

**ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE DES SCIENCES
DE LA MER ET DE L'AMÉNAGEMENT DU LITTORAL**



T H È S E

Présentée en vue de l'obtention du grade de

Docteur en sciences de la mer
Spécialité : Environnement marin

Par
INAL Ahmed

Thème :

**Les métaux traces dans les sédiments marins et les espèces démersales de la
côte algérienne : contribution à l'évaluation du risque écologique**

Soutenue publiquement le 09/11/2020 devant le jury composé de :

SEMROUD Rachid	Professeur (ENSSMAL, Algérie)	Président
RADAKOVITCH Olivier	Professeur (IRSN, CNRS, France)	Examinateur
BOUABSA Lakhdar	Professeur (UBM. Annaba, Algérie)	Examinateur
CHELGHOU M Chabane	Professeur (USTHB, Algérie)	Examinateur
REFES Wahid	M.C. A (ENSSMAL, Algérie)	Examinateur
LOUANCHI Feriel	Professeur (ENSSMAL, Algérie)	Invitée
BOULAHDID Mostefa	Professeur (ENSSMAL, Algérie)	Directeur de thèse

Ce projet de recherche a été réalisé :

Au Laboratoire des Ecosystèmes Marins et Littoraux de l'Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (EcosysMarL - ENSSMAL)



Au Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement (CEREGE)



Au Centre National de Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture (CNRDPA)



Au Laboratoire de l'Observatoire National de l'Environnement et de Développement Durable (ONEDD)



Je dédié ce travail

A mes parents, qui ont été présents à chaque étape, toujours à m'encourager

A ma femme Fazia et mes filles Yasmine, Salma et Ines ;

A mes sœurs et mon frère ;

A mes beaux parents ;

A mon enseignant du primaire, à qui je garde toujours un profond respect et une grande reconnaissance ;

A mon professeur de l'université, qui m'a honoré de diriger les travaux de cette thèse de doctorat et de m'accompagner dans mon parcours scientifique ;

Je dédié également ce travail de thèse à tous mes amis avec qui j'ai vécu des moments inoubliables.

Remerciements

Avant tout, je remercie notre Dieu, ALLAH, le Miséricordieux, l'Unique, le Puissant ... pour sa protection et son aide.

Ce modeste travail est le fruit d'une collaboration multiple entre plusieurs institutions algériennes et étrangères. Je tiens à adresser mes plus vifs remerciements à tous ceux qui par leurs aides, leurs conseils et leurs encouragements ont contribué à l'aboutissement de cette thèse. A la fin de cette expérience, je tiens à exprimer mon respect aux membres de jury qui ont accepté de m'accorder du temps et de l'honneur pour évaluer et juger le manuscrit.

J'exprime ma profonde gratitude envers **M. SEMROUD Rachid**, Professeur à l'ENSSMAL, pour m'avoir fait l'honneur de présider le jury de ma thèse. Qu'il me soit aussi permis de lui exprimer mon profond respect.

A **M. RADAKOVITCH Olivier** Professeur au CEREGE et directeur de recherche à l'IRSN de m'avoir accueilli dans son laboratoire où il n'a ménagé aucun effort pour encadrer et superviser mes travaux de recherche pendant toute la période du stage. Qu'il soit assuré de ma sincère gratitude pour sa constante disponibilité, ses conseils, ses encouragements et sa forte contribution dans l'article scientifique par ses précieux conseils et corrections. Je lui exprime aussi mes vifs remerciements d'avoir bien voulu examiner et évaluer ce travail.

Je tiens également à remercier infiniment, **Mme. LOUANCHI Ferial**, Professeur à l'ENSSMAL, je la remercie pour sa grande disponibilité et ses conseils judicieux. Qu'elle trouve ici le témoignage de ma vive reconnaissance et de mes sincères remerciements pour sa participation à l'évaluation de ce travail.

J'adresse mes vifs remerciements à **M. CHELGHOU M Chabane**, Professeur à l'USTHB, pour l'honneur qu'il me fait en acceptant de faire partie du jury de cette thèse.

A **M. BOUABSSA Lakhdar**, Professeur à l'université d'Annaba, de m'avoir honoré en acceptant l'examen de ce travail de thèse. Qu'il trouve ici mes remerciements les plus sincères.

A **M. REFES Wahid**, Maître de conférences à l'ENSSMAL, qui me fait l'honneur d'examiner ce travail pour lequel il a constamment manifesté de l'intérêt. Qu'il trouve l'expression de mes vifs remerciements et de mon profond respect.

Je remercie infiniment, **M. BOULAHIDID Mostefa**, Professeur à l'ENSSMAL, d'avoir accepté de diriger les travaux de cette thèse. Je tiens à le remercier particulièrement pour l'intérêt et l'importance qu'il a donnée à ce travail durant toutes les étapes de sa réalisation. Je suis très reconnaissant de son soutien illimité, de ses encouragements et de ses précieux conseils qui ont largement contribué à ma formation de scientifique. Qu'il soit assuré de ma profonde reconnaissance.

Je n'oublie pas de remercier **M. FLITI Khaled**, **M. KACHER Mohamed** et **M. ANNANE Rachid**, Directeurs du CNRDPA, pour m'avoir autorisé à effectuer l'échantillonnage et de réaliser une grande partie de ce travail au niveau des laboratoires de CNRDPA. Qu'ils me soient permis de leur exprimer toute ma reconnaissance pour l'aide qu'ils m'ont apportée.

Je remercie toutes les personnes qui m'ont apporté aide et soutien pour la réalisation de ce travail, en particulier les membres du laboratoire de recherche Ecosystèmes marins et littoraux, je cite ici **M. Boudjellal**, **Mme. Ounadi**, **Mme. Eddalia** et **M. Brahmi**. Je remercie aussi **M. Angeletti Bernard**, responsable de l'ICP-MS au laboratoire de CEREGE pour sa disponibilité, sa patience et ses formidables explications méthodiques. Je n'oublie pas à remercier les collègues de l'ONEDD, **M. Houas** et **Mme Azouani**, pour m'avoir facilité l'accès aux moyens analytiques et pour leur soutien et encouragements.

Je remercie l'équipage du navire de recherche « Grine Belkacem », qui a eu beaucoup de patience durant les opérations de prélèvements et d'échantillonnages.

Je remercie tous mes collègues du CNRDPA, en citant en particulier, **Bilal**, **Moussa**, **Redha**, **Abdellah**, **Yougherten**, **Rouidi**, **Bachouche**, **Etsouri**, **Aissa**, **Fateh**, **Soufiane**, **Sidali**, **Redouane**, **Azeddine**, **Youcef**, **Merzouk**, **Kamel**, **Rachid**, **Khaled**, **El Houari**, **Bilal**, **Tahar**, **Rabah**, **Elyes**, **Amine**, **Belkacem**, **AbdElkader**, **Aissa**, **Mohammed**, **Khiredine**, **Belemou**, ...etc.

Je n'oublie pas de remercier infiniment ma famille, ma femme, mes parents, mes beaux-parents et tous mes amis qui ont su m'encourager à suivre mon chemin.

J'associe l'expression de ma reconnaissance à toutes les personnes qui ont participé bénévolement de près ou de loin à la réalisation de cette thèse.

Merci (désolé) à tous ceux que je n'ai pas cités ici mais à qui je pense quand même.

Résumé :

Dans le but d'évaluer les niveaux de la contamination métallique le long la côte algérienne au niveau de deux matrices, les sédiments marins superficiels et les poissons demersaux et de mesurer le risque écologique associé à cette contamination dans ces habitats benthiques, une cinquantaine de stations ont été fait l'objet de prélèvement de sédiment superficiel en couvrant les principales zones de pêche chalutables. En parallèle, des échantillons de trois espèces de poissons (le rouget de vase, le merlu et le pageot commun) ont été prélevés dans une dizaine de ces stations. Ces prélèvements ont été effectués durant la campagne d'évaluation des ressources démersales réalisée à bord du navire de recherche « Belkacem GRINE » par le CNRDPA durant l'Eté 2015.

Le dosage des métaux traces dans les échantillons de sédiment a été effectué par ICP-MS. Tandis que celui dans les échantillons de poissons a été effectué par SAA. Ainsi, le taux de la matière organique et celui de la fraction fine (<63µm) dans les échantillons de sédiment, en plus de ceux des protéines, des lipides et des glucides dans les échantillons de biote ont été déterminés. L'évaluation de risque des sédiments des principales zones de pêche la côte algérienne a été effectuée par l'application d'une approche écotoxicologique, basée sur le calcul de multiples indices. Cette approche a été soutenue par le calcul des facteurs de bioaccumulation et l'évaluation du risque toxicologique.

Les résultats de cette étude ont permis d'attribuer à chaque zone de pêche un statut écologique. En effet, les sédiments de la plupart de ces zones de pêche présentent un risque écologique faible pour les espèces vivantes. L'arsenic est le seul métal qui peut avoir un risque écologique potentiel dans les 2/3 des zones de pêche. Ainsi, les concentrations moyennes de Cr et Ni dans la plupart des stations sont supérieures à leurs valeurs (ERL). De même, Ni, Cr et As avaient des contributions maximales dans la somme des unités toxiques. Cependant, la majorité des stations contaminées se situent dans le secteur Centre de la côte.

Les résultats de la présente étude ont montré également que les trois poissons (Rouget de vase, Merlu et Pageot) bioaccumulent les quatre métaux (Zn, Cu, Ni et Hg) sous l'ordre décroissant suivant : Zn > Ni > Cu > Hg. Ainsi, les poissons de la partie Ouest de la côte algérienne (Ghazaouet, Béni Saf et Mostaganem) bioaccumulent des concentrations élevées par rapport aux poissons de la partie Centrale. Les résultats révèlent aussi, une bioaccumulation plus accentuée dans le foie et les gonades par rapport au muscle pour les trois poissons. Cependant, des différences significatives dans les concentrations des métaux traces en fonction de sexe, et de la taille des individus ont été révélées.

En outre, l'application de l'approche basée sur la combinaison des risques écologique et sanitaire a permis de révéler à la fois le bon état écologique des principales zones de pêche chalutables et l'absence à l'heure d'échantillonnage, d'un risque réel sur la santé liée à la contamination des trois poissons pêchés dans ces zones répartis le long de la côte algérienne.

Mots clés : Eléments en traces métalliques, sédiments, poissons demersaux, évaluation du risque écologique, côte algérienne.

Abstract:

In the aim to assess the level of metallic contamination along the Algerian coast in superficial sediments and demersal fish and to measure the ecological risk associated with this contamination in these benthic habitats, about fifty stations for surface sediment has been sampled covering the main fishing areas along algerian coast. In parallel, samples of three species of fish (red mullet, hake and common pandora) were collected from these stations. These samples were taken during the demersal resources evaluation survey carried out on board the research vessel "GRINE BELKACEM" during the summer of 2015.

The analysis of trace metals in the sediment samples was carried out by ICP-MS. While, that in the fish samples was carried out by SAA. Thus, the rate of organic matter and of fine fraction (<63µm) in the sediment samples, That protein, lipid and carbohydrate were determined. The risk assessment of the sediments of the main fishing areas was carried out by applying an ecotoxicological approach, based on the calculation of multiple indices. This approach was supported by the calculation of trace metal bioaccumulation factors.

The results of this study allowed us to assign for each fishing area an ecological status. In fact, the sediments of the most fishing areas along Algerian coast have a low ecological risk for living species. Thus, the Arsenic is the only metal that can have a potential ecological risk in 2/3 of the stations. The average concentrations of Cr and Ni in most stations are above their values (ERL). The concentrations of Fe, Mn, Co, Cu, V, Cd and Pb are all below their natural reference levels. However, Ni, Cr and As had maximum contributions in the sum of the toxic units, but in the case of Cr and Ni, this is rather due to their low ERL thresholds used for the calculation of the sum of toxic units. The results also show that the most polluted stations are located in the central area of the Algerian coast.

The results of the present study showed that the three fish bioaccumulate the four metals (Zn, Cu, Ni and Hg) in descending order of $Zn > Cu > Ni > Hg$. Thus, fish from the western part of the Algerian coast (Ghazaouet, Beni Saf and Mostaganem) bioaccumulate high concentrations compared to fish in the central part. The results also reveal a greater bioaccumulation in the liver and gonads compared to muscle for the three fish. However, significant differences in trace metal concentrations by sex and size were revealed.

In addition, at the sampling time, no health risk related to contamination by the four metals (Zn, Cu, Ni and Hg), can be caused by the consumption of these three fish caught along the Algerian side.

Key words: trace metal elements, sediments, ecological risk assessment, bioaccumulation, Algerian coast.

الملخص

واحد من اهم تأثيرات العوامل البشرية على الانظمة البيئية البحرية والساحلية هو تلويث مختلف مكونات هذه البيئة بمختلف المعادن الثقيلة. من اجل تقييم مستويات هذا التلوث في الساحل الجزائري علي مستوى مكونين لهذه البيئة وهما الرسوبيات والاسماك القاعية، قمنا بجمع 51 عينة من الرسوبيات خلال حملة تقييم الثروة الصيدية القاعية التي انجزت على متن باخرة البحث بلقاسم قرين في صيف 2015. خلال نفس الحملة قمنا ايضا بأخذ عينات من اسماك مرجان، النزلي والبوري الأحمر على مستوى عشرة مواقع صيد جيبيية متوزعة على طول الساحل الجزائري.

تحليل المعادن الثقيلة في هذه العينات تم عن طريق تقنية المطياف الكتلية البلازمية المقرونة بالحث بالنسبة للعينات الرسوبية وعن طريق تقنية مطياف الامتصاص الذري بالنسبة لعينات الاسماك. كما تم قياس نسبة كل من المادة العضوية والجزيئات الدقيقة في العينات الرسوبية بالإضافة الى التحليل البيوكيميائي على مستوى العينات الحيوية (مستويات البروتينات والدهون والكربوهيدرات). تقييم الخطر الايكولوجي لرسوبيات مناطق الصيد البحري تم عن طريق تطبيق مقارنة السمية الايكولوجية التي تعتمد على حساب عدة مؤشرات. هذه المقاربة دعت بحساب عوامل التراكم الاحيائي للمعادن الثقيلة في عينات الاسماك القاعية.

سمحت لنا نتائج هذه الدراسة بتحديد الحالة البيئية لكل منطقة صيد. على ضوء هذه النتائج، فإن رواسب معظم مناطق الصيد الجيبيية المنتشرة على طول الساحل الجزائري تشكل خطرًا بيئيًا منخفضًا لأنواع الحية. حيث ان الارسنيك هو المعدن الوحيد الذي يمكن أن يكون له مخاطر بيئية محتملة في أكثر من ثلثي مناطق الصيد. اضافة الي تراكيز الكروم والنيكل التي تتعدى قيمها التأثيرية الدنيا. في حين ان جميع تراكيز النحاس، الزنك، الكادميوم، الرصاص، المغنيزيوم، الفناديوم، الكوبالت والحديد أقل من مستوياتها المرجعية الطبيعية. كما سجلنا ان النيكل والكروم يشكلان المساهمات القسوى في مجموع الوحدات السامة. ولقد اظهرت النتائج كذلك أن معظم مناطق الصيد الملوثة تقع في المنطقة الوسطي من الساحل الجزائري.

كما سمحت لنا كذلك نتائج هذه الدراسة بتقييم تراكيز اربعة معادن (الزنك، النيكل، الزئبق والنحاس) في الكبد، الغدد التناسلية والعضلات في ثلاثة انواع من الأسماك القاعية، وهي مرجان، النزلي والبوري الأحمر. وجاءت نتائج التراكم الاحيائي للمعادن الأربعة بالترتيب التنازلي الاتي الزنك ثم النيكل ثم النحاس واخيرا الزئبق. كما كانت معاملات التراكم الاحيائي المستخلصة أكبر عند أسماك الناحية الغربية (الغزوات، بني صاف ومستغانم) مقارنة بأسماك المنطقة الوسطي (الجزائر وبواسماعيل) للساحل الجزائري.

كشفت النتائج أيضًا على ان معاملات هذا التراكم الاحيائي كانت أكبر في الكبد والغدد التناسلية مقارنة بالعضلات. اضافة الي الاختلافات الكبيرة التي ظهرت في تراكيز هذه المعادن حسب جنس وطول الأسماك. بالإضافة إلى ذلك، فإن تطبيق المقاربة القائمة على مزج المخاطر البيئية والصحية مكننا من الكشف عن كل من الحالة البيئية الجيدة لأهم مناطق الصيد بشباك الجر وغياب في وقت أخذ العينات لأي خطر صحي حقيقي مرتبط بتلوث الأسماك الثلاثة التي يتم صيدها في هذه المناطق الموزعة على طول الساحل الجزائري.

الكلمات المفتاحية: المعادن الثقيلة، الرواسب، الاسماك القاعية، تقييم المخاطر البيئية، الساحل الجزائري.

Liste des acronymes

ACP : Analyse en composantes principales

AFSCA : Agence Fédérale pour la Sécurité de la Chaîne Alimentaire

ALZINC : Entreprise de production de Zinc et d'acide sulfurique (Algérie)

ANOVA : Analyse de variance

AQUAPECHE 2020 : Programme Aquaculture-Pêche à l'horizon 2020 (Algérie)

ATSDR: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (Etats Unis).

BAF : Facteur de bioaccumulation

CCME : Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement

CELPAP : Entreprise Nationale de la Cellulose et du Papier (Algérie)

CEREGE : Centre Européen de Recherche et des Etudes en Géosciences de l'Environnement

CF : Facteur de contamination

CNRC : Conseil National de Recherches du Canada

CNRDPA : Centre national de recherche pour le développement de la pêche et d'aquaculture

COMECOM : Contaminants Métalliques dans l'Environnement COTier Méditerranéen

CSAFSCA : Comité Scientifique de l'Agence Fédérale pour la Sécurité de la Chaîne Alimentaire

DHA : Acide docoheaxaénoïque

DJA : Dose Journalière Acceptable

DJE : Dose journalière d'exposition

DO : Densité optique

EF : Facteur d'enrichissement

EFSA : European Food Safety Authority

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

ENVI-MED : ENVironnement- MEDiterranéen

EPA : Acide eicosapentaénoïque

ÉRÉ : Évaluation des risques écologiques

Er_i : Risque écologique monomial

ERL : Intervalle "Effets faibles"

ERM : Intervalle "Effets moyens"

ETM: Eléments en Traces Métalliques

FAO: Food and Agricultural Organization of the United Nations

GEODE : Groupe d'Etude et d'Observation sur les Dragages et l'Environnement (France)

ICP-AES: Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectroscopy

ICP-MS: Inductively Coupled Plasma - Mass Spectroscopy

IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer

IGEO : Indice de géo-accumulation

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (France)

INSPQ : Institut national de santé publique du Québec

INSU : Institut National des Sciences de l'Univers (France)

IR : Indice du risque écologique potentiel

JECFA: Joint Expert Committee on Food Additives

MATE : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (Algérie)

MEDITS: International Bottom Trawl Survey in the Mediterranean.

MEDPOL : Programme de surveillance et de recherche en matière de pollution de la mer Méditerranée

MeHg: méthyl mercure

MERLUMED: Project on chemical contamination of the trophic web of hake in the Gulf of Lions

MERMEX: Marine Ecosystems Response in the Mediterranean EXperiment.

m-ERM-Q : Quotient ERM moyen

METAP : Mediterranean Environmental Technical Assistance Program

Milli-Q : Eau ultra-purifiée de marque déposée par la société Millipore Corporation

MISTRALS: Mediterranean Integrated Studies at Regional And Local Scales

MO : Matière organique

Moy. : Moyenne

m-PEL-Q : Quotient PEL moyen

MPRH : Ministère de la pêche et des ressources halieutiques (Algérie)

OEHHA: Office of Environmental Health Hazard Assessment (Etats Unis).

OMS : Organisation mondiale de la santé

ONEDD : Observatoire National de l'Environnement et de Développement Durable

P.E. : Point d'ébullition

P.c. : poids corporel

PEL : Niveau d'effet probable

PLI : Indice de la charge polluante

PTFE : Polytétrafluoroéthylène (Téflon PTFE)

QD : Quotient de danger

QGS_s : Guidelines de la qualité des sédiments

RCAP : Royal Commission on Aboriginal Peoples (England)

RGS : Rapport Gonado-Somatique

S.D. : Standard de déviation

SAA : Spectrophotométrie d'absorption atomique

SAAC : Société Algérienne d'Accumulateurs

TEL : Niveau d'effet seuil

US EPA : United States Environmental Protection Agency (Etats Unis).

UT : Unités toxiques

UV : Ultra-Violet

VTR : Valeur Toxicologique de Référence

WHO: World Health Organization

ΣTU : Somme des unités toxiques

Liste des figures

Figure I.1 : Diagramme schématique présentant les différentes transformations diagénétiques affectant les sédiments au cours de leur enfouissement (Guilhem, 2009).....	A.I
Figure I.2 : Schéma des différents transferts des ETM dans les milieux aquatiques et les processus régulant leurs échanges à l'interface eau/sédiment (Devallois, 2009).....	10
Figure I.3 : Mécanismes principaux affectant le devenir des éléments traces métalliques (Me) dans le milieu aquatique (L : ligand) Garnier (2004) et Sigg (1992)	11
Figure I.4 : Représentation schématique de la spéciation des ETM dans les particules sédimentaires et les eaux interstitielles (k et k' représentent les constantes d'équilibre).....	12
Figure I.5 : Représentation schématique du cycle biogéochimique des éléments traces (la notation Me représentant l'élément ou métal) dans des environnements marins (adapté de (Butcher et al, 1992)).....	A.I
Figure I.6 : Le Merlu <i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758).....	20
Figure I.7 : le Pageot commun <i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)	22
Figure I.8 : Le Rouget de vase <i>Mullus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	24
Figure I.9 : Répartition géographique du merlu européen (Source : www.seaaroundus.org). Echelle des couleurs illustre le pourcentage de merlu par rapport au total mondial.....	A.I
Figure I.10 : Répartition géographique de <i>Pagellus erythrinus</i> (www.fishbase.org).....	A.I
Figure I.11 : Répartition géographique de <i>M. barbatus</i> (Froese et Pauly, 2016).....	A.I
Figure II.1 : Situation géographique du bassin Algérien.	28
Figure II.2 : Diagramme T-S en juin 1993 dans la mer Baléares (Pinot and Ganachaud, 1999).....	A.II
Figure II.3 : Diagramme T-S Mars 2015 dans les côtes algériennes (Inal et al., 2016).....	A.II
Figure II.4 : Circulation globale dans les deux bassins de la mer Méditerranée (Millot, 1999)	29
Figure II.5 : Structure du plateau continental de la côte algérienne.	31
Figure II.6 : Principaux oueds débouchant dans les baies et les golfes de la côte algérienne.	33
Figure II.7 : Répartition des principales unités industrielles le long de la côte algérienne.	35
Figure II.8 : Niveaux des teneurs en ETM dans les sédiments superficiels de la côte algérienne.....	A.II
Figure III.1 : Situation géographique et localisation des stations de prélèvement dans la côte algérienne.....	39
Figure III.2 : Localisation des stations de prélèvements des sédiments superficiels dans chaque secteur. A : secteur Ouest, B : secteur Centre, C : secteur Est.	41
Figure III.3 : Benne type VAN VEN.....	A.III
Figure III.4 : Echantillonnage de sédiment.....	A.III
Figure III.5 : Présentation schématique des différentes phases de traitement du sédiment superficiel.....	A.III
Figure III.6 : Lyophilisateur type CHRIST.....	A.III
Figure III.7 : Mortier en porcelaine.....	A.III
Figure III.8 : Micro-ondes MILESTONE (Chambre de réaction, Ecran d'affichage et Gaz inerte.....	A.III
Figure III.9 : Etapes de la digestion dans l'Ultrawave.	46
Figure III.10 : Schéma type d'une ICP-MS.	A.III
Figure III.11 : Localisation des traits de pêche exploités dans la présente étude.	54
Figure III.12 : Localisation des traits de pêches dans la baie d'Alger.	A.III
Figure III.13 : Localisation des traits de pêches dans la baie de Bou-Ismaïl.	A.III
Figure III.14 : Localisation des traits de pêches dans du golfe d'Arzew.	A.III
Figure III.15 : Localisation des traits de pêches dans du golfe de Ghazaouet.	A.III
Figure III.16 : Les étapes de prélèvements des échantillons biologiques.....	A.III
Figure III.17 : Courbes d'étalonnage des métaux analysés.	A.III
Figure III.18 : Appareil de minéralisation.....	A.III
Figure III.19 : Filtration des échantillons.....	A.III
Figure III.20 : Dispositif de distillation.....	A.III
Figure III.21 : Titration et pH mètre.....	A.III
Figure III.22 : Le réfrigérant et Appareil de Soxhlet.	A.III
Figure III.23 : Le rot à vapeur.	A.III
Figure III.24 : Méthode de traçage de la courbe d'étalonnage des glucides.....	A.III
Figure IV.1 : Variations des teneurs en ETM dans les trois secteurs de la côte algérienne.....	74
Figure IV.2 : Localisation des stations de prélèvement des sédiments dans le secteur Ouest.	75
Figure IV.2.1 : Carte de distribution de fer dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.	76

Figure IV.2.2 : Carte de distribution de manganèse dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	77
Figure IV.2.3 : Carte de distribution de vanadium dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	77
Figure IV.2.4 : Carte de distribution de cobalt dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	78
Figure IV.2.5 : Carte de distribution de chrome dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	79
Figure IV.2.6 : Carte de distribution de zinc dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	80
Figure IV.2.7 : Carte de distribution de cuivre dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	81
Figure IV.2.8 : Carte de distribution de nickel dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	81
Figure IV.2.9 : Carte de distribution de plomb dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	82
Figure IV.2.10 : Carte de distribution de l'arsenic dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	83
Figure IV.2.11 : Carte de distribution de cadmium dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	84
Figure IV.3 : Localisation des stations de prélèvement des sédiments dans le secteur Centre.....	84
Figure IV.3.1 : Carte de distribution de fer dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	85
Figure IV.3.2 : Carte de distribution de manganèse dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	86
Figure IV.3.3 : Carte de distribution de vanadium dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	87
Figure IV.3.4 : Carte de distribution de cobalt dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	88
Figure IV.3.5 : Carte de distribution de chrome dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	89
Figure IV.3.6 : Carte de distribution de zinc dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	90
Figure IV.3.7 : Carte de distribution de cuivre dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	91
Figure IV.3.8 : Carte de distribution de nickel dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	92
Figure IV.3.9 : Carte de distribution de plomb dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	93
Figure IV.3.10 : Carte de distribution de l'arsenic dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	94
Figure IV.3.11 : Carte de distribution de cadmium dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	94
Figure IV.4 : Distribution des stations de prélèvement des sédiments dans le secteur Est de la côte algérienne.....	95
Figure IV.4.1 : Carte de distribution de fer dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	96
Figure IV.4.2 : Carte de distribution de manganèse dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	97
Figure IV.4.3 : Carte de distribution de vanadium dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	97
Figure IV.4.4 : Carte de distribution de cobalt dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	98
Figure IV.4.5 : Carte de distribution de chrome dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	99
Figure IV.4.6 : Carte de distribution de zinc dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	100
Figure IV.4.7 : Carte de distribution de cuivre dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	100
Figure IV.4.8 : Carte de distribution de nickel dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	101
Figure IV.4.9 : Carte de distribution de plomb dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	101
Figure IV.4.10 : Carte de distribution de l'arsenic dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	102
Figure IV.4.11 : Carte de distribution de cadmium dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	102
Figure IV.5.1 : Carte de distribution des pélites dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.....	103
Figure IV.5.2 : Carte de distribution des pélites dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.....	104
Figure IV.5.3 : Carte de distribution des pélites dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.....	105
Figure IV.6.1 : Carte de distribution de matière organique dans les sédiments du secteur Ouest.....	106
Figure IV.6.2 : Carte de distribution de matière organique dans les sédiments du secteur Centre.....	107
Figure IV.6.3 : Carte de distribution de la matière organique dans les sédiments du secteur Est.....	108
Figure IV.7 : Section supérieure : projection des métaux dans les plans factoriels (1x2) et (1x3)	
Section inférieure : projection des stations dans les plans factoriels (1x2) et (1x3).....	109
Figure IV.7.1 : Distribution des métaux analysés dans les sédiments marins par région.....	A.IV
Figure IV.7.2 : Distribution des moyennes et des médianes des métaux analysés dans les sédiments.....	A.IV
Figure IV.7.3 : Projection des métaux et des stations dans le plan factoriel (1x2).....	A.IV
Figure IV.8.1 : Valeurs de de l'indice de la charge polluante (PLI) dans les sédiments de la côte algérienne.....	111
Figure IV.8.2 : Carte de répartition spatiale de l'indice PLI dans les sédiments de la côte algérienne.....	111
Figure IV.9 : Comparaison des teneurs en ETM avec ERL, ERM valeurs (a) et TEL, PEL valeurs (b). ERL: effects range low, ERM: effects range medium, TEL: threshold effect level, PEL: probable effect level.....	114
Figure IV.10 : Valeurs de m- PEL- Q (a), m- ERM-Q (b) avec une classification du niveau de toxicité.....	114
Figure IV.11 : Valeurs de la somme des unités toxiques au des sédiments de la côte algérienne.....	115
Figure IV.12 : Taux de contribution de chaque métal dans la somme des unités toxiques.....	115
Figure IV.13 : Variations des teneurs en (Hg) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le pageot.....	120
Figure IV.14 : Variations des teneurs en zinc (Zn) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le pageot.....	121
Figure IV.15 : Variations des teneurs en (Ni) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le pageot.....	122

Figure IV.16 : Variations des teneurs en (Cu) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le pageot.....	123
Figure IV.17 : Variations des teneurs en (Hg) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le merlu.....	125
Figure IV.18 : Variations des teneurs en zinc (Zn) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le merlu.....	126
Figure IV.19 : Variations des teneurs en nickel (Ni) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le merlu.....	127
Figure IV.20 : Variations des teneurs en (Cu) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le merlu.....	128
Figure IV.21 : Variations des teneurs en (Hg) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget.....	130
Figure IV.22 : Variations des teneurs en zinc (Zn) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget.....	131
Figure IV.23 : Variations des teneurs en nickel (Ni) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget.....	132
Figure IV.24 : Variations des teneurs en cuivre par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget.....	133
Figure IV.25 : Variations des glucides, lipides et protéines par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille(d) chez le pageot	135
Figure IV.26 : Variations des glucides, lipides et protéines par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille(d) chez le merlu	137
Figure IV.27 : Variations des glucides, lipides et protéines par zone (a), organe (b), sexe(c) et taille(d) chez le rouget	139
Figure IV.28 : Projection des variables (Hg, merlu) et des individus dans le plan factoriel (1x2).....	142
Figure IV.29 : Projection des variables (Zn, merlu) et des individus dans le plan factoriel (1x2)	142
Figure IV.30 : Projection des variables (Ni, merlu) et des individus dans le plan factoriel (1x2).	143
Figure IV.31 : Projection des variables (Cu, merlu) et des individus dans le plan factoriel (1x2).	144
Figure IV.32 : Projection des variables (Hg, pageot) et des individus dans le plan factoriel (1x2)	144
Figure IV.33 : Projection des variables (Zn, pageot) et des individus dans le plan factoriel (1x2)	145
Figure IV.34 : Projection des variables (Ni, pageot) et des individus dans le plan factoriel (1x2).	146
Figure IV.35 : Projection des variables (Cu, pageot) et des individus dans le plan factoriel (1x2).	146
Figure IV.36 : Projection des variables (Hg, rouget) et des individus dans le plan factoriel (1x2).	147
Figure IV.37 : Projection des variables (Zn, rouget) et des individus dans le plan factoriel (1x2).	148
Figure IV.38 : Projection des variables (Ni, rouget) et des individus dans le plan factoriel (1x2).	148
Figure IV.39 : Projection des variables (Cu, rouget) et des individus dans le plan factoriel (1x2).	149
Figure IV.40 : Projection des corrélations entre les variables dans les plans factoriels (F1xF2) (a) et (F1xF3) (b).....	150
Figure IV.41 : Projection des biplots (variables- Espèce) dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).....	150
Figure IV.42 : Projection des biplots (variables- Organe) dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).....	150
Figure IV.43 : Projection des biplots (variables- Sexe) dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).....	151
Figure IV.44 : Projection des biplots (variables- Taille) dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).....	151
Figure IV.45 : Projection des biplots (variables- Site) dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).....	151
Figure IV.46.1 : Distribution des variables (métaux et composés biochimiques) dans les trois poissons.....	A.IV
Figure IV.46.2 : Distribution des variables (métaux et composés biochimiques) dans les trois organes.....	A.IV
Figure IV.46.3 : Distribution des variables (métaux et composés biochimiques) dans les deux tailles.....	A.IV
Figure IV.46.4 : Distribution des variables (métaux et composés biochimiques) dans les deux sexes.....	A.IV
Figure IV.46.5 : Distribution des variables (métaux et composés biochimiques) dans les cinq sites.....	A.IV
Figure IV.46.6 : Distribution des moyennes et des médianes des variables (métaux et biochimie) dans les poissons...	A.IV
Figure IV.46.7 : Projection des variables (métaux et composés biochimiques) dans le plan factoriel (1x2).....	A.IV
Figure IV.47 : Valeurs de la DJE dans les différents (calculées pour les métaux dans le pageot).....	154
Figure IV.48 : Valeurs du QD dans les différents sites (calculées pour les métaux dans le pageot).....	155
Figure IV.49 : Valeurs de la DJE dans les différents (calculées pour les métaux dans le merlu).....	156
Figure IV.50 : Valeurs du QD dans les différents sites (calculées pour les métaux dans le merlu).....	156
Figure IV.51 : Valeurs de la DJE dans les différents (calculées pour les métaux dans le rouget).....	157
Figure IV.52 : Valeurs du QD dans les différents sites (calculées pour les métaux dans le rouget).....	158

Liste des tableaux

Tableau I.1 : Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments aquatiques.....	AI
Tableau I.2 : Classification des métaux et des métalloïdes en fonction de leur toxicité et de leur disponibilité (Wood, 1974 in Förstner and Wittmann, 1979).....	13
Tableau II.1 : Les caractéristiques des principaux oueds de la côte algérienne (METAP, 1994).....	34
Tableau II.2 : Principales sources de pollution dans les wilayas littorales.....	35
Tableau III.1 : caractéristiques des stations de prélèvement des sédiments superficiels.....	42
Tableau III.2 : Intensité de la contamination métallique en fonction des valeurs de l'indice (Igeo).....	51
Tableau III.3 : Caractéristiques des traits de pêche exploités dans la présente étude.....	54
Tableau III.4 : Résultats des analyses des matériaux de référence certifiés (STSD-3) et (MESS-4).....	69
Tableau III.4 : Eléments des étapes de l'analyse ANOVA.....	70
Tableau IV.1 : Teneurs en ETM dans la côte algérienne en ($\mu\text{g/g P.S.}$) ; Fe, MO et Pélites en (%)......	72
Tableau IV.2 : Valeurs des fonds géochimiques.....	73
Tableau IV.3 : Matrice de corrélation inter-métaux et métaux-MO dans les sédiments superficiels.....	108
Tableau IV.4 : Valeurs du Facteur de contamination (FC), Indice de géoaccumulation (Igeo), Facteur d'enrichissement (FE) et Indice de la charge polluante (PLI) dans les sédiments de la côte algérienne.....	110
Tableau IV.5 : Valeurs des indices de risque écologique monomial (Er) et de risque potentiel (RI).....	112
Tableau IV.6 : Comparaison entre les concentrations des métaux traces ($\mu\text{g/g P.S.}$) obtenues dans la présente étude avec d'autres études antérieures dans la mer Méditerranéenne et les mers limitrophes.....	116
Tableau IV.7 : Teneurs moyennes des métaux analysés dans les organes du pageot commun ($\mu\text{g/g P.S.}$)..	119
Tableau IV.8 : Teneurs moyennes des métaux analysés dans les organes du Merlu ($\mu\text{g/g P.S.}$).....	124
Tableau IV.9 : Valeurs moyennes et extrêmes des métaux analysés dans les organes du rouget de vase...	129
Tableau IV.10 : Valeurs moyennes et extrêmes des composés biochimiques dans les organes du pageot.	134
Tableau IV.11 : Valeurs moyennes et extrêmes des composés biochimiques dans les organes du merlu...	136
Tableau IV.12 : Valeurs moyennes et extrêmes des composés biochimiques dans les organes du rouget..	138
Tableau IV.13 : Corrélation Inter métaux et métaux – Composition biochimique pour le Pageot.....	140
Tableau IV.14 : Corrélation Inter métaux et métaux – Composition biochimique pour le Rouget de vase	140
Tableau IV.15 : Corrélation Inter métaux et métaux – Composition biochimique pour le Merlu.....	141
Tableau IV.16 : Identification des individus et des variables utilisés dans l'ACP.....	141
Tableau IV.17 : Données de synthèse pour le mercure (Hg) dans la matrice de l'ACP.....	141
Tableau IV.18 : Données de synthèse pour le zinc (Zn) dans la matrice de l'ACP.....	142
Tableau IV.19 : Données de synthèse pour le nickel (Ni) dans la matrice de l'ACP.....	143
Tableau IV.20 : Données de synthèse pour le cuivre (Cu) dans la matrice de l'ACP.....	143
Tableau IV.21 : Données de synthèse pour le mercure (Hg) dans la matrice de l'ACP.....	144
Tableau IV.22 : Données de synthèse pour le zinc (Zn) dans la matrice de l'ACP.....	145
Tableau IV.23 : Données de synthèse pour le nickel (Ni) dans la matrice de l'ACP.....	145
Tableau IV.24 : Données de synthèse pour le cuivre (Cu) dans la matrice de l'ACP.....	146
Tableau IV.25 : Données de synthèse pour le mercure (Hg) dans la matrice de l'ACP.....	147
Tableau IV.26 : Données de synthèse pour le zinc (Zn) dans la matrice de l'ACP.....	147
Tableau IV.27 : Données de synthèse pour le nickel (Ni) dans la matrice de l'ACP.....	148
Tableau IV.28 : Données de synthèse pour le cuivre (Cu) dans la matrice de l'ACP.....	149
Tableau IV.29 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par les trois poissons.....	152
Tableau IV.30 : Valeurs extrêmes de la DJE et du QD pour le pageot (pour enfant et adulte).....	153
Tableau IV.31 : Valeurs extrêmes de la DJE et du QD pour le merlu (pour enfant et adulte).....	155
Tableau IV.32 : Valeurs extrêmes de la DJE et du QD pour le rouget de vase (pour enfant et adulte).....	157
Tableau IV.33 : Comparaison entre les teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g P.S.}$) obtenues dans la présente étude avec des études réalisées dans la mer Méditerranéenne et l'océan Atlantique.....	159

Table des matières

Dédicaces	
Remerciements	
Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Résumé en français	
Résumé en anglais	
Résumé en arabe	
Table des matières	

Introduction générale	1
Chapitre I : Synthèse bibliographique	4
I.1. Les sédiments marins	5
I.1.1. Définition	5
I.1.2. Origine	5
I.1.3. Caractéristiques	5
I.1.3.1. Granulométrie	5
I.1.3.2. Composition	6
I.1.4. La diagénèse sédimentaire	6
I.1.5. Les outils d'évaluation de la qualité des sédiments	7
I.1.5.1. Analyse chimique	7
I.1.5.2. Etudes écologiques, biologiques et biochimiques	7
I.1.6. Les contaminants sédimentaires	8
I.2. Les éléments en traces métalliques « ETM »	8
I.2.1. Définition et classification des ETM	8
I.2.2. Origine	8
I.2.3. Comportement et devenir des ETM dans l'environnement marin	9
I.2.3.1. Phases porteuses des ETM	10
I.2.3.2. La mobilité et la spéciation des ETM	11
I.2.3.2.1. Spéciation des métaux	11
I.2.3.2.2. Mobilité des métaux dans les sédiments	12
I.2.3.3. Biodisponibilité et toxicité des ETM	13
I.2.3.4. Bioaccumulation des ETM	13
I.2.3.4.1. Facteurs influençant la bioaccumulation des métaux traces	14
I.2.3.4.1.1. Les facteurs extrinsèques	14
a- La température	14
b- Le pH	14
c- Le potentiel redox	14
d- Action de la dureté de l'eau	14
e- Les variations saisonnières	14
f- Fixation des métaux par les sédiments	14
I.2.3.4.1.2. Les facteurs intrinsèques	15
a. Age, poids ou taille des poissons	15
b. Sexe du poisson	15
c. Régime alimentaire	15
I.2.4. Présentation des principaux ETM étudiés	15
I.2.4.1. Le plomb	15
I.2.4.2. Le cadmium	16
I.2.4.3. Le mercure	16
I.2.4.4. Le cuivre	16
I.2.4.5. Le zinc	17
I.2.4.6. Le nickel	17
I.2.4.7. Le chrome	17
I.2.4.8. Le fer	18
I.2.4.9. Le manganèse	18
I.2.4.10. L'arsenic	18
I.2.4.11. Le cobalt	18

I.2.4.12. Le vanadium	19
I.3. Les bioindicateurs, un outil d'évaluation de la qualité du milieu marin	19
I.3.1. Choix des bioindicateurs	20
I.3.1.1. Les poissons demersaux	20
I.3.1.1.1. Le merlu : <i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	20
A- Position systématique	20
B- Etymologie et Noms Vernaculaires	21
C- Morphologie et clés d'identification	21
D- Distribution Géographique et Bathymétrie	21
E- Ecologie alimentaire	21
F- Reproduction	22
G- Croissance et développement	22
H- Migration	22
I- Pêcherie et engins de pêche	22
I.3.1.1.2. Le pageot commun <i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)	23
A- Position Systématique	23
B- Etymologie et Noms Vernaculaires	23
C- Morphologie et clés d'identification	23
D- Distribution géographique et bathymétrie	24
E- Ecologie alimentaire	24
F- Reproduction	24
G- Croissance et développement	24
H- Pêcherie et engins de Pêche	24
I.3.1.1.3. Le rouget de vase <i>Mullus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	25
A- Position Systématique	25
B- Etymologie et Noms Vernaculaires	25
C- Morphologie et clés d'identification	25
D- Distribution géographique et bathymétrie	26
E- Ecologie alimentaire	26
F- Reproduction	27
G- Croissance et développement	27
H- Pêcherie et engins de Pêche	27
Chapitre II : Le milieu d'étude : la côte Algérienne	28
II.1. Situation géographique du bassin Algérien	28
II.2. Contexte océanographique général	28
II.2.1. Les masses d'eau	28
II.2.2. Circulation des masses d'eau	29
II.2.3. Température et salinité des eaux	30
II.3. Caractéristiques climatiques	30
II.3.1. Température	30
II.3.2. Pluviométrie	30
II.3.3. Régime des vents	30
II.4. Plateau continental	31
II.5. Géomorphologie littorale	31
II.6. Sédimentologie	32
II.7. Réseau hydrographique	33
II.8. Principales pressions anthropiques le long de la côte algérienne	34
II.8.1. Population, urbanisation, industrie et autres pressions	34
II.8.2. Situation de la contamination métallique dans les côtes algériennes	36
II.9. L'activité de pêche dans les côtes algériennes	36
II.9.1. Organisation du secteur de la pêche	36
II.9.2. Les zones de pêche	37
II.9.3. Structure de la flottille de pêche	37
II.9.4. La production halieutique	38
II.9.5. La population maritime	38
Chapitre III : Matériels et méthodes	39
III.1. Les sédiments marins	39
III.1.1. Choix et localisation des stations	39
III.1.2. Prélèvement des échantillons	43

III.1.3. Conservation des échantillons	43
III.1.4. Préparation des échantillons pour l'analyse des ETM	43
II.1.4.1. Lyophilisation	43
III.1.4.2. Broyage	43
III.1.4.3. Homogénéisation	43
III.1.4.4. Minéralisation (digestion) des échantillons pour l'extraction des métaux traces	44
III.1.4.4.1. Principe générale	44
III.1.4.4.2. Protocole expérimental	44
III.1.4.4.2.1. Matériels et produits utilisés	44
III.1.4.4.2.2. Mode opératoire	45
III.1.4.4.2.3. Le digesteur automatique	45
III.1.4.4.2.3.1. Principe	45
III.1.4.4.2.3.2. Mode de fonctionnement	46
III.1.5. Analyse des éléments traces métalliques par ICP.MS	47
III.1.5.1. Généralités relatives au principe et à la mise en œuvre des ICP.MS	47
III.1.5.1.1. Principaux sous-systèmes constitutifs des ICP.MS	47
III.1.5.1.2. Caractéristiques spécifiques d'une ICP-MS	47
III.1.5.1.3. Corrections de dérive, d'interférence et de blanc	47
III.1.5.1.4. Etalonnage et standards de référence	47
III.1.5.2. Détermination de la concentration au niveau du sédiment	48
III.1.6. Détermination du taux de la matière organique	48
III.1.6.1. Mode opératoire	48
III.1.7. Analyse de la Fraction fine	48
III.1.7.1. Mode opératoire	49
III.1.8. Évaluation de la contamination des sédiments	49
III.1.8.1. La méthode des indices chimiques	49
III.1.8.1.1. Facteur de contamination (CF)	50
III.1.8.1.2. Indice de la charge polluante (PLI)	50
III.1.8.1.3. Indice de géoaccumulation (Igeo)	51
III.1.8.1.4. Facteur d'enrichissement (EF)	51
III.1.8.2. La méthode d'évaluation des risques écologiques	52
III.1.8.2.1. Indice du risque écologique potentiel (IR)	52
III.1.8.2.2. Méthode des guidelines de la qualité des sédiments (QGS)	52
III.1.8.2.2.1. Valeurs de l'intervalle des effets faibles et des effets moyens	52
III.1.8.2.2.2. Approche du niveau d'effet seuil (TEL) et niveau d'effet probable (PEL)	53
III.1.8.2.3. Indice de toxicité potentielle	53
III.2. Les biotes	54
III.2.1. Choix et localisation des traits de pêche	54
III.2.2. Choix et intérêts des espèces	55
III.2.3. Choix de la période	56
III.2.4. Prélèvement des échantillons	56
III.2.5. Conservation des échantillons	57
III.2.6. Travaux effectués au laboratoire	57
III.2.6.1. Le dosage des métaux traces	57
III.2.6.1.1. Nettoyage des instruments	58
III.2.6.1.2. Lyophilisation	58
III.2.6.1.3. Broyage	58
III.2.6.1.4. Homogénéisation	58
III.2.6.1.5. Extraction des métaux traces	58
III.2.6.1.5.1. Minéralisation	58
III.2.6.1.5.1.1. Minéralisation à blanc	59
III.2.6.1.5.1.2. Minéralisation des sous échantillons	59
III.2.6.1.6. Analyse des métaux traces	59
III.2.6.1.6.1. Spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)	60
III.2.6.1.6.1.1. Principe	60
A. L'absorption atomique	60
B. L'étalonnage	60
C. Calcul des concentrations des métaux	61
III.2.6.1.6.1.2. Appareillages	61

III.2.6.2. Analyses biochimiques	62
III.2.6.2.1. Dosage des protéines	62
A. Présentation de la méthode	62
B. Principe	62
C. Mode opératoire	63
D. Expression des résultats	63
III.2.6.2.2. Dosage des lipides	64
A. Présentation de la méthode	64
B. Principe	64
C. Mode opératoire	64
D. Expression des résultats	65
III.2.6.2.3. Dosage des glucides	65
A. Présentation de la méthode	66
B. La courbe d'étalonnage	66
C. Préparation des échantillons	66
III.2.7. Evaluation de la contamination des poissons	66
III.2.7.1. Facteur de bioaccumulation (BAF)	66
III.2.7.2. Méthode d'évaluation des risques sanitaires	66
III.2.7.2.1. Dose journalière d'exposition (DJE)	67
III.2.7.2.2. Quotient de danger (QD)	67
III.3. Performances des méthodes d'analyse	67
III.3.1. Fidélité ou Répétabilité	67
III.3.2. Justesse ou reproductibilité	68
III.4. Analyse statistique	69
III.4.1. Analyse binaire	69
III.4.2. Analyse de variance	70
III.4.3. Biplot	71
III.4.4. Analyse en composantes principales	71
Chapitre IV : Résultats et discussion	72
IV.1 Les sédiments superficiels	72
IV.1.1 Analyse paramétrique	72
IV.1.1.1 Variations des teneurs en ETM	73
IV.1.1.2 Comparaison des teneurs en ETM avec les fonds géochimiques	73
IV.1.1.3 Variations des teneurs en ETM entre les trois secteurs	74
IV.1.1.4 Variations des taux des pélites et de la matière organique	74
IV.1.2. Distribution des ETM	75
IV.1.2.1. Distribution des ETM dans le secteur Ouest	75
IV.1.2.1.1. Le fer	75
IV.1.2.1.2. Le manganèse	76
IV.1.2.1.3. Le vanadium	77
IV.1.2.1.4. Le cobalt	78
IV.1.2.1.5. Le chrome	78
IV.1.2.1.6. Le Zinc	79
IV.1.2.1.7. Le Cuivre	80
IV.1.2.1.8. Le nickel	81
IV.1.2.1.9. Le plomb	82
IV.1.2.1.10. L'arsenic	82
IV.1.2.1.11. Le cadmium	83
IV.1.2.2. Distribution des ETM dans le secteur Centre	84
IV.1.2.2.1. Le fer	84
IV.1.2.2.2. Le manganèse	85
IV.1.2.2.3. Le vanadium	86
IV.1.2.2.4. Le cobalt	87
IV.1.2.2.5. Le chrome	87
IV.1.2.2.6. Le Zinc	88
IV.1.2.2.7. Le Cuivre	89
IV.1.2.2.8. Le nickel	90
IV.1.2.2.9. Le plomb	91

IV.1.2.2.10. L'arsenic	92
IV.1.2.2.11. Le cadmium	93
IV.1.2.3. Distribution des ETM dans le secteur Est	94
IV.1.2.3.1. Le fer	94
IV.1.2.3.2. Le manganèse	95
IV.1.2.3.3. Le vanadium	95
IV.1.2.3.4. Le cobalt	96
IV.1.2.3.5. Le chrome	97
IV.1.2.3.6. Le Zinc	97
IV.1.2.3.7. Le Cuivre	98
IV.1.2.3.8. Le nickel	99
IV.1.2.3.9. Le plomb	100
IV.1.2.3.10. L'arsenic	100
IV.1.2.3.11. Le cadmium	101
IV.1.3. Distribution des pélites	102
IV 1.3.1. Distribution des pélites dans le secteur Ouest	102
IV.1.3.2. Distribution des pélites dans le secteur Centre	103
IV.1.3.3. Distribution des pélites dans le secteur Est	103
IV.1.4. Distribution de la matière organique	104
IV.1.4.1. Distribution de la matière organique dans le secteur Ouest	104
IV.1.4.2. Distribution de la matière organique dans le secteur Centre	106
IV.1.4.3. Distribution de la matière organique dans le secteur Est	106
IV.1.5. Relations et comportement des ETM	107
IV.1.6. Evaluation de la pollution par les ETM	109
IV.1.6.1. Les indices géochimiques	109
IV.1.6.2. Le risque écologique	111
IV.1.6.3. Comparaison avec les SQG _s	112
IV.1.6.4. Estimation de la toxicité	113
IV.1.6.5. Comparaison avec les autres études	114
IV.2. Les poissons demersaux	117
IV.2.1. Bioaccumulation des métaux traces	117
IV.2.1.1. Le pageot commun	117
IV.2.1.1.1. Variations des teneurs en mercure	118
IV.2.1.1.2. Variations des teneurs en zinc	118
IV.2.1.1.3. Variations des teneurs en nickel	120
IV.2.1.1.4. Variations des teneurs en cuivre	121
IV.2.1.2. Le Merlu	122
IV.2.1.2.1. Variations des teneurs en mercure	122
IV.2.1.2.2. Variations des teneurs en zinc	123
IV.2.1.2.3. Variations des teneurs en nickel	124
IV.2.1.2.4. Variations des teneurs en cuivre	125
IV.2.1.3. Le rouget de vase	126
IV.2.1.3.1. Variations des teneurs en mercure	126
IV.2.1.3.2. Variations des teneurs en zinc	127
IV.2.1.3.3. Variations des teneurs en nickel	129
IV.2.1.3.4. Variations des teneurs en cuivre	129
IV.2.2. Evaluation de la composition biochimique	130
IV.2.2.1. Le pageot commun	131
IV.2.2.1.1. Analyse paramétrique	131
IV.2.2.1.2. Variations de la composition biochimique	131
IV.2.2.2. Le merlu	132
IV.2.2.2.1. Analyse paramétrique	132
IV.2.2.2.2. Variations de la composition biochimique	132
IV.2.2.3. Le rouget de vase	134
IV.2.2.3.1. Analyse paramétrique	134
IV.2.2.3.2. Variations de la composition biochimique	134
IV.2.3. Relations composition biochimique et bioaccumulation des métaux	135
IV.2.3.1. Analyse binaire	135
IV.2.3.2. Analyses en composantes principales	137

IV.2.3.2.1. Le pageot commun	137
IV.2.3.2.2. Le merlu	140
IV.2.3.2.3. Le rouget de vase	142
IV.2.3.2.4. Analyse globale (les trois poissons)	145
IV.2.4. Estimation de degré de contamination des poissons	147
IV.2.4.1. Le facteur de bioaccumulation	147
IV.2.4.2. Le risque sanitaire et / ou toxicologique	148
IV.2.3.2.1. Le risque toxicologique lié à la consommation du pageot	148
IV.2.3.2.1.1. Analyse paramétrique	148
IV.2.3.2.1.2. Variations de la dose journalière d'exposition	149
IV.2.3.2.1.3. Variations du quotient de danger	149
IV.2.3.2.2. Le risque toxicologique lié à la consommation du merlu	150
IV.2.3.2.2.1. Analyse paramétrique	150
IV.2.3.2.2.2. Variations de la dose journalière d'exposition	151
IV.2.3.2.2.3. Variations du quotient de danger	151
IV.2.3.2.3. Le risque toxicologique lié à la consommation du rouget de vase	152
IV.2.3.2.3.1. Analyse paramétrique	152
IV.2.3.2.3.2. Variations de la dose journalière d'exposition	152
IV.2.3.2.3.3. Variations du quotient de danger	153
IV.2.3.3. Comparaison avec les autres études	153
IV-3. Discussion générale	161
IV-3.1. Etude des sédiments	161
IV-3.1.1. Comparaison avec le fond géochimique et variations des teneurs en ETM	161
IV-3.1.2. Distribution des ETM	161
IV-3.1.3. Distribution des pélites et de la matière organique	167
IV-3.1.3.1. Distribution des pélites	167
IV-3.1.3.2. Distribution de la matière organique	167
IV-3.1.4. Evaluation de la qualité des sédiments	168
IV-3.1.5. Relations et comportements des ETM dans les sédiments	171
IV-3.2. Etude des biotes	173
IV-3.2.1. Variations de la bioaccumulation des métaux traces	173
IV-3.2.1.1. Variations des teneurs en ETM en fonction des organes	174
IV-3.2.1.2. Variations des teneurs en ETM en fonction de sexe	176
IV-3.2.1.3. Variations des teneurs en ETM en fonction de la taille (maturité)	177
IV-3.2.1.4. Variations des teneurs en ETM en fonction des zones de pêche	177
IV-3.2.2. Variations de la composition biochimique	179
IV-3.2.3. Relations et corrélations entre paramètres	179
IV-3.2.4. Estimation de la contamination	181
Conclusion générale	184
Références bibliographiques	188
Annexe I	223
Annexe II	226
Annexe III	227
Annexe IV	244
Annexe V : Production scientifique	253
: Article	

[INTRODUCTION GENERALE]

Les Eléments en Traces Métalliques (ETM) sont l'un des polluants les plus dangereux dans l'environnement aquatique en raison de leur bioconcentration, leur bioaccumulation et de leur toxicité (Liu *et al.*, 2003; Gonzalez-Macias *et al.*, 2006; Klavins *et al.*, 2000; Tam and Wong, 2000; Yuan *et al.*, 2004 et Chakraborty *et al.*, 2014). Ils sont aussi très dangereux par deux autres propriétés très importantes : i) leur non biodégradabilité (persistance), et ii) leur effet sournois (leurs effets se font en douceur sans qu'on se rende compte).

Ainsi, les ETM représentent un risque majeur à long terme dans plusieurs régions du monde, en raison de leurs utilisations importantes suite au développement intensif de l'industrie, surtout dans les nouvelles technologies, et de leur persistance dans les environnements côtiers, induisant la contamination du milieu marin (Liu *et al.*, 2003 et Durrieu de Madron et MERMEX groupe, 2011). Dans ces environnements côtiers, les sédiments marins ont souvent été considérés comme le réservoir ultime des ETM issus des effets anthropiques (Sin *et al.*, 2001; Santos *et al.*, 2005), car la plupart de ces métaux sont efficacement adsorbés à la surface des phases minérales.

Les sédiments jouent donc un rôle important dans le transport et le stockage de métaux (Guevara *et al.*, 2005 et Masson *et al.*, 2006). De même, ils constituent l'habitat nécessaire aux organismes aquatiques pour se développer, évoluer et s'établir dans l'écosystème. En outre, ils peuvent également constituer une source secondaire de contamination si les sédiments sont remis en suspension (Kalnejais *et al.*, 2010) ou par la libération de complexes métalliques non résiduels ou dynamiques (Chakraborty *et al.*, 2012). Par conséquent, la contamination des sédiments est un paramètre utilisé pour la prévision des risques écologiques potentiels dans le milieu marin et constitue un élément essentiel pour les programmes de surveillance (El Namr *et al.*, 2006 ; Kucuksezgin *et al.*, 2008; Ünlü *et al.*, 2008 et Yao *et al.*, 2009).

En parallèle, plusieurs de ces programmes de surveillance intègrent l'approche biologique, basée sur l'utilisation de bioindicateurs. Cette approche initiée par Goldberg en (1975), a permis de révéler la présence d'un déséquilibre au sein de l'écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible ses modifications naturelles, ou provoquées.

Ainsi, l'utilisation des bioindicateurs représente un des moyens d'évaluer l'impact du développement humain sur les écosystèmes marins et de prévenir les situations critiques par la mise en place d'outils de restauration et de conservation (Burger *et al.*, 2006 ; Key *et al.*, 2006 et Usseglio-Polatera *et al.*, 2000).

Cependant, le choix de bioindicateur est déterminant, car l'accumulation des métaux chez les organismes aquatiques sont des processus assez complexes et leurs degrés d'assimilation et de rétention varient entre les différents genres et espèces et dépendent des propriétés biochimiques de chaque élément (Eisler, 1981).

L'utilisation des poissons dans le suivi de la contamination métallique des milieux marins est aujourd'hui une approche pertinente, car elle permet de répondre aux difficultés analytiques liées à la présence des métaux à faible dose dans l'eau, d'intégrer la contamination dans le temps et de renseigner sur la biodisponibilité des métaux et leur potentiel toxique. Sur les côtes algériennes, plusieurs travaux en utilisant des poissons pour l'évaluation de la contamination métallique ont été réalisés, notamment, au niveau du secteur Ouest (Boutiba, 1992 et Boutiba *et al.*, 1996 sur les mammifères marins; Merbouh, 1998 sur la sardine (*Sardina pilchardus*); Aoudjit, 2001 sur la bougue (*Boops boops*); Benadda, 2009 sur le saurel (*Trachurus trachurus*); Ayad, 2010 sur le sar (*Diplodus sargus*); Benamar, 2011 sur l'allache (*Sardinella aurita*); Belhoucine, 2012 sur le merlu (*Merluccius merluccius*) et Bentata-Keddar, 2015 sur le rouget de vase (*Mullus barbatus*). En effet, les poissons choisis dans la présente étude, le merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758), le pageot commun *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758) et le rouget de vase *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758) sont des poissons à forte valeur commerciale, ils font partie des espèces démersales vivantes à proximité des sédiments marins. Ils sont, de ce fait, recommandés comme bioindicateurs de la qualité du milieu marin.

Comme dans de nombreux pays en voie de développement, la zone côtière algérienne a connu de graves détériorations en raison de l'urbanisation anarchique et de l'industrialisation, notamment, dans les grandes métropoles industrielles (Skikda, Arzew, Alger et Annaba), et qui déversent leurs déchets solides et liquides dans la mer directement ou après un traitement limité. Ainsi, cette contamination en ETM peuvent être dues à plusieurs facteurs, incluant la construction de pipelines, le traitement et l'élimination des eaux usées, le ruissellement, l'exploitation minière, les activités industrielles et portuaires et le développement urbain (Balls *et al.*, 1997; Morton et Blackmore, 2001; Nriagu, 1996; Taylor et McLennan, 1995 et Zingde *et al.*, 1988). Les rivières sont aussi une autre source de métaux particuliers sur les plateaux continentaux (Roussiez *et al.* 2006 ; Radakovitch *et al.*, 2008). Le trafic maritime et les rejets domestiques non traités de 16 millions d'habitants (ONS, 2016), sont d'autres facteurs qui influencent la contamination dans cette zone côtière. Toutefois, malgré cette pression croissante, seules quelques recherches concernant la contamination métallique des sédiments et des biotes de la côte algérienne ont été publiés (MPRH, 2008, Belhoucine, 2012 ; Benguedda-Rahal, 2012 ; Rouane-Hacene *et al.*, 2012; Inal *et al.*, 2014; Bentata-Keddar, 2015 et Haddou, 2017) et aucun d'entre eux n'a discuté des risques écologiques et des effets biologiques associés.

Récemment, Belhadj et Aubert (2017), montrent que les sédiments du golf de Ghazaouet (secteur Ouest) sont fortement pollués par le Zn, Cd, Cu et Pb issus d'un grand complexe industriel d'électrolyse du zinc et de la lixiviation de l'élimination des résidus de l'exploitation du minerai. Ainsi, l'étude réalisée par (Borsali-Mrabet, 2015), a montrée l'importance de l'utilisation du rouget de roche comme bioindicateur de la contamination métallique des eaux dans la baie d'Oran.

L'ensemble des travaux cités ont porté sur l'estimation de la charge en polluants métalliques dans certaines zones de la côte algérienne et l'évaluation de la bioaccumulation de ces polluants métalliques par les différentes espèces marines.

Dans cette optique, notre étude présente et discute pour la première fois le risque écologique associé à la contamination métallique des sédiments superficiels des zones de pêche chalutables le long de la côte algérienne. Cependant, Ce risque écologique a été déjà intégré dans les prérogatives du programme de développement de la pêche et de l'aquaculture «AQUAPECHE 2020» à travers l'évaluation de la salubrité des zones et des produits halieutiques.

Il vise à aider les gestionnaires du secteur de la pêche dans leurs décisions concernant la surveillance et le contrôle de la qualité des zones et des produits de la pêche et de l'aquaculture. Le présent travail de thèse a été réalisé en partie dans le cadre du projet de coopération multilatérale COMECOM¹/ENVI-MED² (France) qui inscrit dans le programme thématique MERMEX³, un des programmes du grand chantier MISTRALS⁴ initié en 2008 par l'INSU⁵ et qui a fixé comme un enjeu majeur, l'approfondissement des connaissances de la dynamique de la mer Méditerranée et son devenir face aux changements globaux.

L'objectif de ce travail est d'évaluer le statut écologique des principales zones de pêche le long de la côte algérienne, par l'application d'une approche écotoxicologique basée sur le calcul des indices de contamination par les éléments métalliques (ETM).

Cette approche est soutenue par l'évaluation de la bioaccumulation des métaux traces dans trois poissons demersaux de la côte algérienne et l'étude des variations de cette bioaccumulation en fonction de la taille, de sexe et des zones de pêche dans trois organes différents de ces poissons (foie, chair et gonades). Ainsi, le risque toxicologique ou sanitaire lié à la consommation de ces poissons a été évalué.

La thèse est organisée en quatre chapitres. Le premier chapitre est consacré à une revue bibliographique sur le thème. Le deuxième décrit le milieu d'étude et ses caractéristiques naturels et anthropiques. Le troisième chapitre expose le matériel, les protocoles d'analyses chimiques et les méthodes d'étude appliquées.

En fin, le dernier chapitre est consacré au traitement et à l'analyse des résultats obtenus avec un essai d'interprétation. La thèse est clôturée par une conclusion générale.

¹Contaminants Métalliques dans l'Environnement COtier Méditerranéen

²ENVironnement-MEDiterranée.

³Marine Ecosystems Response in the Mediterranean EXperiment.

⁴Mediterranean Integrated STudies at Regional And Local Scales.

⁵Institut National des Sciences de l'Univers.

[SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE]

Le premier chapitre de ce travail de thèse présente l'état des connaissances concernant les sédiments marins, les éléments en traces métalliques (ETM) étudiés et les espèces démersales dans le milieu marin.

La première partie de ce chapitre (I.1) consiste à décrire de manière générale les caractéristiques de la colonne sédimentaire marine. Elle traite également les différents outils utilisés pour l'évaluation de la qualité des sédiments.

La deuxième partie de ce chapitre (I.2) définit la notion des éléments en traces métalliques. Elle explique les principaux mécanismes réactionnels régissant la distribution et la mobilité des ETM dans les sédiments marins et les principaux facteurs environnementaux modulant leurs spéciations et biodisponibilité. Elle traite également les processus de leurs bioaccumulation chez les organismes marins avec un aperçu sur leurs toxicités.

En fin, la troisième et la dernière partie de ce chapitre (I.3) évoque l'intérêt d'utilisation des espèces marines en général et des poissons demersaux en particulier dans l'évaluation et la surveillance de la qualité du milieu marin. Elle présente avec détails les modèles biologiques utilisés dans le présent travail de thèse.

I-1- les sédiments marins

La colonne sédimentaire du milieu marin est un compartiment sensible dans lequel on peut enregistrer des archives géologiques et géochimiques avec l’empreinte, si elle existe, des concentrations naturelles et anthropiques des contaminants chimiques, notamment les ETM. Les gradients des propriétés physico-chimiques et biologiques y sont importants. Pour comprendre les mécanismes impliqués dans le comportement des ETM dans ce compartiment, il est important de bien connaître ce milieu. C’est pourquoi, le but de cette partie est de présenter les caractéristiques, les constituants et les principaux processus qui se déroulent dans la colonne sédimentaire marine.

I-1-1 Définition :

Les sédiments sont des dépôts (continentaux ou marins) résultant de l’attaque par voie physique des formations continentales superficielles sous l’action de l’eau, la température, l’humidité, l’activité biologique...etc. (Chamley, 2000), et par voie chimique tel que les réactions d’hydrolyse, de dissolution minérale, d’oxydation et d’hydratation/déshydratation (Cojan and Renard, 1999). Ces dépôts sont ensuite transportés par les cours d’eau et/ou par les vents, pour finalement se déposer dans des bassins de sédimentation et former des roches sédimentaires (Schneider, 2001).

I-1-2 Origine :

Les sédiments proviennent du dépôt des matériaux divers produits par l’érosion et l’altération des roches et des sols. On y trouve aussi des matériaux détritiques organiques et organogènes, de la floculation d’éléments colloïdaux et la précipitation des minéraux néoformés. Ces sédiments sont dits d’origine allochtone quand ils sont issus de l’érosion d’un bassin versant et subissent un transport par des agents dynamiques externes comme l’eau ou le vent pour se déposer ailleurs dans un bassin de sédimentation, et d’origine autochtone quand ils se déposent comme sédiments dans le même bassin de formation sans subir de transport. (Ramade, 1998).

I-1-3 Caractéristiques :

Les sédiments sont essentiellement caractérisés par leur granulométrie et leur composition.

I-1-3-1 Granulométrie :

Les sédiments sont classés en fonction de la taille de leurs particules (Bellair and Pomerol, 1977) :

- Les particules d’un diamètre supérieur à 63 μ m qui sont principalement constitués des graviers (diamètre supérieur à 2 mm) et des sables (diamètre compris entre 63 μ m et 2 mm).
- Les particules d’une taille inférieure à 63 μ m sont constituées de minéraux argileux ayant un diamètre compris entre 0,2 et 2 μ m et de silt ayant un diamètre compris entre 2 μ m et 63 μ m. Cette fraction fine peut également contenir de la matière organique.

I-1-3-2 Composition :

Le plus souvent, le sédiment est présente une matrice très hétérogène, constitué de matériaux détritiques inorganiques et organiques (Power and Chapman, 1992). Il présente principalement trois composants :

A-Eau interstitielle :

Elle correspond à l'eau qui occupe l'espace entre les particules sédimentaires (granulométrie) et représente une fraction importante du sédiment avec généralement plus de 50 % de son volume (Förstner, 1987).

B- Phase inorganique :

Elle est formée de minéraux provenant de l'érosion de l'écorce terrestre et de débris coquilliers. Ces composés sont principalement les argiles, les carbonates et les silicates.

Les matières inorganiques peuvent être d'origine détritique (SiO_2 , TiO_2 , Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}), biogénique (CaCO_3 , SiO_2 , CaPO_4) et ou produits *in situ* (composés néoformés) dans la colonne d'eau ou dans le sédiment (FeS_2 , MnO , MnCO_3).

C- Phase organique :

Elle n'occupe qu'un faible volume du sédiment (quelques %), mais joue un rôle primordial puisqu'elle régule la mobilité et donc la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants, en particulier les composés organiques non ioniques (Power and Chapman, 1992).

Selon sa taille, la matière organique peut être classée en carbone organique dissous (COD < 1 kDa), colloïdal ($1 \text{ kDa} < \text{COC} < 0,22\mu\text{m}$) et particulaire (COP > $0,22\mu\text{m}$) (Bonnet, 2000).

I-1-4 La diagénèse sédimentaire :

Selon Berner (1980), la diagenèse désigne l'ensemble des processus générant des changements des propriétés d'un sédiment et conduisent la maturation de ce sédiment vers une roche sédimentaire dans un milieu aquatique.

Ces processus peuvent être physiques, chimiques et biologiques, et surviennent, par étape, à des temps divers après le dépôt des particules à l'interface eau-sédiment (Fig. I.1, Annexe I).

La diagenèse est caractérisée par deux types de transformations : les transformations physiques, principalement la compaction des sédiments et l'expulsion de l'eau interstitielle qui s'en suit, et les transformations chimiques qui concernent les processus de précipitation, la dissolution et recristallisation des minéraux et la maturation de la matière organique (Guilhem, 2009). Ces deux étapes peuvent être suivies par l'étape d'épigésation qui concerne la fossilisation.

I-1-5 Les outils d'évaluation de la qualité des sédiments :

Les critères de qualité relatifs aux sédiments constituent un des outils qui permettent d'évaluer la contamination chimique des sédiments et de définir des seuils de gestion appropriés selon le degré de contamination. D'autres outils, dont les essais de toxicité et des études biologiques de terrain, peuvent également servir à évaluer la qualité des sédiments ou les effets de la contamination des sédiments sur les organismes aquatiques.

Chacun de ces outils procure une information qui lui est propre, et il sera souvent nécessaire d'avoir recours à plusieurs d'entre eux pour obtenir des informations complémentaires qui permettent d'approfondir l'analyse de la situation (Tab. I.1, Annexe I).

I-1-5-1 Analyse chimique :

Les analyses chimiques sont les outils les plus utilisés pour détecter les problèmes de contamination dans les sédiments.

En France, le groupe de travail G.E.O.D.E., créé en 1990, a déterminé des valeurs de références permettant de qualifier un sédiment uniquement à l'aide des données chimiques.

Les paramètres analytiques retenus pour l'évaluation routinière de la qualité chimique des sédiments sont :

- Métaux et métalloïdes (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc)
- Hydrocarbures polycycliques aromatiques.
- Polychlorobiphényle.
- Carbone organique total.
- Hydrocarbures pétroliers (C10 - C50).

I-1-5-2 Etudes écologiques, biologiques et biochimiques :

L'étude des modifications structurales permet d'évaluer l'impact des sédiments contaminés sur les organismes, ceci avec une très grande signification écologique. Cependant, lors des contaminations modérées, il est souvent très difficile de séparer les effets biologiques liés aux facteurs environnementaux (structure du sédiment, saison, salinité, etc....) de ceux qui sont dus aux polluants (DeWitt *et al*, 1989 ; Moriarty, 1990 et Cripe *et al*, 2000).

Plus récemment, l'impact des sédiments contaminés sur les populations benthiques a été abordé à partir de changements biologiques et biochimiques, tel que l'évaluation de la bioaccumulation et l'utilisation de biomarqueurs. Ces nouvelles approches sont plus sensibles, plus spécifiques et permettent de mettre en évidence des changements biologiques de façon plus précoce (Choi *et al*, 2000).

I-1-6 Les contaminants sédimentaires :

Les contaminants sont adsorbés sur les particules puis accumulés dans les sédiments, la majorité des contaminants se trouvent sur les argiles, les oxydes/hydroxydes de Fe et de Mn, les carbonates, les substances organiques et les matériaux biologiques (Eggleton and Thomas, 2004).

Les contaminants chimiques sont d'origines très diverses et peuvent résulter des phénomènes et processus naturelles et/ou des activités anthropiques présentes ou passées. Deux familles de polluants sont retrouvées : les polluants inorganiques ou métalliques et les polluants organiques.

I-2- Les Eléments en Traces Métalliques

Les éléments en traces métalliques (ETM) sont des polluants non biodégradables persistants, qui peuvent affecter le milieu marin. Ils se trouvent dans toutes ces matrices (eau, sédiment et biote).

I-2-1 Définition et classification des ETM :

Un métal est un élément chimique, issu le plus souvent d'un minerai doté d'un éclat métallique 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. Le terme de métaux lourds est souvent employé pour désigner les métaux et métalloïdes ayant une densité supérieure à 5 g/cm³, associés à une contamination et ayant un potentiel toxique et écotoxique. Cependant, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation « éléments en traces métalliques » -ETM- ou par extension « éléments traces » (Miquel, 2001).

Suivant leur nécessité pour les organismes vivants, les ETM peuvent être classés en deux groupes : les éléments essentiels ou oligo-éléments (ex. Zn, Mn, Cu, Ni). Ils sont indispensables à faibles concentrations mais sont toxiques à fortes concentrations, et les éléments non nécessaires (Cd, Pb, Hg) sont des éléments pour lesquels aucune fonction physiologique n'a été identifiée à ce jour. Ils sont toxiques à de très faibles concentrations. (Bliefert and Perraud, 2001 et Sigg et al, 2001).

I-2-2 Origine :

Les ETM sont présents à l'état naturel dans les roches et minerais de la croûte terrestre, généralement sous la forme minéraux tels que les oxydes, les carbonates, les silicates, les sulfures... Une partie des métaux présents dans les sédiments marins provient donc de l'altération de ces roches et de l'érosion du bassin versant. Ils constituent le « fond géochimique », c'est à dire la teneur naturelle en ETM dans le sédiment sans apport de pollution (Baize, 2002 ; Adler et al, 2001 et Feix and Tremel-Schaub, 2005).

D'autres phénomènes, tels que le volcanisme, les feux de biomasse et les sources thermales, contribuent au rejet de métaux dans l'environnement (Novotny, 1995 et Rocher, 2003).

A ces apports naturels s'ajoutent les métaux émis par les activités anthropiques : exploitation des gisements miniers et utilisation des métaux dans de nombreux secteurs d'activité. Ces activités humaines ont des impacts majeurs sur les cycles globaux de la plupart des métaux (Nriagu, 1991). Les apports continentaux, dont les rivières et les fleuves, injectent environ $300 \text{ km}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ d'eau dans la méditerranée, dont la moitié est introduite par les 10 plus grands fleuves. Il s'agit d'une source importante de nutriments, de produits chimiques et d'ETM. Environ 80 à 90% du flux annuel moyen de certains ETM peuvent être apportés lors des événements de forte intensité pluvieuse caractéristiques du climat méditerranéen (Radakovitch *et al.*, 2008). En revanche, il faut noter la faible connaissance des apports d'ETM par les volcans sous-marins, par les entrées d'eau douce sous-marines et par le trafic maritime. Malgré toutes ces sources de contaminants, les teneurs en ETM dissous restent assez homogènes et modérées sur l'ensemble de la Méditerranée (Morley *et al.*, 1997 ; Zei and Voutsinou-Taliadouri, 2003; Jean *et al.*, 2012 et Cuculić *et al.*, 2011).

I-2-3 Comportement et devenir des ETM dans l'environnement marin :

Le compartiment sédimentaire et son interface avec la colonne d'eau sont le siège de nombreux processus biogéochimiques qui vont influencer le devenir des contaminants (spéciation, mobilité, interaction, réactivité...). Ainsi, les mécanismes diagénétiques, qui affectent les particules sédimentaires dès leur dépôt, sont intensément étudiés car ils tendent à instaurer des conditions réductrices dans les sédiments profonds et à influencer de manière importante le devenir des contaminants, notamment métalliques (Charriau, 2009).

Les ETM se présentent dans la colonne d'eau et le sédiment sous deux formes :

- Dissoute dans la colonne d'eau et l'eau interstitielle de la colonne sédimentaire, c'est la forme la plus mobile et donc elle peut être biodisponible pour les espèces marines.
- Fixée sur les particules des sédiments ou en suspension dans la colonne d'eau. Sous cette forme, les ETM peuvent s'accumuler progressivement dans le compartiment sédimentaire formant ainsi des stocks de polluants, qui peuvent être potentiellement toxiques pour l'environnement.

Les ETM sont présents dans les sédiments sous formes dissoutes dans l'eau interstitielle et fixées sur les particules solides. Leur fractionnement et leur mobilité au sein de la colonne sédimentaire dépendent des couplages entre les différents processus d'échanges solides – liquide et des mécanismes de transferts spécifiques à chaque phase.

Ainsi les formes dissoutes et colloïdales peuvent diffuser (diffusion interstitielle, bioturbation) et être transportées (battement de nappe, tassement, bioturbation). (Devallois, 2009).

Les trois grands processus intervenant dans la remobilisation de ces polluants métalliques sont : l'érosion, la diffusion interstitielle et la bioturbation (Fig. I.2).

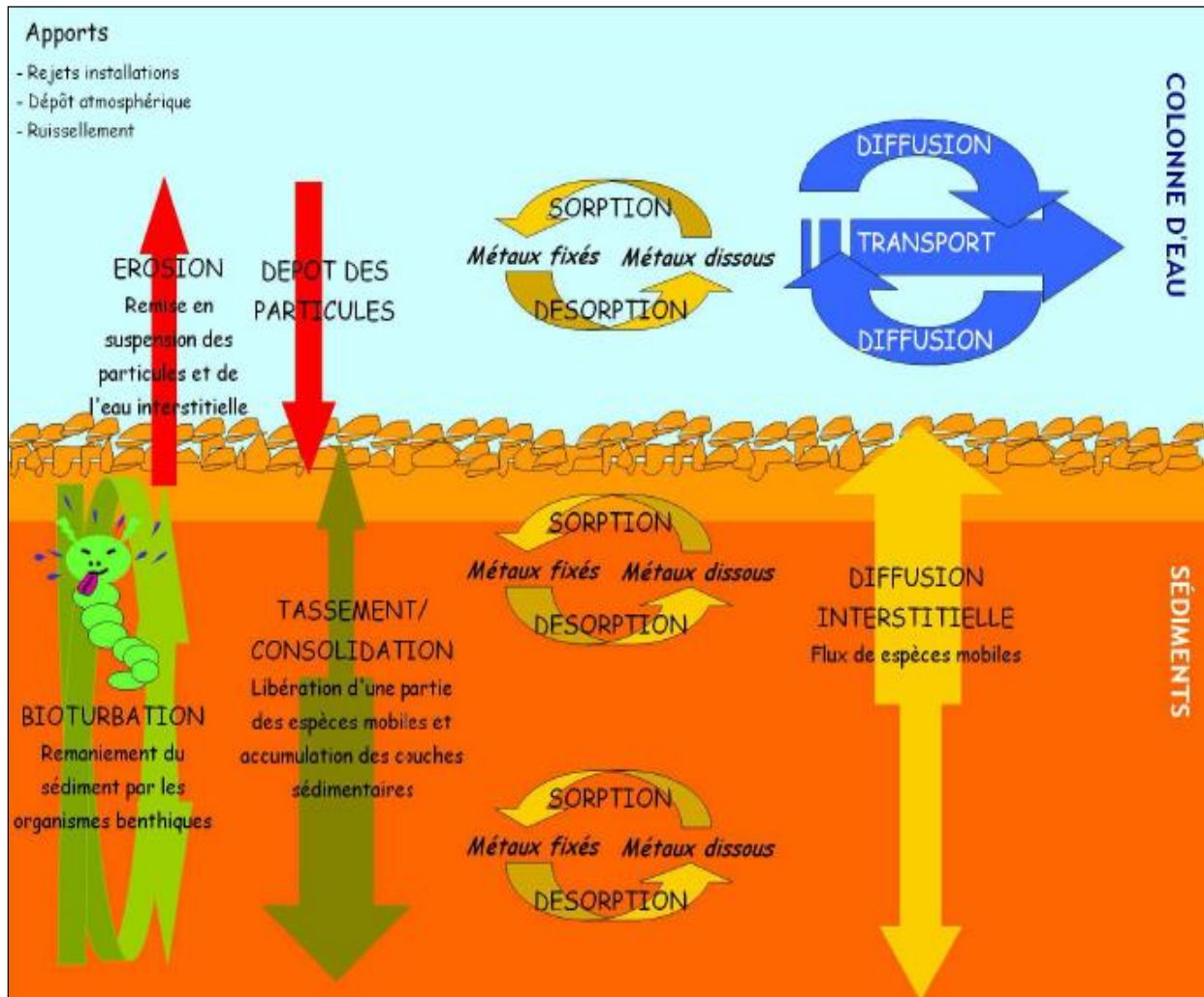


Figure I.2 : Schéma des différents transferts des ETM dans les milieux aquatiques et les processus régulant leurs échanges à l'interface eau/sédiment (Devallois, 2009).

I-2-3-1 Phases porteuses des ETM :

Les ETM se présentent dans la colonne d'eau et les eaux interstitielles sous forme d'ions libres, de complexes inorganiques et organiques dissous ou sont liés aux matières particulaires en suspension. Dans les sédiments, les ETM peuvent faire partie intégrante des particules (réseau cristallin, tissu organique ...) ou juste adsorbés à la surface de différentes phases organiques ou minérales qui sont qualifiées de « porteuses » (Quantin, 2001 et Miller and Orbock, 2007).

Les principales phases porteuses des ETM sont les phases minérales et organiques tels que les silicates, les argiles, les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, les phosphates, les carbonates, les sulfures et la matière organique (Fig. I.3). Des études ont montré que les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse ainsi que la matière organique sont les phases porteuses prédominantes en milieu oxique (Saulnier and Mucci, 2000 et Zoumis et al, 2001).

Tandis que, dans les sédiments anoxiques, c'est la formation des sulfures qui prédomine (Di Toro et al, 1990 et Caetano et al, 2003).

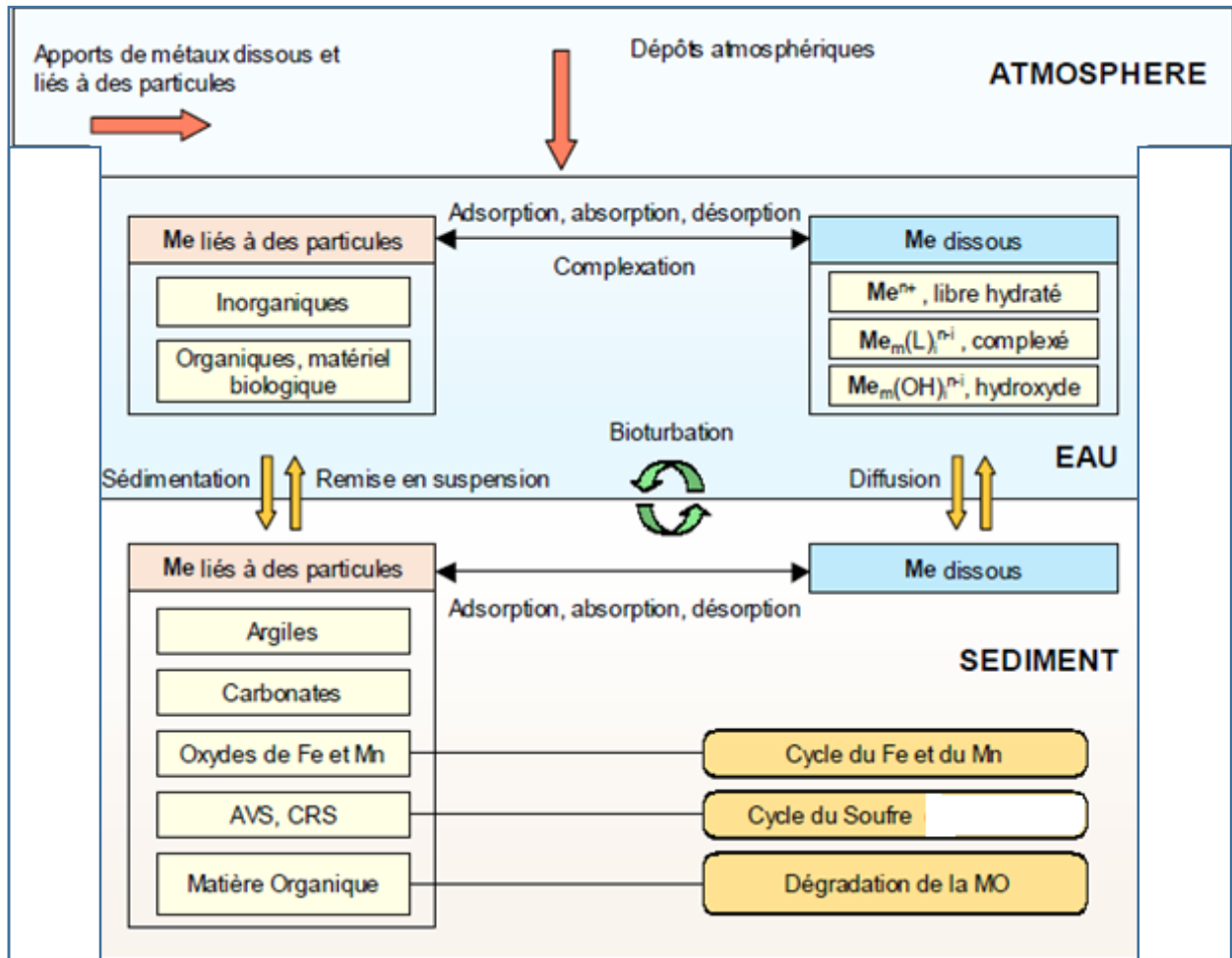


Figure I.3 : Mécanismes principaux affectant le devenir des éléments traces métalliques (Me) dans le milieu aquatique (L : ligand) (Garnier, 2004 et Sigg, 1992).

I-2-3-2 Mobilité et spéciation des ETM :

I-2-3-2-1 Spéciation des métaux :

A la différence des substances organiques, dont l'état chimique est bien défini, les métaux présentent un polymorphisme chimique dépendant à la fois de leurs niveaux d'oxydation (taille ou rayon ionique) et du composé minéral ou organique dont lequel ils sont incorporés (forme organométallique) (Ramade, 2002). La répartition d'un métal selon ces différentes formes est communément appelée spéciation (Stumm and Morgan, 1996). (Fig. I.4, Annexe I).

La spéciation a été définie par Ure and Davison (2002) comme la « description des différentes espèces, formes ou phases sous lesquelles un élément est présent ».

En effet, les effets toxiques des ETM ainsi que leur comportement au sein du milieu aquatique (mobilité, biodisponibilité...) vont dépendre en grande partie de leur spéciation (Ure and Davidson, 2002 et Du Laing et al, 2008).

I-2-3-3 Biodisponibilité et toxicité des ETM :

Le terme « biodisponible » se réfère à la « fraction de produit chimique présente dans le milieu environnemental qui est disponible pour être utilisée et accumulée par les organismes. L’environnement peut inclure l’eau, les sédiments, les particules en suspension et la nourriture » (Rand et al, 1995 ; Gourlay, 2004). Les formes dissoutes libres et ioniques des ETM sont généralement considérées comme les formes les plus facilement disponibles pour les organismes vivants (Garnier, 2004). Les formes particulières deviennent biodisponibles principalement via l’ingestion du sédiment (Förstner, 1989). Ainsi, Eggleton and Thomas (2004) précisent que la toxicité est davantage en relation avec les concentrations en contaminants dans les eaux interstitielles qu’avec les concentrations sédimentaires.

La toxicité des métaux dépend de nombreux facteurs. En effet, Wood (1974) in (Förstner and Wittmann, 1979) a classé différents métaux et métalloïdes en fonction de leur toxicité (action chez l’organisme vivant) et leur disponibilité dans l’environnement (Tableau I.2).

Tableau I.2 : Classification des métaux et des métalloïdes en fonction de leur toxicité et de leur disponibilité (Wood, 1974 in Förstner and Wittmann, 1979).

Pas toxiques			Toxiques, mais peu solubles ou rares			Très toxiques et relativement disponibles	
Na	C	F	Ti	Ga	Be	As	Au
K	P	Li	H	La	Co	Se	Hg
Mg	Fe	Rb	Zr	Os	Ni	Te	Ti
Ca	S	Sr	W	Rh	Cu	Pb	Sb
H	Cl	Al	Nb	Ir	Zn	Ag	
O	Br	Si	Ta	Ru	sn	Cd	
N			Re	Ba		Bi	

Les plus dangereux sont le mercure (Hg) et le cadmium (Cd) qui ne possèdent aucune activité biologique favorable. Viennent ensuite le Pb, le Cu, le Ni, le Cr ou encore le Zn, dont l’accumulation dans les organes cibles (foie, reins...) peut entraîner la mort (Bogusz, 1992).

I-2-3-4 Bioaccumulation des ETM :

La bioaccumulation est le processus d’assimilation et de concentration des métaux lourds dans l’organisme. La bioaccumulation est donc le résultat des processus par lesquels le contaminant entre et se concentre dans l’organisme, et des processus de décontamination par une combinaison des mécanismes d’excrétion vers l’environnement et de biotransformation endogène.

Le processus se déroule par le biais de trois mécanismes :

- L’assimilation
- La bioaccumulation par l’individu à partir du milieu, ou bioconcentration
- La bioaccumulation entre individus, ou bioamplification.

I-2-3-4-1 Facteurs influençant la bioaccumulation des métaux traces

I-2-3-4-1-1 Les facteurs extrinsèques

a. Température

La température régit tous les processus biologiques (croissance, activité enzymatique ... etc.). Une élévation de température agit directement en augmentant le métabolisme des poissons provoquant une hausse de consommation d'oxygène, donc une plus grande pénétration des toxiques. Cette influence de la température est plus ou moins importante selon le métal considéré (Noppe, 1996).

b. Le pH

Le pH est l'un des paramètres clés du comportement des métaux dans les systèmes aquatiques. Il influe sur la partition entre phases dissoute et particulaire et sur tous les paramètres qui en dépendent (mobilité, réactivité, biodisponibilité, bioaccumulation et toxicité) (Devallois, 2009).

c. Le potentiel redox

Le potentiel redox est l'un des paramètres les plus importants quant à la spéciation des ETM en milieu aquatique. En effet, la dissolution ou non de nombreux composés dépend du potentiel d'oxydoréduction de la phase aqueuse. Ainsi, la mobilité de nombreux cations varie en fonction du potentiel redox, même si le pH est stable (Förstner *et al.*, 1986 et Calmano *et al.*, 1993).

d. Action de la dureté de l'eau

Plusieurs études ont montré que la dureté de l'eau influence de manière déterminante la solubilité des éléments métalliques par formation des complexes insolubles ou adsorption sur des éléments minéraux sous forme particulaire (Brungs *et al.*, 1976). En effet, une relation étroite entre la contamination des ressources en eau douce et une bioaccumulation accélérée des métaux toxiques dans la chaîne alimentaire humaine a été démontrée (Nriagu and Pacyna, 1988).

e. Les variations saisonnières

Les variations saisonnières peuvent être causées par les combinaisons de plusieurs facteurs directement corrélés, incluant la température, la biodisponibilité en nourriture, la croissance et la reproduction mais aussi d'autres facteurs indépendants tels que la modification du cycle biogéochimique et de la biodisponibilité des métaux (Cossa *et al.*, 1992).

f. Fixation des métaux par les sédiments

Selon les études réalisées par Cope *et al.*, (1990) et Parks (1994) sur le niveau de la contamination, une bonne corrélation entre les teneurs en mercure (Hg) dans les organismes et celles dans les sédiments a été observée.

I-2-3-4-1-2 Les facteurs intrinsèques

a. Age, poids ou taille des poissons

Pour une même espèce, les concentrations en métaux varient selon les individus, principalement en fonction de leur poids et de leur taille, donc de leur âge.

En général, les poissons les plus âgés sont les plus contaminés. (Heit *et al.*, 1986)

b. Sexe du poisson

Dans la plupart des études, femelle et mâle d'une même espèce contiennent des quantités métalliques relativement identiques. Cependant, des différences existent parfois et sont probablement liées à la période du début de la reproduction, car les femelles consomment plus de nourriture et accumulent des réserves adipeuses à cette période (Noppe, 1996)

c. Régime alimentaire

Les espèces accumulent les métaux traces différemment, selon qu'ils sont prédateurs ou au bas de la chaîne alimentaire (Kidwell *et al.*, 1995). Le régime alimentaire est un facteur important et présente une influence sur l'accumulation des métaux au niveau de la chaîne trophique.

I-2-4 Présentation des principaux ETM étudiés

Les métaux traces étudiés sont : le plomb, le cadmium, le cuivre, le zinc, le nickel, le chrome, le fer, le manganèse, l'arsenic, le cobalt et le vanadium. Ce choix est basé essentiellement sur leurs double importance vis-à-vis des organismes marins et l'écosystème marin littoral.

I-2-4-1 Le plomb :

Il est très souvent associé au zinc dans les minerais mais aussi à de nombreux autres éléments (Fe, Cu, Cd, As...) qui sont en grande partie récupérés lors des opérations métallurgiques.

Le principal minerai de plomb est la galène (PbS), très souvent associée à la blende (ZnS) et à la pyrite (FeS₂). Les apports de plomb au milieu aquatique se font majoritairement par voie atmosphérique. La source principale étant, à l'heure actuelle, la combustion des énergies fossiles.

Le seuil de toxicité du plomb inorganique en milieu aquatique apparaît à partir de 0,5 kg/l (i.e. : un retard de croissance chez le phytoplancton). Des eaux côtières, avec des teneurs inférieures à 50 ng.l⁻¹ peuvent être considérées comme non contaminées. Les niveaux de bioaccumulation chez les organismes aquatiques engendrent, à terme, une plus forte toxicité pour l'homme.

Absorbé par ce dernier, les ions Pb⁺² entrent en compétition avec les ions Ca⁺² pour la formation des os (saturnisme) (Chiffolleau, 2001 et Fairbrother *et al.*, 2007).

I-2-4-2 Le cadmium :

Le cadmium est principalement associé au zinc dans les minerais de zinc (blende) où il représente un faible pourcentage (0,01 à 0,05%). Il n'existe pas de minerai de Cd en quantité suffisamment grande pour former des gisements exploitables.

Les activités métallurgiques, la combustion des produits pétroliers ainsi que la fabrication et l'épandage d'engrais phosphates sont à l'origine de la contamination des différentes matrices du milieu naturel. Chez l'homme, même à de faibles concentrations, il peut provoquer des dysfonctionnements urinaires (Chiffolleau, 2001).

I-2-4-3 Le mercure :

Le mercure est le seul métal à l'état liquide dans les conditions normales de température et de pression. On le rencontre sous trois états fondamentaux dans l'environnement : vapeurs Hg⁰, inorganiques Hg²⁺ et méthylés CH₃-Hg et (CH₃)₂-Hg.

Dans le milieu aquatique et après oxydation, le mercure élémentaire gazeux se transforme en mercure divalent Hg²⁺, ou deux réactions chimiques essentielles vont rentrer en compétition : la réduction et la méthylation, cette dernière donne la forme toxique du mercure, le méthylmercure qui se bio accumule facilement à travers la chaîne trophique.

La combustion de produits fossiles, la déforestation, l'exploitation minière et l'implantation de complexes hydroélectriques sont des activités anthropiques qui produisent et rejettent des particules de mercure dans l'environnement (Kehrig and Malm, 1999 et Mergler, 2002). Le mercure est utilisé à plusieurs fins et comme constituant de plusieurs produits : batteries, thermomètres, baromètres, amalgames dentaires, peintures, teintures, interrupteurs, thermostats, fongicides, vaccins, et il est encore utilisé dans certains laboratoires de recherche (ATSDR, 1999 et WHO, 1990). Le mercure est aussi largement employé dans l'orpaillage artisanal pour s'amalgamer avec l'or (Mergler, 2002).

I-2-4-4 Le cuivre :

Le cuivre existe dans la nature à l'état natif et dans une grande variété de minerais de laquelle il est extrait. Il se rencontre surtout sous forme de sulfures et sulfosels (chalcopirite CuFeS₂ ; chatcocite Cu₂S et CuS, Cu₂S dans la tétrahédrite et l'énargite, et sous forme d'oxydes (Cuprite Cu₂O et ténorite CuO). Il est extrait d'une grande variété de minerais d'une teneur de 0,7% à 2%. L'industrie électrique et les peintures antisalissure (cuivre sous forme d'oxyde) constituent les sources principales de pollution de l'environnement aquatique (rivière, mers et océan).

La toxicité de ce métal pour les organismes aquatiques dépend de la forme chimique et de l'état d'oxydation dans lequel il se trouve. Néanmoins, la concentration létale apparaît pour certaines espèces à partir de 2 kg/l (larve d'huitre par exemple), alors que des retards de croissance sont observés chez le phytoplancton au-delà de 4kg/l (Fairbrother et al, 2007).

I-2-4-5 Le zinc :

Il est très souvent associé au plomb et au cadmium dans les minerais naturels où il représente une teneur s'échelonnant de 4 à 20%. Le minerai principal est la blende (sphalérite : ZnS). L'apport en zinc dans le milieu aquatique est en partie dû à la métallurgie et à la combustion des énergies fossiles. Dans les zones portuaires, le zinc est principalement introduit à partir de la dissolution du zinc utilisé dans les systèmes de protection anodiques des coques des navires.

Comme oligo-élément, le zinc est indispensable au métabolisme des êtres vivants, en particulier comme coenzyme, sa déficience chez l'homme entraîne le nanisme (Chiffolleau, 2001 et Fairbrother et al, 2007). Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire.

I-2-4-6 Le nickel :

Le nickel est souvent associé au Fe, Cu, Cr et Co dans les minerais de zinc. Couramment utilisé pour former des alliages solides et durables, on le retrouve dans de nombreux objets comme les casseroles inoxydables, les pièces de monnaie ou encore les piles rechargeables.

Les apports de nickel (essentiellement sous forme particulaire) au milieu aquatique proviennent de phénomènes naturels comme le volcanisme ou les incendies de forêt, mais aussi de la combustion du pétrole et de l'industrie des métaux non ferreux.

Le nickel à faible concentration est un élément essentiel pour les organismes aquatiques. Néanmoins, des effets sur la reproduction de certains bivalves ont été observés à des concentrations très élevées, supérieures à 300 µg/l (Chiffolleau, 2001 et Fairbrother et al, 2007).

I-2-4-7 Le Chrome :

La majeure partie du chrome parvenant à l'océan est introduite par les fleuves, essentiellement sous forme particulaire insoluble (Chester, 1990). Les teneurs en chrome dans les sédiments marins sont de l'ordre de 60 à 100 µg/g. Elles sont similaires à celles de la croûte terrestre, ce qui reflète le caractère lithogénique de cet élément. Le chrome est peu concentré par les organismes vivants ; les teneurs sont de l'ordre de quelques µg/g dans le plancton, comme chez les invertébrés et les poissons (Chiffolleau, 1994).

I-2-4-8 Le fer :

Le fer est le 4^{ème} élément le plus abondant dans la croûte terrestre. Il est aussi l'un des quatre éléments les plus abondants dans le globe terrestre (Fe, O, Si, Mg). En plus de l'industrie (minière et chimique), l'origine du fer soluble dans les eaux peut être le lessivage des terres par les précipitations et les rivières qui drainent une fraction de ce métal vers la mer. Le fer est un élément essentiel qui peut être toxique à des fortes concentrations. Cependant, en milieu marin, sa biodisponibilité pour les microorganismes est particulièrement faible. En milieu marin, en tant qu'oligo-élément, le fer limite la production primaire et les processus biogéochimiques associés (e.g. fixation du CO₂ atmosphérique) dans de vastes régions de l'Océan globale.

I-2-4-9 Le manganèse :

Le manganèse est le 12^e élément par son abondance dans la nature. Il est largement répandu sous forme de minerais, tels que la pyrolusite (MnO₂), minerai principal. Il est utilisé comme dépolarisant dans les batteries à pile sèche, ainsi que dans la préparation du chlore, de l'iode et des huiles pour peintures et vernis, ce qui fait de l'industrie une source potentielle pour cet élément, en plus de sa source naturelle. Les produits phytosanitaires à base du manganèse (tels que la manèbe (C₄H₆MnN₂S₄), le mancozèbe (C₈H₁₂MnN₄S₈Zn) ...etc) sont le plus souvent transportés sur les matières en suspension dans l'eau et les sédiments.

I-2-4-10 L'Arsenic :

L'arsenic est un élément dont les propriétés sont intermédiaires entre celles des métaux et celles des métalloïdes. Les apports d'arsenic au milieu marin en provenance des activités humaines sont liées, d'une part, à la production et à l'usage de cet élément ou des produits chimiques dérivés, d'autre part, au fait qu'il constitue l'un des déchets majeurs de la métallurgie des métaux non ferreux tels que le cuivre, le zinc, le plomb, l'or et le cobalt. A cette activité liée aux métaux non ferreux, il convient d'ajouter ce qui résulte de l'utilisation des combustibles fossiles, ainsi que la production et le traitement des phosphates naturels qui contiennent de l'arsenic à l'état de traces.

La teneur de l'arsenic dans les sédiments marins varie entre 5 et 20 µg/g. On trouve aussi des teneurs plus élevées dans certaines zones côtières influencées par des apports continentaux.

I-2-4-11 Le cobalt :

Le cobalt entre dans la composition de nombreux alliages utilisés dans les industries électrique et aéronautique ; il est employé dans la fabrication d'aimants permanents, de métaux réfractaires, de pigments et comme additif en agriculture (Hamilton, 1994).

Dans l'eau de mer, le cobalt est présent à 85 % sous forme cationique. Les particules sédimentaires apportées à l'océan par l'eau et le vent ont une concentration en cobalt de l'ordre de $20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, analogue à celle de la croûte terrestre (Turekian and Wedepohl, 1961).

Le cobalt est un élément essentiel biologiquement (fonctions catalytiques, activateur de nombreuses enzymes, constituant de métalloprotéines). Il peut être toxique pour certains organismes.

I-2-4-12 Le vanadium :

Le vanadium est utilisé comme élément d'alliage par l'industrie de pointe comme l'aéronautique ou l'aérospatial. Il est également présent à l'état naturel. Le vanadium est relativement inactif dans l'eau de mer, il sera alors préférentiellement concentré à la surface du sédiment ou à proximité des eaux anoxiques.

Le vanadium est un composé requis par les micro-organismes, à l'état de traces seulement. Il s'avère qu'il devient toxique à haute concentration. Le vanadium est composant de certaines enzymes. Certaines bactéries l'utilisent comme accepteur d'électrons pour la respiration (Zhang et al., 2014). Les tuniciers sont des espèces animales pouvant contenir beaucoup de vanadium dans le sang ; cette haute concentration, qui n'est pas pour autant toxique, servirait de catalyseur respiratoire. La concentration du vanadium dans le sang du tunicier est supérieure à celle du milieu environnant (Botte et al., 1979).

I-3 Les bioindicateurs, un outil d'évaluation de la qualité du milieu marin :

Jusqu'au début des années 1970, la surveillance de la contamination métallique reposait uniquement sur l'analyse chimique de l'eau. Cette technique analytique ne fournit pas d'informations sur la biodisponibilité des ETM et ne permet pas de prévoir l'impact de ces substances sur les organismes. C'est dans ce contexte que Goldberg (1975), propose l'utilisation d'organismes pour évaluer la qualité du milieu et que naît le concept d'indicateur biologique ou de bioindicateur. L'intérêt des bioindicateurs réside dans le fait qu'ils permettent de révéler la présence d'un déséquilibre comportemental au niveau de l'individu, au niveau d'une communauté d'organismes et au sein de l'écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible ses modifications naturelles ou provoquées. Ainsi, l'utilisation des bioindicateurs représentent un des moyens d'évaluer l'impact du développement humain sur les écosystèmes marins naturels et de prévenir les situations critiques par la mise en place d'outils de conservation et de restauration (Burger et al, 2006 ; Key et al, 2006 et Usseglio-Polatera et al, 2000).

I-3-1 Choix des bioindicateurs :

La concentration et l'accumulation des métaux chez les organismes aquatiques sont des processus assez complexes et leurs degrés d'assimilation et de rétention varient entre les différents genres et espèces (Eisler, 1981) et dépendent des propriétés biochimiques de chaque élément (Bowen, 1966). En effet, pour constituer un bon « bioindicateur quantitatif », l'espèce animale ou le modèle biologique utilisée doit avoir, selon Philips and Rainbow (1994), les qualités suivantes :

- Il doit pouvoir concentrer le contaminant, sans effet létal, aux concentrations naturelles ;
- il doit être sédentaire afin d'être représentatif de la zone d'échantillonnage ;
- il doit être disponible en abondance dans la zone étudiée ;
- il doit avoir une durée de vie qui permet l'échantillonnage de plusieurs classes d'âges ;
- il doit avoir une taille suffisante pour pouvoir fournir une quantité de tissus adéquate pour l'analyse ;

I-3-1-1 Les poissons demersaux :

L'utilisation des poissons dans le suivi de la contamination métallique des milieux marins est aujourd'hui une approche pertinente. Avec les nouvelles technologies des méthodes analytiques, elle permet de quantifier la concentration des métaux dans l'eau quel que soit son niveau, d'intégrer la contamination dans le temps et de renseigner sur la biodisponibilité des métaux et leur potentiel toxique.

En effet, les poissons choisis sont des poissons à forte valeur commerciale. Ils font partie des espèces démersales vivants au fond, à proximité des sédiments marins. Ils sont de ce fait, très recommandés comme bioindicateurs de la qualité du milieu marin et de ses ressources semblables.

I-3-1-1-1 Le merlu : *Merluccius merluccius*, (Linnaeus, 1758) :

A- Position systématique :

La position systématique de l'espèce *Merluccius merluccius* (Fig. I.6) est établie à partir de différents travaux notamment ceux de Dieuzeide *et al.* (1955), Bauchot and Pras (1980) et Fischer *et al.* (1987). Elle se présente de la manière suivante :

Embranchement : Vertébrés

Sous embranchement : Gnathostomes

Super classe : Poissons

Classe : Osteichthyens

Sous classe : Actinopterygii

Super ordre : Téléostéens

Ordre : Gadiformes



Figure I.6 : Le Merlu *Merluccius merluccius* ((Linnaeus, 1758).

B- Etymologie et Noms Vernaculaires :

Origine du mot en français : De l'ancien français merlus, merluce, du latin merula.

Origine du mot scientifique : Pierre Belon (1553) *in* Belloc (1923, 1929) par analogie avec le brochet, l'appela Maris lucius d'où son nom actuel de Merluccius

Noms vernaculaires

F.A.O : Merlu commun

Algérie : Merlan

Anglais : European hake

Espagnol : Merluza (Adultes)

Français : Merlu, colin, merluchon, colinot, bâtard

Italien : Nasello

C- Morphologie et clés d'identification :

La taille courante est de 30 cm à 1,10 m (Fig. I.6). Le corps est long, mince et comprimé latéralement avec deux nageoires dorsales distinctes. La nageoire anale est semblable à la seconde dorsale. Les pectorales longues et minces ; les pelviennes situées en avant des pectorales, et enfin les caudales plus petites que la tête et devenant progressivement fourchue avec la croissance.

Il est caractérisé par une coloration gris acier sur le dos, plus clair sur les côtés et blanc argenté sur le ventre (Fischer *et al.*, 1987).

D- Distribution Géographique et Bathymétrique :

Le merlu est un poisson qui vit le long des côtes du continent européen (Fig. I.9, Annexe I). Il est abondant dans la Mer du Nord, le Détroit Danois, et devient rare dans la Baltique (Goujon, 1999).

En Méditerranée occidentale, le merlu est très abondant, mais il se fait plus rare au-delà des côtes grecques. Il fréquente en grand nombre les côtes d'Algérie, de Tunisie et de Libye, ainsi que l'Adriatique ; fréquent également sur les côtes Espagnoles Marocaines (Données Medifaune).

Du point de vue bathymétrique, le merlu se trouve depuis les faibles profondeurs à partir de 50 mètres jusqu'au-dessous des fonds de 1000 mètres (Bertignac, 2004).

E- Ecologie alimentaire :

Le merlu constitue une espèce écologique et économique importante dans l'écosystème démersal de la Méditerranée. D'un point de vue trophique, les études antérieures positionnent le merlu comme un grand prédateur carnivore (Larraneta, 1970, Guichet, 1995 et Poulard, 2001). Il a une faible activité diurne, il se cache le jour dans les eaux profondes et chasse la nuit en pleine eaux.

Le merlu adulte se nourrit essentiellement des petites merluches, anchois, harengs, morues, sardines et des calmars. Tandis que les merlus juvéniles se nourrissent de crustacés planctoniques, copépodes et amphipodes.

F- Reproduction :

Pendant la période de reproduction, le merlu occupe le bord du plateau continental et vit dans les fonds entre 100 à 700 m. En règle générale, son lieu de ponte préféré se situe entre 100 et 300 m. Ses périodes de reproduction varient selon la zone géographique (Biagi *et al.*, 1995). Il se reproduit à partir de décembre en Méditerranée, en février dans le golfe de Gascogne et en mars au bord du plateau continental européen (Cohen *et al.*, 1990). D'après les résultats de Bouaziz *et al.* (1998a) obtenus en baie de Bou-Ismaïl, la ponte du merlu est plus étalée en Méditerranée qu'en Atlantique.

G- Croissance et développement :

En Méditerranée, le merlu semble avoir un taux de croissance équivalent à celui observé en Atlantique, au moins au cours de ses premières années de vie (Oliver and Morillas, 1989). Le merlu peut atteindre une taille de 33 cm à l'âge de 4 ans, et peut peser en moyenne entre 5 et 8 kg (Mariano and Antonio, 2002). La croissance du merlu dans la région centre de la côte algérienne est caractérisée par une longévité des femelles, avec une croissance linéaire nettement supérieure à celle des mâles (Bouaziz *et al.*, 1998b).

H- Migration :

Le merlu effectue deux types de migrations. La première en vue de la reproduction, par le rapprochement des individus dans un espace restreint pour assurer la fécondation. Une fois la reproduction terminée, nous assistons à la migration de dispersion, dont le but est de favoriser la recherche de la nourriture sur une grande étendue (Données Medifaune).

Après la phase larvaire, les juvéniles restent deux ans et demi sur les vasières ; vers l'âge de trois ans, ils migrent vers les eaux plus côtières ensuite les adultes rejoignent le talus pour y pondre.

I- Pêcherie et engins de pêche :

Les principaux engins utilisés pour la capture du merlu sont les chaluts de fond et pélagiques, filets maillants et palangres de fond, sennes coulissantes et lignes à main.

En Algérie, les engins les plus utilisés pour la pêche du merlu sont les chaluts de fond type espagnol (le HUELVANO et le MINIFALDA), le chalut de fond type français (le CHARLESTON), le chalut de fond type italien (MAGLIOUCHE) et le chalut semi pélagique (04 faces).

I-3-1-1-2 Le pageot commun *Pagellus erythrinus* (Linné, 1758)

A- Position Systématique :

La position systématique de l'espèce *P. erythrinus* (Fig. I.7) est établie à partir de différents travaux notamment ceux de Dieuzeide *et al.* (1955), Bauchot and Pras (1980), Fischer *et al.* (1987) et Quero and Vayne (1997). Elle se présente de la manière suivante :

Embranchement : Vertébrés

Sous embranchement : Gnathostomes.

Super classe : Ostéichthyens.

Classe : Actinoptérygiens.

Sous classe : Néoptérygiens.

Infra classe : Téléostéens.

Super ordre : Acanthoptérygiens.

Ordre : Perciformes.

Sous ordre : Percoides.

Famille : Sparidés.

Genre : *Pagellus*.

Espèce : *P. erythrinus*.



Figure I.7 : *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758)

B- Etymologie et Noms Vernaculaires :

En Algérie, les noms changent d'une région à une autre. *Pagellus erythrinus* est appelé pageot dans la région de Jijel, Bejjil ou morjane el hjar ou pageot à Alger.

En France il est nommé pageot, en Italie pagello, en Angleterre et en Espagne, respectivement, Common pandora et pagel. Dans les pays méditerranéens, nous avons constaté que *Pagellus erythrinus* a une multitude d'appellations.

C- Morphologie et clés d'identification :

Le pageot commun possède un corps fusiforme ou ovale, plus ou moins élevé et comprimé, leur couleur est variable ; il y'a apparition de taches jaunes sur la tête au moment de la reproduction (Fischer *et al.*, 1987). La nageoire dorsale est dotée de 12 épines et 10 ou 11 rayons mous ; l'anale possède 3 épines et 8 à 9 rayons mous ; les nageoires pectorales sont pointues et la caudale grande et fourchue (Fischer *et al.*, 1987). La couleur est rose assez vif marquée de petit points bleus sur la partie supérieur des flancs, les côtés sont plus pales et le ventre est blanchâtre. La tête est plus foncée, surtout entre les yeux et le profil du museau. Le bord postéro-supérieur de l'opercule est rouge carmin avec une tache rougeâtre à la base des pectorales (Fischer *et al.*, 1987).

D- Distribution géographique et bathymétrique :

Cette espèce est commune en méditerranée et en adriatique et rare en mer noire. Elle est présente sur les côtes Est de l'Atlantique, de l'Angola à la Scandinavie mais très rare à partir de la manche, et commune dans le golfe de Gascogne (Fig. I.10, Annexe I) (Dieuzeide, 1955 ; Relini *et al.*, 1985; Fischer *et al.*, 1987 et Jardas, 1996).

Notons que sa présence au sud du Sénégal a été mise en doute, elle y serait remplacée par une espèce voisine, *Pagellus coupei*.

E- Ecologie alimentaire :

Pagellus erythrinus est une espèce omnivore à prédominance carnivore ; il se nourrit de crustacés, de vers et d'autres invertébrés marins (Fischer *et al.*, 1987).

D'après Cherabi (1987) les annélides polychètes constituent l'aliment essentiel du pageot, l'auteur ajoute que les crustacés décapodes, les mollusques et les échinodermes représentent également une part non négligeable de son alimentation. Les amphipodes représentent une part importante dans le régime alimentaire des jeunes pageots. La différence entre la nourriture des petits et des grands individus de pageots s'observe à partir de la classe de taille entre 15- et 20 cm.

F- Reproduction :

Pagellus erythrinus est une espèce hermaphrodite protogyne. Les individus sont d'abord des femelles puis deviennent des mâles à partir de la 3^{ème} année (environ 17-18cm), (Fischer *et al.*, 1987). D'après Cherabi (1987) les limites des tailles auxquelles sont observés les individus hermaphrodites sont comprises entre 13 et 30 cm, le maximum d'inversion sexuelle se situe entre 22.5 et 26.5 cm. La reproduction se fait du printemps à l'automne , elle s'étale sur 3 mois de mai à juillet, la maturité sexuelle est atteinte entre l'âge de 1 à 2 ans.

G- Croissance et développement :

Le pageot peut mesurer jusqu'à 60 cm pour un poids de 3kg mais sa longueur usuelle dans les captures se situe entre 10 et 30-40 cm (Fischer *et al.*, 1987).

H- Pêcherie et engins de Pêche :

D'après Fischer *et al.* (1987), la pêche au pageot est semi industrielle, artisanale et sportive en Espagne, en Sicile et au Chypre. Il est capturé par les scènes de plage coulissantes, les chaluts, les filets maillants, les palangres de fond, les nasses et les lignes à main.

I-3-1-1-3 Le rouget de vase *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758)

A- Position Systématique :

La position systématique de *Mullus barbatus* (Fig. I.8) est définie à partir de différents travaux, notamment ceux de Dieuzeide *et al.* (1955), Bauchot and Pras (1980) et Fischer *et al.* (1987). Une classification phylogénétique révisée par Lecointre et Le Guyader (2009) et retenue pour la présente étude.

Règne : Eukaryota

Sous-Règne : Metazoa

Phylum : Chordata

Sous-Phylum : Craniata

Embranchement : Vertebrata

Super-Classe : Gnathostomata

Classe : Osteichthyens

Famille : Mullidae

Genre : *Mullus*

Espèce : *barbatus* Linnaeus, 1758.



Figure I.8 : Rouget de vase *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758)

B- Etymologie et noms vernaculaires :

Actuellement, sous l'appellation vernaculaire rouget barbet, nous retrouvons deux espèces : Le rouget barbet de vase *Mullus barbatus* et le rouget barbet de roche *Mullus surmuletus*.

Le rouget est une espèce très appréciée du point de vue gustatif. On lui attribue différents noms usuels selon la région :

Arabe : Barbouni el hagar, Mlal elkhaz, Rougi, Trilia.

Anglais : Red mullet,

Français : Rouget, Rouget barbet, Rouget de vase.

Italien : Triglia di fango.

Espagnole : Salmonete, Salmonete de fango

Turque : Barbunya

C- Morphologie et clés d'identification :

Dieuzeide *et al.* (1955) précisent que *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758) présente un corps allongé et élevé en avant. Le profil antérieur de la tête est fortement penché, parfois presque vertical, avec un museau court et des yeux très proches du profil supérieur de la tête.

Fischer *et al.* (1987) ajoutent qu'il y a une paire de barbillons épais sous le menton. Ces derniers ont une longueur inférieure ou égale à celle des nageoires pectorales. Ils sont dotés d'une première nageoire dorsale avec 8 épines et ont une coloration rosée sans aucune tache sur le corps ou les nageoires.

Ces mêmes auteurs ajoutent que la taille maximale est de 30 centimètre ; la taille commune est de 10 à 20 centimètres (de 8 à 12 centimètres en mer noire).

D- Distribution Géographique et Bathymétrie :

Mullus barbatus présente une large distribution (Fig. I.11, Annexe I). Cette espèce est présente dans la partie Est de l'océan Atlantique des côtes sénégalaises jusqu'aux côtes françaises, ainsi que dans tout le bassin méditerranéen (Fischer *et al.* 1987).

En Méditerranée, cette espèce démersale vit sur des fonds de vase, de sable ou de gravier du plateau continental, dans des profondeurs allant de 10 à 500 mètres (Fischer *et al.*, 1987)

En Algérie, Dieuzeide *et al.* (1955) mentionnent que le rouget de vase est commun sur les fonds vaseux jusqu'à 150 mètres de profondeur et se trouve également en bordure des prairies de zostères et de posidonies. En été, les jeunes s'approchent très près du rivage.

Les œufs, les larves et les post-larves du rouget de vase sont pélagiques. Ils vivent dans les eaux de surface jusqu'à une profondeur de 30-35 m, au voisinage des côtes. Les juvéniles, à partir de 3-4 cm, commencent à gagner le fond (Suquet *et al.*, 2001).

Le rouget de vase adulte, en Méditerranée et en Atlantique, est une espèce benthique préférant les zones où le plateau continental est large. Il présente une abondance maximale sur les fonds vaseux à des profondeurs comprises entre 50 et 200 m (Lombarte *et al.*, 2000). On le retrouve également sur les graviers et les fonds sableux jusqu'à 328 m en mer ionienne orientale (Mytilineaou, 2005).

E- Ecologie Alimentaire :

Sur des côtes algériennes, les crustacés sont des proies préférentielles pour le rouget de vase et les proies secondaires sont représentées par les mollusques et les vers. (Aissat, 2010). Les foraminifères, ophiures, larves de décapodes, spicules de spongiaires, gorgone, alevin et les restes de poissons constituent les proies accidentelles.

Selon Layachi (2007), au niveau des côtes marocaines, le régime alimentaire de cette espèce varie avec les saisons et la taille des individus. Au niveau des côtes tunisiennes, Cherif (2011) note que les polychètes sont les proies préférentielles du rouget barbet de vase. Les mollusques et les échinodermes représentent des proies secondaires. Les nématodes, les téléostéens et les algues sont des proies de moindre importance.

F- Croissance

Comparée à d'autres espèces de poisson, la croissance du rouget de vase paraît être lente. Il atteint le poids de 50 à 100 gr à la 3^{ème} année de sa vie. La croissance des mâles est inférieure à celle des femelles. La relation taille poids est fortement corrélée (Suquet, 2001).

G- Reproduction :

Le rouget de vase est une espèce gonochorique. Sa première maturité sexuelle est atteinte à 15 centimètres (02 ans) chez les femelles, et elle est de 14 centimètres (à partir d'un an) chez les mâles. La reproduction se fait entre mai et juillet en Méditerranée (Bougis, 1952). Les larves et post-larves du rouget de vase sont pélagiques jusqu'à 04 centimètres (Fischer *et al.*, 1987).

H- Pêcherie et engins de Pêche :

Le rouget de vase est généralement capturé par chalut, trémail, tartanon et lignes (Dieuzeide *et al.*, 1955). Fischer *et al.* (1987) ajoutent qu'il est ramené par les sennes de plage, filets maillants de fond et verveux. Il est régulièrement présent sur les marchés de la Méditerranée, occasionnellement à rarement en mer Noire, et commercialisé frais, réfrigéré, congelé et salé.

[MILIEU D'ETUDE]

Ce chapitre est consacré à la présentation et la description du milieu physique d'étude où s'est déroulée la recherche doctorale. Il est constitué de toute la côte algérienne influencée par les facteurs et les contraintes naturelles et anthropiques.

II.1. Situation géographique du bassin algérien :

Le bassin algérien se situe dans la région Sud-Ouest du bassin occidental de la mer Méditerranée. Il est délimité du Sud par l'Algérie, de l'Ouest par la mer d'Alboran de l'Est par le détroit de Sicile et du nord par les îles Baléares et la Sardaigne. Longitudinalement, il s'étend entre 2°W et 7°45'E et entre 35°N et 40°N de latitude (Fig. II.1).

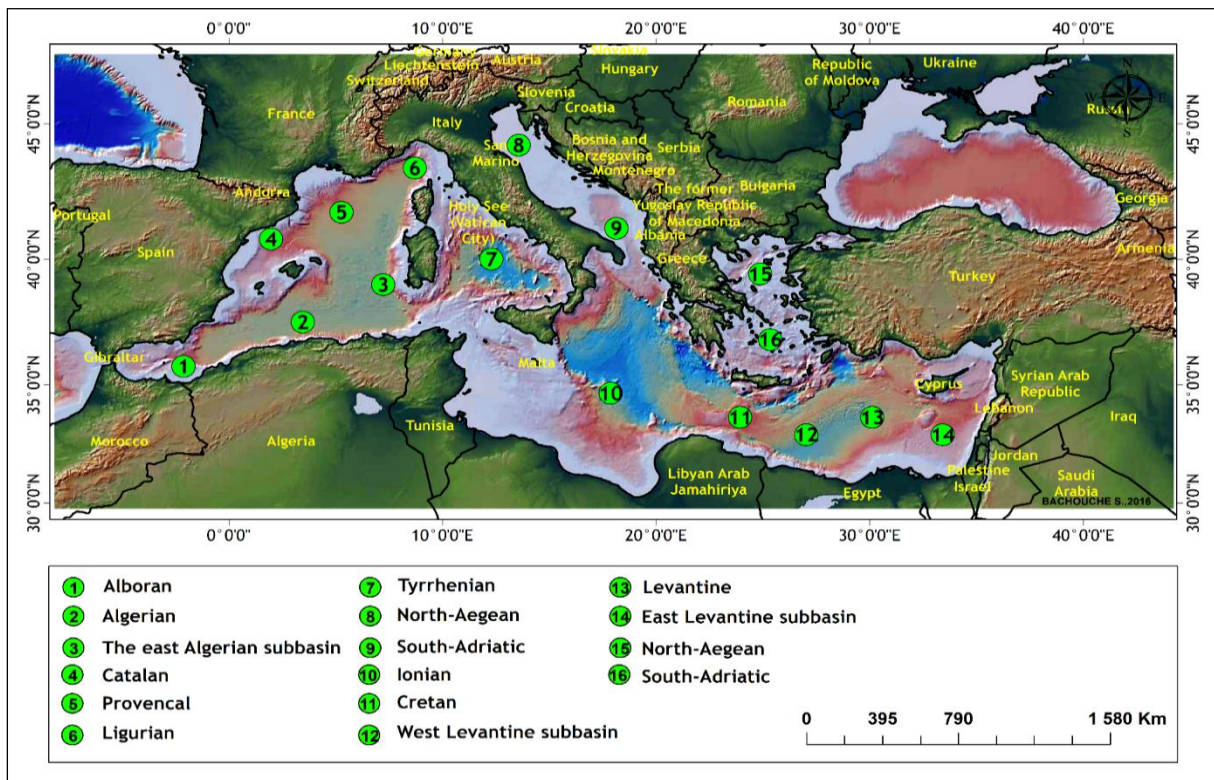


Figure II.1 : Situation géographique du bassin Algérien dans la mer méditerranée.

II.2. Contexte océanographique général :

II.2.1. Les masses d'eau :

En Méditerranée Occidentale, on distingue quatre masses d'eau principales : la MAW (Modified Atlantic Water), la WIW (Winter Intermediate Water), la LIW (Levantine Intermediate Water) et la WMDW (Western Mediterranean Deep Water) (Millot *et al.*, 1997 et Send *et al.*, 1999). Nous pouvons également mentionner la TDW (Tyrrhenian Dense Water) et la SMW (Saline Northern Surface Mediterranean Waters) (Fig. II.2, Annexe II).

Durant la saison printanière, dans les côtes algériennes, deux masses d'eau se manifestent généralement entre la surface et 300 m de profondeur : la MAW (Modified Atlantic Water) et la LIW (Levantine Intermediate Water) (Inal *et al.*, 2016) (Fig. II.3, Annexe II).

