et ne participe pas au métabolisme cellulaire. En effet, il peut causer des intoxications aiguës ou chroniques, la toxicité aiguë se manifeste par des gastro-entérites avec nausées et vomissements.

Quant à la toxicité chronique, elle se manifeste par une néphrotoxicité et des perturbations métaboliques du calcium et de la vitamine D dans les tissus osseux (Houkptain, 2012).

Il provoque aussi certaines maladies cardiovasculaires dont l'hypertension artérielle et le cancer de certains organes comme le foie et les reins (Houkptain, 2012).

Il peut aussi engendrer des effets néfastes sur les poumons ainsi que le système respiratoire, il est considéré comme un agent carcinogène (Who, 2020).

I.5. Le Mercure (Hg)

Selon le programme des nations unies sur l'environnement, le mercure est un élément chimique très toxique qui pose un grand problème à l'environnement et à la santé humaine, et cela en raison de son transport à longue distance dans l'atmosphère ainsi que sa grande persistance dans l'environnement (Cossa, 2012).

Il est considéré comme le seul métal liquide à pression et température ambiante, avec une capacité à se combiner avec l'or, l'argent et les platinoïdes d'où sa large utilisation industrielle et médicale (Cossa, 2012).

On le retrouve sous différentes formes (Gworek *et al.*, 2016 ; Who, 2017) :

- forme élémentaire Hg^0 ,
- la forme inorganique comme le chlorure mercurique (HgCl_2), le bromure mercurique (HgBr_2), l'oxyde mercurique (HgO),
- la forme organique comme le méthyl mercure qui est considérée comme étant la forme la plus toxique du mercure pour la santé humaine.

Ses propriétés physico-chimiques sont données dans le tableau (I-4).

Tableau I-4: Les principales caractéristiques physico chimiques du mercure (Hg)
(Cossa, 2012).

Nom, Symbole, Numéro	Mercure, Hg, 80
Groupe, période	II, B
Masse atomique	200.6
Point de fusion	-39°C
Point d'ébullition	357°C

I.5.1. Utilisation du mercure

Le Mercure a de nombreuses utilisations thérapeutiques, y compris divers médicaments, onguents, plombages dentaires, lentilles de contact, cosmétiques, peintures ainsi que dans différents instruments comme le thermomètre et les sphygmomanomètres (Iqbal et Asmat, 2012).

I.5.2. Le mercure dans le milieu marin

Le dégazage naturel de l'écorce terrestre et les activités humaines comme la combustion des hydrocarbures fossiles (charbon, pétrole), constituent les sources principales de mercure mobilisé dans l'environnement. La principale caractéristique, qui gouverne son transport dans l'environnement, est sa volatilité, exceptionnellement forte (Cossa, 2012).

Ce métal est émis sous forme de vapeur élémentaire (Hg^0) puis il est transformé en (Hg^{II}) par photo-oxydation. Une fois dans l'atmosphère il est dispersé d'abord à l'échelle hémisphérique, puis planétaire.

Par la suite, il se dépose sur les mers et océans via la pluie, la neige ou sous forme de dépôts secs. Les bactéries marines sulfato-réductrices convertissent le mercure inorganique en mercure méthylé (MeHg), forme sous laquelle il est bioaccumulé dans les végétaux, en particulier le plancton, puis transféré dans la chaîne alimentaire.

La concentration du mercure dans les organismes aquatiques est déterminée via la mesure de la teneur de MeHg dans l'eau (Cossa, 2012).

I.5.3. Toxicité du mercure

Le mercure est connu pour être particulièrement toxique et dangereux sous sa forme méthylé. En effet, cette dernière attaque le système nerveux, et peut être transmise de la mère au fœtus causant chez le nouveau-né des difformités ou des retards mentaux.

Chez l'adulte le méthyl mercure (MeHg) peut causer la maladie de Minamata ayant comme symptômes : des pertes d'équilibre, de la coordination, de la vision, du toucher et de l'élocution (Hong *et al.*, 2012).

I.6. La pollution par la Radioactivité

La radioactivité désigne la propriété de certains nucléides (radionucléides) de se transformer en un nouveau nucléide (ou plusieurs nouveaux nucléides) sans action extérieure, avec la libération d'énergie sous forme de rayonnement ou de particules, en passant d'un état excité à un état stable. Elle est caractérisée par le type de rayonnement, la demi-vie et l'énergie du rayonnement (Lersow et Waggitt, 2020).

I.6.1.Types de rayonnements

I.6.1.1. Rayonnement alpha α

Ce sont des particules chargées émises par des matériaux naturels (tels que le polonium, et l'uranium,...) et des éléments artificiels (tels que le plutonium et l'américium,...). Ces émetteurs alpha sont principalement utilisés (en très petites quantités) dans des objets tels que les détecteurs de fumée (Nrc, 2017).

En général, les particules alpha ont une capacité très limitée à pénétrer d'autres matériaux. En d'autres termes, ces particules de rayonnement ionisant peuvent être bloquées par une feuille de papier, de la peau ou même quelques centimètres d'air. Néanmoins, les matériaux qui émettent des particules alpha sont potentiellement dangereux s'ils sont inhalés ou avalés même si l'exposition externe ne pose généralement pas de danger (Nrc, 2017).

I.6.1.2. Rayonnements bêta (β)

Les particules bêta, similaires aux électrons, sont émises par des matériaux naturels (comme le strontium-90). Ils sont utilisés dans des applications médicales, telles que le traitement des maladies oculaires (Nrc, 2017).

En général, les particules bêta sont plus légères que les particules alpha et ont généralement une plus grande capacité à pénétrer d'autres matériaux. Par conséquent, ces particules peuvent se déplacer de quelques mètres dans l'air et pénétrer la peau. Néanmoins, une mince feuille de métal ou de plastique ou un bloc de bois peut arrêter la particule bêta (Nrc, 2017).

I.6.1.3. Rayonnements gamma (γ) et X

Les rayons gamma γ et les rayons X sont constitués d'ondes à haute énergie qui peuvent parcourir de grandes distances à la vitesse de la lumière, ils ont généralement une grande capacité à pénétrer d'autres matériaux. Pour cette raison, les rayons gamma (comme ceux du cobalt 60) étaient souvent utilisés dans des applications médicales pour traiter le cancer et stériliser les instruments médicaux. (Nrc, 2017).

De même, les rayons X sont généralement utilisés pour fournir des images statiques des parties du corps (tel que les dents et les os), et sont également utilisés dans l'industrie en gammagraphie pour trouver des défauts dans les soudures (Nrc, 2017).

Malgré leurs capacités à pénétrer d'autres matériaux, en général, ni les rayons gamma ni les rayons X n'ont la capacité de rendre quoi que ce soit radioactif. Plusieurs centimètres de béton ou quelques

centimètres de matériau dense (comme le plomb) sont capables d'atténuer ces types de rayonnement (Nrc, 2017).

I.6.1.4. Les Neutrons

Les neutrons sont des particules nucléaires à grande vitesse qui ont une capacité exceptionnelle à pénétrer d'autres matériaux, les neutrons sont les seuls à pouvoir rendre des objets radioactifs par rapport aux autres types de rayonnements ionisants. Ce processus, appelé activation neutronique, produit de nombreuses sources radioactives utilisées dans des applications médicales et industrielles (y compris l'exploration pétrolière) (Nrc, 2017).

En raison de leur capacité exceptionnelle à pénétrer d'autres matériaux, les neutrons peuvent parcourir de grandes distances dans l'air et nécessitent des matériaux contenant de l'hydrogène très épais (comme le béton ou l'eau) pour les bloquer. Cependant, le rayonnement neutronique se produit principalement à l'intérieur d'un réacteur nucléaire, où l'eau fournit un blindage efficace. (Nrc, 2017).

I.6.2. Le temps de demi-vie $T_{1/2}$

C'est le temps requis pour une quantité donnée de radionucléide de perdre 50% de son activité. Autrement dit, c'est le temps nécessaire à la moitié d'un certain nombre de noyaux pour se désintégrer (L'Annunziata, 2012). Par exemple le Po-210 a une demi-vie de 138,4j (Irsn, 2004).

I.6.3. Origine des radiations

I.6.3.1. Radiations d'origine naturelle

En fonction de leur origine, on distingue les **radionucléides cosmogoniques** qui sont produits dans les réactions nucléaires entre le rayonnement cosmique et soit les constituants de l'atmosphère ou la surface de la terre comme C-14, H-3, B-10, Be-7, Al-26, et les **radionucléides primordiaux** qui existent depuis la formation de la terre comme U-238, Th-232 et leurs séries de désintégrations (Vosniakos, 2012; Isaksson et Rääf, 2017).

I.6.3.2. Radiations d'origine artificielle (anthropogénique)

Ces rayonnements proviennent des différentes activités humaines, tels que la production de substances radioactives par les réacteurs induisant l'activation ou la fission de l'atome, ou par les accélérateurs avec des protons qui bombardent le matériau ciblé.

On les retrouve essentiellement dans l'industrie nucléaire, lors de la production des radionucléides dans un réacteur, et le contrôle de fission des atomes, dans l'industrie d'armement nucléaire, et

même dans la médecine pour réaliser un diagnostic en visualisant l'anatomie et les différents processus physiologiques du corps par les rayons X, ou à des fins thérapeutiques comme l'utilisation de I-131 contre les maladies qui touchent la thyroïde (**Isaksson et Rääf, 2017**).

I.7. La radioactivité dans le milieu marin

La présence des radionucléides (naturels et artificiels) dans le milieu marin a été reconnue comme un problème environnemental grave (**Baltas et al., 2017**).

La contamination radioactive (radiologique), est la présence de substances radioactives sur des surfaces ou à l'intérieur de solides, liquides ou gaz (y compris le corps humain), ou leur présence est involontaire ou indésirable (**Baltas et al., 2017**).

Le milieu marin est alimenté par des quantités importantes de radionucléides provenant essentiellement : des rejets d'effluents dans les sites côtiers, le rejet direct des eaux souterraines et le transport par le vent (**Baltas et al., 2017**).

Dans le milieu marin les radionucléides sont classés en deux catégories : les radionucléides solubles dans l'eau appelés aussi 'radionucléides conservateurs' (Tc et Cs), et les radionucléides insolubles (Pu et Am), mais qui ont une forte affinité avec les matières en suspension et avec les sédiments, ils sont qualifiés de 'radionucléides non conservateurs' (**Jordi, 2012**).

Ces derniers sont récupérés par des processus physico-chimiques tel que **l'adsorption** qui est basée sur l'attraction et la liaison des radionucléides par des charges ioniques sur les surfaces externes du corps, et **l'absorption** lors de la respiration ou lors de l'ingestion de la nourriture (**El-Tahar, 2011; Carvalho, 2018**).

Le phénomène de concentration et de transfert des radionucléides dans les cours d'eau et les organismes marins est proportionnel à la salinité de l'eau de mer.

Le transport, la distribution et l'accumulation des radionucléides dans le milieu marin dépendent fortement des formes physico-chimiques des radionucléides (c.-à-d. leur spéciation) dans les effluents de rejets, ainsi que des processus de transformation qui se produisent après l'entrée dans les eaux côtières (**Jordi, 2012**).

I.8. Le Po-210 dans le milieu marin

Suivi par le K-40, le Po-210 est le deuxième radionucléide (naturel ou artificiel) le plus abondant chez les animaux marins (**Belivermis, 2019**).

Les ions de polonium dissous s'adsorbent rapidement sur les particules en suspension et sont bioaccumulés par les organismes marins tels que les phytoplanctons et les zooplanctons (**Aiea, 2017**).

Sa bioaccumulation dans les différents organismes marins dépend des différents processus biologiques comme le taux d'absorption de l'eau ou du régime alimentaire, excrétion et transformation métabolique. Ceux-ci, à leur tour, peuvent être influencés directement par la physiologie de l'organisme qui est, bien sûr, affectée par divers facteurs biologiques, physiques et chimiques, tels que l'habitat, le comportement alimentaire et les espèces (**Castillo, 2011**).

I.8.1. Origine du Po-210

Le polonium pénètre dans le milieu marin à partir des dépôts atmosphériques du Pb-210 à la surface de l'océan, de la désintégration radioactive in situ du radium Ra-226 dissous dans l'eau de mer, ou de la désintégration du gaz radon Rn-222 exhalé du fond de la mer (**Aiea, 2017**). De plus, la concentration de Po-210 peut être renforcée localement par les rejets des usines qui produisent de l'acide phosphorique utilisé dans la fabrication d'engrais (**Meli et al, 2013**).

Il peut être produit dans un réacteur nucléaire par bombardement neutronique de bismuth 209, générant ainsi du bismuth 210 qui se transforme alors, par émission bêta, en polonium 210 selon une période physique de 5 jours (**Irsn, 2004**).

I.8.2. Toxicité du Po-210

Le Po-210 est considéré parmi les radionucléides les plus radiotoxiques et cela en raison de sa forte activité spécifique, ses particules alpha à haute énergie et son efficacité d'accumulation dans les tissus d'organismes marins. Sa concentration dans les moules marines est d'environ 5 à 24 fois plus élevée que son précurseur le Pb-210 (**Belivermis et al, 2019**).

Similaire au Sulfure, le polonium se lie aux acides aminés et aux protéines dans l'intestin et cela après avoir pénétré la paroi intestinale, et à partir de cette dernière il entre dans le cytosol cellulaire.

La plupart du polonium absorbé est incorporé dans les protéines du cytosol comme la ferritine, la métallothionéine et l'hémocyanine (**Belivermis et al, 2019**).

La contamination engendrée le Po-210 entraîne des nausées et des vomissements, anorexie, chute de cheveux, diminution du nombre de globules blancs (la lymphopénie), dommages irréversibles à la moelle osseuse, entraînant une mort lente et certaine dans l'organisme dans lequel il se trouve (**Nathwani, 2016**).

I.9. Le K-40

Tout comme les descendants de l'U-238 et du Th-232, le potassium K-40 est le radio-isotope naturel le plus abondant dans le milieu marin, il émet des rayonnements γ qu'on retrouve dans les roches, l'eau, ainsi que le sol.

Il est considéré comme étant un radionucléide primordial omniprésent dans l'environnement et dans tous les organismes, il a une longue demi-vie de $1,28 \times 10^9$ année. (Arafat *et al*, 2016; Fasea et Isinkaye 2018).

Il se situe entre deux isotopes stables et beaucoup plus abondants (^{39}K et ^{41}K) qui constituent 93,25% et 6,73 % de cet élément. Le Potassium-40 possède la particularité de se désintégrer en deux noyaux différents : dans 89,52 % des cas en Calcium-40 par désintégration bêta-moins dans 10,48 % des cas en Argon-40 par capture électronique suivie d'un gamma de 1,46 MeV qui joue un rôle important dans l'identification des désintégrations du Potassium-40. Les électrons bêta conduisant au calcium (89,3%) ne sont pas accompagnés de gamma. Ils n'émergent généralement pas du corps vivant ou de la roche où ils sont produits et leurs énergies ne sont pas caractéristiques (Charles, 1985).

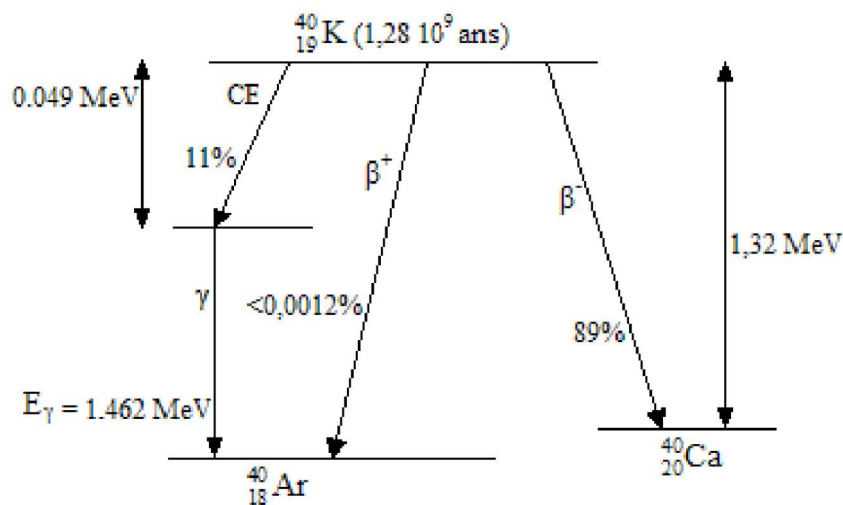


Schéma I-1: La chaîne de désintégration du K-40 (Charles, 1985)

I.9.1. Le K-40 et l'homme

Le K-40 est considéré comme étant le plus grand contributeur à la dose reçue par l'homme en raison de sa large distribution dans l'environnement et dans les organismes vivants (Afshari *et al.*, 2009). Néanmoins selon Billa *et al* (2016), Le K-40 présente un intérêt limité car, en tant qu'isotope d'un élément essentiel (le potassium), il est contrôlé de manière homéostatique dans les cellules humaines.

I.10. Le Cs-137 dans le milieu marin

Le Césium-137 est l'un des radionucléides les plus importants dans l'environnement marin en raison de son comportement d'élément soluble lors de son introduction dans le milieu marin (**Irsn, 2005**), il a une demi-vie modérément longue (~30 ans), sa désintégration produit un rayonnement gamma très pénétrant en plus des particules bêta. Ses propriétés biogéochimiques lui permettent de se déplacer facilement dans les chaînes alimentaires (**Ncrp, 2006**). En effet, il peut être absorbé par les végétaux marins, le phytoplancton et le zooplancton, et lorsqu'il est ingéré par les poissons, il est facilement assimilé (**Ncrp, 2006; Thomas et al., 2018**).

Il a tendance à résider dans les muscles et autres tissus mous, alors que sa rétention chez les animaux dépend de la taille de l'animal et de son taux métabolique (**Ncrp, 2006 ; Thomas et al., 2018**).

Le Cs-137 est utilisé comme traceur des masses d'eau depuis plus de 30 ans à l'échelle mondiale en raison de son adsorption sur un précipité de ferrocyanure à partir de volumes de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de litres d'eau, facilitant ainsi sa mesure par spectrométrie gamma (**Irsn, 2005**).

I.10.1. Origine du Cs-137

Le Césium appartient tout comme le K-40 à la classe des métaux alcalins, Le Césium 137 (^{137}Cs) est un radionucléide artificiel, qui a été libéré en très grande quantité dans l'environnement, essentiellement lors des essais atmosphériques des armes nucléaires ainsi qu'à la suite d'accidents survenus au sein d'installations industrielles utilisant ou pouvant le libérer (**Lestaevel et al., 2010**).

Sa présence dans le milieu marin a trois sources possibles: le dépôt direct due aux retombées globales (Tchernobyl et Fukushima Daiichi), les apports indirects par les cours d'eau résultant du drainage du bassin versant ou les relargages des installations nucléaires (**Miralles, 2004; Thomas et al., 2018**).

I.10.2. Toxicité du Cs-137

Du fait de sa large dispersion dans l'environnement, il est difficile de distinguer la part relative des différentes voies d'exposition (inhalation, ingestion, externe) au Cs-137 dans la toxicité exprimée chez l'homme. Néanmoins, il est couramment admis qu'à forte dose d'exposition (accidentelle), les voies d'exposition sont multiples alors qu'à faible dose, la principale voie est l'ingestion (**Lestaevel et al., 2010**).

