

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل
École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



Thèse

En vue de l'obtention du

DIPLÔME DE DOCTORAT

Domaine : Sciences de la Terre et de l'Univers
Filière : Géographie et Aménagement du Territoire
Spécialité : Environnement Marin et Littoral

Présenté par :

Mohamed AROUA

Les métaux traces dans les sédiments des côtes Algériennes :
Comportement géochimique et influence continentale

Soutenue le 06/07/2023 devant le jury composé de :

M. Wahid REFES , Professeur, ENSSMAL	Président de Jury
Mme. Ferial LOUANCHI , Professeur, ENSSMAL	Examinatrice
M. Olivier RADAKOVITCH , HDR, INRS, Aix-En-Provence (France)	Examinateur
M. Yassine GUENDOUI , MCA, Centre Universitaire Tipaza	Examinateur
M. Mostefa BOULAHDID , Professeur, ENSSMAL	Directeur de thèse

Année universitaire : 2022 / 2023

Cette page a été laissée intentionnellement blanche

Les travaux de recherche de cette thèse ont été réalisés :

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, Alger)



Au Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement (CEREGE, Aix-en-Provence, France)



A l'Institut National de Criminalistique et de Criminologie de la Gendarmerie Nationale (INCC/GN, Alger)



Au centre de recherche nucléaire de Draria (CRND), Draria, Alger



COMENA
Commissariat à l'Energie Atomique



A l'Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene (USTHB, Alger)



المعادن النزرة في الرواسب الساحلية الجزائرية:

السلوك الجيوكيميائي والتأثير القاري

هناك قلق متزايد بشأن المخاطر البيئية من المعادن النزرة، وخاصة السامة منها، في الرواسب على البيئة البحرية في الجزائر. ومع ذلك، فإن معرفة العوامل التي تتحكم في تراكم ومخاطر المعادن النزرة في مثل هذه البيئة محدودة للغاية. تقدم هذه الرسالة دراسة جيوكيميائية ومعدنية وتقييم للنوعية البيئية لأربع لجان راسب تم جمعها في ثلاث خلجان تقع على الساحل الجزائري الأوسط. تم فحص اتجاهات الترسيب والمصادر المحتملة للمعادن النزرة (الزرنينخ، الفضة، الكاديوم، الرصاص، النحاس، الزنك، الكوبالت، الفاناديوم، النيكل و الكروم). كما تمت مناقشة تأثير المواد العضوية و كربونات الكالسيوم و حجم الحبيبات و الكبريت الكلي على تراكم المعادن في الرواسب. أظهر تحاليل مطياف الأشعة السينية (XRF) في جميع العينات المأخوذة من منطقة الدراسة أن وفرة العناصر الرئيسية تتناقص بالترتيب على النحو التالي: السليكون (48.6%) < الحديد (12.58%) < الألمنيوم (11.5%) < الكالسيوم (5.52%) < البوتاسيوم (4.76%) < الصوديوم (4.08%) < التيتانيوم (1.46%) < الكبريت (1.01%) < المغنيزيوم (0.49%) < الفسفور (0.32%) < المنغنيز (0.09%).

تم رسم حجم الجسيمات التي تم تحديدها بواسطة محلل الليزر على طول عمق لجان راسب و يشير توزيع حجمها إلى أن الطمي كان الجزء السائد (< 67%) في جميع الجزرات؛ على الرغم من ذلك، بالنسبة إلى الجزرات B و Z و S، تظهر الرواسب زيادة في الطين باتجاه القاع.

بعد تحليل التوزيع العمودي لتركيزات المعادن في الرواسب على طول الساحل الأوسط، أظهر اللب (S)، المأخوذ من منطقة غير ملوثة، محتويات منخفضة وثابتة لجميع العناصر تقريباً على طول العمق، والتي يمكن أن تمثل الخلفية الجيوكيميائية المحلية للمعادن المدروسة. أدت المدخلات البشرية في خليج الجزائر إلى ارتفاع تركيزات الفضة والكاديوم والرصاص والنحاس والزنك حيث بلغ الحد الأقصى 3.3، 2.4 و 2.1 و 1.8 و 1.6 ضعف قيم الخلفية المحلية على التوالي. وفي الوقت نفسه، تم الكشف عن زيادة مستويات الزرنينخ (تصل إلى 21 ملغ / كغ) في الثلاث خلجان. وصل محتوى المنغنيز إلى الحد الأقصى في الجزء العلوي من لجان راسب (B) و (Z)، مما يشير إلى التخصيب السطحي للمعادن. تشير الارتباطات وتحليل المكونات الرئيسية إلى أن المصادر الصخرية ساهمت إلى حد كبير في ترسب المعادن، في حين أن معظم الزرنينخ في الرواسب مشتق من الزراعة. بالإضافة إلى ذلك، كانت كربونات الكالسيوم من أهم المراحل الحاملة للزرنينخ في منطقة الدراسة. كانت المادة العضوية وربما الكبريت بمثابة أحواض أو مصادر لبعض المعادن النزرة في راسب خليج الجزائر العاصمة و بو إسماعيل على التوالي. وفقاً لمعايير الدراسة البيئية، أظهرت منطقة الدراسة إثراءً خفيفاً إلى معتدل فيما يتعلق بالفضة و الزرنينخ و الرصاص و الكاديوم و النحاس و الزنك، بينما ظلت غير ملوثة بالكروم و الفاناديوم و الكوبالت و النيكل. تشير مؤشرات حمل التلوث و تقييم السمية المحسوب باستخدام إرشادات جودة الرواسب، إلى المزيد من التلوث و المخاطر البيئية التي لوحظت في خليج الجزائر مقارنة بالمواقع الأخرى. توفر هذه الدراسة بيانات أساسية قيمة للتحقيقات البيئية المستقبلية في الساحل الجزائري.

الكلمات المفتاحية:

التلوث المعدني؛ لجان راسب، الخلفية الجيوكيميائية، مصادر التلوث؛ تقييم المخاطر البيئية، الساحل الجزائري.

Les métaux traces dans les sédiments des côtes Algériennes :**Comportement géochimique et influence continentale**

On s'inquiète de plus en plus du danger que représentent les métaux traces, notamment ceux toxiques, dans les sédiments pour l'environnement marin en Algérie. Cependant, la connaissance des processus naturels et anthropique qui contrôlent l'accumulation et le risque de métaux traces dans un tel environnement est très limitée. Cette thèse présente une évaluation de la qualité environnementale de quatre carottes de sédiments collectés dans trois baies situées sur la côte centrale algérienne à travers leur étude géochimique, minéralogique et toxicologique. Les tendances de dépôt et les sources potentielles des métaux traces (As, Ag, Cd, Pb, Cu, Zn, Co, V, Ni et Cr) ont été examinés. L'influence de la matière organique, des carbonates de calcium, de la granulométrie et du soufre total sur l'accumulation des métaux trace a également été discutée. Dans l'ensemble de la zone d'étude, L'analyse par XRF a révélé que l'abondance des éléments majeurs décroît dans l'ordre Si (48.6 %) > Fe (12.58 %) > Al (11.5 %) > Ca (5.52 %) > K (4.76 %) > Na (4.08 %) > Ti (1.46 %) > S (1.01 %) > Mg (0.49 %) > P (0.32 %) > Mn (0.09 %). Les fractions granulométriques déterminées par l'analyseur laser ont été tracées le long de la profondeur des carottes et la distribution de la taille des particules indique que le limon était la fraction dominante (> 67 %) dans toutes les carottes ; bien que, pour les carottes B, Z et S, le sédiment montre une augmentation d'argile vers le fond des carottes. Après avoir analysé la distribution verticale des concentrations de métaux dans les sédiments le long de la côte centrale, la carotte S prélevée dans une zone non contaminée, a montré des teneurs faibles et constantes de presque tous les éléments le long de la profondeur, ce qui peut représenter le fond géochimique local pour les métaux étudiés. Les apports anthropiques dans la baie d'Alger ont élevé les concentrations d'Ag, de Cd, de Pb, de Cu et de Zn, leur maximum étant respectivement de 3.3, 2.4, 2.1, 1.8 et 1.6 fois les valeurs du fond géochimique local. À l'inverse, les augmentations généralisées de l'arsenic (jusqu'à 21 mg/kg) sont attribuées principalement au développement de l'agriculture au cours des deux dernières décennies. La teneur en Mn atteint un maximum au sommet des carottes B et Z suggérant des enrichissements diagenétiques. Les corrélations et l'analyse en composantes principales indiquent que les sources lithogènes ont largement contribué au dépôt de métaux, tandis que la majeure partie de l'arsenic des sédiments dans les carottes A, B et Z est vraisemblablement d'origine agricole. Les carbonates de calcium étaient les phases porteuses les plus importantes pour l'arsenic dans la zone d'étude. La matière organique et probablement les sulfures ont agi comme des puits ou des sources pour certains métaux traces dans les carottes A et B, respectivement. Selon les résultats du facteur d'enrichissement (FE), la zone d'étude a montré un enrichissement léger à modéré en Ag, As, Pb, Cd, Cu et Zn, alors qu'elle est restée non contaminée en Cr, V, Co et Ni. Les indices de la charge polluante (PLI) et l'évaluation de la toxicité calculée à l'aide de recommandations pour la qualité des sédiments (SQGs) indiquent plus de pollution et de risque écologique dans les sédiments de la baie d'Alger par rapport aux autres sites. Cette thèse fournit des données de référence précieuses pour les futures enquêtes environnementales dans la côte Algérienne.

Mots clés : Métaux traces ; carottes de sédiments ; fond géochimique ; source de pollution ; évaluation du risque environnementale ; côte Algérienne.

**Trace metals in the Algerian coastal sediment:
Geochemical behavior and continental influence**

There is an increasing concern about ecological risk from trace metals, above all those toxic, in sediments to the marine environment in Algeria. However, the knowledge of processes that controls the accumulation and risk of trace metals in such an environment is very limited. This thesis presents a study of geochemical, mineralogical, and an assessment of the environmental quality of four sediment cores collected in three bays located on the central Algerian coast. Deposition trends and potential sources of trace metals (As, Ag, Cd, Pb, Cu, Zn, Co, V, Ni and Cr) were examined. The influence of organic matter, calcium carbonate, grains size and total sulfur on trace metals accumulation has also been discussed. Throughout the study area, XRF analysis revealed that the abundance of major elements decreases in the order Si (48.6%) > Fe (12.58%) > Al (11.5%) > Ca (5.52%) > K (4.76%) > Na (4.08%) > Ti (1.46%) > S (1.01%) > Mg (0.49%) > P (0.32%) > Mn (0.09%). The grain size fractions analyzed by laser were plotted along the cores depth and the distribution of particle size indicate that silt was the dominant fraction (> 67 %) in all the cores; although, for core B, Z and S, the sediment shows an increase of clay in the bottom part of the cores. After analyzing the vertical distribution of metal concentrations in the sediments along the central coast, core S, taken from an uncontaminated area, showed low and constant contents of almost all elements along the depth, which can represent the local geochemical background of the studied metals. The anthropogenic inputs in Algiers Bay elevated Ag, Cd, Pb, Cu and Zn concentrations as their maximum were 3.3, 2.4, 2.1, 1.8 and 1.6 times the local background values, respectively. Conversely, the generalized increases of Arsenic (up to 21 mg/kg) may be attributed mainly to agriculture development in last two decade. Manganese content reached a maximum at the top of cores B and Z suggesting diagenetic enrichments. Correlations and principal component analysis indicate that lithogenic sources contributed largely to metal deposition, while most sediment arsenic was agriculture-derived. In addition, calcium carbonates were the most important carrier phases for arsenic in the study area. Organic matter and probably sulfur, acted as sinks or sources for some trace metals in cores A and B, respectively. According to the EFs, the study area showed slight to moderate enrichment with respect to Ag, As, Pb, Cd, Cu and Zn, whereas they remained uncontaminated with Cr, V, Co and Ni. The pollution load indices (PLI) and the toxicity evaluation calculated using consensus-based sediment quality guidelines (SQGs) indicate more pollution and ecological risk noted in Algiers Bay compared with the other sites. This study provides valuable baseline data for future environmental investigations in the Algerian coast.

Keywords:

Trace metals; sediment cores; geochemical background; source of contamination; environmental risk assessment; Algerian coast

À

Mes très chers Parents

Les mots ne peuvent commencer à décrire mon appréciation et ma gratitude pour tout ce que vous avez fait pour moi.

Votre amour et votre soutien m'ont aidé non seulement à l'université, mais aussi dans toute ma vie.

Trouvez ici, chère mère et cher père, dans ce modeste travail, le fruit de tant de dévouements et de sacrifices ainsi que l'expression de mon profond amour.

Remerciements

Tout d'abord, je voudrais louer et remercier **Allah** le Tout-Puissant, le Très Miséricordieux et le Plus Miséricordieux pour sa bénédiction qui m'a été accordée au cours de mes études, de sorte que j'ai finalement pu accomplir ma thèse. Que la bénédiction d'Allah aille à Son dernier Prophète **Muhammad** (que la prière d'Allah et Son salut soient sur lui), sa famille et ses compagnons.

En dehors de mes efforts, le succès de cette thèse dépend en grande partie des encouragements et des orientations de beaucoup d'autres. Je saisis cette occasion pour exprimer ma gratitude aux personnes qui ont contribué à la réussite de cette thèse. L'auteur ne sait pas par où commencer pour exprimer sa gratitude, mais il est certain que la gratitude va à tous ceux qui l'ont aidée dans le processus de réalisation de cette thèse. Il serait impossible d'énumérer tous les noms mais plusieurs personnes méritent ses remerciements sincères et particuliers...

Je voudrais exprimer ma plus profonde gratitude et appréciation au Professeur **Mostefa Boulahdid**, comme directeur de thèse. Je ne saurais trop le remercier pour son soutien et son aide formidables. Je me sens motivé et encouragé chaque fois que j'assiste à sa réunion. Sans ses encouragements et ses conseils, cette thèse n'aurait pas vu le jour.

Je voudrais montrer ma gratitude et mes sincères remerciements au Professeur **Wahid Refes**, enseignant à l'ENSSMAL pour le grand honneur qu'il m'a fait en acceptant d'être président de ce jury.

Je tiens à remercier vivement madame **Ferial Louanchi**, professeur à l'ENSSMAL pour l'honneur qu'elle me fait en acceptant de faire partie du jury de cette thèse, je tiens à l'assurer de ma profonde reconnaissance pour l'intérêt qu'elle porte pour ce travail.

Mes sincères remerciements vont à monsieur **Yassine Guendouzi**, maître des conférences au centre universitaire de Tipaza, pour sa participation à mon jury de thèse en qualité de rapporteur. Qu'il trouve ici le témoignage de ma vive reconnaissance pour sa participation à l'évaluation de ce travail.

Ma plus grande gratitude et appréciation s'adressent à M. **Olivier Radakovitch**, Professeur au CEREGE et directeur de recherche à l'IRSN, qui m'a donné l'opportunité et la permission de mener mon stage de perfectionnement en France. Je lui exprime aussi mes vifs remerciements d'avoir bien voulu évaluer et examiner ce travail.

Mon énorme appréciation est adressée à Mr. **Jean-Paul Ambrosi**, chercheur au CEREGE de m'avoir accueilli au sein de son laboratoire et de me retrouver dans de bonnes conditions de travail pendant toute la période du stage. Des remerciements particuliers sont adressés à **Bernard**

Angeletti, Ingénieur de recherche au CEREGE pour son soutien constant et son aide technique pendant l'analyse des métaux, au Commandant le Dr. **Mattai** (INCC) pour son aide dans la réalisation des Analyses de la minéralogie et de la composition élémentaire.

Je souhaite exprimer mes remerciements au Centre National de Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture (CNRDPA) et au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA), en particulier à nos collègues **Ahmed Inal** et **Djamel Taib Errahmani** pour leur aide dans la réalisation de la campagne d'échantillonnage, ainsi qu'à **Mohamed Zerrouki**, **Bilel Zenati** et **Moustafa Benhalima** pour leur assistance technique lors des prélèvements des carottes. Je remercie également nos chers collègues **Abdel Hamid Ghiboub** et **Noureddine Djerrai** de l'ENSSMAL, et **Souhila Dahmani** de l'USTHB qui nous ont aidés durant ce travail.

Mon grand honneur est accordé au Pr. **Lynda Benhadja**, Directrice de notre chère Ecole, au Pr. **Khoudir Mezouar**, sous-Directeur des enseignements, des diplômés et de la formation continue, au Dr. **Souhila Alouache**, sous-directrice de post-graduation, à Mr. **Mohamed Zerrouki**, chef du département Environnement/Aménagement, et à tous les membres du personnel de l'ENSSMAL, **Nassima**, **Hania...** pour leurs support et l'aide administrative qu'ils m'ont apportée.

Mes ultimes remerciements sont dédiés à mes très chers parents de m'avoir apporté un soutien et des encouragements sans faille durant toutes les années de mes études académiques et notamment pendant la réalisation de cette thèse. Je voudrais également remercier infiniment mes sœurs qui m'ont beaucoup aidé et soutenu pendant la réalisation de cette thèse.

Le dernier mais non le moindre, mes remerciements particuliers vont à ma petite famille bien-aimée ; ma femme, qui me soutient toujours dans toutes les conditions et qui a combattu avec moi depuis la première lettre de cette thèse a été écrite.

J'ai une énorme dette intellectuelle envers tous mes enseignants de l'école ; Pr. **Rachid Semroud**, Pr. **Wahid Refes**, Pr. **F. Houma Bachari**, Pr. **Samir Grimes**, Mr. **Redouane Boukert**, Pr. **Ferial Louanchi**, et surtout mon directeur de thèse, Pr. **Mostefa Boulahdid**, qui sont devenus mon inspiration pendant les années académiques et aussi pendant la réalisation de cette thèse.

Sans oublier, je voudrai rendre hommage à certains enseignants de notre école qui ont traversé nos vies et marqué nos existences. Mes vives pensées vont vers le Dr. **Mohamed Larid** et Dr. **Omar Sefiane**. Hommages les plus sincères à eux. Leurs noms resteront gravés dans nos mémoires au fil des ans et des décennies.

En fin, il serait difficile de trouver des mots adéquats pour exprimer tout ce que je dois aux gens. Beaucoup d'amour et merci à vous tous.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES ABREVIATIONS

INTRODUCTION..... 22

Chapitre I : Généralités 27

I.1. Éléments traces métalliques..... 27

I.1.1. La contamination métallique (Définition)..... 27

I.1.2. Origine des métaux traces..... 27

I.1.3. Comportement des métaux traces dans les sédiments marins..... 29

I.1.3.1. Processus physico-chimiques contrôlant la répartition et la mobilité des métaux..... 30

I.1.3.1.1. Échanges des Métaux traces à l'interface eau-sédiment (processus physiques)..... 30

a) La remise en suspension des particules de sédiment..... 31

b) La diffusion..... 31

c) La bioturbation..... 32

I.1.3.1.2. Mécanismes d'interaction (processus chimiques)..... 32

I.1.3.1.2.1. Adsorption et échange cationique..... 32

I.1.3.1.2.2. Réactions de précipitation, co-précipitation et solubilisation..... 33

a) La précipitation..... 33

b) La co-précipitation..... 34

c) La dissolution..... 34

I.1.4. Interaction des métaux traces avec la matière organique..... 35

I.1.5. Associations des métaux avec la phase cristalline..... 35

I.1.6. Distribution géochimique des métaux dans les sédiments..... 36

I.2. Les sédiments marins..... 38

I.2.1. Définition et origine..... 38

I.2.2. Composition..... 38

I.2.2.1. Constituants inorganiques des sédiments..... 40

a) Minéraux primaires..... 40

b) Argiles..... 40

c) Oxydes et hydroxydes..... 41

d) Carbonates.....	42
e) Les sulfates et les sulfures.....	42
I.2.2.2. Constituants organiques des sédiments : la matière organique marine.....	45
I.2.2.2.1. Définition.....	45
I.2.2.2.2. Origine et composition.....	45
I.2.3. Diagenèse.....	47
I.2.3.1. Diagenèse précoce.....	47
I.2.3.2. Minéralisation de la matière organique et séquences diagenétiques.....	48
a) La respiration aérobie.....	49
b) La dénitrification.....	49
c) La réduction des (oxy)hydroxydes de manganèse et de fer.....	50
d) La réduction du sulfate.....	51
e) La fermentation méthanique	52
I.2.4. Composition granulométrique des sédiments.....	52
I.3. Le bassin Algérien (Enjeux environnementaux et pression anthropique).....	54
I.3.1. Description générale de la mer Méditerranée.....	54
I.3.2. Côte Algérienne.....	56
I.3.2.1. Situation géographique.....	56
I.3.2.2. Caractéristiques Hydro-climatiques de la côte Algérienne.....	58
a) Température.....	59
b) Pluviométrie.....	59
I.3.2.3. Inondation dans le nord de l'Algérie.....	59
I.3.2.4. Réseau hydrographique en Algérie.....	62
I.3.2.5. Urbanisation et activités anthropique sur la côte Algérienne.....	64
I.3.2.6. Pollution Marine en Algérie	68
Chapitre II : Zone d'étude.....	71
II.1. La côte centrale Algérienne.....	71
II.1.1. Situation géographique.....	71
II.1.2. Caractéristiques géologique de la zone Algéroise.....	72
II.1.2.1. Ouest Algérois.....	72
II.1.2.2. Centre Algérois.....	74
II.1.2.3. L'Est Algérois.....	75
II.1.3. Géomorphologiques côtière de la zone Algéroise.....	76

II.1.3.1. Baie de Bou-Ismaïl.....	77
II.1.3.2. Baie d'Alger.....	77
II.1.3.3. Baie de Zemmouri.....	78
II.1.4. Réseau hydrographique dans la région centre.....	79
II.1.4.1. Oued El Harrach.....	81
II.1.4.3. Oued Isser.....	83
II.1.4.3. Oued Nador.....	85
II.1.5. Sédimentologie dans la côte centrale.....	86
II.1.5.1. Baie de Bou-Ismaïl.....	87
II.1.5.2. Baie d'Alger.....	87
a) Faciès sableux.....	88
b) Faciès carbonatés	88
c) Faciès pélitiques.....	89
II.1.5.3. Baie de Zemmouri.....	89
II.1.6. Pression anthropique dans la région centre.....	91
II.1.6.1. Baie de Bou-Ismaïl.....	91
II.1.6.2. Baie d'Alger.....	93
II.1.6.3. Baie de Zemmouri.....	94
II.1.6.4. Artificialisation et occupation des sols dans la zone d'étude.....	95
Chapitre III : Matériels et méthodes.....	98
III.1. Stratégie de prélèvement et traitement des échantillons.....	98
III.1.1. Découpage des carottes de sédiments.....	100
III.1.2. Lyophilisation.....	100
III.1.3. Broyage et homogénéisation des échantillons.....	100
III.2. Analyse des paramètres des sédiments.....	101
III.2.1. Détermination du taux de la matière organique.....	101
III.2.2. Analyse granulométrique par la méthode laser.....	101
III.2.2.1. Prétraitement des échantillons.....	102
III.2.2.2. Principe de la Granulométrie laser.....	102
III.2.3. Détermination du taux des carbonate de calcium dans les carottes.....	103
III.2.4. Détermination du soufre total dans les sédiments.....	104
III.2.4.1. Principe de l'analyseur du soufre (TruSpec Micro).....	104
III.2.4.1. Mode Opérateur.....	104
III.3. Analyse des éléments trace et majors dans les sédiments.....	105

III.3.1. Nettoyage des instruments.....	105
III.3.2. Minéralisation ou digestion acide.....	105
III.3.3. Analyses des éléments traces et des éléments majeurs par ICP.....	107
III.3.4 Assurance qualité dans les analyses de métaux.....	109
III.3.4.1. Répétabilité ou fidélité.....	109
III.3.4.2. Reproductibilité ou contrôle de la qualité d'analyse.....	109
III.4. Analyses élémentaires et Minéralogiques.....	110
III.4.1. Analyse des sédiments par Fluorescence du rayon X (FRX).....	111
III.4.1.1. Définition de la XRF.....	111
III.4.1.2. Principe de la fluorescence X (XRF).....	111
III.4.1.3. Préparation des échantillons.....	112
III.4.2. Analyse des sédiments par diffraction du rayon X (DRX).....	112
III.4.2.1. Définition de la DRX.....	112
III.4.2.2. Principe de la diffraction du rayon X (XRD).....	112
III.4.1.3. Préparation des échantillons.....	114
III.5. Évaluation de la contamination des sédiments.....	115
III.5.1. Etablissement d'un fond géochimique local pour la côte centrale Algérienne.....	115
III.5.2. Calcul du facteur d'enrichissement (FE).....	116
III.5.3. Calcul de l'indice de charge de pollution (PLI).....	117
III.6. Lignes directrices sur la qualité des sédiments.....	118
III.6. Analyses statistiques.....	120
III.6.1. Analyse binaire par la corrélation de Pearson.....	120
III.6.2. Analyse en composante principale (ACP).....	121
Chapitre IV : Résultats et discussion.....	124
IV.1. Détermination des phases minéralogique par DRX.....	124
IV.2. Détermination de la composition élémentaire par FRX.....	126
IV.3. Variations des paramètres des sédiments le long des carottes.....	129
IV.3.1. Variation de la matière organique dans les carottes A, B, Z et S.....	129
IV.3.2. Variation de la taille des grains -Distribution granulométrique.....	132
IV.3.3. Variation des carbonates de calcium (CaCO ₃) dans les carottes de sédiments.....	136
IV.3.4. Variation du soufre total et l'eau totale dans les sédiments de carotte.....	138
IV.4. Variations des concentrations Moyenne des éléments traces et majeurs.....	142
IV.5. Tendance de la distribution des métaux le long des carottes de sédiments.....	146

IV.5.1. Distribution verticale des concentrations d'éléments dans la baie d'Alger.....	146
IV.5.2. Distribution verticale des concentrations d'éléments dans la baie de Bou-Ismaïl.....	148
IV.5.3. Distribution verticale des concentrations d'éléments dans la baie de Zemmouri.....	150
IV.5.3. Distribution verticale des concentrations d'éléments au large de la côte de Djinet.....	151
IV.6. Interrelation et comportement géochimique des métaux traces.....	154
IV.6.1. La baie d'Alger.....	154
IV.6.2. La baie de Bouismail.....	156
IV.6.3. La baie de Zemmouri.....	158
IV.6.4. Large de la côte de Djinet.....	161
IV.7. Sources des éléments dans la côte centrale.....	164
IV.7.1. Origine des éléments dans la baie d'Alger.....	164
IV.7.2. Origine des éléments dans la baie BouIsmaïl	166
IV.7.3. Origine des éléments dans la baie de Zemmouri.....	168
IV.7.4. Origine des éléments dans les sédiments au large de la côte de Djinet.....	170
IV.8. Evaluation de l'impact Anthropique.....	172
IV.8.1. Enrichissement des métaux traces dans les sédiments.....	172
IV.8.2. Détermination de la charge polluante dans la côte centrale.....	176
IV.8.3. Application des recommandations sur la qualité des sédiments (SQGs).....	178
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....	183
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	187
ANNEXE	212
PRODUCTION SCIENTIFIQUE.....	232

Liste des figures

Figure 1 : Schéma des différents processus biogéochimiques des métaux traces et les voies d'échange entre les compartiments d'après Mason (2013) et Rigaud (2011).....	30
Figure 2 : Illustration des différents constituants d'un sédiment marin adapté de (Rusch, 2010).....	39
Figure 3 : Cycle simplifié du soufre modifié (Lesven, 2008).....	44
Figure 4 : Fractionnement de la matière organique naturelle en fonction de la taille et de la masse moléculaire (Scribe et Irace, 1997 in Cazalet, 2012).....	46
Figure 5 : Séquence verticale des réactions diagenétiques redox primaires dans les sédiments (Chester, 1990; Froelich et al., 1979 ; Billon, 2001).....	48
Figure 6 : Géographie de la mer Méditerranée avec les différentes Bassins.....	54
Figure 7 : Caractéristiques climatiques et océanographiques de la mer Méditerranée. (A) profondeur moyenne et maximale de la mer Méditerranée (GEBCO, 2016), (B) Température moyenne annuelle de la surface de la mer (°C) (SOCIB, 2022), (C) Précipitations annuelles totales (mm) (PNUE/PAM, 2012) et (D) Production primaire relative moyenne annuelle en mg/m ³ (SOCIB, 2022).....	55
Figure 8 : Population et densité dans les villes côtières méditerranéennes (PNUE/PAM, 2017).....	56
Figure 9 : Carte de la bathymétrie de la mer Méditerranée Modifiée (Sammartino et al. 2022).....	57
Figure 10 : Evolution des données météorologiques dans le littoral algérien entre 2000 et 2020 (ONM, 2021). (A), (B) et (C) à gauche représentent les variabilités interannuelles des températures de l'air à Oran, Alger et Annaba, respectivement. (A), (B) et (C) à droite sont respectivement les précipitations annuelles à Oran, Alger et Annaba (Harid, 2022).....	58
Figure 11 : Carte des inondations catastrophiques. (A) en Méditerranée entre (1940-2015), selon Gaume et al. (2017) ; (B) en Algérie (1965-2013), Source : Réinterprétation de Boutaghane et al. (2020).....	60
Figure 12 : Records du monde estimés rapportés à partir de différentes sources, courbe d'enveloppe européenne proposée et certains événements records européens sélectionnés depuis 1940. Source: Réinterprétation de Gaume et al. (2017).....	60
Figure 13 : Crues éclair de Bab El Oued (10 novembre 2001).....	61
Figure 14 : Types d'inondations dans les 50 zones algériennes les plus fréquemment inondées (MRE, 2018).....	62
Figure 15 : Carte des bassins versants du nord de l'Algérie et les principaux oueds débouchant dans la côte. Les chiffres désignent le code du bassin versant selon la division de l'Agence Nationale des Ressources en Eau (ANRH).....	63
Figure 16 : Carte de la répartition des ports et des unités industrielles le long de la côte Algérienne Modifiée (Bachouche, 2017).....	66
Figure 17 : Situation géographique de la côte centrale Algérienne.....	71
Figure 18 : Carte géologique de la région de l'oued Nador modifiée (Bechkit, 2022).....	73
Figure 19 : Carte morphogéologique de la région Algéroise et ses environs, (Guemache, 2010).....	74

Figure 20 : Carte géologique de la plaine de l'isser (ANRH 2003, modifiée par Bouderbala (2017))...	76
Figure 21 : Morphologie côtière de la Baie de BouIsmaïl modifiée (Pac, 2004).....	77
Figure 22 : Morphologie côtière de la Baie d'Alger.....	78
Figure 23 : Morphologie côtière de la Baie de Zemmouri (Benallou, 2020 in Mouhoubi 2021).....	79
Figure 24 : Réseaux hydrographique de la zone Algéroise.....	80
Figure 25 : Carte du réseau hydrique du bassin versant de l'oued El Harrach Modifiée (Bouchlouche and Arab., 2020).....	82
Figure 26 : Situation géographique et occupation du sol de l'oued El Harrach modifiée d'après Astite et al (2015).....	83
Figure 27 : Bassin hydrologique du bassin versant de l'oued Isser (Behloul et Mehenna, 2013).....	84
Figure 28 : Carte topographique de la vallée d'Oued Nador modifiée (Hachemi, 2016).....	86
Figure 29 : Carte sédimentaire de la baie de BouIsmaïl modifiée (Bokretaoui et Boutouili, 1989).....	87
Figure 30 : Carte sédimentaire de la baie d'Alger Modifiée (Bachouche, 2017).....	88
Figure 31 : Nature des sédiments meubles dans la Baie d'Alger (Maouche, 1987 ; Baba-Ahmed et al., 2018).....	89
Figure 32 : Carte de distribution de la fraction péletique dans la Baie de Zemmouri modifiée (LEM. 2021).....	90
Figure 33 : Population et distribution des rejets d'eau usées dans la baie de Bou-Ismaïl.....	92
Figure 34 : Population et distribution des rejets d'eau usées dans la Baie d'Alger.....	94
Figure 35 : Carte de l'occupation des sols dans la région Algéroise entre 2000 et 2017 (Khelil, 2017, modifiée).....	96
Figure 36 : Localisation des sites d'échantillonnage.....	99
Figure 37 : Analyseur laser Mastersizer 2000 (Malvern PANalytical corporation).....	103
Figure 38 : ICP-MS Quadripole Perkin Elmer Nexion 300x et ICP-AES PerkinElmer 4300 dv.....	108
Figure 39 : Principe de la XRF et schéma de mesure de l'appareil (HORIBA xgt 5000).....	111
Figure 40 : Représentation schématique des composants d'un diffractomètre à rayons X.....	113
Figure 41 : Diffractogrammes montrant les différentes phases dominantes dans les quatre carottes de sédiments (Q : quartz, C : calcite, D : dolomite, I : Illite, G : goethite, g : gybse, K : kaolinite, V : vermiculite).....	125
Figure 42 : Variation verticale du taux de la matière organique (OM) dans les quatre carottes.....	131
Figure 43 : Distribution de la taille des particules dans l'échantillon de la carotte A (5-6 cm).....	132
Figure 44 : Distribution verticale du taux de limon et d'Argile dans les carottes A, B, Z et S.....	135
Figure 45 : Variation verticale du CaCO ₃ dans les carottes A, B, Z et S.....	137
Figure 46 : Variation verticale du soufre totale (ST) dans les carottes A, B, Z et S.....	139

Figure 47 : Variation verticale de l'eau totale dans les sédiments de carotte A, B, Z et S. Les lignes pleines en représentent les courbes exponentielles qui ont été liées par les données de teneur en eau..... 140

Figure 48 : Distributions verticales des concentrations en éléments majeurs et traces dans la carotte A (Baie d'Alger) (concentration en mg.kg⁻¹ poids sec sauf pour le Fe, Al et Na en g/kg)..... 147

Figure 49 : Distributions verticales des concentrations en éléments majeurs et traces dans la carotte B (Baie de Boulsmail) (concentration en mg.kg⁻¹ poids sec sauf pour le Fe, Al et Na en g/kg).....149

Figure 50 : Distributions verticales des concentrations en éléments majeurs et traces dans la carotte Z (Baie de Zemmouri) (concentration en mg.kg⁻¹ poids sec sauf pour le Fe, Al et Na en g/kg)..... 151

Figure 51 : Distributions verticales des concentrations en éléments majeurs et traces dans la carotte S (large de Djinet) (concentration en mg.kg⁻¹ poids sec sauf pour le Fe, Al et Na en g/kg)..... 152

Figure 52 : Tracé des composantes des facteurs (1, 2, 3) de la carotte A (SPSS. v26)..... 166

Figure 53 : Tracé des composantes des facteurs (1, 2 de la carotte B (SPSS. v26)..... 167

Figure 54 : Tracé des composantes des facteurs (1, 2, 3) de la carotte Z (SPSS. v26)..... 170

Figure 55 : Tracé des composantes des facteurs (1, 2, 3) de la carotte S (SPSS. v26)..... 171

Figure 56 : Facteurs d'enrichissement (FE) calculés pour les quatre carottes et la côte centrale..... 173

Figure 57 : Profils des EF des métaux traces dans les carottes de sédiments A, B, Z et S de la côte centrale Algérienne..... 175

Figure 58 : Comparaison des concentrations de métaux traces en surface des carottes avec leur SQG respectives..... 179

Figure 59 : Valeurs Qm- SQGs calculés pour les quatre carottes de la côte centrale.....180

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Sources anthropiques des éléments traces métalliques (ETM) étudiés d'après Miller and Orbock Miller (2007) ; Bradl (2005) ; Charriau (2009) et Qian et al. (2015).....	28
Tableau 2 : Concentrations moyenne de quelques métaux traces dans l'océan et dans les fleuves en $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, et dans la croûte continentale supérieure (CCS) ¹ en ppm sauf l'Al et le Fe en %, (Wedepohl, 1995 ; Bruland and Lohan, 2003; Gaillardet et al., 2003; Morley et al., 1997).....	37
Tableau 3 : Principales espèces soufrées présentes dans le milieu naturel (Lesven, 2008).....	43
Tableau 4 : Classement granulométrique des sédiments simplifié selon la norme ISO14688 (2002)..	53
Tableau 5 : Principaux sources de pollution dans les wilayas côtières Algériennes (Inal, 2011).....	67
Tableau 6 : Informations récapitulatives sur les sites d'échantillonnage.....	114
Tableau 7 : Résumé du matériel, Verrerie et produits utilisés durant l'étape de la digestion.....	106
Tableau 8 : Résultats d'analyses de matériaux de référence certifiés.....	110
Tableau 9 : recommandation pour la qualité des sédiments (SQGs) pour les métaux lourds dans les sédiments marin.....	119
Tableau 10 : Composition élémentaire déterminée par XRF dans les échantillons de surface, moyen et de fond de chaque carotte de sédiment A, B, Z et S (unité en %).....	126
Tableau 11 : Statistique de base sur la granulométrie des sédiments dans les carottes A, B, Z et S de la côte central Algérienne, unité en % sauf pour la taille moyenne des grains, exprimée en μm	133
Tableau 12 : Résumé statistique des concentrations en éléments majeurs et traces dans les quatre carottes de sédiments de la côte centrale algérienne, unités en mg/kg de poids sec sauf pour Fe, Al et Na en g/kg. ¹ les valeurs de fond métalliques locales calculées comme la moyenne des trois sédiments les plus profond de la carotte S, ² les estimations de la composition chimique de la croûte continentale supérieure (Wedepohl, 1995).....	143
Tableau 13 : Coefficients de corrélation de Pearson dans la carotte A (Baie d'Alger).....	155
Tableau 14 : Coefficients de corrélation de Pearson dans la carotte B (Baie de Bouismail).....	157
Tableau 15 : Coefficients de corrélation de Pearson dans la carotte Z (Baie de Zemmouri).....	160
Tableau 16 : Coefficients de corrélation de Pearson dans la carotte S (large de Djinet).....	162
Tableau 17 : Résultats statistiques de l'ACP des carottes de sédiment des Baies d'Alger et Bouismail.....	165
Tableau 18 : Résultats statistiques de l'ACP des carottes de sédiment Z et S.....	169

Tableau 19 : Résultats statistique du facteur d'enrichissement..... 174

Tableau 20 : Les concentrations de métaux traces dans chaque carotte avec la valeur numérique du PLI calculée à l'aide de la méthode de Tomlinson et al. (1980).....177

LISTE DES ABRÉVIATIONS

FE : Facteur d'Enrichissement.

FC : Facteur de contamination.

ACP : Analyse en composantes principales.

MO : Matière Organique.

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

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

ETM : Eléments Traces Métalliques et Métalloïdes.

CEREGE : Centre Européen de Recherche et d'enseignement en Géosciences de l'Environnement.

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

EPA : Acide eicosapentaénoïque.

MO : Matière Organique.

FAO : Food and Agricultural Organization of the United Nations.

ICP-AES : Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectroscopy.

ICP-MS : Inductively Coupled Plasma - Mass Spectroscopy.

ET : Eau totale.

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

MOD : Matière Organique Dissoute.

MEDPOL : Mediterranean Pollution, Programme de Surveillance et de recherche en matière de pollution de la mer Méditerranée.

MERMEX : Marine Ecosystems Response in the Mediterranean Experiment.

m-ERM-Q : Mean ERM Quotients (quotient ERM moyen en français).

MISTRALS : Mediterranean Integrated Studies at Regional And Local Scales.

Moy. : Moyenne.

m-PEL-Q : Mean PEL Quotients (quotient PEL moyen en français).

m-SQG-Q: Mean sediment quality guideline quotients.

ST : Soufre Total.

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

OMS : Organisation mondiale de la santé.

PEL : Probable Effect Level (niveau d'effet probable en français).

PLI : Pollution Load Indice (indice de la charge polluante en français).

DG : Distribution Granulométrique.

PTFE : Polytétrafluoroéthylène (Téflon PTFE).

SQGs : Sediment Quality Guidelines : (recommandation sur la qualité des sédiments en français).

S.D. : Standard Deviation (Ecart type en français).

TEL : Threshold Effect Level (niveau d'effet seuil en français).

MOP : Matière Organique Particulaire.

COP : Carbone Organique Particulaire.

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

Introduction

Introduction

Depuis l'origine de la vie sur la planète terre, les écosystèmes aquatiques n'ont jamais été aussi menacés, comme présentement, par les pollutions émises par les activités humaines, en particulier par l'industrialisation, l'expansion urbaine et l'intensification agricole. Parmi ces écosystèmes, les environnements côtiers et estuariens, situés au niveau de l'interface terre-mer, constituent l'une des voies principales d'entrée des substances chimiques et organiques dans le milieu aquatique marin. La mer méditerranée, en tant que mer semi fermée, est soumise ces dernières années, à une anthropisation croissante et des bouleversement majeurs due aux activités anthropiques (Bachouche et al., 2017). A l'instar des pays méditerranéens, l'Algérie fait face à divers défis environnementaux. Parmi eux, l'évolution de la démographie et de ses activités dans la zone côtière (Khelil et al., 2019). Ces zones souffrent de niveaux élevés de pollution urbaine, agricole et industrielle, car elles sont continuellement exposées à des rejets d'eaux usées non traitées et, par conséquent, aux apports des différents polluants tels que les métaux traces (Taleb et al., 2009). Ces derniers constituent une des sources majeures de contamination dans le milieu marin. En raison de leurs propriétés physicochimiques, telles que la stabilité, la bioaccumulation, la non-dégradation, la persistance et la toxicité dans les milieux environnementaux (Inal et al., 2018 ; Gao et al., 2015), les métaux peuvent affecter la qualité des écosystèmes côtiers et présenter un risque considérable pour les organismes aquatiques et la santé humaine (Abderrahmani et al., 2021 ; Guendouzi et al., 2020). De plus, leur toxicité inhérente et leur non-dégradabilité constituent la base du suivi de leurs impacts écologiques (Lacerda et al., 1992).

Les métaux traces sont utilisés dans la majorité des activités industrielles et agricoles et se sont révélés être des polluants majeurs dans les zones fortement urbanisées (Gao et al., 2016). Des quantités massives de ces contaminants pénètrent dans le système fluvial à partir de sources ponctuelles, telles que les activités minières et de fusion, les eaux usées domestiques et les effluents industriels, et de sources non ponctuelles, telles que l'application des engrais et de pesticides dans les champs agricoles (Christophoridis et al., 2009 ; Liu et al., 2013 ; Fu et al., 2014 ; Gao et al., 2015).

Les métaux sont généralement transportés par le système fluvial vers la zone côtière sous forme dissoute et/ou particulaire. La matière particulaire est généralement composée de minéraux primaires résistants comme le quartz et le zircon, de minéraux secondaires comme les argiles,

les oxydes métalliques et les oxyhydroxydes, ainsi que des restes biogéniques (Viers et al., 2009). Les vecteurs les plus importants d'éléments traces dans les matières en suspension sont les minéraux argileux, ainsi que les oxydes/hydroxydes de métaux, les carbonates de calcium, et la matière organique (Hochella et White, 1990). Des études récentes ont rapporté que les agrégats d'oxy(hydroxydes) de fer sont responsables du transport d'une fraction importante de métaux particulaires, et que les agrégats continuent d'évoluer physiquement et géochimiquement, et de piéger les métaux avec le transport en aval (Schaidler et al., 2014). D'autre part, les métaux dissous peuvent s'associer aux particules marines dans les eaux côtières et s'incorporer rapidement dans les sédiments du fond (Hanson et al., 1983) ; Leur distribution et leur accumulation dans les sédiments sont influencées par la texture des sédiments, la composition minéralogique, l'état de d'oxydoréduction, les processus d'adsorption et de désorption et le transport physique.

Historiquement, le transport fluvial de métaux provenant de l'altération des roches et des dépôts minéralisés a été la principale source de métaux vers les côtes et les estuaires (Summers et al., 1996). Cependant, une fraction importante de la charge polluante rejetée sur le continent, peut contribuer à la contamination des sédiments marins côtiers (Bellucci et al., 2003). Par conséquent, Les sédiments marins peuvent constituer d'importants réservoirs de contaminants, car elles ont tendance à agir comme des puits pour les sédiments fins réactifs aux contaminants (Windom et al., 1989 ; Swales et al., 2002 ; Liaghati et al., 2003). Ainsi, les concentrations élevées de métaux dans les sédiments témoignent d'influences anthropiques plutôt que d'un enrichissement naturel par les processus d'altération (Karbassi et al., 2005).

Les sédiments jouent un rôle majeur dans la détermination du schéma de pollution des systèmes aquatiques (casas et al., 2003) non seulement en tant que puits pour les métaux traces déposés après adsorption sur les particules en suspension ou les particules organiques fines, mais aussi en tant que source de pollution. En effet, le remaniement des anciens sédiments par des activités naturelles, physiques, biologiques et humaines, telles que le dragage ou le mélange et la bioturbation benthique, peut facilement libérer, dans les milieux aquatiques, des métaux anthropiques associés aux anciens sédiments, avec un impact négatif sur l'écosystème (Swales et al., 2002). Ces contaminants, par voie de conséquence, peuvent alors entrer dans la chaîne alimentaire humaine et causer des problèmes de santé (varol et Sen, 2012).

Les sédiments profonds constituent des archives environnementales de la pollution anthropique passée, et l'étude des carottes de sédiments peut fournir un enregistrement historique de

diverses influences dans le système aquatique en indiquant à la fois le niveau de fond naturel et l'accumulation d'éléments induite par l'homme sur une longue période de temps (Cundy et al., 2003). Ainsi, la contamination anthropique potentielle est évaluée uniquement par rapport à ces valeurs de fond naturelles (Gasparon et al., 2007). La collecte d'informations géochimiques fournit non seulement une vue rapprochée de la qualité environnementale actuelle de l'écosystème, mais sert également de référence pour les enquêtes futures. Il pourrait fournir des informations précieuses sur le fond géochimique, le comportement de dépôt, les sources et l'enrichissement des sédiments avec différents contaminants tels que les métaux traces (Badr et al., 2008).

Bien que l'évaluation des risques écologiques associés à l'accumulation des métaux traces dans les sédiments côtiers algériens en raison de l'expansion démographique et de l'intensification des activités humaines au cours des deux dernières décennies soit essentielle à la mise en œuvre de stratégies de gestion des zones côtières pour protéger le milieu marin de la pollution, ce processus reste mal connu encore.

Les principaux objectifs de cette thèse se résument comme suit :

- Constituer une base de données sur la distribution des concentrations d'éléments majeurs et traces dans les sédiments profonds des côtes centrales algériennes,
- Etablir un fond géochimique local pour la région Algéroise,
- Déterminer les effets des processus naturel et anthropique contrôlant l'accumulation de métaux traces dans les sédiments marins,
- Déterminer les risques écologiques associés le long de la côte centrale algérienne.
- Etudier le comportement géochimique des métaux par la distribution verticale des métaux et autres paramètres comme la matière organique, le soufre total, la minéralogie, la granulométrie ...
- Examiner les origines lithogènes et anthropiques des éléments étudiés à la fois par la corrélation de Pearson et PCA.