II.2.2. Circulation des masses d'eau :

La circulation de l'eau d'origine atlantique, du détroit de Gibraltar au canal de Sicile, présente de fortes différences. A l'Ouest, notamment dans la mer d'Alboran, les eaux y forment en surface une couche d'eau atlantique modifiée (MAW) qui circule d'Ouest en Est le long des côtes espagnoles puis le long des côtes nord africaines en formant de vastes tourbillons cycloniques et anticycloniques (Millot, 1987a et Millot, 1999).

A la sortie de cette mer, la circulation est quasiment dirigée en permanence des côtes espagnoles (2°W) vers les côtes algériennes (1°W) (Taupier-Letage et Millot, 1988 et Millot, 1994). Cette circulation prend ensuite la forme d'une veine de courant de 30 à 40 km de largeur et de 150 à 200 m d'épaisseur (Raimbault *et al.*, 1993) qui coule vers l'Est et devient généralement instable à partir de $1-2^{\circ}\text{E}$ (Millot, 1985). Arrivé aux côtes algériennes, le courant prend la dénomination de « Courant algérien ». Lors de sa progression vers l'Est à une vitesse de l'ordre de quelques cm/s, des méandres qui évoluent en tourbillons cycloniques et anticycloniques se développent (Fig. II.4). Cette eau est soumise à l'évaporation et au mélange avec les eaux méditerranéennes sous-jacentes ; elle peut atteindre une salinité de 38,3 psu au détroit de Sicile. Au niveau de ce dernier, l'Eau Levantine Intermédiaire « LIW » contribue aux flux sortant du bassin oriental et pénètre dans le bassin occidental par la mer Tyrrhénienne (Millot, 1987b et Millot, 1999). Le mélange de MAW et LIW forment l'eau profonde du bassin ouest méditerranéen « WMDW », qui plonge dans la zone centrale du golfe du Lion pour tapisser le fond du bassin occidental. L'eau intermédiaire d'hiver « WIW », prend naissance sur le plateau continental du golfe du Lion et dans la mer Ligure, et forme une veine d'eau entre la MAW et la LIW, qui se retrouve dans le bassin algérien (Benzohra and Millot, 1995).

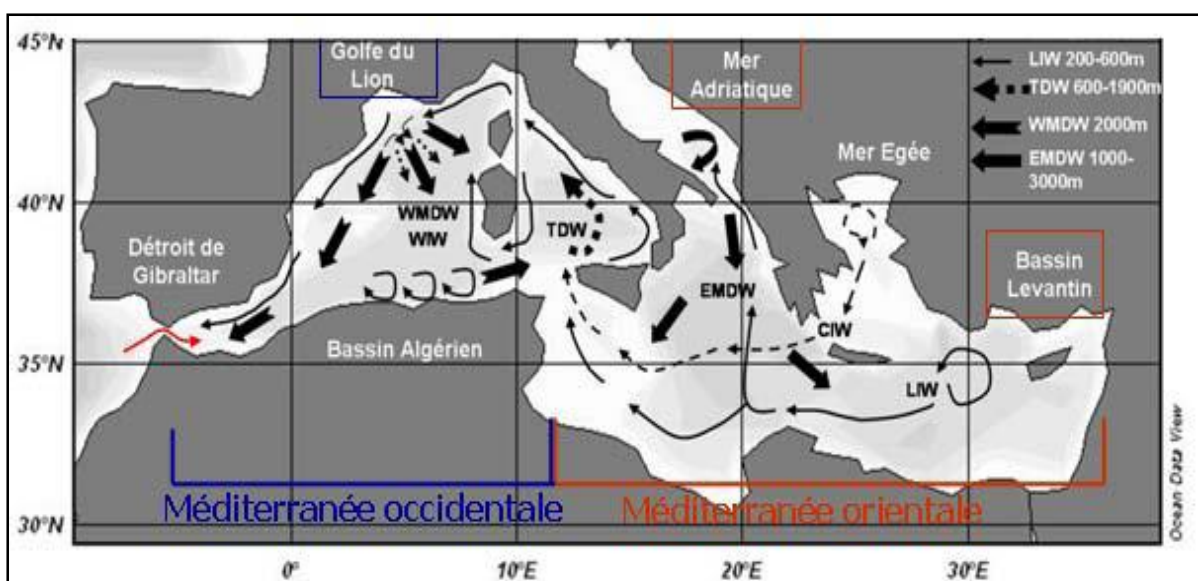


Figure II.4 : Circulation globale dans les deux bassins de la mer Méditerranée (Millot, 1999).

WMDW: West Mediterranean Deep Water **TDW:** Thyrrénienne Deep Water **LIW:** Levantine Intermediate Water
EMDW: East Mediterranean Deep Water **WIW:** Winter Intermediate Water

II.2.3. Température et salinité des eaux:

En surface, l'eau du courant algérien est présente tout le long de la côte algérienne et se caractérise par une température moyenne de 20,50° C et une salinité inférieure à 37,10 psu (Millot, 1985). Selon le même auteur, au niveau de 50 m et 100 m, le courant algérien s'éloigne sensiblement du littoral en raison de son instabilité, le taux de salinité est alors de 36,8 psu dans le secteur Ouest et 37 psu dans le secteur Est. Les températures maximales des niveaux 50 et 100 m de profondeur varient entre 15,50° et 16,27°C. A 200 m, l'influence du Courant Algérien sur la frange côtière algérienne est marquée par une salinité légèrement plus basse que celle des eaux du large ; celle-ci varie entre 38,3 psu et 38,6 psu.

II.3. Caractéristiques climatiques :

Le littoral algérien, à l'instar de l'ensemble de la région méditerranéenne, est caractérisé par son climat typique ; chaud et sec en été, doux et relativement humide en hiver.

II.3.1. Température :

Les régions côtières sont caractérisées par un climat modéré. Généralement, sur le littoral algérien la température minimale de l'air ne s'abaisse pas au-dessous de 0°C et la maximale ne dépasse pas 4°C. La moyenne annuelle de température est de 20°C, avec des moyennes mensuelles extrêmes de 28 à 35°C en mois d'août et 23°C en avril (ONM, 2005).

II.3.2. Pluviométrie :

La pluviométrie moyenne annuelle sur l'ensemble du littoral algérien s'élève à 6776 mm. Une diminution très nette des précipitations s'observe d'Est en Ouest :

Oranie = 405 mm ; Algérois = 702 mm ; Constantinois = 1151 mm (ONM, 2005).

II.3.3. Régime des vents :

Les mois de sécheresse sont les mois à prédominance des vents Nord-Est. Il existe, par ailleurs, des vents chauds (Sirocco) provenant du Sud et Sud-Ouest. Ce sont des vents chauds et secs de 09 à 16 jours par an.

En plus, le vent est une des forces régissant les houles. Ces dernières, en absence des courants permanents et des marées, ils sont les seuls à agir activement au niveau des baies et des golfes de la côte au large.

II.4. Plateau continental :

Le littoral algérien possède un linéaire côtier moyen de l'ordre de 1622 km de longueur. Le plateau continental algérien apparaît comme un plateau fragmenté et discontinu. Il est extrêmement réduit et disparaît en bordure des massifs montagneux côtiers ou des côtes élevées. Il se développe près des côtes basses comme c'est le cas des baies et des golfes. Ce plateau continental étant le réduit de la mer Méditerranée (Fig. II. 5).

Le plateau continental est relativement étroit au Centre de de la côte algérienne et atteint des extensions notables au niveau des extrémités Est et Ouest. Dans certains endroits comme Collo, Ténès et Azzefoune, le plateau continental est très réduit, le fond atteint les 1000 mètres de profondeur à quelques mètres de la côte. Dans ces zones, la pente est raide et très accidentée. De façon générale, la surface du plateau continental est évaluée à 14288 Km² entre le rivage et l'isobathe 200 mètre et à 15150 Km² entre les isobathes 200 et 1000 mètres.

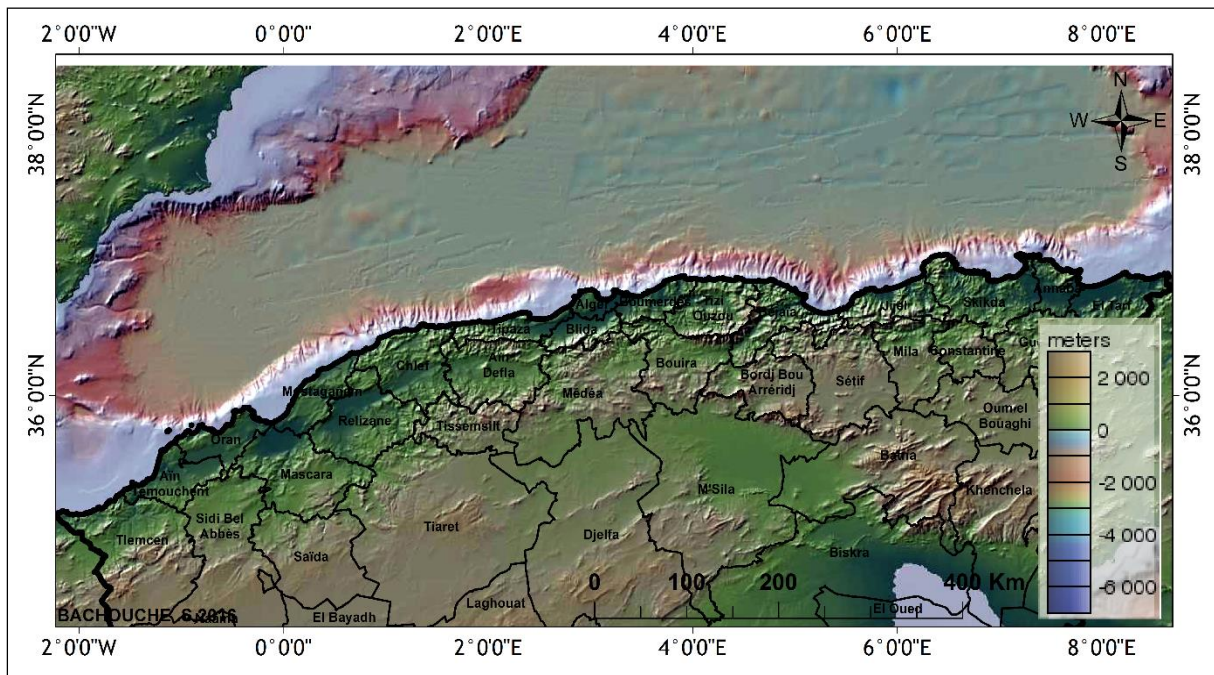


Figure II. 5 : Structure et limites bathymétriques du plateau continental le long de la côte algérienne.

II.5. Géomorphologie littorale :

Selon la description faite par Boutiba (2006), le secteur allant de la frontière algéro-tunisienne à Bejaia est dans l'ensemble très diversifié avec des avancées de la chaîne tellienne externe qui gagnent sur la mer. Ce secteur est caractérisé par un ensemble de falaises plus au moins élevées (<40 m) taillées dans les roches dures ignées et métamorphiques, dont les versants sont escarpés et couverts de sol et de végétation et dont la partie inférieure est battue par la mer.

Les lagunes littorales entre El-Kala et Annaba confèrent une originalité à ce secteur de la côte algérienne. Les apports en éléments sableux sont le fait des oueds Seybouse et El Kébir.

De Dellys à cap Matifou, la morphologie littorale est commandée par deux bassins néogènes : ceux de l'oued Sebaou et de l'oued Isser. Entre cap Matifou et le massif cristallophyllien d'Alger, la baie d'Alger s'inscrit en creux. De Sidi-Fredj vers le mont Chenoua (baie de Bou-Ismaïl), se rencontre une succession de plages.

Du mont Chenoua à Cherchell se disséminent des falaises et des zones rocheuses ainsi que des grèves et des plages à sédiments fournis par l'érosion des roches schisteuses du Dévonien, Oued Mousselmoun (Ouest de Cherchell) termine cette succession de falaises.

Dans le cap de Ténès, c'est le domaine de très hautes falaises atteignant parfois 300 m de dénivelé et plongeant à des profondeurs importantes.

Entre Ténès et l'embouchure du Chélif, les falaises dominent, et sont formées dans les grès et les argiles du Miocène ou du Quaternaire. Plus à l'Ouest, les formations de roches du Jurassique et du Crétacé sont mises en relief dans tout le secteur du Cap Carbon (Arzew).

A l'extrême Ouest, le littoral des Traras débute à Rachgoun (embouchure de la Tafna) près de Beni Saf à l'Est et se termine à l'Ouest près de Foug Kiss à la frontière algéro-marocaine.

Entre Cap Tarsa à l'Est et le Cap Milona à l'Ouest, on distingue deux types morphologiques : des falaises et des plages ponctuelles qui se localisent souvent aux embouchures des oueds. Les exemples les plus frappants sont ceux de Ghazaouet, oued Abdellah et la plage Marsa Ben-M'hidi.

II.6. Sédimentologie :

Les travaux réalisés aux golfes d'Annaba, de Skikda, de Béjaïa et de Ghazaouet par [Leclaire \(1972\)](#), au golfe d'Oran par [Kerfouf \(1997\)](#), au golfe d'Arzew par [Caulet \(1972\)](#), en baie de Bou-Ismaïl par [Grimes \(2010\)](#) et en baie d'Alger par [Bakalem \(2008\)](#) et [Grimes \(2010\)](#) renseignent sur la couverture sédimentaire de la côte algérienne. En effet :

La couverture sédimentaire à l'Ouest est caractérisée par :

- Des sédiments calcaires pélitiques et des vases calcaire-argileuses sont très développés et plus abondants à l'extrême Ouest (golfe de Ghazaouet). La frange littorale sableuse est très réduite, elle est localisée au Cap Figalo à Ghazaouet et prend progressivement une extension importante à partir du Cap Milona ([Leclaire, 1972](#)).
- Une zone de sables graveleux envasés située près de la côte, au centre du golfe d'Oran et se prolonge vers le large, près du port de Mers-El Kebir et à la pointe de Kristel.
- Des sédiments calcaires nettement pélitiques représentés par les vases calcaire-argileuses recouvrent une superficie importante du golfe d'Arzew.

- Une alternance de sable terrigène et de sédiments mixtes ou purement organogènes sur la bordure littorale à partir du cap Carbon jusqu'à Mostaganem (Caulet, 1972).

La couverture sédimentaire au Centre est caractérisée par :

- Le sable envasé (Sv) occupe une très grande partie de la baie de Bou-Ismaïl jusqu'au Ras Acrata à l'Est et de Chenoua jusqu'au large en face la ville de Bou-Ismaïl.
- Le sable vaso-graveleux (Sv_g) occupe une grande partie du large du secteur Ouest de la baie de Bou-Ismaïl (de Tipaza à Ain Tagourait Ex. Berard), presque sur la quasi-totalité du front Est de la baie et à l'Est de Sidi Fredj (Bakalem, 2008).

La couverture sédimentaire à l'Est est caractérisée par :

- Les sédiments calcaires (sables, graviers et vases calcaréo-siliceuses) jalonnent la bordure rocheuse du golfe de Béjaïa, les sédiments siliceux (63 à 64% du plateau continental et son rebord) représentés par les vases silico-calcaires et les vases silico-argileuses, les sédiments argileux représentés par les boues argilo-siliceuses, tandis que les sédiments sableux et graveleux sont représentés de façon secondaire (Leclaire, 1972).
- Les sables et sablons calcaréo-siliceux s'étendent sur la quasi-totalité de la côte du golfe d'Annaba, les sables et graviers calcaires couvrent essentiellement le large de Ras Rosa et les vases calcaires couvrent une fine partie du centre du golfe (Leclaire, 1972).

II.7. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique aboutissant en mer compte 31 oueds, dont les plus importants sont les oueds Tafna, Cheliff, Mazafran, El Harrach, Soummam, Sebaou, Isser, El Kebir, Safsaf et Seybouse (Fig. II.6). Ce réseau alimente le milieu marin en apports terrigènes et constitue des collecteurs de tous les polluants issus des activités humaines, agricoles et industrielles.

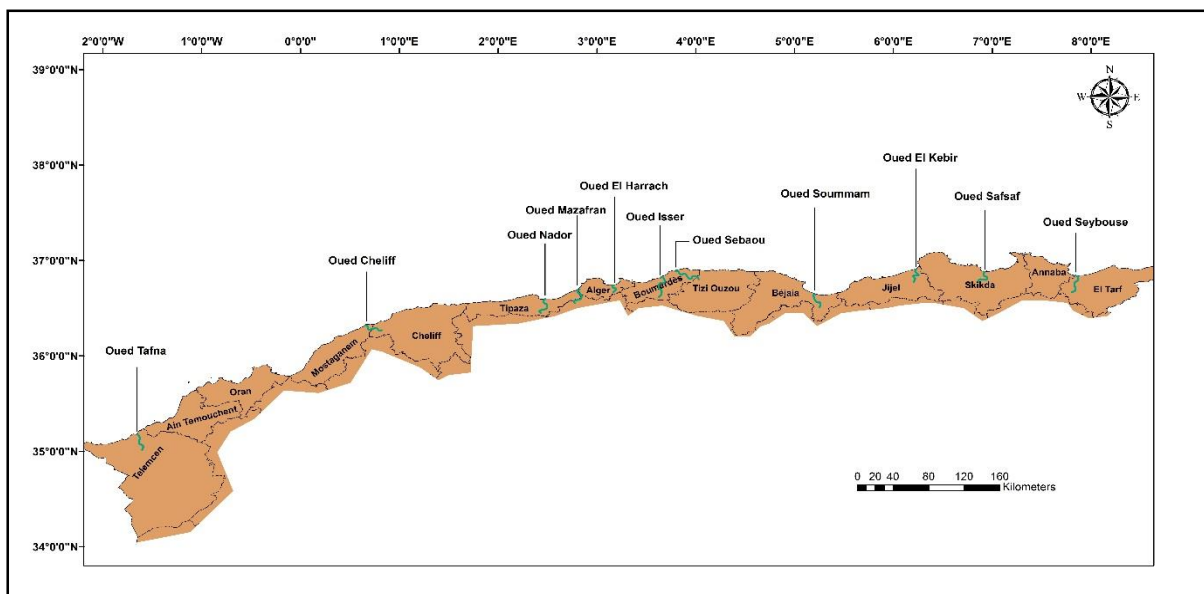


Figure II.6 : Principaux oueds débouchant dans les baies et les golfes de la côte algérienne.

Les caractéristiques les plus importantes de ces oueds sont résumées dans le tableau suivant :

Tableau II.1 : Les caractéristiques des principaux oueds de la côte algérienne (METAP, 1994).

Oueds	Longueur (km)	Superficie du bassin versant (km ²)	Débit moyen (m ³ /s)
Tafna	140	6900	8.25
Macta	-	400	2.70
Cheliff	759	43700	33.70
Mazafran	-	1900	13.80
El Harrach	67	971	6.75
Isser	200	3615	13.40
Sebou	92	2300	33.40
Soummam	52	8420	25.20
Safsaf	24	322	1.39
El Kebir ouest	208	8735	28.20
Seybousse	239	5955	63.70

II.8. Principales pressions anthropiques le long de la côte algérienne :

II.8.1. Population, urbanisation, industrie et autres pressions :

La population littorale présente une densité très élevée, soit près de 800 Hab/km², largement supérieure à la moyenne nationale. Cette forte pression humaine, qui le plus souvent s'explique par des considérations socio-économiques, génère une importante charge polluante multiforme. L'industrie algérienne dominée par les activités pétrochimique, chimique, sidérurgique et agroalimentaire est concentrée dans la bande littorale où l'on recense plus de 50 % des unités industrielles nationales. La zone algéroise concentre à elle seule 38 % des unités industrielles du pays. Les zones côtières les plus affectées par la pollution hydrique sont adjacentes aux grandes métropoles (Alger, Oran, Annaba) ou bien voisines des complexes industrialo-portuaires (Ghazaouet, Mostaganem, Arzew, Béjaia, Skikda). Ces zones sont le réceptacle de diverses sources de pollution constituées généralement (Fig. II.5) :

- (i) des rejets domestiques des grandes villes maritimes : Alger, Annaba et Oran sont les villes les plus exposées aux conséquences de la pollution organique.
- (ii) des rejets de plus de 3600 unités industrielles (chimiques et pétrochimiques) réparties sur les 1622 km de la côte algérienne (MATE, 2002); même s'il est difficile d'être exhaustif et sans les hiérarchiser on retrouve : les métaux lourds, les hydrocarbures et les composés organiques, l'acide sulfurique, les matières fibreuses et les substances chromiques, les éléments basiques, les composés azotés, les cyanures, les catalyseurs usagés et les goudrons, la soude, les pesticides, les détergents et les organo-chlorés.
- (iii) des rejets des centrales thermiques : les eaux de refroidissement des unités de SONELGAZ augmentent la température et leur teneur en chlore (Marsat El Hadjadj, Alger, Cap Djennet ...).
- (iv) du lessivage des sols des grands périmètres agricoles (littoral centre et plaine d'Annaba surtout) élève la teneur en éléments nutritifs des zones marines voisines (rejets dû à la fabrication des fertilisants agricoles à Annaba) (Grimes, 2010).

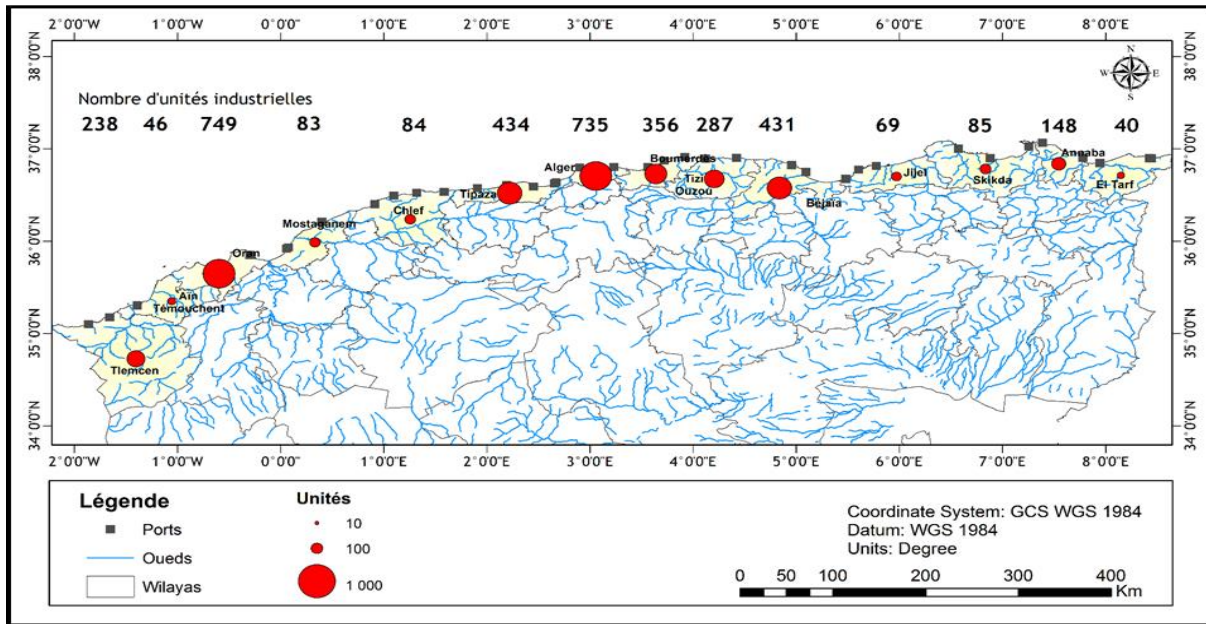


Figure II. 7 : Répartition des principales unités industrielles le long de la côte algérienne.

L'inventaire, l'identification et la localisation des sources de pollution le long de la côte algérienne est indispensable pour l'interprétation des tendances, de la distribution et de la grandeur des teneurs en ETM. En effet, l'inventaire des sources de pollution qui contribuent de façon importante dans la charge polluante acheminée vers la mer, établi à la base du Bilan et diagnostic national (MEDPOL/PASMED)¹ et du rapport sur l'état de l'écosystème côtier algérien (ECA/ENSSMAL)², est énuméré dans le tableau ci-dessous :

Tableau II.2 : Principales sources de pollution dans les wilayas littorales.

Wilayas	Sources de pollution
Tlemcen	ALZINC
Béni Saf	Ciment, Ferphos Sablière Terga
Oran	Pétrochimie, ENGI, Alzofer, EMB, Fertalge
Mostaganem	Soachlore, Giplait, Megisserie, Papier, Sucre, Agro-alimentaire
Chlef	PMI-PME, Alufer, Alumetal, Papier, verrerie
Tipaza	PMI-PME, Alufer, Alumetal, Papier, verrerie
Alger	Corps gras, Agroalimentaire, Papier, Cosmétique, Centrale électrique, Tannerie Hydrocarbures
Boumerdès	Laiterie, Agroalimentaire, Aluminium, Médicaments, Centrale électrique
Tizi-Ouzou	Abattoirs, Agroalimentaire, Laiterie, Huilerie, Electroindustrie Cotonnière
Bejaïa	Agro-alimentaire, Corps gras, Emballage, Hydrocarbures, Naphtal
Jijel	Conserverie, Agroalimentaire, Verre, Centrale électrique, Tannerie
Skikda	Pétrochimie, Centrale électrique, Gaz industriels
Annaba	Agro-alimentaire, Ferphos, Ferroviaire Arcelor Mittal, Centrale électrique, engrais azotés et phosphatés
El Taref	Conserverie, Agroalimentaire, Galvatube, Aciérie, Centre d'enfutage

¹Bilan du Diagnostic National /MEDPOL/PAS MED/2003.

²Rapport sur l'Etat de l'Ecosystème Côtier Algérien / ENSSMAL/ 2005.

II.8.2. Situation de la contamination métallique dans les côtes algériennes :

Sur la base des travaux antérieures concernant les niveaux et les tendances de la pollution métallique des sédiments dans les différents baies et golfes de la côte algérienne (Fig. II.8, Annexe II), on peut déduire que :

Du golf de Ghazaouet jusqu'à Beni Saf, la pollution métallique ne semble pas inquiétante.

A Oran, les teneurs élevées sont globalement enregistrées à proximité du port et qui ont pour origine l'exposition directe aux apports telluriques. C'est également le cas dans le secteur Arzew- Stidia- Mostaganem (les activités anthropiques et les apports de l'oued Cheliff).

A Bou Ismail, les principales sources de pollution par les métaux lourds sont les apports continentaux déversés dans la baie (activités touristiques et agricoles) en plus des rejets d'eaux usées domestiques par le biais des oueds (Nador, Mazafran et Beni Messous).

Le niveau de pollution métallique de la baie d'Alger est largement supérieur aux valeurs admises, dû à l'exposition de cette baie à la plus grande et la plus importante unité urbaine et industrielle du pays, à l'importante activité portuaire et à l'influence d'une grande partie des terres agricoles de la Mitidja par les deux oueds El Harrach et El Hamiz.

A Béjaïa, la contamination reflète l'influence combinée des rejets non contrôlés des eaux usées domestiques et industrielles via l'oued Soummam et le port de Béjaïa.

Dans le golfe de Skikda, le mercure et le zinc présentent des niveaux élevés dans les sédiments. Cette contamination a pour source les activités minières au niveau des gisements mercuriels en cours d'exploitation dans la région. L'acheminement de cette pollution minière vers la mer se fait par les cours d'eaux, notamment l'Oued Saf Saf.

La région d'Annaba présente une pollution métallique qui peut être associée aux rejets industriels dans l'enceinte portuaire et de la zone industrielle par l'oued Seybouse ainsi qu'aux rejets urbains au niveau des principaux cours d'eau.

Les secteurs de Jijel et d'El Kala, caractérisés par l'absence de sources majeures de pollution, sont les moins affectés par la pollution métallique. Pourtant, la région de Jijel (El Aouana au niveau de Ras El Afia) héberge l'un des plus importants gisements miniers polymétalliques (CU, PB, Zn, Ag) de l'Est algérien.

II.9. L'activité de pêche dans les côtes algériennes :

II.9.1. Organisation du secteur de la pêche :

Actuellement, avec le soutien du gouvernement algérien, l'activité de pêche s'est développée dans plus de 30 ports. Ainsi, une Direction des Pêches et des Ressources Halieutiques (DPRH) est attribuée à chacune des quatorze wilayate côtières.

Les aspects relatifs à l'organisation de l'activité sont soutenus par un système législatif qui se concentre sur la préservation de la ressource, ceci à travers la réglementation des zones et des engins de pêche et l'instauration des restrictions des tailles minimales marchandes.

Cependant, le Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques depuis presque deux ans a procédé à l'exploitation des résultats de la recherche pour l'élaboration des stratégies de gestion et de développement de la pêche et de l'aquaculture.

II.9.2. Les zones de pêche :

La pêche en Algérie se pratique le long de la côte, de la frontière Algéro-tunisienne à l'Est à la frontière Algéro-marocaine à l'Ouest. La pratique de cette activité repose sur une façade maritime de 1622 km et une zone de pêche ayant une superficie d'environ 9,5 millions ha.

La côte algérienne est caractérisée par un plateau continental étroit, variant entre 15 milles aux deux extrémités Ouest et Est du pays et moins d'un mille au centre. Les ressources chalutables sont réduites et déjà pleinement exploitées, voire surexploitées (ISTPM, 1982).

Les fonds rocheux, qui représentent approximativement le tiers des zones exploitables, sont accessibles exclusivement aux engins dormants pour les espèces démersales. Ces milieux abritent une faune convoitée, composée notamment de grands sparidés (dentés, pagres), de serranidés (mérus) et de grands crustacés (langoustes). (Chalabi *et al.*, 2002).

Du point de vue juridique, pour pratiquer la pêche en Algérie, trois zones de pêche maritimes sont instaurées :

La zone de pêche côtière (la pêche pratiquée dans les eaux intérieures), la zone pour la pêche au large (la pêche pratiquée à l'intérieur des eaux sous juridiction nationale) et la zone pour la grande pêche (la pêche pratiquée au-delà de la zone de la pêche au large).

II.9.3. Structure de la flotte de pêche :

L'évolution de la flotte nationale algérienne a enregistré un taux de plus de 194% en 2013 par rapport à 1990 comme année de référence. Elle est passée de 1548 à 4583 unités.

L'accroissement de l'armement de pêche national a une tendance positive à la hausse depuis 1990. Le nombre d'embarcations consacrées aux petits métiers est bien plus important que celui des chalutiers ou des sardiniers. Elles sont passées de 708 embarcations en 1990 à 2797 embarcations en 2013, soit une évolution de 295 %. Toutefois, la structure de la flotte nationale algérienne est prédominée par les petits métiers estimés à 61% de la flotte totale, les sardiniers à 26,9%, les chalutiers à 11%. Quant aux nombre d'unités des corailleurs et des thoniers, ils sont très minoritaires estimés à pas plus de 0,57% (MPRH, 2015).

II.9.4. La production halieutique :

L'évolution des captures est fluctuante et non régulière, elle connaît des pics et des chutes considérables. La production fluctue mais ne dépasse pas les 145 000 tonnes entre la période 1980- 2014. C'est une pêche uniquement exercée dans 23% de la superficie totale exploitable.

La capture nationale se caractérise par la dominance des poissons bleus et plus particulièrement des petits pélagiques (Omari, 2014).

En moyenne entre 2000 et 2013 , les captures sont constituées de 74% des petits pélagiques (sardine, l'anchois et le maquereau), 17% des demersaux (merlans, rougets), 4% des crustacés (crevettes-rouges et blanches), 3% des grands pélagiques (thonidé, squalé, espadon, et la bonite) et 2% des mollusques (MPRH, 2015).

Ainsi, c'est la wilaya d'Ain Temouchent, qui a enregistré un grand nombre de capture en 2013, évalué à 16 096 tonnes, soit 21% de la production nationale (ONS, 2015).

II.9.5. La population maritime :

Quant au collectif marin, le nombre d'inscrits maritimes en 2001 est de 2413 personnes. En 2013, le nombre a atteint les 43469 inscrits maritimes, soit une augmentation de 1800 %.

On peut distinguer trois classes par qualification, à savoir les patrons, les mécaniciens et les matelots ou marins pêcheurs, réparties comme suit :

Marins Pêcheurs 84,7%, Patrons 10,4% et Mécaniciens 4,9%.

Les marins pêcheurs, embarquent le plus souvent, et en grand nombre à chaque sortie en mer. C'est pourquoi le secteur dispose d'un plus grand nombre de matelots que de patrons ou de mécanicien.

La partie II.9 du chapitre II est synthétisée en consultant les documents suivants :

- Article 17 de la loi N° 01-11 du 03 juillet 2001 relative à la pêche et l'aquaculture qui fixe les alignements de référence à partir desquels sont délimitées les zones de pêche.
- Schéma National de développement des activités de la pêche et de l'aquaculture, Plan National de développement de la pêche et de l'aquaculture (2003-2007). P9, 42 et 45
- Décret exécutif n° 2000-123 du 10 juin 2000 fixant les attributions du ministre de la pêche et des ressources halieutiques, journal officiel N°33du 11juin 2000.
- Loi N° 01-11 du 03 juillet 2001 relative à la pêche et à l'aquaculture.
- Données ONS (2015) sur les principaux indicateurs du secteur de la pêche, N°693.
- Données de la FAO 2016, Collections statistiques de la pêche, série de données Web, <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-capture-production/query/fr>.
- SSPAAL – Système Statistique de la Pêche et de l'Aquaculture en Algérie. <http://madrp.gov.dz/dgpa/sspaal-systeme-statistique-de-la-peche-et-de-laquaculture-en-algerie/>.

[MATRIELS ET METHODES]

Dans ce chapitre, les matériels avec les techniques utilisés dans les différents prélèvements réalisés en mer, les méthodes adoptées et appliquées dans la réalisation des différentes analyses aux laboratoires et l'ensemble des outils développés dans l'analyse et le traitement des résultats obtenus seront exposés. Ainsi, pour bien structurer la méthodologie développée dans le présent travail de thèse, une présentation séparée des méthodes de prélèvement et d'analyse adoptées pour les deux matrices étudiées (sédiments et biotes) a été suivie.

III.1. Les sédiments marins :

III.1.1. Choix et localisation des stations :

Dans l'objectif de produire de nouvelles données originales qui seront intégrées à la base de données nationale et d'introduire le risque écologique associé aux sédiments des principales zones chalutables le long de la côte algérienne, une cinquantaine de stations ont été sélectionnées. Ces stations correspondent aux principaux traits de pêche et sont réparties sur toute la côte, à raison de trois à cinq stations par baie (Figure III.1). Ces stations géoréférencées ont fait l'objet de prélèvement des sédiments superficiels.

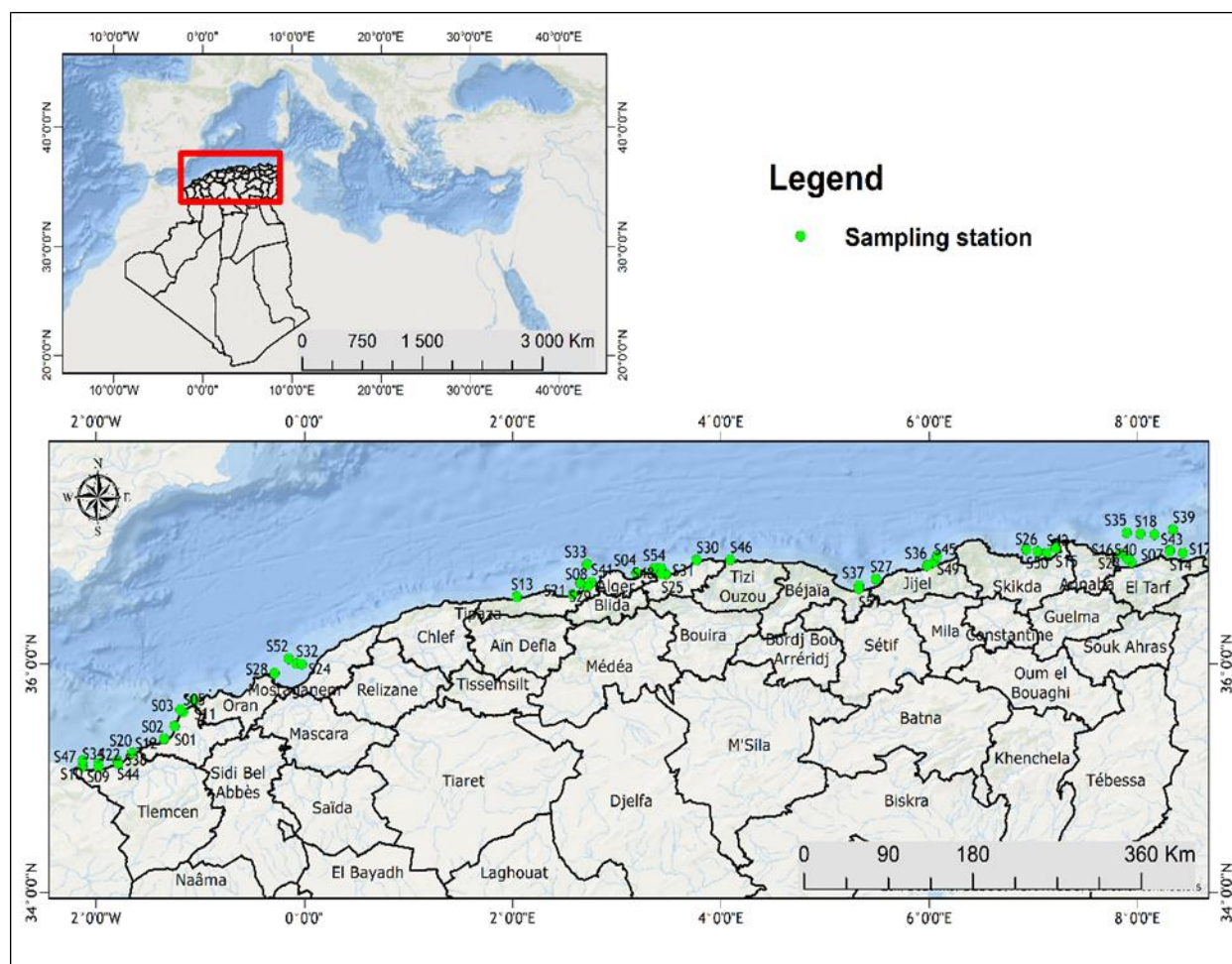


Figure III.1 : Situation géographique et localisation des stations de prélèvement dans la côte algérienne.

Le prélèvement des sédiments superficiels a été effectué à bord du navire de recherche «GRINE Belkacem» pendant la campagne d'évaluation des ressources halieutiques démersales «ALDEM 2015» effectuée par le Centre national de recherche pour le développement de la pêche et d'aquaculture (CNRDPA) durant le mois de juin 2015.

Une subdivision des côtes algériennes en trois grands secteurs (Centre, Est et Ouest) a été adoptée (Fig. III.2). L'objectif de cette subdivision est d'un part, pour simplifier le travail et d'autre part, pour pouvoir comparer aisément le niveau de la contamination métallique des sédiments superficiels dans chacun des secteurs, en tenant compte de leurs degrés d'anthropisation respectifs. En effet, Ras El Afia ($36^{\circ}49'00''N - 5^{\circ}41'00''E$) représente la limite entre le secteur Est et le secteur Centre, et le Cap Kramis ($36^{\circ}19'41''N - 00^{\circ}39'43''E$) représente celle entre le secteur Centre et le secteur Ouest. Les stations qui ont fait l'objet de prélèvement de sédiments durant cette campagne sont celles des zones chalutables localisées principalement au niveau des baies et golfes où s'exerce l'activité de la pêche en Algérie.

Le découpage est réalisé de la manière suivante (Fig. III.2) :

- **Est** : Golfe de Jijel, Baie de Skikda et Baie de Annaba/El Kala.
- **Centre** : Baies de Bou Ismail, Alger et Zemmouri et Golfe de Béjaia.
- **Ouest** : Baie de Mostaganem –Arzew, Golfe de Ghazaouet et Béni Saf.

La répartition des stations de prélèvement a été déterminée en fonction de la configuration du plateau continental qui est très accidenté et présente peu de surface accessible à l'activité de la pêche chalutière. En effet, l'étroitesse du plateau continental le réduit à une bande coralligène et une bande sableuse, ce qui laisse peu de surfaces chalutables et offre, ainsi, peu de zones de pêche. Du cap de Garde à Annaba aux îles Habibas à Oran, le plateau continental est très étroit et son talus est très accidenté. C'est ainsi que près de Ténès ou du cap Bougarouni l'isobathe des 1000 mètres passe à moins de 2 milles de la côte (Le Danois, 1924).

Cependant, le long de la côte se trouvent quelques zones limitées dans lesquelles le plateau continental est moins accidenté que dans les autres régions. Ces zones se situent généralement à l'intérieur ou au large des baies qui entaillent la côte algérienne. Les plus importantes parmi ces zones chalutables sont : la baie de Skikda et son extension en direction du cap Takouch, le golfe de Béjaia, la région de Zemmouri à l'Est du cap Matifou, la baie de Bou-Ismaïl avec son extension Ouest en direction de Cherchell, la baie d'Arzew et celle de Mostaganem.

Cependant, le plateau continental du secteur Ouest s'étale largement et son talus est en pente douce. Les fonds de 600 mètres sont éloignés de la côte d'une distance comprise entre 25 et 35 milles marins (Maurin, 1962).

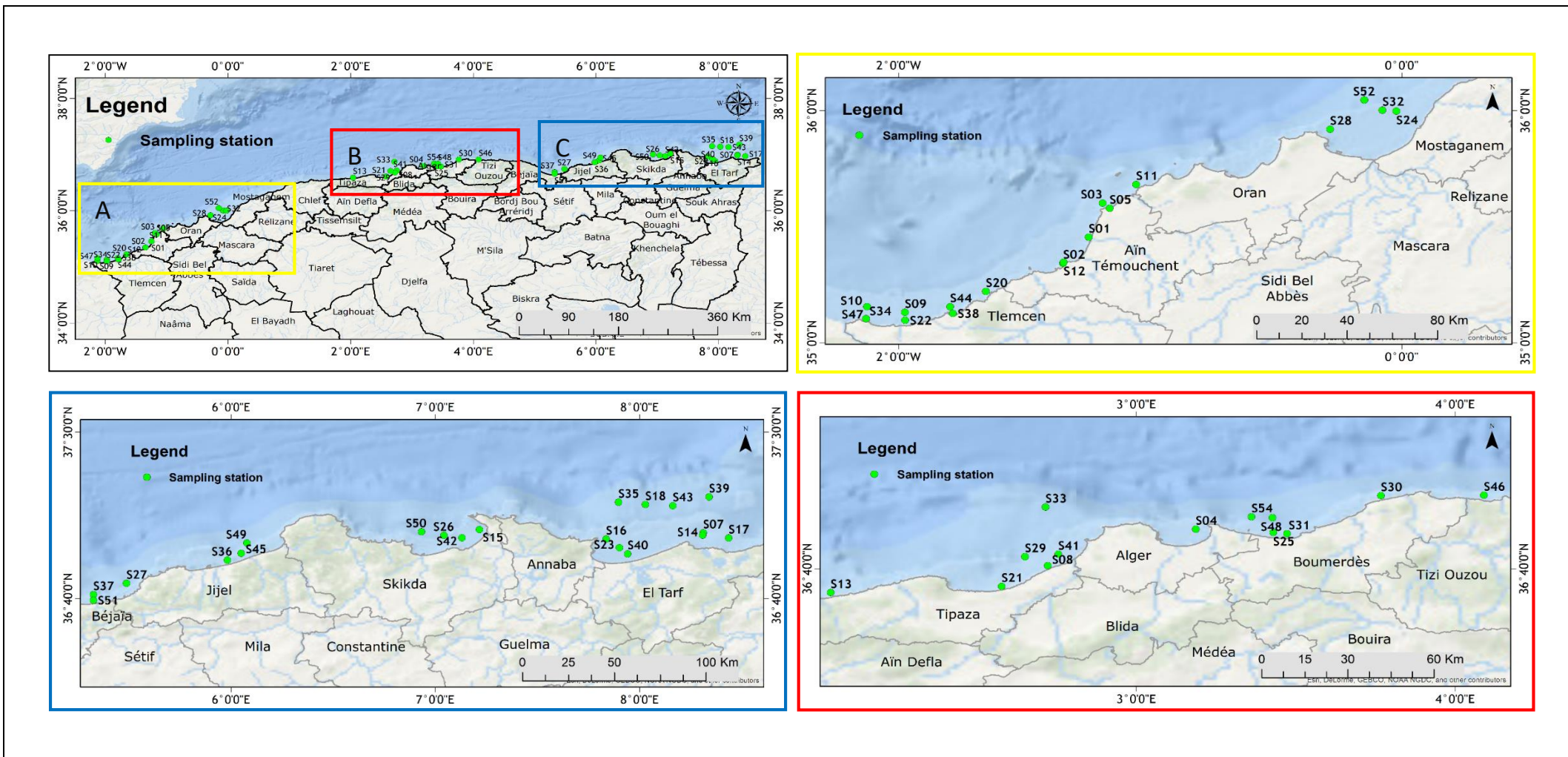


Figure III.2 : Localisation des stations de prélèvements des sédiments superficiels dans chaque secteur. A: secteur Ouest, B: secteur Centre, C: secteur Est.

Il est aussi nécessaire, dans la mesure du possible, de connaître les caractéristiques granulométriques et bathymétriques du site pour identifier les zones propices à l'implantation d'une station de prélèvement (Andral *et al.*, 2002). En effet, les coordonnées géographiques, les données bathymétriques et la nature des sédiments de chaque station de prélèvement ont été rassemblés et illustrés dans le tableau ci-dessous (Tableau III.1).

Tableau III.1 : caractéristiques des stations de prélèvement des sédiments superficiels

Localisation	Station	Latitude	Longitude	Profondeur (m)	Nature du sédiment
Côtes orientales					
El Kala	S17	36°58.190 N	08°26.239 E	80	Vase
	S18	37°08.255 N	08°01.741 E	562	Vase
	S07	36°59.713 N	08°18.716 E	67	-
	S14	36°59.011 N	08°18.596 E	28	-
	S39	37°10.540 N	08°20.429 E	421	-
	S43	37°07.872 N	08°09.789 E	544	Vase
Annaba	S40	36°53.419 N	07°56.525 E	37	Sable très fin
	S16	36°57.859 N	07°50.180 E	59	Vase
	S23	36°55.239 N	07°54.088 E	46	Vase
	S35	37°50.948 N	07°53.835 E	332	-
Skikda	S42	36°58.256 N	07°07.851 E	91	Vase
	S26	36°58.974 N	07°02.525 E	133	Vase
	S15	37°00.718 N	07°12.980 E	36	Sable moyen
	S50	37°00.038 N	06°55.978 E	243	-
Jijel	S45	36°53.579 N	06°02.990 E	63	Vase
	S27	36°44.551 N	05°29.277 E	151	Vase
	S36	36°51.526 N	05°58.933 E	41	Sable très fin
	S49	36°56.674 N	06°04.674 E	149	-
Côtes centrales					
Béjaia	S37	36°41.165 N	05°19.579 E	78	Vase
	S51	36°39.453 N	05°19.579 E	36	Sable très fin
Tizi Ouzou	S30	36°54.567 N	03°46.033 E	32	Sable très fin
	S46	36°54.638 N	04°05.406 E	54	Sable fin
Boumerdes	S54	36°50.332 N	03°21.694 E	180	Vase
	S31	36°47.004 N	03°28.367 E	45	Sable moyen
	S48	36°50.143 N	03°25.625 E	310	Vase
Alger	S04	36°47.872 N	03°11.208 E	46	Vase
	S25	36°47.237 N	03°25.777 E	48	Vase
	S41	36°42.906 N	02°45.352 E	47	Sable très fin
Tipaza	S33	36°52.287 N	02°42.950 E	530	Vase
	S13	36°35.279 N	02°02.489 E	36	Vase
	S21	36°36.498 N	02°34.682 E	43	Sable très fin
	S08	36°38.076 N	02°43.351 E	23	-
	S29	36°42.397 N	02°39.053 E	116	-
Côtes occidentales					
Mostaganem	S32	36°00.137 N	00°04.636 W	29	Sable moyen
	S24	35°59.884 N	00°01.324 W	70	Vase
Oran	S28	35°55.215 N	00°17.100 W	79	Biogène
	S52	36°02.763 N	00°08.979 W	307	Vase
	S05	35°34.768 N	01°09.706 W	18	-
Beni Saf	S11	35°18.499 N	01°03.391 W	70	-
	S01	35°27.297 N	01°14.698 W	20	Sable fin
	S03	35°36.124 N	01°11.367 W	73	Sable fin
	S02	35°20.579 N	01°20.798 W	25	-
	S12	35°20.859 N	01°20.683 W	40	Sable fin
	S20	35°13.291 N	01°39.235 W	72	Sable fin
Ghazaouet	S44	35°09.330 N	01°47.739 W	69	Vase
	S34	35°06.271 N	02°07.807 W	22	Sable fin
	S09	35°07.891 N	01°58.527 W	72	Vase
	S10	35°09.341 N	02°07.565 W	87	-
	S22	35°05.809 N	01°58.523 W	19	-
	S38	35°07.622 N	01°47.101 W	20	Biogène
	S47	35°09.341 N	02°07.565 W	87	-

III.1.2. Prélèvement des échantillons

Le prélèvement du sédiment superficiel a été effectué au moyen d'une benne preneuse de type « Van Ven » dans des zones à bathymétrie comprise entre 18 et 180 m. La benne est constituée d'acier inoxydable, d'environ 25 kg et à une section d'impact de 0,2 m² (Figure III.3, Annexe III). Une fois la benne remontée, les échantillons sont récupérés directement dans des sacs en plastiques. Le prélèvement est effectué en utilisant une spatule en plastique et en évitant tout contact avec les parois métalliques de la benne (Figure III.4, Annexe III).

III.1.3. Conservation des échantillons :

A bord du navire, les échantillons de sédiments marins, dans l'attente d'être traités au laboratoire, sont maintenus congelés à -18°C, ce qui permis de conserver les propriétés chimiques des échantillons, d'éviter une contamination avec le milieu ambiant et les pertes d'éléments volatils tel que le mercure (Charlou and Joanny, 1983 et PNUE /PAM, 2007). Tandis que, les échantillons destinés à la granulométrie sont conservés au réfrigérateur à 4°C. (Andral et al, 2002).

III.1.4. Préparation des échantillons pour l'analyse des ETM :

Les échantillons de sédiment prélevés et conservés ont subi une série de traitements consécutifs (Figure III.5, Annexe III) comme suit :

III.1.4.1. Lyophilisation :

Le principe est la déshydratation des échantillons par sublimation qui s'effectue par la libération de l'eau de l'échantillon en passant de la phase solide à la phase vapeur sans passer par la phase liquide. Ce moyen de déshydratation permis d'éviter de pertes des métaux les plus volatiles en particulier le mercure. (Charlou and Joanny, 1983).

La lyophilisation a été effectuée par un lyophilisateur de type CHRIST pendant 48 heures sous vide (10⁻¹ bar) et à très basse température (-50 C° à -60 C°) (Figure III.6, Annexe III).

III.1.4.2. Broyage :

Les échantillons de sédiments lyophilisés sont broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine jusqu'à l'obtention d'une poudre fine (Figure III.7, Annexe III). Cette dernière est récupérée dans des piluliers en verre et stockée dans un dessiccateur en présence de gel de silice. Le mortier et la spatule sont nettoyés avant chaque utilisation.

III.1.4.3. Homogénéisation :

Pour prélever une quantité de sédiment représentative de l'échantillon, les échantillons de sédiments sont homogénéisés par agitation manuelle pendant quelques minutes.

III.1.4.4. Minéralisation (digestion) des échantillons pour l'extraction des métaux traces :

III.1.4.4.1. Principe générale :

Dans la littérature (Added ,1981; Charlou and Joanny, 1983 et Fernandez, 1984), de nombreuses méthodes de minéralisation sont proposées. Elles sont regroupées en deux classes :

les méthodes d'extraction totale et les méthodes d'extraction sélectives (il s'agit pour la plupart d'extractions séquentielles (Gupta and Chen, 1975 ; Tessier *et al*, 1979 ; Forstner and Salomons, 1980 ; Meguellati, 1982 ; Welté *et al*, 1983 ; Leleyter and Beraud, 2005 et Rauret *et al.*, 2000) et de façon plus rare, d'extractions parallèles (Serne, 1975 et Lara-Cazenave, 1994).

Les schémas d'extraction diffèrent en fonction du réactif utilisé pour l'extraction de chaque fraction, des conditions opératoires et du type d'échantillon traité. Ainsi, le protocole de Meguelatti (1982) est spécifique aux échantillons riches en matière organique, tandis que celui de Welté *et al*, (1983) semble plus approprié aux échantillons ayant des métaux liés essentiellement aux sulfures. L'attaque acide est indispensable dans le traitement des sédiments car les acides forts permettent une extraction des métaux totaux particuliers (Flores-Rodriguez, 1992).

La digestion employant de l'acide fluorhydrique est reconnue comme étant celle qui permet de récupérer les métaux associés à la fraction argileuse ou siliceuse. Les concentrations obtenues par ce type d'extraction doivent normalement être les plus fortes (Bourcier et Sharma, 1980).

Ainsi, le chauffage doit être associé à chaque attaque acide, plusieurs techniques sont employées pour le chauffage, la plupart des protocoles utilisent les micro-ondes et les plaques chauffantes. Certains proposent aussi l'utilisation des bains mari, des bains de sable et des étuves.

Dans notre étude, on a appliqué la méthode EPA, 3051A (ISO 14869-3, 2017) qui permet l'extraction du métal totale adsorbé à la surface des grains par une digestion effectuée par une combinaison d'acides fluorhydrique (HF), nitrique (HNO₃) et chlorhydrique (HCl) avec ajout de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂).

III.1.4.4.2. Protocole expérimental :

III.1.4.4.2.1. Matériels et produits utilisés :

Le protocole expérimental a utilisé le matériel et les produits suivants :

- Balance de précision SARTORIUS, Spatule, Pissette, Marck millipore, Milli-Q.
- Micro-ondes ultrawave MILESTONE.
- Micropipette Eppendorf (100-1000µl) (1000-5000µl)...
- Doseur digital BRAND (dispensette organic - digital easy calibration).
- Tube en téflon de 15ml avec bouchon, Porte tube, Tube conique de 50ml.
- Acide nitrique VWR ultra pure (67 à 69%) pour analyse des métaux traces.
- Acide chlorhydrique VWR ultra pure (37%) pour analyse des métaux traces.

- Acide fluorhydrique HF (48%).
- Peroxyde d'hydrogène H₂O₂ (30%) solution micro-ondes.
- Acide sulfurique H₂SO₄ (98%) solution micro-ondes.
- Gant en nitrile, Lunette de protection.
- Solution (micro-ondes Ultrawave) composée de mélange suivant :
 - 150 ml H₂O bidistillée, 5ml H₂O₂ 30% et 2ml H₂SO₄
- Solution de lavage des tubes composée de mélange suivant :
 - 1/3 eau milli-Q, 1/3 HNO₃ et 1/3 HCl

III.1.4.4.2.2. Mode opératoire :

- Peser un échantillon d'environ 40 mg de sédiment lyophilisé et broyé, le déposer dans un tube PTFE de 15 ml pour micro-onde à l'aide d'une spatule téflonnée. En calculant le Δ masse selon la méthode suivante :
 - Peser le tube vide ($m_{\text{tube vide}} = X$), puis tarer ;
 - Peser l'échantillon $\pm 100\text{mg}$ ($m_{\text{échantillon}} = Y$), ensuite tarer ;
 - Enlever le tube + l'échantillon, la masse qui s'affiche = Z
 - $\Delta m = (-X-Z)-Y$
- Mettre les tubes un par un dans le port tubes dans l'ordre en suivant les chiffres indiqués ;
- Ajouter 3 ml d'HCL (type « Plasma Pure plus » 32-35%) dans le tube en téflon (PTFE) et laisser agir une 1/2h sous la hotte bouchon fermé ;
- Ajouter 4 ml de HNO₃ (type « Plasma Pure plus » 67-69%) puis 02 gouttes de H₂O₂. Laisser agir puis remettre 1ml de H₂O₂ (en plusieurs fois si la réaction est forte) bouchon fermé ;
- Laisser agir une heure.
- Ajouter 0.5 ml d'HF (type « Plasma Pure plus » 47-51%).
- Positionner les tubes sur le portoir adapté au micro-onde.
- Choisir le protocole « sed Rhone » dans les fichiers micro-onde et lancer la minéralisation.

III.1.4.4.2.3. Le digesteur automatique :

III.1.4.4.2.3.1. Principe :

Le micro-onde est composé d'une cavité en téflon de 1 litre qui est pressurisée par de l'azote (40-50 bars) et pouvant contenir classiquement 15 béchers en téflon de 15 ml (4 de 70 ml, 5 de 40 ml ou 22 de 7 ml). Avec le Système Ultrawave, il est possible de minéraliser des échantillons avec des matrices différentes simultanément en 45 minutes environ avec des températures pouvant atteindre 300°C et des pressions jusqu'à 299 bars.

La Mise en marche du micro-onde en détail se trouve en paragraphe 1 (Annexe III).

III.1.4.4.2.3.2. Mode de fonctionnement :

Au cœur de micro-ondes se trouve une chambre de réaction en acier inoxydable de 1l doublée de Téflon, cette chambre est pré-pressurisée avec du gaz inerte et chauffée avec de l'énergie micro-ondes (Fig. III.8, Annexe III). Cela permet à la conception de la source de micro-ondes de 1500W d'être parfaitement adaptée à la forme de la cavité pour une distribution optimale des micro-ondes et un chauffage rapide et uniforme. Les échantillons sont pesés dans des flacons et placés dans une crémaillère qui descend dans la chambre de réaction.

Différentes matrices d'échantillons peuvent être digérées ensemble, et la chambre est refroidie à l'eau, ce qui rend le temps de refroidissement très rapide.

Les étapes de la digestion effectuée par l'Ultrawave sont illustrés ci-dessous (Fig. III.9).

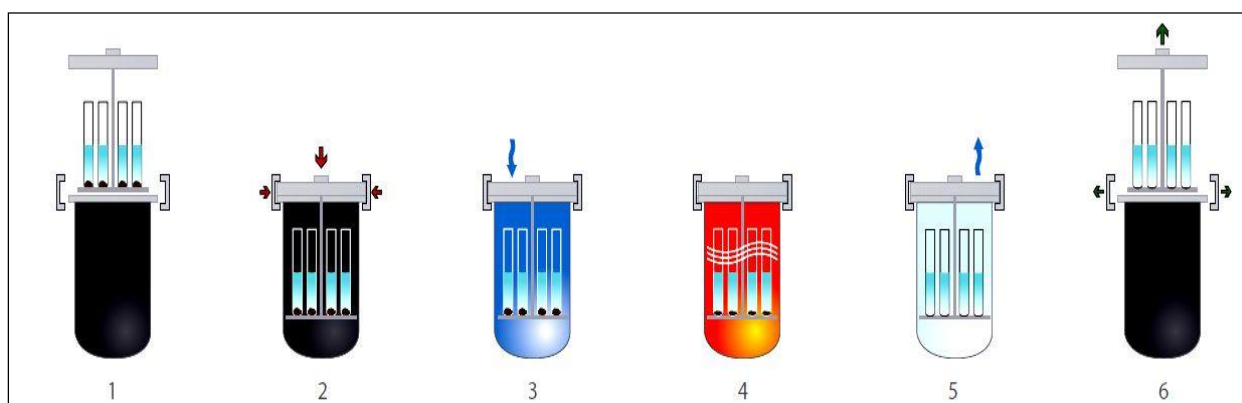


Figure III.9 : Etapes de la digestion dans l'Ultrawave.

1. Le porte-échantillon descend automatiquement dans la chambre à micro-ondes ;
2. La pince de chambre est sécurisée par l'opérateur. Les inters verrouillages empêchent le fonctionnement sans pince en place ;
3. La chambre est pré pressurisée avec un gaz inerte pour empêcher l'ébullition de l'échantillon. La contamination croisée est éliminée ;
4. L'énergie micro-ondes est appliquée. Tous les échantillons sont soumis aux mêmes conditions de température et de pression ;
5. Étape de refroidissement très rapide due au refroidissement par eau de la chambre, la chambre est ventilée et les vapeurs acides sont extraites ;
6. La pince est libérée et le support d'échantillon sort automatiquement de la chambre ;
7. Nettoyage de l'appareil.

Après cette étape, l'échantillon sera préparé pour analyse par l'ICP-MS comme suit :

Le contenu de chaque tube en téflon (minéralisât) est récupéré et transvasé dans un tube conique de 50ml et complété jusqu'à 50 ml avec de l'eau milliQ. Ensuite, 6 ml sont transférés dans un tube de 15 ml et complétés avec 4 ml d' HNO_3 à 2.5%, avec ajout des gouttes d'eau milliQ pour éviter la réaction de l'acide avec l'échantillon.

Les tubes sont ensuite lavés selon le protocole décrit en paragraphe 2 (Annexe III).

III.1.5. Analyse des éléments traces métalliques par ICP-MS :

Chaque série analytique débute par des solutions étalons. Ces dernières sont des solutions dont la concentration en chaque élément est connue. Une certaine proportionnalité doit être respectée pour le passage d'un étalon à un autre entre chaque deux éléments. Nous avons procédé comme suit :

- Préparation de la gamme étalon à partir de solutions multi élémentaires ;
- Préparation des solutions de lavage pour l'ICP-MS et AES ;
- Après minéralisation des échantillons, le contenu des tubes en téflon de 15ml est transvasé dans les tubes coniques de 50ml ;
- Dilution 1/5 dans les tubes coniques de 15ml ;
- Lecture sur ICP-MS.

III.1.5.1. Généralités relatives au principe et à la mise en œuvre de l'ICP-MS

III.1.5.1.1. Principaux sous-systèmes constitutifs d'une ICP-MS :

Schématiquement, une ICP-MS comprend quatre parties importantes (Fig. III.10, Annexe III) :

- Un système d'introduction couplé à un générateur d'ions, en l'occurrence une torche à plasma d'argon à très haute température ;
- Une interface et un système de focalisation des ions ;
- Un séparateur de masse de type quadripôle ;
- Un détecteur d'ions.

Les différents constituants d'une ICP-MS sont décrits en paragraphe 3 (Annexe III).

III.1.5.1.2. Caractéristiques spécifiques d'une ICP-MS :

Les caractéristiques spécifiques de l'ICP-MS sont décrites dans le paragraphe 4 (Annexe III).

III.1.5.1.3. Corrections de dérive, d'interférence et de blanc :

Les corrections effectuées sur l'ICP-MS sont décrites dans le paragraphe 5 (Annexe III).

III.1.5.1.4. Etalonnage et standards de référence :

L'étalonnage des ICP-MS est classiquement effectué à l'aide de solutions "étalons" préparées à partir de solutions mères du commerce, aux concentrations élémentaires certifiées.

La justesse des résultats est, quant à elle, établie en analysant successivement des standards internationaux aux concentrations certifiées par les fournisseurs et/ou ayant fait l'objet d'analyses croisées et répétées par plusieurs laboratoires certifiés. En général, on essaie d'utiliser des standards internationaux du même type que les échantillons à analysés.

Dans la présente étude, on a utilisé deux échantillons standards de sédiments certifiés STSD-3 et MESS-4, fournies par le Conseil National de Recherches du Canada (CNRC).

III.1.5.2. Détermination de la concentration au niveau du sédiment :

Dans le sédiment la concentration de l'élément métallique est calculée selon la formule suivante :

$$C = (C_c) \cdot F_d \cdot V / P_c \quad (4)$$

Où

C : Concentration du métal dans la matrice sédimentaire ($\mu\text{g/g}$).

C_c : Concentration du métal présent dans l'analyte ($\mu\text{g/ml}$).

V : Volume de la solution finale après minéralisation (50 ml).

P_c : Poids sec de l'échantillon de sédiments minéralisé (g).

F_d : Facteur de dilution.

III.1.6. Détermination du taux de la matière organique :

Le taux de la matière organique (MO) dans le sédiment est déterminé par la méthode de perte au feu (Buchanan, 1984 ; Castel et al, 1990 et Rodier, 1996). Le principe de la méthode repose sur l'incinération des échantillons de sédiment séché ou lyophilisé dans un four à moufle à 600°C pendant 2 heures afin de brûler toute la matière organique.

III.1.6.1. Mode opératoire :

- Passer le sédiment décongelé au lyophilisateur pendant 48 heures sous vide (10^{-1} bar) et à très basse température (-50°C à -60°C).
- Pesée des échantillons de sédiment lyophilisé dans des creusets avec une balance de précision d'affichage $\pm 0,1$ mg, on obtient alors le poids (P_1).
- Mettre les échantillons pesés au four à moufle à 600°C pendant 2 heures.
- On effectue une deuxième pesée (P_2) qui est le poids du sédiment calciné.
- La différence du poids entre P_1 et P_2 représente le poids de la MO contenu dans le sédiment.

$$\text{M.O (g)} = P_1 - P_2 \quad (5)$$

Ce taux est exprimé par la formule suivante :

$$\% \text{MO} = ((P_1 - P_2) / P_1) * 100 \quad (6)$$

Où :

- P_1 : poids des pélites.
- P_2 : le poids initial sec a été mis dans des boîtes de pétri (g).

III.1.7. Analyse de la Fraction fine :

La détermination des teneurs en pélites s'effectue à partir de la différence du poids sec du sédiment estimé, avant et après séparation par voie humide sur tamis de 40, 63, ou $80\mu\text{m}$ (Riviere, 1977). Dans cette étude le choix est porté sur le tamis de $63\mu\text{m}$ afin de mettre en évidence la relation entre la concentration des métaux traces et le taux de la fraction fine exprimé généralement par le pourcentage des particules dont le diamètre est inférieur à $63\mu\text{m}$.

III.1.7.1. Mode opératoire :

- Dans un premier temps, les échantillons (200 g de sédiment) mis dans des boîtes de pétries, sont placés pendant 24 heures à l'étuve ajustée à une température de 105°C.
- Une fois le premier séchage achevé, on pèse la quantité de sédiment sèche dans chaque boîte.
- Afin d'éliminer la fraction pélitique, la quantité de sédiments a subi un rinçage dans un tamis de 63µm de diamètre, sous un filet d'eau, aidé par une agitation manuelle du tamis.
- Une deuxième fois, après l'élimination de la fraction pélitique, les échantillons subiront un autre séchage à l'étuve pendant 24 heures, également sous une température de 105°C.
- Après ce deuxième séchage, chaque échantillon est pesé, la différence par rapport au poids initial représente la quantité de la fraction pélitique.

La quantité des pélites dans chaque échantillon est exprimée par la formule suivante :

$$P(g) = P1 - P2 \quad (7)$$

Où :

P : poids des pélites.

P1 : le poids initial sec qui a été mis dans des boîtes de pétri (g).

P2 : le poids final après rinçage et séchage (g).

Le pourcentage des pélites dans le sédiment est calculé par la formule suivante :

$$\% \text{Pélites} = (P1 - P2 / P1) * 100 \quad (8)$$

III.1.8. Évaluation de la contamination des sédiments :

De nombreuses méthodes ont été développées pour quantifier le degré de contamination des sédiments marins par les ETM (Ridgway et Shimmield 2002).

Ainsi, divers auteurs (Salomons and Förstner, 1984 ; Müller 1969 et Hakanson, 1980) ont proposé d'évaluer les échelles d'impact (ou gammes) de la pollution en convertissant les résultats analytiques en classes descriptives de pollution allant de faible à haute intensité.

Afin d'avoir une vision globale du risque associé à la contamination des sédiments, trois de ces méthodes seront abordées et présentées dans les sections ci-dessous.

III.1.8.1. La méthode des indices chimiques :

Un premier pas crucial dans l'évaluation de l'impact de la pollution des sédiments et du niveau de contamination d'une zone donnée est de sélectionner un fond géochimique ou un échantillon de référence d'une composition métallique connue.

Deux approches de fond géochimique sont généralement utilisées : valeurs moyennes de la croûte (Turekian and Wedepohl, 1961 ; Taylor, 1964 ; Taylor and McLennan, 1985 et Wedepohl, 1995) ou valeurs moyennes d'un sédiment local non affecté par l'activité anthropique.

Le choix du fond géochimique : le choix entre l'utilisation des valeurs moyennes de la croûte continentale ou les valeurs d'un sédiment local non contaminé comme fond géochimique peut affecter les résultats de calcul des différents indices et par conséquent les constats sur les risques écologiques potentiels. Bien que les valeurs moyennes de la croûte continentale sont les plus utilisées, mais elles ne représentent pas les valeurs associées aux bassins versants carbonatés (Viers *et al.*, 2009) qui sont particulièrement développés sur les côtes algériennes. Ainsi, les valeurs de la croûte continentale pour le vanadium (V), le chrome (Cr), le nickel (Ni) ou le cobalt (Co) affecteront clairement les résultats des indices chimiques.

En effet, pour se rapprocher des constats assez réels sur la contamination des sédiments superficiels des principales zones de pêche le long de la côte algérienne, le choix est porté sur l'utilisation d'un fond géochimique local. Ce fond géochimique local est défini en utilisant des données non publiées proviennent de l'analyse des échantillons des 15cm à partir de la base de trois carottes sédimentaires prélevés au niveau de la baie d'Alger, entre 40 et 100 m de profondeur, tout en considérant que ces couches inférieures n'ont subi aucune contamination récente. Cependant, le fond géochimique utilisé peut ne pas représenter l'ensemble des caractéristiques de la côte algérienne, mais il est mieux adapté que le fond géochimique de la croûte continentale.

III.1.8.1.1. Facteur de contamination (CF)

Le facteur de contamination (CF) est le rapport obtenu en divisant la concentration de chaque métal dans le sédiment (C_{Site}) par les valeurs de fond géochimique ($C_{\text{F. géo.}}$) (Håkanson, 1980) :

$$CF = C_{\text{Site}} / C_{\text{Fond géochimique}} \quad (9)$$

Håkanson (1980) a défini quatre classes pour le CF : faible ($CF < 1$), modérée ($1 < CF < 3$) ; considérable ($3 < CF < 6$) et un facteur de contamination très élevé ($CF > 6$).

III.1.8.1.2. Indice de la charge polluante (PLI)

L'indice de la charge polluante (PLI) donne une évaluation de l'état de toxicité global des sédiments contaminés par plusieurs métaux (Tomlinson *et al.*, 1980).

Il est défini comme la n ème racine de la multiplication des facteurs de contamination (CF) :

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n)^{1/n} \quad (10)$$

Où CF est le facteur de contamination de chaque métal (Eq 9).

Les valeurs de PLI supérieures à 1 impliquent que la pollution existe, alors, il n'y a pas de pollution si les valeurs de PLI sont en dessous de 1.

III.1.8.1.3. Indice de géo-accumulation (Igeo)

Müller (1969) a proposé d'estimer l'enrichissement des concentrations en ETM au-dessus du fond géochimique en calculant un indice de géoaccumulation Igeo.

$$I_{\text{geo}} = \log_2 (C_n / 1.5.B_n) \quad (11)$$

Où C_n est la concentration de métal et B_n est sa valeur de fond géochimique.

Le choix de cette valeur de fond a une influence considérable sur cet indice, mais le facteur de 1,5 est utilisé pour minimiser une variation possible de la valeur de fond due aux effets lithogènes. Müller (1981) a ensuite proposé une classification d'Igeo allant de moins 0 à plus 5 (Tab. III.2).

Tableau III.2 : Intensité de la contamination métallique en fonction des valeurs de l'indice (Igeo).

Classe	Valeur	Intensité de la pollution
0	$I_{geo} \leq 0$	Pas de pollution
1	$0 \leq I_{geo} \leq 1$	De pollué à modérément pollué
2	$1 \leq I_{geo} \leq 2$	Modérément pollué
3	$2 \leq I_{geo} \leq 3$	De modérément pollué à fortement pollué
4	$3 \leq I_{geo} \leq 4$	Fortement pollué
5	$4 \leq I_{geo} \leq 5$	De fortement pollué à extrêmement pollué
6	$5 < I_{geo}$	Extrêmement pollué

III.1.8.1.4. Facteur d'enrichissement (EF)

Le calcul du facteur d'enrichissement est une approche très courante pour estimer l'impact anthropique dans les sédiments aquatiques (Salomons and Förstner 1984 et Dickinson *et al.*, 1996; Hornung *et al.*, 1989). De nombreux chercheurs ont appliqué ce facteur dans l'évaluation de la contamination des sédiments (Feng *et al.*, 2004, Reddy *et al.*, 2004, Çevik *et al.*, 2009, Bastami *et al.*, 2012 et Hamdoun *et al.*, 2015). La méthode EF présente l'avantage de normaliser les concentrations des ETM par l'utilisation d'un métal de référence (Al, Fe, Ti, Cs ...etc.) qui est censé être non affecté par les effets anthropiques ou les réactions chimiques au cours de la diagenèse.

Le facteur d'enrichissement est calculé selon l'équation suivante : Sutherland (2000) :

$$EF = (X / Y)_{\text{sédiment}} / (X / Y)_{\text{Fond géochimique}} \quad (12)$$

Où X = concentration du métal dans l'échantillon

Y = fond géochimique du métal.

L'aluminium et le fer sont souvent utilisés comme métaux de référence (Windom *et al.* 1989, Din, 1992 ; Ravichandran *et al.*, 1995 ; Chen *et al.*, 2007 et Huerta-Diaz *et al.*, 2008), mais de nombreux autres métaux ont été proposés, c'est le cas du Mn (Stewart, 1989), du Co (Matthai et Birch, 2001) ou récemment du Cs (Roussiez *et al.*, 2012). Dans la présente étude, le fer (Fe) est utilisé comme traceur de référence pour différencier entre les apports naturels et anthropiques.

Enfin, on se réfère au classement proposé par Andrews and Sutherland (2004) pour définir le degré de la pollution avec : $EF < 2$ = pollution minimale ; $2 < EF < 5$ = pollution modérée ; $5 < EF < 20$ = pollution significative ; $20 < EF < 40$ = forte pollution ; et $EF > 40$ = pollution extrême.

III.1.8.2. La méthode d'évaluation des risques écologiques

L'évaluation des risques écologiques est un processus qui évalue la probabilité que des effets écologiques néfastes surviennent ou se produisent à la suite d'une exposition à un ou à plusieurs facteurs de stress (US EPA, 1992). Il est adapté à transformer les données scientifiques en informations significatives sur le risque des activités humaines sur l'environnement (US EPA, 1998).

III.1.8.2.1. Indice du risque écologique potentiel (IR)

L'indice de risque écologique potentiel (IR) proposé par Håkanson (1980) est une approche représentant la sensibilité des communautés biologiques à l'ensemble des substances toxiques présentes dans les sédiments. RI est calculé en utilisant :

$$RI = \sum E_{ri} = \sum T_{ir} \cdot C_{fi} \quad (13)$$

Où : C_{fi} est la valeur de la concentration d'un métal (i) divisée par sa valeur de fond géochimique, et T_{ir} est le facteur de réponse toxique pour le métal (i), qui reflète ses niveaux de toxicité et la sensibilité des espèces à cette toxicité.

Les facteurs de réponse toxiques sont respectivement 5, 30, 2, 5, 5, 10 et 1 pour Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, As et Zn (Hakanson, 1980) et 5, 2 et 1, respectivement pour Co, V et Mn (Xu *et al.*, 2008).

E_{ri} est appelé le facteur de risque écologique potentiel monomial.

Les valeurs IR peuvent être classées en quatre catégories selon l'intensité du risque écologique potentiel (Hakanson, 1980) : faible risque (<150), modéré (150-300), considérable (300-600) et très élevé (> 600).

III.1.8.2.2. Méthode des guidelines de la qualité des sédiments (QGS_s)

Plusieurs lignes directrices sur la qualité des sédiments sont utilisées pour protéger les espèces aquatiques des effets nocifs et toxiques liés aux contaminants dans les sédiments (McCready *et al.*, 2006).

Ces lignes directrices évaluent le degré de nuisance des contaminants chimiques associés aux sédiments sur les organismes aquatiques, et sont conçus pour l'interprétation de la qualité des sédiments. Ils peuvent être utilisés pour classer et hiérarchiser les sites et les produits chimiques potentiellement préoccupants (Dias De Alba *et al.*, 2011).

III.1.8.2.2.1. Approche des valeurs de l'intervalle des effets faibles et des effets moyens :

L'intervalle "Effets faibles" (ERL) et l'intervalle "Effets moyens" (ERM) sont des lignes directrices pour la qualité des sédiments développés par Long and Morgan (1990) pour relier les concentrations des métaux à leurs effets. Les concentrations ont été réparties en trois catégories : effet peu ou pas observé (en dessous de ERL), effet observé occasionnellement (entre ERL et ERM) et effet fréquemment observé (au-dessus de ERM) (Long *et al.*, 1995).

La méthode du quotient moyen (m-ERM-Q) est appliquée pour déterminer l'effet d'un groupe des ETM (Long and Morgan, 1990 ; Carr *et al.*, 1996 et Long *et al.*, 2000), en utilisant l'équation :

$$m\text{-ERM-Q} = \sum [C_i / (ERM_i)] / n \quad (14)$$

Où C_i est la concentration de métal i dans le sédiment,

ERM_i sont les valeurs de référence pour le métal i et n est le nombre de métaux.

Les probabilités de toxicité du quotient m-ERM à des valeurs de <0,1 ; 0,11-0,5 ; 0,51-1,5 et> 1,50, sont respectivement de 9%, 21%, 49% et 76% (Long *et al.*, 2000).

III.1.8.2.2.2. Approche du niveau d'effet seuil (TEL) et niveau d'effet probable (PEL)

Les niveaux de TEL et de PEL (également appelés TEC et PEC) sont d'autres lignes directrices pour la qualité des sédiments. Ils sont utilisés pour évaluer la toxicité des sédiments. Cette approche est également basée sur la relation entre les concentrations des métaux et les effets biologiques observés, tels que la mortalité et la reproduction.

Le niveau d'effet seuil (TEL) se réfère à la concentration en-dessous de laquelle les effets néfastes ne devraient survenir que rarement, alors que le niveau d'effet probable (PEL) se réfère à la concentration au-dessus de laquelle des effets néfastes surviennent fréquemment (Long *et al.*, 1998 et MacDonald *et al.*, 2000).

Le quotient PEL moyen (m-PEL-Q) est calculé en utilisant :

$$m\text{-PEL-Q} = \Sigma [C_i / (PEL_i)] / n \quad (15)$$

Où

C_i est la concentration de métal i dans le sédiment,

PEL_i sont les valeurs de référence pour le métal i et n est le nombre de métaux.

Les valeurs m-PELQ de <0,1, 0,11-1,5, 1,51-2,3 et >2,3 coïncident respectivement avec les similitudes probabilités de toxicité de 10%, 25%, 50% et 76% (Long *et al.*, 1995).

Par conséquent, quatre classes (hautement toxique, moyennement toxique, légèrement toxique et non toxique) ont été proposées pour interpréter les valeurs de m-ERM-Q et de m-PEL-Q.

III.1.8.2.3. Indice de toxicité potentielle

Pour évaluer le degré d'influence de la pollution des sédiments sur les organismes aquatiques, un indice de toxicité potentielle peut être calculée (Swarnalatha *et al.*, 2013 ; El Zrelli *et al.*, 2015 et Soliman *et al.*, 2015).

La toxicité potentielle des contaminants dans les échantillons de sédiments est la somme des unités toxiques (ΣTU) définie comme le rapport entre la concentration de l'élément i (C_i) et la valeur PEL de l'élément i (P_i), (Pedersen *et al.*, 1998).

$$TU_i = C_i / P_i \quad (16)$$

Dans cette étude, les unités toxiques (UT) ont été calculées pour normaliser les toxicités causées par les métaux traces analysés, qui permettent la comparaison de leurs effets relatifs.

III.2. Les biotes :

III.2.1. Choix et localisation des traits de pêche :

Sur l'ensemble des fonds chalutables de la côte algérienne entre 20 et 800 mètres de profondeur (plateau et talus continental), le choix est porté sur les principaux traits de pêche situés entre 20 et 250m de profondeur et qui sont réalisés durant la campagne d'évaluation des ressources démersales effectuée à bord du navire de recherche BELKACEM Grine par le CNRDPA.

Les caractéristiques des traits de pêche (coordonnées géographiques, bathymétrie et durée) exploités dans le présent travail sont présentées dans le tableau III.3.

Tableau III.3 : Caractéristiques et localisation des traits de pêche exploités dans la présente étude.

Zone	N° trait	Prof (m)	Durée (')	Début de filage		Fin de virage	
				Latitude	Longitude	Latitude	Longitude
Annaba*	8	150	60	37° 04,934N	007° 54,85E	37° 03,350N	007° 49,787E
	10	200	30	37° 05,978N	008° 00,71E	37° 06,240N	007° 54,747E
Béjaia*	28	120	60	36° 44,515N	005° 29,23E	36° 43,428N	005° 26,146E
Tizi Ouzou*	30	40	60	35° 12,149N	001° 55,38E	35° 11,900N	001° 56,523E
Boumerdes*	31	40	60	35° 09,093N	002° 10,08E	35° 09,513N	002° 10,069E
	35	60	60	35° 06,056N	001° 58,00E	35° 06,060N	001° 57,041E
Alger	37	35	60	36° 46,989N	003° 07,15E	36° 46,985N	003° 10,094E
Tipaza	39	220	30	36° 49,891N	002° 45,79E	36° 52,069N	002° 51,280E
	42	40	60	36° 36,148N	002° 31,56E	36° 36,532N	002° 34,928E
	43	60	60	36° 40,096N	002° 36,27E	36° 42,746N	002° 40,067E
Mostaganem	47	50	60	35° 59,777N	000° 01,32E	35° 57,161N	000° 00,872W
	49	210	30	36° 03,361N	000° 03,64W	36° 05,249N	000° 00,736W
Beni Saf	55	50	60	35° 37,252N	001° 07,51W	35° 35,934N	001° 10,736W
Ghazaouet	63	100	60	35° 12,093N	001° 55,54W	35° 11,327N	001° 59,621W
	64	35	60	35° 07,736N	002° 11,71W	35° 07,829N	002° 08,267W
	67	200	30	35° 17,806N	001° 45,09W	35° 19,566N	001° 41,494W
	68	130	60	35° 18,392N	001° 40,69W	35° 16,670N	001° 43,853W

* Les échantillons prélevés ont été mal conservés.

La répartition des traits de pêche qui ont fait l'objet d'échantillonnage pour l'analyse des ETM est illustré dans la figure ci-dessous. Au total 17 traits de pêches réparties le long de la côte algérienne ont été choisis pour le prélèvement des espèces cibles. Les traits de pêche exploités dans le présent travail se localisent, respectivement, au niveau des baies d'Alger, de Bou-Ismaïl et des golfes d'Arzew et de Ghazaouet (Fig. III.12, 13, 14 et 15, Annexe III).

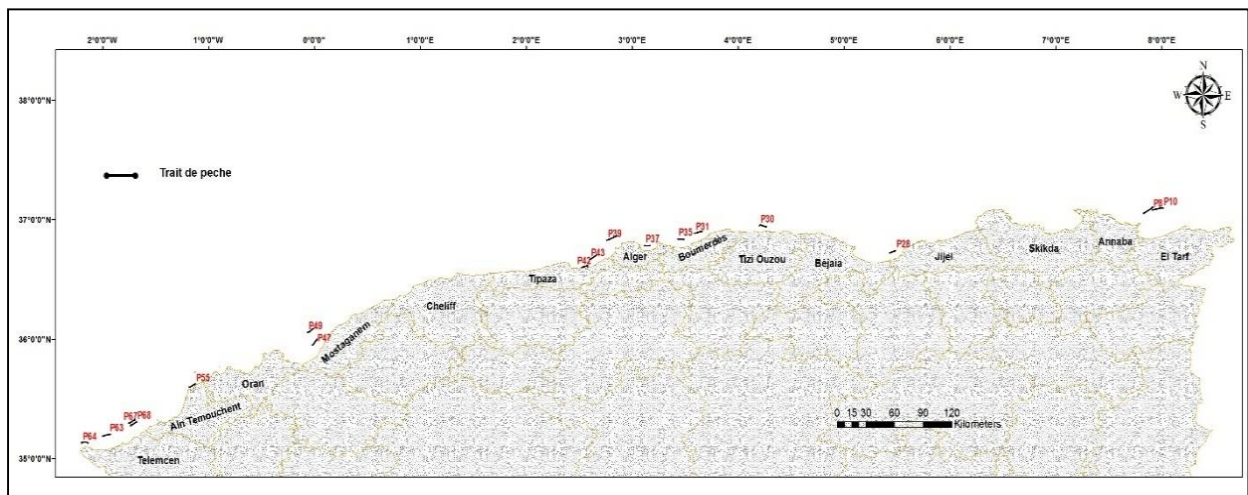


Figure III.11 : Localisation des traits de pêche chalutables exploités dans la présente étude.

III.2.2. Choix et intérêts des espèces :

La grande diversité des espèces en terme d'aire de répartition, de régime alimentaire, de niveau trophique ou même de biologie générale, paramètres qui influent sur la bioaccumulation, impose de faire des choix pour viser l'opérationnalité d'une telle surveillance et l'interprétation à la fois aisée et rigoureuse des résultats obtenus.

Cette surveillance doit également être lisible, les résultats interprétables et suffisamment comparables. Ainsi, pour favoriser une comparabilité des résultats, il est important de choisir des espèces représentatives de l'ensemble de la façade méditerranéenne.

Mais pour faire le lien entre contamination du milieu et accumulation dans les organismes, il faut également cibler des espèces relativement sédentaires dont la répartition spatiale individuelle est réduite surtout par rapport à la côte.

Les espèces choisies dans la présente étude sont les principaux poissons à grand intérêt commercial de la pêche chalutière algérienne : le Rouget de vase, le Merlu et le Pageot commun.

Ces poissons répondent à plusieurs caractéristiques recherchées dont l'abondance, l'accessibilité, la longévité ainsi qu'une taille facilitant les manipulations. Aussi, le choix de ces poissons est intéressant, car ils forment un maillon important dans la chaîne trophique et sont très appréciés par une large population ichtyophage. Donc, ils sont susceptibles d'accumuler d'importantes quantités de polluants contenus dans l'eau de mer.

Le merlu est souvent choisi parce que c'est une espèce dont l'aire de répartition est large (Atlantique Nord-Est, méditerranée) qui peut donc être étudiée et comparée sur différentes zones. C'est également une espèce à longue chaîne alimentaire, qui donc peut potentiellement accumuler fortement des contaminants par l'alimentation.

Le rouget de vase, comme le merlu européen, est fréquemment utilisé comme support analytique de la contamination chimique, en particulier sur l'ensemble du bassin méditerranéen du fait de sa répartition géographique large, de sa chaîne trophique benthique et de son comportement grégaire. Le pageot commun présente des caractéristiques similaires à la fois à celles du merlu et du rouget de vase, il partage avec eux la même niche écologique, il représente la famille des sparidés, rarement utilisée dans les études environnementales.

Cependant, ces poissons ont une importance économique majeure dans les pêcheries, ils intéressent par conséquent également, la surveillance sanitaire.

Il est donc impératif que le problème de contamination puisse être appréhendé dans son ensemble pour non seulement, la conservation de l'environnement marin, mais aussi pour la sauvegarde de la santé humaine.

Ainsi, ces poissons ont fait l'objet d'étude dans plusieurs programmes et projets de recherche dans les mers et les océans du globe.

Parmi ces projets intégrés à l'échelle de la méditerranée, on y trouve le programme pluridisciplinaire et multidisciplinaire MERLUMED entrepris entre 2005 et 2008 par l'IFREMER, pour comprendre le transfert et la bioaccumulation des contaminants par le merlu (*Merluccius merluccius*) et les principales espèces de son réseau trophique dans le golfe de Lion en Méditerranée Nord Occidentale.

Le programme MEDPOL (UNEP, 1999) qui a utilisé le rouget de vase (*Mullus barbatus*) comme bioindicateur de pollutions chimiques, et notamment pour l'étude des biomarqueurs depuis les années 80.

III.2.3. Choix de la période

Le choix de période est basé sur les campagnes antérieures réalisées en Algérie ainsi qu'au niveau du bassin méditerranéen où l'ensemble des campagnes démersales ont été réalisées à la même période (printemps - été) (Campagne Thalassa, Campillo, 1982). Ainsi, cette période coïncide avec les périodes de reproduction de la majorité des espèces démersales sur la côte algérienne qui se chevauchent entre Mai et Juillet. Ce qui permettra de caractériser la composition biochimique de ces espèces pendant les stades pré et post-ponte et de mettre en évidence la relation entre cette composition biochimique et la bioaccumulation des métaux traces.

III.2.4. Prélèvement des échantillons

Dans les études environnementales, plusieurs méthodes sont utilisées pour le prélèvement des biotes. Ces méthodes sont variées en fonction de l'objectif de l'étude (quantitatif, qualitatif, in situ, in vitro), de l'espèce choisie (animal, végétal, côtière, profonde) et de son biotope (colonne d'eau, sédiment, roches...etc.). La pêche est une méthode de prélèvement et d'échantillonnage reconnue et appliquée dans de nombreux travaux de recherche.

Les échantillons de poissons choisis pour cette étude (Merlu, Rouget de vase et Pageot commun) ont été récoltés à bord du navire de recherche, suite à des pêches réalisées par un chalut de fond standard GOC 73 dont le maillage du sac est de 20 mm, avec une ouverture horizontale de 22 m et une ouverture verticale de 1m50, suivant les recommandations et le protocole de MEDITS (International Bottom Trawl Survey in the Mediterranean).

Les poissons sont triés par sexe avec deux classes de taille (mature et immature) pour chaque sexe, puis trois organes (la chair, le foie et les gonades) dans chaque classe de taille sont prélevés, ils sont ensuite placés séparément dans des piluliers en verre (Fig.III.16, Annexe III).

Enfin, les 120 sous échantillons d'organes de poissons ont été conservés à -18°C à bord du navire de recherche.

Il est intéressant de distinguer les concentrations dans divers organes ou tissus des espèces.

Lors des dissections, il faut utiliser de préférence des outils en plastique blanc (dont la polymérisation n'a pas été effectuée avec des métaux) et éventuellement pour les organes durs des outils en acier inoxydable. Dans certains cas l'utilisation d'outils en titane peut être nécessaire (Amiard, 1986).

Les organes ciblés dans chaque espèce de poisson sont :

- **Le foie** : ses fonctions de détoxification et de stockage des contaminants en font un bon indicateur d'exposition, en particulier à des contaminations chroniques non seulement par voie directe mais également par voie indirecte (trophique). Après leurs prélèvements, les foies de chaque groupe de taille sont mis dans des piluliers stérilisés, fermés hermétiquement et étiquetés.
- **Le muscle** : est un organe privilégié pour le stockage des contaminants lipophiles (mercure, contaminants organiques...). Après dissection et éviscération des poissons, ils sont lavés à l'eau distillée, et à l'aide d'un couteau en plastique, enlever les écailles (difficile à minéraliser) et découper des filets de muscle au niveau de la partie abdominale de l'individu. Les filets prélevés de chaque groupe de taille sont mis dans des piluliers stérilisés préalablement, fermés hermétiquement et étiquetés.
- **Les gonades** : l'étude de ces organes est très intéressante car, pendant la période de maturité sexuelle, le transfert des réserves stockées au niveau du foie vers les gonades s'accroît. Après prélèvement, on effectue la même procédure que pour le foie et le muscle.

III.2.5. Conservation des échantillons

Afin de conserver l'état de fraîcheur des organes à traiter, ils sont transportés au laboratoire dans une glacière. Les échantillons sont conservés au congélateur à -18° C jusqu'à leur traitement (lyophilisation). Lors de la conservation, les principales causes de pertes des éléments métalliques sont l'adsorption sur le flacon, la perte par volatilisation, les transformations chimiques et biochimiques.

III.2.6. Travaux effectués au laboratoire

III.2.6.1. Le dosage des métaux traces

Le dosage d'éléments métalliques en trace dans le milieu marin nécessite un contrôle rigoureux et permanent des différentes étapes, car il existe des risques de contamination des échantillons du moment de prélèvement qu'à celui de l'analyse finale. Pour cela, un soin particulier a été apporté aux prélèvements et aux méthodes de dosage des métaux.

III.2.6.1.1. Nettoyage des instruments :

Afin d'éviter les contaminations, tous les instruments utilisés sont minutieusement nettoyés et conditionnés selon le protocole suivant :

- Lavage aux détergents commerciaux ;
- Rinçage à l'eau courante (eau du robinet) ;
- Rinçage à l'eau bidistillée obtenue sur système Milli Q et ayant une résistivité de $18 \Omega \text{ m}$;
- Séchage à l'étuve à 70° C pour le matériel en Téflon et à environ 40° C pour le matériel en polyéthylène (tels que les tubes coniques) ;
- Rinçage à l'eau acidulée (100ml pour 1000ml, 10%) préparée à partir d'acide nitrique (HNO_3) concentré à 68% pour analyse ;
- Rinçage à l'eau bi distillée ;
- Séchage à l'étuve.

Ces opérations doivent être effectuées impérativement avant chaque utilisation du matériel.

III.2.6.1.2. Lyophilisation :

Les échantillons congelés sont immédiatement mis à sécher à environ -60° C et sous vide (10^{-1} bar) pendant 48 h dans un lyophilisateur (modèle CHRIST BETTA 1.8) (Fig. 3. Annexe III).

III.2.6.1.3. Broyage :

Les échantillons lyophilisés sont broyés à l'aide d'un mixeur et quelques-uns effrités à la main jusqu'à l'obtention d'une poudre fine. Cette étape permet d'éviter les problèmes de granulométrie lors de l'analyse chimique. Les échantillons en poudre sont récupérés dans des piluliers étiquetés.

III.2.6.1.4. Homogénéisation :

Avant chaque pesée, on effectue une homogénéisation manuelle des échantillons ceci dans le but d'avoir une répartition homogène des particules dans l'échantillon. Après cette étape, les échantillons sont mis dans un dessiccateur en présence du gel de silice pour éviter la rétention de l'humidité par la surface des particules. L'adsorption de l'humidité influence les poids des échantillons utilisés pour la minéralisation et donc les résultats de l'analyse des métaux. Dans certains cas, on procède à la correction des poids par la détermination du taux d'humidité.

III.2.6.1.5. Extraction des métaux traces**III.2.6.1.5.1. Minéralisation :**

Dans le cas des échantillons biologiques, la minéralisation sera pratiquement similaire que l'on ait à faire à des matières fraîches ou des matières sèches.

La méthode de minéralisation retenue dépendra de l'appareillage d'absorption atomique que l'on possède et surtout de la correction des absorbances non spécifiques. Ainsi, si l'on dispose d'une correction à effet Zeeman, une simple dilution dans l'acide nitrique sera dans la plupart des cas suffisante. La température de minéralisation à une grande importance pour les éléments volatils notamment Hg, Se, Cd, Pb, ... ou des pertes non négligeables sont détectables dès 100°C.

Le recours aux réacteurs fermés en téflon et aux fours à micro-ondes peuvent être dans certains cas indispensables (Amiard, 1998). La minéralisation consiste à détruire la matière organique et de mettre les éléments à analyser dans leur état ionique le plus oxydé (Andral, 2002).

III.2.6.1.5.1.1. Minéralisation à blanc :

Mode opératoire :

Mettre 5 ml d'acide nitrique (HNO₃) concentré à 69 % dans chaque godet à téflon, puis fermer hermétiquement, et poser sur plaque chauffante à 120° C pendant 2h30 (AIEA, 2001).

Laisser refroidir les godets, verser l'acide dans un récipient en travaillant sous hotte puis rincer les godets à l'eau bidistillée et sécher à l'étuve à environ 70°C pendant 20 minutes.

III.2.6.1.5.1.2. Minéralisation des sous-échantillons :

Mode opératoire :

Dans un godet en téflon, peser environ 0,5 g d'échantillon lyophilisé. Y ajouter 5 ml d'acide nitrique (HNO₃) concentré à 69%, puis fermer hermétiquement. Laisser les échantillons agir à température ambiante pendant une nuit (minéralisation à froid) afin d'éviter un début de réaction trop brusque, puis les mettre sur plaque chauffante à 120° C pour le cadmium, le plomb, le zinc, le chrome et le cuivre et à 90° C pour le mercure pendant 2heures 30 à 3 heures.

Une fois le temps écoulé et après refroidissement, ouvrir délicatement les godets, et rincer les parois au minimum trois fois avec de l'eau bidistillée puis récupérer les rinçages dans des tubes en polypropylène de 50ml. Dans le cas du mercure, on a ajouté 1 ml de bichromate de potassium (K₂Cr₂O₇, 5%) (50g pour 500ml à 10%).

Pour chaque série de minéralisation, on réserve un godet pour témoin (le blanc) et un godet pour l'échantillon d'intercalibration. Les tubes, bien étiquetés, sont ensuite conservés au réfrigérateur à + 4° C jusqu'au moment du dosage afin d'éviter toute perte et contamination.

III.2.6.1.6. Analyse des métaux traces

Les dosages des métaux Zn, Cu et Ni ont été réalisés par Spectrométrie d'Absorption Atomique (SAA) à flamme, suivant la méthode de l'UNEP/IAEA/FAO (1990). Le dosage du Hg est effectué par la SAA à vapeur froide, en utilisant la lampe de Détérium pour correction du bruit de fond (UNEP/IAEA/FAO, 1984). Les résultats obtenus ont été exprimés en µg/g de Poids Sec (PS).

III.2.6.1.6.1. Spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)

La spectrométrie d'absorption atomique est une technique décrite pour la 1^{ère} fois par Walsh en 1955. C'est l'une des principales techniques mettant en jeu la spectroscopie atomique dans le domaine UV-visible utilisée en analyse chimique. Elle permet de doser une soixantaine d'éléments chimiques (métaux et non-métaux).

III.2.6.1.6.1.1. Principe de la SAA :

Son principe consiste à porter les éléments à leur état atomique et à effectuer simultanément une mesure de l'absorption des atomes formés à une longueur d'onde. La proportionnalité entre l'absorbance et la concentration permet de calculer les teneurs dans les échantillons.

En général, la formation d'atomes neutres peut être réalisée de deux manières différentes :

- Par vaporisation et atomisation dans une flamme (SAA flamme) : est employé pour déterminer les teneurs en Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn dans la matière vivante.
- Par pyrolyse et atomisation dans un four en graphite (SAA à Four à graphite) : est utilisée pour le Cd et le Pb dont les teneurs sont beaucoup plus faibles en règle générale.
- Une troisième technique, le système à vapeur froide est utilisé pour la détermination des teneurs en traces du mercure (Hg).

A. L'absorption atomique :

L'intensité de l'absorption dépend directement du nombre de particules absorbant la lumière selon la loi de Beer-Lambert. D'après cette dernière, la densité optique d'une solution d'une substance absorbante dans un solvant transparent est proportionnelle à l'épaisseur de la solution traversée et à la concentration des substances absorbante de la solution (Audigie *et al*, 1985).

La lecture s'effectue en absorbance (A) ou en densité optique (DO) :

$$A = DO = \log I_0/I = \epsilon.L.C \quad (17)$$

Où : I : Intensité de l'énergie lumineuse transmise (émergente).

I_0 : Intensité de l'énergie lumineuse émise (incidente).

ϵ : Coefficient d'absorption atomique (constante).

L : Longueur du trajet optique (constante).

C : Concentration de l'élément absorbant (analyte).

B. L'étalonnage :

La calibration du spectrophotomètre est réalisée à partir de cinq solutions standards (S0, S1, S2, S3 et S4) de concentration croissantes connues, seul S0 est toujours le même.

Les absorbances de ces solutions standards sont mesurées, ce qui permet de tracer la courbe d'étalonnage : absorbance = f (concentration) qui est quasi linéaire, donc de la forme :

$$Y = aX + b \quad (18)$$

Où :

Y : Densité optique (DO) X : Concentration du métal à analyser

a : Pente de la courbe b : Ordonnée à l'origine

A l'aide des courbes d'étalonnage, nous pouvons déterminer les concentrations inconnues en métaux dans les échantillons à analyser (Fig. III.17, Annexe III)

C. Calcul des concentrations des métaux :

La concentration du métal dans le biote est calculée selon la formule suivante (Asso, 1982) :

$$C_{\text{finale}} = (C_x - C_b) * Fd * V/P \quad (19)$$

Où :

C_{finale} : Concentration du métal dans l'échantillon (µg/g).

C_x : Concentration du métal présent dans l'analyte (µg/ml).

C_b : Concentration du blanc (µg/ml).

V : Volume de dilution (ml).

P : Poids sec de l'échantillon biologique minéralisé (g).

Fd : Facteur de dilution est égale à 1.

III.2.6.1.6.1.2. Appareillages :

Deux appareils de spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) ont été employés. Le premier est un spectrophotomètre de marque HITACHI, modèle Z-5000, type correction de l'absorbance non spécifique (ANS) par utilisation de l'effet Zeeman. Cet appareil est principalement constitué de : Source d'atomisation, source de radiation, système de miroirs, brûleur, four à graphite, monochromateur, détecteur relié à un amplificateur, dispositif d'acquisition.

Le deuxième est un spectrophotomètre de marque Perkin Elmer®, type AAnalyst 700 constitué d'un générateur de photons, d'un générateur d'atomes, d'un monochromateur à double faisceaux destiné à la sélection de la longueur d'onde et dont l'un des faisceaux atteint directement le récepteur sans traverser la flamme permet d'éliminer les fluctuations de la source et d'un récepteur constitué par un photomultiplicateur associé à un amplificateur linéaire et logarithmique. Il est équipé d'un générateur d'hydrures, d'un four à graphite et un système par flamme avec injecteur automatique (AS800 Perkin Elmer) piloté par le logiciel Winlab 32.

Les composantes standards d'un SAA sont décrites en paragraphe 6 (Annexe III).

III.2.6.2. Analyses biochimiques

III.2.6.2.1. Dosage des protéines

Les analyses des protéines ont été effectuées selon la méthode de « Kjeldahl ».

A. Présentation de la méthode :

La méthode de Kjeldahl est la méthode de référence pour la détermination des protéines dans les aliments. Il existe deux versions de la méthode qui utilisent le même principe : la macro-Kjeldahl et la micro-Kjeldahl avec une masse d'échantillon analysée par la méthode macro-Kjeldahl environ 5 fois plus élevée que celle analysée par la méthode micro-Kjeldahl.

B. Principe :

La détermination des protéines par la méthode micro-Kjeldahl s'effectue en trois étapes :

Etape 1 : Digestion ou minéralisation de l'échantillon

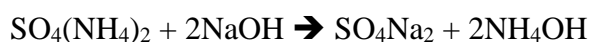
Pendant l'étape de la digestion, l'azote protéique est transformé en azote ammoniacal par oxydation de la matière organique dans l'acide sulfurique concentré à haute température, en présence d'un catalyseur et d'un sel :

- l'acide sulfurique H_2SO_4 concentré a pour but d'oxyder la matière organique et de transformer l'azote protéique en ammoniac NH_3 . Il sert également à piéger l'ammoniac gazeux sous la forme de sulfate d'ammonium, par action de la base avec l'acide.
- l'addition du sel de sulfate de potassium K_2SO_4 a pour but d'élever le point d'ébullition de la solution pour accélérer la réaction de minéralisation de la matière organique.
- le catalyseur utilisé est le sulfate de cuivre $CuSO_4$.

La réaction chimique est la suivante : $H_2SO_4 + N \text{ (aliment)} \rightarrow SO_4(NH_4)_2$.

Etape 2 : Distillation de l'ammoniac

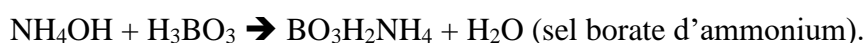
Avant de distiller l'ammoniac à la vapeur d'eau, on doit le libérer par l'addition d'une solution concentrée de NaOH en excès. La transformation chimique est :



L'ammoniac est ensuite distillé par la vapeur d'eau et piégé dans une solution d'acide borique.

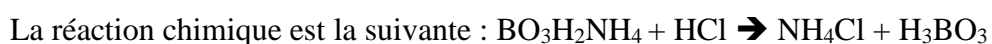
L'ammoniac réagit avec l'acide borique pour former des sels de borates d'ammonium.

La transformation chimique est :



Etape 3 : Titrage de l'ammoniac

L'ammoniac sous la forme de borate d'ammonium est titré directement à l'aide d'une solution standardisée d'acide chlorhydrique HCl et d'un indicateur (le Tashirol) :



C. Mode opératoire :

Étape 1 : Minéralisation :

La minéralisation permet de dénaturer les protéines (casser les liaisons) et de libérer les acides aminés, ensuite transformer l'azote organique en azote minéral.

Elle est effectuée à l'aide d'un appareil de minéralisation « Inkjel. M, Behr labor-technik GmbH » équipé : d'une plaque chauffante, d'un porte matras, d'un collecteur de fumée et d'un thermostat.

Tout le système est relié à une pompe à vide qui est reliée à un piègeur de fumée.

Dans un matras de Kjeldahl (Fig. III.18, Annexe III), on met :

- 0.5g de l'échantillon de la matière organique de poisson lyophilisée, 3.5g de sulfate de potassium K_2SO_4 , une pincée de sulfate de cuivre $CuSO_4$ et 1 ml d'eau oxygénée, 10 ml d'acide sulfurique (H_2SO_4) concentré ;
- On agite et on place le matras dans le dispositif de minéralisation ;
- On chauffe doucement et progressivement jusqu'à l'apparition des fumées noires ;
- On poursuit le chauffage durant 30 à 45 minutes jusqu'à l'obtention d'une couleur limpide. A la fin de la minéralisation, on laisse les matras refroidir.

Étape 2 : Filtration et dilution du minéralisât :

Après refroidissement des matras, on filtre chaque minéralisât dans un erlenmeyer. On lave le matras et on filtre aussi l'eau de rinçage (Fig. III.19, Annexe III).

On ajuste à 100 ml, avec l'eau distillée. On transvase les minéralisât dilués et filtrés dans des erlenmeyers colorés en brun, à bouchon. On étiquette les erlenmeyers et on les conserve au réfrigérateur à 4° C.

Étape 3 : Distillation

On prélève dans un matras de Kjeldahl 20ml du minéralisât filtré et dilué pour la distillation. Ensuite, on place le matras dans l'appareil de distillation « Behr, Labor-Technik ». A l'aide d'un bouton on ajoute 40ml de la soude NaOH a 40% dans le matras et on débute la distillation.

On recueille le distillat (ammoniaque entraîné à la vapeur d'eau) dans un erlenmeyer de collecte, contenant 20ml d'acide borique à 4% dont le pH a été préalablement déterminé (Fig. III.20, Annexe III). On continue la distillation jusqu'à l'obtention de 100 ml de solution (acide borique + ammoniaque entraîné à la vapeur d'eau), l'opération dure 5 à 10 min. On relève de nouveau la valeur du pH.

Étape 4 : Titrage

On ajoute au distillat obtenu 10 gouttes de la solution d'indicateur « Tashiro »

On titre directement la solution obtenue par une solution d'acide chlorhydrique (HCl) à 0.2 N jusqu'à l'obtention du pH initial de la solution d'acide borique (Fig. III.21, Annexe III).

D. Expression des résultats

Soit : 1ml de HCl → 2.803 mg N (azote)

Le taux des protéines est calculé selon l'équation suivante :

$$\% \text{ de protéine} = X * F = \frac{2.803 * V * 100}{1000 * m} * F \quad (20)$$

X : quantité d'azote dans 100 g de chair.

F : facteur dépendant du type d'aliment analysé = 100/16 = 6.25 (protéine animale)

V : volume d'HCl

m : le poids de l'échantillon en g.

III.2.6.2.3. Dosage des lipides :

Les lipides sont insolubles dans l'eau et très solubles dans les solvants organiques, tel que l'éther éthylique. La plupart des méthodes de dosage des lipides exploitent ces propriétés physiques pour extraire les lipides des aliments dans le but de mesurer leur concentration.

L'extraction des lipides est réalisée par la méthode de Soxhlet.

A. Présentation de la méthode :

La méthode Soxhlet est la méthode de référence utilisée pour la détermination de la matière grasse dans les aliments solides déshydratés. C'est une méthode gravimétrique, puisqu'on pèse l'échantillon au début et la matière grasse à la fin de l'extraction.

B. Principe :

L'aliment solide est pesé et placé dans une capsule de cellulose (cartouche).

L'échantillon est extrait en continu par l'éther éthylique à ébullition (P.E. 35° C) qui dissout graduellement la matière grasse.

Le solvant contenant la matière grasse retourne dans le ballon par déversements successifs causés par un effet de siphon dans le coude latéral.

Comme seul le solvant peut s'évaporer de nouveau, la matière grasse s'accumule dans le ballon jusqu'à ce que l'extraction soit complète. Une fois l'extraction terminée, l'éther est évaporé, généralement sur un évaporateur rotatif, et la matière grasse est pesée.

C. Mode opératoire :

L'appareil de Soxhlet « Behr Labor-Technik » est équipé de quatre postes de travail, d'une plaque chauffante, de ballons, des matrasses et d'un réfrigérant (Fig. III.22, Annexe III).

- On allume d'abord le réfrigérant «Huber minichiller» pour atteindre la température de 2°C ;
- Ensuite on pèse chaque ballon vide, soit **P₀** ce poids ;

- On met chaque échantillon lyophilisé et broyé dans une cartouche tarée et on pèse, soit **m** ce poids ;
- On place les ballons vides et pesés sur la plaque chauffante, et les cartouches dans les matras ;
- On verse environ 150 à 200 ml d'éther éthylique dans chaque matras et on ferme ;
- On chauffe progressivement jusqu'à l'ébullition du solvant, on maintient la même température de sorte à maintenir l'ébullition de solvant stable. On garde le même rythme pendant 5h30min qui correspond à 34 cycles (en moyenne 10 min), afin de dissoudre tous les lipides présents dans l'échantillon à la fin de l'extraction, on laisse les ballons refroidir ;
- On met chaque ballon contenant le solvant et l'extrait (lipides) dans un évaporateur rotatif « Buchi Rotavapeur R.210 » (Fig. III.23, Annexe III). à 40° C et à une vitesse de rotation de 6 à 7 tours/mn, pour concentrer l'extrait et récupérer le solvant ;
- On sèche les ballons dans l'étuve à 37° C, puis on les laisse refroidir dans un dessiccateur et on pèse (ballons remplis), soit **P** ce poids.

D. Expression des résultats

La quantité des lipides est déterminée selon la formule suivante :

$$\% \text{ lipides} = \frac{M}{m} * 100 \quad (21)$$

M : quantité des lipides (P – P₀) en g

P : poids du ballon rempli de lipides en g

P₀ : poids du ballon vide en g

m : poids de l'échantillon en g

III.2.6.2.3. Dosage des glucides :

Le dosage des sucres totaux solubles est réalisé par la méthode de [Dubois et al., \(1956\)](#), Méthode au phénol-sulfurique.

A. Présentation de la méthode :

La méthode de [Dubois et al \(1956\)](#) permet de doser les oses en utilisant le phénol et l'acide sulfurique concentré, en présence de ces deux réactifs, les oses donnent une couleur jaune-orange dont l'intensité est proportionnelle à la concentration des glucides, la densité optique est déterminée entre 450 à 550 nm ([Nielsen, 1997](#)).

Une courbe d'étalonnage est effectuée à partir d'une solution de glucose.

B. La courbe d'étalonnage :

Introduire 87.5 mg du glucose dans 500 ml d'eau distillée, préparer la solution de phénol à 5%.

5 tubes à essais sont remplis de la solution glucose (0ml, 2.5ml, 5ml, 7.5ml, 10ml) puis complétés avec de l'eau distillée jusqu'à 10 ml. Ajouter 1ml de la solution phénol + 5ml de H₂SO₄.

Les tubes sont placés au bain Marie à 30°C pendant 20 minutes, puis ils sont refroidis sous l'eau de robinet à 20°C. L'absorbance est mesurée à 485nm puis on trace la courbe d'étalonnage.

C. Préparation des échantillons :

Peser 0.1g de chaque échantillon (60 échantillons) dans des fioles de 50 ml et compléter d'eau distillée. Prendre 10 ml de chaque solution, mettre dans des tubes à essai, ajouter 1ml de phénol et 5ml d'acide sulfurique H₂SO₄.

Les tubes sont placés au bain Marie à 30° C pendant 20 minutes, puis ils sont refroidis au réfrigérateur.

Après refroidissement, la densité optique (absorbance) des échantillons est mesurée à 485nm contre le blanc de la série étalon par spectrophotométrie.

La concentration en glucides (mg/ml) dans chaque échantillon est tirée de l'équation obtenue de la courbe d'étalonnage des glucides (Fig. III.24, Annexe III).

III.2.7. Evaluation de la contamination des poissons :

Divers méthodes ont été développées pour évaluer la contamination des produits de la pêche et de l'aquaculture (US EPA, 1998 et ASTEE, 2003). Ainsi, deux approches sont souvent utilisées, la première est basée sur le lien entre la concentration du contaminant dans l'organisme et sa concentration dans le milieu ambiant, c'est le facteur de bioaccumulation.

La deuxième approche fait le lien directement avec le consommateur, tout en évaluant et en caractérisant le risque sanitaire. Les deux méthodes seront appliquées dans la présente étude.

III.2.7.1. Facteur de bioaccumulation (BAF)

Le facteur de bioaccumulation (BAF) est le rapport entre la concentration d'un contaminant dans des tissus d'un organisme et sa concentration provenant du sédiment (Arnot and Gobas, 2006).

$$FBC = C_b/C_e \quad (22)$$

Où C_b = concentration en éléments traces dans l'espèce ; C_e = concentration environnementale (eau). Les deux sont exprimées en mg/kg.

III.2.7.2. Méthode d'évaluation des risques sanitaires :

L'évaluation des risques sanitaires liés à la consommation des poissons pollués par les éléments traces métalliques suivra quatre principales étapes (Gay et al., 2007) :

- Identification du danger.
- Choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR) (Bisson et al., 2009)
- Évaluation de l'exposition de la population.
- Calcul de la dose journalière d'exposition (DJE) et du Quotient de danger (QD).

III.2.7.2.1. Dose journalière d'exposition (DJE) :

C'est la dose (interne ou externe) de substance reçue par l'organisme rapportée au poids de l'individu et au nombre de jours d'exposition (dans le cas d'une substance non cancérigène) ou au nombre de jours de la vie entière (dans le cas d'une substance cancérigène).

La quantité moyenne de poissons offerte à un Algérien est d'environ 5,0 kg/an, soit (0,01 kg/j) (FAO, 2018).

La DJE des polluants liée à la consommation des poissons est déterminée comme suit :

$$DJE = C \times Q \times F/P \quad (23)$$

Où DJE est la dose journalière d'exposition aux éléments traces (mg/kg/j) ; C est la concentration en métal dans les poissons ($\mu\text{g/g}$), Q est la quantité de poisson ingérée par jour (kg/j), F est la fréquence d'exposition ($F = 1$), il est sans unité et P est le poids corporel de la cible (kg).

Le poids corporel moyen des enfants de 0 à 15 ans est de 28 kg et celui d'un adulte est égal à 70 kg selon l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA, 2002).

III.2.7.2.2. Quotient de danger (QD) :

La caractérisation du risque pour les effets à seuil est exprimée par le quotient de danger (QD). Il est calculé pour la voie d'exposition orale de la manière suivante :

$$QD = DJE/DJA \quad (24)$$

Où DJE est la dose journalière d'exposition (mg/kg/j) et DJA est la dose journalière admise (mg/kg/j).

Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) utilisées dans la présente étude pour la caractérisation du danger (QD) sont celles recommandés par l'US EPA (2002 et 2016) et citées par l'IPCS/INCHEM, 2014a, b, c and d).

Les DJA recommandées sont, respectivement, $4.7.10^{-4}$ mg/kg/j pour le mercure, 5.10^{-3} mg/kg/j pour le nickel, $5.7.10^{-1}$ mg/kg/j pour le zinc et $8,3.10^{-3}$ mg/kg/j pour le cuivre.

Si $QD < 1$, la survenue d'un effet toxique est très peu probable.

Si $QD > 1$, l'apparition d'un effet toxique ne peut pas être exclue.

III.3. Performances des méthodes d'analyse :**III.3.1. Fidélité ou Répétabilité**

La précision d'une analyse dépend de l'aptitude à reproduire un même résultat plusieurs fois de suite. C'est la limite à l'intérieur de laquelle on peut se fier à un résultat.

Cette limite est quantifiée par la valeur de répétabilité, c'est-à-dire la valeur maximum sous laquelle la différence absolue entre deux résultats d'analyse obtenus sur le même échantillon (ou : deux échantillons identiques) par la même méthode et dans les mêmes conditions expérimentales est susceptible de se retrouver selon une probabilité de 95%.

La valeur de répétabilité d'une méthode analytique est habituellement déterminée en faisant l'analyse statistique d'un certain nombre de mesures de la même grandeur sur un même échantillon.

Pour ce faire, les organismes internationaux organisent des études collaboratives impliquant plusieurs laboratoires à travers le monde.

Lorsque la valeur de répétabilité d'une méthode d'analyse n'est pas connue, il est possible de l'estimer en effectuant un nombre N (20 ou plus) d'analyses sur un même échantillon.

Les statistiques nous indiquent que la valeur estimée σ^e de l'écart-type peut être obtenue à partir d'une population de N résultats, par la relation suivante :

$$\sigma^e = \Sigma(X - M)^2 / \sqrt{N - 1} \quad (25)$$

Où : X = résultat de chaque analyse

M = moyenne arithmétique des résultats

D'autre part, l'écart-type σ_M par rapport à la moyenne est donnée par la relation suivante :

$$\sigma_M = \sigma^e / \sqrt{N} \quad (26)$$

N.B. La valeur de l'écart-type est arrondie à 1 chiffre significatif.

L'écart-type σ_M est parfois utilisé comme valeur de répétabilité d'une méthode analytique selon une probabilité de 68%. Ceci signifie que la valeur réelle de la grandeur a 68% de chance de se retrouver à $\pm \sigma_M$ de la valeur mesurée.

Les lectures effectuées pour chaque métal sur un même échantillon ont montré une bonne répétabilité, avec de faibles écarts types inférieurs à $\pm 5\%$.

Dans l'ensemble, les résultats mettent en évidence une bonne répétabilité et précision des deux techniques d'analyses employées.

III.3.2. Justesse ou reproductibilité :

La reproductibilité est l'étroitesse de l'accord entre les résultats obtenus sur des essais indépendants entre eux pour une même méthode d'analyse, dans des conditions fortement variables (contrairement à la répétabilité) à des jours différents, dans différents laboratoires, par différents opérateurs utilisant un équipement différent.

La répétabilité et la reproductibilité sont donc deux critères extrêmes, le premier mesurant la variabilité minimale des résultats et le second, la maximale.

L'exactitude d'une analyse est définie comme étant le degré de concordance entre la valeur mesurée et la valeur réelle.

L'exactitude d'une méthode analytique est reliée aux erreurs systématiques, c'est-à-dire aux erreurs qui affectent les résultats toujours dans le même sens.

Afin de contrôler les conditions opératoires et de vérifier la validité des résultats obtenus, une analyse supplémentaire est effectuée pour chaque série sur deux échantillons standards de sédiments certifiés STSD-3 (PCMRC, 1990) et MESS-4 (Willie *et al.*, 2014) (Conseil National de Recherches du Canada, matériaux de référence certifiés, sédiments fluviaux et marins) (Tab. III.4).

Tableau III.4 : Résultats des analyses des matériaux de référence certifiés (STSD-3) et (MESS-4)

Métal	Echantillon standard (STSD-3)			Echantillon standard (MESS-4)		
	Valeurs certifiées	Valeurs mesurées ⁽¹⁾	Taux de variation Δ %	Valeurs certifiées	Valeurs mesurées ⁽¹⁾	Taux de variation Δ %
Mn	2730	2816	103.1	323.05	298	108.4
Pb	40	43.9	109.7	21.33	21.5	99.2
V	134	142.7	106.5	218.50	216	101.2
Cr	80	72.8	91.0	92.10	94.3	97.7
Fe	44000	38432	87.4	36380	37900	96.0
Co	16	17.0	106.2	12.49	13	96.1
Ni	30	32.8	109.4	43.18	42.8	100.9
Cu	39	38.9	99.8	32.57	32.9	99.0
Zn	204	186.6	91.5	157.45	147	107.1
As	28	23.6	84.4	20.53	21.7	94.6
Cd	1	0.99	99.5	0.30	0.28	107.1

⁽¹⁾ les teneurs mesurées correspondent à la moyenne de 6 répliques.

Δ % : Taux de variation qui correspond à la différence entre la valeur certifiée et celle mesurée d'où :

$$\Delta \% = ((\text{Valeur mesurée} - \text{valeur référence}) / \text{valeur référence}) \times 100. \quad (27)$$

Les résultats indiquent un bon accord entre les valeurs certifiées et analytiques pour tous les métaux analysés dans les deux matériaux certifiés, à l'exception du Fe et de l'As. Les taux de variation pour Fe et As étaient d'environ 87% et 84%, respectivement, dans le matériau certifié STSD-3, mais, ils avoisinent les 95% dans le MESS-4.

Alors, l'ICP-MS utilisée pour l'analyse des métaux (Fe, As, Mn, V, Co, Pb, Cd, Cr, Ni, Cu et Zn), principalement dans les sédiments marins donne des résultats fiables, précis et reproductibles.

III.4. Analyse statistique

III.4.1. Analyse binaire :

A partir de n couples de variable, une droite de régression linéaire de la forme $Y = aX + b$ est obtenue par la méthode des moindres carrés. Les coefficients de corrélation (R) calculés, compris dans l'intervalle [-1, 1], permettent de vérifier l'existence ou non d'une relation (ou corrélation) entre les deux éléments considérés, Cependant, au préalable, ces coefficients sont validés au moyen d'un test statistique, le test du coefficient de corrélation (R) qui s'exprime comme suit (Schwartz, 1969) :

$$|t| = |R| \sqrt{(n-2) / (1-r^2)}. \quad (28)$$

R : Coefficient de corrélation n : Effectif des variables

|t| : Valeur calculée comparée à |t| de la table de Student pour un degré de liberté (ddl) égale à n-2 avec, pour cette étude, une précision de 95% (α = 5%).

Toutefois, seul le taux de risque α = 5% est considéré, car en statistique, une erreur de 5% peut affirmer l'existence de différences entre deux populations (Kamoun, 1977 et Aivazian, 1978).

Si |tc| > |t_t|, la corrélation entre les deux variables est significative.

Si |tc| < |t_t|, la corrélation entre les deux variables n'est pas significative.

Dans la présente étude, les coefficients de corrélation ont été calculés pour déterminer les relations entre les métaux analysés les uns par rapport aux autres, respectivement, dans les sédiments et dans les poissons et pour vérifier aussi, leurs relations avec les autres paramètres, tel que, les taux de la matière organique et de la fraction fine dans les sédiments et les teneurs en composés biochimiques dans les poissons.

III.4.2. Analyse de variance :

L'analyse de la variance est un test statistique qui permet de comparer globalement l'espérance mathématique de plusieurs échantillons. La problématique de l'ANOVA consiste à utiliser les moyennes observées sur les échantillons pour conclure à des différences significatives sur les moyennes (espérance mathématique) dans les sous-populations.

L'analyse suit les étapes récapitulées dans le tableau d'analyse de variance ci-dessous :

Tableau III.5 : Eléments des étapes de l'analyse ANOVA.

Source de variation	Degrés de liberté	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F
Entre les groupes	t - 1	SCe	s ² e	s ² e / s ² i
A l'intérieur des groupes	N - t	SCi	s ² i	
Total	N - 1	SCT		

a) Calcul de la variance entre les groupes (SCe) :

$$SCe = \sum_{i=1}^t n_i (\bar{Y}_i - \bar{Y})^2 \quad S^2e = SCe / (t - 1) \quad (29)$$

b) Calcul de la variance à l'intérieur des groupes (SCi) :

$$SCi = \sum_{i=1}^t \sum_{j=1}^{n_i} (Y_{ij} - \bar{Y}_i)^2 \quad S^2i = SCi / (N - t) \quad (30)$$

c) Calcul de la variance totale (SCT) :

$$SCT = \sum_{i=1}^t \sum_{j=1}^{n_i} (Y_{ij} - \bar{Y})^2 \quad SCT = SCe + SCi \quad (31)$$

d) Le test de Fisher

Par la suite, le test de Fisher nous permet de vérifier si les données proviennent de la même population et donc affirmer ou infirmer que le traitement a un effet.

Pour cela, nous calculons le ratio F avec $F = s^2e / s^2i$ (32)

L'analyse de variance (ANOVA) a été appliquée dans la présente étude pour vérifier les différences existantes entre les concentrations des métaux analysés dans les sédiments des trois secteurs de la côte algérienne.

III.4.3. Biplot :

La représentation biplot est une méthode de statistique descriptive multivariée. Elle vise à extraire l'essentiel de l'information contenue dans un tableau de données (composé d'individus et de variables) et à en fournir une représentation imagée se prêtant aisément à l'interprétation.

Les applications du biplot sont nombreuses et diverses. Corsten et Gabriel (1976) s'en servent pour comparer les matrices de covariances de plusieurs populations et pour déceler les combinaisons linéaires de variables pour lesquelles ces populations diffèrent. Bradu et Gabriel (1978) l'utilisent à leur tour comme un outil analytique permettant d'identifier le modèle qui s'ajuste le mieux aux données dans un plan d'analyse de variance à deux facteurs avec une seule répétition.

III.4.4. Analyse en composantes principales :

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode de la statistique multivariée, qui consiste à transformer des variables liées entre elles (dites "corrélées" en statistique) en nouvelles variables décorréelées les unes des autres. Ces nouvelles variables sont nommées "composantes principales", ou axes principaux. Elle permet de réduire le nombre de variables et de rendre l'information moins redondante. L'analyse en composantes principales est une méthode très efficace pour l'analyse de données quantitatives (continues ou discrètes), se présentant sous la forme de tableaux à M observations et N variables.

Ainsi, l'analyse en composantes principales est un outil efficace pour fournir des informations suggestives concernant les sources des métaux traces (Hu et al., 2013), elle a été appliquée sur l'ensemble de nos données de cinquante et une stations d'échantillonnage, trois espèces de poissons, douze métaux et trois composés biochimiques.