L'exposition au Cs-137 à de fortes doses est en effet susceptible d'affecter de nombreuses fonctions physiologiques et métaboliques. Chez l'homme, l'exposition à des doses élevées de ce dernier se caractérise donc par le classique syndrome d'aplasie médullaire observé après une irradiation aiguë aux rayonnements ionisants. De plus, il induit une diminution de la fertilité qui se traduit par une réduction importante du nombre de spermatozoïdes et de leur mobilité (Lestaevel *et al.*, 2010).

Zone d'étude

II. Présentation de la zone d'étude :

Dans le cadre de notre étude, deux sites de la baie de Bousmail ont été choisis pour le prélèvement des échantillons, la ferme conchylicole CULTMARE, et le port de Bouharoun.

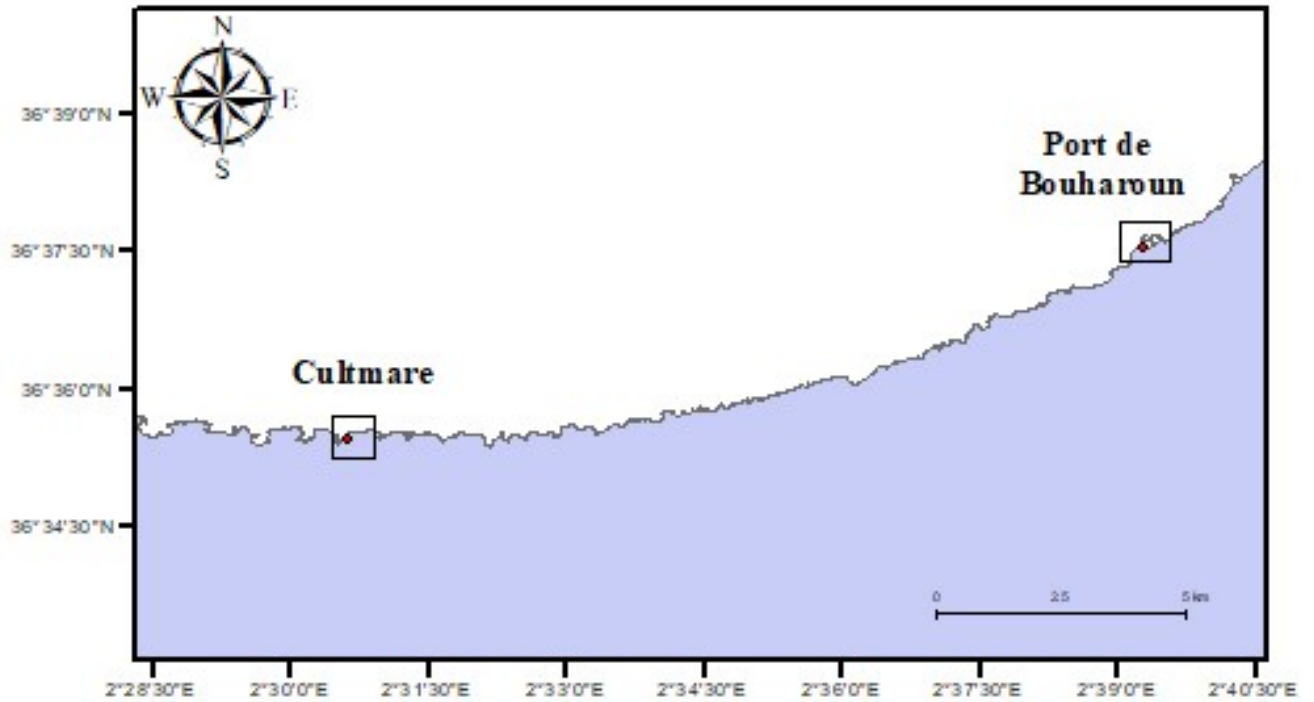


Figure II-1: Localisation des sites d'échantillonnage.

II.1. La ferme conchylicole CULTMARE

La ferme CULTMARE est une entreprise Algérienne spécialisée dans l'élevage des moules et des huîtres implantée au bord de la mer, à Kouali (6 km à l'Est de Tipaza). Elle dispose d'un terreplein de 2000 m² et d'une concession maritime de 36 hectares dans laquelle sont installées, en sub-surface, 20 filières conchylicoles de 300 m chacune.

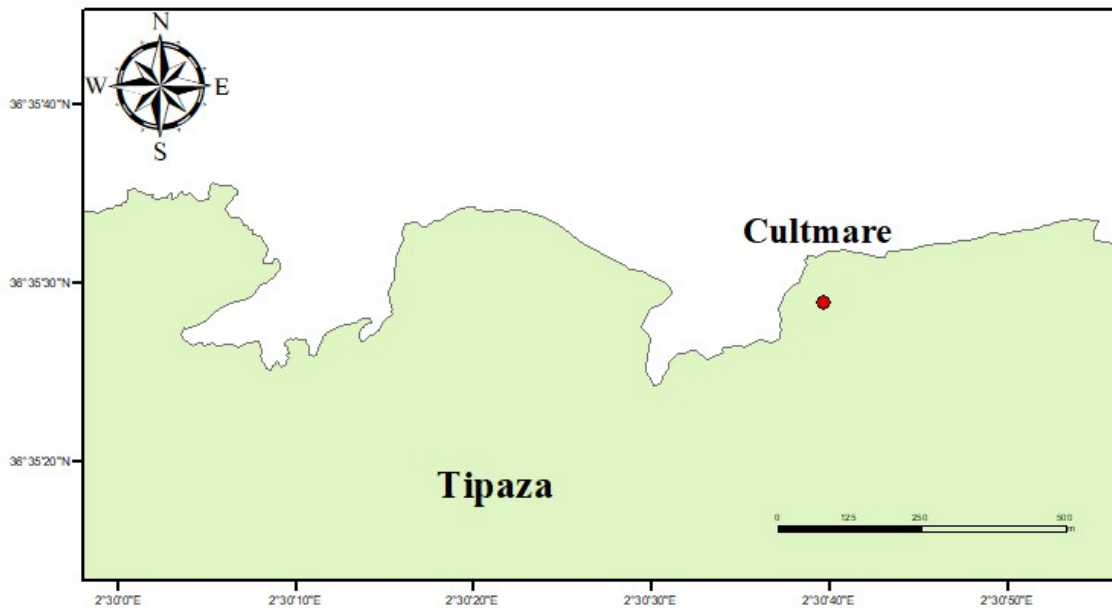


Figure II-2: Localisation de la ferme CULTMARE.

II.2. Le port de Bouharoun

Le port de pêche de Bouharoun est situé à 45 km à l'Ouest d'Alger, orienté nord-est sud-ouest, il se classe parmi les ports les plus productifs à l'échelle nationale après celui de Beni-saf (**Maouel, 2015**).

Selon les données de La Société de Gestion des Ports de Pêche **SGPP (2019)**, le port baigne dans un plan d'eau de 3 ha et s'étend à une superficie de 2.61 ha de terre-plein.

Il possède une bonne capacité d'accueil de la flottille de pêche avec 26 chalutiers, 38 sardiniers et 26 petits-métiers.

Il dispose d'un réseau d'accostage impressionnant avec quais pour sardiniers, chalutiers/sardiniers, pour les petits métiers, les débarquements et l'avitaillement.

Il est doté d'une fabrique de glace, d'une Entreprise de Construction et de Réparation Navale (ECOREP), d'une station NAFTAL, d'un Service de Gardes de côtes (SNGC), de l'Entreprise de Gestion des Ports de pêche (EGPP), d'une annexe de station météo, d'une poissonnerie et de divers restaurants.

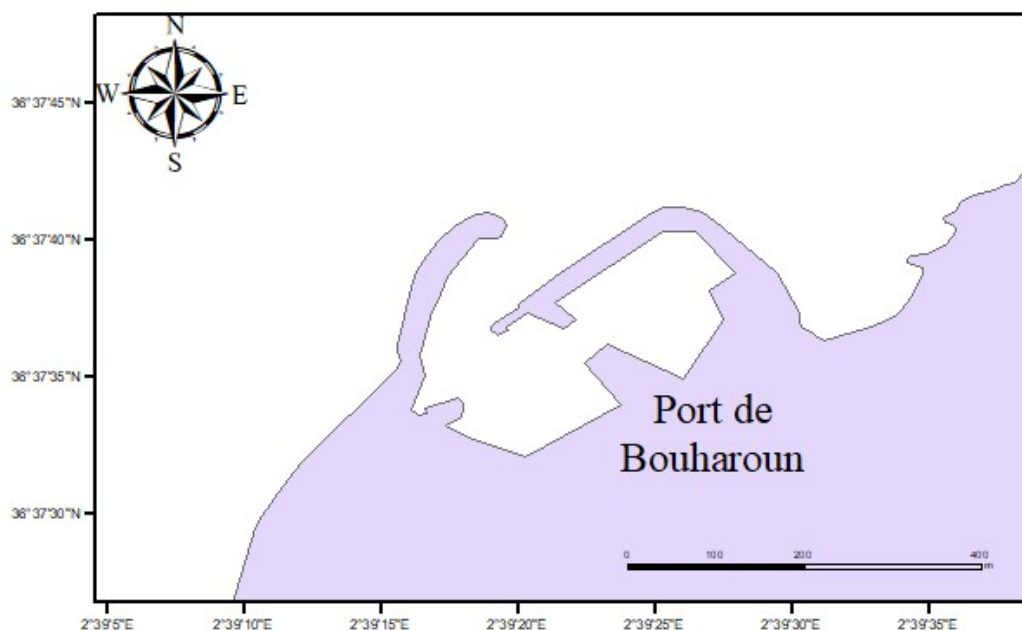


Figure II-3: Localisation du port de Bouharoun.

*Matériel et
Méthodes*

III.1. Le choix des polluants et des espèces

III.1.1. Choix des polluants

Dans cette étude, on a travaillé sur des polluants métalliques à savoir le plomb, le cadmium et le mercure, et un polluant radioactif qui est le Cs-137, en raison de leur extrême toxicité, leur large distribution dans l'environnement ainsi que leur bioaccumulation dans la chaîne trophique.

III.1.2. Choix des espèces

Deux espèces ont fait objet d'analyse comme suit :

- *Mytilus galloprovincialis*

En raison de son caractère filtreur, sa sédentarité et son pouvoir accumulateur, la moule *Mytilus galloprovincialis* a été utilisée dans les programmes de surveillance de la qualité du milieu marin et on retrouve parmi ces programmes, le « Mussel Watch » qui préconise l'utilisation de ces dernières avec les huîtres et les palourdes comme espèces sentinelles de la pollution de l'environnement marin (**Merzouki et al., 2009**). Elle est couramment utilisée pour déterminer les niveaux de contaminants des éléments radioactifs et non radioactifs dans le milieu marin (**Kilic et al., 2014**).

- *Pagellus erythrinus*

Le pageot est un poisson marin démersal très répandu en méditerranée. Il a une très haute valeur commerciale bien appréciée par les consommateurs. Sa disponibilité, son abondance ainsi que son caractère d'organisme bioindicateur d'état de santé du milieu, grâce à sa bioaccumulation (**Fassatouti et Romdhane, 2010**).

Ces différentes caractéristiques font de lui un très bon spécimen à analyser dans le cadre de notre étude.

III.2. Conditionnement du matériel

Afin d'éviter toutes sortes de contaminations, les instruments et verreries utilisés dans ce travail sont minutieusement nettoyés et conditionnés selon le protocole suivant :

1. Lavage aux détergents commerciaux ;
2. Rinçage avec de l'eau du robinet ;
3. Rinçage à l'eau bi distillée obtenue sur un système MILLI Q (MILLIPORE) et ayant une résistivité de $18M\Omega$;

4. Séchage à l'étuve à 70°C pour le matériel en verre et à 40°C pour le matériel en plastique pendant 24 h;
5. Rinçage à l'eau acidulée à 5%, préparée à partir d'acide nitrique (HNO₃) de 68% de pureté;
6. Rinçage à l'eau bi distillée;
7. Séchage à l'étuve pendant 24 h.

III.3. Prétraitement des échantillons

III.3.1. Cas du poisson '*Pagellus erythrinus*'

L'échantillon de poisson a été récupéré le 11/03/2020 à 08h40 au niveau du port de Bouharoun puis il a été transféré jusqu'au laboratoire d'aquaculture de l'ENSSMAL où il a été congelé à -20°C.

En raison de la pandémie du COVID-19 qui a touché notre pays, on a dû interrompre notre travail pendant la période de confinement qui nous a été instaurée par le décret exécutif n°20-70 du 29 Rajab 1441 correspondant au 24 mars 2020 fixant des mesures complémentaires de prévention et de lutte contre la propagation du Coronavirus (COVID-19).

Avec la reprise, ce lot de poisson a été décongelé, et a subi dans le cadre de notre étude un prétraitement de chaque individu comme suit :

1. Mesure de la taille de l'individu par l'ichtyomètre (**figure III-4**) ;
2. La pesée du poids de l'individu à l'aide d'une balance à précision d'affichage de $\pm 0,01$ mg ;
3. Récupération des organes ciblés : les gonades (mâles et femelles), le foie et la chair, ainsi que les branchies et la mise de chaque compartiment dans un pilulier différent;
4. Pour les individus immatures, la chair, le foie et les branchies ont été récupérés et mis dans des piluliers différents ;
5. Une fois la récupération terminée, les échantillons traités ont été mis au congélateur à -20°C en attendant la lyophilisation ;



Figure III-4: Mesure de la taille de l'individu

III.3.2. Cas de moule '*Mytilus galloprovincialis*'

L'échantillon de moules a été récupéré le 11/03/2020 à 10.30 au niveau de la ferme conchylicole CULTMARE, puis il a été transféré vers le laboratoire d'aquaculture de l'ENSSMAL où il a été congelé à -20°C .

En raison de la pandémie du COVID-19 qui a touché notre pays, on a dû interrompre notre travail pendant la période de confinement.

Avec la reprise, les moules ont été décongelés puis chacune a subi le prétraitement suivant :

1. Lavage avec brosse et rinçage avec de l'eau distillée afin d'enlever les épibiontes et les sédiments ;
2. Séchage avec la hotte à 37°C pendant 1h pour une pesée plus précise ;

Une fois bien séchés, les moules ont été divisés en lots, contenant chacun 20 individus. Pour chaque lot, on a procédé à Figure (III-5) :

- a. Une mesure biométrique avec le pied à coulisse des paramètres suivants : longueur, largeur, épaisseur.
- b. La pesée du poids de l'individu entier (chair et coquille), le poids de la coquille seule et celui du pilulier seul en utilisant une balance de précision.
- c. A la fin, les échantillons de moules ont été remis au congélateur à -20°C en attendant la lyophilisation.

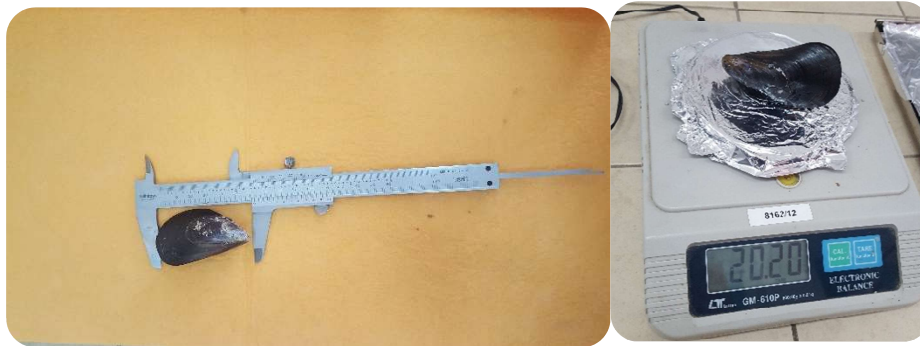


Figure III-5: Mesure de la taille et du poids de moule

III.3.2.1. L'indice de condition

L'indice de condition (IC) est un indice biométrique couramment utilisé en conchyliculture pour se renseigner sur le degré de remplissage des coquilles des animaux (**Merzouki *et al.*, 2009**).

Il représente l'état physiologique des animaux (les moules dans notre cas), et il est considéré selon (**EL Haimeur *et al.*, 2017**) comme étant l'un des meilleurs indicateurs de l'état général des organismes pour les études environnementales.

Parmi les nombreuses formules proposées, notre choix a été porté sur l'indice **AFNOR (1985)**, exprimé par l'équation suivante :

$$IC = \left(\frac{PTSEP}{P_{total}} \right) \times 100 \dots \dots (III-1)$$

Où :

PTSEP : poids des tissus mous sans l'eau palléale.

III.4. La lyophilisation

C'est une méthode de dessiccation sous vide, à basse température, de produits liquides préalablement congelés, elle consiste en l'élimination progressive de l'eau du produit préalablement congelé (phase solide) par passage à la phase vapeur, et cela sans passer par la phase liquide. Ce changement d'état s'appelle la sublimation. Ce qui assure une meilleure conservation et une manipulation plus aisée (**Verri *et al.*, 2012**).

La lyophilisation des échantillons de poissons et de moules a été effectué au niveau du laboratoire de Sidi Fredj par un lyophilisateur de type CHRIST BETA 1-8 comme il est illustré sur la figure (6) à -60°C et sous vide (10^{-1} bar) pendant 72 h.



Figure III-6: Lyophilisateur de type CHRIST BETA 1-8.

III.5. Le broyage

Le broyage est une étape importante qu'on doit effectuer minutieusement, dans laquelle on utilise un mortier et un pilon en porcelaine pour broyer notre échantillon préalablement lyophilisé. Ce qui assure une bonne homogénéisation de l'échantillon à analyser.



Figure III-7: Broyage de l'échantillon

III.6. Analyse du mercure total par l'analyseur de mercure 'DMA-80tricells'

III.6.1. Présentation de l'appareil

C'est un instrument innovant qui assure l'analyse de mercure total (**figure III-8**), et cela à de très basses teneurs (la limite de détection peut aller jusqu'à 0.01 ng) pour les échantillons liquides et solides, sans passer par l'étape de prétraitement, dans un laps de temps très court (environ 6min/échantillon).

Il possède 40 emplacements pour des portes échantillons de différentes natures, en nickel pour les échantillons solides ou liquides et en quartz pour les échantillons étalons.

Il est basé sur le principe de la décomposition thermique, l'amalgamation et l'absorption atomique (Schéma III-2).



Figure III-8: Analyseur de mercure de type DMA-80

III.6.2. Préparation de l'appareil pour analyse

III.6.2.1. La décontamination

Cette étape importante est appliquée pour :

- **Les portes échantillons**

La décontamination des portes échantillons de quartz et de Nickel se fait selon deux possibilités. La première consiste à les nettoyer avec une brosse tout en récurant de façon à enlever les substances qui pourraient adhérer aux parois. Ils sont ensuite lavés avec de l'eau déminéralisée, puis placés dans un four à 650°C pendant 10 à 15 min.

La deuxième consiste à introduire ces derniers dans l'analyseur de mercure tout en exécutant un programme de commande 'clean'.

- **L'analyseur de mercure**

Une aliquote de 0.3 g de farine de blé (farine de cuisine) est mise en solution dans 50 µl d'eau distillée et introduite dans les portes échantillons en quartz, puis la commande clean est exécutée dans l'ordinateur relié à l'analyseur.