Pour pouvoir répondre à ces objectifs, les travaux de cette thèse sont basés sur le prélèvement et l'étude approfondie de quatre carottes sédimentaires. Ces carottes ont été prélevées le long des côtes centrales algériennes à différents endroits, notamment aux voisinages des embouchures d'oueds. Le contenu de cette thèse est réparti en quatre chapitres développés et organisés comme suit :

- L'étude bibliographique fait l'objet du premier chapitre. Elle est concernée par la présentation du compartiment sédimentaire, précisément sa composition minéralogique et granulométrique ainsi qu'aux processus biogéochimiques, diagénétiques et les facteurs influençant cette distribution dans ce compartiment. Ce chapitre présente aussi les polluants métalliques étudiés à travers leur risque de contamination et leurs différentes interactions physico-chimiques dans l'environnement marin. Enfin, ce chapitre présente brièvement le bassin Algérien et son devenir face aux changements globaux (climatique, démographique, environnemental...) afin de mieux comprendre les processus naturels et anthropiques globaux dans le bassin et particulièrement dans la région centre vue son importance sur le plan socio-économique en Algérie et dans la région du bassin ouest de la méditerranée.
- Dans le deuxième chapitre, les différentes caractéristiques géomorphologiques, hydrologiques, sédimentologiques et historiques de la côte centrale Algérienne (Baie de Bou-Ismaïl, Baie d'Alger et Baie de Zemmouri) sont présentées afin d'apprécier la particularité de chaque écosystème face au développement des activités humaines et aux changements climatiques.
- Le troisième chapitre sera consacré aux techniques de prélèvement et de traitement des carottes de sédiment, aux méthodes mises en œuvre pour l'analyse des métaux, aux calculs des différents indices géochimiques ainsi qu'aux analyses statistiques. Le but de cette partie est d'étudier aussi la composition géochimique de la matrice sédimentaire par la quantification de la matière organique, les carbonates de calcium, le soufre total et l'eau totale dans les différentes couches de sédiment de carottes. De même, ce chapitre présente les analyses de la granulométrie (laser), de la minéralogie (DRX) et de la composition élémentaire (FRX).
- Le quatrième chapitre est dédié aux résultats et discussions de la distribution verticale des différents éléments et paramètres analysés (Minéralogie, composition élémentaire, métaux traces, matière organique, carbonates de calcium, soufre totale, eau totale, et la distribution granulométrique), le calcul des différents indices géochimiques qui permettront de caractériser l'accumulation des métaux traces dans les carottes de sédiments prélevés et d'identifier les facteurs impliqués dans l'accumulation des métaux traces et les risques environnementaux associés.

Enfin, la thèse sera clôturée par une conclusion générale et des perspectives qu'ouvre ce travail dans les domaines méthodologiques et appliqués.

[Généralités]

Chapitre I : GÉNÉRALITÉS

L'objectif principal de ces travaux de recherche est de déterminer l'influence des apports naturel et anthropique sur l'accumulation des métaux trace ainsi que leur comportement géochimique dans les sédiments de la côte centrale de l'Algérie. Dans ce but, il est primordial d'avoir une bonne connaissance sur les micros polluants inorganiques, la matrice sédimentaire et les changements globaux dans la côte algérienne. Le chapitre I a donc été orientée en ce sens.

I.1. Les métaux traces

I.1.1. La contamination métallique (Définition)

Dans l'environnement marin, les métaux se trouvent dans les fractions solubles, colloïdales et particulaires, principalement sous forme de cations (Dahane, 2017). Ces métaux sont des éléments persistants et non-dégradables dans l'environnement (Inal et al., 2018). Ils sont souvent indispensables à la croissance cellulaire (comme oligo-éléments) mais considérés toxiques à partir d'une concentration seuil (Rigaud, 2011), alors que d'autres éléments n'ont aucun effet bénéfique pour les organismes et sont donc considérés comme toxiques même à faibles concentrations (Lesven, 2008). Le cadmium (Cd) et le plomb (Pb) par exemple, peuvent provoquer un risque de toxicité dans le milieu aquatique même à faibles concentrations (Tessier, 2012). D'autres, comme le cuivre (Cu) ou le zinc (Zn), c'est à de fortes concentrations dans le milieu marin qu'ils présentent un véritable danger du fait de leur persistance, de leur toxicité, et de leur capacité à s'accumuler dans la chaîne trophique (Lu et al., 2014). Cependant, la toxicité d'un métal n'est pas uniquement liée à sa concentration mais également à sa valence et aux ligands avec lesquels il est associé, comme notamment le cas du cuivre, du chrome (Cr), du mercure (Hg) et de l'arsenic (As). Les métaux traces sont caractérisés par une faible teneur dans la croûte terrestre. Il est préférable d'utiliser la dénomination d'éléments traces métalliques et métalloïdes, où éléments traces, à celle de l'ancienne et obsolète appellation de « métaux lourds » qui dérive d'une définition liée à la densité volumique de ces éléments.

I.1.2. Origine des métaux traces

Les éléments métalliques sont présents naturellement dans les minerais et les roches de la croûte terrestre (certains à l'état de trace < 100 ppm) sous plusieurs formes : carbonates, oxydes, sulfates et silicates.

Les métaux traces, peuvent être libérés dans le milieu aquatique et l’atmosphère par différents processus naturels tels que l’érosion, l’altération des roches continentales et océaniques, les émissions volcaniques, les feux de forêts et les sources biologiques (Charriau, 2009). Ces métaux constituent dans le milieu marin et plus particulièrement dans les sédiments, ce qu’on appelle communément le « fond géochimique », c’est à dire la teneur naturelle en métaux traces dans le sédiment sans apport de pollution (Feix and Tremel-Schaub, 2005). A ces apports naturels s’ajoutent les métaux émis par les activités anthropiques (Inal, 2020).

Tableau 1 : Sources anthropiques des éléments traces métalliques étudiés d’après Miller and Orbock Miller (2007) ; Bradl (2005) ; Charriau (2009) et Qian et al. (2015).

Élément trace métallique ou métalloïde	Origines anthropiques
Vanadium (V)	Production de catalyseurs et d’acier
Cobalt (Co)	Métallurgie, catalyseurs, peintures, batteries, céramiques
Chrome (Cr)	Industrie textile, fabrication de l’acier, verrerie, céramiques, photographie, tannerie, cimenterie, traitement de surface,
Nickel (Ni)	Fabrication d’alliages et d’acier, dépôts chimiques et électrolytiques
Cuivre (Cu)	Métallurgie, fongicides, industrie textile pigments, photographie, peintures antifouling pour bateaux, électricité, traitement de surface
Zinc (Zn)	Imprimerie, galvanisation, teintures et pigments insecticides, usure des pneus, bâtiments et toitures, engrais phosphatés
Plomb (Pb)	Métallurgie, canalisations, pigments, batteries plomb-acide, imprimerie, raffinage
Arsenic (As)	Métallurgie, tannerie, coloration des verres et céramiques, pesticides, protection du bois, combustibles fossiles
Cadmium (Cd)	Métallurgie, colorants, céramique, usure des pneumatiques, incinération des déchets, raffinage du pétrole, engrais phosphatés
Argent (Ag)	Combustion du charbon, opérations de fusion, fabrication et élimination de certaines fournitures photographiques et électriques

Le Tableau 1 présente les sources anthropiques de certains métaux dans l’environnement.

Les apports anthropiques de métaux sont représentés en générale par l'exploitation des gisements miniers et les industries métallurgiques (Qian et al., 2015), les déchets ménagères (sources de Hg, Pb et Cd) (Dahane, 2017), les rejets des eaux usées non traitées (Mason, 2013 ; Qian et al., 2015), les activités agricoles (engrais et pesticides comme sources de As, Cd et Zn) (Miller and Orbock Miller, 2007), la production d'énergie par les usines électriques et de fabrication de batteries (Boucheseiche et al., 2002), les dépôts atmosphériques comme voie de contamination majeure du Pb à partir des activités du trafic routier (Han et al., 2006), et en fin, certaines activités industrielles comme les tanneries, le traitement du papier et la fabrication de ciment (Mason, 2013; Miller and Orbock Miller, 2007).

Dans les eaux marines et plus particulièrement dans le milieu côtier, qui fait l'objet du présent travail, les différentes sources anthropiques de métaux peuvent être dérivées des sources ponctuelles telles que les activités minières et de fusion, les eaux usées domestiques, les effluents industriels et le trafic maritime (Oursel, 2013) et/ou diffuses comme les apports provenant des rivières, les ruissellements ou les dépôts atmosphériques secs et humides (Mason, 2013). Les polluants métalliques peuvent également être dérivés des zones portuaires qui comptent parmi les zones les plus exposées aux pollutions métalliques multi élémentaires (Cazalet, 2012).

I.1.3. Comportement des métaux traces dans les sédiments marins

La mer Méditerranée, et particulièrement la côte Algérienne reçoit une grande quantité des éléments traces métalliques provenant de différentes sources (Inal et al., 2018 ; Guendouzi et al., 2021). Ces éléments chimiques sont transportés habituellement par les rivières, le lessivage des bassins versants, l'érosion, les effluents (urbains, agricoles et industriels), les eaux souterraines et l'atmosphère. Cependant, plus de 97 % des métaux transportés dans les zones côtières sont associés aux sédiments des rivières (Jain et Sharma, 2001). Une fois en mer, les métaux se répartissent dans différents compartiments (atmosphère/eau/sédiments) et sous différentes formes : dissoutes, colloïdales et particulaires (Kennish, 2002 ; Shaw et al., 1990) et le transfert des métaux entre les compartiments, définissent en grande partie leur cycle biogéochimique (Figure 1).

En milieu côtier, la contribution des matières particulaires des rivières est un facteur très important qui influence la sédimentation des métaux de fond (Buccolieri et al., 2006). Par

conséquent, les sédiments marins vont constituer un réservoir de stockage important pour les métaux d'origine naturelle et/ou anthropique (Singh et al., 2005).

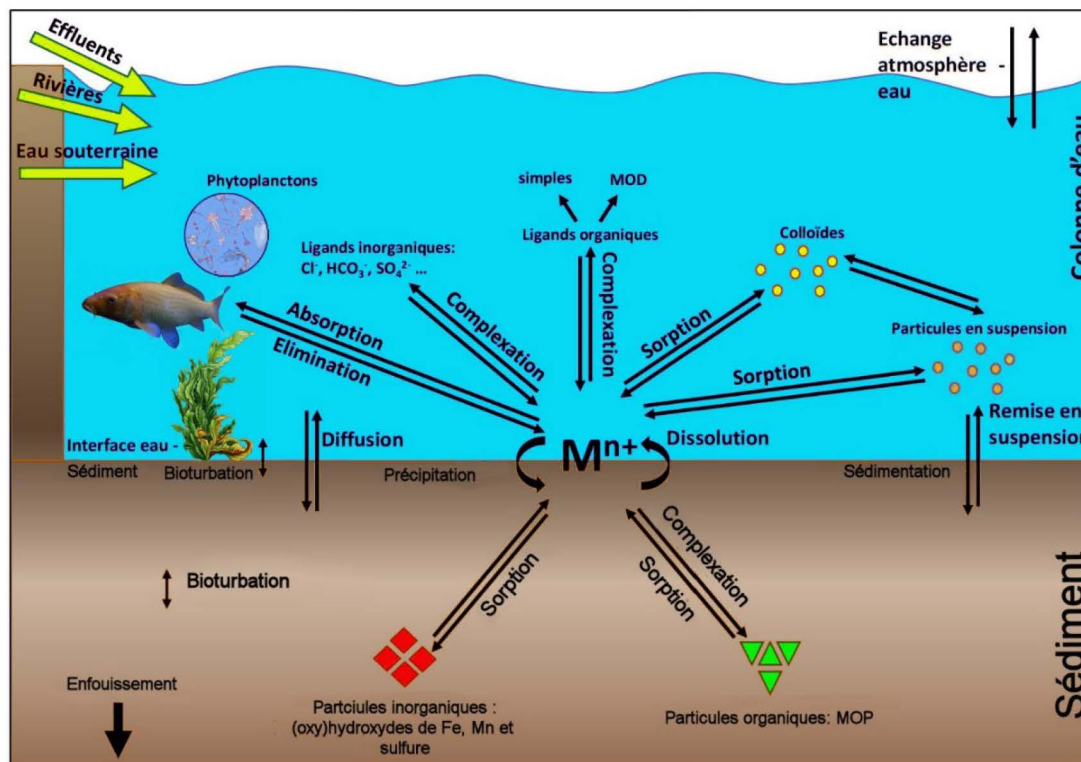


Figure 1 : Schéma des différents processus biogéochimiques des métaux traces et les voies d'échange entre les compartiments, d'après Mason (2013) et Rigaud (2011).

En fonction des conditions physico-chimiques du milieu environnant, les sédiments ne se comportent pas uniquement comme un puits (Morelli et al., 2012), mais aussi, comme une source secondaire de contamination métallique par des processus de diffusion, de mise en suspension, de dissolution ou par complexation (Schintu et al., 2016).

I.1.3.1. Processus physico-chimiques contrôlant la répartition et la mobilité des métaux

La répartition, la mobilité et les formes chimiques des métaux traces dans les sédiments marin sont contrôlées par des processus physiques (diffusion, advection, remise en suspension), chimiques (précipitation, dissolution, complexation, sorption) et biologiques (bioturbation, respiration) (Rigaud et al., 2013).

I.1.3.1.1. Échanges des métaux traces à l'interface eau- sédiment (processus physiques)

Deux processus physique majeurs peuvent contrôler et influencer la mobilité des métaux traces entre la phase solide et la phase liquide : la remise en suspension et la diffusion.

a) La remise en suspension des particules de sédiment

La remise en suspension consiste à remobiliser le sédiment et les éléments chimiques qu'ils sont associés dans la colonne d'eau par l'action de la bioturbation, la houle, ou par l'action de l'homme, tels que le dragage de sédiments et le trafic maritime. La remise en suspension du sédiment peut relarguer des contaminants chimiques qui étaient initialement présents dans les sédiments vers la colonne d'eau adjacente suite aux processus de sorption et désorption (Ho et al., 2012). Ce processus physique peut provoquer aussi la réoxydation des sédiments anoxiques et suboxiques, entraînant une modification de l'activité microbienne et une diminution du *pH* des sédiments (Eggleton et Thomas, 2004). Les composés sulfurés des sédiments peuvent être oxydés pendant ce processus et les métaux traces liés aux sulfures (comme les sulfures de fer) peuvent être rapidement mobilisés. Il convient de noter que les métaux associés à la pyrite (FeS_2) sont plus stables car leurs cinétiques d'oxydation sont lentes (Caetano et Vale, 2003). En outre, la remise en suspension des particules peut induire aussi une perturbation de la distribution granulométrique en raison de l'altération des interactions entre les particules fines et la matrice eau. Ces particules fines restent transitoirement dans la colonne d'eau de mer, et peuvent ainsi être exportées à nouveau au large (Oursel et al., 2014).

b) La diffusion

Les métaux mobiles dans les sédiments peuvent se diffuser dans l'eau interstitielle et se déplacer verticalement le long de la colonne sédimentaire en fonction du gradient de concentration (Angelidis, 2005). Ce processus physique tend à homogénéiser la concentration entre deux milieux adjacents suivant la première loi de Fick. Le flux diffusif (J_{dif}) dans le sédiment peut être calculé à partir de l'équation suivante (Devallois, 2009) :

$$J_{dif} = -D_{sed} \cdot \frac{\partial[A]}{\partial z} \quad (1)$$

avec :

D_{sed} : Coefficient de diffusion interstitielle exprimé en $m^2 \cdot s^{-1}$ calculé à partir du rapport entre le coefficient de diffusion moléculaire D_0 et la tortuosité $\theta(z)$. Le coefficient D_{sed} dépend en partie de la composition sédimentaire et du mécanisme de la bioturbation (Dang, 2014), et $\partial[A]/\partial z$ est le gradient de concentration à la profondeur z . Ainsi, Rigaud et al. (2013) ont rapporté que le flux diffusif (J_{dif}) de Co, As, Ni et Cr des eaux interstitielles des sédiments vers la colonne d'eau est significatif lorsque les (oxy)hydroxydes de Fe et de Mn sont réduits.

c) La bioturbation

La bioturbation est l'ensemble des processus de remaniement des couches sédimentaires induites par l'activité des organismes vivant à la surface ou dans les sédiments (Duport, 2006). Cette action biologique tend à homogénéiser les concentrations des contaminants dans le sédiment (Cossa et Lassus, 1989). Ce mélange des sédiments est principalement contrôlé par la quantité du flux particulaire et l'apport de la nourriture pour la faune benthique, en lien avec l'hydrologie et les saisons (Schmidt et al., 2007).

La bioturbation influe notablement sur les propriétés chimiques du sédiment, telles que les flux en nutriments, le potentiel d'oxydoréduction, la teneur en matière organique et le devenir de certains polluants inorganique (Eggleton et Thomas, 2004). Les activités du benthos, que ce soit par le creusement de galeries ou de terriers, le fouissage ou encore l'ingestion de sédiment, vont ainsi modifier la stratigraphie et la perméabilité du sédiment et en permettant à l'oxygène d'atteindre des zones plus profondes initialement anoxiques (Lesven, 2008).

I.1.3.1.2. Mécanismes d'interaction (processus chimiques)

De nombreuses transformations chimiques entrent en jeu au sein de la matrice sédimentaire et contribuent activement à sa dynamique et à son évolution. Ces processus chimiques induisent de nombreux réactions complexes entre la phase particulaire et la phase dissoute.

I.1.3.1.2.1. Adsorption et échange cationique

L'adsorption des cations métalliques à la surface des particules de sédiment se produit selon trois mécanismes : l'adsorption physique, l'adsorption chimique et la neutralisation des charges de surface par les cations dans la double couche électronique (Yong et al., 1992). L'adsorption physique résulte de forces électrostatiques (ex. van der Waals) et de mécanismes d'échange ionique. Par ailleurs, l'adsorption chimique induit l'établissement de liens covalents et ioniques entre les cations et les sites de rétention de la surface des particules. Les minéraux argileux les (oxy)hydroxydes amorphes ainsi que la matière organique sont caractérisés par une importante capacité d'adsorption (Gharbi, 2008).

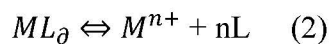
La capacité d'échange cationique (CEC) des métaux du sédiment est liée principalement à la capacité de ce dernier à adsorber des cations métalliques dissous et à relarguer une quantité équivalente de cations dans l'eau interstitielle (Sposito, 1989). Ce mécanisme réfère

uniquement au niveau d'adsorption maximal de cations facilement échangeables, et considère seulement les métaux adsorbés physiquement (Gharbi, 2008).

I.1.3.1.2.2. Réactions de précipitation, coprécipitation et dissolution

a) La précipitation

Les réactions de précipitations correspondent à un changement d'état qui conduit à la cristallisation de solides à partir d'éléments dissous dans les eaux interstitielles. La phase solide du sédiment est susceptible de précipiter lorsque le produit d'activité ([concentration] x coefficient d'activité (α)) des ions dans la colonne d'eau sédimentaire atteint ou dépasse le niveau de saturation de la solution pour la phase solide. Les cations (M^{n+}) et les anions (ligands, L) pouvant former une phase solide (ML_{θ}) sont reliés à cette dernière par le produit de solubilité de cette phase (K_{sp}). Le produit de solubilité d'une phase définit, pour des conditions d'équilibre thermodynamique, le rapport entre le produit des activités des ions et l'activité de la phase solide, soit :



$$K_{sp} = [M^{n+}][L]^{n} \quad (3)$$

Si $[M^{n+}][L]^{n}$ est supérieur à K_{sp} , la solution est sursaturée et la phase solide peut précipiter. Toutefois, si $[M^{n+}][L]^{n}$ est inférieur à K_{sp} la phase solide continue à se dissoudre. De plus, si l'anion L^{-} est une base (ex. OH^{-} , S^{2-} , CO_3^{2-}), l'ajout d'ions H^{+} au système augmentera la solubilité de ML_{θ} (Galvez-Cloutier, 1989).

Un grand nombre de minéraux sont concernés par les réactions de précipitation dans le sédiment. Lorsque le pH de l'eau interstitielle est élevé ($pH > 5$) et que le K_{sp} est atteint, les métaux peuvent précipiter sous forme de carbonates (ex. $PbCO_3$, $CdCO_3$) et d'hydroxydes (ex. $Pb(OH)_2$; $Cd(OH)_2$). Les métaux traces peuvent aussi être co-précipités avec une autre phase solide telle $CaCO_3$ ou $Fe(OH)_3$. Selon Forstner et Wittman (1979), lors d'une augmentation du pH, la précipitation de carbonates se produit en premier lieu suivie de la formation d'hydroxydes. D'une manière générale, les réactions de précipitation sont nombreuses, variées et concernent un grand nombre d'espèces. On peut ainsi citer la précipitation des silicates, les minéraux argileux, les minéraux ferrifères (oxydes comme la sidérite et l'hématite, sulfures comme la pyrite) (Inal, 2011).

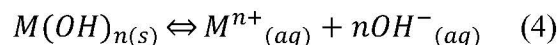
b) La coprécipitation

Elle concerne les processus d'incorporation (ou de combinaison) de composés solubles présents dans l'environnement d'un cristal en formation (Krauskopf et Bird, 1995) et la solution n'est alors pas saturée en l'espèce co-précipitée. Ce phénomène est très important pour les métaux à l'état de trace dans la colonne sédimentaire (Inal, 2011).

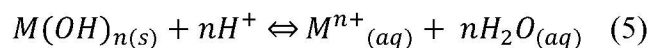
Dans le milieu naturel, il existe différents types de réactions dont l'adsorption de surface qui est susceptible de causer une contamination d'autant plus importante que l'aire spécifique du précipité est grande. Des métaux tels que le Cd, Pb, Zn ou Cu peuvent être adsorbés ou liés à un grand nombre de particules minérales telles que les oxydes de fer et de manganèse, les sulfures ou bien encore la matière organique. Finalement, les réactions de précipitation et coprécipitation jouent un rôle important dans la distribution et la biodisponibilité des espèces métalliques au sein du sédiment.

c) La dissolution

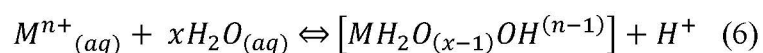
Les hydroxydes ($M(OH)_n$) ainsi que les oxydes hydratés peuvent contrôler la teneur et la distribution des éléments traces dans la colonne sédimentaire. Ces minéraux dits secondaires, sont considérés comme des produits amphotères possédant à la fois les caractéristiques d'un acide et d'une base (Sigg et al., 1994). Lorsqu'un hydroxyde_(s) est en milieu neutre ou basique, sa solubilité est donnée par la relation suivante :



Si l'hydroxyde_(s) est en milieu acide, la relation est définie comme suit :



Les cations métalliques subissent généralement une série d'étapes d'hydrolyse avant la précipitation sous forme d'hydroxyde. La solubilité de ces derniers est grandement influencée par la formation des hydroxo-complexes, et se produit selon la relation suivante (Galvez-Cloutier, 1995) :



La solubilité des hydroxydes peut être définie par l'équation générale suivante :



Ce système d'équations complexe permet donc de comprendre comment la précipitation d'hydroxydes dépend en grande partie des conditions acido-basiques du milieu. En fait, une diminution du pH par exemple, favorisera la solubilité des hydroxydes, entraînant ainsi en solution les éléments qui y associés.

Dans les sédiments riches en oxygène et avec des valeurs de pH > 5, l'association des éléments traces avec les (oxy)hydroxydes de Fe, Mn et Al, peut jouer un rôle déterminant dans la rétention et le piégeage de ces métaux. Certaines études ont signalé que les facteurs d'enrichissement varient entre 10 et 80 pour le Cu, Ni, Cr et Co dans la phase hydroxyde. En comparant ces résultats avec le facteur d'enrichissement du manganèse (Mn) dans la phase hydroxyde (entre 50 et 70), ce métal étant normalement un constituant majeur de la phase oxydes/hydroxydes des sédiments (Schmoll and Förstner, 1979).

I.1.4. Interaction des métaux traces avec la matière organique

La rétention des métaux traces par la matière organique résulte de la formation de complexes organo-métalliques et leur adsorption, floculation et précipitation sur d'autres substrats (Forstner and Wittman, 1979).

La solubilité des complexes organiques est généralement inverse à celle des complexes inorganiques des métaux (Kabata and Pendias, 1991). Pour des pH inférieurs à 3, il n'est pas rare que des complexes organo-métalliques se forment. Ces complexes organo-métalliques insolubles sont donc peu sensibles à une diminution du pH. La nature colloïdale de la matière organique (OM) en outre, favorisera la rétention des métaux dans les fractions granulaires les plus fines (Forstner and Wittman, 1979). Certains métaux traces ont une grande affinité pour la matière organique comme le Cu, Cr et le Pb (Galvez-Cloutier, 1995).

I.1.5. Associations des métaux avec la phase cristalline

Les sédiments marins sont constitués de minéraux qui résultent de la fragmentation et de l'altération de la roche mère. Deux mécanismes de transformation de celle-ci entrent en jeu :

1) un processus physique par désagrégation et/ou fragmentation qui sépare les minéraux primaires des roches (quartz, feldspath, micas...) et produit des fragments de même composition chimique que la roche d'origine ;

2) un processus chimique par altération (principalement hydrolyse et néoformation) qui transforme les minéraux primaires comme le quartz, les feldspaths, les micas... en minéraux secondaires (argiles, (oxy)hydroxydes, ...).

Cependant, les minéraux primaires ne présentent pas un potentiel d'adsorption important, mais ils peuvent dans certaines conditions, interagir avec les formes ioniques en solution, particulièrement par substitution isomorphe, incorporant ainsi les métaux traces dans leur structure cristalline (Forstner et Wittman, 1979 ; Galvez-Cloutier, 1995).

Des teneurs élevés en métaux traces peuvent s'associer aux minéraux cristallins primaires, et ce, tant dans les cas de la présence lithogénique que dans ceux de contamination anthropique. Leur présence et distribution dans les minéraux primaires est fonction de l'état physico-chimique de la source mère (magma, lave et/ou solution aqueuse) et de facteurs chimiques-cristallins, telles les valences, la configuration électronique et le rayon ionique. Par exemple, le plomb (Pb) peut occuper les positions structurales de métaux monovalents et divalents de grande taille, dont le potassium (K). Le zinc (Zn) quant à lui, est préférentiellement incorporé dans des positions structurales spécifiques des silicates et des oxydes où il y remplace le Fe^{2+} et le Mg^{2+} . D'autre part, les influences anthropiques à long terme peuvent causer une pénétration des métaux traces dans la structure cristalline des minéraux (Galvez Cloutier, 1995).

I.4. Distribution géochimique des métaux dans les sédiments

La rétention des métaux traces par les différents compartiments du sédiment se produit généralement de manière compétitive. Les éléments s'associent aux composantes du sédiment selon leur affinité respective, tandis que les constituants du sédiment cherchent à retenir les métaux de manière sélective.

Le processus de distribution géochimique des métaux traces est complexe du fait que les constituants solides interagissent entre eux pour former, non pas des phases solides uniques et distinctes, mais plutôt des agglomérations de plusieurs phases (Tessier and Campbell, 1988; Yong, 1995). La matière organique, les carbonates et les oxydes/hydroxydes amorphes recouvrent généralement les minéraux argileux ou primaires. De plus, dans plusieurs cas de contamination, les métaux traces pénètrent dans les sédiments simultanément et en proportions différentes.

Généralement, les matériaux issus de l'érosion des sols et des roches mères sont transportés en suspension par les cours d'eau, et les éléments traces contenus dans ces matières particulaires sont transportés sur les zones continentales et finalement jusqu'aux océans (Viers et al., 2009). Une fois dans les eaux côtières. Les métaux en provenance des fleuves peuvent s'associer aux particules en suspension, s'accumulent dans les sédiments marins (Gabelle, 2006) et peuvent présenter de stock important dans les écosystèmes côtiers contaminés. Le Tableau 2 présente les teneurs moyenne mondiale des éléments dans la croûte continentale supérieure, dans les océans et les fleuves du monde.

Tableau 2 : Concentrations moyenne de quelques métaux traces et éléments majeurs dans l'océan et dans les fleuves en $\mu\text{g. l}^{-1}$, et dans la croûte continentale supérieure (CCS) en ppm sauf l'Al et le Fe en %, (Wedepohl, 1995 ; Bruland and Lohan, 2003 ; Gaillardet et al., 2003; Morley et al., 1997).

Élément	Concentration moyenne dans l'océan ($\mu\text{g. l}^{-1}$)	Concentration moyenne dans les fleuves ($\mu\text{g. l}^{-1}$)	Concentration dans la CCS (ppm)
Fe	$1.7 \times 10^{-3} - 0.17$	66	3.08 %
Al	$8.1 \times 10^{-3} - 1.1$	32	7.74 %
Mn	$3.3 \times 10^{-3} - 0.55$	34	527
Rb	-	1.63	110
Sr	-	60	316
Ti	-	0.49	3117
Ag	-	-	0.055
As	1.3 - 1.9	0.62	2
Cd	$0.1 \times 10^{-3} - 0.1$	0.08	0.102
Cu	0.02 - 0.32	1.5	14.3
Pb	$0.8 \times 10^{-3} - 0.03$	0.08	17
V	1.5 - 1.99	0.71	53
Zn	$3 \times 10^{-3} - 0.6$	0.6	52
Co	$0.1 \times 10^{-3} - 0.01$	0.15	11.6
Cr	0.15 - 0.26	0.7	35
Ni	0.12 - 0.7	0.8	18.6
Ba	-	-	668
Be	-	0.0089	3.1
Bi	-	-	0.123
Cs	-	0.011	5.8
Li	-	1.84	22
Mo	9.5 - 10.5	0.42	1.4
Sb	0.19	0.07	0.31
Sn	-	-	2.5
Tl	-	-	0.75
U	3.3	0.37	2.5

I.2. Les sédiments marins

I.2.1. Définition et origine

Le sédiment marin est un compartiment complexe et relativement hétérogène (Power et Chapman, 1992). Il s'agit d'un dépôt continental résultant de l'érosion des roches et des sols du bassin versant, ou marins, issue de l'altération ou de la désagrégation des roches préexistantes et de la précipitation de matières en suspension qui transitent dans la colonne d'eau (Scordia, 2008 ; Ramarosan, 2008). Les dépôts de particules d'origine continentale sont transportés majoritairement dans les eaux côtières par les cours d'eau, pour se déposer dans des bassins de sédimentation et forment ainsi des roches sédimentaires (Schneider, 2001). Cependant, les différentes activités anthropiques dans le littoral peuvent induire d'importantes modifications dans la composition de cette matrice, essentiellement pour les éléments à l'état de traces (Lesven, 2008).

La taille des particules qui composent les sédiments sont plus ou moins grosses et sont constituées de matériaux détritiques, de composés minéraux et organiques issues de sources distinctes (Lesven, 2008). La composition minéralogique du sédiment est influencée par son environnement et aux sources émettrices à proximité de la zone de dépôt (Minéralogie des bassins versants et la structure du couvert végétal). De par leur origine et leur nature, les sédiments sont le siège de nombreuses réactions d'échange et de transformation à plus ou moins long terme. En effet, selon les espèces minérales présentes, le type de matière organique (MO), la population de micro-organismes pouvant induire la formation de sulfures tels que la pyrite, le comportement des sédiments se verra modifié (Cazalet, 2012).

I.2.2. Composition

Un sédiment est un compartiment poreux constitué d'une matrice solide et de vide, appelés pores (Rusch, 2010). Ces derniers sont occupés par de l'eau de mer (eau interstitielle) et dans une moindre mesure par de l'air enrichi en CO₂ par l'activité biologique (micro-organismes). L'eau interstitielle représente entre 20 et 90 % du volume des sédiments superficielles mais ces pourcentages diminuent généralement avec la profondeur suite à la compaction des particules sédimentaires (Lesven, 2008). La région d'origine et la nature du milieu aquatique (rivières, estuaires, zones côtières, etc.) du sédiment ont un impact non négligeable sur la représentation de ses différentes fractions (Cazalet, 2012). Les sédiments sont donc des milieux poreux constitués de trois fractions présentes en proportions variables (Figure 2) (Rusch, 2010).

La fraction solide des sédiments est un milieu complexe constitué de composés minéraux et des débris de squelettes et coquilles animales, qui représentent la partie inorganique du sédiment. Le quartz, les carbonates, les oxydes et hydroxydes métalliques et les argiles constituent les principales espèces minérales de cette matrice (Mechaymech, 2002). L'autre phase solide du sédiment est constituée de la matière organique (micro-organismes, les débris animaux et végétaux et les colloïdes humiques/fulviques) qui est potentiellement présente dans les sédiments. Malgré le faible volume qu'elle occupe dans ce compartiment, elle ne joue pas un rôle nutritif essentiel pour les organismes vivants, mais elle peut contrôler en partie la biodisponibilité des contaminants métalliques (Razak et al., 1996).

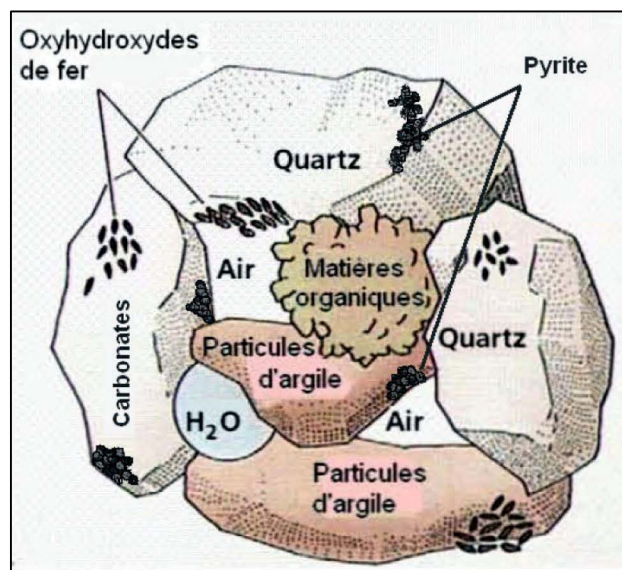


Figure 2 : Illustration des différents constituants d'un sédiment marin adapté de (Rusch, 2010).

Globalement, deux phases coexistent distinctement dans la matrice sédimentaire : la phase solide et la phase liquide (l'eau interstitielle). Ces deux phases sont l'objet d'échanges permanents de matière qui tendent vers un régime stationnaire. En outre, Les sédiments sont caractérisés par la présence d'éléments majeurs comme le calcium dans les carbonates, le silicium dans l'opale (boue à base de diatomées, par exemple), l'aluminium (accompagné de Mg, Ti, K, Na) dans les aluminosilicates et le fer et manganèse dans les sédiments à nodules polymétalliques. Les métaux traces quant à eux se trouvent liés aux fractions sédimentaires sous plusieurs formes : les formes liées aux oxydes et hydroxydes de fer ou de manganèse, aux silicates, aux carbonates, les formes complexées avec la matière organique (par exemple acides humiques) ou sous forme d'ions libres dans l'eau interstitielle (Lesven, 2008). D'autres comme les éléments mineurs, les éléments nutritifs (nitrate, sulfate, phosphate, carbone organique...),

les éléments métalliques présents à l'état de traces (naturels ou anthropiques) et les contaminants organiques (HAP, PCB, pesticides...) complètent la composition d'un sédiment (Garrivier, 1995).

Les sédiments sont également caractérisés par leur pH, leur potentiel redox, leur salinité, leur teneur en oxygène et en sulfures. Ces paramètres gouvernent la répartition des contaminants entre les différentes phases d'un sédiment, ainsi que leur biodisponibilité (Dahane, 2017).

I.2.2.1. Constituants inorganiques des sédiments

Les constituants inorganiques des sédiments comprennent les minéraux primaires (cristallins) felsiques (ex. feldspaths, quartz et plagioclases) et mafiques (ex. pyroxènes, olivine, amphiboles), les minéraux argileux, les carbonates, les oxydes et les hydroxydes, les phosphates, les chlorures ainsi que les sulfates et sulfures (Sposito, 1989 ; Kabata et Pendias, 1991). Chacun de ces minéraux peut agir en tant que source ou récepteur des métaux selon plusieurs mécanismes d'interactions.

a) Minéraux primaires

Les minéraux primaires présents dans les sédiments côtiers proviennent naturellement de la roche-mère préexistante. Leurs caractéristiques physiques et chimiques sont fonction des processus et des périodes d'altération (vent, eau et saisons) auxquels ils ont été soumis, ainsi que leur mode de transport par les cours d'eau dans les bassins versant. Généralement, les formes primaires de ces minéraux ne participent pas à la plupart des phénomènes d'adsorption (Bolt et Bruggenwert, 1978).

b) Argiles

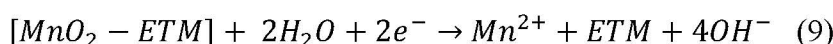
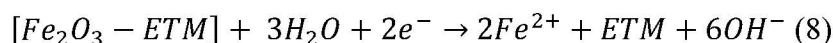
La capacité d'adsorption d'un sédiment est associée généralement aux particules ayant une surface spécifique importante, soit la fraction argileuse. En sédimentologie, le terme argile est utilisé dans la description de matériaux dont les particules n'excèdent pas 2 µm de diamètre. Les argiles sont donc caractérisées par leur structure cristalline spécifique (Gharbi, 2008). En minéralogie, ce terme correspond à l'appellation de certains minéraux spécifiques tels que les Silicates d'Aluminium Hydratés (SAH). Leur structure spécifique permet de classer les argiles en deux types structuraux suivant la combinaison et le nombre de couches tétraédrales et octaédrales (Yong et al., 1992 ; Kabata et Pendias, 1991). Les phyllosilicates ont une structure

cristalline en feuillet. Notons que les minéraux argileux de type 2 : 1 ont une charge de surface importante induite par la substitution isomorphe des atomes de silice et d'aluminium par d'autres cations présents lors de leur formation. L'épaisseur et l'écartement des feuilles (espace interfoliaire) créé par ce réseau cristallin sont comblés souvent par divers cations tels que Na^+ , K^+ et Ca^{2+} . La surface spécifique importante des argiles (5 à 800 m^2/g) et leur capacité d'échange cationique sont des caractéristiques fondamentales des capacités tampon et de rétention des sédiments contenant ces métaux (Alloway, 1990 ; Gharbi, 2008).

c) Oxydes et hydroxydes

Les (oxy)hydroxydes sont présents en grande abondance dans la lithosphère et peuvent se former directement lors de l'altération des minéraux cristallins primaires ou lors de l'hydrolyse de certains minéraux argileux, tels que la kaolinite (Sposito, 1989). Leur formation est contrôlée par les conditions d'oxydoréduction ainsi que par le pH du système. Plusieurs types (oxy)hydroxydes sont présents dans les sédiments, notamment les oxydes de fer, de manganèse, d'aluminium, de silice et de titane. Toutefois, concernant leur influence sur le comportement des éléments traces, les oxydes/hydroxydes les plus importants sont ceux de l'aluminium (Al), du fer (Fe) et de manganèse (Mn) (Calvet, 2003 ; Gounou, 2008). La présence de groupements hydroxyles (-OH) à la surface des oxyhydroxydes et des hydroxydes et potentiellement à la surface des oxydes, leur confère des propriétés acido-basiques. Ils seront donc très fortement impliqués dans les mécanismes d'adsorption des cations métalliques en solution. De ce fait, leur charge de surface peut être considérée comme variable (Lions, 2004 ; Gharbi, 2008). Les oxydes, les hydroxydes et les oxyhydroxydes jouent un rôle dominant dans les processus d'adsorption et de co-précipitation des éléments traces métalliques.

En outre, le comportement et la mobilité des éléments traces dépendent en grande partie des changements du potentiel redox (Eh) dans la colonne sédimentaire ainsi qu'au nombre de phases porteuses (oxydes). Les éléments liés à la fraction réductibles (composés des oxydes de Fe et de Mn) sont les plus sensibles aux variations du potentiel redox (Leleyter and Baraud, 2005). En effet, sous les conditions réductrices (Sub-oxygène et anoxygène), les oxydes de Fe et de Mn sont réduits libérant ainsi les métaux traces associés selon les équations suivantes (Haes, 1981) :



Il convient de noter que la minéralisation de la matière organique par le biais de l'activité bactérienne provoque une diminution du potentiel redox dans la colonne sédimentaire (Charriau, 2009).

d) Carbonates

Ces minéraux se présentent selon différents niveaux de cristallisation et sont souvent métastables par rapport au système. La calcite ($CaCO_3$), l'aragonite ($CaCO_3$), la dolomite ($CaMg(CO_3)_2$), le carbonate de sodium ($Na_2CO_3 \cdot 10H_2O$) et la sidérite ($FeCO_3$) sont les minéraux carbonatés les plus couramment rencontrés dans les sédiments marins (Hlaváčková, 2005). À l'instar des (oxy)hydroxydes secondaires, les minéraux carbonatés secondaires peuvent précipiter à la surface d'autres formes minérales. Le système carbonaté est un système tampon important des milieux marins. Dans les sédiments, il résulte de l'équilibre entre les carbonates solides et l'eau interstitielle. La solubilisation des carbonates solides produit les espèces dissoutes (CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-}) du système calco-carbonaté. De par leur caractère tampon, les carbonates peuvent réguler le pH du milieu et imposer ainsi aux sédiments, une valeur de pH légèrement alcaline de 7,8. Généralement, les ions métalliques stables se présentent sous formes de carbonates et d'hydroxycarbonates en milieu faiblement basique (Athmani, 2022).

e) Les sulfates et les sulfures

Le principal apport de soufre dans les océans provient des apports des rivières qui transportent les produits de l'altération mécanique et chimique des roches continentales. Les sédiments marins sont le principal puits de sulfate d'eau de mer, impliquant que le cycle sédimentaire du soufre est une composante majeure du cycle mondial de cet élément (Kasten et Jorgensen, 2000). La chimie du soufre est complexe en raison de divers degrés d'oxydation (entre -II et +VI) que peut avoir cet élément (Tableau 3). Celle-ci dépend des conditions oxydo-réductrices du milieu. La forme la plus oxydée des composé soufrées (degré +VI) est constituée de sulfates (SO_4^{2-}) qui sont majoritairement présente dans les eaux oxygénées et à l'interface eau-sédiment. En fonction du pH du milieu, les concentrations en sulfures se répartissent entre trois espèces (H_2S , HS^- et S^{2-}). La forme la plus réduite (degré -II) et le H_2S présente dans la colonne de sédiment en milieu extrêmement acide, le HS^- en milieu neutre et le S^{2-} en milieu extrêmement basique (Cazalet, 2012). Les sulfures peuvent également être associés au soufre élémentaire pour former des polysulfures (S_4^{2-} , S_5^{2-} , S_6^{2-} ...) (Gabelle, 2006 ; Lesven, 2008

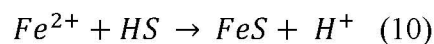
; Zhou, 2009). Ces formes peuvent contribuer activement à la transformation des sulfures de fer en pyrite (FeS_2) (Gagnon et al., 1995), et à la complexation de certains métaux traces (Zn, Cd, Pb...) dans la colonne sédimentaire (Boulègue et al., 1982).

Tableau 3 : Principales espèces soufrées présentes dans le milieu naturel (Lesven, 2008).

Composé soufré	Degré d'oxydation
S organique : $R - SH$	-II
Sulfure H_2S	-II
Soufre élémentaire S_0	0
Thiosulfate $S_2O_3^{2-}$	-II et +VI
Tétrathionate $S_4O_6^{2-}$	+V et 0
Dioxyde de soufre SO_2	+IV
Sulfite SO_3^{2-}	+IV
Sulfate SO_4^{2-}	+VI

Les sulfates constituent la principale source de soufre disponible dans l'environnement marin et à l'interface eau-sédiment (Kasten et Jorgensen, 2000). La réduction des sulfates (SO_4^{2-}) en sulfure dans la colonne d'eau sédimentaire s'opère sous l'action biologique (bactéries sulfato-réductrices) en présence de la matière organique réactive (Morse et Wang, 1997) et en absence d'oxygène (anoxique). Cette transformation des sulfates en sulfure est complexe et comprend beaucoup de réactions intermédiaires. Ces réactions (transformations) représentent globalement le cycle biogéochimique du soufre dans l'environnement, gouverné par les processus de la diagenèse dans les sédiments (Figure 3).

L'évolution des sulfures d'hydrogène dans le sédiment s'effectue en fonction de plusieurs processus : soit former des composés organo-soufrés avec la matière organique, soit il réagit avec du fer ferreux (Fe^{2+}, Fe^{3+}) (10) ou des éléments traces métalliques (11), tels que le zinc, le plomb. Pour former des sulfures de fer, de zinc, de plomb... (Billon, 2001) selon les réactions suivantes :



Les transformations biogéochimiques du soufre dans le sédiment sont donc, étroitement liées au cycle du fer et à celui des métaux traces. Ainsi, une grande variété de sulfures de fer sont formés tels que la pyrite (FeS_2), la troillite (FeS), la greigite (Fe_3S_4) et la mackinawite

($FeS_{(1-x)}$) (Morse et al., 1987 ; Rickard et Morse, 2005). Cette précipitation des sulfures de fer est formée parfois par contact direct avec les parois des bactéries sulfato-réductrices (Rickard et Morse, 2005).

Dans la phase solide, on distingue deux grandes classes de sulfures inorganiques : les sulfides acides volatiles (AVS) et les sulfures de chrome réductibles (CRS) (Billon, 2001). Les AVS sont les sulfures fraîchement précipités, mal cristallisés, instables et facilement réoxydables des sulfures de métaux de transition présents dans les sédiments tels que le $FeS_{amorphe}$, la mackinawite ($FeS_{(1-x)}$), la greigite (Fe_3S_4), la pyrite framboïdale (FeS_2) (Morse et Wang, 1997 ; Lesven, 2008). En plus, Les AVS peuvent se combinés aux métaux de transition tels que Cu, Pb et Zn, car ils se précipitent plus facilement que le fer, étant donné que les valeurs des produits de solubilité (K_s) des sulfures métalliques (M-S) sont plus faibles que celles de FeS (Billon, 2001). Il en résulte, la diminution de la mobilité des métaux en raison de la forte insolubilité des sulfures métallifères (Wen et Allen, 1999).

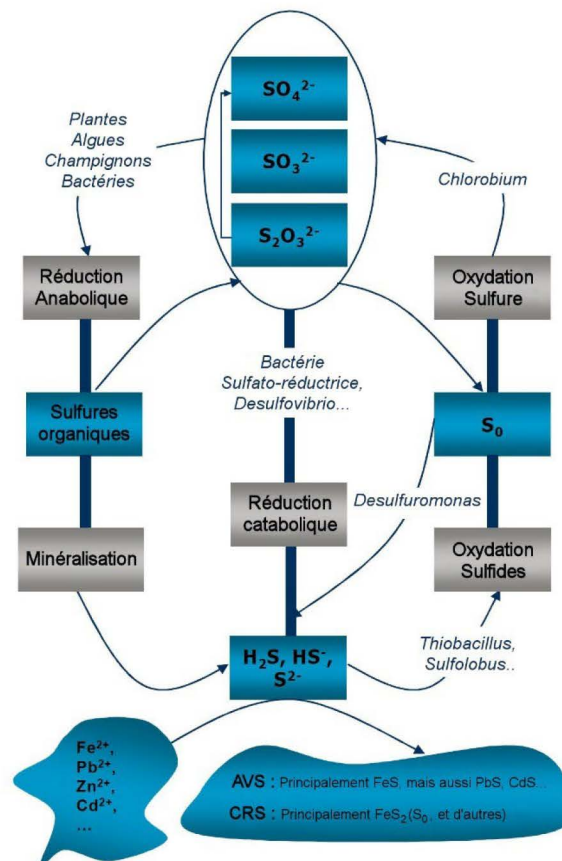
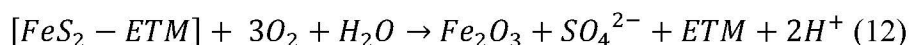


Figure 3 : Cycle simplifié du soufre modifié (Lesven, 2008)

Cependant, la dégradation de la matière organique par la respiration bactérienne entraîne une diminution du potentiel redox dans l'eau interstitielle (Bonnet, 2000). Ceci a pour conséquence

l'oxydation des sulfures et la libération des métaux qui y sont associés (comme l'As, Zn, Cd et Pb) dans la phase dissoute :



Les CRS quant à eux, sont des sulfures réfractaires et composés principalement par la pyrite (FeS₂) et par le soufre élémentaire (Billon, 2001).

La formation puis la précipitation des sulfures de fer et des sulfures métalliques dans les sédiments anoxiques suivent des étapes et des cinétiques complexes. Plusieurs facteurs sont susceptibles de limiter ou d'accélérer ces processus de formation : la quantité de la MO métabolisable par les bactéries, la diffusion et la concentration des sulfates, la concentration et la réactivité du fer minéral et la présence des éléments traces métalliques (Morse et Wang, 1997).