Le calcul des coefficients de corrélation et l'analyse de variance dans les deux matrices de données (sédiments et biotes) ont été effectués en utilisant l'outil statistique. L'analyse en composantes principales pour l'étude des sédiments a été effectuée en utilisant le logiciel STATISTICA version 6.1 pour Windows. Tandis que, l'analyse en composantes principales pour l'étude des biotes a été effectuée en utilisant à la fois, le logiciel STATISTICA version 13.5.0.17 pour Windows et le logiciel XLSTAT version 15.5.01 pour Windows. Pour la représentation Biplot, le logiciel XLSTAT version 15.5.01 pour Windows a été utilisé.

[RESULTATS ET DISCUSSION]

IV-1 Les sédiments superficiels :

Dans cette partie, les teneurs des métaux traces analysés dans les sédiments marins superficiels le long de la côte algérienne seront exposées, discutées et interprétées. Ainsi, dans cette même partie, les résultats de l'analyse granulométrique et celles de la matière organique dans les sédiments seront exposés et utilisés dans l'interprétation des tendances d'accumulation et de distribution des différents métaux analysés.

Ensuite, deux types d'indices : i) chimiques (facteur de contamination, indice de géoaccumulation, facteur d'enrichissement, indice de la charge polluante) et ii) écologiques (indice de risque écologique potentiel) seront calculés. Une comparaison de l'ensemble de ces valeurs et indices avec les valeurs guides des métaux dans les sédiments sera établie pour caractériser les sédiments de la côte algérienne en fonction de leurs risques écologiques sur les organismes marins et leurs degrés de toxicité. Enfin, une étude statistique en utilisant l'analyse binaire et l'analyse en composantes principales sur l'ensemble des résultats obtenus sera appliquée pour la recherche d'une part, des relations existantes dans le comportement des différents métaux traces entre eux et avec les autres paramètres, d'autre part, des sources potentielles de chaque métal, en relation avec les caractéristiques de chaque zone de prélèvement.

IV-1-1 Analyse paramétrique :

Les moyennes, les écarts-types, les maxima et les minima des valeurs des ETM analysés dans les sédiments de chaque station, des taux de la matière organique (MO) et de la fraction fine (Pélites) sont résumés dans le tableau IV.1.

Tableau IV.1 : Teneurs des ETM dans les sédiments de la côte algérienne en (µg/g P.S.) ; Fe, MO et Pélites en (%).

Station	Fe%	Mn	V	Cr	Zn	Ni	Pb	As	Cu	Co	Cd	MO%	% Pélites
Secteur Est													
Moyenne	3.16	375.7	139.8	111.3	106.7	36.0	27.7	27.4	22.0	11.8	0.24	12,2	72,7
Ecart type	0.59	59.5	35.0	34.4	24.0	10.3	5.6	6.0	6.0	2.2	0.10	3,3	25,6
Maximum	4.13	466.2	211.4	169.1	153.2	55.3	37.8	50.5	30.8	16.1	0.47	18,1	99,0
Minimum	1.09	260.9	39.4	21.9	41.2	6.4	10.4	15.9	3.0	4.0	0.06	3,4	4,0
Secteur Centre													
Moyenne	3.76	381.4	138.2	105.8	114.5	36.9	28.0	21.3	23.1	13.9	0.15	10,3	75,8
Ecart type	0.36	53.9	27.6	23.8	23.8	5.7	6.7	4.6	5.8	1.3	0.04	2,6	18,1
Maximum	4.65	562.3	200.1	152.9	222.4	50.8	54.9	43.0	48.6	16.3	0.39	17,2	99,0
Minimum	2.37	275.8	88.1	63.3	70.4	22.0	19.1	13.9	12.8	9.2	0.09	5,7	33,0
Secteur Ouest													
Moyenne	2.45	342.2	96.5	78.1	84.8	24.8	26.4	16.6	14.6	9.5	0.20	8,6	71,0
Ecart type	0.86	107.5	37.1	30.8	43.5	11.1	12.3	6.7	7.4	3.1	0.10	4,0	22,8
Maximum	5.04	728.3	226.1	163.8	234.1	59.2	68.3	57.9	34.3	20.2	0.53	16,2	97,0
Minimum	0.77	192.6	27.8	18.1	17.4	6.5	6.6	8.6	2.6	3.0	0.06	2,3	3,0
Côte algérienne													
Moyenne	3.09	365.6	124.1	97.9	101.3	32.3	27.3	21.8	19.7	11.6	0.20	10,4	73,2
Ecart type	0.77	76.5	37.9	33.5	31.8	10.3	8.4	7.5	7.2	2.7	0.09	3,6	22,1
Maximum	5.04	728.3	226.1	169.1	234.1	59.2	68.3	57.9	48.6	20.8	0.53	18,1	99,0
Minimum	0.77	192.6	27.8	18.1	17.4	6.4	6.6	8.6	2.5	3.0	0.06	2,3	3,0

IV-1-1-1 Variations des teneurs en ETM :

L'ordre d'abondance des métaux analysés dans les sédiments des principales zones de pêche le long de la côte algérienne est le suivant : Fe > Mn > Zn > V > Cr > Pb > Ni > As > Cu > Co > Cd.

Les teneurs maximales en Fe, Mn, Pb, V, Co, Ni, Zn et Cd ont été trouvées dans la station S20 située dans la région de Beni Saf dans la partie Ouest de la côte. Le maximum pour Cr, Cu et As ont été enregistrés respectivement dans les stations S49 (baie de Jijel), S04 (baie d'Alger) et S28 (golfe d'Arzew). Alors que, les niveaux minimums ont été révélés, respectivement à la station S01 (Beni Saf) pour Pb, V, Cr et Cd, à la station S05 (Arzew golfe) pour Mn, Co, Cu et Zn, à la station S07 (région d'Elkala) pour Ni et à la station S02 (Beni Saf) pour l'As.

Les sédiments du secteur Centre montrent les niveaux les plus élevés pour tous les métaux analysés sauf pour l'As et Cr où les maximums ont été trouvés dans les stations du secteur Est. Dans le cas de l'As, les concentrations élevées peuvent être associées aux déversements des eaux usées industrielles et domestiques de grandes métropoles comme Annaba et Skikda.

IV-1-1-2 Comparaison des teneurs en ETM avec les fonds géochimiques :

Les valeurs obtenues sont inférieures aux valeurs moyennes du fond géochimique de la croûte continentale et du manteau supérieur (Taylor, 1964 et Taylor et McLennan, 1985, 1995), à l'exception des ETM suivants : V, Pb, Zn et As. Pour l'Arsenic, la différence est très importante. Ainsi, les concentrations moyennes dans les sédiments en suspension des différentes rivières dans le monde estimées par Viers *et al.*, (2009) sont clairement supérieures à toutes les concentrations des métaux trouvées dans les échantillons de sédiments superficiels de la côte algérienne.

Cependant, la comparaison faite avec les valeurs du fond géochimique local est la plus logique. Les concentrations de Fe, Mn, V, Cr, Co, Ni, Cu et Cd sont toutes inférieures à ce fond local et seules les concentrations de Zn et surtout d'As qui en sont supérieures.

Une analyse de variance à un niveau de sécurité de 95% (ANOVA) a été réalisée pour comparer les concentrations dans les trois secteurs (Est, Centre et Ouest).

Tableau IV.2 : Valeurs des fonds géochimiques.

	Fonds géochimiques (µg/g), Fe en %										
	Mn	Pb	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd
F.G. Local ^a	368.7	34.0	155.0	124.0	5.16	14.0	41.0	34.0	95.0	13.0	0.50
F.G. Shale ^b	950.0	12.5	135.0	100.0	5.63	25.0	75.0	55.0	70.0	1.80	0.20
F.G. Crust ^c	0.07*	17.0	107.0	85.0	4.49*	14.0	44.0	25.0	71.0	1.5	0.10
F.G. Rivers ^d	1679	61.1	129.0	130.0	5.81	22.5	74.5	75.9	208.0	36.3	1.55

^a Fond géochimiques local (calculé en utilisant les concentrations de 15 échantillons à la base (15-30 cm) de 03 carottes sédimentaires prélevés dans la baie d'Alger (Inal *et al.*, 2018).

^b Fond géochimique de la croûte en schiste (Taylor, 1964).

^c Composition moyenne de la croûte continentale (Taylor and McLennan, 1985, 1995).

* FeOT et MnO (pourcentage en poids d'oxyde),

^d Concentration moyenne dans les sédiments en suspension des Rivières dans le monde (Viers *et al.*, 2009).

IV-1-1-3 Variations des teneurs en ETM entre les trois secteurs :

La valeur P calculée est $< 0,05$ pour V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu et As, ce qui implique que l'hypothèse nulle (H_0) est rejetée. Nous pouvons donc conclure qu'il existe une différence significative entre les teneurs de ces métaux dans les trois secteurs.

En revanche, Mn, Pb et Zn ne diffèrent pas ($P > 0,05$). Ainsi, les différences trouvées sont entre l'Ouest et les deux autres zones (Est et Centre) pour V, Cr, Fe, Ni et Cu. Alors, la différence n'était qu'entre l'Ouest et le Centre pour Co, et entre l'Ouest et l'Est pour l'As. En effet, quel que soit le métal, ses valeurs dans le secteur Ouest diffèrent des valeurs des deux autres parties de la côte algérienne. L'ordre de contamination est le suivant : Centre > Est > Ouest (Fig.IV.1).

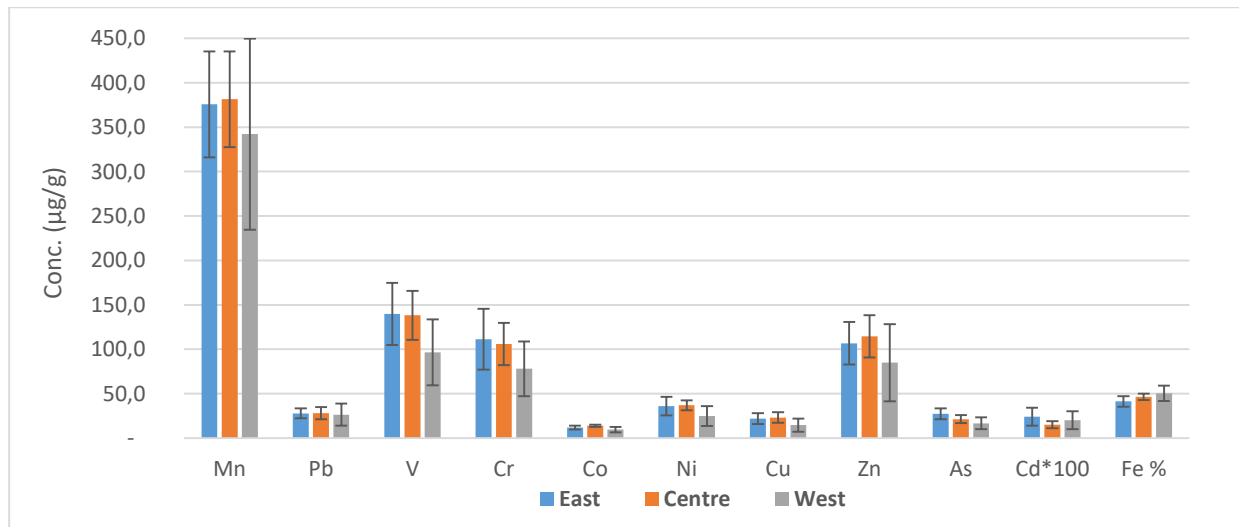


Figure IV.1 : Variations des teneurs en ETM dans les trois secteurs de la côte algérienne.

IV-1-1-4 Variations des taux des pélites et de la matière organique :

Le taux des pélites dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche le long de la côte algérienne (Tableau IV.1) varie entre un minimum de 3% révélé au niveau de la station S38 située dans le golfe de Ghazaouet à 20m de profondeur, et un maximum de 99% révélé dans les stations S16, S23 et S48 situées, respectivement, dans les golfes d'Annaba et de Zemmouri à 46, 59 et 310m de profondeur. En général, la grande partie des fonds chalutables le long de la côte algérienne sont vaseux à sablo-vaseux.

Le taux de la matière organique dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche le long de la côte algérienne (Tableau IV.1) varie dans une large gamme entre un minimum de 2,3% révélé au niveau de la station S1 située à Beni Saf dans le secteur Ouest, et un maximum de 18,1% enregistré dans la station S39 située à l'extrême Est de la côte algérienne. Ces teneurs sont très élevées d'après Chamley (1987), qui considère des teneurs dépassant les 1% comme élevées pour la mer Méditerranée. Cependant, la teneur en MO dans les sédiments des zones d'upwelling peut atteindre facilement les 10% (Libes, 1992 et Hedges and Keil, 1995), alors que les valeurs moyennes des zones océaniques varient entre 0,2% et 0,4% (Müller et Suess, 1979 et Duan, 2000).

IV.1.2. Distribution des ETM :

Afin de mieux visualiser et interpréter les résultats, une représentation cartographique est réalisée. Elle correspond à la distribution spatiale des ETM sous forme de cylindres. Une cartographie est donc obtenue pour chaque métal, respectivement, dans les secteurs Ouest, Centre et Est de la côte algérienne.

IV.1.2.1. Distribution des ETM dans le secteur Ouest :

La carte ci-dessous montre la localisation des stations de prélèvement dans le secteur Ouest, elle sera utilisée comme référence pour l'interprétation des variations spatiales des ETM.



Figure IV.2 : Localisation des stations de prélèvement des sédiments dans le secteur Ouest.

IV.1.2.1.1. Le fer :

La carte de distribution du fer dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.2.1) montre que les valeurs les plus élevées ($> 38000 \mu\text{g/g}$) sont enregistrées au niveau des stations S20 et S24 localisées respectivement, dans les golfes de Ghazaouet et d'Arzew.

Dans les autres stations du secteur Ouest, les concentrations en fer sont inférieures à $38000 \mu\text{g/g}$, et la plupart d'entre elles présentent des teneurs inférieures à $20000 \mu\text{g/g}$. Cependant, ces faibles teneurs en fer se manifestent beaucoup plus dans les stations de la wilaya d'Ain Temouchent (Baie de Beni Saf). Pour les valeurs élevées, elles restent toujours inférieures à la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui est de l'ordre de $51600 \mu\text{g/g}$.

En outre, les stations profondes montrent des teneurs supérieures à celles des stations côtières, un classement croissant côte – large est établi, notamment, au niveau du golfe de Ghazaouet. Ce classement est régi en grande partie par la granulométrie fine et le taux élevé en MO dans les stations profondes, ce qui favorisent l'accumulation de fer.

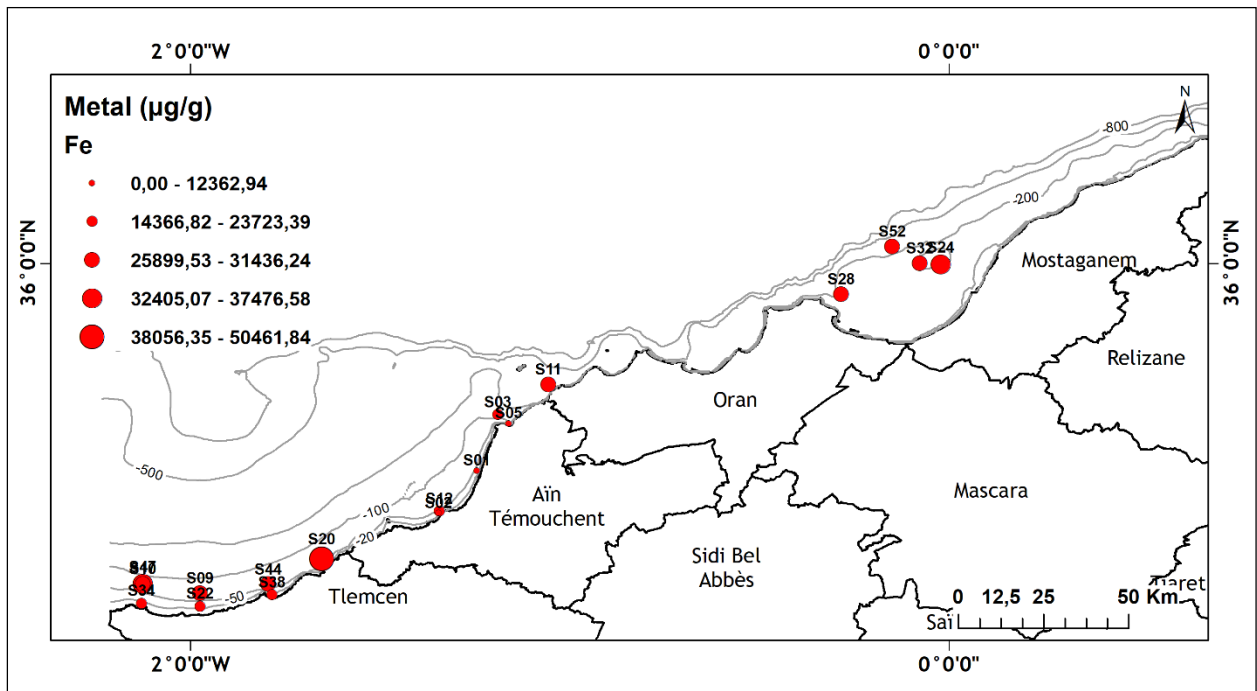


Figure IV.2.1 : Carte de distribution de fer dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.1.2. Le manganèse :

La carte de distribution du manganèse dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.2.2) ressemble à celle du fer avec des valeurs élevées dans les stations situées vers l'extrême Ouest (Ghazaouet). Tandis que, les faibles valeurs ont été trouvées dans les sédiments des stations S01, S03, S05, S28 et S52 situées respectivement, à Beni Saf, Arzew et Mostaganem. Les teneurs en manganèse dans les sédiments des stations situées à l'extrême Ouest montrent des valeurs assez élevées, elles dépassent la valeur de fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui est de l'ordre de $368.7\mu\text{g/g}$.

Dans les autres stations situées, respectivement, au niveau des régions d'Aïn Temouchent, Oran et Mostaganem, les teneurs en manganèse sont tous inférieures à la valeur de fond géochimique à l'exception de la station S11 située à la limite frontalière entre la wilaya d'Aïn Temouchent et la wilaya d'Oran.

Les valeurs élevées en manganèse révélées au niveau des sédiments superficiels des stations de golfe de Ghazaouet peuvent être expliquées par l'industrie considérée comme une source potentielle pour cet élément, de fait de son utilisation comme dépolarisant dans les batteries à pile sèche, ainsi que dans la préparation du chlore, de l'iode et des huiles pour peintures et vernis.

Ainsi, comme le cas du fer, les valeurs élevées sont révélées dans les stations profondes. Cette situation est régie en grande partie par la granulométrie des sédiments. En effet, le taux de la fraction fine dans les stations profondes est supérieur à celui dans les stations côtières.

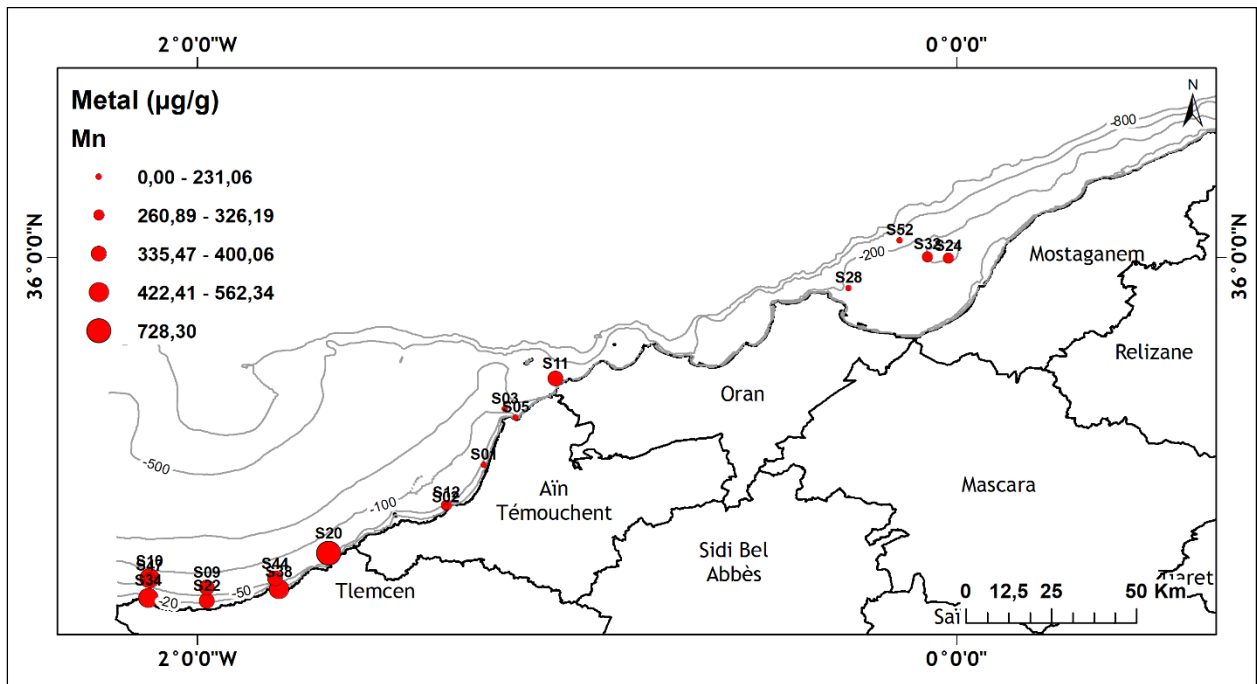


Figure IV.2.2 : Carte de distribution du manganèse dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.1.3. Le vanadium :

La distribution des valeurs du vanadium dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.2.3) est quasiment identique à celle du manganèse. La différence se manifeste uniquement dans les gammes des valeurs. Ces deux métaux peuvent avoir les mêmes sources, comportements et évolution dans les sédiments de ce secteur. Cependant, au niveau de la station S20 située dans la baie de Beni Saf où les teneurs en vanadium ($226\mu\text{g/g}$) dépassent la valeur de fond géochimique établi pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de $155\mu\text{g/g}$.

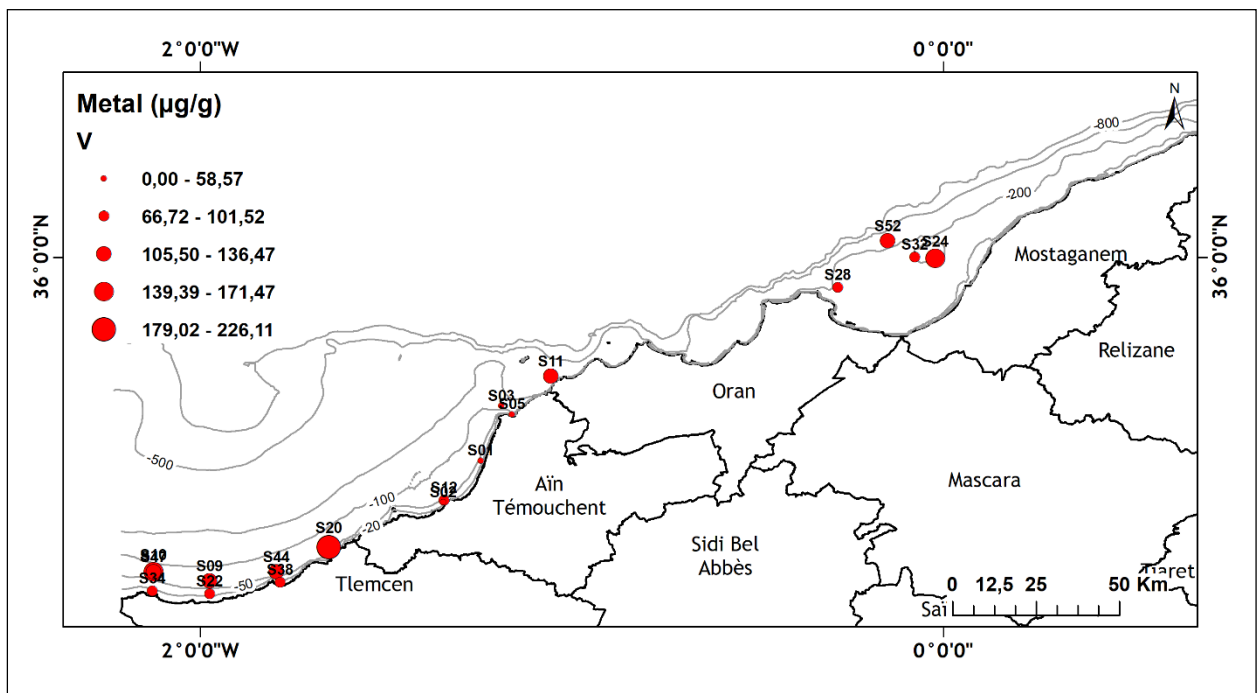


Figure IV.2.3 : Carte de distribution spatiale du vanadium dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.1.4. Le cobalt :

La carte de distribution du cobalt dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.2.4) montre que les valeurs les plus élevées se concentrent dans le golfe de Ghazaouet. Ces valeurs élevées restent inférieures aux valeurs du fond géochimique établi pour les sédiments de la côte algérienne. Néanmoins, la distribution spatiale de ce métal est très perturbée dans l'ensemble des stations du secteur. Cette situation indique que les sources de la contamination locale peuvent avoir des influences sur la répartition des métaux.

En effet, la vocation de la région de Ghazaouet (industriel) qui diffère de celle de Beni Saf (touristique) corrobore ce constat.

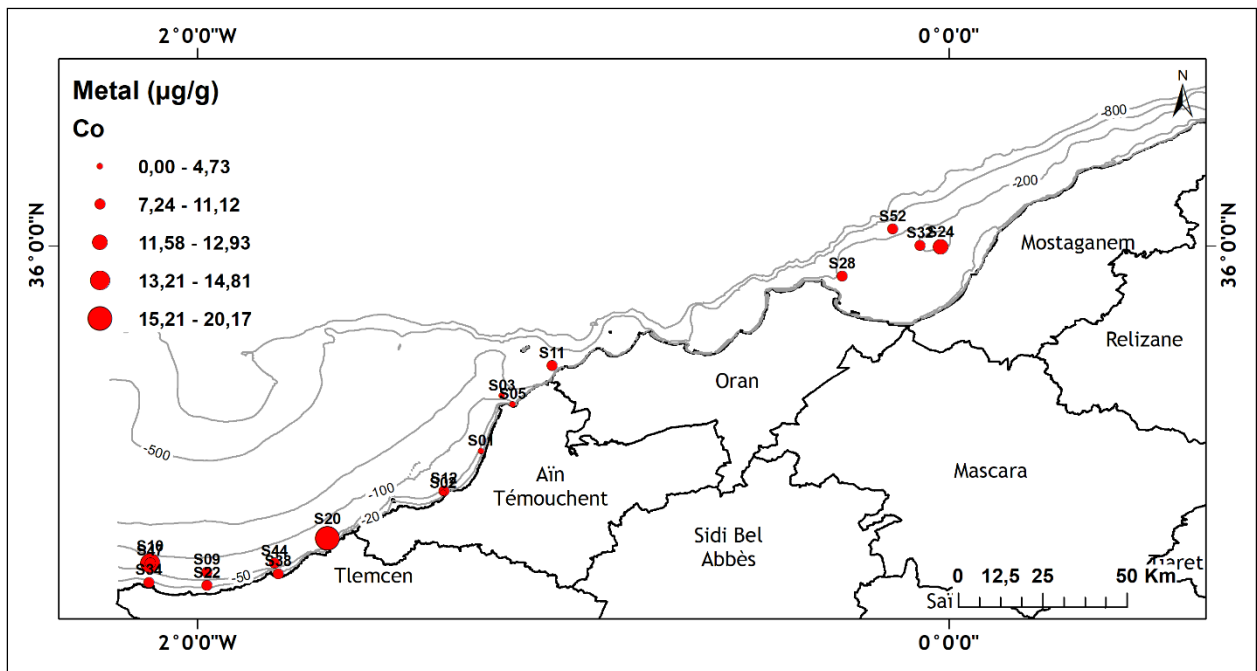


Figure IV.2.4 : Carte de distribution spatiale du cobalt dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.1.5. Le chrome

La répartition spatiale des teneurs du chrome dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV. 2.5) est quasiment identique à celles de manganèse, de vanadium et de cobalt, mais avec des teneurs très élevées.

En effet, d'après Chiffolleau (1994), le chrome provenant de rejets directs est très rapidement piégé par les sédiments au voisinage des sources. Cela confirme l'influence de l'origine de la contamination locale, déjà constaté dans le cas des autres métaux, et explique en partie les fortes teneurs révélées au niveau de la station côtière S38 située dans le golfe de Ghazaouet.

Cependant, un classement croissant des teneurs en chrome dans le sens côte- large peut être nuancé, notamment au niveau des golfes d'Arzew et de Ghazaouet.

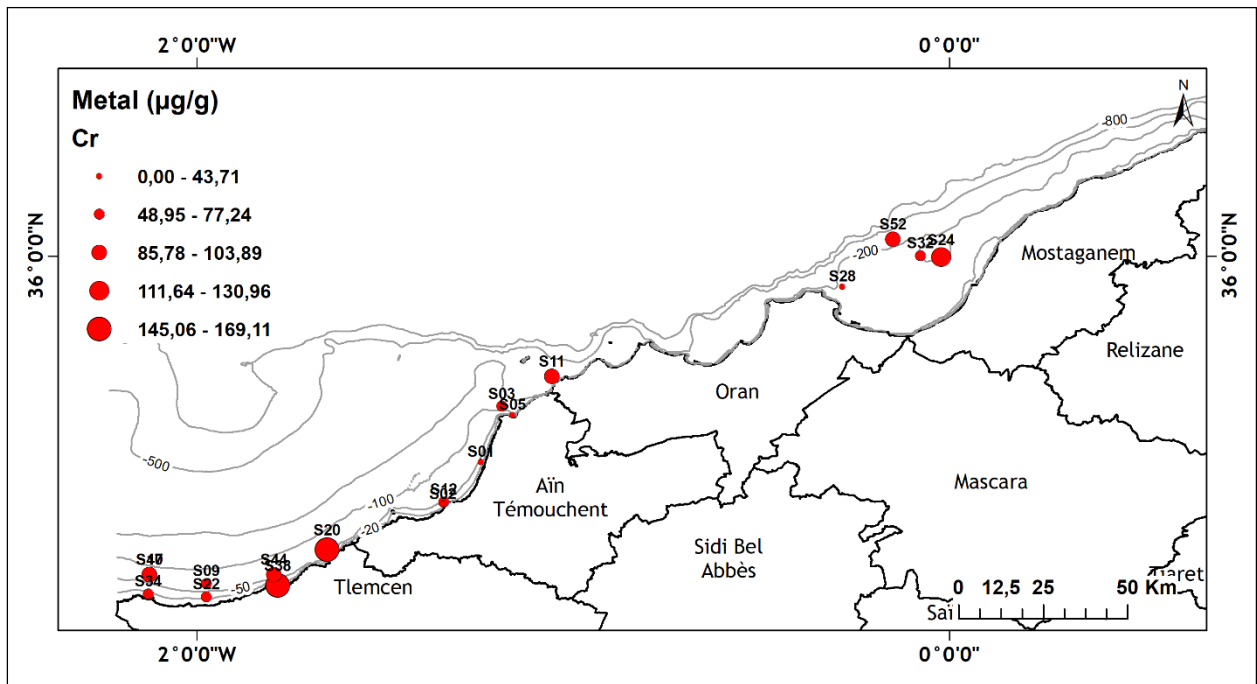


Figure IV.2.5 : Carte de distribution spatiale de chrome dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.1.6. Le Zinc :

La carte de distribution du zinc dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.2.6) montre que la répartition de cet élément est très fluctuante avec des teneurs faibles dans les baies d'Arzew, d'Oran et de Beni Saf et des teneurs élevées dans le golfe de Ghazaouet. Ces teneurs relativement élevées dans le golfe de Ghazaouet sont certainement dues à la présence du complexe industriel ALZINC (Ghazaouet) et probablement aussi aux gîtes miniers polymétalliques de la région de Tlemcen traversées par la Tafna (Benabdelkader *et al.*, 2018 ; Benabdelkader, 2019).

Par ailleurs, l'influence de la granulométrie se manifeste clairement dans le classement croissant côte – large, notamment au niveau des sédiments du golfe de Ghazaouet, caractérisés par des taux élevés en particules fines (Benguedda *et al.*, 2011 et Belhadj *et al.*, 2017). Ses dernières sont très cohésives, elles sont chargées négativement et leur surface de contact est importante. Ces caractéristiques leur donnent un grand pouvoir adsorbant vis à vis des contaminants métalliques. En effet, il a été démontré dans les travaux de recherche menant à la caractérisation des sédiments du port de Hambourg que la fraction grossière de ces sédiments comportait une contamination pratiquement nulle alors que la fraction fine (argile et limon) contenait presque la totalité de la contamination (Gosselin *et al.*, 1999). De même, les analyses réalisées sur des sédiments d'une zone portuaire de Montréal ont démontré qu'environ 70 % des contaminants inorganiques présents étaient situés dans la portion fine ($< 45\mu\text{m}$) (Gosselin *et al.*, 1999).

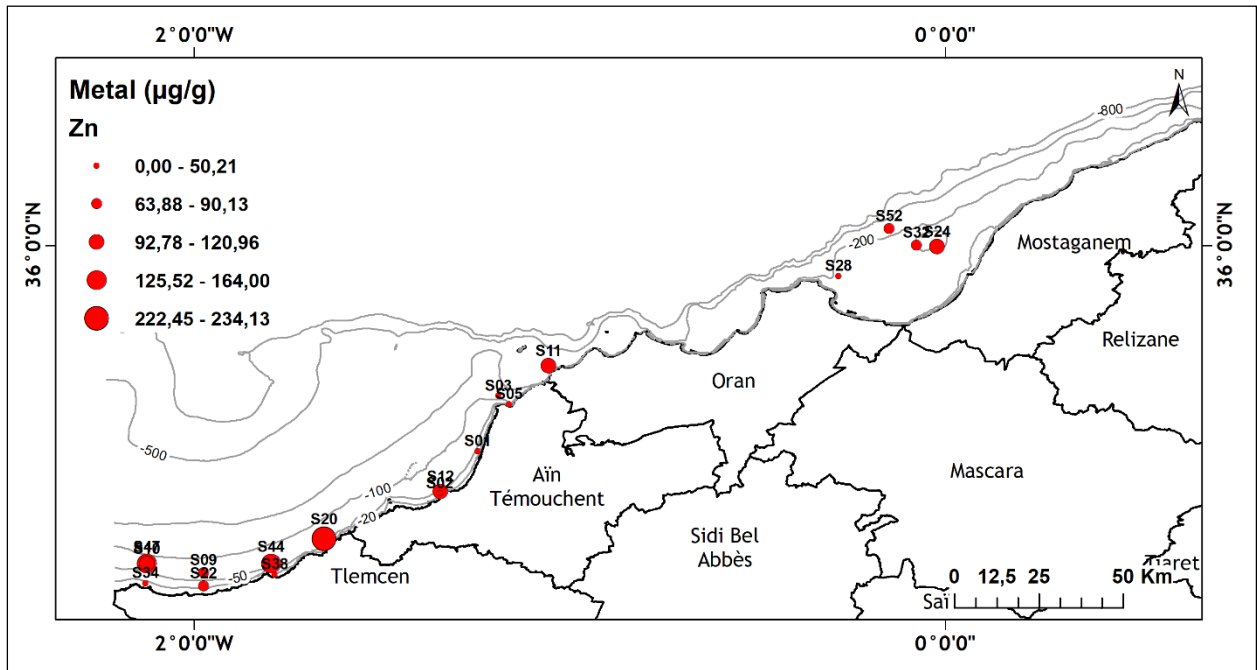


Figure IV.2.6 : Carte de distribution spatiale du zinc dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.1.7. Le Cuivre :

La répartition spatiale des teneurs du cuivre dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.2.7) est homogène. Les exceptions se manifestent au niveau de la baie de Beni Saf, caractérisée par des teneurs très faibles.

Ainsi, c'est toujours au niveau du golfe de Ghazaouet que se trouvent les concentrations les plus élevées des métaux, en particulier dans les stations profondes. Ceci peut être, en partie, en relation avec l'activité du plancton. En effet, il a été démontré que ce dernier était responsable des processus d'assimilation et de transfert des métaux traces essentiels des couches d'eau superficielles aux sédiments profondes en raison de son aptitude à accumuler les métaux, en tant qu'oligoéléments, en quantités relativement élevées (Hadjeri *et al*, 1995).

En outre, comme les concentrations du zinc ont certainement une relation avec les activités du complexe industriel ALZINC (Ghazaouet) ainsi que les gîtes miniers polymétalliques de la région de Tlemcen traversés par la Tafna (Benabdelkader, 2019), le cuivre pourrait être de même.

En effet, le zinc et le cuivre ont des affinités géochimiques semblables surtout qu'ils font partie de la même famille géochimique selon la classification de Goldschmidt (1937). Donc, en partie, ils peuvent avoir les mêmes origines et des comportements semblables dans l'environnement.

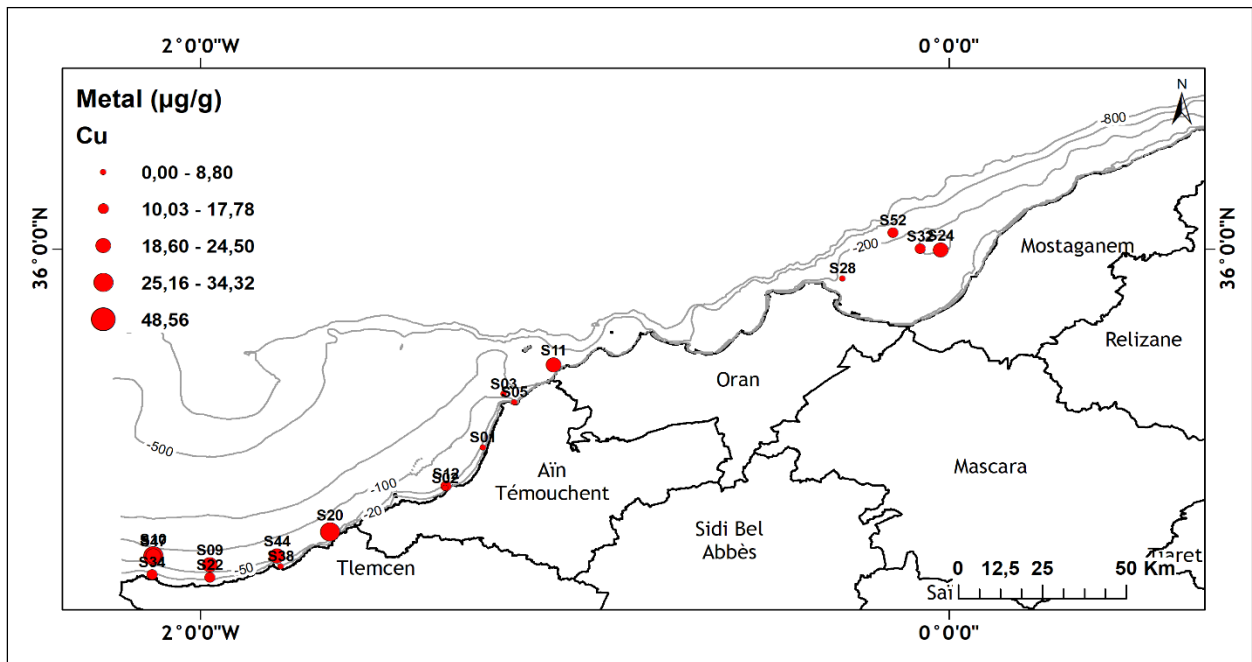


Figure IV.2.7 : Carte de distribution spatiale du cuivre dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.1.8. Le nickel :

La répartition spatiale des teneurs du nickel dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.2.8) suit celles du manganèse, cobalt, vanadium et chrome, avec des teneurs élevées dans les stations du golfe de Ghazaouet. En effet, cette répartition pourrait être contrôlée par la contribution des apports anthropiques qui arrivent en premier lieu aux fonds des stations côtières via les oueds et les émissaires d’eaux usées qui se déversent dans cette zone.

En général, les teneurs en nickel dans les sédiments superficiels de ce secteur présentent des ordres de grandeurs comparables aux teneurs habituellement observées dans les sédiments marins de la côte algérienne révélées dans des études ultérieures (Rezzoug, 2000 et Inal, 2011).

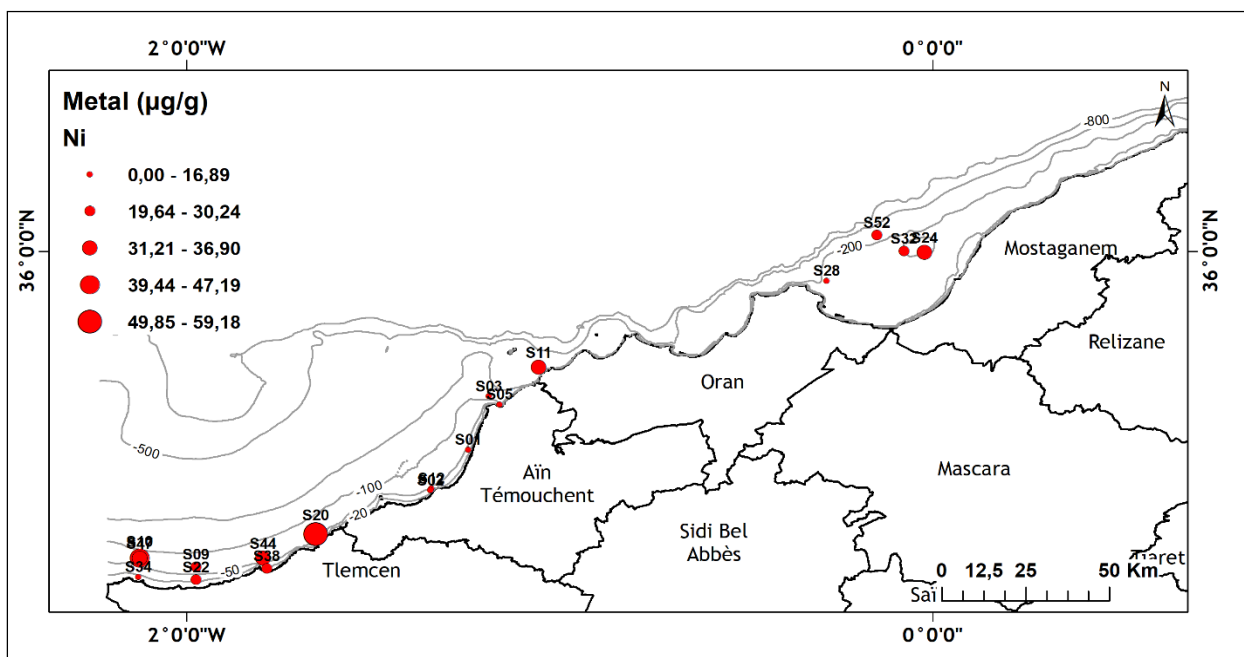


Figure IV.2.8 : Carte de distribution spatiale du nickel dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.1.9. Le plomb :

La carte de distribution du plomb dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.2.9) montre que les teneurs les plus élevées se manifestent dans les sédiments des stations du golfe de Ghazaouet, avec des valeurs qui dépassent les 50 $\mu\text{g/g}$ au niveau de la moitié des stations de ce golfe.

Cette situation peut être liée directement à la contribution anthropique, vu que la région de Ghazaouet est parmi les grandes métropoles industrielles situées dans la côte algérienne.

Dans cette contribution anthropique, on peut considérer les rejets du complexe industriel ALZINC (Ghazaouet), les apports de la Tafna qui traverse une zone assez riche en gîtes miniers polymétalliques et surtout que ces apports présentent des concentrations anormales importantes en plomb (Benabdelkader, 2019) et, en fin, le trafic routier et maritime qui produit du plomb tétraéthyle dans la nature.

Tous ces facteurs ont contribué à ce que les teneurs en plomb dans toutes les stations profondes localisées au niveau du golfe de Ghazaouet dépassent la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui est de l'ordre de 34 $\mu\text{g/g}$. En outre, pour ces stations profondes, l'influence de la granulométrie des sédiments sur la distribution de ce métal peut ne pas être négligeable.

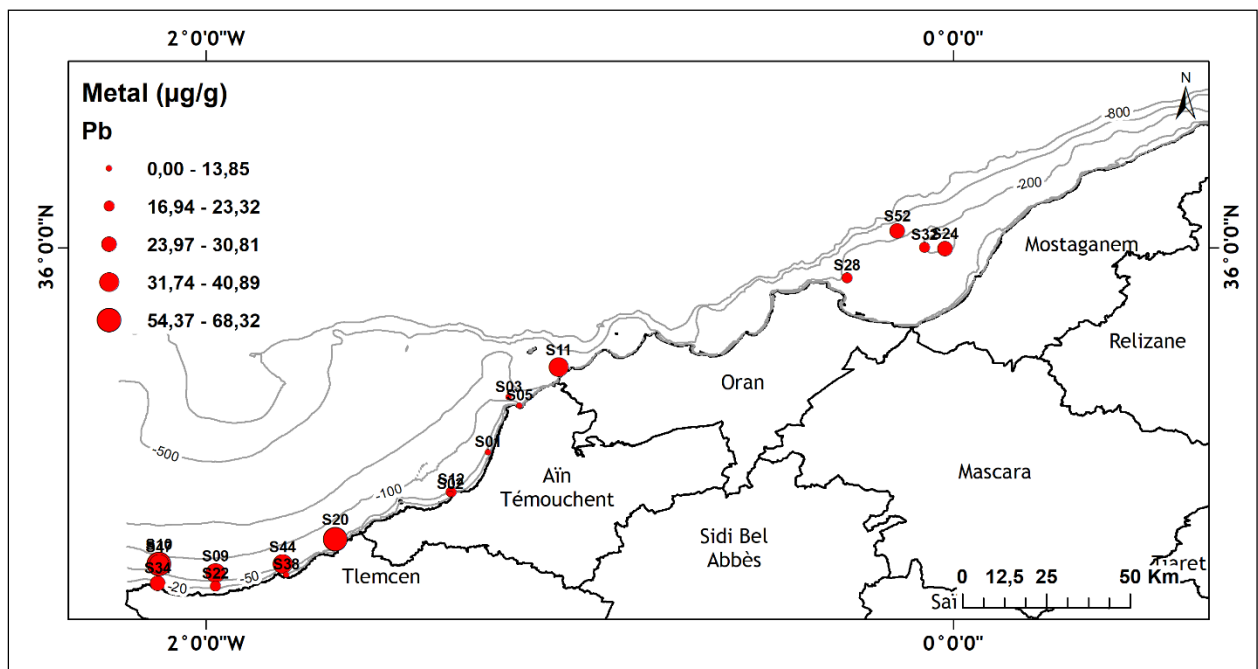


Figure IV.2.9 : Carte de distribution spatiale du plomb dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.1.10. L'arsenic :

La répartition spatiale de l'arsenic dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.2.10) est similaire à celles des autres métaux.

En effet, comme pour ces derniers, les teneurs élevées de l'arsenic se manifestent dans les sédiments des stations du golfe de Ghazaouet, notamment, la station S20 située vers la baie de Beni Saf, cette station montre presque des valeurs élevées pour tous les métaux analysés. Bien que, cette station est située à 72 m de profondeur, les taux élevés en MO ($\approx 14\%$) et en fraction fine ($\approx 90\%$), peuvent régissent en grande partie la distribution de ce métalloïde et des autres métaux. Les autres stations montrent des teneurs assez faibles, sauf pour les stations situées dans le golfe d'Arzew qui révèlent des concentrations assez élevées.

Cependant, la distribution de ce métalloïde peut être due à des contaminations locales survenues au niveau des stations S20 et S28 situées, respectivement au niveau des golfes de Ghazaouet et d'Arzew.

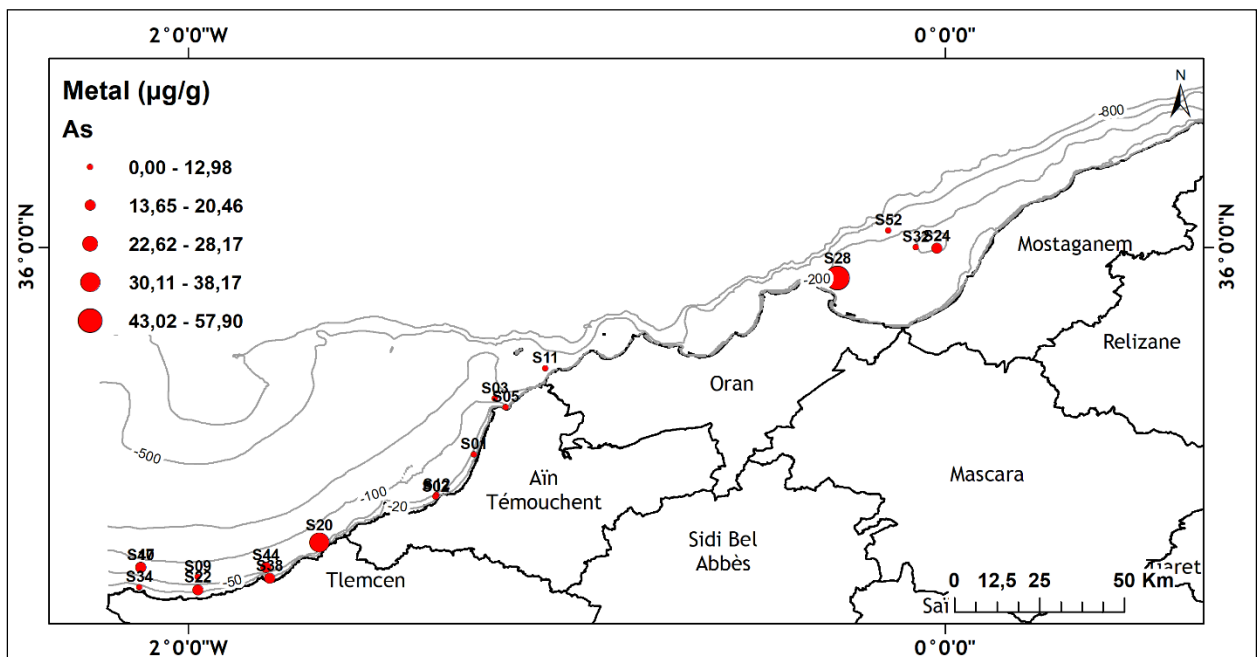


Figure IV.2.10 : Carte de distribution spatiale de l'arsenic dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.1.11. Le cadmium :

La carte de distribution du cadmium dans les sédiments superficiels du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.2.11) montre des fluctuations faibles. Cependant, d'une manière générale, cette distribution ressemble en grande partie à celle de l'arsenic.

Néanmoins, comme pour d'autres métaux, on constate toujours un effet de la granulométrie qui se manifeste, notamment au niveau du golfe de Ghazaouet où un classement croissant côte – large est établie. Ainsi, les faibles valeurs du cadmium, comme le cas de la majorité des métaux analysés se manifestent dans les stations de la baie de Beni Saf à l'exception de la station côtière S12 qui présente des teneurs assez élevées et similaires à celles trouvées dans les sédiments des stations de golfe de Ghazaouet. La proximité de cette station du golfe de Ghazaouet (extrême ouest de la baie de Beni Saf) explique en partie cette situation.

En général, les teneurs de ce métal à caractère toxique dans l'ensemble des stations de ce secteur sont inférieures à la valeur du fond géochimique établi pour les sédiments de la côte algérienne.

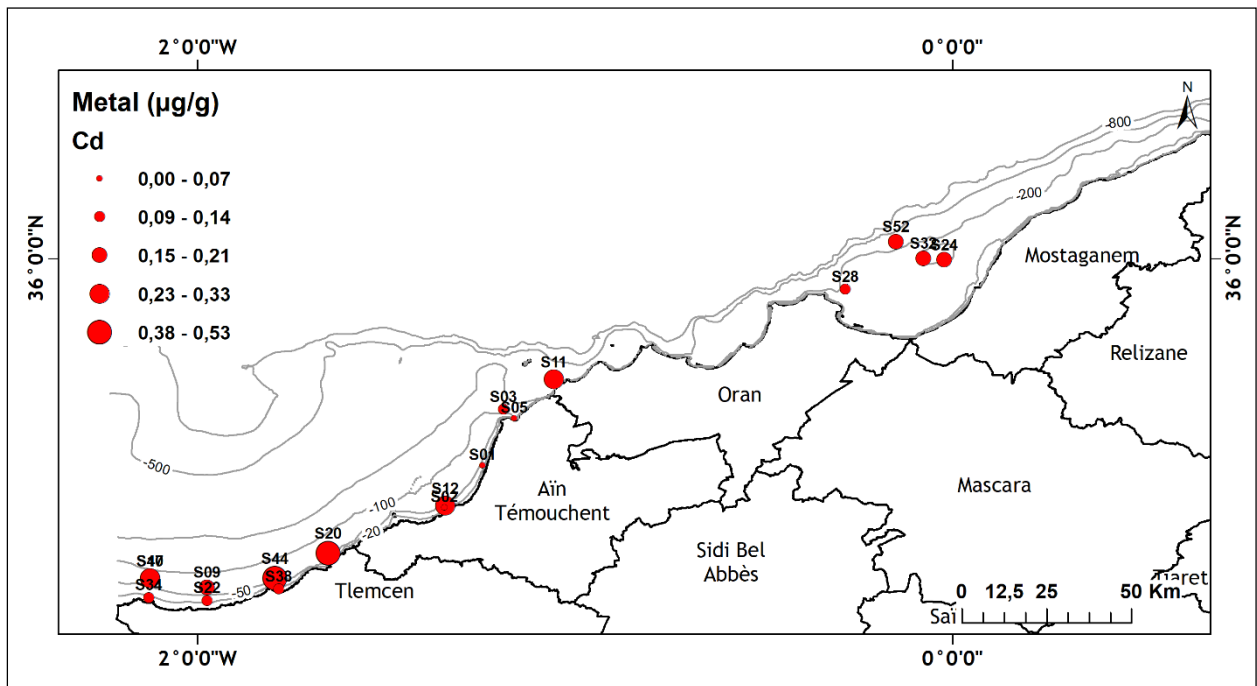


Figure IV.2.11 : Carte de distribution spatiale du cadmium dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.2.2. Distribution des ETM dans le secteur Centre :

La carte ci-dessous (Fig. IV.3) illustre la localisation des stations de prélèvement dans le secteur Centre. Elle sera utilisée comme référence pour l'interprétation des variations spatiales des ETM. La majorité des stations d'observation se trouvent au niveau des baies de Bou-Ismaïl et Zemmouri, du fait que, ces deux baies abritent la plupart des zones de pêche chalutables dans le secteur Centre. Dans les autres parties de ce secteur, les zones de pêche chalutables sont rares.

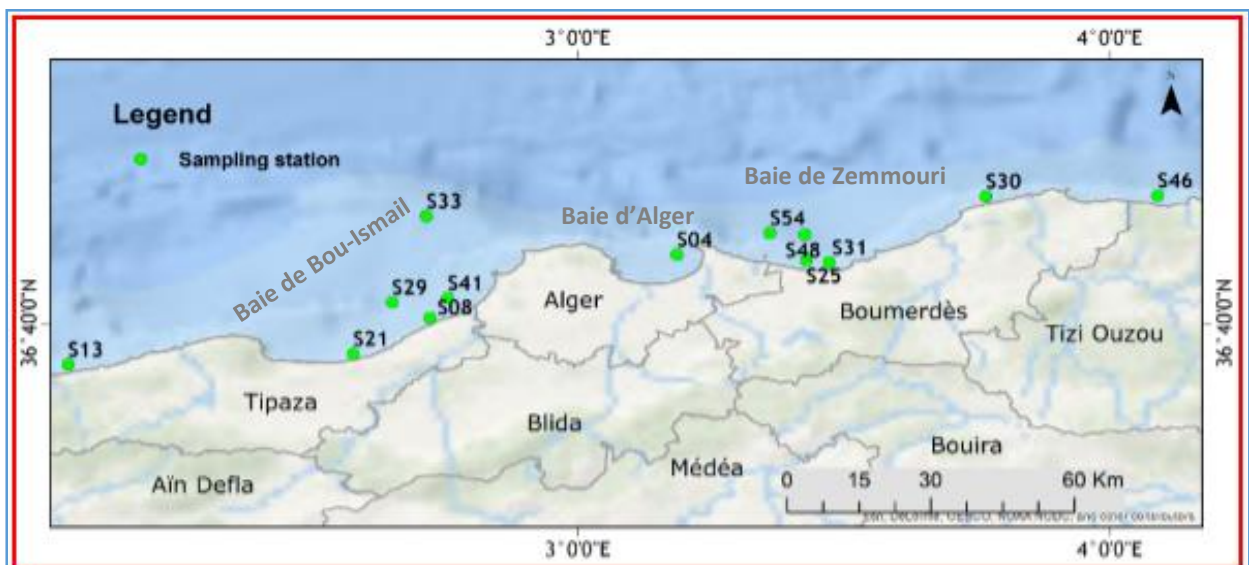


Figure IV.3 : Carte de la localisation des stations de prélèvement des sédiments dans le secteur Centre.

IV.1.2.2.1. Le fer :

La carte de distribution du fer dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.1) est très homogène, l'ensemble des valeurs varient entre 25000 et 50000 $\mu\text{g/g}$.

L'exception se trouve uniquement au niveau de la station S21 située au centre de la baie de Bou-Ismaïl avec une teneur très faible, de l'ordre de 15000 $\mu\text{g/g}$. Cette situation peut être régie en partie par la granulométrie des sédiments de cette station. Ainsi, la carte montre aussi que les teneurs les plus élevées sont révélées dans les stations côtières qui se situent directement en face les principaux oueds débouchant dans ce secteur (Mazafran, ElHamiz, Sebaou...etc.)

Cependant, l'ensemble des valeurs de fer restent toujours inférieures à la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de 51600 $\mu\text{g/g}$.

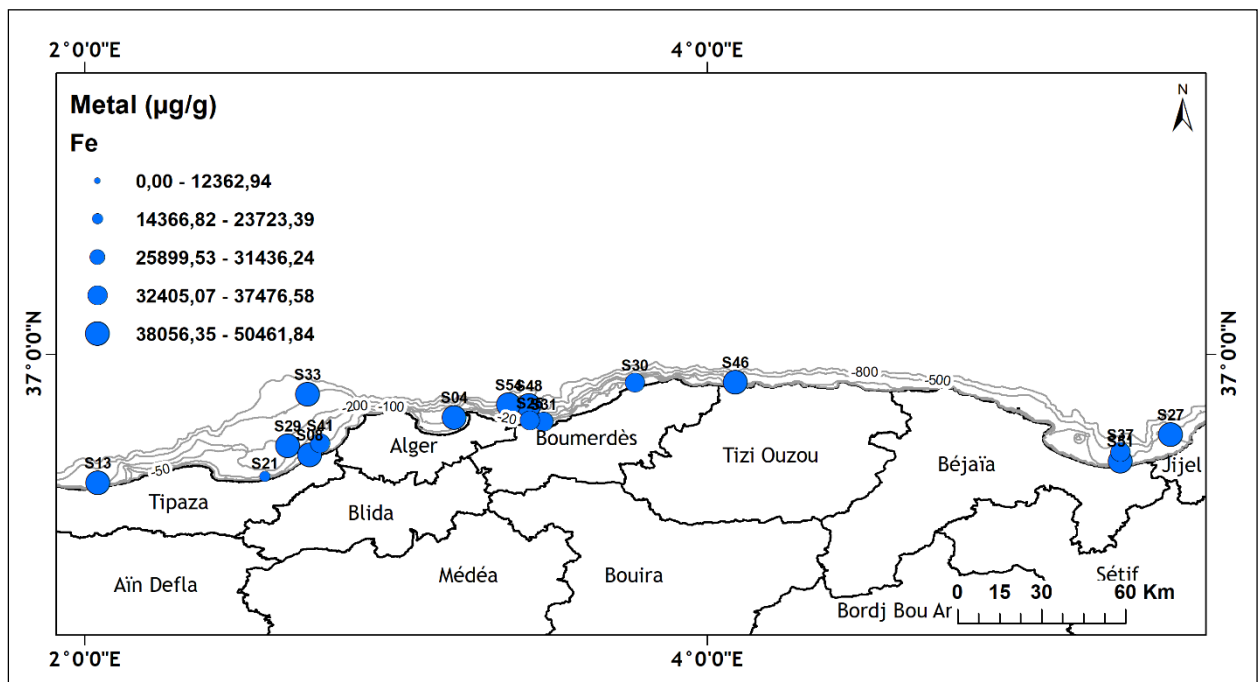


Figure IV.3.1 : Carte de distribution spatiale du fer dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.2.2. Le manganèse :

La carte de distribution du manganèse dans les sédiments superficiels du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.2) ressemble à celle du fer avec des teneurs assez homogènes dans l'ensemble des stations. Cependant, au niveau de la majorité des stations réparties tout au long de ce secteur, les teneurs en manganèse se rapprochent ou dépassent légèrement la valeur de fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de 368.7 $\mu\text{g/g}$. Ainsi, la carte montre que les teneurs les plus élevées sont révélées dans les stations côtières qui se situent respectivement, dans le golfe de Béjaïa, la région de Tizirt et la baie de Zemmouri. L'exception est révélée au niveau de la station S33 située au large de la baie de Bou-Ismaïl qui manifeste des teneurs similaires à celles trouvées dans les stations côtières. Cela peut s'expliquer par la granulométrie des sédiments.

En effet, le taux de la fraction fine dans cette station profonde est supérieur à celui observé dans les stations côtières situées dans la même baie.

Les valeurs élevées en manganèse révélées au niveau des sédiments superficiels des stations côtières peuvent être expliquées par l'ampleur de la contamination locale qui, elle-même, est accentuée dans les régions où se localisent des industries considérées comme une source potentielle pour cet élément.

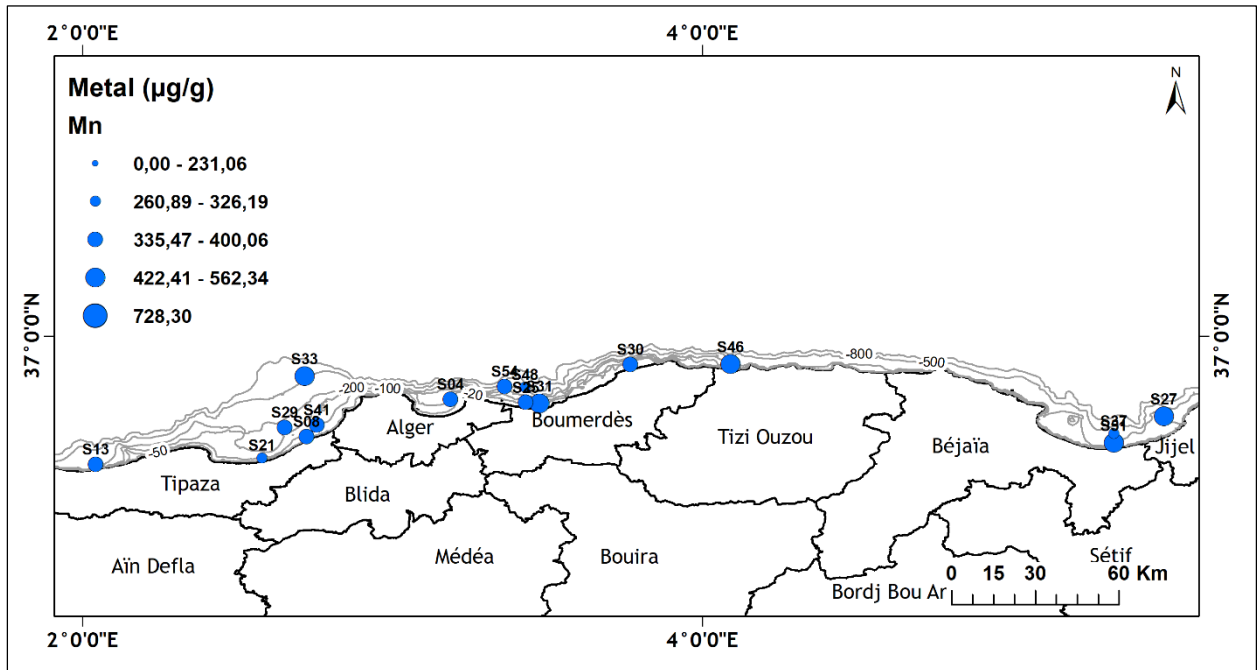


Figure IV.3.2 : Carte de distribution spatiale du manganèse dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.2.3. Le vanadium :

La carte de distribution du vanadium dans les sédiments superficiels du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.3) montre que les teneurs les plus élevées se trouvent au niveau des stations S54, S4 et S29, situées respectivement, dans les baies de Zemmouri, Alger et Bou-Ismaïl.

Ainsi, ces teneurs, avec d'autres révélées au niveau des stations S37, S30, S48 et S33 dépassent la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de 155µg/g. Cependant, dans le reste des stations, les teneurs en vanadium sont inférieures à la valeur du fond géochimique.

Le comportement géochimique et l'évolution de ce métal dans la colonne sédimentaire expliquent en partie sa répartition hétérogène (Hodgson *et al.*, 1960 ; Hastings *et al.*, 1996 ; Tournassat, 2003 ; Baudin *et al.*, 2007 ; Lewis *et al.*, 2010 et Murat *et al.*, 2014).

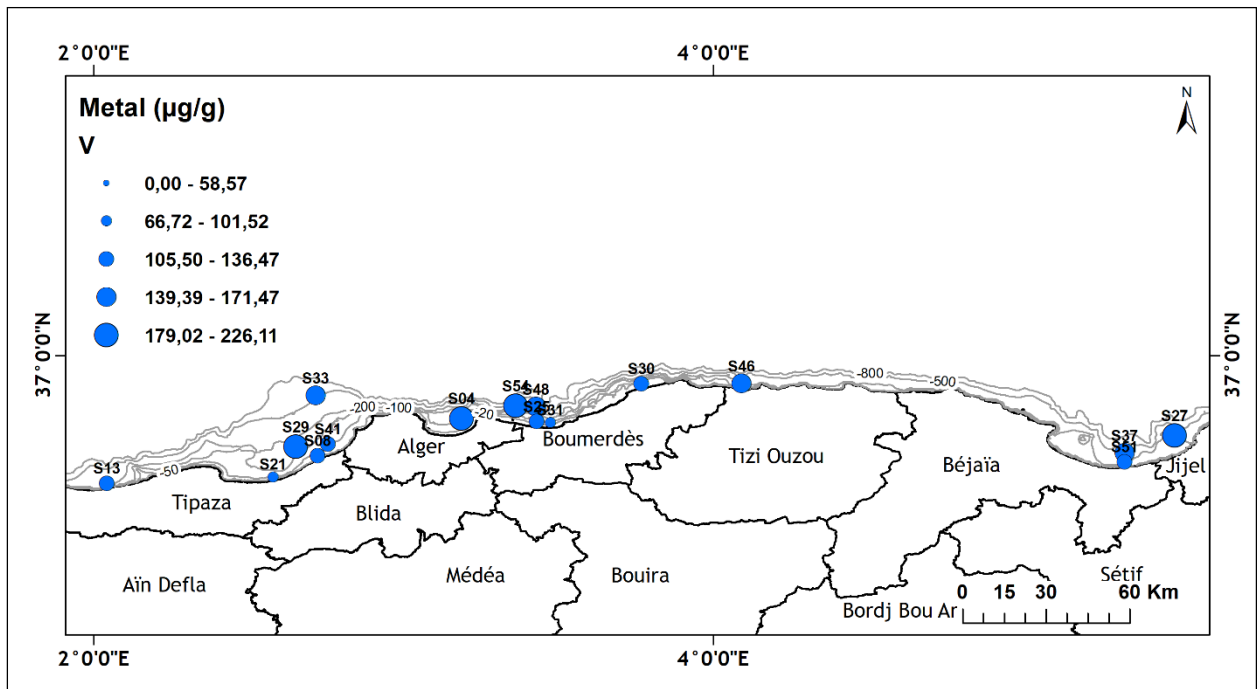


Figure IV.3.3 : Carte de distribution spatiale du vanadium dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.2.4. Le cobalt :

La carte de distribution du cobalt dans les sédiments superficiels du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.4) montre que, dans la majorité des stations, les teneurs de cobalt dépassent les 13µg/g. Ainsi, ces teneurs dépassent dans le tiers des stations, la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne qui de l'ordre de 14µg/g.

Par ailleurs, on constate que, majoritairement les mêmes stations présentant des teneurs élevées en vanadium qui manifestent des teneurs élevées en cobalt. Cela peut confirmer que ces deux éléments métalliques peuvent avoir les mêmes sources anthropiques et/ou encore avoir le même comportement géochimique dans les sédiments et subissent, par conséquent, les mêmes évolutions (Baudin *et al.*, 2007 et Murat *et al.*, 2014).

En outre, les teneurs de cobalt dans les sédiments superficiels peuvent être régies en partie par la granulométrie des sédiments, et beaucoup plus par le taux de la matière organique. Aussi, d'une manière générale, la plupart des stations côtières présentent des teneurs assez élevées en cobalt, ce qui peut confirmer la contribution importante des apports anthropiques, qui arrivent directement ou indirectement dans ces stations via les oueds et les émissaires d'eau répartis tout au long de ce secteur.

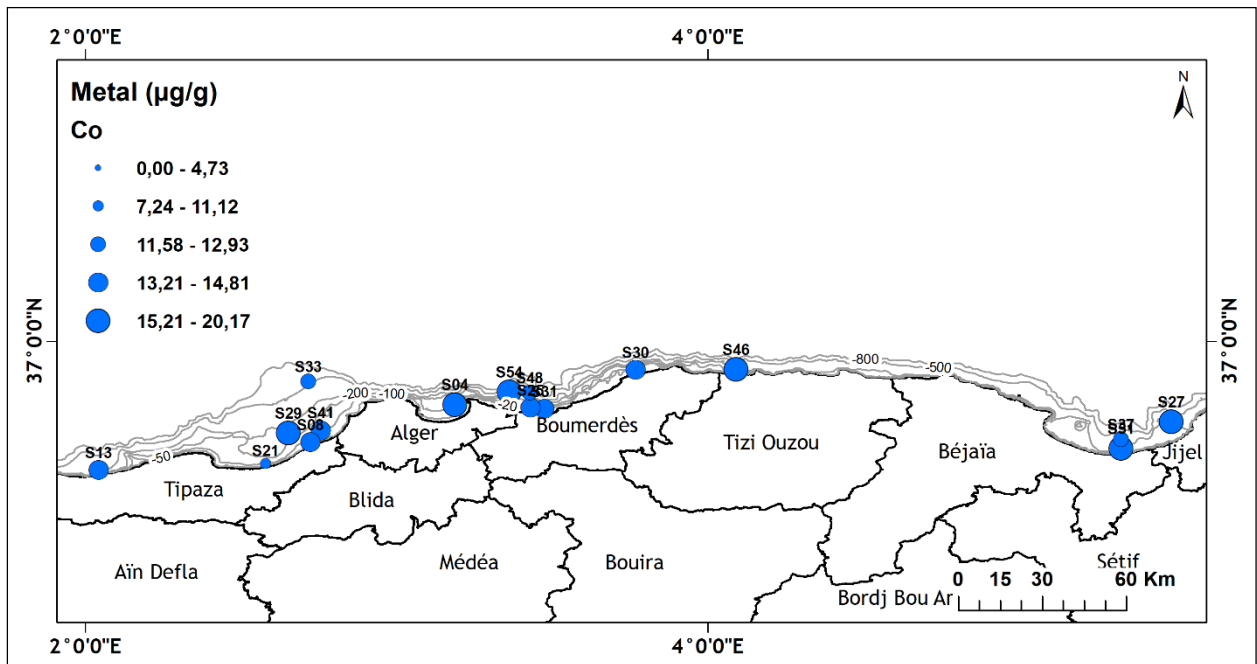


Figure IV.3.4 : Carte de distribution spatiale du cobalt dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.2.5. Le chrome :

La carte de distribution du chrome dans les sédiments superficiels du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.5) est très hétérogène, avec des fluctuations locales au niveau des stations côtières. Cependant, les stations profondes révèlent des teneurs plus homogènes et présentent des valeurs assez élevées qui dépassent la valeur de fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de 124µg/g.

Les teneurs élevées en chrome dans les stations côtières semblent provenir principalement de rejets directs des oueds ainsi que d'apports de sources éloignées (Chiffolleau, 1994). Cependant, la faible profondeur de ces stations côtières, le faible taux de la matière organique et la granulométrie relativement fine (vase à sable fin) dans ces stations, favorisent beaucoup plus la rétention que la remise en suspension du chrome. En effet, d'après Chiffolleau (1994), le chrome provenant de rejets directs est très rapidement piégé par les sédiments au voisinage des sources.

En ce qui concerne les teneurs élevées en chrome dans les stations situées un peu plus loin vers le large, elles pourraient provenir en partie de l'érosion de roches relativement riches en chrome, par exemple les serpentines qui pourraient être présentes dans les massifs plus ou moins lointains (Satouh, 2017)

Les rejets atmosphériques des zones industrielles de l'algérois et les aérosols terrigènes d'origine naturelle peuvent représenter des sources secondaires du chrome dans le milieu marin.

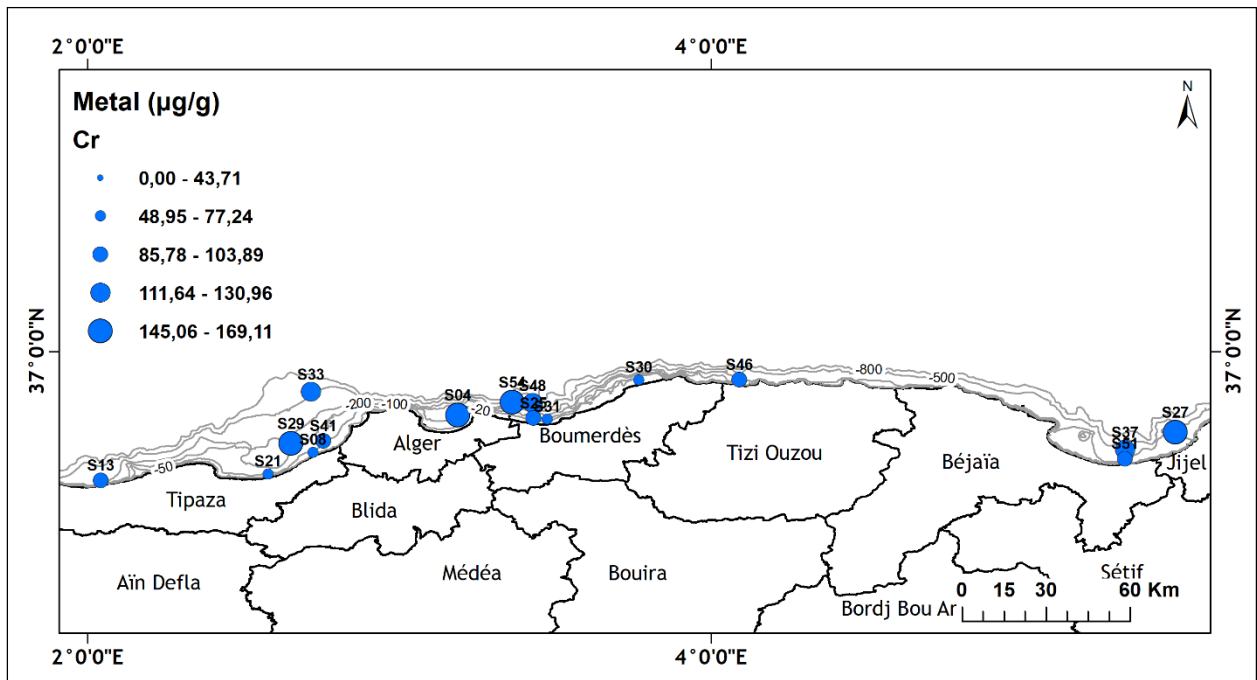


Figure IV.3.5 : Carte de distribution spatiale du chrome dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.2.6. Le Zinc :

La carte de distribution du zinc dans les sédiments superficiels du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.6) montre que les valeurs sont plus au moins homogènes. L'exception se manifeste au niveau de la station S04 située dans la baie d'Alger, avec une teneur très élevée ($166\mu\text{g/g}$) et qui s'éloigne beaucoup de la valeur de fond géochimique. La localisation de la station, directement en face oued ElHamiz, explique en partie cette forte teneur. En effet, actuellement, ce oued est connu comme le réceptacle principal des rejets domestiques de la région Est de l'Algérois et ceux issus de la zone industrielle implantée dans la même région. On note aussi que d'autres sources potentielles peuvent contribuer à expliquer cette forte concentration.

En effet, l'embouchure de l'oued El Harrach se trouve à quelques kilomètres vers l'ouest. Cet oued traverse la zone industrielle de l'oued Smar, qui est la plus grande en Algérie.

De même que le port d'Alger, qui devenu une autre source de pollution pour la baie d'Alger, ne se trouve qu'à quelques kilomètres vers l'ouest. Dans ce port, en plus de l'existence d'ateliers de réparations navales, la pollution en zinc peut provenir des bateaux dont les coques des bateaux sont protégées contre la corrosion par la protection anodique qui utilise très souvent le zinc comme anode sacrificielle. Il faut noter aussi que la baie d'Alger a été classée par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) comme l'un des 131 points hot pots de la mer méditerranée. D'une manière générale, on constate aussi que les teneurs du zinc dans la majorité des stations du secteur centre dépassent la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de $95\mu\text{g/g}$ et en particulier, les stations situées dans la baie d'Alger considéré comme l'un des points hot spots de la mer méditerranée (PNUE/PAM, 2012).

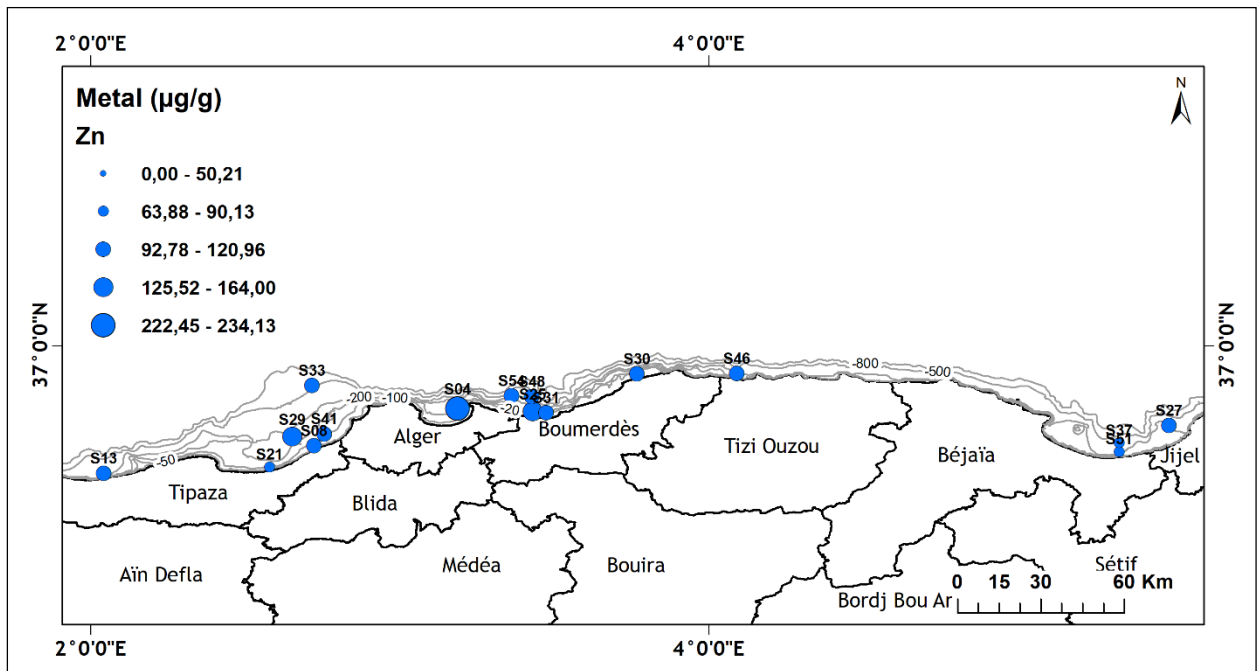


Figure IV.3.6 : Carte de distribution spatiale du zinc dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.2.7. Le Cuivre :

La carte de distribution du cuivre dans les sédiments superficiels du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.7) est très similaire à celle du zinc, elle montre une certaine homogénéité qui peut être expliquée en partie par la granulométrie des sédiments et la distribution de la matière organique. Comme dans le cas du zinc, la station S04 située en face oued ElHamiz dans la baie d'Alger présente la teneur la plus élevée en cuivre et qui dépasse la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de $95\mu\text{g/g}$.

Tandis qu'au niveau des autres stations, les teneurs en cuivre sont toutes inférieures à la valeur du fond géochimique. Ainsi, des teneurs comprises entre 25 et $34\mu\text{g/g}$ sont révélées au niveau des stations côtières dans les régions de Cherchell, Boumerdes et Tizi Ouzou.

Le lessivage des terres agricoles aurait contribué de façon importante à l'enrichissement de ces stations côtières en cuivre. Cette hypothèse semble probable étant donné que les engrais et les biocides sont fréquemment à base de cuivre (Span, 1984). Par ailleurs, les organismes vivants qui auraient adsorbé ou assimilé le cuivre présent dans l'eau de mer, principalement sous forme de complexes organométalliques (Gnassia-Barelli et al, 1978) et qui est indispensable à leurs développement (Cosson, 1978), auraient, par transport vertical, également contribué à enrichir les sédiments des stations profondes en cuivre.

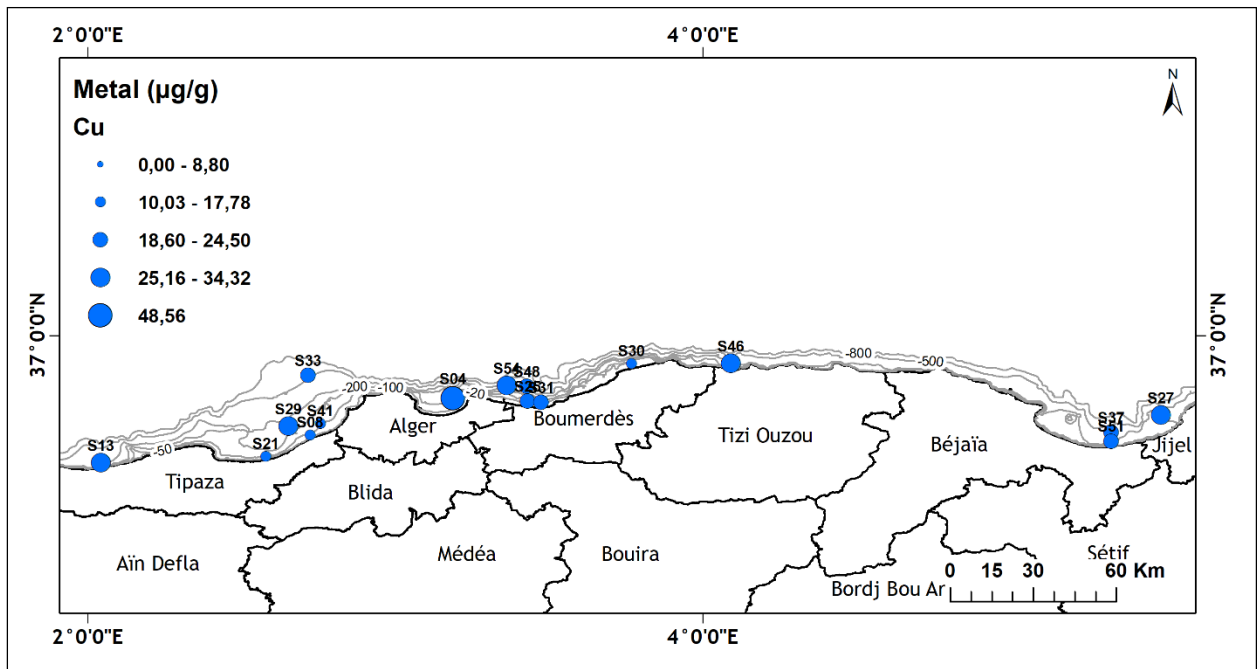


Figure IV.3.7 : Carte de distribution spatiale du cuivre dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.2.8. Le nickel :

La carte de distribution du nickel dans les sédiments superficiels du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.8) montre que les teneurs de cet élément sont très hétérogènes.

En effet, dans l'ensemble des stations, ces teneurs se présentent en une succession de grandes fluctuations entre les faibles et les fortes valeurs, avec des écarts importants.

De même, la station S4 située en face oued ElHamiz présente la teneur la plus élevée en nickel elle dépasse largement la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de $41\mu\text{g/g}$.

Ainsi, des teneurs assez élevées en zinc, chrome, fer, cobalt, vanadium et cuivre ont été observées au niveau de la même station. Ce qui confirme l'importance de la contribution des différentes sources de pollutions riches en métaux et la caractéristique donnée spécifiquement à la baie d'Alger en tant que hot spot (& IV.1.2.2.6).

Cependant, dans le cas du nickel, la station (S29) située au large de la baie de Bou-Ismaïl présente une teneur élevée similaire à celle révélée dans la station S4.

L'explication plausible ne peut être qu'un événement isolé dans le temps et dans l'espace (rejet ponctuel) qui a occasionné cette forte concentration au niveau des sédiments de cette station profonde, sans écarter la possibilité de l'influence de la granulométrie.

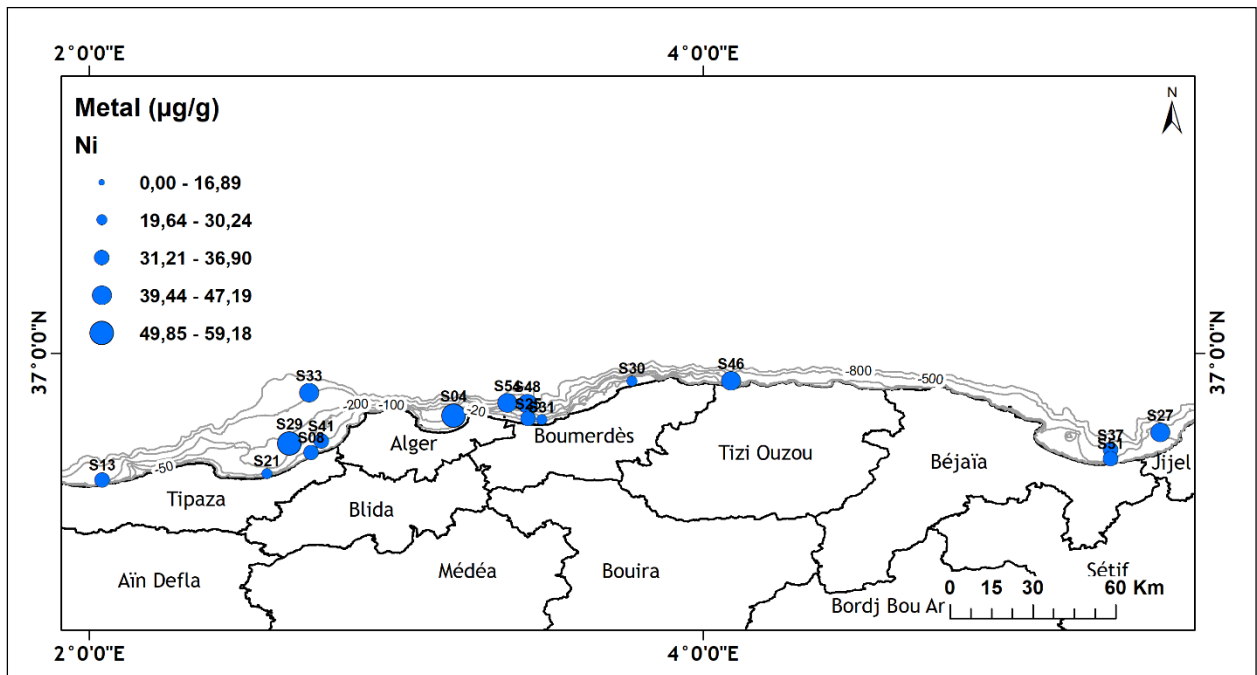


Figure IV.3.8 : Carte de distribution spatiale du nickel dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.2.9. Le plomb :

La carte de distribution du plomb dans les sédiments superficiels du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.9) montre que les teneurs élevées sont au niveau des stations des baies d'Alger, Bou-Ismaïl et Zemmouri avec toujours une teneur maximale au niveau de la station S4. Cette teneur semble induite, en plus des apports d'eaux urbains et industriels mitoyens, par les sources potentielles évoquées précédemment (§ IV.1.2.2.6). A cela s'ajoute le plomb tétraéthyle généré par le trafic routier et maritime.

Par ailleurs, seulement au niveau de quatre stations que les teneurs en plomb dépassent la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui est de l'ordre de 34µg/g.

Cependant, les faibles teneurs révélées au niveau des stations côtières peuvent être expliquées en partie par la granulométrie des sédiments assez grossière (faible taux de la fraction fine) et la nature de la matière organique, ce qui ne favorise pas la rétention et l'adsorption des métaux par les sédiments superficiels de ces stations.

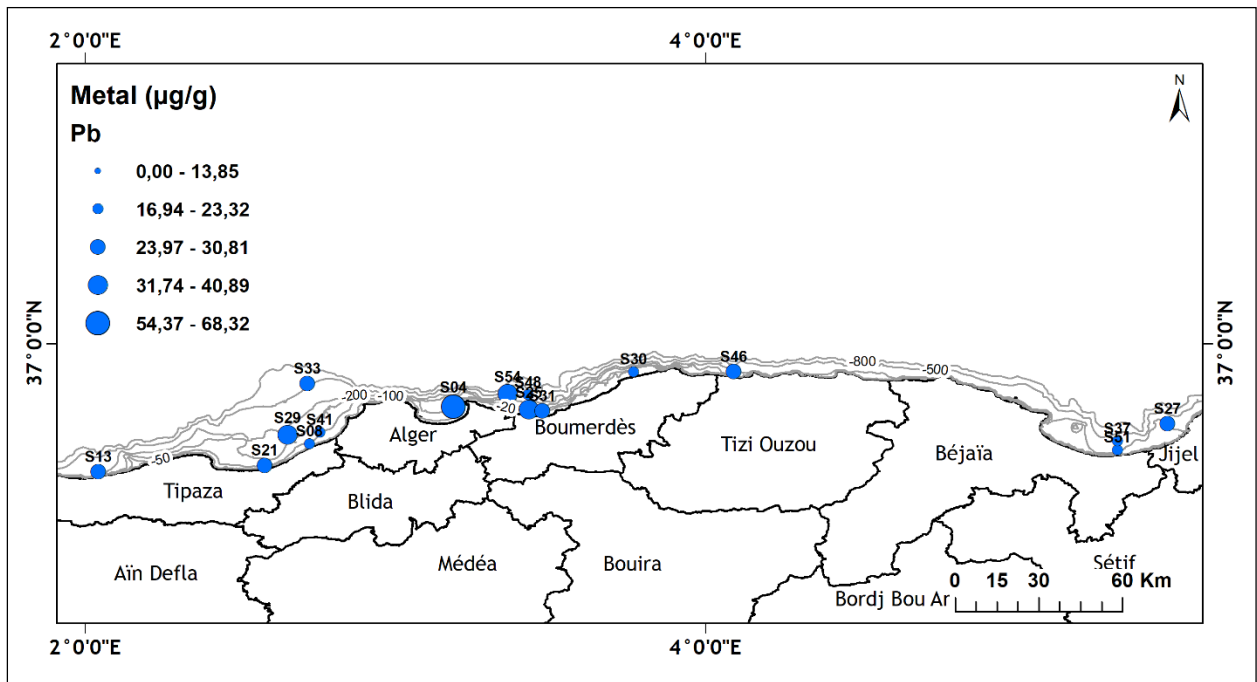


Figure IV.3.9 : Carte de distribution spatiale du plomb dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.2.10. L'arsenic :

La carte de distribution de l'arsenic dans les sédiments superficiels du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.10) montre que dans la majorité des stations, les teneurs de l'arsenic ne dépassent pas la valeur de fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de $13\mu\text{g/g}$. Cependant, la teneur la plus élevée et qui dépasse largement la valeur du fond géochimique est observée au niveau de la station S8 située en face oued Mazafran dans la baie de Bou-Ismaïl. Cette teneur élevée est due probablement aux apports des activités humaines acheminés par l'oued Mazafran (déchets des activités manufacturières, déchets des activités de production des matériaux de construction ...). A cette activité, il convient d'ajouter ce qui résulte de l'utilisation des combustibles fossiles, ainsi que la production et le traitement des engrais phosphatés qui contiennent de l'arsenic à l'état de traces (Pierre, 1993).

Ainsi, des différences entre la distribution de ce métalloïde et les autres métaux sont clairement observées. Ce qui confirme que cet élément n'a pas les mêmes sources, ni le même comportement géochimique dans la matrice sédimentaire que les autres métaux. Ces caractéristiques, en plus de sa toxicité, augmentent le risque écologique associé à la contamination des sédiments des zones de pêche par ce métalloïde. La teneur habituelle dans les sédiments marins varie entre 5 et $20\mu\text{g/g}$, on trouve aussi des teneurs beaucoup plus élevées dans certaines zones estuariennes ou côtières soumises à des apports (Pierre, 1993). Dans l'Atlantique, à proximité de la fracture médioocéanique, des teneurs supérieures à $100\mu\text{g/g}$ ont été mesurées. En Méditerranée, des quantités importantes peuvent y arriver sur les côtes via les rivières (Elbaz-Poulichet, 2005).

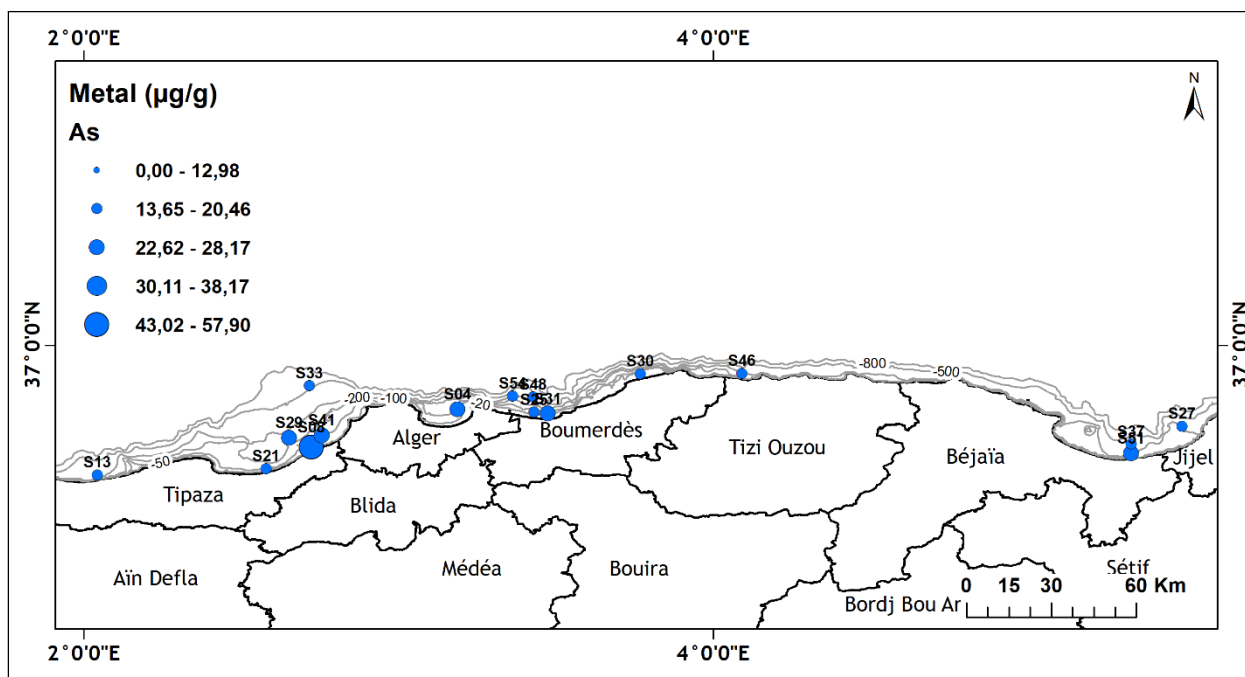


Figure IV.3.10 : Carte de distribution spatiale de l'arsenic dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.2.11. Le cadmium :

La carte de distribution du cadmium dans les sédiments superficiels du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.3.11) est similaire à la distribution de la majorité des métaux. Ainsi, comme pour la majorité des métaux, la teneur la plus élevée est enregistrée au niveau de la station S4 de la baie d'Alger classée un point hot spot. Cependant, les teneurs de cadmium au niveau de toutes les stations ne dépassent pas la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de 0.5µg/g.

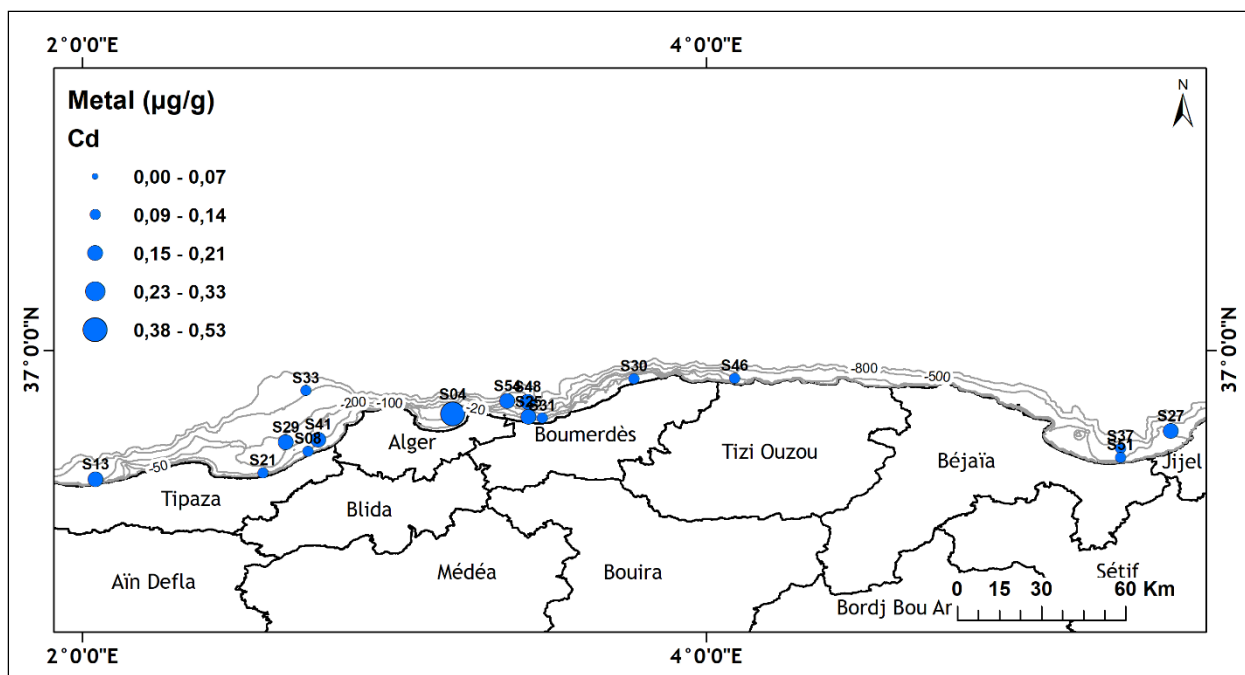


Figure IV.3.11 : Carte de distribution spatiale du cadmium dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.2.3. Distribution des ETM dans le secteur Est :

La carte ci-dessous illustre la localisation des stations de prélèvement dans le secteur Est. Elle sera utilisée comme référence pour l'interprétation des variations spatiales des ETM.



Figure IV.4 : Carte de positionnement des stations de prélèvement des sédiments dans le secteur Est.

IV.1.2.3.1. Le fer :

La carte de distribution du fer dans les sédiments superficiels du secteur Est de la côte algérienne (Fig. IV.4.1) est très homogène et les teneurs dans l'ensemble ne dépassent pas la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de $51600\mu\text{g/g}$. Ainsi, les teneurs dans les stations profondes sont supérieures à celles des stations côtières, notamment, au niveau des stations de l'extrême Est (El Kala).

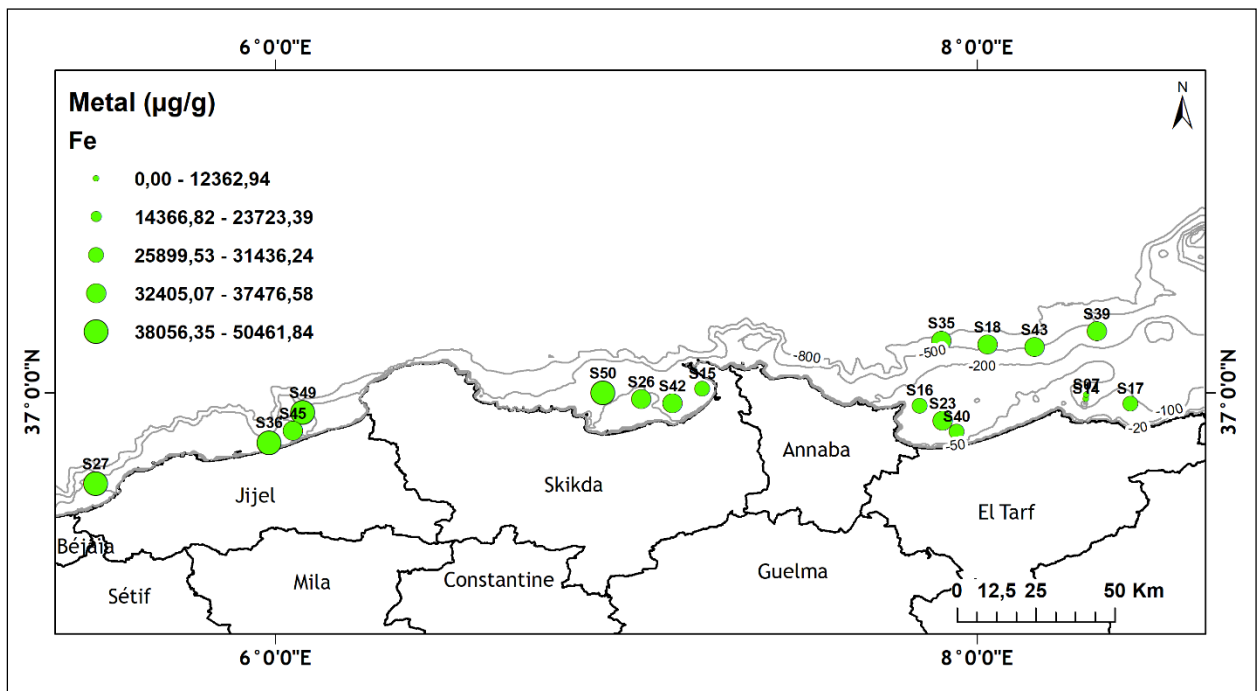


Figure IV.4.1 : Carte de distribution spatiale du fer dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.2.3.2. Le manganèse :

La carte de distribution du manganèse dans les sédiments superficiels du secteur Est de la côte algérienne (Fig. IV.4.2) est très semblable à celle du fer avec des teneurs qui dépassent la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de $357\mu\text{g/g}$ dans la majorité des stations, ce qui peut être expliqué par l'importance des apports anthropiques de ce métal tout le long des stations de ce secteur. Néanmoins, l'origine naturelle de cet élément peut expliquer en partie ces teneurs élevées. Vu que le fond géochimique est établi tout en utilisant des carottes sédimentaires prélevées dans le secteur Centre et précisément au niveau de la baie d'Alger, ce fond géochimique pour le manganèse peut ne être représentatif des sédiments du secteur Est et qui a des caractéristiques géologiques différentes.

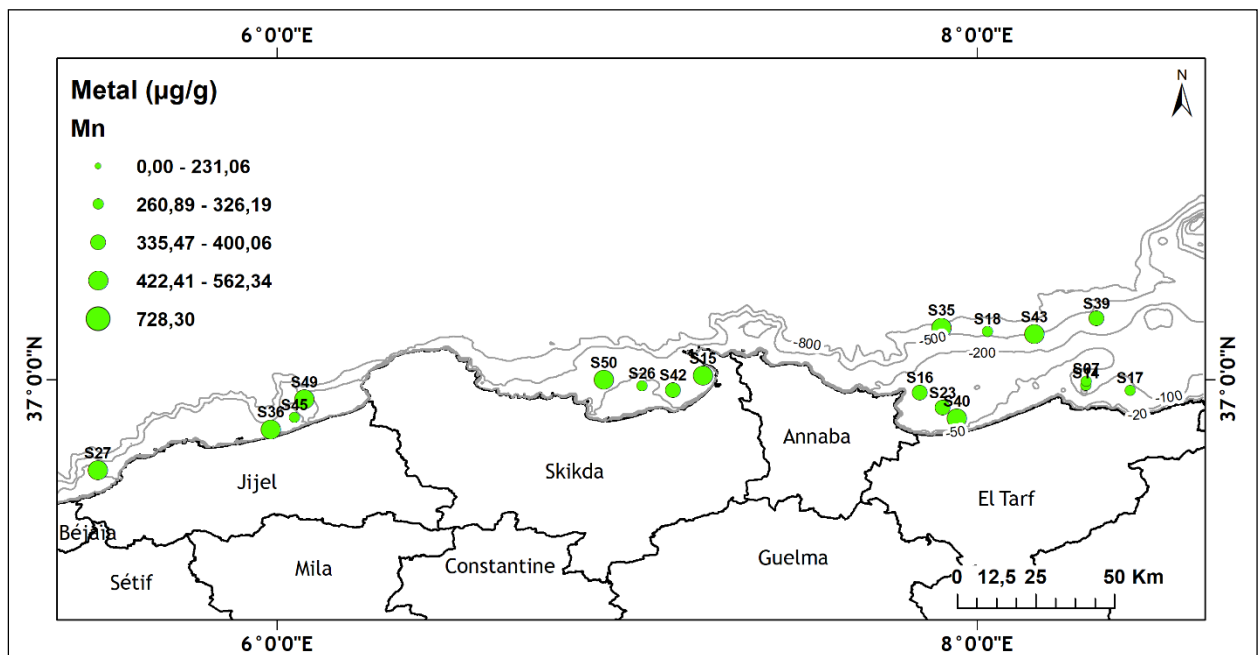


Figure IV.4.2 : Carte de distribution spatiale du manganèse dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.2.3.3. Le vanadium :

La carte de distribution du vanadium dans les sédiments superficiels du secteur Est de la côte algérienne (Fig. IV.4.3) est presque identique à celle du fer. Cependant, un classement décroissant dans le sens côte – large est observé, en particulier dans les stations du golfe d'Annaba, avec des teneurs élevées dans les stations profondes et faibles dans les stations côtières. Cependant, cette similitude avec la distribution de fer peuvent être expliquées par l'origine naturelle de ces éléments (croûte terrestre), avec, cependant, certaines stations présentant un enrichissement probablement anthropique, qui peut être lié à l'utilisation du Ferro-vanadium dans l'industrie de l'acier (Duckworth *et al.*, 1990 et Han *et al.*, 1995) au niveau de la région d'Annaba.

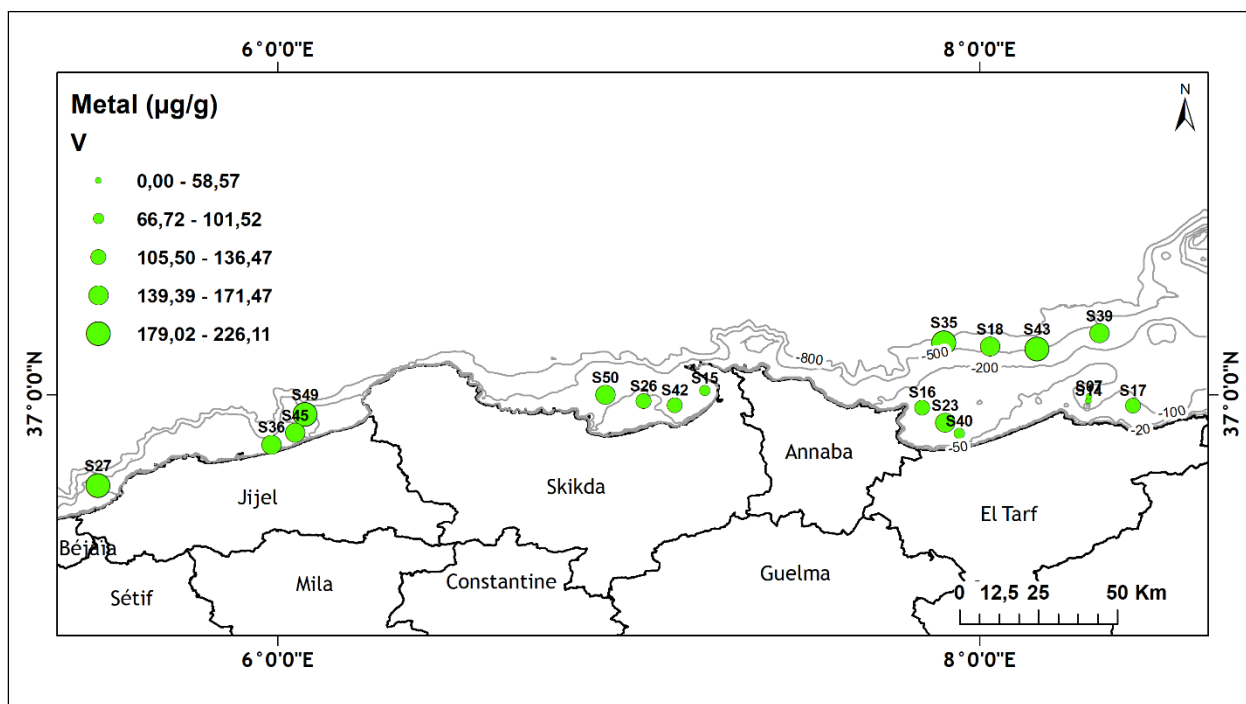


Figure IV.4.3 : Carte de distribution spatiale du vanadium dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.2.3.4. Le cobalt :

La carte de distribution du cobalt dans les sédiments superficiels du secteur Est de la côte algérienne (Fig. IV.4.4) est très hétérogène et ressemble en partie à celle du vanadium. En effet, ces deux éléments montrent des comportements et évolutions similaires dans la colonne sédimentaire. Ainsi, il est possible que ces deux éléments arrivent dans les sédiments superficiels par les mêmes sources (naturelles et anthropiques). Cependant, les stations profondes montrent des teneurs assez importantes par rapport à celles des stations côtières.

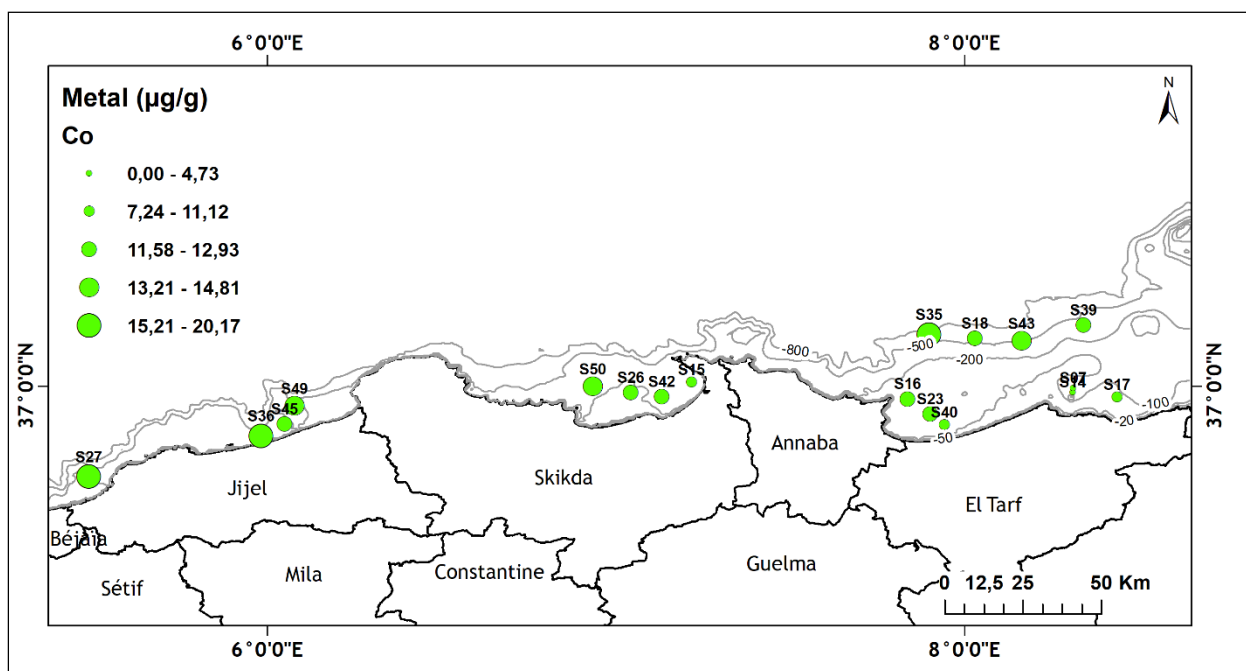


Figure IV.4.4 : Carte de distribution spatiale du cobalt dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.2.3.5. Le chrome :

La carte de distribution du chrome dans les sédiments superficiels du secteur Est de la côte algérienne (Fig. IV.4.5) montre qu'au niveau de la plupart des stations, les teneurs en chrome ne dépassent pas la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui est de l'ordre de $124\mu\text{g/g}$. Les concentrations les plus élevées sont observées dans la partie ouest du secteur, dans le golfe de Bejaia et la baie de Jijel, de part et d'autre du grand gisement polymétallique (zinc, cuivre, plomb et argent) d'El Aouana (Jijel). Les concentrations élevées observées aux stations S36, S45 et S49 peuvent être aussi en relation avec la pollution générée par la tannerie (Moulay *et al.*, 2008) localisée dans la partie ouest de la ville de Jijel (El Haddada). Dans la partie Est du secteur, les concentrations élevées se trouvent dans les deux stations situées à l'extrême Ouest de la baie d'Annaba et dans les stations profondes, vers le large. Les concentrations les plus faibles sont localisées dans les sédiments côtiers d'El Kala et en partie dans la baie de Skikda.

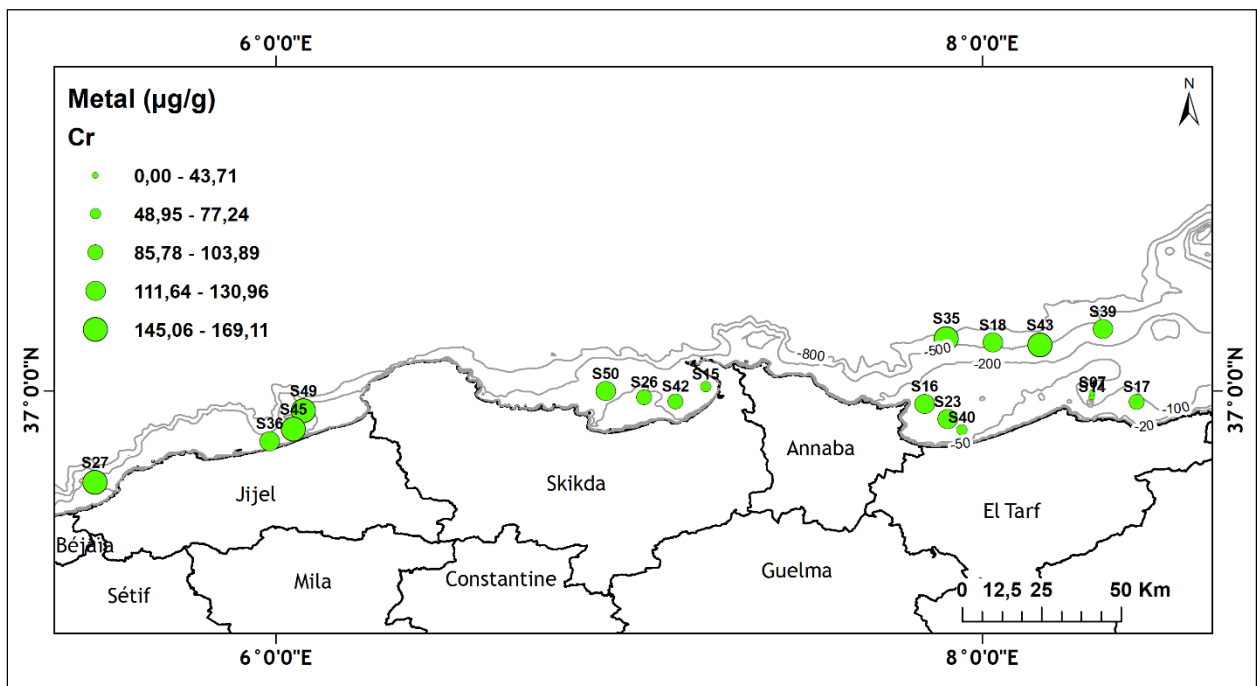


Figure IV.4.5 : Carte de distribution spatiale du chrome dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.2.3.6. Le Zinc :

La carte de distribution du zinc dans les sédiments superficiels du secteur Est de la côte algérienne (Fig. IV.4.6) montre qu'au niveau de la plupart des stations, les teneurs en zinc dépassent largement la valeur de fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui est de l'ordre de $95\mu\text{g/g}$. Ces valeurs élevées renseignent sur l'ampleur de la contamination locale des sédiments du secteur Est par le zinc, qui sont supérieures par rapport à celles révélées dans les deux autres secteurs.

En effet, en dehors de quelques stations dans les secteurs Ouest et Centre dont la teneur est supérieure ou égale à celle du fond géochimique, le reste des stations ont des concentrations largement inférieures au fond géochimique. Cependant, pour le secteur Est, on constate totalement l'inverse. L'explication réside dans les apports continentaux reçus par le secteur Est qui sont contaminés par des apports naturels et anthropiques.

Ainsi, ce secteur héberge des gîtes miniers de grandes importances en nombre et en capacité de réserve exploitables. Certains sont exploités et épuisés et d'autres sont en attentes. C'est l'exemple du gisement d'El Aouana (Jijel), mine de Boudoukha (Collo), Ain Barbar (Seraïdi, Annaba) ...etc. (François, 1970 ; Benderradji, 1999 ; Laouar *et al.*, 2017 et Boutaleb *et al.*, 2017).

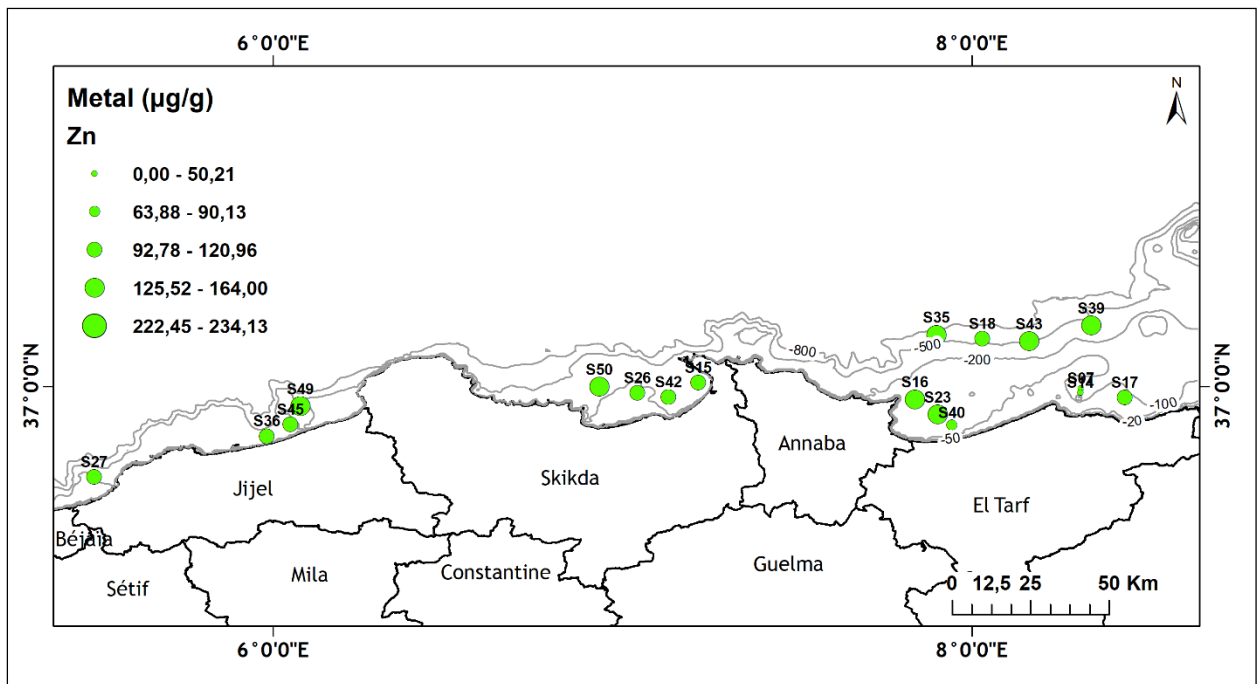


Figure IV.4.6 : Carte de distribution spatiale du zinc dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.2.3.7. Le Cuivre :

La carte de distribution du cuivre dans les sédiments superficiels du secteur Est de la côte algérienne (Fig. IV.4.7) est presque identique à celle du zinc. Cependant, les teneurs observées au niveau de la plupart des stations ne dépassent pas la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui est de l'ordre de $24\mu\text{g/g}$.

Comme pour le zinc, des teneurs élevées en cuivre sont enregistrées dans les stations profondes par rapport à celles des stations côtières. En plus des explications données pour le cas du zinc et du cuivre, il semble que le plancton par son aptitude à accumuler les métaux en quantités relativement élevées (Hadjeri *et al.*, 1995), pourrait contribuer dans cette situation.

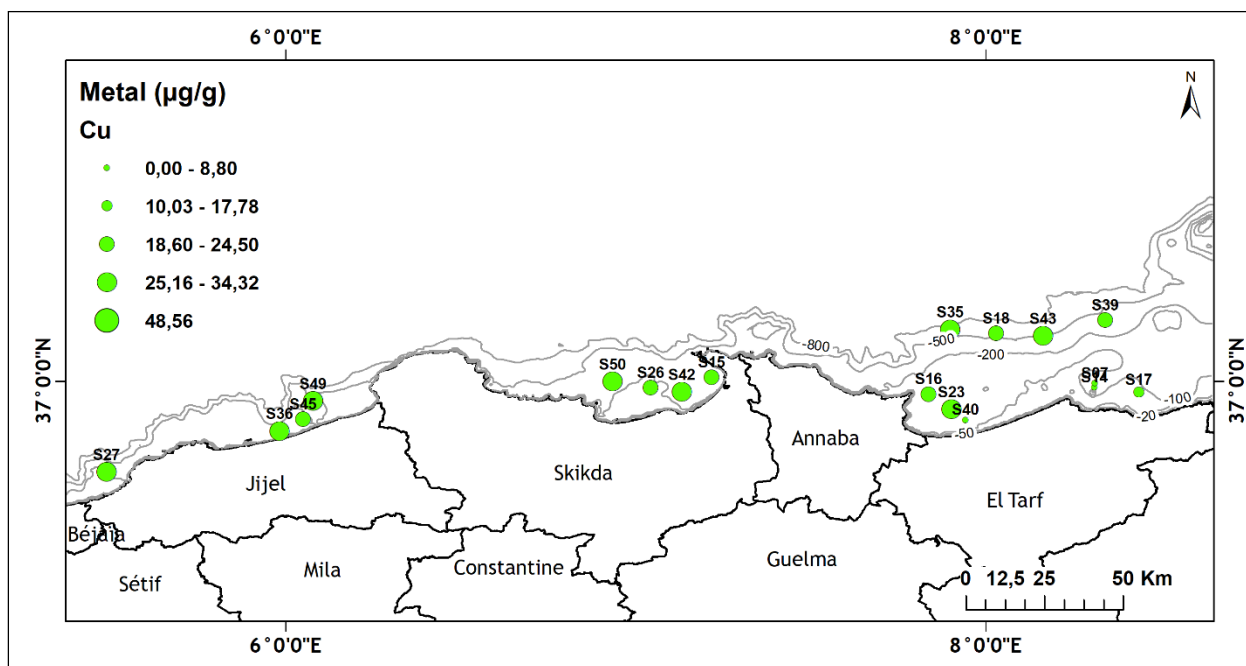


Figure IV.4.7 : Carte de distribution spatiale du cuivre dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.2.3.8. Le nickel :

La distribution du nickel dans les sédiments superficiels du secteur Est de la côte est illustrée par la figure (Fig. IV.4.8). Cette distribution rappelle celles de la majorité des autres métaux. Comme pour le Zn et le cuivre, les concentrations les plus élevées sont rencontrées dans les stations profondes. Ces concentrations élevées dépassent la valeur du fond géochimique local. Les explications déjà données pour le cas du Zn (§ IV.1.2.3.6) restent valables aussi pour le cas du Ni.