III.6.2.2. La calibration

Selon les recommandations du fabricant Milestone, on a suivi la méthode de calibration EPA 7473. Elle est réalisée par des étalons de mercure (Hg) stabilisé dans l'acide (HNO₃), afin qu'il ne s'éparpille pas (solution étalon 1000 mg/l de Hg), avec une période de stabilité allant de 24 à 48 heures.

Des matériaux de références solides ayant une valeur certifiée pour le mercure peuvent être utilisés pour l'étalonnage.

III.6.3. Procédure d'analyse

Une aliquote de 0.1 g de lyophilisat de chaque échantillon est mise dans des portes-échantillon en Nickel. Ces portes échantillons sont introduits dans l'analyseur de mercure via le passeur automatique.

Par la suite, le programme d'analyse est lancé, et cela selon le type d'échantillon. Le programme (*Mussel Method*) est appliqué pour l'échantillon de moules alors que pour l'échantillon de poissons, le programme (*Fish tissue*) a été choisi.

Le processus débute par un séchage puis une décomposition thermique de ces échantillons dans un four riche en oxygène.

Le mercure et d'autres produits de combustion sont libérés de l'échantillon et acheminés vers la section du catalyseur du four sous une température de 650°C, où les oxydes d'azote et de soufre, ainsi que les halogènes et autres composés interférents sont éliminés.

Le mercure est alors piégé de manière sélective dans un four séparé par l'amalgamation de l'or.

Les gaz résiduels ou produits de décomposition sont éliminés par le flux continu d'oxygène.

Une fois le four d'amalgamation est chauffé, le mercure est rapidement libéré et acheminé via le gaz vecteur dans un bloc unique avec un agencement à trois cellules, placé le long du trajet optique du spectrophotomètre, où il est mesuré quantitativement par absorption atomique à 253,7 nm.

Tous les résultats et toutes autres informations analytiques sont affichés sur l'écran de l'ordinateur relié à l'analyseur.

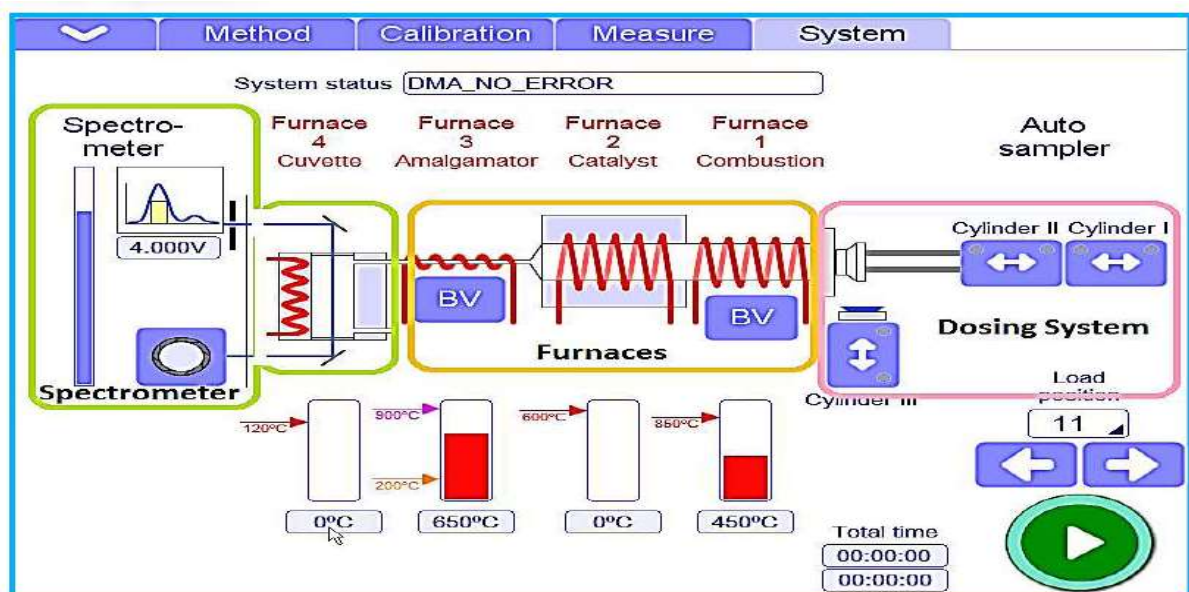


Schéma III-2: Composition et fonctionnement de DMA-80

III.7. Analyse des éléments de traces métalliques par La fluorescence à rayons X (XRF)

III.7.1. Présentation de l'appareil

La spectrométrie de fluorescence X est une technique d'analyse élémentaire globale non destructive permettant d'identifier et de déterminer la plupart des éléments chimiques qui composent un échantillon. Cette technique peut être utilisée pour des matériaux très variés : minéraux, céramiques, ciments, métaux, huiles, eau, verres... sous forme solide ou liquide.

Elle permet l'analyse de tous les éléments chimiques du Béryllium (Be) à l'Uranium (U) dans des gammes de concentrations allant jusqu'à quelques ppm à 100%, avec des résultats précis et surtout reproductibles (Valérie, 2014).

Les systèmes de spectromètre à fluorescence sont généralement divisés en deux principaux groupes, suivant le système de détection, en système à dispersion de longueur d'onde (WDXRF) et en système à dispersion d'énergie (EDXRF) (Valérie, 2014).

Dans le cadre de notre étude on a utilisé la technique EDXRF.

III.7.2. Le principe de fonctionnement de la technique EDXRF

L'échantillon à analyser est placé sous un faisceau de rayons X émis par le tube à rayons X doté d'une anode en argent. Sous l'effet de ces rayons X, les atomes constituant l'échantillon passent de leur état fondamental à un état excité instable, les atomes tendent alors à revenir à l'état fondamental en libérant de l'énergie, sous forme de photons X. Chaque atome, ayant une configuration électronique propre, va émettre des photons d'énergie propres qui augmente avec l'augmentation du numéro atomique de l'élément. Cette fluorescence est mesurée avec un détecteur à dispersion d'énergie en fer de type SDD (Silicon Drift Detector) et les résultats sont affichés sur un ordinateur relié à l'appareil (Valérie, 2014).

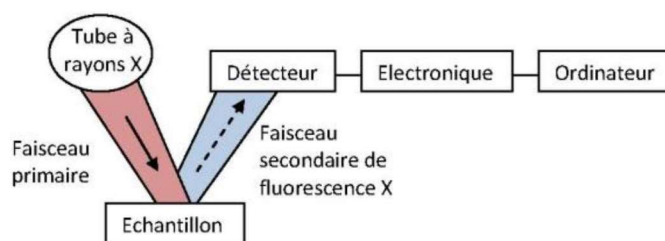


Schéma III-3: Principe de fonctionnement d'une EDXRF (Valérie, 2014)

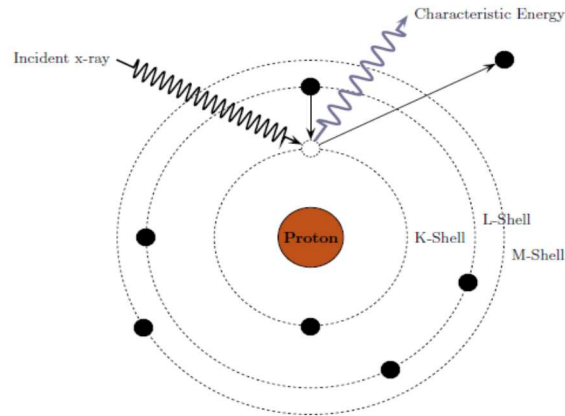


Figure III-9: Principe de génération de photons (Gullayanon, 2011)

III.7.3. Préparation des échantillons à analyser

Après broyage de nos échantillons, on prépare les portes échantillons spécifiques à l'analyseur (les coupelles), en procédant d'abord à un nettoyage avec de l'alcool chirurgical à 70°C.

Par la suite, on insère du papier film 'Mylar' entre les deux compartiments du porte échantillon de façon à ce qu'il soit bloqué entre ces deux derniers. Pour chaque espèce, on a préparé 3 répliquât d'environ 3 g chacun. Les échantillons étiquetés ont été passé dans l'analyseur, avec un temps d'analyse de 180s.

III.7.4. La calibration

Pour calibrer l'échelle d'énergie et afin d'obtenir de meilleurs résultats, il suffit d'avoir deux pics d'énergies connues et largement séparés, avec de bonnes statistiques de comptage et aucun chevauchement. A cet effet, on a utilisé les pics du Fe ($K\alpha_1$) du canal 1 : Ch1 = 162 et du Br ($K\alpha_1$) du canal 2 : Ch2 = 300, tel que, leurs énergies soient respectivement : E1= 6.403 keV et E2= 11.924 keV.

Par la suite, on a procédé au marquage des régions d'intérêt (RI) autour des deux pics, l'étalonnage est alors effectué en ouvrant une boîte de dialogue dans l'ordinateur relié à l'appareil et en définissant les énergies des centroïdes. Le logiciel effectue alors une régression linéaire de type $Y = ax + b$.

Où : **Y**: L'énergie (E) ; **a**: le zéro ou le bruit de fond (eV) ; **x**: les canaux (Ch) et **b**: le gain (eV/ch).

L'étalonnage obtenu est illustré sur la figure(III-10).

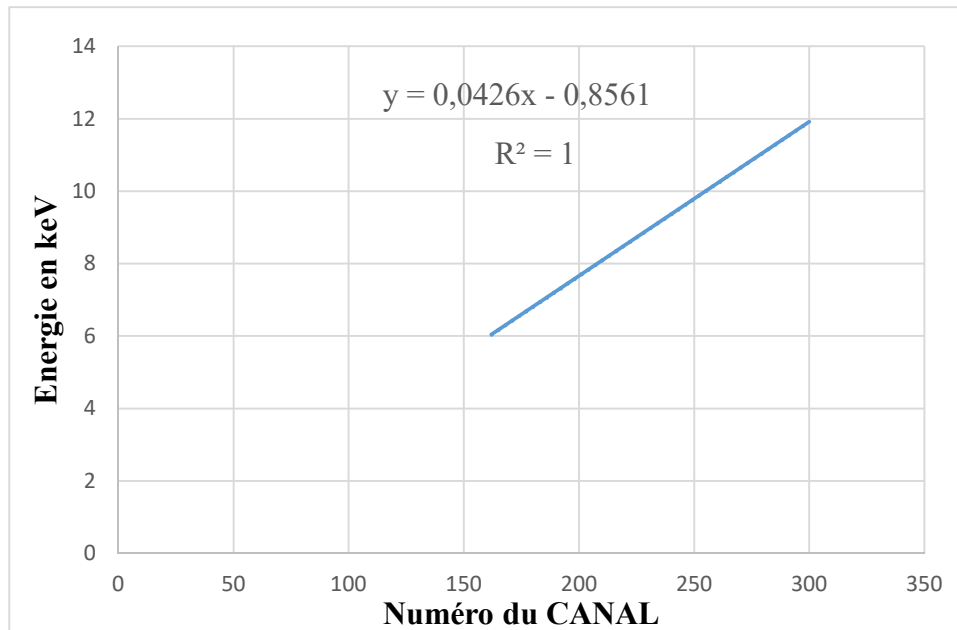


Figure III-10: L'étalonnage en énergie de la technique EDXRF

III.7.5. Calcul de concentrations des ETM

Une fois l'analyse terminée, les résultats obtenus par le logiciel représentent des analyses qualitatives décrivant le positionnement des raies, et des analyses quantitatives montrant l'aire (ou l'intensité) des raies.

Ces dernières sont transformées en concentration en ppm par un facteur de correction en se basant sur la concentration et l'intensité de l'échantillon de référence certifié par l'AIEA codé: RF-MUSSEL.AIEA-461. Ce facteur est exprimé par la relation suivante :

$$Cx = \frac{Ix}{Is} * Cs..... (III-2)$$

Où :

Cx : Concentration de l'échantillon ;

Cs : Concentration de l'échantillon de référence ;

Is : Intensité de l'échantillon de référence ;

Ix : Intensité de l'échantillon.

III.7.6. Expressions des résultats

Les résultats obtenus à travers cette étude et qui sont exprimés en poids sec, sont transformés en valeurs exprimées en poids humide, et ce afin de pouvoir les comparer avec les normes Algériennes.

La transformation est effectuée suivant la formule **Cresson et al (2017)** donnée par l'équation suivante :

$$C_{P.h} = C_{P.s} \times \left(\frac{100 - \% H}{100} \right) \dots \dots \dots \text{(III-3)}$$

Avec :

$C_{P.h}$: Concentration en poids humide ;

$C_{P.s}$: Concentration en poids sec;

$\% H$: pourcentage d'humidité.

III.7.7. Calcul des incertitudes

Le calcul des incertitudes est calculé par la formule suivante :

$$\Delta Cx^2 = \left[\left(\frac{\Delta Cs}{Cs} \right)^2 + \left(\frac{\Delta Ix}{Ix} \right)^2 + \left(\frac{\Delta Is}{Is} \right)^2 \right] * Cx^2 \dots \dots \dots \text{(III-4)}$$

Avec :

ΔCs : l'erreur de la concentration d'échantillon de référence.

ΔIx : l'erreur d'intensité de l'échantillon.

III.7.8. Limite de détection de la technique EDXRF

La limite de détection a été calculée par la formule (III) développé par **Beckhoff et al (2006)**

$$Ld = \frac{3\sqrt{Bf}}{S} \dots \dots \dots \text{(III-5)}$$

Sachant que :

$$S = \frac{I}{C} \dots \dots \dots \text{(III-6)}$$

Avec :

S : Facteur de la sensibilité ; I : Intensité ; C : Concentration de l'élément ; Bf : Bruit de fond.

III.8. Évaluation des risques des ETM pour la consommation humaine

Afin d'évaluer les potentiels risques que peut engendrer la consommation des espèces ciblées dans cette étude, on a calculé la consommation maximale sûre (CMS) qui est défini comme étant la quantité maximale de consommation de produits de la pêche qui n'engendre aucun effet néfastes sur la santé de l'homme (**Metian et al., 2013**).

Elle est exprimée en fonction des concentrations moyennes en poids humide du Pb, Cd et le Hg_{total} dans la chair des deux espèces. Cette dernière est évaluée sur la base de la dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHPT) donnée par le Comité mixte d'experts des additifs alimentaires (JECFA).

Un individu mature de 70 kg est utilisé pour le calcul de la CMS suivant la formule donnée par **Metian et al (2013)** :

$$CMS = \frac{(P.c \times DHPT)}{c} \dots \dots \dots \text{(III-7)}$$

Avec :

CMS: Consommation maximale sûre (kg) ;

P.c: Poids corporel de l'individu (70 kg) ;

DHPT: Dose hebdomadaire provisoire tolérable de chaque élément (mg/kg) ;

C: Concentration moyenne de l'élément dans la chair en poids humide (mg/kg).

La dose maximale provisoire tolérable fixée par la JECFA pour le Pb est de 0,025 mg/kg de poids corporel (p.c) par semaine, 0.007 mg/kg p.c/semaine et 0.005 mg/kg p.c/semaine pour le Cd et le Hg, respectivement.

III.9. Analyse du K-40 Par la technique de spectrométrie gamma

III.9.1. Présentation de l'appareil

La spectrométrie gamma est une technique de mesure nucléaire rapide non destructive et multi élémentaires, très utilisée pour identifier et quantifier les éléments radioactifs dans des matrices de différents types (biologiques, géologiques et environnementales) en mesurant l'énergie des rayonnements gamma émise par ces derniers.

Les mesures par spectrométrie gamma permettent de construire des spectres donnant la population de photons détectés en fonction de leur énergie, La qualité d'un spectromètre est notamment caractérisée par sa résolution en énergie.

Les détecteurs gamma qui ont la meilleure résolution en énergie pour réaliser les mesures spectroscopiques les plus précises sont des semi-conducteurs Germanium (Ge) (Azzebouche, 2012; Azzebouche, 2015).



Figure III-11: La chaîne à spectrométrie Gamma

III.9.2. Principe de fonctionnement de la technique de spectrométrie gamma

La spectrométrie gamma se base sur la détection des rayonnements gamma émis spontanément par l'échantillon lors du retour des noyaux excités à leur état fondamental en convertissant l'énergie émise en un signal électrique. Le traitement de ces signaux se traduit en spectre permettant l'identification et la quantification des radioéléments (Gilmore, 2008).

La chaîne de spectrométrie gamma utilisée dans le cadre de notre travail est dotée d'un détecteur semi-conducteur dopé au germanium hyper pur **Ge(HP)**.

Elle est caractérisée par une excellente résolution et un très bon rendement de détection.

III.9.3. Le principe de la technique

Consiste à détecter les rayonnements gamma caractéristiques des radionucléides présents dans l'échantillon étudié (le K-40, le Cs-137 ainsi que quelques descendants de la chaîne de U-238 et Th-232 dans notre étude). Cela est assuré par un détecteur constitué d'un matériau semi-conducteur qui est le GeHP. Lors de l'interaction d'un rayonnement gamma, des paires électrons-trous sont créées et collectées par l'application d'un champ électrique. Une chaîne de mesure est utilisée pour mettre en forme, amplifier et discriminer en tension les impulsions créées.

À la fin, les résultats obtenus seront récapitulés sous forme de courbe gaussienne sur l'écran de l'ordinateur, sachant que l'énergie du rayonnement est proportionnelle à l'amplitude du signal (Gilmore, 2008).

III.9.4. Chaîne de spectrométrie gamma

La chaîne de mesure gamma est constituée :

- D'un détecteur GeHP type coaxial polarisé à +3500 V ; qui détecte les rayons émis par l'échantillon ;
- D'une alimentation haute tension qui assure le bon fonctionnement de la chaîne ;
- D'un préamplificateur qui assure le transfert du signal vers l'amplificateur ;
- D'un amplificateur qui amplifie le signal émis par l'échantillon et les transforme sous forme de courbe gaussienne ;
- D'un analyseur multicanaux (MCA) assurant la collecte et la sauvegarde de l'énergie de chaque canal ;
- D'un logiciel d'analyse de spectre (Génie 2000), permettant le traitement des résultats d'analyse ;
- D'une bouteille d'azote de 25l assurant le refroidissement du détecteur (Courtine, 2007).