I.2.2.2. Constituants organiques des sédiments : la matière organique marine

I.2.2.2.1. Définition

La matière organique dans l'écosystème désigne l'ensemble des molécules à structures carbonées d'origine naturelle autres que les organismes vivants et les composés anthropiques (Filella, 2009). En plus, la MO est une composante présente dans tous les réservoirs (atmosphérique, terrestre et aquatique) ainsi que dans les milieux anthropiques (eau usée urbaine, élevage, station d'épuration, décharge...) (Labanowski, 2004). Les interactions des éléments traces du sédiment avec la matière organique exercent un rôle fondamental dans la formation d'oxydes métalliques et des substances humiques,...etc, contrôlant ainsi la transformation, le transport, le devenir et la toxicité des métaux dans l'environnement (Ondo, 2011).

I.2.2.2.2. Origine et composition

Dans le milieu marin, les composés hydrocarbonés peuvent être en phase solide (> 0.45 µm), on parle alors de la Matière Organique Particulaire (MOP) ou en phase dissoute où l'on parle alors de Matière Organique Dissoute (MOD) (< 0,45 µm) (Cazalet, 2012). La matière organique particulaire et dissoute peut provenir de deux sources (Filella, 2009). La première source sera propre à l'environnement qui l'entoure, on parlera de MO autochtone (aquagénique, origines marines). La mort cellulaire du phytoplancton, la dégradation de la

MOP, le broutage par le zooplancton et la production de la MO réfractaire dans la colonne d'eau et du sédiment, sont à l'origine de la matière organique autochtone (Jiao et al., 2010). La seconde source est quant à elle, allochtone ou pédogénique. Elle provient des apports des rivières, de ruissellement (lessivage des sols), des rejets urbains et agricoles et dans une moindre mesure d'apports atmosphériques (Pernet-Coudrier, 2008). La matière organique allochtone correspond parfois aux produits issus de la décomposition de la biomasse continentale ainsi qu'aux polluants organiques provenant des activités agricoles (Treignier, 2005).

D'après la communauté géologique et géochimiste de l'environnement, il est convenu de distinguer la Matière Organique Particulaire (MOP) de la matière organique dissoute (MOD) à l'aide d'une filtration à 0.45 µm (Cazalet, 2012). Au-delà de cette limite fixée arbitrairement, les biologistes font également une différenciation entre la matière organique vivante (principalement la MOP) et morte (essentiellement la MOD). La Figure 4 schématise ces différents constituants et/ou éléments qui composent la MOP et la MOD.

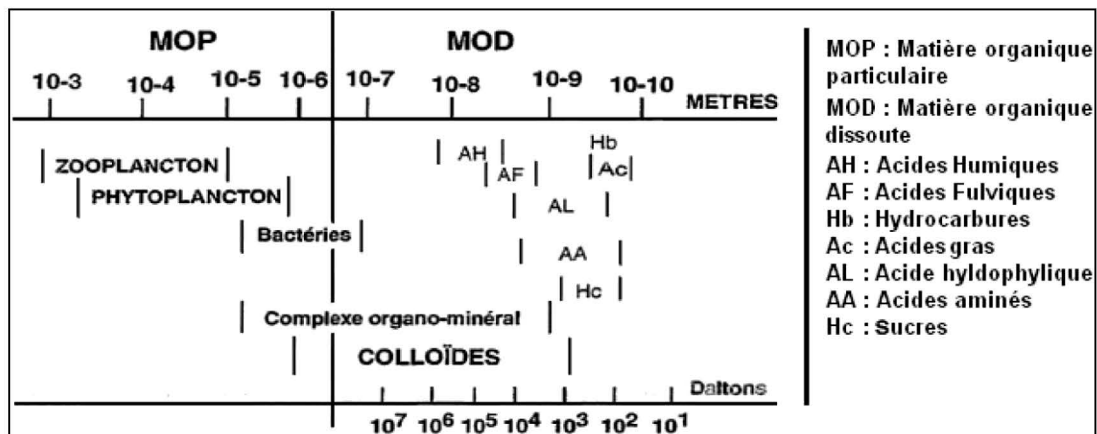


Figure 4 : Fractionnement de la matière organique naturelle en fonction de la taille et de la masse moléculaire (Scribe et Irace, 1997 in Cazalet, 2012)

La matière organique dissoute (MOD) est considérée comme l'un des réservoirs les plus importants du carbone organique total car elle représente 95 % du stock de carbone organique dans le milieu marin, alors que la MOP représente le reste du stock (Ridgwell and Arndt, 2014). La MOD joue un rôle prépondérant dans les processus biogéochimiques dans les sédiments (Jiang et al., 2018) et son cycle biogéochimique est complexe et fortement lié aux activités des micro-organismes (Chen and Hur, 2015). La MOD est constituée d'un ensemble de composés organiques très hétérogènes (Figure 4) en raison de leur origines (végétales ou animales) et

leurs différents processus de vieillissement qui peuvent l'affecter (dégradation, coagulation, etc.) (Pernet-Coudrier, 2008).

I.2.3. La diagénèse

Les sédiments marins sont le siège d'importants gradients bio-physico-chimiques qui sont la résultante de nombreuses transformations physiques, chimiques et biologiques, conduisant à la transformation du sédiment en une roche cohérente : c'est la diagénèse sédimentaire, qui dérive du grec « dia » : à travers et « genesis » : formation (Dahane, 2017). Dans l'environnement marin, les sédiments constituent le piège ultime des particules transportées par les cours d'eau et celles qui transitent dans la colonne d'eau (Lesven, 2008). Ce matériel particulaire qui se dépose à l'interface eau-sédiment va subir des transformations bio-géochimiques qui vont conduire dans un premier temps à des modifications de composition physico-chimique et dans un second temps à la formation de roche sédimentaire (Zhou, 2009). Ces processus de la diagénèse sont complexes et variés et aboutissent à la compaction et la cimentation des sédiments (Gabelle, 2006).

I.2.3.1. La diagénèse précoce

La diagénèse précoce regroupe l'ensemble des processus chimique (sorption, dissolution et précipitation), biologique (Bactéries) et physique (sédimentation) se déroulant dans la colonne sédimentaire et gouvernés par la minéralisation de la matière organique (Billon, 2001). En effet, après l'enfouissement du carbone organique biodégradable dans les sédiments et sous l'action biologique (Bactéries), va engendrer dès l'interface eau-sédiment, une série de transformations bio-géochimique, une cascade de réactions d'oxydo-réduction, qui vont modifier de façon importante la répartition des métaux traces dans la phase solide et liquide des sédiments (Dahane, 2017). Ainsi, la présence de bactéries et de la matière organique sont les deux conditions *sine qua non* pour induire les réactions biogéochimiques de la diagénèse précoce (Devallois, 2009). Ces réactions s'ordonnent selon la disponibilité des oxydants et de leurs potentiels d'oxydo-réduction. Les différentes espèces qui vont successivement se réduire sont le dioxygène dissous, les nitrates, les oxydes et hydroxydes de manganèse, les oxydes et hydroxydes de fer et finalement les sulfates (Figure 5). Ces processus contrôlent en partie la mobilité des éléments traces métalliques entre la phase solide du sédiment et l'eau interstitielle et permettent de comprendre leur distribution/répartition dans les sédiments (Elbaz-Poulichet, 2005; Tankere-Muller et al., 2007).

La partie suivante s'attache à présenter la minéralisation de la matière organique et les principales réactions diagenétiques.

I.2.3.2. Minéralisation de la matière organique et séquences diagenétiques

La matière organique (OM) occupe un rôle prépondérant dans les cycles biogéochimiques des éléments car elle est à l'origine de nombreuses transformations (séquences diagenétiques) dans les sédiments, en présence de bactéries. L'enfouissement et la décomposition de la matière organique (MO) dans les profondeurs du sédiment sont les processus clés des cycles biogéochimiques des éléments. Le taux de décomposition de la MO et le réseau trophique bactérien sont intimement liés dans le sédiment (Schultz et Urban, 2008). Différentes séquences diagenétiques et/ou d'oxydoréduction sont ainsi observées en profondeur suite à la dégradation progressive de la matière organique (Figure 5).

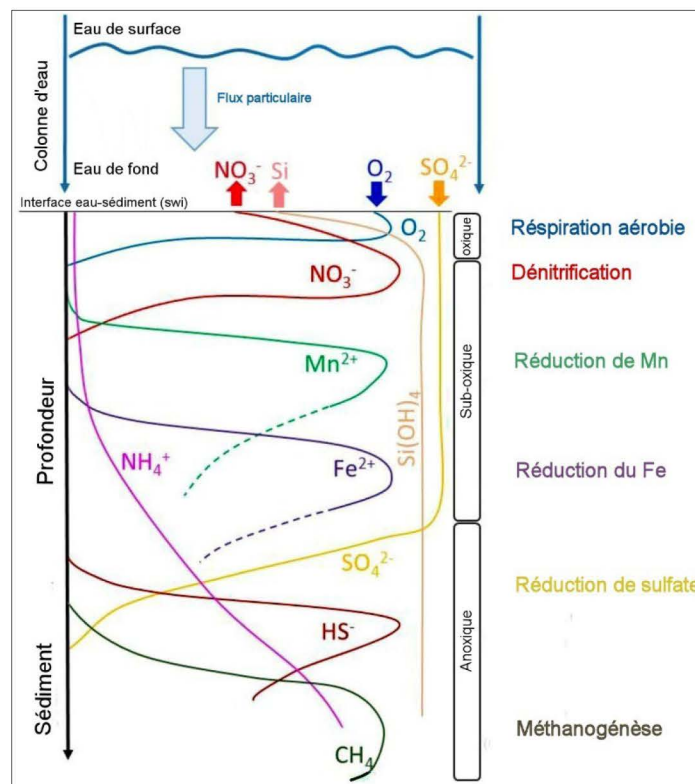


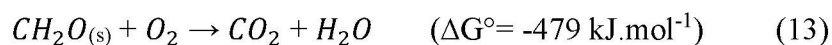
Figure 5 : Séquence verticale des réactions diagenétiques redox primaires dans les sédiments (Chester, 1990; Froelich et al., 1979 ; Billon, 2001)

Les réactions redox, dites primaires, correspondent aux réactions de minéralisation de la MO par les bactéries à l'aide d'une série d'oxydants, qui jouent le rôle d'accepteurs d'électrons : O_2 , NO_3^- , (oxy)hydroxydes de Mn et de Fe, et SO_4^{2-} . Ces oxydants sont utilisés au fur et à mesure de l'enfouissement de MO en fonction de leur capacité à libérer de l'énergie (Berner,

1980). Le principe de base de cette séquence diagénétique est si un oxydant est épuisé par manque d'O₂ dissous, le processus rédox se poursuivra en utilisant l'oxydant suivant. De plus, la quantité de matière organique et le taux d'accumulation des particules de sédiments influencent l'ordre de la séquence diagénétique et son intensité, accélérant ainsi l'utilisation des espèces oxydantes. La séquence des réactions diagenétiques dite primaires (présentés ci-dessous) sont classée de la plus énergétique à la moins énergétique (Lesven, 2008).

a) La respiration aérobie

La première réaction de la séquence diagenétique consiste à dégrader la matière organique sous l'action de l'activité bactérienne en utilisant l'oxygène dissous provenant de la diffusion depuis la colonne d'eau. Cette minéralisation s'opère dès les premiers centimètres sous l'interface eau-sédiment (Figure 5). Thermodynamiquement, l'oxygène est l'accepteur d'électrons le plus favorable (Karsen et Jorgensen, 2000). L'apport d'oxygène de l'eau de mer dans les sédiments est cependant limité par le transport. En général, un flux élevé de matière organique ou une faible teneur en oxygène des eaux de fond réduisent l'épaisseur de la couche superficielle oxygène du sédiment (Karsen et Jorgensen, 2000). La profondeur de pénétration de l'O₂ dépend donc de la quantité de MO présente. Ainsi, dans les sédiments peu profonds riches en matière organique (rivières, zones côtières), l'oxygène est très vite consommé et disparaît souvent dès les premiers millimètres. En revanche, pour les sédiments pélagiques (profonds), la faible teneur en matière organique va limiter la consommation en oxygène et la couche oxygène peut s'étendre à plusieurs centimètres sous l'interface (Lesven, 2008). L'oxygène est donc le premier oxydant à être activement consommé par les bactéries et sa consommation est appelée respiration aérobie. L'oxydation de la MO est modélisée par la réaction suivante (Inal, 2011) :

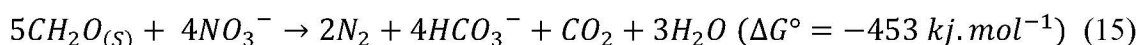
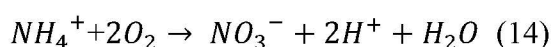


Une fois que l'O₂ dissous est consommé, la dégradation de la matière organique se poursuit en faisant intervenir un deuxième oxydant, le nitrate et ainsi des suites.

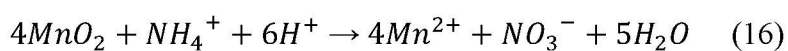
b) La dénitrification

La dénitrification est un processus de réduction des nitrates au cours duquel le nitrate (NO_3^-) ou le nitrite (NO_2^-) est réduit en anaérobie (Devol, 2008) par des bactéries hétérotrophes. Ce processus est réalisé par des bactéries facultatives omniprésentes dans des conditions suboxiques (c'est-à-dire à des concentrations d'oxygène inférieures à environ 2 mg O₂.l⁻¹ ou

63 mmol $O_2 \cdot m^3$) et son produit final est le gaz N_2 (Fennel et al., 2009). L'azote disponible dans les sédiments est principalement sous forme d'ammonium NH_4^+ . À moins qu'il n'y ait un flux de nitrate dans le sédiment à partir des eaux de fond sus-jacentes, la dénitrification dans le sédiment dépend des taux locaux de nitrification (l'oxydation de l'ammonium en nitrite ou nitrate par des bactéries chimioautotrophes). Cette combinaison de procédés est communément appelée nitrification-dénitrification couplée. Si le milieu est réducteur, ce qui est généralement le cas dans les sédiments, le nitrate est réduit en azote gazeux (N_2). L'oxydation des ions ammonium, puis la réduction du nitrate s'accompagne d'une oxydation du carbone organique selon les deux réactions suivantes (Lesven, 2008) :



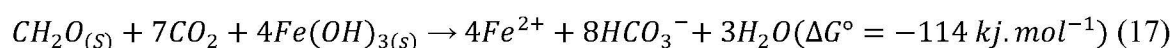
La réaction d'oxydation de l'ammonium (NH_4^+) en N_2 peut avoir lieu dans les sédiments anoxiques. Cette réaction consiste à l'oxydation de l'ammonium (NH_4^+) par la réduction de MnO_2 (Hulth et al., 1999).

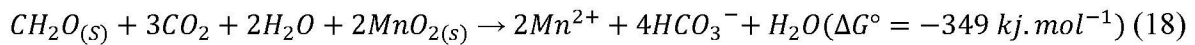


Dans le cas des sédiments fluviaux, le processus de dénitrification est souvent limité aux centimètres supérieurs. Le nitrate est complètement réduit dès les 2-3 premiers centimètres étant donné le faible flux du nitrate de la colonne d'eau vers le sédiment (Lesven, 2008).

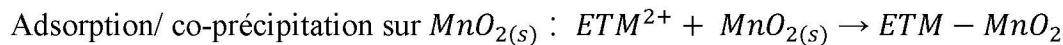
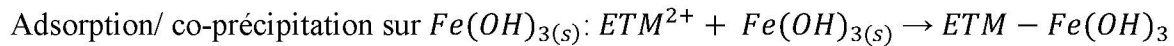
c) La réduction des (oxy)hydroxydes de manganèse et de fer

Les (oxy)hydroxydes de Mn ou de Fe sont les oxydants les plus puissants sous la zone de réduction du nitrate (Lesven, 2008). L'enfouissement de la matière organique en profondeur du sédiment et sa décomposition induit un déséquilibre des oxydes de fer (III) et de manganèse (III et IV). Ces derniers sont réduits sous forme d'ions libres Fe^{2+} et Mn^{2+} et diffusent dans la colonne d'eau sédimentaire. Notons que les oxydes de fer jouent un rôle plus actif que celui des oxydes de manganèse du fait de leur abondance dans le sédiment (Inal, 2011). Les réactions suivantes décrivent l'oxydation de la MO par les oxydes et hydroxydes de Fe et de Mn :





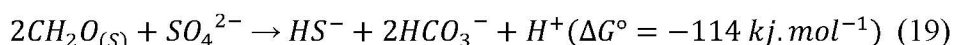
Dans les sédiments oxygènes, les métaux traces ayant une forte affinité avec les (oxy)hydroxydes de Fe et de Mn sont associés à la phase solide par adsorption et/ou coprécipitation (Rigaud et al., 2013) selon les deux relations suivantes :



Une fois dans la zone-suboxique, la réduction des (oxy)hydroxydes de Fe et de Mn lors de la diagenèse précoce provoque une libération des éléments traces associés dans l'eau interstitielle puis une augmentation de leur mobilité par diffusion (Rigaud et al., 2013).

d) La réduction du sulfate

Bien que le NO_3^- , MnO_2 et Fe_2O_3 soient énergétiquement plus favorables que le sulfate, ils sont généralement moins importants sur le plan biogéochimique. La concentration élevée dans l'eau de mer fait du sulfate un accepteur d'électrons dominant dans la dégradation anaérobie de la matière organique (Henrichs et Reeburgh 1987). Dans les sédiments côtiers, les sulfates sont stable d'un point de vue thermodynamique. La réduction est très majoritairement d'origine biologique comparé à la réduction purement chimique du sulfate dans le sédiment, et elle est contrôlée par les bactéries sulfato-réductrices. La réduction dissimulatrice des sulfates peut être décrite par l'équation nette suivante (par exemple, Coleman and Raiswell, 1995) :



En l'absence totale de l' O_2 dissous dans les sédiments, les sulfures sont la phase fixatrice majoritaire de certains éléments. Une fois que ces sulfures sont réoxydés (remobilisation sédimentaire par exemple), les métaux associés se libèrent et diffusent dans l'eau interstitielle vers la surface ou en profondeur. A l'inverse, lorsque les conditions deviennent plus réductrices, les métaux forment des sulfures métalliques peu solubles, ou s'adsorbent sur FeS . Par la suite, ils intègrent le réseau cristallin de la pyrite qui est le produit de réaction le plus dominant dans les sédiments anoxiques (Morse and Luther, 1999).

L'ordre du degré de pyritisation de certains métaux dans ce cas décroît comme suit : $Hg > As = Mo > Cu = Fe > Co > Ni \geq Mn > Zn > Cr = Pb > Cd$. A noter que, le chrome (Cr) ne présente

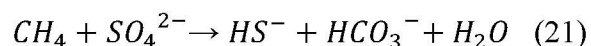
pas une forte affinité pour les sulfures et il peut rester mobile alors que l'arsenic (As) et le molybdène (Mo) sont le plus susceptibles, avec le mercure (Hg), de co-précipiter avec la pyrite dans les sédiments anoxiques.

e) La fermentation méthanique

Après la réduction des sulfates, la dernière étape est la méthanogenèse. Durant cette étape de la diagenèse, la matière organique (MO) elle-même jouera à la fois le rôle d'accepteur et de donneur d'électrons où le méthane biogénique (CH_4) peut se former (Chester, 1990 ; Froelich et al., 1979). Ce processus de méthanogenèse ne se développe que suite à une catalyse biologique et dans des conditions géochimiques particulières dans le sédiment. La réduction du CO_2 en CH_4 domine dans les environnements d'eau douce. Le méthane apparaît dans les eaux interstitielles sous l'interface oxydante/anoxique. La fermentation peut être décrite de la manière suivante :



Le sulfate est également réduit dans le cadre de l'oxydation anaérobie du méthane (Devol et Ahmed 1981, Reeburgh et Alperin 1988). Le méthane est généré sous la zone sulfatée des sédiments en tant que produit final de la dégradation anaérobie de la matière organique. L'oxydation anaérobie du méthane intègre l'ensemble de la dégradation du carbone organique enfoui depuis la limite inférieure de la zone sulfatée jusqu'aux couches sédimentaires très profondes qui se sont déposées il y a plusieurs milliers ou millions d'années. Il a été proposé que la réaction couplée sulfate-méthane se déroule selon l'équation nette suivante en supposant une stoechiométrie un à un (Murray et al. 1978, Devol et Ahmed 1981):



I.2.4. Composition granulométrique des sédiments

La composition granulométrique renseigne sur la texture du matériau, mais également sur les processus de transport responsables de la formation de ces sédiments (Boulvain, 2011). Cette composition ou distribution granulométrique d'un sédiment, peut varier très fortement en fonction de plusieurs critères : lieu de prélèvement (estuarien ou portuaire), de la nature de la matière solide, et des processus de transport des particules. Selon l'origine du point de prélèvement, des variations notables au niveau texturale peuvent être mises en évidence

(Boulvain, 2011). Les sédiments estuariens sont constitués majoritairement de particules fines (provenant du ruissellement des rivières) tandis que les sédiments portuaires reflètent leurs processus de transport (vagues et courants), responsables de leur accumulation. La distribution granulométrique reflète la répartition quantitative des particules du sédiment en fonction de leur taille, indépendamment de leur nature chimique. Les particules sont habituellement séparées en deux principales fractions, la fraction grossière ($> 63\mu\text{m}$) et la fraction fine.

Les particules peuvent être isolées via différentes techniques de séparation (Tamisage et granulométrie Laser) et classées selon des normes internationales. Les limites des différentes classes de taille des particules selon la norme ISO14688 (2002) sont présentées dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Classement granulométrique des sédiments selon la norme ISO14688 (2002).

Taille	Dénomination
Supérieure à 20 cm	Blocs
De 63 mm à 200 mm	Cailloux
De 2 mm à 63 mm	Graviers
De 63 μm à 2 mm	Sables
De 2 μm à 63 μm	Limons
Inférieure à 2 μm	Argile

Les sédiments grossiers sont constitués principalement de sable et de matériel inorganique silicaté. On distingue généralement les graviers (diamètre > 2 mm) et les sables (diamètre compris entre $63\mu\text{m}$ et 2 mm) (ISO14688 (2002) ; Tableau 4). Ces sédiments présentent une faible cohésion, les surfaces de contact des différentes particules sont peu importantes et ils sont généralement peu associés aux contaminants (Ujević et al., 2000). En revanche, les contaminants se trouvent préférentiellement adsorbés sur les fractions fines, car celles-ci sont très cohésives et présentent de très grandes surfaces spécifiques comportant de nombreux sites d'adsorption (Inal, 2011). En effet les travaux de recherche menant à la caractérisation des sédiments du port de Hambourg ont démontré que la fraction grossière des 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). Lorsque les ETM s'associent à ces deux fractions (Limon et argile), cela réduit la diffusion des éléments dans la colonne d'eau et ainsi leur toxicité pour les organismes y résidants (Eggleton and Thomas, 2004).

I.3. Le bassin Algérien (Enjeux environnementaux et pression anthropique)

I.3.1. Description générale de la mer Méditerranée

La mer Méditerranée est le plus grand bassin semi-fermé de la terre (Santinelli, 2015) et l'une des hot spot de la biodiversité marine mondiale (Coll et al., 2010). Mare medi terraneum (en latin) décrit la Méditerranée comme étant une « mer au milieu des terres ». La région renfermant le bassin Méditerranéen couvre en partie trois continents à savoir l'Europe et ses péninsules du sud, l'Asie du sud-ouest et la région de l'Afrique du Nord (Figure 6). Ce bassin couvre une surface de l'ordre de 2.5 millions de km² (soit 1% de l'océan mondiale) avec une profondeur moyenne de 1460 m et une profondeur maximum de 5267 m (Bachouche, 2017). Située au carrefour de l'Afrique, de l'Europe et de l'Asie, les côtes méditerranéennes s'étendent sur environ 46000 km et sont caractérisées par un linéaire côtier irrégulier et très découpé. Dans le détroit de Sicile, une dorsale peu profonde à 400 m de profondeur sépare l'île de Sicile de la côte tunisienne et divise la mer Méditerranée en deux sous-régions principales : le Bassin occidentale ou le sous bassin Algérien à l'Ouest (superficie = 0.85 million de km²) et le bassin oriental à l'Est (superficie = 1.65 million de km²).

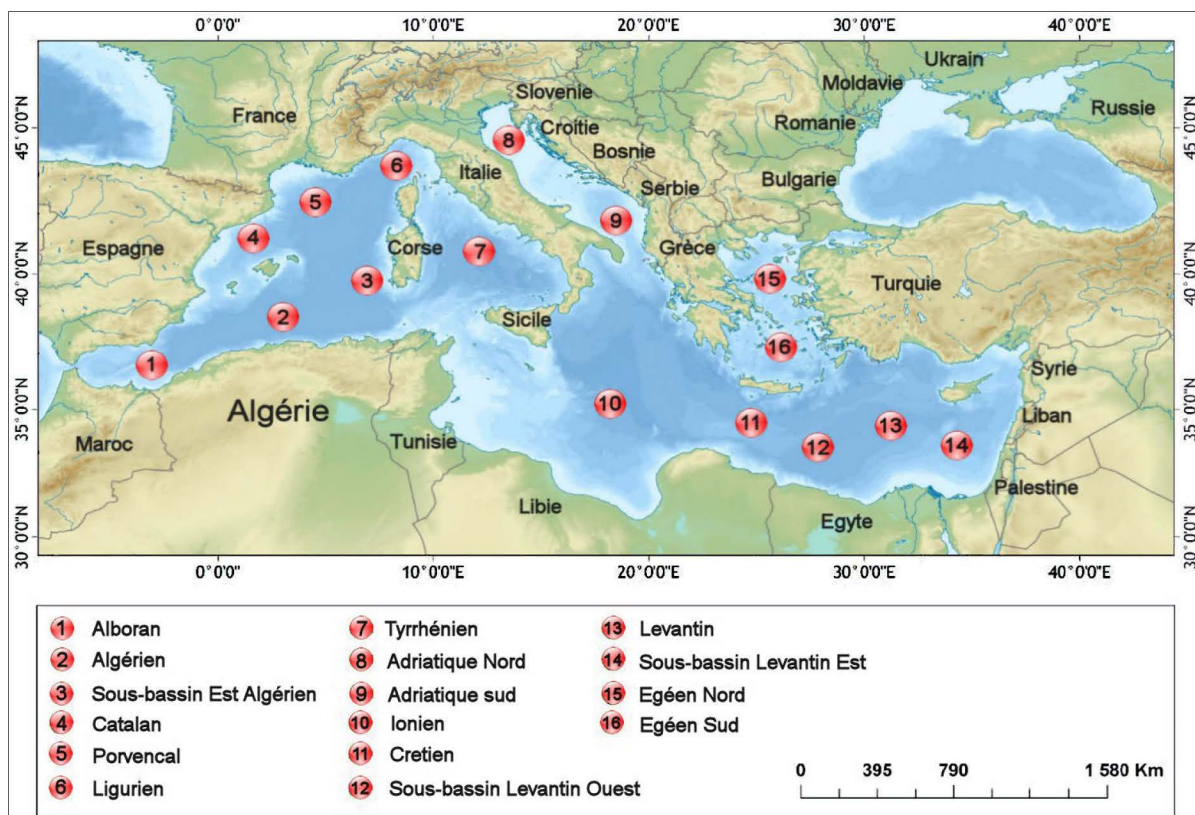


Figure 6 : Géographie de la mer Méditerranée avec les différentes Bassins.

Les eaux du plateau continental représentent 20 % des eaux totales de la Mer Méditerranée, contre 7,6 % des océans mondiaux, et jouent donc un rôle plus important dans ce bassin que dans les océans du monde (Pinardi et al., 2006). Les plateaux de la rive sud sont principalement escarpés et très étroits comme les côtes algériennes et libyennes, tandis que ceux de la rive nord sont plus larges comme le nord et le centre de la mer Adriatique, la mer Égée et le golfe de Lion (Pinardi et al., 2006) (Fig. 7A). Le climat de la région se caractérise par des étés chauds et secs et des hivers frais et humides (Coll et al., 2010). La température moyenne annuelle de la surface de la mer (TS) est caractérisée par une forte saisonnalité et des gradients importants d'ouest en est et du nord au sud (Fig. 7B) (Hopkins, 1985). Les précipitations sont variables et imprévisibles. Sur la côte nord-Africaine, de Gabès en Tunisie à l'Égypte, il est rare de rencontrer plus de 250 mm/an de précipitations annuelles, alors que sur la côte de la Croatie, certaines zones peuvent recevoir plus de 2500 mm (PNUE/PAM, 2012) (Fig. 7C). Le bassin Méditerranéen est généralement oligotrophe, mais les caractéristiques régionales enrichissent les zones côtières à travers les conditions de vent changeantes, les thermoclines temporelles, les courants et les débits fluviaux et les eaux usées municipales (Fig. 7D) (Zavatarelli et al., 1998 ; Bosc et al. 2004).

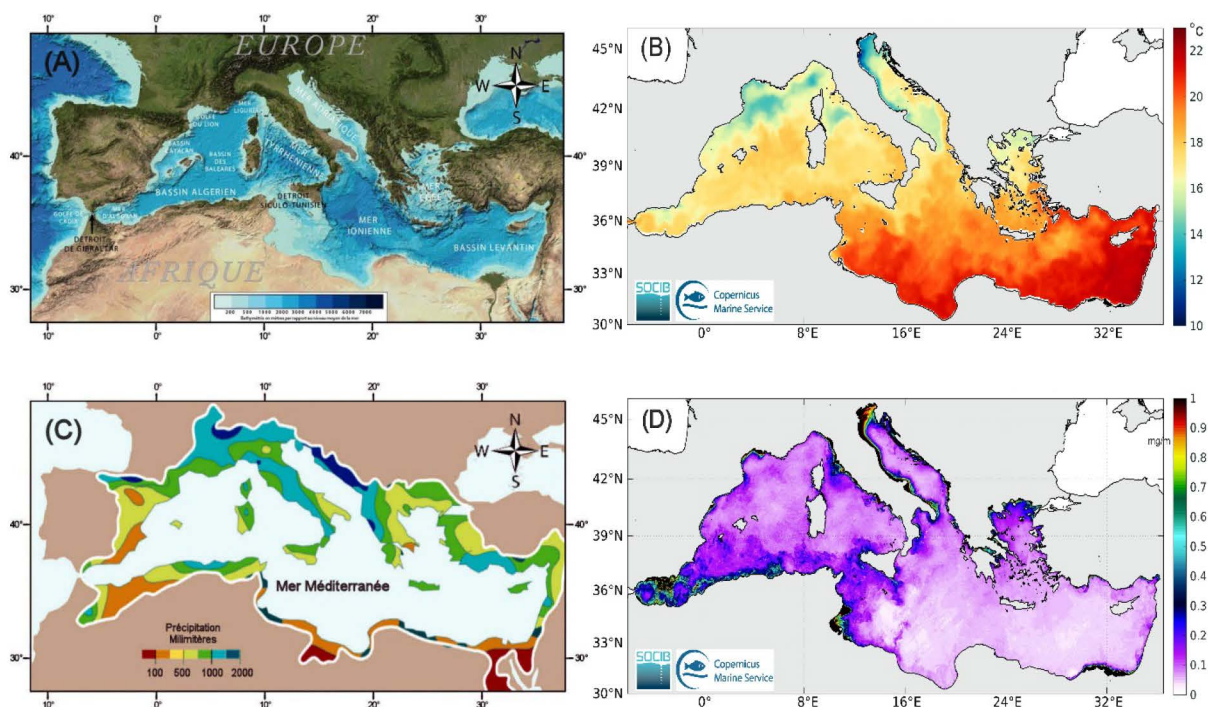


Figure 7 : Caractéristiques climatiques et océanographiques de la mer Méditerranée. (A) profondeur moyenne et maximale de la mer Méditerranée (GEMCO, 2016), (B) Température moyenne annuelle de la surface de la mer (°C) (SOCIB, 2022), (C) Précipitations annuelles totales (mm) (PNUE/PAM, 2012) et (D) Production primaire relative moyenne annuelle en mg/m^3 (SOCIB, 2022).

En raison de sa taille relativement petite, de sa situation géographique et de sa nature semi-enclavée, la mer Méditerranée est très sensible et réagit rapidement aux influences anthropiques. La croissance démographique et le changement climatique exercent une pression exceptionnelle sur l'environnement méditerranéen et ses écosystèmes, services et ressources (schroeder et al., 2012).

Sur le plan socio-politico-économique, les côtes supportent une forte densité d'habitants, répartis sur 21 États modernes dont l'Algérie (PNUE/PAM, 2012), et c'est l'une des premières destinations touristiques au monde, avec 200 millions de touristes par an (Coll et al., 2010). La région Méditerranée est fortement peuplée (480 millions habitants en 2010 d'après AEE-PNUE/PAM (2014) (Figure 8). La population littorale quant à elle est estimée à 150 millions d'habitants, et qui probablement devrait atteindre 200 millions d'ici 2030 (Courteau, 2011).

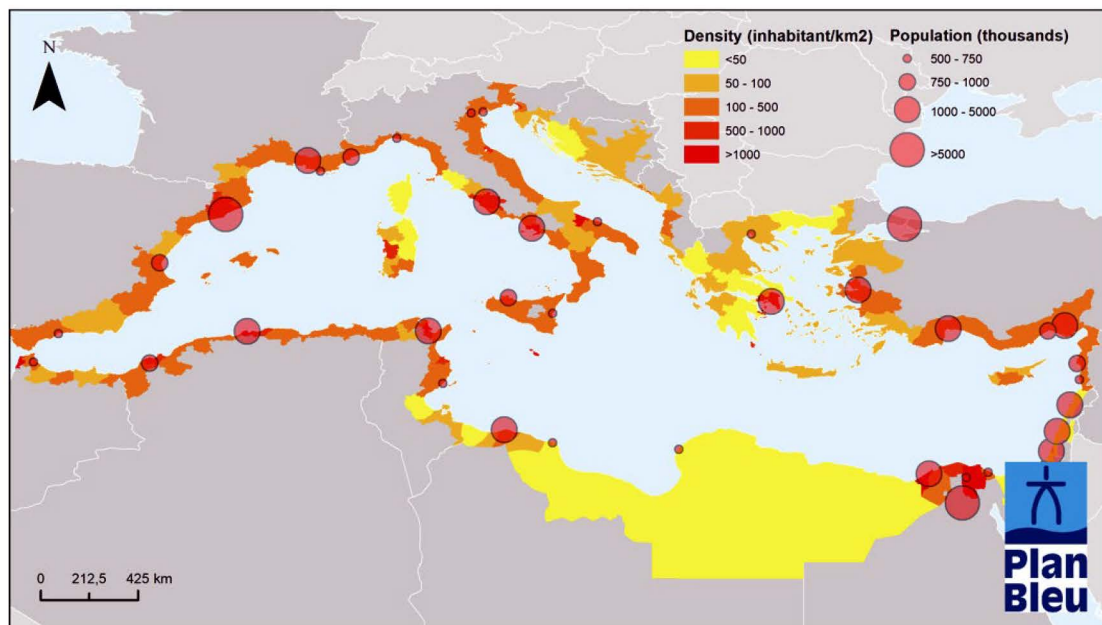


Figure 8 : Population et densité dans les villes côtières méditerranéennes (PNUE/PAM, 2017)

I.3.2. Côte Algérienne

I.3.2.1. Situation géographique

Le littoral Algérien se situe au sud-ouest de la mer méditerranée entre (1 °W et 8 °E) Oued Kniss dans la commune de Marsa Ben MHidi (wilaya de Tlemcen) et Oued Souani dans la commune de Souarekh (wilaya d'El Taref), et possède un linéaire côtier moyen de l'ordre de 1622 km de longueur (Bachouche, 2017 ; Inal, 2020). Cela représente le troisième plus long littoral de la méditerranée après la Grèce (8333 Km) et la Lybie (1770 km). La côte est

composée naturellement de plaines littorales et sub-littorales, de chaînes montagneuses et de bassins intérieurs (Harid, 2022). Les sinuosités du littoral algérien qui est peu découpé, est caractérisé par une succession de falaise qui forment des golfes et des baies comme les Baies d’Oran, Arzew, Alger, Bejaia, Skikda et Annaba (Bachouche, 2017).

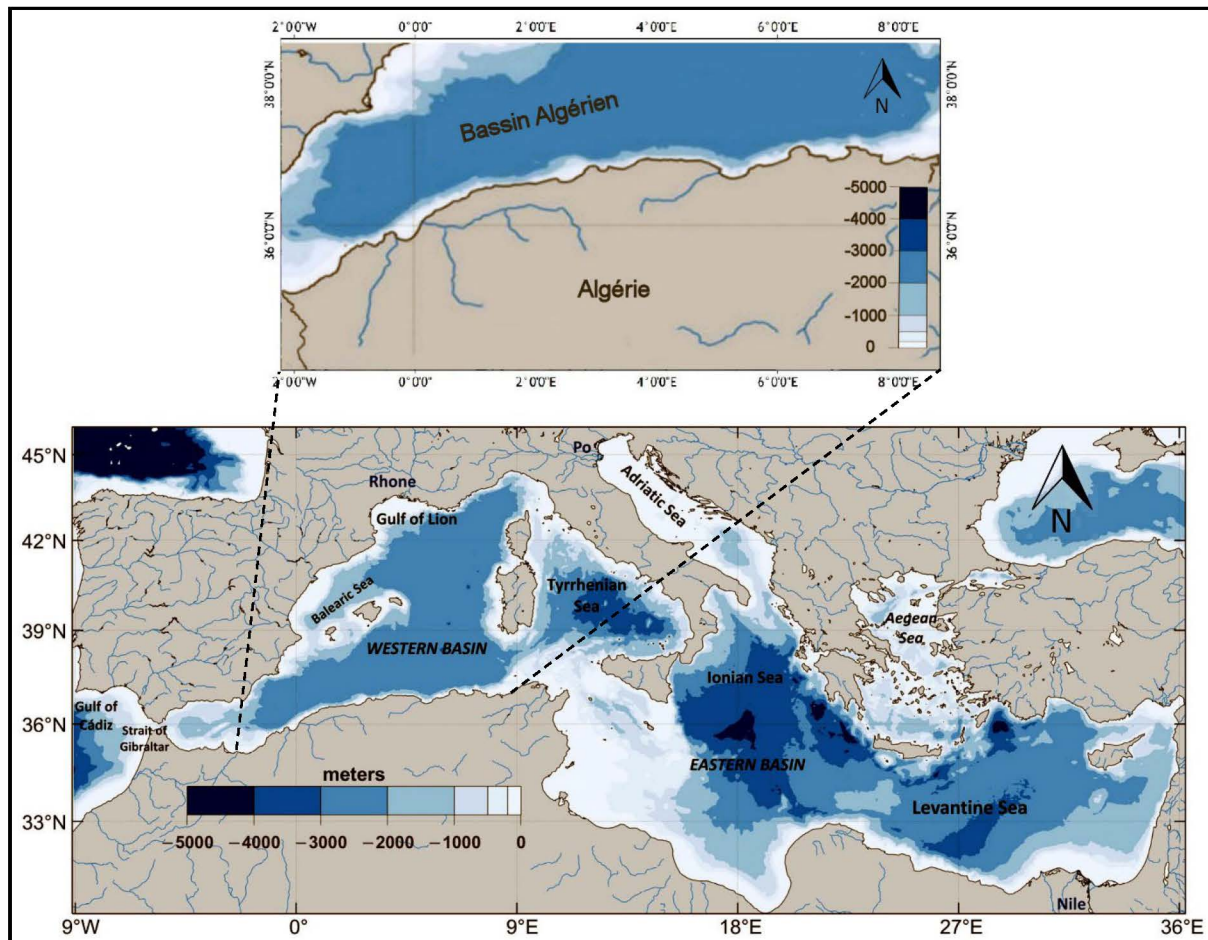


Figure 9 : Carte de la bathymétrie de la mer Méditerranée Modifiée (Sammartino et al. 2022)

Le plateau continental algérien apparaît comme un plateau fragmenté et discontinu où se développe près des côtes basses les baies et les golfes comme dans l’Ouest du pays. La partie Est de ce plateau est caractérisée par une ligne côtière la plus irrégulière du littoral et comporte de nombreuses baies, golfes, criques, anses et autres. Ce plateau étant le plus réduit de toute la mer Méditerranée (Figure 9). Cela se manifeste beaucoup plus dans la côte centrale de l’Algérie où le plateau continental est relativement très étroit (Harid, 2022), alors qu’il peut atteindre des extensions relativement importantes au niveau des extrémités Est et Ouest du pays (Bachouche, 2017). La largeur du plateau est très variable généralement entre 5 à 10 km en moyenne à l’exception des extrêmes Est et Ouest. Dans les baies principales ce plateau peut atteindre jusqu’à 40 km de largeur. Dans les régions comme Dellys, Ténès, Azzefoune et Collo, le

plateau est pratiquement inexistant et le fond atteint les 1000 m à moins de 2 km de la côte (Inal, 2020). De manière générale, la superficie du plateau continentale est estimée à 14288 km² entre le rivage et l'isobathe 200 m et de 15150 km² entre les isobathes 200 et 1000 m (Bachouche, 2017).

I.3.2.2. Caractéristiques Hydro-climatiques de la côte Algérienne

Le nord de l'Algérie se situe dans la zone tempérée et bénéficie d'un climat méditerranéen doux. Cependant, sa topographie irrégulière explique les variations locales des températures et la quantité de précipitations. Le littoral algérien bénéficie d'un climat méditerranéen classique marqué par un été chaud et sec, et un hiver doux et relativement très humide (Meddi et al., 2017).

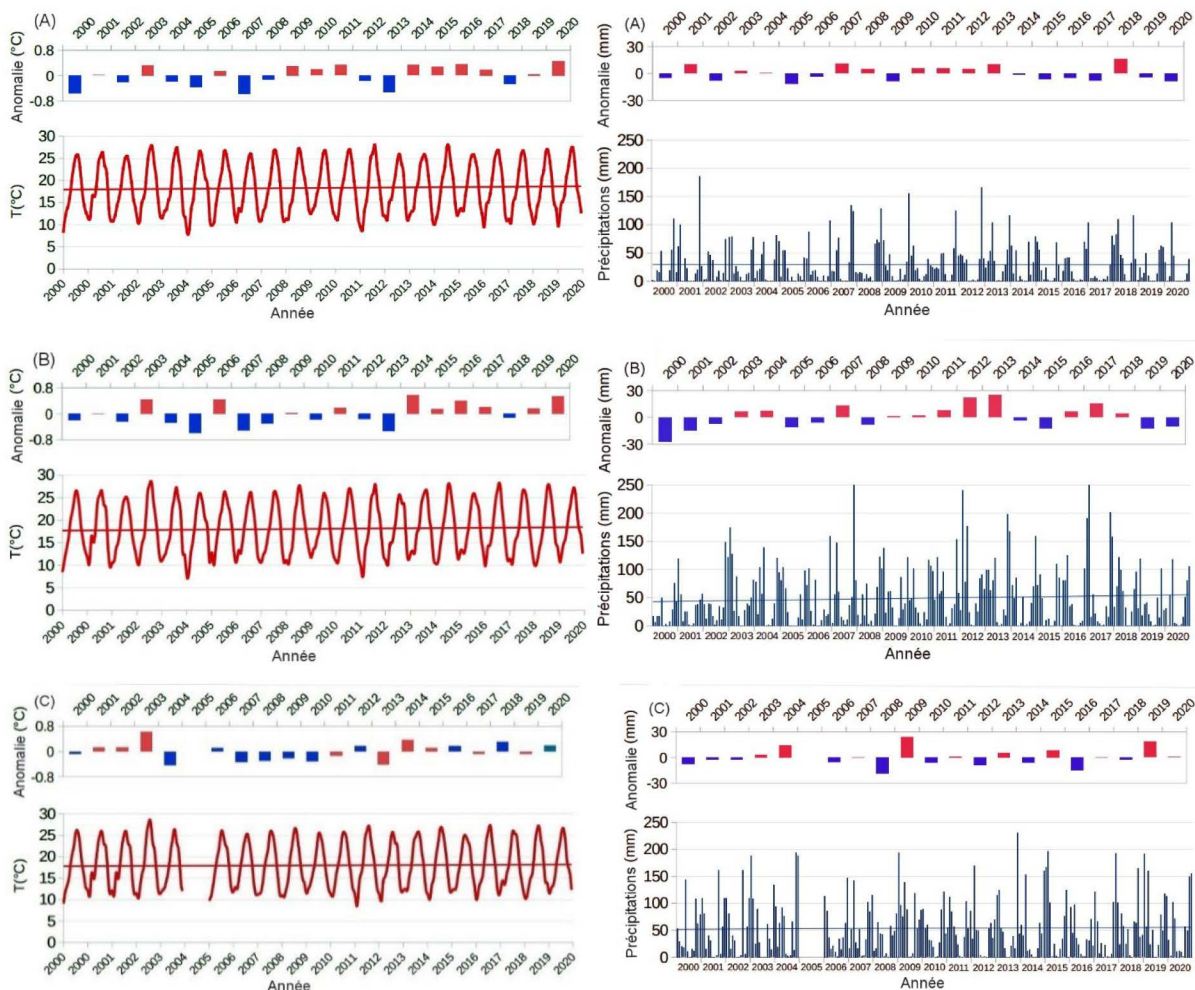


Figure 10 : Evolution des données météorologiques dans le littoral algérien entre 2000 et 2020 (ONM, 2021). (A), (B) et (C) à gauche, représentent les variabilités interannuelles des températures de l'air à Oran, Alger et Annaba, respectivement. (A), (B) et (C) à droite sont respectivement les précipitations annuelles à Oran, Alger et Annaba (Harid, 2021).

a) Température

Le littoral Algérien (avec ses 14 wilayas côtières) est caractérisé par un climat méditerranéen modéré. La température annuelle moyenne dans le nord (zone côtière) est de l'ordre de 17 °C (Karahacane et al., 2022). Pendant les deux dernières décennies, les principales villes côtières comme Oran, Alger et Annaba ont connu de faibles variations de la température moyenne de l'air, avec une très légère hausse des températures moyennes de l'air dans la ville d'Oran durant les deux dernières décennies. Généralement, les relevés météorologiques entre 2000 et 2020 collectés par l'office national de météorologie (ONM) sur toutes la côte algérienne ont montré des anomalies positives de températures de l'air qui se confirment d'une année à l'autre.

b) Pluviométrie

Les précipitations sont assez abondantes le long de la partie côtière, et elles évoluent positivement d'ouest en est (Oranie = 405 mm ; Algérois = 702 mm ; Constantinois = 1151 mm (ONM, 2005)). La pluviométrie moyenne annuelle est de 677.6 mm (Inal A., 2020). Les fortes précipitations sont observées dans la partie nord de l'Est algérien, où elles peuvent atteindre 1400 mm/an. Les précipitations sont moins abondantes à l'intérieur des terres. Dans la région Ouest du pays, les précipitations deviennent rares en été et bien arrosée pendant l'hiver (Figure 10). Les faibles précipitations et leurs fréquences dans l'Ouest sont caractéristiques d'un climat plus sec que le reste du Nord Algérien dû aux basses latitudes. Les tendances des précipitations présentent de faibles variations dans toute la série temporelle (Figure 10).

La quantité maximale moyenne est observée en Novembre 2001 avec 185.92 mm. Pendant les mois d'hiver au centre, les précipitations sont abondantes dans la région d'Alger et ont pour conséquence directe le grossissement des Oueds, augmentant ainsi les apports d'eaux douces dans les eaux côtières. Entre 2000 et 2020 (Figure 10), Le maximum de précipitations est observé en Novembre 2007 avec 269.75 mm (ONM, 2021). Pendant les mois d'été dans la région Est, les faibles précipitations sont observées en été, et les fortes en hiver. La courbe de tendance des précipitations a connu une hausse entre 2000 et 2020 avec un maximum en Novembre 2013 de 231 mm.