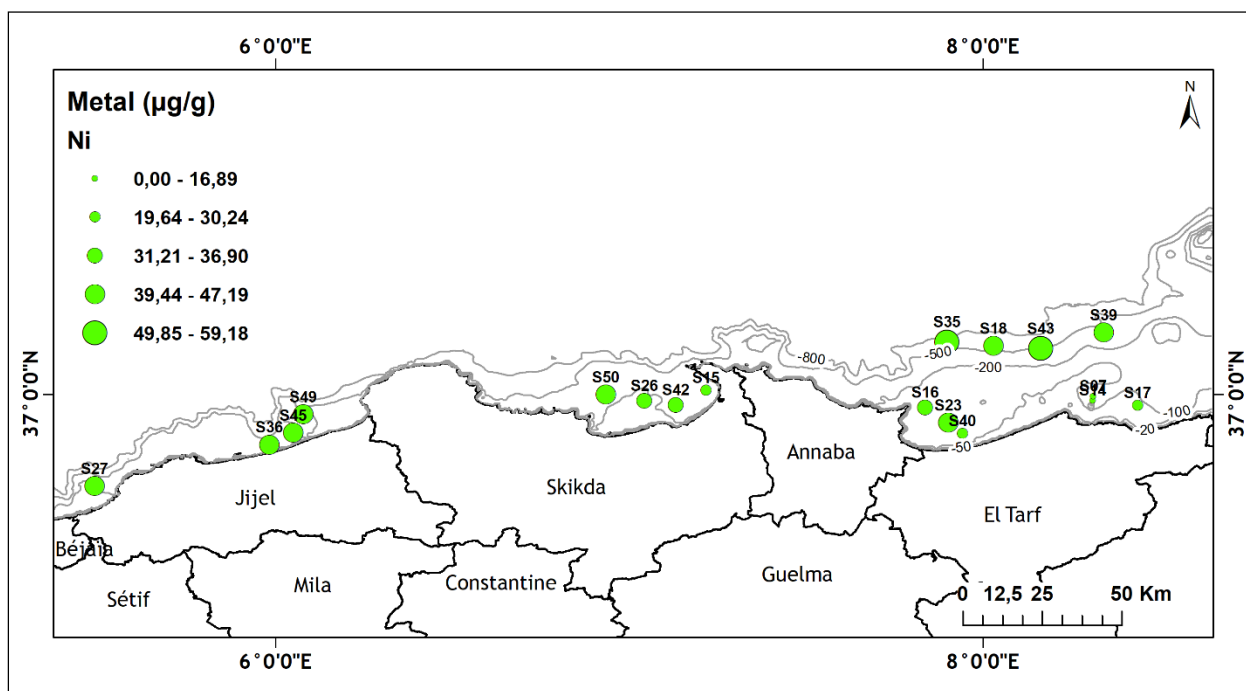


Figure IV.4.8 : Carte de distribution spatiale du nickel dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.2.3.9. Le plomb :

La distribution du plomb dans les sédiments superficiels du secteur Est est illustrée par la figure IV.4.9. Cette distribution est assez hétérogène d'une zone à une autre et diffère sensiblement des autres métaux. La baie de Skikda est la zone la plus contaminée en plomb avec les valeurs les plus élevées qui dépassent celles du fond géochimique local ayant une valeur de $34 \mu\text{g/g}$.

Le golfe de Bejaia et la baie de Jijel présentent des concentrations modérément faibles. Alors que la baie d'Annaba présente des valeurs très hétérogènes. La partie ouest présente les valeurs les plus élevées au niveau des stations S16 et S35 alors que la partie orientale de la baie est dominée par des concentrations faibles à modérément faibles, sauf en face El Kala où on rencontre une valeur élevée. En plus des origines possibles évoquées pour le zinc, les cuivre et autres métaux qui sont valables aussi pour le plomb, car la majorité des gisements cités sont polymétallique, cette situation du plomb peut s'expliquer encore par le trafic maritime qui génère le plomb tétraéthyle. En effet, la zone la plus contaminée est baie de Skikda qui héberge deux grands ports (port commercial et port pétrolier) très fréquentés par les grands navires pétroliers et autres. Le plus souvent, ces derniers séjournent longtemps en rade en attendant l'accès aux ports.

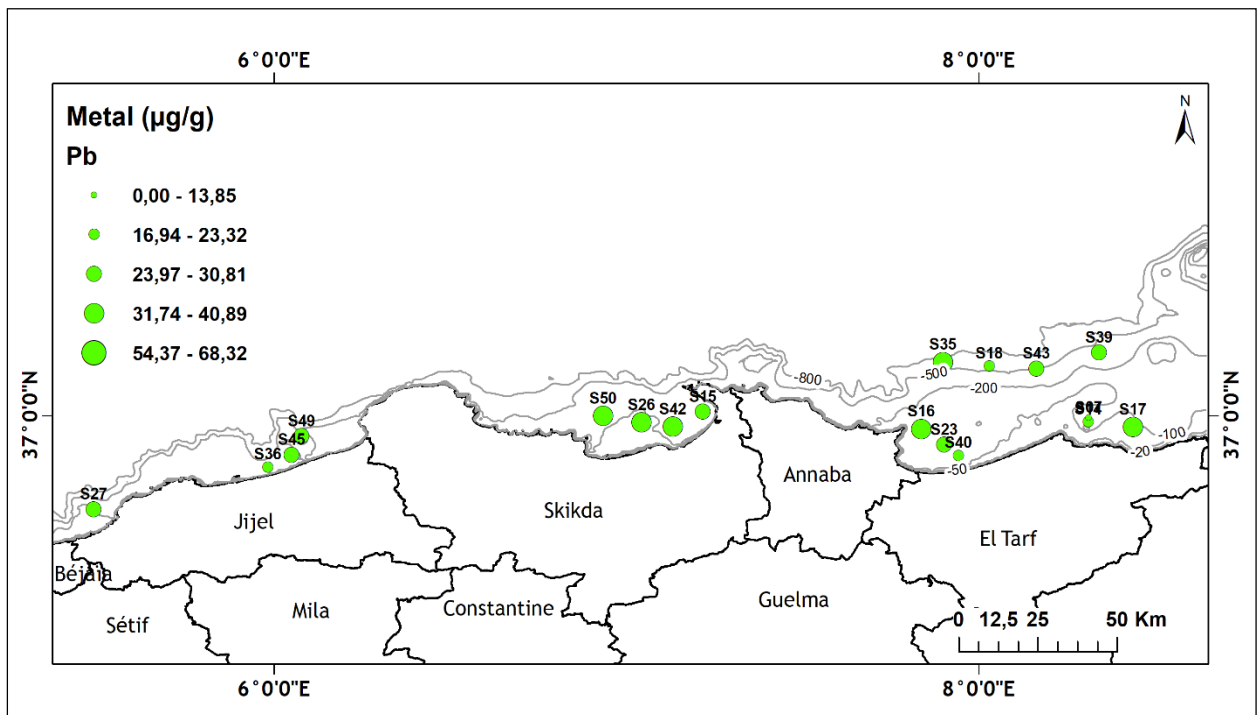


Figure IV.4.9 : Carte de distribution spatiale du plomb dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.2.3.10. L'arsenic :

La distribution de l'arsenic dans les sédiments superficiels du secteur Est (Figure IV.4.10) est différente d'un golfe à un autre. En effet, les teneurs maximales ont été révélées dans le golfe d'Annaba. Tandis que, les plus faibles teneurs ont été enregistrées au niveau de la baie de Jijel.

En général, les teneurs de ce métalloïde sont importantes et très hétérogènes, elles varient entre [16 et 50] $\mu\text{g/g}$, avec une moyenne de 27 $\mu\text{g/g}$ et un écart type important de l'ordre de 6.

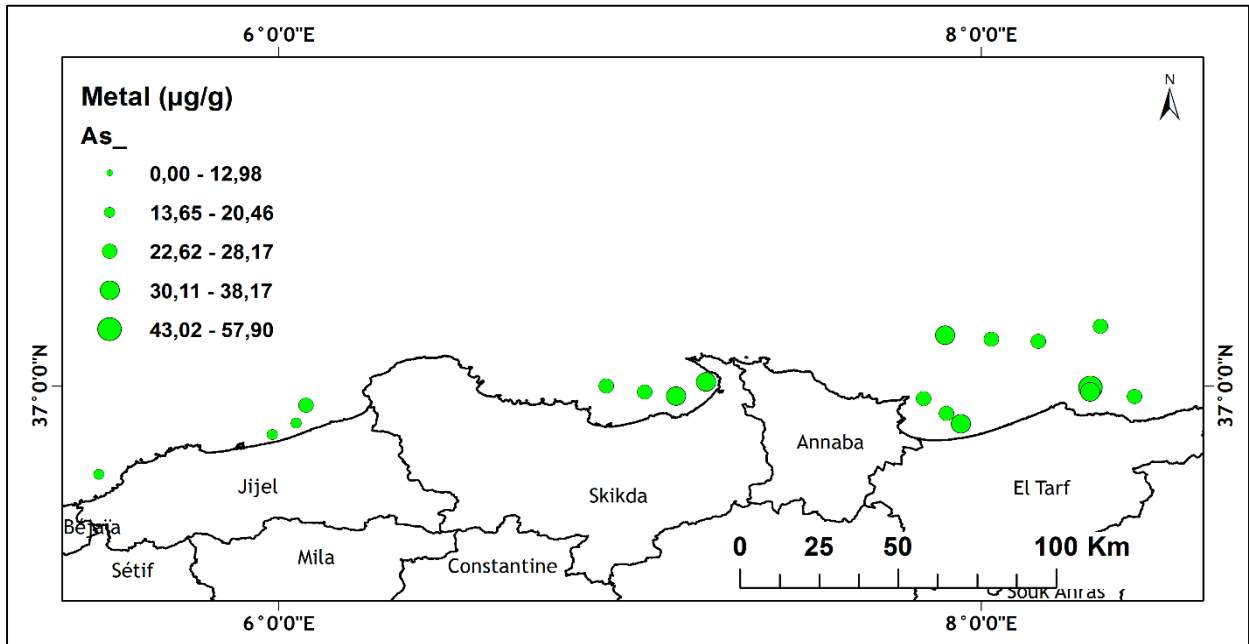


Figure IV.4.10 : Carte de distribution de l'arsenic dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.2.3.11. Le cadmium :

La distribution du cadmium dans les sédiments superficiels du secteur Est de la côte algérienne est illustrée par la figure IV.4.11. Cette distribution est très hétérogène et évoque des sources de contaminations significatives notamment dans la baie de Jijel et dans la baie d'Annaba et peuvent être en relation avec les eaux usées urbaines et industrielle de ces deux villes côtières. Les autres zones ne présentent que des concentrations faibles à très faibles à l'image de la baie de Skikda. Les stations profondes enregistrent des concentrations modérées.

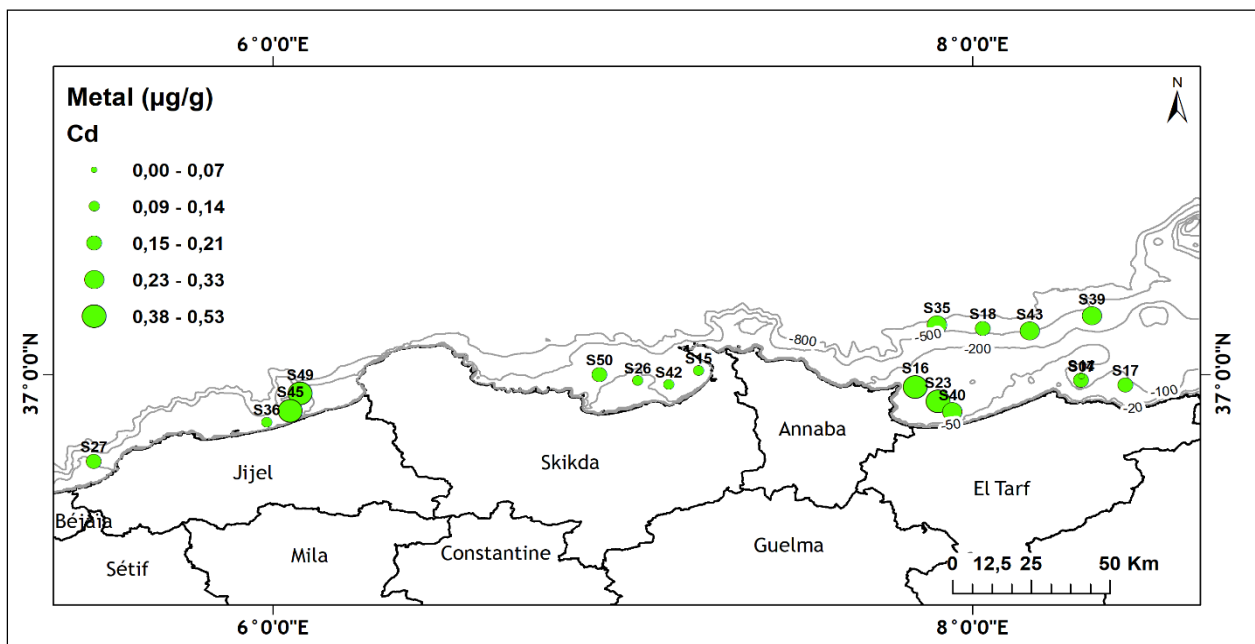


Figure IV.4.11 : Carte de distribution spatiale du cadmium dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.3. Distribution des pélites :

La taille des grains constituant un sédiment est extrêmement variable. Elle dépend avant tout des conditions dynamiques régnant dans le milieu de dépôt. Un sédiment fin est doté d'une capacité d'adsorption supérieure à un sédiment grossier de même origine. Il est donc plus apte à fixer les contaminants. En effet, les métaux traces comme de nombreux auteurs l'ont déjà montré (Forstner et Salamons, 1980, Charlou et Joanny, 1983, Span, 1984, et Boust, 1981) sont surtout associés aux particules les plus fines.

IV.1.3.1. Distribution des pélites dans le secteur Ouest :

La carte de répartition de taux des pélites dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.5.1) montre que, dans la majorité des stations, le taux de la fraction fine ($< 63\mu\text{m}$) dépassent les 75 %.

Les stations situées près de la côte (profondeurs $< 40\text{m}$) sont caractérisées par des taux faibles en pélites. Ainsi, certaines stations où le taux des pélites est faible sont constituées de sédiments de nature quasiment biogène. Ils sont riches en débris calcaires, ce caractère peut confirmer l'origine autochtone des sédiments dans ces stations. Pour les sédiments des autres stations, bien qu'ils ont une granulométrie différente (allant de la vase jusqu'au sable moyen), ils sont de même nature.

En général, en allant des stations côtières vers celles plus profondes, un grano-classement croissant est établie. Il peut être assuré par les courants transversaux, qui déposent, lors du déferlement, les particules grossières près de la côte et au niveau de la plage sous-marine peu profonde et les particules de taille moindre sont transportées et déposés vers le large au fur et à mesure que leur dimensions décroissent. Ce phénomène peut être accentué par la géomorphologie côtière et sous-marine.

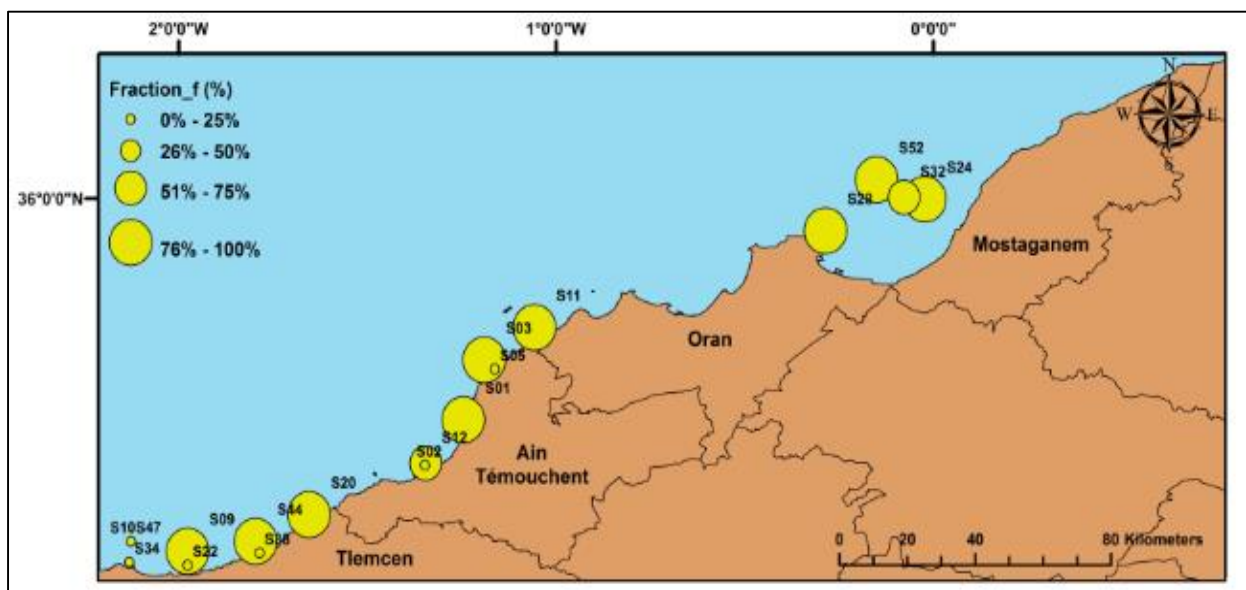


Figure IV.5.1 : Carte de distribution des pélites dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.3.2. Distribution des pélites dans le secteur Centre :

La carte de répartition du taux des pélites dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.5.2) montre aussi que, dans la plupart des stations, le taux des pélites dépassent les 75%.

Cette situation englobe à la fois les stations côtières et celles du large. Ainsi, un grano-classement croissant est établie en face l'embouchure de l'oued Mazafran en allant des stations côtières vers celles plus profondes (Inal *et al.*, 2011).

Cependant, les particules fines peuvent être transportées par les courants de retour vers les stations du large. Ce qui explique en partie les taux élevés des particules fines dans les stations profondes.

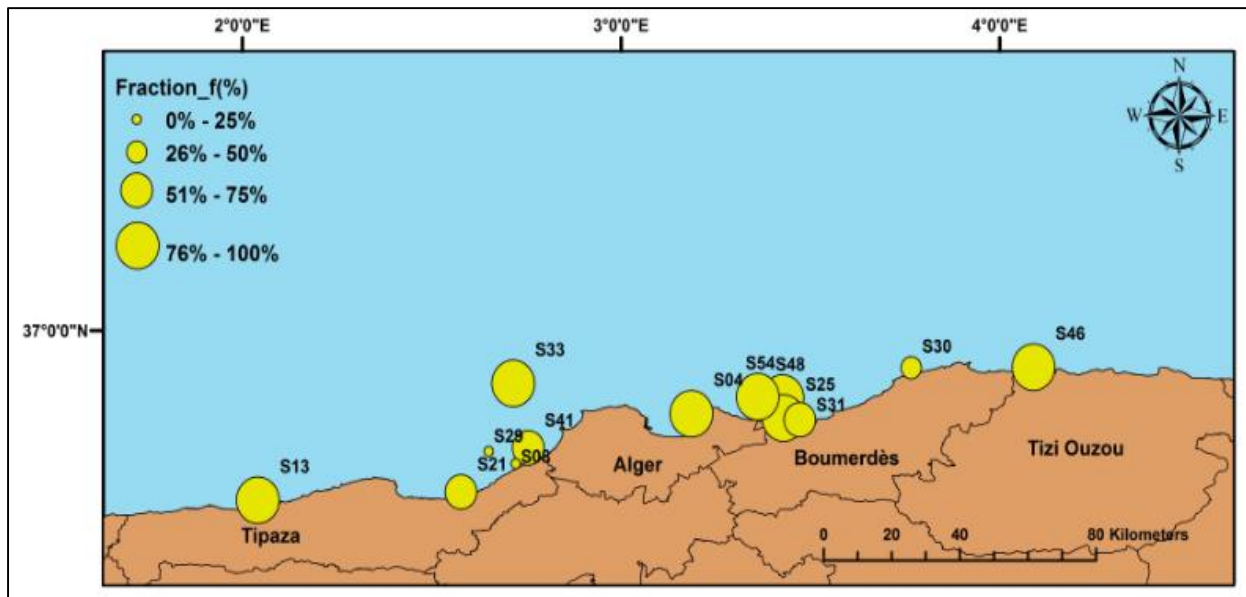


Figure IV.5.2 : Carte de distribution des pélites dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.3.2. Distribution des pélites dans le secteur Est :

La carte de répartition du taux des pélites dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche du secteur Est de la côte algérienne (Fig. IV.5.3) montre également que, dans la majorité des stations, le taux des pélites dépasse les 76 %.

Ainsi, cette carte montre qu'au niveau du golfe d'Annaba, il y a une succession granulométrique entre les fonds vaseux, sablo-vaseux et sableux a été établie, de la côte jusqu'au large.

La présence de sédiment à granulométrie grossière au large (stations à profondeur > 60m) renseigne sur le caractère biogène de ces sédiments. Ce caractère des sédiments du golfe d'Annaba, notamment dans sa partie Est, est confirmé par la diversité importante des espèces occupant le fond de ces sédiments. (Chalabi *et al.*, 2002 et Grimes *et al.*, 2004).

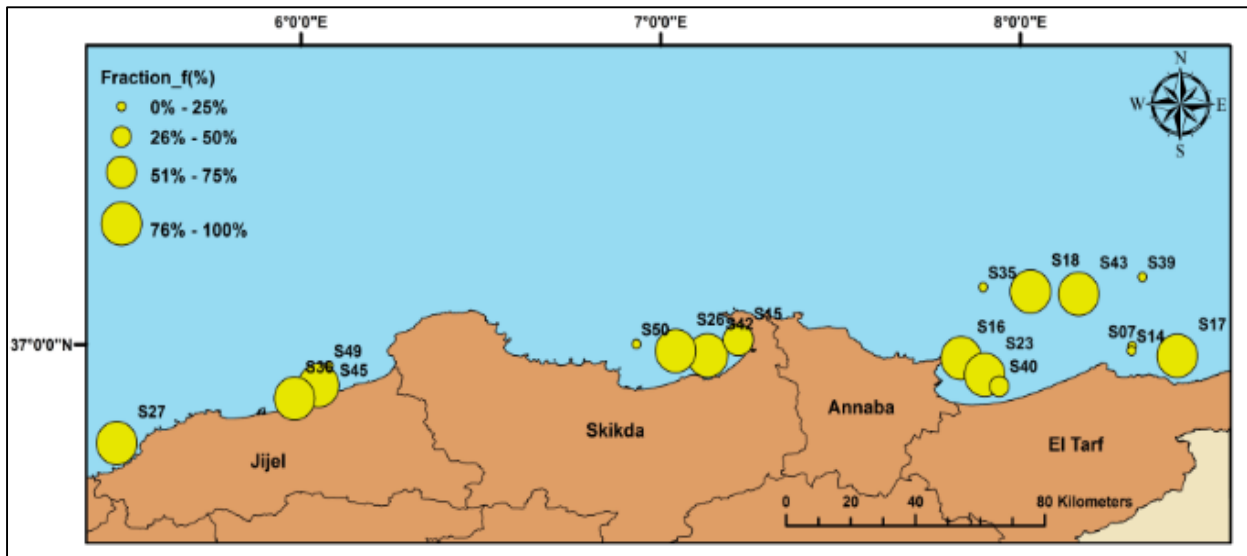


Figure IV.5.3 : Carte de distribution des pélites dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.4. Distribution de la matière organique :

La matière organique se déposant dans un environnement aquatique est souvent constituée d'un mélange complexe de bio-polymères naturels (tels que les lipides, les polysaccharides, les protéines, les particules de lignine et des spores), de géo-polymères (tels que les substances humiques et la matière organique résiduelle), et de bio-monomères comprenant les produits de décomposition microbiennes des bio-polymères (Meyers and Ishiwatari, 1993, Aksu, 1999).

Ces composés peuvent avoir une origine autochtone, et à un degré plus variable, une origine allochtone. Une fraction importante de cette matière organique est dégradée chimiquement et biologiquement dans la colonne d'eau. Une quantité plus ou moins significative (10 à 60 %) arrive à la surface des sédiments (Kappler *et al.*, 2001) où elle sera soumise à d'autres transformations chimiques et biologiques, une dernière fraction, la plus stable, sera enfouie (Belin, 1992).

La matière organique constitue le vecteur principal de l'activité anthropique par sa capacité de complexer et de concentrer les métaux lourds (Span, 1984).

IV.1.4.1. Distribution de la matière organique dans le secteur Ouest :

La répartition du taux de la matière organique dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche le long du secteur Ouest de la côte algérienne (Fig. IV.6.1) est très hétérogène, avec un maximum de stations où les teneurs oscillent entre 5 et 15% (06 stations (5 – 10%) et 06 stations (10 – 15%)). Ainsi, des taux faibles (entre 2.3 et 5%) sont enregistrés au niveau de quatre stations localisées toutes dans la frange littorale (faibles profondeurs). Tandis que, le taux le plus élevé (>15%) est enregistré au niveau de la station S52 localisée au large du golfe d'Arzew.

Cependant, étant donnée la localisation sur la frange littorale des points de rejets continentaux, la teneur en MO est plus importante dans les sédiments côtiers que dans les dépôts profonds.

Ceci est en accord avec ce qui est admis pour la répartition de la matière organique dans le milieu marin et dans l'océan d'une manière générale.

Dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche du secteur Ouest de la côte algérienne, une situation différente a été constatée où les teneurs de la matière organique dans les stations profondes sont supérieures à celles dans les stations côtières.

Bien que ces teneurs dans les stations profondes soient relativement élevées, ces résultats nous ont permis de mettre en évidence le caractère naturel de la matière organique déposée dans les sédiments des stations profondes. Ce caractère est un facteur clé et peut avoir une influence directe sur la répartition des éléments métalliques.

Les niveaux élevés de matière organique des sédiments du large seraient alors rapportés aux blooms planctoniques qui se produisent principalement au printemps (Fernex *et al*, 2001), aux détritiques phytoplanctoniques et zooplanctoniques et aux excréments solides d'organismes qui constituent la principale source d'apport en matière organique naturelle en mer (Riley *et* Chester, 1971 *et* Cauwet *et* Faguet, 1981). Ces derniers se sédimentent via un processus de transit vertical (Bailey *et al*, 1987) par le biais des agrégats (Rouibah, 1993).

En général, les faibles teneurs en matière organique des sédiments superficiels côtiers pourraient s'expliquer par la dégradation et l'oxydation plus rapide de la matière organique dans les zones littorales brassées que dans les zones plus profondes. Une remobilisation induite par les conditions hydrodynamiques intenses dans les eaux peu profondes et la granulométrie des sédiments côtiers généralement de nature grossière (de sable fin jusqu'au grossier) par rapport à celles des stations du large (vase). Ces teneurs faibles de la matière organique peuvent s'expliquer aussi par la consommation et la digestion de celle-ci par toute une communauté d'organismes benthiques, comme les holothuries et autres.

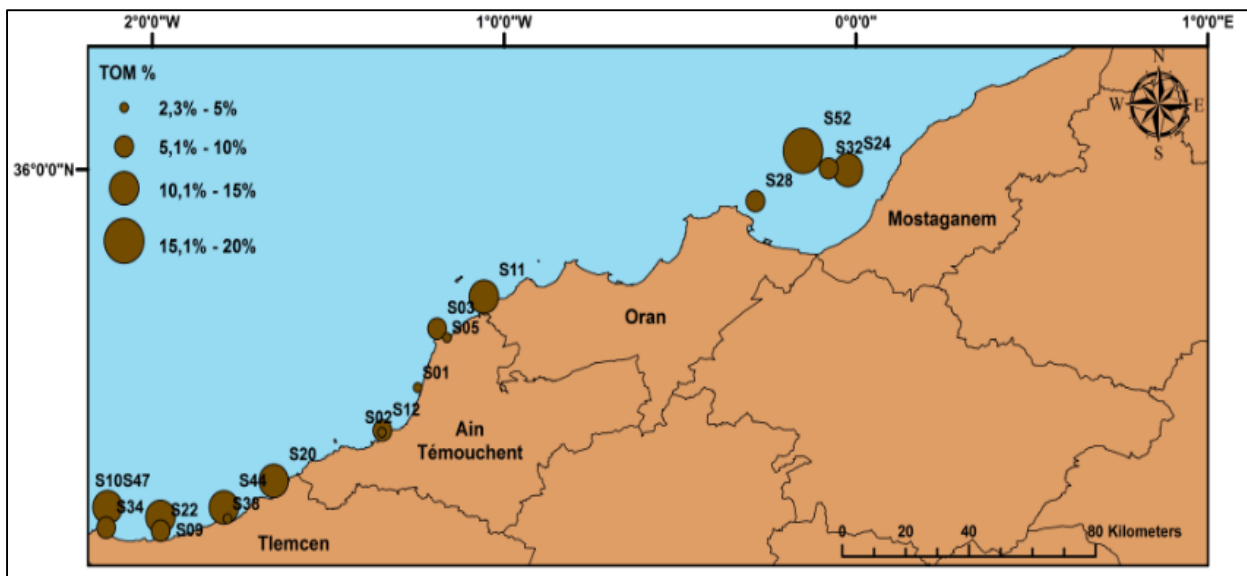


Figure IV.6.1 : Carte de distribution de matière organique dans les sédiments du secteur Ouest de la côte algérienne.

IV.1.4.2. Distribution de la matière organique dans le secteur Centre :

La répartition du taux de la matière organique dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche du secteur Centre de la côte algérienne (Fig. IV.6.2) montre que les stations avec des taux en matière organique compris entre 10 et 20% se répartissent principalement dans les baies de Bou-Ismaïl, Alger et Zemmouri. Tandis que, les stations avec des taux compris entre 5 et 10% se répartissent dans les sédiments du reste des zones du secteur Centre.

Cependant, un classement croissant est établi en face l'embouchure de l'oued Mazafran en allant des stations côtières vers celles profondes, il suit le même classement déjà révélé dans la distribution du taux de la fraction fine des sédiments (§ IV.1.3.2.). Cette répartition qui suit un gradient croissant dans le sens côte – large a été mise en évidence par des travaux antérieurs dans la même zone par Inal (2011) et dans les golfes de Béjaïa et de Skikda par Rezzoug (2000). Ceci confirme le rôle joué par différents facteurs, dont la bathymétrie, dans le contrôle de la répartition de la matière organique, tout en gardant que les sédiments profonds, par leurs natures et leurs compositions, auraient un aspect différent de celui des zones les plus littorales (Leclaire, 1972).

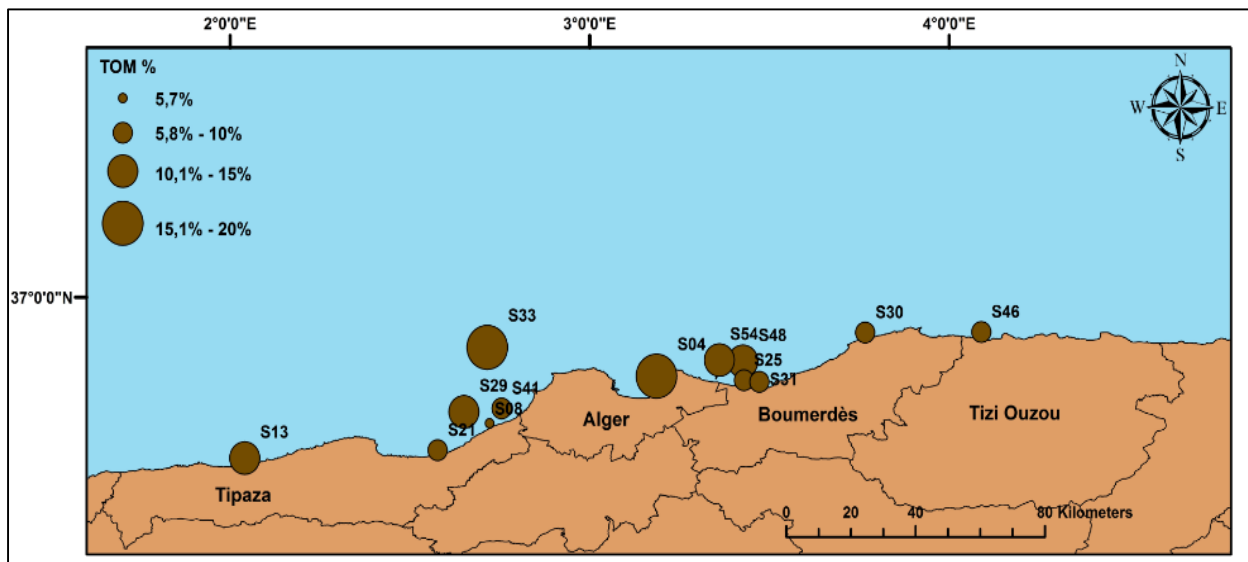


Figure IV.6.2 : Carte de distribution de matière organique dans les sédiments du secteur Centre de la côte algérienne.

IV.1.4.3. Distribution de la matière organique dans le secteur Est :

La carte de répartition du taux de la matière organique dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche du secteur Est de la côte algérienne (Fig. IV.6.3) montre que les stations les plus profondes sont caractérisées par les taux les plus élevés (> 15%). Cette carte montre aussi, que dans toutes les stations du secteur Est, le taux de la matière organique est supérieur à 5%, à l'exception de la station S14 située dans la région d'Elkala où le taux de la matière organique est égale à 3.4 %, mais il reste relativement élevé. Cette situation démontre le caractère biogène des sédiments de ce secteur de la côte algérienne. Ainsi, cette situation renseigne également sur le rôle de la granulométrie dans le contrôle de la répartition de la matière organique.

En effet, les stations riches en MO sont celles où le taux de la fraction fine est le plus élevé.

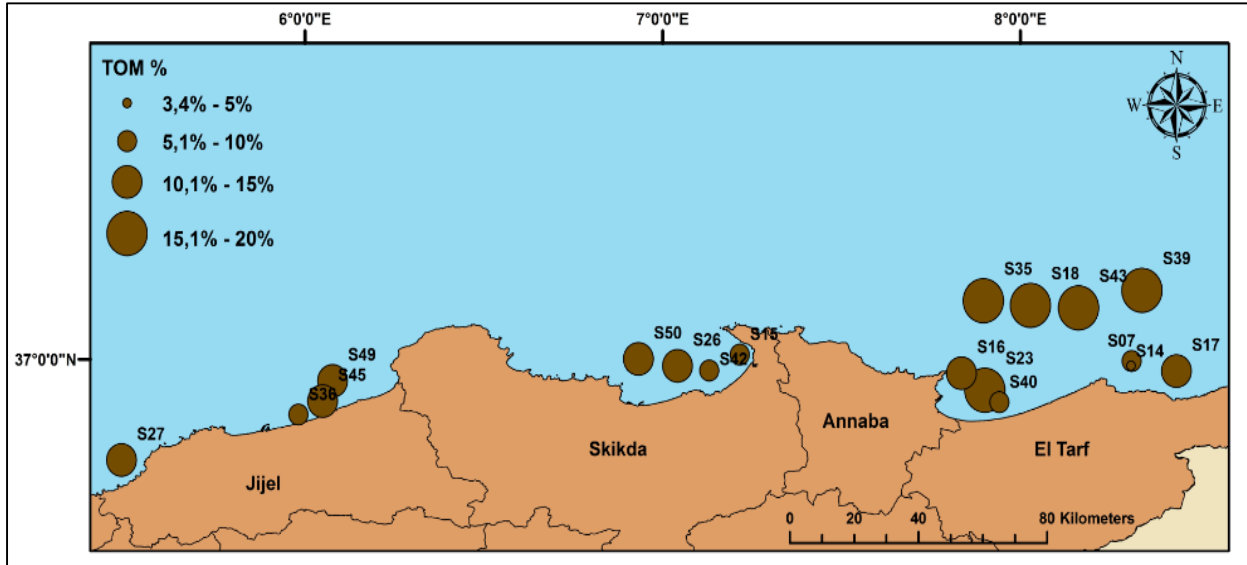


Figure IV.6.3 : Carte de distribution de la matière organique dans les sédiments du secteur Est de la côte algérienne.

IV.1.5. Relations et comportement des ETM :

Pour l'ensemble des données, tous les métaux sont en corrélation significative et positive les uns avec les autres ($p < 0,05$), à l'exception de l'As et du Cd, avec certains métaux (Tableau IV.3).

Les corrélations positives indiquent qu'ils ont des sources communes et un comportement similaire pendant leur transport (Jamshidi et Bastami, 2016). Ils reflètent également des niveaux similaires de contamination et / ou de rejets de mêmes sources de pollution.

De même, des corrélations positives significatives ($p < 0,05$) ont été trouvées entre tous les métaux et la matière organique, à l'exception du Mn, Co et As (Tableau IV.3). La distribution de la plupart des métaux est donc régie en partie par la matière organique, connue pour sa capacité à complexer et à concentrer les métaux traces (Span, 1984 et Lyngby et Brix, 1986). Ce qui confirme qu'à cette échelle, la matière organique peut jouer le rôle moteur (adsorption et transport) de la pollution métallique (Cauwet et Faguet, 1981). La grande affinité des métaux vis-à-vis la matière organique a été démontrée dans plusieurs études réalisées sur les côtes algériennes (Added et al., 1982 ; Maouche, 1987 ; Rezzoug, 2000 ; Athmani, 2008 et Inal, 2011).

Tableau IV.3 : Matrice de corrélation inter-métaux et métaux-MO dans les sédiments superficiels.

	Mn	Pb	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	MOT
Mn	1											
Pb	0,59	1										
V	0,50	0,67	1									
Cr	0,48	0,52	0,89	1								
Fe	0,52	0,62	0,88	0,76	1							
Co	0,72	0,61	0,83	0,77	0,92	1						
Ni	0,58	0,67	0,96	0,91	0,88	0,88	1					
Cu	0,52	0,74	0,88	0,80	0,84	0,81	0,91	1				
Zn	0,56	0,83	0,83	0,73	0,80	0,76	0,87	0,86	1			
As	0,14	0,07	0,05	-0,09	0,10	0,07	-0,02	-0,06	0,06	1		
Cd	0,34	0,62	0,52	0,50	0,39	0,36	0,52	0,50	0,73	-0,02	1	
MOT	0,17	0,58	0,82	0,69	0,63	0,47	0,77	0,73	0,71	-0,06	0,52	1

Ainsi, l'ACP appliquée sur les onze métaux et les 51 stations (Fig.IV.7, partie supérieure et inférieure) a montré que les résultats pourraient être regroupés dans un modèle à trois composantes, qui représentent 85,7% de toutes les variations de données.

Le groupe (V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu et Zn) affiche des valeurs élevées dans la première composante (F1, contribution de 67,7%), correspond au groupe des stations : S18, S27, S29, S35, S36, S43, S48, S49 et S54 dans l'axe (F1 * F2, Fig.IV.15 section inférieure gauche). L'As montre des valeurs élevées dans la deuxième composante (F2, contribution de 9,97%), correspond à la station (S28) illustrée par le troisième groupe dans les deux premiers principaux axes (F1 * F2, Fig. 8 section inférieure gauche).

Enfin, la troisième composante (F3, contribution de 8,47%) présente seulement le Cd, et correspond aux stations S16, S20, S23, S44, S45 et S49 regroupé dans le premier groupe dans les deux seconds principaux axes (F1 * F3, Fig.IV.7 section inférieure droite).

Dans les deux cas (ACP par métaux ou ACP par stations), les principales différences entre les stations se manifestent dans les concentrations en As et en Cd. Ces deux métaux diffèrent des autres métaux dans leurs distributions, comportements et relations.

L'ensemble des projections obtenues sont illustrées dans les figures 7.1, 7.2 et 7.3 (Annexe IV).

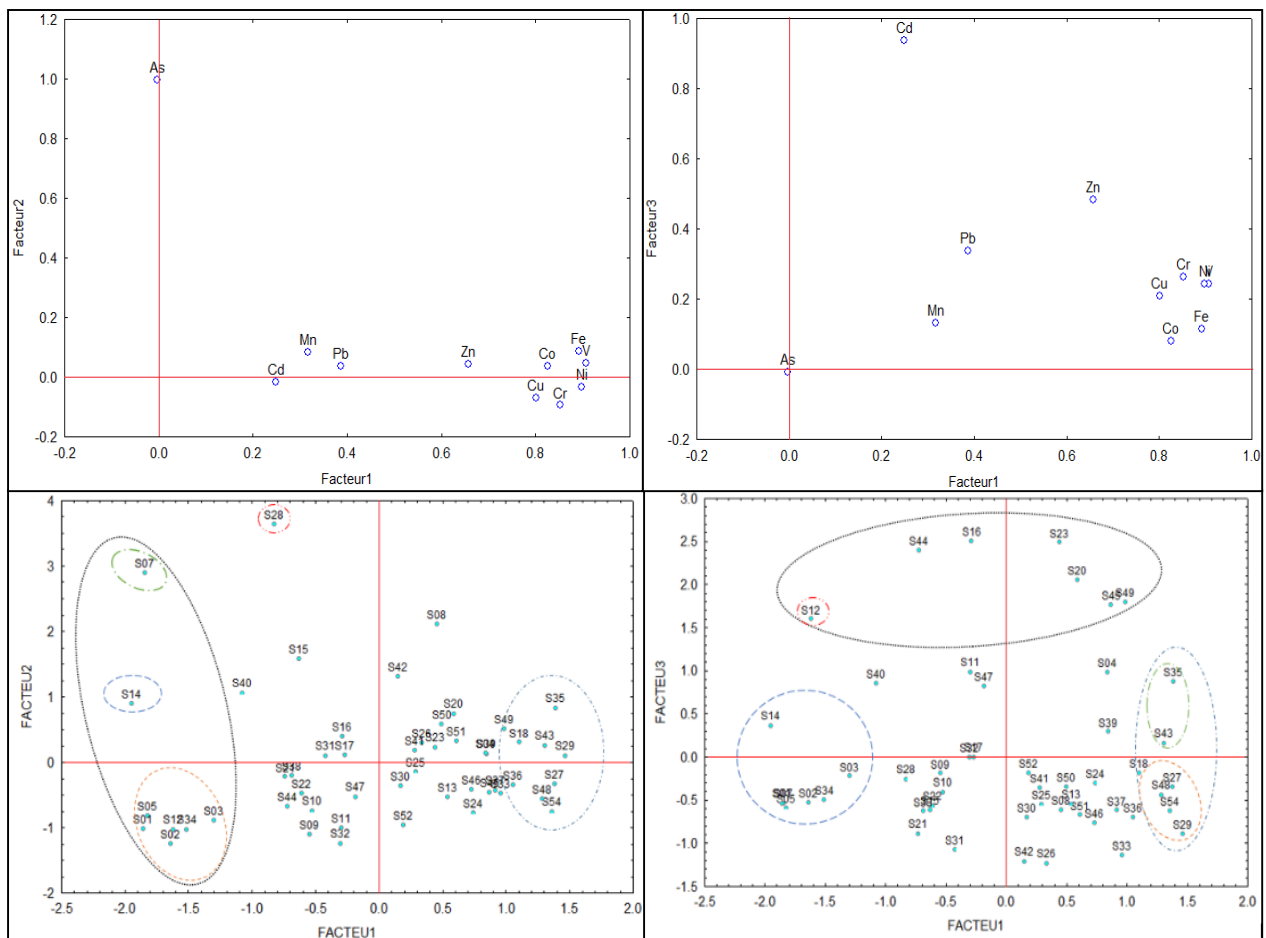


Figure IV.7 : Section supérieure : projection des métaux dans les plans factoriels (1x2) et (1x3).
Section inférieure : projection des stations dans les plans factoriels (1x2) et (1x3).

IV.1.6. Evaluation de la pollution par les ETM :

L'estimation du niveau de contamination par les ETM étudiés (Zn, Cu, Ni, Cr, V, Pb, Co, Mn, Fe, As et Cd) des sédiments superficiels des principales zones de pêche le long de la côte algérienne a été réalisée par :

- Calcul des indices géochimiques
- Evaluation du risque écologique potentiel
- Comparaison avec les guidelines (QGS_s)
- Estimation de la toxicité potentielle
- Comparaison avec d'autres études au niveau des sites en méditerranée.

IV.1.6.1. Les indices géochimiques :

L'ensemble des résultats de calcul des différents indices géochimiques sont récapitulés dans le tableau ci-dessous :

Tableau IV.4 : Valeurs du Facteur de contamination (FC), Indice de géoaccumulation (I_{Geo}), Facteur d'enrichissement (FE) et Indice de la charge polluante (PLI) dans les sédiments de la côte algérienne.

	FC			FE			I _{Geo}			Echelle de la contamination	PLI		
	Moy.	Min	Max	Moy.	Min	Max	Moy.	Min	Max		Moy.	Min	Max
Mn	1.0	0.5	2.0	1.8	1.0	3.9	-0.5	-1.1	0.3	Faible			
Pb	0.8	0.2	2.0	1.4	0.7	2.8	-0.7	-2.0	0.3	Faible			
V	0.8	0.2	1.5	1.3	0.9	2.0	-0.7	-2.1	0.0	Faible			
Cr	0.8	0.1	1.4	1.3	0.5	3.3	-0.8	-2.3	-0.1	Modérée			
Fe	0.6	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0	-1.0	-2.3	-0.4	Faible			
Co	0.8	0.2	1.4	1.4	1.0	2.0	-0.7	-1.9	0.0	Faible			
Ni	0.8	0.2	1.4	1.3	0.2	4.0	-0.8	-2.3	0.0	Modéré			
Cu	0.6	0.1	1.4	0.9	0.2	1.6	-1.1	-3.0	0.0	Faible			
Zn	1.1	0.2	2.5	1.8	0.9	3.3	-0.5	-2.1	0.5	Modérée			
As	1.7	0.7	4.5	3.3	1.3	18.4	0.0	-0.8	1.1	Polluée			
Cd	0.4	0.12	1.1	0.69	0.27	1.87	-1.48	-2.53	-0.35	Faible			
											0.8	0.2	1.5

Les valeurs moyennes des Facteurs de Contamination « FC » (tableau IV.3) calculées varient d'une «faible» à une contamination «modérée» pour tous les métaux, sauf pour l'Arsenic où les valeurs de « FC » sont supérieures à 3 dans quelques stations (S07 et S28). Les valeurs du FC suivent un ordre décroissant allant de As> Zn> Pb = Mn > V = Cr = Co = Ni = Cu > Cd > Fe.

Les valeurs calculées de l'indice de la charge polluante « PLI » (Tableau IV.4), varient entre 0.2 et 1.5, avec une valeur moyenne de 0.8. Selon la classification adoptée par Tomlinson *et al.* (1980), environ 20% des stations peuvent être classées comme «polluées». La valeur de PLI, la plus élevée (1.5) a été trouvée dans la station S20 située dans le golfe de Ghazaouet dans la partie Ouest de la côte algérienne.

Les autres stations, ayant des $PLI \geq 1$, sont réparties entre les trois secteurs, avec un nombre des stations polluées plus important dans le secteur Est (Figure IV.8.1).

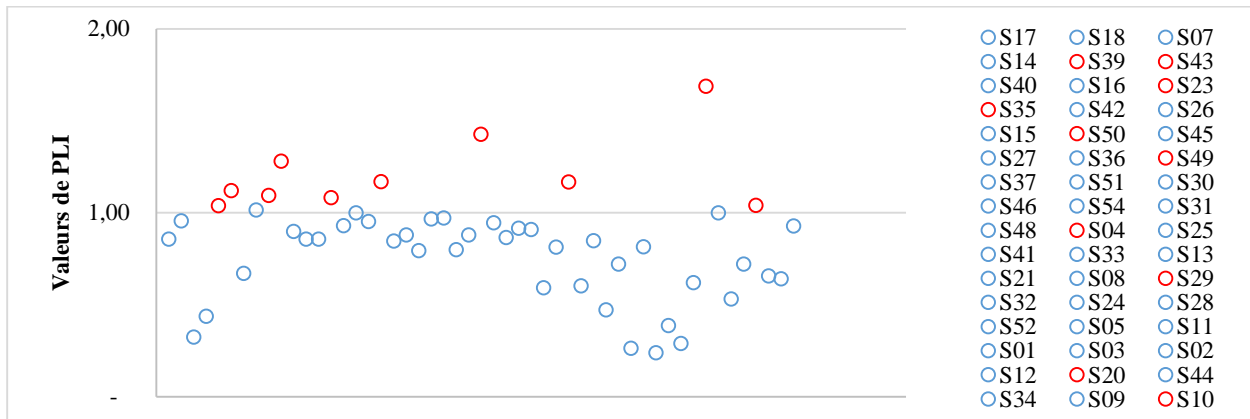


Figure IV.8.1 : Valeurs de l'indice de la charge polluante (PLI) dans les sédiments de la côte algérienne.

La localisation des stations dont le PLI est supérieure à 1 est illustrée dans la figure ci-dessous.

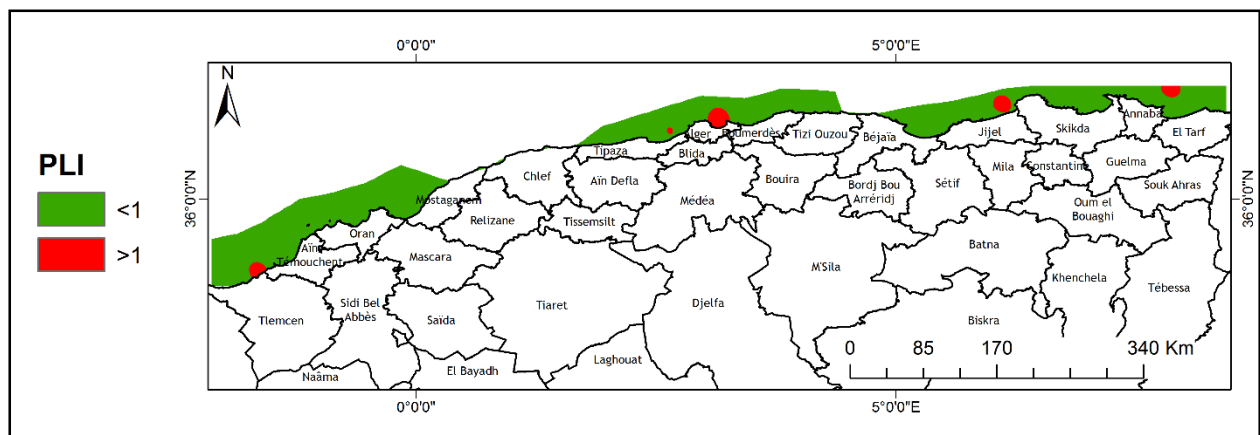


Figure IV.8.2 : Carte de répartition spatiale de l'indice PLI dans les sédiments superficiels de la côte algérienne.

Les résultats de l'indice de géoaccumulation « Igeo » (tableau IV.4) indiquent que toutes les stations ont un ($I_{geo} \leq 0$) par le V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu et Cd, quelques stations allaient de non polluées à modérément polluées avec ($-2 < I_{geo} \leq 1$) par le Mn, Pb, Zn, Cd et As, et une seule station (S28) située dans le golfe d'Arzew (Ouest du pays) qui a montré une valeur élevée de l'indice de géoaccumulation ($I_{geo} > 1$) par l'As.

Les résultats de calcul des facteurs d'enrichissement « FE » sont également présentés au tableau IV.4. Les valeurs de FE pour l'As sont les plus élevées (entre 2 et 18,4) alors que celles pour le Cd sont les plus faibles (< 1). En outre, le Mn, Pb, Cr, Ni et Zn ont des FE supérieurs à 2 dans quelques stations. Pour celles du Cu, V, Co et Cd sont inférieurs à 2 dans toutes les stations. Le FE calculé pour l'As est supérieure à 2 dans plus des deux tiers des stations, indiquant un enrichissement anthropique important en ce métalloïde. En revanche, plus de 90% des stations sont classées avec une « pollution minimale » par tous les métaux analysés ($EF < 2$) et seulement environ 10% des stations qui ont un FE compris entre 2 et 5, ce qui correspond à une « pollution modérée » associée uniquement à deux métaux l'As et le Zn.

En général, les indices (CF, EF et Igeo) les plus élevés sont toujours ceux de l'As. La contribution de ce métalloïde à la valeur de PLI est également supérieure aux contributions des autres métaux. Cependant, il y a seulement 10% des stations qui peuvent être classées comme « modérément pollué ».

La plupart de ces stations polluées sont situées dans le secteur Centre de la côte algérienne, où se concentre la grande partie des pressions anthropiques (activités industrielles, rejets urbains...etc.). Ces stations sont caractérisées par des taux élevés en matière organique qui agit comme un bon absorbant de nombreux polluants (Barbier, 1999) et constitue le principal vecteur de l'activité humaine par sa capacité à complexer et à concentrer les métaux traces (Span, 1984).

IV.1.6.2. Le risque écologique :

L'Évaluation des risques écologiques (ÉRE) est un processus analytique formel qui évalue la probabilité qu'un groupe d'animaux puisse ressentir des effets néfastes suite à une exposition à des contaminants spécifiques (produits chimiques et autres) dans l'environnement. Il a pour objectif d'estimer les conséquences néfastes sur un écosystème suite à une exposition à de multiples facteurs de stress. En Algérie, à l'heure actuelle, l'Évaluation des risques écologiques (ÉRE) liée à la contamination chimique n'a bénéficié ni d'un cadre réglementaire ni d'un outil méthodologique. Les côtes algériennes sont soumises à de fortes pressions anthropiques induisant un stress environnemental sur les organismes vivants. C'est sur ces écosystèmes fortement perturbés qu'une analyse de risque environnemental liée à la contamination chimique doit être réalisée sur plusieurs familles de contaminants. Alors, l'objectif de cette partie est d'évaluer le risque écologique lié à la contamination métallique des sédiments des principales zones de pêche chalutables le long de la côte algérienne par le calcul de l'indice de risque écologique.

En effet, l'indice de risque écologique potentiel calculé à partir des facteurs monomiaux de risque écologique potentiel (E_r) (Tableau IV.5) varie entre 17 et 96 avec une moyenne de 49.

Les valeurs les plus élevées de (E_r) sont celles de l'As (45). Ainsi, le Zn, V, Cu et Cr ne manifestent aucun risque écologique ($E_r=0$). Tandis que, les valeurs moyennes de E_r pour le Mn, Pb, Co, Ni et Cd sont respectivement de l'ordre de 1, 4, 4, 4 et 12. Cependant, toutes les stations ont une valeur de RI inférieure à 150 et présentent un risque écologique faible.

Table IV.5 : Valeurs des indices de risque écologique monomial (E_r) et de risque écologique potentiel (RI)

	Valeurs E_r										RI
	Mn	Pb	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	
Min	1	1	0	0	1	1	0	0	7	4	17
Max	2	10	3	3	7	7	7	2	45	32	96
Moy.	1	4	2	2	4	4	3	1	17	12	49
Echelle de risque	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	Faible

IV.1.6.3. Comparaison avec les QGS_s

Les concentrations moyennes de Cd, Cu, Pb et Zn dans les sédiments sont inférieures aux valeurs ERL (Long *et al.*, 1995, Long and MacDonald, 1995 et Long *et al.*, 2006) et ces métaux ne devraient pas avoir d'effets néfastes sur les espèces vivantes dans les sédiments. Tandis que, celles de Ni, Cr et As sont comprises entre les valeurs ERL et ERM, par conséquent, elles peuvent avoir des effets néfastes sur les espèces qui fréquentent ces sédiments (Fig. IV.9a).

Cependant, respectivement dans environ 80%, 68%, 6%, 4% et 10% des stations, les teneurs en Ni, Cr, Cu et Zn dépassent leurs valeurs ERL. Toutes les stations dépassent la valeur ERL pour As mais aucune station ne la dépasse pour Cd. Ainsi, seulement trois stations (S20, S35 et S43) réparties entre les trois secteurs dépassent la valeur ERM pour le Ni, ce qui indique que ce métal peut avoir un effet indésirable au niveau de ces stations.

Les concentrations moyennes de Cd, Pb et Zn sont inférieures aux valeurs de TEL (des effets indésirables ne devraient se produire que rarement), alors que celles du Cr, Cu, Ni et As sont supérieures, ce qui indique que des effets biologiques défavorables associés à ces métaux peuvent survenir occasionnellement (Fig. IV.9b) (CCME, 1999).

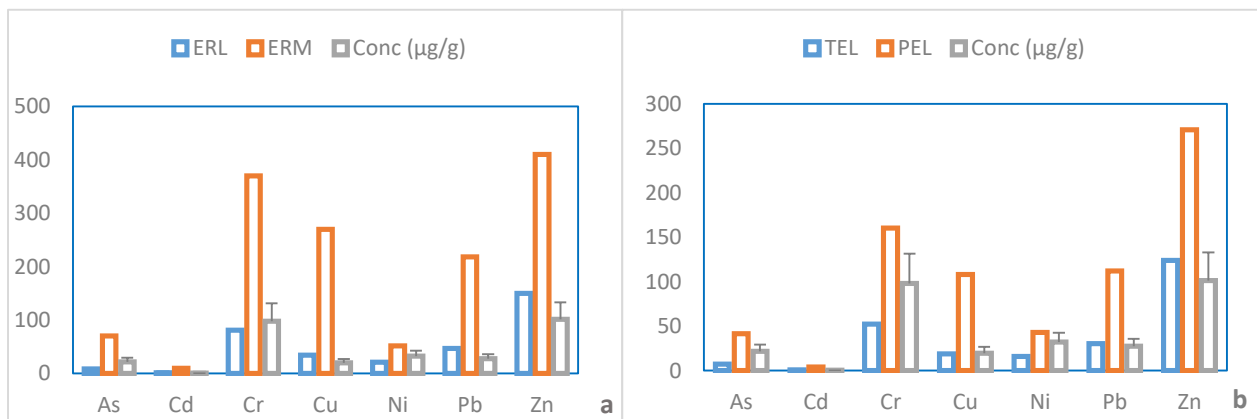


Figure IV.9 : Comparaison des teneurs en ETM avec ERL, ERM valeurs (a) et TEL, PEL valeurs (b).

ERL: effects range low, ERM: effects range medium, TEL: threshold effect level, PEL: probable effect level.

Les concentrations de Cr, Ni, Cu, Pb et Zn dépassent les valeurs de TEL, respectivement dans 86%, 84%, 60%, 33% et 25% des échantillons. Ainsi, dans toutes les stations les valeurs de l'As dépassent leur TEL et aucune valeur ne dépasse la valeur TEL pour le Cd au niveau de toutes les stations. Cependant, il y a quatre stations où le Cr et l'As dépassent leurs Valeurs de PEL (niveau d'effet probable) et neuf stations pour le Ni. Tandis que les concentrations des autres métaux (Cu, Zn, Pb et Cd) sont toutes inférieures à leurs PEL.

Le m-ERM-Q calculé sur la base des concentrations moyennes de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, As et Zn varient entre 0,06 et 0,44 avec une valeur moyenne de 0,24, soit une probabilité de 30% d'être toxique.

Ainsi, seules trois stations ont un ERM-Q (<0,1) et sont classées comme non toxiques. Le reste des stations (au nombre de 48) sont classées comme légèrement toxiques (Fig. IV.10a).

Le m-PEL-Q varie de 0,1 à 0,73 avec une valeur moyenne de 0,39, indiquant que la combinaison de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, As et Zn peut avoir une probabilité de 40% d'être toxique.

Cependant, seule une station (S01) a un PEL-Q (<0,1) et classée comme non toxique, les 50 autres stations sont classées comme légèrement toxiques (Fig. IV.10b).

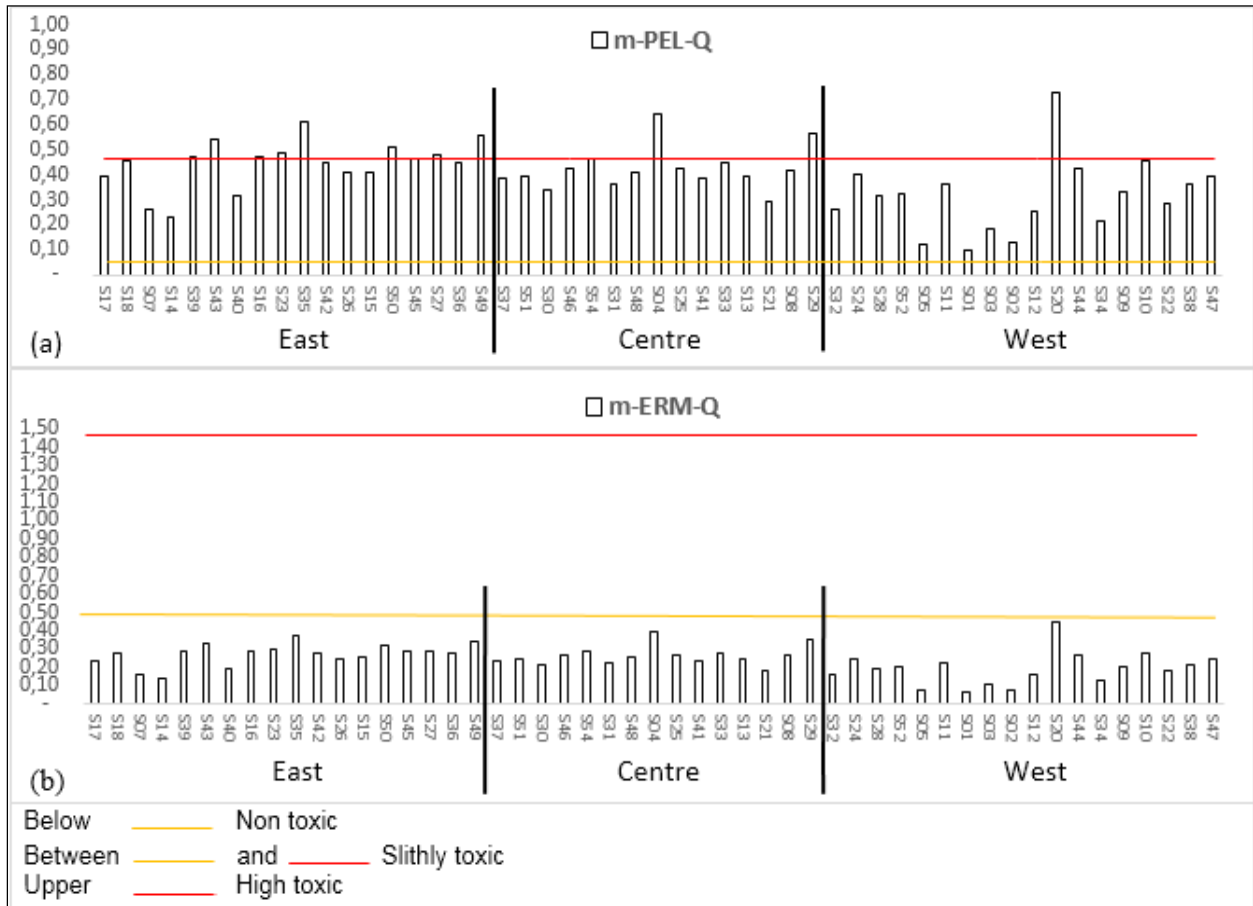


Figure IV.10 : Valeurs de m- PEL- Q (a), m- ERM-Q (b) avec une classification du niveau de toxicité des stations.

IV.1.6.4. Estimation de la toxicité :

La valeur de la somme des unités toxiques ($\sum TU$) calculée pour chaque station basée sur les concentrations en Cd, Cr, As, Cu, Ni, Pb et Zn varient entre 0,71 et 5,08 avec une moyenne de 2,74 (Fig.IV.11).

La somme des unités toxiques dans la station S20 située à Beni Saf dans la partie occidentale de la côte algérienne est la plus élevée. Tandis que la somme minimale est révélée à la station S01 située dans la même région. Cette différence dans la somme des unités toxiques entre les deux stations situées dans la même zone, peut être expliquée par la différence importante dans les taux de la matière organique au niveau des deux stations (13.5% pour S20 et 2.3% pour S01). Le rôle important de la matière organique dans la rétention des métaux est déjà montrée dans cette étude.

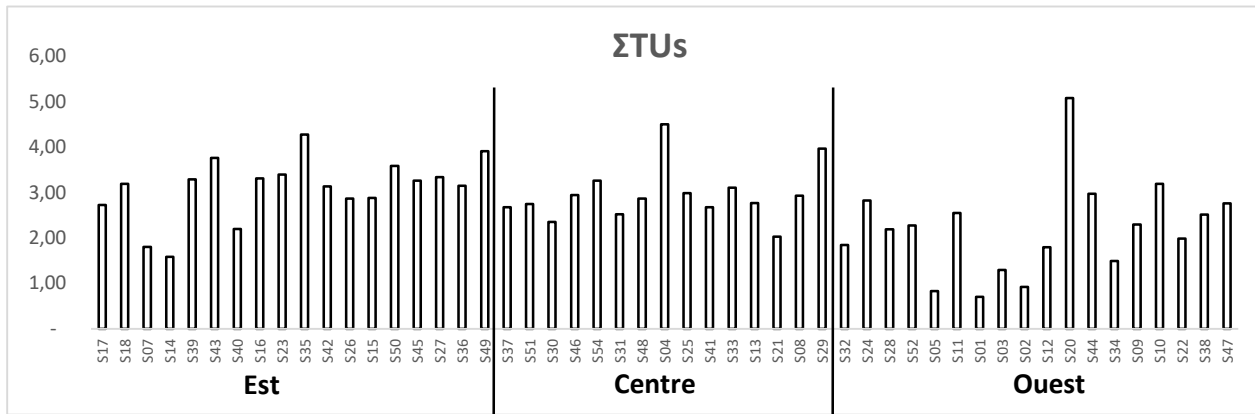


Figure IV.11 : Valeurs de la somme des unités toxiques (Σ TUs) des sédiments de la côte algérienne.

Ainsi, le taux de contribution de chaque métal aux Σ TU (Fig. IV.12) montre que la contribution maximale est celle du Ni, suivie par le Cr et l'As. Il est important de noter que les fortes contributions du Ni et Cr dans les valeurs des unités toxiques (TU) sont probablement liées à leurs faibles valeurs PEL, et non à une pollution anthropique importante. Les valeurs des indices géochimiques calculés pour ces deux métaux confirment ce constat. Un autre argument qui corrobore ce constat, ce sont les valeurs de Cr et Ni rapportées dans le tableau IV.1, qui sont inférieures aux valeurs moyennes du fond géochimique local. Néanmoins, en raison de la contribution importante de Ni dans la somme des unités toxiques (Σ TU) et compte tenu de son caractère cancérigène (Homady *et al.*, 2002), les apports de ce métal dans le milieu marin devraient être mieux surveillés et sa toxicité réelle devrait être remise en question.

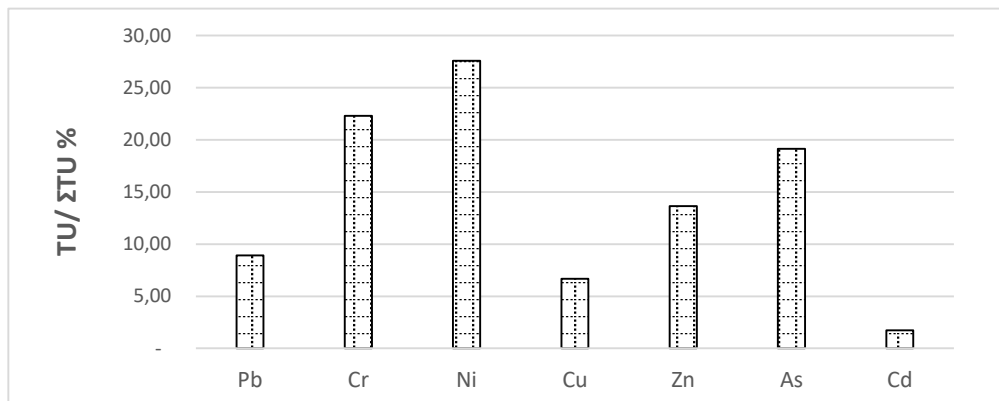


Figure IV.12 : Taux de contribution de chaque métal dans la somme des unités toxiques.

IV.1.6.5. Comparaison avec les autres études :

Les teneurs en ETM dans les sédiments des principales zones de pêche de la côte algérienne sont comparées à celles rapportées pour d'autres zones en Méditerranée et en mer Noire (Tableau IV.6). A savoir, les côtes égyptiennes (Soliman *et al.*, 2015), la façade Turque sur la mer noire (Topcuoglu *et al.*, 2004), la mer Egée en Grèce (Idil, 2011), la baie des Algeciras en Espagne (Diaz de Alba *et al.*, 2011), les côtes Lybiennes (Nasr *et al.*, 2015), les côtes méditerranéennes du Maroc (Omar *et al.*, 2015) et le golfe de Gabes en Tunisie (El Zrelli *et al.*, 2015).

Tableau IV.6 : Comparaison entre les concentrations des métaux traces ($\mu\text{g/g P.S}$) obtenues dans la présente étude avec d'autres études antérieures dans la mer Méditerranéenne et les mers limitrophes.

Localisation	Mn	Pb	Zn	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Cd	Co	As	Référence
Côte algérienne	204.8 - 562.3	6.6 - 37.8	17.4 - 234.1	27.8 - 185.7	18.1 - 152.0	8297.0 - 41329.1	6.5 - 44.2	3.7 - 30.2	0.06 - 0.47	3.7 - 16.3	8.6 - 58.0	Présente étude
Mer Med. Egypt	7 - 1086	3.3 - 53.7	2.0 - 62.2	-	4.1 - 297.9	-	1.6 - 60.2	0.5 - 26.3	0.04 - 0.47	0.4 - 26.4	-	Soliman <i>et al.</i> , 2015
Mer Noire Turkey	206.6 - 870.3	0.1 - 31.1	-	-	-	5000 - 54000	13.5 - 65.2	4 - 95.5	0.02 - 0.93	-	-	Topcuoglu <i>et al.</i> , 2002
Mer Egée Grèce	-	14.5 - 137.8	55 - 358	-	15.8 - 71.1	-	7.6 - 100.3	2.7 - 34.8	-	-	11 - 35	Idil, 2011
Algeciras Bay. Spain	235 - 967	12 - 39	-	36 - 94	-	18285 - 42756	-	5 - 25	0.1 - 0.7	-	-	Diaz de Alba <i>et al.</i> , 2011
Med. Sea. Libya	14.3 - 49.4	8.9 - 56.9	11.6 - 30.5	-	14.8 - 24.9	-	11.6 - 29.9	9.1 - 22.7	5 - 10.5	8.2 - 18.1	-	Nasr <i>et al.</i> , 2015
Med. Sea. Morocco	256.6 - 651.7	33.1 - 48.0	64.8 - 110.8	-	88.4 - 161.0	-	3.2 - 79.9	4.1 - 29.1	0.14 - 0.27	18.0 - 31.7	-	Omar <i>et al.</i> , 2015
Golfe de Gabès Tunisie	-	3.8 - 13.9	5.2 - 7165	-	9 - 69.3	-	-	0.59 - 5.8	0.11 - 9.50	-	-	El Zrelli <i>et al.</i> , 2015

Les teneurs en éléments métalliques dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche le long de la côte algérienne (présente étude) ont été déterminées dans la fraction totale, tandis que pour les autres travaux, les teneurs ont été déterminées dans la fraction fine du sédiment, fraction inférieure à 63 μ m, voir même inférieure à 40 μ m pour certaines études. Cette comparaison reste fiable étant donné que les métaux traces, comme de nombreux auteurs l'ont déjà montré (Forstner et Salomons, 1980, Charlou et Joanny, 1983, Span, 1984, et Boust et *al*, 1981), sont surtout associés aux particules les plus fines des sédiments.

Les concentrations des métaux traces trouvées dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche le long de la côte algérienne ne diffèrent pas largement des valeurs rapportées dans les autres régions (Tableau IV.6). Toutefois, les concentrations de Zn, de Cr, de V et de l'As sont un peu plus élevées à celles rapportées dans les autres régions (Tableau IV.6). Tandis que, pour les autres métaux (Mn, Pb, Fe, Ni, Cu, Cd et Co), les concentrations trouvées dans la présente étude sont inférieures à celles révélées dans la littérature, notamment pour le Mn et le Cd.

Les concentrations élevées de certains métaux peuvent être liées simplement à la composition des faciès géologique et à la minéralogie de la région (Yücesoy and Ergin, 1992). Les activités et les pressions anthropiques peuvent également influencer sur les concentrations des métaux dans les sédiments marins côtiers (Maanan, 2008).

Quant aux teneurs élevées en chrome (Cr) et zinc (Zn) dans les sédiments des principales zones de pêche de la côte algérienne par rapport à des autres zones rapportés dans le tableau IV.6, elles peuvent résulter des différentes activités développées aux voisinages des zones et enceintes portuaires. Ces activités se constituent généralement, des activités de réparation navale, des opérations de carénage, des opérations de la protection anodique des coques des navires et autres, où le zinc est utilisé comme anode sacrificielle. En outre, l'implantation des unités industrielles dans les ports (l'exemple de ALZINC dans le port de Ghazaouet,...etc) participe d'une façon significative aux apports de ces deux éléments par les rejets qu'elles déversent directement dans le milieu marin. Ainsi, l'érosion des zones côtières où existent de gîtes miniers ayant des réserves potentielles d'exploitation (exemples des gisements polymétalliques de la région Est et de la région de Tlemcen) peut être une autre source d'importance pour ces deux éléments métalliques. Cependant, la contribution importante dans les teneurs élevées de ces deux métaux (Cr et Zn) est due aux sédiments, respectivement, des secteurs Est et Ouest.

IV.2. Les poissons demersaux :

Dans cette partie, les valeurs des métaux traces analysés (Zn, Hg, Ni et Cu) dans trois espèces de poissons seront exposées, discutées et interprétées. Ainsi, dans la même partie, les résultats de l'analyse biochimique seront exposés et utilisés dans l'interprétation des tendances de bioaccumulation des métaux analysés. Ensuite, une évaluation de la contamination de ces poissons par les métaux analysés sera effectuée par le calcul des facteurs de bioaccumulation (BAF) et une caractérisation du risque sur la santé lié à la consommation de ces poissons sera réalisée par le calcul des doses journalières d'exposition (DJE) et la comparaison du quotient de danger (QD) avec des référentiels internationaux. Enfin, une étude statistique en utilisant l'analyse binaire et l'analyse en composantes principales sur l'ensemble des résultats obtenus sera appliquée pour la recherche des relations inter métaux et la mise en évidence de l'influence de la composition biochimique sur la bioaccumulation des métaux analysés dans la présente étude.

IV.2.1. Bioaccumulation des métaux traces :

La bioaccumulation regroupe tous les processus par lesquels un contaminant va pouvoir entrer dans un organisme, être modifié par des phénomènes de métabolisation, puis être stocké ou excrété dans l'environnement (Boudou et Ribeyre, 1989). La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise (Ramade, 1992). La bioaccumulation est donc le résultat des processus par lesquels le contaminant entre dans l'organisme et des processus de décontamination (Boudou et Ribeyre, 1989). Ainsi, cette bioaccumulation, pour un même élément chimique, peut varier considérablement selon l'espèce considérée, le stade de développement des individus, les caractéristiques du biotope (pH, salinité et température), le sexe, le régime alimentaire, les propriétés du contaminant,...etc. (Casas, 2005).

Dans ce contexte, l'objectif de cette partie est d'étudier la variabilité des capacités de bioaccumulation des métaux par voie dissoute chez trois espèces de poissons demersaux de la côte algérienne, en intégrant trois variables qui sont le sexe, la taille et l'organe. Ainsi, la variation de la bioaccumulation dans les différents sites d'échantillonnage a été étudiée.

IV.2.1.1. Le pageot commun :

Cinq zones de la côte algérienne ont été fait l'objet d'échantillonnage pour le pageot commun, la baie de Béni Saf, le golfe de Ghazaouet, la baie de Mostaganem, la baie de Bou Ismail et la baie d'Alger. Ainsi, le dosage des métaux traces (Hg, Ni, Zn et Cu) a été effectué au niveau de trois organes ; le foie, le muscle et les gonades. Cependant, les échantillons ont été distribués en fonction de sexe et de taille.

Les valeurs moyennes avec les écarts types des métaux analysés dans les organes du pageot commun (*Pagellus erythrinus*) sont récapitulées dans le tableau ci-dessous :

Tableau IV.7 : Teneurs moyennes des métaux analysés dans les organes du pageot commun ($\mu\text{g/g P.S}$)

<i>Pagellus erythrinus</i>	Organe	Hg ($\mu\text{g/g}$)		Zn ($\mu\text{g/g}$)		Ni ($\mu\text{g/g}$)		Cu ($\mu\text{g/g}$)	
		Moy.	S.D	Moy.	S.D	Moy.	S.D	Moy.	S.D
Organe									
Chair	<i>Chair</i>	0.07	0.10	45.09	37.03	11.46	1.68	6.58	1.17
Foie	<i>Foie</i>	0.20	0.35	105.13	24.19	13.83	2.10	8.91	2.22
Gonades	<i>Gonades</i>	0.05	0.03	223.42	21.02	12.02	2.65	7.49	2.13
Sexe									
Femelles	<i>Chair</i>	0.07	0.08	57.13	54.19	10.93	1.38	6.18	0.83
	<i>Foie</i>	0.18	0.34	103.25	23.63	13.63	1.97	8.80	2.25
	<i>Gonades</i>	0.05	0.02	231.98	29.21	14.27	0.35	9.19	1.16
Males	<i>Chair</i>	0.07	0.12	34.77	5.07	11.91	1.88	6.92	1.36
	<i>Foie</i>	0.22	0.41	107.32	26.90	14.06	2.41	9.04	2.39
	<i>Gonades</i>	0.08	-	205.40	-	9.21	-	5.23	-
Taille									
Immature	<i>Chair</i>	0.08	0.10	31.84	5.27	9.94	1.67	5.58	0.86
	<i>Foie</i>	0.23	0.40	92.02	20.59	12.65	2.14	7.94	2.49
	<i>Gonades</i>	0.08	-	205.40	-	9.21	-	5.23	-
Mature	<i>Chair</i>	0.06	0.10	50.98	43.81	12.14	1.23	7.02	1.02
	<i>Foie</i>	0.18	0.35	113.32	23.70	14.57	1.83	9.52	1.95
	<i>Gonades</i>	0.04	0.02	229.42	21.12	12.95	2.30	8.24	1.84
Site									
Baie d'Alger	<i>Chair</i>	0.02	0.00	43.05	2.08	12.51	0.61	7.44	0.17
	<i>Foie</i>	0.05	0.01	114.13	4.65	15.83	0.20	10.92	0.06
	<i>Gonades</i>	0.06	-	211.32	-	14.52	-	10.01	-
Baie de Beni Saf	<i>Chair</i>	0.28	0.07	36.02	3.90	10.23	1.49	5.72	0.84
	<i>Foie</i>	0.99	0.07	129.89	15.93	17.06	1.20	12.56	0.40
	<i>Gonades</i>	0.08	-	205.40	-	9.21	-	5.23	-
Baie de Bou-Ismaïl	<i>Chair</i>	0.03	0.03	81.42	74.22	11.77	0.57	6.50	0.26
	<i>Foie</i>	0.06	0.01	104.03	11.65	12.43	0.16	7.16	0.44
Golfe d'Arzew	<i>Chair</i>	0.01	0.00	33.04	0.10	14.01	0.06	8.48	0.86
	<i>Foie</i>	0.02	0.00	132.28	7.12	13.35	0.13	8.07	0.06
	<i>Gonades</i>	0.04	-	252.63	-	14.02	-	8.37	-
Golfe de Ghazaouet	<i>Chair</i>	0.03	0.01	29.42	2.01	10.05	1.17	5.69	0.68
	<i>Foie</i>	0.07	0.01	75.51	4.10	12.50	1.75	7.83	1.69
	<i>Gonades</i>	0.02	-	224.32	-	10.31	-	6.34	-

IV.2.1.1.1. Teneurs en mercure :

Les teneurs en mercure (Fig. IV.13a) montrent que le pageot commun dans la baie de Béni Saf bioaccumule des concentrations plus élevées par rapport au pageot des autres régions, Ghazaouet, Mostaganem (golfe d'Arzew), Bou-Ismaïl et Alger. Cette teneur très élevée dans le pageot pêché dans la baie de Beni Saf est décelée au niveau de foie.

En plus, cette bioaccumulation est élevée au niveau du foie par rapport les deux autres organes, muscle et gonades (Fig. IV.13b). Ceci parait logique par rapport à la nature du foie qui constitue un organe de stockage et de redistribution des substances dans les autres organes mous de l'organisme tels que les reins et les muscle, de plus le foie est considéré comme organe de détoxification (Easwood and Couture, 2002).

La variation des concentrations du mercure en fonction du sexe (Fig. IV.13c) est faible, elle due principalement à des concentrations décelées au niveau du foie, et qui sont légèrement élevées chez les mâles par rapport au sexe opposé.

Ainsi, les concentrations du mercure dans les individus immatures sont supérieures à celles décelées chez les individus matures (Fig. IV.13d). Ceci est valable au niveau des trois organes.

En général, le foie est l'organe le plus bioaccumulateur du mercure (Hg), avec une concentration moyenne de (0.2 $\mu\text{g/g}$), suivi par la chair avec des concentrations plus ou moins faibles de l'ordre de 0.07 $\mu\text{g/g}$, et puis les gonades avec des valeurs très faibles de l'ordre de 0.05 $\mu\text{g/g}$.

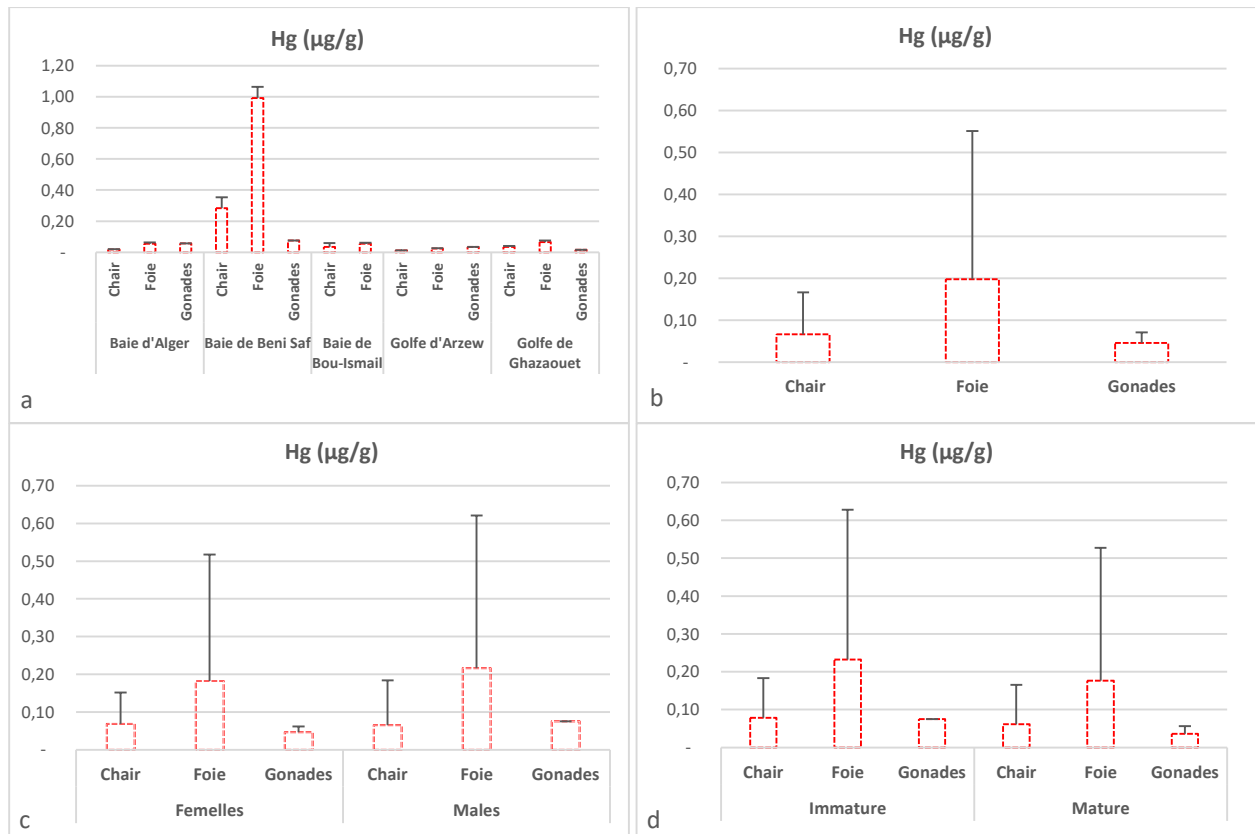


Figure IV.13 : Variations des teneurs en mercure (Hg) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le pageot.

IV.2.1.1.2. Teneurs en zinc :

Les teneurs du zinc (Fig. IV.14a) sont plus élevées dans les gonades des pageots pêchés à Mostaganem, ses valeurs avoisinent 253 $\mu\text{g/g}$, comparant à celles révélées dans les pageots pêchés à Béni Saf et à Ghazaouet. Au niveau de la baie de Bou-Ismaïl, les concentrations du zinc dans les gonades n'ont pas été analysées.

La bioaccumulation de zinc est importante dans la chair et les gonades des femelles par rapport à celles des mâles. Tandis qu'au niveau du foie, les teneurs en zinc sont similaires (Fig. IV.14b). Les fortes teneurs dans les gonades est probablement liée à la période de reproduction, durant cette période le corps est gorgé de réserves nutritives et en même temps de polluants qui se trouvent concentrés dans les gonades (Boutier *et al.*, 1992). Ainsi, ces teneurs en zinc sont élevées dans les femelles par rapport aux mâles (Fig. IV.14c), elles peuvent être liées au phénomène de reproduction, où les femelles se déplacent vers les côtes (zones peu profondes) pour pondre, par conséquent, elles seront plus exposées aux rejets directs.

Dans la chair, les concentrations moyennes en zinc sont faibles, il est généralement admis que le tissu musculaire n'est pas un organe dans lequel s'accumulent les métaux (Legorburu, *et al.*, 1988). La contamination des pageots par le zinc est plus accentuée chez les individus immatures que chez les individus matures et elle se concentre particulièrement dans les gonades (Fig. IV.14d). Ce phénomène pourrait s'expliquer, d'une part, par le fait que les jeunes individus sont en pleine phase de croissance, et d'autre part, ils n'ont pas d'autres processus physiologiques d'élimination des éléments toxiques qu'ils ont accumulés (Belhoucine, 2012).

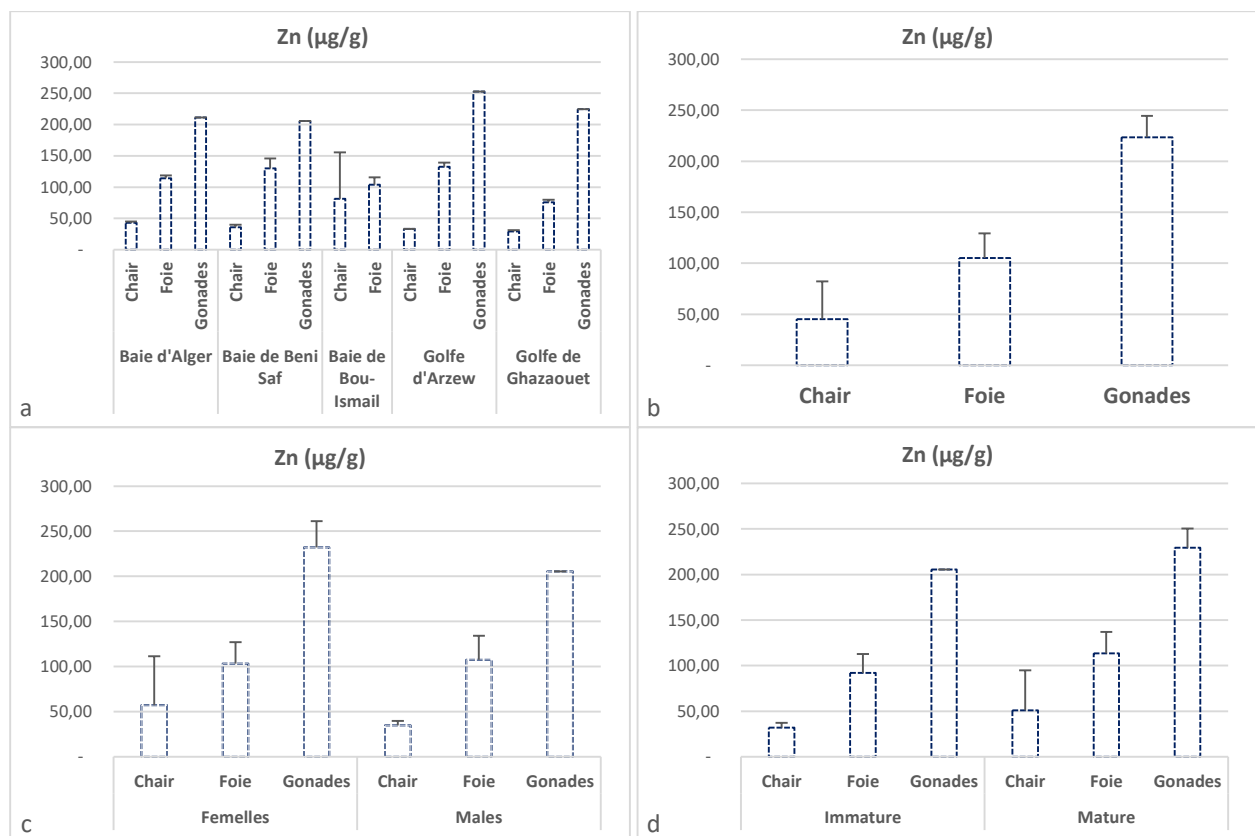


Figure IV.14 : Variations des teneurs en zinc (Zn) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le pageot.

IV.2.1.1.3. Teneurs en nickel :

Les teneurs les plus élevées du nickel (Fig. IV.15a) sont enregistrées dans les organes des pageots de la baie d'Alger. Elles peuvent être dues à la présence de plusieurs sources de pollution réparties le long de la frange littorale de cette baie, considérée comme la plus polluée du littoral Algérien.

Les concentrations du nickel chez les femelles sont plus élevées que celles révélées chez les mâles (Fig. IV.15c). Ce qui dû probablement au phénomène de migration des femelles vers les côtes polluées, induisant par conséquence, une contamination accentuée par les métaux traces.

Les variations des teneurs en nickel suivant la maturité sexuelle montrent que les individus matures sont les plus bioaccumulateurs que les individus immatures (Fig. IV.15d).

Les variations selon l'organe (Fig. IV.15b) montrent que les teneurs les plus élevées sont enregistrées au niveau du foie, avec une valeur moyenne de 14.50 µg/g, suivies par celles révélées dans la chair avec une valeur de l'ordre de 12.14 µg/g. Tandis que, les teneurs les plus faibles sont révélées dans les gonades, avec une moyenne de 11.17 µg/g. Pour les teneurs faibles révélées dans la chair, il est admis que le tissu musculaire spécialement celui des poissons est à peine impliqué dans son métabolisme (Guns, et al., 1984 et Hornung, et Ramelov, 1987).

Plusieurs études ont montré que les métaux traces s'accumulent principalement dans les organes qui ont un grand métabolisme, c'est le cas du foie (Uysal and Tuncer, 1985). Le foie est un organe de détoxification par la production de métallothionéines. Il s'agit d'une protéine intervenant dans les processus de stockage, bioaccumulation, transport et de détoxification (immobilisation des métaux lourds sous forme non toxique à l'intérieur de la cellule) (Coombs, 1977).

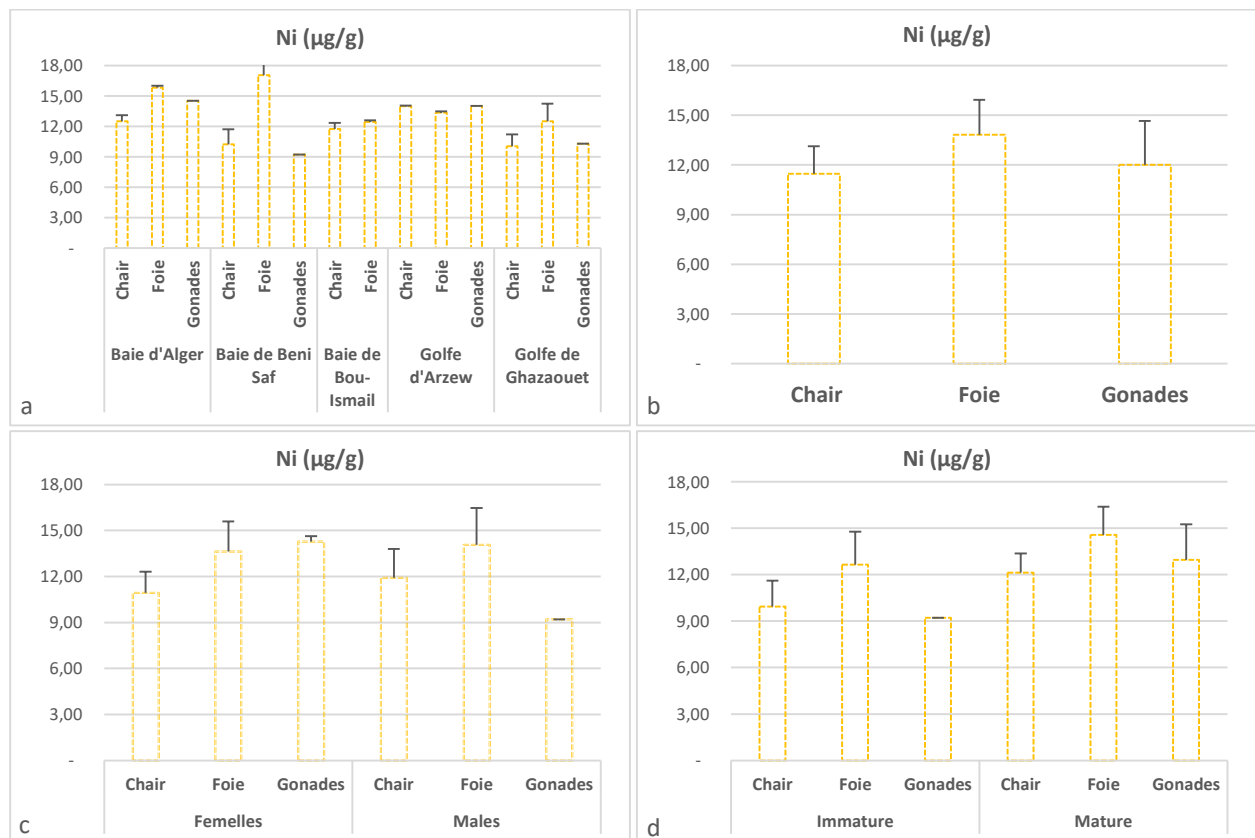


Figure IV.15 : Variations des teneurs en nickel (Ni) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le pageot.

IV.2.1.1.3. Teneurs en cuivre :

Les teneurs les plus élevées en cuivre sont enregistrées au niveau du foie des pageots pêchés dans les baies de Beni Saf et d'Alger (Fig. IV.16a).

Elles peuvent être dues, respectivement, aux rejets de la cimenterie pour Beni Saf et aux effluents industriels via les deux oueds El Herrach et El Hamiz et à moindre degré aux rejets des activités portuaires pour la baie d'Alger.

Les teneurs en cuivre dans le foie sont plus élevées que celles révélées, respectivement, dans les gonades et le tissu musculaire (Fig. IV.16b). Cela est dû au rôle important de l'organe hépatique qui constitue un organe de stockage qui redistribue ces substances dans les autres organes mous de l'organisme tels que les reins, les gonades et les muscles, de plus il est considéré comme organe de détoxification vu qu'il contient la plus forte teneur en enzymes de biotransformation (Easwood et Couture, 2002).

Ainsi, le cuivre a tendance à s'accumuler dans les organes internes (foie et gonades), il est essentiel pour le métabolisme des poissons (Roméo et al., 2000 et Canli and Atli, 2003).

Les variations des teneurs de cuivre en fonction de la taille (Fig. IV.16d), montrent que les individus matures sont les plus bioaccumulateurs que les individus immatures, c'est le cas des deux autres métaux essentiels, le zinc et le nickel.

Cependant, une légère différence a été révélée dans les teneurs de cuivre entre les deux sexes chez le pageot (Fig. IV.16c). Elle est due principalement, aux teneurs révélées au niveau des gonades, qui sont élevées dans les gonades des individus femelles par rapport à celles des individus mâles. En général, les individus mâles et femelles du pageot commun bioaccumulent ce métal d'une façon plus ou moins similaire.

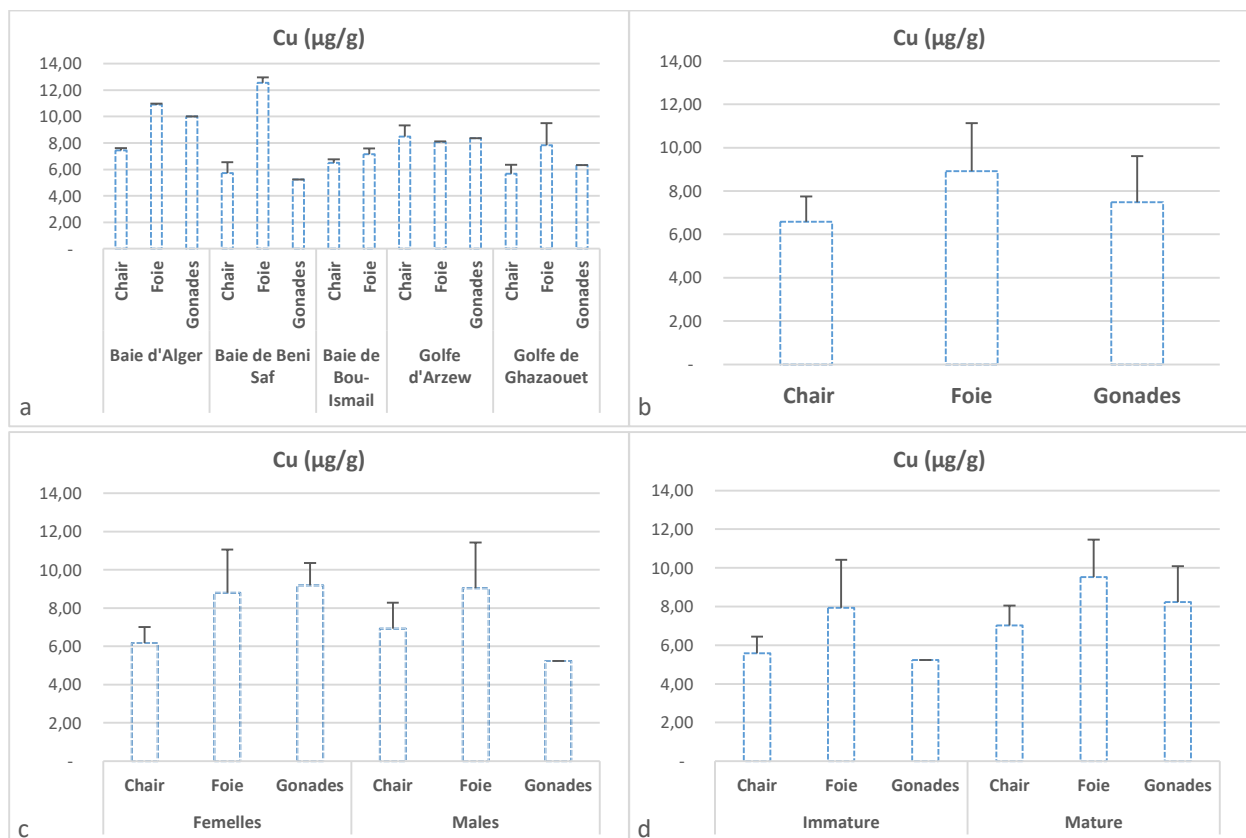


Figure IV.16 : Variations des teneurs en cuivre (Cu) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le pageot.

IV.2.1.2. Le Merlu

Quatre zones le long de la côte algérienne ont été fait l’objet d’échantillonnage de cette espèce de poisson, la baie de Béni Saf, le golfe de Ghazaouet, le golfe d’Arzew et la baie de Bou-Ismaïl. Ainsi, le dosage des métaux traces (Hg, Ni, Cu et Zn) a été effectué au niveau de trois organes ; le foie qui est l’organe de détoxification, le muscle représente la partie consommée et les gonades qui représentent l’organe de reproduction. Cependant, les échantillons ont été distribués en fonction de sexe et de taille.

Les valeurs moyennes avec les écarts types des métaux analysés dans les organes du merlu (*Merluccius merluccius*) sont récapitulées dans le tableau ci-dessous :

Tableau IV.8 : Teneurs moyennes des métaux analysés dans les organes du Merlu (µg/g P.S)

<i>Merluccius merluccius</i>	Organe	Hg (µg/g)		Zn (µg/g)		Ni (µg/g)		Cu (µg/g)	
		Moy.	S.D.	Moy.	S.D.	Moy.	S.D.	Moy.	S.D.
Chair	<i>Chair</i>	0,11	0,03	31,48	2,55	4,50	2,86	2,56	0,21
Foie	<i>Foie</i>	0,14	0,08	60,14	11,11	4,34	1,24	3,71	0,29
Gonades	<i>Gonades</i>	0,08	0,03	187,23	5,56	3,82	2,25	6,37	0,29
Sexe									
Femelles	<i>Chair</i>	0,12	0,03	31,17	2,75	4,43	1,95	2,62	0,25
	<i>Foie</i>	0,14	0,08	61,03	10,51	4,58	1,25	3,81	0,20
	<i>Gonades</i>	0,08	0,03	187,23	5,56	3,82	2,25	6,37	0,29
Males	<i>Chair</i>	0,10	0,03	32,78	1,83	5,20	4,46	2,48	0,12
	<i>Foie</i>	0,17	0,06	61,59	13,27	3,95	1,45	3,55	0,43
Indéterminé	<i>Chair</i>	0,10	-	28,49	-	2,21	-	2,47	-
	<i>Foie</i>	0,06	-	47,28	-	3,98	-	3,54	-
Taille									
Immature	<i>Chair</i>	0,09	0,01	30,54	2,60	3,53	2,02	2,46	0,24
	<i>Foie</i>	0,13	0,07	55,76	8,30	3,51	0,71	3,63	0,30
Mature	<i>Chair</i>	0,13	0,02	32,42	2,33	5,47	3,41	2,66	0,12
	<i>Foie</i>	0,15	0,09	63,90	12,40	5,05	1,17	3,78	0,29
	<i>Gonades</i>	0,08	0,03	187,23	5,56	3,82	2,25	6,37	0,29
Site									
Baie de Beni Saf	<i>Chair</i>	0,09	-	26,78	-	1,97	-	2,14	-
	<i>Foie</i>	0,11	-	54,87	-	3,09	-	3,94	-
Baie de Bou-Ismaïl	<i>Chair</i>	0,11	0,02	34,33	10,46	3,55	1,77	2,80	0,61
	<i>Foie</i>	0,07	0,02	53,74	5,59	5,05	0,94	3,68	0,14
	<i>Gonades</i>	0,13	-	189,79	-	7,07	-	6,32	-
Golfe d'Arzew	<i>Chair</i>	0,13	0,02	70,85	79,29	4,33	2,07	3,59	1,83
	<i>Foie</i>	0,07	0,03	78,54	6,05	5,57	0,73	4,05	0,09
	<i>Gonades</i>	0,07	-	192,11	-	3,53	-	6,78	-
Golfe de Ghazaouet	<i>Chair</i>	0,08	0,02	65,03	71,06	5,81	3,76	3,32	1,94
	<i>Foie</i>	0,21	0,04	55,03	2,14	3,58	0,95	3,52	0,27
	<i>Gonades</i>	0,07	0,02	183,50	5,87	2,35	0,37	6,20	0,12

IV.2.1.2.1. Teneurs en mercure :

Les résultats ont montré une différence pour la teneur en mercure entre les quatre régions étudiées (Fig. IV.17a). Il y a donc un effet région quant à la teneur moyenne de mercure. On obtient le classement suivant : Ghazaouet >> Mostaganem > Bou-Ismaïl > Béni-Saf.

Cette différence est du probablement à une pollution de ces zones côtières surtout Ghazaouet et Mostaganem qui sont voisines des complexes industrialo-portuaires, elles sont le réceptacle de diverses sources de pollution.

Dans la chair, le taux d'accumulation du mercure par rapport aux deux sexes montre une différence, les femelles accumulent plus que les mâles, les concentrations moyennes sont respectivement de 0.18 $\mu\text{g/g}$ et 0.098 $\mu\text{g/g}$. Pour le foie c'est, ce sont les mâles qui accumulent plus que les femelles, les concentrations moyennes sont respectivement de 0.2 $\mu\text{g/g}$ et 0.06 $\mu\text{g/g}$. Les valeurs chez les femelles (Fig. IV.17c), qui sont faibles par rapport aux males, pourrait être lié à la période de reproduction et de ponte chez les femelles merlus ou les réserves sont épuisés, donc largage du mercure qui est stocké au niveau du foie.

Dans la chair (Fig. IV.17d), le taux d'accumulation du mercure montre une différence chez les organismes matures et immatures, les concentrations moyennes sont respectivement de 0.18 $\mu\text{g/g}$ et de 0.09 $\mu\text{g/g}$.

Pour le foie (Fig. IV.17d), la concentration moyenne chez les individus immatures est de 0.13 $\mu\text{g/g}$ tandis que pour les individus matures est de 0.1 $\mu\text{g/g}$. Cette différence est du probablement au phénomène de détoxification au niveau du foie, tandis que pour la chair on explique cela par le temps d'exposition et le comportement des jeunes merlus.

Les résultats, montrent une égalité dans le taux d'accumulation du mercure par le foie et la chair.

Pour les gonades, on remarque une légère différence avec un taux de 28 % (Fig. IV.25b).

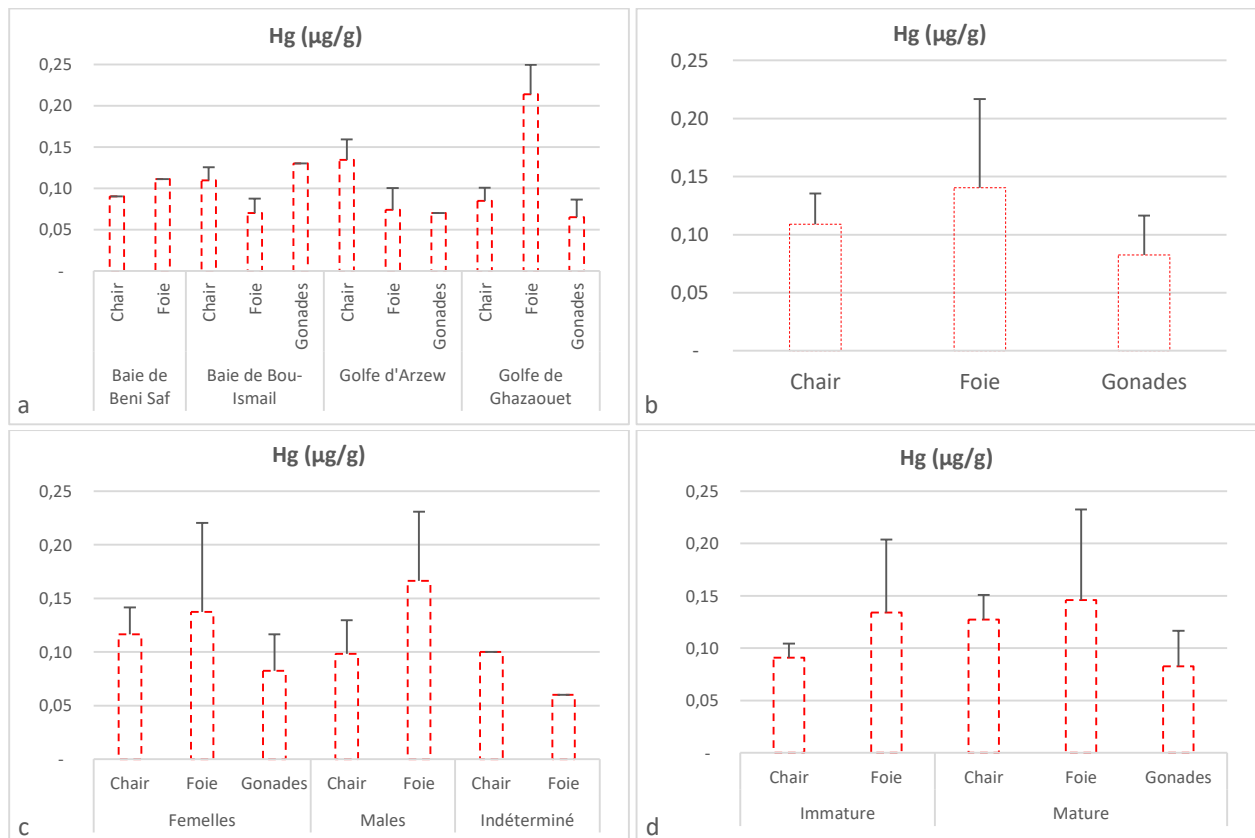


Figure IV.17 : Variations des teneurs en mercure (Hg) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le merlu.

IV.2.1.2.2. Teneurs en zinc :

Les résultats ont montré une différence pour la teneur en zinc entre les quatre régions (Fig. IV.18a). On obtient le classement suivant : Mostaganem \geq Bou-Ismaïl > Ghazaouet >>>Béni-Saf. Cette différence est du probablement aux divers rejets dans ces zones côtières. Pour Mostaganem, les teneurs élevées peuvent être relié à la présence de deux principaux complexes (Bouhadiba, 2011) :

- La CELPAP : Entreprise Nationale de la Cellulose et du Papier, située en bordure du golfe.
- La SAAC : Société Algérienne d'Accumulateurs, située dans la partie Sud-Est de la ville.

Au niveau de la chair et de foie, les teneurs en zinc sont relativement homogènes entre les deux sexes et même avec les individus à sexe indéterminé (Fig. IV.18c).

Dans la chair, les teneurs du zinc sont relativement homogènes chez les individus matures et immatures (Fig. IV.18d), tandis que pour le foie, les individus matures ont des teneurs légèrement supérieures à celles des immatures (Fig. IV.18d). Cette différence peut être en relation avec la croissance des jeunes merlu, qu'ils ont tendance à épuiser cet élément essentiel pour des besoins en énergie. Les concentrations élevées en zinc chez le merlu confirment son rôle principal de co-facteur dans de nombreux systèmes enzymatiques, impliquées dans l'utilisation de presque tous les nutriments (Schlenk and Benson, 2001) et donc plus accumulé par les organismes marins.

Les résultats par organe (Fig. IV.18b), montrent que le taux d'accumulation du zinc par les gonades est plus élevé par rapport aux deux autres organes et donc on obtient le classement suivant : Gonades >>> Foie > Chair.

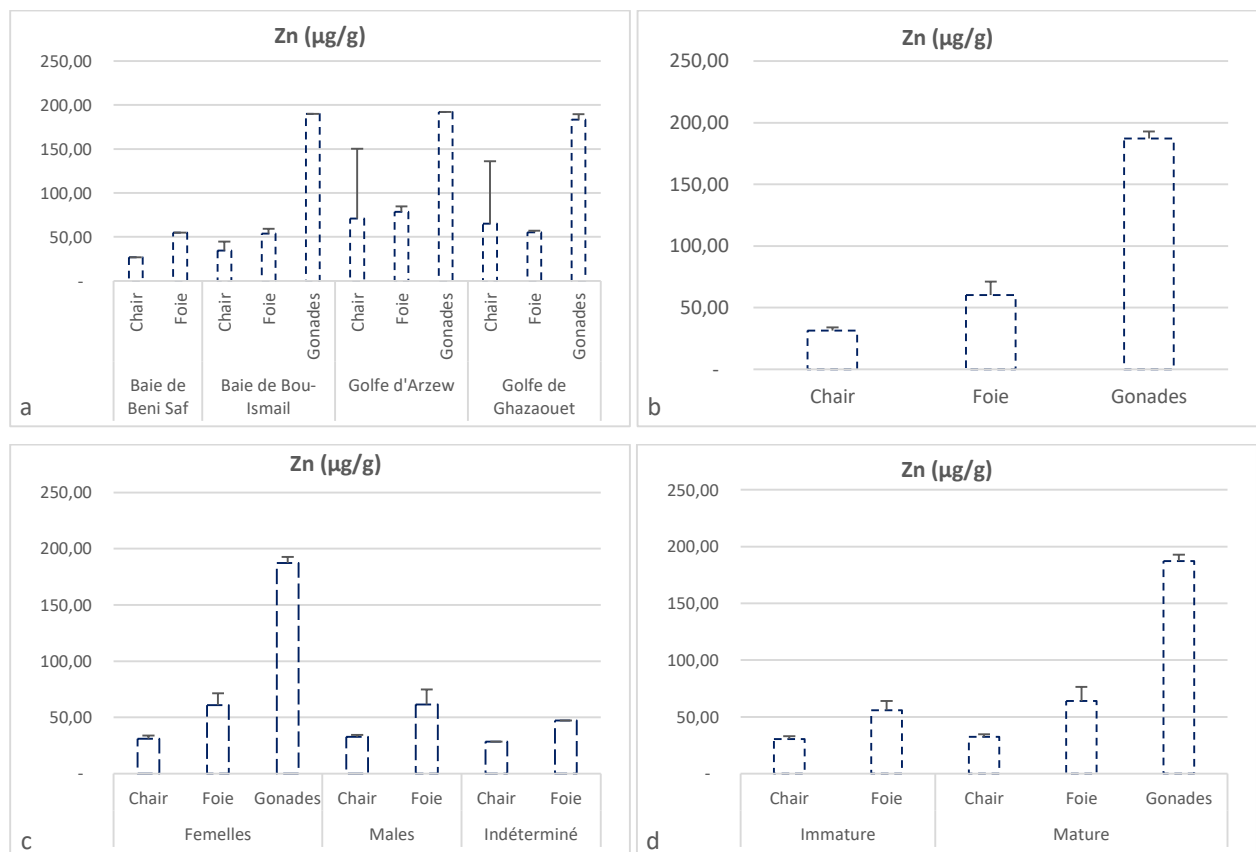


Figure IV.18 : Variations des teneurs en zinc (Zn) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le merlu.

IV.2.1.2.3. Teneurs en nickel :

Les résultats ont montré une différence pour les teneurs en nickel dans les organes du merlu entre les quatre régions étudiées (Fig. IV.19a). Il y a un effet région qui suit le classement suivant :

Bou-Ismaïl > Ghazaouet ≥ Mostaganem >> Béni-Saf. Cette différence est dû probablement aux divers rejets directs des industries qui se répartissent le long des franges littorales des régions de Ghazaouet et de Bou-Ismaïl et à moindre degré dans la région de Mostaganem, avec, notamment, une prédominance des industries de transformation de l'énergie et de l'industrie manufacturière (ex : agroalimentaire).

Par rapport aux organes (Fig. IV.19b), les résultats montrent que le taux d'accumulation du nickel par la chair est légèrement élevé par rapport aux deux autres organes, ou la différence entre le foie et les gonades est peu significative, on obtient le classement suivant : Chair > Gonades >> Foie.

Ainsi, les deux sexes bioaccumulent des teneurs assez similaires en nickel dans la chair et le foie (Fig. IV.19c). Tandis que, chez les individus à sexe indéterminé, les teneurs en nickel révélées au niveau de la chair sont très faibles par rapport aux teneurs révélées dans les chair des individus mâles et femelles. L'analyse de nickel a été effectuée uniquement dans les gonades des femelles.

En outre, les individus matures bioaccumulent des teneurs plus élevées par rapport aux individus immatures (Fig. IV.19d), et cela au niveau des deux organes, chair et foie. Cette différence est du probablement au fait que le temps d'exposition des individus matures aux métaux est supérieur à celui des individus immatures.

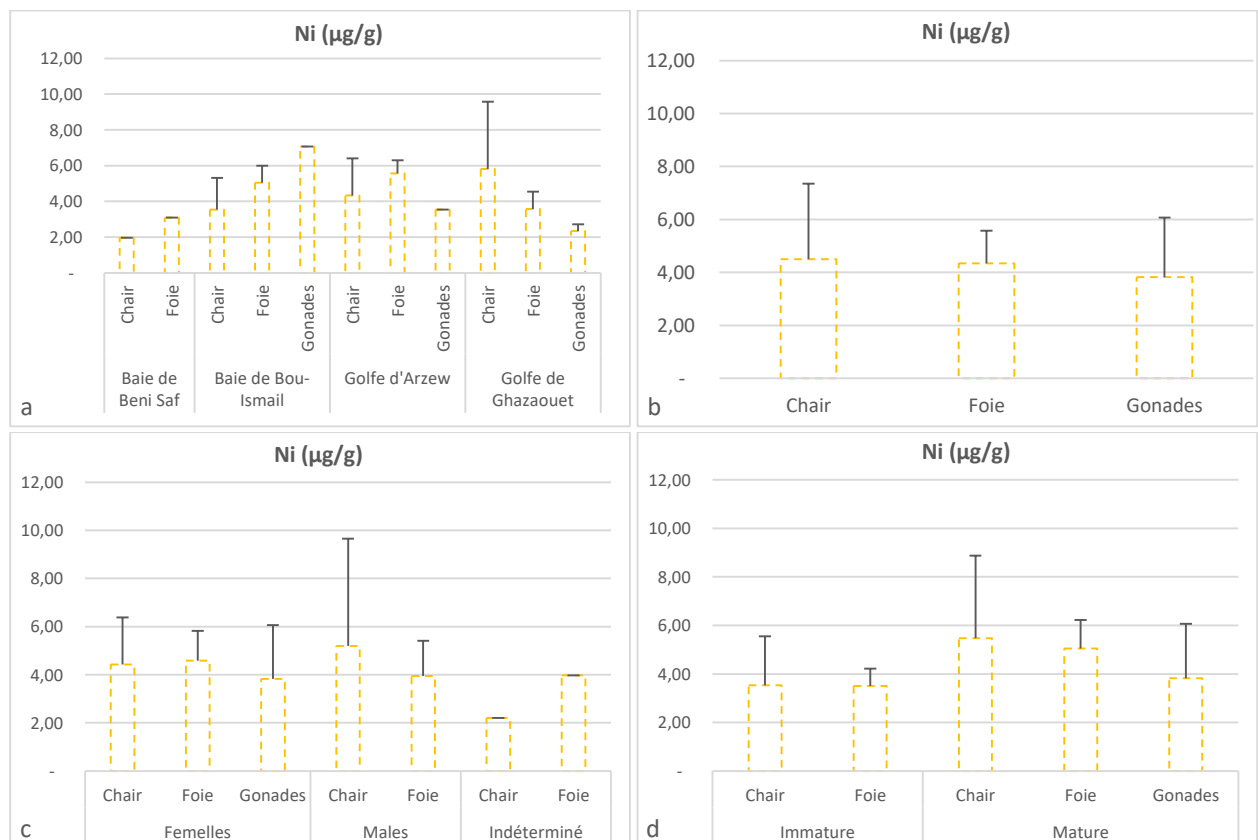


Figure IV.19 : Variations des teneurs en nickel (Ni) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le merlu

IV.2.1.2.4. Teneurs en cuivre :

Les résultats ont montré une légère différence pour les teneurs en cuivre bioaccumulés par les individus du merlu pêchés dans les quatre régions étudiées (Fig. IV.20a). On obtient le classement suivant : Arzew >> Ghazaouet >> Bou-Ismaïl >> Béni-Saf.

Ainsi, une différence significative pour les teneurs de cuivre dans les trois organes a été révélée (Fig. IV.20b). Les gonades contiennent les teneurs les plus élevées, suivies, respectivement, par le foie et le tissu musculaire, ce dernier accumule des concentrations faibles pour tous les métaux analysés par rapport aux deux autres organes. En effet, il est admis que le tissu musculaire n'est pas un organe dans lequel s'accumulent les métaux (Legorburu et al., 1988).

D'après d'autres auteurs ; le tissu musculaire spécialement celui des poissons est à peine impliqué dans son métabolisme et son accumulation (Guns et al., 1984 ; El Nabawi et al., 1987 ; Hornung et Ramelov, 1987).

Cependant, les teneurs du cuivre chez les femelles sont supérieures à celles trouvées chez les mâles et les individus à sexe indéterminé (Fig. IV.20c).

En outre, comme le cas des autres métaux analysés (Hg, Zn et Ni), les teneurs en cuivre sont plus élevées dans les individus matures que celles dans les immatures (Fig. IV.20d).

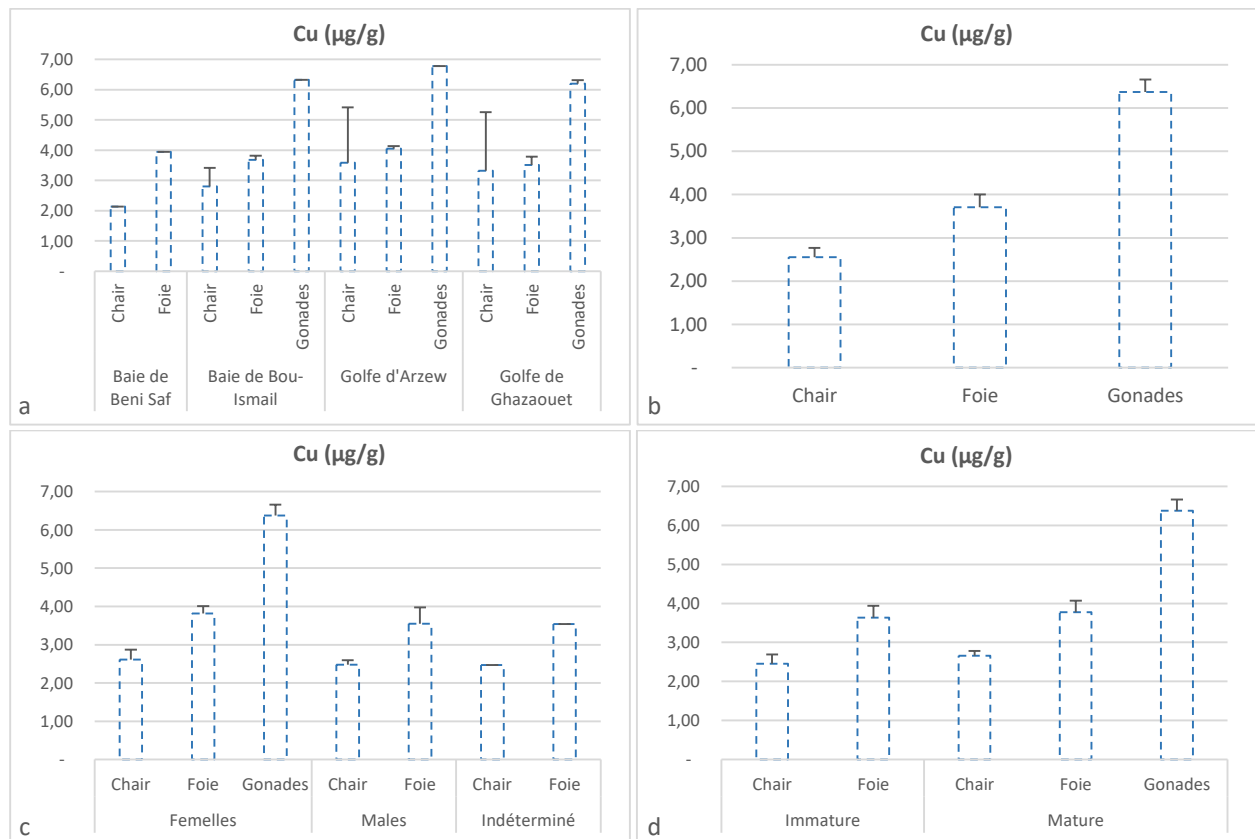


Figure IV.20 : Variations des teneurs en cuivre (Cu) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le merlu.

IV.2.1.3. Le Rouget de vase

Cinq zones le long de la côte algérienne ont été fait l’objet d’échantillonnage pour cette espèce de poisson, la baie d’Alger la baie de Béni Saf, la baie de Bou-Ismaïl, le golfe d’Arzew et le golfe de Ghazaouet. Ainsi, le dosage des métaux traces (Hg, Ni, Cu et Zn) a été effectué au niveau de trois organes ; le foie, le muscle et les gonades. Cependant, les échantillons ont été distribués en fonction de sexe et de taille.

Les valeurs moyennes avec les écarts types des métaux analysés dans les organes du rouget de vase sont récapitulées dans le tableau ci-dessous :

Tableau IV.9 : Les valeurs moyennes et extrêmes des métaux analysés dans les organes du rouget de vase

Organe	Organe	Hg (µg/g)		Zn (µg/g)		Ni (µg/g)		Cu (µg/g)	
		Moy.	S.D	Moy.	S.D	Moy.	S.D	Moy.	S.D
Chair	<i>Chair</i>	0,12	0,09	88,54	73,04	18,45	4,98	6,14	1,52
Foie	<i>Foie</i>	0,26	0,23	91,93	31,01	18,93	7,19	6,36	2,42
Gonades	<i>Gonades</i>	0,07	0,05	114,99	75,50	16,21	6,61	6,74	1,61
Sexe									
Femelles	<i>Chair</i>	0,09	0,10	94,15	74,44	19,16	5,53	6,12	1,73
	<i>Foie</i>	0,31	0,26	97,62	31,05	19,25	6,70	6,78	2,76
	<i>Gonades</i>	0,07	0,04	117,06	78,39	15,67	4,75	6,95	1,60
Males	<i>Chair</i>	0,18	0,06	73,59	82,58	16,58	3,09	6,20	1,06
	<i>Foie</i>	0,19	0,20	85,11	33,04	18,55	8,53	5,85	2,13
	<i>Gonades</i>	0,08	0,07	110,86	80,82	17,29	10,25	6,31	1,77
Taille									
Immature	<i>Foie</i>	0,14	0,08	74,53	53,33	17,60	5,01	5,32	1,51
	<i>Gonades</i>	0,02	-	36,52	-	11,70	-	8,36	-
Mature	<i>Chair</i>	0,11	0,09	84,21	71,24	17,89	5,13	6,32	1,59
	<i>Foie</i>	0,28	0,25	95,80	27,46	19,23	7,81	6,59	2,59
	<i>Gonades</i>	0,07	0,05	122,12	74,83	16,62	6,77	6,59	1,60
Site									
Baie d'Alger	<i>Chair</i>	0,07	0,01	66,42	25,68	16,24	4,28	6,12	0,20
	<i>Foie</i>	0,28	0,01	78,28	31,17	16,04	1,17	8,72	2,23
	<i>Gonades</i>	0,10	0,00	70,90	58,43	12,73	2,15	8,63	0,56
Baie de Beni Saf	<i>Chair</i>	0,11	0,02	27,72	0,25	15,69	1,57	4,20	1,33
	<i>Foie</i>	0,08	-	100,05	-	11,90	-	6,03	-
	<i>Gonades</i>	0,13	0,06	108,58	76,89	11,66	0,51	5,60	0,34
Baie de Bou-Ismaïl	<i>Chair</i>	0,15	0,11	70,66	37,88	16,63	3,76	6,88	1,88
	<i>Gonades</i>	0,04	0,04	80,00	82,48	13,54	1,76	7,93	0,63
Golfe d'Arzew	<i>Chair</i>	0,04	-	24,35	-	14,90	-	4,56	-
	<i>Foie</i>	0,44	0,36	79,97	64,26	15,22	2,14	3,78	0,70
	<i>Gonades</i>	0,03	0,01	116,81	77,35	15,53	2,88	6,05	1,60
Golfe de Ghazaouet	<i>Chair</i>	0,12	0,10	147,10	69,13	22,03	5,16	6,87	1,16
	<i>Foie</i>	0,24	0,25	105,84	7,59	32,26	0,21	6,62	3,40
	<i>Gonades</i>	0,09	0,02	215,26	7,22	29,28	4,77	5,24	1,53

IV.2.1.3.1. Teneurs en mercure :

Les concentrations du mercure en fonction des sites d'échantillonnage (Fig. IV.21a) sont homogènes au niveau de la chair et des gonades, tandis qu'au niveau de foie, d'importantes différences sont observées, avec des teneurs plus élevées dans les sites de Mostaganem (golfe d'Arzew) et de Ghazaouet par rapport aux autres sites.