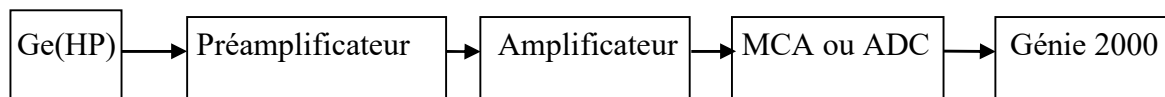


Schéma III-4: Synoptique de la chaîne de mesure

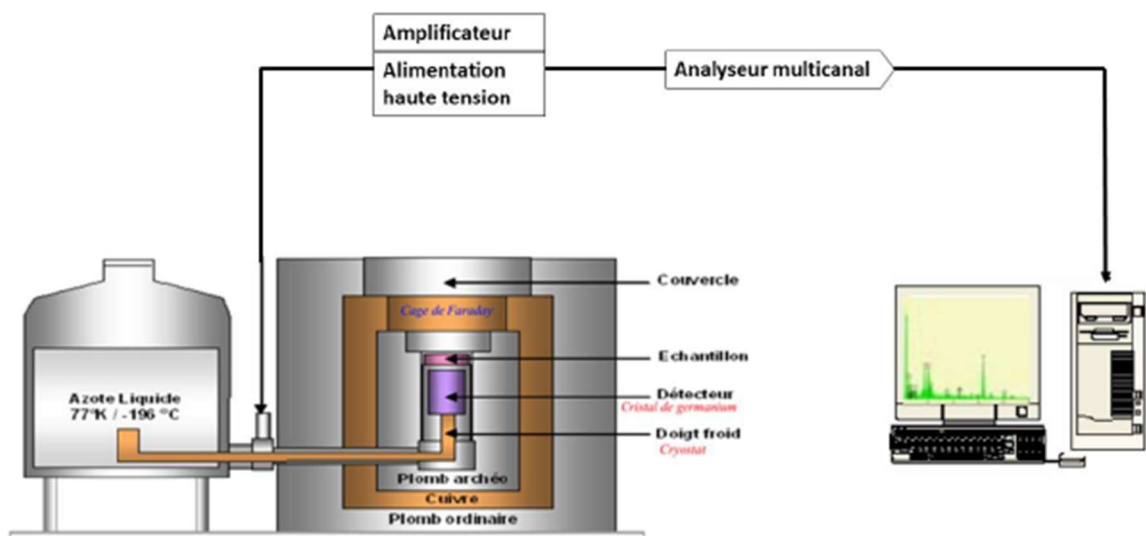


Schéma III-5: Les différentes composantes de la chaîne à spectrométrie gamma (Guendouzi, 2019)

III.9.5. Caractéristiques générales du détecteur

Une chaîne de détection est caractérisée par le type de détecteur, qui est lui-même caractérisé par :

- 1- **La géométrie**, qui définit la forme du détecteur, l'importance de sa surface sensible et sa directivité.
- 2- **L'efficacité de détection**, qui représente le rapport du nombre de particules détectées au nombre de particules émises par la source. Elle dépend donc de la nature et de l'énergie du rayonnement.
- 3- **Le temps mort**, qui exprime la capacité d'un détecteur à comptabiliser les impulsions successives. Autrement dit, le temps mort c'est le plus petit intervalle de temps entre deux impulsions pour que chacune d'entre elles soit prise en compte par le système.
- 4- **Le mouvement propre et La résolution en énergie**
 - a. **Le mouvement propre** : C'est le taux de comptage enregistré en absence de toute source de rayonnement ;
 - b. **La résolution en énergie** : Elle caractérise la qualité du détecteur à séparer deux énergies proches. La résolution en énergie du détecteur est donnée par la largeur à mi-hauteur du pic enregistré. Cette dernière dépend de plusieurs paramètres notamment :
 - des fluctuations statistiques dans la production de charges,
 - des défauts de collecte de charge,
 - du bruit de fond électronique (**Courtine, 2007**).

III.9.6. Calibration de la chaîne de mesure

Toute mesure de radioactivité d'un échantillon est précédée par deux opérations de calibration, l'une en énergie et l'autre en efficacité, et cela afin d'assurer une analyse qualitative et quantitative.

III.9.6.1. Calibration en énergie

Afin de pouvoir identifier les différents radioéléments présents dans notre échantillon, il est nécessaire d'identifier avec exactitude les pics présents dans le spectre.

Les impulsions enregistrées par le détecteur suite à une émission de rayonnement gamma sont classées selon l'énergie par l'analyseur multicanaux dont chaque canal représente une fenêtre d'énergie.

Une calibration en énergie traduit la correspondance qui existe entre les canaux et leurs énergies. Ceci peut être effectué à l'aide d'une source standard présentant une large gamme d'énergie (50 keV à 2000 keV) telle que l'Eu-152 ou par plusieurs sources permettant de balayer une large gamme d'énergie (**Le petit et Granier, 2002 ; Gilmore, 2008**).

Dans notre cas, on a étalonné à l'aide de trois sources standards, qui sont Cs-137, Am-241 et le Co-60. Les trois sources ont été comptées dans le détecteur Numéro 4 de la salle de spectrométrie gamma du laboratoire de l'Environnement relevant du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA), avec un temps d'acquisition de 900s. Le mode d'étalonnage par bibliothèque a été choisi pour effectuer cette opération. Les renseignements concernant cet étalonnage sont exprimés sur le tableau (III-5).

Tableau III-5: La calibration en énergie

Radionucléide	Numéro de Canal	Energie (keV)
²⁴¹ Am	97,62	59,54
¹³⁷ Cs	1064,74	611,65
⁶⁰ Co	1886,19	1173,22
	2140,26	1332,49

En se référant aux données des sources étalons ci-dessus, on peut déterminer la droite de calibration qui est sous forme $E = a + Bc$

Où :

E : l'Energie du radionucléide, en **keV** ;

C : le Numéro du canal ;

a : la Pente de la droite qui s'exprime en **keV/canal** ;

b : la Valeur de l'énergie à l'origine qui s'exprime en **keV**.

La droite de calibration en énergie de la chaîne de mesure obtenue est illustrée par les figures (III-12) et (III-13).

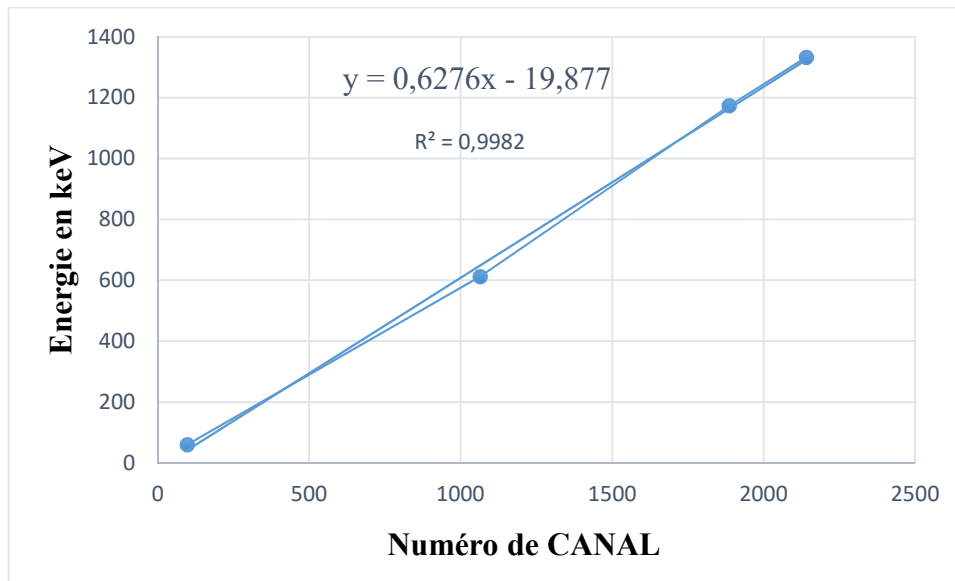


Figure III-12: Droite d'étalonnage en énergie

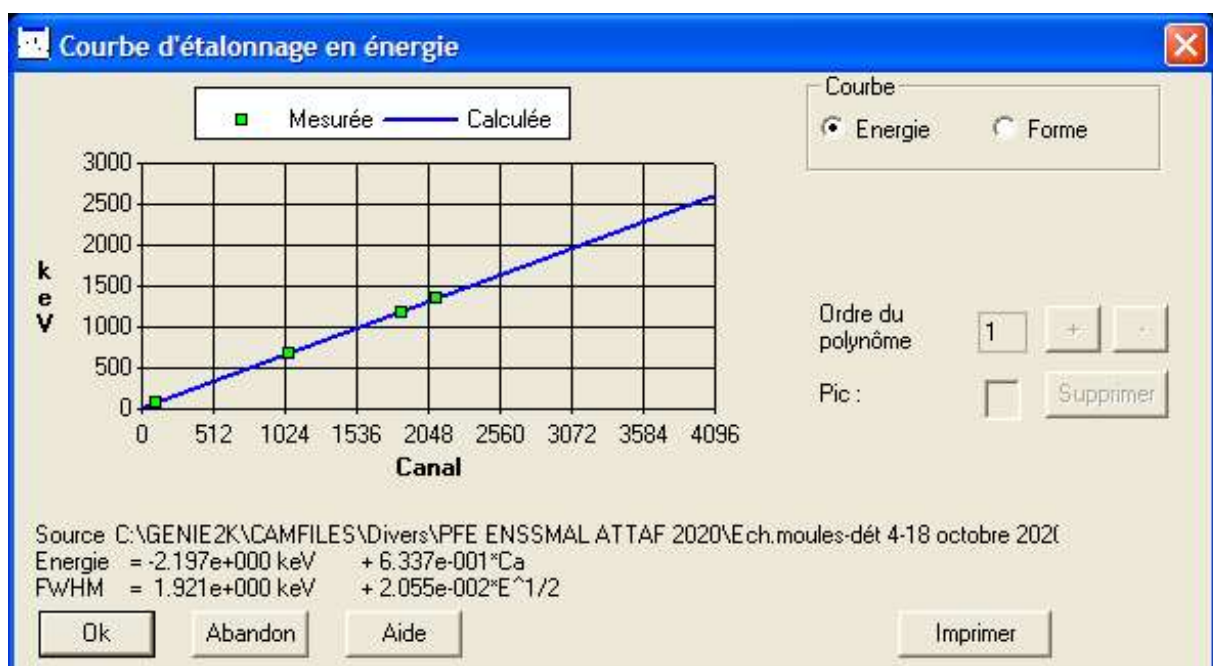


Figure III-13: Droite d'étalonnage en énergie réalisée par le logiciel Génie 2000

III.9.6.2. Calibration en efficacité

Afin de déterminer l'activité contenue dans notre échantillon, on doit tout d'abord connaître l'efficacité de détection (ϵ) de notre détecteur qui est définie comme étant la mesure de sa capacité à détecter les radiations.

C'est un facteur qui nous permet de passer des valeurs mesurées de comptage aux activités spécifiques contenus dans les échantillons (Le petit et Granier, 2002 ; Gilmore, 2008).

Afin de déterminer l'efficacité de détection d'un échantillon, on doit disposer d'une source standard ayant les mêmes caractéristiques que l'échantillon à mesurer à savoir : la densité, l'état physique, la masse et la géométrie.

Pour notre analyse, on s'est référée à un standard de l'AIEA codé AIEA-134 (*Cockle flesh*).

D'une façon plus générale, l'efficacité est le nombre de photons détectés sur le nombre de photons émis par la source.

L'efficacité de détection est donnée par la relation suivante (AIEA, 1989):

$$\varepsilon = \frac{N_{net}}{A \cdot t \cdot I} \dots \dots \dots \text{(III-8)}$$

Avec :

I : représente le pourcentage d'embranchement du pic ;

t : représente la durée du comptage en second ;

A : représente l'activité en Bq ;

Nnet : représente l'aire nette du pic ;

ε : représente l'efficacité de détection.

La courbe d'étalonnage en efficacité donnée par les figures (III-14 et III-15), a été déterminée en utilisant les trois radionucléides du standard AIEA-134 illustré par le tableau (III-6).

Tableau III-6: La calibration en efficacité

Radionucléide	Energie (keV)	ε
Am-241	59,5409	0,1457
Cs-137	661,6	0,0304
K-40	1460,8	0,0234

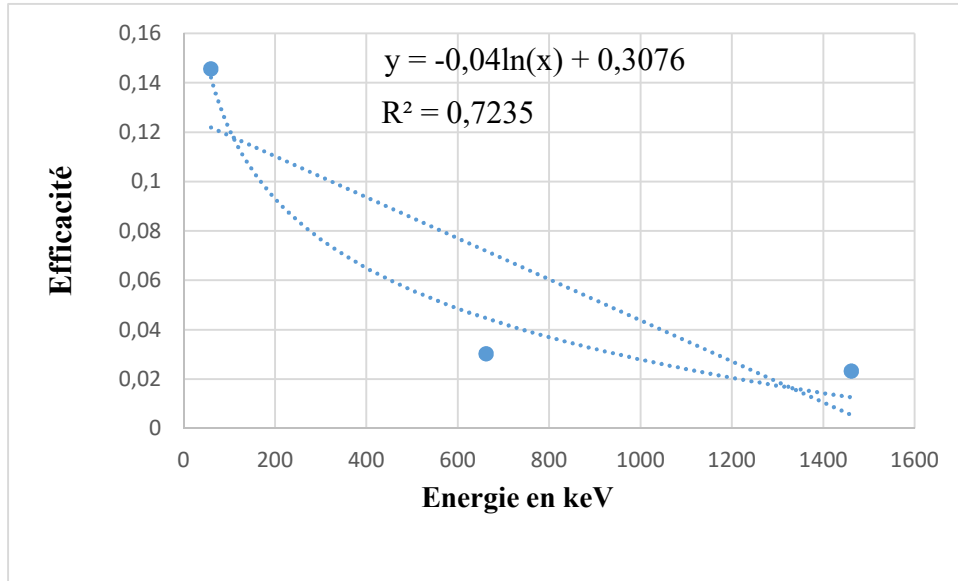


Figure III-14: Courbe d'étalonnage en efficacité

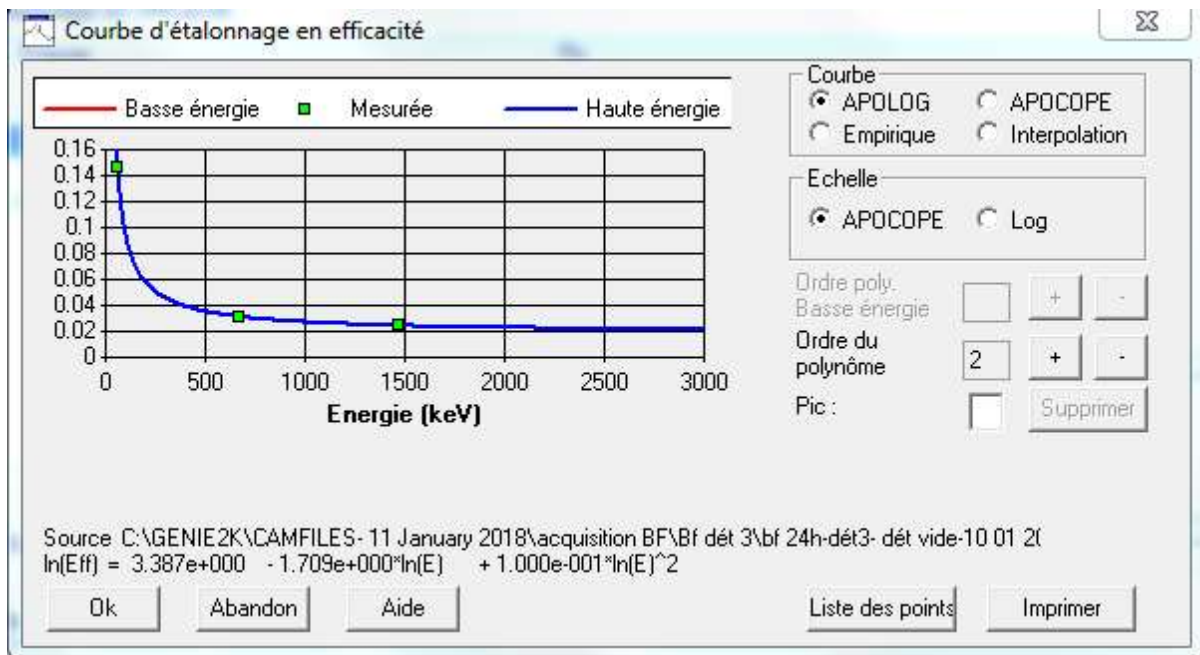


Figure III-15: Courbe d'étalonnage en efficacité réalisée par le logiciel Génie 2000

III.9.7. Conséquences d'une mauvaise calibration

- ✓ Lors d'une calibration en énergie : une fausse identification des radionucléides
- ✓ Lors d'une calibration en efficacité : une sur ou sous-estimation de l'activité des radionucléides.

III.9.8. L'incertitude absolue sur l'activité

Elle est calculée à partir de la loi de propagation de l'erreur suivant la formule ci-dessous (Aiea, 1989) :

$$\frac{\delta A}{A} = \sqrt{\left(\frac{\delta N_{\text{net}}}{N_{\text{net}}}\right)^2 + \left(\frac{\delta \varepsilon}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\delta I}{I}\right)^2 + \left(\frac{\delta G}{G}\right)^2 + \left(\frac{\delta t}{t}\right)^2} \dots\dots\dots \text{(III-9)}$$

Avec :

$N_{\text{net}} = N_{\text{R}} - N_{\text{bf}}$;

N_{R} : Surface d'un pic de l'élément considéré ;

N_{bf} : Surface de bruit de fond au pic du radioélément considéré ;

ε : Efficacité ou rendement de détection ;

I : Probabilité d'émission radioactive de chaque énergie, donnée tabulée ;

t : Temps de comptage en second ;

G : Facteur de géométrie (masse ou volume) ;

III.9.9. Procédure d'analyse

En raison de l'insuffisance de la masse nécessaire pour effectuer une analyse de tous les compartiments par spectrométrie gamma, on a dû mélanger tous les organes du poisson à savoir le foie, les branchies, la chair et les gonades et ce pour les espèces matures ou immatures dans une seule boîte. Cette opération nous a permis d'obtenir une masse totale de 34.36 g pour les échantillons de poisson. Pour les moules et dans le souci de préparer un seul standard, on a pris une masse similaire à celle de l'échantillon de poisson qui est de 36.23 g.

Pour l'échantillon de l'AIEA-134 (*Cockle flesh*) utilisé pour la calibration en efficacité, on a pris une masse de 36.44 g.



Figure III-16: La pesée de l'échantillon

Après avoir calibré notre chaîne de mesure en énergie, l'échantillon à analyser a été mis dans un flacon cylindrique de 125 cm³ et introduit dans la chaîne pour un comptage de 48 h.

Pour la calibration en efficacité de notre chaîne de mesure, l'échantillon de référence codé AIEA-134, a été mis dans la même géométrie de comptage à savoir un flacon cylindrique 125 cm³, pour un temps de comptage maximum de 5 h.

III.9.10. Le bruit de fond

Le bruit de fond est le comptage ou l'enregistrement d'un spectre dans des conditions normales d'utilisations de la chaîne de mesure en l'absence de l'échantillon à analyser.

Toute chaîne de comptage présente un bruit de fond provenant de différentes sources, à savoir :

- ✓ Les radionucléides naturels présents dans les matériaux auxiliaires du détecteur.
- ✓ Les rayons cosmiques.
- ✓ Les signaux de l'électronique associée.

La connaissance de ce bruit de fond est utile pour améliorer la justesse des résultats de mesure de l'activité, notamment dans le cas de présence de radioactivité à l'état des traces (**Le Petit et Granier, 2002**).

III.9.11. L'activité minimale détectée

Elle est définie comme étant la plus petite quantité d'activité de radionucléides qu'on peut détecter avec le système (**Gilmore, 2008**). C'est un paramètre très important dans la mesure des faibles niveaux d'activités en spectrométrie gamma.

Elle est donnée par la formule suivante (**Done et Ioan, 2016**) :

$$AMD = \frac{k^2 + 2k\sqrt{2B}}{\epsilon.I.t} \dots \dots \dots \text{(III-10)}$$

Avec :

k=1.645 ;

B : Bruit de fond (19 coups pour le Cs-137) ;

ε : Efficacité ou rendement de détection ;

I : Probabilité d'émission radioactive de chaque énergie ;

t : Temps de comptage en secondes.