I.3.2.3. Inondation dans le nord de l'Algérie

Le nord de l'Algérie se caractérise par une pluviométrie très irrégulière, tant dans le temps que dans l'espace, reflétant de fortes pluies étalées sur un petit nombre de jours au cours de l'année (Meddi et al., 2017). Ces caractéristiques entraînent de graves sécheresses et des inondations catastrophiques qui causent d'immenses pertes humaines et matérielles, ainsi qu'une

dégradation de l'environnement. La dégradation des terres est une cause majeure de l'impact croissant des inondations et des sécheresses sur les populations humaines et l'environnement (FAO, 2002).

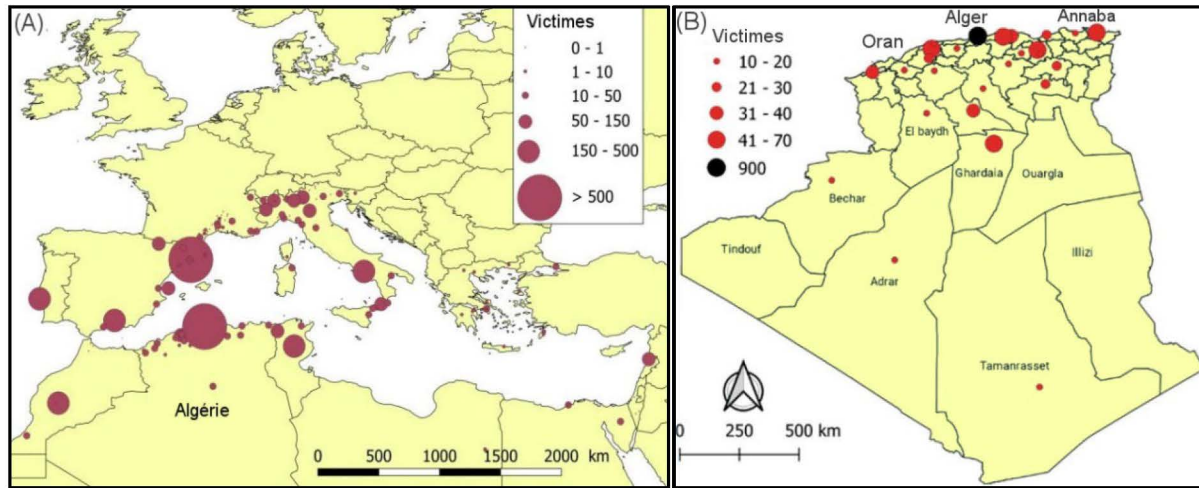


Figure 11 : Carte des inondations catastrophiques. (A) en Méditerranée entre (1940-2015), selon Gaume et al. (2017) ; (B) en Algérie (1965-2013), Source : Réinterprétation de Boutaghane et al. (2020).

Les inondations sont un phénomène naturel mondial et sont considérées comme l'une des catastrophes météorologiques les plus graves (Boutaghane et al., 2020). Ils peuvent nuire aux sociétés, aux économies, causer des pertes humaines tragiques et nuire à l'environnement (Figure 11).

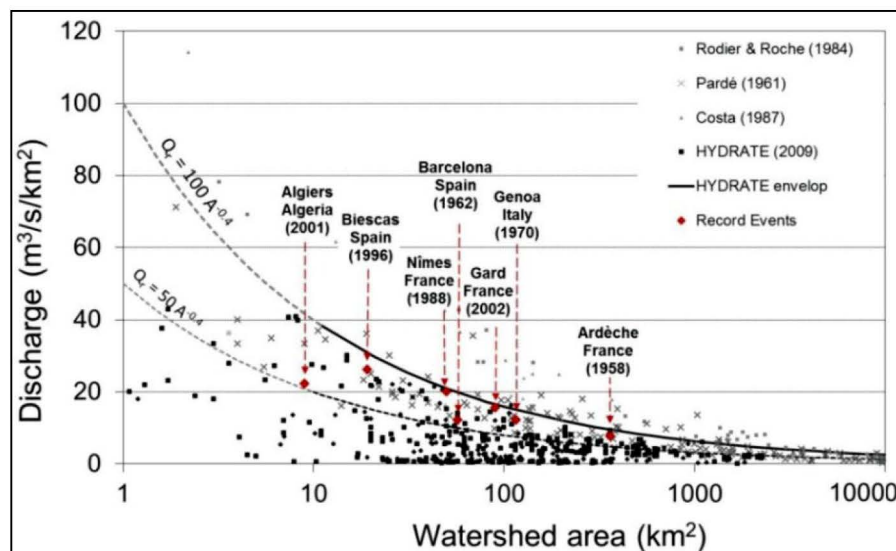


Figure 12 : Records du monde estimés rapportés à partir de différentes sources, courbe d'enveloppe européenne proposée et certains événements records européens sélectionnés depuis 1940. Source: Réinterprétation de Gaume et al. (2017).

Au cours des dernières décennies, les inondations survenues ont été dominées par des crues éclairs dévastatrices, particulièrement observées dans les pays méditerranéens (Gaume et al. 2016 ; Liasat et al. 2013, 2010). Les crues éclair sont également générées par des précipitations extrêmes sur une courte période de temps (Price et al. 2011). En Algérie, les inondations constituent un risque fréquent. Particulièrement, le nord de l'Algérie a connu des inondations dévastatrices et des coulées de boue (Machane et al., 2008). Le type dominant d'inondations qui se produisent sont les crues éclairs.

Parmi les crues éclairs les plus remarquables, un point culminant de la crue éclair de Bab El Oued en 2001, survenant dans un cadre fortement urbanisé. Le débit de pointe extrême de cette crue est le plus important de la région méditerranéenne (Figure 12). Les effets générés par les fortes pluies ont été accentués par la forte urbanisation, la dégradation du couvert végétal et l'accumulation sur les pentes des remblais de terre qui ont constitué des coulées de boue (Figure 13). Le volume sédimentaire a été estimé entre 0,8 et 1 million de m³ (Boutaoutaou 2007 ; Cheikhounis et al. 2009 ; Menad et al. 2012).



Figure 13 : Crues éclair de Bab El Oued (10 novembre 2001).

Un tiers (1/3) des inondations sont des crues éclair et 56% des événements présentent un risque important de dépôt de sédiments (Figure 14), ce qui les rend plus dévastateurs (Boutaghane et al., 2020). Le système sédimentaire dans les Baies principales et plus particulièrement dans la baie d'Alger est impacté par cet événement épisodiques et les coulées de boue associée depuis longtemps (Taieb-Errahmani et al., 2020). Les crues éclairs épisodiques et le ruissellement combinées à l'érosion des sols et les activités anthropiques dans les zones urbaines, industrielles et agricoles jouent un rôle clé dans la minéralogie des sédiments marins côtiers et le drainage des composés métalliques (Orani et al., 2019).

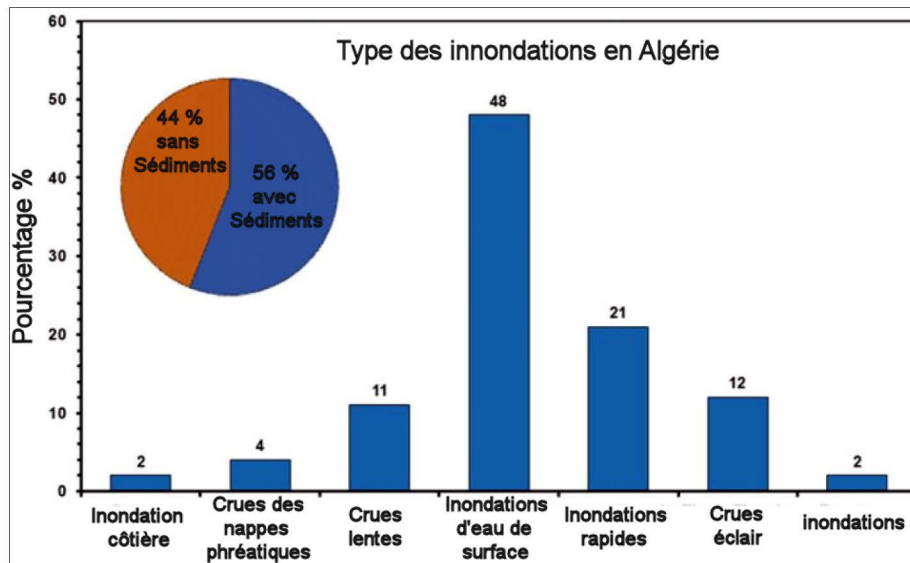


Figure 14 : Types d'inondations dans les 50 zones algériennes les plus fréquemment inondées (MRE, 2018).

En effet, ils peuvent contribuer au transport par flux des particules en suspension et des colloïdes vers la mer, où ils s'accumulent (Gibbs et Konwar, 1986). Environ 300 km³/an d'eau sont injectés par les apports continentaux des rivières et des fleuves dans la méditerranée, dont la moitié est introduite par les 10 plus grands fleuves (Inal, 2020). Il s'agit d'une source importante de nutriments et des métaux traces. Environ 80 à 90% du flux annuel moyen de certains métaux traces peuvent être apportés pendant les événements de crue en Méditerranée caractéristiques du climat de la région (Radakovitch et al., 2008).

I.3.2.4. Réseau hydrographique en Algérie

L'Algérie compte 17 bassins hydrographiques dont 10 situés dans le nord (Chélif, Côtier Algérois, Côtier Constantinois, Côtier Oranais, Isser, Kébir Rhumel, Macta, Seybouse, Soummam et Tafna). Ces Bassins s'étendent de la frontière tunisienne à l'est jusqu'à la frontière marocaine à l'ouest entre les longitudes 8° Est et 2° Ouest et 37° et 34° latitude Nord (Figure 15). La température annuelle moyenne est de 17 °C et la pluviométrie annuelle moyenne est d'environ 900 mm à l'est et 350 mm à l'ouest. Ces bassins sont les plus touchés par les crues répétées depuis les 50 dernières années. Le rendement hydrologique annuel moyen peut atteindre 3250 Hm³ à l'extrême Est à 5 Hm³ à l'extrême Ouest.

Plusieurs Oueds se déversent le long de la côte marine Algérienne (Figure 15). Quatre principaux oueds débouchent dans l'Est : Oued Seybouse à Annaba, Oued Safsaf à Skikda, Oueds El-Kebir à Jijel et Oued Soummam à Béjaïa. Au centre, débouchent d'importants oueds,

à savoir, Oueds Sebaou et Isser à Boumerdès, Oueds El Harrach et Mazafran à Alger, et Oued Nador à Tipasa. L'Ouest compte le plus faible nombre d'oueds qui déversent le long des eaux côtières Algérienne, dont les plus important sont, Oued Cheliff à Mostaganem et Oued Tafna à Tlemcen.

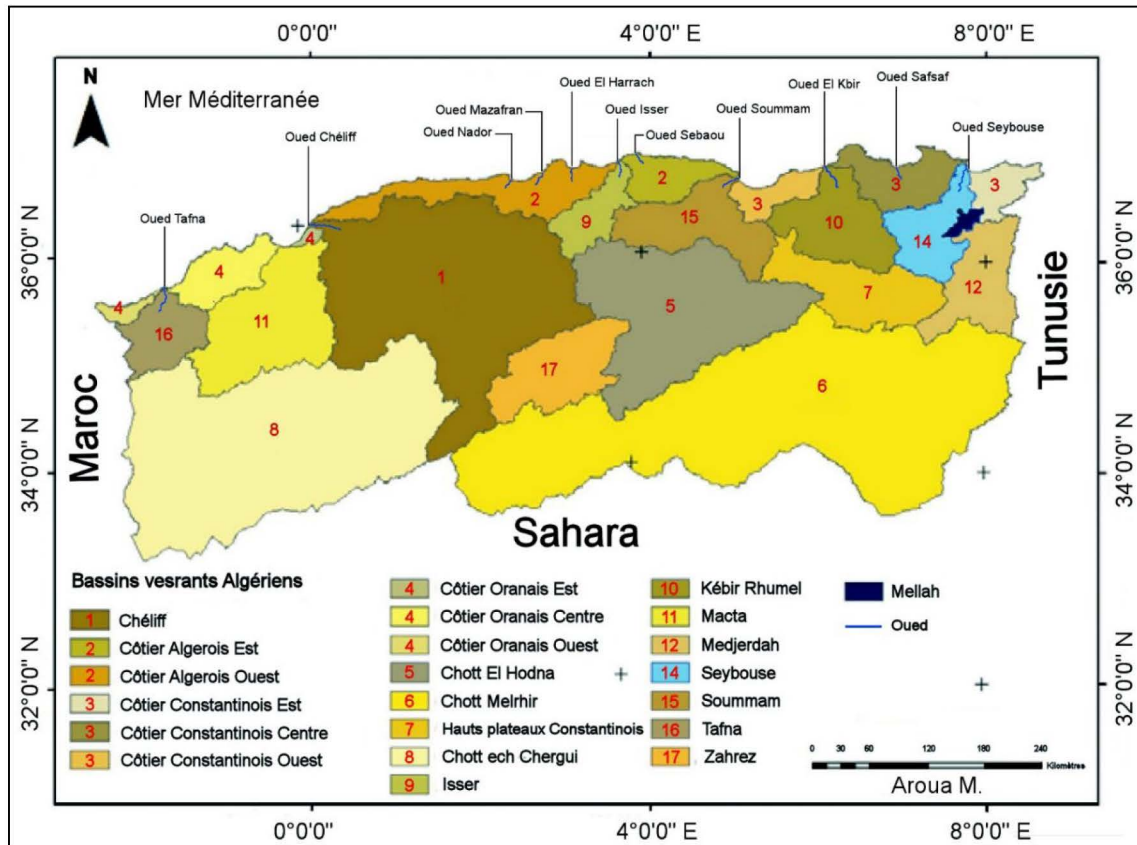


Figure 15 : Carte des bassins versants du nord de l'Algérie et les principaux oueds débouchant dans la côte. Les chiffres désignent le code du bassin versant selon la division de l'Agence Nationale des Ressources en Eau (ANRH).

La base de données disponible auprès de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) comptait 30 stations hydrométriques répartie sur tout le territoire. Cependant, 11 stations hydrométriques seulement, sont restées opérationnelles jusqu'à 2011. Cela est dû au fait que la majorité de ces stations avaient des périodes d'enregistrement courtes (moins de 15 ans), ou leur régime hydrologique étaient perturbé par la présence des barrages (Karahacane et al., 2020). Le régime hydrologique des Oueds est très variable caractérisé par des débits temporaires suivant généralement les apports pluviométriques (Karahacane et al., 2020). La saison sèche en Algérie est marquée par des débits plus faibles voire nuls. 50 % des crues des Oueds surviennent pendant la saison hivernale (entre décembre à février), tandis que le printemps enregistre 40 à 20 % de crues, puis l'automne avec 0 à 19 %. Les stations de l'extrême

ouest ont des comportements différents, où l'automne et le printemps dominant dans les dates de crue. La saison estivale compte 11 à 26 % du total de crues dans cette région.

Les rendements moyens annuels des oueds du nord sont très faibles allant de 2,9 à 304×10^6 m³/an (Karahacane et al., 2020). Le régime hydrologique des cours d'eau est caractérisé par des écoulements temporaires suivant les apports pluviométriques avec l'apparition de la fluctuation saisonnière systématique des débits. En effet, le débit des cours d'eaux est très irrégulier et l'étiage est insignifiant en période sèche (Meddi et al., 2017). Historiquement, des inondations majeures ont affecté le nord de l'Algérie pendant la période de crues maximales. Les débits Q_{\max} des oueds enregistrés pour ces événements étaient de 2972 m³/s, 2520 m³/s et 1 620 m³/s aux hydromètres de Baghliia (Oued Sebaou), Lakhdaria (Oued Isser) et Baraki (Oued El Harrach), respectivement (Meddi et al., 2017).

Généralement, les bassins versants agissent comme collecteur de sédiment et transportent les particules par les oueds pendant la saison humide. Néanmoins, l'Algérie a un climat plutôt doux et venteux dans la région côtière. Le transport important des particules est plutôt associé aux événements de crue. Les activités urbaines, industrielles et agricoles qui se déroulent dans les bassins versants de ces oueds alimentent le milieu marin et peuvent contribuer à l'apport de contaminants dans la zone côtière.

L'apport élevé en nutriments dans les petites rivières peut être important dans la plupart des oueds d'Afrique du Nord car ces derniers se chargent d'effluents riches et en quantité importante. Dans ces rivières/oueds, les métaux, les nitrates et le carbone organique atteignent des concentrations pouvant affecter les populations biologiques en cas de fortes pluies après une période de sécheresse. (AEE-PNUE/PAM 2014).

I.3.2.5. Urbanisation et activités anthropiques sur la côte Algérienne

L'Algérie a une économie traditionnelle basée sur l'agriculture et la production pétrolière, mais avec une courte histoire d'industrialisation et d'urbanisation par rapport aux pays développés. En fait, l'Algérie n'a connu une renaissance industrielle et agricole que dans les années 1970 après son indépendance en 1962, puis a entamé une reprise économique après la fin de la guerre civile en 1999, avec un développement agricole et industriel (agroalimentaire) rapide au cours des deux dernières décennies. Ses Activités se sont donc intensifiées en réponse à l'augmentation rapide de la population, qui a augmenté de 100 % au cours des trente-cinq dernières années, passant de 22 millions d'habitants en 1985 à 31 millions en 2000 et jusqu'à 44 millions en 2021. De plus, le climat méditerranéen et la disponibilité des infrastructures qui

caractérisent le nord du pays, ont entraîné un déplacement massif de la population vers les villes côtières. De ce fait, le territoire côtier concentre à lui seul, environ 45 % de la population totale répartie sur un territoire, qui ne représente que 1.9 % du territoire total du pays (Chemrouk et Chabbi, 2016). Cette concentration est bien illustrée par la densité qui atteint 3144 habitants/km² pour le centre du pays contre 245 habitants/km² pour l'ensemble de la bande côtière et 12 habitants/km² pour l'ensemble du territoire algérien.

Le taux d'urbanisation, comme par exemple à Alger, était de 94.3 % en 2008, ce qui est beaucoup plus élevé que le taux d'urbanisation national de 65.94 % à la même période (Chemrouk et Chabbi, 2016). Une telle concentration de la population sur les régions côtières n'est cependant pas spécifique à l'Algérie, mais se retrouve particulièrement dans la région méditerranéenne. Par conséquent, du point de vue écologique, la croissance démographique génère une importante charge polluante multiforme. Ces diverses pollutions qui dérivent d'une telle concentration humaine conduit à une dégradation intense des écosystèmes marins et littoraux, en particulier dans les estuaires et les baies des plus grandes centre urbains.

En outre, le secteur industriel algérien qui est peu développé, est dominée par ordre d'importance par les activités pétrochimiques, sidérurgiques, agroalimentaires et pharmaceutiques. Ces industries pour la plupart sont concentrées dans la bande côtière. Plus de 50 % des unités industrielles nationales sont installées dans les grandes métropoles du nord et dans certains ports industriels (Inal, 2020).

La côte ouest représentée par les grandes villes telle que Oran, Tlemcen, Mostaganem et Arzew, abrites d'importantes unités industrielles, citant les zones industrielles Oranaises, le complexe d'électrolyse de zinc de Ghazaouet, la zone industrielle d'Arzew avec son complexe pétrochimique et le complexe de papeterie de Mostaganem (Bachouche, 2017). Pour la région centre, la zone algéroise (Tipaza, Alger, Boumerdes et Blida) et Tizi-Ouzou concentrent un nombre important d'unités industrielles (1812 unités) et apparaissent comme des grandes centres industriels côtiers dont les eaux usées sont généralement rejetées en mer sans traitement préalable. La plupart des émissions urbaines d'Alger débouchant dans la baie d'Alger, est considérée comme le pôle industriel le plus important du pays avec 735 unités industrielles (Figure 16). La côte Est (Bejaia, Jijel, Skikda, Annaba et Taref) est moins industrialisé que le centre et l'ouest avec 773 unités industrielles seulement, ce qui représente 20.4 % du total nationale. Dans cette zone on peut citer comme exemple : la grande zone industrielle de Skikda, et les zones industrielles du port de Bejaia et Annaba.

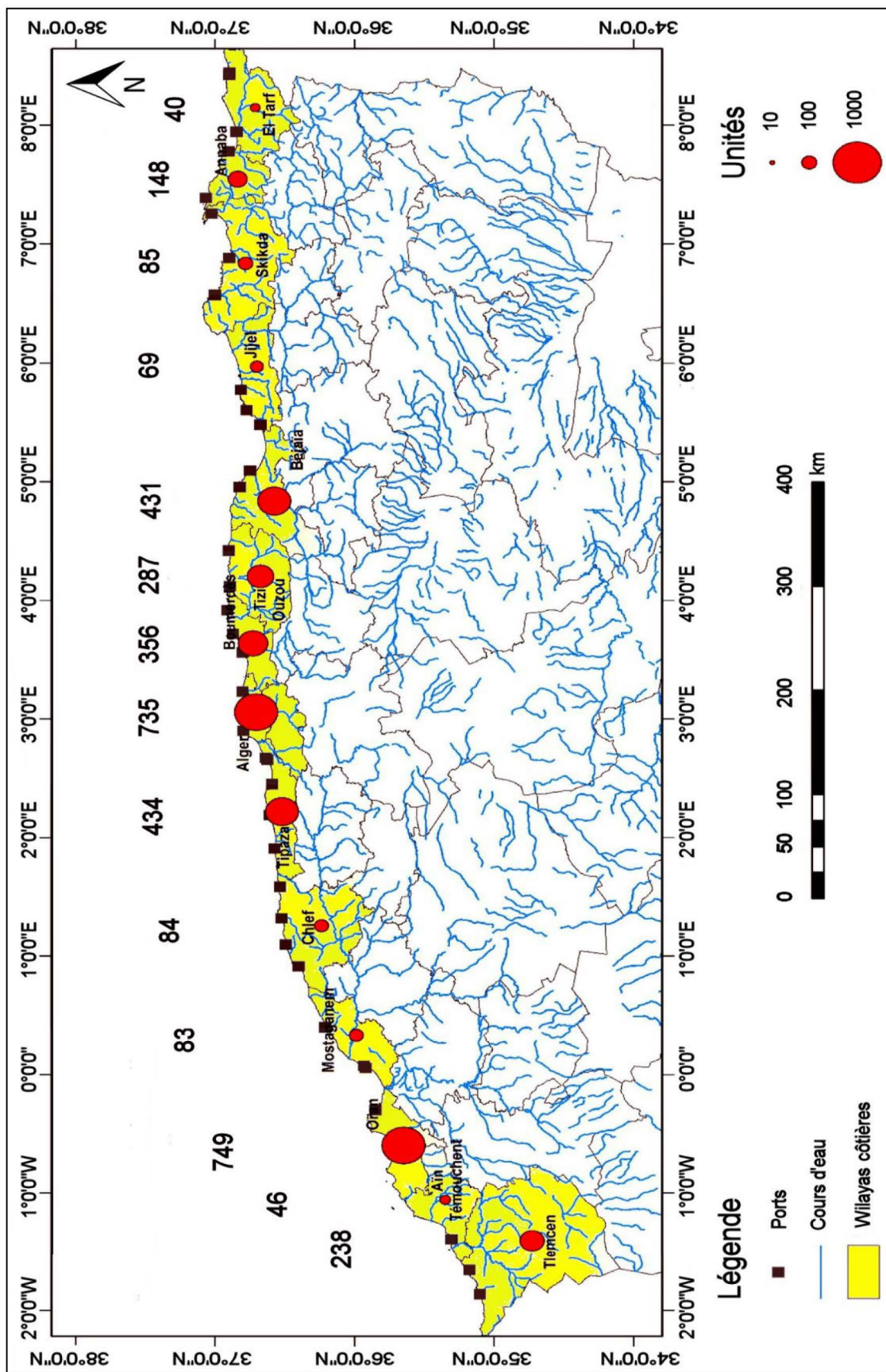


Figure 16 : Carte de la répartition des ports et des unités industrielles le long de la côte Algérienne
Modifié (Bachouche, 2017)

Les zones côtières les plus affectées par la pollution d'origine continentale sont celles qui sont adjacentes aux zones assez peuplées (Région d'Alger, Oran, Annaba) et aux complexes industrialo-portuaires (Alger, Ghazaouet, Mostaganem, Arzew, Bejaia et Skikda). Les ports constituent un réceptacle naturel des eaux usées des grandes villes et aussi des industries installées dans leurs enceintes. Ils contribuent à une surcharge du milieu environnant aussi bien des eaux que du sédiment en différents contaminants faisant ainsi des ports des milieux perturbés (Bachouche, 2017).

Tableau 5 : Principaux sources dans les wilayas côtières Algériennes (Inal, 2011)

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

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 métaux traces (Inal, 2020). Sur la base du Rapport sur l'état de

l'écosystème côtier algérien (ECA/ENSSMAL)¹ et du Bilan et diagnostic national (MEDPOL/PASMED)², un inventaire des sources de pollution qui contribuent de façon importante dans la charge polluante acheminée vers la mer est énuméré dans le tableau 5.

I.3.2.6. Pollution Marine en Algérie

La côte sud-ouest de la Méditerranée connaît une pression démographique et une intensification agricole sans précédent, et les risques environnementaux liés aux polluants toxiques tels que les métaux toxiques dans les sédiments côtiers pour les organismes aquatiques et la santé humaine sont de plus en plus préoccupants (Aroua et al., 2023).

Selon la Commission Océanographique Internationale de l'UNESCO, la pollution marine est définie comme étant “...l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans l'environnement marin pouvant entraîner des effets délétères, tels que dommages aux ressources biologiques, dangers pour la santé humaine, entraves aux activités maritimes, y compris les pêcheries, détérioration des qualités de l'eau de mer pour son utilisation et réduction des possibilités dans le domaine des loisirs.”

Les oueds sont les principaux vecteurs des polluants vers les mers et les océans et ils jouent un rôle central de l'origine continentale de la pollution marine. Suite à leur rejet dans les bassins versants à partir de diverses sources, les polluants sont généralement transportés à travers le système fluvial vers la zone côtière sous forme dissoute ou liés à des particules en suspension (Benhalima et al., 2022). Historiquement, les métaux traces dans les zones côtières proviennent principalement de l'altération chimique des roches et des matériaux du sol continentaux (Viers et al., 2009). Cependant, une fraction supplémentaire des métaux rejetés par les activités terrestres, telles que l'exploitation minière et diverses activités industrielles et agricoles, peut contribuer à la contamination des sédiments marins (Barron et al., 2022 ; Belhadj et al., 2017 ; Sbarbati et al., 2020).

Les sédiments côtiers servent à la fois de transporteur et de puits pour de nombreux polluants organiques et inorganiques dans les milieux aquatiques (Singh et al., 2005), et peuvent fournir un enregistrement historique des apports anthropiques (Santos Bermejo et al., 2003 ; Morelli et al., 2012).

Sous l'influence de facteurs hydrodynamique qui régissent le milieu côtier, à savoir les vagues et les courants, et sous l'influence des processus physico-chimiques et/ou biologique, les contaminants associés aux sédiments peuvent être biodisponibles pour les espèces aquatiques

après leur libération dans la colonne d'eau (Bachouche, 2010). Selon l'étude menée par le Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutique en 2008 (MPRH, 2008) portant sur l'étude de la salubrité et la classification des zones de pêches et d'aquaculture en Algérie, la majeure partie des activités humaine polluantes se localisent dans la bande côtière, majoritairement issues des activités pétrochimiques, chimiques et agroalimentaire. La zone centrale du littoral, concentre près de la moitié de ces unités industrielles (Bachouche, 2017) et abritent les sédiments les plus pollués de la côte Algérienne (Inal et al., 2018). Le port d'Alger situé à l'intérieur de la Baie d'Alger est considéré comme le plus à risque dans tout le territoire côtier de l'Algérie (Chemrouk et chabi, 2016), et constitué la principale source de pollution par les hydrocarbures et par les métaux lourds dans la Baie (Bachouche, 2010 ; Houma et al., 2013).

Historiquement, les côtes algériennes étaient considérées comme étant les plus poissonneuses au niveau du bassin méditerranéen. Cependant, le rendement de la pêche a diminué de près de 80 % dans la région méditerranéenne (C.N.R.S., 2000). Actuellement en Algérie, les problèmes majeurs de la pollution marine sont liées aux rejets directs en mer des eaux usées urbaines et industrielles non traités, la production et le transport maritime des hydrocarbures, l'érosion côtière et la production de déchets (Ménagers et industriels) dont la gestion n'a pas encore trouvé des solutions, et posent de sérieux problèmes environnementaux (Fellah, 2010). L'Agence Européenne pour l'Environnement (A.E.E) a identifié les zones côtières préoccupantes en Algérie dont les polluants majeurs comprennent de l'Ouest en Est:

- Ghazaouet (Telemcen) : eaux usées urbaines et industrielles (zinc et acide sulfurique);
- Oran: eaux usées urbaines et industrielles (terminal et raffinerie pétroliers, tanneries);
- Arzew: eaux usées urbaines et industrielles, gaz liquéfié, déversements d'hydrocarbures, engrais;
- Mostaganem: eaux usées urbaines et industrielles, plomb, mercure;
- Baie d'Alger: eaux usées urbaines et industrielles, cadmium, cuivre, mercure, plomb et zinc dans les sédiments;
- Bejaia: eaux usées urbaines et industrielles (oléoduc).
- Skikda: eaux usées urbaines et industrielles (gaz naturel, production de mercure, terminal et raffinerie pétroliers, industrie chimique), métaux lourds;
- Annaba: eaux usées urbaines et industrielles (engrais, chrome);

Zone d'étude

Chapitre II : Zone d'étude

La connaissance des différents paramètres naturels et anthropique est indispensable pour la surveillance du milieu marin. La côte centrale fait l'objet de la présente étude en raison de son importance sur le plan socio-économique et environnementale en Algérie. Ce chapitre est consacré à la présentation et la description de ce milieu physique, ainsi qu'aux facteurs anthropiques.

II.1. La côte centrale Algérienne

II.1.1. Situation géographique

L'Algérie présente une façade maritime longue d'environ 1622 km avec 14 wilayas côtières réparties sur trois grands secteurs, Est, Centre et Ouest. On s'intéresse dans ces travaux de recherche à la région centre (Algéroise) qui s'étend sur plus de 123km. Cette zone située entre le Mont Chenoua à l'Ouest et le Cap Djinet à l'Est fait partie de trois wilayas côtières : Alger, Tipaza et Boumerdes (figure 17).

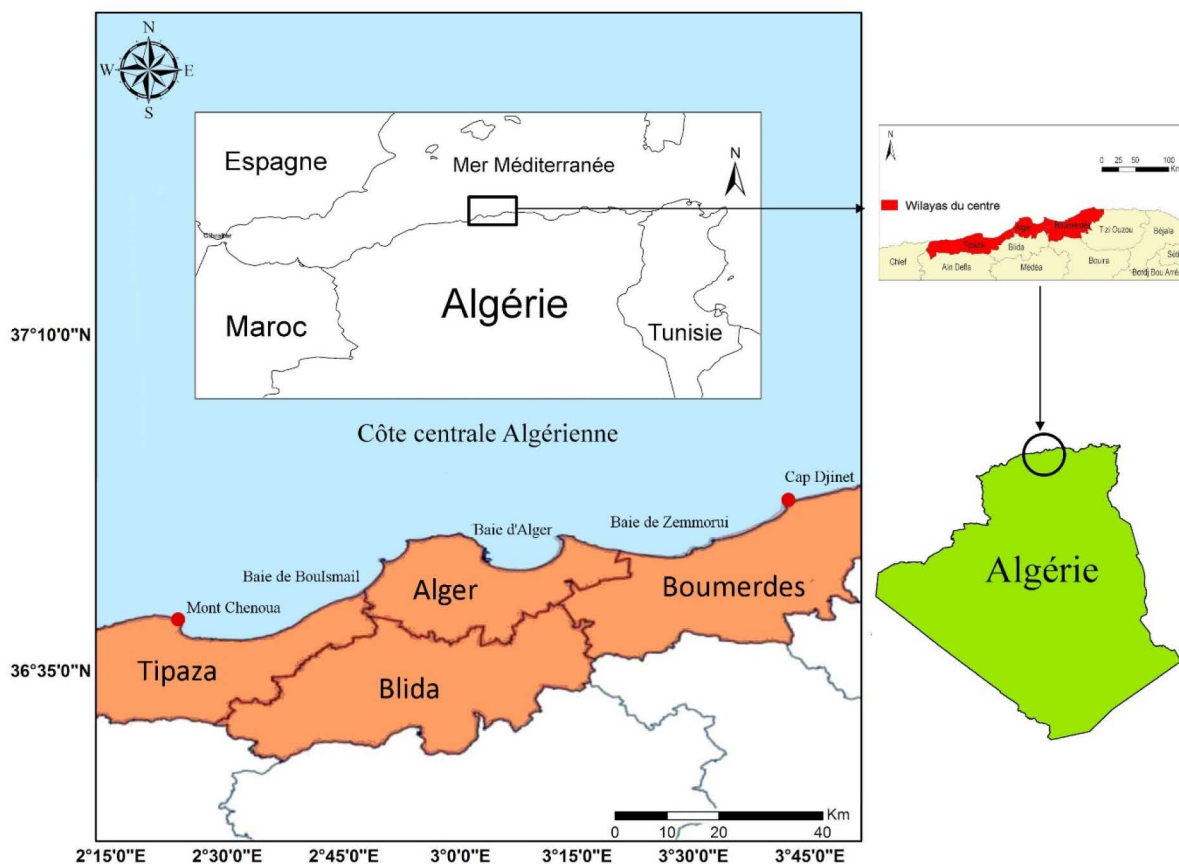


Figure 17 : Situation géographique de la côte centrale Algérienne

Sa frange côtière se compose de 27 communes. La première étant celle de Tipaza (wilaya de Tipaza) à l'Ouest et la dernière celle de Djinet à l'Est (wilaya de Boumerdes). Ce vaste domaine maritime inclut trois baies : la baie d'Alger, la baie de Bou Ismail, et la baie de Zemmouri (figure 17).

La baie de Bou-Ismaïl s'étend du Mont Chenoua à l'Ouest à ras Caxine à l'Est. Elle couvre une superficie de 509 km² avec une ouverture d'environ 40 km orientée du Sud-Ouest au Nord-Est, soit 2°54' Est et 36°48' Nord à 2°24' Est et 36°38' Nord. Cette baie est le réceptacle des oueds à régime irrégulier : Mazafran, El-Nador et Béni Messous. La baie d'Alger est située dans la partie centrale de la côte Algérienne et forme un creux dans la plaine de la Mitidja de forme semi-circulaire. Ils s'y déversent deux Oueds, dont le plus important est l'Oued El Harrach. Sa superficie est de l'ordre de 180 km² et elle est délimitée par deux caps : la Pointe Pescade (Rais Hamidou) à l'Ouest et Cap Matifou (Bordj el Bahri) à l'Est, entre 3°,14'.5 à 3°,00'.4 Est et 36°,49'.35 à 36°,49.5 Nord. La grande baie de Zemmouri (ex. baie de Courbet) se situe à une quarantaine de km à l'Est de la ville d'Alger. C'est une baie largement ouverte vers le nord sur environ 45 km et son rivage prend une orientation nord-est, sud-ouest. La baie est délimitée par la plaine de Mitidja au sud, le cap Matifou à l'Ouest et le Cap Djinet à l'Est. Ses coordonnées Lambert sont : 3°13'18'' et 3°43'24'' de longitude Est, 36°52'45'' et 36°48'48'' de latitude Nord. L'oued le plus important qui s'y déverse est celui de l'Oued Isser, qui se jette entre les deux localités de Leghata et Djinet à l'Est de la Baie.

II.1.2. Caractéristiques géologiques de la zone Algéroise

La connaissance de la géologie locale d'un site est désormais nécessaire, elle apporte un complément indispensable dans le diagnostic de la zone d'étude. Cela permet de définir la sensibilité et l'aptitude des roches et des sols à l'altération, qui contrôlent d'une manière ou d'une autre la quantité des sédiments rejetées en mer via les oueds ainsi que leur nature (Mouhoubi, 2022). De l'Ouest en Est, du mont Chenoua à cap Djinet, des monts côtiers se succèdent (Chenoua, Bouzaréah, Thénia, Djinet) et entre lesquels, s'intercalent des zones basses telles que les zones côtières de Tipaza et Mazafran, plaine d'El Harrach et la plaine des Issers. Ces différentes structures vont donner des formes littorales variées (CAR/PAP, 2005).

II.1.2.1. Ouest Algérois

Cette zone est composée par le mont Chenoua et la vallée de l'Oued Nador qui occupe la partie extrême ouest de la région algéroise (Figure 18). La basse vallée de l'oued Nador est une plaine

qui fait partie d'un grand ensemble littoral appelé Sahel d'Alger. Elle est située à 75 km environs à l'Ouest de la capitale (Hachemi, 2016). Cette zone sépare deux reliefs (Hachemi, 2016) :

- Au Nord, l'anticlinal du Sahel d'une altitude moyenne de 267m, isole la plaine de la Mitidja de la mer méditerranéenne.
- Au Sud, le massif à schistosité de Blida- Mouzaia qui tranche brusquement la plaine.

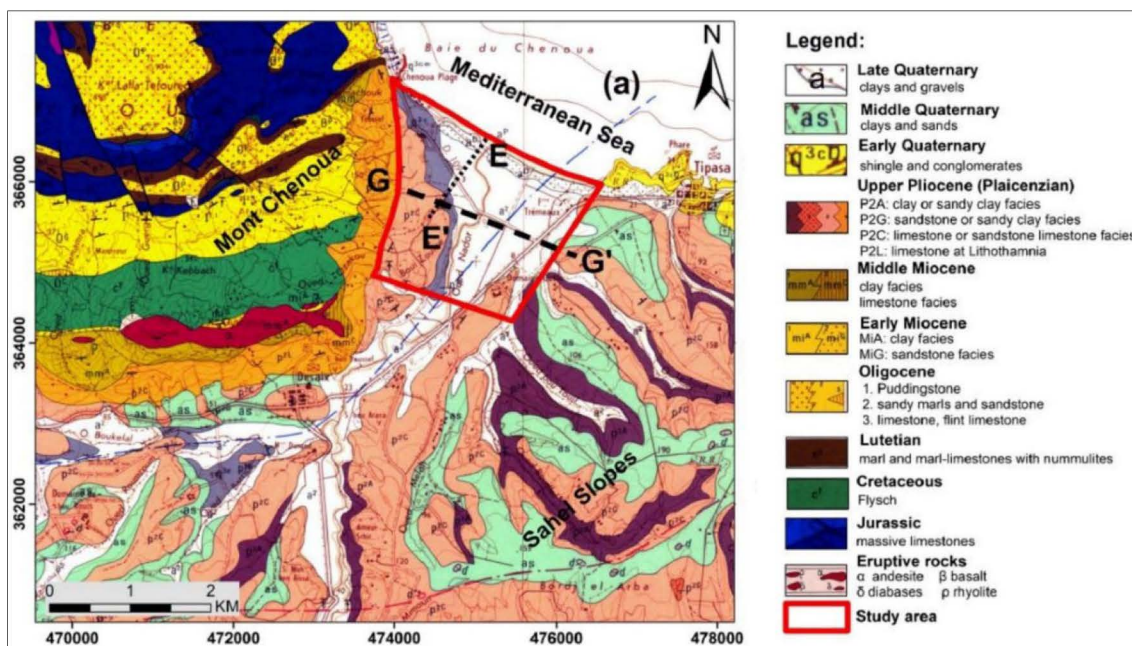


Figure 18 : Carte géologique de la région de l'oued Nador modifiée (Bechkit, 2022)

Sur le plan géologique, la plaine de l'Oued Nador est structurée par un synclinal sablo-argileux d'âge Plio-Quaternaire (Djema and Mabrouk, 2022). Les formations pliocènes sont composées de deux niveaux. Au sommet, le Piacénizien (Pliocène inférieur) forme un ensemble épais de marnes grises et bleues uniformes avec des sables occasionnels qui sont bien représentés dans la partie Est de l'Oued Nador. En dessous, la formation astienne est composée de niveaux de glauconite et de molasse astienne. En surface, l'ensemble quaternaire est composé de dépôts marins reposant sur les dépôts gréseux et calcaires astiens. Ils sont formés de sables caillouteux, de conglomérats à ciment calcaire et de micro-conglomérats surmontés d'alluvions (Bechkit, et al., 2022). La vallée est constituée donc d'alluvions récentes qui sont souvent gorgées d'eau en hiver. La culture de la vigne et l'arboriculture intensive y sont des activités traditionnelles dans cette zone (PAP/RAC/PAM, 2004).

Une autre spécificité de la zone est la présence du Sahel Ouest-Algérois qui occupe une superficie d'environ 60.000 ha (Guemache, 2010). Ce bourrelet anticlinal se répartit entre les deux wilayas d'Alger et de Tipaza (figure 19). Il constitue une formation étroite de petites plaines littorales, plateaux, collines et coteaux agricoles et/ou forestiers. Longeant le rivage sur environ 80 km, il s'étend sur une largeur de 8 à 10 km (Khelil, 2021). Dans sa partie Ouest, on trouve le Sahel de Koléa qui est délimité par les oueds Nador et Mazafran. En outre, la haute Mitidja ou Mitidja Ouest, qui sont traversées par l'oued Mazafran et l'oued Nador, sont des caractéristiques principales de cette zone.

II.1.2.2. Centre Algérois

Le Sahel Algérois comme celui de Tipaza à l'Ouest est caractérisé par une formation de collines de faible altitude, dont le point le plus élevé est à 407 m (Guemache, 2010). Sur toute sa longueur, il est traversé par un ensemble de cours d'eau. Il est compris entre les Oueds Mazafran et El Harrach, englobant le massif de Bouzareah (figure 19). Pour la plupart, ces cours d'eaux traversent la ride du Sahel par des cluses.

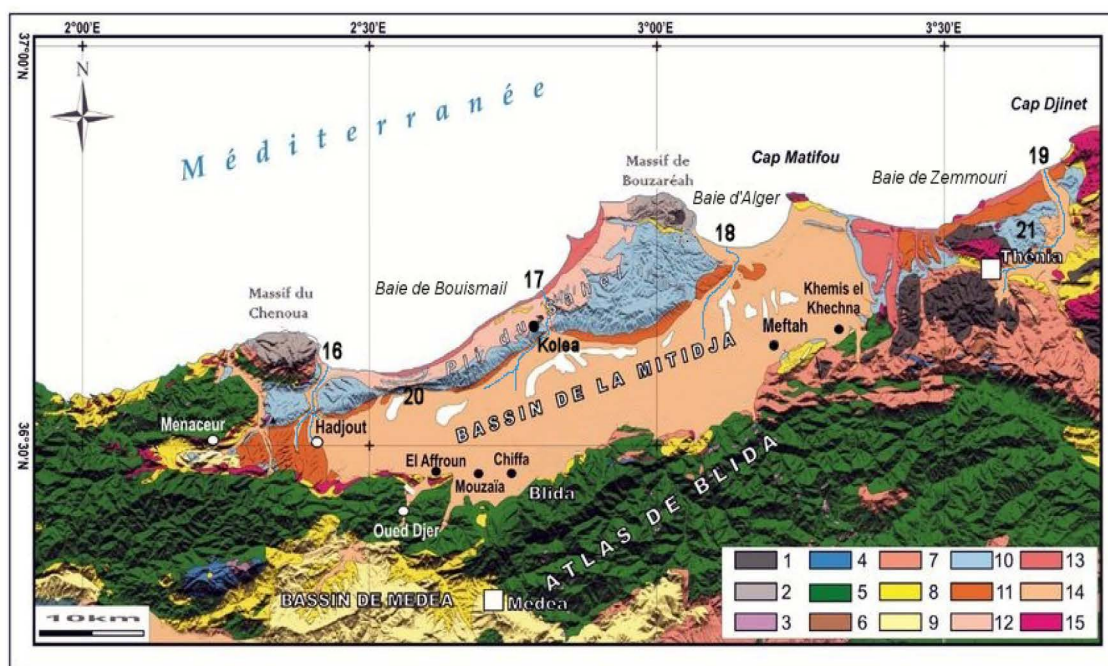


Figure 19 : Carte morphogéologique de la région Algéroise et ses environs, (Guemache, 2010)

(données topographiques SRTM-3 et carte géologique d'Algérie au 1/500'000). Seuls les terrains géologiques sont mentionnés, les failles majeures n'étant pas représentées. 1 : Terrains métamorphiques ; 2 : Socle primaire ; 3 : Trias ; 4 : Jurassique ; 5 : Crétacé ; 6 : Eocène ; 7 : Oligocène ; 8 : Miocène anté-nappes ; 9 : Miocène post-nappes ; 10 : Pliocène (Plaisancien et Astien) ; 11 : Villafranchien ; 12 : Calabrien ; 13 : Quaternaire marin ; 14 : Quaternaire continental ; 15 : Magmatisme indifférencié ; 16 : Oued Nador ; 17 : Oued Mazafran ; 18 : Oued El Harrach ; 19 : Oued Isser ; 20 : Sahel Ouest Algérois ; 21 : Périmètre des Issers.

Les sols calcaires prédominent dans toute la zone du Sahel, ils sont composés des zones littorales formées de terrasses pléistocènes suivies de formations sableuses qui conviennent pour l'activité agricole (Khelil, 2021). Leur sensibilité à l'érosion éolienne les rend tributaires de rideaux brise-vent. Outre les sols calcaires, les zones sub-littorales, conviennent pour les grandes cultures destinées à l'élevage (prairies) et à l'arboriculture fruitière. Ils reposent majoritairement sur des grès calcaires ou molasses, marnes et argiles plus ou moins sableuses (Guemache, 2010).

D'une superficie de 136.000 ha, le bassin de la Mitidja occupe un espace important dans la région Algéroise répartie entre les wilayas d'Alger, Tipaza et Boumerdes, ainsi qu'à la wilaya de Blida (Guemache, 2010). Ce Bassin s'allonge de l'Ouest en Est sur une centaine de kilomètres et sa largeur varie de 5 à 20 km. Dans l'Est, le bassin est traversé par les oueds d'El Harrach et El Hamiz qui se déversent dans la Baie d'Alger, mais aussi les oueds de Réghaïa et Boudouaou dans la baie de Zemmouri. Le bassin est caractérisé par une pluviométrie relativement importante et des sols très fertiles, abritant une partie importante de l'activité agricole de la région.

II.1.2.3. L'Est Algérois

C'est un secteur au relief hétérogène où se rencontrent vallées, plaines, collines et basses montagnes. La partie Nord de ce secteur est moins accidentée que la partie Sud et l'agriculture est concentrée dans la vallée de l'oued Isser situé à l'extrême Est de la zone d'étude (Khelil, 2021). La partie du Bas-Isser constitue une plaine située à environ 60 km à l'est d'Alger. Elle est délimitée au nord par la baie de Zemmouri, à l'est par le massif du Cap Djinet, au sud par les dorsales kabyles, et à l'ouest par le Djebel Bou-Arous (Figure 20) (Bouderbala, 2017).

D'un point de vue géologique, la région est située dans le domaine de l'Atlas tellien (ou Tell) au nord de l'Algérie. Il est formé par un relief escarpé et plusieurs plaines côtières. La zone est caractérisée par la présence de formations métamorphiques précambriennes. Ces formations sont coupées par des roches intrusives ou sédimentaires (Chemlal, 1983). Bouderbala (2017) a rapporté dans ses travaux de recherches, les formations géologiques qui affleurent dans la plaine de Isser de haut en bas (Figure 20) : on trouve les roches éruptives (volcaniques, granites, andésites et labradorite) ; Roches cristallophylliennes (schistes, gneiss et micaschistes) ; Les flyschs (grès, calcaire, argile et marne) ; Miocène (constitué principalement d'argile et de marne, un peu de calcaire et de grès friable) ; Pliocène (sable, gravier, conglomérat, argile et

marne bleue); Quaternaire (dépôts alluvionnaires formés essentiellement de graviers, de galets, de sable et d'argile).