Ainsi, les teneurs moyennes en mercure ont été distribuées comme suit : 47% constaté au niveau du foie, 41% au niveau de la chair et 12% pour les gonades (Fig. IV.21b). Alors, c'est au niveau du foie que se concentre cet élément toxique, ce qui confirme le rôle de cet organe dans le processus de détoxification.

En outre, par rapport au sexe (Fig. IV.21c), les mâles présentent des teneurs supérieures à celles des femelles au niveau de la chair. Cependant, au niveau de foie, ce sont les individus femelles qui présentent des teneurs supérieures à celles des individus mâles. Tandis qu'au niveau des gonades, des teneurs similaires en mercure sont révélées chez les deux sexes.

Les individus matures ont tendance à accumuler le mercure plus que les immatures, respectivement, au niveau du foie et des gonades (Fig. IV.21d). Au niveau de la chair, l'analyse de mercure a été effectuée uniquement dans les individus matures.

Pour les teneurs élevées dans les gonades des individus matures, elles sont en relation avec l'état physiologique des gonades, qui sont en pleine phase de ponte, par conséquent, plus volumineux et plus chargés en contaminants par rapport à celles des individus immatures.

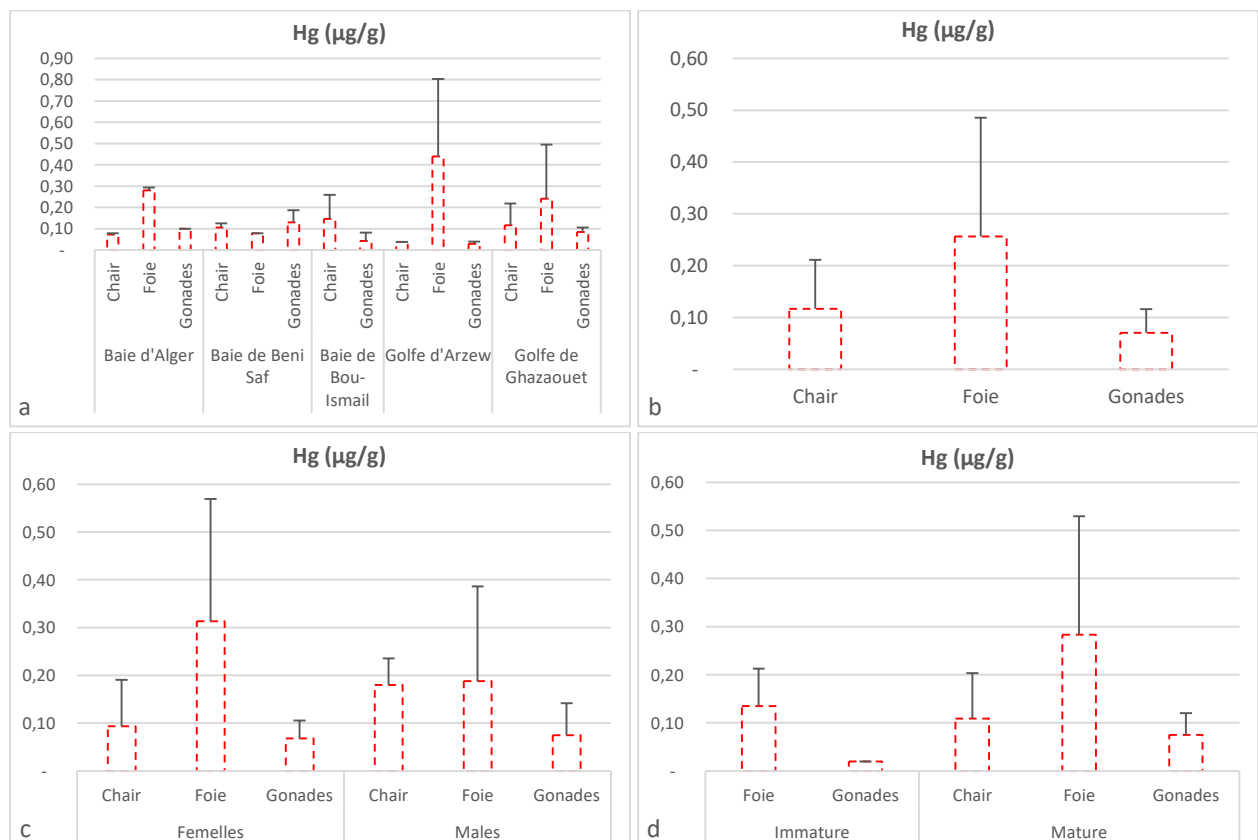


Figure IV.21 : Variations des teneurs en mercure (Hg) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget.

IV.2.1.3.2. Teneurs en zinc :

Les teneurs moyennes en zinc au niveau des individus du rouget de vase dans les quatre zones d'échantillonnage sont légèrement homogènes (Fig. IV.22a). Ainsi, cette homogénéité est constatée, notamment dans les teneurs décelées au niveau de la chair et du foie. Tandis qu'au niveau des gonades, des teneurs plus élevées ont été révélées dans les individus pêchés dans le golfe de Ghazaouet par rapport aux autres sites.

La répartition des teneurs en zinc est de l'ordre de 7%, 36% et 57%, respectivement, au niveau de la chair, du foie et des gonades (Fig. IV.22b). Les gonades en période de reproduction augmentent leurs métabolismes en utilisant le zinc comme cofacteurs dans les réactions enzymatiques.

Les teneurs moyennes en zinc chez les mâles et les femelles du rouget de vase sont homogènes au niveau des trois organes, avec de légères différences au niveau de la chair et du foie (Fig. IV.22c).

Les individus matures ont tendance à accumulé le zinc, au niveau de la chair, ainsi, les teneurs révélées au niveau des deux autres organes sont élevées chez les individus matures par rapport aux individus immatures (Fig. IV.22d). Cependant, au niveau de la chair, l'analyse du zinc a été effectuée uniquement dans les individus matures.

En outre, les valeurs élevées pour les rougets de vase pêchés au niveau du golfe de Ghazaouet sont probablement dû à la présence de l'Entreprise de production de Zinc et d'acide sulfurique (ALZINC), installé en bordure de ce golfe.

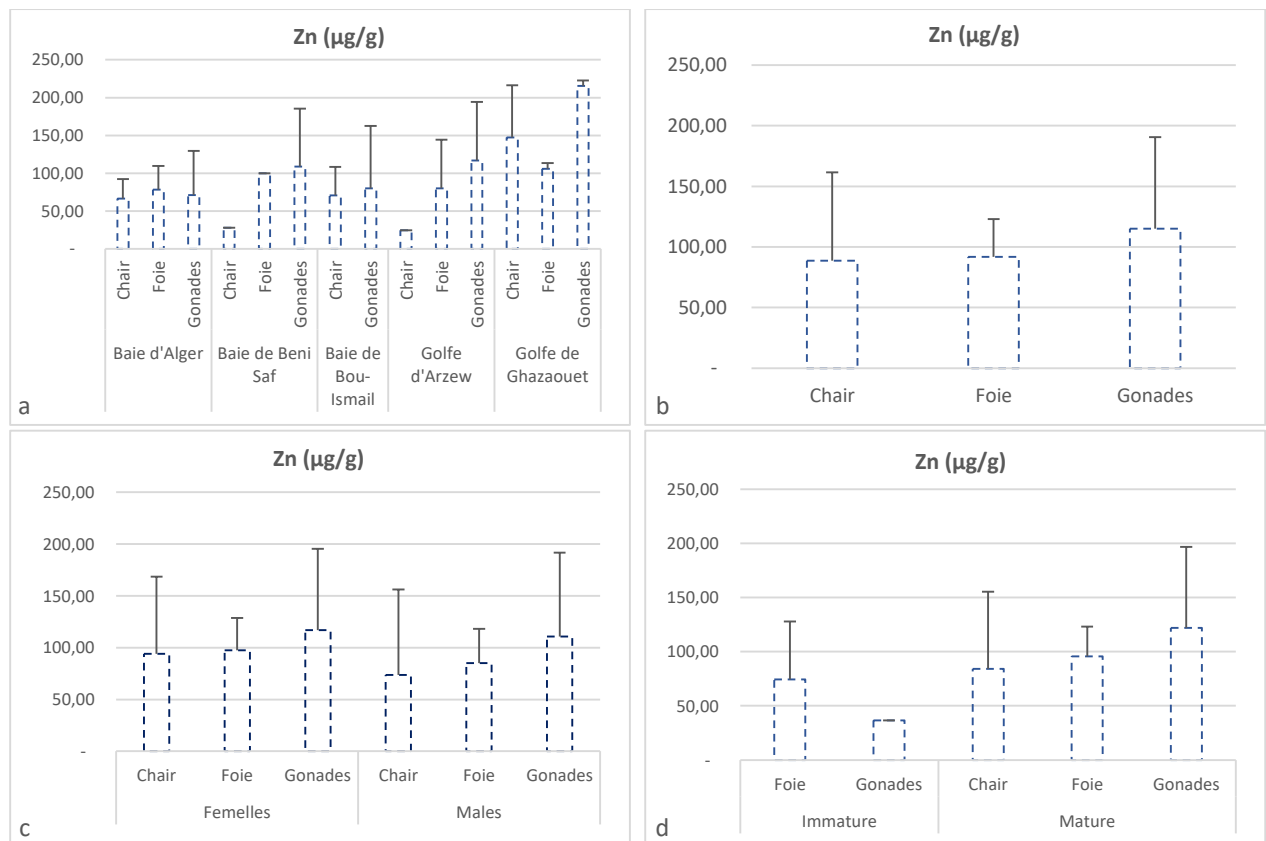


Figure IV.22 : Variations des teneurs en zinc (Zn) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget.

IV.2.1.3.3. Teneurs en nickel :

Les variations des teneurs en nickel (Cu) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget de vase sont illustrés dans les histogrammes ci-dessous.

Les résultats montrent que les individus pêchés au niveau du golfe de Ghazaouet sont les plus contaminés par le nickel (Fig. IV.23a). Les teneurs en Nickel révélées dans les individus du rouget de vase de cette région dépassent largement les teneurs révélées chez les individus des autres régions. Cela renseigne sur la grandeur de la contamination locale en cet élément dans le golfe de Ghazaouet.

Ainsi, à l'inverse des autres métaux analysés, les teneurs du nickel sont importantes dans la chair et avoisinent les teneurs révélées dans le foie (Fig. IV.23b). Tandis que les gonades accumulent des teneurs faibles en nickel. Cependant, des teneurs similaires en nickel ont été révélées chez les deux sexes (Fig. IV.23c). En outre, les individus matures bioaccumulent des teneurs un peu élevées par rapport aux individus immatures (Fig. IV.23d).

En effet, les concentrations en nickel dans les tissus du rouget de vase pourraient refléter partiellement les concentrations des sédiments par le même élément et dans la même région, ainsi que le degré de leurs biodisponibilités et la capacité du poisson à le biotransformer (Martínez-Gómez *et al.*, 2012).

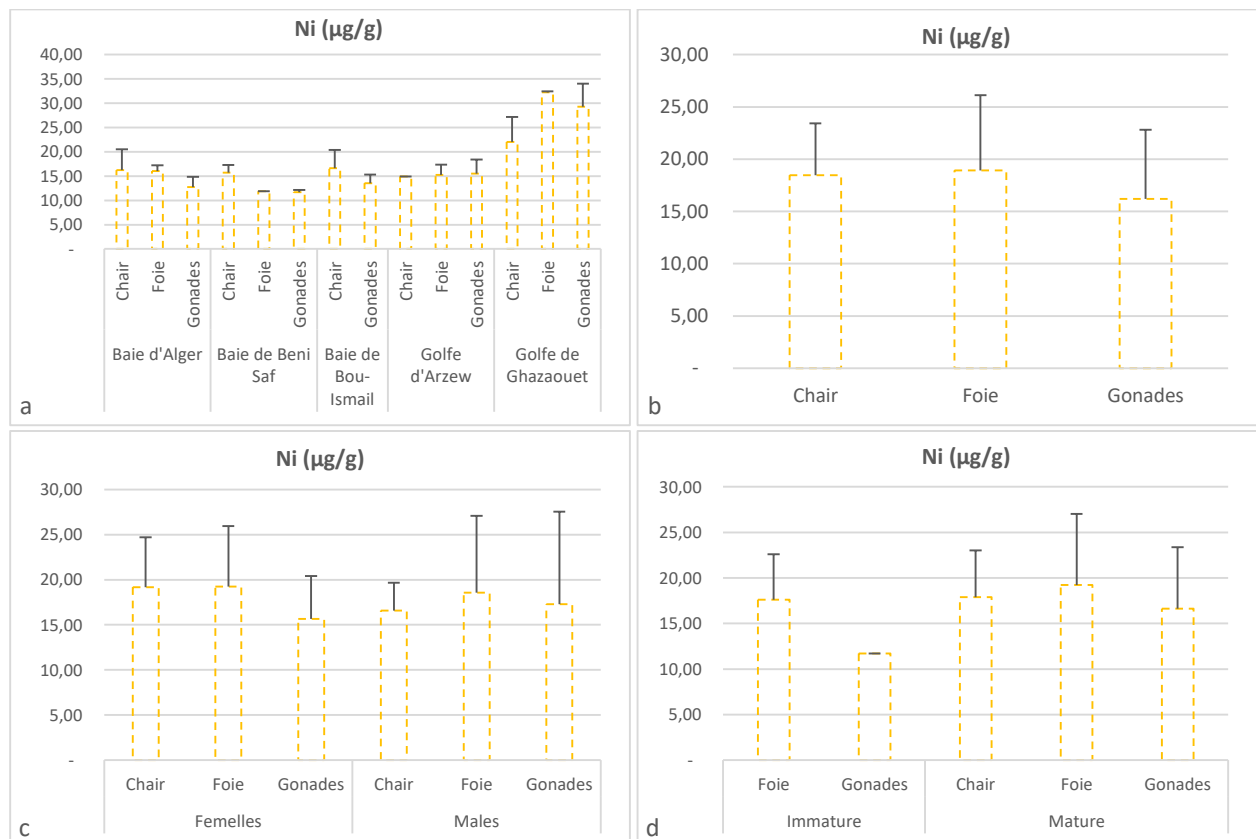


Figure IV.23 : Variations des teneurs en nickel (Ni) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget.

IV.2.1.3.4. Teneurs en cuivre :

Les variations des teneurs en cuivre (Cu) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget de vase sont illustrés dans les figures IV.24a, b, c et d.

Les teneurs en cuivre diffèrent d'une région à l'autre (Fig. IV.24a). En effet, des teneurs élevées ont été révélées chez les individus pêchés dans les baies d'Alger et de Bou-Ismaïl, des teneurs moyennes ont été révélées chez les individus pêchés dans le golfe de Ghazaouet et la baie de Beni Saf, alors que les faibles teneurs ont été enregistrées chez les individus pêchés dans le golfe d'Arzew (Mostaganem). Ainsi, les teneurs en cuivre se ressemblent dans les trois organes (Fig. IV.24b), avec des teneurs légèrement supérieures au niveau des gonades, notamment, dans les gonades des femelles qui concentrent plus le cuivre et le zinc par rapport aux gonades des mâles. Cependant, les résultats montrent que les femelles bioaccumulent des teneurs en cuivre un peu élevées par rapport aux mâles (Fig. IV.24c).

Tandis que, les individus matures et immatures ne montrent pas une différence significative dans la bioaccumulation du cuivre, notamment au niveau de la chair et du foie (Fig. IV.24d). Cependant, les teneurs révélées au niveau des gonades sont légèrement supérieures chez les individus immatures par rapport à celles révélées chez les individus matures.

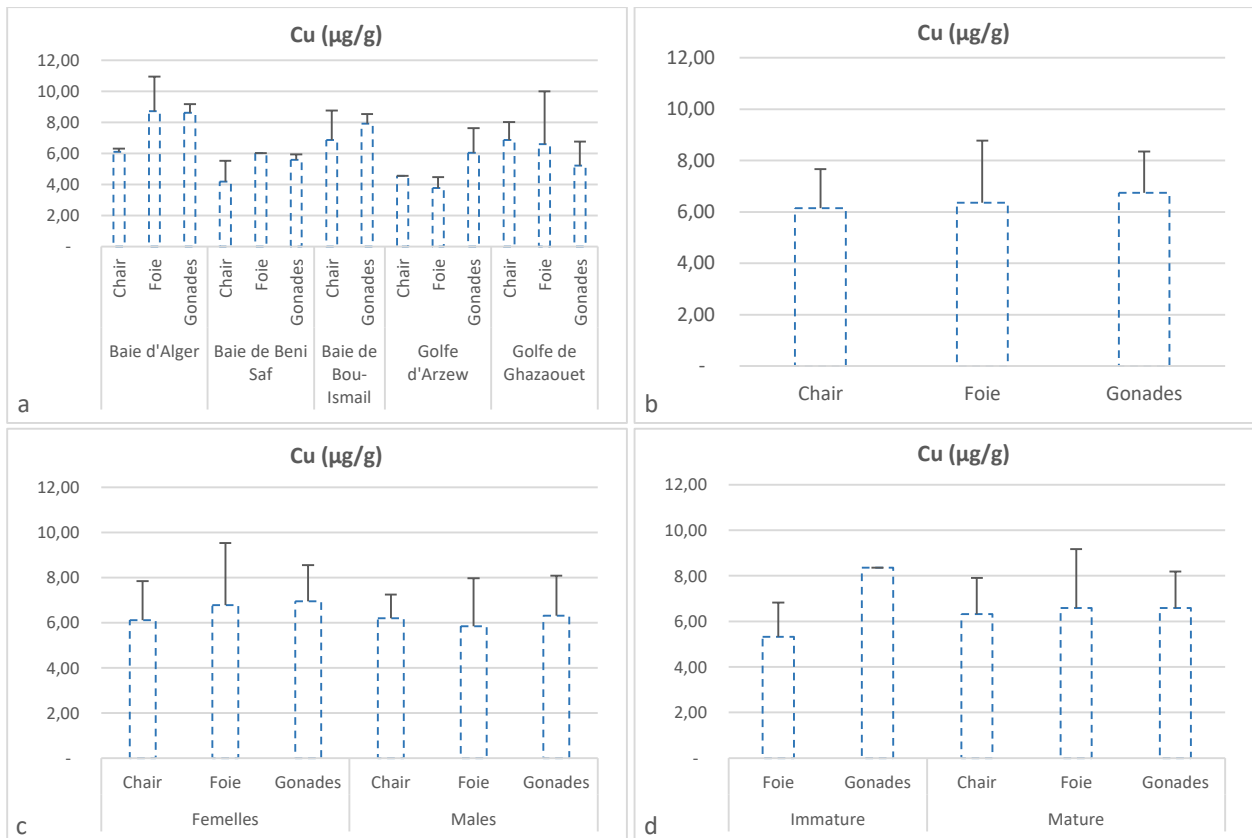


Figure IV.24 : Variations des teneurs en cuivre (Cu) par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget.

IV.2.2. Evaluation de la composition biochimique

Le choix est porté sur des échantillons susceptibles de confirmer le rôle des réserves biochimiques dans la bioaccumulation des éléments traces. Les échantillons utilisés pour l'analyse biochimiques représentent les différents organes (chair, foie et gonades). Les taux obtenus ont été calculés selon des formules propres à chaque composé, les résultats de ces analyses sont énumérés par espèce.

IV.2.2.1. Le pageot commun :

IV.2.2.1.1. Analyse paramétrique :

Les valeurs moyennes, les écarts types, les maximums et les minimums des lipides, protéines et glucides dans les trois organes du pageot sont récapitulés dans le tableau ci-dessous :

Tableau IV.10 : Valeurs moyennes et extrêmes des composés biochimiques dans les organes du pageot

Organe	Organe	Lipides %		Protéines %		Glucides %	
		Moy.	S.D	Moy.	S.D	Moy.	S.D
Chair	<i>Chair</i>	20,68	17,79	23,06	11,02	11,67	4,22
Foie	<i>Foie</i>	23,27	17,53	22,92	6,95	23,97	9,82
Gonades	<i>Gonades</i>	20,02	9,01	19,83	3,94	24,15	8,97
Sexe							
Femelles	<i>Chair</i>	14,74	8,39	25,09	8,50	10,90	4,08
	<i>Foie</i>	23,18	16,38	23,44	4,40	23,37	8,17
	<i>Gonades</i>	19,43	10,94	21,50	2,55	26,11	9,88
Males	<i>Chair</i>	20,08	14,63	21,17	9,41	16,42	8,78
	<i>Foie</i>	23,38	20,39	22,31	9,58	24,67	12,25
	<i>Gonades</i>	21,80	-	14,81	-	18,27	-
Taille							
Immature	<i>Chair</i>	10,76	7,92	20,06	10,56	9,65	3,28
	<i>Foie</i>	21,48	12,39	21,34	2,92	25,25	14,84
	<i>Gonades</i>	21,80	-	14,81	-	18,27	-
Mature	<i>Chair</i>	25,08	19,50	24,39	11,57	12,57	4,44
	<i>Foie</i>	24,39	20,86	23,91	8,66	23,18	6,12
	<i>Gonades</i>	19,43	10,94	21,50	2,55	26,11	9,88
Site							
Baie d'Alger	<i>Chair</i>	7,33	0,93	23,03	1,99	14,75	7,31
	<i>Foie</i>	11,63	1,79	28,09	0,19	25,99	8,79
	<i>Gonades</i>	29,27	-	20,52	-	30,81	-
Baie de Beni Saf	<i>Chair</i>	19,00	36,75	13,57	17,49	12,71	16,23
	<i>Foie</i>	28,39	8,88	19,05	8,85	14,25	6,43
	<i>Gonades</i>	21,80	-	14,81	-	18,27	-
Baie de Bou-Ismaïl	<i>Chair</i>	17,29	8,77	19,63	7,81	16,24	1,57
	<i>Foie</i>	19,76	12,46	19,51	1,37	36,40	11,95
Golfe d'Arzew	<i>Chair</i>	44,41	8,06	35,81	-	9,70	4,91
	<i>Foie</i>	57,11	9,80	33,96	6,51	20,12	3,09
	<i>Gonades</i>	21,38	3,09	19,58	12,96	32,75	2,88
Golfe de Ghazaouet	<i>Chair</i>	9,24	4,54	21,61	3,66	9,56	0,75
	<i>Foie</i>	12,24	-	19,31	-	20,44	-
	<i>Gonades</i>	7,65	-	24,40	-	14,76	-

Les résultats indiquent que les taux maximums des lipides, protéines et glucides ont été tous révélés dans le foie. Tandis que, les taux minimums de ces composés biochimiques ont été trouvés dans le tissu musculaire.

IV.2.2.1.2. Variations de la composition biochimique :

Les taux les plus élevés en protéines et lipides ont été révélés dans les tissus des individus du pageot pêchés dans le golfe d'Arzew, celui des glucides est chez les individus échantillonnés dans la baie de Bou-Ismaïl. Tandis que, les faibles taux de ces composés biochimiques ont été enregistré tous chez les individus récoltés dans la baie de Beni Saf (Fig. IV. 25a).

Pour la répartition des composés biochimiques étudiés dans les différents organes (Fig. IV. 25b), les résultats montrent une certaine homogénéité dans la répartition des protéines et des lipides, avec des taux similaires en lipides dans les gonades et le foie ; en protéines dans la chair et le foie. Cependant, des différences entre les taux des glucides dans les trois organes ont été révélées.

Les composés biochimiques étudiés présentent des taux similaires chez les mâles et les femelles (Fig. IV. 25c), avec une petite différence dans le taux des lipides entre les deux sexes.

Les taux des protéines et des lipides sont élevés chez les individus matures par rapport aux immatures. Tandis que, des taux similaires en glucides ont été révélés chez les individus matures et immatures (Fig. IV. 25d).

En général, les taux révélés pour les trois composés biochimiques chez le pageot sont très élevés. Bien que, les taux élevés ont été reportés tous dans le foie, les teneurs révélées au niveau de la chair de cet espèce doivent être confirmées.

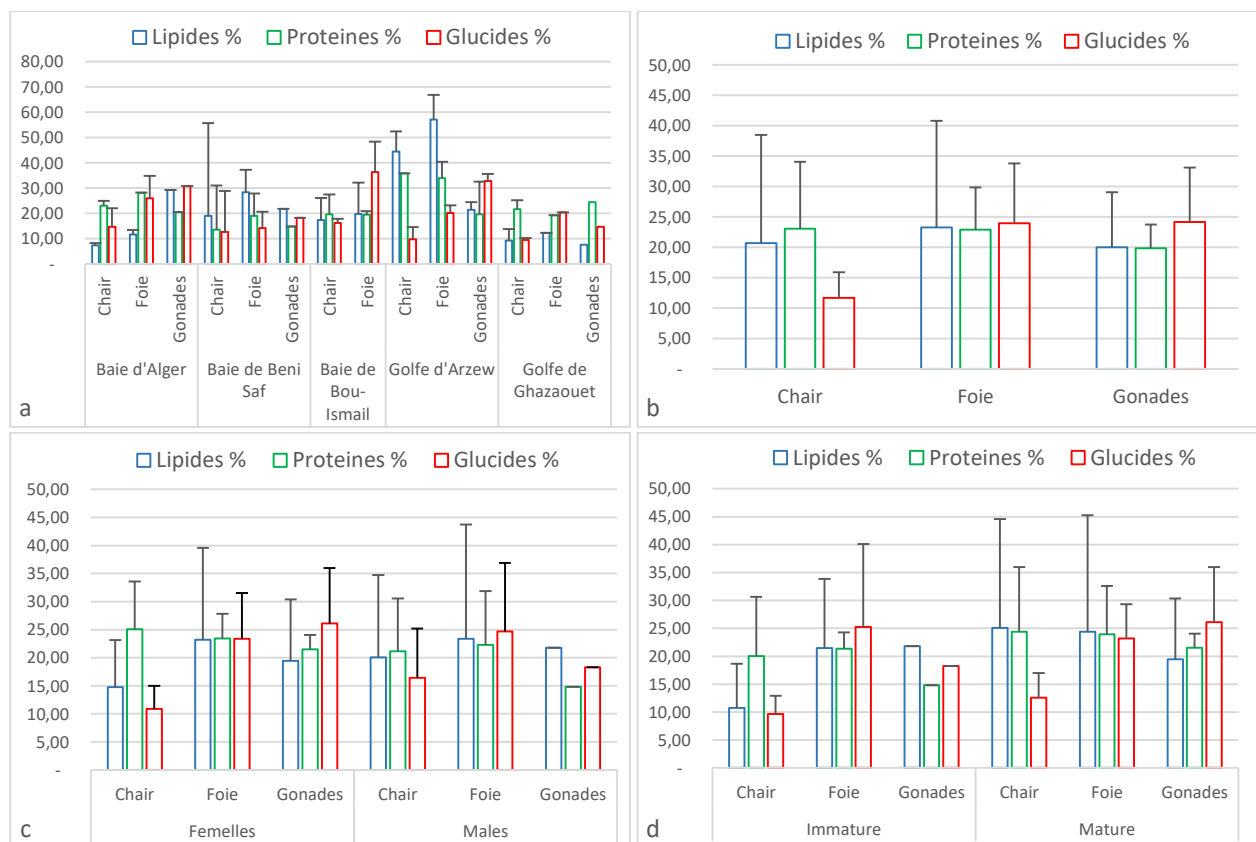


Figure IV.25 : Variations des taux glucidiques, lipidiques et protéiques par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le pageot.

IV.2.2.2. Le merlu :

IV.2.2.2.1. Analyse paramétrique :

Les valeurs moyennes, les écarts types, les maximums et les minimums des lipides, protéines et glucides dans les trois organes du merlu sont récapitulés dans le tableau ci-dessous :

Tableau IV.11 : Valeurs moyennes et extrêmes des composés biochimiques dans les organes du merlu

Organe	Organe	Lipides %		Protéines %		Glucides %	
		Moy.	S.D	Moy.	S.D	Moy.	S.D
Chair	Chair	17,67	15,56	20,88	8,98	8,30	4,13
Foie	Foie	30,16	15,23	26,96	12,16	30,08	15,70
Gonades	Gonades	10,56	3,86	22,87	3,43	22,77	7,86
Sexe							
Femelles	Chair	20,29	18,87	15,44	6,48	7,55	4,84
	Foie	26,08	11,56	29,16	11,19	23,17	12,51
	Gonades	10,56	3,86	22,87	3,43	22,77	7,86
Males	Chair	14,22	11,70	28,13	6,74	9,36	3,51
	Foie	38,75	21,74	22,04	15,89	35,82	10,01
Indéterminé	Chair	13,07	0	29,92	0	9,38	0
	Foie	28,39	0	29,10	0	62,46	0
Taille							
Immature	Chair	17,43	14,99	19,34	9,34	7,88	3,67
	Foie	31,51	20,50	25,35	9,35	29,80	20,98
Mature	Chair	17,90	17,55	22,41	9,20	8,73	4,86
	Foie	28,99	10,51	28,35	14,77	30,32	11,23
	Gonades	10,56	3,86	22,87	3,43	22,77	7,86
Site							
Baie de Beni Saf	Chair	45,67	-	9,69	-	5,49	-
	Foie	16,44	-	35,04	-	9,37	-
Baie de Bou-Ismaïl	Chair	14,78	16,04	19,96	10,44	8,24	3,79
	Foie	25,69	12,33	33,13	14,85	43,99	20,48
	Gonades	10,19	-	25,56	-	23,86	-
Golfe d'Arzew	Chair	26,01	16,22	22,78	11,20	10,38	9,43
	Foie	35,54	9,15	30,31	17,28	26,36	17,54
	Gonades	16,11	-	26,04	-	33,16	-
Golfe de Ghazaouet	Chair	12,40	6,75	25,26	4,99	15,01	10,81
	Foie	31,98	19,79	20,86	7,74	28,44	9,36
	Gonades	7,97	0,62	19,94	0,88	17,02	3,20

Les résultats de l'analyse biochimique des teneurs en lipides, protéines et glucides au niveau de la chair, du foie et des gonades des individus des deux classes de taille (matures et immatures) pour les deux sexes (mâles et femelles) et des individus à sexe indéterminé (Tab.IV.11), indiquent comme été pour le pageot commun, que les taux maximums des lipides, protéines et glucides ont été tous révélés dans le foie. Tandis que, les minimums de ces composés biochimiques ont été trouvés dans le tissu musculaire.

IV.2.2.2.2. Variations de la composition biochimique :

Le taux le plus élevé des lipides a été révélé dans les tissus des individus du merlu pêchés, respectivement, dans la baie de Beni Saf et le golfe d'Arzew. Les protéines présentent des taux presque similaires dans l'ensemble des individus pêchés dans les quatre zones, bien que des taux un peu élevés aient été révélés dans les individus des régions de Mostaganem et de Bou-Ismaïl. Pour les glucides, le maximum et le minimum ont été révélés, respectivement, dans la baie de Bou-Ismaïl et la baie de Beni Saf (Fig. IV. 26a). Ainsi, les taux les plus élevés pour les trois composés biochimiques ont été révélés dans le foie du merlu (Fig. IV. 26b), des taux similaires en lipides ont été trouvés dans le foie des merlus pêchés dans la baie d'Oran (Semcha, 2007). Les minimums ont été révélés dans la chair pour les protéines et les glucides et dans les gonades pour les lipides. Cependant, des fluctuations importantes ont été observées dans les taux des glucides et des protéines entre les mâles, les femelles et les individus à sexe indéterminé (Fig. IV. 26c). Sachant que la composition biochimique varie considérablement d'une espèce et d'un individu à l'autre selon l'âge, la maturation sexuelle, le sexe, les changements de saison, les cycles alimentaires et le comportement migratoire (Corraze *et al.*, 1999). Le taux des protéines élevé chez les individus matures par rapport aux immatures. Celui des lipides est élevé chez les individus immatures par rapport aux matures. Tandis que, des taux similaires en glucides ont été révélés chez les individus matures et immatures (Fig. IV. 25d). Cela est déjà constaté chez le pageot commun (&IV.2.2.1.2).



Figure IV.26 : Variations des taux glucidiques, lipidiques et protéiques par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le merlu.

IV.2.2.3. Le rouget de vase :

IV.2.2.3.1. Analyse paramétrique :

Les valeurs moyennes, les écarts types, les maximums et les minimums des lipides, protéines et glucides dans les trois organes du rouget de vase sont récapitulés dans le tableau ci-dessous :

Tableau IV.12 : Valeurs moyennes et extrêmes des composés biochimiques dans les organes du rouget

Organe	Organe	Lipides %		Protéines %		Glucides %	
		Moy.	S.D	Moy.	S.D	Moy.	S.D
Chair	Chair	35,42	1,12	10,06	0,41	0,85	0,22
Foie	Foie	18,05	0,44	7,21	0,57	2,06	0,43
Gonades	Gonades	29,48	1,57	3,83	0,75	1,58	0,29
Sexe							
Femelles	Chair	35,66	1,19	10,18	0,43	0,89	0,24
	Foie	18,10	0,38	7,32	0,60	2,13	0,39
	Gonades	29,71	1,38	3,98	0,74	1,64	0,31
Males	Chair	34,77	0,67	9,77	0,06	0,73	0,12
	Foie	18,00	0,54	7,08	0,56	1,98	0,50
	Gonades	29,03	2,04	3,55	0,79	1,48	0,25
Taille							
Immature	Foie	17,80	0,14	6,90	0,14	1,65	0,07
	Gonades	28,70	-	3,10	-	1,40	-
Mature	Chair	34,86	2,21	9,48	2,05	0,89	0,26
	Foie	18,11	0,46	7,28	0,61	2,16	0,42
	Gonades	29,55	1,62	3,90	0,75	1,60	0,30
Région							
Baie d'Alger	Chair	35,50	0,71	10,10	0,14	0,85	0,07
	Foie	18,10	0,14	7,30	0,14	2,05	0,07
	Gonades	30,50	0,71	3,55	0,21	1,45	0,07
Baie de Beni Saf	Chair	36,30	1,70	10,40	0,85	1,10	0,42
	Foie	18,00	-	7,10	-	2,10	-
	Gonades	28,10	0,42	4,15	1,06	1,80	0,42
Baie de Bou-Ismaïl	Chair	21,70	8,22	7,68	1,48	1,64	0,46
	Gonades	29,73	1,31	3,43	0,49	1,47	0,12
Golfe d'Arzew	Chair	36,80	-	10,50	-	1,00	-
	Foie	24,73	10,45	8,97	1,34	2,23	1,07
	Gonades	30,50	2,10	4,70	0,40	1,87	0,21
Golfe de Ghazaouet	Chair	34,56	0,50	9,78	0,08	0,70	0,10
	Foie	17,45	0,07	6,55	0,07	1,75	0,07
	Gonades	27,95	0,49	3,10	0,14	1,25	0,07

Le taux maximal en lipides a été révélé dans la chair, suivi, respectivement, par ceux dans les gonades et le foie. Pour les protéines, le taux le plus élevé est révélé aussi dans la chair, suivi, respectivement, par ceux dans le foie et les gonades. Tandis que, le taux maximal en glucides est trouvé dans le foie et le minimum est dans la chair.

IV.2.2.3.2. Variations de la composition biochimique :

Les résultats des teneurs en composés biochimiques dans les cinq zones d'étude renseignent sur une homogénéité dans les taux des protéines et des glucides dans les individus pêchés au niveau des cinq régions (Fig. IV. 27a). Tandis que, pour les lipides, des valeurs élevées ont été révélés dans les tissus musculaires des individus pêchés dans la baie d'Alger, la baie de Beni Saf, le golfe d'Arzew et le golfe de Ghazaouet. Ainsi, les taux les plus élevés en lipides, protéines et glucides ont été tous révélés dans la chair (Fig. IV. 27b). Par rapport au sexe (Fig. IV. 27c), la différence se manifeste uniquement dans les taux des lipides, ils sont élevés dans les femelles par rapport aux males. Tandis que, les deux autres composés biochimiques (protéines et glucides) présentent des teneurs similaires dans les deux sexes. Par rapport à la taille (Fig. IV. 27d), c'est toujours les lipides qui présentent une différence entre les individus matures et immatures, en effet, le taux des lipides chez les individus matures est supérieur à celui dans les individus immatures. Tandis que, les protéines et les glucides ne présentent aucune différence entre les deux tailles.

Les taux des trois composés biochimiques analysés dans les organes du rouget de vase sont inférieurs à ceux révélés chez le pageot commun et le merlu, notamment, ceux des protéines et des glucides. En outre, ces taux révélés chez le rouget de vase sont les plus proches de ceux trouvés dans plusieurs espèces de poissons (Piclet, 1987 ; Zlatanov and Sagredos, 1993 ; Karakoltsidis et al., 1995 ; Ewald et al., 1998 ; Luzia et al., 2003 ; Calder, 2004 et Zlatanov and Kostas, 2007).



Figure IV.27 : Variations des taux glucidiques, lipidiques et protéiques par zone (a), organe (b), sexe (c) et taille (d) chez le rouget de vase.

IV.2.2.1. Relations composition biochimique et bioaccumulation des métaux :

IV.2.2.1.1. Analyse binaire :

Dans le but de pouvoir expliquer les relations que les métaux peuvent avoir avec le taux de la composition biochimique dans les poissons, des corrélations sont réalisées.

Les résultats obtenus révèlent une corrélation significative entre le taux des glucides et les concentrations du zinc chez le pageot (Tab. IV.13), avec un coefficient de corrélation ($r = 0,48$), ce qui signifie que la bioaccumulation du zinc dans les organes du pageot a une relation étroite avec le taux des glucides. Il est connu que le zinc est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-élément), en particulier comme cofacteur (Asso, 1982). Il fournit les cofacteurs essentiels pour de nombreuses métallothionéines et enzymes (Perez *et al.*, 2001). Ainsi, chez la même espèce (Tab. IV.13), les couples Hg – Ni, Hg – Cu et Ni – Cu présentent des corrélations significatives, respectivement, avec des coefficients de corrélation de 0,48, 0,57 et 0,97. Cela explique que ces trois métaux ont les mêmes tendances de bioaccumulation chez le pageot commun.

Tableau IV.13 : Corrélation Inter métaux et métaux – Composition biochimique pour le Pageot

	Hg (µg/g)	Zn (µg/g)	Ni (µg/g)	Cu (µg/g)	%Lipides	%Protéines	% Glucides
Hg (µg/g)	1,00	0,11	0,48	0,57	0,18	-0,23	-0,15
Zn (µg/g)		1,00	0,25	0,28	0,11	-0,15	0,48
Ni (µg/g)			1,00	0,97	0,22	0,20	0,30
Cu (µg/g)				1,00	0,19	0,14	0,22
%Lipides					1,00	0,18	-0,12
%Protéines						1,00	-0,12
% Glucides							1,00

Cependant, chez le rouget de vase (Tab. IV.14), une corrélation significative est enregistrée entre le taux des glucides et les concentrations du mercure, avec un coefficient de corrélation ($r = 0,48$), ce qui signifie que la bioaccumulation du mercure dans les différents organes du rouget de vase a une relation étroite avec le taux des glucides. Il est connu que l'accumulation biochimique de nombreux composés organométalliques dépend de leur nature polaire ou non polaire.

Les résultats montrent aussi l'existence d'une corrélation significative entre le taux des glucides et celui des lipides. Ce qui signifie que ces deux composés biochimiques se répartissent d'une façon assez similaires dans les différents organes du rouget de vase. En outre, le couple zinc – nickel, montre une corrélation significative ($r = 0,53$).

Tableau IV.14 : Corrélation Inter métaux et métaux – Composition biochimique pour le Rouget de vase

	Hg (µg/g)	Zn (µg/g)	Ni (µg/g)	Cu (µg/g)	%Lipides	%Protéines	% Glucides
Hg (µg/g)	1,00	-0,06	-0,01	-0,38	-0,40	0,21	0,48
Zn (µg/g)		1,00	0,53	-0,02	-0,01	-0,20	-0,03
Ni (µg/g)			1,00	-0,06	-0,12	0,06	-0,22
Cu (µg/g)				1,00	-0,01	-0,21	-0,17
%Lipides					1,00	0,28	-0,77
%Protéines						1,00	-0,36
% Glucides							1,00

Tandis que, chez le merlu (Tab. IV.15), une seule corrélation très significative ($r = 0.97$) entre les concentrations du zinc et du cuivre a été révélée, ce qui signifie que la bioaccumulation de ces deux métaux se fait d'une manière similaire. Ainsi, ces deux métaux peuvent avoir les mêmes sources et probablement le même comportement de diffusion et d'implication dans les différents processus physiologiques.

Tableau IV.15 : Corrélation Inter métaux et métaux – Composition biochimique pour le Merlu

	Hg (µg/g)	Zn (µg/g)	Ni (µg/g)	Cu (µg/g)	%Lipides	%Protéines	% Glucides
Hg (µg/g)	1,00	-0,22	-0,04	-0,17	0,27	-0,21	0,06
Zn (µg/g)		1,00	-0,04	0,97	-0,17	0,06	0,24
Ni (µg/g)			1,00	-0,04	-0,02	0,22	0,13
Cu (µg/g)				1,00	-0,15	0,13	0,35
%Lipides					1,00	0,00	0,33
%Protéines						1,00	0,33
% Glucides							1,00

IV.2.2.1.2. Analyses en composantes principales :

L'Analyse en composantes principales est une technique statistique qui procède en réduisant le nombre de variables en concentrant dans un petit nombre de composantes principales la quasi-totalité de l'information globale, permettant ainsi de départager les paramètres selon leur degré d'implication dans la définition du facteur étudié. Dans la présente étude, on a résumé toutes les données initiales par le calcul de la moyenne pour chaque métal. Les résultats sont récapitulés dans un tableau constitué de trois (03) lignes (individus), représentés par les organes étudiés (le foie, les gonades et la chair) et neuf (09) colonnes (variables), représentées par les facteurs étudiés qui sont, les stations (baie d'Alger, baie de Bou-Ismaïl, baie de Beni Saf, golfe d'Arzew et golfe de Ghazaouet), le sexe (mâles, femelles et indéterminé) et la taille (mature et immature).

Tableau IV.16 : Identification des individus et des variables utilisés dans l'ACP.

Variables	1	2	3	4	5	M	F	IN	M1	IM
Noms	Bou-Ismaïl	Beni Saf	Arzew	Ghazaouet	Alger	Male	Femelle	indéterminé	Mature	Immature

IV.2.2.1.2.1. Le pageot commun :

A. Le mercure :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.17 : Données de synthèse pour le mercure (Hg) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	5	M	F	M1	IM
Foie	0,054	0,055	0,0245	0,992	0,065	0,215	0,182	0,177	0,232
Gonades	0,057	0,063	0,035	0,075	0,016	0,075	0,042	0,042	0,075
Chair	0,0175	0,019	0,0115	0,2845	0,0345	0,0651	0,0694	0,061	0,078

La projection réalisée par ACP (Fig. IV.28) a fait ressortir que les gonades présentent les valeurs les plus élevées par rapport au foie et au muscle. Ceci se traduit par une corrélation positive des gonades et de la chair avec l'axe F1, qui représente 67,65 % de la variabilité.

Le foie présente une corrélation négative avec cet axe. L'axe F2, qui explique 32,35% de variation est corrélé positivement avec le foie et les gonades et négativement avec la chair. Les variables prises dans cette études sont corrélés négativement avec l'axe F1 (67,65 %) pour la plus part.

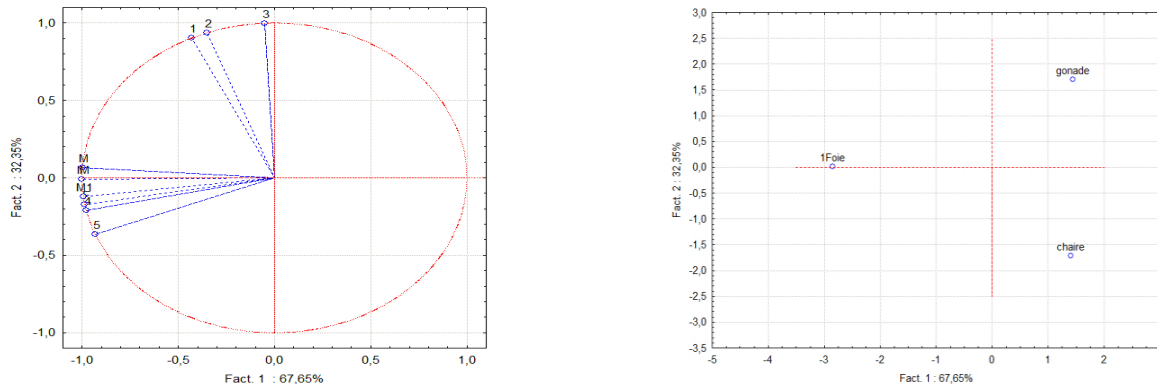


Figure IV.28 : Projection des variables (Hg, pageot) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

B. Le zinc :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.18 : Données de synthèse pour le zinc (Zn) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	5	M	F	M1	IM
Foie	114,12	104,03	132,27	129,88	75,50	107,32	103,25	99,67	92,02
Gonades	211,32	167,12	252,63	205,4	224,32	205,4	213,84	213,84	205,40
Chair	43,05	38,57	33,04	36,015	29,42	34,76	35,13	36,457	31,84

Les teneurs dans le foie et la chair sont positivement corrélées avec l'axe F1 qui explique à lui seul 99% de variabilité, alors que dans les gonades, ses valeurs sont corrélées négativement à cet axe. Ce qui explique que les valeurs les élevées se trouvent à droite de l'axe (foie et chair), et les valeurs faibles se trouvent à gauche de cet axe (gonades).

L'axe F2 qui n'explique que 1% de variabilité, montre que les teneurs au niveau du la chair et de gonades sont corrélées négativement. Le diagramme des variables, montre clairement que toutes les variables sont corrélées entre elles et avec l'axe F1. Ceci veut dire qu'elles sont très bien représentées sur le diagramme, elles apportent la même information et contribuent dans l'établissement de cet axe.

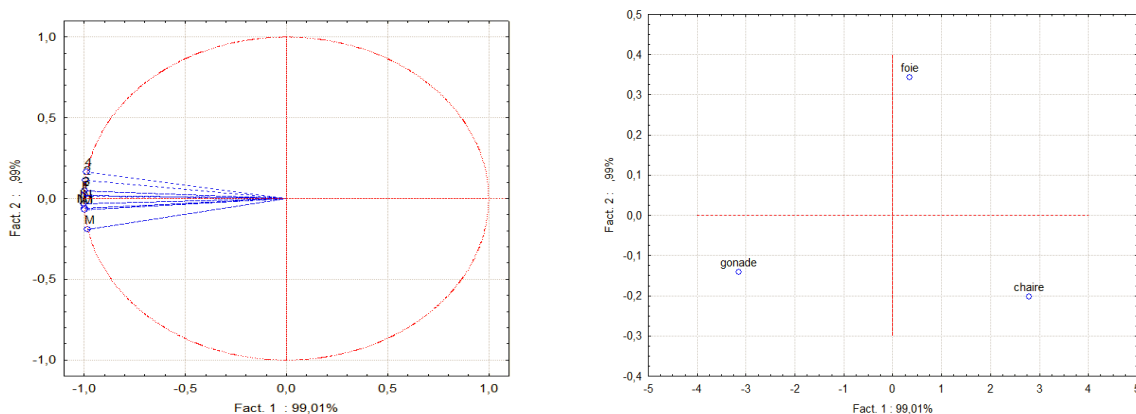


Figure IV.29 : Projection des variables (Zn, pageot) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

C. Le nickel :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.19 : Données de synthèse pour le nickel (Ni) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	5	M	F	M1	IM
Foie	10,91	7,16	8,06	12,55	7,82	9,03	8,80	9,23	7,93
Gonades	10,01	6,23	8,37	5,23	6,34	5,23	7,73	7,73	5,23
Chair	7,44	6,64	8,47	5,71	5,68	6,92	6,16	7,12	5,57

La projection réalisée par ACP (Fig. IV.30) confirme que c'est la chair qui présente les valeurs les plus élevés par rapport au foie et aux gonades. Ceci se traduit par une corrélation positive avec l'axe F1, qui représente 84,56% de la variabilité. Le foie présente une corrélation négative avec des valeurs faibles. L'axe F2, qui explique 15,44% de variation est corrélé positivement avec la chair et négativement avec le foie et les gonades. Les variables prises dans cette études sont corrélés négativement avec l'axe F1 (84,75 %) pour la plus part.

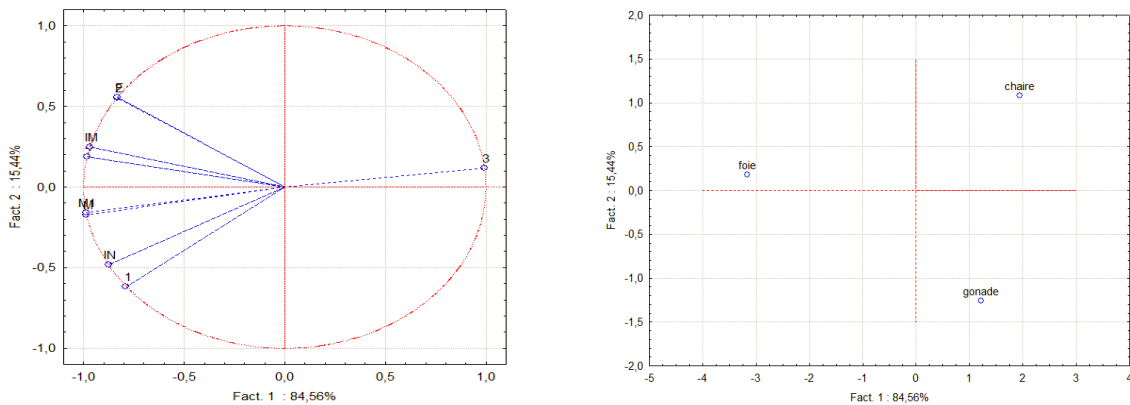


Figure IV.30 : Projection des variables (Ni, pageot) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

D. Le cuivre :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.20 : Données de synthèse pour le cuivre (Cu) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	5	M	F	M1	IM
Foie	15,83	12,43	13,35	17,06	12,5	14,06	13,62	14,09	12,64
Gonades	14,52	11,21	14,02	9,21	10,31	9,21	12,51	12,51	9,21
Chair	12,51	12,04	14,00	10,22	10,04	11,91	10,87	12,25	9,935

La projection réalisée par ACP (Fig. IV.31) montre que les teneurs dans les gonades et la chair sont positivement corrélées avec l'axe F1 qui explique à lui seul 82,79 % de variabilité, alors que dans le foie ces valeurs sont corrélées négativement à cet axe. Ce qui veut dire que les valeurs les plus hautes se trouvent à droite de l'axe, cas des gonades et de la chair, et les valeurs les plus faibles se trouvent à gauche de cet axe.

L'axe F 2 qui n'explique que 17,21% de variabilité, montre que les teneurs au niveau des gonades sont corrélées négativement, avec les valeurs les plus hautes en haut de l'axe F 2 pour les accumulations dans la chair.

Les variables prises dans cette études sont corrélés négativement avec l'axe F1 (90, 97 %) pour la plus part.

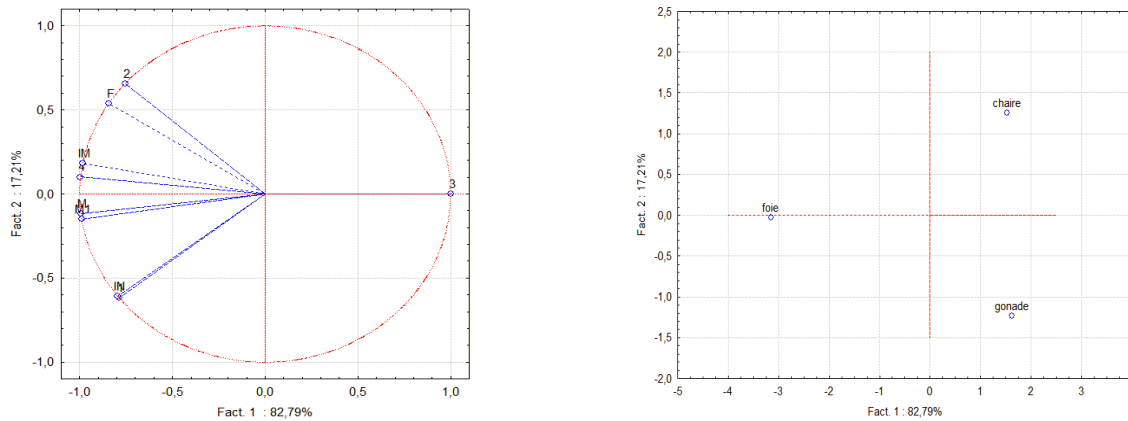


Figure IV.31 : Projection des variables (Cu, pageot) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

IV.2.2.1.2.1. Le merlu :

A. Le mercure :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.21 : Données de synthèse pour le mercure (Hg) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	M	F	IN	M1	IM
Foie	0,07	0,07	0,11	0,19	0,17	0,15	0,06	0,14	0,13
Gonades	0,13	0,07	/	0,08	/	0,08	/	0,08	/
Chair	0,11	0,14	0,09	0,09	0,09	0,10	0,1	0,12	0,09

Les données de l'ACP montrent que les gonades est l'organe qui présente les valeurs les plus élevées en mercure par rapport au foie et au muscle. Ceci se traduit par une corrélation positive avec l'axe F1, qui représente 77,19 % de la variabilité. Le foie et la chair présentent une corrélation négative avec des valeurs plus faibles.

L'axe F2, qui explique 22,8% de variation est corrélé positivement avec le foie et les gonades et négativement avec la chair. Majoritairement, les variables prises pour ce métal sont corrélés négativement avec l'axe F1 (77,19 %) (Fig. IV.32).

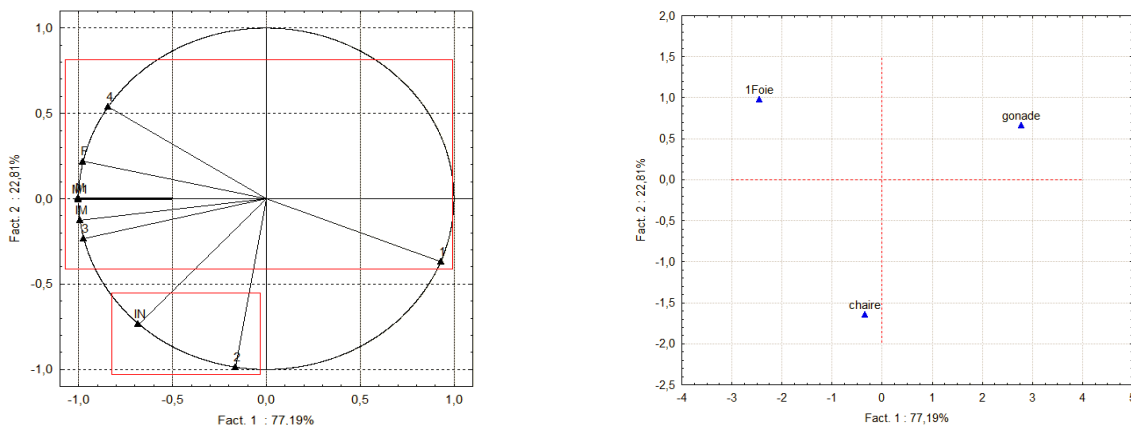


Figure IV.32 : Projection des variables (Hg, merlu) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

B. Le zinc :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.22 : Données de synthèse pour le zinc (Zn) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	M	F	IN	M1	IM
Foie	53,73	78,53	54,87	34,085	55,84	61,91	47,28	64,926	56,06
Gonades	189,79	192,11	/	183,5	/	187,22	/	187,22	/
Chair	31,08	31,20	26,78	34,28	31,93	31,16	28,49	32,42	30,40

La projection réalisée par ACP sur le diagramme des individus (Fig. IV.33), confirme que les teneurs dans le foie et la chair sont positivement corrélées avec l'axe F1 qui explique plus de 90% de variabilité. Tandis que, les teneurs dans les gonades sont négativement corrélées à cet axe. Alors, les valeurs élevées se trouvent à droite de l'axe et les valeurs faibles se trouvent à gauche de cet axe.

L'axe F 2 qui n'explique que 10% de variabilité, montre que les teneurs au niveau du foie et de la chair sont corrélées négativement avec les valeurs les plus élevées en haut de l'axe F2

Le diagramme des variables, montre clairement que toutes les variables sont corrélées entre elles et avec l'axe F1.

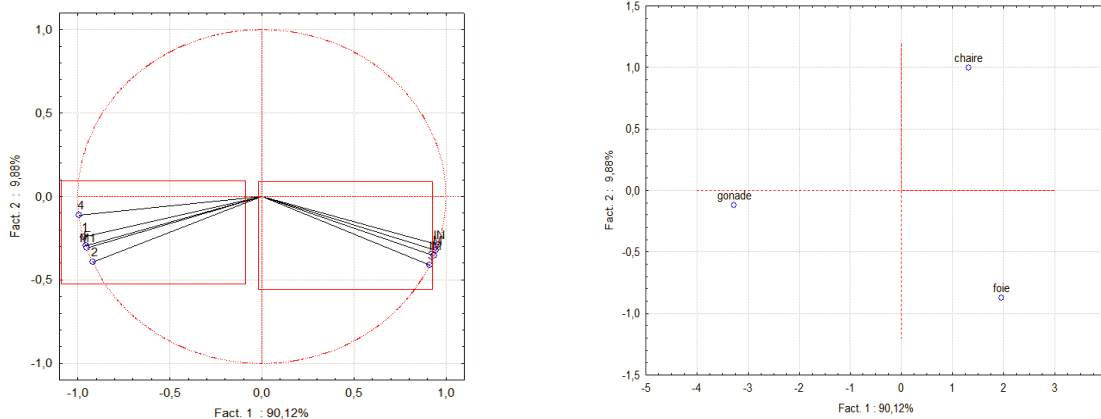


Figure IV.33 : Projection des variables (Zn, merlu) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

C. Le nickel :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.23 : Données de synthèse pour le nickel (Ni) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	M	F	IN	M1	IM
Foie	5,05	5,56	3,09	6,91	3,59	4,79	3,98	4,98	3,58
Gonades	7,07	3,53	/	2,345	/	3,82	/	3,82	/
Chair	4,05	3,42	1,97	8,1625	3,033	4,42	2,21	5,47	3,31

La projection réalisée par ACP (Fig. IV.34) montre que les valeurs les plus élevées se présentent dans les gonades. Ceci se traduit par une corrélation positive avec l'axe F1, qui représente environ 85 % de la variabilité. Le foie et la chair présentent une corrélation négative avec des valeurs faibles.

L'axe F2, qui explique plus de 15 % de variation est corrélé positivement avec la chair et négativement avec le foie et les gonades.

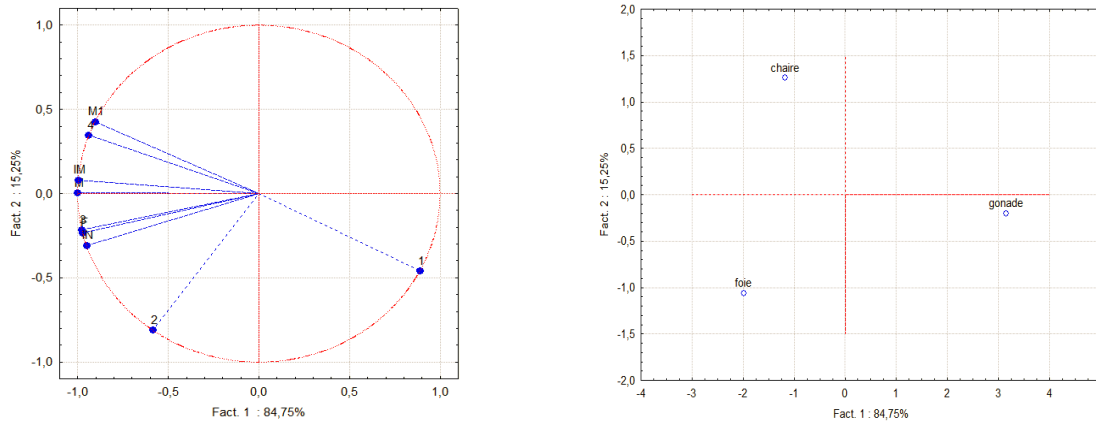


Figure IV.34 : Projection des variables (Ni, merlu) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

D. Le cuivre :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.24 : Données de synthèse pour le cuivre (Cu) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	M	F	IN	M1	IM
Foie	3,68	4,05	3,94	2,46	3,30	3,79	3,54	3,76	3,62
Gonades	6,32	6,78	/	6,19	/	6,37	/	6,37	/
Chair	2,67	2,67	2,14	2,5	2,44	2,61	2,47	2,66	2,46

La projection réalisée par ACP (Fig. IV.35) montre clairement que les teneurs dans le foie et la chair sont positivement corrélées avec l'axe F1 qui explique à lui seul 91% de variabilité, alors que dans les gonades ses valeurs sont corrélées négativement à cet axe.

L'axe F2 qui n'explique que 9% de variabilité, montre que les teneurs au niveau du foie et de la chair sont corrélées négativement, avec des fortes valeurs en haut de l'axe F2.

Pour la plus part, les variables prises dans cette études sont corrélés négativement avec l'axe F1 (90, 97 %).

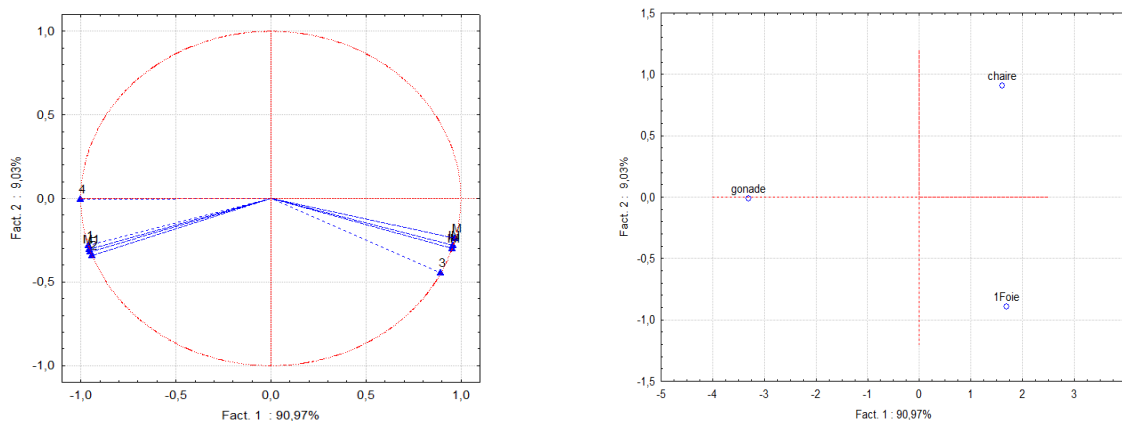


Figure IV.35 : Projection des variables (Cu, merlu) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

IV.2.2.1.2.3. Le rouget de vase :

A. Le mercure :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.25 : Données de synthèse pour le mercure (Hg) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	5	M	F	M1	IM
Foie	0,28	0,10	0,64	0,07	0,24	0,18	0,25	0,28	74,53
Gonades	0,09	0,04	0,02	0,13	0,08	0,07	0,08	0,08	0,02
Chair	0,07	0,31	0,03	0,10	0,11	0,18	0,06	0,11	/

La projection réalisée par ACP (Fig. IV.36) a fait ressortir que la chair présente les valeurs les plus élevées par rapport au foie et aux gonades. Ceci se traduit par une corrélation positive des gonades et de la chair avec l'axe F1, qui représente 79,80 % de la variabilité.

L'axe F2, qui explique 20 % de variation est corrélé positivement avec la chair et négativement avec le foie et les gonades. Les variables prises pour ce métal sont corrélés négativement avec l'axe F1 (77%) pour la plus part.

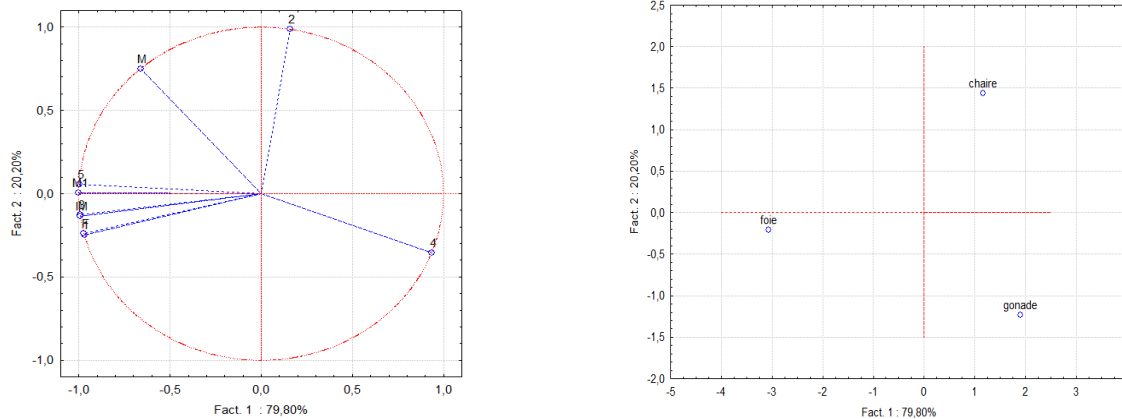


Figure IV.36 : Projection des variables (Hg, rouget) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

B. Le zinc :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.26 : Données de synthèse pour le zinc (Zn) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	5	M	F	M1	IM
Foie	78,28	81,85	107,78	100,05	105,84	85,11	91,93	95,80	0,13
Gonades	70,89	80,00	116,81	108,58	215,25	110,85	146,37	131,50	36,52
Chair	66,41	25,87	24,35	27,715	147,1	73,58	103,90	102,22	/

La projection réalisée par ACP (Fig. IV.37) a fait ressortir clairement que les teneurs dans le foie et la chair sont positivement corrélées avec l'axe F1, qui explique à lui seul 65,17 % de variabilité, alors que dans les gonades ses teneurs sont corrélées négativement à cet axe. Ce qui signifie que les fortes valeurs se trouvent à droite de l'axe, cas du foie et de la chair et les valeurs les plus faibles se trouvent à gauche de cet axe.

L'axe F 2 qui n'explique que 34,83% de variabilité, montre que les teneurs au niveau de la chair et des gonades sont corrélées négativement avec les teneurs dans le foie.

Le diagramme des variables, montre clairement que toutes les variables sont corrélées entre elles et avec l'axe F1. Ceci veut dire qu'elles sont très bien représentées sur le diagramme, elles apportent la même information et contribuent dans l'établissement de cet axe.

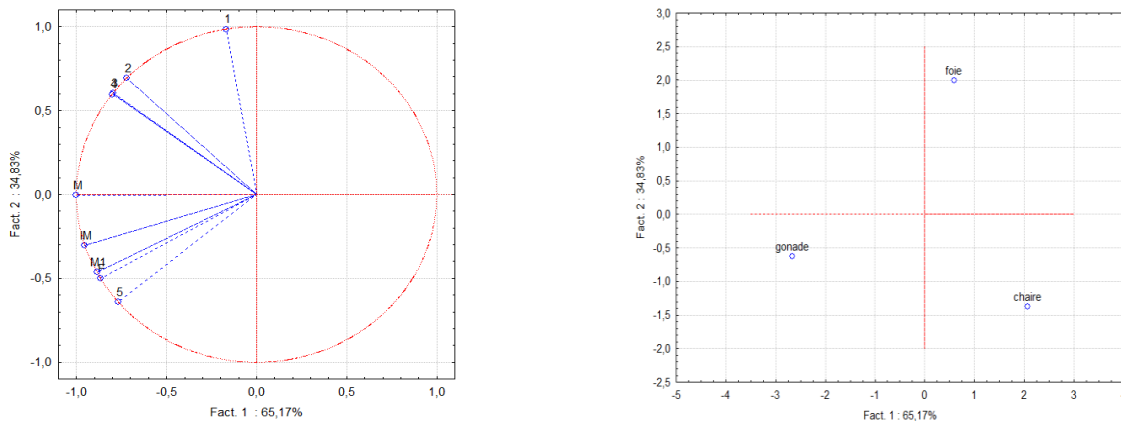


Figure IV.37 : Projection des variables (Zn, rouget) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

C. Le nickel :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.27 : Données de synthèse pour le nickel (Ni) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	5	M	F	M1	IM
Foie	16,03	17,25	15,37	11,90	32,26	18,55	18,93	19,23	17,59
Gonades	12,73	13,54	15,52	11,66	29,27	17,29	15,81	16,76	11,70
Chair	16,23	14,10	14,90	15,69	22,02	16,57	19,88	18,61	/

La projection réalisée par ACP (Fig. IV.38) montre une corrélation positive des teneurs dans la chair avec l'axe F1, qui représente 59,30% de la variabilité.

L'axe F2 qui représente 40,70% de la variabilité est corrélé positivement avec la chair et les gonades et négativement avec le foie.

Les variables prises dans cette études sont corrélés négativement avec l'axe F1 (59,30%) pour la plus part.

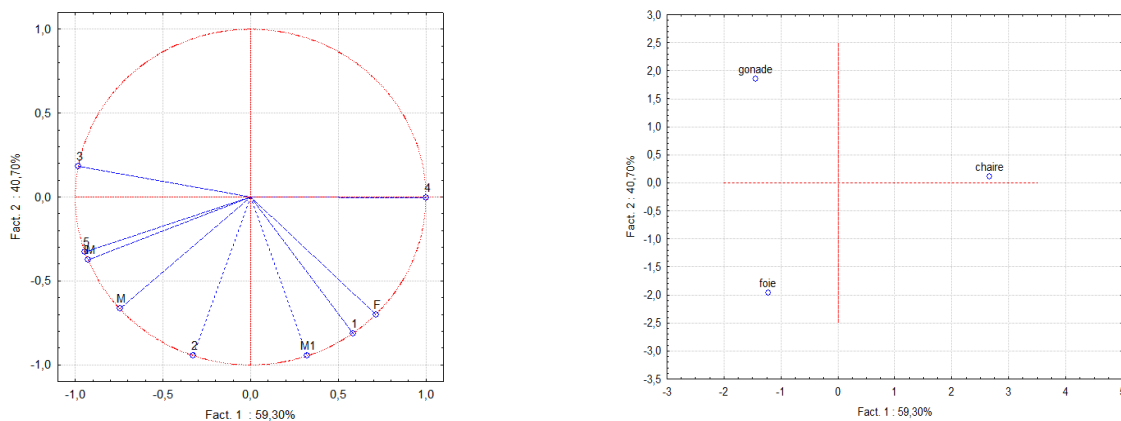


Figure IV.38 : Projection des variables (Ni, rouget) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

D. Le cuivre :

Les données de synthèse pour ce métal sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.28 : Données de synthèse pour le cuivre (Cu) dans la matrice de l'ACP.

	1	2	3	4	5	M	F	M1	IM
Foie	8,72	6,61	3,38	6,03	6,61	5,84	6,35	6,58	5,31
Gonades	8,62	7,92	6,05	5,6	5,23	6,31	7,19	6,42	8,36
Chair	6,12	7,98	4,56	4,2	6,86	6,2	5,84	6,48	/

La projection réalisée par ACP (Fig. IV.39) montre que les teneurs en cuivre dans le foie et la chair sont corrélées négativement à l'axe 1. L'axe F2 qui n'explique que 46 % de variabilité, montre que les teneurs au niveau des gonades et de foie sont corrélées négativement. La plus part des variables prises dans cette étude sont corrélées positivement avec l'axe F1 (53,99 %).

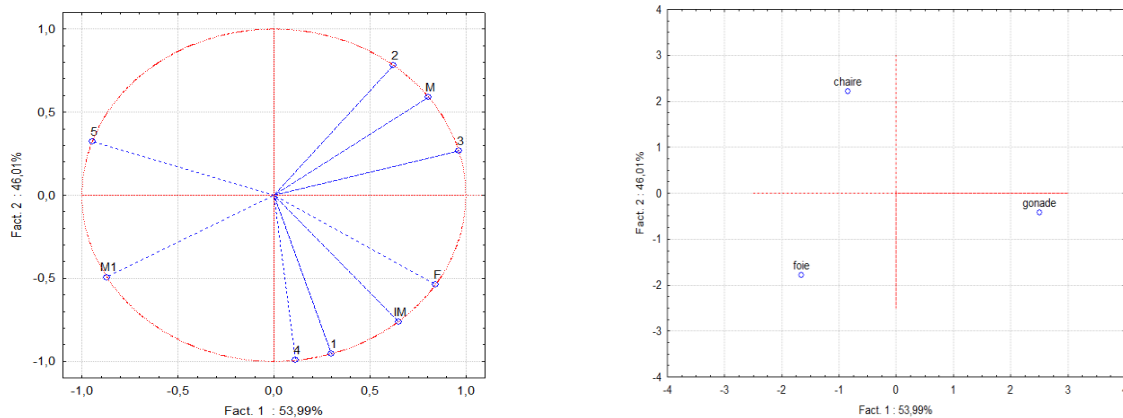


Figure IV.39 : Projection des variables (Cu, rouget) et des individus dans le plan factoriel (1x2).

IV.2.3.2.4. Analyse globale (les trois poissons) :

L'analyse ACP réalisée sur l'ensemble des données pour les trois espèces de poissons, nous a permis d'expliquer les variations sur trois axes factoriels, avec 51.91% des variations sur les axes (F1, F2) et 46.92% des variations sur les axes (F1, F3). Alors, les deux inerties retenues dans le plan de cette analyse totalisent (98.84%) de l'information (Fig.IV.40).

La projection des variables par ACP montre des corrélations significatives dans le plan factoriel (F1, F2) pour les couples (Zn-Cu), (Glucides- Protéines) et (Lipides-Hg), tandis que, le Ni se présente tout seul, mais, il se rapproche du couple (Zn-Cu) (Fig.IV.40a). Cependant, dans le plan factoriel (F1, F3), ce sont les mêmes corrélations qui se présentent, mais avec des différences dans le sens de corrélation entre les deux plans. Ainsi, dans ce plan, le Ni se rapproche beaucoup du couple (Zn-Cu). Il montre à la fois, une corrélation avec le Zn et avec le Cu (Fig.IV.40b).

Les variations des observations étudiées dans l'ACP par rapport aux variables expliquées dans les deux axes factoriels (F1, F2) et (F1, F3) sont représentées, respectivement, dans les figures (Fig.IV.41a,b) pour les poissons, (Fig.IV.42a,b) pour les organes, (Fig.IV.43a,b) pour le sexe, (Fig.IV.44a,b) pour la taille et (Fig.IV.45a,b) pour les sites d'échantillonnage.

Les autres distributions et projections obtenues dans la présente analyse sont illustrées dans les figures IV.46.1, IV.46.2, IV.46.3, IV.46.4, IV.46.5, IV.46.6 et IV.46.7 (Annexe IV).

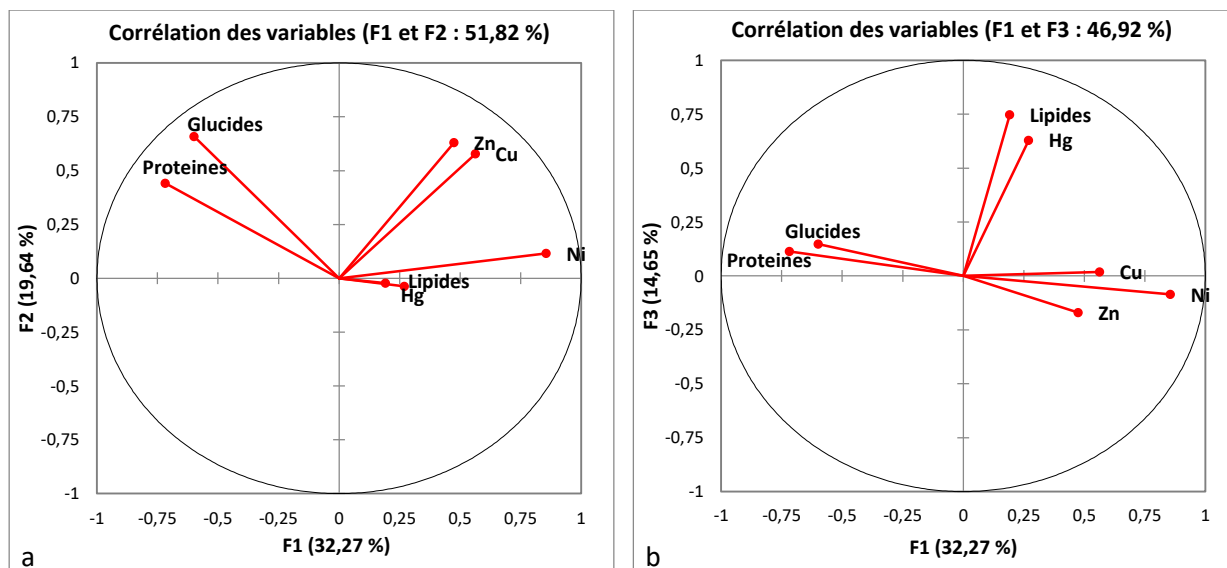


Figure IV.40 : Projection des corrélations entre les variables dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).

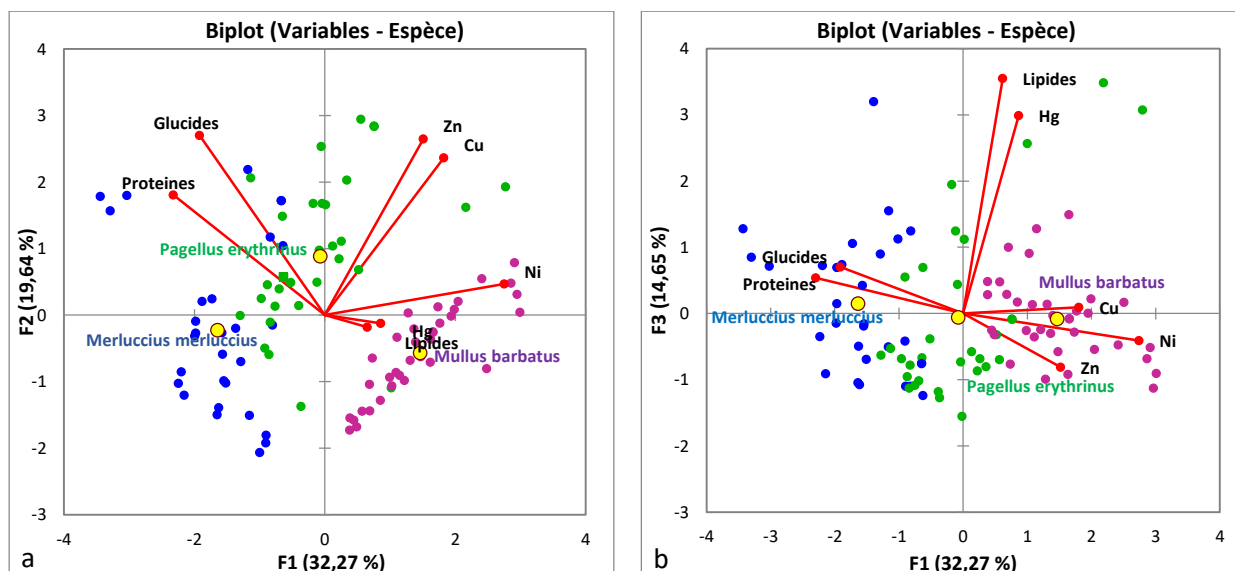


Figure IV.41 : Projection des biplots (variables- Espèce) dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).

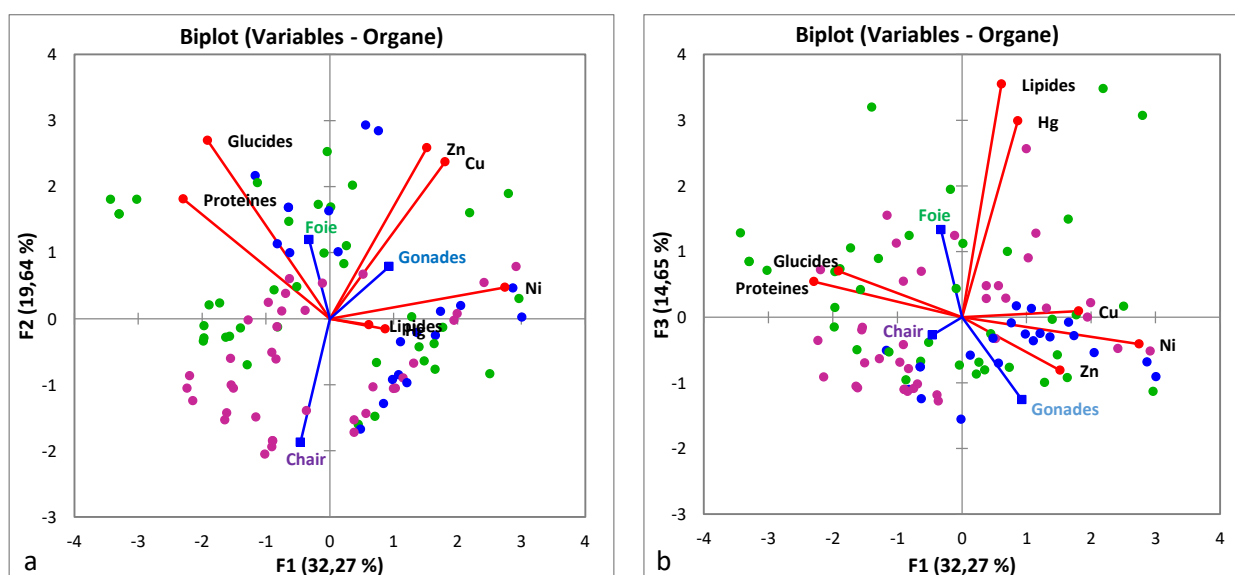


Figure IV.42 : Projection des biplots (variables- Organe) dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).

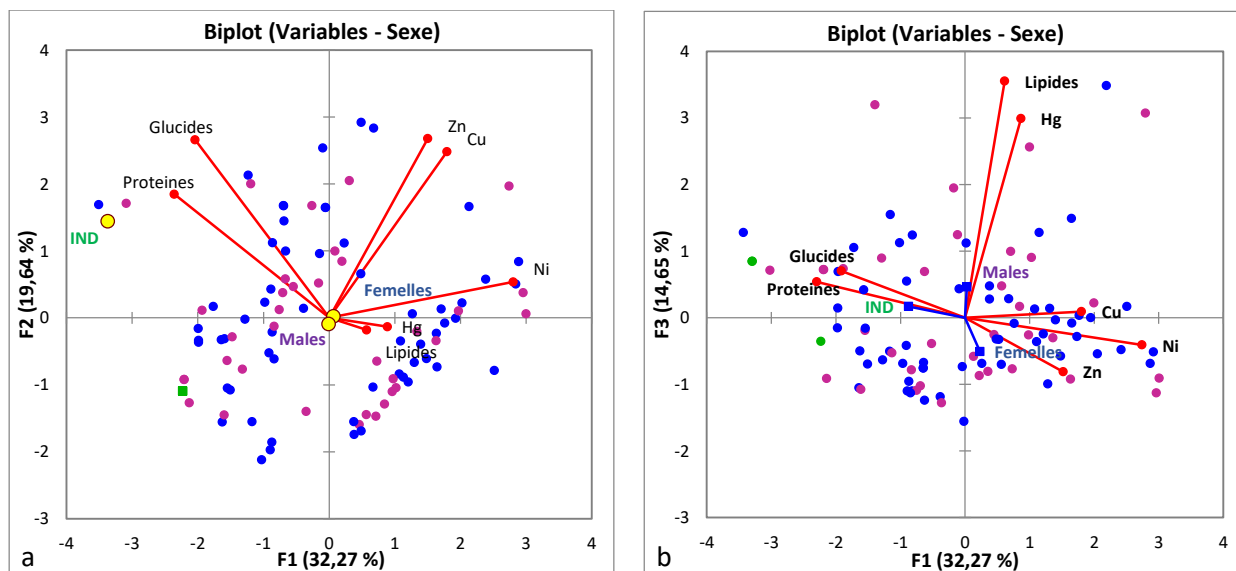


Figure IV.43 : Projection des biplots (variables- Sexe) dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).

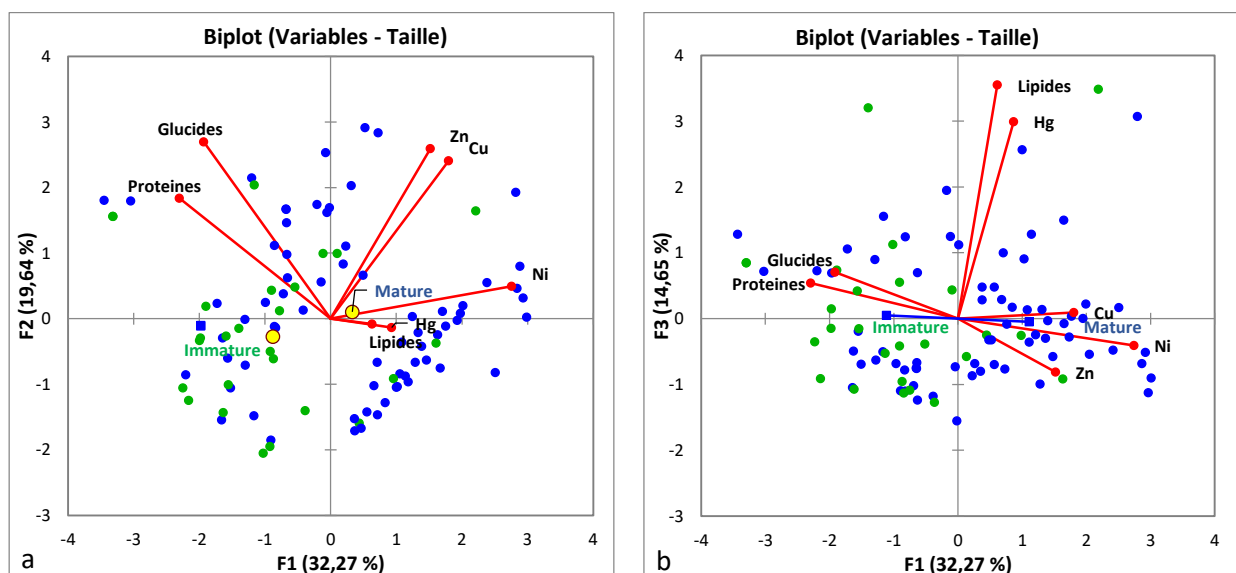


Figure IV.44 : Projection des biplots (variables- Taille) dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).

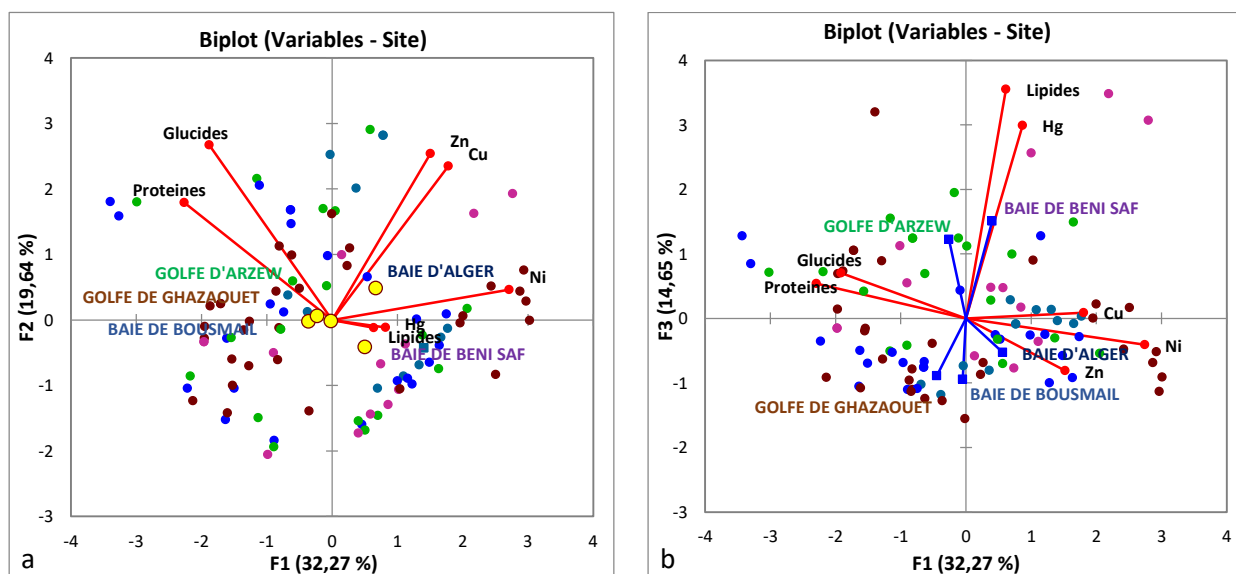


Figure IV.45 : Projection des biplots (variables- Site) dans les plans factoriels (F1 x F2) (a) et (F1 x F3) (b).

IV.2.3. Estimation de degré de contamination des poissons :

Plusieurs études ont montré que la présence des ETM principalement le cadmium, le plomb et le mercure entraîne des effets néfastes variés sur la santé humaine. Ces trois métaux sont, à des degrés divers, des toxiques cumulatifs dont les effets sont le plus souvent insidieux. Ils sont observés après un temps de latence de plusieurs mois pour le plomb et le mercure ou de plusieurs années pour le cadmium.

L'étude des différents facteurs d'exposition montre que l'apport d'origine alimentaire représente plus de 90% de l'apport total en éléments traces métalliques pour la population générale.

L'objectif de cette partie est de déterminer dans quelles mesures et pour quelles quantités la consommation de poissons entraîne un risque pour le consommateur Algérien.

Dans un premier temps, nous caractérisons, par le calcul du facteur de bioaccumulation la probabilité du transfert des métaux analysés du milieu ambiant vers les poissons.

Dans un deuxième temps, nous en déduisons, à partir des teneurs en ETM, et de la quantité de poissons consommée, une dose journalière (DJE) d'exposition aux ETM. Parallèlement, nous allons estimer un quotient de danger (QD) des ETM. Enfin, à partir de la comparaison des DJE et de QD avec des référentiels internationaux, nous relevons le facteur risque sur la santé des consommateurs.

IV.2.3.1. Le facteur de bioaccumulation :

La bioaccumulation d'un contaminant dans les tissus d'un organisme est un biomarqueur d'exposition à cette substance (NRC, 1983 ; Streit, 1998 ; USEPA, 1998 ; WHO, 2003 et Karlsson *et al.*, 2002). Cependant, lorsque l'on mesure la bioaccumulation d'un composé dans un organisme, il est important de tenir compte de sa biodisponibilité (Belfroid *et al.*, 1995).

L'accumulation d'une substance dans un organisme va également dépendre de sa capacité à le métaboliser et à l'éliminer. Alors, la bioaccumulation d'un composé dans un organisme est typique de ce composé, du milieu aquatique dans lequel il se trouve et de l'organisme cible (Ney and Van Hassel, 1983).

Les résultats des facteurs de bioaccumulation (Tableau IV.29) montrent que le facteur de bioaccumulation le plus élevé est celui du zinc (FBC= 2.3) enregistré pour le pageot commun. Tandis que, le minimum est celui de mercure (FBC= 0.02) enregistré pour le pageot commun et le rouget de vase. Les deux autres métaux (nickel et cuivre) enregistrent des FBC faibles et cela pour les trois poissons.

Tableau IV.29 : Valeurs des facteurs de bioaccumulation des métaux par les trois poissons

Métal	FBC_Pageot		FBC_Merlu		FBC_Rouget	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Hg	0,02	2,09	0,10	0,57	0,02	1,50
Zn	0,19	2,30	0,22	1,88	0,17	1,62
Ni	0,26	0,51	0,06	0,33	0,35	1,09
Cu	0,21	0,64	0,08	0,31	0,15	0,41

Ces résultats montrent que le facteur de bioaccumulation est très variable d'un métal à un autre et d'une espèce à une autre. Toutefois, il faut noter que la bioaccumulation, pour un même élément chimique, peut varier considérablement selon l'espèce considérée, le stade de développement des individus, les caractéristiques du biotope (pH, salinité et température), le sexe, le régime alimentaire, les propriétés du contaminant, ...etc. (Casas, 2005).

IV.2.3.2. Le risque sanitaire / toxicologique :

Selon l'INSPQ (2012), une évaluation du risque toxicologique est une méthode qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à des contaminants d'origines chimiques, physiques ou biologiques produise des effets négatifs sur la santé humaine, soit d'une façon aiguë ou chronique (CSAFSCA, 2014). Dans le présent travail, l'évaluation des risques toxicologiques se limite à la consommation de trois poissons demersaux et se base sur les teneurs moyennes de quatre métaux (Hg, Zn, Ni et Cu) analysés dans le tissu musculaire de ces poissons. Les populations humaines pour lesquelles cette évaluation du risque est produite sont des adultes âgés de 20 ans et plus et des enfants de moins de 15 ans.

L'étape de la caractérisation toxicologique consiste à choisir des valeurs toxicologiques de référence (VTR) qui sont des doses pour lesquelles un humain peut être exposé sans encourir des effets toxiques non cancérogènes (ASTEE, 2003 ; INSPQ, 2012 et INERIS, 2018). Les VTR utilisées lors de cette évaluation sont celles établies par l'US EPA (2002) et actualisées en 2016. Bien que, d'autres organismes préconisent de réduire les seuils pour les femmes enceintes ou allaitantes et les jeunes enfants (ATSDR, 2008 ; OMS/ JEFCA, 2010 ; SC, 2010 ; INSPQ, 2012 et OEHHA, 2015). Ainsi, en Europe, le débat interne à l'Union porte sur l'opportunité de distinguer deux seuils selon les types de poissons (espèces carnivores et non carnivores) (EFSA, 2009).

IV.2.3.2.1. Le risque toxicologique lié à la consommation du pageot :

IV.2.3.2.1.1. Analyse paramétrique :

Les valeurs des paramètres d'évaluation du risque sanitaire (DJE et QD) lié à la consommation du pageot commun pêché au niveau des côtes algériennes sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.30 : Valeurs extrêmes de la DJE et du QD pour le pageot (pour enfant et adulte).

	DJE_Enfant		DJE_Adulte		QD_Enfant		QD_Adulte	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Hg	0,0000	0,0004	0,0000	0,0001	0,0084	0,7926	0,0033	0,3170
Zn	0,0097	0,0902	0,0039	0,0361	0,0171	0,1583	0,0068	0,0633
Ni	0,0031	0,0064	0,0012	0,0026	0,6121	1,2793	0,2449	0,5117
Cu	0,0017	0,0046	0,0007	0,0018	0,2048	0,5525	0,0819	0,2210

Les résultats (Tableau IV.30) montrent que la valeur de la DJE la plus élevée est celle du zinc. Néanmoins, cette valeur élevée reste relative, les valeurs révélées pour la DJE sont très faibles pour tous les métaux analysés. Cela est valable que ce soit pour les adultes ou les enfants, bien que les valeurs de la DJE pour les enfants soient supérieures à celles révélées pour les adultes.

Pour les résultats du QD, toutes les valeurs révélées pour le Hg, Ni et Cu sont inférieures à 1, et cela pour les enfants et les adultes. Tandis qu'une valeur de QD supérieure à 1 a été révélée pour le zinc dans le cas des enfants. Cela implique que l'apparition d'un effet toxique ne peut pas être exclue dans le cas de la consommation des pageots par des enfants de moins de 15 ans.

IV.2.3.2.1.2. Variations de la dose journalière d'exposition :

Les résultats des valeurs de la DJE calculées par croisement de la consommation et des concentrations moyennes en ETM dans le tissu musculaire du pageot commun (Fig. IV.47), indiquent une exposition journalière maximale au zinc de l'ordre de 0.036 µg/kg pc/j pour les adultes. Tandis qu'elle est 3 fois plus pour les enfants (0.09 µg/kg pc/j). Le mercure ingéré quotidiennement à travers la consommation du pageot est de 0,039 µg, soit une dose journalière d'exposition (DJE) de 0.0001 µg/kg pc/j pour les adultes et de 0.0004 µg/kg pc/j pour les enfants. Les quantités maximales de nickel et de cuivre à laquelle s'expose le consommateur adulte sont, respectivement de 0.0026 µg/kg pc/j et de 0.0018 µg/kg pc/j. Cependant, les enfants de moins de 15 ans s'exposent, respectivement, à 0,0064 µg/kg pc/j et 0.0046 µg/kg pc/j, soit 3 fois plus que le consommateur adulte.

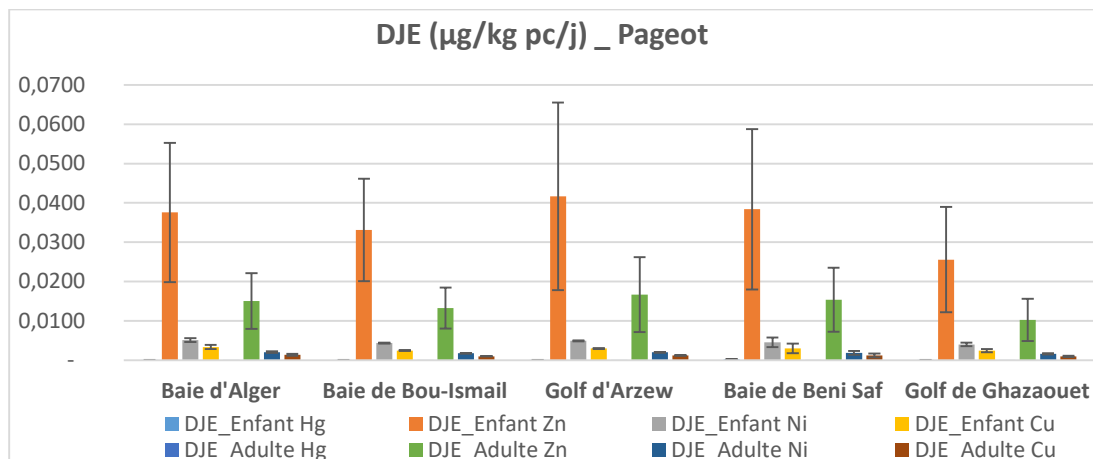


Figure IV.47 : Valeurs de la DJE dans les différents (calculées pour les métaux dans le pageot)

IV.2.3.2.1.3. Variations du quotient de danger :

Les quotients de danger (QD) (Fig. IV.48) issus de la consommation du pageot pour les enfants sont tous supérieurs à ceux des adultes. Ainsi, ils sont tous inférieures à 1 et seul le QD par le nickel révélé au niveau de la baie d'Alger qui est supérieur à 1. Cela implique qu'un effet néfaste sur la santé des enfants ne peut pas être exclu lors de la consommation du pageot pêché dans la baie d'Alger. Cependant, le Ni est considéré comme un métal probablement essentiel, il ne figure pas dans les seuils limites des contaminants chimiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture de la législation algérienne. Ce qui nous conduisons à déduire que la dose journalière d'exposition au nickel ne doit pas dépasser la valeur de 0,0064 µg/kg pc/j.

En outre, les valeurs du quotient de danger pour les trois métaux (Hg, Cu et Zn) renseignent sur un faible risque toxicologique lié à la consommation du pageot par les enfants et les adultes dans les régions de Ghazaouet, Beni Saf, Mostaganem, Bou-Ismaïl et Alger.

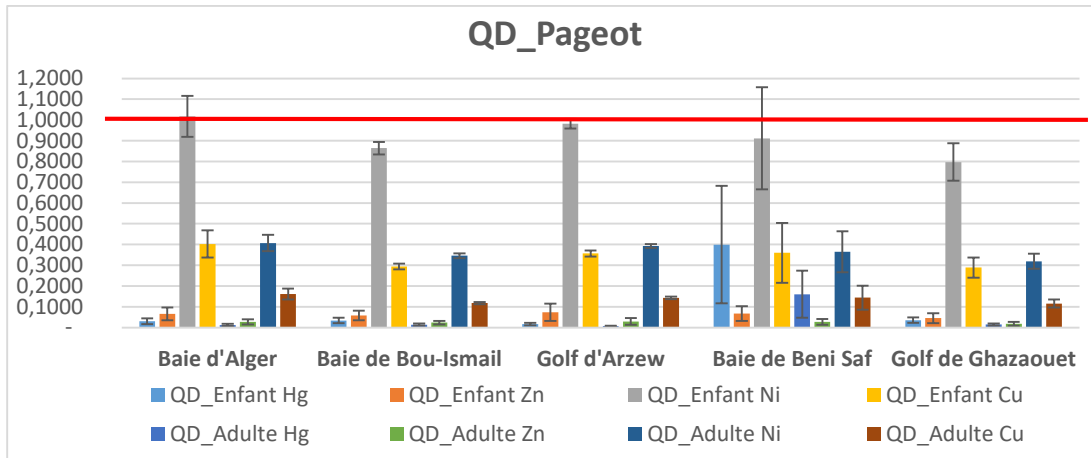


Figure IV.48 : Valeurs du QD dans les différents sites (calculées pour les métaux dans le pageot)

IV.2.3.2.2. Le risque toxicologique lié à la consommation du merlu :

IV.2.3.2.2.1. Analyse paramétrique :

Les valeurs des paramètres d'évaluation du risque sanitaire (DJE et QD) lié à la consommation du merlu pêché au niveau des côtes algériennes sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.31 : Valeurs extrêmes de la DJE et du QD pour le merlu (pour enfant et adulte).

	DJE_Enfant		DJE_Adulte		QD_Enfant		QD_Adulte	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Hg	0,0000	0,0001	0,0000	0,0000	0,0380	0,2166	0,0152	0,0866
Zn	0,0096	0,0686	0,0038	0,0274	0,0168	0,1204	0,0067	0,0481
Ni	0,0007	0,0042	0,0003	0,0017	0,1407	0,8343	0,0563	0,3337
Cu	0,0008	0,0024	0,0003	0,0010	0,0921	0,2917	0,0368	0,1167

Les valeurs de la DJE (Tableau IV.31) révélées pour les enfants sont supérieures à celles calculées pour les adultes. Ainsi, les valeurs de la DJE les plus élevées sont celles du zinc, suivies, respectivement, par celles du nickel et de cuivre. Tandis que les valeurs de la DJE calculées pour le mercure sont les plus faibles, elles sont nulles dans le cas des adultes. Néanmoins, ces valeurs de la DJE qui sont élevées dans le cas de zinc peuvent augmenter sa toxicité, notamment pour les enfants. Cette toxicité aiguë est surtout observée avec les métaux sous formes ioniques comme le zinc, qui sont très solubles, capables de se lier aux enzymes et ainsi de modifier les processus biologiques, tout en induisant des effets qui sont difficilement quantifiables (Gombert *et al.*, 2005). Pour les résultats du QD (Tableau IV.31), toutes les valeurs révélées pour les métaux étudiés (Hg, Zn, Ni et Cu) sont inférieures à 1, et cela pour les enfants et les adultes. Cela implique que l'apparition d'un effet toxique lié à la consommation du merlu pêché dans les côtes algériennes est très peu probable par les quatre métaux analysés.

IV.2.3.2.2.2. Variations de la dose journalière d'exposition :

Les variations des valeurs de la DJE (Fig.IV.49) calculées par croisement de la consommation et des teneurs moyennes en Hg, Zn, Ni et Cu dans le tissu musculaire du merlu, montrent que l'exposition journalière au cuivre qui est de l'ordre de 0.062 µg/kg pc/j pour l'adulte est la plus élevée parmi toutes les DJE calculées. D'ailleurs, ces DJE au cuivre pour les adultes dépassent largement celles calculées pour les enfants (environ 2.5 fois de plus). Ainsi, des DJE assez élevées au zinc (0.06 µg/kg pc/j) ont été enregistrées pour les enfants et cela au niveau des quatre sites d'échantillonnage, avec des valeurs plus élevées au niveau du golfe d'Arzew. Ces valeurs dépassent plus de 3 fois celles enregistrées pour les adultes. Tandis que, des DJE au mercure et au nickel très faibles (<0.0001 pour Hg et <0.004 pour Ni) ont été enregistrées au niveau des quatre zones de pêche pour les deux catégories d'âge (adultes et enfants).

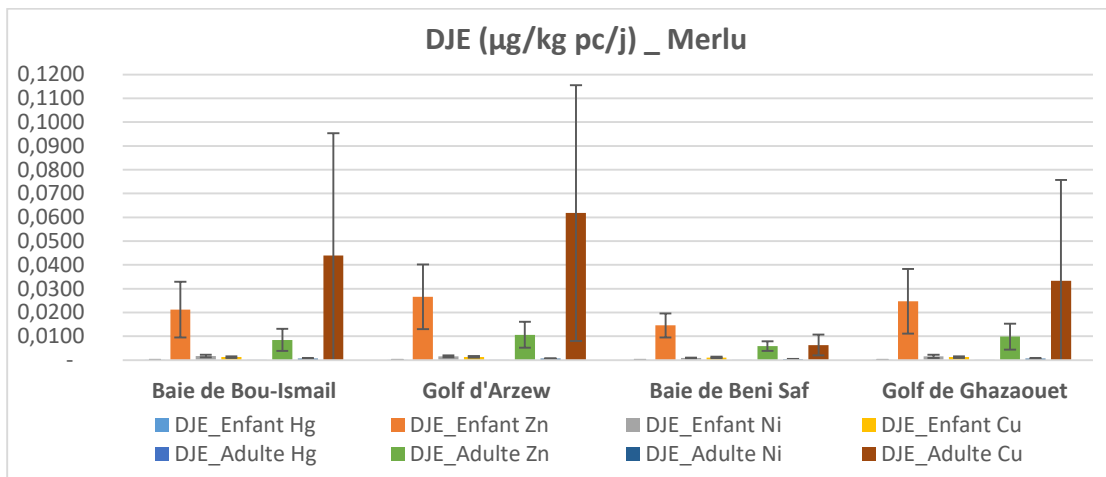


Figure IV.49 : Valeurs de la DJE dans les différents (calculées pour les métaux dans le merlu)

IV.2.3.2.2.3. Variations du quotient de danger :

Les quotients (QD) de danger des quatre métaux (Hg, Zn, Ni et Cu) pour les adultes et les enfants sont tous inférieures à 1 (Fig.IV.50). Ce qui implique que la survenue d'un effet toxique provenant des quatre métaux lié à la consommation du merlu des quatre régions de la côte algérienne (Ghazaouet, Beni Saf, Mostaganem et Bou-Ismaïl) est peu probable.

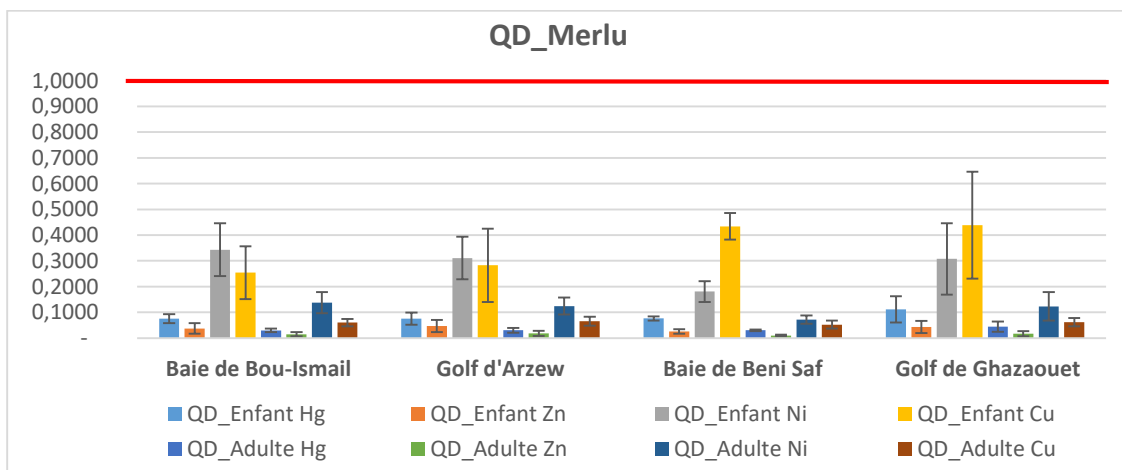


Figure IV.50 : Valeurs du QD dans les différents sites (calculées pour les métaux dans le merlu)

IV.2.3.2.3. Le risque toxicologique lié à la consommation du rouget de vase :

IV.2.3.2.3.1. Analyse paramétrique :

Les valeurs des paramètres d'évaluation du risque sanitaire (DJE et QD) lié à la consommation du rouget de vase pêché au niveau des côtes algériennes sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.32 : Valeurs extrêmes de la DJE et du QD pour le rouget de vase (pour enfant et adulte).

	DJE_Enfant		DJE_Adulte		QD_Enfant		QD_Adulte	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Hg	0,0000	0,0003	0,0000	0,0001	0,0076	0,5699	0,0030	0,2280
Zn	0,0086	0,0787	0,0034	0,0315	0,0150	0,1381	0,0060	0,0552
Ni	0,0040	0,0117	0,0016	0,0047	0,8007	2,3321	0,3203	0,9329
Cu	0,0011	0,0037	0,0011	0,0037	0,1381	0,4432	0,1381	0,4432

Les valeurs de la DJE (Tableau IV.32) aux quatre métaux (Hg, Zn, Ni et Cu) révélées pour les enfants et les adultes sont très faibles. Les plus élevées de ces faibles valeurs de la DJE sont celles du zinc. Ainsi, comme le cas du pageot et du merlu, la DJE au mercure est la plus faible.

Pour les valeurs des quotients de danger QD (Tableau IV.32), elles sont inférieures à 1, dans le cas du mercure, zinc et cuivre. Tandis que, le QD au nickel pour les enfants (2.3) est supérieure à 1 et avoisine 1 pour les adultes. Ceci pourrait entraîner des effets toxiques liés au nickel sur la population des enfants consommatrice de cette espèce de poisson.

IV.2.3.2.3.2. Variations de la dose journalière d'exposition :

Les variations des valeurs de la DJE (Fig.IV.51) montrent que l'exposition journalière au zinc pour les enfants est la plus élevée (0.055 µg/kg pc/j). De même, celles au zinc calculées pour les adultes (0.022 µg/kg pc/j) sont élevées par rapport les DJE au mercure, nickel et cuivre, qui sont, respectivement, de l'ordre de 0.000 µg/kg pc/j, 0.0016 µg/kg pc/j et 0.0011 µg/kg pc/j. Tandis que, les DJE au mercure, au nickel, au zinc et au cuivre sont tous élevées dans le golfe de Ghazaouet par rapport aux autres régions de la côte algérienne.

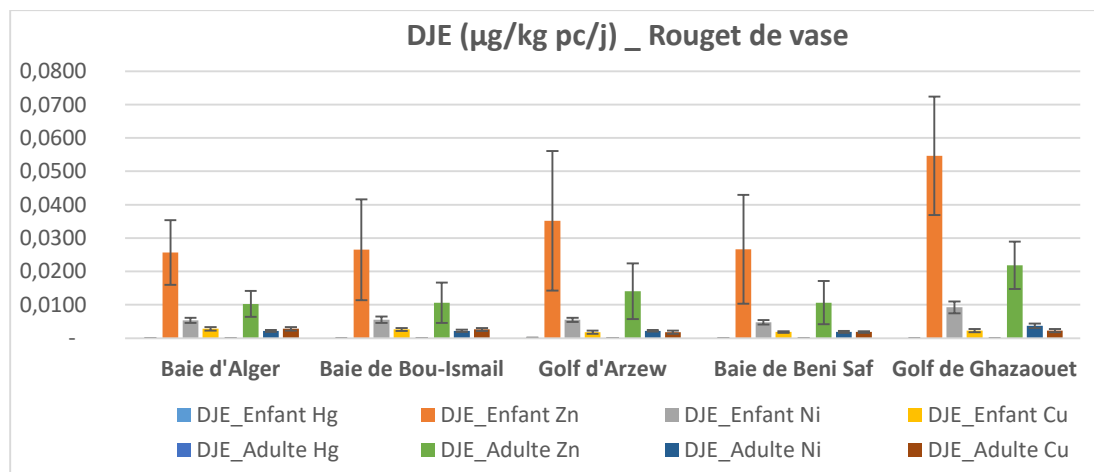


Figure IV.51 : Valeurs de la DJE dans les différents (calculées pour les métaux dans le rouget)

IV.2.3.2.3.3. Variations du quotient de danger :

Les variations des valeurs des quotients de danger (QD) (Fig. IV.52) issus de la consommation du rouget de vase pour les enfants et les adultes sont très fluctuantes. En effet, les valeurs du QD liées à la consommation du rouget de vase contaminé par le nickel et le zinc sont supérieures chez les enfants par rapport aux adultes. Celles liées à celui contaminé par le mercure sont supérieures chez les adultes par rapport aux enfants. Tandis que, des valeurs de QD assez similaires entre adultes et enfants ont été observées pour le cas de cuivre. Cependant, les QD calculés pour le nickel sont supérieures à 1 dans le cas des enfants. Ceci représenterait un danger pour la santé humaine. Ainsi, le rouget de vase pêché au niveau des régions de Ghazaouet, Mostaganem, Bou-Ismaïl et Alger seraient impropres à la consommation dus au risque de s'exposer aux effets de nickel. Le rouget de vase dans la baie de Beni Saf fait exception, de fait que la valeur de QD enregistré pour ce métal est inférieure à 1, que ce soit pour les adultes ou les enfants. Toutefois, le danger n'est pas énorme pour le consommateur, car le nickel n'est un métal toxique, de fait, il ne figure pas dans les éléments qui font objet de réglementation dans les produits de la pêche et de l'aquaculture.

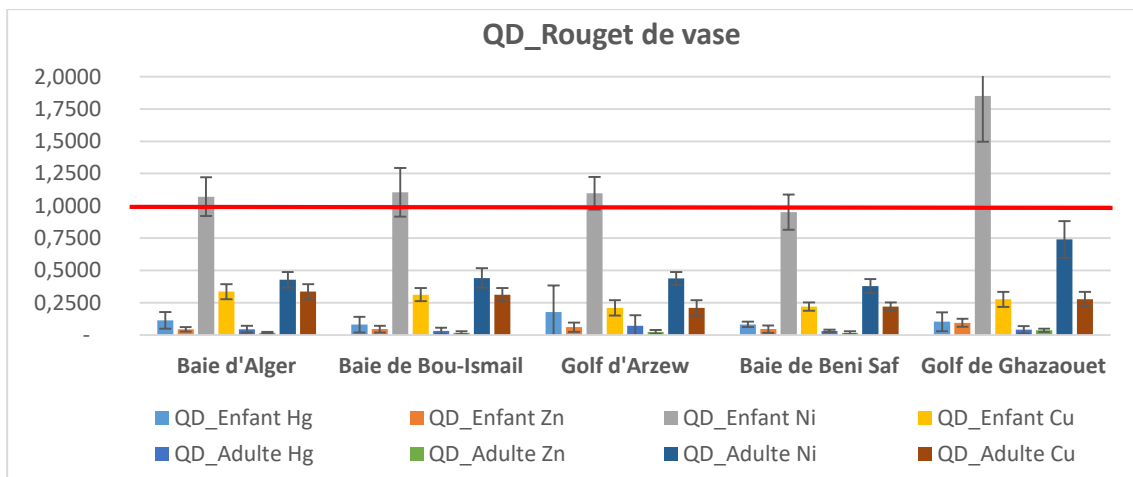


Figure IV.52 : Valeurs du QD dans les différents sites (calculées pour les métaux dans le rouget)

IV.2.3.3. Comparaison avec d'autres études :

Les teneurs en métaux dans les organes des trois poissons Pageot, Merlu et Rouget sont comparées à celles rapportées pour des espèces de poissons en Méditerranée et en Atlantique (Tab. IV.33). A savoir, les côtes occidentales de l'Algérie (Bouhadiba-Chenait, 2011 et Bentata-Keddar, 2015), respectivement, pour *Mugil cephalus* et *Mullus barbatus* ; les côtes sénégalaises (Diop et al., 2016), pour *Sardinella aurita* et *Solea senegalensis* ; la mer Adriatique (Perugini et al., 2014), pour *Mullus barbatus* et *Merluccius merluccius* ; les côtes Mauritanienne (Romeo et al., 1999), pour *Sardinella aurita*, *Trachurus trachurus* et *Epinephelus costae* ; le nord de la mer Egée en Turquie (Tepe et al., 2008), pour *Pagellus erythrinus* et *Mullus surmuletus* ; la côte Atlantique du Maroc (El Morhit et al., 2012), pour *Sardina pilchardus* et *Pagellus erythrinus* ; le golfe de Tunis (Ennouri et al., 2012), pour *Mullus barbatus* et *Sardinella aurita*.

Tableau IV.33 : Comparaison entre les teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g P.S}$) obtenues dans les organes du pageot, merlu et rouget de vase (présente étude) avec des teneurs révélées dans les organes des mêmes et autres poissons (études réalisées dans la mer Méditerranéenne et l’océan Atlantique).

Localisation	Espèce	Organe	Hg	Zn	Ni	Cu	Référence
Côtes algériennes (de la baie d’Alger au golfe de Ghazaouet)	<i>Pagellus erythrinus</i>	Muscle	0.11±0.10	31.99±5.40	15.13±1.75	5.31±1.21	Présente étude
		Foie	0.13±0.15	144.59±24.19	17.29±2.10	6.53±2.22	
		Gonades	0.03±0.02	190.20±31.07	17.23±2.32	9.82±1.92	
	<i>Merluccius merluccius</i>	Muscle	0.03±0.03	33.77±2.55	7.69±2.86	3.16±0.21	
		Foie	0.13±0.08	67.98±11.11	5.29±1.24	4.32±0.29	
		Gonades	0.10±0.03	191.01±5.56	5.30±2.25	5.20±0.29	
	<i>Mullus barbatus</i>	Muscle	0.12±0.09	24.93±73.04	12.14±4.98	2.54±1.52	
		Foie	0.25±0.23	118.20±31.01	14.50±7.19	3.28±2.42	
		Gonades	0.04±0.05	227.45±75.50	11.17±6.61	6.63±1.61	
Baie d’Oran (Algérie)	<i>Mullus barbatus</i>	Muscle	/	2.76±1.12	0.072±0.032	/	Bentata-Keddar, 2015
Baie de Beni Saf (Algérie)		Muscle	/	2.50±1.07	0.057±0.043	/	
Côtes sénégalaises (Sénégal)	<i>Sardinella aurita</i>	Muscle	/	18.6 - 22.0	0.10 - 0.16	3.38 - 6.6	Diop et al., 2016
		Foie	/	55.8 - 147.0	0.22 - 1.14	11.0 - 37.9	
	<i>Solea senegalensis</i>	Muscle	/	16.0 - 20.9	0.09	0.38 - 0.71	
		Foie	/	52.5 - 129.0	0.22 - 0.72	302.0 - 475.0	
Baie d’Oran (Algérie)	<i>Mugil cephalus</i>	Muscle	/	9.09±0.58	/	9.2±0.40	
Baie de Beni Saf (Algérie)		Muscle	/	19.17±1.2	/	9.92±0.05	Bouhadiba-Chenait, 2011
Mer Adriatique (Italie)	<i>Mullus barbatus</i>	Muscle	0.48±0.09	26.07±5.44	/	6.08±4.32	Perugini et al., 2014
		Os	0.33±0.07	27.74±3.69	/	1.19±0.16	
	<i>Merluccius merluccius</i>	Muscle	0.59±0.14	22.93±3.95	/	5.67±3.52	
		Os	0.24±0.05	33.13±3.69	/	1.70±0.43	
Côte Atlantique (Mauritanie)	<i>Sardinella aurita</i>	Muscle	0.09±0.08	23±5	/	2.8± 0.7	Romeo et al., 1999
	<i>Trachurus trachurus</i>	Muscle	0.3±0.05	42±7	/	1.06±0.3	
	<i>Epinephelus costae</i>	Muscle	0.12±0.05	13.0±1.0	/	1.2 ±0.6	
		Foie	0.46±0.14	507.0±88.0	/	49.1±14.7	
North Aegean Sea (Turkey)	<i>Mullus surmuletus</i>	Branchies	0.06±0.01	83.0±4.0	/	1.4±0.2	Tepe et al., 2008
		Muscle	/	5.14 ± 1.82	0.05 ± 0.02	1.07 ± 0.35	
	<i>Pagellus erythrinus</i>	Muscle	/	9.40 ± 0.44	0.74 ± 0.31	0.40 ± 0.16	
Mersin Bay (Turkey)	<i>Pagellus erythrinus</i>	Muscle	/	5.90 ± 1.38	4.03 ± 0.05	0.30 ± 0.06	
Côte Atlantique (Maroc)	<i>Pagellus erythrinus</i>	Muscle	/	24.10±12.78	/	17.58±7.17	El Morhit et al., 2012
	<i>Sardina pilchardus</i>	Muscle	/	37.27±22.73	/	19.17±5.78	
Golfe de Tunis (Tunis)	<i>Mullus barbatus</i>	Muscle	0.11 - 0.64	4.7 - 109	/	0.49 - 6.65	Ennouri et al., 2012

Les teneurs en métaux analysés dans les organes des trois poissons pageot, merlu et rouget (présente étude) ont été déterminées par rapport au poids sec (P.S.), tandis que pour les autres travaux, les teneurs ont été déterminées par rapport au poids frais (P.F.) et cela à partir du pourcentage humidité de l'échantillon, calculé comme la différence entre les poids de l'échantillon avant et après sa lyophilisation.

Les résultats montrent que pour tous les métaux analysés dans ces espèces de poisson étudiées, les teneurs en oligo-éléments Zn, Cu et à moindre degré Ni sont plus élevées par rapport à celles du Hg, ce qui est typiquement lié à sa toxicité. Ainsi, les teneurs en métaux analysés dans les organes des trois poissons pageot, merlu et rouget sont supérieures à celles rapportées dans les organes de ces mêmes poissons dans les autres études (Bentata-Keddar, 2015 ; Perugini *et al.*, 2014 ; Tepe *et al.*, 2008 ; El Morhit *et al.*, 2012 et Ennouri *et al.*, 2012), notamment, pour le cas du zinc, cuivre et nickel, dont leurs teneurs dans la présente étude dépassent largement celles dans des autres études. Par ailleurs, il est bien connu que les teneurs des métaux dans les organismes ne sont pas le seul résultat de leur biodisponibilité dans l'environnement. Les processus impliqués sont très complexes et sont influencés même par le contaminant (taille de la molécule, spéciation chimique) (Singh *et al.*, 2007; Bertrand *et al.*, 2009). De plus, les teneurs les plus élevées en Hg pour l'ensemble des études sont tous trouvées dans le foie, ce qui confirme son rôle de détoxification. Cependant, il est admis que les teneurs en mercure dans ces poissons sont inférieures à celles des poissons de rang supérieur dans la chaîne trophique (Mille *et al.*, 2018).

Pour les autres métaux essentiels Zn, Cu et Ni, on note une grande variabilité entre organes, mais dans tous les cas, les gonades et le foie montrent les valeurs les plus élevées.

De même, cette comparaison montre que seuls les teneurs en cuivre dans le muscle du pageot échantillonné dans les eaux Atlantiques du Maroc (El Morhit *et al.*, 2012) et celles du zinc dans le foie de la badèche pêché dans les eaux Atlantiques de la Mauritanie (Romeo *et al.*, 1999) qui dépassent les teneurs révélées dans la présente étude pour les trois espèces. Tandis que, les autres teneurs en métaux sont tous inférieures à celles révélées dans la présente étude.

En outre, cette analyse comparative a confirmé que les teneurs métalliques pour une espèce et / ou un ensemble des espèces sont rarement comparables entre elles, cela dues à la fois aux comportements et besoins physiologiques des espèces qui varient avec la saison et les variations des paramètres physico-chimiques du milieu (Gaspic *et al.*, 2002).

Néanmoins, les résultats de cette comparaison renseignent sur la grandeur de la contamination locale dans la présente étude, qui paraît inquiétante, ainsi, sur l'importance d'utilisation des espèces démersales comme bioindicateurs de la qualité de l'environnement marin.

IV-3. Discussion générale :

L'objectif principal de ce travail de thèse est d'évaluer le statut écologique des principales zones de pêche chalutables le long de la côte algérienne. Pour se faire, la méthode utilisée est passée par la détermination du risque écologique dans ces zones par l'application d'une approche écotoxicologique basée sur le calcul des indices de contamination des sédiments superficiels par les éléments métalliques (ETM). Cette approche est soutenue par l'évaluation de la bioaccumulation des métaux traces dans trois poissons demersaux et l'étude des variations de cette bioaccumulation au niveau de trois organes et en fonction de la taille et du sexe des poissons dans les différents sites d'échantillonnage. Ainsi, le risque toxicologique lié à la consommation de ces poissons a été évalué.

IV-3.1. Etude des sédiments :

Pour les sédiments des zones de pêche chalutables, nous avons commencé l'évaluation de leur contamination en ETM, par la comparaison des résultats obtenus pour onze métaux (Fe, Mn, V, Cr, Co, Ni, Cu, Cd, Pb, Zn et As) par rapport aux différents fonds géochimiques, cela nous a permis d'identifier le fond géochimique le plus approprié pour le calcul des différents indices (FC, EF, Igeo et PLI). En effet, le choix est porté pour l'utilisation d'un fond géochimique local, qui est défini en utilisant des données qui proviennent de l'analyse des échantillons de deux carottes sédimentaires prélevées au niveau de la baie d'Alger, respectivement à 40 et 100 m de profondeur (Inal *et al.*, 2018).