Résultats et Discussions

IV.1. L'indice de condition

L'indice de condition des moules *Mytilus galloprovincialis* est présenté sur le tableau (IV-7).

Tableau IV-7: Indice de condition de *Mytilus galloprovincialis*.

N° du lot	De 1 à 3	De 3 à 6	De 6 à 9	De 9 à 12	De 12 à 16
IC	35,13	36,67	37,95	35,47	35,42

Les résultats de l'indice de condition varient entre 35.13% et 37.95%. Ceci montre que les moules de notre site présentent un bon remplissage indiquant une bonne croissance.

Ces résultats sont plus ou moins comparables avec les données de littérature récapitulées dans le tableau (IV-8).

Tableau IV-8: Comparaison avec d'autres indices de conditions enregistrés sur différents sites du littoral Algérien.

La station	L'indice de condition	L'auteur
Zeralda	42,15	Ferhi (2019)
Ain Taya (ORCA-MARINE)	34,39	Ferhi (2019)
Port d'Oran	39,18	Rouane (2013)
Ain defla	24,57	Rouane (2013)
Hadjaj	34,17	Rouane (2013)
Kouali (CULTMARE)	36,13	Présente étude

La variabilité observée dans les indices de condition peut être reliée à différents facteurs biotiques et abiotiques tels que la composition du substrat, le cycle de gamétogénèse, les conditions hydrodynamiques, les caractéristiques physico-chimiques de l'habitat, ainsi que l'abondance de la nourriture (Kamel, 2014).

L'indice de condition peut être en lien avec le niveau de bioaccumulation des métaux de traces ainsi que les contaminants organiques. En effet Andral *et al* (2004) ont démontré qu'il existe une relation inversement proportionnelle entre le facteur de concentration des métaux de traces et l'indice de condition.

Les valeurs faibles de cet indice sont attribuées à un amaigrissement des moules, en lien avec des changements de disponibilité de la nourriture ou au cycle de gamétogenèse et en particulier à la ponte. Comme elles peuvent aussi être associées à des épisodes de stress chimiques, durant lesquelles les organismes utilisent les réserves énergétiques pour leur détoxification (EL Haimeur *et al.*, 2017).

IV.2. Résultats d'analyse des Eléments de trace métalliques (ETM)

Les limites de détection calculées de la technique EDXRF sont illustrées dans le tableau (IV-9).

Tableau IV-9: Limite de détection du plomb, et du cadmium calculées pour la technique EDXRF

L'élément	La limite de détection (en ppm)
Le plomb (Pb)	1,180
Le Cadmium (Cd)	0,0188

IV.2.1. Echantillons de poissons

Les résultats de dosage du plomb, cadmium et le mercure total, accumulés dans quatre compartiments biologiques du *Pagellus erythrinus* à savoir la chair, les gonades, les branchies et le foie, sont illustrés dans les tableaux (IV-10 et IV-11) et figures (IV-17 et IV-18).

Il est à noter que l'analyse du plomb et du cadmium s'est limitée uniquement à la chair et les branchies d'individus matures, en raison de la quantité insuffisante pour l'analyse (9 g de matériel biologique pour 3 répliquât).

Tableau IV-10: Résultats d'analyse du Pb et du Cd par la technique EDXRF.

L'échantillon	[Pb] _{moy} P.S en PPM	[Cd] _{moy} P.S en PPM
Chair mature	16,379±1,333	1,042±0,076
Branchie mature	17,341±1,406	0,706±0,075

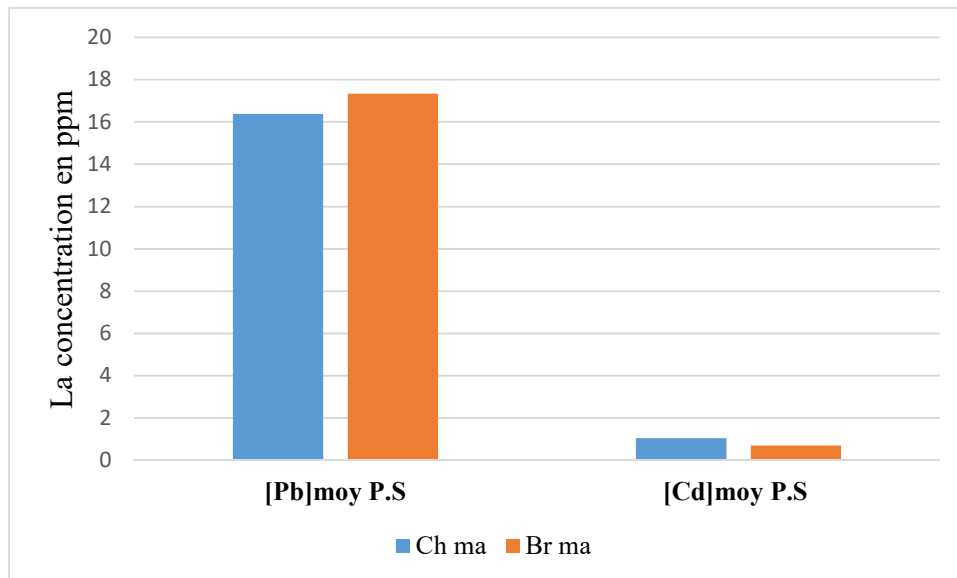


Figure IV-17: Concentration du Pb et du Cd dans la chair et les branchies matures.

Tableau IV-11: Résultats d'analyse du mercure par le DMA-80.

[Hg _{total}]moy P.S en ppm	Chair	Foie	Gonades		Branchies
Mature	0,5160±0,0081	0,5613±0,0246	♂	0,2058±0,0070	0,1279±0,0011
			♀	0,3123±0,0030	
Immature	0,4885±0,0082	0,4397±0,1539	-		0,1369±0,0016

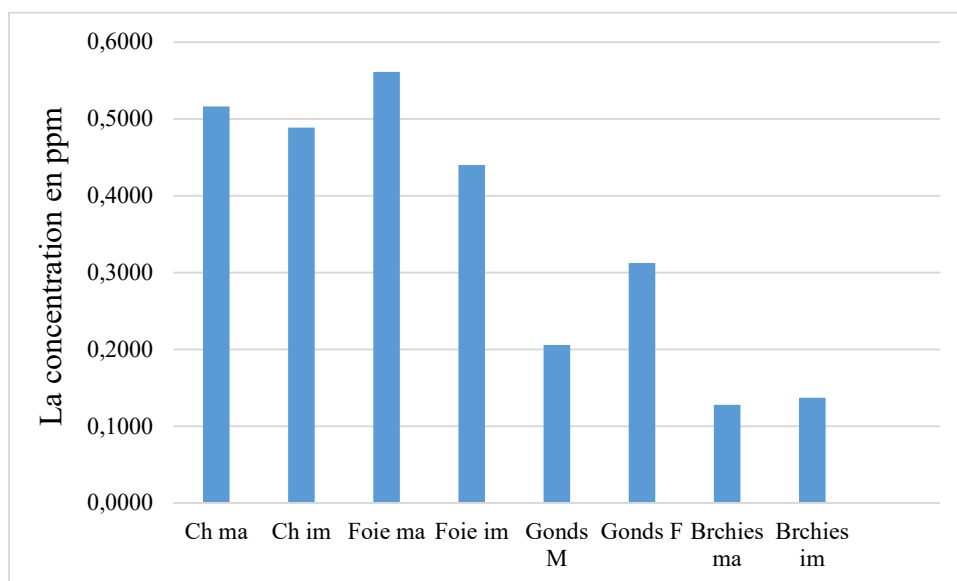


Figure IV-18: Concentrations du Mercure_{total} dans quatre compartiments du Pageot.

Les concentrations moyennes des éléments de trace métalliques (Pb, Cd, Hg_{total}) retrouvées dans les différents organes de *P.erythrinus* au cours de cette étude confirment les divers degrés d'accumulation des ETM par ces derniers.

Pour le plomb, sa concentration dans les branchies est plus importante que celle retrouvée dans la chair. Selon **Dhaneesh et al (2012)**, les branchies représentent la principale voie d'échange des ions métalliques dans l'eau de mer, car elles ont une très grande surface qui facilite la diffusion rapide des métaux toxiques. Le contact permanent avec l'eau et les potentiels polluants qui peuvent être présents permet aux branchies de refléter la concentration de ces derniers dans le site (**Adeyeye et Ayoola, 2013**).

Les concentrations élevées de métaux au niveau des branchies pourraient être dues à la complexation du métal avec le mucus qui est difficile à retirer des lamelles avant l'analyse (**Adeyeye et Ayoola, 2013**).

Pour le Cd, il est plutôt concentré dans la chair que dans les branchies.

Tandis que la bioaccumulation du Mercure_{total}, au sein des différents organes du *P.Erythrinus* est enregistrée dans l'ordre suivant : (**foie>chair>gonades>branchies**).

Les concentrations élevées du Mercure_{total} au niveau du foie peuvent être attribuées à la coordination élevée de la protéine métallothionéine avec les métaux (**Adeyeye et Ayoola 2013 ; Ennouri et al., 2013**).

En effet le foie est considéré comme le principal organe responsable de la détoxification, le transport et le stockage de substances toxiques d'où sa considération comme un site actif d'effets pathologiques induits par la contamination (**Adeyeye et Ayoola 2013**).

Les taux élevés du Mercure_{total} dans la chair de poissons sont enregistrées en deuxième position juste après le foie, cela est associé à la grande affinité de cet élément avec les groupes sulfhydriles associés aux acides aminés contenant des thiols dans le muscle, ces derniers sont considérés comme l'un des composants des protéines, (la cystéine par exemple) (**O'Bryhim et al., 2017 ; Wang et al., 2020**).

Selon **Adeyeye et Ayoola (2013)**, la chair des poissons est le tissu le plus étudié vis-à-vis du mercure. En effet, elle est considérée comme étant l'organe où le mercure se bioaccumule et réside le plus longtemps dans les poissons, et se révèle être un bon indice de contamination.

Le facteur « maturité » est aussi pris en considération dans notre étude, en effet on remarque qu'au sein du même organe, la concentration du Mercure_{total} est plus importante dans l'individu mature,

ceci pourrait être attribué au temps de contact plus important chez les individus matures ou d'une excrétion plus lente de ces derniers relative à l'activité métabolique qui est moins rapide chez les individus mature que les individus immatures (Ennouri *et al.*, 2013; Rakocevic *et al.*, 2018).

La concentration du Hg_{total} dans les gonades femelles est plus importante que celle des gonades males. Cela est expliqué, selon Yongju *et al* (2015), par une interaction de haute affinité avec les hormones féminines telles que l'œstradiol et l'œstrogène contenu dans les ovaires du poisson.

Ces deux paramètres ont un effet sur l'accumulation des éléments de trace métalliques quand leurs concentrations sont très élevées dans l'eau (Ennouri *et al.*, 2013 ; Rakocevic *et al.*, 2018).

- **Comparaison avec les valeurs limites Algériennes**

Les résultats par rapport au poids humide sont exprimés dans le tableau (IV-12)

Tableau IV-12: Résultats d'analyse du Pb et Cd par la technique EDXRF

Echantillon	[Pb] poids frais	[Cd] poids frais
Chair mature	10,4187	0,6628
Branchies mature	13,7531	0,5599

Tableau IV-12: Résultats d'analyse du Hg_{total} par le DMA-80 (Suite)

[Hg _{total}] _{moy} P.F en ppm	Chair	Foie	Gonades		Branchies
Mature	0,3282	0,3796	♂	0,1593	0,1014
			♀	0,2096	
Immature	0,2995	0,2297	-		0,0991

Les concentrations du Pb musculaire enregistrées dans le poisson du port de Bouharoun sont supérieures aux limites fixées par l'arrêté interministériel du 30 Moharram1432 correspondant au 5 janvier 2011 fixant les seuils limites de présence de contaminants chimiques, microbiologiques et toxicologiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture qui préconise les valeurs de 0.3 mg/kg comme valeur limite.

De même, la concentration du Cd est supérieure à la norme Algérienne fixée par le même arrêté interministériel qui préconise une valeur de 0.05 mg/kg comme valeur limite.

Tandis que pour le mercure, la valeur de 1 mg/kg est considérée comme valeur limite, les concentrations enregistrées à travers cette étude se trouvent bel et bien en-dessous de cette dernière.

Ces valeurs relativement élevées expriment la présence de polluants métalliques dans la baie de Bousmail et plus précisément près du port de Bouharoun. En effet, la baie de Bousmail est le réceptacle d'oueds à régime irrégulier, avec un apport des particules dissoutes ou particulaires très importantes d'origine terrigènes comme oued Mazafran, oued Nador et oued Beni Messous (Bachari, 2009).

S'ajoute à cette pollution, l'apport de l'agriculture bien développée dans cette zone, à travers l'utilisation des pesticides, en plus des rejets industriels émanant de plusieurs unités se trouvant dans la région de Bousmail tel que SARL RESITECK, ALUFER (Ouahil, 2017).

Tableau IV-13: Comparaison des teneurs métalliques enregistrés au niveau de différents organes du pageot commun avec des résultats d'autres études à l'échelle Nationale et Mondial

La station	L'organe	[Pb] en mg/kg p.f	[Cd] en mg/kg p.f	[Hg] en mg/kg p.f	L'auteur
Bousmail (Tipaza)	Foie	-	-	0,010 p.s	Benmoussa (2014)
Port de Marsa Ben M'hidi (Tlemcen)	Foie	-	0,04 p.s	-	Bouayed (2016)
	Gonades	-	0,002 p.s	-	
Estuaire du Bas loukkos (Maroc)	Chair	0,04±0,03	0,01±0,004	-	El morhit (2010)
Sud-est de la mer Égée (Turquie)	Chair	0,10±0,02 p.s	0,03±0,01 p.s	0,09±0,02 p.s	Yabanli et al (2016)
	Foie	0,12±0,03 p.s	0,05±0,01 p.s	0,12±0,02 p.s	
Mer Égée (Turquie)	Chair	[0,03-0,399]	[0,001-0,009]	[0,019-0,410]	Uluturhan et Kucuksezgin (2007)
	Foie	[1,103-3,951]	[0,194-0,778]	[0,236-2,365]	
	Gonades	[0,023-1,764]	[0,001-0,051]	[0,043-0,670]	
Port de Bouharoun (Tipaza)	Chair	10,4187	0,6628	0,31385	Présente étude
	Foie	-	-	0,30465	
	Gonades	-	-	0,18445	

IV.2.2. Echantillon de moules

Les résultats du dosage des éléments de trace métallique : Pb, Cd et le Hg total accumulés dans la chair de moules *Mytilus galloprovincialis* prélevés de la ferme conchylicole CULTMARE, sont illustrés dans le tableau (IV-14)

Tableau IV-14: Résultats d'analyse du Plomb, du Cd et du Hg_{total} exprimés en poids sec

Echantillon	[Pb] _{moy} Poids sec en ppm	[Cd] _{moy} Poids sec en ppm	[Hg _{total}] _{moy} Poids sec en ppm
Moules	14,653±1.195	0,558±0.076	0,0654±0.002

Tableau IV-14: Résultats d'analyse du Plomb, du Cd et du Hg_{total} exprimés en poids humide
(suite)

Echantillon	[Pb] _{moy} Poids humide en PPM	[Cd] _{moy} Poids humide en PPM	[Hg _{total}] _{moy} poids humide en PPM
Moules	12,423	0,473	0,055

Les niveaux de bioaccumulation métallique correspondant aux concentrations en métaux mesurées dans les tissus des moules ont montré un profil d'accumulation différent, pour le Plomb, le Cadmium et le Mercure_{total}.

Les concentrations des ETM enregistrées dans la chair de moule sont réparties selon l'ordre suivant : **Pb>Cd>Hg_{total}**.

L'accumulation en plomb et en cadmium des moules *Mytilus galloprovincialis* prélevées de la ferme conchylicole CULTMARE, est très importante par rapport à celle du Mercure_{total}.

Cela est dû à la capacité restreinte des mollusques filtreurs à concentrer le mercure (**Belivermis et al 2019**), alors que les niveaux élevés du Pb sont dû au temps de détoxification élevée de ce métal (**Boisson et al., 1998**).

La concentration du Cd enregistrée pourrait être probablement due aux propriétés physiques et chimiques du cadmium, proches de celles du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus. (**Khati, 2009**).

Selon **Le Blanc *et al.*, (2019)**, au printemps la qualité nutritionnelle de la source alimentaire des moules (seston) est relativement élevée et associée à des molécules d'acides aminés et à des acides gras spécifiques, tels que la cystéine ainsi que l'acide eicosapentaénoïque, qui peuvent être corrélés à la bioassimilation du Cd.

Selon **Belabed *et al* (2008)**, l'apparition des teneurs maximales en métaux dans les moules a lieu en période hivernale et printanière, et cela revient du fait que l'enrichissement en métaux de traces se fait pendant la saison humide et pluvieuse, lors de laquelle on observe une augmentation des charges polluantes métalliques dans les eaux de ruissellement des premières crues.

Il faut rajouter à cela aussi les facteurs biodisponibilité, saison d'échantillonnage, hydrodynamisme de l'environnement, la taille, le sexe et le cycle de reproduction (**Mannan, 2007**).

Les facteurs abiotiques tel que la température, la salinité, l'oxygène dissous et le pH du milieu jouent un rôle essentiel dans la biodisponibilité du métal, puisqu'ils influent à la fois sur sa forme physico chimique (état de valence, adsorption désorption sur les matières en suspension), mais également sur le métabolisme des espèces (osmorégulation, respiration, reproduction, activité trophique,...) dont dépendent les cinétiques d'accumulation et d'excrétion des métaux.

Ces facteurs environnementaux, sont spécifiques à un site et varient en fonction du temps (**Belabed *et al*, 2008**).

- **Comparaison avec les valeurs limites Algériennes**

La concentration moyenne du Cd enregistrée dans la chair de moules est en-dessous de la norme Algérienne qui est de l'ordre de 1 mg/kg poids humide. Tandis ce que la concentration enregistrée pour le plomb est au-dessus de la norme fixée à 1.5 mg/kg poids sec.

Etant donné que les moules sont des espèces bioindicatrices de l'état de santé du milieu, cela nous permet de déduire que le site près duquel les moules sont cultivés ne présente pas une pollution métallique importante en cadmium. Par contre, les concentrations élevées en plomb, indique la présence d'une pollution au niveau de ce site. Néanmoins afin de confirmer la présence de cette pollution, des études plus approfondies doivent être lancées afin d'assurer un meilleur suivi de l'état de cette pollution ainsi que son évolution spatio-temporelle.

Tableau IV-15: Comparaison des teneurs métalliques enregistrées au niveau de la chair de moules avec d'autres études à l'échelle Nationale et International.