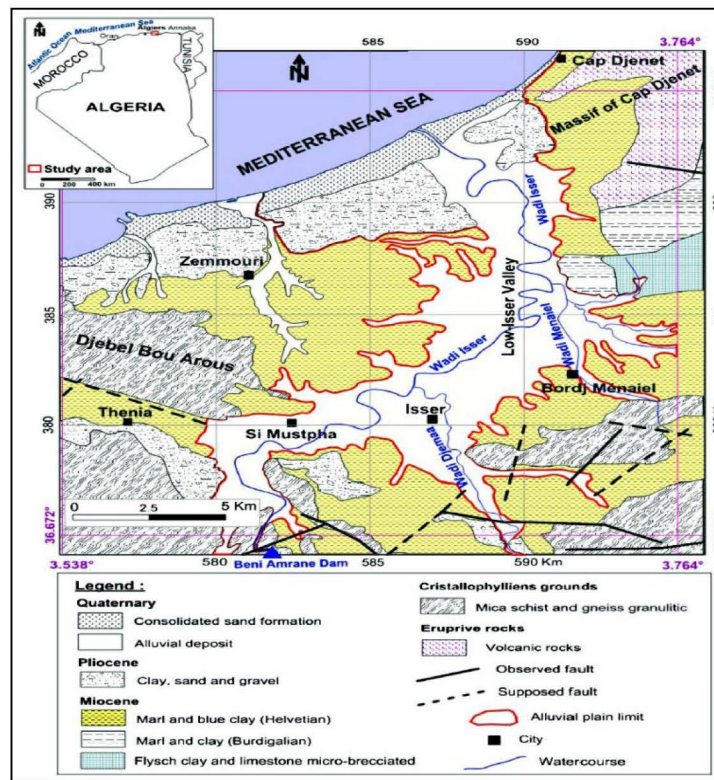


Figure 20 : Carte géologique de la plaine de l'isser (ANRH 2003, modifiée par Bouderbala (2017))

D'un point de vue pédologique, la zone est formée par les sols peu développés qui couvrent plus de 70% de la plaine avec une limitation marquée de la terrasse quaternaire récente. Les sols sont constitués de limons argileux, de limons, d'argile et de sable et de texture limoneuse fine (Bouderbala, 2017).

Ces sols supportent une agriculture intensive. Par contre, sur le littoral, on retrouve des cultures maraîchères et plus à l'intérieur, la plasticulture s'y étend, et les collines sub-littorales et intérieures sont à vocation typiquement arboricole ou fourragère (Khelil, 2021).

II.1.3. Géomorphologie côtière de la zone Algéroise

La zone d'étude présente une diversité de formes littorales où se développent plusieurs systèmes morphologiques qui sont le produit d'interaction entre les processus morphodynamiques et la géologie complexe des différents sites. D'un point de vue physique, les baies de Bou-Ismaïl, d'Alger et de Zemmouri constituent une façade maritime et un arrière-pays littoral composé de trois secteurs géographiques.

II.1.3.1. Baie de Bou-Ismaïl

La baie de Bou-Ismaïl est caractérisée par une morphologie côtière diversifiée composée des côtes rocheuses, de falaises, de plages et de dunes (P.A.C., 2004). Les Falaises et les côtes rocheuses occupent 80 % du littoral, entrecoupées par des anses à cailloutis ou à sable grossier. Les falaises les plus importantes sont celles du Mont Chenoua à l'Ouest (commune de Tipaza) et Cap Caxine à l'Est (Baie d'El Djamilia) et Les côtes rocheuses sont localisées à Tipaza (les différentes anses) et Ain Tagouraite (rocher plat). Les Plages, quant à elles, sont situées dans la région du Nador et dans la Baie d'El Djamilia ainsi qu'entre Douaouda Marine et Sidi-Fredj (figure 21). Ces plages sont alimentées par les matériaux provenant des bassins versants de l'oued Nador, de l'oued Béni Messous et de l'oued Mazafran.

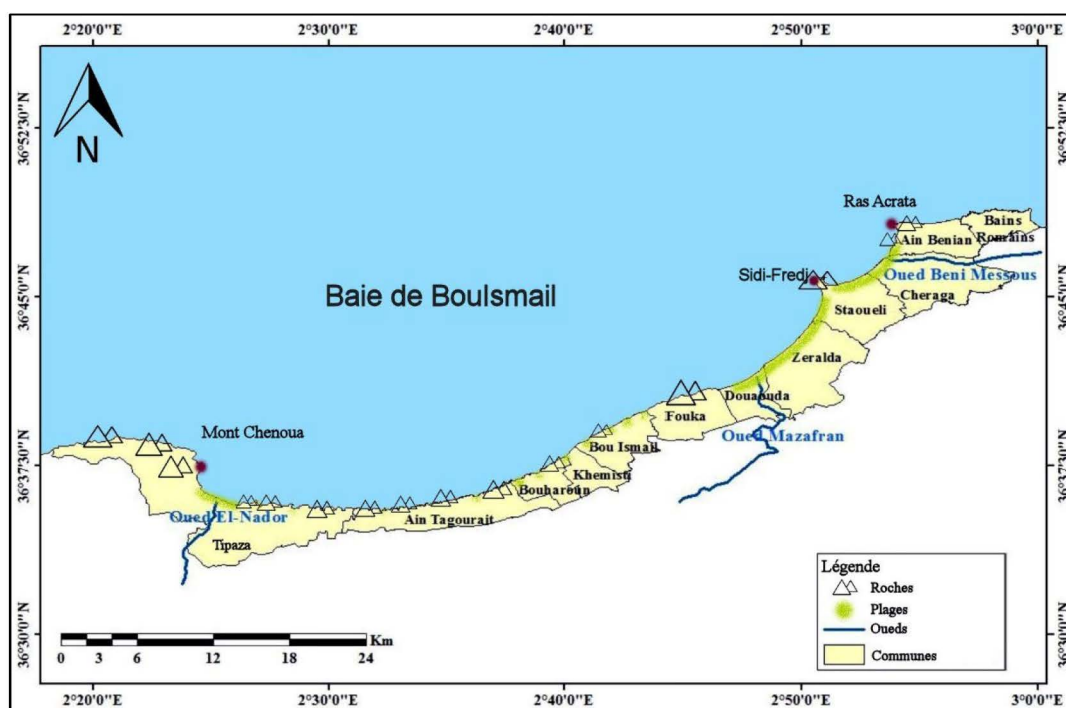


Figure 21 : Morphologie côtière de la Baie de Bou-Ismaïl modifiée (Pac, 2004)

II.1.3.2. Baie d'Alger

L'espace côtier de la Baie d'Alger est un espace diversifié géomorphologiquement composé de substrat meuble (argile, sable, grés) ou de substrat relativement compact (roche métamorphique, tel que les schistes et le gneiss etc.) (Otmani et al., 2019). La morphologie de la baie est formée essentiellement de falaises abruptes et de zones rocheuses à l'Ouest (du Cap Caxine à Bab El Oued) et des plages sableuses au centre et à l'Est, sauf au Cap Matifou. Les plages forment donc l'essentiel du linéaire côtier de la baie d'Alger dans lequel se débouchent l'oued

El Harrach et l'oued El Hamiz (Otmani et al., 2019). La majorité du massif dunaire de la baie est localisée au centre et à l'Est (Figure 22), secteurs de la majorité des plages sableuses de la baie. Ces dernières sont les plus sujettes au phénomène d'érosion continue ces dernières années en raison de la perturbation des échanges sédimentaires, causée par des facteurs anthropiques, comme la dégradation des dunes côtières meubles à des fins d'urbanisation (Łabuz, 2004). A cela s'ajoute la tendance à l'agglomération sur la bande côtière d'Alger (ex. Sablette), d'où 54 % des bandes côtières linéaires de la Baie sont artificialisées ces dernières années (Chemrouk et chaabi, 2016). Une autre caractéristique de la baie est la présence dans sa partie Ouest d'un grand port commercial et industriel, un port de pêche ainsi que le commandement des forces navales. Ces structures artificielles s'étendent sur environ 4,5 km.



Figure 22 : Morphologie côtière de la Baie d'Alger

II.1.3.3. Baie de Zemmouri

La baie de Zemmouri a connu une artificialisation très marquée ses dernières années en raison du développement de la zone industrialo-portuaire de Rouïba et de Cap Djinet (Sallaye, 2021). Plusieurs oueds débouchent dans la baie (Isser, Boudouaou...) et une grande variété morphologique caractérise cette zone d'Ouest en Est avec la présence des falaises, des dunes et des plages (Mouhoubi, 2022).

Les falaises forment seulement 5 % de la côte, deux types coexistent dans la baie : les falaises entaillées dans les roches dures et les falaises entaillées dans les roches tendres. La première formation géomorphologique s'observe principalement au niveau du Rocher Noir et Figuier à Boumerdès, mais aussi entre la côte d'El Marsa (Cap Matifou) et le port d'El Marsa. Alors que celles qui sont entaillées dans les roches tendres forment les falaises de la côte Est algéroise entre Ain Taya et Figuier (Mouhoubi, 2022). Par ailleurs, les dunes qui résultent d'une accumulation de sable transporté par le vent sont de deux types dans la zone : les cordons dunaires anciens qui se rencontrent au niveau de Corso El Bahri et au niveau de Reghaia (Chabe plage). Tandis que le deuxième type se trouve particulièrement au niveau de la plage El Kadous. Les plages quant à elles, sont présentes sur toute la côte Est de la zone d'étude (Figure 23) et se sont développées aussi bien en longueur (Djinet, Zemmouri El-Bahri) qu'en largeur (pouvant atteindre 500m) (Khelil, 2021).

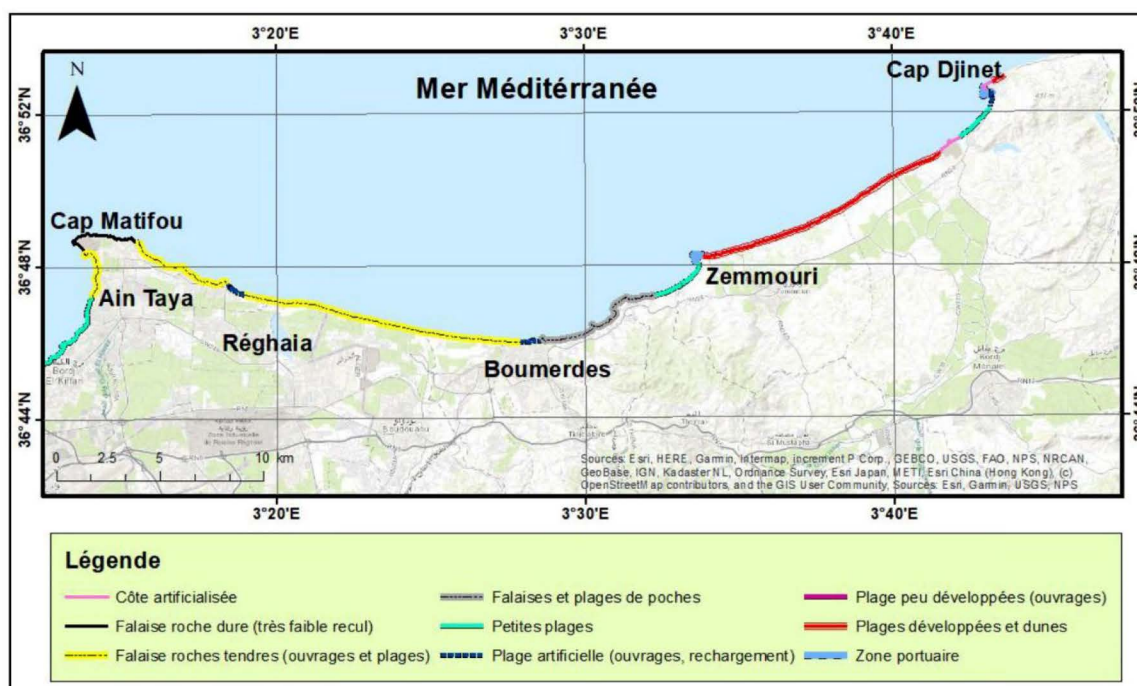


Figure 23 : Morphologie côtière de la Baie de Zemmouri (Benallou, 2020 in Mouhoubi 2021)

A noter que la zone qui s'étend de l'Oued Isser au Cap Djinet est soumise à une artificialisation importante et caractéristique de la présence d'une plage aérienne étroite de 1 km de long (Sallaye, 2021).

II.1.4. Réseau hydrographique dans la région centre

La zone Algéroise a un réseau hydrographique dense et diversifié qui entraîne des apports plus ou moins importants tout au long de sa côte. Ce réseau hydrographique est caractérisé par son

importance de point de vue sédimentologique et environnementale. Ce réseau d'oueds prend ses sources majoritairement de l'Atlas blidéen (piémont) et se déversent en mer, contribuant ainsi à l'évolution de la morphologie littorale d'une part, et à l'apport des polluants d'autre part.

Plusieurs oueds se déversent de long de la côte centrale dont les plus importants sont l'Oued Mazafran et l'oued Nador qui se déversent dans la Baie de Bou-Ismaïl, Oued El Harrach et Oued El Hamiz dans la Baie d'Alger, et enfin, l'oued Isser dans la Baie de Zemmouri (figure 24). Ces oueds sont considérés comme de petits cours d'eau côtiers caractérisés par un faible débit. Ils drainent principalement des zones urbaines et agricoles et leur régime hydrologique est très variable caractérisé par des débits temporaires suivant généralement les apports pluviométriques (Karahacane et al., 2020).

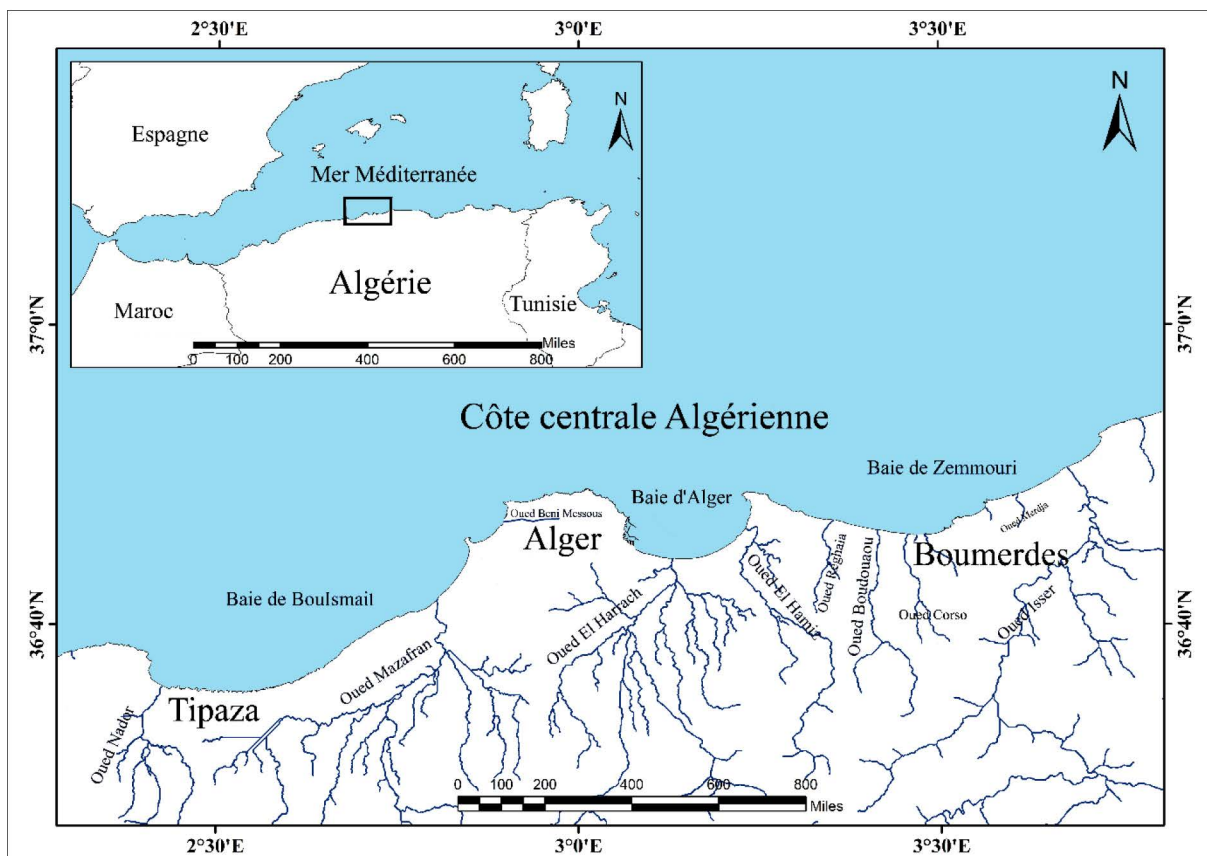


Figure 24 : Réseaux hydrographique de la zone Algéroise

Les précipitations dans la zone d'étude sont très irrégulières dans le temps et dans l'espace, reflétant de fortes pluies (atteignant parfois 202 mm) sur un petit nombre de jours au cours de l'année (Meddi et al., 2017). Cela représente la principale cause des crues éclair épisodiques qui apparaissent fréquemment dans cette région (Boutaghane et al., 2022). Les débits

maximaux moyens enregistrés pour ces événements avant 2011 ont atteint 268, 876 et 1489 m³/s pour les oueds Nador, El Harrach et Isser, respectivement (Karahacane et al., 2020). Le transport des particules terrigènes dans les bassins versants est associé principalement aux événements de crues pendant la saison des pluies, et rarement dans la saison sèche.

La partie suivante, s'intéresse à la description des trois oueds et leurs bassins versant : Oued El Harrach, Oued Nador et Oued Isser.

II.1.4.1. Oued El Harrach

La Baie d'Alger est alimentée par deux oueds dont le plus important est l'Oued El Harrach. Ce dernier a un régime hydrographique caractérisé par un long étiage de 6 mois et des crues observées surtout en hivers et rarement au printemps.

Le bassin versant de l'Oued El Harrach de forme allongée SW-NE, fait partie du bassin versant côtier d'Alger. Le bassin s'étale sur une superficie de 1236 km² (Astite et al., 2015). D'un point de vue administratif, le bassin versant s'étend sur le territoire de quatre wilayas (Média, Blida, Alger, et Boumerdes). La wilaya d'Alger est la plus touchée par les phénomènes de crue et par la pollution apportée par l'Oued El Harrach (Bouchlouche and Arab., 2020), elle se situe en aval de la plaine de la Mitidja avec une forte densité d'urbanisation concentrée en aval.

Les points culminants du bassin versant de l'oued El Harrach sont : Kef Takhrina (1478 m), Harn Belek (1952 m) et Chrea (1526 m) au Sud-Ouest du bassin versant. Le point le plus bas est situé à l'embouchure de l'oued El Harrach dans la Baie d'Alger. Ce bassin est caractérisé par de fortes dénivelées, une végétation peu dense et une faible pluviométrie. A ces facteurs s'ajoute le caractère torrentiel qui se manifeste par une forte érosion et un important alluvionnement. Le rendement hydrologique annuel moyen de l'oued El Harrach est 142 10⁶ m³/an (Karahacan et al., 2020). C'est généralement dans le contexte algérien où les débits d'oueds peuvent enregistrer des valeurs nulles (0 m³/s) pendant la saison sèche (juin à septembre).

L'Oued El Harrach, qui traverse la plaine de la Mitidja, reçoit les eaux de sept principaux affluents (Figure 25). Il prend sa source dans la zone nord de l'Atlas Blidéen qui est formée par la confluence de l'oued Akka avec l'oued Mektaa. Il coule dans une direction nord-est vers la plaine de la Mitidja. Lors de la traversée de cette plaine, il reçoit sa plus grande extension Oued Djemaa venant du Sud et ayant sa source dans l'Atlas également. Plus au nord, sur sa rive gauche, il reçoit trois autres affluents : Oued Baba Ali, Oued Terro, Oued El Karma et Oued

Ouchaih. Enfin, à environ 3 kilomètres de son embouchure, il reçoit sur sa rive droite l'Oued Semar qui traverse la grande zone industrielle de l'Oued Semmar.

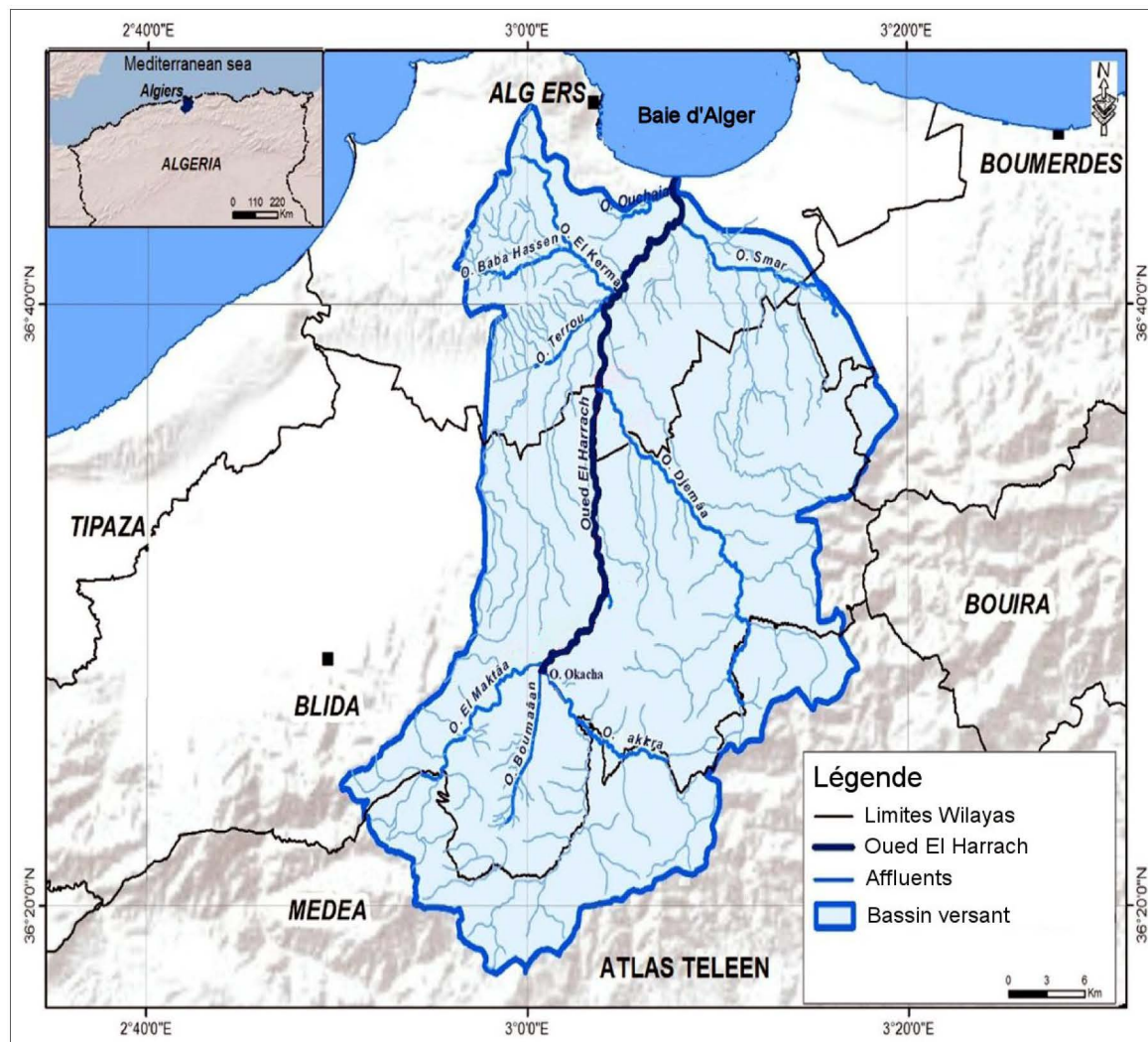


Figure 25 : Carte du réseau hydrique du bassin versant de l'oued El Harrach Modifiée (Bouchlouche et Arab., 2020).

La longueur totale de l'oued El Harrach est d'environ 67 km, dont près de 18,2 km s'étendent dans la capitale jusqu'à son embouchure (Bouchlouche et Arab., 2020). Dans la ville d'Alger, l'Oued El Harrach parcourt un transect linéaire à l'intérieur des limites administratives. Il traverse le territoire de douze communes densément urbanisées que sont : Hussein Dey, Mohammadia, El Magharia, Bach Djerah, El Harrach, Bourouba, Saoula, Gué de Constantine, Baraki, Birtouta, Sidi Moussa et Ouled Chbel (Figure 26). Cet oued représente une forte occupation du sol sur ses deux berges, notamment dans les plaines inondables (Astite et al., 2015). Les eaux usées rejetées dans l'oued El Harrach à partir de ses principaux effluents sont estimées à environ 23,4 millions de m³/an (Bouchlouche et Arab., 2020).

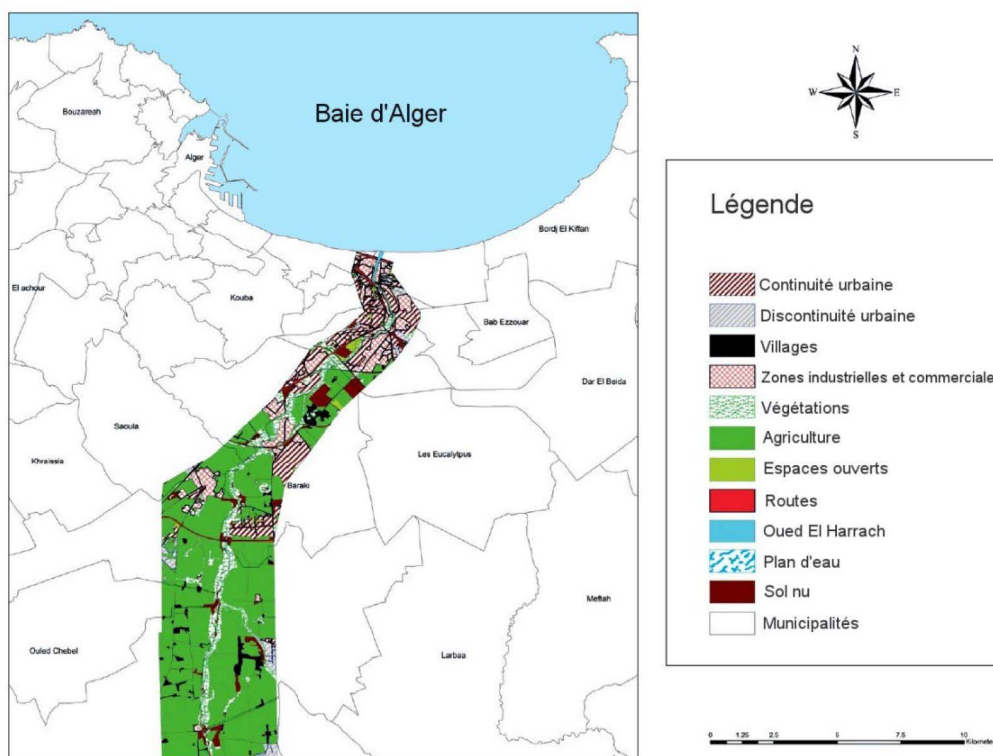


Figure 26 : Situation géographique et occupation du sol de l’oued El Harrach modifiée d’après Astite et al (2015).

II.1.4.3. Oued Isser

La grande baie de Zemmouri est caractérisée par un réseau hydrographique le plus dense de la région algéroise. Il est constitué d'Est en Ouest par les oueds Ammara, Isser, Merdja, Safsaf, Boumerdes, Corso, Boudouaou et Réghaia. L’Oued Isser est le principal vecteur hydrographique parmi ces oueds dans littoral Est-algérois. Cet oued de 114 km de longueur transporte sur une grande distance des matériaux variables (vases, minéraux solides et légers, matières organiques...). L’Oued Isser, qui prend sa source à partir de Tablat (Titteri, Medea), alimente la plage de Mandoura par des sédiments et il est caractérisé par un régime Hydro-sédimentaire temporaire (Mouhoubi, 2022). Le bassin versant de l'oued Isser est situé à environ 70 km au sud-est d'Alger et plusieurs villes et villages sont localisés dans ce bassin versant, notamment Médéa, Bouira, Tizi-Ouzou et Boumerdes (Benali Khodja et al., 2022). Le bassin couvre une superficie de 3615 km² en zone montagneuse avec un périmètre de 270 km et une altitude moyenne de 750 m (Elahcene et al., 2019). Il est délimité au nord par la mer Méditerranée (Baie de Zemmouri) et le bassin versant côtier algérien, au sud-ouest par le bassin versant du Cheliff, au sud-est par le bassin versant du Chott Hodna et à l'est par le bassin versant

de l'oued Soummam. En Amont du bassin, une large plaine orientée Est-Ouest caractérise la région de Bni Slimane (Benali Khodja et al., 2022).

Le bassin est partiellement drainé par l'oued Mellah et l'oued Zeroua, la convergence des deux oueds constitue l'oued Isser (Figure 27). Le bassin versant est caractérisé par un climat méditerranéen humide au nord et un climat semi-aride à sec au sud, avec des écarts de température élevés et une différence considérable de précipitations entre les parties nord et sud du bassin versant. Le bassin reçoit entre 234 et 881,4 mm de précipitations (pluie), avec une moyenne annuelle de 539 mm (Elahcene et al., 2019). Le bassin de l'oued Isser est surveillé par la station hydrométrique de Lakhdaria (Figure 31). Cette station a marqué l'exception, avec la valeur du rendement annuel maximal de l'oued ($340.9 \times 10^6 m^3$) et la valeur de crue maximale ($1489.5 m^3/s$) enregistrées avant 2009, en raison de la grande superficie drainée du bassin ($3\ 615 km^2$) et de son terrain très accidenté (Karahacene et al., 2020). Les conditions climatiques et pédologiques du bassin versant facilitent donc l'érosion et le ruissellement. En été, les lits de l'oued sont réduits à de minces filets d'eau, alors qu'en hiver la crue peut être violente (Bouhmadouche and Hemdane, 2016).

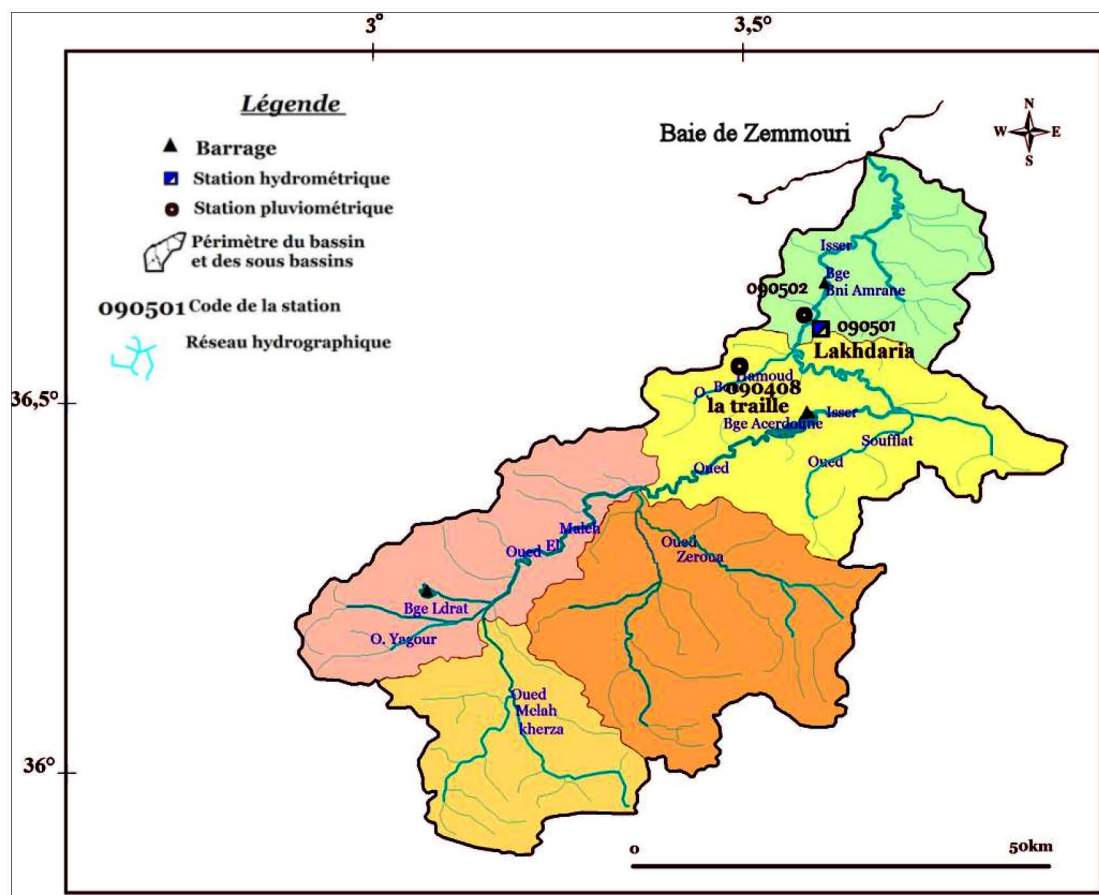


Figure 27 : Bassin hydrologique du bassin versant de l'oued Isser (Behloul et Mehenna, 2013).

Par ailleurs, la plaine de Isser forme un synclinal orienté NE-SW et l'axe principal est occupé par l'Oued Isser qui donne son nom à cette plaine (Figure 20). Elle se situe entre les latitudes 36.5° à 36.9°N et les longitudes 3.5° à 3.8°E et couvre une superficie d'environ 533 km² (Bouderbala, 2017). Cette zone est caractérisée par un climat méditerranéen subhumide avec une température annuelle moyenne d'environ 17,7 °C. Les précipitations les plus importantes se produisent d'octobre à avril (près de 85 % des précipitations annuelles), tandis que les mois les plus secs sont juillet et août (moins de 20 %). La pluviométrie annuelle moyenne de la zone pour la période 1980-2014 est de 740 mm (station de Baghlia) (ANRH. 2003).

II.1.4.3. Oued Nador

Oued Nador constitue la principale source d'apports solide et liquide dans la baie de BouIsmaïl situé à l'extrême ouest de la grande Baie de BouIsmaïl. Il prend naissance à la jonction des deux oueds Bourkika et Merad (traversant la ville de Hadjout) et débouche entre Djbel Chenoua et Tipaza (Figure 28). L'oued s'étend sur environ 18,9 km de long et son débit liquide est estimé à $28 * 10^6$ m³/an (Dahane, 2017).

La surface totale du sous-bassin hydrogéologique de Nador est estimée à 244 km² (Akli, 2015). La vallée de cet oued (avec la ville de Merad, Bourkika et Hadjout) est située dans une région semi-aride où la croissance démographique est importante. Cette région présente un intérêt socio-économique majeur, avec des terres fertiles abritant une activité agricole intensive (production d'agrumes, la culture maraîchère, l'arboriculture et la viticulture) qui est la principale source locale de revenus (Djema and Mabrouk, 2022). A ce caractère agronomique s'ajoutent également de multiples infrastructures touristiques implantées dans la plaine, rendant encore plus cruciaux les enjeux économiques de préservation de l'ensemble du territoire et de l'environnement (Djema and Mabrouk. 2022).

La plaine de Nador, située en Bas-Nador, fait partie d'un vaste massif montagneux connu sous le nom de Sahel d'Alger. Sa surface est environ 900 ha (Hachemi, 2016). Elle couvre une superficie d'environ 19 km² (Bouderbala et al., 2015). La vallée est délimitée au nord par la mer Méditerranée ; au sud et à l'est par les pentes du Sahel ; et à l'ouest par le Massif du Chenoua (Figure 28). La plaine se situe entre les latitudes 36° 33', 36° 36' et les longitudes 2° 21', 2° 27'. La vallée de Nador est délimitée au Nord par la baie de BouIsmaïl, au Sud et à l'Est par les pentes du Sahel et à l'Ouest par le massif du Chenoua. Elle empreinte un sillon synclinal d'orientation NNE – SSW dont l'axe principal est occupé par l'Oued Nador qui a donné son nom à la plaine alluviale (Bouderballa, 2015).

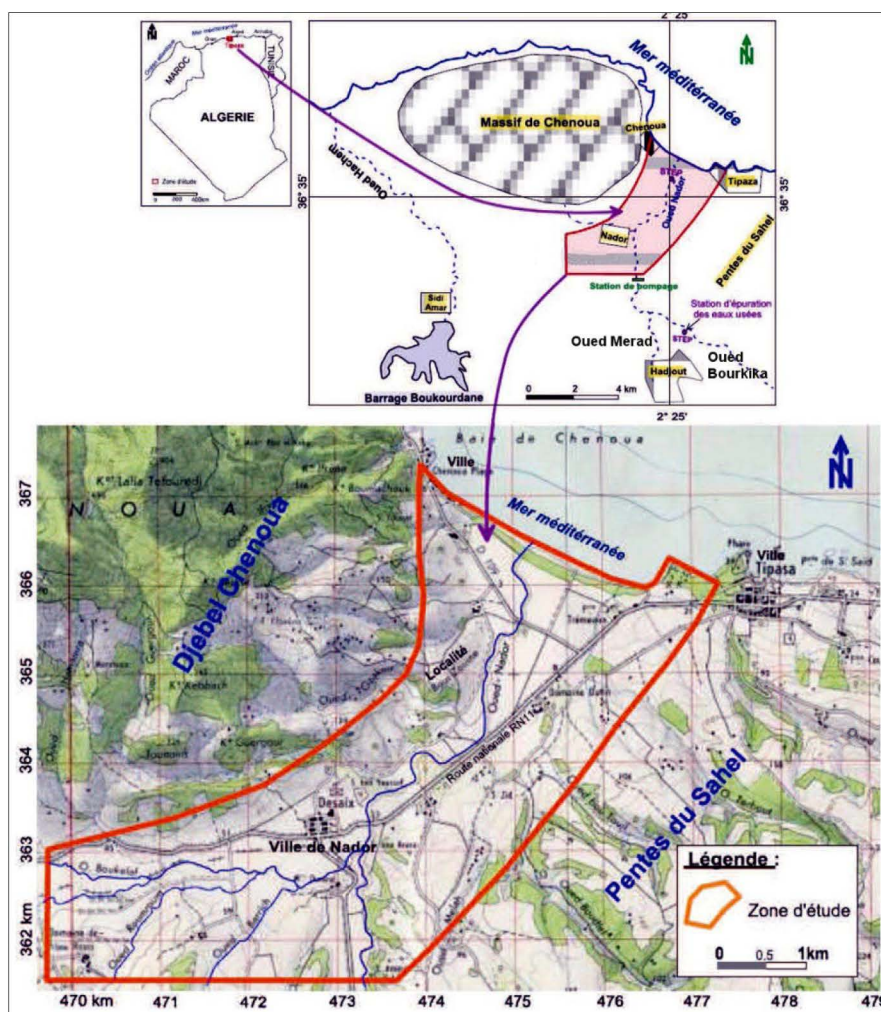


Figure 28 : Carte topographique de la vallée d'Oued Nador modifiée (Hachemi, 2016).

Cette vallée suit un synclinal orienté NE-SO, dont l'axe principal est occupé par l'Oued Nador qui donne son nom à la vallée. La plaine est caractérisée par une pente variant globalement de 0 à 1 %, tandis que le versant et le piémont de la partie droite de la plaine (versants du Sahel) et de la partie gauche de la plaine (massif du Chenoua) ont des pentes de 1 à 10 %.

Sur le plan climatique, la zone est caractérisée par un climat méditerranéen semi-aride, avec un hiver doux et humide et un été chaud et sec. Les précipitations saisonnières sont variables et la pluviométrie annuelle moyenne est d'environ 540 mm/an pour une température moyenne mensuelle de 18 °C (période 1988-2012, station de Boukourdane) (Djema and Mabrouk. 2022).

II.1.5. Sédimentologie dans la côte centrale

L'étude sédimentologique permet de répartir uniformément les sédiments superficiels d'une zone donnée. Leurs répartitions et leurs déplacements obéissent à la dynamique sédimentaire et à l'hydrodynamique locale.

II.1.5.1. Baie de Bou-Ismaïl

La baie de Bou Ismaïl se caractérise par une grande diversité « sédimentaire » de ses fonds marins, neuf faciès sont identifiés (LEM, 1998) : les sables fins, les sables grossiers-fins graviers, les sables graveleux, les vases pures, les vases sableuses, les graviers envasés, les sables fins envasés et le faciès rocheux. Les vases pures et les graviers envasés sont les faciès les plus dominants dans la baie. La répartition de ces faciès n'est pas identique en tout point de la baie. En fait, il existe deux régions bien distinctes où chacune d'elle présente des caractéristique sédimentologiques propres (Dagorne, 1973) : la région orientale dans laquelle la vase pure est très répondeue et forme une importante vasière littorale, et la région occidentale où les graviers envasés sont très développés (figure 29).

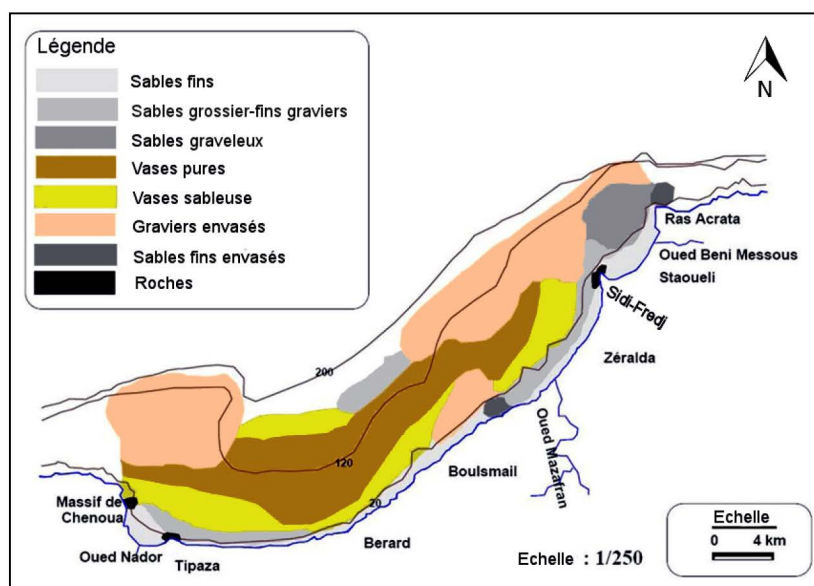


Figure 29 : Carte sédimentaire de la baie de Bou Ismaïl modifiée (Bokretaoui et Boutouili, 1989).

En plus, le faciès des sables fins envasés et le faciès des sables graveleux ne sont présents que dans la région orientale (Bokretaoui et Boutouili, 1989). De l'embouchure de l'oued Mazafran jusqu'à 25m de profondeur, les sables grossiers caractérisent la Baie (Inal, 2011). L'herbier à Posidonies quant à lui, est plus développé dans la région Ouest que dans la région Est (Bakalem, 2008).

II.1.5.2. Baie d'Alger

La connaissance de la nature du fond de la baie d'Alger est essentielle. Beaucoup de travaux y sont fait, montrant que la distribution des sédiments est fonction de la bathymétrie (Figure 30).

La nature de fond de la baie d'Alger établie par Maouche (1987), montre d'après la composition globale des dépôts, trois types de faciès :

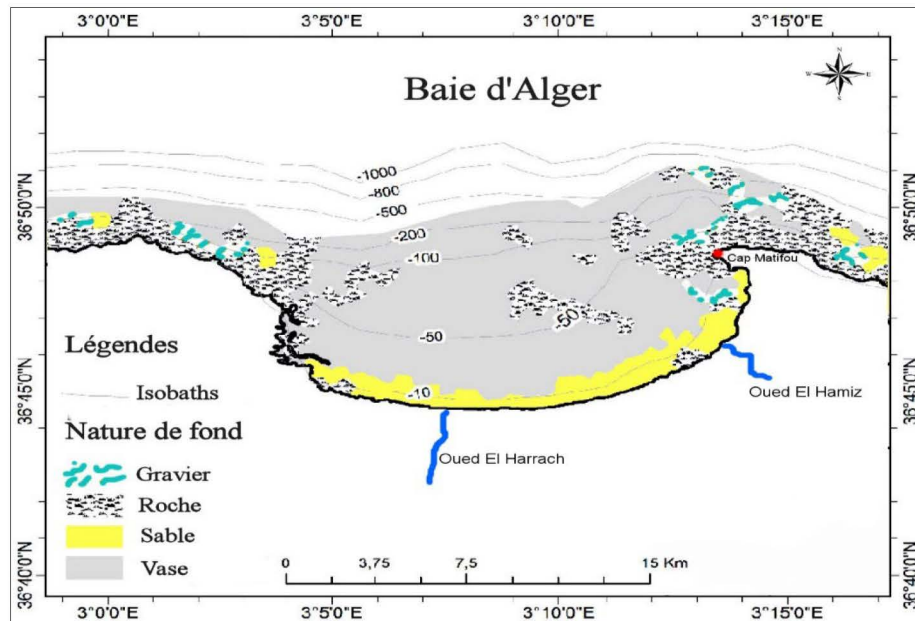


Figure 30 : Carte sédimentaire de la baie d'Alger Modifiée (Bachouche, 2017)

a) Faciès sableux

Ils se rencontrent à la bordure littorale de la baie à des profondeurs comprises entre 10 et 35 m au droit des émissaires des oueds (El Harrach et Oued El Hamiz). Ces matériaux s'étendent à des profondeurs plus élevées du centre de la baie en direction de l'Est (Otmani et al., 2019). En troue (Bachouche, 2017 ; Dahane, 2017) :

- Les sables fins : sont essentiellement d'origine terrigène, occupant les petits fonds de la baie.
- Les sables moyens : sont limités au secteur occidentales (bordure rocheuse) sous forme de bande étroite parallèle au rivage.
- Les sables grossiers : sont répartis dans le secteur Est de la baie où ils se mélangent au faciès pélagiques (du Cap Matifou vers l'embouchure de Oued El Hamiz).

b) Faciès carbonatés

Ils sont limités aux bordures rocheuses littorales et aux fonds rocheux de la baie. Dans la bordure Ouest, La fraction carbonatée s'étend jusqu'à 35 à 50 m de fond et représente 30 à 35% du sédiment total. Dans la bordure Est, ce faciès s'étend à des profondeurs élevées au large du Cap

Matifou, où la fraction carbonatée peut être supérieure à 35%. Cette fraction constitue plus de 50% du sédiment au haut-fond du cap Matifou (Dahane, 2017).

c) Faciès pélitiques

Selon Maouche (1987), ces faciès occupent la partie centrale et septentrionale de la baie avec un envasement de près de 75 à 95 % de la fraction pélitique de part et d'autre des oueds (El Harrach et El Hamiz). Les faciès vaso-sableux représentent près de 70 % des dépôts superficiels de la Baie. La fraction pélitique apparaît à partir les 10 m de profondeurs (10 % des sédiments totale). Se pourcentage augmente avec la profondeur pour atteindre jusqu'à 50 % (25 m de profondeur, 35 m aux embouchures des Oueds). Cette fraction représente 75 % et plus souvent 95 % à 30 m de fond (50 m au droit des Oueds) (Figure 31).

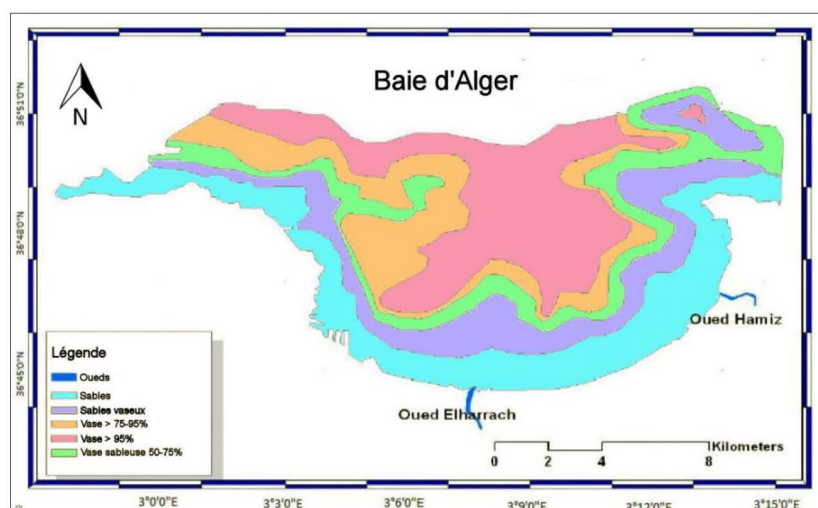


Figure 31 : Nature des sédiments meubles dans la Baie d'Alger (Maouche, 1987 ; Baba-Ahmed et al., 2018).