IV-3.1.1. Comparaison avec le fond géochimique et variations des teneurs en ETM :

En comparant les données du présent travail à celles du fond géochimique local, nous avons constaté que les concentrations de Fe, Mn, V, Cr, Co, Ni, Cu et Cd sont toutes inférieures à ce fond local et seules les concentrations de Zn et surtout d'As qui sont supérieures. Ainsi, par l'application d'une analyse ANOVA, une différence significative entre les teneurs de ces métaux dans les trois secteurs a été révélée. De même, les valeurs de tous les métaux dans le secteur Ouest diffèrent de celles dans les deux autres secteurs (Centre et Est) de la côte algérienne. Ceci nous a conduits à adopter une présentation séparée de chaque secteur dans l'étude de la distribution des ETM, de la fraction pélitique et de la matière organique et même dans le calcul des différents indices.

IV-3.1.2. Distribution des ETM :

Cette distribution montre que les valeurs les plus élevées du **fer (Fe)** se concentrent dans les stations de secteur Centre, avec une prolongation vers les baies de Jijel et de Skikda dans le secteur Est. Bien que la valeur maximale (50400 µg/g) a été révélée dans de la station S20 située dans la le golfe de Ghazaouet, les valeurs moyennes de fer sont plus élevées dans les secteurs Centre et Est par rapport au secteur Ouest. Il a été révélé que le transport par les cours d'eaux assurent 90% des apports métalliques aux océans sous forme dissoute et particulaire (Martin *et al.*, 1976).

Les principaux composés transportés par le réseau hydrographique sont les nutriments (P, N, Si), oxydes et hydroxydes de Fe et de Mn qui jouent le rôle de fixateur d'éléments traces (Turekian *et al.*, 1979), et des ions majeurs solubles (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+). Ainsi, Pour les valeurs élevées, elles restent toujours inférieures à la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui est de l'ordre de $51600\mu\text{g/g}$. En outre, les stations profondes montrent des teneurs supérieures à celles des stations côtières, notamment, au niveau du golfe de Ghazaouet. Ce qui confirme que la distribution de ce métal est régie en grande partie par la granulométrie des sédiments (taux de la fraction fine).

La distribution de **manganèse (Mn)** ressemble à celle du fer avec des valeurs importantes dans les secteurs Centre et Est par rapport aux sédiments du secteur Ouest. En effet, la valeur la plus élevée ($728\mu\text{g/g}$) a été révélée, comme dans le cas de fer, au niveau de la station S20 située dans la le golfe de Ghazaouet (secteur Ouest). Ce qui confirme le rôle du réseau hydrographique dans l'enrichissement de sédiments de cette station par ces deux éléments (fer et manganèse). Ainsi, Toma (1980) a montré que la distribution de manganèse et de fer avait une configuration identique à celle du transport des sédiments. Les métaux (Cu, Cd, Zn, Fe et Mn) présentaient un mode de distribution semblable à celui de la vase et de la matière organique dans les sédiments (Saad *et al.*, 1981). Cependant, Les teneurs en manganèse dans les sédiments de plusieurs stations (22 sur 51) réparties dans les trois secteurs (Elkala, Annaba, Skikda, Jijel, Béjaia, Tizi Ouzou, Alger, Tipaza, Beni Saf et Ghazaouet) dépassent la valeur de fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui est de l'ordre de $368.7\mu\text{g/g}$.

La distribution du **vanadium (V)** est quasiment identique à celle du manganèse. La différence se manifeste uniquement dans les grandeurs des valeurs. Positivement corrélés, ces deux métaux peuvent avoir les mêmes sources, comportements et évolution dans les sédiments. Les teneurs les plus élevées se trouvent au niveau des stations S20, S54, S4 et S29, situées respectivement, dans les baies de Beni Saf, Zemmouri, Alger et Bou-Ismaïl. Ainsi, ces teneurs du vanadium, avec d'autres révélées au niveau des stations S18, S39, S48 (Elkala), S35 (Annaba), S27 et S49 (Jijel), S48 (Boumerdes) et S33 (Tipaza) dépassent la valeur du fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de $155\mu\text{g/g}$. Il a été démontré par EL-Moselhy KH.M., (2006) que les fortes teneurs de vanadium sont souvent liées aux activités pétrolières, et peuvent être utilisées comme indicateurs de la pollution pétrolière.

La distribution du **cobalt (Co)** montre que les valeurs les plus élevées se concentrent dans les stations du secteur Centre avec une prolongation vers les stations situées dans les baies de Jijel et de Skikda dans le secteur Est. Ceci ressemble pratiquement à la distribution de fer. Le cobalt a une forte affinité pour les oxy et hydroxydes de fer et de manganèse (Jenne, 1968 et Murray, 1975).

Néanmoins, au niveau des stations du secteur Ouest, la distribution spatiale de ce métal est très perturbée ; ses valeurs les plus élevées sont rencontrées tantôt dans les stations côtières et tantôt dans les stations profondes. Cette situation évoque que les contaminations locales par le cobalt peuvent être très ré pondues dans les parties Est et Centre par rapport à la partie Ouest. En effet, dans les régions concernées par des apports anthropiques importants, les teneurs en cobalt fixé sur les sédiments peuvent être très variables sur un même site (Li, 1991 ; Plank and Langmuir, 1998). Cependant, les particules sédimentaires apportées à l'océan par les cours d'eau et la voie éolienne ont une concentration en cobalt analogue à celle de la croûte terrestre, de l'ordre de 20 µg/g (Turekian et Wedepohl, 1961). Dans les sédiments anoxiques, il s'associe aux sulfures de fer (Maes et al., 2003). Il est, cependant, considéré comme un élément peu mobile après enfouissement (Gendron et al., 1986). Mais, lors des remises en suspension massives de sédiments anoxiques, il peut être émis dans la colonne d'eau. D'ailleurs, Martino et al., (2002) ont observé des concentrations en cobalt dissous de l'ordre de 2 à 4 µg/l dans la zone de turbidité maximum de l'estuaire du fleuve la Mersey.

La répartition spatiale des teneurs du **chrome (Cr)** est presque identique à celles du manganèse, du vanadium et dans une moindre mesure à celle cobalt, mais avec des teneurs très élevées. En effet, d'après Chiffolleau (1994), le chrome provenant de rejets directs est très rapidement piégé par les sédiments au voisinage des sources. Cela confirme l'influence de l'origine de la contamination locale, déjà constatée dans le cas d'autres métaux et explique, en partie, les fortes teneurs révélées au niveau des stations côtières S23, S36, S4, S20 et S38 situées, respectivement, dans le golfe d'Annaba, la baie de Jijel, la baie d'Alger, la baie de Beni Saf et le golfe de Ghazaouet. Ces fortes teneurs dépassent la valeur de fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de 124µg/g. Ainsi, au niveau d'autres stations profondes (S18, S43, S35, S49, S27, S45, S54, S29 et S33), les teneurs de chrome dépassent aussi la valeur de fond géochimique, ce qui peut renseigner sur l'ampleur de l'origine anthropique. Les teneurs élevées en chrome dans les stations côtières semblent provenir principalement de rejets directs des oueds ainsi que d'apports de sources éloignées à ne pas négliger. Pour les concentrations élevées observées aux stations S36, S45 et S49, elles peuvent être aussi en relation avec la pollution générée par la tannerie (Moulay et al., 2008) localisée dans la partie ouest de la ville de Jijel (El Haddada). Cependant, les teneurs élevées en chrome dans les stations profondes pourraient provenir en partie de l'érosion de roches relativement riches en chrome (serpentes, dunités..etc.) (Satouh, 2017), des rejets atmosphériques des zones industrielles et des aérosols terrigènes d'origine naturelle qui peuvent représenter des sources secondaires du chrome dans le milieu marin. Néanmoins, la nature des sédiments dans les stations profondes (vase) et leurs fortes teneurs en matière organique ont leur s influence dans cette distribution.

Le chrome peut aussi être adsorbé sur la surface des minéraux argileux en présence de matière organique particulaire (Bradl, 2005). Cependant, le Chrome et le Vanadium sont considérés comme des éléments traces d'origine terrigène, car ils peuvent remplacer l'aluminium et le fer dans les structures cristallines des minéraux grâce à leur similitude en tailles ioniques (Callender, 2003 ; Kabata-Pendias, 2011).

La distribution du **zinc (Zn)** montre que ses valeurs sont très homogènes dans le secteur Est, plus au moins homogènes dans les stations du secteur Centre. Tandis que dans le secteur Ouest, la répartition est très fluctuante avec des teneurs faibles dans les stations des baies d'Arzew, d'Oran et de Beni Saf et des teneurs très élevées au niveau des stations du golfe de Ghazaouet. Ceci peut être expliqué en partie par la présence du complexe ALZINC dans le port de Ghazaouet (Benguedda et al., 2011). Ces valeurs élevées sont supérieures à la valeur de fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de $95\mu\text{g/g}$, elles renseignent sur la grande ampleur de la contamination des sédiments par le zinc, notamment dans le secteur Ouest, déjà révélés dans plusieurs études antérieures (Benguedda et al., 2011 et Belhadj et al., 2017 ; ...). Ainsi, Dans le sédiment, les phénomènes d'absorption et de précipitation du zinc sont favorisés lors d'une forte présence des argiles et des oxydes de Fe et Mn (Cauwet et Faguet, 1982), Le zinc montre à la fois des affinités pour les argiles, les oxydes de Fe et Mn et à la matière organique (Cauwet, 1985). De plus, le zinc peut co-précipiter avec la matière organique et les minéraux argileux. Cependant, au niveau méditerranéen, les teneurs les plus élevées en zinc sont observées dans le port de Naples avec des valeurs qui atteignent $7234\mu\text{g/g P.S.}$ (Sprovieri et al., 2007).

La répartition spatiale des teneurs du **cuivre (Cu)** est relativement homogène le long de la côte algérienne. Les exceptions se manifestent au niveau de la baie d'Alger avec des teneurs assez élevées et dans les baies d'Oran et de Beni Saf caractérisées par des teneurs très faibles.

Le lessivage des terres agricoles aurait contribué de façon importante à l'enrichissement du sédiment des stations côtières du secteur Centre en cuivre ; cette hypothèse semble être probable étant donné que les engrais et les biocides sont fréquemment à base de cuivre (Span, 1984). Il a été démontré que le plancton était responsable des processus d'assimilation et de transfert du cuivre des couches d'eau superficielles océaniques aux sédiments en raison de son aptitude à accumuler les métaux en quantités relativement élevées (Hadjeri et al, 1995). Par ailleurs, les organismes vivants qui auraient adsorbé ou assimilé le cuivre présent dans l'eau de mer principalement sous forme de complexes organiques (Gnassia-Barelli et al, 1978) et qui est indispensable à leurs développement (Cosson, 1978) auraient, par transport vertical, également contribué à enrichir les sédiments profonds en cuivre particulaire. Cependant, les teneurs de cuivre sont tous inférieures à la valeur de fond géochimique établie pour les sédiments de la côte algérienne et qui de l'ordre de $34\mu\text{g/g}$ à l'exception de la station S4 située au niveau de la baie.

La répartition spatiale des teneurs du **nickel (Ni)** suit celles du Mn, Co, V et Cr, avec des teneurs élevées dans les stations des secteurs Centre et Est et faibles dans les stations du secteur Ouest. L'exception se manifeste dans les stations du golfe de Ghazaouet, notamment, les stations S10 et S20 situées, respectivement, dans Ghazaouet et Beni Saf qui montrent des teneurs similaires et/ou supérieures à celles des stations des secteurs Centre et Est. En effet, cette répartition pourrait être contrôlée par la contribution des apports anthropiques qui arrivent en premier lieu aux fonds des stations côtières via les oueds et les émissaires d'eaux réparties tout au long de la côte algérienne. Néanmoins, des teneurs élevées ont été révélées dans des stations profondes (S10 dans le secteur Ouest, S33, S48, S54 et S18 dans le secteur Centre et S35, S39 et S43 dans le secteur Est) la cause peut être un événement isolé dans le temps (rejet ponctuel) et/ou un transport par les courants du fond du matériel de la couche néphéloïde du fond des stations côtières vers ces stations profondes. Ainsi, le nickel pourrait être associé aux oxydes de fer et de manganèse (Rapin *et al.*, 1982) qui sont abondants dans la couche oxique ou bien à la matière organique, généralement riche dans les sédiments des marges continentales. Toutefois, malgré la proximité et la multitude des sources en cet élément le long de la frange littorale, ses teneurs dans les stations côtières ne sont pas excessives. Une remise en suspension du nickel par le brassage du sédiment superficiel dans ces zones peu profondes en serait la cause. En outre, l'éventualité d'une exportation de cet élément par les courants de surface vers d'autres zones, notamment vers le large, n'est pas à omettre.

La distribution du **plomb (Pb)** montre que les teneurs les plus élevées se manifestent dans les sédiments des stations de la baie d'Alger et du golfe de Ghazaouet, et à moindre degré dans le golfe de Skikda. Cette situation peut être liée directement à la pression anthropique exercée ces trois zones, vu qu'elles sont parmi les grandes métropoles industrielles situées dans la côte algérienne. Alors, dans les sédiments côtiers, la contamination par le plomb est très largement répandue (Cossa *et al.*, 1992). Les principales sources actuelles de plomb sont les l'industrie des accumulateurs, les alliages, les câbles et les pigments (Manahan, 2010). A cela s'ajoute le plomb tétraéthyle issu de la combustion des carburants au niveau du trafic du réseau routier terrestre et en mer. Ce plomb assez toxique est émis dans l'atmosphère par les moteurs à combustion pour se condenser et se précipiter et s'achemine vers les sédiments marins. Ainsi, Kabata-Pendias (2011) signale une accumulation importante entre 10 et 40 mg/kg dans les roches acides et les sédiments argileux. De fait, les taux élevés de la fraction fine des sédiments peuvent expliquer en partie cette distribution. Cependant, la majorité des stations où les teneurs de plomb dépassent la valeur de fond géochimique établie pour la côte algérienne et qui de l'ordre de 34µg/g, se trouvent au niveau des secteurs Centre et Ouest. Tandis qu'au niveau du secteur Est, les teneurs en plomb au niveau de la plupart des stations sont inférieures à la valeur du fond géochimique.

La répartition spatiale de l'**arsenic (As)** est différente de celles des autres métaux. L'arsenic est un métalloïde, avec des propriétés, en partie, similaires à celles des métaux. En effet, les teneurs élevées se manifestent dans les sédiments des stations du golfe d'Arzew. Néanmoins, les stations situées dans l'extrême Est des côtes algériennes révèlent aussi des teneurs assez importantes. Elles peuvent être associées aux déversements des eaux usées industrielles et domestiques de grandes métropoles comme Annaba et Skikda. Cependant, la distribution de ce métalloïde qui diffère des autres métaux nécessite de faire l'objet d'autres études approfondies. En outre, dans la roche sédimentaire, une teneur moyenne en arsenic de 13 mg/kg est généralement acceptée comme valeur de référence. D'ailleurs, c'est exactement la valeur qui a été établie comme valeur de fond géochimique pour les côtes algériennes. Cette valeur de fond géochimique a été largement dépassée dans plusieurs stations. En fait, le contenu ordinaire dans les sédiments marins varie entre 5 et 20 mg/kg (Pierre, 1993). Les roches sédimentaires les plus riches étant les argilites avec 11 mg.kg⁻¹ environ. Toutefois, des valeurs nettement plus fortes ont été relevées jusqu'à 100-200 mg.kg⁻¹ dans les calcaires du jurassique moyen de Lorraine (Chaussidon et Albardle, 1992). Cependant, des niveaux beaucoup plus élevés peuvent être trouvés dans certaines zones estuariennes ou côtières (Joselyn J., 2016). Ainsi, la matière organique peut contribuer à la rétention/libération de l'arsenic par compétition sur des phases porteuses telles que les oxydes et hydroxydes de fer ou les argiles (Xu *et al.*, 1988; 1991; Wang and Mulligan, 2006 et 2009).

La distribution du **cadmium (Cd)** montre des fluctuations assez importantes dans les sédiments des stations des trois secteurs (Est, Ouest et Centre). Ce chevauchement entre les faibles et les grandes teneurs en cadmium dans des stations côtières pourrait être en relation avec l'importance des sources de pollutions, notamment celles anthropiques. Cependant, comme le montre certaines études, la concentration en cadmium dans les sédiments varie en fonction de la salinité. Cette salinité peut être déterminante sur la mobilité et la disponibilité des ETMs, comme dans le cas du cadmium qui peut être libéré de la phase solide à la colonne d'eau sous forme de complexe chloré avec une augmentation de la salinité (Du Laing *et al.*, 2008 et Acosta *et al.*, 2011). Dans ce processus, il devient potentiellement biodisponible. Ainsi, tout comme le plomb et le mercure, le cadmium, métal non essentiel, n'a aucun rôle à jouer dans le cycle biologique des organismes marins. Sa présence dans les biotopes de ces organismes (eau et sédiment) se considère comme un risque, même à des faibles concentrations. Cependant, toutes les valeurs révélées dans les sédiments des principales zones de pêche chalutables sont inférieures à la valeur du fond géochimique établie pour la côte algérienne et qui de l'ordre de 0.5µg/g. L'exception se manifeste dans de la station S4, située dans la baie d'Alger où les teneurs révélées dépassent légèrement la valeur du fond géochimique. Tout en considérant la baie d'Alger comme l'un des hot spots de la méditerranée occidentale, cette situation de contamination par le cadmium n'est pas alarmante.

IV-3.1.3. Distribution des pélites et de la matière organique :

IV-3.1.3.1. Distribution des pélites :

La répartition des pélites montre que dans la majorité des stations, le taux de la fraction fine (<63µm) dépasse les 50 %. Les stations situées près de la côte (profondeurs < 40m) sont caractérisées par des taux faibles en pélites. Ainsi, certaines stations, où le taux des pélites est faible, abritent des sédiments de nature quasi biogène. Ils sont riches en débris calcaires, ce caractère confirme l'origine autochtone des sédiments dans ces stations. En général, en allant des stations côtières vers celles profondes, un grano-classement croissant est révélé, il est probablement établi par les courants transversaux, qui déposent, lors du déferlement, les particules grossières près de la côte et au niveau de la plage sous-marine peu profonde. Les particules fines sont transportées par les courants de retour vers les stations profondes. Ce phénomène peut être accentué par les structures géomorphologiques sous-marines et côtières au niveau de plusieurs endroits dans la côte algérienne. Péna et Picot (1991) ont montré que les répartitions spatiales des métaux traces sont étroitement liées aux paramètres environnementaux tels que la teneur en matière organique, la granulométrie du sédiment et l'existence de courant de fond.

IV-3.1.3.2. Distribution de la matière organique :

La répartition de taux de la matière organique suit un gradient croissant côte – large. En effet, les teneurs élevées sont observées dans les stations les plus profondes (S18, S39, S43, S36, S25, S50, S49, S54, S48, S33, S29, S52, S44 et S47). Cette répartition qui suit un gradient croissant (côte – large) a été mise en évidence dans les travaux de Rezzoug (2000) dans les golfes de Béjaïa et de Skikda, ce qui confirme le rôle important de la bathymétrie dans le contrôle de la répartition de la matière organique, sachant que les sédiments profonds auraient un aspect différent de ceux des zones les plus littorales (Leclaire, 1972). Ainsi, les détritiques phytoplanctoniques et zooplanctoniques et les excréments d'organismes constituent la principale source d'apport de matière organique naturelle en mer (Riley et Chester, 1971 et Cauwet et Faguet, 1981). Ces derniers, se sédimentent via un processus de transit vertical (Bailey *et al*, 1987) par le biais des agrégats (Rouibah, 1993). Généralement, les faibles taux de matière organique des sédiments superficiels côtiers pourraient s'expliquer par la faible production planctonique dans la colonne d'eau de mer peu profonde et aussi par la dégradation et l'oxydation plus rapide de la matière organique produite. En plus, l'exportation de la matière organique de la surface vers le fond marin change de manière significative son comportement dans les différentes régions océaniques (Mollenhauer *et al*, 2004). Cependant, les taux de transit les plus importants sont observés le long des marges continentales, et en particulier dans les zones d'upwelling (Berner, 1982 ; Marcio, 2008), car la haute productivité biologique observée dans ces zones eutrophes induit un important flux de matériel organique vers le fond (Valdes *et al*, 2004).

IV-3.1.4. Evaluation de la qualité des sédiments :

La structure, la composition et la diversité biologique des sédiments varient, même au niveau d'un endroit unique. Les différences physico-chimiques qui caractérisent les sédiments, comme la taille et la forme des grains et leur composition organique, peuvent influencer profondément la biodisponibilité et le degré de toxicité des contaminants qui leur sont associés. De plus, l'écologie des organismes benthiques varie à un tel point que les habitudes et régimes alimentaires, les exigences liées à l'habitat et la physiologie de ces espèces benthiques influencent l'exposition aux contaminants et les voies de leurs transferts et assimilations par le benthos (Manon, 2007).

Ces différences expliquent la diversité d'approches d'évaluation de la qualité des sédiments qui ont été mises au point jusqu'à présent. Alors, pour l'évaluation de la qualité des sédiments en termes de pollution et des valeurs guides de contamination associées à un impact considéré, plusieurs approches ont été développées. Ces dernières peuvent être regroupées en trois groupes (Clozel-Leloup, 2003) :

1. L'approche géochimique : dans ce type d'approche, les valeurs considérées comme acceptables pour l'environnement sont celles qui sont censées correspondre au « fond géochimique », c'est-à-dire à la concentration naturelle en un élément, en un composé ou en une substance dans le sédiment, en l'absence de tout apport extérieur spécifique, telle que l'activité humaine.
2. Les approches à l'équilibre : dans ce type d'approche, les phases du sédiment sont censées être à l'équilibre (équilibre entre particules de sédiment et eau interstitielle...etc.). Il suffit d'appliquer les critères de qualité déterminée pour l'eau et de les traduire en concentrations dans le sédiment grâce à des coefficients de partage eau/sédiment.
3. Les approches écotoxicologiques : dans ce type d'approche sont regroupées des méthodologies distinctes, parfois complémentaires. Elles font toutes appel à des données portant sur les effets biologiques observés en fonction des concentrations en polluants dans le sédiment ; qu'il s'agisse de tests *in vitro*, *in situ* (sur sédiment naturel) ou artificiellement dopé ou encore des études de population dans le milieu naturel (diversité des taxons, état de santé...etc.).

Dans la présente étude, les approches 1 et 3 ont été utilisées, respectivement, par le calcul des indices chimiques par rapport au fond géochimique et l'évaluation du risque écologique, de la toxicité potentielle et de comparaison avec les SQGs. En effet, la contribution anthropogénique des ETMs sur les sédiments des principales zones de pêche chalutables le long de la côte algérienne a été évaluée à partir de l'enrichissement relatif à la valeur du fond géochimique local. Pour cela, nous avons choisi de calculer le facteur de contamination (FC), le facteur d'enrichissement (FE) et l'indice de géoaccumulation (I_{geo}), en utilisant cette valeur du fond géochimique local.

Les résultats obtenus pour les indices géochimiques, montrent que l'enrichissement le plus important est obtenu pour l'arsenic, avec une valeur maximale de 18, correspondant à une pollution significative, suivi par celui du zinc, avec une valeur maximale de 3, correspondant à une pollution modérée. Tandis que, les valeurs de facteurs d'enrichissement « FE » pour les autres métaux sont tous inférieures à 1.2, correspondant à une pollution minimale. D'après Zhang et Liu (2000), un FE compris entre 0,05 et 1,5 indique que le métal est entièrement cristallisé dans le sédiment, alors qu'un FE supérieur à 1,5 suggère une origine anthropique. Ces valeurs sont beaucoup moins que les plus hauts facteurs d'enrichissement (EF) enregistrés pour des environnements marins fermés (Bothner et al., 1998; Sprovieri et al., 2007; Chen et al., 2007 et Kabata-Pendias, 2011) et avoisinent celles enregistrées pour des sédiments côtiers (Diop et al., 2012 et Joselyn J., 2016). Les résultats des deux autres indices (Facteur de Contamination « FC » et indice de géoaccumulation « Igeo »), ne font que confirmer le constat révélé par les valeurs de facteurs d'enrichissement. Ainsi, selon la classification adoptée par Tomlinson et al. (1980) basée sur les valeurs de l'indice de la charge polluante « PLI », environ 20% des stations (10 stations) sont classées comme «polluées», cette contamination est associée uniquement à deux métaux l'arsenic et le zinc. Ainsi, la valeur de PLI la plus élevée a été trouvée dans la station S20 située dans le golfe de Ghazaouet. Cependant, cet indice élevé, qui a permis de classer les stations par ordre croissant de pollution, n'est pas forcément un signe de toxicité réelle vis-à-vis des organismes benthiques présents dans les sédiments (Diop et al., 2012 et Joselyn, 2016). Alors, les valeurs les plus élevées des indices calculés dans la présente étude (Cf, EF et Igeo) sont associées à l'arsenic et sa contribution dans les valeurs de PLI est également supérieure aux contributions des autres métaux. Ce qui indique un enrichissement anthropique important en ce métalloïde. Cependant, plusieurs facteurs potentiels peuvent aussi intervenir pour favoriser la rétention de l'arsenic comme la matière organique (Angélique, 2010).

Les effets écologiques de la contamination des sédiments sont susceptibles de générer un impact environnemental lié à une diminution de la biodiversité avec des conséquences indirectes sur les peuplements benthiques et démersales. Pour cela, plusieurs indices et valeurs guides ont été établies pour l'estimation de ces effets écologiques liés à la contamination des sédiments par les différents polluants. Dans la présente étude, l'indice du risque écologique, les valeurs guides ERL, ERM, TEL et PEL, avec une estimation de la toxicité potentielle ont été utilisés pour l'évaluation des effets des ETM concentrés dans les sédiments des principales zones de pêche chalutable de la côte algérienne. Les résultats montrent que les valeurs de l'indice du risque écologique potentiel (RI) varient entre un minimum de 17 et un maximum de 96. En outre, les valeurs les plus élevées de l'indice du risque écologique monomial (Eri) sont celles de l'As, tandis que celles liées au Zn, V, Cu et Cr sont nulles (Eri=0), de ce fait, ces métaux ne manifestent aucun risque écologique.

Ainsi, au niveau de toutes les stations, la valeur de RI est inférieure à 150, présentant donc un risque écologique faible. En tenant compte des valeurs guides utilisées dans la présente étude (Long *et al.*, 1995a, 1995b), un sédiment peut causer un effet toxique une fois la concentration en un des métaux analysés atteint ou dépasse les valeurs limites ERL (Bakan *et al.*, 2007). L'utilisation de ces valeurs guides nous a permis d'évaluer la qualité des sédiments analysés. En effet, les teneurs moyennes de Cd, Cu, Pb et Zn sont inférieures aux valeurs ERL et ces métaux ne devraient pas avoir d'effets néfastes sur les espèces vivantes dans les sédiments. Tandis que celles de Ni, Cr et As sont comprises entre les valeurs ERL et ERM et peuvent avoir un effet néfaste sur les espèces. Cependant, respectivement, dans environ 80%, 68%, 6%, 4% et 10% des stations, les teneurs en Ni, Cr, Cu et Zn dépassent leurs valeurs ERL. Ce qui signifie que la forte possibilité d'apparition des effets néfastes au niveau des sédiments est liée principalement à deux métaux, le nickel et le zinc. De même que, seulement au niveau de trois stations (S20, S35 et S43) où les teneurs de nickel dépassent la valeur ERM, ce qui indique que ce métal peut avoir un effet indésirable au niveau de ces trois stations.

Les concentrations moyennes de Cd, Pb et Zn sont inférieures aux valeurs de TEL (des effets indésirables ne devraient se produire que rarement), alors que celles du Cr, Cu, Ni et As sont supérieures, ce qui indique que des effets biologiques défavorables associés à ces métaux peuvent survenir occasionnellement (CCME, 1999). Les concentrations de Cr, Ni, Cu, Pb et Zn dépassent les valeurs de TEL, respectivement dans 86%, 84%, 60%, 33% et 25% des stations.

Cependant, il y a quatre stations où le Cr et l'As dépassent leurs valeurs de PEL (niveau d'effet probable) et neuf stations pour le Ni. Des résultats similaires ont été trouvés dans les travaux de Caeiro *et al.*, (2005); Bakan *et al.*, (2007); Pedro *et al.*, (2008) et Haddou, (2017). Alors, les résultats de cette étude comparative avec les SQGs (ERL, ERM, TEL et PEL) confirment que le risque d'apparition des effets indésirables sur les communautés qui vivent dans ces sédiments est élevé par l'As, Ni et Cr, modéré par le Cu et Zn et faible par le Pb et Cd. Ainsi, le calcul de m-ERM-Q a permis de classer la plupart des stations (au nombre de 48) comme légèrement toxiques et seules trois stations ($m\text{-ERM-Q} < 0.1$) qui sont classées comme non toxiques.

En outre, les résultats de calcul de m-PEL-Q indiquent que la combinaison des teneurs en Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, As et Zn dans la même station peut avoir une probabilité de 40% d'être toxique. Cependant, seule une station avec ($m\text{-PELQ} < 0,1$) qui est classée comme non toxique et le reste des stations sont tous classées comme légèrement toxiques.

En revanche, les essais de toxicité constituent d'excellents outils de dépistage pour comparer la sensibilité de diverses espèces à un même polluant chimique ou encore pour comparer la toxicité de plusieurs substances chez un même organisme. Par contre, ils ne fournissent aucune information sur l'impact des agents polluants sur les communautés aquatiques dans leur environnement naturel.

Alors, les essais d'une durée de 96 heures ne sont pas suffisamment longs pour évaluer, par exemple, les effets des métaux lourds sur les organismes aquatiques (Eisler, 1971 ; Price et Uglow, 1979 ; Pesh et Stewart, 1980 ; Amiard-Triquet, 1983). Cependant, un contaminant pris isolément n'aura pas la même toxicité que dans un mélange de polluants (encore appelé "cocktail") (Da Cunha et Ruegg, 2003). Des effets de synergie sont alors souvent observés (Kabata-Pendias, 2011). Comme il faut prendre en considération que, contrairement aux contaminants organiques, les ETM ne sont pas dégradables et ils peuvent s'accumuler dans les sédiments (Zhang et Pu, 2011 ; Zhang *et al.*, 2011). Les résultats de la somme des unités toxiques (Σ TU) pour chaque station basés sur les concentrations en Cd, Cr, As, Cu, Ni, Pb et Zn montrent que leur valeurs sont faibles et fluctuantes. Ainsi, la valeur maximale de cet indice est révélée dans la station S20 située à Beni Saf dans la partie occidentale de la côte algérienne. Cette station abrite les teneurs les plus élevées pour la majorité des métaux analysés. Cependant, le taux de contribution de chaque métal à la somme des unités toxiques (Σ TU) montre que la contribution maximale est celle du Ni, suivie par le Cr et l'As. Alors, en raison de la contribution importante de Ni dans la somme des unités toxiques (Σ TU) et compte tenu de son caractère cancérigène (Homady *et al.*, 2002), les apports de ce métal dans le milieu marin devraient être mieux surveillés et sa toxicité réelle devrait être remise en question. Cependant, les résultats obtenus pour la somme des unités toxiques (Σ TU), en se basant sur les concentrations totales des ETM dans les sédiments sont insuffisants pour évaluer la toxicité potentielle des sédiments contaminés (Diks et Allen, 1983 ; Forstner *et al.*, 1986). Alors, la prise en considération de la mobilité potentielle des comportements chimiques des éléments traces, de leur spéciation (forme chimique et/ou localisation) et de leur biodisponibilité est indispensable pour l'estimation de leur toxicité potentielle dans les sédiments (Geffard, 2001). Ainsi, le pH, la salinité, la température, la matière organique, la présence de matière en suspension et d'acides humiques sont d'autres paramètres qui peuvent agir en partie sur la toxicité d'un métal dans l'environnement marin.

IV-3.1.5. Relations et comportements des ETM dans les sédiments :

Une analyse binaire a été développée pour déterminer les relations entre les métaux analysés les uns par rapport aux autres et par rapport à la distribution de la matière organique. Les résultats de cette analyse montrent que tous les métaux sont en corrélation significative et positive les uns avec les autres ($p < 0,05$), à l'exception de deux métaux, l'As et le Cd. Les corrélations positives peuvent indiquer qu'ils ont des sources communes et des comportements d'évolution géochimique similaires pendant leurs transports et leurs migrations (Jamshidi et Bastami, 2016). Ils reflètent également des niveaux similaires de contamination et / ou de rejets de mêmes sources de pollution. Souvent, des sources anthropiques de ces métaux traces se trouvent dans les combustibles fossiles, comme éléments accessoires, ainsi que dans les pesticides (Bradl, 2005 ; Alloway, 2013).

De plus, des corrélations positives significatives ($p < 0,05$) ont été également trouvées entre le Cd, Cr, Fe, Cu, V, Ni, Pb et Zn et la matière organique. Donc, la distribution de la plupart de ces métaux est régie en partie par la matière organique, connue pour sa capacité à complexer et à concentrer les métaux traces (Span, 1984 et Lyngby et Brix, 1986 ; Steignes, 2013 ; Madejon, 2013 et Alloway, 2013). Ce qui confirme qu'à cette échelle, la matière organique peut jouer le rôle moteur (adsorption et transport) de la pollution métallique (Cauwet et Faguet, 1982 ; cauwet et *al.*, 1990). En revanche, l'association avec la matière organique peut dans certains cas rendre les métaux disponibles pour les organismes vivants (Bryan and Langston, 1992). Ce processus pourrait se produire principalement par deux mécanismes (Lesven, 2008) : de façon directe, une fois complexé sous forme de complexes organométalliques (chélates ...etc.) ou à partir de la dégradation de la matière organique qui libère les métaux à l'état dissous dans la colonne d'eau et qui seront par la suite adsorbés par les organismes marins. Cependant, la grande affinité des métaux vis-à-vis de la matière organique a été démontrée dans plusieurs études réalisées sur les côtes algériennes (Added et *al.*, 1982, Maouche, 1987, Rezzoug, 2000, Matmed, 2004, Athmani, 2008 et Inal, 2011). De même, cette relation matière organique – métaux traces dans les sédiments aquatiques a fait l'objet dans plusieurs travaux de recherche (Donazzolo et *al.*, 1981 ; Donazzolo et *al.*, 1984 ; Fernex et *al.*, 1984 ; Windom et *al.*, 1989 ; Péna et Picot, 1991 ; Naudin et *al.*, 1992 ; Blanchard, 2000 ; Thomson et *al.*, 2001 ; Yuan et *al.*, 2004 ; Hélali, et *al.*, 2009 ; Loustau Cazalet, 2012 ; Zhao et *al.*, 2013 ; Zaaboub et *al.*, 2015 et Joselyn, 2016).

L'analyse antérieure montre que les facteurs et les mécanismes qui contrôlent le comportement des ETMs dans les sédiments sont multiples et il s'agit souvent de combinaisons de différents paramètres qui expliquent certains phénomènes. Il devient donc nécessaire d'utiliser des analyses statistiques multiparamétriques de type analyse en composantes principales (ACP). Les résultats de celle-ci, pour les métaux dans les sédiments de la côte algérienne, montrent qu'ils pourraient être regroupés dans un modèle à trois composantes, qui représentent 85,7% de toutes les variations de données. Le groupe (V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu et Zn) affiche des valeurs élevées dans la première composante, correspond au groupe des stations : S18, S27, S29, S35, S36, S43, S48, S49 et S54. Tandis que c'est l'As qui montre des valeurs élevées dans la deuxième composante, correspond à la station (S28). Enfin, la troisième composante présente seulement le Cd, et correspond aux stations S16, S20, S23, S44, S45 et S49. Dans les deux cas (ACP par métaux ou ACP par stations), les principales différences entre les stations se manifestent dans les concentrations en As et en Cd. Ces deux métaux diffèrent des autres métaux dans leurs distributions, comportements et relations. Alors, l'arsenic est un métalloïde, il devrait avoir des différences dans son comportement et évolution géochimique par rapport aux métaux. Tandis que, le cadmium est un métal toxique et son comportement dans les sédiments marins est régi en grande partie par sa biodisponibilité.

IV-3.2. Etude des biotes :

Pour la présente étude, on a choisi trois poissons demersaux parmi les plus abondants dans la pêche chalutière algérienne et parmi les plus appréciés par les consommateurs. Ces poissons avec d'autres, comme il a été démontré dans plusieurs études, peuvent accumuler des ETM à des concentrations supérieures à celles présentes dans leurs environnements (Tahiri *et al.*, 2005; Dehn *et al.*, 2006 ; Prudente *et al.*, 1997; Kucuksezgin *et al.*, 2001; Lewis *et al.*, 2002 ; Canli et Atli, 2003 ; Usero *et al.*, 2003, Yilmaz, 2003 ; Henry *et al.*, 2004; Andreji *et al.*, 2005; Bird *et al.*, 2008 et Pierron *et al.*, 2008). Ces poissons, qui ont été échantillonnés au niveau de cinq sites : baie d'Alger, baie de Bou-Ismaïl, golfe d'Arzew, baie de Beni Saf et golfe de Ghazaouet, ont fait l'objet de dosage de quatre métaux : le mercure (Hg), le zinc (Zn), le nickel (Ni) et le cuivre (Cu) dans trois organes différents qui sont le muscle, le foie et les gonades.

Le choix de ces trois organes est justifié du fait que le tissu musculaire est la partie comestible et par conséquent c'est le vecteur principal de la contamination métallique. Cependant, le foie et les gonades sont les plus primordiaux de point de vue toxicologique en raison de leur rôle clef dans les phénomènes de métabolisation et d'accumulation. Ces trois organes, en plus des branchies, sont généralement les plus utilisés pour le dosage des ETM dans les poissons. Ainsi, l'analyse des concentrations des ETM dans les tissus de poissons constitue un aspect très important pour la compréhension de leur état de santé et doit prendre en compte l'influence de la taille, du sexe, de l'âge et même de la saison (Di bella *et al.*, 2006 ; Baudin *et al.*, 2007; Bawuro *et al.*, 2018).

En effet, l'influence de la taille, du sexe et de la composition biochimique de chacun des trois organes étudiés et même celle des sites d'échantillonnage est prise en considération.

IV-3.2.1. Variations de la bioaccumulation des métaux traces :

La présente étude a permis de classer les métaux analysés selon l'ordre de leur bioaccumulation dans les organes accumulateurs. De ce fait, le traitement statistique des résultats montre une bioaccumulation décroissante sous l'ordre suivant : Zn > Ni > Cu > Hg.

En général, l'ordre d'accumulation des éléments traces métalliques dans les différentes espèces de poissons obéit à plusieurs facteurs, entre autres, le rôle joué par ces métaux dans le métabolisme animal, leur ordre de concentration dans les sédiments et dans l'eau, les formes biodisponibles et le temps d'exposition à ces contaminants. Le zinc, qui est un élément essentiel aux réactions enzymatiques des organismes vivants, est retrouvé plus abondamment dans leur tissu que les éléments toxiques tel que le mercure et le cadmium qui n'ont aucun rôle physiologique. La teneur des métaux bioaccumulés dépend de celle dans les eaux qui, elle-même, dépend de celle dans les sédiments qui sont des réservoirs de polluants (Yao *et al.*, 2009 ; Chouti *et al.*, 2010) et peuvent représenter une source de contaminants pour les communautés biologiques qui y résident ou qui les fréquentent (Salomons *et al.*, 1981; Larsen and Jensen, 1989; Loring et Rantala, 1992).

Ces dernières peuvent alors constituer un risque pour la santé humaine (ex. consommation de mollusques ou de poissons de fond contaminés). Ainsi, il a été démontré dans plusieurs études que les espèces aquatiques concentrent les éléments traces en fonction de leur biodisponibilité dans leur biotope (Gnandi, 2002 ; Youssao et *al.*, 2011) et de la capacité des poissons à les biotransformer (Martínez-Gómez et *al.*, 2012).

Cependant, les concentrations en ETM sont très hétérogènes dans les poissons, et varient selon les paramètres physiologiques et biologiques pris en considération tels que l'âge, la taille, la croissance, la période de reproduction, la perméabilité des membranes, les habitudes et régimes alimentaires, ainsi que la nature des ligands internes (Barghigiani et Ranieri De, 1992 ; Zyadah, 1999). De même, Ghosn et *al.*, (2020) signalent que les espèces de poissons herbivores ont montré des niveaux de contamination supérieurs aux autres espèces de régimes alimentaires différents.

De ce fait, les teneurs des métaux analysés dans la présente étude s'avèrent très variées en fonction de la taille, du sexe, des organes et des sites d'échantillonnage pour les trois poissons étudiés.

Ces variations sont discutées ci-dessous :

IV-3.2.1.1. Variations des teneurs en ETM en fonction des organes :

Par rapport aux organes, les teneurs en contaminants métalliques analysés dans la présente étude sont, d'une manière générale, plus importantes dans le foie et les gonades par rapport à celles observées dans le tissu musculaire des trois poissons. Ce constat a été révélé pour ces mêmes poissons et pour d'autres dans des études réalisées sur les côtes occidentales d'Algérie : Aoudjit (2001) pour la bogue, Bensehla (2001) et Bentata-Keddar (2015) pour le rouget de vase, Benadda (2009) pour la saurelle, Ayad (2010) pour le sar, Benamar (2011) pour la sardine, Bouhadiba (2011) pour le mullet, Belhoucine (2012) pour le merlu et Borsali (2007 et 2015) pour le rouget de roche). Pour les fortes concentrations en zinc et en cuivre, c'est pratiquement due à leur présence à l'état physiologique dans les tissus mous comme co-facteurs enzymatiques, mais également le fait qu'ils sont l'objet d'une élimination plus rapide dans le muscle (Marcovecchio et Moreno, 1993 ; Cinier et *al.*, 1999). Ainsi, selon Bryan et Hidalgo (1976), et Amiard-Triquet et *al.* (1983), la prise de ces deux éléments est soumise à une régulation par l'organisme quel que soit leur concentration et leur biodisponibilité biologique dans le milieu ambiant. Néanmoins, la distribution et la bioaccumulation des éléments métalliques dans les tissus ne se contrôlent pas par un mécanisme unique. En effet, selon Boudou (1982), la quantité des métaux bioaccumulés dépend à la fois de l'exposition de l'organe considéré et des capacités de fixation intracellulaire. De ce fait, la tolérance à une telle forme de contamination par les organismes marins a été attribuée à la présence de métallothionéines, protéines intervenant dans les processus de stockage, de bioaccumulation, de transport et de détoxification (Coombs, 1977 ; Capene et Vasak., 1989 ; Hogstand et Haux , 1990 ; Linde et *al.*, 1999 ; Evoglu et *al.*, 2005 et Atli et Canli, 2008).

Ainsi, Langston *et al.* (2002), Bird *et al.* (2008) et Jebali *et al.* (2008) ont mis en évidence une forte corrélation entre les niveaux de la methallothioneine hépatique et les charges des métaux, respectivement, chez les anguilles de l'estuaire de la Tamise en Angleterre et la daurade de la Mer de Salamambo en Tunisie. Les fortes teneurs en Zn, Ni, Cu et Hg enregistrées au niveau du foie du pageot, merlu et rouget de vase peuvent s'expliquer par le comportement du foie comme organe de détoxification, vue qu'il contient la plus forte teneur en enzymes de biotransformation (Eastwood, *et al.*, 2002). Ainsi, cet organe constitue un lieu de stockage et de redistribution des substances nutritives dans les autres organes mous de l'organisme, tels que les reins et les muscles (Zhang et Wang, 2007). Ces teneurs élevées dans le foie représentent les quantités réelles en métaux stockées par les poissons (Tepe *et al.*, 2008). En outre, pour le cas du zinc, plusieurs études ont mis en évidence l'existence d'un brassage spectaculaire de cet élément dans le poisson pendant la période de vitellogénèse, soit une mobilisation de ce métal induite par les œstrogènes à partir d'autres tissus vers le foie qui augmenterait simultanément avec le rapport Gonado-Somatique (RGS) (Olsson, 1996). De plus, les concentrations de métaux au niveau du foie peuvent être le reflet de l'accumulation récente et peut être un indicateur utile de l'exposition récente (Romeo *et al.*, 2000). Pour le cas des gonades, les fortes teneurs en ETM peuvent être attribuées à l'importance des gonades dans la physiologie de la reproduction (Zhang et Wang, 2007). Durant cette période le corps est gorgé de réserves nutritives et en même temps de contaminants qui se trouvent concentrés dans les gonades (Boutier, *et al.*, 1993). Pour les faibles teneurs en ETM révélées dans le muscle des trois poissons, il est généralement admis que le tissu musculaire n'est pas un organe dans lequel s'accumulent les métaux (Legorburu, *et al.*, 1988). D'après d'autres auteurs, le tissu musculaire spécialement celui des poissons est à peine impliqué dans son métabolisme (Guns, *et al.*, 1984 et Hornung and Ramelov, 1987). Cependant, bien qu'il a été admis que les teneurs en métaux dans le muscle sont inférieures à celles dans le foie et les gonades (Tepe *et al.*, 2008), comme constaté dans la présente étude, quelques concentrations révélées au niveau de ces trois organes n'obéissent pas à ce classement. Il s'agit des teneurs de nickel qui sont légèrement élevées dans le muscle par rapport au foie et gonades chez le merlu. Ainsi, chez la même espèce, les teneurs de mercure dans le muscle sont supérieures à celles dans les gonades, mais toujours inférieures à celles dans le foie. En outre, chez le rouget de vase, les teneurs des quatre métaux (Zn, Ni, Cu et Hg) révélées dans le muscle sont légèrement inférieures et même similaires à celles révélées dans le foie et les gonades. Ces résultats pour le rouget de vase peuvent être expliqués également par le comportement des individus immatures qui fréquentent souvent les zones peu profondes, généralement les plus contaminées. De plus, la faible implication des processus de détoxification et d'élimination des métaux chez ces individus immatures contribuent en partie dans cette situation de contamination.

IV-3.2.1.2. Variations des teneurs en ETM en fonction de sexe :

Il en ressort des concentrations moyennes des métaux analysés pour les trois poissons que les individus mâles et femelles affichent des variations de concentrations moyennes en fonction des organes. En effet, chez le pageot, le merlu et le rouget de vase, la variation des teneurs en mercure en fonction du sexe est assez importante. Elle est due principalement à des concentrations décelées au niveau du foie et des gonades qui sont élevées chez les mâles et faibles chez le sexe opposé. Ces faibles teneurs en mercure chez les femelles pourraient être liées à la période de reproduction et de ponte chez les femelles où les réserves sont épuisées, donc largage du mercure toxique qui est stocké au niveau du foie et des gonades. De même que pour le zinc, le cuivre et le nickel, leurs teneurs affichent des variations d'accumulation entre les deux sexes dans le foie et les gonades. Elles sont généralement, élevées chez les femelles par rapport aux mâles, elles peuvent être liées au phénomène de reproduction où les femelles se déplacent vers les côtes pour pondre. Par conséquent, elles seront plus exposées aux rejets directs de ces métaux essentiels, qui se trouvent généralement associés dans l'environnement marin. Selon Sidoumou *et al.* (1992), les gonades femelles concentrent plus le cuivre, le nickel et le zinc que les gonades mâles. Cependant, dans le muscle, de légères différences dans les teneurs de ces trois métaux entre les deux sexes ont été révélées. Alors, ces trois métaux essentiels peuvent avoir les mêmes sources et quantités dans l'environnement abiotique de ces poissons (Tepe *et al.*, 2008). Ces métaux jouent un rôle très important comme cofacteurs enzymatiques (Malkin and Malmström, 1970 et Maret and Vallee, 1998.). En général, les différences d'accumulation de ces métaux entre les deux sexes sont dues largement, à des différences de concentrations au niveau des gonades.

IV-3.2.1.3. Variations des teneurs en ETM en fonction de la taille (maturité) :

Une comparaison des teneurs moyennes en ETM (Zn, Cu, Ni et Hg) dans les organes des trois poissons en fonction de la taille des individus a été réalisée. Sachant que pour chaque espèce de poissons, deux classes de taille ont été échantillonnées et le critère de cette subdivision est la taille à la première maturité sexuelle, c.-à-d., pour chaque espèce, on a choisi deux classes de taille (mature et immature). Les résultats montrent que pour tous les métaux analysés dans les organes des trois poissons, les teneurs moyennes des métaux révélées chez les individus matures sont légèrement supérieures à celles révélées chez les individus immatures. L'exception se manifeste pour la teneur moyenne en mercure (Hg) dans le pageot, elle est légèrement supérieure dans les individus immatures par rapport aux individus matures. Ainsi, la concentration moyenne dans les organes du rouget de vase, ne laisse apparaître aucune différence statistiquement significative dans la bioaccumulation de cuivre (Cu) entre les deux classes de taille. Alors, des teneurs similaires en cuivre ont été révélées chez les individus des deux classes de taille. Ce constat est valable également pour les teneurs en cuivre dans la chair du pageot commun et du merlu.

Cependant, selon Kontas, (2012), les concentrations de métaux dans le tissu musculaire de poisson ne montrent aucun rapport avec le poids corporel (taille), ce qui est en accord partiellement avec nos résultats. De plus, selon Perugini *et al.*, (2014), il y aurait même une corrélation négative entre l'accumulation des métaux au niveau du muscle et la taille des poissons. Ce qui est vérifié pour les teneurs en mercure chez le pageot dans la présente étude. Ainsi, les mécanismes physiologiques de régulation pour le maintien d'un rapport constant pour le cuivre et le zinc chez les poissons, laisseraient penser que les teneurs en ces deux métaux ne dépendent pas de la taille des poissons (Widianarko *et al.*, 2000). Néanmoins, pour le rouget de vase, une augmentation de la bioaccumulation du zinc au niveau du foie des femelles corrélée positivement à la taille a été observée pour les individus matures. Ainsi, Merbouh (1998) signale une activité hépatique accrue survenant avant et après la ponte, ce qui explique l'accumulation élevée des contaminants métalliques par les individus matures. Cela corrobore également avec les résultats de Bensahla, (2001) et de Bentata-Keddar (2015) pour la même espèce. Alors, c'est surtout la maturité sexuelle qui a conditionné la bioaccumulation du zinc, celle-ci se situe entre 10 et 14.5 cm pour les femelles, selon les régions (Suqut *et al.*, 2001, Hebbar, 2013). De même, les poissons juvéniles accumuleraient le plus de polluants, en relation avec leur fortes activités métaboliques par rapport aux poissons plus âgés. Cela peut s'expliquer aussi par la situation de leurs habitats plus près de la côte, à de plus faibles profondeurs que celui des plus âgés (Gaspic *et al.*, 2002). Il peut s'expliquer aussi par les déplacements verticaux, du moins profond au plus profond (Machias *et al.*, 2002) et horizontaux, qui au sein de cette classe de taille, les individus se déplaceraient dans des régions avoisinantes et seraient en contact avec des contaminants se situant à plusieurs kilomètres de la zone de pêche (Carlucci *et al.*, 2009).

En général, la taille n'est pas un paramètre statistiquement significatif qui conditionne l'accumulation des métaux chez le rouget de vase (Giannakopoulou, 2014 et Çağrı Tas, 2011).

IV-3.2.1.4. Variations des teneurs en ETM en fonction des zones de pêche :

Dans cette présente étude, l'échantillonnage a été effectué un au niveau de cinq sites réparties le long de la côte algérienne. Ces sites représentent les principaux traits de pêches chalutables dans les baies d'Alger, de Bou-Ismaïl, de Beni Saf et les golfes d'Arzew et de Ghazaouet.

Les résultats révèlent des variations dans les teneurs des métaux analysés (Hg, Zn, Cu et Ni) en fonction de ces zones de pêche pour les trois espèces de poissons. En effet, pour le pageot commun, les teneurs en mercure sont élevées dans les organes du pageot pêché dans la baie de Béni Saf par rapport au pageot des autres régions, Ghazaouet, Mostaganem, Bou-Ismaïl et Alger.

Les teneurs du zinc sont plus élevées dans les pageots pêchés à Mostaganem comparativement à celles révélées dans les pageots pêchés à Béni Saf et à Ghazaouet. Ceci est dû à des fortes valeurs révélées dans les gonades et qui avoisinent 253µg/g.

Les teneurs les plus élevées en cuivre et nickel sont enregistrées dans des pageots de la baie d'Alger. Elles peuvent être dues à la présence de plusieurs sources de pollution sur la frange littorale de cette baie considérée comme la plus menacée de toute forme de pollution. Sachant que les teneurs en métaux sont légèrement plus élevées dans les poissons pêchés à proximité des côtes (Lamolet *et al.*, 1976 et Thibaud, 1986). Néanmoins, cette différence serait due également, soit à la biodisponibilité de ceux-ci liés à l'augmentation des températures et aux changements des conditions physico-chimiques du milieu (Phillips, 1980), soit à l'évolution de l'état physiologique du poisson en cette saison estivale liée à la reproduction (Martinez-Gomez *et al.*, 2012).

Pour le merlu, Les résultats ont montré un effet région quant à des teneurs moyennes observées pour les quatre métaux. En effet, respectivement, les classements suivants ont été obtenus :

- Pour le mercure (Hg) : Ghazaouet >> Mostaganem >> Bou-Ismaïl >> Béni-Saf
- Pour le zinc (Zn) : Bou-Ismaïl >> Mostaganem >> Béni-Saf >> Ghazaouet
- Pour le nickel (Ni) : Ghazaouet >> Bou-Ismaïl >> Mostaganem >> Béni-Saf
- Pour le cuivre (Cu) : Mostaganem >> Ghazaouet >> Bou-Ismaïl >> Béni-Saf

Pour le cas du cuivre et du zinc, la différence est du probablement aux divers rejets dans les zones côtières, sachant que Bou-Ismaïl, Ghazaouet et Mostaganem font parties des villes les plus exposées à la pollution chimique. Pour Mostaganem, les teneurs élevées peuvent être reliées à la présence de deux principaux complexes (Bouhadiba, 2011) : (CELPAP), située en bordure du golfe et (SAAC), située dans la partie Sud-Est de la ville. Pour Bou-Ismaïl et Ghazaouet, respectivement, la différence est du probablement aux divers rejets des industries de la transformation de l'énergie, de l'industrie agroalimentaire et de papier et à la présence de l'Entreprise de production de zinc et d'acide sulfurique (ALZINC) en bordure du golfe.

Pour le rouget de vase, des teneurs importantes en mercure ont été révélées au niveau de la baie de Ghazaouet. Tandis que celles du zinc, elles sont relativement homogènes au niveau des cinq zones d'échantillonnage. Cependant, les individus pêchés au niveau du golfe de Ghazaouet sont les plus contaminés par le nickel. Les teneurs révélées chez les individus de cette région dépassent largement les teneurs révélées chez les individus des autres régions. Cela renseigne sur une contamination locale importante en cet élément dans le golfe de Ghazaouet. Tandis que les teneurs élevées en cuivre ont été révélées chez les individus pêchés dans les baies d'Alger et de Bou-Ismaïl. Ainsi, les teneurs élevées en zinc, cuivre et nickel peuvent être liées à la période d'échantillonnage durant cette période estivale où la bioaccumulation des contaminants métalliques chez le rouget de vase est élevée par rapport aux autres saisons (Findik *et al.*, 2011, Giannakopoulou 2014). Cela coïncide avec une augmentation de l'activité métabolique des poissons liée à la température (Kargin 1996). Ce qui a été déjà révélé pour la même espèce dans le golfe d'Oran par Bensahla (2001) et Bentata-Keddar (2015).

Cependant, le rouget pond à une strate de profondeur (strate1) allant de 71-150 m, le recrutement se fait entre 20-70 m (strate2), puis les jeunes mâtures reviennent à la strate1 pour se reproduire. Au sein de la même strate de profondeur, le déplacement du rouget se situerait entre 20-40 Km (Carlucci *et al.*, 2009). En général, le comportement de la bioaccumulation des contaminants métalliques analysés dans la présente étude n'est pas le même sur les cinq sites. Cela pourrait s'expliquer par une différence des sources de pollutions entre ces sites. Ce qui prouve que la bioaccumulation de ces métaux ne dépend pas seulement du changement saisonnier et de l'état physiologique des poissons mais aussi de l'importance de l'apport anthropique local en quantité et en qualité. Ces teneurs en métaux observées dans les poissons sont représentatives des conditions locales et pourraient refléter partiellement les concentrations des sédiments, en tant qu'habitat, par les mêmes contaminants dans la même région (Martínez-Gómez *et al.*, 2012).

IV-3.2.2. Variations de la composition biochimique :

Les taux révélés pour les trois composés biochimiques (lipides, protéines et glucides) chez le pageot et le merlu sont très élevés avec des différences remarquables, notamment, en fonction des organes et du sexe. Ces différences en composition biochimique des espèces étudiées peuvent être, probablement, due à la physiologie de chaque espèce, l'âge, la maturation sexuelle, les changements de saison, le comportement migratoire, le régime alimentaire, ainsi qu'à la localisation géographique et les facteurs climatiques (Wu *et al.*, 1994 ; Corraze *et al.*, 1999). Alors, les taux les plus élevés ont été révélés tous dans le foie de ces deux poissons. Ces poissons maigres ont la particularité de concentrer leurs lipides dans le foie, cet organe est composé de plus de 60% de lipides en moyenne, avec des fluctuations en fonction de la saison, de l'espèce et de l'habitat (Eymard, 2003).

Pour le rouget de vase, le taux le plus élevé des lipides a été révélé dans les gonades, celui des protéines est dans le muscle. Tandis que, les glucides présentent des taux homogènes et faibles dans les trois organes. Le taux élevé en protéines dans le muscle du rouget de vase donne à cette espèce sa haute valeur nutritionnelle, car ses protéines renferment tous les acides aminés essentiels qui ont une très haute valeur biologique (Nunes, 2003), et ils sont très digestibles de par leur faible taux en tissus conjonctif comparativement aux viandes rouges et blanches (Nunes, 2003).

Cependant, les teneurs révélées au niveau du muscle chez le pageot et le merlu restent élevées et doivent être confirmés, du fait qu'elles dépassent largement les teneurs généralement admises pour les poissons. Ces teneurs sont, respectivement, d'environ 25% pour les protéines (Piclet, 1987), entre 300 et 600 mg pour 100g dans les muscles de poisson au repos selon l'espèce, voir mêmes de très faibles traces pour les glucides (Piclet, 1987 ; Comlade, 1993) et n'excède jamais les 15% pour les lipides.

Selon le taux en lipides, les poissons sont classés généralement en 3 groupes (Ackman, 1995 et Ewald *et al.*, 1998) : maigre (Lipides < 2%), semi-gras (2% < Lipides < 6%) et gras (Lipides ≥ 6%). Cependant, la composition lipidique des poissons varie beaucoup selon l'espèce considérée et la saison de la pêche. Les lipides de la chair des poissons se caractérisent par leur richesse en acides gras polyinsaturés à longue chaîne (AGPI-LC) de la série oméga 3 ou n-3, en particulier l'acide eicosapentaénoïque (EPA) et l'acide docosahexaénoïque (DHA). D'ailleurs, même le phytoplancton, qui est à la base de la chaîne trophique marine, possède (à l'exception des chlorophycées) les enzymes nécessaires à la synthèse d'acide alpha-linoléique, précurseur de l'EPA et du DHA (Médale *et al.*, 2003). Ainsi, Ces deux acides gras (ADH et AEP) de la famille des oméga 3 confèrent des avantages incontestables pour la santé (Calder, 2004), ils agissent comme précurseurs de messagers chimiques favorisant un bon fonctionnement des systèmes immunitaire, circulatoire et hormonal (Horrocks et Yeo, 1999 ; Larsen *et al.*, 2010 et Mozaffarian and Wu, 2012). Des études ont aussi démontré que les gens consommant plus de poisson présentaient moins de cas de dépression (Ness *et al.*, 2003 et Schachter *et al.*, 2005) et moins de risque d'être atteints de la maladie d'Alzheimer (Morris *et al.*, 2003). En outre, des fluctuations dans les taux des composés biochimiques par rapport à la taille des individus des trois espèces de poissons ont été révélées. En effet, chez le rouget de vase, le taux des lipides dans les individus mûres est supérieur à celui dans les individus immatures. Tandis que, ceux des protéines et des glucides ne présentent aucune différence entre les deux tailles. Chez le pageot et le merlu, le taux des protéines est élevé dans les individus matures par rapport aux immatures. Celui des lipides est élevé dans les individus immatures par rapport aux matures. Tandis que des taux similaires en glucides ont été révélés chez les individus mûres et immatures. Cependant, par rapport au sexe, de légères différences ont été révélées dans les taux des trois composés biochimiques analysés entre les mâles et les femelles. Une légère différence se manifeste uniquement dans les taux des lipides, ils sont élevés dans les femelles par rapport aux mâles. Tandis que les taux des lipides, protéines et glucides affichent des variations assez importantes en fonction des zones de pêche. En effet, les taux élevés en protéines et lipides dans les organes du pageot commun et du merlu ont été révélés chez les individus pêchés dans le golfe d'Arzew, celui des glucides est chez les individus pêchés dans la baie de Bou-Ismaïl. Tandis que, les faibles taux de ces composés biochimiques ont été enregistrés tous chez les individus pêchés dans la baie de Beni Saf. Pour le rouget de vase, le taux maximal en protéines a été révélé chez les individus pêchés dans la baie d'Alger. Alors que, les lipides et les glucides présentent des taux assez semblables pour l'ensemble des individus pêchés dans les cinq régions. Les taux des trois composés biochimiques analysés dans les organes du rouget de vase sont inférieurs à ceux révélés chez le pageot commun et le merlu, notamment, ceux des protéines et des glucides.

En outre, ces taux révélés chez le rouget de vase sont les plus proches de ceux trouvés dans plusieurs espèces de poissons, reportés dans des études antérieures (Piclet, 1987 ; Comlade, 1993 ; Ewald *et al.*, 1998 ; Calder, 2004 and Zlatanov, et Kostas, 2007).

IV-3.2.3. Relations et corrélations entre paramètres :

Les résultats de l'analyse binaire révèlent une corrélation significative entre le taux des glucides et les concentrations du zinc chez le pageot, ce qui signifie que la bioaccumulation du zinc dans les organes du pageot a une relation étroite avec le taux des glucides.

Il est admis que le zinc est indispensable au métabolisme des êtres vivants en tant qu'oligo-élément, en particulier comme cofacteur (Asso, 1982). Il fournit les cofacteurs essentiels pour de nombreuses métallothionéines et enzymes (Perez *et al.*, 2004). Ainsi, chez la même espèce, les couples Hg – Ni, Hg – Cu et Ni – Cu présentent des corrélations significatives. Cela explique que ces trois métaux ont les mêmes tendances de bioaccumulation chez le pageot commun.

Chez le rouget de vase, une corrélation significative est enregistrée entre le taux des glucides et les teneurs en mercure, ce qui signifie que la bioaccumulation du mercure dans les différents organes du rouget de vase peut être liée étroitement au taux des glucides. Il est admis que l'accumulation biochimique de nombreux composés organométalliques dépend de leur nature polaire ou non polaire.

Les résultats montrent aussi l'existence d'une corrélation significative entre le taux des glucides et celui des lipides. En outre, le couple Zn – Ni, montre une corrélation significative.

Chez le merlu, une seule corrélation significative entre les teneurs du zinc et du cuivre a été révélée, ce qui signifie que la bioaccumulation de ces deux métaux se fait probablement d'une manière similaire. Ainsi, ces deux métaux peuvent avoir des comportements semblables de diffusion et d'implication dans les différents processus physiologiques. D'ailleurs, plusieurs auteurs avancent que, pour les corrélations significatives entre les concentrations en zinc et en cuivre, c'est pratiquement due à leur présence à l'état physiologique dans les tissus mous comme co-facteurs enzymatiques, mais également le fait qu'ils sont l'objet d'une élimination plus rapide dans le muscle (Marcovecchio et Moreno, 1993 ; Cinier *et al.*, 1999).

IV-3.2.4. Estimation de la contamination :

La composition particulière de la chair de poisson, sa richesse en protéines hautement digestibles, en minéraux notamment en phosphore, iode et en vitamines, en particulier la vitamine D et E, et en acides gras polyinsaturés de la série (n-3), tels que l'acide eicosapentaénoïque (EPA) et l'acide docosahexaénoïque (DHA), ont fait de lui un aliment d'une caractéristique nutritionnelle unique parmi les produits d'origine animale (Bajpai, 1993).

En revanche, la consommation des poissons contaminés peut être une source de contamination, vu que l'apport d'origine alimentaire représente plus de 90% de l'apport total en éléments traces métalliques pour la population générale.

L'objectif ici est de déterminer dans quelles mesures et pour quelles quantités, la consommation du poisson entraîne un risque sanitaire pour le consommateur Algérien.

Avant d'évaluer le risque sanitaire sur le consommateur, on a calculé les facteurs de bioaccumulation de chaque métal par les trois espèces de poissons. Les résultats montrent que ces facteurs de bioaccumulation sont faibles et très variables d'un métal à un autre et d'une espèce à une autre. Toutefois, il faut noter que la bioaccumulation, pour un même élément chimique, peut varier considérablement selon l'espèce considérée, le stade de développement des individus, les caractéristiques du biotope (pH, salinité et température), le sexe, le régime alimentaire, les propriétés du contaminant, ...etc. (Casas, 2005). Ainsi, la bioaccumulation de chaque métal est liée étroitement à sa biodisponibilité (Belfroid et al., 1995). Alors, la bioaccumulation d'un composé dans un organisme est typique de ce composé, du milieu aquatique dans lequel il se trouve et de l'organisme cible (Ney et Van Hassel, 1983).

Pour le risque toxicologique, il a été évalué par le calcul de deux indices, la dose journalière d'exposition (DJE) et le quotient de danger (QD). En effet, les résultats des valeurs de la DJE calculées par croisement de la consommation et des concentrations moyennes en ETM dans le tissu musculaire des trois poissons montrent que l'exposition journalière au zinc et au cuivre, respectivement, pour les enfants et les adultes sont les plus élevées. De même, pour la DJE au zinc, elle est environ 3 fois plus élevée chez les enfants de moins de 15 ans par rapport aux adultes.

Pour la DJE au cuivre, ce sont les consommateurs adultes qui s'exposent environ 2.5 fois de plus que les enfants. Tandis que, les DJE au mercure et au nickel sont les plus faibles au niveau des quatre zones de pêche pour les deux catégories d'âge. Cependant, les DJE au mercure, au nickel, au zinc et au cuivre sont élevées dans le golfe de Ghazaouet par rapport aux autres régions.

En outre, les valeurs des quotients de danger qui dépassent la valeur de 1 sont celles du nickel issus de la consommation du pageot et de rouget de vase et cela pour les enfants. Ce qui implique qu'un effet néfaste sur la santé des enfants lié à la contamination par le nickel ne peut pas être exclu lors de la consommation du pageot pêché dans la baie d'Alger et de rouget de vase pêché dans les régions de Ghazaouet, Mostaganem, Bou-Ismaïl et Alger.

Tandis qu'au niveau de la baie de Beni Saf, la consommation de ces deux poissons ne présentent aucun risque de contamination par le nickel, que ce soit pour les adultes ou les enfants. A noter que le danger n'est pas énorme pour le consommateur, car le nickel est considéré comme un métal probablement essentiel. En effet, il ne figure pas dans les seuils limites des contaminants chimiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture de la législation algérienne.

Il est essentiel pour les animaux, les plantes et les bactéries et responsable de la synthèse d'uréase et impliqué dans d'autres processus enzymatiques. Mais à de fortes concentrations, il peut devenir toxique (Bradl, 2005). Pour l'être humain, il n'est pas encore considéré comme essentiel malgré ces effets bénéfiques (os et déficit en vitamines B12), par contre, son effet cancérogène à concentration très élevée est bien documenté.

Dans le cas du merlu, les quotients de danger (QD) des quatre métaux (Hg, Zn, Ni et Cu) pour les adultes et les enfants sont tous inférieurs à 1. Ce qui implique que la survenue d'un effet toxique provenant des quatre métaux lié à la consommation du merlu des quatre régions (Ghazaouet, Beni Saf, Mostaganem et Bou-Ismaïl) est peu probable. De plus, pour les trois métaux (Hg, Cu et Zn), les valeurs du quotient de danger renseignent sur un faible risque toxicologique lié à la consommation du pageot et du rouget de vase par les enfants et les adultes dans les régions de Ghazaouet, Beni Saf, Mostaganem, Bou-Ismaïl et Alger. Ainsi, les résultats de cette évaluation de risque toxicologique montrent que les enfants de moins de 15 ans sont toujours les plus exposés aux éléments traces métalliques analysés (Hg, Zn, Ni et Cu) que les consommateurs adultes, et par conséquent, ils sont les plus vulnérables aux effets de santé que présentent ces métaux. Cela peut être en raison de leur faible poids corporel et de leur fragilité sur le plan physiologique, étant donné que les contaminants sont facilement absorbés dans leur organisme (RCAP, 1996). L'organisme des enfants absorbe potentiellement plus de contaminants et reste incapable de les éliminer aussi facilement que les adultes, étant donné que leurs systèmes d'élimination sont moins développés (Hounkpatin et al. 2012). Néanmoins, le niveau de mercure dans les muscles des trois poissons était inférieur au niveau maximal fixé par l'US EPA, 2016 ; ce qui indique que la consommation de ces espèces de poissons n'est pas susceptible d'avoir des effets néfastes sur la santé humaine. Cependant, l'exposition dépend des habitudes alimentaires de la population et une exposition continue à cet élément peut entraîner des effets indésirables.

Dans le cas de la présente étude, l'évaluation du risque toxicologique suivie est celle de type « substances », c.-à-d. que le risque toxicologique de chaque métal a été évalué tout seul. Toutefois, les effets toxiques d'un mélange de contaminants sur un organisme cible doivent être pris en compte dans ce genre d'études pour avoir une évaluation réelle du risque toxicologique. Ces effets toxiques peuvent être de type additif, antagoniste ou synergique (Warne and Hawker, 1995). L'additivité des réponses se produit lorsque la somme des réponses de chaque substance est égale à la réponse toxique du mélange (Langley et al., 2003). On parle d'antagonisme lorsque l'écotoxicité du mélange conduit à une réponse toxique inférieure à la somme des toxicités observées par les substances prises individuellement (Otitoloju, 2002), et de synergie lorsque la combinaison des réponses d'un mélange est supérieure à la somme des réponses de chaque substance qui le compose (Lewis, 1992).

[CONCLUSION GENERALE]

Il est souvent difficile de conclure une thèse, l'inachèvement étant un parfum courant dans le domaine de la recherche scientifique, à cause des questionnements générés par les résultats obtenus. Nous essayons donc de dresser l'ensemble des conclusions que l'on peut tirer de ce travail. Cette étude a caractérisé pour la première fois la contamination métallique dans les sédiments de surface de l'ensemble des zones de pêche le long de la côte algérienne. Ce qui nous a permis d'attribuer à chaque zone de pêche un statut écologique.

L'étude des métaux traces dans les sédiments superficiels le long de toute la côte algérienne a permis de mettre en évidence que :

- L'ordre d'abondance des métaux analysés dans les sédiments superficiels des principales zones de pêche le long de la côte algérienne est comme suit : Fe > Mn > Zn > V > Cr > Pb > Ni > As > Cu > Co > Cd.
- Les sédiments du secteur Centre se caractérisent par les niveaux de concentrations les plus élevés pour tous les métaux analysés sauf pour l'As et Cr où les maximums ont été trouvés dans les stations du secteur Est.
- Les concentrations du Fe, Mn, V, Cr, Co, Ni, Cu et Cd sont toutes inférieures à leurs valeurs du fond géochimique et seules les concentrations du Zn et surtout de l'As qui en sont supérieures.
- La grande partie des fonds chalutables le long de la côte algérienne sont vaseux à sablo-vaseux. Du fait que le taux de la fraction fine (<63µm) avoisine les 100% dans plusieurs stations, notamment, celles du large (profondeur > 40m).
- Le taux de la matière organique dans ces sédiments est très élevé, il varie dans une large gamme entre 2% et 18 %.

L'étude des relations entre les paramètres étudiés, notamment les métaux, fait ressortir que :

- Tous les métaux montrent des corrélations significatives entre eux ($p < 0,05$), à l'exception de l'As et du Cd, suggérant des sources communes et / ou des processus géochimiques similaires contrôlant leurs comportements dans les sédiments.
- Des corrélations significatives ($p < 0,05$) ont été trouvées entre tous les métaux et la matière organique, à l'exception du Mn, Co et As. La distribution de ces métaux est régie en partie par la matière organique, connue pour sa capacité à former des complexes organométalliques et à concentrer les éléments métalliques.

Les résultats de l'Analyse en Composante Principale (ACP) ont permis de mettre en évidence que les principales différences entre les stations se manifestent dans les concentrations de l'As et de Cd. Ces deux éléments diffèrent des autres métaux dans leurs distributions, comportements et relations.

L'étude menée par le calcul des indices géochimiques : (1) le facteur de contamination « FC », (2) l'indices de géoaccumulation « Igeo » et (3) le facteur d'enrichissement « FE ») permis de :

- Renseigner sur une **pollution faible à modérée** au niveau de toutes les stations et par tous les métaux. L'exception se manifeste pour l'Arsenic, où les valeurs de « FC » sont > à 3 dans quelques stations, les valeurs de « FE » sont > à 2 dans plus de deux tiers des stations et la valeur la plus élevée de « Igeo » est également associée à l'Arsenic. Ce qui indique un enrichissement anthropique important en ce métalloïde.
- vérifier que, selon la classification adoptée qui est basée sur les valeurs de l'indice de la charge polluante « PLI », environ 20% des stations (10 stations) peuvent être classées comme «polluées» et associées uniquement à deux métaux l'Arsenic et le Zinc.

Par rapport aux indices écologiques, ils révèlent que :

- les sédiments de la plupart des zones de pêche de la côte algérienne présentent un risque écologique faible pour les espèces vivantes.
- l'As est le seul élément qui peut avoir un risque écologique potentiel dans les deux tiers des zones de pêche.

Les valeurs de l'intervalle des effets faibles (ERL : Effects Range Low) et des effets moyens (ERM : Effects Range median) permettent de révéler que :

- Les concentrations moyennes de Cr et Ni dans la plupart des stations sont supérieures à leurs valeurs (ERL)
- Les concentrations de Cu, de Zn, de Cd, Mn, V, Co, Fe et de Pb sont toutes inférieures à leurs niveaux de référence naturels.
- Cependant, Les éléments Ni, Cr et As avaient des contributions maximales dans la somme des unités toxiques. Cependant, dans le cas de Cr et Ni, cela est plutôt dû à leurs faibles seuils ERL utilisés pour le calcul des unités toxiques. Néanmoins, ce résultat mérite encore une recherche approfondie.

La présente étude a permis aussi d'évaluer le taux de bioaccumulation de quatre métaux (Zn, Cu, Ni et Hg) dans le foie, les gonades et le muscle de trois poissons, le pageot (*Pagellus erythrinus*), le merlu (*Merluccius merluccius*) et le rouget (*Mullus barbatus*). Les résultats montrent que :

- les trois poissons bioaccumulent les quatre métaux analysés sous l'ordre décroissant suivant : Zn > Ni > Cu > Hg.
- les poissons du secteur Ouest de la côte algérienne (golfs de Ghazaouet et d'Arzew) bioaccumulent des concentrations plus élevées par rapport à ceux de la partie Centrale de la côte (baies d'Alger et de Bou-Ismaïl).
- la bioaccumulation est plus accentuée dans le foie et les gonades par rapport au muscle dans les trois poissons, avec la mise en évidence de différences significatives dans les concentrations des métaux traces en fonction du sexe et de la taille des individus.

Les résultats de l'étude biochimique révèlent une différence significative dans la composition biochimique des trois organes pour les trois poissons. En effet, le taux le plus élevé des protéines a été trouvé, respectivement, dans le muscle du merlu (15%) et du pageot commun (14.8%), celui des lipides dans le foie du merlu (59.6%). Tandis que les taux faibles en ces deux composants ont été révélés, respectivement, dans le foie du merlu (4.9%) et celui du pageot commun (8.9%). Pour les glucides, le minimum et le maximum ont été révélés respectivement dans le muscle du rouget de vase (3.1%) et le foie du pageot commun (5.5%).

Les facteurs de bioaccumulation des métaux analysés par les trois poissons montrent des fluctuations importantes, du fait, qu'ils sont très variables d'un métal à un autre et d'une espèce à une autre. Néanmoins, leurs valeurs sont très faibles dans l'ensemble.

L'étude des paramètres d'évaluation du risque toxicologique lié à la consommation de ces trois poissons montre que :

- les valeurs révélées pour la dose journalière d'exposition (DJE) sont très faibles pour tous les métaux analysés. Ceci est valable que ce soit pour les adultes ou pour les enfants, bien que les valeurs de la DJE pour les enfants soient supérieures à celles révélées pour les adultes dans la plupart des cas.
- toutes les valeurs du quotient de danger (QD), calculées pour les métaux analysés sont inférieures à 1 pour le cas des enfants et aussi des adultes.
- des valeurs de QD supérieures à 1 ont été révélées pour le Nickel dans le cas des enfants pour deux espèces de poissons. Cela implique que l'apparition d'un effet toxique ne peut pas être exclue dans le cas de la consommation du pageot et de rouget de vase par des enfants de moins de 15 ans.

En définitif, l'application de l'approche basée sur la combinaison des risques écologique et sanitaire dans l'évaluation du statut écologique des principales zones de pêche chalutables le long de la côte algérienne a permis de révéler à la fois le bon état écologique de ces habitats benthiques et l'absence à l'heure d'échantillonnage, d'un risque réel sur la santé liée à la contamination des trois poissons pêchés dans ces habitats répartis le long de la côte algérienne.

Cette étude et ses résultats viennent de soutenir les efforts déployés par le ministère de la pêche et des productions halieutiques pour la mise en œuvre du réseau national de surveillance de la salubrité des zones et des produits de la pêche et de l'aquaculture établi depuis 2014.

Ainsi, l'approche adoptée dans cette étude permettra à la fois, l'évaluation de l'état de salubrité des zones de pêche chalutables et l'élaboration des scénarios d'évolution de la contamination métallique. Ceci permettra la mise à la disposition des décideurs du secteur de la pêche un outil efficace pour la prise des mesures prédictives dans le contexte d'une gestion durable du milieu marins et de ses bio-ressources.

A l'issue de ce travail, nous recommandons :

- De suivre la cartographie et le monitoring de la contamination des sédiments des zones de pêche chalutables par d'autres micropolluants (hydrocarbures, pesticides, microplastiques, PCB, ...etc.), en s'inspirant de l'approche adoptée dans la présente étude.
- De déterminer le fond géochimique propre aux sédiments des côtes algériennes pour tous les métaux par des études plus approfondies.
- De définir des objectifs de qualité écologique à préserver et à restaurer et, ainsi, suivre l'évolution et l'actualisation de l'état et du statut écologique de chaque zone, notamment celle de pêche et celle destinée pour des activités aquacoles.
- D'entreprendre et renforcer ce genre d'étude à l'avenir pour pouvoir créer et enrichir les bases de données qui permettent le suivi de la qualité du milieu et des produits marins et l'élaboration des normes de qualité propre à notre richesse et littoral Algérien, pour mieux gérer les zones les plus vulnérables et protéger celles qui présentent un risque.

[REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES]

- Ackman R.G., 1995.** Composition and nutritive value of fish and shellfish lipids. *In* : Fish and Fisheries Products. Composition, Nutritive Properties and Stability. A. Ruiter (Ed.), *CAB International* : 117-156.
- Acosta J.A., Jansen B., Kalbitz K., Faz A., and Martínez-Martínez S., 2011.** Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85(8): 1318-1324.
- Added A., 1981.** Etude géochimique et sédimentologique des sédiments marins du delta du Rhône ; Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle en Géologie Appliquée, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 263p.
- Added A., Cenciarini J., Fernex F., Serra C., et Span D., 1982.** La situation des métaux dans les sédiments marins en des zones plus ou moins polluées de méditerranée Nord-Occidentale. VI^{èmes} journées Etud. Pollutions, Cannes, CIESM (1982): 337-383.
- Adler M., Hensen, C., Wenzhofer F., Pfeifer K., and Schulz H.D., 2001.** Modeling of calcite dissolution by oxic respiration in suprasooclinal deep-sea sediments. *Marine Geology*, 177: 167-189.
- Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA), 2001.** Training workshop on the analysis of trace metals in biological and sediment samples. Laboratory Procedure Book, 45p.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 1999.** Toxicological profiles for copper. Atlanta, GA: US. Department of Health and Human Services.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 1999.** Toxicological profile for mercury. Atlanta, GA: US. Department of Health and Human Services.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2008.** Minimal Risk Levels (MRLs) for substance. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S department of Health and Human Services, Public Health Services. (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>).
- Aissat F., 2010.** Biologie et Exploitation du rouget barbet de vase dans les côtes centre algériennes. Mémoire de Magister. ENSSMAL, 97p.
- Aïvazian S., 1978.** Etude statistique des dépendances. Edts. Mir, Moscou, 235p.
- Aksu A.E., Abrajano T., Mudie P.J. and Yasar D., 1999.** Organic geochemical and palynological evidence for terrigenous origin of the organic matter in Aegean Sea sapropel S1; *Marine Geology*, 153: 303-318.
- Alloway B., 2013.** Heavy metals in soils. Trace metals and metalloids in soil and their bioavailability. *Environnemental Pollution*, (Book 22): 613p.
- Amiard J.C., Geffard A. and Amiard-Triquet C., 1998.** La metallothioneine chez la moule mytilus edulis comme biomarqueur de pollution métallique : variabilité entre sites, saisons et organes. *J. Rech. Océanogr*, 23: 25-30.
- Amiard-Triquet C., 1983.** Les tests de toxicité aiguë en milieu aquatique : méthodologie, standardisation, interprétation, limites d'application. *Oceanis*, 9: 451-464.
- Andral B., Alzieu C., Boissery P., Bertrand M.C., Dauré S., Rebouillon P. and Thébault H., 2002.** Les guides méthodologiques du RLM : Evaluation de la contamination chimique et radiologique du sédiment. Rapport Ifremer, 43p.

- Andreji J., Stranai I., Masanyi P. and Valent M., 2005.** Concentration of selected metals in muscle of various fish species. *Journal of environmental science and health (Part A)*, 40(4): 899-912. Doi: 10.1081/ESE-200048297.
- Andrews S. and Sutherland RA., 2004.** Cu, Pb and Zn contamination in Nuuanu watershed, Oahu, Hawaii. *The Science of the Total Environment*, 324: 173-182.
- Angélique B., 2010.** Origines de l'arsenic dans les eaux, sols et sédiments du district aurifère de St-Yrieix-la-Perche (Limousin, France): contribution du lessivage des phases porteuses d'arsenic. Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université de Limoges, 201p.
- Aouidjit N., 2001.** Contribution à l'étude de quelques paramètres de la reproduction de la bogue (Boops boops L., 1758) et son utilisation comme indicateur biologique de la pollution par les métaux lourds (Zn, Fe, Ni, Cu et Pb) dans la baie d'Oran. Mémoire de magister université d'Oran, 243p.
- Arnot J.A. and Gobas F., 2006.** A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 14(4): 257-297. Doi : 10.1139/A06-005.
- Asso A., 1982.** Contribution à l'étude des polluants métalliques chez la moule *Perna Perna* (L), dans la région d'Alger. Mémoire de Magister en Océanologie Biologique, Université d'Aix-Marseille II, 138 p.
- Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement (ASTEE), 2003.** Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une UIOM, 60p.
- Athmani H., 2008.** Géochimie et pollution par les métaux lourds dans les sédiments profonds de la mer méditerranée. Mémoire de magister en environnement et écosystèmes littoraux, ISMAL, 88p.
- Atli G. and Canli M., 2008.** Responses of metallothionein and reduced glutathione in a freshwater fish *Oreochromis niloticus* following metal exposures. *Environ. Toxicol. and Pharmacol.*, 25: 33-38.
- Audigie C., Dupont G. and Zonszain F., 1985.** Principes des méthodes d'analyse biochimique. Editions DOIN, Tome 1, 190p.
- Ayad F., 2010.** Evaluation de la pollution métallique par trois métaux lourds (Cd, Pb, Zn) dans les organes (foie, gonades et muscle) chez le sar *Diplodus sargus* (Linné, 1758) pêché dans les baies de Beni Saf et d'Oran. Mémoire de magister université d'Oran, 136p.
- Bailly F., Ianni C., Soggia F., Abdelmoshi M.L., Tucci S. and Frache R., 1987.** Caractéristiques du zooplancton (compagnes Ecomarges Aout 85 -Mai 86). Contribution au matériel particulaire récolté par pièges. Co.ll.Intern.Ocean.-Perpignan, C.I.E.S.M., 50p.
- Baize D., 2002.** Les éléments traces métalliques dans les sols. INRA Editions.
- Bajpai P.K., 1993.** Eicosapentaenoic acid (EPA) production from microorganisms: a review. *Journal of biotechnology*, 30(2) ; 161-183.
- Bakalem A., 2008.** Les peuplements des sables fins de la côte Algérienne. Thèse de Doctorat d'Etat, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediene (USTHB), Algérie, 677p.
- Bakan G. and Ozkoç H.B., 2007.** An ecological risk assessment of the impact of heavy metals in surface sediments on biota from the mid-black sea coast of Turkey. *International Journal of Environmental Studies*, 64: 45-57.

- Balls P.W., Hull S., Miller B.S., Pirie J.M. and Proctor W., 1997.** Trace metal in Scottish estuarine and coastal sediments. *Mar. Pollut. Bull.*, 34: 42–50.
- Barbier F., 1999.** Rétention du plomb II et du cadmium II par une barrière argileuse. Transfert métalliques et influence de la complexation. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon I., 129p.
- Barghigiani C. and Ranieri De S., 1992.** Mercury content in different size of important edible species of the northern Tyrrhenian sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 24: 114-116.
- Bastami K.D., Afkhami M., Mohammadizadeh M., Ehsanpour M., Chambari S., Aghaei S., Esmaeilzadeh M., Neyestani M.R., Lagzaee F. and Baniamam M., 2015.** Bioaccumulation and ecological risk assessment of heavy metals in the sediments and mullet (*Liza klunzingeri*) in the northern part of the Persian Gulf. *Mar. Pollut. Bull.*, 94: 329-334.
- Bauchot M.L. and Pras A., 1980.** Guide des poissons marins d'Europe Ed. Delachaux & Niestlé – Lausanne, Paris, 427p.
- Baudin F., Tribouvillard, N. and Trichet J., 2007.** Géologie de la matière organique. 2^e édition, EDP Sciences, 309p.
- Bawuro A.A., Voegborlo R.B. and Adimado A.A., 2018.** Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in Lake Geriyo. Nigeria. *J. Environ. Public Health*, 2018; Article: ID1854892: 7p. <https://doi.org/10.1155/2018/1854892>.
- Belfroid A., Scinen W., Gestel K.A.M., Hermens J.M. and Leeuwen K., 1995.** Modelling the accumulation of hydrophobic organic chemicals in earthworms. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2: 5-15.
- Belhadj H., Aubert D. and Youcef N.D., 2017.** Geochemistry of major and trace elements in sediments of Ghazaouet Bay (Algeria): assessment of metal pollution. *Compt. Rendus Geosci.*, 349: 412-421.
- Belhoucine F., 2012.** Etude de la biologie, de la croissance et de la reproduction d'un poisson téléostéen le merlu (*Merluccius merluccius* L., 1758) et son utilisation comme indicateur biologique de la pollution par les métaux lourds (Zinc, Plomb et Cadmium) dans la baie d'Oran (Algérie). Thèse de doctorat de l'Université d'Oran, 232 p.
- Belin S., 1992.** Distribution microscopique de la matière organique disséminée dans les roches mères : technique d'étude, interprétation des conditions de dépôt et de diagenèse. Thèse de doctorat de l'Université d'Orsay, 371p.
- Bellair P. and Pomerol C., 1977.** Eléments de géologie. Armand Colin, Paris, 528p.
- Belloc G., 1923.** Note sur la croissance du merlu, variations ethniques et sexuelles. *Rapp. Com. perm. int. Explor. Mer.*, 31: 34-43.
- Belloc G., 1929.** Etude monographique du merlu *Merluccius merluccius* (L.). *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, 2(2): 153-167.
- Ben Zohra A. and Millot C., 1995.** Characteristic and circulation of surface and intermediate water masses off Algeria. *Deep Sea Res.*, 42(10): 1803-1830.
- Benabdelkader A., 2019.** Sources et transfert des éléments majeurs et traces dans le bassin versant de la Tafna (Algérie) : approche géochimique et hydrochimique. Thèse de doctorat en cotutelle entre l'Université de Paul Sabatier (France) & l'Université Abou Beker Belkaid (Algérie), 268p.

- Benabdelkader A., Talebb, J.L., Probst N., Belaidi A. and Probst R., 2018.** Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): A multi-indices approach. *Science of the Total Environment*, 626: 899-914.
- Benadda H., 2009.** Evaluation de la pollution marine par trois métaux lourds (Cd, Pb, Zn) sur un poisson pélagique, le Saurel *Trachurus trachurus* (Linné, 1758) pêché dans le baie de d'Oran. Mémoire de magister Université d'Oran, 136p.
- Benamar N., 2011.** Etude de la biologie, de l'exploitation et de la contamination par les métaux lourds (cadmium, plomb et zinc) d'un poisson osseux : la sardinnelle ronde *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847) pêchée dans la baie d'Oran. Thèse de doctorat de l'Université d'Oran, 136 pp.
- Benderradji E.H., 1999.** Quelques indices d'appréciation de la pollution mercurifère dans le milieu éco-géographique de la dépression de Azzaba- Nord-Est Algérien. *Observatorio medioambiental*, 1999(2): 191-215.
- Benguedda W., Dali youcef N., Amara R., 2011.** Trace metals in sediments, macroalgae and benthic species from the Western part of Algerian coast. *J. Environ. Sci. Eng.*, 5: 947-954.
- Benguedda-Rahal W., 2012.** Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest algérien. Thèse de doctorat de l'Université de Tlemcen, 110p.
- Bensahla talet L., 2001.** Contamination du rouget de vase (*Mullus barbatus* L.1758) par quatre métaux lourds (Cd, Pb, Cu et Zn) pêché dans la baie d'Arzew. Mémoire de magister, université d'Oran, 105p
- Bentata-Keddar I., 2015.** Evaluation de la contamination métallique par trois métaux traces (Cd, Ni et Zn) du rouget de vase *Mullus barbatus* (L., 1758) pêché au niveau de la côte occidentale algérienne. Mémoire de magister Université d'Oran, 122p.
- Berner R.A., 1980.** Early diagenesis: a theoretical approach. Princeton University Press, Prince town. 241p.
- Berner R.A., 1982.** Burial of organic carbon and pyrite sulfur in the modern ocean: its geochemical and environmental significance. *Amer. J. Sci.*, 282: 451-473.
- Bertignac M., 2004.** Merlu (*Merluccius merluccius*) Stock nord (Divisions IIIa, IV, V, VI, VII et VIII abde du CIEM). *CIEM (2004)*: 168-172.
- Bertrand J., Abarnou A., Bocquene G., Chiffolleau J.F. and Reynal L., 2009.** Diagnostic de la contamination chimique de la faune halieutique des littoraux des Antilles françaises. Campagnes 2008 en Martinique et en Guadeloupe. Direction régionale de l'Environnement (DIREN) Guadeloupe et Martinique, Direction des Services Vétérinaires (DSV) Guadeloupe et Martinique, Onema, Ref. CHDC-2009_Rapport.doc, 17/11/2009, 10p. (<https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6896/>).
- Biagi F., Cesarini A., Sbrana M. and Viva C., 1995.** Reproductive biology and fecundity of *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) in the Northern Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer. Medt.*, 34p.
- Bird D.J., Rotchell J.M., Hesp S.A., Newton L.C., Hall N.G. and Potter I.C., 2008.** To what extent are hepatic concentrations of heavy metals in *Anguilla anguilla* at a site in a contaminated estuary related to body size and age and reflected in the metallothionein concentrations. *Environmental Pollution*, 151(3): 641-651. Doi : 10.1016/j.envpol.2007.03.018.

- Bisson M., Vivier S., La Rocca B. and Gourland C., 2009.** Point sur les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR). Rapport d'étude 17/03/2009, N° DRC-08-94380-11776C, INERIS. [En ligne] URL: (<http://www.ineris.fr/hml>).
- Blanchard C., 2000.** Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 241p.
- Bliefert et Perraud, 2001.** Chimie de l'environnement, air, eau, sols, déchets, *DeBoeck*, 478p.
- Bogusz, D., 1992.** Toxicités et substances toxiques. Colloque : La restauration des rivières et des canaux, 24/25 -09-1992, Bouvines –chapitre1, 16p.
- Bonnet C., 2000.** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse, Université de Metz, France, 309p.
- Borsali-Mrabet S., 2007.** Contamination du rouget de roche (*Mullus surmuletus* L. 1758) dans les organes (foie, muscle et gonades), par trois métaux lourds pêché dans la baie d'Oran. Mémoire de magister, université d'Oran, 197p.
- Borsali-Mrabet S., 2015.** Evaluation de la contamination métallique dans trois organes (foie, gonades et muscle) du Rouget de roche *Mullus surmuletus* (L.1758) par quatre métaux lourds (Zn, Cu, Cd, Pb) pêché dans la baie d'Oran. Thèse de doctorat de l'Université d'Oran, 202p.
- Bothner M.H., Buchholtz ten Brink M. and Manheim F.T., 1998.** Metal concentrations in surface sediments of Boston Harbor - changes with time. *Marine Environmental Research*, 45(2): 127-155.
- Botte L., Scippa S. and de Vincentiis M., 1979.** Ultrastructural localization of vanadium in the blood cells of Ascidiacea. *Experientia*, 35: 1228-1230. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF01963306>
- Bouaziz A., Semroud R. Djabali F. and Maurin, C., 1998a.** Reproduction du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) dans la région de Bou-Ismaïl. *Cah. Opt. Méditer.*, 35: 109-117.
- Bouaziz A., Semroud R., Djabali F. and Maurin C., 1998b.** Estimation de la croissance du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) de la région Centre de la côte algérienne par analyse des fréquences de tailles. *Cah. Opt. Méditer.*, 35: 35-41.
- Boudou A. and Ribeyre F., 1983.** Processes of contamination of aquatic biocenose by mercury compound : an experimental ecotoxicology approach. In *Aquatic Toxicology* (J.O. Nriagu. ed.). Chapt.3, 73-116.
- Boudou A. and Ribeyre F., 1989.** Aquatic Ecotoxicology: Fundamental Concepts and Methodologies. CRC Press Inc, 328p. ISBN-10: 0849348293 ISBN-13: 978-0849348297.
- Boudou A., 1982.** Recherches en écotoxicologie expérimentale sur les processus de bioaccumulation et de transfert des dérivés du mercure. Thèse de doctorat d'Etat, Université de Bordeaux 1, 297p.
- Bougis P., 1952.** Recherches biométriques sur les rougets *Mullus barbatus* et *Mullus surmuletus*, (L. 1758) *Arch. Zool. Exp. Gen. Notes Rev.*, 89: 57-174.
- Bouhadiba S., 2011.** Evaluation de la concentration des quatre métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Zn) chez le mullet (*Mugil cephalus* L. 1758) pêché dans les baies d'Oran et de Béni saf. Mémoire de Magister, université d'Oran, 125p.

- Bourcier P. and Sharma R.P., 1980.** Heavy metals and their relationship to solids in urban runoff. *Intern. Environ. Anal. Chem.*, 7: 273-283.
- Boust D., 1981.** Diagenèse organique de sédiments deltaïques (Delta de la Mahakam, Indonésie). Thèse de Doctorat d'Etat, Université d'Orléans, 187p.
- Boutaleb A., Amraoui S., Berdous D., Alligui F., Issaad M., Mahfoud Z. and Chetouane H., 2017.** Etat des sols et des eaux contaminés par les éléments traces métalliques de deux mines abandonnées, cas des gisements à Pb-Zn de Boudoukha et Sidi Kamber (NE Algérie). 3^{ème} Séminaire international sur l'industrie minière et l'environnement – Annaba.
- Boutiba M., 2006.** Géomorphologie dynamique et mouvements des sédiments le long de la côte sableuse Jijelienne (Est Algérie). Thèse de doctorat, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediène (USTHB), 247p.
- Boutiba Z., 1992.** Les mammifères marins d'Algérie. Statut, répartition, biologie et écologie. Thèse de doctorat d'état. Université d'Oran, 575p.
- Boutiba Z., Taleb Z. and Abi-Ayad S.M.E.A., 2003.** Etat de la pollution marine de la côte oranaise. Edit. : Dar El Gharb, 69p.
- Boutiba Z., Taleb Z., Bouderbala M. and Abdelghani F., 1996.** La pollution menace sur le peuplement marin en Méditerranée. Actes du 3^{ème} colloque national climat environnement. Complexe les Andalouses, Oran, 16-17 dec 1996. 1-13p.
- Boutier B., Chiffolleau J.F., Auger D. and Truquet I., 1993.** Influence of the Loire River on Dissolved Lead and Cadmium concentrations in coastal waters of Brittany. *Cstl. Shelf Sci.*, 36: 133-145.
- Bradl H., 2005.** Heavy metals in the environment : origin, interaction and remediation. Academic Press, Elsevier, 282 p.
- Bradu D., Gabriel K.R., 1978.** The Biplot as a Diagnostic Tools for Models of Two-way Tables, *Technometrics*, 20, no. no 1, 47-67.
- Brungs W.A., Geckler J.R. and Gast M., 1976.** Acute and chronic toxicity of copper to the fathead minnow in a surface water of variable quality. *Water Res.*, 10: 37-43.
- Bryan G.W. and Langston W.J., 1992.** Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries : a review. *Environmental pollution* 76(2): 89-131.
- Bryan S.E. and Hidalgo H.A., 1976.** Nuclear 115 cadmium : uptake and disappearance correlated with cadmium –binding protein synthesis. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, 68: 858-865.
- Buchanan J.B., 1984.** Sediment analysis. In, Holme N.A., McIntyre A.D. (edit). Methods for the study of marine benthos. IBP hand book 16, Blackwell scientific publication. Oxford, 41-65.
- Burger J., Gochfeld M. and Jewett S., 2006.** Selecting species for marine assessment of radionuclides around Amchitka: planning for diverse goals and interests. *Environmental monitoring and assessment*, 123: 371-391.
- Butcher S.S., Charlson R.J., Orians G.H. and Wolfe G.V., 1992.** Global Biogeochemical cycles. *Academic Press Inc.*, (International Geophysics), 292p. ISBN-10 : 0121476855 ISBN-13 : 978-0121476854.

- Caeiro S., Costa M.H., Ramos T.B., Fernandes F., Silveirad N., Coimbra A., Mederios G. and Painho M., 2005.** Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary Sediment: An index analys approach. *Ecological Indicators*, 5: 151-169.
- Caetano M., Madureira M.J. and Vale C. 2003.** Metal Remobilisation during Resuspension of Anoxic Contaminated Sediment: Short-Term Laboratory Study. *Water, Air, and Soil Pollution*, 143: 23-40.
- Çağrı Taş E., Filipuçi I., Türker Çakır D., Beyaztaş S., Sunlu U., Toğulga M., Özaydın O. and Oktay A., 2011.** Heavy metal concentrations in tissues of edible fish (*Mullus barbatus* L., 1758) from the çandarli bay (Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 20(11): 2834-2839.
- Calder P.C., 1998.** Immunoregulatory and anti-inflammatory effects of n-3 polyunsaturated fatty acids. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, 31(4): 467-490.
- Calder P.C., 2004.** N-3 Fatty acids and cardiovascular disease : evidence explained and mechanisms explored. *Clin. Sci. (Lond) 2004, July*, 107(1) :1-11.
- Callender E., Heinrich D.H. and Karl K.T., 2003.** Heavy Metals in the Environment -Historical Trends. *Environmental Science & Technology*, 34: 232-238.
- Calmano W., Hong J. and Förstner U., 1993.** Binding and Mobilization of Heavy Metals in Contaminated Sediments Affected by pH and Redox Potential. *Water Science & Technology* 28(8-9): 223-235. Doi : 10.2166/wst.1993.0622.
- Campillo A., 1982.** ALGERIE 82 (THALASSA) cruise, RV Thalassa, <https://doi.org/10.17600/82006711>.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 1999.** Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Arsenic. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Canli M. and Atli G., 2003.** The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental pollution*, 121: 129–136.
- Carlucci R., Lembo G., Maiorano P., Capezzuto F., Maran C.A., Sion L., Spedicat M.T., ngaro N., Tu rsi A. and Gianfranco D., 2009.** Nursery areas of red mullet (*Mullus Barbatus*), Hake (*Merluccius Merluccius*) And deep-water rose shrimp (*Parapenaeus longirostris*) In the Eastern-Central Mediterranean Sea. Estuarine. *Coastal And Shelf Science*, 83: 529-538.
- Carpene E. and Vasak M., 1989.** Hepatic Metallothionein from Goldfish (*Carassius auratus*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 92(B): 463-468.
- Carr S.R., Chapman D.C., Long E.R., Windom H.L., Thursby G., Sloane G.M. and Wolfe D.A., 1996.** Sediment quality assessment studies of Tampa bay, Florida. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15(7): 1218-1231.
- Casas S., 2005.** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis* en milieu méditerranéen. Thèse de Doctorat, Université du Sud Toulon Var, France, 346 p
- Castel J., Labourg, P.J., Escravage V. and Thimel A., 1990.** Distribution quantitative du méo- et macro benthos dans des lagunes mixohalines, influence du confinement sur le partage des ressources. *Oceanologia Acta*, 13(3): 349-359.

- Caulet J., 1972.** Les sédiments organogènes du précontinent Algérien. Mémoire de Muséum national d'histoire naturelle, Paris, série C (25), 289p.
- Cauwet G. and Faguet G., 1982.** Condition de sédimentation des éléments métalliques dans un milieu lagunaire : exemple du zinc et manganèse. *Rapp. Com. Int. Mer. Méd.*, 27(9): 151-154.
- Cauwet G., 1985.** Dynamique de la matière organique dans les milieux marins et polyhalins ; son rôle dans les processus géochimiques aux interfaces. Thèse de Doctorat de 3^{ème} cycle en Océanologie, Université de Perpignan, 178p.
- Cauwet G., Gadel F., De Souza Sierra M.M., Donard, O. and Ewald M., 1990.** Contribution of the Rhane River to organic carbon inputs to the Northwestern Mediterranean Sea. *Cont. Shelf Res.*, 10: 1025-1037.
- Çevik F., Göksu M.Z.L., Derici O.B. and Findik Ö., 2009.** An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. *Environ. Monit. Assess.*, 152: 309-317.
- Chakraborty P., Babu P.V.R. and Sarma V.V., 2012.** A study of lead and cadmium speciation in some estuarine and coastal sediments. *Chem. Geol.*, 294–295: 217-225. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2011.11.026>.
- Chakraborty P., Ramteke D., Chakraborty S.N. and Nath B., 2014.** Changes in metal contamination levels in estuarine sediments around India: an assessment. *Mar. Pollut. Bull.*, 78: 15-25. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.044>.
- Chalabi B., Belouad A. and Belhadj G., 2002.** Les aires protégées » Rapport MATE-GEF/PNUD (Projet ALG/G13), 49 p.
- Chamley H. 1987.** Sedimentologie. *Ed. Dunod, Paris*, 175 p.
- Chamley H., 2000.** Bases de Sédimentologie. 2^{ème} édition, *Ed. Dunod*, 178p.
- Charlou J. and Joany M., 1983.** Dosage du mercure et d'autres métaux (Pb, Zn, Cu, Cd, Co, Ni, Cr, Mn) dans les sédiments marins par absorption atomique *In : Aminot A. et Chaussepied M., (Ed) : Manuel des analyses chimiques en milieu marin*, 285-295.
- Charriau A., 2009.** Etude de la contamination organique et métallique associée aux sédiments du District Hydrographique International de l'Escaut. Thèse de doctorat, Université de Lille1, 241p.
- Chaussidon M. and Albarlde F., 1992.** Secular boron isotope variation in the continental crust : an ion microprobe study. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 108: 229-241.
- Chen C.W., Kao C.M. and Chen C.F., 2007.** Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere*, 66(8): 1431-1440.
- Cherabi O., 1987.** Contribution à l'étude de la biologie du pageot commun *Pagellus erythrinus* (Linné, 1758) et à l'écologie de la famille des sparidés de la baie d'Alger. Mémoire de Magister, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediene (USTHB), Algérie, 202p.
- Cherif M., Benamor M.M., Selmi S., Gharbi H., Missaoui H. and Capapé C., 2011.** Food and feeding habits of red mullet, *Mullus barbatus* (actinopterygii : Mullidae), of the northern Tunisian coast (central Mediterranean). *Acta. Ichtyol. Piscat.*, 41(2): 109-116.

- Chester R., 1990.** Marine Geochemistry. Unwin Hyman, London, 698p.
- Chiffolleau J.F., 1994.** Le chrome en milieu marin. Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, N°08, 49p.
- Chiffolleau J.F., 2001.** La contamination métallique. *In* : IFREMER, editor, 39p.
- Choi J., Roche H. and Caquet T., 2000.** Effects of physical (hypoxia, hyperoxia) and chemical (potassium dichromate, fenitrothion) stress on antioxidant enzyme activities in *Chironomus riparius* Meigen (*Diptera, Chironomidae*) larvae: potential biomarkers. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 495-500.
- Chouti W., Mama D., Changotade O., Alapini F. and Boukari M., 2010.** Étude des éléments traces métalliques contenus dans les sédiments de la lagune de Porto-Novo (Sud Bénin), *Journal of Applied Biosciences*, 34: 2186-2197.
- Chovanec A., Hofer R. and Schiemer F., 2003.** Fish as bioindicators. *In*: trace metals and other contaminants in the environment. *Chapter 18, Elsevier*, 6: 639-676. [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80148-0](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80148-0).
- Cinier C.D., Petit-Ramel M., Faure R., Garin D. and Bouvet Y. 1999.** Kinetics of cadmium accumulation and elimination in carp *Cyprinus carpio* tissues. *Comp. Biochem. Physiol.*, 122: 345-352.
- Clozel-Leloup B., 2003.** Valeurs guides intervenant dans la gestion des sédiments et méthodologie d'élaboration de ces valeurs: synthèse bibliographique, 424p.
- Cohen D.M., Inada T., Iwamoto T. and Scialabba N., 1990.** FAO species catalogue. Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. *FAO Fish. Synop.*, 125(10): 1-442.
- Cojan I. et Renard M., 1999.** Sédimentologie. Ed. Dunod, 418p.
- Comité Scientifique de l'Agence Fédérale pour la Sécurité de la Chaîne Alimentaire (CSAFSCA), 2014.** Approche scientifique pour le rappel (recall) de denrées alimentaires contaminées par du nitrate, plomb, cadmium, mercure, méthylmercure, de l'arsenic ou de l'arsenic inorganique (dossier Sci Com N°2013/26). Avis 22-14 approuvé par le Comité scientifique le 19 décembre 2014.
- Comlade 1993.** Les produits de la pêche dans la technologie des aliments et hygiène alimentaire, 2^{ème}. Cahier. EdsJ. Lanore, ISBN 286268: 71-85.
- Coombs T.L., 1977.** Uptake and storage mechanisms of heavy metals in marine organisms. *Proc. Analyst. Div. Chem. Soc.*, 1: 219-222.
- Coope W.G., Wener J.G. and Raba R.G., 1990.** Mercury accumulation in yellow perch in Wisconsin seepage Lakes: relation to Lake characteristics. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9: 931-940.
- Corraze G., Larroquet L. and Médale F., 1999.** Alimentation et dépôts lipidiques chez la truite arc-en-ciel, effet de la température d'élevage. *INRA Prod. Anim.*, 12: 249-256.
- Corsten L.C.A., Gabriel K.R., 1976.** Graphical Exploration in Comparing Variance Matrices, *Biometrics* 32, 851-863.
- Cossa D., 1987.** Le cadmium et le mercure en milieu côtier : Biogéochimie et utilisation du genre *Mytilus* comme indicateur quantitatif. Thèse de Doctorat d'Etat en Sciences Naturelles. Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 383p.

- Cossa D., Elbaz P., Gnassia B. and Romeo M., 1992.** Le plomb en milieu marin biogéochimie et écotoxicologie. Service de la documentation et des publications IFREMER, Centre de Brest, PLOUZANE. ISSN : 1240-1153.
- Cosson R., 1978.** Etude de la toxicité du cuivre vis-à-vis des œufs de Bar : *Dicentrachus Labrax*. Groupement pour l'avancement de la biochimie marine : 103-116.
- Cripe G., Carr R., Foss S., Harris P.S. and Stanley R., 2000.** Effects of whole sediment from Corpus Christy Bay on survival, growth and reproduction of the mysid *Americamysis Bahía* (formerly *Mysidopsis bahia*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 64(3): 426-433.
- Cuculić V., Cukrov N., Željko K. and Mlakar M., 2011.** Distribution of trace metals in anchialine caves of Adriatic Sea, Croatia. *Estuar. Coast. Shelf S.*, 95: 253-263.
- Da Cunha A., and Ruegg J., 2003.** Développement durable et aménagement du territoire. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 350p.
- Dehn L.A., Follmann E.H., Thomas D.L., Sheffield G.G., Rosa C., Duffy L.K. and O'hara T.M., 2006.** Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *Science of the Total Environment*, 362(1): 103-123.
- Devallois V., 2009.** Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydro systèmes continentaux, Thèse de doctorat, Université de Provence, 262p.
- DeWitt T.H., Swartz R.C. and Lamberson J.O., 1989.** Measuring the acute toxicity of estuarine sediments. *Environ Toxicol Chem*, 8: 1035-1048.
- Di Bella G., Licata P., Bruzzese A., Naccari C., Trombetta D., Turco V.L., Dugo G., Richetti A. and Naccari F., 2006.** Levels and congener pattern of polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues in bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Straits of Messina (Sicily, Italy). *Environ. Int.*, 32: 705-710.
- Di Toro D.M., Mahony J.D., Hansen D.J., Scott K.J., Hicks M.B., Mayr S.M. and Redmond M.S., 1990.** Toxicity of cadmium in sediments: the role of Acid Volatile Sulfide. *Environmental Toxicity and Chemistry*, 9: 1487-1502.
- Dias De Alba M., Galindo-Riano M.D., Casanueva-Marenco M.J., Garcia-Vargas M. and Kosore C.M., 2011.** Assessment of the metal pollution, potential toxicity and speciation of sediment from Algeciras Bay (South of Spain) using chemometric tools. *J Hazard Mater.*, 190: 177-187.
- Dickinson W.W., Dunbar G.B. and McLeod H., 1996.** Heavy metal history from cores in Wellington Harbour, New Zealand. *Environ. Geol.*, 27: 59-69.
- Dieuzeide R., Novella M. and Roland J., 1955.** Catalogue des poissons des côtes algériennes. Ostéoptérygiens. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione, n.s.*, 6: 384p.
- Diks D.M. and Allen H.E., 1983.** Correlation of copper distribution in a freshwater-sediment system to bioavailability. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 30: 37-43.
- Din T.B., 1992.** Use of aluminum to normalize heavy metal data from estuarine and coastal sediments of straits of Melaka. *Marine Pollution Bulletin*, 24: 484-491.

- Diop C., Dewaele D., Toure A., Cabral M., Cazier F., Fall M., Ouddane B. and Diouf A., 2012.** Study of sediment contamination by trace metals at wastewater discharge points in Dakar (Senegal). *Journal of Water Science*, 25(3): 185-299.
- Diop M., Howsam M., Diop C., Cazier F., Goossens J.F., Diouf A. and Amara R., 2016.** Spatial and seasonal variations of trace elements concentrations in liver and muscle of round Sardinelle (*Sardinella aurita*) and Senegalese sole (*Solea senegalensis*) along the Senegalese coast. *Chemosphere*, 144: 758-766.
- Donazzolo R., Hieke Merlin O., Menegazzo Vitturi L. and Pavoni B., 1984.** Heavy metal content and lithological properties of recent sediments in the Northern Adriatic. *Mar. Pollut. Bull.*, 15(3): 93-101.
- Donazzolo R., Hieke Merlin O., Menegazzo Vitturi L., Orio A.A., Pavoni B., Perin G. and Rabittis S., 1981.** Heavy metals contamination in surface sediments from the Gulf of Venice. *Mar. Pollut. Bull.*, 12: 417-425.
- Du Laing G., Rinklebe J., Vandecasteele B., Meers E., and Tack F.M.G., 2008.** Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Science of the Total Environment*, scitotenv, 2008.
- Duan Y., 2000.** Organic geochemistry of recent marine sediments from the Nansha Sea, China. *Organic Geochemistry*, 31: 159-167.
- Dubois M., Gilles K.A., Hamilton J.K., Rebers P.A. and Smith E., 1956.** Colorimetric method for determination of sugar and related substances. *Anal. Chim.*, 28: 350-356.
- Duckworth S.P., Guo Z.X. and Baker T.N., 1990.** A microanalytical study of the apparent iron content of vanadium carbide precipitates in HSLA steel. *Materials Characterization*, 25: 17-36.
- Durrieu de Madron and MERMEX group, 2011.** Marine ecosystems responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. *Prog. Oceanogr.*, 91: 97-166.
- Eastwood, S. and Couture P., 2002.** Seasonal variations in condition and liver metal concentrations of yellow perch (*Perca flavescens*) from a metal-contaminated environment. *Aquat. Toxicol.*, 58: 43-56
- Eggleton J. and Thomas K.V., 2004.** A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, 30: 973-980.
- Eisler R., 1971.** Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae) and other organisms. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 28: 1225-1234.
- Eisler R., 1981.** Trace metal concentrations in marine organisms. Pergamon Press, Inc., Elmsford. <https://doi.org/10.4319/lo.1983.28.3.0600>
- El Morhit M., Fekhaoui M., El Abidi A. and Yahyaoui A., 2012.** Contamination métallique des muscles de cinq espèces de poissons de l'estuaire du bas Loukkos et qualité de l'alimentation animale au Maroc (côte atlantique marocaine). ScienceLib., Mersienne, France, 21p.
- El Namr A., Azza K. and El Sikaily A., 2006.** Distribution and statistical analysis of leachable and total heavy metals in the sediments of the Suez gulf. *Journal of Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1-3): 89-112.

- El Zrelli R., Courjault-Radé P., Rabaoui, L., Castet S., Michel S. and Bejaoui N., 2015.** Heavy metal contamination and ecological risk assessment in the surface sediments of the coastal area surrounding the industrial complex of Gabes city, Gulf of Gabes, SE Tunisia. *Marine Pollution Bulletin*, 101: 922-929. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.047>.
- Elbaz-Poulichet F., 2005.** River Inputs of Metals and Arsenic. In: Saliot, A. (Ed.). *The Mediterranean Sea. Handbook of Environmental Chemistry*, 5: 212-233.
- El-Moselhy K.M, Othman A.I, Abd El-Azem H. and El-Metwally M.E.A., 2014.** Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egypt J. Basic Appl. Sci.*, 1: 97-105. <https://doi.org/10.1016/j.ejbas.2014.06.001>.
- EL-Moselhy K.M., 2006.** Distribution of vanadium in bottom sediments from the marine coastal area of the Egyptian seas. *Egyptian journal of aquatic research*, 32(1): 12-21.
- Ennouri R., Chouba L., Magni P. and Kraiem MM., 2009.** Spatial distribution of trace metals (Cd, Pb, Hg, Cu, Zn, Fe and Mn) and oligo-elements (Mg, Ca, Na and K) in surface sediments of the Gulf of Tunis (Northern Tunisia). *Environ. Monit. Assess.*, 163: 229-239.
- Ennouri R., Mili S. and Chouba I., 2012.** La contamination métallique du rouget de vase (*Mullus barbatus*) et de la sardinelle (*Sardinella aurita*) du golfe de Tunis. *Cybiu* 2013, 37(1-2): 49-58.
- European Food Safety Authority (EFSA), 2009.** Scientific Opinion on Arsenic in Food. *EFSA Journal*, 7(10): 199p.
- Evoglu K., Atli G. and Canli M., 2005.** Effects of metal (Cd, Cu, Zn) interactions on the profiles of metallothionein-like proteins in the Nile fish *Oreochromis niloticus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 75: 309-399.
- Ewald G., Bremle G. and Karlsson A., 1998.** Differences between Bligh and Dyer and Soxhlet extractions of PCBs and lipids from fat and lean fish muscle: Implications for data evaluation. *Marine pollution bulletin*, 36(3): 222-230.
- Eymard S., 2003.** Mise en évidence et suivi de l'oxydation des lipides au cours de la conservation et de la transformation du chinchard (*Trachurus trachurus*): choix des proceds. Thèse de doctoral, Université de Nantes, 317p.
- Fairbrother A., Wenstel R., Sappington K. and Wood W., 2007.** Framework for Metals Risk Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68: 145-227.
- Feix I. and Tremel-Schaub A., 2005.** Contamination des sols, Transfert des sols vers les plantes. EDP Sciences - Collection: ADEME, 414p.
- Feng H., Han X., Zhang W. and Yu L., 2004.** A preliminary study of heavy metal contamination in Yangtze River intertidal zone due to urbanization. *Mar. Pollut. Bull.*, 49: 910-915.
- Fernandez J.M., 1984.** Utilisation de quelques éléments métalliques pour la reconstitution des mécanismes sédimentaires en Méditerranée occidentale : apport du traitement statistique. Thèse de Doctorat de 3^{ème} cycle en Océanologie, Université de Perpignan, 233p.
- Fernex F.E., Migon C. and Chisholm J.R.M., 2001.** Entrapment of pollutants in mediterranean sediments and biogeochemical indicators of their impact. *Hydrobiologia*, 450: 31-46.
- Fernex I.E., Span D., Iataou G.N. and Renard D., 1984.** Behavior of some metals in superficial sediment

- of the Northwest Mediterranean continental shelf. Sediments and water interactions. Proceedings of the 3rd International Symposium on interactions between sediments and water held in Geneva, Switzerland, 27-31 August/1984. P.G. Sly, éditeur, Springer-Verlag, 353-370
- Findik O., Çiçek E., 2011.** Metal Concentrations in Two Bioindicator Fish Species, *Merlangius merlangus*, *Mullus barbatus*, Captured from the West Black Sea Coasts (Bartın) of Turkey. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 87: 399-403.
- Fischer W., Schneider M. and Bauchot M.L., 1987.** Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37: Volume I: Végétaux et invertébrés. Volume II: Vertébrés. FAO, 1529p.
- Flores-Rodriguez J., 1992.** Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain : caractéristiques physicochimiques, Thèse de Doctorat, Université Paris XII- Val de Marne, 229p.
- Food and Agriculture Organisation (FAO), 2018.** La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2018. Atteindre les objectifs de développement durable. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Forstner U. and Salomons W., 1980 .**Trace metal analysis on polluted sediments. Part I: assessment of sources and intensities. *Environmental Technology Letters*, 1(11): 494-505. Doi : 10.1080/09593338009384006
- Förstner U. and Wittmann G.T.W., 1979.** Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag. New York, 475p.
- Forstner U., 1987.** Sediment Associated Contaminants: An overview of Scientific Bases for distribution of humic substances in profundal sediments of Lake Constance. *Organic Geochemistry*, 32: 3-10.
- Förstner U., 1989.** Contaminated Sediments: Lectures on Environmental Aspects of Particle-Associated Chemicals in Aquatic Systems, Lecture Notes in Earth Sciences 21, Springer-Verlag, Allemagne, 74p.
- Forstner U., Aslf W., Calmano W., Kersten M. and Salomons W., 1986.** Mobility of heavy metals in degraded harbor sediments. Sediments and Water interactions, Springer-Verlag, New York, 371-380.
- François T., 1970.** Les mines et la région d'Annaba. *Revue de géographie de Lyon*, 45(1): 31-59. Doi : <https://doi.org/10.3406/geoca.1970.2660>.
- Gambrell R.P., 1994.** Trace and Toxic Metals in Wetlands: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 23: 883-891.
- Garnier C., 2004.** Modélisation et évaluation des équilibres de complexation entre la matière organique naturelle, les métaux traces et le proton. Thèse de Doctorat, Université du Sud Toulon Var, France, 207p.
- Gaspic Z.K., Zvonaric T., Vrgoc N., Odzak N. and Baric A., 2002.** Cadmium and lead in selected tissues of two commercially important fish species from the Adriatic Sea. *Water Res.*, 36(20): 5023-5028.
- Gay G., Denys S., Doornaert B., Coffier A., Hazebrouck B., Lever N., Kimmel M. and Quiot F., 2007.** Méthodologie d'évaluation quantitative des risques sanitaires relatifs aux substances chimiques. Convention 03 75 C 0093 et 06 75 C 0071, ADEME /SYPREA /FP2E/INERIS, 45p.
- Geffard O., 2001.** Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants étudiés. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux 1, France, 376p.

- Gendron A., Silverberg N., Sundby B. and Lebel J., 1986.** Early diagenesis of cadmium and cobalt in sediments of the Laurentian Trough. *Geochim. Cosmochim. Act.*, 50: 741-747.
- Ghosn M., Mahfouz C., Chekri R., Khalaf G., Guérin T., Jitaru P. and Amara R., 2020.** Seasonal and spatial variability of trace elements in livers and muscles of three fish species from the Eastern Mediterranean. *Envir. Sci. Pollut. Res.*, 27: 12428–12438. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07794-5>.
- Giannakopoulou L. and Neofitou C., 2014.** Heavy metal concentrations in *Mullus barbatus* and *Pagellus erythrinus* in relation to body size, gender, and seasonality. *Envir. Sci. Pollut. Res.*, 21(11): 7140-7153. Doi : 10.1007/s11356-014-2608-2.
- Gnandi K., 2002.** L'impact de l'exploitation des phosphates sédimentaires de Hahotoé-Kpogamé sur la pollution chimique des sédiments de la rivière Haho et du Lac-Togo (Sud Togo). *J. Rech. Sci. Univ. Lomé (Togo)*, 2(6): 95-105.
- Gnassia-barelli M., Pesando D. and Laumond F., 1978.** Recherche de complexant naturels des métaux traces, en particuliers du cuivre provenant du phytoplancton: Etude de leur influence sur la toxicité des métaux. Groupement pour l'avancement de la biochimie marine, la Rochelle, 89-102.
- Goldberg E.D., 1975.** The Mussel Watch- A First Step in Global Marine Monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 6: 111-114. [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(75\)90271-4](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(75)90271-4).
- Goldschmidt V.M., 1937.** The Principles of Distribution of Chemical Elements in Minerals and Rocks. *Journ. Chemical Soc.*, 74(9): 655-673. <https://doi.org/10.1017/S0016756800087847>.
- Gombert S., Galsomiès L. and Rausch De Traubenberg C., 2005.** Pollution atmosphérique par les métaux: biosurveillance des retombées. EDP Sciences, 118p.
- Gonzalez-Macias C. Schifter I., Lluch-Cota D.B., Mendez-Rodriguez I. and Hernandez-Vasquez. S., 2006.** Distribution, Enrichment and Accumulation of Heavy Metals in Coastal Sediments of Salina Cruz Bay, México. *Environm. Monitoring and Assessment*, 118: 211-230. Doi : 10.1007/s10661-006-1492-8.
- Gosselin A., Blackburn D. and Bergeron M., 1999.** Assessment Protocol of the applicability of ore-processing technology to treat contaminated soils, sediments and sludges, prepared for Eco-Technology. Innovation Section Technology Development and Demonstration Program, Environment Canada, 148p.
- Goujon M., 1999.** Biologie du Merlu (*Merluccius merluccius*). Fiche technique CNPMM sur la biologie du Merlu du Nord / Ifremer, 58p.
- Gourlay C., 2004.** Biodisponibilité des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les écosystèmes aquatiques : influence de la matière organique naturelle et anthropique. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, Paris, France, 213p.
- Grimes S., 2010.** Peuplements benthiques des substrats meubles de la côte algérienne : Taxonomie, structure et statut écologique. Thèse Doctorat, Université d'Oran, 260p.
- Grimes S., Boutiba Z., Bakalem A., Bouderbala M., Boudjellal B., Boumaza S., Boutiba M., Guedioura A., Hafferssas A., Hemida F., Kaïdi N., Kerzabi F., Khelifi H., Merzoug A., Nouar A., Sellali B., Sellali-Merabtine H., Semroud R., Seridi H., Taleb M.Z. et Touahria T., 2004.** Biodiversité marine et littorale algérienne. Projet Sonatrach/LRSE. Eds. Sonatrach.