La station	Concentration des contaminants (mg/kg) p.s			L'auteur
	Pb	Cd	Hg	
Sidi Salem (Annaba)	1.68±0,14	0,51±0,11	0,16±0,03	Belabed (2008)
Méditerranée occidentale	1,4	1,33	0,1	Benedicto et al (2011)
Ain Taya (ORCAMARINE)	15,440±1,82	0,915±0,074	0,050±0,001	Ferhi (2019)
La côte de Safi (Maroc)	10,75	9,92	0,7	Manaana (2007)
Kristel (Oran)	1,16±0,38	0,66±0,13	-	Guendouzi (2019)
Kouali (CULTMARE)	14,653±1,195	0,558±0,076	0,0654±0,0025	Présente étude

IV.3. Résultats de la radioactivité naturelle

La quantification de la radioactivité naturelle présentée par le K-40, Pb-212, Pb214 et le Ra-226 dans les échantillons de moules et de poissons prélevés de Kouali et du Port de Bouharoun respectivement a été réalisée par la technique de spectrométrie Gamma, en utilisant un détecteur semi-conducteur de type GeHP (*Germanium Hyper Pure*), ayant une efficacité de 40 pour cent. Les échantillons de moules ont été analysés avec un temps de comptage de 172800 secondes alors que pour les échantillons de poisson, l'analyse a été réalisée pour un temps de 170456 secondes. Les résultats des paramètres à calculer, ainsi que l'activité à déterminer dans ces échantillons, sont illustrés dans les tableaux (IV-15) et (IV-16), Sachant que l'activité minimale détectable pour le Cesium-137 est de l'ordre de 0.148 Bq/kg.

Tableau IV-16: Résultats d'analyse de la radioactivité naturelle dans l'échantillon de moules

Radionucléides	Tc (s)	Intensité	$\epsilon \pm \Delta\epsilon$	$N \pm \Delta N$ (%)	$A \pm \Delta A$ (Bq/kg)
K-40	172800	0,1055	$0,0234 \pm 0,0012$	$3225 \pm 1,87$	$208,69 \pm 10,43$
Ra-226	172800	0,03555	$0,0600 \pm 0,0030$	$1091 \pm 12,1$	$81,84 \pm 4,19$
Pb-212	172800	0,436	$0,0512 \pm 0,0026$	$676 \pm 16,9$	$4,84 \pm 0,27$
Pb-214	172800	0,356	$0,0409 \pm 0,0020$	$629 \pm 16,5$	$6,89 \pm 0,39$

Tc : temps de comptage en secondes ; ϵ : efficacité ; N : surface nette du pic ; A : l'activité spécifique

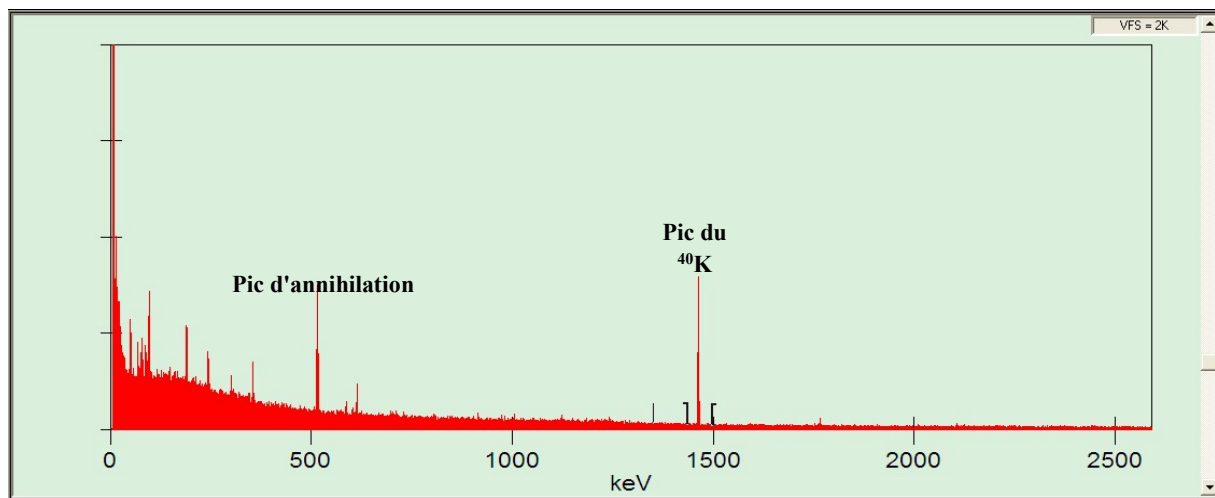


Figure IV-19: Résultats d'analyse de l'échantillon de moules

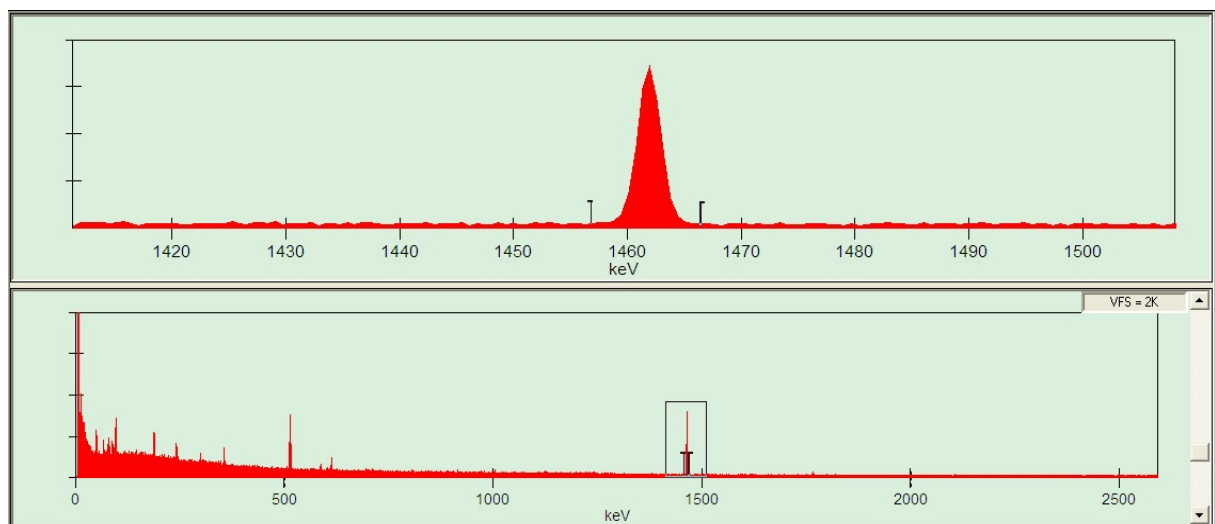


Figure IV-20: Le pic du k-40 pour l'échantillon de moules

Tableau IV-17: Radioactivité naturelle dans l'échantillon de poissons

Radionucléides	Tc (s)	Intensité	$\epsilon \pm \Delta\epsilon$	$N \pm \Delta N$ (%)	$A \pm \Delta A$ (Bq/kg)
K-40	170456	0,1055	$0,0234 \pm 0,0012$	$5433 \pm 1,4$	$375,79 \pm 18,79$
Ra-226	170456	0,03555	$0,0600 \pm 0,0030$	$1102 \pm 10,6$	$88,3623 \pm 4,50$
Pb-212	170456	0,436	$0,0512 \pm 0,0026$	$781 \pm 14,3$	$5,9744 \pm 0,32$
Pb-214	170456	0,356	$0,0409 \pm 0,0020$	$613 \pm 15,5$	$7,1810 \pm 0,40$

Tc : temps de comptage en secondes ; ϵ : efficacité ; N : surface nette du pic ; A : l'activité spécifique

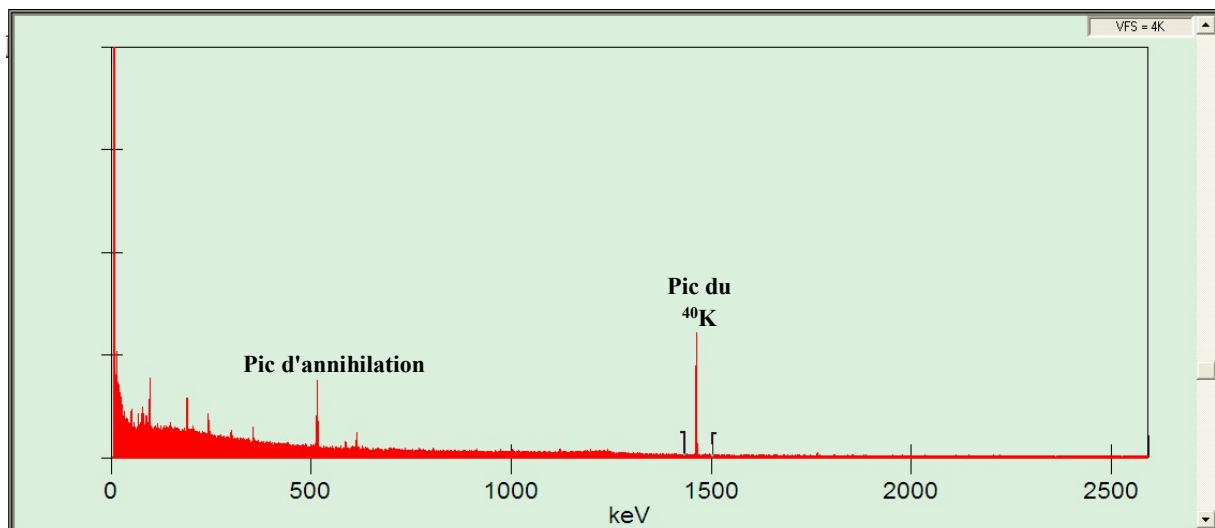


Figure IV-21: Résultats d'analyse de l'échantillon de poissons

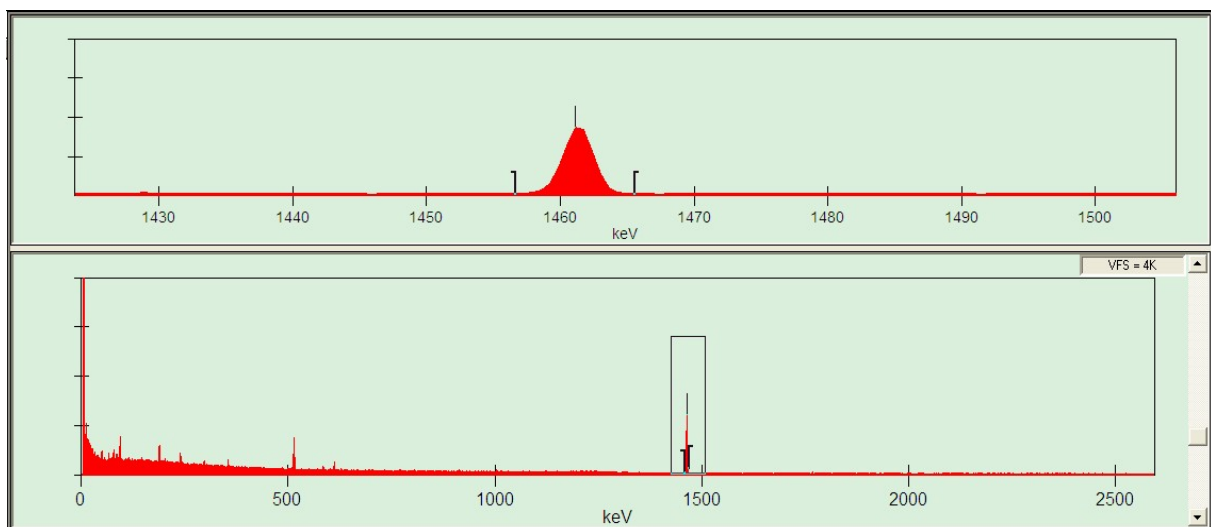


Figure IV-22: Le pic du K-40 pour l'échantillon de poissons

La concentration du K-40 dans l'échantillon de moules et de poissons est la plus élevée comparée à celles des autres radioéléments, en effet selon **Fasae et Isinkaye (2018)**, le K-40 est le radionucléide le plus abondant dans le biote, suivi par les radioéléments descendant de la chaîne naturelle de l'U-238 et sa série de désintégration et en dernier celle du thorium. Ces derniers ne sont pas présents en quantité significative dans les milieux aquatiques en raison de leur solubilité limitée.

Ces résultats concordent avec d'autres études réalisées sur différentes espèces (**Brown et al., 2004; Tahir et al., 2010; Carvalho et al., 2011; Fasae et Isinkaye, 2018**).

Le potassium 40 et les radionucléides des chaînes de désintégration U-238 et Th-232 sont les principaux contributeurs à la dose interne due à l'absorption de radionucléides naturels par l'ingestion de denrées alimentaires. (**UNSCEAR, 2000**). Néanmoins le potassium 40 est contrairement aux autres radioéléments est régulé de manière homéostatique dans l'organisme, et tout excès sera excrété (**Heldal et al., 2017 ; Fasae et Isinkaye, 2018**).

La concentration du K-40 dans la chair de moules est environ 2 fois plus importante que la concentration du Ra-226, cela revient du fait que le Ra-226 n'est pas utilisé dans le métabolisme des moules et ne peut donc pas être accumulés dans les tissus mous (**Kılıc et al., 2014**).

Une variation dans les concentrations de radionucléides enregistrées dans les poissons et dans les moules est observée à travers nos résultats, bien que ces échantillons ont été récoltés de deux sites proches, ce qui suggère une bioaccumulation différentielle des radionucléides d'une espèce à une autre.

Comme pour la plupart des types d'aliments, les radionucléides naturels contribuent beaucoup plus à la dose de rayonnement des produits marins que les radionucléides anthropiques (**Heldal et al., 2017**).

IV.3.1. La radioactivité engendrée par le Cs-137

Les résultats obtenus lors de cette étude ont confirmé que nos échantillons n'étaient pas contaminés par le Cs-137, ceci est du probablement au positionnement faible de ces espèces dans la chaîne trophique. En effet, **Pearson et al (2016)** ont montré que le Cs-137 est retrouvé plus facilement chez les espèces prédatrices de niveau trophique élevée comme le thon et l'espadon et cela à cause de la bioaccumulation de ce dernier le long de la chaîne trophique.

IV.3.2. La radioactivité engendrée par le K-40

L'activité élevée du potassium 40 a été observée dans les deux échantillons, cela est expliqué d'une part par son origine tellurique, ainsi que sa concentration élevée et uniforme dans les mers et les océans (~12 500 Bq/m³), et d'une autre part, par son comportement similaire à celui du potassium stable qui est largement utilisé dans le métabolisme des organismes marins (Kilic *et al.*, 2014; Krmpotic *et al.*, 2015).

IV.3.3. La Radioactivité engendrée par le Pb-212

Le Pb-212 provient de la chaîne de désintégration du Th-232, ce dernier est retrouvé sous forme de particules en suspension ou de sédiments en raison de sa faible solubilité. Ce qui explique sa concentration relativement faibles dans les moules (Jia *et al.*, 2020).

IV.3.4. La radioactivité engendrée par le Ra-226

Les concentrations enregistrées du Ra-226 sont plutôt élevées dans les deux espèces en les comparant aux Pb-212 et Pb-214. Selon Jia *et al* (2020), tous les isotopes du radium sont excrétés à un taux inférieur à celui de leur absorption, ce qui entraîne une nette augmentation de la charge de ce dernier dans les moules.

Tableau IV-18: Comparaison des résultats obtenus pour les moules avec d'autres études réalisées au niveau National et International

La station	Concentration des Radionucléides (Bq/kg)			L'auteur
	K-40	Ra-226	Cs-137	
Kristel (oran)	256,60±7,93	7,62±0,22	<AMD	Guendouzi (2019)
Sercouf (Alger)	244,75±7,25	3,74±0,14	<AMD	Guendouzi (2019)
Collo	201,66±6,24	4,31±0,17	<AMD	Guendouzi (2019)
Toute la cote turquoise	469-593	<AMD-1.26	<AMD-1.37	Kilic et al (2014)
Est de la mer noire	170–1269	13–336	3	Topcuoglu et al. (2003)
Kouali	208.69±10.43	81.84±4.19	<AMD	Présente étude

IV.4. Evaluation des risques des ETM pour la consommation humaine

✓ pour les poissons

La consommation maximale sûre de la chair de *pagellus erythrinus* pêcher près du port de Bousmail par un individu mature, est de 1.115 kg/semaine vis-à-vis le Mercure_{total}, 0,168 kg/semaine et 0,739 kg/semaine pour le Pb et le Cd, respectivement.

La DGPA (2018) a évaluée la consommation moyenne en termes de produits de pêches en Algérie à 5 kg/an soit approximativement 0.096 kg/semaine.

Compte tenu de l'espèce de poisson, la consommation moyenne, la maturité du consommateur et les éléments à analyser, les résultats obtenus dans notre étude, sont tous inférieurs aux limites tolérables par le JECFA, et donc on déduit que cela n'engendre aucun effet vis-à-vis de la santé humaine.

La consommation de 0.096 kg/semaine de chair de poisson est approximativement 2 fois moins la limite tolérable pour le Pb, alors qu'elle est respectivement 8 et 12 fois moins pour le Cd et le Hg_{total}.

✓ pour les moules

La consommation maximale sûre de la chair de *Mytillus galloprovincialis* récupéré depuis la ferme conchylicole CULTMARE par un individu mature, est de 5,352 kg/semaine vis-à-vis le Mercure_{total}, 0,141 kg/semaine et 1,036 kg/semaine pour le Pb et le Cd respectivement.

Compte tenu de l'espèce, la consommation moyenne, la maturité du consommateur et les éléments à analyser, les résultats obtenus dans notre étude, sont tous inférieurs aux limites tolérables par le JECFA, et par conséquent n'engendrent aucun effet vis-à-vis de la santé humaine.

La consommation de 0.096 kg de chair de moules est approximativement 1.5 fois moins que la limite tolérable pour le Pb, alors qu'elle est approximativement 11 fois et 56 fois moins respectivement pour le Cd et le Hg total.

IV.5. Evaluation des risques de la radioactivité

La contribution au débit de dose total des radionucléides naturel, se fait soit par incorporation interne à travers l'absorption et la bioaccumulation, ou bien par l'exposition externe à travers les irradiations externe par les radionucléides présents dans l'environnement (Hosseini *et al.*, 2010).

Parmi les radioéléments naturels analysés, le K-40 est celui qui contribue le plus au débit de dose total naturel. Cette contribution est le résultat de l'incorporation interne à travers l'absorption et la bioaccumulation, ou bien l'exposition externe à travers des irradiations.

Ce dernier est considéré comme l'un des plus grands contributeurs à la dose provenant de l'alimentation (égale ou supérieure à celle du Po-210) (**Komperød et al., 2019**).

Par ailleurs la quantité de potassium (y compris le K-40) est strictement régulée par l'organisme, la dose est constante indépendamment de l'apport alimentaire. Cela signifie que la teneur en K-40 dans l'alimentation n'est pas pertinente pour les estimations de dose (**Komperød et al., 2019**).

*Conclusion et
Perspectives*

Conclusion et Perspectives

Cette étude est proposée afin de contribuer à la connaissance de l'état actuel de la contamination métallique par le Pb, Cd et le Hg d'une part, et la contamination radioactive à travers le Cs-137 d'autre part, et ce au niveau de deux sites différents de la baie de Bousmail.

Elle contribue aussi à l'évaluation de la radioactivité naturelle engendrée par le K-40, ainsi que quelques descendants de la chaîne de l'U-238 et le Th-232 (Ra-226, Pb-212 et le Pb-214).

Notre choix est porté sur deux espèces de groupes différents, un mollusque filtreur '*Mytillus glloprovincialis*' et un poisson démersal '*Pagellus erythrinus*'.