II.1.5.3. Baie de Zemmouri

Dans la baie de Zemmouri, la géomorphologie marine comporte une plateforme composée de 3 faciès sédimentaires et des sédiments de transition (Benslama, 2012), dont la répartition de la côte vers le large est la suivante :

- Faciès à sables et sable calcaréo-siliceux de la frange littorale.
- Faciès à vases silico-calcaires à silico-argileuses à illites et à quartz,
- Faciès à boues du talus supérieur particulièrement riches en foraminifères.
- Entre ces principaux faciès, se trouvent des sédiments de transition : des vases calcaréoargileuses ou silico-argileuses.

C'est à partir de 20 mètres de profondeur que les dépôts des particules silto-argileuses commence, au-delà les proportions en particule fine augmentent avec la profondeur.

La limite d'envasement à 25 % se trouve pratiquement parallèle à la côte. Ceci est due à l'influence de la dynamique locale des petits fonds où à l'énergie hydrodynamique. La répartition des teneurs en fraction fines (figure 32) subdivise la Baie de Zemmouri en deux secteurs bien distincts en fonction des gradients de distribution en fraction pélétique : un secteur oriental de Zemmouri vers le Cap Djinet et un secteur occidental de Zemmouri vers le Cap Blanc (LEM, 2021).

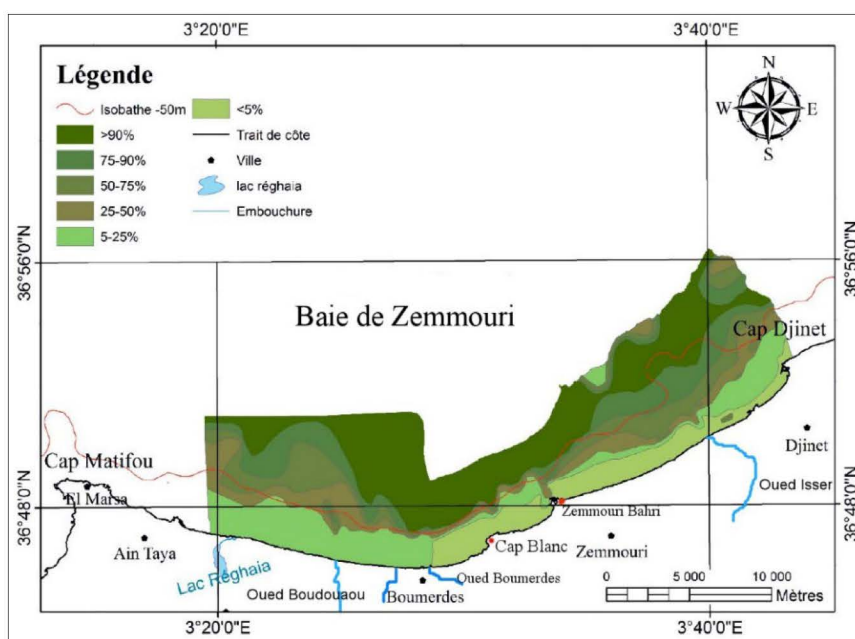


Figure 32 : Carte de distribution de la fraction fine dans la Baie de Zemmouri (LEM. 2021)

Dans le secteur Ouest, l'envasement total (> à 90% de teneurs en fraction fine) débute à - 50 mètres et même à de moindres profondeurs dans l'axe du canyon d'Alger et face au Cap Blanc. Certains envasements locaux (60 à 90 % de pélite) se produisent notamment, face à l'oued Boudouaou et face à l'oued Boumerdes. Les sédiments pélitique les plus importants et les plus proches de la côte sont donc localisés dans des petits chenaux suivent fidèlement le tracé des vallées. Le long des parois du chenal Est (face à Zemmouri El Bahri), les pourcentages sont compris entre 50 et 75 %. Au large de ce même chenal, les teneurs augmentent pour atteindre 75-90 % à des profondeurs de 35 m. Ces envasements sont très trop épars pour souligner un quelconque envasement précoce comparés au secteur Est. Ce dernier est caractérisé par un envasement très progressif, qui fait apparaître un parallélisme des bandes d'isoteneurs plus larges entre le cap Djinet et le port de Zemmouri (figure 32). Par ailleurs, l'envasement est

perturbé dans la frange côtière, près de l'embouchure de l'oued Isser par des concentrations supérieures à 50% de la fraction pélitique, entre 10 et 30 mètres de profondeur. Ce sont probablement des sédiments de crue fraîchement déposés. Cet envasement précoce résulte de la floculation électrochimique du matériel argilo-colloïdal à l'interface eau douce-eau salée à proximité des embouchures (Pauc, 1980 ; Pauc, 1989). Les argiles sont abondantes dans la baie de Zemmouri, en raison des apports des sédiments détritiques continentaux véhiculé par l'Oued Isser (Bouhmadouche, 2015). Près de 50 % des échantillons qui ont été prélevés par Leclaire (1972) dans cette région contient 40 à 50 % d'argiles. Cette richesse en argiles de certains sédiments pélitique comme les boues argilo-siliceuse étaient composés de : 46.3 % de SiO_2 et 21.9 % de $\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{TiO}_2$, ce qui laisse supposer une richesse relative en silicates d'alumine (Leclaire, 1972).

En outre, l'oued Isser présente un faible pourcentage sableux de 9,89 % en moyenne d'où un faciès argilo-silteux. La répartition de ces minéraux argileux (kaolinite (48.1%) et illite (22.15%)), et autres sédiments détritiques sur le plateau continental Est-Algérois (baie de Zemmouri) est très significative, étant donné la présence de 2 facteurs importants : les apports de l'oued Isser drainant des formations néogènes issues de son bassin versant et la proximité du massif volcanique du Cap-Djinet (Bouhmadouche, 2015).

II.1.6. Pression anthropique dans la région centre

Sur la côte centrale, trois villes à savoir Alger, Boumerdès et Tipasa, constituent des cas exceptionnels de zones d'expansion urbaine où les activités terrestres et maritimes se sont intensifiées ces dernières années (Aroua et al., 2023). Cette zone côtière connaît un accroissement sans précédent de la population et ses Activités qui impact fortement le milieu marin. En effet 45 % de la population algérienne sont installées dans la région côtière où les sources de vie sont disponibles (industrie, agriculture, pêche, tourisme), ce qui ne représente que 1,9 % du territoire total du pays (Chemrouk et Chabbi, 2016). Cette situation exerce une forte pression sur les écosystèmes côtiers adjacents aux zones peuplées (Inal et al., 2018). Dans la section suivante, les influences des activités humaines dans chaque baie et l'occupation des sols dans la région en générale sont décrits en détail.

II.1.6.1. Baie de Bou-Ismail

La wilaya de Tipaza a une population estimée à 617661 habitants en 2021. La ville se distingue par la richesse de ses terres agricoles et sa position côtière qui font de l'agriculture, la pêche et le tourisme ses principales vocations (Khelil, 2021). Son domaine littoral couvre une superficie

de 8 815 ha et son linéaire côtier est estimé à 70 km (MATEV, 2009). Parmi ce domaine littoral, se situe la Baie de Bou-Ismaïl qui est soumise ses dernières années aux rejets domestiques des villes et des complexes touristiques. Ces rejets dans la plupart des cas s'accroissent en période estivale (Inal, 2011). Ajoutant à cela les rejets d'eaux usées importantes véhiculées par les oueds qui traversent les centres urbains et les terres agricoles (L.E.M., 1998).

La région littorale et l'arrière-pays de la baie de Bou-Ismaïl sont surtout à vocation agricole. L'intensification de l'agriculture en réponse aux besoins d'une population de plus en plus croissante, accentue la pollution chimique par les engrais (Dahane, 2017). Ces produits chimiques sont donc très utilisés dans les champs agricoles, en raison de la nature sableuse à argilo-siliceuse des sols de la région (Inal, 2011). Les eaux de ruissellement, les eaux de lessivage, entraînent une partie de ces produits chimiques, soit directement ou indirectement par le biais des oueds, vers le milieu marin (Bakalem, 2008). Près de 50% de ces engrais sont directement lessivés vers la mer selon la direction de l'agriculture.

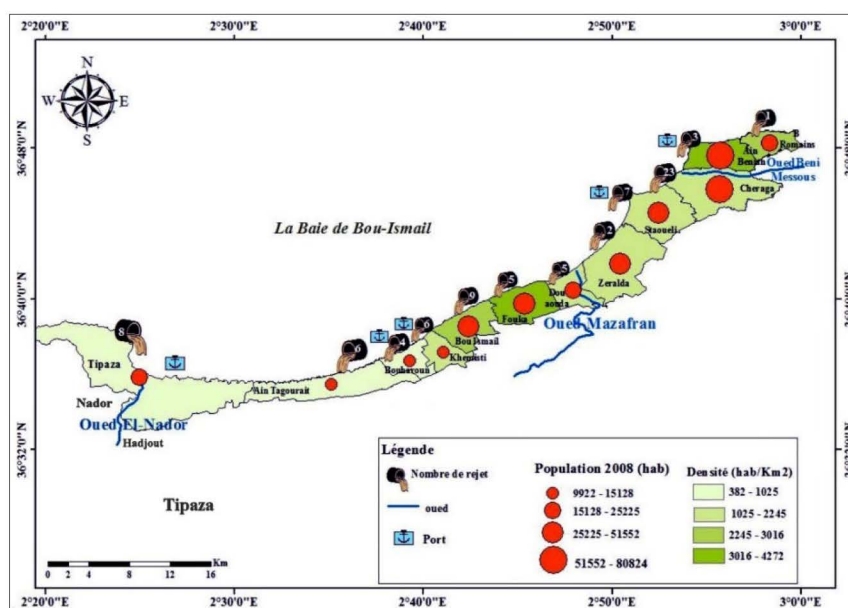


Figure 33 : Population et distribution des rejets d'eau usées dans la baie de Bou-Ismaïl.

D'autre part, la pollution dans la baie de Bou-Ismaïl a été depuis longtemps de type domestique car les eaux usées rejetées en mer provenaient principalement des agglomérations et des villes côtières ainsi que des complexes touristiques (surtout en période estivale) (Bachouche, 2017). A tout ça s'ajoute la pollution issue des ouvrages portuaires existants dans la baie : Ports de Pêche de Bou Haroun, de Khemisti, de plaisance et abris de pêche de Tipaza, Abris de pêche d'El-Djemila, Port de plaisance de Sidi Fredj, Port de plaisance de Palm Beach (Houma Bachari, 2009). Cependant, avec le développement démographique et l'extension de

l'urbanisation, de l'industrie, et plus particulièrement de l'agriculture ces dernières décennies, la charge polluante a tant augmenté en quantité qu'en qualité (Inal, 2011).

En raison de l'occupation importante des sols dans la capitale ces deux dernières décennies, de nombreuses activités se sont installées dans la baie de Bouismail prisée pour son état, longtemps, considéré vierge. De plus, l'autoroute Alger-Tipaza a favorisé le développement économique et touristique puisque la baie est devenue un véritable pôle d'attraction. Le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement a répertorié près de 67 points de rejets d'eaux usées collectées par le réseau d'assainissement, déversant directement en mer et sans aucun traitement (Inal, 2011). Ces rejets proviennent de 12 industriels installés dans une zone d'activité située dans le littoral de la Baie contre 24 pour toute la wilaya de Tipaza (Figure 33).

II.1.6.2. Baie d'Alger

La wilaya d'Alger a une superficie de 1081 km² et compte une population de 3 154 792 habitants (ONS, 2018). La surface du domaine littoral est estimée à 13 109 ha, et les limites côtières de la wilaya d'Alger sont l'oued Mazafran à l'ouest et l'oued Réghaïa à l'est. Sur le plan démographique, les communes situées sur la frange côtière de la Baie d'Alger telles que Beb el oued, la Casbah et Alger centre ont une forte pression démographique (Khelil, 2021).

Alger est composée de deux parties bien distinctes : la baie d'Alger et la plaine de la Mitidja. La wilaya est très urbanisée et industrialisée, comptant environ 11.5 % de la population algérienne (ONS, 2008) et 22 % des unités industrielles du pays. L'Agence urbaine chargée de la Protection et de la Promotion du Littoral Algérois (APPL) a recensé pas moins de 1591 unités industrielles à Alger, allant de petites unités artisanales jusqu'aux grandes structures. On distingue 6 grandes zones d'activités qui sont installées à Alger: Rouiba-Réghaïa, oued Semmar, El Harrach, Alger port et Zeralda (Grimes et al., 2008). Les activités industrielles sont orientées vers le raffinage du pétrole, la métallurgie, le bâtiment, l'automobile, l'agro-alimentaire et l'imprimerie (Khelil, 2021). La position stratégique de l'économie de la capitale est son port, qui contribue à faire de la wilaya un centre exportateur majeur en Algérie (MATE, CAR/PAP, 2009 in Khelil, 2021).

La plaine de la Mitidja quant à elle, est une zone agricole par excellence ; ces dernières années l'agriculture intensive, grande consommatrice d'engrais chimiques, s'est beaucoup développée dans cette région (Dahane, 2017). Par conséquent, les oueds qui se déversent dans la baie (El Harrach et El Hamiz), drainent vers la baie toutes les eaux usées domestiques, agricoles et

industrielles des zones de la Mitidja qu'ils traversent. Toutes les eaux usées résultantes des activités humaines dans la région algéroise ne sont pas traitées ; elles arrivent directement ou indirectement dans le milieu marin (Figure 34).

En ce qui concerne les eaux usées industrielle, elles proviennent des diverses usines de fabrication ou de transformation (Dahane, 2017) : Les eaux résiduaires à caractère minéral issues d'industries chimiques minérales, métallurgiques et des mines ; Les eaux à caractère organique produites par les industries alimentaires et les abattoirs ; Les eaux mixtes comme celles des industries papetières, textiles...

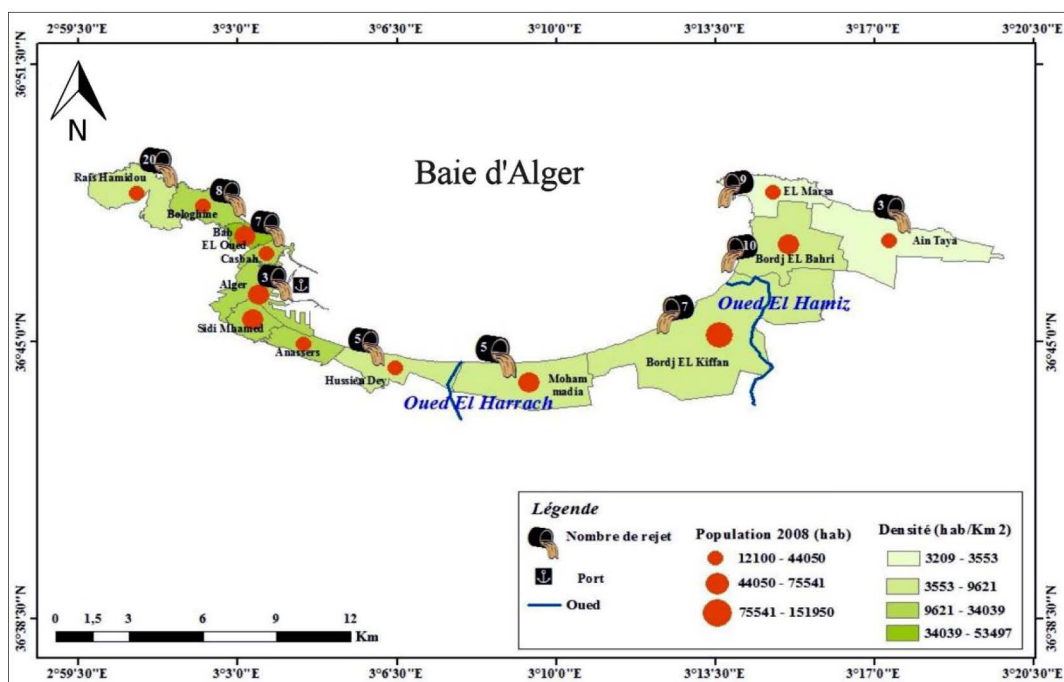


Figure 34 : Population et distribution des rejets d'eau usées dans la Baie d'Alger.

Des milieux naturels comme l'oued El Harrach, qui sert de réceptacle aux eaux usées des unités industrielles de la zone d'activité d'El Harrach, participent en tant que vecteur dans le transfert de la pollution vers le milieu marin côtier (Bachouche et al, 2017).

II.1.6.3. Baie de Zemmouri

La wilaya de Boumerdes qui est située à l'Est de la capitale, est influencé géographiquement et économiquement par la wilaya d'Alger. La surface de son domaine littoral est de 11665 ha et son linéaire côtier est estimé à 80.33 km (MATEV, 2009). La population en 2021 était environs 802083 habitants alors qu'elle était estimée à 662.313 habitants en 1998 (MATE/CAR-PAP/PAM, 2009). La partie ouest de la ville est très urbanisée et compte un nombre

important de population en raison de sa proximité à Alger (Khelil, 2021). Le secteur de l'industrie à Boumerdes s'est développé durant les 10 dernières années. Cette croissance se manifeste par la présence d'une centrale électrique d'une capacité de 1113 Mégawatts et une station de dessalement de production de 100 000 m³ d'eau / jour. Cette industrie engendre des effluents liquides, des déchets et des émissions de gaz potentiellement toxiques (Setiti, 2022). Actuellement à part quelques rares industries, les émissions liquides, solides et gazeuses partent directement dans l'environnement sans aucune forme de traitement, contaminent librement les eaux souterraines et de surface (Tireche and Tairi, 2008). Par ailleurs, La wilaya de Boumerdes est à vocation agricole avec une superficie agricole totale de 99954 ha (Setiti, 2022). L'utilisation massive des engrais et des pesticides contamine les eaux souterraines et de surface (Ouchebbouk and Zibani-Amokrane, 2015) et présentent une menace pour les écosystèmes terrestre et marine. En outre, le secteur de la pêche et de l'aquaculture dans la wilaya quant 2 ports de pêche dans la commune de Zemmouri, et Cap Djinet et des activités de pisciculture avec l'installation des cages d'élevages du loup et de la dorade et la conchyliculture des mollusques (Wiefels, 2014).

Les eaux marine de la baie de Zemmouri reçoivent une importante charge polluante en provenance des oueds, des eaux usées domestiques ou industrielles, de l'agriculture, de l'eau d'infiltration à partir des décharges côtières des eaux de ballastes ainsi que des apports atmosphériques directs (Setiti, 2022).

Les flux de pollution sont importants dans le secteur ouest de la baie, secteur soumis à une triple influence : la première due aux nombreux et importants émissaires débouchant dans ce secteur, la seconde émanant de l'oued El Harrach et la dernière du port d'Alger qui est un milieu fortement pollué par le biais de la passe Sud (Bakalem, 2008, Grimes et al, 2008).

II.1.6.4. Artificialisation et occupation des sols dans la zone d'étude

La côte centrale est l'une des régions munies d'une grande importance socio- économique. La région connaît une artificialisation des sols depuis les trois dernières décennies et fait face à un phénomène de la littoralisation (Khelil et al., 2017). Ce phénomène est accentué par la croissance démographique et l'exode rural qui a provoqué une très forte urbanisation. L'accroissement rapide des petites agglomérations et l'émergence de nouvelles localités ont donc entraîné une importante artificialisation des sols (Sallaye, 2021).

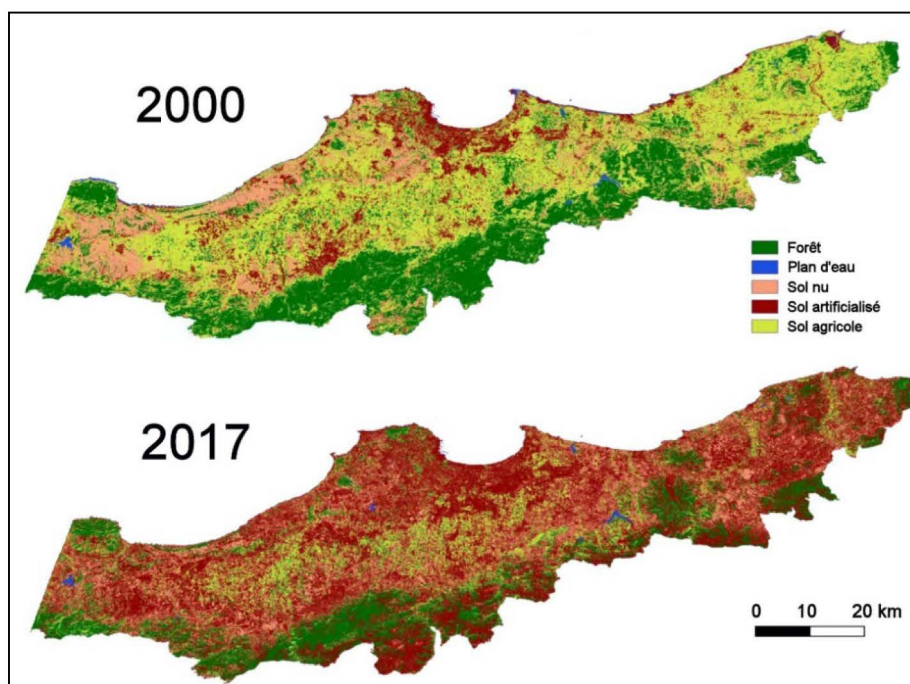


Figure 35 : Carte de l'occupation des sols dans la région Algéroise entre 2000 et 2017 (Khelil, 2017, modifiée)

Historiquement, Après l'indépendance de l'Algérie en 1962, ce phénomène de la littoralisation a commencé par un important déplacement de la population des wilayas intérieures vers le nord en raison de l'attractivité socio-économique de la région Algéroise. Ensuite, durant la période d'instabilité sécuritaire au cours des années noires (1990), ce phénomène s'accroît et il y avait une migration massive de la population vers le centre par crainte du terrorisme (Figure 35). Cette situation a conduit à une augmentation de la pression démographique particulièrement au niveau de la zone d'étude (Khelil, 2021). Par exemple, la population de la wilaya d'Alger a augmenté de 43 % en 10 ans durant la période entre 1988 et 1998 (Chemrouk and chabi, 2016). Cette forte pression démographique qui s'exerçait à l'époque du terrorisme sur la wilaya d'Alger, a conduit à une diffusion de la population dans les wilayas voisines comme Boumerdes et Tipaza (Madani, 2009). Après l'instauration de la paix civile en 1999, l'Algérie a entamé une reprise économique avec un développement agricole rapide au cours des deux dernières décennies. L'activité agricole s'est donc intensifiée en réponse à l'augmentation rapide de la population, qui a augmenté de 25 % entre la période 2000-2017, passant de 31 millions d'habitants en 2000 à 41 millions en 2017. Une récente étude a rapporté que les sédiments les plus pollués le long du littoral algérien se situent sur la côte centrale (Inal et al., 2018) ; il est donc d'un grand intérêt d'évaluer l'impact des activités humaines sur ce milieu marin particulier.

Matériels et Méthodes

Chapitre III : Matériels et Méthodes

Ce chapitre décrit la stratégie de prélèvement et le traitement des carottes prélevées le long de la côte centrale Algérienne : Baie de Bou-Ismaïl, Baie d'Alger et Baie de Zemmouri, ainsi au large de la côte de Djinet. Ce chapitre présente également tous le matériel utilisé et les protocoles analytiques appliqués sur les échantillons. Le traitement des échantillons de sédiments a été effectué aux laboratoires de l'ENSSMAL. L'analyse des métaux traces et majeurs ont été effectuées aux laboratoires de CEREGE. Les Analyses de la granulométrie laser ont été effectuées aux laboratoires des sciences de génie des procédés industriels (USTHB) et le laboratoire CRND (Draria). L'analyse élémentaire par XRF et minéralogique par DRX ont été effectuées à l'institut de la criminologie et de criminalistique (Gendarmerie Nationale, Alger).

III.1. Stratégie de prélèvement et traitement des échantillons

L'échantillonnage des carottes de sédiments a été réalisé en Aout 2017 le long de la côte centrale Algérienne pendant la campagne océanographique (SPHyCENTRE 2017) à bord du navire de recherche « Grine Belkacem » (Figure 1, Annexe). Cette campagne a été menée par le Centre National de Recherche et de Développement de la Pêche et l'Aquaculture (CNRDPA) dans le cadre d'un projet de coopération technique avec l'École Nationale des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du littoral (ENSSMAL) : Salubrité et peuplements phytoplanctoniques au niveau de la région centre de la côte Algérienne. Trois sites ont été choisis dans trois baies pour couvrir les zones susceptibles d'être affectées par les activités humaines, et pour être représentatifs des différents développements de chaque bassin versant.

Les carottes A, B et Z ont été prélevées respectivement dans la baie d'Alger, la baie de Bou-Ismaïl et la baie de Zemmouri, aux embouchures des Oueds El Harrach, Oued Nador et Oued Isser, tandis qu'une quatrième carotte (S) a été prélevée au large de la côte de Djinet (Figure 36) dans une zone côtière non affectée par les activités humaines et par conséquent, par les métaux traces comme le rapportent Inal et al., (2018). Les détails sur les stations d'échantillonnage et les carottes de sédiments sélectionnées sont indiqués dans le tableau 6.

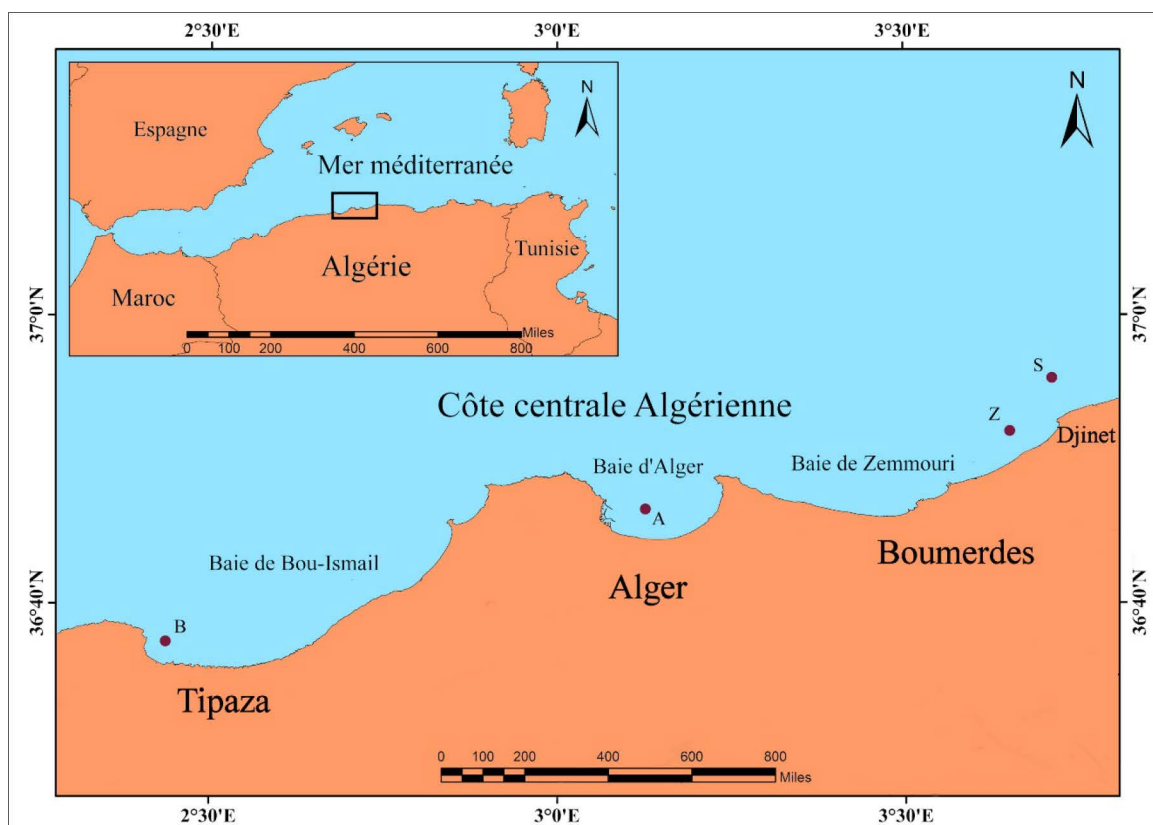


Figure 36 : Localisation des sites d'échantillonnage.

Les quatre carottes de sédiments ont été prélevées à l'aide d'un carottier de sédiments de type Uwitec de 60 cm de longueur (équipé d'un tube en polycarbonate d'un diamètre intérieur de 8.5 cm) (Figure 2, Annexe). Après récupération sur le navire, l'eau sus-jacente a été immédiatement éliminée à l'aide d'un tubule et d'une seringue.

Table 6 : Informations récapitulatives sur les sites d'échantillonnage

Emplacement	Baie d' Alger	Baie de Bouismaïl	Baie de Zemmouri	Large de Djinet
Carotte	A	B	Z	S
Date de prélèvement	23/08/2017	27/08/2017	26/08/2017	26/08/2017
Latitude (N)	36°46'53"	36°36'56"	36°51'29"	36°56'12"
Longitude (E)	3° 7'59"	2°25'55"	3°38'22"	3°46'10"
Profondeur (m)	48	55	80	120
Température Eau (C°)	18	17	16.6	16
Salinité	37.5	37.4	37.6	37.1
Longueur carotte (cm)	34	32	30	30
Sous-Échantillons (N)	23	22	21	21

III.1.1. Découpage des carottes de sédiments

A bord du navire, les carottes de sédiments ont été tranchées à 1 cm d'intervalle pour les 10 cm supérieurs sauf pour le premier cm coupé en deux couches de 0,5 cm d'épaisseur, puis les carottes ont été sectionnées en tranches de 2 cm d'épaisseur pour le reste. Au total, 87 tranches ou couches ont été obtenues. Ces couches constituent les sous-échantillons qui ont été scellés séparément dans des boîtes et sac en plastique (polyéthylène) et étiquetés. Ces derniers ont été ensuite conservés au frais dans une chambre froide du navire à (-18°C) afin d'éviter les pertes des éléments volatils et conserver l'essentiel des propriétés chimiques (Aminot et Chaussied, 1983). Cependant, les échantillons destinés à l'analyse granulométrique sont conservés au réfrigérateur à 4°C (Andral et al, 2001).

III.1.2. Lyophilisation

Après leur transport au laboratoire des écosystèmes marins et littoraux (ECOSYSmarl), les sous-échantillons ont été maintenus conditionnés au frais à (-18 °C), puis pesé avec une balance de précision. Les différentes sections de chaque carotte ont été placées dans un lyophilisateur de type CHRIST pendant 72h sous pression (10^{-1} bar) et à une température très basse (- 45 °C) (figure 3, Annexe). La lyophilisation permet d'éliminer l'eau de l'échantillon par sublimation à basse température et sous vide. Cela permet le passage l'eau de la phase solide à la phase vapeur sans passer par la phase liquide. Cette technique est plus appropriée par rapport au séchage à l'étuve qui présente un grand risque de perte de certains composés volatils et une source d'altération pour l'échantillon (Charlou and Joanny, 1983). Les différentes couches ont été ensuite pesés après la lyophilisation afin d'obtenir le rapport (poids frais/poids sec) et déterminer la contenance en Eau Totale (ET) des sédiments par la formule suivante :

$$Eau\ Totale\ (\%) = \frac{Poids\ frais - poids\ sec}{Poids\ frais} * 100 \quad (1)$$

III.1.3. Broyage et homogénéisation des échantillons

Les échantillons de sédiments lyophilisés destinés à l'analyse chimique, organique et minéralogique sont broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine et un pilon jusqu'à obtention d'une poudre fine (Figure 4, Annexe). Ces derniers sont placés dans des piluliers en plastique (polyéthylène), étiquetés et stockés dans un dessiccateur. Pour prélever une quantité de sédiment représentative de l'échantillon, les échantillons de sédiments sont homogénéisés pendant quelques minutes.

III.2. Analyse des paramètres des sédiments

Les propriétés des sédiments, telles que la teneur en matière organique (OM), en carbonates de calcium (CaCO₃), en eau totale (ET) et en soufre total (ST) ainsi que la distribution de la taille des particules sont des facteurs clés affectant le comportement et la mobilité des métaux traces dans les sédiments marin. La compréhension de ces derniers processus nécessite l'acquisition des paramètres indiqués.

III.2.1. Détermination du taux de la matière organique

La méthode de perte au feu décrite par Heiri et al (2001) a été adoptée pour déterminer le taux de la matière organique (MO) dans chaque couche du sédiment. La perte au feu est une méthode courante et largement utilisée pour estimer la teneur en matières organiques. Le principe de la méthode repose sur l'incinération des échantillons de sédiment séché ou lyophilisé dans un four à moufle à 500–550 °C pendant 2 heures afin de brûler toute la matière organique en dioxyde de carbone (Heiri et al., 2001). La perte de poids se mesure facilement en pesant les échantillons avant et après calcination et est étroitement corrélée à la matière organique. Le taux de la MO est exprimé par la formule suivante :

$$OM (\%) = ((P_1 - P_0)(P_2 - P_0))/(P_1 - P_0) * 100 \quad (2)$$

Avec:

OM (%): taux de la matière organique

P_0 : poids initial

P_1 : poids après séchage à 105 °C.

P_2 : poids après calcination à 550 °C (2h).

III.2.2. Analyse granulométrique par la méthode laser

La distribution granulométrique (DG) est l'une des caractéristiques les plus importantes du sédiment. La DG influence les propriétés du sédiment telles que la distribution et l'importance des pores (porosité), la rétention d'eau, la conductivité de l'eau, les propriétés thermiques et de sorption (Hajnos et al., 2006). Les méthodes de décantation ont été largement utilisées pour mesurer la distribution de la taille des grains à grain fin. Il existe une norme internationale décrivant la méthode à la pipette, qui fait partie des méthodes de sédimentation (ISO 11277,

1998). Cependant, la méthode de diffraction laser pour mesurer la distribution de la taille des grains devient de plus en plus universelle actuellement.

Dans ce sens, les échantillons prélevés pour déterminer la taille des particules ont été mesurés à l'aide d'un analyseur laser Mastersizer 2000 (Malvern PANalytical corporation), qui est applicable pour des tailles de grains allant de 0,02 à 2000 μm (Ryzak et Bieganowski, 2011).

III.2.2.1. Prétraitement des échantillons

Les échantillons de sédiments ont été prétraités avec une solution de peroxyde d'hydrogène H_2O_2 (30 %) et d'eau distillée avec un rapport de 1:3. Ils sont lavés ensuite par l'eau distillée pour éliminer les sels et les débris organiques (Romano et al., 2018). Les échantillons ont été séchés à 105 ° C, légèrement broyés dans un mortier et homogénéisés en passant à travers des tamis en nylon de 2 mm.

III.2.2.2. Principe de la Granulométrie laser

La méthode de diffraction laser est basée sur la mesure du faisceau laser diffusé sur des particules de sédiment mesurées. La lumière laser diffusée est enregistrée sur des détecteurs. L'angle auquel le faisceau est diffusé est inversement proportionnel à la taille des particules. Le logiciel fourni par le fabricant recalcule les informations des détecteurs en pourcentage volumétrique de la taille des grains.

La première étape de cette analyse consiste à sélectionner la vitesse de la pompe et de l'agitateur et du temps de mesure (Généralement : vitesse d'agitation de 2 800 r min⁻¹, sonication de 3 min). La deuxième étape consistait à ajouter progressivement une quantité de l'échantillon tamisé dans un système de mesure de l'analyseur laser jusqu'à ce que l'obscurcissement soit compris entre 10 et 20 %. Le constructeur de Mastersizer 2000 recommande que la valeur d'obscurcissement soit comprise entre 10% et 20%. En dessous de 10%, le nombre de particules est trop faible pour obtenir des résultats fiables. Au-dessus de 20%, le faisceau laser peut subir une réfraction secondaire car le nombre de particules est trop important, ce qui peut fausser la distribution granulométrique résultante (Malvern Worcs, 1999). Le volume d'eau distillée auquel les échantillons de sédiment ont été ajoutés lors de la phase de dispersion était \approx 800 ml (dans un bécher de 1000 ml). Ce volume a été sélectionné expérimentalement et a permis un bon mélange de la suspension sans aspirer simultanément des bulles d'air dans le système de mesure et sans éclabousser la suspension hors du bécher (figure 37).

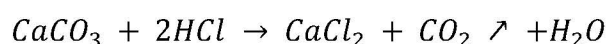


Figure 37 : Analyseur laser Mastersizer 2000 (Malvern PANalytical corporation).

En faisant circuler l'échantillon dans le système de mesure à l'aide du dispositif d'agitation et de sonication, un détecteur enregistre le faisceau diffracté sur les particules en suspension. Chaque échantillon a été donc mesuré dans les mêmes conditions opératoires : vitesse d'agitation de 2 800 r min⁻¹, sonication de 3 min et obscurcissement de 10 % à 20 % (Liu et al., 2014). La distribution granulométrique dans ce travail a été évaluée comme une représentation en pourcentage des fractions granulométriques selon la norme ISO14688 (2002).

III.2.3. Détermination du taux des carbonates de calcium dans les carottes

La détermination du taux des carbonates de calcium ($CaCO_3$) a été réalisée par le calcimètre de Bernard selon la norme NF X 31-105 (Figure 5, annexe). Le dispositif de Bernard est un appareil constitué d'une ampoule et d'un tube gradué dont le fonctionnement est basé sur la loi des gaz parfaits ($P.V = n.R.T$). Ceci permet une évaluation du pourcentage équivalent de carbonates ($CaCO_3$) dans 0.5 g des échantillons de sédiment. Le principe de cette méthode repose sur la réaction chimique qui a lieu entre le carbonate de calcium présent dans l'échantillon et le chlorure d'hydrogène (réactif: HCl (10%)) qui provoque la formation du CO_2 gazeux selon la réaction chimique suivante :



Le dégagement du dioxyde de carbone formé provoque le déplacement d'un fluide saturé dans le tube gradué. La hauteur du fluide déplacé est rapportée à un volume de CO_2 dégagé puis à

la masse de $CaCO_3$ présente initialement. L'étalonnage s'effectue par la mesure de CO_2 dégagé par 0.25 g de calcite pure (100 % $CaCO_3$).

III.2.4. Détermination du soufre total dans les sédiments

La détermination de la teneur en soufre total (%) a été effectuée à l'aide d'un analyseur élémentaire TruSpec Micro CHNS (société Leco) qui est équipé d'une cellule infrarouge à flux dynamique pour la détection et la quantification de l'élément en tant que SO_2 (Figure 6, annexe).

III.2.4.1. Principe de l'analyseur du soufre (TruSpec Micro)

Le modèle LECO TruSpec comportait deux modules, l'un pour la détermination du soufre et l'autre pour le carbone, l'hydrogène et l'azote. Le module soufre est équipé d'un four capable d'atteindre une température de 1350 °C. Lorsque l'échantillon est introduit dans un environnement d'oxygène pur, le soufre pourra s'oxyder pour former du SO_2 , qui est capable de traverser le système de détection constitué d'une cellule infrarouge située dans le module C, H, N. La détermination du soufre dans les échantillons géologiques de sols ou de sédiments nécessite l'ajout d'un agent oxydant (catalyseur COMCAT[®]), un mélange de phosphate monopotassique et d'oxyde de tungstène, utilisé dans un catalyseur avec (5:1) comme proportion de l'échantillon. Ceci pour assurer la combustion complète de l'échantillon (Andrade et al., 2009).

III.2.4.2. Mode Opératoire

Selon Gazulla et al. (2012), les échantillons de sédiments fins (0.350 g) ont été placés dans des nacelles en cordiérite pour la détermination du soufre. Ces nacelles sont introduites dans un four à céramique et brûlées à 1350 °C dans un environnement d'oxygène pur (2,4 bar \pm 10 %). Au cours de ce processus, les composés soufrés se décomposent et libèrent du soufre libre, qui s'oxyde sous forme de SO_2 sous un flux d'oxygène pure (Andrade et al., 2009). Pour la détermination du soufre dans les matériaux géologiques, il était nécessaire d'utiliser un catalyseur (COMCAT) pour décomposer tous les composants soufrés.

Les résultats quantitatifs obtenus à partir de cette mesure sont toujours rapportés comme S « total », car cette technique ne distingue pas les composés d'origine contenant les volatils (qu'il s'agisse de matières organiques, de sulfures ou sulfates). La méthode a été validée à l'aide de matériaux de référence certifiés STSD-1 du Canadian Certified Reference Material Project avec 0.18 ± 0.05 % m/m S (Lynch, 1990).

III.3. Analyse des éléments trace et majors dans les sédiments

Cette partie résume les travaux de recherche réalisés en France dans le cadre de du projet *PHC Tassili*. Ce programme est le fruit d'une coopération Algéro-française qui s'appuie sur la recherche et la *formation* dans le cadre d'une collaboration entre deux laboratoires de recherche issues d'universités, de grandes écoles ou d'organismes de recherche en France et en Algérie. Les analyses sur les métaux ont été réalisées dans le service d'analyse chimique élémentaire du Centre de Recherche et d'Enseignement en Géosciences de l'environnement (CEREGE, France). Le service d'analyse chimique élémentaire "LA-ICP-MS" est labellisé "plateforme technique Aix-Marseille Université" et réalise l'analyse chimique élémentaire en solution de 90 % des éléments du tableau périodique par ICP-AES ou ICP-MS. La partie suivante décrit toutes les étapes depuis le nettoyage des instruments jusqu'à l'analyse des métaux.

III.3.1. Nettoyage des instruments

L'analyse des métaux traces dans le milieu marin nécessite un contrôle rigoureux et permanent pour éviter les risques de contamination des échantillons depuis le prélèvement jusqu'à l'analyse au laboratoire. Pour cela, un soin particulier a été apporté aux méthodes de dosage des métaux. Tout le matériel utilisé est minutieusement nettoyé et conditionnés selon le protocole suivi au CEREGE.

- Lavage aux détergents,
- Lavage des tubes en téflon au micro-ondes : « lavage HNO₃ » (environ 20mn),
- Rinçage à l'eau ultra pure Milli Q (Millipore, 18M),
- Rinçage à l'eau acidulée (10 %) préparée à partir d'acide nitrique (HNO₃ 69 % de qualité ultra pure),
- Rinçage à l'eau bidistillée et séchage à l'étuve.

III.3.2. Minéralisation ou digestion acide

La minéralisation est une technique qui a pour principe de base, l'attaque et la destruction de la matrice sédimentaire organique et inorganique où sont piégés les éléments métalliques à doser (Inal, 2011). Dans la littérature, les méthodes d'extractions utilisées sont multiples ; totales ou partielles. Ces méthodes sont regroupées en deux classes : les méthodes d'extraction totale et les méthodes d'extraction sélectives ou séquentielles (Dahane, 2017). 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. Cette minéralisation est effectuée par des acides forts qui permettent une extraction des métaux particulaires (Loring and rantala, 1992). La digestion employant de l'acide fluorhydrique (HF) est reconnue comme étant celle qui permet de récupérer les métaux associés à la fraction argileuse ou siliceuse (Inal, 2011). Les concentrations des métaux obtenues par ce type d'extraction doivent normalement être les plus fortes (Loring et rantala, 1992). La méthode de digestion par micro-ondes décrite par Inal et al. (2018) a été utilisée dans cette étape (avec peu de modifications) pour prétraiter tous les échantillons de sédiments avant d'analyser les métaux. Un récapitulatif du matériel et les acides utilisés durant la digestion acide sont présentés dans le tableau 7.

Tableau 7 : Résumé du matériel, verrerie et produits utilisés durant l'étape de la digestion.

Matériels	Verreries	Produits chimiques
Micro-ondes Ultrawave MILESTONE	Gant en nitrile.	Acide nitrique HNO ₃ (69 %)
Balance de précision SARTORIUS	Lunette de protection	Acide chlorhydrique (HCl) (37%)
Système milli-Q Merck	Spatule	Acide fluorhydrique (HF) 48 %.
Micropipettes Eppendorf (100-1000µl), (1000-5000µl)	Pisette	Peroxyde d'hydrogène H ₂ O ₂ (30%) solution micro-ondes.
Doseur digital BRAND (dispensette organic –digital easy calibration)	Tube en téflon de 15 ml micro-onde ...	Acide sulfurique H ₂ SO ₄ (98 %) solution micro-ondes.

Dans un premier temps, une quantité de 100 ± 5 mg de l'échantillon lyophilisé et broyé a été mise dans des tubes micro-ondes en Téflon (15 ml). Des volumes de 2 ml d'HCl 37 %, 2 ml de HNO₃ à 68 %, 1 ml de H₂O₂ à 35 % et 1 ml de HF à 47 % (VWR Chemicals, ultra pure) ont été progressivement ajoutés dans les tubes. L'excès de HF a été neutralisé par complexation avec H₃BO₃ (VWR Chemicals, ultra pure), la quantité d'acide borique est proportionnelle à la quantité d'acide fluorhydrique (généralement 0,4g pour 1ml devrait suffire) (AIEA, 2011). Par la suite, les mélanges ont été digérés dans des conditions de température et de pression élevées dans un micro-onde à chambre de réaction unique (SRC) (Milestone UltraWAVE® micro-onde) (figure 7 en annexe).

Le micro-onde utilise un système de minéralisation qui permet la digestion complète d'échantillons difficile à minéraliser et pouvant contenir des quantités importantes de matière organique (Inal, 2020). Ce système est composé d'une cavité en téflon de 1 litre. Un rack de 12 échantillons est automatiquement descendu dans la chambre de réaction, la chambre est scellée et pressurisée avec un gaz inerte (N₂, 99,5 Linde, pression 30 bars), puis une procédure de digestion en cinq étapes est appliquée, l'énergie micro-onde est auto-réglée pour atteindre les critères de température (étape 1 rampe de TA à 120 °C en 15 min, étape 2 séjour à 120 °C pendant 15 min, étape 3 rampe à 220 °C en 15 min, étape 4 maintenue à 220 °C pendant 20 min et l'étape 5 refroidissement à température ambiante, pression relâchée et crémaillère levée automatiquement). Une fois minéralisé, les résidus de la digestion ont été dilués avec 2 % de HNO₃ ultrapur dans des tubes en PE de 50 ml et stockés à 4 °C.

III.3.3. Analyses des éléments traces et des éléments majeurs par ICP

L'ICP-MS et L'ACP-AES sont deux techniques basées sur les propriétés ionisantes de la source de plasma couplé par induction. La première est une technique qui repose sur la séparation de masse des ions correspondants aux éléments chimiques présents en solution (Paucot et Potin-Gautier, 2010), tandis que la deuxième repose sur la mesure des émissions ioniques et atomiques des éléments chimiques en solution. Dans le MS, lorsque l'échantillon liquide est injecté sous forme de brouillard fin dans le plasma, les ions créés vont être focalisés et transmis dans une enceinte sous vide contenant un analyseur de masse. Le spectromètre de masse de l'ICP va séparer les ions selon le rapport de leur masse (m) sur leur charge électrique (z) par l'application d'un champ électrique et/ou magnétique. Par la suite, les ions sont collectés par un détecteur qui va convertir leur courant sous forme d'un signal électrique afin qu'il puisse être exploité sous la forme d'un spectre de masse par une interface informatique. Cette technique permet d'atteindre des limites de détection jusqu'à ppt et ng/l .

Pour l'ICP-AES, la mesure des émissions est envisageable seulement si les molécules sont dissociées sous forme d'atomes et d'ions. Au cœur du plasma, les molécules qui constituent l'échantillon liquide, vont subir différentes étapes (décomposition, ionisation et atomisation) jusqu'à la formation d'atomes et d'ions et à leurs excitations. Lors de la relaxation, les atomes et les ions vont émettre des rayonnements correspondant aux réarrangements de leurs cortèges électroniques.