- Guevara S.R., Rizzo A., Sanchez R. and Arribere M., 2005.** Heavy metal inputs in northern Patagonia lakes from short sediment core analysis. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 265: 481-493.
- Guichet R., 1995.** The diet of European hake (*Merluccius merluccius*) in the northern part of the Bay of Biscay. *ICES J. Mar. Sci.*, 52: 21-31.
- Guilhem H., 2009 :** Relations sulfates/carbonates pendant la diagenèse des sédiments marins : étude sédimentologique du delta éocène du Sobrarbe (Espagne) et modélisation thermodynamique des données ODP/IODP. Thèse de doctorat, Université de Toulouse III, France, 306p.
- Guns M., De Clerck R., Vyncke W. and Van Hoeyweghen P., 1984.** Poursuite de l'étude de la teneur en métaux lourds dans les organismes marins de la Mer du Nord. *Rev. Agricult.*, 37: 312-318.
- Gupta S.K. and Chen K.Y., 1975.** Partitioning of trace metals in selective chemical fractions of nearshore sediments. *Env.Letters*, (10): 129-158.
- Haddou A., 2017.** Contamination des sédiments marins superficiels de la baie d'Oran par les métaux lourds et application au laboratoire de bioessais sur la toxicité potentielle d'un sédiment marin sur un outil biologique. Thèse de Doctorat, Université d'Oran1- Ahmed BEN BELLA, 117p.
- Hadjeri E., Storelli M.M., De Natale G. and Marcotriagiano G.O., 1995.** Seasonal variations of metals in zooplankton in the coastal waters of the south Adriatic sea. *Rapp.Comm.Int.Mer. Médit.*, 34, 138p.
- Håkanson L., 1980.** An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach. *Water Research*, 14: 975-1001.
- Hamdoun H., Van-Veen E., Basset B., Lemoine M., Coggan J., Leleyter L. and Baraud F., 2015.** Characterization of harbor sediments from the English Channel: assessment of heavy metal enrichment, biological effect and mobility. *Marine Pollution Bulletin*, 90: 273-280.
- Hamilton E.I., 1994.** The geobiochemistry of cobalt. *Sci. Tot. Environ.*, 150(1-3) : 7-39.
- Han K., Mottishaw T.D., Smith G.D.W., Edmonds D.V. and Stacey A.G., 1995.** Effects of vanadium additions on microstructure and hardness of hypereutectoid pearlitic steels. *Materials Science and Engineering*, 190: 207-214.
- Hastings D.W., Emerson S.R. and Mix A.C., 1996.** Vanadium in foraminiferal calcite as a tracer for changes in the areal extent of reducing sediments. *Paleoceanography*, 11(6): 665-678. <http://doi.org/10.1029/96PA01985>.
- Hebbar C., 2013.** Contribution à l'étude de la biologie et de l'exploitation du rouget barbet de vase (*Mullus barbatus* Linné., 1758) pêché dans la côte oranaise. Thèse de doctorat, Université d'Oran, 258p.
- Hedges J.I. and Keil R.G., 1995.** Sedimentary organic matter preservation: an assessment and speculative synthesis. *Marine Chemistry*, 49(2-3): 81-115.
- Heit M., Tany L., Miller K.M., Quanci J., Marinetti C., Silvestri S., Swain A.M. and Winkler M.G., 1986.** The sediment chronology and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations and fluxes in Cayuga Lake, New York. Report EML 451, US. Dept. of Energy, 53p.
- Helali M.A., Added A., Zaaboub N. and Oueslati W., 2009.** Géochimie des métaux lourds dans les sédiments marins de surface du delta de l'Oued Mejerda. *Revue Méditerranéenne de l'Environnement*, 3 (2009) : 484-495.

- Henry F., Amara R., Courcot L., Lacouture D. and Bertho M.L., 2004.** Heavy metals in four fish species from the French coast of the Eastern English Channel and Southern Bight of the North Sea. *Environment International*, 30: 675-683.
- Hodgson G. W., Hitchon B., Elofson R. M., Baker B. L. and Peake E., 1960.** Petroleum pigments from recent fresh-water sediments. *Geochimica & Cosmochimica Acta*, 19(4): 272-288. [http://doi.org/10.1016/0016-7037\(60\)90034-X](http://doi.org/10.1016/0016-7037(60)90034-X).
- Hogstand C. and Haux C., 1990.** Metallothionein as an indicator of heavy metal exposure in two subtropical fish species. *J. Exp. Mar. Ecol.*, 138: 69-84.
- Homady M., Hussein H., Jiries A., Mahasneh A., Al-Nasir F. and Khleifat K., 2002.** Survey of some heavy metals in sediments from vehicular service stations in Jordan and their effects on social aggression in prepubertal male mice. *Environ. Res. A.*, 89: 43-49
- Hornung H. and Ramelov G.J., 1987.** Distribution of Cd, Cr, Cu and Zn in Eastern Mediterranean fishes. *Mar. Pollut. Bull.*, 18: 45-49.
- Horrocks L.A. and Yeo Y.K., 1999.** Health benefits of docosahexaenoic acid (DHA). *Pharmacol. Research*, 40: 211-225.
- Hounkpatin A.S.Y., Johnson R.C., Guédénon P., Domingo E., Alimba C.G., Boko M. and Edorh P.A., 2012.** Protective Effects of Vitamin C on Haematological Parameters in Intoxicated Wistar Rats with Cadmium, Mercury and Combined Cadmium and Mercury. *Int. Res. J. Biological Sci.*, 1(8): 76-81.
- Hu B.Q., Li J., Zhao J.T., Yang J., Bai F.L. and Dou Y.G., 2013.** Heavy metal in surface sediments of the Liaodong Bay, Bohai Sea: distribution, contamination, and sources. *Environ. Monit. Assess.*, 185: 5071-5083.
- Huerta-Diaz M.A., Francisco D.H., Martin H.A., Jose A.S.Z., Zaul G.E., Hector L.Z., Arturo S.V. and Salvador G.B., 2008.** Diagnosis of trace metal contamination in sediments: the example of Ensenada and El Sauzal, two harbors in Baja California, Mexico. *Mar. Environ. Res.*, 66(3): 345-58. Doi : 10.1016/j.marenvres.2008.05.008.
- Idil P., 2011.** Assessment of heavy metal contamination in Candarli Gulf sediment, Eastern Aegean Sea. *Environ. Monit. Assess.*, 174: 199-208. Doi : 10.1007/s10661-010-1450-3.
- Inal A., 2011.** Les métaux traces dans les sédiments de la baie de Bou-Ismaïl : Surveillance de la pollution et étude des processus géochimiques. Mémoire de Magister en sciences de la mer, ENSSMAL, 99p.
- Inal A., Bachouche S., Benoui A. and Boulahdid M., 2016.** Les conditions hydrobiologiques des zones de pêche dans le secteur Centre de la côte algérienne en période printanière. Le 1^{er} workshop sur l'éco-toxicologie marine, ENSSMAL : 15–16 Octobre 2016.
- Inal A., Boulahdid M., Angelletti B. and Radakovitch O., 2018.** Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 136: 322-333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.029>.
- Inal A., Ounadi F., Boudjellal B. and Boulahdid M., 2014.** Etude de la contamination métallique des sédiments superficiels et profonds dans la baie de Bou-Ismaïl (Algérie). Bulletin de l' INSTM N° spécial (17) 2014. Acte : actes des XVII^{ème} Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer et III^{ème} rencontres Tuniso-Françaises d'ichtyologie (Mahdia 14-17 Décembre 2013).

- Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS), 2018.** Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 31decembre2017. Rapport INERIS-DRC-17-164559-10404A.
- Institut national de santé publique du Québec (IINSPQ), 2012.** Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1440_LignesDirectRealEvaRisqueToxicoOrigEnviroSanteHum.
- Institut scientifique et technique des pêches maritimes (ISTPM), 1982.** Evaluation des ressources halieutiques de la marge continentale algérienne. Stocks pélagiques-Stocks démersaux exploitables au chalut. Rapport Institut Supérieur Techniques et Pêches Maritimes (Nantes-France), 101p.
- International Programme on Chemical Safety (IPCS/INCHEM), 2014a.** Environmental Health Criteria 001 (Mercury). (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc001.htm>).
- International Programme on Chemical Safety (IPCS/INCHEM), 2014b.** Environmental Health Criteria 108 (Nickel). (<http://inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc108.htm>).
- International Programme on Chemical Safety (IPCS/INCHEM), 2014c.** Environmental Health Criteria 221 (ZINC). (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc221.htm>).
- International Programme on Chemical Safety (IPCS/INCHEM), 2014d.** Environmental Health Criteria 200 (Copper). (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm>).
- International Standard Organisation (ISO/14869-3), 2017.** Qualité du sol. Mise en solution pour la détermination des teneurs élémentaires totaux. Partie 3: Mise en solution par l'acide fluorhydrique, l'acide chlorhydrique et l'acide nitrique à l'aide de la technique de micro-ondes pressurisées. Méthode EPA, 3051A.
- Jamshidi S. and Bastami K.D., 2016.** Metal contamination and its ecological risk assessment in the surface sediments of Anzali wetland, Caspian Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 113(1-2): 559-565. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.049>.
- Jardas F., 1996.** Catálogo dos peixes do Arquipélago de Cabo Verde. *Publicações avulsas do IPIMAR*, 2, 339p.
- Jean N., Dumont E., Durrieu G., Balliau T., Jamet J.L., Personnic S. and Garnier C., 2012.** Protein expression from zooplankton communities in a metal contaminated NW mediterranean coastal ecosystem. *Mar. Environ. Res.*, 80: 12-26.
- Jebali J., Banni M., Guerbej H., Boussetta H., Lopez-Barea J. and Alhama J., 2008.** Metallothionein induction by Cu, Cd and Hg in *Dicentrarchus labrax* liver : Assessment by RP-HPLC with fluorescence detection and spectrophotometry. *Marine Environmental Research*, 65: 358-363.
- Jenne E.A., 1968.** Controls of Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn concentrations in soils and water : the significant role of hydrous Mn and Fe oxides. *Adv. Chem. Ser.*, 73: 337-387.
- Joselyn J., 2016.** Comportement des ETMs dans les sédiments de surface du Golfe du Morbihan et la Baie de Quiberon (France) : distribution spatiale, spéciation, biodisponibilité et relation avec les sédiments des ports et rivières. Thèse de Doctorat, Université Bretagne Loire, 245p.
- Kabata-Pendias A., 2011.** Trace elements in soils and plants (4th ed.). CRC Press, Taylor & Francis Group, 505p.

- Kalnejais L.H., Martin W.R. and Bothner M.H., 2010.** The release of dissolved nutrients and metals from coastal sediments due to resuspension. *Mar. Chem.*, 121(1-4): 224-235.
- Kamoun P., 1977.** Appareils et méthodes en biochimie .2^e édition, Paris, édition Flammarion Médecine-Sciences, vol. 02, 231p.
- Kappler A., Ji R., Schink B. and Brune A., 2001.** Dynamics in composition and size-class distribution of humic substances in profundal sediments of Lake Constance. *Organic Geochemistry*, 32: 3-10.
- Karakoltsidis P.A., Zotos A. and Constantinides S.M., 1995.** Composition of the commercially important Mediterranean finfish, crustaceans and mollusks. *Journal of Food Composition and Analysis*, 8: 258-273.
- Kargin F., 1996.** Seasonal changes in levels of heavy metals in tissues of *Mullus barbatus* and *Sparus aurata* collected from Iskenderun gulf (turkey) kluwer academic publishers. *Water, air, and soil pollution*, 90: 557-562.
- Karlsson S., Meili M., Bergström U., Studsvik E. and Safety A.B., 2002.** Bioaccumulation factors in aquatic ecosystems: A critical review. ISSN 1402-3091, SKB Rapport R-02-36, 67p.
- Kehrig, H.A. and Malm O., 1999.** Methylmercury in fish as a tool for understanding the Amazon mercury contamination. *Appl. Organomet. Chem.*, 13: 689-696.
- Kerfouf A., 1997.** Etude des peuplements macrobenthiques de la baie d'Oran. Mémoire de Magister, ISMAL (Alger), 174p.
- Key P.B., Wirth E.F. and Fulton M.H., 2006.** A review of grass shrimp, *Palaemonetes spp.*, as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environmental bioindicators*, 1: 115-128.
- Kidwell J.M., Phillips L.J. and Birchard G., 1995.** Comparative analyses of contaminant levels in bottom feeding and predatory fish using the National Contaminant Biomonitoring Program Data. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 54: 919-923.
- Klavins M., Briede A., Rodinov V., Kokorite I., Parele E. and Klavina I., 2000.** Heavy metals in rivers of Latvia. *Science of the Total Environment*, 262: 175-183.
- Kontas A. 2012.** A case study of trace metals in suspended particulate Matter and biota before wastewater treatment Plant from the Izmir Bay, Turkey. *Environ. Monit. Assess.*, 184: 2605-2616.
- Kucuksezgin F., altay O., Uluturhan E. and Kontas A., 2001.** Trace metal and organochlorine residue levels in red mullet (*Mullus barbatus*) from the Eastern Aegean, Turkey. *Water Res.*, 35(9): 2327-2332.
- Kucuksezgin F., Uluturhan E. and Batki H., 2008.** Distribution of heavy metals in water, particulate matter and sediments of Gediz River (Eastern Aegean). *Environ. Monit. Assess.*, 14: 213-225.
- Lamolet J., Chepeau C., Rea B. and Thibaud Y., 1976.** Etude sur les pollutions le long du littoral français du sud de la Mer du Nord. (<https://archimer.ifremer.fr/doc/00060/17099/>).
- Langley A., Gilbey M. and Kennedy B., 2003.** A Review of the Ecotoxicity of Mixtures, Approaches to, and Recommendations for, their Management. Proceedings of the Fifth National Workshop on the Assessment of Site Contamination. ISBN 0-642-32355-0. Electronic-ISBN 0-642-32371-2, 26p.

- Langston W.J., Chesman B.S., Burt G.R., Pope N.D. and McEvoy J., 2002.** Metallothionein in liver of eels *Anguilla Anguilla*, from the Thames Estuary: An indicator of environmental quality. *Marine Environmental Research*, 53: 263-293.
- Laouar R., Hamlaoui H., Abdelmalek L. and Boyce A., 2017.** Caractéristiques géochimique et métallographique du magmatisme d'El Aouana (Jijel, NE Algérie). The 3rd International Symposium on Mineral, Industry and Environment, Annaba, Algeria.
- Lara-Cazenave M.B., 1994.** Spéciation de métaux lourds (cadmium, cuivre, plomb et zinc) dans les eaux de ruissellement. Thèse de Doctorat, Université de Pau et Pays de l'Adour, 138p.
- Larrañeta M.G., 1970.** Sorbe la alimentación, la madurez sexual y talla de primera captura de *Merluccius merluccius* (L.). *Inv. Pesq.*, 34(2): 267-280.
- Larsen B. and Jensen A. 1989.** Evaluation of the sensitivity on sediment monitoring stations in pollution monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 20: 556-560.
- Larsen T.M., Dalskov S.M., van Baak M., Jebb S.A., Papadaki A., Pfeiffer A.F., Martinez J.A., Handjieva-Darlenska T., Kunesova M., Pihlsgard M., Stender S., Holst C., Saris W.H. and Astrup A., 2010.** Diets with high or low protein content and glycemic index for weight-loss maintenance. *The New England Journal of Medicine*, 363: 2102-2113.
- Layachi M., Melhaoui M., Ramdani M. et Srour A., 2007.** Etude préliminaire du régime alimentaire du Rouget-barbat (*Mullus barbatus*) de la côte Nord-Est méditerranéenne du Maroc (Nador) au cours de l'année 2001 (poisson Mullidea). *Bulletin de Institut des Sciences (section Sciences de la Vie)*, 29: 43-51.
- Le Danois E., 1924.** Recherches sur les fonds chalutables des côtes d'Algérie (Croisière du chalutier «Tanche»). *Mémoire Office Scientifique Technique Pêches Maritimes*, s.s., 3: 75p.
- Leclaire L., 1972.** La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-Baléares. Mémoires du Muséum National d'histoire Naturelle, Paris, nouvelle série, C, Sciences de la terre. Tome XXIV, fascicule unique, 391p.
- Lecointre G. et Le Guyader H., 2009.** Classification phylogénétique du vivant. Illustrations D. VISSET. Belin, Paris, 3^{ème} édition (1^{ère} édition 2001).
- Legorburu I., Canton L. et Millan E., 1988.** Niveaux en métaux traces dans les poissons de rivière Unda (Espagne) Anguillidae, Mugillidae et Salmonidés. *Environ. Technol. Lett.*, 9: 1373-1378.
- Leleyter L. et Baraud F., 2005.** Evaluation de la mobilité des métaux dans les sédiments fluviaux du bassin de la Vire (Normandie, France) par extractions simples ou séquentielles. *C.R. Geoscience*, 337: 571-579.
- Lesven L., 2008.** Devenir des éléments traces métalliques au sein du sédiment, un compartiment clé de l'environnement aquatique. Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille, 246p.
- Lewis M.A., 1992.** The effects of mixtures and other environmental modifying factors on the toxicities of surfactants to freshwater and marine life. *Water Research.*, 26: 1013-1023. Doi : 10.1016/0043-1354(92)90136-R.
- Lewis M.A., Scott G.I., Bearden, D.W., Quarles R.L., Moore J., Strozier E.D., Sivertsen S.K., Dias A.R. and Sanders M., 2002.** Fish tissue quality in near - coastal areas of the Gulf of Mexico receiving point source discharges. *Sci. Total. Environ.*, 284: 249-261.

- Lewis S.E., Henderson R.A., Dickens G.R., Shields G.A. and Coxhell S., 2010.** The geochemistry of primary and weathered oil shale and coquina across the Julia Creek vanadium deposit (Queensland, Australia). *Mineralium Deposita*, 45(6): 599-620.
- Li YH., 1991.** Distribution Patterns of the Elements in the Ocean - a Synthesis. *Geochim. Cosmochim. Ac.*, 55(11) : 3223-3240.
- Libes S.M., 1992.** Introduction to marine biogeochemistry. Eds. Jhon and Sons, 734 pp.
- Linde A.R., Sánchez-Galán S., Klein D., Garcia-Vázquez E. and Summer K.H., 1999.** Metallothionein and Heavy Metals in Brown Trout (*Salmo trutta*) and European Eel (*Anguilla anguilla*): A Comparative Study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44: 168-173.
- Linné C.V. and Salvius L., 1758.** Caroli Linnaei...Systema naturae per regna tria naturae: secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Abbreviated: Syst. Nat. (ed. 10). Holmiae: Impensis Direct. Laurentii Salvii, 1758-1759. BHL Collections: Blog Features, Carl Linnaeus Collection, White Whale. Doi: <https://doi.org/10.5962/bhl.title.542>.
- Liu R., Wang Q., Lu X., Fanf F. and Wang Y., 2003.** Distribution and speciation of mercury in the peat bog of Xiaoxing'an Mountain, North-Eastern China. *Environ. Poll.*, 124: 39-46.
- Liu W.X., Li X.D., Shen Z.G., Wang D.C., Wai O.W.H. and Li Y.S., 2003.** Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl River estuary. *Environ. Pollut.*, 121: 377-388.
- Lombarte A., Recasens L., González M. and Gil de Sola L., 2000.** Spatial segregation of two species of Mullidae (*Mullus surmuletus* and *Mullus barbatus*) in relation to habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 206: 239-249.
- Long E. R. and MacDonald D.D., 1995.** Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment*, 4(5): 1019-1039.
- Long E.R. and Morgan L.G., 1990.** The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, Washington.
- Long E.R., Field L.J. and MacDonald D.D., 1998.** Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(4): 715-727.
- Long E.R., Ingersoll C.G. and Macdonald D.D., 2006.** Calculation and uses of mean Sediment Quality Guideline Quotients: a critical review. *Environ. Sci. Technol.*, 40(6): 1726-1736.
- Long E.R., Macdonald D.D., Severn C.G. and Hong C.B., 2000.** Classifying the probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guidelines. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19(10): 2598-2601.
- Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L. and Calder F.D., 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manag.*, 19(1): 81-97.
- Loring D.H. and Rantala R.T.T., 1992.** Manual for the Geochemical Analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth Sci. Rev.*, 32: 235-283.
- Loustau Cazalet M., 2012.** Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques : Évaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques. Thèse de doctorat, Institut

National des Sciences Appliquées de Lyon, 267p.

Luzia L.A., Sampaio G.R., Castellucci C.M.N. and Toreres E.A.F.S., 2003. The influence of season on the lipid profiles of five commercially important species of Brazilian fish. *Food Chemistry*, 83: 93-97.

Lyngby E.R. and Brix H., 1986. Monitoring of heavy metal contamination in the Limfjord, Denmark, using biological indicators and sediment. *The Science of the Total Environment*, 64: 239-252.

Maanan M., 2008. Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. *Environmental Pollution*, 153: 176-183.

MacDonald D.D., Ingersoll C.G. and Berger T.A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for fresh water ecosystems. *Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 20-31.

Machias A. and Labropoulou M., 2002. Intra-specific variation in resource use by red mullet, *Mullus barbatus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 565-578.

Madejon P., 2013. Barium. In : Heavy Metals in Soils, Springer, Alloway (Ed.). *Environmental Pollution*, 22: 507-514.

Maes A., Vanthuyne M., Cauwenberg P. and Engels B., 2003. Metal partitioning in a sulfidic canal sediment: metal solubility as a function of pH combined with EDTA extraction in anoxic conditions. *Sci. of Total Environ*, 312: 181-193.

Malkin R. and Malmström B.G., 1970. The state and function of copper in biological systems. *Adv. Enzymol.*, 33: 177p.

Manahan S.E., 2010. Environmental chemistry. Eds. Taylor & Francis, Boca Raton, 9th (ed.), 743 p.

Manon B., 2007. Développement d'outils écotoxicologiques pour l'évaluation de sédiments. Ecotoxicologie. Thèse de Doctorat, Université Paul Verlaine - Metz, 218p.

Maouche S., 1987. Mécanisme hydro sédimentaires en baie d'Alger (Algérie) : approche sédimentologiste, géochimique et traitement statistiques. Thèse de Doctorat en Oceanologie, Université de Perpignan, 214p.

Marcio G., 2008. La sédimentation organique associée à deux systèmes d'upwelling en Amérique du Sud tropicale : implications paléocéanographiques et paléoclimatiques au cours de l'Holocène. Thèse de Doctorat en Environnements et paléoenvironnements océaniques, Université d'Orléans, 242p.

Marcovecchio J.E and Moreno V.J., 1993. Cadmium, Zinc and total mercury levels in the tissues of several fish species from La Plata River estuary, Argentina. *Environ. Monit. Assess.*, 25(2): 119-130.

Maret W. and Vallee B.L., 1998. Thiolate ligands in metallothionein confer redox activity on zinc clusters. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 95: 3478-3482.

Mariano G.R and Antonio E., 2002. How fast does hake grow ? A study on the Mediterranean hake (*Merluccius merluccius*) comparing whole otoliths readings and length frequency distributions data. *Scientia Marina.*, 66(2): 145-156.

Martin J.M., Meybeck M., Salvadori F. and Thomas A., 1976. Pollution chimique des estuaires. Rapp. Sc. & Tech., N°22, 286p.

Martinelli I., 1999. Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans le sol urbain, vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse de Doctorat INSA Lyon, 207p.

- Martínez-Gómez C., Fernández B., Benedicto J., Valdés J., Campillo J.A. León V.M. and Vethaak A.D., 2012.** Health status of red mullets from polluted areas of the Spanish Mediterranean coast, with special reference to Portmán (SE Spain). *Marine Environmental Research*, 77: 50-59.
- Martino M., Turner A., Nimmo M. and Millward G.E., 2002.** Resuspension, reactivity and recycling of trace metals in the Mersey Estuary, UK. *Mar. Chem.*, 77: 171-186.
- Masson M., Blanc G. and Schäfer J., 2006.** Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes into the Gironde Estuary via its major tributaries. *Sci. Of Total Environ.*, 370: 133-146.
- Matmed A., 2004.** Contribution à l'étude de métaux lourds et du carbone dans le sédiment profond au large d'Alger et de Jijel. Mémoire de Magister en Environnement Littoral et Ressources Vivantes. Université Badji-Mokhtar-Annaba, 120p.
- Matthai C. and Birch G., 2001.** Detection of anthropogenic Cu, Pb, and Zn in continental shelf sediments off Sydney, Australia – A new approach using normalisation with cobalt. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 1055-1063.
- Maurin C., 1962.** Etude des fonds chalutables de la Méditerranée occidentale (Ecologie et pêche). Résultats des campagnes des navires océanographiques «Président Théodore Tissier» 1957 à 1960 et «Thalassa» 1960 et 1961. *Revue Travaux Institut Pêches Maritimes*, 26(2): 163-218.
- McCready S., Birch G.F. and Long E.R., 2006.** Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour, Australia and vicinity-a chemical dataset for evaluating sediment quality guidelines. *Environ. Int.*, 32: 455-465.
- Médale F., Lefevre F. et Corraze G., 2003.** Qualité nutritionnelle et diététique des poissons: Constituants de la chair et facteurs de variations. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 38(1): 37-44.
- Mediterranean Environmental Technical Assistance Program (METAP), 1994.** Etude de protection contre la pollution des ports et du littoral Algérien. Rapport final, Banque Européenne d'Investissement – Ministère du Transport - Direction des Ports, Algérie, 170 p.
- Meguellati N., Robbe D., Marchandise P. et M. Astruc, 1982.** Intérêt des minéralisations sélectives pour le suivi des pollutions métalliques associées aux sédiments. *J. Fr. Hydrol.*, 13(3): 275-287.
- Merbouh N., 1998.** Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds (Cd, Cr Cu, Fe, Ni, Zn, Pb) d'un poisson pélagique, la sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum, 1792) pêché dans la baie d'Oran. Mémoire de Magister, ISMAL (Alger), 139p.
- Mergler O., 2002.** Review of neurobehavior deficits and river fish consumption from the Tapajós (Brazil) and St. Lawrence (Canada). *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 12: 93-99.
- Meyers P. and Ishiwatari R., 1993.** Lacustrine organic geochemistry: an overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Org. Geochem.*, 20: 867-900.
- Mille I., Mauffret A., Baudrier J., Wessel N. et Bouchoucha M., 2018.** Etude de la contamination chimique chez quatre espèces de poissons en Méditerranée. Rapport des actions 2017-2018 du dispositif de suivi CONTAMED. Convention Agence de l'Eau RMC / Ifremer n° 2017-0503.
- Miller J.R., Orbock Miller S.M., 2007.** Sediment-Trace Metal Interactions. *In: Contaminated Rivers*. Springer, Dordrecht, 33-67. https://doi.org/10.1007/1-4020-5602-8_2.

- Millot C., 1985.** Some features of the Algerian Current. *Journal of Geophysical Research*, 90: 7169-7176.
- Millot C., 1987a.** Circulation in the western Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta*, 10(2): 143-149.
- Millot C., 1987b.** The circulation of the Levantine Intermediate Water in the Algerian basin. *Journal of Geophysical Research*, 92: 8265-8276.
- Millot C., 1994.** Models and data: a synergetic approach in the western Mediterranean Sea. *In*: Malanotte P. and Robinson A.R. (eds.): *Ocean Processes in Climate Dynamics: Global and Mediterranean examples*. Kluwer Academic Publishers, 419: 407-425. Doi: 10.1007/978-94-011-0870-6.
- Millot C., 1999.** Circulation in the Western Mediterranean. *J. Mar. Sys.*, 20: 423-442.
- Millot C., Benzohra M. and Taupier-Letage I., 1997.** Circulation of Algeria inferred from the MediproDV current meters. *Deep Sea Res.*, 44 (9-10): 1467-1495.
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), 2002.** Rapport sur l'état et l'avenir du littoral. Ministère de l'aménagement du territoire, Algérie, 99p.
- Ministère de la pêche et des ressources halieutiques (MPRH), 2008.** Etude de salubrité et classification des zones de pêches et d'aquaculture. Rapport contamination N°2, 137p.
- Ministère de la pêche et des ressources halieutiques (MPRH), 2015.** Contribution des filières de la pêche et de l'aquaculture au développement d'un système productif compétitif en Algérie. *In*: MPRH (ed.) Conférence Nationale sur le Commerce Extérieur. MPRH, Palais des Nations, Club des Pins, Alger.
- Miquel G., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 346p.
- Mollenhauer G., Schneider R., Jennerjahn T.C., Müller, P.J. and Wefer, G., 2004.** Organic carbon accumulation in the South Atlantic Ocean: its modern, mid-Holocene and last glacial distribution. *Global and Planetary Change*, 40(3-4): 249-266. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2003.08.002>.
- Moriarty F., 1990.** Ecotoxicology. The study of pollutants in Ecosystems. Academic Press, London, 289p.
- Morley N.H., Burton J.D., Tankere S.P. and Martin J.M., 1997.** Distribution and behaviour of some dissolved trace metals in the Western Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research*, 44(3-4): 675-691.
- Morris M.C., Evans D.A., Bienias J.L., Tangney C.C., Bennett D.A., Aggarwal N., Schneider J. and Wilson R.S., 2003.** Dietary fats and the risk of incident Alzheimer disease. *Arch. Neurol.*, 60(2):194-200.
- Morton B. and Blackmore G., 2001.** South China Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 1236-1263.
- Moulay A., Souabi S., Yaacoubi A., Zaim N. and Bouthir F.Z., 2008.** Tannery effluents characterization and impacts on the marine environment. *Revue des sciences de l'eau*, 21(4): 463-473. <https://doi.org/10.7202/019168>.
- Mozaffarian D. and Wu J.H., 2012.** (n-3) fatty acids and cardiovascular health : Are effects of EPA and DHA shared or complementary ? *Journal of Nutrition*, 142: 614-625.
- Müller G., 1969.** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geo. Journal*, 2: 108-118.
- Muller G., 1981.** The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemiker-Zeitung*, 105: 157-164.

- Müller P.J. and Suess E., 1979.** Productivity, sedimentation rate and sedimentary organic matter in the oceans. I. Organic carbon preservation. *Deep Sea Research*, 26: 1347-1362.
- Murat A., Baudin F., Beaufort D., Ducassou E. et Bernasconi S., 2014.** Le brome et le vanadium, deux marqueurs potentiels de la diagenèse précoce de la matière organique sédimentaire.
- Murray J.W., 1975.** The interaction of cobalt with hydrous manganese dioxide. *Geochim. Cosmochim Act.*, 39: 635-647.
- Mytilineou C., Politou C.Y., Papaconstantinou C., Kavadas S., D'Onghia G. and Sion L., 2005.** Deep-water fish fauna in the Eastern Ionian Sea. *Belg. J. Zool.*, 135(2): 229-233.
- Nasr S.M., Okbah M.A., El Haddad H.S. and Soliman N.F., 2015.** Assessment of metals contamination in sediments from the Mediterranean Sea (Libya) using pollution indices and multivariate statistical analysis. *GJAR.*, 2: 120-36.
- National Research Council (NRC), 1983.** Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process, National Academy Press, Washington DC, 191p.
- Naudin J.J., Cauwet G., Michel L., Paul H., Romano J.C. et Sempere R., 1992.** Le néphéloïde benthique au large du Rhône. Transferts particuliers à l'interface continent-océan. *Oceanologica Acta*, 15(6): 621-638.
- Ness A.R., Gallacher J.E.J., Bennett P.D., Gunnell D.J., Rogers P.J., Kessler D. and Michael L.B., 2003.** Advice to Eat Fish and Mood : A Randomised Controlled Trial in Men with Angina. *Nutritional Neuroscience*, 6(1): 63-65.
- Ney J.J. and Van Hassel J.H., 1983.** Sources of variability in accumulation of heavy metals by fishes in a roadside stream. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12: 701-706. <https://doi.org/10.1007/BF01060754>.
- Nielsen S.S., Ohler T.A. and Mitchell C.A., 1997.** Cowpea leaves for human consumption: production, utilization, and nutrient composition. *In: Singh BB, Mohan Raj DR, Dashiell KE, Jackai LEN (Ed.).* Advances in cowpea research. Ibadan: Copublication of International Institute of Tropical Agriculture (IITA) and Japan International Research Center for Agriculture Sciences (JIRCAS), 326-332.
- Noppe K., 1996.** Contamination métallique des sédiments des cours d'eau du bassin Artois-Picardie et son impact sur la contamination des chairs et des foies de poissons. Etude de Laboratoire de Géologie Appliquée, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 92p.
- Novotny V., 1995.** Diffuse Sources of Pollution by Toxic Metals and Impact on receiving Waters. In: Heavy Metals, (Ed. by S. Verlag), Berlin, Allemagne, 33-52.
- Nriagu J.O. and Pacyna J.M., 1988.** Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134p.
- Nriagu, J.O., 1991.** Human influence on the global cycling of trace metals. *In: Farmer J.D. (Ed.).* Heavy Metals in the Environment. *CEP Consultants, Edinburgh*, 1-5.
- Nriagu, J.O., 1996.** A history of global metal pollution. *Science* 272, 223-224.
- Nunes, 2003.** Valorisation des produits de la pêche. Workshop: «Produits de la pêche: qualité, séquençage et innovation technologique», IPIMAR, Lisbonne, 11-12 octobre 2001.

- Office National de la Météorologie (ONM), 2005.** Office National de la Météorologie. Relève météorologique 1993- 2004.
- Office National des Statistiques (ONS), 2015.** Synthèse des principaux indicateurs statistiques du secteur de la pêche et de l'aquaculture (2010-2013). Direction Technique chargée des statistiques régionales, de l'agriculture et de la cartographie. ISSN 1111 – 5939. Edition : 2015, 8p.
- Office National des Statistiques (ONS), 2016.** L'Algérie en quelques chiffres : résultats / 2013/2014/2015 Office National des Statistiques, Annuel Notice établie d'après le N° 45(2015) Série statistiques ordonnée / série temporelle / distribution statistique / Algérie /2016 ISSN 1010 –1284 ISBN : 978 -9961 -40-107-1 N° 46, Edition : 2016, 78p.
- Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), 2015.** Adoption of Air Toxics Hot Spots Program Guidance Manual for Preparation of Health Risk Assessments Office of Environmental Health Hazard Assessment. Oakland.
- Oliver P.G. and Morillas A., 1990.** Crecimiento de *Merluccius merluccius* (L.) de las Islas Baleares mediante analisis de la progression modal. *II Jornadas del Medi Ambient de les Balears*, 175p.
- Olsson P.E., 1996.** Metallothionein in fish: induction and use in environmental monitoring. *In: Martínez-Gómez C., Fernández B., Benedicto J., Valdés J. , Campillo J.A. León V.M., Vethaak A.D., 2012.* Health status of red mullets from polluted areas of the Spanish Mediterranean coast, with special reference to Portmán (SE Spain). *Marine Environmental Research*, 77: 50-59.
- Ben Omar M., Mendiguchia C., Er-Raioui H., Marhraoui M., Lafkaoui G., Oulad-Abdellah M.K., García-Vargas M. and Moreno C., 2015.** Distribution of heavy metals in marine sediments of Tetouan coast (North of Morocco): natural and anthropogenic sources. *Environ. Earth Sci.*, 74: 4171–4185. Doi : 10.1007/s12665-015-4494-4.
- Omari C., 2014.** Organisation et fonctionnement des circuits de commercialisation et de distribution des produits de la pêche et de l'aquaculture. Projet MPRH-PNUD-FAO (Appui à la formulation de la stratégie nationale de développement de la pêche et de l'aquaculture 2015.2020). Rapport final 1, 62p.
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS)/ Joint Expert Committee on Food Additives (JEFCA), 2010.** Cadmium. Joint FAO/WHO expert committee on food additives. Geneva. <http://www.who.int/ipcs/publications/jecfa/en/>
- Otitoloju A.A., 2002.** Evaluation of the joint-action toxicity of binary mixtures of heavy metals against the mangrove periwinkle; *Tympanotonus fuscatus var radula* (L.) *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 53(3): 404-415. Doi: 10.1016/s0147-6513(02)00032-5.
- Parks J.W., Craig P.C. and Ozburn G.W., 1994.** Relationships between Mercury Concentrations in Walleye (*Stizostedion vitreum*) and Northern Pike (*Esox lucius*): Implications for Modelling and Biomonitoring. *Canadian Jour. of Fisheries and Aquatic Sci.*, 51(9): 2090-2104. Doi: 10.1139/f94-211.
- Pedersen F., Bjørnstad E., Andersen H.V., Kjølholt J. and Poll C., 1998.** Characterization of sediments from Copenhagen Harbour by use of biotests. *Water Sci. Technol.*, 37: 233-240. Doi: 10.1016/S0273-1223(98)00203-0
- Pedro S., Canastreiro L., Caçador V., Pereira E., Duarte A.C. and Raposo de Almeida P., 2008.** Granulometric selectivity in *Liza ramado* and potential contamination resulting from heavy metal load in feeding areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80: 281-288.

- Péna G. and Picot B., 1991.** Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne : l'étang de Thau (France). *Océanologica Acta*, 14(5): 459-472.
- Pérez T., Vacelet J. and Rebouillon P., 2004.** In situ comparative study of several Mediterranean sponges as potential biomonitors of heavy metals. *Bolletino Dei Musei E Degli Istituti Biol. Dell Università Genova*, 68: 517-525.
- Perez-Cid B., Boia C., Pombo L. and Rebelo E., 2001.** Determination of trace metals in fish species of the Ria de Aveiro (Portugal) by electrothermal atomic absorptionspectrometry. *Food Chem.*, 75: 93-100.
- Perugin M., Visciano P., Manera M., Zaccaroni A., Olivieri V. and Amorena M., 2014.** Heavy metal (As, Cd, Hg, Pb, Cu, Zn, Se) concentrations in muscle and bone of four commercial fish caught in the central Adriatic Sea, Italy. *Environ. Monit. Assess.*, 186: 2205-2213. DOI 10.1007/s10661-013-3530-7.
- Perugini M., Visciano P., Manera M., Zaccaroni A., Olivieri V. and Amorena M., 2014.** Heavy metal (As, Cd, Hg, Pb, Cu, Zn, Se) concentrations in muscle and bone of four commercial fish caught in the central Adriatic Sea, Italy. *Environ. Monit. Assess.*, 186: 2205-2213.
- Pesh G.G. and Stewart N.E., 1980.** Cadmium toxicity to three species of estuarine invertebrates. *Mar. Environ. Res.*, 3: 145-146.
- Phillips D.J.H. 1980.** Quantitative aquatic biological indicators. Applied Science Pub. London (UK), 455p.
- Phillips D.J.H. and Rainbow P.S., 1994.** Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Springer Netherlands. 37(1): 371p. Doi: 10.1007/978-94-011-2122-4.
- Piclet G., 1987.** Le poisson aliment. Composition-intérêt nutritionnel. *Cahiers de Nutrition et de Dietetique*, 22(4): 317-336.
- Pierre M., 1993.** L'Arsenic en milieu marin Biogéochimie et écotoxicologie. Rapport Scientifiques et Technique de l'IFREMER, 65p.
- Pierron F., Baudrimont M., Lucia M., Durrieu G., Massabuau J. C. and Elie P., 2008.** Cadmium uptake by the European eel : Trophic transfer in field and experimental investigations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70(1): 10-19.
- Pinot J.M. and Ganachaud A., 1999.** The role of winter intermediate waters in the spring-summer circulation of the Balearic Sea: 1. Hydrography and inverse box modeling. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 104(C12): 29843-29864. <https://doi.org/10.1029/1999JC900202>.
- Plank T. and Langmuir C.H., 1998.** The geochemical composition of subducting sediment and its consequences for the crust and mantle. *Chem Geol.*, 145: 325-394.
- Poulard J.C., 2001.** Distribution of hake (*Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758) in the Bay of Biscay and the Celtic sea from the analysis of French commercial data. *Fish. Res.*, 50: 173-187.
- Power E.A. and Chapman P.M., 1992.** Assessing sediment quality. *In*: Burton, GAJ (Eds): Sediment Toxicity Assessment. Lewis, Chelsea, MI, USA, 1-18.
- Price R.K. and Uglow R.F., 1979.** Some effects of certain metals on development and mortality within the moult cycle of *Crangon crangon* (L.). *Mar. Environ. Res.*, 2: 287-299.
- Programme des Nations Unies pour l'Environnement / Plan d'Action pour la Méditerranée (PNUE/PAM), 2007.** Manuel d'échantillonnage et d'analyse des sédiments, Réunion chargée d'examiner

les activités MEDPOL de surveillance continue et l'utilisation des indicateurs. Athènes Décembre 2007, 29p.

Programme des Nations Unies pour l'Environnement / Plan d'Action pour la Méditerranée (PNUE/PAM), 2012. État de l'environnement marin et côtier de la Méditerranée -Barcelona Convention- Athènes, 96 p.

Projet Canadien des Matériaux de Référence Certifiés (PCMRC), 1990. Matériau de référence certifié: sédiments fluviaux. Certificat d'analyse du STSD-1 à STSD-4. *Ottawa, Ontario, Canada.*

Quantin C., 2001. Incidence de la biodégradation des matières organiques sur le devenir des métaux et des contaminants organiques dans un sol nickelifère et un sédiment de rivière. Thèse de Doctorat, Université Henry Poincaré, Nancy I, 241p

Quero, J.C. et Vayne, J.J., 1997. Les poissons de mer des peches francaises. IFREMER, Ed. Delachaux & Niestlé, 304p.

Radakovich O., Roussiez V., Ollivier P., Ludwig W., Grenz C. and Probst J.L., 2008. Particulate heavy metals input from rivers and associated sedimentary deposits on the Gulf of Lion continental shelf. *Estuarine. Coastal and Shelf Science*, 77: 285-295.

Raimbault P., Coste B., Boulahdid M., Boudjellal B., 1993. Origin of high phytoplankton concentration in deep chlorophyll maximum (DCM) in a frontal region of the Southwestern Mediterranean Sea (Algerian Current). *Deep Sea Research I*, 40(4): 791-804.

Rajkowska M. and Protasowicki M., 2013. Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophy in northwestern Poland. *Environ. Monit. Assess.*, 185: 3493-3502. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2805-8>.

Ramade F., 1992. Précis d'écotoxicologie. Collection d'écologie 22, 300p.

Ramade F., 1998. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ediscience Paris, France. 785p.

Ramade F., 2002. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Dunod, Paris, 1075 pp.

Rand G.M., Wells P.G. and McCarthy L.S. 1995. Introduction to Aquatic Toxicology. *In: Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment*, second Edition. (Edited by Gary.M. Rand, Ph.D). Taylor & Francis eBooks, USA, 1148p.

Rapin F., Forstner U., Garcia J.I. et Nembrini G., 1982. Etude de la répartition des métaux lourds dans les sédiments superficiels de la baie des Anges par spéciation chimique. *VI^{ème} Journées Etud. Pollutions, Cannes, C.I.E.S.M.*, 107-114.

Rauret G., Lopez-Sanchez J.-F., Sahuquillo A., Barahona E., Lachica M., Ure A.M., Davidson C.M., Gomez A., Luck D., Bacon J., Yli-Halla M., Muntau H. and Quevauviller P., 2000. Application of a modified BCR sequential extraction (three-step) procedure for the determination of extractable trace metal contents in a sewage sludge amended soil reference material (CRM 483), complemented by a three-year stability study of acetic acid and EDTA extractable metal content. *Journal of Environmental Monitoring*, 2: 228-233.

Ravichandran M., Baskaran M., Santschi P. H. and Bianchi T.S., 1995. History of trace metal pollution in Sabine Neches estuary, Beaumont, Texas. *Environmental Science and Technology*, 29(6): 1495-1503.

- Reddy, M.S., Basha, S., Kumar, V.G.S., Joshi, H.V., Ramachandraiah, G., 2004.** Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Alange Sosiya ship scrapping yard, India. *Mar. Pollut. Bull.*, 48: 1055–1059.
- Rellini, D. and Munro J.L., 1985.** Vertical distribution, age, growth and mortality of *Pagellus erythrinus* on trawled coastal areas of the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 29: 103-106.
- Rezzoug, 2000.** Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds dans la matière en suspension et le sédiment marin superficiel des golfes de Béjaia et de Skikda. Mémoire de Magister en Océanologie Biologique, ISMAL, 244p.
- Ridgway J. and Shimmiel G., 2002.** Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 55: 903-928. <https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1035>.
- Riley J.P. and Chester R., 1971.** Introduction to Marine Chemistry. Academic Press, New York, 465 p.
- Rivière A., 1977.** Méthode granulométrique, technique et interprétation. Techniques et méthodes de sédimentologie. Édition MASSON (Paris), 170p.
- Rocher V., 2003.** Introduction et stockage des hydrocarbures et des éléments métalliques dans le réseau d'assainissement unitaire parisien. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France, 223p.
- Rodier J., 1996.** L'analyse de l'eau [8ème édition] eaux naturelles, eaux résiduelles, eau de mer. Ed.: DUNOT (Paris), 385- 401.
- Romeo M., Siau, Y., Sidoumou Z. and Gnassia-Barelli M., 1999.** Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. *Sci. Total Environ.*, 232: 169-175.
- Romeo M., Sidoumou Z. and Gnassia-Barelli M., 2000.** Heavy metals in various molluscs from the Mauritanian coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 65(2): 269-76
- Rouane O., Belhaouari B. and Boutiba Z., 2012.** Trace element concentrations (Zn, Cu, Pb and Cd) in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* from Oran Harbour (Oran Bay, Algerian west coast). *J. Appl. Environ. Biol. Sci.*, 2(9): 446-452.
- Rouibah M., 1993.** Relations entre la composition chimique des eaux interstitielles et les caractéristiques des dépôts récents sur la marge Rhodanienne (golfe de Lion) : Mécanisme de diagénèse de la matière organique. Thèse de Doctorat en Océanologie, Université de Perpignan, 151p.
- Roussiez V., Heussner S., Ludwig W., Radakovitch O., Durrieu De Madro X., Guieu C., Probst J.L., Monaco A. and Delsau, N., 2012.** Impact of oceanic floods on particulate metal inputs to coastal and deep-sea environments: a case study in the NW Med. Sea. *Cont. Shelf Res.*, 45: 15-26.
- Roussiez V., Ludwig W., Monaco A.L., Probst J., Boulouassi I., Buscaïl R. and Saragoni G., 2006.** Sources and sinks of sediment-bound contaminants in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea): A multi-tracer approach, 26: 1843-1857.
- Royal Commission on Aboriginal Peoples (RCAP), 1996.** Report of the Royal Commission on Aboriginal Peoples : Gathering Strength. Canada Communications Group., 3, 668p.
- Saad M.A.H., El-Rayis O.A. and El-Nady F., 1981.** Occurrence of some trace metals in bottom deposits from Abu-Kir Bay, Egypt. *Journées Etud. Pollut.*, CIESM, (5): 555-560
- Salomons W, Forstner U., 1984.** Metals in the Hydrocycle. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany. 1, 352p. Doi : 10.1007/978-3-642-69325-0.

- Salomons W., Mook W.G. and Eysink W., 1981.** Biogeochemical and hydrodynamic processes affecting heavy metals in rivers, lakes and estuaries. *Delft Hydraul. Labo. Publi.*, 253, 34p.
- Santé Canada (SC), 2010.** L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada. Partie II: valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées. Version 2.0. Environnement Canada Santé. Ottawa. Cat.: H128-1/11-638F-PDF.
- Santos I.R., Silva-Filho E.V., Schaefer C., Albuquerque-Filho M.R. and Campos L.S., 2005.** Heavy metal contamination in coastal sediments and soils near the Brazilian Antarctic Station, King George Island. *Marine Pollution Bulletin*, 50 : 185-194.
- Satouh A., 2017.** Caractéristiques pétrologiques, géochimiques et isotopiques des roches ultrabasiques de la région de Collo, (NE Algérien). Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba, 134p.
- Saulnier I. and Mucci A., 2000.** Trace metal remobilization following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay Fjord, Canada. *Applied Geochemistry*, 15: 191-210.
- Schachter H.M., Kourad K., Merali Z., Lumb A., Tran K. and Miguez M., 2005.** Effects of Omega-3 Fatty Acids on Mental Health : Summary. *In* : AHRQ Evidence Report Summaries. Rockville (MD) : Agency for Healthcare Research and Quality (US), 1998-2005. 116p. Available from : <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK11853/>
- Schlenk D. and Benson W.H., 2001.** Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts : Volume 2 - Systems. *Publisher : Taylor and Francis.* 426p. DOI : 10.4324/9780203361412_chapter_5.
- Schneider G., 2001** : Boues de curage des cours d'eau. *Le courrier de l'Environnement de l'INRA.*, (43):146-147.
- Schwartz D.A., 1969.** Measuring the Effectiveness of Your Company's Advertising. *Journal of Marketing*, 33(2): 20-25. <https://doi.org/10.1177/002224296903300204>.
- Semcha Z., 2007.** Etude expérimentale de la biologie de reproduction du merlu (*Merluccius merluccius* L.1758) femelle dans le milieu naturel: Dynamique des lipids et proteines en fonction du stade de développement ovocytaire. Mémoire de magister, Université d'Oran, 60p.
- Send U., Font J., Krahnemann G., Millot C., Rhein M., and Tintore J., 1999.** Recent advances in studying the physical oceanography of the western Mediterranean Sea. *Prog. Oceanogr.*, 44: 37-64.
- Serne R.J., 1975.** Geochemical distribution of selected metals in San Francisco bay sediments, water and waste management section, Behelle, Pacific North West Laboratories, Richland, Washington.
- Sidoumou Z., Roméo M., Gnassia-Barelli M., Nguyen Ph. and Caruba R., 1992.** Détermination de la qualité des eaux du littoral mauritanien par la mesure des métaux traces chez les mollusques *Donax rugosus* et *Venus verrucosa*. *Hydroécol. Appl.*, 4(2) : 33-41. Doi : <https://doi.org/10.1051/hydro:1992204>.
- Sigg I., Behra P. and Stumm W., 2001.** Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris, 567 pp.
- Sigg L., Stumm W. and Behra P., 1992.** Chimie des eaux aquatiques, 5^e édition. Dunod, 30p.
- Sin S.N., Chua H., Lo W., 2001.** Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. *Environ. Int.*, 26(5): 297-301.

- Singh M., German Müller G. and Singh, I.B., 2002.** Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanisation of the Ganga plain, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, 141: 35–54.
- Singh R.K., Sugandha L.C. and Sapkale H.P., 2007.** Heavy metal concentrations in water, sediments and body tissues of red worm (*Tubifex spp.*) collected from natural habitats in Mumbai, India. *Environ. Monit. Assess.*, 129 : 471-481.
- Soliman F.N., Nasr S.M. and Okbah M.A., 2015.** Potential ecological risk of heavy metals in sediments from the Mediterranean coast, Egypt. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 13(2015): 70. <https://doi.org/10.1186/s40201-015-0223-x>.
- Span, D., 1984.** Etude par fractionnement chimique de la distribution des métaux traces dans les sédiments marins récents : le Delta du Rhône, les golfes de St Raphael et de Cannes- La Napoule. Thèse de doctorat de 3ème cycle, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 252p.
- Sprovieri M., Feo M.L., Prevedello L., Manta D.S., Sammartino S., Tamburrino S. and Marsella E., 2007.** Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in surface sediments of the Naples harbour (southern Italy). *Chemosphere*, 67: 998-1009.
- Steinnes, E., 2013.** Lead. In: Heavy Metals in Soils. *Environnemental Pollution*, 22: 395-409.
- Stewart C., 1989.** Spatial and temporal trends in trace metal deposition in Canterbury, New Zealand. Ph.D. thesis, University of Canterbury, New Zealand, 179p.
- Streit B., 1998.** Bioaccumulation of contaminants in fish. *In:* Braunbeck T., Hinton D.E., Streit B. (eds.). Fish Ecotoxicology. EXS, 86: 353-387. Birkhäuser, Basel. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-8853-0_12.
- Stumm W. and Morgan J.J., 1996.** Aquatic chemistry. John Wiley and sons, Inc., New York, 1022p.
- Suquet M., Person Le ruyet J., 2001.** Les rougets barbets (*Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*). Biologie, pêche, marché et potentiel aquacole. Ifremer éditions, 4p.
- Sutherland R.A., 2000.** Bed Sediment-Associated Trace Metals in an Urban Stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39: 611-627.
- Swarnalatha K., Letha J. and Ayoob S., 2013.** Ecological risk assessment of a tropical lake system. *Journ. Urban Environ. Eng.*, 7(2): 323-329. <https://doi.org/10.4090/juee.2013.v7n2.323329>.
- Tahiri L., 2005.** Contamination métallique de *Mytilus galloprovincialis* et des sédiments au niveau de l'estuaire de Bouregreg (Maroc). *Water qual. Res. J.*, 40(1): 111-119.
- Tam N.F.Y. and Wong Y.S., 2000.** Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environ. Pollut.*, 110 : 195-205.
- Taupier-letage I. and Millot C., 1988.** Surface circulation in the Algerian Basin during 1984. *Oceanologica Acta*, 9: 79-85.
- Taylor S.R. and McLennan S.M., 1985.** The ContinentalCrust: Its Composition and Evolution. Blackwell Scientific Publications, Oxford, (1985): 312.
- Taylor S.R. and McLennan S.M., 1995.** The geochemical evolution of the continental crust. *Rev. Geophys.*, 33: 241-265.

- Taylor S.R., 1964.** Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 28(8): 1273-1285. Doi: 10.1016/0016-7037(64)90129-2.
- Tepe Y., Türkmen M. and Türkmen A., 2008.** Assessment of heavy metals in two commercial fish species of four Turkish seas. *Environ Monit. Assess.*, 146: 277-284.
- Tessier A., Campbell P.G.C. and Bisson M., 1979.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51: 844-851.
- Thibaud Y., 1986.** The rôle of biochemical processes in the accumulation of mercury by marine organisms. *In: The biochemical cycle of mercury in the Mediterranean.* FAO Fisheries Report 325 (FIRI/R 325 Suppl.).
- Thomson J., Nixon S., Croudace I.W., Pedersen T.F., Brown L., Cook G.T. and MacKenzie, A.B., 2001.** Redox-sensitive element uptake in north-east Atlantic Ocean sediments (Benthic Boundary Layer Experiment sites). *Earth and Planetary Science Letters*, 184(2): 535-547.
- Toma S.A., 1980.** The distribution of some absorbed elements on the Nile continental shelf sediments. *Journ. Etud. Poll.*, 5: 377-382.
- Tomlinson D.C., Wilson J.G. Harris C.R. and Jeffery D.W., 1980.** Problems in the assessment of heavy metals levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Environ. Eval.*, 33: 566-575.
- Topcuoğlu S., Kirba soglu Ç. and Yilmaz Y.Z., 2004.** Heavy metal levels in biota and sediments in the Northern coast of the Marmara Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96: 183-189.
- Tournassat C., 2003.** Interactions cations - argiles: le cas du Fe (II). Application au contexte de stockage profond des déchets radioactifs. These de doctorat, Université Joseph-Fourier - Grenoble I, France, 211p.
- Turekian K.K., Karl K., Cochran J., Kirk K., Lanford W.A., Parker P.D. and Bauer K.A., 1979.** The measurement of ¹⁰Be in manganese nodules using a tandem Van De Graaff accelerator. *Geophysical Research Letters*, 6(5): 417-420. <https://doi.org/10.1029/GL006i005p00417>.
- Turekian K. and Wedepohl H., 1961.** Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Bull. Geol. Soc. Amer.*, 72: 175-192.
- United Nations Environmental Program (UNEP), 1999.** MED POL phase III: programme for the assessment and control of pollution in the Mediterranean region. MAP technical reports series, 195p.
- United Nations Environmental Program / Agence Internationale de l'Energie Atomique / Food and Agriculture Organisation (UNEP/IAEA/FAO), 1984.** Determination of total mercury in selected marine organisms by cold vapour atomic absorption spectrophotometer. Reference Methods for Marine Pollution Studies N° 8 Rev. 1.
- United Nations Environmental Program / Agence Internationale de l'Energie Atomique / Food and Agriculture Organisation (UNEP/IAEA/FAO), 1990.** Determination of total cadmium, zinc, lead and copper in selected marine organisms by atomic absorption spectrophotometer. Reference Methods for Marine Pollution Studies N° 11 Rev. 11 49.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA), 1992.** Framework for ecological risk assessment. Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-92/001, Washington, DC.

- United States Environmental Protection Agency (US EPA), 1998a.** National Sediment Bioaccumulation Conference proceedings. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC
- United States Environmental Protection Agency (US EPA), 1998b.** Guidelines for Ecological Risk Assessment. Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-95/002F, Washington, DC.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA), 2002.** A review of the reference dose and reference concentration processes. Prepared for the Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. Final Report EPA/630/P-02/002F.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA), 2013.** Risk Characterization in United States. Risk Assessment http://www.epa.gov/region8/r8risk/hh_risk.html
- United States Environmental Protection Agency (US EPA), 2016.** Risk Based Concentration Table. United States Environmental Protection Agency, Philadelphia, Washington.
- Ünlü S., Topçuoğlu S., Alpar B., Kirbaşoğlu C. and Yilmaz, Y., 2008.** Heavy metal pollution in surface sediment and mussel samples in the Gulf of Gemlik. *Environ Monit Assess.*, 144(1-3):169-178.
- Ure A.M. and Davidson C.M., 2002.** Chemical Speciation in the Environment, 2nd Edition. Wiley-Blackwell Pub., 480p.
- Usero J., Izquierdo C., Morillo J.Graand cia I., 2003.** Heavy metals in fish (*Solea vulgaris*, *Anguilla Anguilla* and *Liza aurata*) from salt marshes on the southern Atlantic coast of Spain. *Environment International*, 29: 949- 956.
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P. and Tachet H., 2000.** Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait database? *Hydrobiologia*, 422-423: 153-162.
- Uysal H. and Tuncer S., 1985.** A comparative study on the heavy metal concentrations in some fish species and sediments from Izmir Bay. *Journées Etud. Pollut.CIESM*, (7): 275-283.
- Valdés J.R., Sifeddine A., Verges E. and Ortlieb L., 2004.** Petrographic and geochemical study of organic matter in surficial laminated sediments from an upwelling system (Mejillones del Sur Bay, Northern Chile). *Organic Geochemistry*, 35(7): 881-894. Doi : <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2004.02.009>.
- Viers J., Dupré B. and Gaillard J., 2009.** Chemical composition of suspended sediments in world Rivers : new insights from a new database. *Sci. Total Environ.*, 407: 853-868.
- Voutsinou-Taliadouri, F., 1983.** Metal concentration in polluted and unpolluted Greek sediments: a comparative study. *Journées Etud. Pollut.CIESM*, (7): 245-259.
- Walsh A., 1955.** The application of atomic absorption spectra to chemical analysis. *Spectrochimica Acta*, 7(1955): 108-117.
- Wang S. and Mulligan C.N., 2009.** Enhanced mobilization of arsenic and heavy metals from mine tailings by humic acid. *Chemosphere*, 74(2): 274-279. Doi : <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.040>.
- Wang S. and Mulligan C.N., 2006.** Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater. *Environmental Geochemistry and Health*, 28: 197-206. Doi : 10.1007/s10653-005-9032-y

- Warne M.StJ. and Hawker D.W., 1995.** The number of components in a mixture determines whethersynergistic, antagonistic or additive toxicity predominate: The Funnell Hypothesis. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 31: 23-28.
- Wedepohl, K. H., 1995.** The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(7): 1217-1232.
- Welte, B., Blés, N. et Montiel, A., 1983.** Etudes des différentes méthodes de spéciation des métaux lourds dans les sédiments. *Environmental Technology Letters*, 4: 79-88.
- Widianarko B., Van Gestel C.A.M., Verweij R.A. and Van Straalen, N. M., 2000.** Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from urban streams of Semarang Indonesia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46: 101-107.
- Willie S., Pihillagawa G.I., Clancy V., Meija J., Maxwell P. and Mester Z., 2014.** MESS-4: Matériau de référence certifié de sédiments marins pour les métaux traces et d'autres constituants. National Research Council of Canada. Canadian Reference Materials and Methods. Doi: <https://doi.org/10.4224/crm.2014.mess-4>.
- Windom H.L., Scropp S.J., Calder F.D., Ryan J.D., Smith R.G., Burney J.L.C., Lewis F.G. and Rawlinson C.H., 1989.** Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastem United States. *Environ. Sei. Tech*, 23: 314-320.
- Windom H.L., Smith R.G. and Rawlinson C., 1989.** Particulate trace metal composition and flux across the South Eastern US continental shelf. *Mar. Chem.*, 27: 283-297.
- World Health Organisation (WHO), 1990.** Environmental Health Criteria 101 Methylmercury: World Health Organization, Geneva. 144p.
- World Health Organisation (WHO), 2003.** Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants, Sixty-First Meeting. Summary and Conclusions. Available from: <ftp://ftp.fao.org/es/esn/jecfa/jecfa61sc.pdf>
- Wu R.S.S., Lam K.S., MacKay D.W., Lau T.C. and Yam V., 1994.** Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study in the sub-tropical environment. *Marine Environmental Research*, 38(2): 115-145.
- Xu H., Allard B. and Grimvall A., 1988.** Influence of pH and organic substance on the adsorption of As(V) on geologic materials. *Water Air Soil Poll.*, 40 : 293-305. <https://doi.org/10.1007/BF00163734>.
- Xu H., Allard B. and Grimvall A., 1991.** Effects of acidification and natural organic materials on the mobility of arsenic in the environment. *Water, Air and Soil Poll.*, 57: 269-278. <https://doi.org/10.1007/BF00282890>.
- Xu Z.Q., Ni S.J., Tuo X.G., 2008.** Calculation of heavy metals toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index. *Environ. Sci. Technol.*, 31: 112-115.
- Yao K., Marcellin S., Métongo B., Albert T. and Bokra Y., 2009.** Assessment of Sediments Contamination by Heavy Metals in a Tropical Lagoon Urban Area (Ebrié Lagoon, Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 4(2): 280-289.
- Yilmaz A.B., 2003.** Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb, and Zn) in tissue of *Mugil cephalus* and *Trachurus mediterraneus* from Iskenderun Bay, Turkey. *Environmental, Research*, 92: 277-281.

- Youssao A., Soclo H.H., Bonou C., Vianou K., Gbaguidi M. and Dovonon L., 2011.** Évaluation de la contamination de la faune ichthyenne dans le complexe lagunaire Nokoué – chenal de Cotonou par le plomb : cas des espèces *Sarotherodon melanotheron*, *Tilapia guineensis* et *Hemichromis fasciatus* (Bénin). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 5(2): 595-602.
- Yuan C., Shi J., He B., Liu J., Liang L. and Jiang G., 2004.** Speciation of heavy metals in marine sediments from the East China sea by ICP–MS with sequential extraction. *Environment International*, 30: 769-783.
- Yuan C.G., Shi J.B., He B., Liu J.F., Liang L.N. and Jiang G.B., 2004.** Speciation of heavy metals in marine sediments from the East China Sea by ICP-MS with sequential extraction. *Environment International*, 30(6): 769-783.
- Yücesoy F. and Ergin M., 1992.** Heavy metal geochemistry of surface sediments from the southern Black Sea shelf and upper slope. *Chemical Geology*, 99: 265-287.
- Zaaboub N., Martins M.V.A., Dhib A., Béjaoui B., Galgani F., El Bour M. and Aleya L., 2015.** Accumulation of trace metals in sediments in a Mediterranean Lagoon : Usefulness of metal sediment fractionation and elutriate toxicity assessment. *Environmental Pollution*, 207: 226-237.
- Zeri C. and Voutsinou-Taliadouri F., 2003.** Processes affecting the distribution of dissolved trace metals in the North Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *Cont. Shelf. Res.*, 23: 919-934.
- Zhang C., Qiao Q., Piper J.D.A. and Huang B., 2011.** Assessment of heavy metal pollution from a Fe-smelting plant in urban river sediments using environmental magnetic and geochemical methods. *Environmental Pollution*, 159(10): 3057-3070.
- Zhang J. and Liu C.L., 2000.** Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China-weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 54: 1051-1070.
- Zhang J., Zhang W., Zhang L. and Gu S.q., 2014.** A Critical Review of Technology for Selective Recovery of Vanadium from Leaching Solution in V 205 Production. *Solvent Extraction and Ion Exchange*, 32: 221-248. Doi : 10.1080/07366299.2013.877753.
- Zhang L. and Wang W.X., 2007.** Waterborne cadmium and zinc uptake in a euryhaline teleost *Acanthopagrus schlegeli* acclimated to different salinities. *Aquatic Toxicology*, 84(2): 173-181.
- Zhang M. and Pu J., 2011.** Mineral materials as feasible amendments to stabilize heavy metals in polluted urban soils. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4): 607-615.
- Zhao S., Feng C., Wang D., Liu Y. and Shen Z., 2013.** Salinity increases the mobility of Cd, Cu, Mn, and Pb in the sediments of Yangtze Estuary : Relative role of sediments' properties and metal speciation. *Chemosphere*, 9(7): 977-984.
- Zingde M.D., Rokade M.A. and Mandalia A.V., 1988.** Heavy metals in Mindhola river estuary. India. *Mar. Pollut. Bull.*, 19: 538-540.
- Zlatanov S. and Kostov L., 2007.** Seasonal variation in the fatty acid composition of three Mediterranean fish - sardine (*Sardina pilchardus*), anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and picarel (*Spicara smaris*). *Food Chemistry*, 103(3): 725-728. DOI: 10.1016/j.foodchem.2006.09.013.
- Zlatanov S. and Sagredos A.N., 1993.** The fatty acid composition of some important Mediterranean fish species. *Fat Science Technology*, 95: 66-69.

Zoumis T., Schmidt A., Grigorova L. and Calmano W., 2001. Contaminants in sediments: Remobilisation and demobilisation; *The Science of the Total Environment*, 266: 195-202.

Zyadah M.A., 1999. Accumulation of some heavy metals in *Tilapia zillii* organs from lake Manzalah, Egypt. *Turk. J. Zool.*, 23(1999): 365-372.

[ANNEXES]

Tableau I.1 : Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments aquatiques.

Outils	Portée	Limites
Critères de qualité chimiques propres à chaque substance	<ul style="list-style-type: none"> • Couvrent un large éventail d'espèces et d'effets pour un même contaminant. • Identifient les substances problématiques. • Orientent les mesures de mitigation puisqu'une ou des substances sont identifiées. • Permettent de définir des seuils de gestion (ex. : seuil de restauration, limite de rejet en eau libre). • Peuvent servir à prévenir la contamination à un site donné. • Tiennent partiellement compte de la biodisponibilité des contaminants puisque plusieurs données proviennent du milieu. • Ne coûtent pas cher lorsque peu de contaminants doivent être analysés. 	<ul style="list-style-type: none"> • Tiennent compte uniquement des contaminants qui sont connus et qui ont été recherchés. • Ne tiennent pas compte entièrement de la biodisponibilité des contaminants présents dans les sédiments à l'étude. • Ne tiennent pas compte de la bioaccumulation et de la contamination des organismes pour la consommation humaine ou la faune piscivore. • N'intègrent pas systématiquement les effets toxiques combinés de la présence de plusieurs substances. • Entraînent des coûts importants si de nombreux contaminants doivent être analysés
Essais de toxicité sur sédiments	<ul style="list-style-type: none"> • Intègrent les effets toxiques de plusieurs substances à la fois. • Mesurent aussi les effets des contaminants inconnus. • Mesurent les effets des contaminants pour lesquels il n'y a pas de critère chimique. • Tiennent compte de la biodisponibilité des contaminants des sédiments à l'étude. • Mesurent la toxicité réelle des sédiments testés. • Peuvent tenir compte de la bioaccumulation et prévenir la contamination des organismes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Représentent un patron toxicologique restreint (seuls quelques espèces et quelques effets sont testés). • N'orientent pas directement les mesures de mitigation, telles les technologies de traitement, puisqu'ils n'identifient pas la ou les substances en cause. • Ne procurent pas d'information sur la cause de la contamination.
Études biologiques de terrain	<ul style="list-style-type: none"> • Mesurent les effets présents dans le milieu. • Intègrent les effets qui ont eu lieu sur une longue période et permettent d'établir des tendances dans le temps. • Intègrent les effets de toutes les sources, incluant les sources inconnues. • Intègrent les effets liés aux substances toxiques et ceux liés à toute autre agression (dégradation du milieu physique, parasitisme, etc.). 	<ul style="list-style-type: none"> • N'évaluent pas les effets sur de courtes durées. • Ne cernent pas une cause unique pour l'effet observé. • Ne distinguent pas toujours les sources. • Mesurent les effets une fois qu'ils ont eu lieu (ne sont pas préventives). • Nécessitent des budgets importants pour obtenir un bon niveau de discrimination.

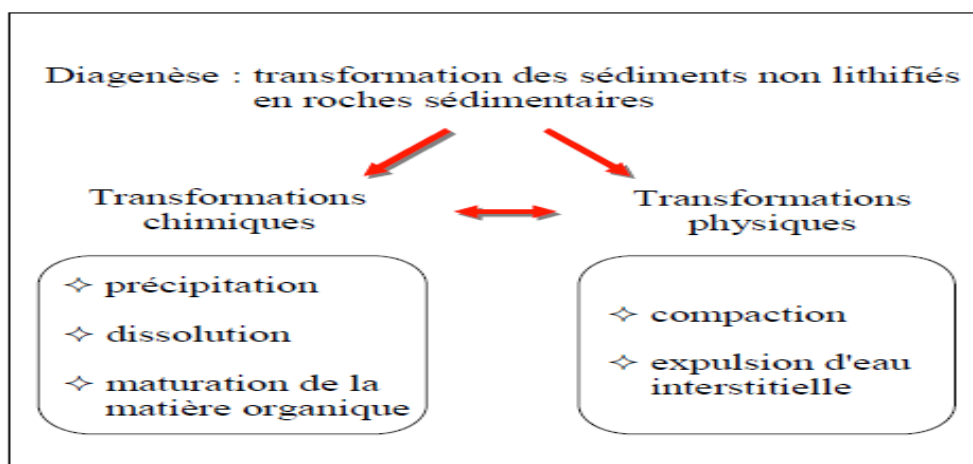


Figure I.1 : Diagramme schématique présentant les différentes transformations diagenétiques affectant les sédiments au cours de leur enfouissement (Guilhem, 2009).

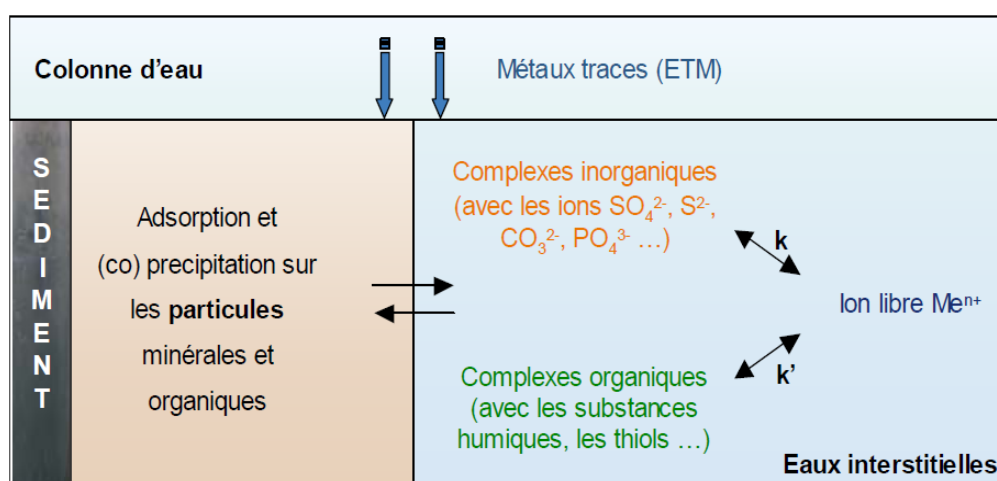


Figure I.4 : Représentation schématique de la spéciation des ETM dans les particules sédimentaires et les eaux interstitielles (k et k' représentent les constantes d'équilibre).

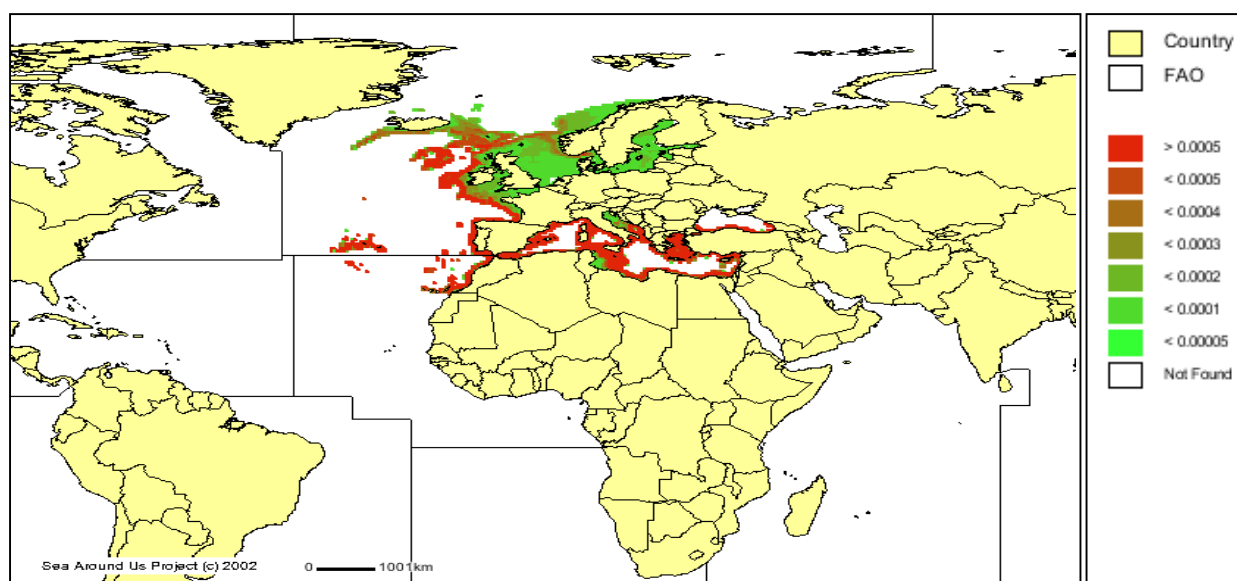


Figure I.9 : Répartition géographique du merlu européen (Source : www.seaaroundus.org).
Echelle des couleurs illustre le pourcentage de merlu par rapport au total mondial

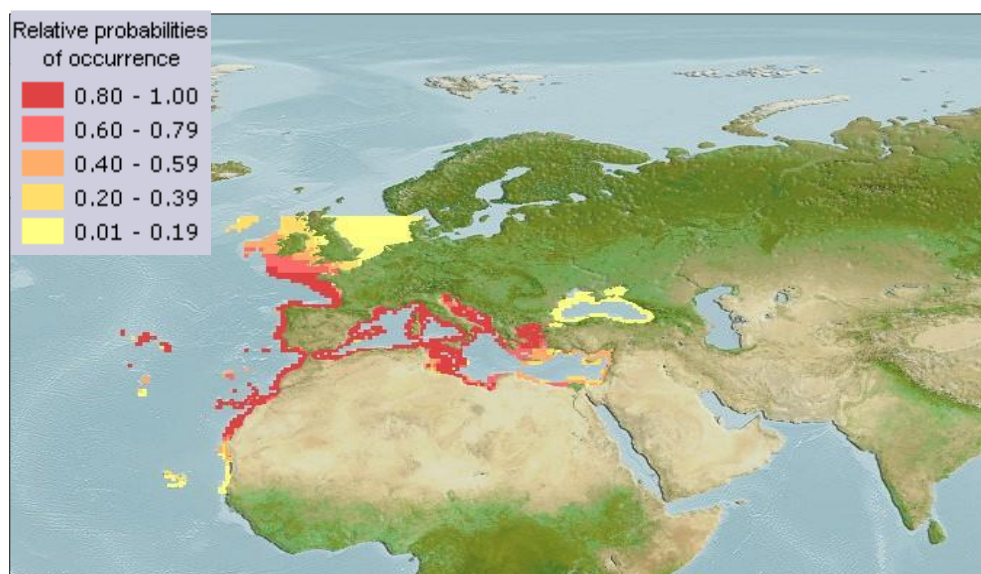


Figure I.10 : Répartition géographique de *Pagellus erythrinus* (www.fishbase.org).

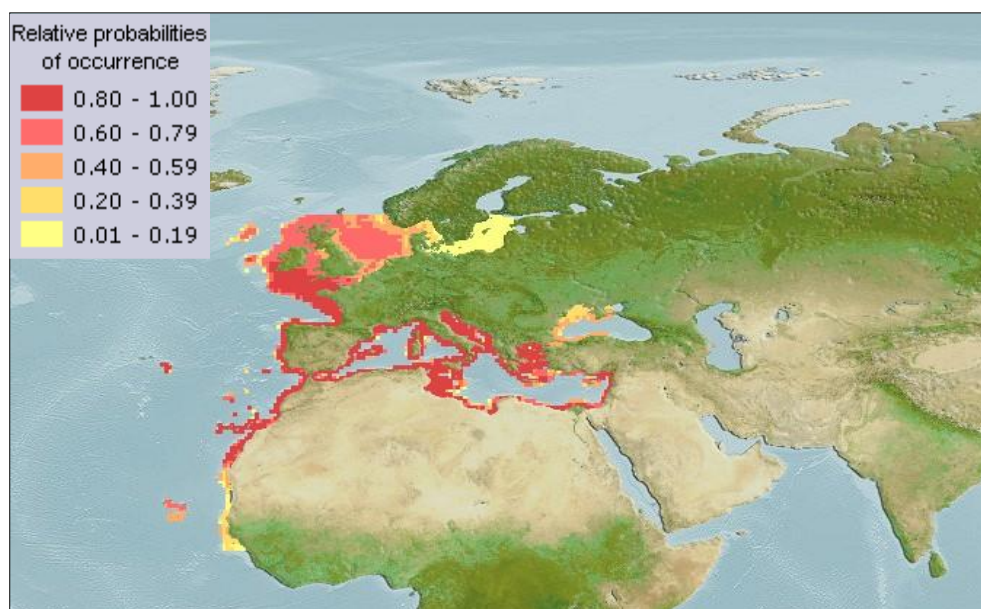


Figure I.11 : Répartition géographique de *Mullus barbatus* (Froese et Pauly, 2016)

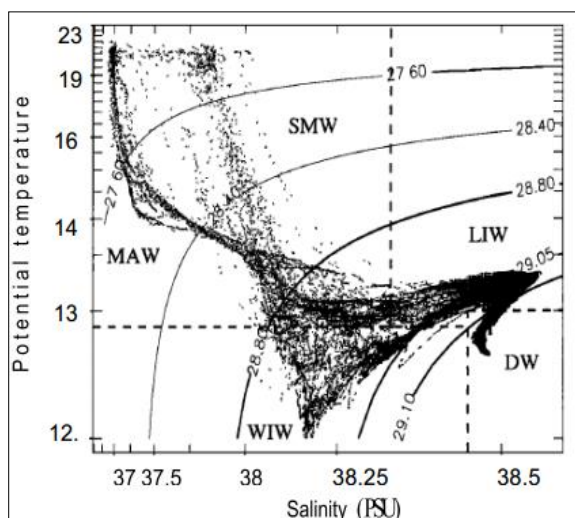


Figure II.2 : Diagramme T-S en juin 1993 dans la mer Baléares (Pinot and Ganachaud, 1999).

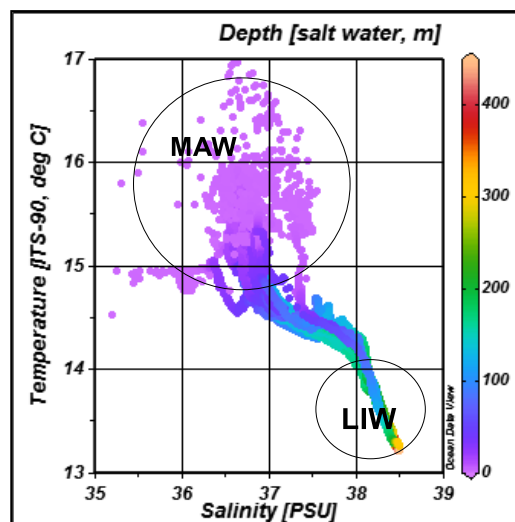


Figure II.3 : Diagramme T-S Mars 2015 dans les côtes algériennes (Inal et al., 2016)

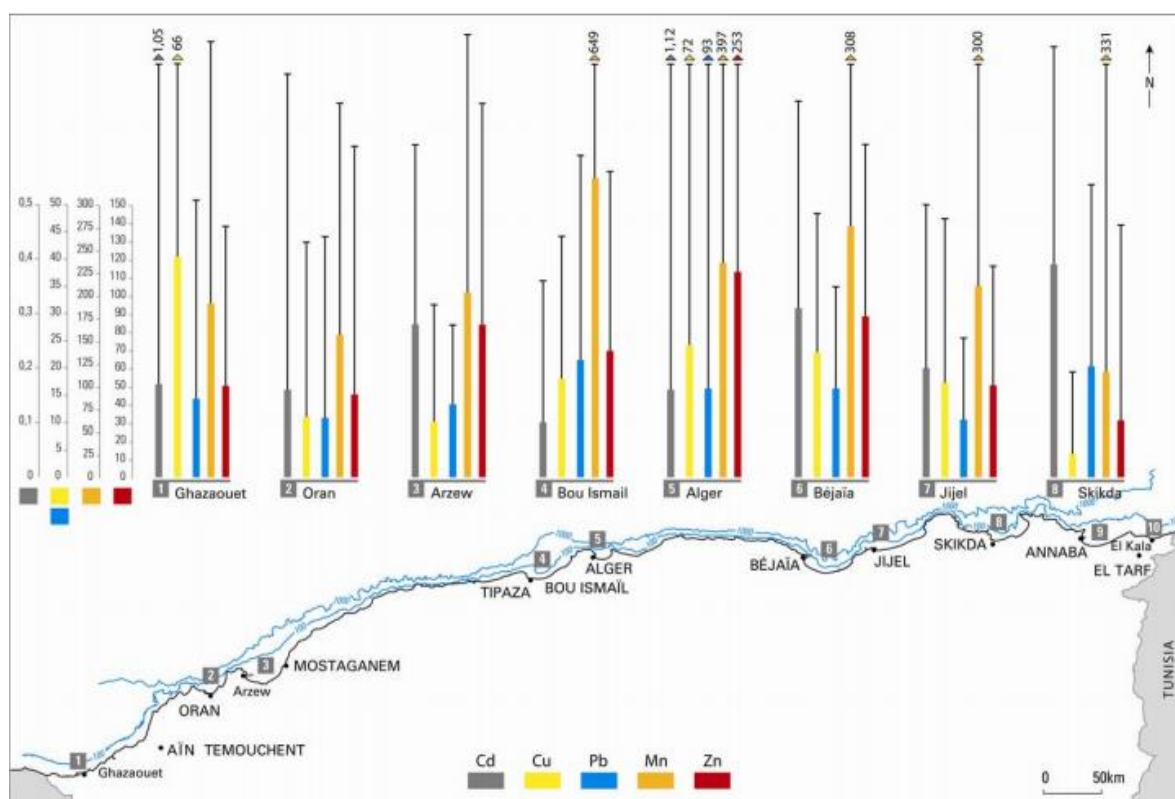


Figure II.8 : Niveaux des teneurs en ETM dans les sédiments superficiels de la côte algérienne.



Figure III.3 : Benne type VAN VEN



Figure III.4 : Echantillonnage de sédiment

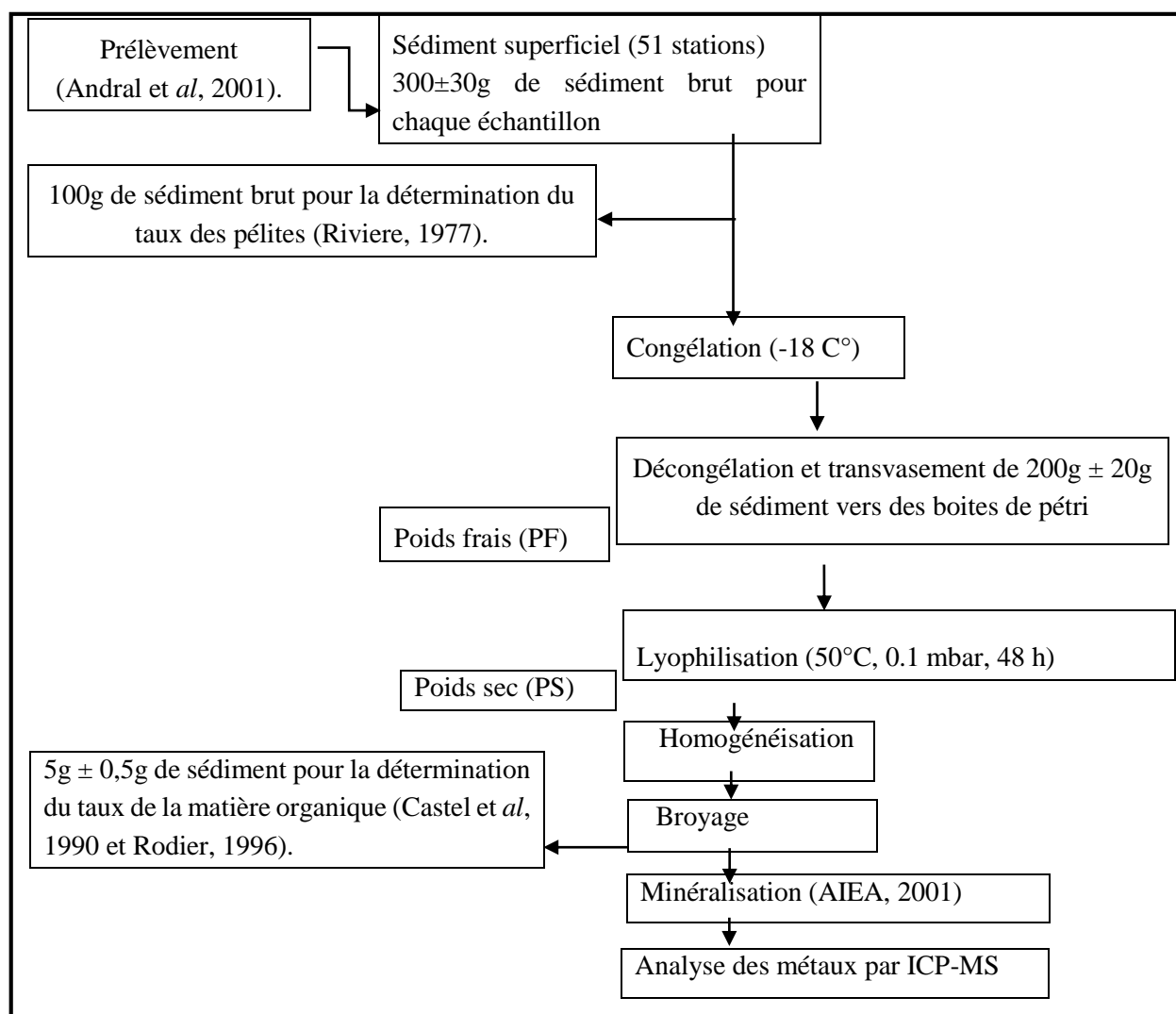


Figure III.5 : Présentation schématique des différentes phases de traitement du sédiment superficiel.



Figure III.6 : Lyophilisateur type CHRIST



Figure III.7 : Mortier en porcelaine.



Figure III.8 : Micro-ondes MILESTONE (Chambre de réaction, Ecran d'affichage et Gaz inerte)

III.1.4.4.2.3. Le digesteur automatique :

III.1.4.4.2.3.1. Principe :

Paragraphe 1 :

1. Mise en marche du micro-ondes :

Mettre en marche l'appareil ;

Mettre en marche le bain réfrigérant ;

Vérifier la circulation d'eau à l'aide du courantométrie situé à l'arrière gauche de l'appareil ;

➤ Sur l'écran de contrôle du micro-ondes :

- Login : « Admin »
- Code : 123456
- Appuyer sur OK
- Aller dans :

- Ultraware
- System
- Cover up

➤ Sur le micro-ondes :

- Ouvrir les fenêtres sur les côtés de la protection ;
- Vérifier les propriétés de l'ensemble de l'appareil (traces de rouille,...) et vérifier que la cuve soit propre à l'aide du miroir ;
- Soulever le piston afin d'écarter la partie haute de l'appareil (contenant la sonde) vers la gauche et relâcher le piston pour bloquer l'ensemble.

▪ Sur l'écran de contrôle :

- Mettre la ventilation en route

➤ Sur le micro-ondes :

- Placer le bain (réacteur) dans la cuve le protéger en mettant la plaque ronde prévue ;
- Placer l'embout protégé HF sur la sonde de température si manip' avec HF ;
- Placer le porte dans l'encoche prévue (partie supérieure du micro-ondes blanche) en faisant attention à l'encoche prévue pour le passage de la sonde en orientant préalablement le porte échantillon ;
- Enlever la plaque ronde située sur le bain mise préalablement le porte échantillon ;
- Enlever la plaque ronde située sur le bain mise préalablement par prévention ;

➤ Sur l'écran de contrôle :

- Appuyer sur down, 1 fois pour faire descendre tout le système ;
- Si pas de problème constaté, appuyé sur down une deuxième fois.

➤ Sur le micro-ondes :

- Fermer les mâchoires et visser pour que les trous de chaque mâchoire métallique s'ajustent afin que l'ergo de sécurité puisse s'y loger.
- Fermer les fenêtres

2. Ouvrir une méthode :

➤ Sur l'écran de contrôle :

- Cliquer sur l'onglet method ;
- Sélectionner ;
- Rentrer le nom de la méthode ;
- Cliquer sur : start ;
- Repasser sur sytem ;
- Attendre l'indication en bas à droite : « please fill go ».



3. Ouverture de l'azote :

- Ouvrir la bouteille d'azote (B50) à fond et refermer la valve d'un quart de tour ;
- Tourner la valve du détendeur de pression vers la gauche petit à petit (pour éviter une brusque montée en pression et un effet de souffle sur les échantillons) ;
- Vérifier sur écran de contrôle la montée en pression. La pression de travail est de 25 bars minimum. On travaillera entre 30 et 40 bars. (Sécurité méthode de 100 bars-sécurité instrumentale de 200 bars par disque de rupture). Une fois la pression voulu atteinte dévisser la vanne de pression, dans l'autre sens, au maximum. Le détendeur possède un clapet anti-retour qui maintient la chambre sous pression ;
- Refermer la bouteille d'azote ;

➤ Sur l'écran de contrôle :

- Appuyer sur « start » Fin de manip' – arrêt de l'appareil

➤ Sur l'écran de contrôle :

- Onglet Run ;
- Cliquer sur la disquette pour sauver le « run » cette sauvegarde est obligatoire pour avoir un suivi de l'utilisation du micro-ondes ;
- Cliquer 2 fois rapidement sur le nom en bas afin de le modifier et changer le nom du « run » ;
- Cliquer sur ok/disquette ;
- Aller dans system ;
- Vérifier si aspiration en route sinon la remettre.

➤ Sur le micro-ondes :

- Ouvrir les fenêtres
- Ouvrir les bras

➤ Sur l'écran de contrôle :

- Cover up : 1 fois ;
- Vérifier si on a beaucoup de vapeurs condensées – si oui attendre quelques instants, si non, passer à la suite ;
- Cover up : une seconde fois.

Sur le micro-onde :

- Placer le cache sur le bain ;
- Essuyer grossièrement l'eau sur les échantillons avec essuie-tout ;
- Récupérer le support avec les échantillons, les placer sous hotte, les rincer avec de l'eau milli-Q au-dessous du vase de lavage et les essuyer sommairement avec un papier ;
- Soulever le piston afin d'écarter la partie haute du micro-ondes vers la gauche et enlever le bain. Le même bain peut être utilisé plusieurs fois dans la journée.

4. Purge de l'azote :

Le but est de chasser les vapeurs d'acides qui se seraient condensées dans les tuyaux d'entrée et de sortie de l'azote

- Ajouter 100ml d'eau milli-Q dans le « vieux » vase bain (tâche noires dans le fond) ;
- Insérer le bain dans le micro-onde ;
- Refermer les mâchoires et les fenêtres.

5. Ouvrir la vanne du détendeur (azote) à fond (vanne de gauche) :

- Ouvrir (quart de tour) et fermer la bouteille d'azote (vanne de droite) 3 fois de suite ;
 - Refermer la vanne du détendeur ;
 - Ouvrir les mâchoires ;
 - Cover up : 1 fois ;
 - Si aucun problème cover up une 2^{ème} fois ;
 - Retirer le bain pour le nettoyage du micro-ondes.
- Sur l'écran de contrôle :
- Arrêter la ventilation
- Nettoyage du micro-ondes (vérifier les étapes sur la fiche ultrawave cleaning procedure dans les deux figures suivantes) :
- Au niveau de la partie blanche, dévisser le haut et le rincer à l'eau milli-Q en faisant attention au « pas de vis » qui est enduit de graisse, si celui-ci est propre, ne pas y toucher ...sinon enlever la graisse et en remettre (silicone grease) ;
 - Décoller la partie haute blanche et rincer l'extérieur qui n'est pas enduit de graisse avec papier +milliQ. Si la graisse du centre est propre et ne présente pas de traces de rouilles la laisser sinon en remettre... ;
 - Sur la partie métallique venant en face enlever les joints verts : si traces de rouilles, nettoyer papier + milli-Q et regraisser toute la zone avec « silicone grease » ...éviter de graisser les picots blancs ! ;
- Vérifier l'état général (avec le miroir pour la cuve) :
- Si traces de rouille : nettoyer avec papier + milli-Q et coton tige pour le fond ;
 - Graisser l'ensemble des parties métalliques avec de la silicone oil et même dans l'intérieur de la cuve (film très fin).

A la fin du nettoyage, remettre le « vieux » bain (tâches noires dans le fond) dans le micro-ondes, descendre le couvercle en laissant un espace d'environ 2 cm. Eteindre le bain de refroidissement et l'appareil.

III.1.4.4.2.3.2. Mode de fonctionnement :**Paragraphe 2 :****1. Lavage des tubes après minéralisation :**

Le lavage des tubes se fait comme suit :

- Mettre les tubes et les bouchons dans une bouteille en téflon propre avec de l'eau milli-Q ;
- Rincer 3 fois avec de l'eau milli-Q ;
- Les frotter éventuellement avec un goupillon en cas de dépôt visible ;
- Dans chaque tube ajouter 7ml d'eau milli-Q + 5ml d' HNO_3 de lavage ou mélange 50/50 HNO_3 -HCl selon l'élément chimique d'intérêt ;
- Lancer la procédure de lavage au micro-ondes : « lavage HNO_3 » (environ 20mn) ;
- A la fin du run, enregistrer le run, récupérer les tubes, les vider dans le bidon « déchet acides » et les remettre dans la bouteille en téflon ;
- Rincer 3 fois avec de l'eau milliQ ;
- Remplir la bouteille 1 nuit sur plaque chauffante (60°C) ;
- Rincer 3 fois à l'eau milli-Q ;
- Remplir d'eau milli-Q et mettre la bouteille à l'étuve (80°C) ;
- Après 1/2h, taper sur la bouteille pour faire remonter les bulles d'air. La présence de bulles est un signe de salissure ;
- Remettre à l'étuve 1/2h et recommencer ;
- Lorsqu'il n'y a plus de bulles d'air, rincer 3 fois à l'eau milli-Q ;
- Faire sécher les tubes et bouchons à l'étuve.

III.1.5.1.1. Principaux sous-systèmes constitutifs des ICP-MS :

1. Schéma type d'une ICP-MS :

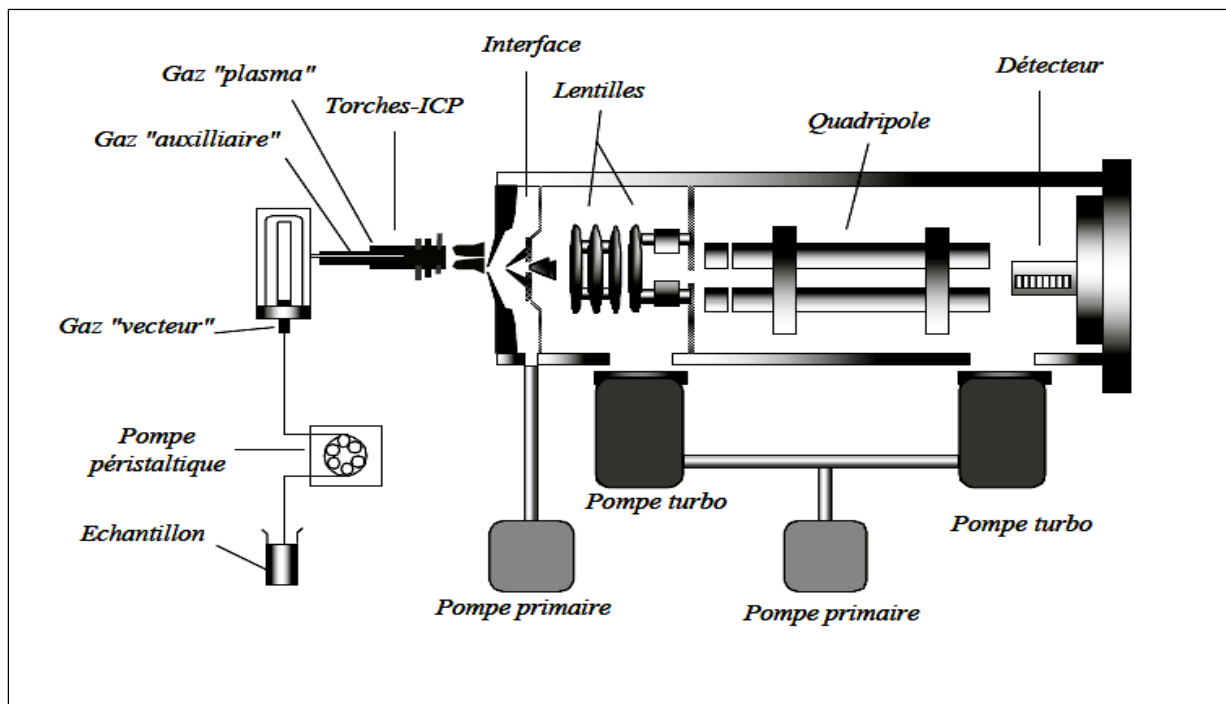


Figure III.10 : Schéma type d'une ICP-MS.

2. Paragraphe 3 :

2.1. Le système d'introduction et la torche à plasma

L'échantillon liquide (filtré et acidifié, dans le cas d'une eau naturelle) est injecté dans le système par une aiguille de prélèvement automatique et entraîné à l'aide d'une pompe péristaltique jusqu'au nébuleur.

Il est ensuite introduit dans la torche sous forme d'aérosol par pompage au travers du nébuleur. Nous utilisons un nébuleur de type cross-flow (flux croisés) : les arrivées du gaz vecteur (l'argon, en l'occurrence) et de la solution à analyser sont perpendiculaires.

L'aérosol est produit par entrainement de la solution par le flot de gaz argon. Seules les gouttes suffisamment petites ($<10\mu\text{m}$) sont introduites dans la torche à plasma (Figure 1), ce qui représente environ 10% de la solution initiale.

La chambre de nébulisation sert à trier les gouttes selon leur taille. Seules les plus petites gouttes iront dans la torche à plasma.

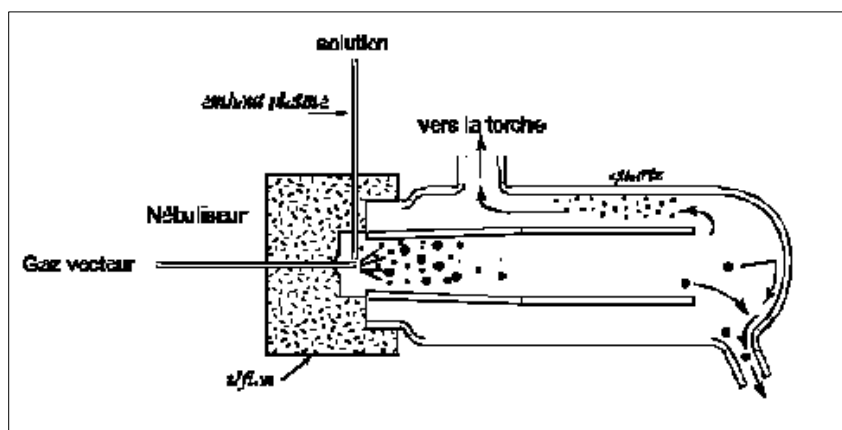


Figure 1 : Schéma montrant le fonctionnement de la chambre de nébulisation



Figure 2 : Chambre cyclonique

Au niveau de la torche de l'ICP-MS, l'échantillon se mélange à un flot continu d'argon ionisé à très haute température (5000 à 10000K).

Ce plasma d'argon sert à atomiser, exciter et ioniser les éléments contenus dans l'aérosol. Il se forme alors un plasma électriquement neutre, associant électrons et éléments ionisés et photons.

Le potentiel d'ionisation élevé de l'argon (15.8eV) permet l'ionisation totale de plus de 75% des éléments de la classification périodique (à l'exception toutefois de certains gaz rares ou d'éléments légers comme le chlore ou le fluor).

2.2. L'interface et le système de focalisation

L'interface est l'élément central. Sa fonction est de transférer un échantillon représentatif du plasma d'ions vers une chambre sous vide où les ions sont ensuite focalisés.

Le transfert des ions se fait par pompage, depuis la partie torche sous pression atmosphérique vers le quadripôle et le détecteur opérant sous vide (10^{-1} à 10^{-4} Pascal).

L'interface est constituée de deux cônes (ou 3) successifs en nickel munis d'un orifice central de diamètre décroissant au travers desquels les ions vont passer.

La traversée des deux cônes se fait à des vitesses supersoniques. Le premier cône ("échantillonneur") sert à extraire les ions du plasma. Le deuxième ("écrémeur") prélève le centre du jet supersonique.

Derrière le deuxième cône se trouve un système soit de lentilles, à potentiel variable, soit un quadripôle, permettant de focaliser les ions sous forme d'un faisceau avant leur arrivée dans le quadripôle de détection.

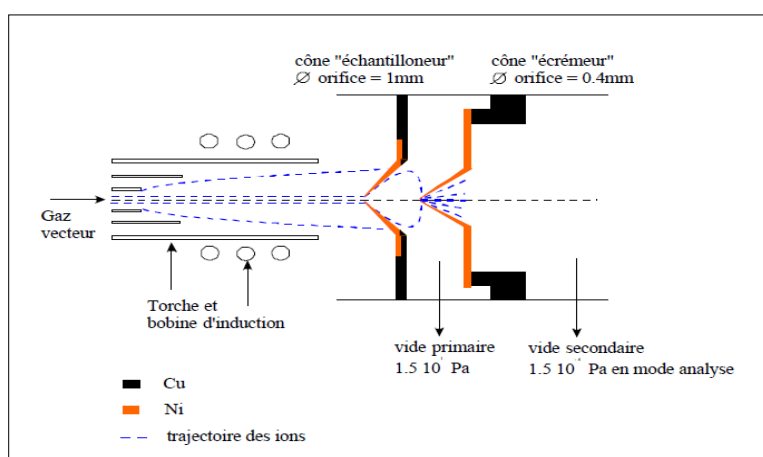


Figure 3 : Interface torche/quadripôle dans le cas de l'ICP-MS HP45000.

2.3. Le filtre de masse quadripolaire

Le quadripôle est constitué de quatre barreaux métalliques parallèles (Figure suivante).

Des tensions continues et alternatives sont appliquées à ces barreaux, créant un champ électrique à l'intérieur de ce système. Ce filtre de masse sépare les ions selon leur rapport masse/charge en accord avec leur stabilité dans le champ électrique.

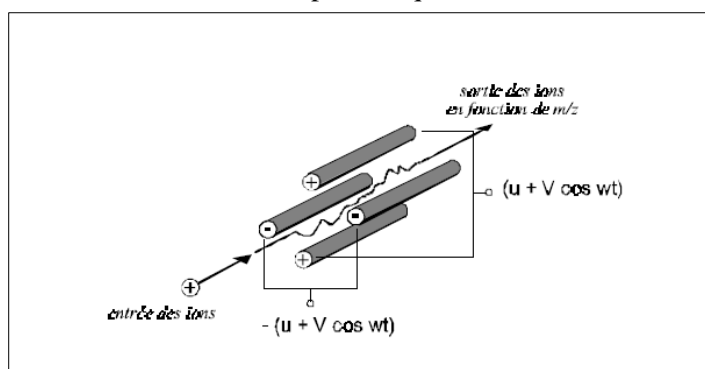


Figure 4 : Filtre de masse quadripolaire

2.4. Le détecteur

Après séparation, les ions sont détectés et comptés par un multiplicateur d'électrons. Nous insistons sur le fait qu'un quadripôle sépare des ions ou des molécules chargées en fonction du rapport masse/charge et non pas en fonction de la masse.

Ainsi, deux isotopes de même masse et appartenant à deux éléments chimiques différents ne seront pas distingués au niveau du détecteur. De même un ion monochargé de masse M ne sera pas distingué d'un ion de masse $2M$ doublement chargé.

En général les ICP-MS sont munis d'un détecteur à dynode discrète EM (électron-multiplieur ; voir Figure suivante).

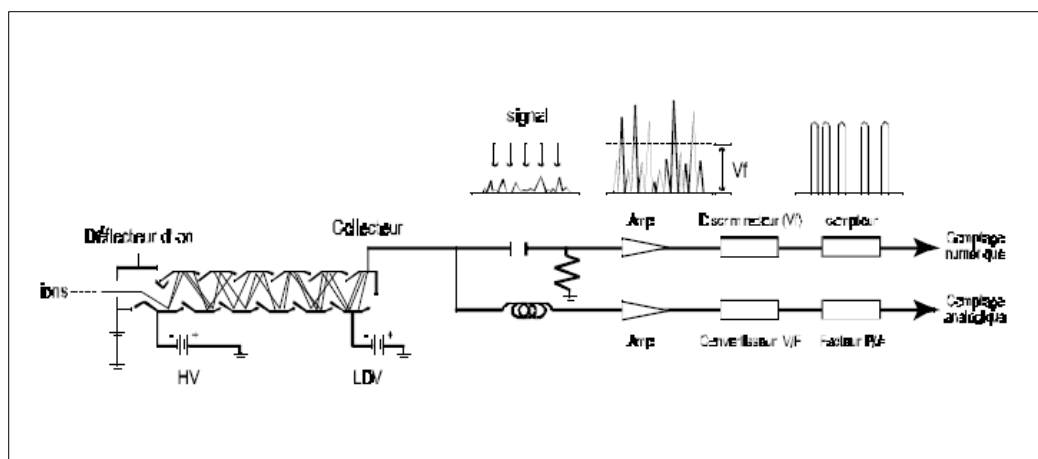


Figure 5 : Système de détection des ions de l'ICP-MS HP4500.

Selon le courant ionique détecté, le détecteur fonctionne suivant deux modes :

- 1) le mode comptage d'impulsions P fonctionne pour les faibles et moyennes concentrations (50 ppb). Ce mode compte les impulsions issues de l'électron-multiplieur.
- 2) le mode analogique fonctionne pour les fortes concentrations ((50 ppb).

Les impulsions sont trop fortes pour être détectées individuellement. Le multiplicateur n'est plus utilisé sur toute sa gamme et on mesure directement des micro-courants.

Afin d'étendre la dynamique, les deux modes de détection précités bénéficient d'une commutation automatique appelée "dual mode".

La linéarité de l'ensemble du système couplant les deux modes de détection est garantie par le constructeur sur 8 ordres de grandeur.

En pratique, l'utilisation combinée des deux modes de comptage impose de déterminer le rapport des sensibilités entre le mode impulsion et le mode analogique. Ce rapport appelé "facteur P/A" est obtenu en analysant une même solution alternativement par l'un et l'autre mode.

III.1.5.1.2. Caractéristiques spécifiques d'une ICP-MS :

Paragraphe 4 :

1.1. Conditions opératoires :

- Vitesse de la pompe péristaltique :
 - En mesure : 3 tour/minute
 - En lavage : 5 tour/minute
- Chambre de nébulisation : Cyclonique et torche en quartz, non refroidie.
- Gaz vecteur-auxiliaire-plasma : Argon 5.0
- Centrale Gaz comprimé (Linde).
 - Débit gaz vecteur : 1.00 L/mn +/- 0.05
 - Débit gaz plasma : 15 L/mn
 - Débit gaz auxiliaire : 1.2 L/mn
- Puissance du générateur RF 27Mhz : 1600W (Perkin Elmer)
- Détecteur Electron-multiplieur : dual mode
- Sensibilité selon les conditions des constructeurs (Perkin Elmer Nexion 300X):
 - Be 9 : >2000 cps/s/ppb
 - Mg 24 >15 000cps/s/ppb
 - In 115 >40 000cps/s/ppb
 - U 238 >30 000cps/s/ppb
 - Bkgd 220 < 1 cps/s/ppb
 - CeO 156 / Ce 140 <=0.025
 - Ce++ 70 / Ce 140 <=0.03
 - cps/s/ppm=6 coups par seconde et par ppb

1.2. Choix des conditions de travail :

Selon les éléments analysés, le type de matrice, et les concentrations, on peut travailler à une puissance de plasma moindre par exemple 1450 W pour le dosage du Sodium.

Dans tous les cas des tests de validation sont à effectuer pour être sûr de conserver la justesse et la reproductibilité de la méthode.

On peut choisir de travailler en mode collision (gaz de collision He débit de l'ordre de 4 ml/min) ou en mode réaction si les instruments le permettent pour minimiser certaines interférences.

On peut aussi choisir de travailler avec des pics plus étroits pour minimiser l'influence des éléments proches en masse atomique.

Par exemple, le dosage de l'aluminium de masse atomique 27, dans une matrice de silicium de masse atomique 28.

1.3. Le tune :

Le tune est l'opération consistant à modifier certains paramètres réglables (centrage de faisceau d'ion, débit de gaz de nébulisation, tensions des lentilles de focalisation ou du quadripôle de déflexion...etc.) de manière à optimiser la réponse de l'appareil et à vérifier si l'appareil est conforme aux spécifications décrites par le constructeur.

Le tune est effectué à partir d'une solution contenant 1 ppb de Li7, Be9, Mg24, In 115, Ce140, Pb208, et U238.

Ces éléments ont été choisis en fonction de leur masse afin de représenter la totalité du spectre de masse du tableau périodique. Cette opération est effectuée avant toute analyse après le préchauffage de l'appareil.

1.4. Limite de détection et limite de quantification :

1.4.1. Définition :

La limite de détection (LD) est définie comme étant la plus petite quantité d'une substance à examiner dans un échantillon, pouvant être détectée mais non quantifiée comme une valeur exacte.

La limite de quantification (LQ) est définie comme étant la plus petite quantité d'une substance à examiner pouvant être dosée dans les conditions expérimentales décrites avec une justesse et une reproductibilité définies (tableau 1.4.1).

Tableau 1.4.1 : Limites de quantification avec l'incertitude analytique pour les métaux analysés

Elément	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
LQ (ppb)	0,001	0,03	0,03	1,2	0,1	8	0,03	0,015	0,001
Incertitude (%)	1,1	1,2	1,4	1,4	1,1	1,5	3,8	8,7	1,1

1.4.2. Détermination :

1.4.2.1. Justesse :

La justesse exprime l'étroitesse de l'accord entre la valeur de référence certifiée ou acceptée par convention comme vraie, et la valeur mesurée. Elle augmente au fur et à mesure que l'erreur systématique ou biais des résultats diminue. L'erreur systématique (b) est quantifiée par l'écart entre la moyenne d'une série de résultats (X) et la valeur vraie de référence R.

Mathématiquement, il existe deux façons de représenter la justesse :

- 1) par l'incertitude relative, exprimée en %, de X par rapport à la valeur vraie R :
- 2) par l'écart minimum (min) entre l'intervalle de définition de la valeur vraie R et celui de la valeur trouvée :

$$b(\%) = \frac{\bar{X} - R}{R} \times 100 \quad \bar{A}_{\min}(\%) = \frac{(\bar{X} \pm SD_{\bar{X}}) - (R \pm SD_R)}{(R \pm SD)} \times 100 \quad (1)$$

Si les deux intervalles se recoupent, nous considérons la valeur comme juste.

1.4.2.2. Répétabilité :

La répétabilité est définie comme l'étroitesse de l'accord entre les résultats obtenus sur des essais indépendants entre eux, dans des conditions aussi stables que possible, à de courts intervalles de temps, effectués dans un même laboratoire, par un même opérateur utilisant le même équipement et la même méthode, sur un matériau identique.

Il existe deux façons de représenter la répétabilité :

- 1) par le coefficient de variation (CV) ou la déviation standard relative (RSD) exprimée en % :

$$RSD_1(\%) = \frac{SD}{\bar{X}} \times 100 \quad (2)$$

Où SD est l'écart-type ou la déviation standard,

Et X est la moyenne des différents essais.

- 2) par la même formule mais en prenant compte du nombre n d'essais réalisés :

$$RSD_2(\%) = \frac{2 \times SD}{\sqrt{n} \times \bar{X}} \times 100 \quad (3)$$

III.1.5.1.3. Corrections de dérive, d'interférence et de blanc :

Paragraphe 5 :

1. Les dérives au cours du temps

Les résultats d'une mesure par ICP-MS sont donnés en nombre de coups par seconde pour un rapport masse/charge donné. Ceci impose que la réponse coup/concentration du système ait été préalablement établie. Ceci implique également que les effets de dérive de l'instrument induit, par exemple, par un bouchage progressif des cônes au cours du temps, soient corrigés.

Deux types de standardisation sont possibles pour corriger de tels effets : la standardisation externe et la standardisation interne.

2. Les interférences

Le pouvoir séparateur des ICP-MS étant fonction du rapport masse/charge, des interférences peuvent se produire au niveau du détecteur induisant des erreurs dans la mesure des concentrations de certains éléments. Quatre grands types d'interférences sont à considérer :

- (1) celles dues à l'existence de deux isotopes de même masse pour deux éléments différents ; exemple : $^{87}\text{Rb}(+)$ sur $^{87}\text{Sr}(+)$, et inversement ;
- (2) celles dues à la formation d'oxydes et/ou d'hydroxydes ; exemple : $^{40}\text{Ar}^{16}\text{O}(+)$ sur $^{56}\text{Fe}(+)$, ou $^{40}\text{Ar}^{16}\text{O}^1\text{H} +$ sur $^{57}\text{Fe}(+)$;
- (3) les interférences dues aux ions ou aux molécules ionisées doublement chargées ; exemple $^{138}\text{Ba}(++)$ sur $^{69}\text{Ga}(+)$;
- (4) celles dues aux molécules poly atomiques de type ArNa et ArCl.

3. Les blancs

Un troisième groupe de corrections communément effectuées lors des analyses par ICP-MS est la soustraction des blancs dus aux pollutions du système lui-même (effets de mémoire) ou aux pollutions des réactifs et matériels utilisés lors de la préparation des échantillons.

III.2.1. Choix et localisation des traits de pêche :

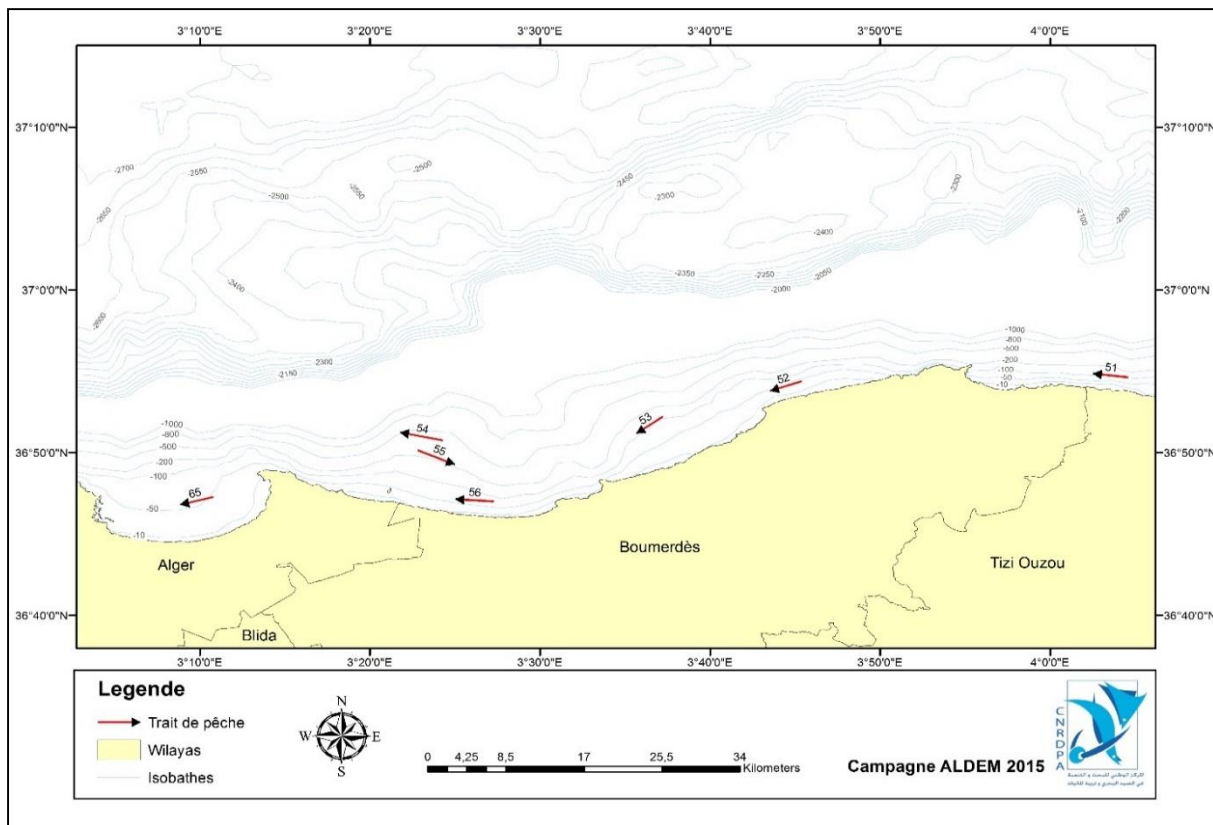


Figure III.12 : Localisation des traits de pêches dans la baie d'Alger

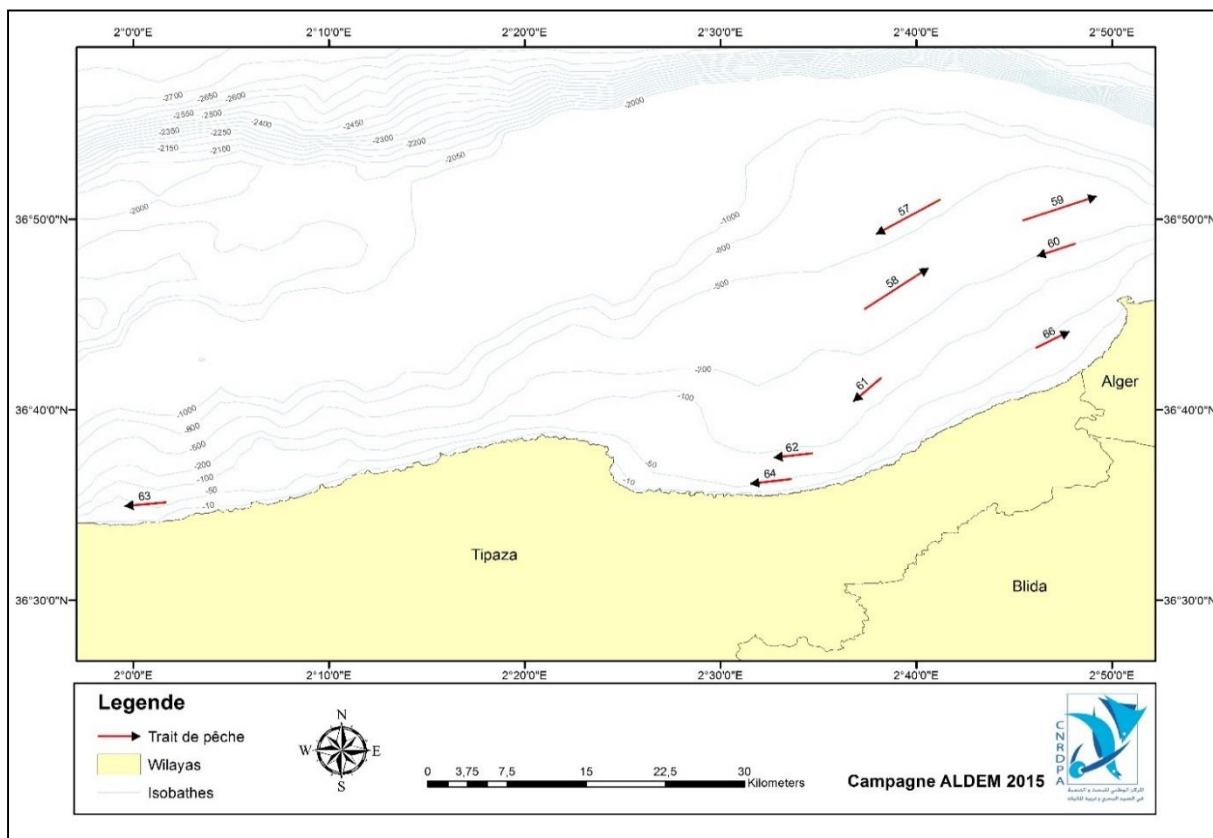


Figure III.13 : Localisation des traits de pêches dans la baie de Bou-Ismaïl

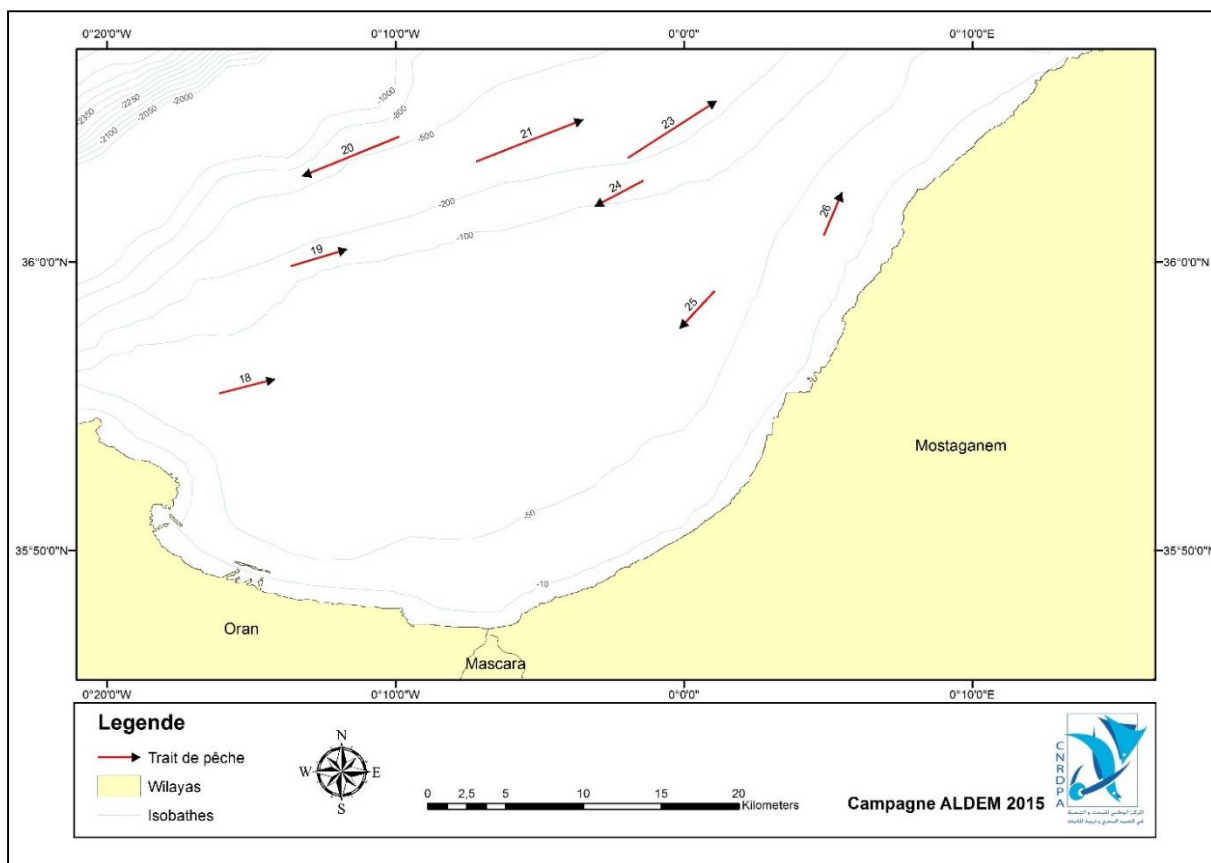


Figure III.14 : Localisation des traits de pêches dans du golfe d’Arzew

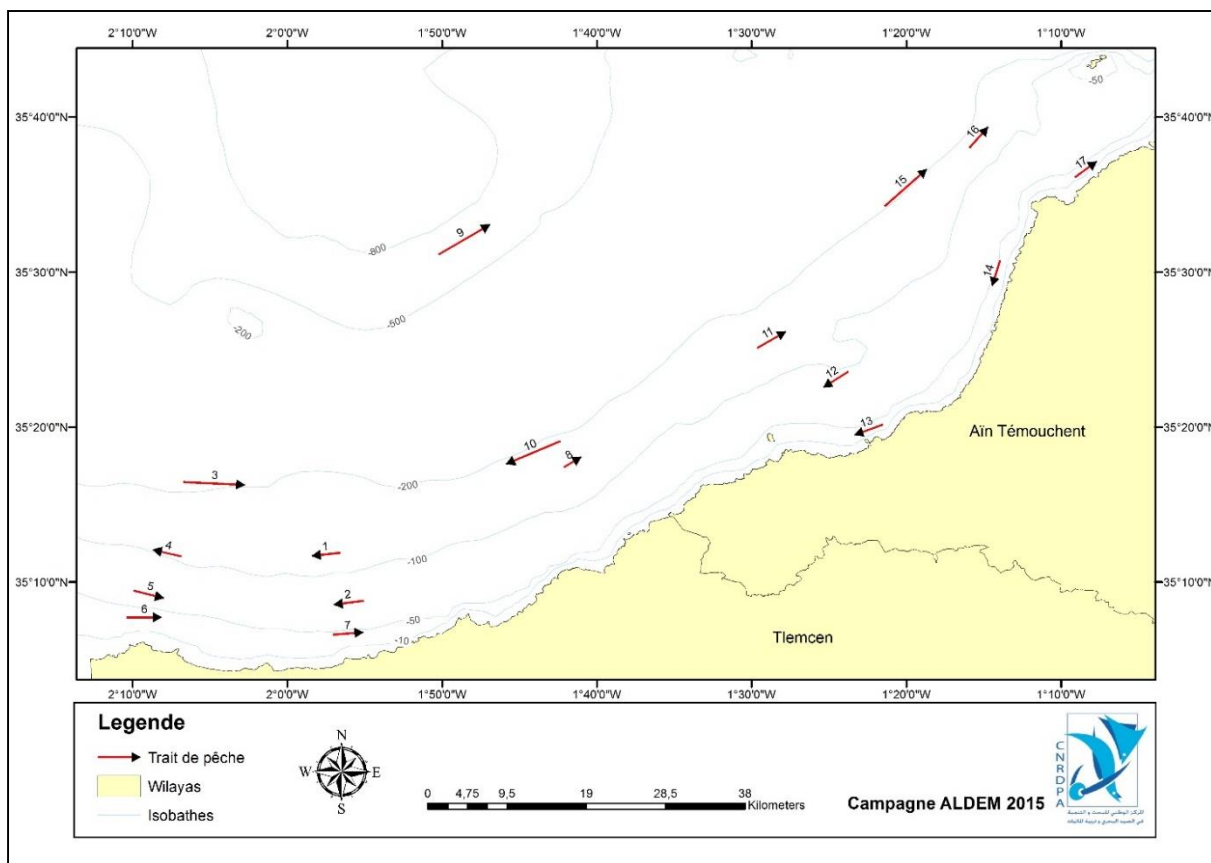


Figure III.15 : Localisation des traits de pêches dans du golfe de Ghazaouet

III.2.4. Prélèvement des échantillons :



Figure III.16 : Les étapes de prélèvements des échantillons biologiques

III.2.6.1.6.1.1. Principe de la SAA :

B. Etalonnage

Les solutions utilisées pour étalonner le système sont préparées à partir des solutions mères, par dilution. Les solutions sont acidifiées à l'aide d'acide nitrique concentré ultrapure, la normalité de la solution finale étant ajustée à 0.37N par ajout d'eau déminéralisée (système MilliQ, conductivité maximale à 18. 2Ms/cm). Les dilutions successives sont contrôlées par pesées (avec une précision de l'ordre du 1/10 de milligramme).