Ce choix est justifié par leurs caractères bioindicateur servant à contrôler l'état de santé des milieux dans lesquels ils se trouvent, ainsi que leur large consommation par la population Algérienne vivant près du littoral.

Le dosage du polluant radioactif 'Cs-137' ainsi que les radionucléides naturels a fait l'objet d'une analyse par spectrométrie gamma, alors que les polluants métalliques, Plomb et Cadmium ont été dosés par la technique Spectrométrie de fluorescence par des rayons X à dispersion d'énergie EDXRF. Quant au Mercure_{total}, il a été mesuré par l'analyseur direct du Mercure DMA-80.

L'analyse des échantillons de poissons et des moules n'a révélé aucune présence du Cs-137, élément artificiel présent à l'état de traces dans l'environnement marin. Tandis que la forte disponibilité du K-40 dans le milieu marin, a conduit à des concentrations les plus élevées comparées aux concentrations engendrées par les descendants de la chaîne de l'U-238 et du Th-232, dont les plus importants on retrouve le Ra-226, le Pb-212 et le Pb-214. Néanmoins la contribution majeure du K-40 n'engendre aucun effet néfaste sur la santé humaine étant donné qu'elle est régulée de manière homéostatique.

Cette étude permet d'évaluer les variations des concentrations en éléments de traces métalliques dans quatre organes du pageot commun à savoir la chair, le foie, les branchies et les gonades. Les résultats obtenus démontrent que parmi les métaux étudiés, le plomb se détache nettement des deux autres éléments (Cd et Hg) avec des teneurs très importantes. Les concentrations suivent l'ordre général décroissant suivant: **Pb > Cd > Hg_{total}**.

Les résultats révèlent une bioaccumulation plus accentuée du Hg_{total} dans la chair et le foie par rapport aux branchies et aux gonades et cela revient du fait que la chair a une grande affinité avec le mercure grâce au groupes sulfhydriles associés aux acides aminés, alors que pour le foie cela est attribuée à la coordination élevée de la protéine métallothionéine.

Conclusion et Perspectives

La concentration des éléments radioactifs enregistrée sur les deux espèces ne posent aucun risque sur la diversité biologique du milieu ni sur la santé de l'être humain étant donné que c'est le dernier maillon dans la chaîne trophique.

Les teneurs en éléments métalliques enregistrées chez les moules de Kouali ainsi que dans la chair de poisson du port de Bouharoun, sont toutes inférieures aux normes fixées par le JECFA (Comité mixte d'experts FAO / OMS).

En se référant à la fois à la consommation moyenne annuelle en Algérie qui est de 5kg/an et aux normes fixées par le JECFA, les concentrations des polluants métalliques dans les espèces comestibles ciblées a indiqué des concentrations sans danger pour la consommation humaine au niveau des deux sites d'étude à savoir : Kouali et le port de Bouharoun.

Toutefois, il serait souhaitable d'élargir ce travail et de l'enrichir avec d'autres études complémentaires sur d'autres sites de la baie de Bousmail, en utilisant d'autres espèces avec un niveau trophique différents, afin d'avoir une étude plus complète et approfondie sur les niveaux de contamination de cette dernière.

Une prise de conscience générale de toutes les activités humaines ayant un impact sur l'écosystème marin est primordiale d'où la nécessité :

- De surveiller de manière permanente et continue les différentes sources de pollution et d'étudier leur effet sur l'environnement marin.
- D'instaurer une politique environnementale stricte et rigoureuse obligeant ainsi les industriels à se doter de système de traitement des eaux résiduelles, ainsi que le recyclage des déchets.
- D'Installer de nouvelles unités pour le stockage des résidus chimiques.

Références

Bibliographiques

Références Bibliographiques

ADEYEYE A AND AYOOLA B (2012). "Heavy metal concentrations in some organs of African Catfish (*Clarias gariepinus*) from Eko-Ende dam, Ikirun, Nigeria." *Continental Journal of Applied Sciences (Nigeria) Vol. 7(1): 14 - 18.*

AFNOR (1985). *Norme française huîtres creuses. Dénomination et classification. NF V 45-056, 5 P*

ANDRAL B., STANISIERE J-Y., SAUZADE D., DAMIER E., THEBAULT H., GALGANI F. AND BOISSERY P (2004). "Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging." *Mar Pollut Bull 49(9-10): 704-712.*

AFSHARI N-S., ABBASISAR F., ABDOLMALEKI P., NEJAD M-G (2009). Determination of ⁴⁰K concentration in milk samples consumed in Tehran-Iran and estimation of its annual effective dose.

AIEA (1989). *Measurement of Radionuclides in Food and the Environment. Vienna. 169 P*

AIEA (2017). *Technical Report on the Environmental Behaviour of Polonium. Vienna. 255 P*

ALLOWAY B-J., (2012). *Heavy metals in soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer third edition. United Kingdom. 613 P*

ARAFAT., SALAMA A., EL-SAYED H., AND ELFEEL A (2016). *Distribution of natural radionuclides and assessment of the associated hazards in the environment of Marsa Alam-Shalateen area, Red Sea coast, Egypt. Journal of Radiation Research and Applied Sciences, 10, 219-232.*

ASSUNTAMELI M., DESIDERI D., ROSELLI C AND FEDUZI L (2008). "Natural radioactivity in the mussel *Mytilus galloprovincialis* derived from the central Adriatic Sea (Italy)." *J Toxicol Environ Health A 71(18): 1270-1278.*

AZBOUCHE A (2012). *Cours CPEG : Principe de détection : Technique de mesure. DTN/CRNA.*

AZBOUCHE A., BELGAID M AND MAZROU H (2015). "Monte Carlo calculations of the HPGe detector efficiency for radioactivity measurement of large volume environmental samples." *J Environ Radioact 146: 119-124 P*

BACHARI F (2009). *Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire. Thèse de Doctorat d'état. France : Université du Val de Marne Paris XII. 236 P*

BALTAS H., KIRIS E., AND SIRIN M (2017). "Determination of radioactivity levels and heavy metal concentrations in seawater, sediment and anchovy (*Engraulis encrasicolus*) from the Black Sea in Rize, Turkey." *Mar Pollut Bull 116(1-2): 528-533 P*

BECKHOFF B., KANNGIEBER B., LANGHOFF N., WEDELL R., AND WOLFF H (2006). *Practical X-Ray Fluorescence Analysis. Edit. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 398 P*

BELABED B-B., DJABOURABI A., ET BENSOUILAH M (2008). *Teneurs en Plomb, Cadmium, Mercure et Zinc relevées dans la chair de la moule, Perna perna, dans le littoral d'Annaba. Sciences et Technologie, Synthèse 2008, 12-22.*

BELABED B-B (2010). *La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques ». Thèse de Doctorat d'état. Annaba : Université Badji Mokhtar 176 P*

Références Bibliographiques

- BELIVERMIS M., KILIC O., EFE E., SEZER N., GONULAL O AND ARSLAN K (2019).** "Mercury and Po-210 in mollusc species in the island of Gokceada in the north-eastern Aegean Sea: Bioaccumulation and risk assessment for human consumers." *Chemosphere* **235**: 876-884.
- BENEDICTO J., ANDRAL B., MARTINEZ C., GUITART C., DEUDERO S., CENTO A., SCARPATO A., CAIXACH J., BENBRAHIM S., CHOUBA L., BOULAHIDID M AND GALGANI F (2011).** "A large scale survey of trace metal levels in coastal waters of the Western Mediterranean basin using caged mussels (*Mytilus galloprovincialis*)." *J Environ Monit* **13**(5): 1495-1505.
- BENMOUSSA (2014).** *La bioaccumulation des métaux traces par le pageot commun (Pagellus erythrinus) dans la côte algérienne : influence de la composition biochimique. Thèse de Master. Alger : École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral.45 P*
- BILLA J., HAN F., DIDLA S., YU H., DIMPAH J., BREMPONG O AND ADZANU S (2016).** "Radioactivity studies on farm raised and wild catfish produced in Mississippi, USA." *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* **307**(1): 203-210.
- BOISSON F., COTRET O AND FOWLER S-W (1998).** "Bioaccumulation and retention of lead in the mussel *Mytilus galloprovincialis* following uptake from seawater." *Sci Total Environ* **222**(1-2): 55-61.
- BOUAYED N (2016).** *Impact de la pollution marine par quelques métaux lourds au niveau de la station de Marsat Ben Mhidi chez un poisson osseux (Pagellus acarne). Thèse de master. Tlemcen: Université de Tlemcen. 64 P*
- BROWN J., JONES S-R., SAXEN R., THORRING H AND VIVES I BATLLE J (2004).** "Radiation doses to aquatic organisms from natural radionuclides." *J Radiol Prot* **24**(4A): A63-77.
- CARVALHO F-P., OLIVEIRA J-M AND MALTA M (2011).** "Radionuclides in deep-sea fish and other organisms from the North Atlantic Ocean." *ICES Journal of Marine Science* **68**(2): 333-340.
- CARVALHO F-P (2018).** "Radionuclide concentration processes in marine organisms: A comprehensive review." *J Environ Radioact* **186**: 124-130.
- CASTILLO E-L (2011).** *Bioaccumulation of 210Pb and 210Po in fish tissues in a radioactive naturally enhanced area: the Peníscola marsh (Castelló, Spain).*
- CHARLES KELSEY (1985).** *Essentials of radiology physics. Warren H. Green, Inc. United States 616 P.*
- CHENG H AND HU Y (2010).** "Lead (Pb) isotopic fingerprinting and its applications in lead pollution studies in China: A review." *Environ Pollut* **158**(5): 1134-1146.
- COSSA D et LASSUS P (1989).** *Le cadmium en milieu marin biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer N°16-1989.*
- COSSA D., FRANÇOISE E-B., MAURICETTE G-B., ET ROMEO M (1993).** *Le plomb en milieu marin biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer N°3-1993.*
- COSSA D (2012).** *Mercure naturel et anthropique dans l'écosystème du Golfe du Lion et de ses marges: niveaux, apports et tendances dans l'atmosphère, les eaux, les sédiments et les organismes vivants. Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer N°10-2011.*

Références Bibliographiques

COURTINE F (2009). *Etalonnage d'un spectromètre gamma en vue de la mesure de de la radioactivité naturelle. Mesures expérimentales et modélisation par techniques de Monte-Carlo.* France : Université Blaise Pascal.

CRESSON P., TRAVERS-TROLET M., ROUQUETTE M., TIMMERMAN C-A., GIRALDO C., LEFEBVRE S AND ERNANDE B (2017). "Underestimation of chemical contamination in marine fish muscle tissue can be reduced by considering variable wet:dry weight ratios." *Marine Pollution Bulletin* 123(1-2): 279-285.

DELACROIX D., GUERRE J-P ET LEBLANC P (2006). *Guide pratique radionucléides et radioprotection. Vol. 39, numéro spécial. Revue de la Société Française de Radioprotection.*

DHANEESH G., MOHAN K., NOUSHAD G., RAGHUNATHAN T., AJITHKUMAR T AND THANGAVEL B (2012). "Determination of Metal Levels in Thirteen Fish Species from Lakshadweep Sea." *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology (Impact Factor - 1.139)* DOI 10.1007/s00128-011-0459-9.

DONE L AND IOAN M-R (2016). "Minimum Detectable Activity in gamma spectrometry and its use in low level activity measurements." *Appl Radiat Isot* 114: 28-32.

DUFFUS J-H (2002) "Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry* 74, 793-807. Erratum, *Pure and Applied Chemistry* 75, 1357.

EL-HAIMEUR B., BOUHALLAOUI M., ZBIRY M., ELKHIATI N., TALBA S., SFORZINI S., VIARENGO A AND BENHRA A (2017). "Use of biomarkers to evaluate the effects of environmental stressors on *Mytilus galloprovincialis* sampled along the Moroccan coasts: Integrating biological and chemical data." *Marine Environmental Research* 130.

EL-KADY A-A AND ABDEL-WAHHAB M-A (2018). "Occurrence of trace metals in foodstuffs and their health impact." *Trends in Food Science & Technology* 75: 36-45.

EL-MORHIT M (2010). *Contamination métallique des muscles de cinq espèces de poissons de l'estuaire du bas Loukkos (côte atlantique marocaine).*

EL-TAHER A. AND MADKOUR H-A (2011). "Distribution and environmental impacts of metals and natural radionuclides in marine sediments in-front of different wadies mouth along the Egyptian Red Sea Coast." *Appl Radiat Isot* 69(2): 550-558.

ENNOURI R., MILI S ET CHAOUBA L (2013). "La contamination métallique du rouget de vase (*Mullus barbatus*) et de la sardinelle (*Sardinella aurita*) du golfe de Tunis." *Cybium: international journal of ichthyology* 37: 49-58.

FASAE K-P AND ISINKAYE M-O (2018). *Radiological risks assessment of ²³⁸U, ²³²Th and ⁴⁰K in fish feeds and catfish samples from selected fish farms in Ado – Ekiti, Nigeria.* *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 11, 317-322.

FASSATOUI C AND ROMDHANE M-S (2010). "Variabilité génétique entre les classes d'âge chez le pageot commun (*pagellus erythrinus*, sardidae) des côtes nord tunisiennes." *bulletin de l'institut national des sciences et technologies de la mer de salammô* 37: 1-12

Références Bibliographiques

- FERHI M (2019).** *Contribution à l'évaluation des risques environnementaux radioactifs et métalliques sur la biodiversité de quelques organismes marins. Thèse d'ingénieur. Alger : École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral.62 P*
- GARCIA-LESTON J., MENDEZ J., PASARO E AND LAFFON B (2010).** "Genotoxic effects of lead: an updated review." *Environ Int* 36(6): 623-636.
- GIDLOW D-A (2015).** "Lead toxicity." *Occupational Medicine* 65(5): 348-356.
- GILMORE G (2008).** *Practical Gamma-ray spectrometry. United Kingdom. Second Edition.387 P*
- GOEURY D (2014).** "La pollution marine", à Woessner Raymond (dir.), *Mers et océans, Paris: Atlante, Clefs concours.15 P*
- GONZALEZ J-L., DANGE C ET THOUVENIN B (2001).***Spéciation des contaminants métalliques en milieu estuarien : intérêt de la modélisation et application au cadmium.*
- GUENDOUZI Y (2019).** *Etude de la bioaccumulation des métaux traces et des radioéléments chez la moule M. galloprovincialis et l'oursin P. lividus dans le littoral algérien. Thèse de doctorat d'état. Mostaganem : Université Abdelhamid Ibn Badis. 159 P*
- GULLAYANON R (2011).** *A calibration methodology for energy dispersive x-ray fluorescence measurements based upon synthetically generated reference spectra. Thèse de Doctorat. Etats unis: Institut de technologie de Géorgie.201 P*
- GWOREK B., BEMOWSKA O, KIJENSKA M AND JAKUBOWSKA J (2016).** "Mercury in Marine and Oceanic Waters-a Review." *Water, air, and soil pollution* 227(10): 371-371.
- HELCOM (2018).** *Radioactive substances: Cesium-137 in fish and surface seawater. HELCOM core indicator report.*
- HELDAL, H., A. VOLYNKIN, H. SKJERDAL, M. KOMPERØD, P. NAGHCHBANDI AND R. HANNISDAL (2017).** *Radioactive substances in Norwegian farmed Atlantic salmon (Salmo salar).*
- HODSON M (2004).** "Heavy metals--geochemical bogey men?" *Environ Pollut* 129(3): 341-343.
- HONG Y-S., KIM Y-M AND LEE K-E., (2012).** "Methylmercury exposure and health effects." *Journal of preventive medicine and public health. Yebang Uihakhoe chi* 45(6): 353-363.
- HOSSEINI, A., BERESFORD N-A., BROWN J-E., JONES D-G., PHANEUF M., THØRRING H AND YANKOVICH T (2010).** "Background dose-rates to reference animals and plants arising from exposure to naturally occurring radionuclides in aquatic environments." *Journal of Radiological Protection* 30(2): 235-264.
- HOUNKPTAIN A-S-J (2012).** *Ecosystème aquatique et pollution par les métaux toxiques : cas d'une étude réalisée dans la cité lacustre de Ganvié .République du Bénin : édition Lavoisier.116 P*
- IQBAL K AND ASMAT M (2014).** "Uses and effects of mercury in medicine and dentistry." *Journal of Ayub Medical College, Abbottabad: JAMC* 24: 204-207.
- IRSN., (2004).** *Cadmium 109 et environnement. [En ligne] [Consulté le 14/03/2020] disponible sur le web : www.IRSN.fr*

Références Bibliographiques

- IRSN (2004).** *Polonium 210 et environnement.* [En ligne] [Consulté le 17/03/2020] disponible sur le web: www.IRSN.fr
- IRSN (2005).** *Césium 137 et environnement.* [En ligne] [Consulté le 11/10/2020] disponible sur le web : www.IRSN.fr
- ISAKSSON M et RAAF C-L (2017).** *Environmental Radioactivity and emergency preparedness. United States CRC Press Taylor and Francis group edition.* 584 P
- JECFA (2011).** [En ligne] [Consulté le 22/11/2020] disponible sur le web : apps.who.int
- JIA G., TORRI G AND MAGRO L (2020).** "The fate of the main naturally occurring radionuclides in mussels (*Mytilus edulis*) and their radiological impact on human beings." *Environ Monit Assess* 192(4): 217.
- JORDI V-B., (2012).** *Radioactivity in the marine environment. Encyclopedia of Sustainability Science and Technology.* R. A. Meyers. New York, NY, Springer New York: 8387-8425.
- KAMEL N., (2014).** *Effets combinés des facteurs environnementaux et des polluants chimiques chez la moule Mytilus galloprovincialis : Harmonisation des biomarqueurs d'exposition suivant les recommandations OSPAR et MEDPOL. Thèse de Doctorat d'état. France : Université de Nantes.* 190 P
- KHATI H-M (2009).** *Etude de la qualité des eaux du golfe d'Annaba par l'utilisation d'un mollusque sentinelle, la moule (Perna perna) : essai in vivo et in situ. Application à la biosurveillance de l'environnement marin. Thèse de doctorat d'état. Annaba: université Badji Mokhtar.* 140 P
- KILIC O., BELIVERMIS M., COTUK Y AND TOPCUOGLU S (2014).** "Radioactivity concentrations in mussel (*Mytilus galloprovincialis*) of Turkish Sea coast and contribution of ^{210}Po to the radiation dose." *Mar Pollut Bull* 80(1-2): 325-329.
- KOMPERØD M., GARCIA F-P., GUDNASON K., KÄMÄRÄINEN M., ROOS P., JENSEN L-K AND SKJERDAL H-K (2019).** *Natural Radioactivity in Nordic Fish and Shelfish-Summary report 2018.*
- KARABAYIR E., TASKIN O-S., SIMSEK F-B., AKSU A AND CAGLAR N-B (2020).** "Assessment of distribution of heavy metals and activity level of (^{210}Pb) in biota from the northern coast of the Marmara Sea and Western Black Sea." *Mar Pollut Bull* 161(Pt B): 111759.
- KRMPOTIC M., ROZMARIC M AND BARISIC D (2015).** "Mussels (*Mytilus galloprovincialis*) as a bio-indicator species in radioactivity monitoring of Eastern Adriatic coastal waters." *J Environ Radioact* 144: 47-51.
- L'ANNUNZIATA F-M (2012).** *Handbook of Radioactivity Analysis. United States. Third Edition,* Academic Press. 1379 P
- LE-BLANC J., MOLINET C., DIAZ P-A., SUBIABRE R., SALAMANCA M AND DUEMLER J (2019).** "Drastic difference in cadmium concentration in mussels (*Mytilus chilensis*) observed between seasons in natural bed and aquaculture systems in Chile." *Environ Monit Assess* 191(2): 53.
- LESTAEVEL P., RACINE R., BENSOUSSAN H., ROUAS H., GUEGUEN Y, DUBLINEAU I., BERTHO J-M., GOURMELON P., JOURDAIN J-R AND SOUIDI M (2010).** "Césium 137 : propriétés et effets biologiques après contamination interne." *Médecine Nucléaire* 34(2): 108-118.