L'émission d'énergie liée au réarrangement du cortège électronique va produire un photon dont le nombre émis est proportionnel au nombre d'atomes de l'élément considéré. Chaque élément peut ainsi être quantifié. La détection de ces derniers est réalisable à l'aide d'un spectromètre optique (photomultiplicateur). Cependant, la quantification des éléments impose un étalonnage préalable à l'aide d'étalons standards. Cette technique permet d'atteindre des limites de détection de l'ordre du ppb ($\mu\text{g/l}$). Les concentrations totales de métaux traces (Mn, V, Co, Ni, Cr, Cu, Zn, Pb, As, Ag et Cd) et d'éléments majeurs (Fe, Al et Na) ont été mesurées à l'aide de la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS, PerkinElmer NexION 300X, USA) et la spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-AES, PerkinElmer Optima 4300 DV, USA), respectivement (figure 38).

Ces concentrations d'éléments métallique ($\mu\text{g/l}$) mesurés par les deux appareils sont corrigés pour la matrice sédimentaire selon la formule suivante (Inal, 2020) :

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

Avec :

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.



Figure 38 : ICP-MS Quadripole Perkin Elmer Nexion 300x (à gauche) et ICP-AES PerkinElmer 4300 dv (à droite).

III.3.4 Assurance qualité dans l'analyse des métaux

Toutes les dilutions et la préparation des solutions ont été réalisées avec de l'eau Ultrapure (classe de résistivité N18 MΩ) obtenue du système Milli-Q Element (Millipore, USA). Tous les récipients, PE et téflon ont été trempés dans du HNO₃ à 10 % pendant au moins 24 h, puis soigneusement rincés avec de l'eau MilliQ. Les courbes d'étalonnage ont été établies à l'aide d'étalons multi-solutions CCS4, CCS5 et CCS6 d'entreprises inorganiques (New Jersey, États-Unis) dilués dans une solution de HNO₃ à 2 %. Les étalons internes pour l'ICP-MS et l'ICP-AES étaient Rh-103 et Y, respectivement. Les échantillons de blanc ont été préparés et analysés en suivant le même protocole de minéralisation. Dans tous les cas, les échantillons de sédiments ont été analysés avec les répliques de ces matériaux de référence et les blancs appropriés.

III.3.4.1. Répétabilité ou fidélité

Dans le but de déterminer la fidélité de l'ICP-MS et l'ICP-AESS, trois répliques de chaque échantillon ont été analysées pour contrôler la précision des mesures, et les résultats ont montré que les écarts relatifs étaient généralement inférieurs à 5 %, sauf pour le cadmium qui était de 2 à 40 %. Tous les résultats analytiques sont présentés dans le tableau 3 (annexe) avec leurs incertitudes élargies selon l'équation suivante :

$$Ue = k uc \quad (5)$$

Avec :

uc : l'incertitude type combinée

k : Facteur de couverture ($k = 2$)

III.3.4.2. Reproductibilité ou contrôle de la qualité d'analyse

L'exactitude et la précision des analyses effectuées par ICP-MS et ICP-AES et la perte éventuelle d'éléments lors des étapes de digestion ont été vérifiées par l'utilisation des matériaux de référence certifiés CRM020-050, CRM008-050 et CRM 7200 achetés par les laboratoires du CEREGE. Les valeurs obtenues sur les standards certifiés et les valeurs recommandées sont présentées dans le tableau 8. La différence entre la moyenne des valeurs mesurées et les moyennes des matériaux de références s'exprime comme suit (Dahane, 2017):

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

$$\Delta \% = \frac{\text{Valeur trouvée} - \text{valeur de référence}}{\text{valeur de référence}} \times 100 \quad (6)$$

D'après le taux de variation Δ (%), trois cas sont à distinguer (Dahane, 2017) :

– $10 \leq \Delta \leq 10$: aucune correction n'est à apporter ; $\Delta < -10$, cas de perte et $\Delta > 10$, cas de contamination.

Table 8 : Résultats d'analyses de matériaux de référence certifiés.

Métal	CRM020-050		CRM008-050		CRM 7200	
	Valeur certifiées	Valeur mesurées ¹	Valeur certifiées	Valeur mesurées ¹	Valeur certifiées	Valeur mesurées ¹
Cr	13.6 ± 5.65	16.7 ± 0.53	48.1 ± 11.7	54.35 ± 1.68	179 ± 8	153 ± 7.19
V	6.47 ± 5.41	7.31 ± 0.17	44.4 ± 9.57	46.18 ± 1.2	54.9 ± 6.8	54.2 ± 2.55
Co	4.51 ± 2.65	4.37 ± 0.09	11.2 ± 1.96	10.75 ± 0.11	12.6 ± 0.9	11.3 ± 0.52
Ni	16.9 ± 5.42	16.2 ± 0.45	26 ± 4.96	25.48 ± 0.31	42 ± 1.7	41.6 ± 1.33
Zn	3011 ± 287	3131 ± 34.45	133 ± 16.9	122 ± 1.71	69 ± 7.7	69.2 ± 1.8
Cu	729 ± 69.9	795 ± 18.28	36 ± 4.1	36.36 ± 0.36	29.3 ± 0.6	24.9 ± 0.8
Cd	15.4 ± 3.39	14.9 ± 0.75	-	-	0.31 ± 0.04	0.31 ± 0.06
Pb	5111 ± 692	5469 ± 104	95.3 ± 12.4	94.35 ± 3.3	58.9 ± 4.9	59.3 ± 2.37
As	400 ± 54.9	392 ± 9.41	14.1 ± 3.68	13.68 ± 0.22	32.4 ± 1.9	32.2 ± 1.45
Ag	38.5 ± 6.8	41.9 ± 0.59	-	-	-	-
Mn	945 ± 92.8	1039 ± 37.42	261 ± 27.8	245 ± 15.46	-	-
Fe	192 ± 17.7	200 ± 5.63	33.04 ± 3.8	32.05 ± 0.11	-	-
Al	1.7 ± 3.08	1.73 ± 0.02	23.91 ± 8.08	19.13 ± 0.28	-	-
Na	-	-	8.71 ± 0.83	6.62 ± 0.13	-	-

Expression des données : moyenne ± écart type exprimée en mg/kg sur une base de poids sec, sauf Fe, Al et Na en g/kg. ¹ les teneurs mesurées correspondent à la moyenne de 3réplicas.

III.4. Analyses élémentaires et Minéralogiques

Afin de déterminer l'abondance relative des éléments dans les échantillons étudiés, des mesures par fluorescences de rayon X ont été effectuées par un appareil HORIBA XGT 5000 (INCC), sur les échantillons finement broyés et homogénéisé (Figure 8 en annexe). Les analyses par diffraction des rayons X (DRX) quant à elles, ont été effectuées sur un appareil APD 2000 (GN) par Le commandant Dr. Mattai, afin de déterminer les phases minérales dominantes. Les analyses de fluorescence et diffraction du rayon X sont effectuées sur les échantillons de

sédiments secs, tamisés à 2 mm et finement broyés. Ces échantillons sont choisis de façon à avoir une idée sur la composition élémentaire et minéralogique des sédiments dans les couches superficielles, les couches intermédiaires et celles en profondeur dans les quatre sites d'étude (les détails sont présentés dans le Tableau 10, chapitre IV).

III.4.1. Analyse des sédiments par Fluorescence du rayon X (FRX)

III.4.1.1. Définition de la XRF

La spectroscopie de fluorescence X (XRF) est une méthode de mesure de l'épaisseur des revêtements et d'analyse des matériaux. Elle peut être utilisée pour la détermination qualitative et quantitative de la composition élémentaire d'un échantillon ainsi que pour mesurer les revêtements et les systèmes de revêtement.

III.4.1.2. Principe de la fluorescence X (XRF)

Le principe de la fluorescence X est discuté par Jenkins and De Vries (1970). En bref, sous l'influence du rayonnement X entrant, un électron est éjecté d'une enveloppe interne d'un atome. La lacune qui en résulte est ensuite comblée par un électron retombant d'une coque externe, et la différence d'énergie entre les deux coques est émise sous forme de rayonnement électromagnétique (figure 39). La ou les longueurs d'onde du rayonnement émis sont caractéristiques de chaque élément, et les amplitudes des pics dans le spectre XRF sont proportionnelles à la concentration des éléments correspondants dans l'échantillon analysé (Richter et al., 2006).

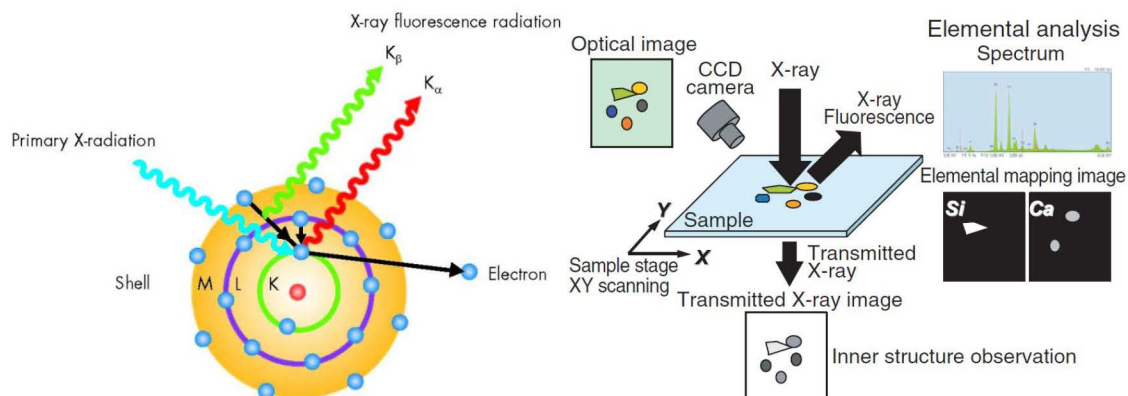


Figure 39 : Principe de la XRF et schéma de mesure de l'appareil (HORIBA xgt 5000)

Les rayons X générés par le tube à rayons X dans l'appareil HORIBA sont rétrécis et appliqués à un échantillon. Ensuite, les rayons X fluorescents générés à partir de l'échantillon et les rayons X transmis qui ont traversé l'échantillon sont détectés. Cela permet une analyse élémentaire des pièces microscopiques, une analyse de la distribution des éléments et une analyse de la structure interne de manière non destructive. Le schéma de mesure est illustré à la Figure 39.

III.4.1.3. Préparation des échantillons

Selon Guo et yang (2016), les sous-échantillons ont été séchés au four à 60 °C et broyés en une poudre fine d'une taille < 74 µm. Les échantillons de poudre ont été chauffés à nouveau dans le four pendant 2 h à 120 °C et conservés pendant une nuit à 60 °C avant l'analyse XRF. Environ 4 g d'échantillons ont été placés dans le moule à comprimés avec de l'acide borique préparé, puis les concentrations élémentaires ont été mesurées sur les disques comprimés. Pour de bonnes conditions opératoires, les échantillons doivent être homogènes, secs et avoir une surface plane et lisse. Cependant, les sédiments fractionnés ne satisfont pas à ces exigences. Les effets de l'inhomogénéité de l'échantillon et de la rugosité de la surface sont particulièrement prononcés pour les sédiments contenant d'abondantes particules de sable moyen à grossier, tels que des fragments de coquillages dans les environnements côtiers ou des foraminifères et des grains glaciaires en haute mer, mais sont moins importants dans la plupart des sédiments à grains fins comme les sédiments marins (Richter et al., 2006).

III.4.2. Analyse des sédiments par diffraction du rayon X (DRX)

III.4.2.1. Définition de la DRX

La diffraction des rayons X (DRX) sur poudre est une technique d'analyse rapide principalement utilisée pour l'identification de phase d'un matériau cristallin et peut fournir des informations sur les dimensions des cellules unitaires. Les échantillons de sédiment analysés sont finement broyés, homogénéisés et la composition apparente moyenne est déterminée (Harris and white, 2008).

III.4.2.2. Principe de la diffraction du rayon X (XRD)

La diffraction des rayons X est basée sur l'interférence constructive des rayons X monochromatiques et d'un échantillon cristallin. Ces rayons X sont générés par un tube à rayons

cathodiques, filtrés pour produire un rayonnement monochromatique, collimatés pour se concentrer et dirigés vers l'échantillon (Reynolds, 1989).

L'interaction des rayons incidents avec l'échantillon produit une interférence constructive (et un rayon diffracté) lorsque les conditions satisfont la loi de Bragg présentée selon l'équation suivante (Cazalet, 2012) :

$$n\lambda = 2d_{hkl} \sin \theta_{hkl} \quad (7)$$

Avec :

λ : longueur d'onde de la source (en nm)

d : distance entre deux plans parallèles successifs du réseau cristallin (en Å)

θ : angle entre le faisceau incident et le réseau plan (en °)

hkl : indices de Miller : désignent la direction considérée dans le cristal

Cette loi relie la longueur d'onde du rayonnement électromagnétique à l'angle de diffraction et à l'espacement du réseau dans un échantillon cristallin (Brown, 1996). Ces rayons X diffractés sont ensuite détectés, traités et comptés (Figure 40). En balayant l'échantillon à travers une plage d'angles 2θ , toutes les directions de diffraction possibles du réseau doivent être atteintes en raison de l'orientation aléatoire du matériau en poudre (Bish and Post, 1989).

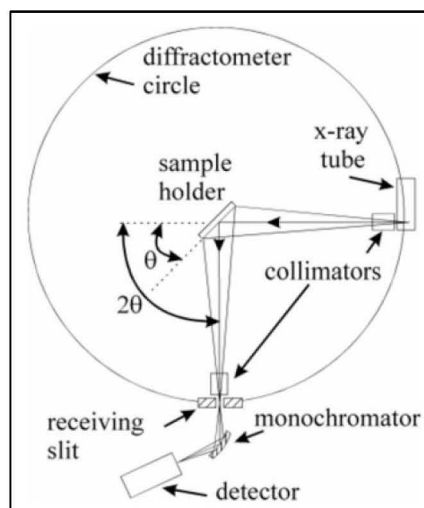


Figure 40 : Représentation schématique des composants d'un diffractomètre à rayons X.

Les rayons X sont générés dans un tube à rayons cathodiques en chauffant un filament pour produire des électrons, en accélérant les électrons vers une cible en appliquant une tension et

en bombardant le matériau cible avec des électrons. Lorsque les électrons ont une énergie suffisante pour déloger les électrons de la coque interne du matériau cible, des spectres de rayons X caractéristiques sont produits. Ces spectres sont constitués de plusieurs composantes, les plus courantes étant $K\alpha$ et $K\beta$. $K\alpha$ se compose, en partie, de $K\alpha_1$ et $K\alpha_2$. $K\alpha_1$ a une longueur d'onde légèrement plus courte et deux fois l'intensité de $K\alpha_2$. Les longueurs d'onde spécifiques sont caractéristiques du matériau cible (Cu, Fe, Mo, Cr). Le filtrage, par des feuilles ou des monochromateurs à cristal, est nécessaire pour produire des rayons X monochromatiques nécessaires à la diffraction. $K\alpha_1$ et $K\alpha_2$ sont suffisamment proches en longueur d'onde pour qu'une moyenne pondérée des deux soit utilisée. Le cuivre est le matériau cible le plus courant pour la diffraction monocristalline, avec un rayonnement $CuK\alpha = 1,5418 \text{ \AA}$. Ces rayons X sont collimatés et dirigés sur l'échantillon. Lorsque l'échantillon et le détecteur tournent, l'intensité des rayons X réfléchis est enregistrée. Lorsque la géométrie des rayons X incidents frappant l'échantillon satisfait l'équation de Bragg, une interférence constructive se produit et un pic d'intensité se produit. Un détecteur enregistre et traite ce signal de rayons X et convertit le signal en un taux de comptage qui est ensuite transmis à un appareil tel qu'une imprimante ou un écran d'ordinateur.

III.4.1.3. Préparation des échantillons

La préparation des échantillons est un aspect important de l'analyse minéralogique du sédiment par DRX. Les procédures préparatoires doivent être judicieusement choisies. Une évaluation précise de la minéralogie du sédiment nécessite une compréhension approfondie de ces procédures et de leurs conséquences pour l'interprétation des données (Harward et Theisen, 1962).

La procédure de préparation la plus simple consiste à broyer le sédiment manuellement en une poudre suffisamment fine pour monter dans des supports cylindriques en acier. La composition minéralogique des échantillons a été étudiée par diffraction des rayons X à l'aide d'un diffractomètre APD 2000 avec un rayonnement $Cu K\alpha$ par balayage dans la gamme $2\theta = 20^\circ - 90^\circ$. Le diffractomètre APD 2000 était équipé d'un monochromateur en graphite et d'un compteur à scintillation. Les diagrammes de diffraction des rayons X sur poudre (XRPD) ont été enregistrés (Voir le chapitre IV résultats et discussion).

L'exploitation et l'indexation des espèces minérales ont été faites à l'aide du logiciel Origin pro 9 sous windows, à partir des cards JCPDS.

III.5. Évaluation de la contamination des sédiments

Différents paramètres peuvent être calculés pour évaluer l'influence anthropique sur la teneur en éléments traces des sédiments. Ils sont basés sur la conversion des résultats analytiques en larges bandes descriptives de pollution allant de faible à forte intensité (Tomlinson et al. 1980 ; Salomons and Förstner, 1984 ; Chester and Stoner 1973 ; Håkanson, 1980). Dans ce travail, deux paramètres largement utilisés ont été évalués : les facteurs d'enrichissement (EF ; Chester and stoner, 1973) et l'indice de charge polluante (PLI ; Tomlinson et al., 1980). Lorsque le calcul de ces paramètres est appliqué à des carottes sédimentaires, il est possible d'évaluer d'éventuelles différences historiques liées à l'époque moderne. En fonction de la valeur obtenue pour tous ces indices, l'importance de la contamination et/ou de l'enrichissement des échantillons peut être classifiée, comme déjà rapporté dans de nombreuses études.

III.5.1. Etablissement d'un fond géochimique local pour la côte centrale Algérienne

Une première étape cruciale dans l'évaluation de l'impact de la pollution des sédiments et du niveau de contamination d'une zone donnée consiste à sélectionner un fond de référence ou un échantillon de référence de composition métallique connue.

La mer Méditerranée est une zone où les sédiments ont une composition géochimique différente : les concentrations de métaux varient selon la zone et les différents apports du milieu côtier (Buccolieri et al., 2006). Le substrat géologique est la principale source naturelle d'espèces chimiques inorganiques dans l'écosystème (Gasparon et Matschullat, 2006), et différents facteurs, tels que la topographie et l'hydrologie du bassin versant, le climat et l'emplacement géographique, déterminent la libération de produits chimiques inorganiques par altération dans l'environnement (Morelli et al., 2012). Cependant, les activités anthropiques peuvent introduire de grandes quantités de ces éléments dans la zone côtière, ce qui rend parfois difficile la différenciation des composants naturels des composants anthropiques (Belhadj et al., 2017). L'approche courante utilisée pour estimer l'impact anthropique sur la chimie des sédiments consiste à comparer la teneur en métaux d'un échantillon de sédiments avec le schiste, la croûte continentale supérieure et les sédiments à grains fins (Guo et Yang, 2016). Si les valeurs moyennes de la croûte ou des schistes sont faciles à utiliser, on sait aussi qu'elles ne représentent pas correctement le substrat géologique local (Viers et al., 2009).

Pour l'évaluation de la contamination, compte tenu des caractéristiques minéralogiques et physico-chimiques de la zone d'étude qui peuvent impliquer un enrichissement ou un

appauvrissement naturel pour certains éléments chimiques, l'utilisation des niveaux de fond mesurés dans les sédiments non contaminés de la même zone d'échantillonnage a été préférée à la composition moyenne de la croûte (Abraham et Parker, 2008). De nombreuses études ont utilisé les niveaux profonds non pollués des carottes pour représenter la composition géochimique naturelle des sédiments (Guo et Yang, 2016 ; Morelli et al., 2012 ; Orani et al., 2019 ; Romano et al., 2018). Par conséquent, les concentrations moyennes de métaux dans les trois échantillons les plus profonds de la carotte S (large de la côte de Djinet) sont prises comme valeurs de fond locales pour le calcul des différents indices d'évaluation de la pollution. L'utilisation de la carotte S comme fond géochimique est justifiée par les faibles concentrations de métaux traces et une tendance très constante des profils de presque tous les éléments le long de la profondeur, comme le montre les profils de la distribution de la figure 51 chapitre IV. L'établissement de ces valeurs de fond local constitue donc une première étape dans l'évaluation de la contamination des sédiments par les métaux traces et dans la quantification de l'impact humain sur l'écosystème. Elles fournissent non seulement une vue rapprochée de la qualité environnementale dans cette étude, mais sert également de références pour les enquêtes environnementales futures.

III.5.2. Calcul du facteur d'enrichissement (FE)

Une approche très courante pour estimer les impacts anthropiques sur les sédiments côtiers consiste à calculer un facteur d'enrichissement normalisé (FE) pour les concentrations de métaux au-dessus des niveaux de sédiments non pollués (Ip et al., 2007 ; Kouidri et al., 2016). Chester et Stoner (1973) ont développé la formule du facteur d'enrichissement, qui a été utilisée dans plusieurs recherches récentes (Benhalima et al., 2022 ; Gu et al., 2022 ; Guendouzi et al., 2021 ; Krahforst et al., 2022 ; Lin et al., 2019 ; Nishitha et al., 2022 ; Orani et al., 2019). Le facteur d'enrichissement (EF) utilisé dans ce travail, qui diffère du facteur d'enrichissement de la fraction non résiduelle (nRF-EF) (Gao et al., 2021), a été calculé à partir des concentrations totales en métaux pour chaque sous-échantillon de sédiment en utilisant l'équation suivante :

$$FE = \frac{\left(\frac{Me}{X}\right)_{Echantillon}}{\left(\frac{Me}{X}\right)_{Fond}} \quad (8)$$

Où FE est le facteur d'enrichissement et X est l'élément de référence.

La normalisation géochimique des valeurs des éléments traces est comparée à celle des éléments conservateurs ou de références tels que l'aluminium (Al) ou le fer (Fe) (Bachouche et

al., 2017 ; Windom et al., 1989 ; Trefry et Presley, 1976 ; Summers, 1996) qui sont utilisés pour déterminer si un échantillon de sédiment était enrichi en métaux par rapport aux conditions naturelles de l'échantillon. Trefry et Presley (1976) ont suggérés que l'utilisation du fer comme élément de référence fournit une bonne base pour calculer l'importance relative des contributions anthropiques aux sédiments étudiés, car il a une abondance naturelle élevée (Wedepohl, 1995) et il n'est pas communément associé aux apports anthropiques (Schropp et al. 1990; Velinsky et al. 1994). D'autres métaux ont aussi été proposés pour le calcul de FE tels que le Ca, Ti, Sc et Mn (Salmanighabeshi et al., 2015).

Dans notre évaluation de la contamination, le fer a été pris en compte dans le calcul de l'EF ; le choix de Fe comme métal de référence sera discuté plus en détail dans le chapitre IV. Pour le calcul de FE dans cette étude, nous utilisons les valeurs de fond métallique local établi dans cette étude. Comme suggéré par Chen et al., (2007), les terminologies utilisées pour décrire le facteur d'enrichissement sont :

EF < 1 : enrichissement négligeable ou nul

EF < 2 : léger enrichissement

2 < EF < 5 : enrichissement modéré,

5 < EF < 10 : enrichissement modérément sévère

10 < EF < 25 : enrichissement sévère

25 < EF < 50 enrichissement très important

EF > 50 : enrichissement extrêmement élevé

En règle générale, si les valeurs des EF sont égales ou inférieures à un, cela indique que la principale source d'éléments traces dans les sédiments provenait à l'origine du milieu marin. Inversement, la valeur des EF devient bien supérieure à un, lorsque la source principale est la contribution anthropique.

III.5.3. Calcul de l'indice de charge de pollution (PLI)

Une autre approche couramment utilisée dans l'analyse des sédiments est l'indice de charge polluante (PLI) développé par Tomlinson et al. (1980) pour évaluer la qualité des sédiments et le degré de pollution par les métaux traces dans les écosystèmes aquatiques. Elle est définie comme la nième racine du produit de n facteurs de contamination (FC) :

$$PLI_{site} = \sqrt[n]{(FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times \dots \times FC_n)} \quad (9)$$

Où, FC est le facteur de contamination ; et n est le nombre de métaux analysés.

Le facteur de contamination (FC) proposé par Håkanson (1980) est le rapport obtenu en divisant la concentration de chaque métal dans le sédiment par ses valeurs de fond:

$$FC = C_e/C_n \quad (10)$$

où C_e est la concentration de l'élément dans l'échantillon de sédiment et C_n est la concentration de fond du même élément. Selon Håkanson (1980), les terminologies utilisées pour décrire le facteur de contamination sont : $FC < 1$ faiblement contaminé ; $1 < FC < 3$ contamination modérée ; $3 < CF < 6$ forte contamination et $CF > 6$ forte contamination.

III.6. Lignes directrices sur la qualité des sédiments

De nombreuses recommandations pour la qualité des sédiments (SQG) ont été élaborées en Amérique du Nord pour mesurer les effets biologiques néfastes sur les organismes aquatiques lors d'une exposition à des contaminants liés aux sédiments (Long et MacDonald, 1998). Deux ensembles de SQG ont été élaborés pour les écosystèmes d'eau douce et marins en tant que points de référence non réglementaires pour faciliter l'interprétation des données chimiques, les valeurs médianes de la plage d'effets faibles/de la plage d'effets (ERL/ERM) et le niveau d'effet seuil/niveau d'effet probable (TEL/PEL) (Bakan et Özkoç, 2007).

Expérimentalement, les valeurs ERL et ERM ont été dérivées uniquement par l'utilisation des concentrations chimiques associées aux effets nocifs (Long et al., 1995), tandis que les calculs des valeurs TEL et PEL incluaient les concentrations associées aux deux effets et aucun effet observé (Long and MacDonald, 1998).

Les ERL et les TEL se réfèrent aux concentrations en dessous desquelles des effets nocifs sur la faune vivant dans les sédiments ne seraient que rarement attendus. En revanche, les ERM et les PEL indiquent des concentrations au-dessus desquelles des effets biologiques néfastes seraient toujours observés (Long et MacDonald, 1998). Cependant, les concentrations qui se situent entre les ERL/TEL et les ERM/PEL correspondent à une plage dans laquelle des effets sur les organismes vivants des sédiments se produisent occasionnellement. Ainsi, Les probabilités d'observer une toxicité augmentaient généralement avec l'augmentation des valeurs des SQGs et les quotients moyens ERM et PEL (tableau 2).

Les évaluations de la fiabilité et de la capacité prédictive des SQG indiquent qu'elles peuvent être utilisées efficacement pour évaluer la qualité des dépôts sédimentaires aqueux. Plus précisément, les SQGs peuvent être utilisées pour classer les échantillons de sédiments en fonction de leur potentiel de toxicité, pour identifier les contaminants préoccupants et pour prioriser les zones préoccupantes en fonction de la fréquence et du degré de dépassement des recommandations (Long and MacDonald, 1998).

Tableau 9 : recommandation pour la qualité des sédiments (SQGs) pour les métaux lourds dans les sédiments marin (Long and Macdonald, 1998).

SQGs/métal	As	Cu	Cr	Cd	Ni	Pb	Zn
Concentration des métaux traces (µg/g)							
TEL	7.2	18.7	52.3	0.68	15.9	30.2	124
PEL	41.6	108.2	160.4	4.2	42.8	112.2	271
ERL	8.2	34	81	1.2	21	47	150
ERM	70	270	370	9.6	52	218	410

Pour tenir compte de la présence de mélanges des éléments métalliques à différentes concentrations qui peuvent avoir des effets toxiques supplémentaires, les quotients ERM moyens et PEL moyens ont été calculés comme la moyenne des rapports entre les concentrations de substances chimiques dans les échantillons et les valeurs ERM ou PEL respectives. Ces quotients moyens recommandés pour la qualité des sédiments (Qm-SQG) ont été proposés par Long et al. (2006) pour estimer les risques toxicologiques des mélanges de contaminants dans les échantillons de sédiments. Ces Qm-SQG peuvent fournir un indice numérique unique, facile à comprendre et basé sur les effets, du degré relatif de contamination chimique des échantillons de sédiments.

Dans cette étude, les quotients SQG moyens ont été déterminés en divisant les concentrations de métal par leurs valeurs SQG respectives telles que la plage d'effets faible (ERM) et le niveau d'effet probable (PEL), et en faisant la moyenne des quotients obtenus pour les produits chimiques individuels. Qm-SQG peut être exprimé comme suit :

$$Q_m - SQG = \sum_{i=1}^n (M_i / SQG_i) / n \quad (11)$$

Où M_i est la concentration du i ème métal, $SQGi$ est la ligne directrice correspondant aux valeurs ERL ou TEL pour le métal, et n est le nombre de métaux. Les probabilités de toxicité dans les sédiments marins augmentent à mesure que les concentrations chimiques de métaux lourds augmentent par rapport aux recommandations empiriques sur la qualité des sédiments. Selon Long et al. (2000), les sédiments avec des valeurs Q_m -ERM inférieures à 0.1, 0.11-0.5, 0.51-1.5 et > 1.5 devraient être toxiques de 9 %, 21 %, 49 % et 76 % pour les organismes vivant dans les sédiments, respectivement, tandis que pour Q_m -PEL, les valeurs < 0.1 , 0.11-1.5, 1.51-2.3 et > 2.3 correspondent respectivement à 8 %, 21 %, 49 % et 73 % de probabilité de toxicité dans les sédiments. Par conséquent, quatre niveaux relatifs de priorité (hautement toxique, moyennement toxique, peu toxique et non toxique) ont été proposés pour interpréter les valeurs $mERM-Q$ et $m-PELQ$.

III.6. Analyses statistiques

III.6.1. Analyse binaire par la corrélation de Pearson

Une analyse de corrélation de Pearson a été effectuée pour chaque carotte afin d'établir les associations géochimiques entre les métaux et déterminer le comportement de ces derniers dans les sédiments. Les coefficients de Pearson bilatérales ont été calculés pour déterminer les relations entre les éléments analysés les uns par rapport aux autres, et pour vérifier aussi, leurs relations avec les autres paramètres, tel que, la matière organique, le soufre total, l'eau totale et la distribution de la taille des grains.

Le coefficient de Pearson est un indice reflétant une relation linéaire entre deux variables continue. Il attribue une valeur entre -1 et 1, où 0 correspond à l'absence de corrélation, 1 à la corrélation positive totale et -1 à la corrélation négative totale. Cela s'interprète comme suit : une valeur de corrélation de 0.7 entre deux variables indiquerait qu'il existe une relation significative et positive entre les deux ; une corrélation positive signifie que si la variable A augmente, alors B augmentera également, alors que si la valeur de la corrélation est négative, alors si A augmente, B diminue (Nettleton, 2014).

Étant donné que la corrélation est une mesure de relation linéaire, une valeur nulle ne signifie pas qu'il n'y a pas de relation, cela signifie simplement qu'il n'y a pas de relation linéaire, mais qu'il peut y avoir une relation quadratique ou toute autre relation de degré supérieur entre les points de données. En outre, la corrélation entre un point de données et un autre sera maintenant

explorée. Ceci est tout à fait différent de la corrélation entre les variables. La corrélation de Pearson entre deux points de données X et Y est donnée par (Kotu and Deshpande, 2019) :

$$\text{Corrélation } (X, Y) = \frac{S_{xy}}{S_x \times S_y} \quad (12)$$

Où S_{xy} est la covariance de X et Y, qui est calculée comme suit :

$$S_{xy} = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}) \quad (13)$$

et S_x, S_y sont l'écart type de X et Y, respectivement.

Le coefficient de corrélation de Pearson (r) nous indique à quel point deux variables continues sont corrélées linéairement :

- Si r se situe dans l'intervalle]0.5 ; 1], alors elles sont étroitement et directement corrélées.
- Si r se situe dans l'intervalle]0.1 ; 0.5], alors elles sont faiblement et directement corrélées.
- Si r se situe dans l'intervalle [-1 ; -0.5], alors elles sont étroitement et inversement corrélées.
- Si r se situe dans l'intervalle [-0.5 ; -0.1], alors elles sont faiblement et inversement corrélées.
- Si r se situe dans l'intervalle [-0.1 ; 0.1], alors il n'y a pas de corrélation

III.6.2. Analyse en composante principale (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée dans cette étude pour vérifier les facteurs qui contrôlent l'origine géochimique des éléments dans les sédiments côtiers. L'ACP a été soumise pendant le traitement des variables à une rotation varimax avec la méthode de normalisation de Kaiser pour maximiser les charges des composants de chaque facteur et éliminer les composants invalides. Toutes les variables ont été testées par les tests de Kaiser-Meyer-Olkin et Bartlett.

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode statistique multivariée, qui permet de transformer des variables liées entre elles en nouvelles variables décorréelées les unes des autres. Ces variables non corrélées entre elles sont nommées composantes principales. Cette méthode permet de réduire au maximum le nombre de variables et de simplifier

l'information. L'ACP 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 (Inal, 2020). Dans ce travail, l'Analyse en composante principale a été appliquée sur 17 variables comprenant : OM %, ST %, ET %, Fe, Mn, Al, Na, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, As, Ag et Cd.

Le traitement statistique des données pour la corrélation de Pearson et l'ACP a été réalisé à l'aide du logiciel SPSS 22.0.

L'interprétation du logiciel SPSS pour la corrélation r de Pearson est la suivante : Si la valeur de p est < 0.05 , il y a une preuve d'une association bivariée statistiquement significative entre les deux variables continues. Sinon si la valeur de p est > 0.05 , il n'y a pas d'association statistiquement significative entre les deux variables continues. En outre, La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral) entre les deux variables continues. Le niveau de signification $p < 0.01$, signifie que la relation est hautement significative (et donc il est probable qu'il existe une relation étroite entre les deux variables dans l'échantillon).

〔 Résultats et Discussion 〕

Chapitre IV : Résultats et Discussion

Dans ce chapitre IV, les différentes phases minéralogiques et la composition élémentaire analysée respectivement par DRX et FRX seront déterminées et interprétées. De même, les concentrations moyennes et les profils de profondeur des éléments traces et majeurs dans les sédiments de carottes le long de la côte centrale algérienne seront exposés et discutés. Ainsi, dans ce chapitre, les résultats et les profils de la distribution granulométrique, de la matière organique, des carbonates de calcium, du soufre total et de l'eau totale dans les sédiments seront analysés et employés dans la discussion des tendances de dépôt et du comportement des différents métaux analysés dans les carottes.

Ensuite, deux types d'indices seront appliqués aux résultats des analyses chimiques (facteur d'enrichissement et indice de la charge polluante) afin d'évaluer la qualité environnementale des sédiments dans la région centre. Une comparaison des résultats des teneurs des métaux trace avec les valeurs guides des métaux dans les sédiments (SQGs) sera établie afin de caractériser les sédiments de la côte centrale en fonction de leurs risques écologiques et de leurs degrés de toxicité sur les organismes benthiques.

Enfin, une analyse statistique sera appliquée à l'aide du logiciel SPSS, en utilisant l'analyse de corrélation de Pearson et l'analyse en composantes principales (ACP) sur l'ensemble des données obtenus afin de rechercher d'éventuelle relations existantes dans le comportement des différents métaux traces entre eux et avec les autres paramètres, ainsi pour déterminer les sources potentielles des métaux, en relation avec les caractéristiques de chaque baie.

IV.1. Détermination des phases minéralogique par DRX

La diffraction des rayons X est une technique d'étude, sans contact, utilisée couramment pour identifier les espèces minérales d'une matrice solide (Cazalet, 2012). Les analyses par diffraction des rayons X (DRX) ont été effectuées sur des échantillons de sédiments secs et finement broyés, dans le but de déterminer les phases minérales. Ceux-ci ont été choisis de façon à avoir une idée sur la composition des sédiments dans les couches superficielles, les couches intermédiaires et celles en profondeur dans les quatre carottes collectées (Tableau 10). La figure 41 et les figures 9, 10, 11 et 12 en annexe montrent les diffractogrammes obtenus pour les 4 sites illustrant les types des minéraux dominants.

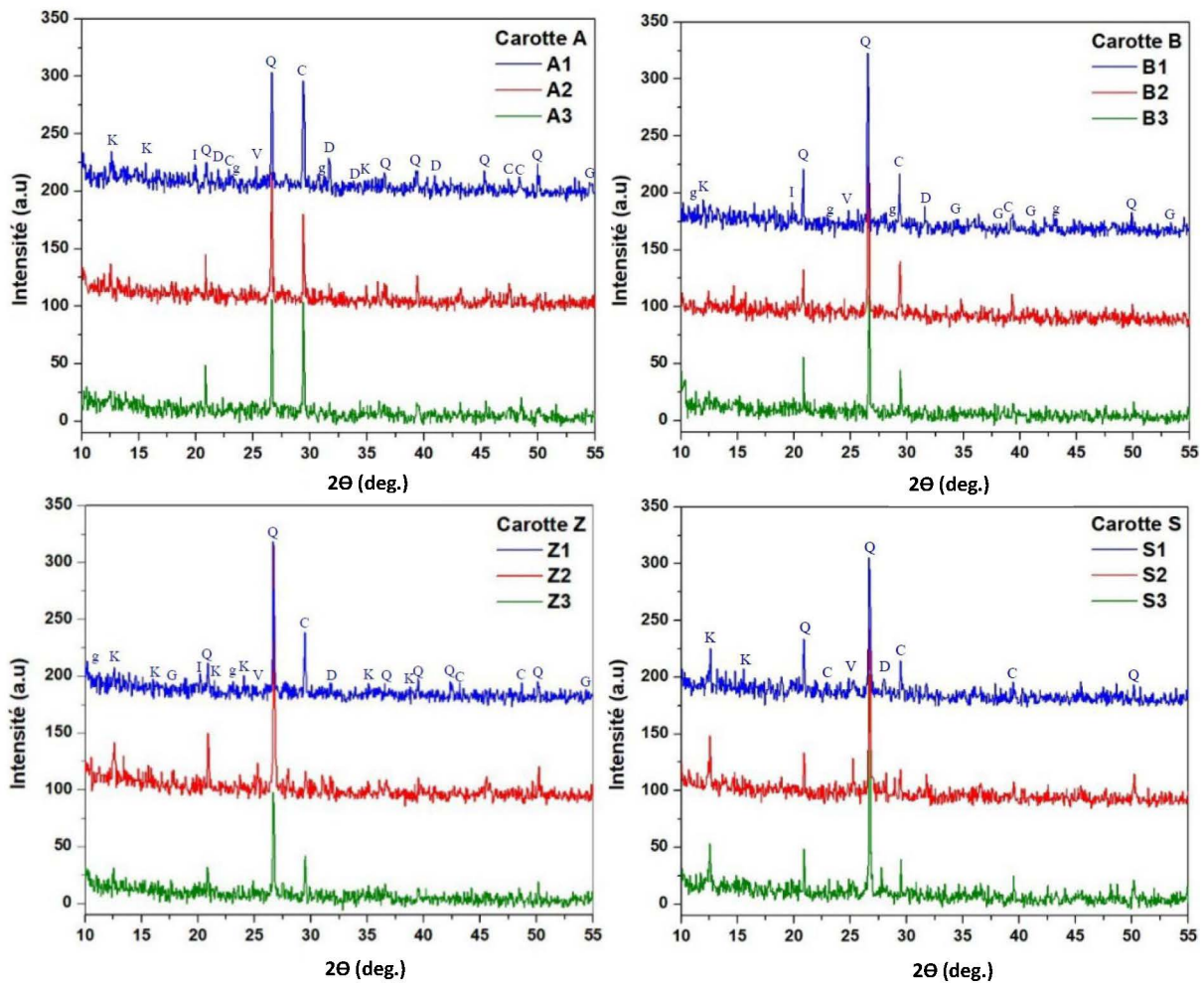


Figure 41 : Diffractogrammes montrant les différentes phases dominantes dans les quatre carottes de sédiments (Q : quartz, C : calcite, D : dolomite, I : Illite, G : goethite, g : gypse, K : kaolinite, V : vermiculite).

Ces figures représentent les phases minérales majoritaires dans les sédiments en fonction de leur importance dans le diffractogramme. Tous les sédiments des quatre carottes semblent dominés, d'après les diffractogrammes effectués, par le quartz (SiO_2) et la calcite ($CaCO_3$). Ils présentent également différents niveaux de dolomite ($CaMg(CO_3)_2$), de kaolinite ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$), de pyrite (FeS_2), de gypse ($CaSO_4$), d'illite ($(K, H_3O)(Al, Mg, Fe)_2(Si, Al)_4O_{10}[(OH)_2, (H_2O)]$), de vermiculite ($(Mg, Fe^{2+}, Fe^{3+})_3[(Al, Si)_4O_{10}](OH)_2-4H_2O$) et de goethite ($Fe(OH)O$).

Les diffractogrammes montrent que la calcite et la dolomite sont présentes significativement dans la carotte A, alors qu'elles apparaissent peu dans la carotte Z. Cette dernière semble dominée par le quartz et la Kaolinite. De la même manière, il est observé une forte occurrence de la Goethite et du gypse dans la carotte B et dans une moindre mesure dans les carottes A et Z. Dans la carotte S les deux minéraux sont inexistantes.

IV.2. Détermination de la composition élémentaire par FRX

L'abondance relative des éléments majeurs dans certaines tranches de sédiments de carottes (surface, moyenne et fond) ont été déterminés par fluorescence du rayon X. Les résultats montrent que les éléments majeurs (Si, Fe, Al, Ca, K, Na, Ti, S, Mg, P et Mn) représentent en moyenne 88.8 %, 89.5 %, 90.2 % et 93.2 % de la totalité de la composition chimique dans les carottes, A, B Z et S, respectivement (Tableau 10).

Tableau 10 : Composition élémentaire déterminée par XRF dans les échantillons de surface, moyen et de fond de chaque carotte de sédiment A, B, Z et S (unité en %)

Elément	Si	Fe	Al	Ca	K	Na	Ti	S	Mg	P	Mn	Si/Al
Carotte A												
A1 (1-3 cm)	42.38	12.01	10.07	10.78	4.32	5.25	1.39	1.17	0.658	0.395	0.086	4.21
A2 (12-16 cm)	42.95	12.68	8.64	10.08	4.39	4.46	1.38	2.04	0.803	0.351	0.086	4.97
A3 (30-34 cm)	44.04	12.33	11.30	9.016	4.47	3.90	1.42	2.28	0.809	0.340	0.088	3.90
Moyenne	43.12	12.34	10.00	9.958	4.40	4.54	1.40	1.83	0.756	0.362	0.086	
S.D.	0.61	0.23	0.91	0.628	0.051	0.474	0.016	0.441	0.066	0.022	0.001	
Carotte B												
B1 (1-5 cm)	49.30	11.81	10.50	5.30	4.75	4.59	1.35	0.534	0.500	0.273	0.087	4.69
B2 (12-18 cm)	47.79	12.62	11.36	5.38	5.22	3.92	1.47	0.680	0.409	0.283	0.072	4.21
B3 (26-32 cm)	45.72	13.92	13.82	4.27	5.46	3.79	1.60	0.865	0.390	0.275	0.080	3.31
Moyenne	47.60	12.78	11.89	4.98	5.14	4.10	1.47	0.693	0.433	0.277	0.080	
S.D.	1.25	0.76	1.28	0.476	0.264	0.325	0.086	0.115	0.044	0.004	0.005	
Carotte Z												
D1 (1-3 cm)	49.61	13.15	10.19	4.33	4.74	4.55	1.35	0.811	0.650	0.325	0.094	4.87
D2 (10-20 cm)	50.11	12.24	12.53	3.25	4.81	3.60	1.49	1.114	0.646	0.360	0.079	4.00
D3 (26-30 cm)	49.41	12.81	14.00	3.92	4.26	3.14	1.53	0.672	0.325	0.364	0.082	3.53
Moyenne	49.71	12.73	12.24	3.84	4.60	3.76	1.46	0.866	0.541	0.350	0.085	
S.D.	0.27	0.33	1.37	0.391	0.230	0.527	0.074	0.166	0.143	0.017	0.006	
Carotte S												
C1 (5-7 cm)	53.29	12.91	11.14	2.91	4.86	4.40	1.52	0.728	0.165	0.310	0.117	4.78
C2 (9-14 cm)	53.22	12.48	12.73	3.27	4.99	3.89	1.52	0.617	0.244	0.293	0.108	4.18
C3 (22-30 cm)	55.48	12.01	11.68	3.69	4.83	3.51	1.51	0.550	0.270	0.278	0.109	4.75
Moyenne	53.99	12.46	11.85	3.29	4.89	3.93	1.52	0.632	0.226	0.294	0.112	
S.D.	0.987	0.303	0.587	0.266	0.066	0.311	0.005	0.064	0.041	0.011	0.004	
Côte centrale												
Moyenne	48.61	12.58	11.50	5.52	4.76	4.08	1.46	1.01	0.49	0.32	0.09	
S.D.	3.25	0.18	0.75	2.22	0.26	0.23	0.03	0.41	0.16	0.04	0.01	

S.D. : standard deviation (écart type en français)

Dans l'ensemble de la zone d'étude, les teneurs moyennes montrent que les éléments les plus abondants par ordre d'importance sont le $\text{Si} > \text{Fe} > \text{Al} > \text{Ca} > \text{K} > \text{Na} > \text{Ti} > \text{S} > \text{Mg} > \text{P} > \text{Mn}$. Le fer apparaît comme l'élément le plus abondant dans les quatre carottes après le silicium avec un pourcentage massique moyen de l'ordre de 12.58 %. En géochimie de l'environnement, le fer indique généralement la présence de l'hématite et/ou la goéthite. Ces teneurs dans la zone d'étude augmentent généralement vers le fond des carottes A et B pour atteindre 12.34 et 13.82 %, respectivement. En revanche, dans les carottes Z et S, les valeurs du Fe diminuent légèrement avec la profondeur avec des maximum enregistrés dans les sédiments de surface de la baie de Zemmouri et au large de cap Djinet. Ces variations étaient plutôt irrégulières reflétant probablement la diversité d'influence des matériaux terrigènes et autogènes (Badr et al., 2009).

Le troisième élément le plus abondant dans cette étude est l'aluminium (Al) avec 11.85 % de pourcentage de masse en moyen. Cet élément présente dans la zone d'étude une variation des teneurs comprise entre 8.64 et 14 % et affiche des teneurs élevées par rapport au fer dans quelques couches de sédiment (intermédiaire et profonde) de la carotte Z et dans les couches moyennes (9-14 cm) de la carotte S. La dominance du silicium (Silice (SiO_2)) suivie de l'Aluminium (Alumine (Al_2O_3)) dans ces profondeurs peut indiquer une présence importante des argiles et plus précisément de la Kaolinite ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) (Qlihaa et al., 2016). Le rapport Si/Al indique la dominance de la silice ou d'alumine dans les sédiments, ses valeurs calculées étant supérieures à 3.3 dans l'ensemble de la zone, ce qui indique la forte proportion du quartz (SiO_2) par rapport aux aluminosilicates (Lamour, 2017). En revanche, ces rapports massiques Si/Al dans les couches profondes des carottes B et Z étaient proches de cette limite (3.3), ce qui indique une dominance des aluminosilicates par rapport au quartz (Brosse, 1982) et la présence d'une quantité importante de silice libre (quartz ou silice amorphe) probablement en raison d'un apport détritique important dans les sédiments de la baie de BouIsmaïl et Zemmouri (Arib et al., 2007).