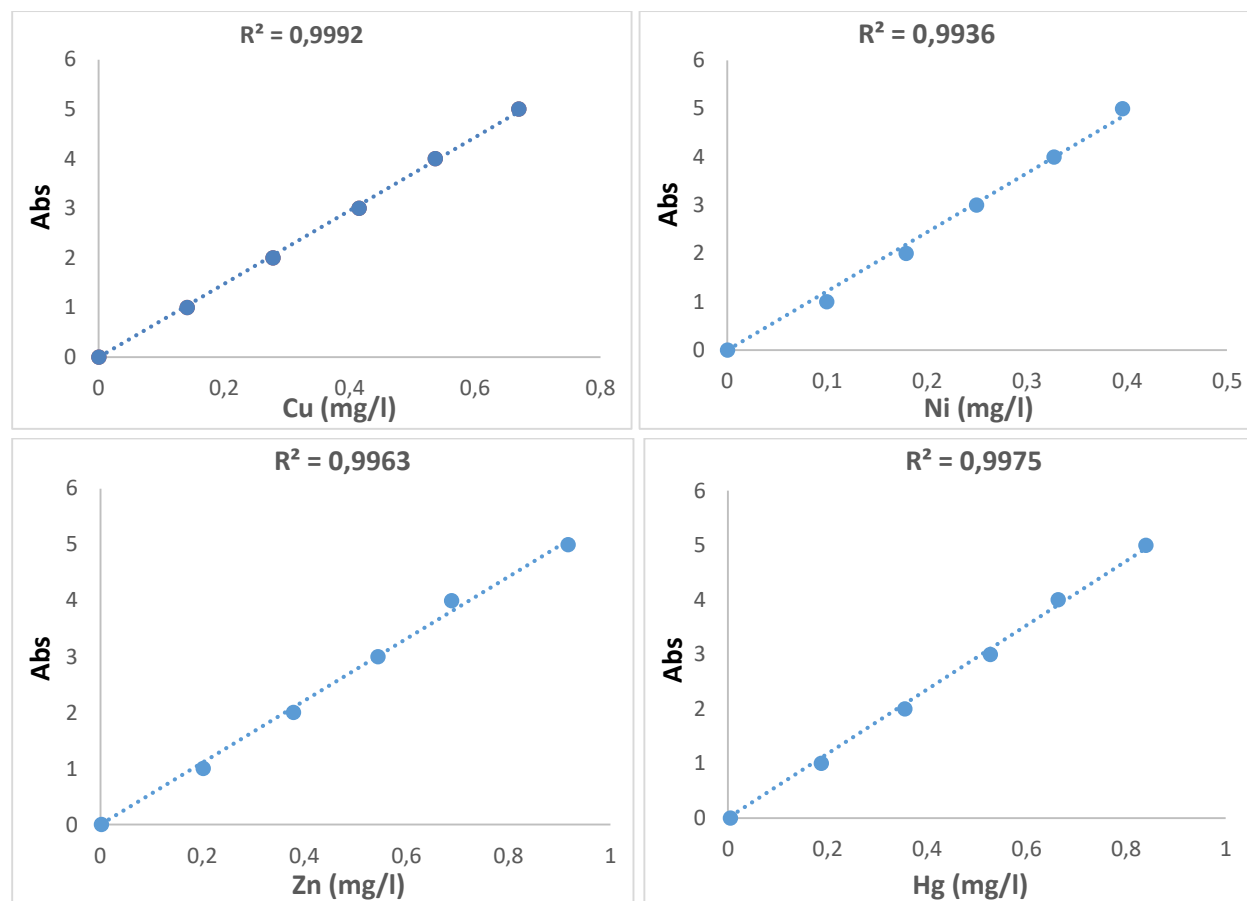


Figure III.17 : Courbes d'étalonnage des métaux analysés dans les organes des trois poissons.

III.2.6.1.6.1.2. Appareillages :

Paragraphe 6 :

Les composantes d'un SAA :

A. Source de radiation :

La source de radiation est spécifique selon les métaux étudiés. Pour cela nous utilisons une lampe à cathode creuse. Cette dernière, constituée par le métal à analyser, émet sous tension le spectre de l'élément. La lampe à cathode creuse est actuellement la plus fréquemment adoptée. Sa fabrication est bien maîtrisée et sa durée de vie a sensiblement été améliorée. En effet, elle fournit généralement un service supérieur à 500 heures, dépassant souvent 1000 heures.

B. Source d'atomisation :

Afin de permettre le passage des métaux de la forme ionique à la forme atomique, deux types de sources d'atomisation sont utilisés.

B.1. Source d'atomisation par flamme :

Aux origines de la spectrophotométrie d'absorption atomique, l'échantillon devait être une solution et le générateur d'atomes une flamme. Ce moyen d'atomisation, selon Pinta (1979) reste très employé. Il présente de nombreuses possibilités telles que :

- L'analyse rapide et de routine pour des concentrations supérieures à quelques dizaines de $\mu\text{g/ml}$ dans le milieu solide et quelques dizaines de ng/ml pour les liquides,
- Des résultats facilement reproductibles,
- Une bonne précision.

La source d'atomisation par flamme a été utilisée pour la détection du chrome (Cr), du manganèse (Mn), du Zinc (Zn), le Cuivre (Cu), le Nickel (Ni) et le fer (Fe). Les métaux sont atomisés par le biais d'un brûleur à flamme, alimenté par le mélange air-acétylène. Au brûleur est couplé un nébuliseur qui transforme la solution aspirée au moyen d'un capillaire en aérosol, injectable directement dans la flamme (Asso, 1982).

B.2. Source d'atomisation par four à graphite :

L'atomisation s'effectue dans un tube de graphite, avec revêtement pyrolytique interne. L'ensemble est porté à haute température par effet joule programmable en intensité et en durée. Le four est placé sous courant d'azote continu pour éviter l'oxydation trop rapide.

Il est refroidi en permanence par une circulation d'eau. Cette méthode, particulièrement adoptée aux dosages des faibles quantités d'échantillon permet de mesurer des faibles concentrations de l'ordre du nano gramme par millilitre (Asso, 1982).

La source d'atomisation par four à graphite sera utilisée pour la détermination du plomb (Pb), du cadmium (Cd) non effectuée encore.

C. Monochromateur :

Le faisceau incident (source émise) est un spectre de raies qui contient : les raies de l'élément à doser et les raies du gaz de remplissage, les raies d'éventuelles impuretés ainsi que les raies de l'atomiseur (flamme) par conséquent, c'est une lumière polychromatique.

Le rôle du monochromateur consiste à éliminer toute la lumière, quelle que soit son origine, ayant une longueur d'onde différente de celle à laquelle on travaille pour avoir un faisceau monochromatique.

D. Détecteur et dispositif de mesure :

Dans les méthodes physiques d'analyse, l'appareil utilisé fournit un résultat qui sera le plus souvent un signal électrique représentatif de la grandeur à mesurer : le détecteur est donc un "transformateur" qui fournit un courant ou une tension à partir d'une caractéristique physico-chimique.

En spectrophotométrie d'absorption, la grandeur physique observée est le flux lumineux reçu par un détecteur de photons. Il existe trois types de détecteurs :

- Les détecteurs thermiques
- Les détecteurs pyroélectriques
- Le photomultiplicateur.

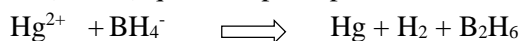
La plupart des spectromètres modernes utilisent comme détecteur un photomultiplicateur relié à un étage d'amplification.

Les chambres d'absorption les plus utilisées en spectrométrie sont la flamme et le four graphite qui sont capables, à partir d'éléments présents en solution, de fournir des atomes libres en proportion suffisante pour utiliser la technique d'absorption.

Il existe également la méthode FIAS (Flow Injection Atomic Spectrometry) et FIAS Hydrures/Mercure dans certains cas particuliers.

E. Système à hydrure (Vapeurs froides) :

Technique utilisée pour la détermination de la teneur en traces du mercure (Hg) par le système MHS10 (mercury hydrure system). C'est la réduction chimique du mercure (Hg) sous forme d'hydrure à l'aide d'une solution réductrice de baohydrate de sodium (NaBH₄) préparé à partir de 3g de (NaBH₄) et de 1g de (NaOH) qui est le principe



Le mode opératoire est comme suit :

Dans un flacon en polyéthylène contenant l'échantillon et à l'aide d'un gaz vecteur (Argon) sous une pression de 2,8 bars, amène le (NaBH₄).

L'hydrogène libéré, réduit les ions métalliques en hydrures volatiles dans une cellule e quartz à partir de laquelle l'adsorption du métal est mesurée.

III.2.6.2. Analyses biochimiques

III.2.6.2.1. Dosage des protéines



Figure III.18 : Appareil de minéralisation



Figure III.19 : Filtration des échantillons.



Figure III.20 : Dispositif de distillation.



Figure III.21 : Titrage et pH mètre.

III.2.6.2.3. Dosage des lipides :



Figure III.22 : Le réfrigérant et Appareil de Soxhlet.



Figure III.23 : L'évaporateur rotatif.

III.2.6.2.3. Dosage des glucides

C. Préparation des échantillons :

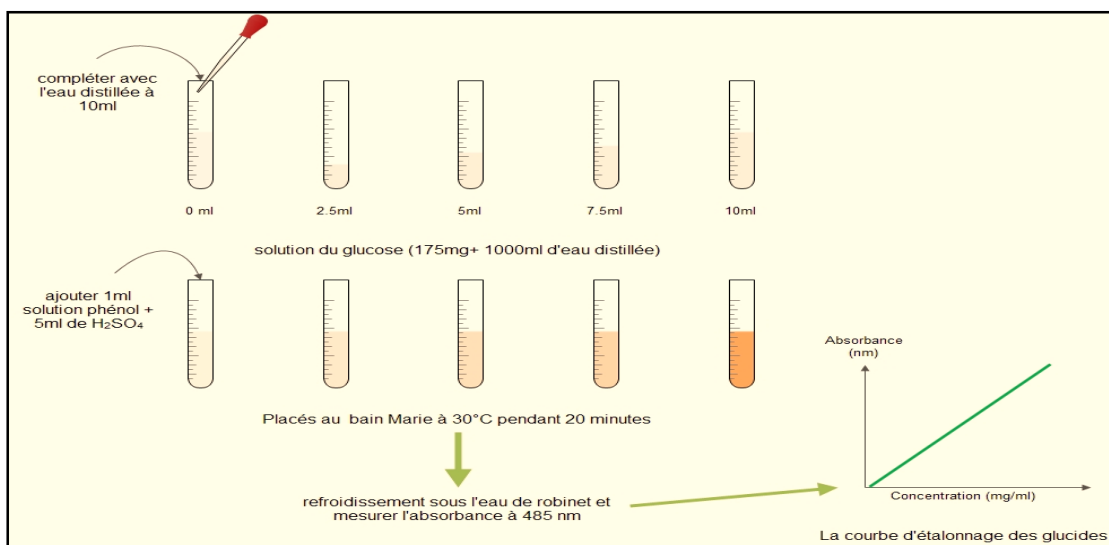


Figure III.24 : Méthode de traçage de la courbe d'étalonnage des glucides.

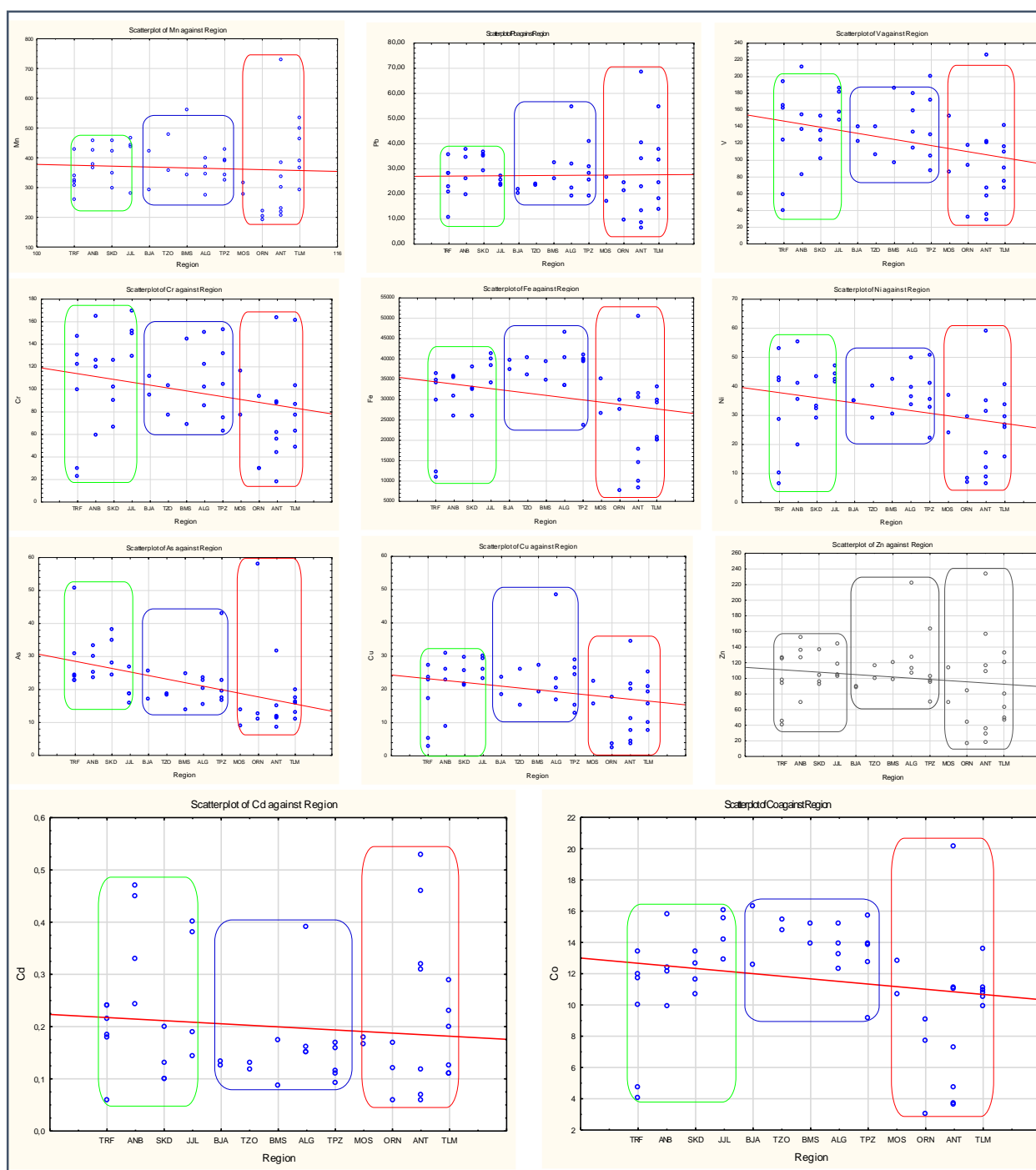


Figure IV.7.1 : Distribution des métaux analysés dans les sédiments marins par région.

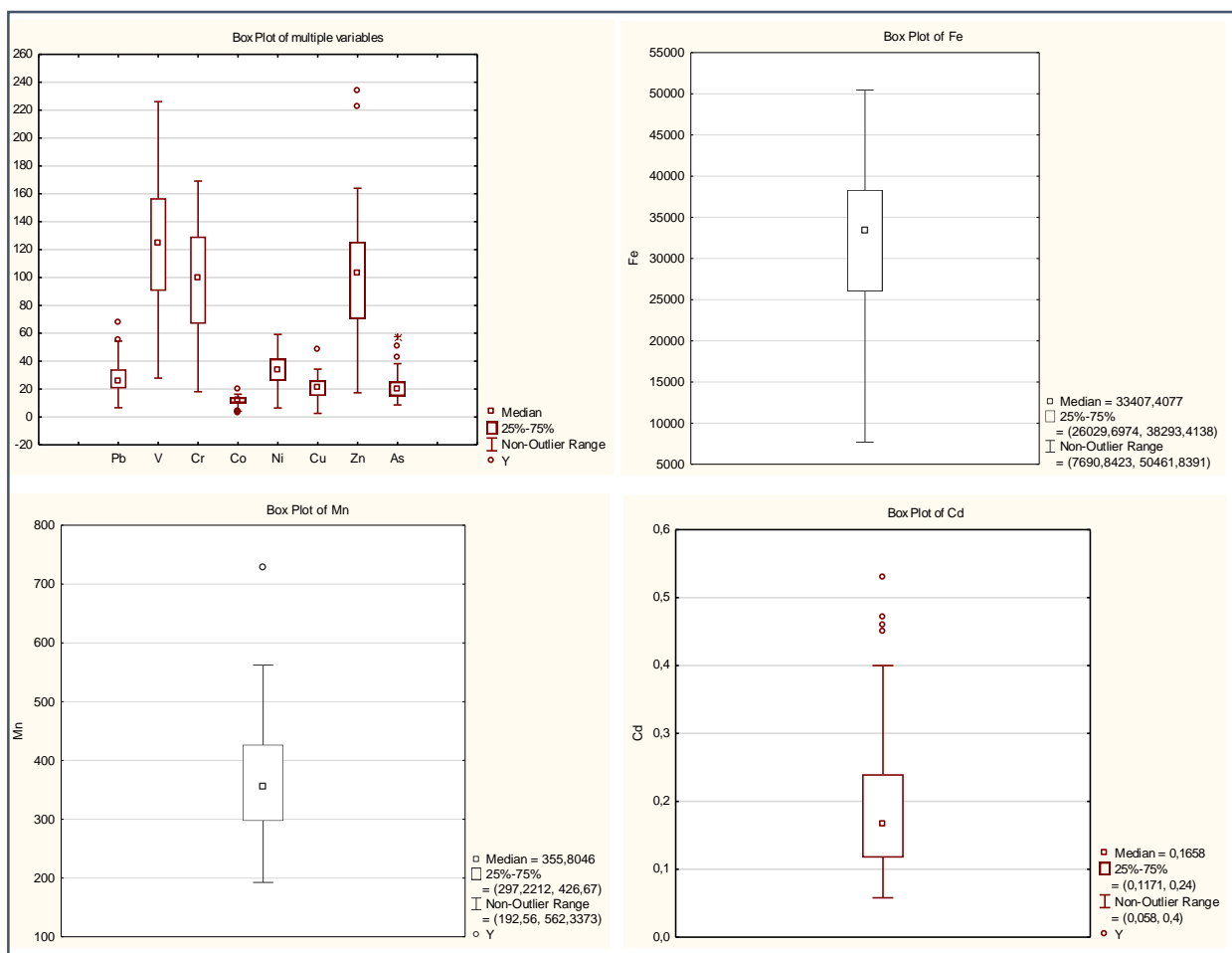


Figure IV.7.2 : Distribution des moyennes et des médianes des métaux analysés dans les sédiments

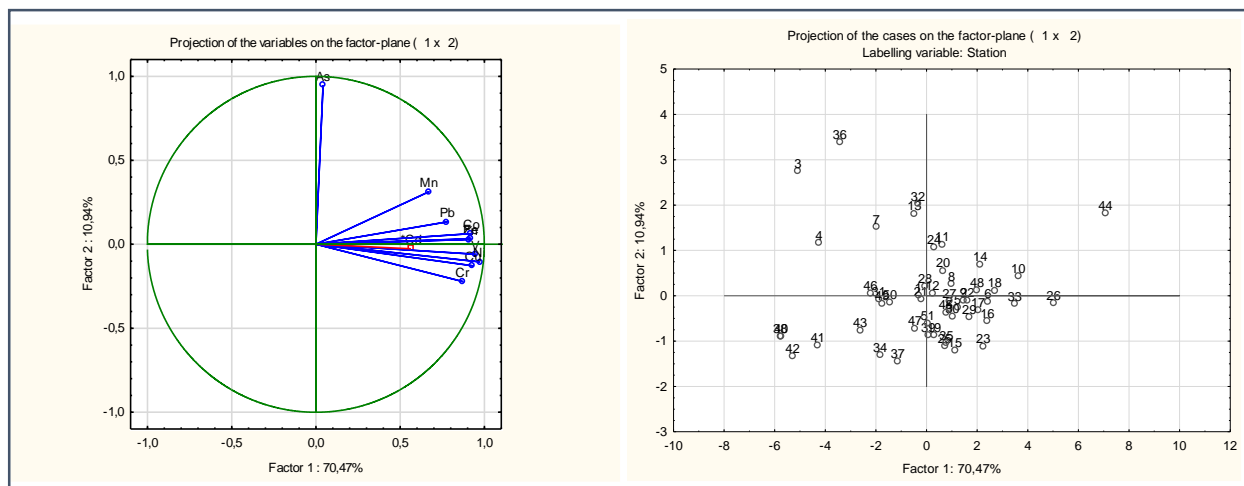


Figure IV.7.3 : Projection des métaux et des stations dans le plan factoriel (1x2)

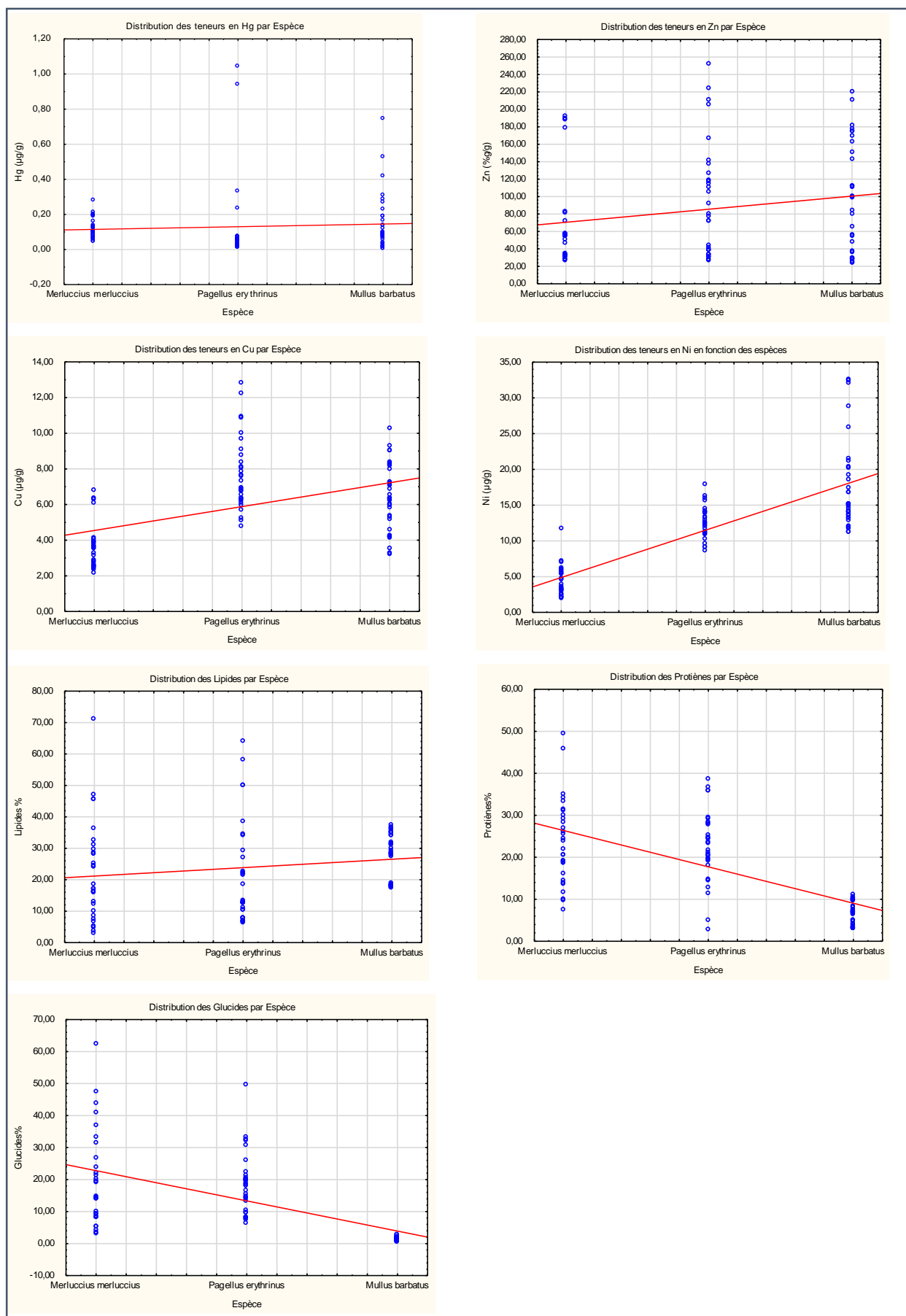


Figure IV.46.1 : Distribution des variables (métaux et composés biochimiques) dans les trois poissons

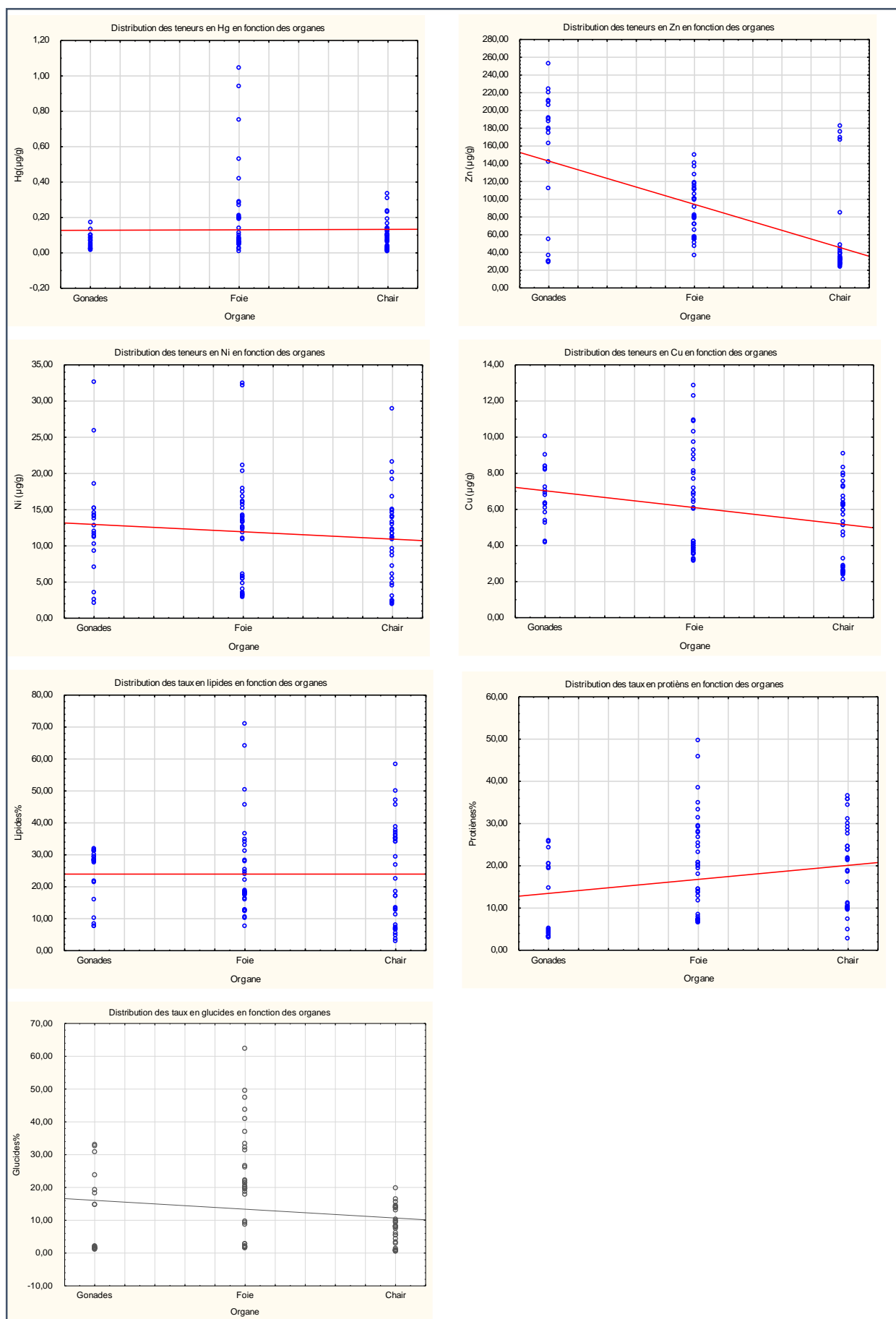


Figure IV.46.2 : Distribution des variables (métaux et composés biochimiques) dans les trois organes

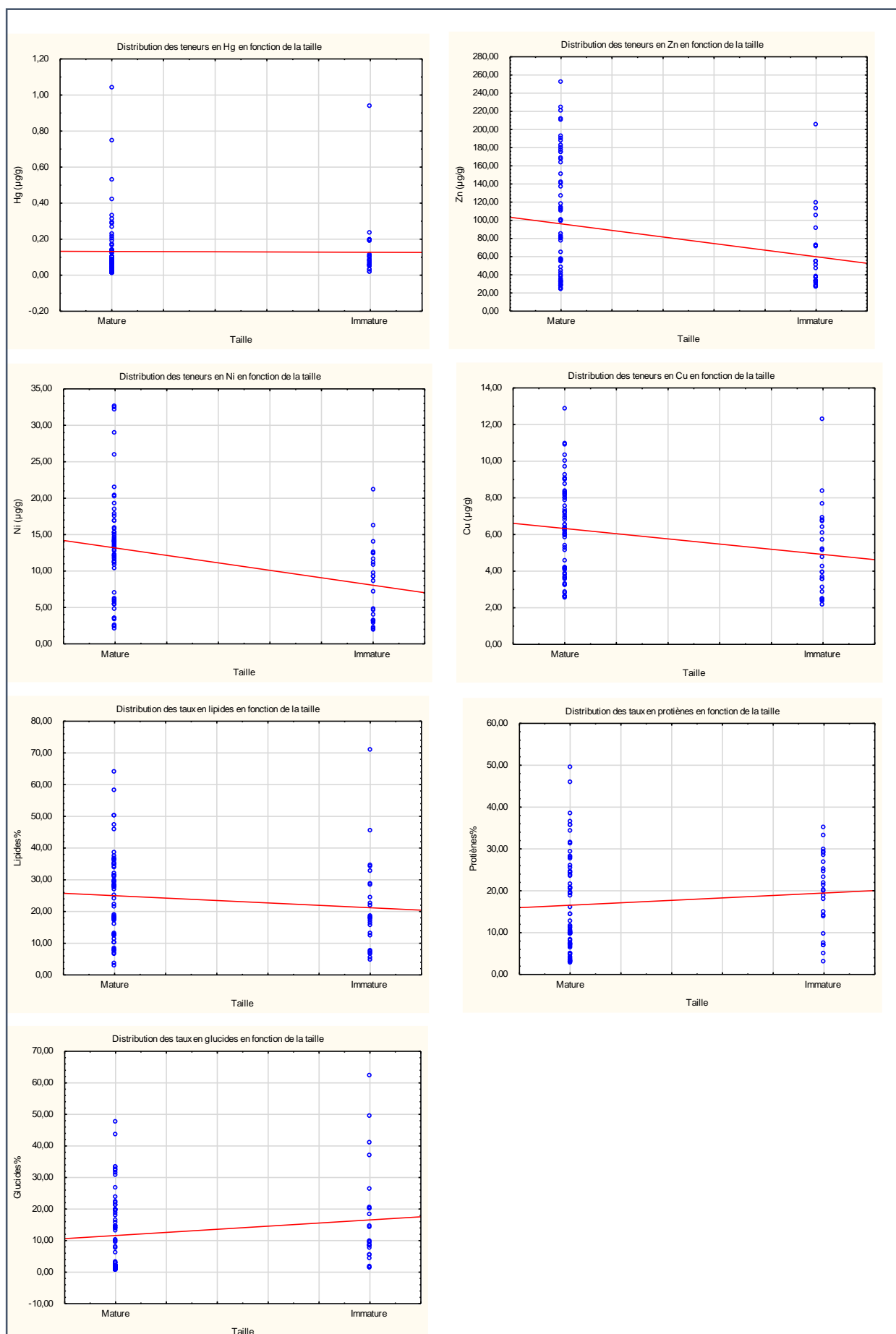


Figure IV.46.3 : Distribution des variables (métaux et composés biochimiques) dans les deux tailles

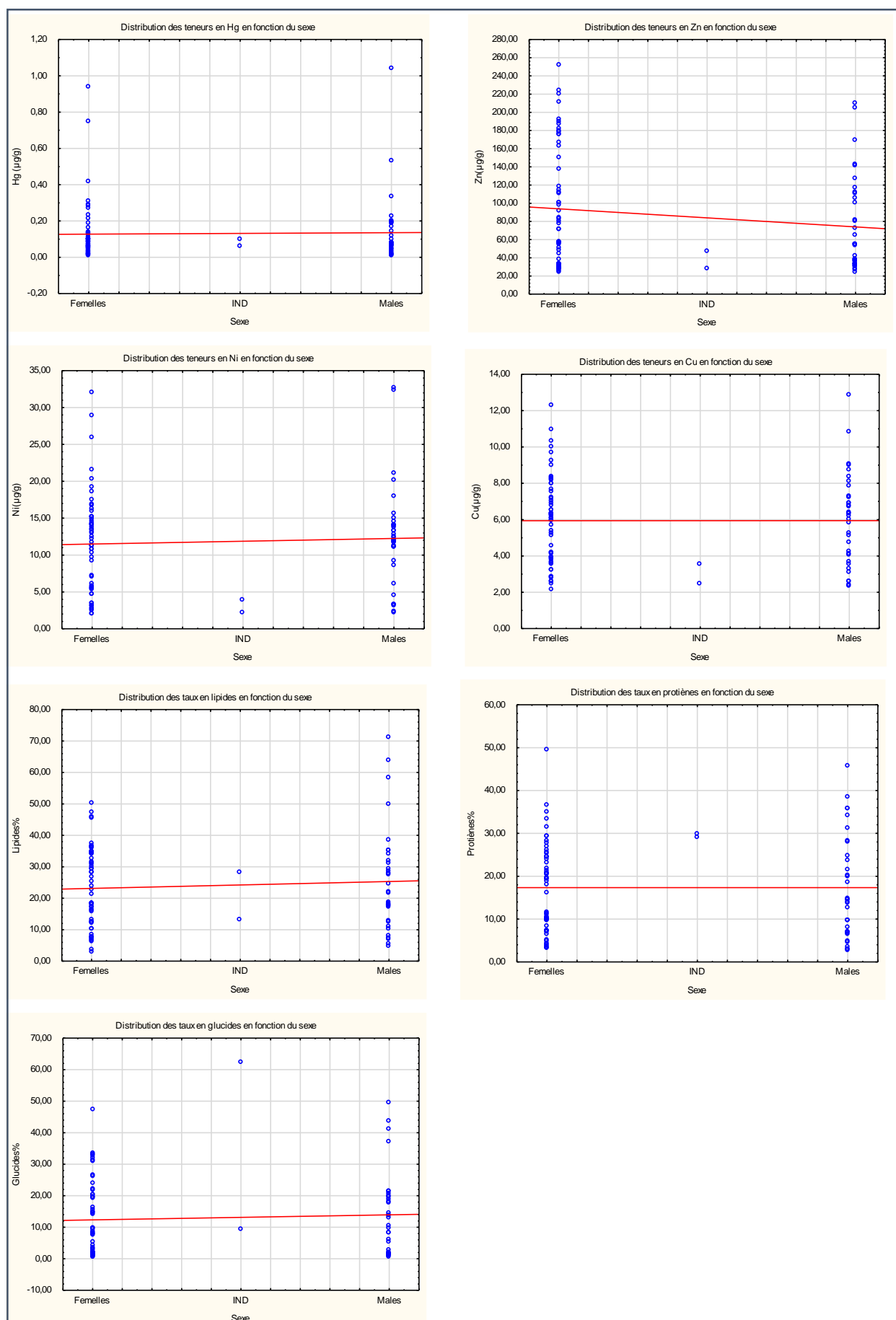


Figure IV.46.4 : Distribution des variables (métaux et composés biochimiques) dans les deux sexes

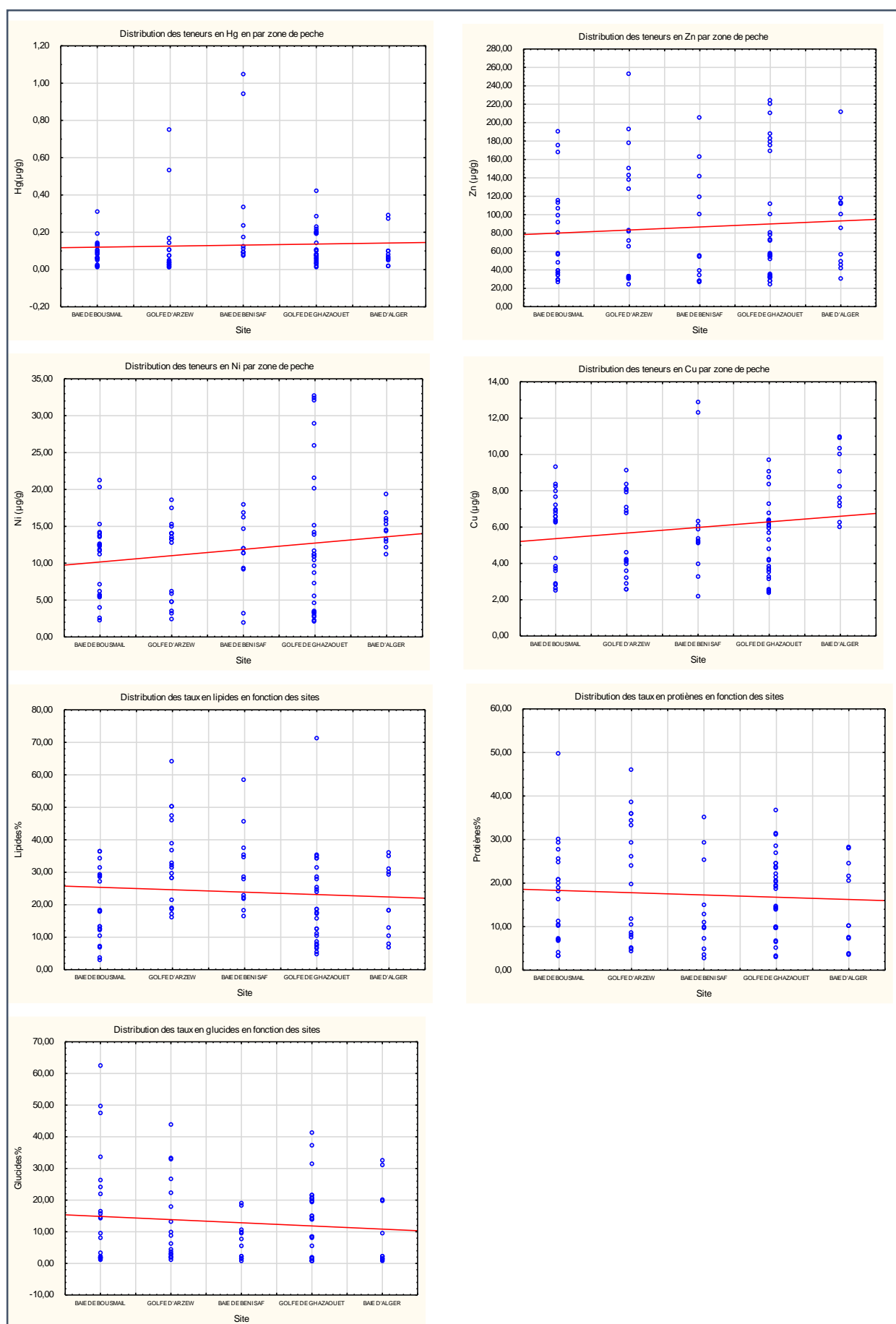


Figure IV.46.5 : Distribution des variables (métaux et composés biochimiques) dans les cinq sites

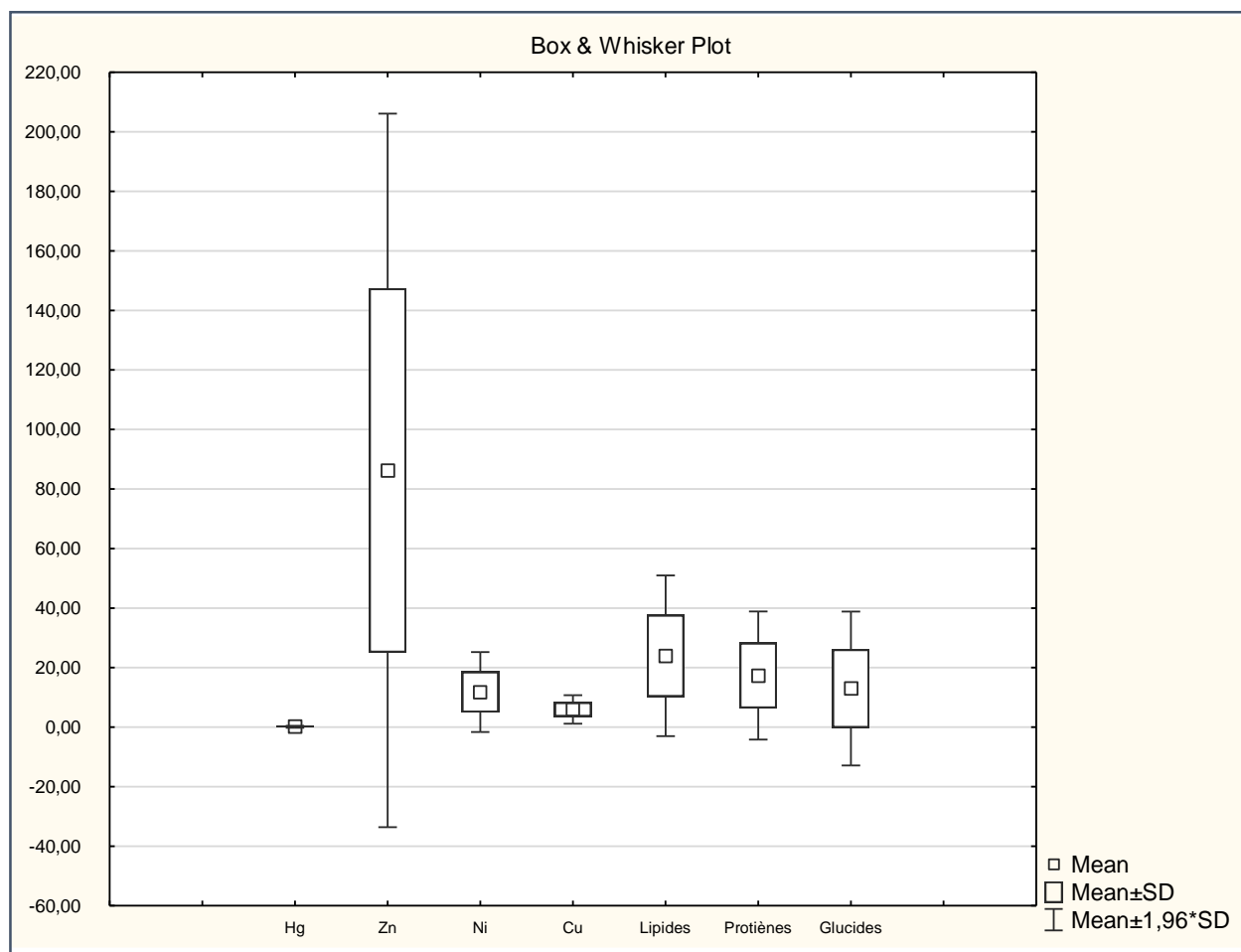


Figure IV.46.6 : Distribution des moyennes et des médianes des variables (métaux et biochimie) dans les poissons

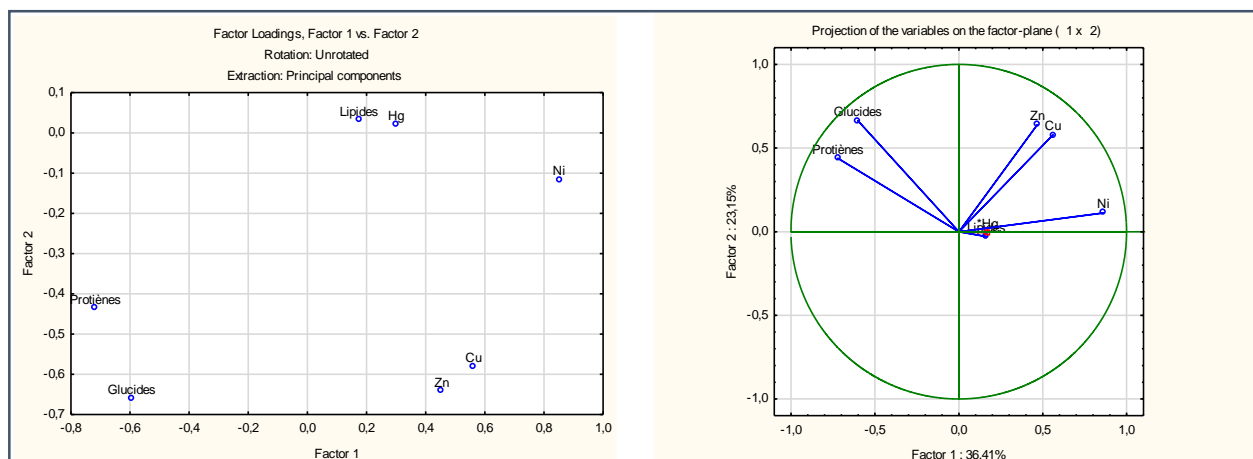


Figure IV.46.7 : Projection des variables (métaux et composés biochimiques) dans le plan factoriel (1x2)

[PRODUCTION SCIENTIFIQUE]

L'ensemble des articles et des communications réalisés dans le cadre de cette thèse de doctorat sont résumés ci-dessous :

- **Publication d'un article dans le journal *Marine Pollution Bulletin* (Rang : A⁺, Elsevier : Facteur d'impact = 3.76) :**
 - **INAL A., BOULAHID M., BERNARD A. and RADAKOVITCH O., 2018.** Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 136: 322-333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.029>.

- **Publication (*in Progress*) d'un article dans le journal *Euro-Mediterranean for Environmental Integration*. (Rang: A, Springer Nature) :**
 - **INAL A., GUENDOUZI Y., BELKACEM Y., BENFARES R., KOURDALI S.A., EDDALIA N., BACHOUCHE S. and BOULAHID M., 2020.** Spatial variability of trace metals in livers, muscles and gonads of three demersal fish from the South Western Mediterranean (Algerian basin).

- **Deux (02) communications nationales :**
 - **Communication orale :** la contamination métallique des sédiments superficiels et profonds de la baie de Bousmail (Algérie). 1^{er} séminaire doctorale de l'Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL), SDE1, le 08 Juin 2014. Algérie.

 - **Communication par affiche :** la composition biochimique (taux des lipides, protéines et glucides) dans le muscle, le foie et les gonades de trois poissons demersaux de la côte algérienne. Séminaire national de biochimie, FSNV, Université SAAD DAHLAB 1, du 19 au 20 juin 2018, Blida, Algérie.

- **Cinq (05) communications internationales :**
 - **Communication par affiche :** Heavy metals contamination of Bou-Ismaïl Bay sediments (Algeria). 15^{ème} Journées Tunisiennes des sciences de la mer et 3^{èmes} rencontres Tuniso-Française d'Ichtyologie, Mahdia du 14 au 17 Décembre 2013. Tunisie.

 - **Communication orale** intitulée : «Influence de la composition biochimique sur la bioaccumulation des métaux traces par trois poissons demersaux de la côte algérienne ». Le 1^{er} workshop international sur l'éco-toxicologie marine ENSSMAL : 15–16 Octobre 2016. Algérie.

 - **Communication orale** intitulée : «Evaluation du risque écologique des sédiments marins des baies d'Alger et de Bousmail par les métaux traces : application d'une approche écotoxicologique ». Le 2^{ème} workshop international sur l'éco-toxicologie marine ENSSMAL : 20 Octobre 2017. Algérie.

 - **Communication orale** intitulée : «Etude de la bioaccumulation des métaux traces par trois poissons demersaux de la côte algérienne ». Les 17^{èmes} journées tunisiennes des sciences de la mer, du 18 au 21 Décembre 2017, îles Kerkennah, Tunisie.

 - **Communication orale** intitulée: « Bioaccumulation assessment of trace metals by the three main demersal fish from Algerian coast». The 2nd Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration, du 10 au 13 Octobre 2019, Sousse, Tunisie.

[ARTICLE]



Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast

Inal Ahmed^{a,b,*}, Boulahdid Mostefa^a, Angelletti Bernard^c, Radakovitch Olivier^{c,d}

^a Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral, (ENSSMAL), BP19, Campus universitaire de Dely Ibrahim, Bois des Cars, Alger, Algeria

^b Centre National de Recherche et de Développement de la Pêche et d'Aquaculture, (CNRDPA), 11, Bd Colonel Amirouche, PO Box 67, Bou-Ismaïl, 42415, Tipaza, Algeria

^c Aix-Marseille Univ., CNRS, IRD, INRA, Coll France, CEREGE, Aix-en-Provence, France

^d Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN), PSE-ENV/SRTE/LRTA, BP3, 13115 Saint-Paul-Lez- Durance, France

ARTICLE INFO

Keywords:

Ecological risk assessment
Trace metals
Sediment
Fishing grounds
Algerian coast

ABSTRACT

The level and the ecological risk assessment of heavy metals (Zn, Cu, Mn, Fe, Ni, Cr, V, As, Pb, Cd and Co) were evaluated in surface sediments from fifty-one stations along the Algerian coast. The main objective was to evaluate the risk that such metals may cause to the ecosystem, and thus the stations were chosen in relation with the fishing trawlable areas of Algeria. The usual chemical indexes Geoaccumulation index (Igeo), Enrichment factor (EF) and Pollution Load Index (PLI) as well as potential ecological risk index reveal that the metal pollution along this coast is low, and is only related to As contents. Nevertheless, the concentrations of Ni, Cr and As exceed their respective ERL values (Effect range low) usually applied for Sediment Quality Guideline. However, Cr and Ni are mainly natural and cannot be related to anthropogenic inputs and their ecotoxicological levels as to be questioned.

1. Introduction

Heavy metals are one of the most important pollutants in our environment due to their bioconcentration and their various forms of toxicity (Liu et al., 2003; Gonzalez-Macias et al., 2006; Fang and Hong, 1999; Klavins et al., 2000; Tam and Wong, 2000; Yuan et al., 2004; Chakraborty et al., 2014). Because of their numerous anthropogenic uses and their persistence, they represent a risk at long-term scale in many areas of the world.

In the coastal environments, marine sediments have often been regarded as the ultimate reservoir for trace metals issued from anthropic inputs (Sin et al., 2001; Santos et al., 2005), because most of these metals are effectively adsorbed onto the surface of the mineral phases. Sediments play thus an important role in the transport and storage of potentially hazardous metals (Guevara et al., 2005; Masson et al., 2006), but in the same time they constitute the habitat necessary for aquatic organisms to grow, evolve and establish in the ecological system. Furthermore, they may also constitute a secondary source of pollution if the sediment is resuspended (Kalnejais et al., 2010) or through the releasing of non-residual or dynamic metal complexes (Chakraborty et al., 2012). Therefore, sediment contamination is a

parameter used for the prediction of potential ecological risks in aquatic systems.

Since the beginning of the industrial revolution and the subsequent increase of industrial development, very large amounts of toxic pollutants have been discharged into coastal environments and estuaries, contaminating marine sediments with metals (Farmer, 1991; Liu et al., 2003; Perkins et al., 1973, Durrieu de Madron and MERMEX group, 2011). Local contaminations are thus usual and can be due to several factors including pipeline construction, wastewater treatment and disposal, runoff, mining, industrial activities, ports, urban development (Balls et al., 1997; Morton and Blackmore, 2001; Nriagu, 1996; Taylor and McLennan, 1995; Zingde et al., 1988). Rivers are also a major source of particulate metals to the continental shelves (Roussiez et al., 2006; Radakovitch et al., 2008).

Like in many developing countries, the Algerian coastal zone has experienced severe deterioration as a result of growing population and industrialization. Great industrial settlements in some areas (Skikda, Arzew, Algiers and Annaba) have been discharging their solid and liquid wastes into the sea directly or after a limited treatment. The maritime traffic and untreated domestic discharges from 16 million inhabitants along the Algerian coast are other factors influencing sea

* Corresponding author at: Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral, (ENSSMAL), BP19, Campus universitaire de Dely Ibrahim, Bois des Cars, Alger, Algeria.

E-mail address: a.inal@enssmal.dz (I. Ahmed).

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.029>

Received 5 April 2018; Received in revised form 15 September 2018; Accepted 17 September 2018

0025-326X/© 2018 Elsevier Ltd. All rights reserved.

contamination.

Despite of this increasing pressure, only few researches concerning metal concentrations in the surface sediments of the Algerian coast were published (MPRH, 2010; Inal et al., 2014; Bachouche et al., 2017) and none of them discussed the associated ecological risks and biological effects. Belhadj and Aubert (2017) shows that the sediments of the Ghazaouet Bay (western Algeria) are highly polluted by Zn, Cd, Cu and Pb issued from a large industrial complex of zinc electrolysis as well as from leaching of tailings disposal from ore exploitation, but their data was restricted to the bay area. These four works focused on the estimation of the pollutant load in some hot spots, and they do not give a comprehensive view of the entire Algerian coast. However, the needs to better know the ecological risk associated to the surface sediments was recently emphasized by the aquaculture and fisheries development program: “AQUAPECHE 2020” and the wholesomeness of fishing areas and products must be now integrated. In this objective, our work presents and discusses for the first time the ecological risk that could be associated to heavy metals in surface sediments of the Algerian coast. It aims at helping managers from the fishing sector to evaluate the quality of the main fishing areas, and to facilitate decisions regarding the quality control of fishery products.

2. Study area

The Algerian coast along the southwestern side of the Mediterranean Sea is 1300 km long and receives several rivers, the most important being Seybousse, Lekbir and Soumam on the east, Yesser, Sebaut, Harrach and Mazafran in the centre and Chelif, Tafna on the west (Fig. 1). This coast presents a variety of morphological forms with a majority of rocky shores, sometimes with high cliffs, but also sandy beaches and dunes. The distribution of soft-bottom sediments shows an increasing inshore silt gradient characterized by a succession of fine sand, muddy sand, sandy mud and pure mud (Bakalem, 2008).

The watersheds along this coast drain sedimentary rocks from Cenozoic and Cretaceous except in the area of Skikda (Fig. 1, C) where volcanic structures exist as well as Silurian deposits.

Algeria's population increased by 95% over the last thirty years, from 22 million inhabitants in 1985 to 40.4 million in 2015 (ONS, 2016). About 45% of this population is concentrated on a very narrow

strip along the littoral, especially in industrial and harbor zones, such as Algiers, Annaba, Arzew, Oran and Skikda (Grimes, 2003). The coast has a population density of 281 inhabitants/km² whereas the national one is 12 inh./km² (Grimes, 2005). This situation exerts great pressure on the coastal marine ecosystem, and worsening conditions can be observed on large sections of the coast, particularly in the gulfs close to the biggest agglomerations, such as Algiers, Oran and Annaba (Grimes, 2003) and near the industrial-harbor complexes, like Arzew, Bejaia, Ghazaouet and Skikda (Belhadj and Aubert, 2017). Grimes (2003) showed that several pollution sources are concentrated in these areas: i) domestic waste; ii) chemical and petrochemical industrial discharges, including heavy metals, hydrocarbons and organic compounds; iii) discharge from thermal power stations, including hot water and chlorine.

In this work, we were not interested by looking at hot spots of contamination but by evaluating the heavy metals contamination of the sediments at the large scale. Our objectives were to produce the first national dataset and overview of the ecological risk for the ecosystem. For this, the sampling stations were chosen in relation with fishing grounds, which constitute the main trawlable areas surveyed during the scientific surveys of the demersal resources of Algerian coast.

3. Material and methods

3.1. Sediment collection and pre-treatment

Fifty-one surface sediment samples were collected between 18 m and 562 m water depth using a Van Veen grab. They were taken during one oceanographic survey aboard of the Research Vessel “Grine Belkacem” from 20 May to 10 June 2015. The survey covered the entire Algerian coast, and the geographical position and characteristics of each station are reported in Table 1. The large range of water depths is related to our interest onto fishing ground areas, and the fifty-one stations constitute the fishing hauls that were explored during this oceanographic survey. The sampling period was recommended by the MEDITS program (Mediterranean International bottom Trawl Survey) for demersal resources evaluation.

The sub-samples selected for heavy metals and organic matter analysis were homogenized and placed into sealed polyethylene bags

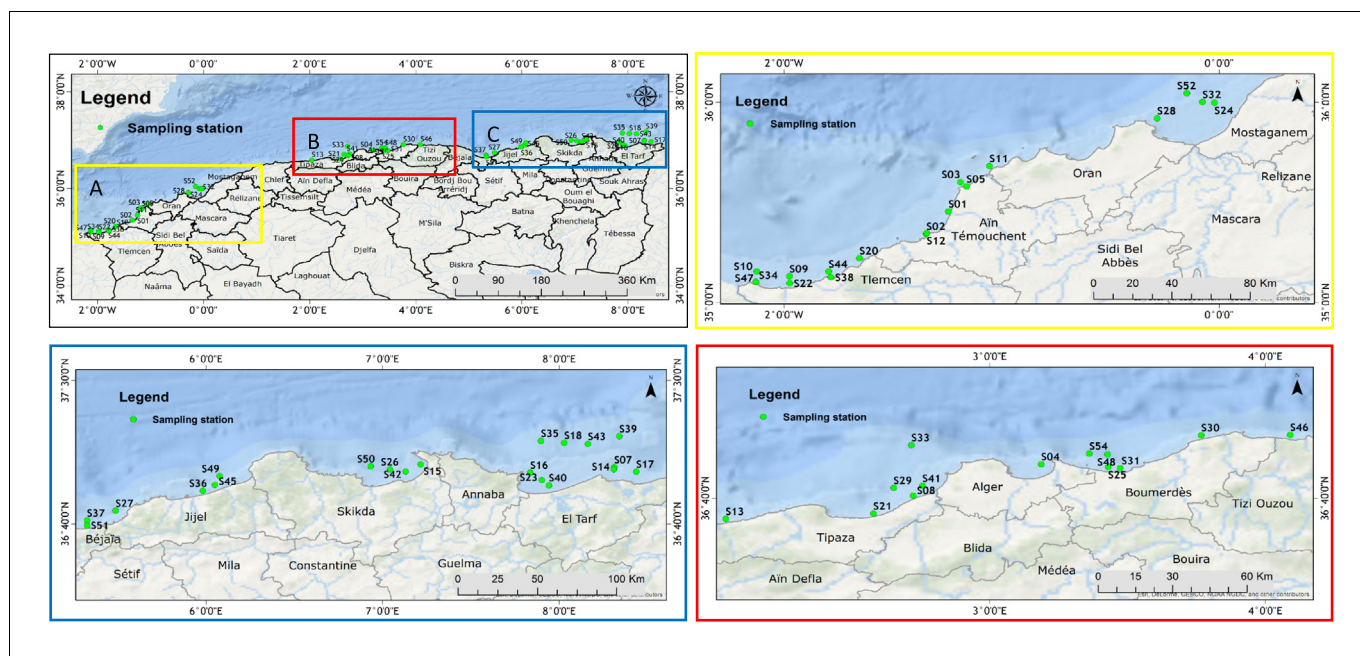


Fig. 1. Location of Algerian coast and sampling stations. A: West coast, B: Centre coast, C: East coast.

Table 1
Characteristics of surface sediments samples along Algerian coast.

Location	Station	Latitude	Longitude	Depth (m)	TOM %	Mud %	Sand %	Sediment type
East coast								
El Kala	S17	36°58.190 N	08°26.239 E	80	13.6	96	4	Mud
	S18	37°08.255 N	08°01.741 E	562	16.6	96	4	Mud
	S07	36°59.713 N	08°18.716 E	67	8.1	4	96	–
	S14	36°59.011 N	08°18.596 E	28	3.4	4	96	–
	S39	37°10.540 N	08°20.429 E	421	18.1	–	–	–
Annaba	S43	37°07.872 N	08°09.789 E	544	18.0	89	11	Mud
	S40	36°53.419 N	07°56.525 E	37	6.6	46	54	Very fine sand
	S16	36°57.859 N	07°50.180 E	59	12.2	99	1	Mud
	S23	36°55.239 N	07°54.088 E	46	15.5	99	1.18	Mud
	S35	37°50.948 N	07°53.835 E	332	17.7	–	–	–
Skikda	S42	36°58.256 N	07°07.851 E	91	9.5	85	15	Mud
	S26	36°58.974 N	07°02.525 E	133	12.1	85	5	Mud
	S15	37°00.718 N	07°12.980 E	36	8.0	58	42	Medium sand
	S50	37°00.038 N	06°55.978 E	243	13.5	–	–	–
Jijel	S45	36°53.579 N	06°02.990 E	63	10.8	96	4	Mud
	S27	36°44.551 N	05°29.277 E	151	12.0	84	6	Mud
	S36	36°51.526 N	05°58.933 E	41	9.5	77	23	Very fine sand
	S49	36°56.674 N	06°04.674 E	149	14.2	–	–	–
Centre coast								
Béjaia	S37	36°41.165 N	05°19.579 E	78	10.0	96	4	Mud
	S51	36°39.453 N	05°19.579 E	36	6.4	43	57	Very fine sand
Tizi Ouzou	S30	36°54.567 N	03°46.033 E	32	6.5	33	67	Very fine sand
	S46	36°54.638 N	04°05.406 E	54	9.0	78	22	Fine sand
Boumerdes	S54	36°50.332 N	03°21.694 E	180	12.2	89	11	Mud
	S31	36°47.004 N	03°28.367 E	45	8.0	53	47	Medium sand
	S48	36°50.143 N	03°25.625 E	310	13.4	99	1	Mud
Alger	S04	36°47.872 N	03°11.208 E	46	17.2	94	6	Mud
	S25	36°47.237 N	03°25.777 E	48	9.8	90	10	Mud
	S41	36°42.906 N	02°45.352 E	47	8.9	64	36	Very fine sand
	S33	36°52.287 N	02°42.950 E	530	15.1	96	4	Mud
Tipaza	S13	36°35.279 N	02°02.489 E	36	10.3	82	18	Mud
	S21	36°36.498 N	02°34.682 E	43	9.1	68	32	Very fine sand
	S08	36°38.076 N	02°43.351 E	23	5.7	–	–	–
	S29	36°42.397 N	02°39.053 E	116	13.3	–	–	–
	West coast							
Mostaganem	S32	36°00.137 N	00°04.636 W	29	6.4	60	40	Medium sand
	S24	35°59.884 N	00°01.324 W	70	12.7	85	15	Mud
Oran	S28	35°55.215 N	00°17.100 W	79	6.7	80	20	Biogenic
	S52	36°02.763 N	00°08.979 W	307	16.2	96	4	Mud
	S05	35°34.768 N	01°09.706 W	18	2.6	–	–	–
Beni Saf	S11	35°18.499 N	01°03.391 W	70	12.1	84	16	–
	S01	35°27.297 N	01°14.698 W	20	2.3	83	17	Fine sand
	S03	35°36.124 N	01°11.367 W	73	5.1	77	13	Fine sand
	S02	35°20.579 N	01°20.798 W	25	3.5	–	–	–
	S12	35°20.859 N	01°20.683 W	40	6.9	52	48	Fine sand
	S20	35°13.291 N	01°39.235 W	72	13.5	89	11	Fine sand
	S44	35°09.330 N	01°47.739 W	69	13.4	96	4	Mud
	S34	35°06.271 N	02°07.807 W	22	5.7	21	79	Fine sand
Ghazaouet	S09	35°07.891 N	01°58.527 W	72	11.4	97	3	Mud
	S10	35°09.341 N	02°07.565 W	87	11.6	–	–	–
	S22	35°05.809 N	01°58.523 W	19	6.8	–	–	–
	S38	35°07.622 N	01°47.101 W	20	4.1	3	97	Biogenic
	S47	35°09.341 N	02°07.565 W	87	13.6	–	–	–

and stored aboard the research vessel at -20°C . Later they were freeze dried in the laboratory, and crushed to powder within a porcelain mortar. The sub-samples for grain size analysis were stored at 4°C .

3.2. Grain size and total organic matter analyses

Grain size distributions were determined through standard sieving technique for the coarse part and hydrometer technique for the finer part of sediments (Hakanson and Jansson, 1983). The fine fraction was separated from the sand fraction by wet sieving using a $63\ \mu\text{m}$ screen.

The organic matter was determined by the method of loss on ignition. Dried sediment samples were weighted before and after their incineration in a muffle furnace at 600°C for 2 h, in order to burn all the organic matter (Castel et al., 1990; Rodier, 1996 and Oliver et al., 2001). Total organic matter (TOM) values are reported as percentages

of dry weight.

3.3. Heavy metals analysis

40 mg of dry sediment sample were put into a Teflon vessel with a mixture of concentrated acid (3 ml HCl + 4 ml HNO_3 + 1 ml H_2O_2 + 0.5 ml HF). Samples were digested in the microwave at 240°C . After digestion and cooling, the samples completely dissolved (total digestion) were diluted with 3% HNO_3 to 10 ml for further analysis. Concentrations of Fe, V, Mn, Ni, Cu, Zn, Pb, Cr, Co, Cd and As were determined in the digested phase by inductively coupled plasma–mass spectrometer (ICP–MS Perkin-Elmer NexION 300×) at the CEREGE Laboratory. ICP–MS measurements were quality checked by analyzing certified riverine water for trace metals (SLRS-5, National Research Council of Canada).

The quality of chemical analysis and the accuracy of the data were checked with a blank sample and sediment reference materials STSD-3 and MESS-4 (Canadian Certified Reference Materials Project) that were included in each batch of 13 samples during the course of analysis. The results indicate a good agreement between the certified and analytical values for all metals analyzed in both two certified materials, except for Fe and As. The recoveries of Fe and As were around 87% and 84%, respectively, in the certified material STSD-3, but there were near 95% for MESS-4 (Supplementary material).

It is important to note that the metal analyzes have been conducted on the total fraction and not on a wet sieved fraction. The sieving allows to reduce the variance arising from grain-size differences, but we are interested by the ecological risk, and thus by the entire sediment and the “real” metal concentrations.

4. Evaluation of the sediment contamination

Numerous methods have been put forward for quantifying the degree of metal enrichment in sediments associated to anthropogenic inputs (Ridgway and Shimmield, 2002). Various authors (Salomons and Forstner, 1984; Muller, 1969; Håkanson, 1980) have thus proposed to evaluate the impact scales (or ranges) of the pollution by converting the analytical results into broad descriptive bands of pollution ranging from low to high intensity. In order to get a global overview of the ecological risk, three of these methods, presented hereunder, will be discussed in the following sections.

4.1. The chemical contamination index method

A crucial first step in evaluating the impact of sediment pollution and the level of contamination of a given area is to select a reference background or baseline sample of known metal composition. Two kind of reference backgrounds are generally proposed: average crustal or shale values (Turekian and Wedepohl, 1961; Taylor, 1964; Taylor and McLennan, 1985; Wedepohl, 1995) or a comparable local sediment unaffected by anthropogenic activity. The choice made for this paper is discussed on Section 6.1.

4.1.1. Contamination factor (CF)

The Contamination Factor (CF) is the ratio obtained by dividing the concentration of each metal in the sediment by its background values (Håkanson, 1980):

$$CF = \frac{C_{\text{Site}}}{C_{\text{Background}}} \quad (1)$$

Håkanson (1980) defined four classes of CF: low ($CF < 1$), moderate ($1 < CF < 3$); considerable ($3 < CF < 6$) and very high contamination factor ($CF > 6$).

4.1.2. Pollution load index (PLI)

The pollution load index (PLI) gives an assessment of the overall toxicity status of the sediment as a result of the contribution of several metals (Tomlinson et al., 1980). It is defined as the n^{th} root of the multiplications of the contaminations factors (CF metals):

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n)^{1/n} \quad (2)$$

where CF is the contamination factor of each metal (Eq. (1)). Values of PLI above 1 imply that metal pollution exists, whereas there is no pollution below one.

4.1.3. Geo-accumulation index (Igeo)

Muller (1969) proposed to estimate the enrichment of metals concentrations above background by calculating a geoaccumulation index: Igeo. He calculated this index according to:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 (C_n / 1.5 \cdot B_n) \quad (3)$$

where C_n is the heavy metal concentration and B_n is the geochemical background value. Here again the choice of this background value has a considerable influence on this index, but the factor of 1.5 is used to minimize a possible variation in the background value due to lithogenic effects. Muller (1969) then proposed a seven-level classification of Igeo ranging from below zero to above 5, corresponding to a unpolluted ($I_{\text{geo}} < 0$), moderately (1–2), strongly (3–4) and extremely polluted ($I_{\text{geo}} > 5$).

4.1.4. Enrichment factor (EF)

A very common approach to estimate the anthropogenic impact on sediments is to calculate a normalized enrichment factor (EF) for metals above uncontaminated background levels (Salomons and Forstner, 1984; Dickinson et al., 1996; Hornung et al., 1989). Many researchers have applied this factor in contamination assessments (Feng et al., 2004; Reddy et al., 2004; Çevik et al., 2009; Bastami et al., 2012; Hamdoun et al., 2015). The EF method presents the advantage to normalize the heavy metals concentrations by two means. Firstly, by the use of a reference metal which is supposed to be non affected by anthropogenic inputs or chemical reaction during diagenesis (and if possible which also allows to normalize relatively to the grain size); secondly with the same ratio estimated from a background reference sample.

The enrichment factors are calculated according Sutherland (2000):

$$EF = (X/Y)_{\text{sediment}} / (X/Y)_{\text{Background reference value}} \quad (4)$$

where X = concentration of the metal of interest and Y = Concentration of the reference metal.

Al or Fe are often used as reference metals (Windom et al., 1989, Din, 1992; Ravichandran et al., 1995, Chen et al., 2007 and Huerta-Diaz et al., 2008), but other metals have been proposed like Mn, Co or Cs (Stewart, 1989; Matthai and Birch, 2001; Roussiez et al., 2012). Al was not analyzed in our case and thus we used Fe as the reference tracer to differentiate natural from anthropogenic components. Indeed, Keresten and Smedes (2001) explained that Fe can be used as a proxy for Al and clay fraction unless it is affected by post-depositional diagenetic processes. It should not be the case here since the samples were collected in surface of the sediment. For the background reference values, we use a specific local background described in section 6.1. Finally, we refer to the five category of pollution index proposed by Andrews and Sutherland (2004) to define the pollution assessment: $EF < 2$ = minimal pollution; $2 < EF < 5$ = moderate pollution; $5 < EF < 20$ = significant pollution; $20 < EF < 40$ = high pollution; and $EF > 40$ = extreme pollution.

4.2. The ecological risk assessment method

Ecological risk assessment is a process that evaluates the likelihood that adverse ecological effects may occur or are occurring as a result of exposure to one or more stressors (U.S. EPA, 1992). It is suited to transform scientific data into meaningful information about the risk of human activities to the environment (U.S. EPA, 1998).

4.2.1. Potential ecological risk index (RI)

The potential ecological risk index (RI) proposed by Håkanson (1980) is an approach supposed to represent the sensitivity of biological communities to the overall toxic substances present in the sediments. RI is calculated using:

$$RI = \sum E_i^f = \sum T_r^i \cdot C_f^i \quad (5)$$

where: C_f^i is the value of the concentration of a metal i divided by its background value, and T_r^i is the “toxic response factor” for the metal i , which reflects its toxicity levels and the sensitivity of bio-organism to it.

The toxic response factors were respectively, 5, 30, 2, 5, 5, 10 and 1 for Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, As and Zn (Håkanson, 1980) and 5, 2 and 1,

respectively for Co, V and Mn (Xu et al., 2008). E_r^i is called the nominal potential ecological risk factor, and it corresponds to the potential ecological risk of a given contaminant.

The local background (see Section 6.1) is selected as the reference baselines in this study. The calculated RI values can be categorized into four classes of potential ecological risks: low risk (< 150), moderate (150–300), considerable (300–600) and very high (> 600).

4.3. Sediment quality guidelines method (SQGs)

Various sediment quality guidelines are used to protect aquatic biota from the harmful and toxic effects related with sediment contaminants (McCready et al., 2006). These guidelines evaluate the degree to which the sediment-associated chemical status might adversely affect aquatic organisms and are designed for the interpretation of sediment quality. They can be used to rank and prioritize both sites and chemicals of potential concern (Dias De Alba et al., 2011).

4.3.1. Effects range-low and effects range-medium values

The “Effects range low” (ERL) and “Effects range medium” (ERM) are sediment quality guidelines developed by Long and Morgan (1990) to relate metal concentrations with their effects. These concentrations have been separated into three categories: scarcely observed or predicted effect (below ERL), occasionally observed effect (ERL – ERM) and frequently observed effect (above ERM) (Long et al., 1995a, 1995b). The mean ERM quotient (m-ERM-Q) method is applied, to determine the possible biological effect of a group of heavy metals, by calculating a mean quotient (Long and Morgan, 1990; Carr et al., 1996; Long et al., 2000) using the following equation:

$$m - ERM - Q = \sum [C_i / (ERM_i)] / n \quad (6)$$

where C_i is the concentration of metal i in the sediment, ERM_i the guideline values for the metal and n is the number of metals. The toxicity probabilities of m-ERM quotient of < 0.1, 0.11–0.5, 0.51–1.5, and > 1.50 are 9%, 21%, 49%, and 76%, respectively (Long et al., 2000).

4.3.2. Threshold effect level (TEL) and probable effect level (PEL) approach

The TEL and PEL levels (also referred as TEC and PEC) are other sediment quality guidelines widely used to assess the ecotoxicology of sediments. This approach is also based on the relation between measured concentrations of metals and observed biological effects, such as mortality, growth or reproduction of living organisms. The Threshold effect level (TEL) refers to the concentration below which adverse effects are expected to occur only rarely, whereas Probable effect level (PEL) indicates the concentration above which adverse effects are expected to occur frequently (Long and MacDonald, 1998 and Mac Donald et al., 2000).

The mean PEL quotient (m-PEL-Q) was calculated using:

$$m - PEL - Q = \sum [C_i / (PEL_i)] / n \quad (7)$$

where m-PELQ values of < 0.1, 0.11–1.5, 1.51–2.3 and > 2.3 coincide with 10%, 25%, 50% and 76% likelihood of toxicity, respectively (Long et al., 1995a, 1995b). Consequently, four relative levels of priority (highly toxic, medium toxic, slightly toxic and non toxic) have been proposed to interpret m-ERM-Q and m-PEL-Q values.

4.3.3. Potential acute toxicity

For assessing the extent to which the aquatic organisms may be influenced by sediment pollution, a potential acute toxicity can be estimated (Swarnalatha et al., 2013; Radhouan et al., 2015 and Soliman et al., 2015). Potential acute toxicity of contaminants in sediment samples is the sum of the toxic units (ΣTU) defined as the ratio of the determined concentration of element i (C_i) to PEL value of element i (P_i), (Pedersen et al., 1998).

$$TU_i = C_i / P_i \quad (8)$$

In this study, toxic units (TU) were calculated to normalize the toxicities caused by various trace metals, which allows the comparison of their relative effects.

5. Statistical analysis

Pearson correlation analysis was implemented to determine the relationship between the twelve heavy metals investigated in the surface sediments of Algerian coast. Multivariate analysis (Principal component analysis (PCA) is an effective tool for providing suggestive information regarding trace metal sources and pathways (Hu et al., 2013), and it has been applied on our data set of fifty one stations and twelve metals. Both correlation and PCA were performed using the statistical software package STATISTICA version 6.1 for Windows.

6. Results and discussion

6.1. Choice of reference backgrounds

This is not the scope of this paper to discuss the advantages of using general or local geochemical backgrounds in order to evaluate contamination levels, but the fact is that such choice may drastically affect the results in term of ecological risk. If the average crustal or shale values are easy to use, it is also known that they do not represent correctly the carbonate watersheds (Viers et al., 2009), which are particularly developed on the Algerian coast. Table 2 reports these crustal and shale values, and it is clear that the differences observed for V, Cr, Ni or Co for example will affect the comparison.

We thus used unpublished data to define local reference background values, in order to get the most realistic evaluation of the contamination. These values reported on Table 2 were derived from three sediment cores collected in the Bay of Algiers, between 40 and 100 m water depth. These samples were analyzed for heavy metals at the CEREGE with the same protocol; and our proposed local background values (Table 2) are the average of 15 samples taken in these cores between 15 and 30 cm depth. We are confident in the fact that these levels are not affected by recent contamination, and this is confirmed by the low variability of these values (see Standard Deviation on Table 2). These cores may not represent the entire Algerian coast, but there are more adapted than the crustal or shale values, and the chemical contamination indices discussed below are calculated using these local backgrounds.

6.2. Heavy metals levels and relationships

The averages, standard deviations, and ranges of heavy metals determined in the sediments from each station are given in Table 2. The order of abundance of these metals is: Fe > Mn > Zn > V > Cr > Pb > Ni > As > Cu > Co > Cd. The average levels along the entire Algerian coast are lower than the mean shale or crustal values (Taylor, 1964 and Taylor and McLennan, 1985, 1995), except for V, Pb, Zn and As, and the difference for As is very important.

Viers et al. (2009) estimated the average concentrations in the suspended sediment of various rivers in the world (Table 2). These values do not correspond to pre-anthropogenic backgrounds and they rather give an indication of the global contamination over the world. Our sediments are clearly below these values and can be considered, again, as non contaminated.

However, the most realistic comparison as discussed above must be done with the local reference background. Fe, Mn, V, Cr, Co, Ni, Cu and Cd concentrations are all below this local background and only the concentrations of Zn and especially As (factor two) are above it.

The maximum levels of Fe, Mn, Pb, V, Co, Ni, Zn and Cd were found at station S20 in the region of Beni Saf in the Western part of the coast.

Table 2

Heavy metals content in the sediments samples along Algerian coast. Units in µg/g dry weight except for Fe in %. S.D.: standard deviation, ^a Average local background (based on the concentrations of 15 samples collected at the bottom of 3 sediment cores (15–30 cm) from the Algiers Bay), ^b Average shale background (Taylor, 1964), ^c Average continental crust composition (Taylor and McLennan, 1985, 1995). * FeOT and MnO (in weight percent oxide), ^d Average concentration in the suspended sediment of World Rivers (Viers et al., 2009).

Station	Mn	Pb	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd
East coast											
Average	375.7	27.7	139.8	111.3	3.16	11.8	36.0	22.0	106.7	27.4	0.24
S.D	59.5	5.6	35.0	34.4	0.59	2.2	10.3	6.0	24.0	6.0	0.10
Maximum	466.2	37.8	211.4	169.1	4.13	16.1	55.3	30.8	153.2	50.5	0.47
Minimum	260.9	10.4	39.4	21.9	1.09	4.0	6.4	3.0	41.2	15.9	0.06
Centre coast											
Average	381.4	28.0	138.2	105.8	3.76	13.9	36.9	23.1	114.5	21.3	0.15
S.D	53.9	6.7	27.6	23.8	0.36	1.3	5.7	5.8	23.8	4.6	0.04
Maximum	562.3	54.9	200.1	152.9	4.65	16.3	50.8	48.6	222.4	43.0	0.39
Minimum	275.8	19.1	88.1	63.3	2.37	9.2	22.0	12.8	70.4	13.9	0.09
West coast											
Average	342.2	26.4	96.5	78.1	2.45	9.5	24.8	14.6	84.8	16.6	0.20
S.D	107.5	12.3	37.1	30.8	0.86	3.1	11.1	7.4	43.5	6.7	0.10
Maximum	728.3	68.3	226.1	163.8	5.04	20.2	59.2	34.3	234.1	57.9	0.53
Minimum	192.6	6.6	27.8	18.1	0.77	3.0	6.5	2.6	17.4	8.6	0.06
Algerian coast											
Average	365.6	27.3	124.1	97.9	3.09	11.6	32.3	19.7	101.3	21.8	0.20
S.D	76.5	8.4	37.9	33.5	0.77	2.7	10.3	7.2	31.8	7.5	0.09
Maximum	728.3	68.3	226.1	169.1	5.04	20.8	59.2	48.6	234.1	57.9	0.53
Minimum	192.6	6.6	27.8	18.1	0.77	3.0	6.4	2.5	17.4	8.6	0.06
Backgrounds values											
Local Background ^a	368.7	34.0	155.0	124.0	5.16	14.0	41.0	34.0	95.0	13.0	0.50
S.D local background	49	7	26	20	6.6	2	6	2	9	2	0.2
Shale Background ^b	950.0	12.5	135.0	100.0	5.63	25.0	75.0	55.0	70.0	1.80	0.20
Crust Background ^c	0.07*	17.0	107.0	85.0	4.49*	14.0	44.0	25.0	71.0	1.5	0.10
Rivers Background ^d	1679	61.1	129.0	130.0	5.81	22.5	74.5	75.9	208.0	36.3	1.55

The maximum for Cr, Cu and As were respectively at S49 (bay of Jijel), S04 (Algiers bay) and S28 (Arzew gulf). While, the minimum levels were respectively at S01 (Beni Saf) for Pb, V, Cr and Cd, at S05 (Arzew gulf) for Mn, Co, Cu and Zn, at S07 (Elkala region) for Ni and at S02 (Beni Saf) for As.

An analysis of variance to one factor (ANOVA) was performed to compare the concentrations of the three areas (East, Center and West). The calculated P value is > 0.05 for V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu and As, implying that the null hypothesis (H0) can be rejected. We can therefore conclude that there is a significant difference between these heavy metals in the three regions with a 95% safety levels. In contrast, Mn, Pb and Zn do not differ (P lower than 0.05). Thus, the differences found are between the West and the other two areas (East and Center) for V, Cr, Fe, Ni and Cu (while, the difference was only between West and Center for Co, and between West and East for As). Whatever the metal, the Western area differ from the other parts of the Algerian coast., and the order of contamination is: Centre > East > West (Fig.2). The sediments from the Central area show the highest levels for all metals except for

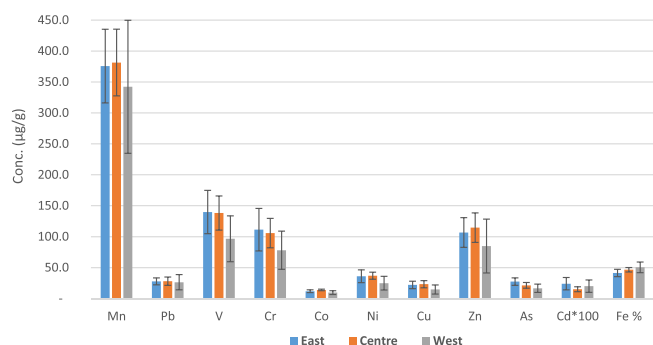


Fig. 2. Heavy metals concentrations in three areas (East, Centre and West) of Algerian coast.

As and Cr (Eastern area). In the case of As, the higher concentrations on the East can be associated with a serious pollution from industrial wastewater and domestic sewage discharge, especially in the most important industrial areas, like Annaba and Skikda.

For the entire dataset, all metals correlate significantly and positively with each other ($p < 0.05$), except As and Cd (Table 3). These positive correlations indicate that they have common sources and similar behavior during their transport (Jamshidi and Bastami, 2016). They also reflect similar levels of contamination and/or release from the same sources of pollution, but as underlined before most of these metals have natural concentrations.

Significant positive correlations ($p < 0.05$) were also found between all metals and organic matter, except for Mn, Co and As (Table 3). The distribution of most metals is thus linked to those of the organic matter, which is known by its ability to complex and concentrate trace metals (Span, 1984). This point again confirm that there are no important sources of contamination at this scale, and that metals are probably mainly adsorbed onto organic matter and stored with it. Arsenic is the only heavy metal that did not show any significant correlations either with other metals or with organic matter, which indicates a very specific behavior for this metalloid, and maybe through sources. Finally, Mn and Co are also known to be highly related through the Mn cycle and the reactivity of Mn oxy-hydroxides (Rigaud et al., 2013). Mn oxy-hydroxides precipitate at the surface of the sediment due to upward diffusion of Mn^{2+} (relaxed by reduction of MnO_2 during the organic matter mineralisation) and they adsorb or co-precipitate Co. Due to this diagenetic process, their behavior in the sediment is thus independent of the organic matter content. Here again, this process argue for a natural origin for both metal.

The results of the PCA on metals (Fig.3, Upper section) showed that the concentrations could be grouped into a three components model, which accounted for 85.7% of all data variation. The group (V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu and Zn) displays high values in the first component (F1, contribution of 67.7%) and the correlations between these seven heavy

Table 3
Correlation matrix between heavy metals in the surface sediments along Algerian coast.

	Mn	Pb	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	TOM
Mn	1											
Pb	0.59	1										
V	0.50	0.67	1									
Cr	0.48	0.52	0.89	1								
Fe	0.52	0.62	0.88	0.76	1							
Co	0.72	0.61	0.83	0.77	0.92	1						
Ni	0.58	0.67	0.96	0.91	0.88	0.88	1					
Cu	0.52	0.74	0.88	0.80	0.84	0.81	0.91	1				
Zn	0.56	0.83	0.83	0.73	0.80	0.76	0.87	0.86	1			
As	0.14	0.07	0.05	-0.09	0.10	0.07	-0.02	-0.06	0.06	1		
Cd	0.34	0.62	0.52	0.50	0.39	0.36	0.52	0.50	0.73	-0.02	1	
TOM	0,17	0,58	0,82	0,69	0,63	0,47	0,77	0,73	0,71	-0,06	0,52	1

metals are significant. In the second component (F2, contribution of 9.97%), As show much higher values than the other metals confirming the previous results (no significant link with all other heavy metals). Finally, the third component (F3, contribution of 8.47%) corresponds to Cd only. Like As, Cd does not display a strong correlation with the other metals suggesting that it has different sources or pathways.

The PCA was also done on the 51 stations (Fig.3, Lower section). These stations could be grouped into a three components model, which accounted for 85.7% of all data variation. In the first two principal components (F1*F2, Fig. 3 lower section left), the distribution of three distinct groups of stations coincided with the projection of heavy metals. The first group contains the stations: S18, S27, S29, S35, S36, S43, S48, S49 and S54, which correspond to those with high concentrations of V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu and Zn. The second group is subdivided into three smaller groups, which have lower concentrations of heavy metals than the first group, and different concentrations of As. The station (S28) constitutes the third small group characterized by a very high concentration of As.

When looking at the second two principal components (F1*F3, Fig. 3 lower section right), the stations can also be grouped on three

groups. The first corresponds to stations S16, S20, S23, S44, S45 and S49 with a high concentration of Cd. The second group is constituted by stations with low concentrations of both Cd and As, and the third one with the stations with a high concentrations of Fe, Co, Ni, Cr, Cu and Zn (S35, S43, S18, S27, S29, S48 and S54).

In both case (by metals or stations), the main differences between the stations are thus due to the As or Cd concentrations, that clearly differ from the other metals in their distribution and relationships.

6.3. Chemical contamination indices

The Table 4 summarizes the various chemical indices calculated with the local reference backgrounds. The mean CF values indicate that the contamination ranged from “low” to “moderate” for all metals, except for As with values exceeding 3 in some stations (S07 and S28). The CF values show the following descending order: As > Zn > Pb ≥ Mn > V > Cr ≥ Co ≥ Ni ≥ Cu > Cd > Fe.

The calculated Pollution Load Index (PLI) values including the twelve metals ranged from 0.2 to 1.5, with a mean value of 0.8. According to the classification adopted by Tomlinson et al. (1980),

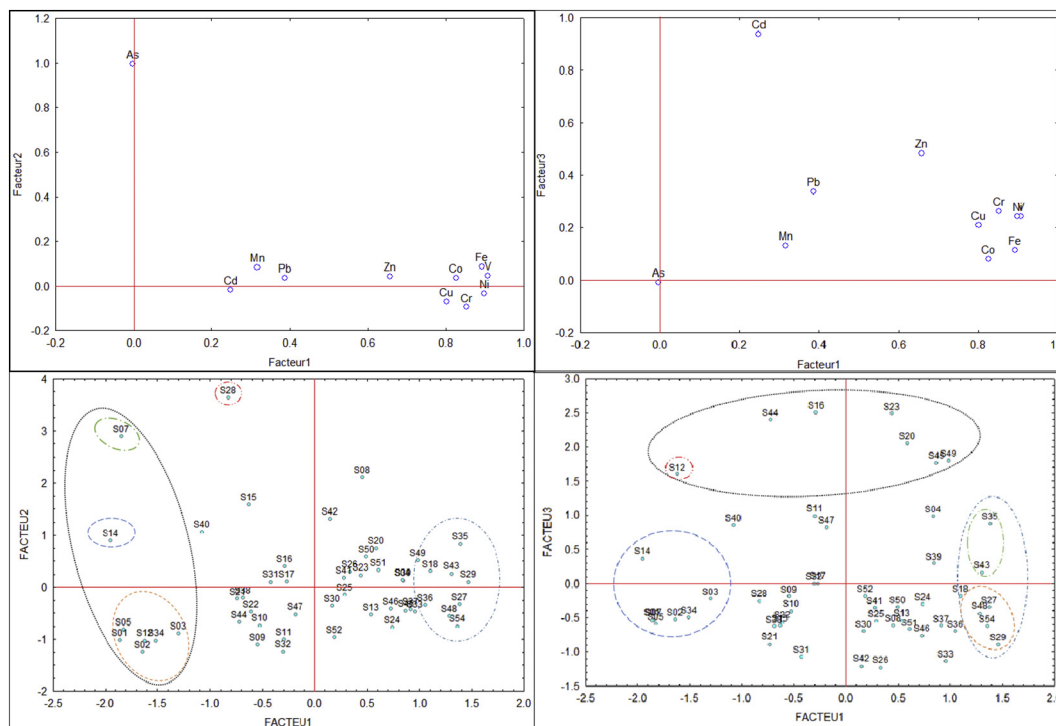


Fig. 3. Upper section: projection of heavy metals on the factorial plans (1 × 2) and (1 × 3). Lower section: projection of stations on the factorial plans (1 × 2) and (1 × 3).

Table 4
Contamination factor (CF), Geoaccumulation index (Igeo), Enrichment Factor (EF) and Pollution load index values (PLI) of sediments of the Algerian coast.

	CF			EF			IGeo			PLI		
	Average	Min	Max	Average	Min	Max	Average	Min	Max	Average	Min	Max
Mn	1.0	0.5	2.0	1.8	1.0	3.9	-0.5	-1.1	0.3	0.8	0.2	1.5
Pb	0.8	0.2	2.0	1.4	0.7	2.8	-0.7	-2.0	0.3			
V	0.8	0.2	1.5	1.3	0.9	2.0	-0.7	-2.1	0.0			
Cr	0.8	0.1	1.4	1.3	0.5	3.3	-0.8	-2.3	-0.1			
Fe	0.6	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0	-1.0	-2.3	-0.4			
Co	0.8	0.2	1.4	1.4	1.0	2.0	-0.7	-1.9	0.0			
Ni	0.8	0.2	1.4	1.3	0.2	4.0	-0.8	-2.3	0.0			
Cu	0.6	0.1	1.4	0.9	0.2	1.6	-1.1	-3.0	0.0			
Zn	1.1	0.2	2.5	1.8	0.9	3.3	-0.5	-2.1	0.5			
As	1.7	0.7	4.5	3.3	1.3	18.4	0.0	-0.8	1.1			
Cd	0.4	0.12	1.1	0.69	0.27	1.87	-1.48	-2.53	-0.35			

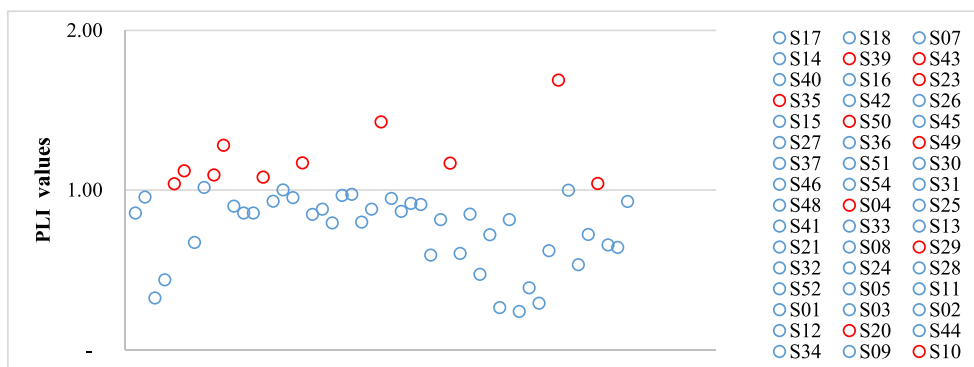


Fig. 4. Pollution Load Index (PLI) values of fifty-one sediments samples along Algerian coast.

about 20% of our stations can be classified as “polluted”. The highest value (1.5) was found in station S20 located in the gulf of Ghazaouet (Beni Saf) on the Western area of Algerian coast. The other stations with $PLI \geq 1$ were distributed between the three areas, but it appears that the East coast contains much polluted stations (Fig.4).

Results from the mean Geoaccumulation index (Table 4) indicate that V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu and Cd are natural on all stations ($I_{geo} \leq 0$). Few stations ranged from unpolluted to moderately polluted by Mn, Pb, Cd and As, and the station (S28) located in the gulf of Arzew (western area) showed the highest value of geoaccumulation index for As.

Results of mean enrichment factors are also shown in Table 4. As has the highest EF values (up to 18.4 on station S07), whereas Cd exhibited the lowest ones. Mn, Pb, Cr, Ni and Zn have an EF exceeding 2 in some stations, whereas those of Cu, V, Co and Cd are below 2 everywhere. EF of As was higher than 2 at more than two-thirds of stations, indicating anthropogenic inputs. More than 90% of stations can be classified with a “minimal pollution by all analysed metals ($EF < 2$)” and about only 10% have an EF ranging from 2 to 5, corresponding to “moderate pollution” associated only to two metals: As and Zn.

The highest calculated indices (Cf, EF, and Igeo) are always due to As contents. The contribution of this metalloid to the PLI value is also higher than the contributions of the other metals, just because of the calculation process. The main result however is that only 10% of the stations can be classified as polluted or more particularly moderately polluted. Most of these polluted stations are located on the central area of the Algerian coast, where the main anthropogenic sources may occur. However, it should be noted that the stations are also characterized by high levels of organic matter, which act as good absorbent for many pollutants (Barbier, 1999), and constitutes the main vector of human activity by its ability to complex and concentrate heavy metals (Span, 1984).

6.4. Comparison of heavy metals concentrations with other Mediterranean regions

The heavy metals concentrations found in these sediments do not really differ from values reported for other areas of the Mediterranean sea (Table 5; Topcuoglu et al., 2002; Soliman et al., 2015; Dias De Alba et al., 2011; Omar et al., 2015 and Idil, 2011). Zn and Cr concentrations are a little bit higher, but the maxima are below those from Radhouan et al. (2015) or Idil (2011). For Cr higher values were found in Egypt and Morocco (Soliman et al., 2015; Omar et al., 2015). As, which is the most important contaminant in our case, cannot be really compared because data are missing, but our data are similar to those measured by Idil (2011) in Greece. This similitude with other areas confirms the fact that anthropogenic contamination is not important along this coast.

6.5. Potential ecological risk assessment

Potential ecological risk index (RI) calculated from monomial potential ecological risk factor (E_r^i) (Table 6) ranged from 17 to 96 with a mean of 49. The highest values of (E_r^i) are for As (45), while Zn, V, Cu and Cr had no influence (0). Thus, all the stations have a RI values below 150 and present a low ecological risk.

6.6. Sediment quality guidelines (SQGs)

The mean concentrations of Cd, Cu, Pb and Zn are below the ERL values (Long et al., 1995a, 1995b) and these metals are not likely to have adverse effects on animals that live in the sediment. Mean concentrations of Ni, Cr and As are between the ERL and ERM values, and may have an effect (Fig. 5a).

Regarding individual data, 80%, 68%, 6%, 4% and 10% of sediment samples had concentrations of Ni, Cr, Pb, Cu and Zn respectively

Table 5 Comparison between heavy metals concentrations (µg/g) ranges obtained in this study (min and max values) with those from other coastal areas of the Mediterranean Sea.

Location	Mn	Pb	Zn	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Cd	Co	As	Reference
Algerian coast	204.8–562.3	6.6–37.8	17.4–234.1	27.8–185.7	18.1–152.0	8297.0–41,329.1	6.5–44.2	3.7–30.2	0.06–0.47	3.7–16.3	8.6–58.0	Present study
Med. Sea. Egypt	7–1086	3.3–53.7	2.0–62.2	–	4.1–297.9	–	1.6–60.2	0.5–26.3	0.04–0.47	0.4–26.4	–	Soliman et al. 2015
Black Sea. Turkey	206.6–870.3	0.1–31.1	–	–	–	5000–54,000	13.5–65.2	4–95.5	0.02–0.93	–	–	Topcuoglu et al., 2002
Aegean Sea. Greece	–	14.5–137.8	55–358	–	15.8–71.1	–	7.6–100.3	2.7–34.8	–	–	11–35	Idil, 2011
Algeciras Bay. Spain	235–967	12–39	–	36–94	–	18,285–42,756	–	5–25	0.1–0.7	–	–	Dias De Alba et al., 2011
Med. Sea. Libya	14.3–49.4	8.9–56.9	11.6–30.5	–	14.8–24.9	–	11.6–29.9	9.1–22.7	5–10.5	8.2–18.1	–	Nasr et al., 2015
Med. Sea. Morocco	256.6–651.7	33.1–48.0	64.8–110.8	–	88.4–161.0	–	3.2–79.9	4.1–29.1	0.14–0.27	18.0–31.7	–	Omar et al., 2015
Gabes Gulf. Tunisia	–	3.8–13.9	5.2–7165	–	9–69.3	–	–	0.59–5.8	0.11–950	–	–	Radhouan et al., 2015

Table 6 Monomial ecological risk factor and potential ecological risk index values along Algerian coast.

	Er Values										RI
	Mn	Pb	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	
Min	1	1	0	0	1	1	0	0	7	4	17
Max	2	10	3	3	7	7	7	2	45	32	96
Average	1	4	2	2	4	4	3	1	17	12	49

exceeding their ERL values. All stations exceed the ERL value for As but no station exceed the ERL value for Cd. Only three stations (S20, S35 and S43) exceed the ERM for Ni, which indicate that this metal can have an effect, but it must be noted that these stations are absolutely not in the same area. The mean concentrations of Cd, Pb and Zn are lower than the TEL values (adverse effects are expected to occur only rarely), while Cr, Cu, Ni and As are above (associated adverse biological effects may occasionally occur (Fig. 5b) (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999). The concentrations of Cr, Ni, Cu, Pb and Zn exceed TEL values for 86%, 84%, 60%, 33%, and 25% of the samples. As for ERL, all stations exceeds the TEL of As and no station exceeds the TEL value of Cd. There are four stations where Cr and As exceed their PEL (probable effect level) values, and nine stations for Ni. The concentrations of other metals (Cu, Zn, Pb and Cd) are all below their PEL values.

The m-ERM-Q calculated based on Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, As and Zn ranged from 0.06 to 0.44 with a mean value of 0.24, i.e. a 30% probability of being toxic. Only three stations have ERM-Q (< 0.1) and are categorized as non toxic. The rest of the 48 stations are slightly toxic (Fig. 6a).

The m-PEL-Q range from 0.1 to 0.73 with a mean value of 0.39, indicating that the combination of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, As and Zn may have a 40% probability of being toxic. Only one station (S01) have PEL-Q (< 0.1) and is categorized as non toxic, the other 50 stations are slightly toxic (Fig. 6b).

The values of the sum of TUs for each station based on the concentrations of Cd, Cr, As, Cu, Ni, Pb and Zn range from 0.71 to 5.08 with a mean of 2.74 (Fig. 6c). The sum of the toxic unit in S20 located at Beni Saf in the Western area of Algerian coast exhibit the highest level, while the minimum is at station S01 located also at Beni Saf. The contribution rate of every heavy metal to the ΣTUs is shown in Fig. 7. The maximum contribution is due to Ni, followed by Cr and As. It is important to note that the influence of Ni and Cr on the TU values is probably mainly related to their rather low PEL values, and not to an important anthropogenic sources. As shown before, they can be considered as natural along the coast according to the various geochemical indexes. Another argument against the low PEL thresholds is that, according to the other values reported Table 4, Cr and Ni will have an influence on TU for many sediments of the Mediterranean Sea, which is not realistic. Nevertheless, due to the important contribution of Ni in the sum of TUs, and given its carcinogenic character (Homady et al., 2002), the inputs of this metal in the marine environment should be better monitored, and its real toxicity should be questioned.

7. Conclusion

This study allowed us to characterize for the first time the extent of heavy metals contamination in the surface sediments of the entire Algerian coast. The stations were choose in relation with the main fishing areas, and they were not related to specific areas of pollution.

Our results revealed that As is the only metal that could be associated to anthropogenic inputs at this scale, the other ones being mainly natural, with few local exceptions. The mean concentrations of Cr, Ni and As in most of the stations are higher than the lowest thresholds of sediment guidelines (ERL). Copper, Zn, Cd and Pb concentrations are all

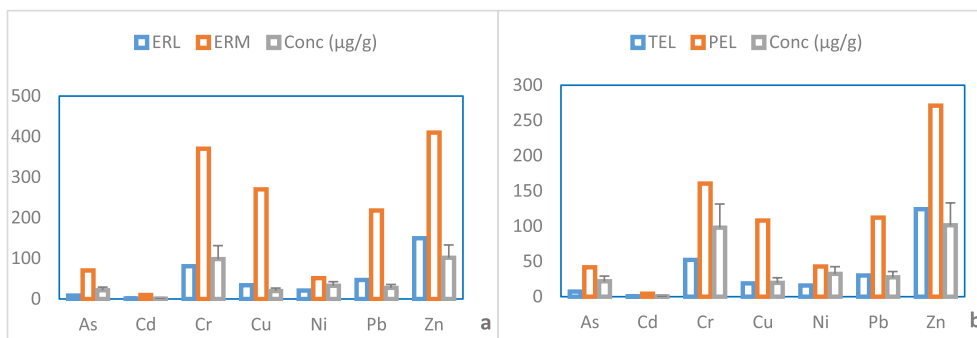


Fig. 5. Comparison of average heavy metals concentrations with ERL, ERM values (a) and TEL, PEL values (b). ERL: effects range low, ERM: effects range medium, TEL: threshold effect level, PEL: probable effect level.

below their ERL. Thus, Ni, Cr and As had maximum contributions in the sum of Toxic Units, but in the case of Cr and Ni, this is rather due to an “artefact” due to the low ERL used for such calculations. The results also show that the most polluted stations are located at the Center area of Algerian coast.

The sediments of most of these fishing areas along Algerian coast have thus a low ecological risk for the living species. However, the contents of Ni, Cr and As exceed their PEL or ERL values. Further works will have to better characterize the origin of As and to confirm if the potential toxicity of Cr and Ni is real or not (because they appear as

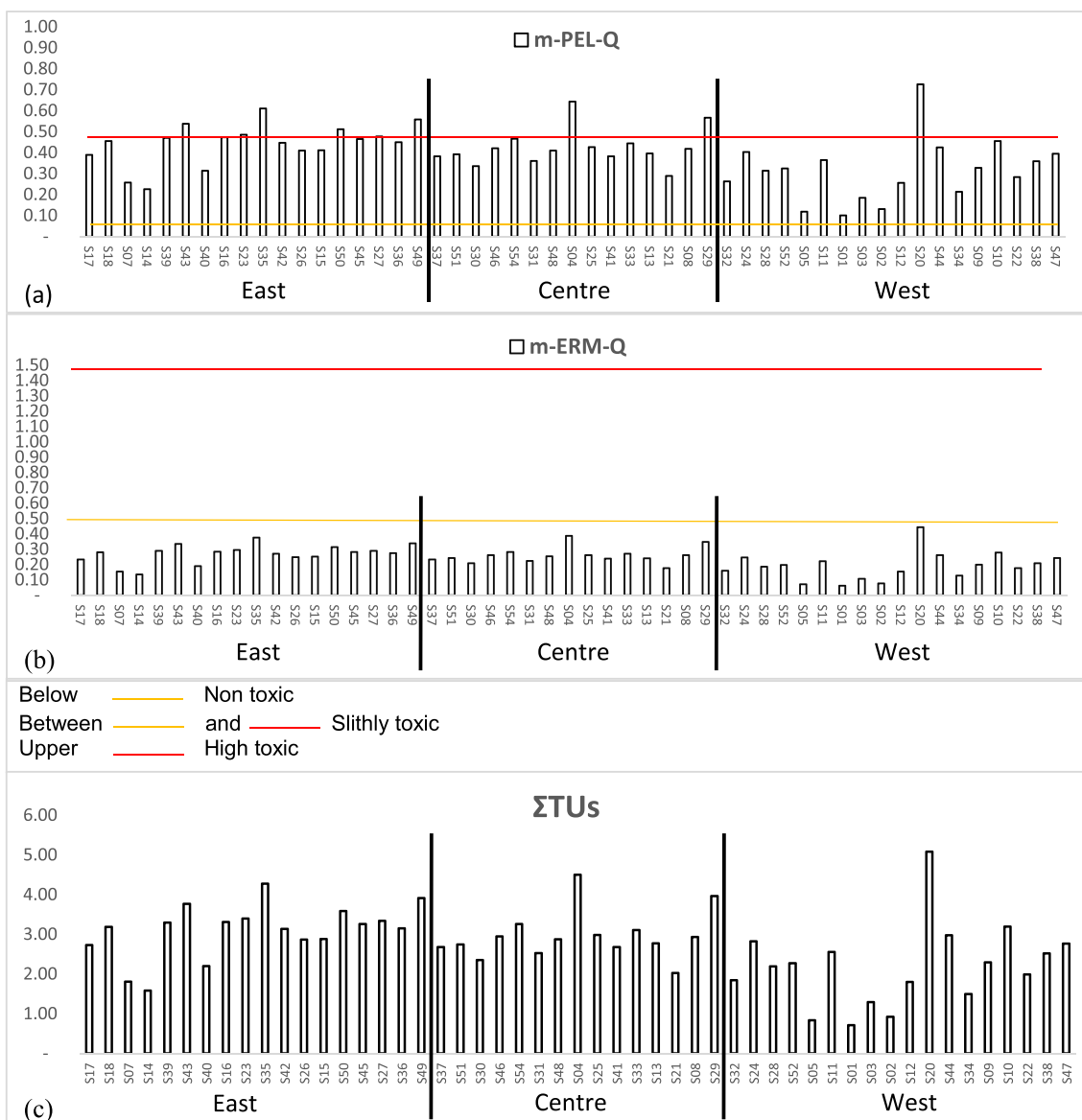


Fig. 6. Estimated Mean – PEL- Q (a), Mean - ERM-Q (b) and ΣTUs (c) in the surface sediments of Algerian coast with a toxicity levels classification of stations.

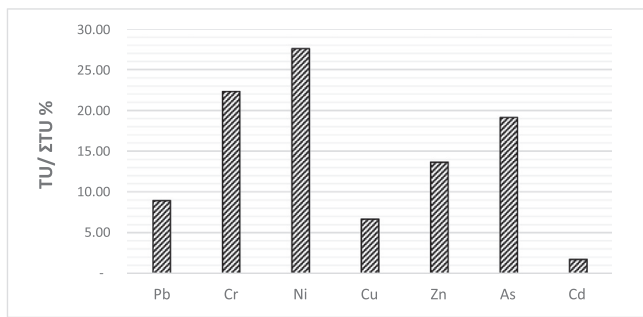


Fig. 7. Contribution rate of every heavy metal to the total amount of toxic units.

natural and their contents are similar to other Mediterranean areas).

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.029>.

Acknowledgements

This work was partly funded by the French program COMECOM-MERMEX, supported by the Envi-Med project. It is dedicated to our friend and colleague Cédric Garnier from PROTEE, codirector of the program. The authors would like to thank CNRDP, ENSSMAL and CEREGE for their helps, respectively, during the preliminary phase of samples treatment and trace metals analysis, and to express deep gratitude to the scientists and crew of the R/V BELKACEM GRINE for their assistance during the sediment sampling.

References

- Andrews, S., Sutherland, R.A., 2004. Cu, Pb and Zn contamination in Nuuanu watershed, Oahu, Hawaii. *Sci. Total Environ.* 324, 173e182.
- Bachouche, S., Houma, F., Gomiero, A., Belkessa, R., 2017. Distribution and environmental risk assessment of heavy metal in surface sediments and red mullet (*Mullus barbatus*) from Algiers and Bou-Ismaïl Bay (Algeria). *Environ. Model. Assess.* <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9550-x>.
- Bakalem, A., 2008. Les peuplements des sables fins de la côte Algérienne. Thèse de Doctorat d'Etat. Université des sciences et de la technologie, Houari Boumediene, faculté des sciences biologiques, Algérie, pp. 677.
- Balls, P.W., Hull, S., Miller, B.S., Pirie, J.M., Proctor, W., 1997. Trace metal in Scottish estuarine and coastal sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 34, 42–50.
- Barbier, F., 1999. Rétenion du plomb II et du cadmium II par une barrière argileuse. Transfert métalliques et influence de la complexation. (Thèse de doctorat de l'Université Claude Bernard Lyon I, 129p).
- Bastami, K.D., Bagheri, H., Haghparast, S., Soltani, F., Hamzehpoor, A., Bastami, M.D., 2012. Geochemical and geo-statistical assessment of selected heavy metals in the surface sediments of the Gorgan Bay, Iran. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 2877–2884.
- Belhadj H., Aubert D., Youcef N.D 2017. Geochemistry of major and trace elements in sediments of Ghazaouet Bay (western Algeria): an assessment of metal pollution. *Compt. Rendus Geosci.* 349, 412–421.
- Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Arsenic. In: Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Carr, S.R., Chapman, D.C., Long, E.R., Windom, H.L., Thursby, G., Sloane, G.M., Wolfe, D.A., 1996. Sediment quality assessment studies of Tampa bay, Florida. *Environ. Toxicol. Chem.* 15 (7), 1218–1231.
- Castel, J., Labourg, P.J., Escravage, V., Thimel, A., 1990. Distribution quantitative du méo- et macro benthos dans des Lagunes mixohalines, influence du confinement Sur le partage des ressources. *Oceanol. Acta* 13 (3), 349–359.
- Çevik, F., Göksu, M.Z.L., Derici, O.B., Findik, Ö., 2009. An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. *Environ. Monit. Assess.* 152, 309–317.
- Chakraborty, Parthasarathi, Raghunadh Babu, P.V., Sarma, V.V., 2012. A study of lead and cadmium speciation in some estuarine and coastal sediments. *Chem. Geol.* 294–295 (2012), 217–225. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2011.11.026>.
- Chakraborty, Parthasarathi, Ramteke, Darwin, Chakraborty, Sacharita, Nagender Nath, B., 2014. Changes in metal contamination levels in estuarine sediments around India – an assessment. *Mar. Pollut. Bull.* 78 (2014), 15–25. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.044>.
- Chen, C.W., Kao, C.M., Chen, C.F., 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere* 66 (8), 1431–1440.
- Dias De Alba, M., Galindo-Riano, M.D., Casanueva-Marenco, M.J., Garcia-Vargas, M., Kosore, C.M., 2011. Assessment of the metal pollution, potential toxicity and speciation of sediment from Algeciras Bay (South of Spain) using chemometric tools. *J. Hazard. Mater.* 190, 177–187.
- Dickinson, W.W., Dunbar, G.B., McLeod, H., 1996. Heavy metal history from cores in Wellington Harbour, New Zealand. *Environ. Geol.* 27, 59–69.
- Din, T.B., 1992. Use of aluminium to normalize heavy metal data from estuarine and coastal sediments of straits of Melaka. *Mar. Pollut. Bull.* 24, 484–491.
- Durrieu de Madron and MERMEX group, 2011. Marine ecosystems responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. *Prog. Oceanogr.* 91, 97–166.
- Fang, T.H., Hong, E., 1999. Mechanisms influencing the spatial distribution of trace metals in surficial sediments off the southwestern Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.* 38 (11), 1026–1037.
- Farmer, J.G., 1991. The perturbation of historical pollution records in aquatic sediments. *Environ. Geochem. Health* 13, 76–83.
- Feng, H., Han, X., Zhang, W., Yu, L., 2004. A preliminary study of heavy metal contamination in Yangtze River intertidal zone due to urbanization. *Mar. Pollut. Bull.* 49, 910–915.
- Grimes, S., 2003. Bilan et Diagnostic National de la pollution marine de la côte algérienne liée à des activités menées à terre. In: Programme d'actions stratégiques (PAS) destiné à combattre la pollution due à des activités menées à terre et de sa stratégie opérationnelle. Final Report PAM/PAS MED/MEDPOL, pp. 119.
- Grimes, S., 2005. Stratégie opérationnelle GIZC en Algérie. In: Rapport METAP/Banque Mondiale/Mate.
- Guevara, S.R., Rizzo, A., Sanchez, R., Arriberre, M., 2005. Heavy metal inputs in northern Patagonia lakes from short sediment core analysis. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 265, 481–493.
- Håkanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Res.* 14, 975–1001.
- Håkanson, L., Jansson, M., 1983. Principles of Lake Sedimentology. Springer Verlag, Berlin.
- Hamdoun, H., Van-Veen, E., Basset, B., Lemoine, M., Coggan, J., Leleyter, L., Baraud, F., 2015. Characterization of harbor sediments from the English channel: assessment of heavy metal enrichment, biological effect and mobility. *Mar. Pollut. Bull.* 90 (2015), 273–280.
- Homady, M., Hussein, H., Jiries, A., Mahasneh, A., Al-Nasir, F., Khleifat, K., 2002. Survey of some heavy metals in sediments from vehicular service stations in Jordan and their effects on social aggression in prepubertal male mice. *Environ. Res.* A 89, 43–49.
- Hornung, H., Karm, M.D., Cohen, Y., 1989. Trace metal distribution on sediments and benthic fauna of Haifa Bay, Israel. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 29, 43–56.
- Hu, B.Q., Li, J., Zhao, J.T., Yang, J., Bai, F.L., Dou, Y.G., 2013. Heavy metal in surface sediments of the Liaodong Bay, Bohai Sea: distribution, contamination, and sources. *Environ. Monit. Assess.* 185, 5071–5083.
- Huerta-Diaz, M.A., Francisco, D.H., Martin, H.A., Jose, A.S.Z., Zaul, G.E., Hector, L.Z., Arturo, S.V., Salvador, G.B., 2008. Diagnosis of trace metal contamination in sediments: the example of Ensenada and El Sauzal, two harbors in Baja California, Mexico. *Mar. Environ. Res.*
- Pazi, Idil, 2011. Assessment of heavy metal contamination in Candarli gulf sediment, Eastern Aegean Sea. *Environ. Monit. Assess.* 174, 199–208. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1450-3>.
- Inal, Ahmed, Fariza, Ounadi, Benyahia, Boudjellal, Mostefa, Boulahdid, 2014. Etude de la contamination métallique des sédiments superficiels et profonds dans la baie de Bou-Ismaïl (Algérie). In: Bulletin de l'institut des sciences de la mer Numéro spécial (17) 2014. Acte: actes des XVII^{ème} Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer et III^{ème} rencontres tuniso-françaises d'ichtyologie (Mahdia 14-17 Décembre 2013).
- Jamshidi, S., Bastami, K.D., 2016. Metal contamination and its ecological risk assessment in the surface sediments of Anzali wetland, Caspian Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 113 (1–2), 559–565. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.049>.
- Kalnejais, L.H., Martin, W.R., Bothner, M.H., 2010. The release of dissolved nutrients and metals from coastal sediments due to resuspension. *Mar. Chem.* 121 (1–4), 224–235.
- Keresten, M., Smedes, F., 2001. Normalization procedures for sediment contaminants in spatial and temporal trend monitoring. *J. Environ. Monit.* 4, 109–115.
- Klavins, M., Briede, A., Rodinov, V., Korokite, I., Parele, E., Klavina, I., 2000. Heavy metals in rivers of Latvia. *Sci. Total Environ.* 262, 175–183.
- Liu, W.X., Li, X.D., Shen, Z.G., Wang, D.C., Wai, O.W.H., Li, Y.S., 2003. Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the pearl river estuary. *Environ. Pollut.* 121, 377–388.
- Long, E.R., MacDonald, D.D., 1998. Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 4 (5), 1019–1039.
- Long, E.R., Morgan, L.G., 1990. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program. In: NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52, Seattle, WA 175 pp & Appendices.
- Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995a. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manag.* 19 (1), 81–97.
- Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995b. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manag.* 19, 18–97.
- Long, E.R., Macdonald, D.D., Severn, C.G., Hong, C.B., 2000. Classifying the probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guidelines. *Environ. Toxicol. Chem.* 19 (10), 2598–2601.
- Mac Donald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for fresh water ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 20–31.
- Masson, M., Blanc, G., Schäfer, J., 2006. Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes into the Gironde estuary via its major tributaries. *Sci. Total Environ.* 370, 133–146.

- Matthai, C., Birch, G., 2001. Detection of anthropogenic Cu, Pb, and Zn in continental shelf sediments off Sydney, Australia – A new approach using normalisation with cobalt. *Mar. Pollut. Bull.* 42, 1055–1063.
- McCready, S., Birch, G.F., Long, E.R., 2006. Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney harbour, Australia and vicinity—a chemical dataset for evaluating sediment quality guidelines. *Environ. Int.* 32, 455–465.
- Morton, B., Blackmore, G., 2001. South China Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 42, 12361263.
- MPRH, 2010. Etude de salubrité et classification des zones de pêches et d'aquaculture. In: Rapport contamination no 2. Ministère de la pêche et des ressources halieutiques (137p).
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal* 2, 108–118.
- Nasr, S.M., Okbah, M.A., El Haddad, H.S., Soliman, N., 2015. Assessment of metals contamination in sediments from the Mediterranean Sea (Libya) using pollution indices and multivariate statistical analysis. *Glob. J. Adv. Res.* 2, 120–136.
- Nriagu, J.O., 1996. A history of global metal pollution. *Science* 272, 223–224.
- Oliver, H., Lotte, A.F., Lemcke, G., 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *J. Paleolimnol.* 25, 101–110. <https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>.
- Omar, M.B., Mendiguchia, C., Er-Raioui, H., Marhraoui, M., Lafraoui, G., Oulad-Abdellah, M.K., 2015. Distribution of heavy metals in marine sediments of Tetouan coast (north of Morocco): natural and anthropogenic sources. *Environ. Earth Sci.* <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4494-4>.
- ONS, 2016. L'Algérie en quelques chiffres: résultats/2013/2014/2015 Office National des Statistiques. In: Annuel Notice établie d'après le no 45(2015). Série statistiques ordonnée/série temporelle/distribution statistique/Algérie/2016978-9961-40-107-1, ISSN 1010 –1284. (No 46, Edition: 2016. 78p).
- Pedersen, F., Bjørnstad, E., Andersen, H.V., Kjølholt, J., Poll, C., 1998. Characterization of sediments from Copenhagen harbour by use of biotests. *Water Sci. Technol.* 37, 233–240. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00203-0](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00203-0).
- Perkins, E.J., Gilchrist, J.R.S., Abbott, O.J., 1973. Trace metals in Solway firth sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 4, 59–61.
- Radakovitch, O., Roussiez, V., Ollivier, P., Ludwig, W., Grenz, C., Probst, J.L., 2008. Particulate heavy metals input from rivers and associated sedimentary deposits on the Gulf of Lion continental shelf. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 77, 285–295.
- Ravichandran, M., Baskaran, M., Santschi, P.H., Bianchi, T.S., 1995. History of trace metal pollution in Sabine Neches estuary, Beaumont, Texas. *Environ. Sci. Technol.* 29 (6), 1495–1503.
- Reddy, M.S., Basha, S., Kumar, V.G.S., Joshi, H.V., Ramachandraiah, G., 2004. Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Alange Soshiya ship scrapping yard, India. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 1055–1059.
- Ridgway, J. and Shimmield, G., 2002. Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55, 903–928. <https://doi.org/https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1035>.
- Rigaud, S., Radakovitch, O., Couture, R.M., Deflandre, B., Cossa, D., Garnier, C., Garnier, J.M., 2013. Mobility and fluxes of trace elements and nutrients at the sediment-water interface of a lagoon under contrasting water column oxygenation conditions. *Appl. Geochem.* 31, 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.12.003>.
- Rodier, J., 1996. L'analyse de l'eau. In: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 8ème édition. DUNOT, Paris, pp. 385–401.
- Radhouan, El Zrelli, Courjault-Radé, Pierre, Rabaoui, Lotfi, Castet, Sylvie, Michel, Sylvain, Bejaoui, Nejla, 2015. Heavy metal contamination and ecological risk assessment in the surface sediments of the coastal area surrounding the industrial complex of Gabes city, Gulf of Gabes, SE Tunisia. *Mar. Pollut. Bull.* 101, 922–929. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.047>.
- Roussiez, V., Ludwig, W., Probst, J.L., Monaco, A., Bouloubassi, I., Buscail, R., Saragoni, G., 2006. Sources and sinks of sediment-bound contaminant in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea): a multi-tracer approach. *Cont. Shelf Res.* 26, 1843–1857.
- Roussiez, V., Heussner, S., Ludwig, W., Radakovitch, O., Durrieu De Madro, X., Guieu, C., Probst, J.-L., Monaco, A., Delsau, N., 2012. Impact of oceanic floods on particulate metal inputs to coastal and deep-sea environments: a case study in the NW Mediterranean Sea. *Cont. Shelf Res.* 45, 15–26.
- Salomons, W., Forstner, U., 1984. Metals in the Hydrocycle. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany.
- Santos, I.R., Silva-Filho, E.V., Schaefer, C., Albuquerque-Filho, M.R., Campos, L.S., 2005. Heavy metal contamination in coastal sediments and soils near the Brazilian Antarctic Station, King George Island. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 185e194.
- Sin, S.N., Chua, H., Lo, W., 2001. Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. *Environ. Int.* 26 (5), 297–301.
- Soliman, Farag Naglaa, Nasr, Samir Mahmoud, Okbah, Mohamed Abdelaziz, 2015. Potential ecological risk of heavy metals in sediments from the Mediterranean coast, Egypt. *J. Environ. Health Sci. Eng.* 2015 (13), 70. <https://doi.org/10.1186/s40201-015-0223-x>.
- Span, D., 1984. Etude par fractionnement chimique de la distribution des métaux traces dans les sédiments marins récents: le Delta du Rhône, les golfes de St Raphael et de Cannes-La Napoule. Thèse de doctorat de 3ème cycle. VI Université Pierre et Marie Curie, Paris (252p).
- Stewart, C., 1989. Spatial and temporal trends in trace metal deposition in Canterbury, New Zealand. Ph.D. thesis. University of Canterbury, Christchurch, New Zealand.
- Sutherland, R.A., 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environ. Geol.* 39, 611–627.
- Swarnalatha, K., Letha, J., Ayoob, S., 2013. Ecological risk assessment of a tropical lake system. *J. Urban Environ. Eng.* (1982-3932) vol. 7 (2 (2013)), 323–329. <https://doi.org/10.4090/juee.2013.v7n2.323329>.
- Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., 2000. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environ. Pollut.* 110, 195–205.
- Taylor, S.R., 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochim. Cosmochim. Acta* 28 (8), 1273–1285. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(64\)90129-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90129-2).
- Taylor, S.R., McLennan, S.M., 1985. The Continental Crust: Its Composition and Evolution. Blackwell, Oxford.
- Taylor, S.R., McLennan, S.M., 1995. The geochemical evolution of the continental crust. *Rev. Geophys.* 33, 241–265.
- Tomlinson, D.C., Wilson, J.G., Harris, C.R., Jeffery, D.W., 1980. Problems in the assessment of heavy metals levels in estuaries and the formation of a pollution index. 33. *Environ. Eval. (Helgoländer Meeresun.)* 33, 566–575.
- Topcuoglu, S., Kirbasoglu, C., Gungor, N., 2002. Heavy metals in organisms and sediments from Turkish Coast of the Black Sea, 1997–1998. *Environ. Int.* 27, 521–526.
- Turekian, K.K., Wedepohl, K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Bull. Geol. Soc. Am.* 72, 175–192.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1992. Framework for ecological risk assessment. In: Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA/630/R-92/001).
- U.S. Environmental Protection Agency, 1998. Guidelines for ecological risk assessment. In: Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA/630/R-95/002F).
- Viers, J., Dupré, B., Gaillard, J., 2009. Chemical composition of suspended sediments in world Rivers: new insights from a new database. *Sci. Total Environ.* 407 (2009), 853–868.
- Wedepohl, K.H., 1995. The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochim. Acta* 59 (7), 1217–1232.
- Windom, H.L., Smith Jr., R.G., Rawlinson, C., 1989. Particulate trace metal composition and flux across the south eastern US continental shelf. *Mar. Chem.* 27, 283–297.
- Xu, Z.Q., Ni, S.J., Tuo, X.G., 2008. Calculation of heavy metals toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index. *Environ. Sci. Technol.* 2008 (31), 112–115.
- Yuan, C., Shi, J., He, B., Liu, J., Liang, L., Jiang, G., 2004. Speciation of heavy metals in marine sediments from the East China Sea by ICP-MS with sequential extraction. *Environ. Int.* 30, 769–783.
- Zingde, M.D., Rokade, M.A., Mandalia, A.V., 1988. Heavy metals in Mindhola river estuary. *Indian Mar. Pollut. Bull.* 19, 538540.