Références Bibliographiques

- LE PETIT G ET GRANIER G (2002).** *Spectrométrie gamma appliquée aux échantillons de l'environnement*, Ed. Lavoisier.238 P
- LERSOW M and WAGGITT P (2020).** *Disposal of All Forms of Radioactive Waste and Residues, long-Term Stable and Safe Storage in Geotechnical Environmental Structures*. Springer Nature Switzerland AG. 449 P
- LIDE D-R (2005).** *CRC Handbook of Chemistry and Physics, Internet Version 2005*.
- MAANAN M (2007).** "Biomonitoring of heavy metals using *Mytilus galloprovincialis* in Safi coastal waters, Morocco." *Environ Toxicol* 22(5): 525-531.
- MAOUEL D (2015).** *Modélisation bioéconomique de la pêche sardinière en Algérie. «Cas des baies de Bou Ismail et d'El Djemila»*. Thèse de Doctorat d'état. Alger : Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie.
- MELI M-A., DESIDERI D., PENNA A., RICCI F., PENNA N AND ROSELLI C., (2013).** *210Po and 210Pb Concentration in Environmental Samples of the Adriatic Sea*.
- MERZOUKI M., TALIB N ET SIF J (2009).** "Indice de condition et teneurs de quelques métaux (Cu, Cd, Zn et Hg) dans les organes de la moule *Mytilus galloprovincialis* de la côte d'El Jadida (Maroc) en mai et juin 2004." *Bulletin de l'Institut Scientifique* 31: 21-26.
- METIAN M., WARNAU M., CHOUVELON T., PEDRAZA F., RODRIGUEZ Y BAENA A-M AND BUSTAMANTE P (2013).** *Trace element bioaccumulation in reef fish from New Caledonia: influence of trophic groups and risk assessment for consumers*. *Mar. Environ. Res.* 87, 26-36.
- MIGNEAUX L (2010).** *Pollution et qualité du milieu marin. France Commissariat général au développement durable, Service de l'observation et des statistiques*. 23 P
- MILENKOVIC B., STAJIC J-M., STOJIC N., PUCAREVIC M AND STRBAC S., (2019).** "Evaluation of heavy metals and radionuclides in fish and seafood products." *Chemosphere* 229: 324-331.
- MILSTONE (2007).** *Mercury in Solids and Solutions by Thermal decomposition, Amalgamation, and Atomic Absorption Spectrophotometry*.17 P
- MILSTONE (2007).** *DMA-80 direct analyzer application book*. 168 P
- MUDIPALLI AND ZELIKOFF (2017).** *Essentials and non-essentials metals. Carcinogenesis, Prevention and Cancer Therapeutics*.228 P
- NATHWANI, A. C., J. F. DOWN, J. GOLDSTONE, J. YASSIN, P. I. DARGAN, A. VIRCHIS, N. GENT, D. LLOYD AND J. D. HARRISON (2016).** "Polonium-210 poisoning: a first-hand account." *The Lancet* 388(10049): 1075-1080.
- NCRP (2006).** *Cesium-137 in the Environment: Radioecology and Approaches to Assessment and Management*. REPORT No°154.
- NIEBOER E AND RICHARDSON D-H-S (1980).** "The replacement of the nondescript term 'heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions." *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* 1(1): 3-26.

Références Bibliographiques

NRC (2017). [En ligne] [Consulté le 19/03/2020] disponible sur le web: www.NRC.gov

O'BRYHIM J-R., ADAMS D-H., SPAET J-L-Y., MILLS G AND LANCE S-L (2017). "Relationships of mercury concentrations across tissue types, muscle regions and fins for two shark species." *Environmental Pollution* **223**: 323-333.

OUAHIL A (2017). *Etat de la pollution par matières particulaires et dissoutes dans le système fluvio-marin d'Oued Mazafran- embouchure (baie de Bousmail). Thèse de Master. Blida : Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique.* 50 P

PEARSON A-J., GAW S., HERMANSPAHN N AND GLOVER C-N (2016). "Activity concentrations of (137)Caesium and (210)Polonium in seafood from fishing regions of New Zealand and the dose assessment for seafood consumers." *J Environ Radioact* **151 Pt 3**: 542-550.

POTTERS G (2013). *Marine Pollution. United Kingdom. Oxford University Press 1st edition.* 231 P

POURRET O (2018). "On the Necessity of Banning the Term "Heavy Metal" from the Scientific Literature".

RAKOCEVIC J., SUKOVIC D AND MARIC D (2018). "Distribution and relationships of eleven trace elements in muscle of six fish species from Skadar Lake (Montenegro)." *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **18**: 647-657.

ROUANE H., BOUTIBA Z., BELHAOUARI B., GUIBBOLINI-SABATIER M-E., FRANCOUR P AND RISSO-DE FAVERNEY C (2015). "Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation and bioavailability of heavy metals in mussels *Mytilus galloprovincialis* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring." *Oceanologia* **57(4)**: 362-374.

SGPP (2019). *Fiche technique du port de Bouharoun.* [En ligne] [Consulté le 14/11/2020] disponible sur le web : www.Sgpp.dz

SHIRANI M., AFZALI K-N., JAHAN S., STREZOV V AND SOLEIMANI-SARDO M (2020). "Pollution and contamination assessment of heavy metals in the sediments of Jazmurian playa in southeast Iran." *Sci Rep* **10(1)**: 4775.

STELLIO C (2005). *Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, Mytilus galloprovincialis, en milieu méditerranéen. Interactions entre organismes. Université du Sud Toulon Var, 2005. Français. tel-00009551.*

TAHIR S-N., ALAAMER A-S., AYUB M AND KHAN M-Z (2010). "Radiometric analysis of samples of domestic fish species and radiological implications." *Health Phys* **98(5)**: 741-744.

TCHOUNWOU P-B., YEDJOU C-G., PATLOLLA A-K AND SUTTON D-J (2012). "Heavy metal toxicity and the environment." *Exp Suppl* **101**: 133-164.

THOMAS D-M., LEE C-S AND FISHER N-S (2018). "Bioaccumulation and trophic transfer of (137)Cs in marine and freshwater plankton." *Chemosphere* **209**: 599-607.

TOPCUOĞLU S., ERGÜL H., BAYSAL A., ÖLMEZ E AND KUT D (2003). "Determination of radionuclide and heavy metal concentrations in biota and sediment samples from pazar and Rize stations in the eastern Black Sea." *Fresenius Environmental Bulletin* **12**: 695-699.

Références Bibliographiques

TRINOOGA A., FRITSCH G, HOFER H AND KRONE O (2013). "Are lead-free hunting rifle bullets as effective at killing wildlife as conventional lead bullets? A comparison based on wound size and morphology." *Science of the Total Environment* 443: 226-232.

ULUTURHAN E AND F KUCUKSEZGIN (2007). "Heavy metal contaminants in Red Pandora (*Pagellus erythrinus*) tissues from the Eastern Aegean Sea, Turkey." *Water Research* 41(6): 1185-1192.

UNSCEAR (2000). *Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2000, report to the general assembly with scientific annexe, United Nations, New York (2000).*

VALERIE T-M (2014). *Spectrométrie de fluorescence X. Circulation et provenance des matériaux dans les sociétés anciennes, Editions des archives contemporaines. Collection Sciences Archéologiques, 9782813001634. hal-01393984.*

VERRI W-A., VICENTINI C., BARACAT M-M., GEORGETTI S-R., CARDOSO R-D-R., CUNHA T-M., FERREIRA S-H., CUNHA F-Q., FONSECA M-J-V AND CASAGRANDE R (2012). *Flavonoids as Anti-Inflammatory and Analgesic Drugs: Mechanisms of Action and Perspectives in the Development of Pharmaceutical Forms. Bioactive Natural Products: 297-330.*

VOSNIAKOS F-K (2012). *Radioactivity Transfer in Environment and Food. United States: Springer Edition. 148 P.*

WANG S., DONG D., LI P., HUA X., ZHENG N., SUN S., HOU S., AN Q., LI P., LI Y., SONG X AND LI X (2020). "Mercury concentration and fatty acid composition in muscle tissue of marine fish species harvested from Liaodong Gulf: An intelligence quotient and coronary heart disease risk assessment." *Sci Total Environ* 726: 138586.

WANI A-L., ARA A AND USMANI J-A (2015). "Lead toxicity: a review." *Interdiscip Toxicol* 8(2): 55-64.

YABANLI M., ALPARSLAN Y., YAPICI H., YAPICI S AND YOZUKMAZ A (2016). "Determination of heavy metal content in commercial marine fish hunted From Southeast Aegean Sea (Turkey) and their potential risk for public health." *Caspian Journal of Environmental Sciences* 14: 51-63.

YONGJU L., SHAN D., ZHONG H., ZHOU Y., CHEN W., CAO J., GUO Z., XIAO J., HE F., HUANG Y., LI J., HUANG H AND XU P (2015). "Subchronic effects of cadmium on the gonads, expressions of steroid hormones and sex-related genes in tilapia *Oreochromis niloticus*." *Ecotoxicology* 24(10): 2213-2223.

ZANG Y AND BOLGER P (2014). *Toxic Metals: Cadmium. Encycl. Food Saf. 2: 346-348.*

ZHANG R., WILSON V-L., HOU A. AND MENG G (2015). *Sources of lead pollution, its influence on public health and the countermeasures.*

Les Annexes

Les Annexes

Annexe 1 : Poids des organes *Pagellus erythrinus* avant et après lyophilisation ainsi que leurs taux d'humidité.

L'organe	Poids avant lyophilisation (g)	Poids après lyophilisation (g)	Taux d'humidité (%)
Chair mature	31,345	19,940	36.39
Chair immature	3,884	2,381	38.70
Foie mature	2,558	1,730	32.377
Foie immature	0,209	0,109	47.75
Branchies mature	11,965	9,490	20.69
Branchies immature	3,289	2,381	27.61
Gonades ♂	2,059	1,594	22.59
Gonades ♀	0,859	0,576	32.90

Annexe 2 : Poids des Moules avant et après lyophilisation ainsi que leurs taux d'humidité.

Numéro du lot	Poids avant lyophilisation	Poids après lyophilisation	Taux d'humidité (%)
1	6,04	5,86	2,98
2	5,15	4,3	16,50
3	6,62	4,85	26,74
4	4,94	4,26	13,73
5	6,2	5,09	17,90
6	6,4	5,24	18,18
7	5,96	4,76	20,11
8	4,76	4,18	12,18
9	6,91	5,51	20,26
10	4,29	3,3	23,01
11	5,95	5,19	12,83

Les Annexes

Annexe 2 : Poids des Moules avant et après lyophilisation ainsi que leurs taux d'humidité

(Suite).

12	6,30	5,53	12,19
13	4,98	4,46	10,51
14	6,59	5,9	10,50
15	5,43	4,87	10,25
16	4,41	3,8	13,79

Annexe 3 : Les activités corrigées des radionucléides contenus dans l'échantillon de référence AIEA-134 utilisées lors de la calibration en efficacité.

Radionuc	Date initiale	Date de correction	Différence (jours) « t »	t_{1/2} (années)	t_{1/2} (jours)	λ	A₀ (Bq)	A(t) (Bq)
Cs-137	01/01/92	20/10/20	10520	30,5	11132,5	$6,23 \times 10^{-05}$	49,8	25,86
Co-60	01/01/92	20/10/20	10520	5,27	1924,061	$3,60 \times 10^{-04}$	4,5	0,10
Am-241	01/01/92	20/10/20	10520	433	158045	$4,39 \times 10^{-06}$	38,15	36,42

Annexe 4 : Les efficacités utilisées pour le calcul des activités des radionucléides d'intérêt.

Radionucléide	Energie	Intensité	ε
Ra-226	186,211	0,03555	0.059982
Pb-212	238,632	0,436	0.051192
Pb-214	351,932	0,356	0.040940
Cs-137	661,657	0,85	0.030368
K-40	1460.8	0,1055	0.023371

Les Annexes

Annexe 5: Les radionucléides utilisés lors de la calibration en efficacité (Echantillon AIEA-134).

Radionucléide	Energie	Tc (s)	N ± Δ N (%)	Intensité	A ± Δ A (Bq/kg)	ε
Am-241	59,5409	85088	5840 ± 1,72	0,3592	36,43	0,1456956
Cs-137	661,6	85088	2051 ± 2,53	0,8499	25,87	0,030453
K-40	1460.8	85088	1603 ± 3,95	0,1055	212	0,0233978

Annexe 6 : Les principales industries qui contribuent à la pollution de la baie de Bousmail (Ouahil, 2017).

L'industrie	Nature de l'activité	Nature de la pollution générée
SARL RESITECK	Production de peinture bâtiments	Apports importants de métaux lourds, huiles et lubrifiants
ALUFER	Métallurgie	Chutes d'aluminium et poussières de fer
SARL PROCHIMAL	Fabrication de produits d'entretiens	Eaux usées chargées d'éléments chimiques
PFIZER	Fabrication des produits vétérinaires	Eaux usées chargées d'éléments chimiques
TONIC EMBALLAGE	Fabrication de boîte, gobelets, emballage de différentes dimensions	Rejets d'eaux usées domestiques +chutes de cartons, papiers

Résumé

L'objectif de ce travail est d'évaluer les risques environnementaux engendrés par la pollution du milieu marin via trois éléments de traces métalliques (Pb, Cd et Hg), ainsi qu'un polluant radioactif artificiel (Cs-137). Ce dernier permet l'évaluation de la radioactivité naturelle, caractérisée par la contribution du K-40 ainsi que quelques descendants de la chaîne U-238 et celle du Th-232 (Ra-226, Pb-212 et le Pb-214). Cette évaluation vise à estimer les risques potentiels que ces éléments peuvent engendrer pour la santé de l'homme.

Ces éléments ont été dosés au sein de quatre compartiments biologiques du *Pagellus erythrinus* (Chair, foie branchies et gonades), qui a été récupéré depuis le port de Bouharoun, et dans la chair de la moule (*Mytilus galloprovincialis*) prélevé depuis la ferme conchylicole CULTMARE située à Kouali. Le dosage des éléments métalliques a été effectué par la technique EDXRF et l'analyseur DMA-80, tandis que les éléments radioactifs ont été analysés par spectrométrie Gamma.

A partir des concentrations obtenues pour les polluants métalliques (Pb, Cd et Hg) et radioactif (Cs-137) enregistrés au niveau de la chair des deux espèces, nous pouvons confirmer qu'elles ne peuvent engendrer d'effet néfaste pour la santé de l'homme. L'analyse de la radioactivité naturelle a révélé une contribution majeure du K-40, avec présence du Ra-226, Pb-212 et le Pb-214. En se référant aux normes Algériennes, le dosage des polluants métalliques révèle une contamination par le Pb et le Cd dans le poisson récolté près du port de Bouharoun, et une contamination par le Pb seulement pour les moules de Kouali. Par conséquent, une surveillance spatio-temporelle des deux sites, s'avère indispensable.

Mots clés :

Risques, environnement, métaux, radionucléides, bio-indicateurs.

Abstract

The objective of this work is to evaluate the environmental risks generated by the pollution of the marine environment by three trace metals (Pb, Cd and Hg), and an artificial radioactive pollutant (Cs-137). This study allows also the evaluation of natural radioactivity, characterized by the contribution of K-40 and some descendants of the U-238 and Th-232 chains (Ra-226, Pb-212 and Pb-214). This evaluation leads to the estimation of the potential risks that these elements may potentially cause to human health.

These elements were measured in four biological compartments of *Pagellus erythrinus* (Flesh, liver, gills and gonads), which was collected from the port of Bouharoun, and in the mussel flesh of *Mytilus galloprovincialis* collected from the CULTMARE shellfish farm located in Kouali.

The determination of metallic elements is carried out by the EDXRF technique and the DMA-80 analyzer, while radioactive elements were analyzed by Gamma spectrometry.

Based on the obtained concentrations of the metallic pollutants (Pb, Cd and Hg) and the radioactive pollutant (Cs-137) recorded in the flesh of the two species, we can attest that they can't cause any effects on human health. Analysis of natural radioactivity revealed a major contribution of K-40, with a presence of Ra-226, Pb-212 and Pb-214. According to the Algerian standards, the determination of metallic pollutants reveals the contamination of fish caught near the port of Bouharoun by Cd and Pb, and only Pb contamination on mussels located in Kouali. Hence, a continuous monitoring at both sites is necessary.

Keywords:

Risks, environment, metals, radionuclides, bio-indicators.

الملخص

الهدف من هذا العمل هو تقييم المخاطر البيئية الناتجة عن تلوث البيئة البحرية من خلال ثلاثة عناصر معدنية سامة (الرصاص، الكاديوم والزنك)، بالإضافة إلى ملوث إشعاعي اصطناعي (Cs-137). كما تم خلال هذه الدراسة تقييم النشاط الإشعاعي الطبيعي، الذي يتميز بمساهمة K-40 وكذلك بعض عناصر سلسلتي U-238 و Th-232 و Ra-226، Pb-212 و Pb-214). ويسمح ذلك بتقدير المخاطر المحتملة التي يمكن أن تسببها على صحة الإنسان.

تم فحص هذه العناصر في أربع حجرات بيولوجية للسماك *Pagellus erythrinus* (اللحم، الكبد، الخياشيم والغدد التناسلية)، والذي تم اقتناؤه من ميناء بوهارون، وفي لحم بلح البحر (*Mytilus galloprovincialis*) الذي تم جمعه من مزرعة المحار CULTMARE المتواجدة في كوالي.

تم تحليل العناصر المعدنية بواسطة تقنية EDXRF ومحلل DMA-80، بينما تم تحليل العناصر المشعة بواسطة مطياف جاما spectrométrie Gamma.

من خلال معدلات تركيز العناصر المعدنية السامة (الرصاص، الكاديوم والزنك) والملوث المشع (Cs-137) المسجلة في لحم السمك وبلح البحر، نستطيع أن نؤكد أنه لا يمكنها أن تسبب أي تأثير سلبي على صحة الإنسان. كما كشف تحليل النشاط الإشعاعي الطبيعي عن مساهمة كبيرة لـ K-40، مع وجود Ra-226 و Pb-212 و Pb-214.

استنادا على المعايير الجزائرية، يبين تحليل الملوثات المعدنية عن وجود تلوث بالرصاص والكاديوم على الأسماك التي تم صيدها بالقرب من ميناء بوهارون، وتلوث بالرصاص فقط على بلح البحر المتواجد في كوالي. على هذا الأساس، تكون المراقبة المستمرة للموقعين ضرورية.

الكلمات المفتاحية:

المخاطر، البيئة، المعادن الثقيلة، النويدات المشعة، المؤشرات الحيوية.