D'autre part, les résultats de la FRX montrent que le calcium (Ca) qui représente généralement les phases carbonatées dans les sédiments occupe la quatrième place dans la séquence citée ci-dessus. Ses pourcentages varient dans la zone d'étude et diminuent dans l'ordre carotte A > carotte B > carotte Z > carotte S. Les teneurs les plus élevées de Ca sont donc obtenues dans la baie d'Alger et particulièrement dans les sédiments de surface où il atteint 10.78 %, dépassant celle de l'aluminium. Ces résultats sont en concordance avec les données de la minéralogie où

le calcium (Ca) dans les sédiments révèle la dominance des carbonates et des sulfates (calcite, dolomite et gypse) (Athmani, 2022).

Les résultats des analyses élémentaires totales par XRF montrent des variations faibles dans les valeurs de potassium K (K_2O) avec une moyenne aux alentours de 4.75 %. Les teneurs sont pratiquement constantes avec la profondeur dans les quatre carottes. Les couches profondes de la carotte B affichent la valeur maximale pour cet élément en correspondance avec les fortes teneurs en Al qui caractérise les phases argileuses. Ceci indique probablement l'abondance des minéraux silicatés et/ou phyllosilicates dans les sédiments de fond de la Baie de BouIsmaïl (Rousset, 2002). En plus, la moyenne du rapport massique Si/Al (3.31 %), ainsi que la faible teneur du quartz émis par DRX dans les échantillons de fond, peut soutenir notre discussion que ce rapport est lié aux argiles et en grande partie aux différentes espèces minérales illites, micas... (Weaver 1989). Par ailleurs, le seul élément majeur présentant des tendances croissantes dans toutes les carottes est le sodium (Na), le maximum de ses teneurs dans la zone d'étude est observé dans les sédiments de surface de la Baie d'Alger avec 5.25 % de la composition totale. Selon Wedepohl (1995), les éléments majeurs (à l'exception de l'oxygène et du carbone) les plus abondants dans la croûte continentale supérieure décroissent dans l'ordre : Si (59%) > Al (15.1%) > Fe (6%) > Ca (5.72%) > K (5.57) > Na (4.9) > Mg (2.62 %) > Ti (0.60) > S (0.18%) > P (0.13%) > Mn (0.1%). Le sodium arrive donc en 6^{ème} position suivant l'ordre des éléments le plus abondant selon l'auteur avec 4.9 %. Le pourcentage massique du Na est proche de nos valeurs pour la côte centrale (4.07%) et avoisine les valeurs obtenues pour les sédiments de la baie d'Alger. Les sédiments marins appartiennent généralement au faciès des minerais de quartz (SiO_2), accompagnés des principales phases de mélange dont le carbonate de calcium ($CaCO_3$) et le chlorure de sodium (NaCl). Sous microscopie électronique à balayage, le minéral de quartz est entouré généralement de granules aciculaires de carbonate de calcium et la couche la plus externe est collée par les débris de la substance marine de chlorure de sodium (Wang et al., 2019). Les augmentations généralisées de Na (NaCl) dans l'ensemble de la côte sont probablement attribués à l'augmentation de la teneur de l'eau interstitiel du fond jusqu'à la surface des carottes dont le NaCl (Halite) constitue le sel majeur dissous.

En comparaison, la séquence établie par Wedepohl pour les éléments majeurs est identique à celle établie pour la côte centrale sauf pour le Fer qui devance l'aluminium, et le Magnésium qui recule derrière le titane et le soufre. Cette dominance de Fe dans cette composition

élémentaire des sédiments côtiers Algérois est probablement due aux phases porteuses riches en fer transporté par le flux terrigène (Taieb-Errahmani et al., 2020). Pour le magnésium (Mg), les pourcentages les plus importants sont analysés dans les sédiments de la carotte A. Les teneurs augmentent de la surface vers les sédiments de fond pour atteindre une moyenne de 0.81 %. Cette tendance est observée aussi pour la carotte B. Ces teneurs croissantes vers le fond des deux carottes A et B correspondent à ceux de Al suggérant l'altération des minéraux aluminosilicatés. D'autre part, les pourcentages élevés de Mg est probablement liée à l'abondance de la calcite magnésienne dans le fond des sédiments de les Baies d'Alger et de BouIsmaïl provenant des test des foraminifères (Rosenthal et al., 1997) et des algues rhodophycées benthiques (Mathieu et al., 2011).

Dans les sédiments marins, le soufre (sulfates et sulfures) est l'élément le plus important d'un point de vue biogéochimique. Ce dernier présente des variations notables dans les quatre carottes (entre 0.534 et 2.28 %) avec un maximum détecté dans les sédiments de fond de la baie d'Alger. Notons que ces valeurs dans la baie de BouIsmaïl augment avec la profondeur, indiquant probablement la formation des phases CaSO_4 dans les sédiments fins (Martinez et al., 2015) après oxydation des sulfures présents initialement dans la matrice sédimentaire (Cazalet, 2012).

IV.3. Variations des paramètres de sédiment le long des carottes

Les propriétés des sédiments, telles que la matière organique (MO), les carbonates de calcium (CaCO_3), le soufre total (ST) et la taille des grains (DG), sont des facteurs clés affectant le comportement et la mobilité des métaux traces dans les sédiments marins (Gao et al., 2016). Afin de mettre en évidence les processus contrôlant l'accumulation des métaux trace dans les sédiments côtiers algérien, la teneur de chaque paramètre, ainsi, la teneur en eau totale (ET) ont été estimés et tracée par rapport aux profils de profondeur.

IV.3.1. Variation de la matière organique dans les carottes A, B, Z et S

La matière organique (MO) est l'une des composantes du sédiment marin. Elle provient des sources autochtone (production interne) et allochtone (origine continentale et/ou anthropique) (Dahane, 2017). La MO ne constitue qu'un faible taux du sédiment, mais elle joue un rôle fondamental dans le comportement de certains composés (ex. métaux traces), puisqu'elle régule la mobilité et la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants (Power et Chapman, 1992). Ainsi, la matière organique avec une gamme de ligands ou de groupes

fonctionnels actifs (par exemple, -COOH, -OH, -CH₂ et C=O) peut agir comme un donneur de protons (Aiken et Leenheer, 1993 ; Kyziol et al., 2006), piégeant les cations métalliques via la formation de chélates hautement stables ou complexes de sphère interne (Bradl, 2004 ; Senesi et al., 1986). Cette forte capacité de complexation et d'adsorption des ions métalliques fait de la matière organique un important puits de métaux dans les sédiments (Du Laing et al., 2009). L'oxydation de MO en profondeur de sédiment marin est responsable de la séquence diagénétique où différents oxydants sont utilisés successivement (oxygène dissous, nitrate, oxydes de Mn, oxydes et hydroxydes de Fe, sulfates et carbonates).

Afin de déterminer l'influence de ce paramètre sur le comportement et la distribution des métaux, les teneurs en MO ont été estimées. La figure 42 illustre la distribution verticale de ce paramètre dans les quatre carottes (les données complètes sont rapportées dans le Tableau 1 en annexe).

Les sédiments des quatre carottes sont plus au moins riches en matières organiques. Dans l'ensemble, les teneurs de MO varient d'un minimum de 5.63 % dans la carotte S à un maximum de 13.2 % dans la carotte A (Tableau 1 Annexe). Les moyennes ont suivi l'ordre décroissant carotte A (11.2 %) > carotte B (10.3 %) > carotte Z (9.64 %) > carotte S (6.65 %). Les teneurs de MO fluctuent donc considérablement en fonction du lieu de prélèvement mais aussi, en fonction de la profondeur dans les quatre carottes, et elles présentent tous des valeurs plus élevées en surface qu'au fond des carottes. Ces fluctuations sont liées au phénomène de dégradation de la matière organique due aux processus diagénétiques et aux apports aussi bien terrigènes que marines (Athmani, 2022). En plus, l'oxydation de la matière organique en fonction de la profondeur dans le sédiment marin est responsable d'une séquence diagénétique où différents oxydants sont utilisés successivement (O₂ dissous, nitrate, oxydes de Mn, oxydes et hydroxydes de Fe, sulfates et carbonates) (Dahane, 2017).

En fonction des sites, les teneurs en MO étaient significativement plus élevées dans la carotte A située dans la baie d'Alger que dans les autres carottes. Les teneurs ont augmenté rapidement depuis les sédiments de fond jusqu'à environ 9 cm de profondeur où elles ont présenté une grande variabilité allant de 9.1 % à 13.3 %. Les augmentations de la teneur en OM dans les trois dernières carottes étaient inférieures à 2.7 %, variant de 2.65 % (Carotte B) à 1.07 % (carotte S). Comme pour la baie d'Alger, la teneur de la matière organique dans la carotte S (large de djinet) a augmenté du fond jusqu'à 7 cm de profondeur (de 5.63 à 7.81 %) avec une

tendance moins prononcée que dans la carotte A. Ensuite, ces teneurs ont diminué légèrement près des intervalles supérieurs.

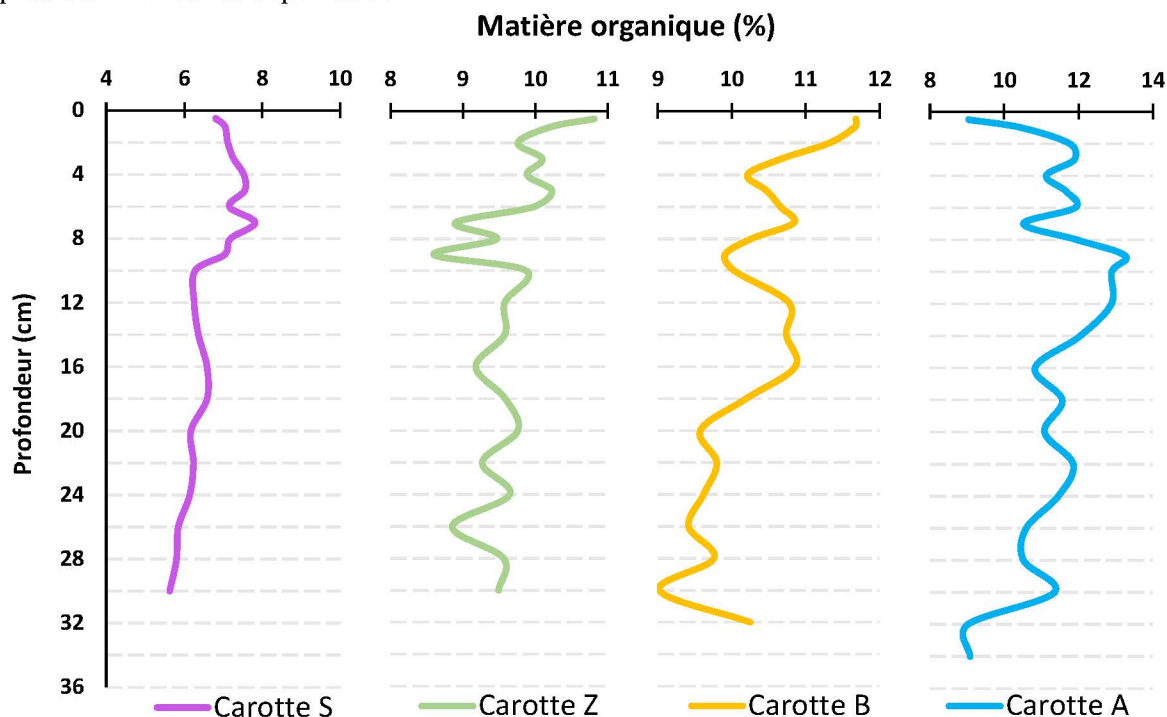


Figure 42 : Variation verticale du taux de la matière organique dans les quatre carottes, unité en %.

Les sources potentielles de la matière organique dans les différents sites de prélèvement sont essentiellement : la principale source d'apports de MO dans la baie d'Alger provient probablement des flux allochtones de C, comme les effluents domestiques et urbains transportés par l'oued El Harrach, mais aussi, à partir des eaux usées, et les apports des rejets urbains et industriels déversés dans le port d'Alger et transférés à la baie d'Alger (Athmani et al., 2022 ; Bakalem et al., 2009 ; Benhalima et al., 2022 ; Boudjema et al., 2014). La richesse des sédiments en matières organiques dans le centre de la Baie et à proximité du port d'Alger est due essentiellement aux apports de l'oued El Harrach et aux activités de la zone portuaire ainsi qu'aux rejets d'eaux usées domestiques. Dans le cas de l'Oued El Harrach, ce cours d'eau reçoit toutes les eaux usées urbaines, industrielles et agricoles de la grande agglomération de la partie Est de la ville d'Alger qui dégradent fortement le milieu marin de la baie (Boudjema et al., 2013). L'effet polluant des matières organiques transportés par l'oued a été rapporté par Bakalem et al. (2009). Les auteurs ont révélé l'impact négatif des polluants apportés par l'oued sur les communautés benthiques sableuses peu profondes. Le profil de la distribution de MO obtenue par Dahane (2017) est très cohérent avec nos résultats. Le taux élevé de ce paramètre dans les sédiments de la Baie (en face de l'embouchure de l'oued El-Harrach) peut s'expliquer

aussi par la nature vaseuse du sédiment rencontré dans les échantillons où la teneur en MO est d'autant plus élevée que ces sédiments sont riches en particules fines (Maouche, 1987).

Dans les carottes B et Z, les teneurs de la MO ont augmentés significativement dans les sédiments de surface (jusqu'à 11.7 % et 10.8 %, respectivement), suggérant un enfouissement rapide du carbone organique fraîchement déposé suite aux apports massifs des rejets d'eaux usées urbaines et agricoles. Cela peut conduire à une reminéralisation rapide de la MO près de l'interface oxiqne-suboxiqne (Kristensen et al., 2008). Par rapport à la tendance croissante évidente vers l'intervalle supérieur des carottes B et Z, la teneur en MO dans la carotte A a montré une diminution marquée au-dessus de 9 cm de profondeur en raison du détournement des effluents de l'oued El Harrach vers la station d'épuration de Baraki en 2007 et suite à l'augmentation de la capacité de traitement de la station en 2015.

I.V.3.2. Variation de la taille des grains-Distribution granulométrique

L'analyse granulométrique par laser a pour objectif de mesurer la distribution de la taille des particules d'un échantillon de sol ou de sédiment. L'identification des différentes familles granulométriques qui constituent ces échantillons permet par ailleurs de déterminer sa texture.

Les résultats d'analyse laser se présentent graphiquement sous la forme d'une courbe granulométrique tracée sur un diagramme semi-logarithmique. Le diagramme présente en abscisse la taille des grains en micromètres et en ordonnée le pourcentage volumique (Figure 43).

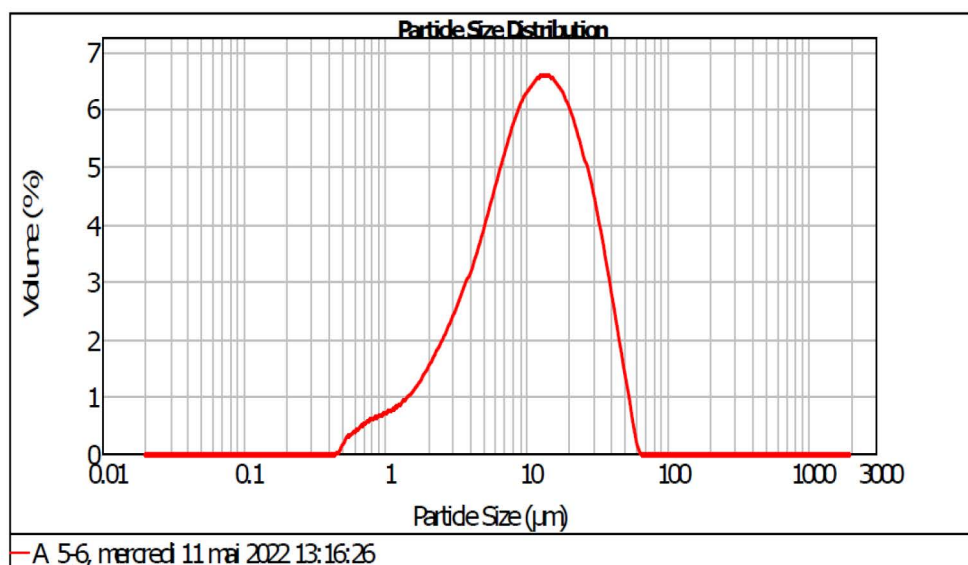


Figure 43 : Distribution de la taille des particules dans l'échantillon de la carotte A (5-6 cm).

Cette représentation de la taille des grains en fonction du pourcentage volumique « non cumulé » permet l'identification des différentes fractions granulométriques qui constituent l'échantillon de sédiment analysé. Les pourcentages des fractions obtenus pour chaque carotte de sédiment ainsi que la taille moyenne des grains sont rassemblés dans le Tableau 11. Le fractionnement granulométrique volumique montre que celui-ci se partage en 3 fractions granulométriques majeures : Argile < 2 μm , Limon (2-63 μm) et Sable fin (63-200 μm), et présente une variation dans la zone d'étude.

Table 11 : Statistique de base sur la granulométrie des sédiments dans les carottes A, B, Z et S de la côte central algérienne, unité en % sauf pour la taille moyenne des grains, exprimée en μm .

Carotte/fraction	Argile < 2 μm	Limon (2-63 μm)	Sable fin (63-200 μm)	\emptyset grains (μm)
Carotte A	15.55	82.11	2.31	10.5
Carotte B	16.96	78.82	4.21	10.4
Carotte Z	29.93	67.57	2.48	6.75
Carotte S	31.45	68.55	0	4.06
Moyenne	23.47	74.26	2.25	7.92

Selon les proportions de ces fractions granulométriques, la texture du sédiment peut être qualifiée de sableuse, limoneuse ou argileuse. Dans ce contexte, les résultats montrent que la fraction fine limoneuse (limon moyen) était prédominante dans toute la zone d'étude et représente plus de 67 %. Vient ensuite l'argile, avec un pourcentage massique moyen de 23.47 %, alors que le sable fin forme la plus petite fraction dans les sédiments avec un pourcentage moyen de 2.25 %. Pour la carotte S situées au large de la côte de Diinet, cette fraction sableuse > 63 μm était inexistante. Ces résultats indiquent que l'apport élevé de sédiments fins dans la zone d'étude était probablement dû au manque d'apports substantiels des cours d'eaux (Ergin et Yörük, 1990) et à l'augmentation des inondations épisodiques et des coulées de boue associées au cours des dernières décennies (Taieb Errahmani et al., 2020). En plus cette domination de la boue (limon + argile) (> 95 %) dans toutes les carottes indique, en outre, que dans les parties les plus basses du littoral, l'environnement côtier peut favoriser la floculation précoce des particules fine dans les baies (Vasudevan et Seetaramaswamy, 1983).

Les résultats de l'analyse de texture montrent que la taille moyenne des grains suivait l'ordre : carotte A > carotte B > carotte Z > carotte S, allant de 10.5 μm pour la carotte A à 4.06 μm

pour le carotte S avec une valeur moyenne de 7.92 μm (Tableau 11), suggérant un environnement sédimentaire du plus au moins perturbé suivant cette séquence (Liu et al., 2011).

Les distributions verticales du taux de limon et d'argile ont montré des différences distinctes entre les sites d'échantillonnage (Figure 44). Les sédiments de la carotte S ont présenté une grande homogénéité (Limon-argile), et une très faible variabilité avec la profondeur en raison de l'emplacement du site d'échantillonnage situé au large de la côte. De même, cette tendance est observée dans le profil de la carotte B indiquant une stabilité dans l'environnement de dépôt des particules dans les deux sites (Li and Li, 2017). En revanche, une fluctuation verticale des deux fractions a été observée dans les carottes A et Z, et était probablement associée à des processus d'inondation périodiques (Gao et al., 2016). Ceci est très bien supporté par les crues importantes de l'oued El Harrach (876 m^3/s) et l'oued Isser (1489 m^3/s) pendant les événements hydrologiques extrêmes (Karahacane et al., 2020 ; Meddi et al., 2017). Ces événements favoriseront la coulée de boues et l'accumulation des sédiments à grain fin (Taieb-Errahmani et al., 2019). L'érosion des sols et les activités anthropiques dans les zones urbaines, industrielles et agricole combinées au ruissellement jouent un rôle clé dans la granulométrie des sédiments marins côtiers et le drainage des composés métalliques (Orani et al., 2019). Dans les zones semi-arides, les crues éclairs épisodiques contribuent au transport par flux des particules en suspension et des colloïdes vers la mer, où ils s'accumulent (Gibbs et Konwar, 1986). Ainsi, les constituants de particule fine peuvent fournir de grandes zones réactives et des sites de liaison pour la sorption des métaux (Elliott et al., 2012 ; Murray et al., 1999 ; Tam et Wong, 2000) et ils peuvent jouer un rôle important dans la distribution des métaux en profondeur (Gao et al., 2015).

En outre, les pourcentages massiques du limon ont été significativement plus élevées dans les carottes A et B que dans les deux autres carottes, et représentaient respectivement 82.1 % et 78.8 % du total des sédiments (Tableau 11), alors que le taux d'argile suit généralement un ordre inverse à la distribution du limon. Le pourcentage massique d'argile le plus important est observé à 28 cm de profondeur dans la carotte Z où il atteint 46.72 % du sédiment total. Ces résultats sont en concordance avec les résultats de la DRX et FRX où le fond de la carotte Z indique un pourcentage élevé de la fraction argileuse. Ce taux décroît en deux temps à 22 cm (20.3 %) et à 9 cm (15.4 %) de profondeur puis il remonte pour atteindre en surface (30.7 %). Ce fort pourcentage d'argile dans l'embouchure de l'oued Isser s'explique par l'apport

important de particules fines originaires du bassin versant de cet oued (Bouhamadouche, 2015). Le même auteur a constaté que le matériel fluviatile de l'oued étant riche en formation marneuse, marno-calcaire et schisteuse induisant une abondance des argiles dans la baie de Zemmouri.

Dans la carotte A, le sédiment est principalement composé de limon, sauf pour les sédiments supérieurs (4 cm) où il diminue à 57 %. Ces sédiments montrent une forte variabilité et une augmentation simultanée des fractions très fines (< 2 µm) ces derniers temps, principalement d'argile (jusqu'à environ 25.5 %).

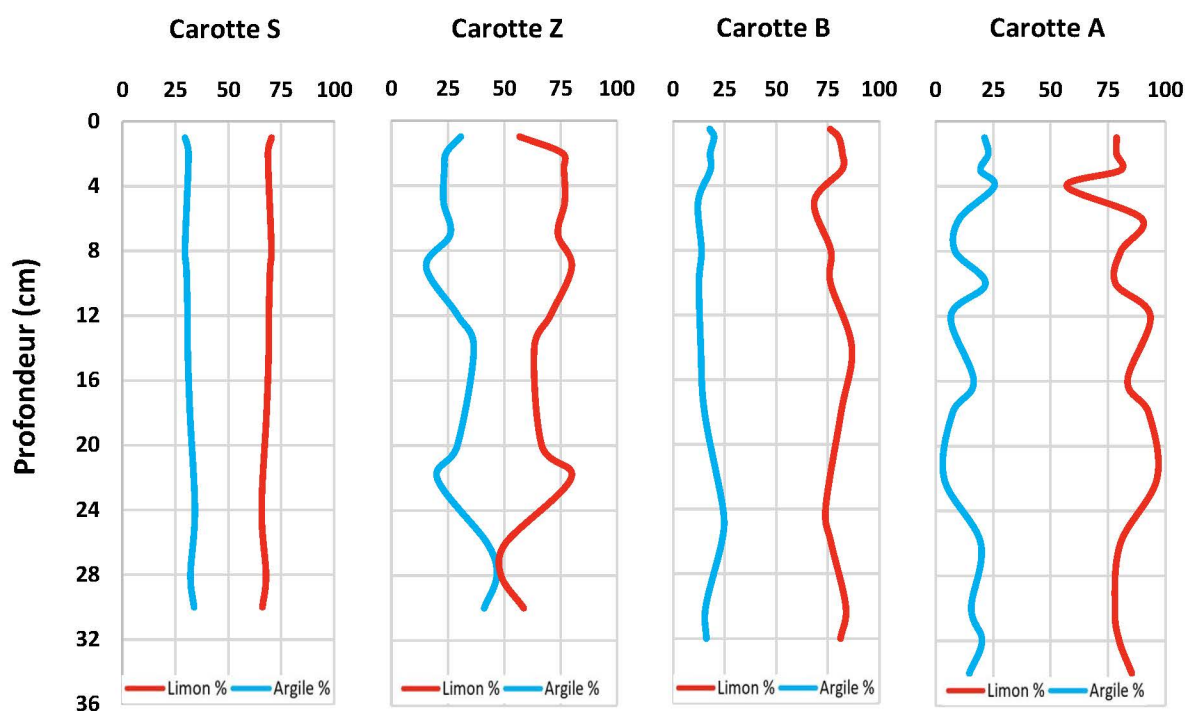


Figure 44 : Distribution verticale du taux de limon et d'Argile dans la côte centrale, unité en %.

En plus, la carotte B est caractérisée, elle aussi, par l'élévation du taux d'argile dans la partie supérieure (6-1 cm) et dans la partie profonde du sédiment avec un maximum enregistré à 26 cm (23.6 %). Cela indique de mauvaises conditions sédimentaires dans la baie d'Alger et la baie de BouIsmaïl, en raison de la vitesse d'écoulement des oueds qui sont probablement plus élevée en aval. En effet, les formations argileuses alluviales sont abondantes dans la plaine de l'Oued Nador (Bechkit et al., 2022) et jouent le rôle de barrière argileuse naturelle contre les infiltrations dans les aquifères, augmentant ainsi la vitesse d'écoulement dans la plaine (Bouderbala, 2015).

IV.3.3. Variation des carbonates de calcium (CaCO₃) dans les carottes de sédiments

Les principaux minéraux carbonatés qui se rencontrent le plus souvent dans les sédiments marins sont la calcite (CaCO₃), l'aragonite (CaCO₃), la dolomite (CaMg(CO₃)₂), le carbonate de sodium (Na₂CO₃ · 10H₂O) et la sidérite (FeCO₃) (Hlaváčková, 2005). La calcite et l'aragonite se différencient par leur degré de solubilité. Par conséquent, les sédiments sont constitués presque uniquement de la calcite en raison de la dissolution rapide de l'aragonite (Purser, 1980). Ces carbonates, constituent avec les argiles, les oxydes, les hydroxydes et la matière organique les principales phases porteuses des métaux traces dans les sédiments. Ils présentent en outre, les fractions de sédiment les plus biodisponibles pour les espèces aquatiques que ceux renfermés dans la matrice cristalline des minéraux (Benoit, 2005).

En milieu faiblement basique, la surface spécifique des particules carbonatées favorise le phénomène de rétention des ions métalliques tels que la précipitation, la co-précipitation et l'absorption (Alloway, 1995). Dans ces conditions, les ions métalliques sont stables sous forme de carbonates et d'hydroxy carbonates (Cazalet, 2012). Pour un pH acide, l'oxydation des sulfures stimule la dissolution des carbonates (Risgaard-Petersen et al., 2012). Cette dissolution des carbonates solides libère les métaux associés à cette fraction et produit des espèces de carbonates (HCO₃³⁻, CO₃²⁻) en solution qui vont contrôler en partie la valeur du pH au sein de la colonne sédimentaire (Schneider et al., 2000).

Les teneurs des carbonates en fonction de la profondeur dans les quatre carottes sont illustrées dans la figure 45 et les moyennes (%) calculées montrent des variations notables dans la zone d'étude allant de 4.01 à 16.14 % (Tableau 2 en annexe). La carotte A présente les pourcentages en CaCO₃ les plus élevés dans la côte centrale avec une moyenne de 13.86 %, un minimum de 11,57 % et un maximum de 16.14 %. L'ordre des teneurs moyennes de CaCO₃ dans la zone décroît dans l'ordre suivant : carotte A (13.86 %) > carotte B (8.14 %) > carotte S (5.85 %) > carotte Z (5.45 %). L'enrichissement des sédiments en carbonate de calcium dans la baie d'Alger par rapport aux autres carottes est probablement attribué aux apports détritiques riche en CaCO₃ provenant du bassin carbonaté de l'oued El Harrach (Athmani, 2022). L'apport important en carbonate peut avoir aussi une origine interne (biogénique) dans la baie à partir d'organismes benthiques ou planctoniques (Schneider et al., 2000). En revanche, les valeurs faibles et relativement constante de CaCO₃ dans la carotte S mettent en évidence une origine autochtone des carbonates provenant des débris exosquelettes d'espèces benthiques et pélagiques (ex. foraminifères, les mollusques, les échinodermes, les crustacés), dont la

structure est à base de carbonate de calcium. Leurs systèmes à base de CaCO_3 se présentent souvent dans les sédiments sous forme de carbonate de calcium amorphe qui se transforment en calcite ou en aragonite (Ajili and Bouri, 2018).

La distribution verticale de CaCO_3 est plus ou moins homogène le long de la côte centrale montrant des teneurs généralement stables depuis le fond jusqu'à 5 cm de profondeur pour la carotte S et une tendance légèrement à la hausse des teneurs de CaCO_3 pour les sédiments de la carotte Z. En revanche, il ressort des profils que la dissolution de CaCO_3 a eu lieu dans les couches supérieures, indiquant une hausse des teneurs de la surface jusqu'à 9 et 5 cm de profondeur à la fois dans la carotte B et la carotte A. Ceci est due à la reprécipitation des carbonates dans les couches sédimentaires réduites en tant que conséquence de l'augmentation de l'alcalinité générée par la réduction des sulfites (Janaki-raman et al., 2007). La tendance à la baisse de CaCO_3 dans la partie inférieure (jusqu'à 20 cm pour la Carotte B et 34 cm pour la carotte A) est attribuée à la baisse transitoire du pH de l'eau interstitielle due à l'oxydation de la matière organique et à la libération d'acides métaboliques (Martin et Sayles, 1996).

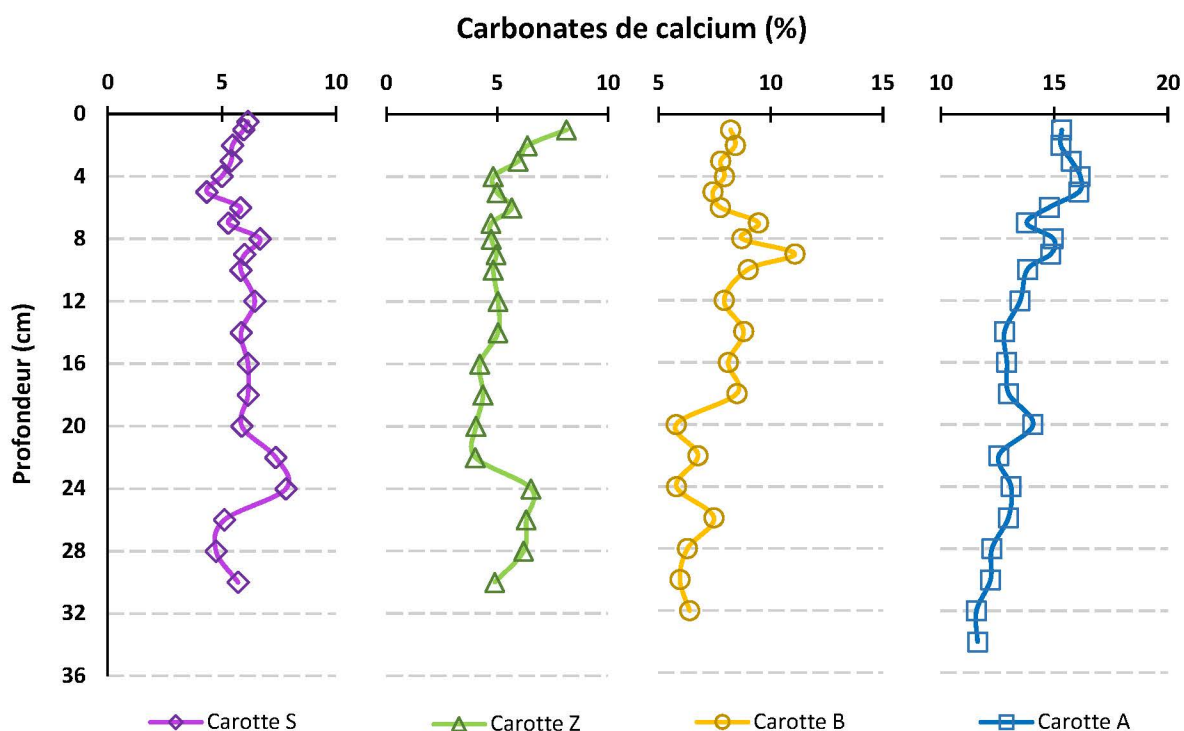


Figure 45 : Variation verticale du CaCO_3 dans les carottes A, B, Z et S, unité en %.

D'autre part, la distribution des teneurs des carbonates de calcium montre une fluctuation à plus grande profondeur (24 cm) dans les carottes S et Z avec une ampleur importante dans les

sédiments de fond de la baie de Zemmouri où les valeurs de CaCO_3 atteignent le maximum enregistré (6.54 %). Cette fluctuation peut être due à des apports discontinus d'eau à pH alcalin ($\text{pH} > 8$) ce qui permet la précipitation des carbonates de calcium lorsque les conditions favorisent la saturation en carbonate (Dean et schwalb, 2002). Les teneurs des carbonates de calcium dans les carottes A, B, Z et S sont similaires à celles de la distribution de Ca déterminées par FRX (Tableau 10), suggérant que la majorité du calcium des sédiments existait sous forme de calcite.

D'une manière générale, les enrichissements en CaCO_3 dans les sédiments de surface par rapport aux sédiments de fond dans les trois carottes A, B, et Z (Figure 51) est le résultat de la dissolution de la calcite le long de la colonne sédimentaire. Ceci est dus, en grande partie, à l'excès de CO_2 dans l'eau interstitielle issue de la dégradation et minéralisation de de la matière organique (Martin et Sayles 1996).

IV.3.4. Variation du soufre total et l'eau totale dans les sédiments de carotte

Les pourcentages de soufre total (ST) et l'eau totale (ET) dans la zone d'étude présentent différents schémas de distribution. La carotte A (Baie d'Alger) se distingue de nouveau avec des teneurs moyennes en ST (0.55 %) et ET (44.92 %) les plus élevée par rapport aux autres carottes. Les teneurs en soufre dans cette carotte ont tendance à être stables dans les couches profondes (à l'exception de la couche 28-30 cm), puis les teneurs augmentent rapidement jusqu'à 5 cm de fond pour atteindre un maximum de 0.9 % du sédiment total. Les effluents partiellement traités rejetés par la station d'épuration de Baraki dans l'oued El Harrach peuvent être à l'origine de cet effet bénéfique sur la teneur en soufre total qui a diminué dans l'intervalle supérieur de la carotte A de 0.9 à 0.25 % (Figure 52).

De même, la carotte S présente un pourcentage en TS généralement constant du fond jusqu'à 12 cm de profondeur avec une teneur moyenne de (0.2 %). Une légère augmentation des teneurs est observée, les pourcentages atteignent un maximum de (0.25 %) à 7 cm de profondeur puis ils décroissent à 0.16% en surface de la carotte (Tableau 1 en Annexe). D'autre part, la teneur en TS a nettement diminué du fond jusqu'à 4 cm de profondeur dans la carotte B, alors qu'elle est restée assez stable le long de la carotte Z, à l'exception des pics modérément élevés observés à 2, 14 et 16 cm de profondeur (Figure 52). Les teneurs élevées en TS dans les carottes B et Z reflètent probablement un enrichissement par des processus diagénétiques

résultant de la réduction biologique des sulfates à ces profondeurs ou la migration à partir d'autres niveaux de profondeur (Appelo et Postma, 2004).

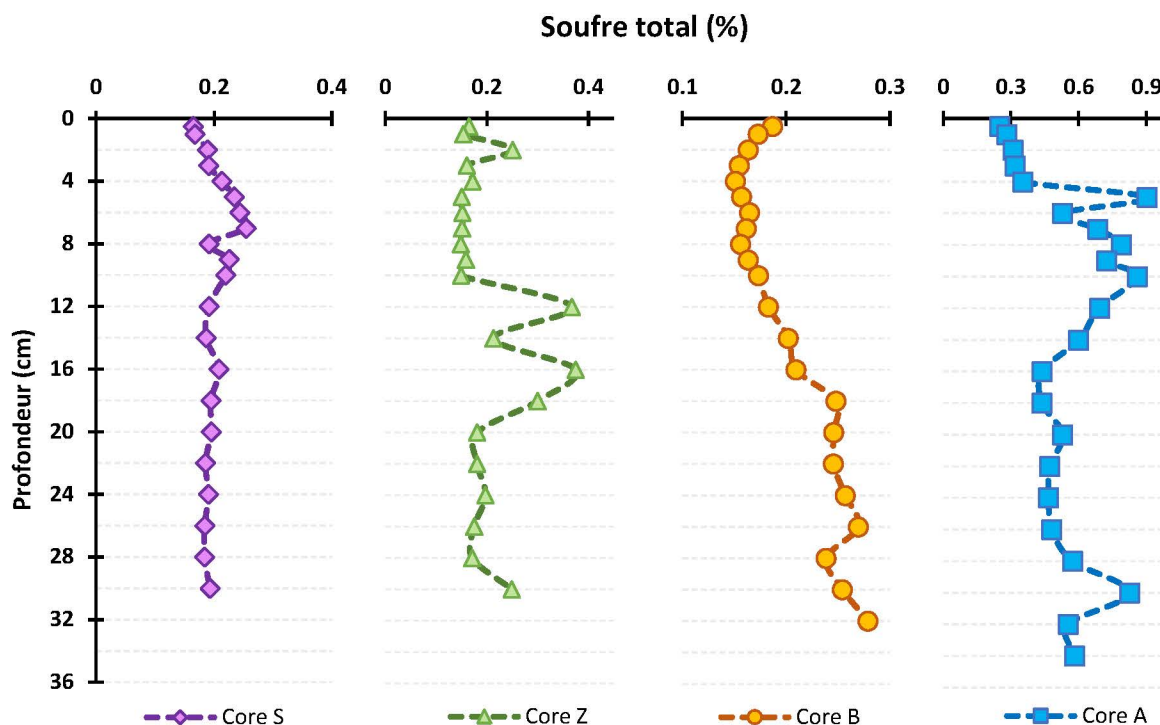


Figure 46 : Variation verticale du soufre totale (ST) dans les carottes A, B, Z et S, unité en %.

La carotte B, collectée près de l'embouchure de l'Oued Nador, est située dans une région marine qui connaît d'importantes sources de pollution organique et de nutriments directement disponibles pour la croissance des organismes marins. Ceci engendre un dépôt conséquent de matière organique à la surface du sédiment (Figure 49) qui constitue le moteur principal des processus diagénétiques (Lesven, 2008). Les augmentations des teneurs en ST sont très marquées dans les sédiments de fond de la carotte au regard des profils, ce qui laisse certainement penser que le processus de minéralisation de la matière organique débute réellement à partir de la surface où la production de soufre dissous commence à apparaître de manière conséquente à 4 cm de profondeur.

En ce qui concerne l'eau totale (ET), la détermination de sa teneur dans les carottes peut fournir des données informatives sur la distribution physique des différents constituants des sédiments. (Menounos, 1997). De nombreux facteurs tels que la matière organique, la densité des sédiments secs, la taille des particules et la porosité influencent la teneur en eau des sédiments non consolidés (Menounos, 1997). En utilisant l'ET comme substitut de l'eau interstitielle, des études ont démontré l'existence d'une correspondance entre la teneur en eau, la matière

organique et d'autres paramètres, qui reflètent probablement des relations physiques réelles entre ces propriétés dans le sédiment (Håkanson et Jansson, 1983).

Les profils de la figure 53 présentent les teneurs d'ET le long des quatre carottes (A, B, Z et S). Les mesures montrent que les teneurs moyennes de ET décroissent dans l'ordre : carotte A (44.9 %) > carotte B (41.6 %) > carotte Z (36.4 %) > carotte S (32.2 %) (Tableau 1, annexe). Ces valeurs, plus au moins importantes dans la côte centrale, dépendent de la nature vaseuse du sédiment qui a une capacité importante de piégeage de l'eau et de la profondeur de prélèvement. Ce dernier est d'autant plus important pour la carotte S située au large de Djinet, prélevée à 120 m de profondeur (Tableau 6, Chapitre III). D'après ces résultats, on peut suggérer que la teneur de ET dans les différents sites varie en fonction de la profondeur du prélèvement. Etant donné que les argiles limoneuses sont dominantes dans toutes les carottes, les teneurs en ET est inversement proportionnel à la profondeur qui augmente dans l'ordre carotte S (120 m) > carotte Z (80 m) > carotte B (55m) > carotte A (48m).

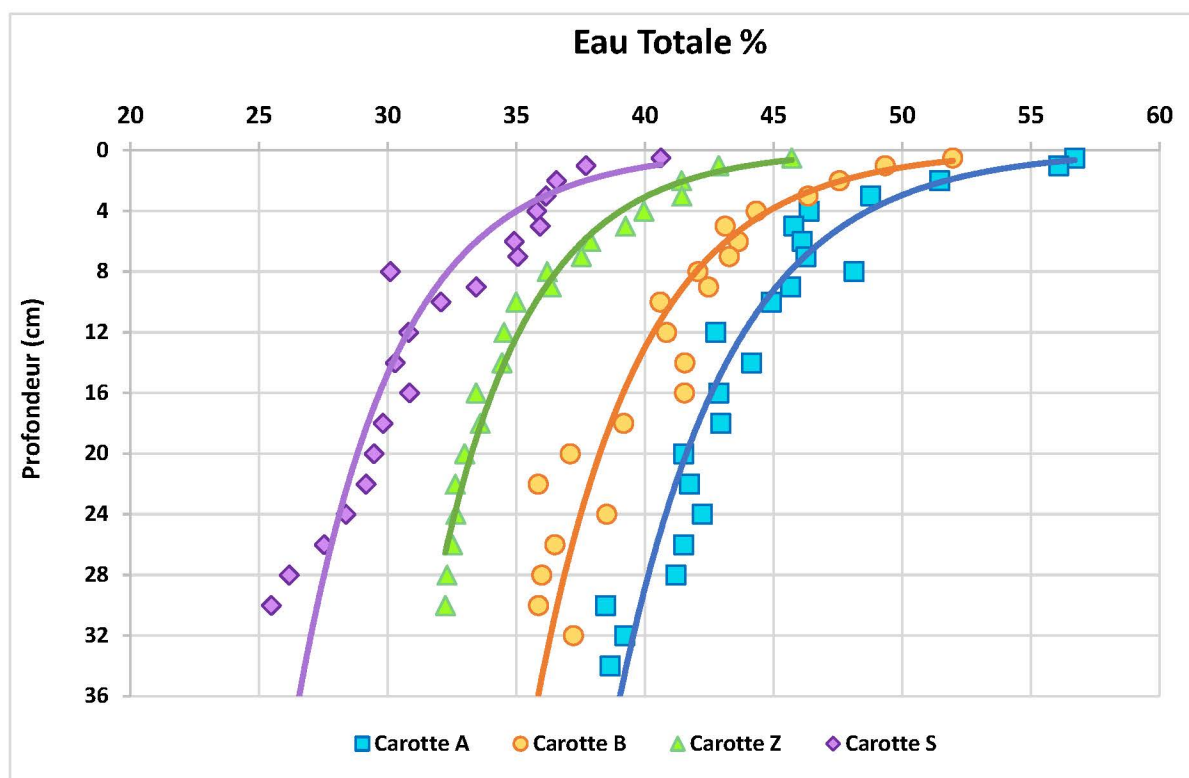


Figure 47 : Variation verticale de l'ET dans les carottes A, B, Z et S, unité en %. Les lignes pleines représentent les courbes exponentielles qui ont été liées par les données de teneur en eau.

D'autre part, les tendances des profils de ET dans les quatre sites montrent une diminution de la surface des carottes vers les sédiments de fond. Ces variations des teneurs en fonction de la profondeur manifestent un profil ordinaire de ET dans les sédiments qui décroît globalement

de la surface vers le fond à cause du piégeage important de l'eau par le sédiment dans les intervalles supérieurs. Ce piégeage décroît dans les quatre carottes vers la profondeur lorsque les sédiments sont profondément enfouis, les mettant sous pression en raison du poids des couches sus-jacentes. Cela écrase les grains ensemble plus étroitement en raison de l'expulsion de l'eau par la compaction du sédiment et la réduction de la porosité et aussi en raison des processus diagenétiques qui tendent à transformer le sédiment meuble en roche consolidée (Dahane, 2017).

En sédimentologie, la compaction est le processus par lequel un sédiment perd progressivement sa porosité sous l'effet de la pression de chargement. Cela fait partie du processus de lithification. Au fur et à mesure que d'avantage de sédiments se déposent au-dessus de la couche, l'effet de la charge accrue fait augmenter les contraintes des particules entre eux, ce qui entraîne une réduction de la porosité principalement grâce à un tassement plus efficace des particules et, dans une moindre mesure, grâce à une compression élastique et à une solution sous pression (Lee et al., 2020). La porosité initiale d'un sédiment dépend de sa lithologie. Les mudstones commencent avec des porosités > 60 %, les grès généralement ~ 40 % et les carbonates parfois jusqu'à 70 % (Sclater and Christie, 1980). Dans les sédiments compactés sous l'effet du poids propre, en particulier dans les bassins sédimentaires marins, les profils de porosité montrent souvent une diminution exponentielle, appelée loi d'Athy (1930). Ainsi, tous les profils de profondeurs de ET dans la zone d'étude ont augmenté exponentiellement depuis le fond des carottes. Ce processus peut être facilement observé dans des expériences et utilisé comme une bonne approximation de nombreuses données réelles (Bahr et Al., 2001).

Dans l'ensemble, les pourcentages de OM, CaCO₃, ST, Limon et ET, variaient de [5.63 – 13.6] %, [4.01 – 16.14] %, [0.15 – 0.9] %, [48.6 – 95.3] % et [25.5 – 56.7], respectivement. Les teneurs moyennes de ces paramètres dans toute la zone ont diminué dans l'ordre suivant : Carotte A > carotte B > carotte Z > carotte S à l'exception de CaCO₃ et le limon qui étaient supérieures dans la carotte S que Z. Ces résultats indiquent que les teneurs des paramètres mesurés (OM, CaCO₃, ST, Limon et ET) dans la côte centrale étaient significativement plus élevées dans la carotte A (baie d'Alger) que dans les autres carottes. En plus, ces résultats indiquent que les sédiments de la côte centrale algérienne sont gorgés d'eau et très fins, riches en soufre total, en carbonate de calcium et en matière organique, ce qui favorise davantage l'accumulation de métaux traces, en particulier dans la baie d'Alger qui affiche les valeurs les plus élevées pour les propriétés des sédiments.

IV.4. Variations des concentrations Moyenne des éléments traces et majors dans la côte centrale Algérienne

Les sédiments marins sont le dernier puits de la plupart des contaminants produits par les activités anthropiques dans les zones côtières. Par conséquent, ces sédiments peuvent constituer une archive utile pour l'étude des schémas des contaminations passés. Un résumé statistique a été effectuée sur la base des concentrations des éléments analysés, et les moyennes, les écarts-types et les gammes de ces concentrations dans les sédiments de carotte de chaque site sont donnés dans le Tableau 12 (les données complètes sont rapportées en Tableau 3, Annexe IV).

Le tableau 12 comprend également les moyennes des concentrations de métaux dans la croûte continentale supérieure proposées par Wedepohl (1995) et dans les sédiments en suspension dans les fleuves mondiaux donnés par Viers et al. (2009), ainsi que dans les sols rouges méditerranéens (Vingiani et al., 2018).

L'ordre d'abondance des métaux dans chaque carotte décroissent dans l'ordre suivant :

Carotte A : Fe > Na > Al > Mn > **Zn** > V > Cr > **Pb** > **Cu** > Ni > As > Co > Ag > Cd ;

Carotte B : Fe > Al > Na > Mn > V > Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > As > Co > Ag > Cd ;

Carotte Z : Fe > Al > Na > Mn > V > Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > As > Co > Ag > Cd ;

Carotte S : Fe > Al > Na > Mn > V > Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > **Co** > As > Ag > Cd.

Cette analyse statistique préliminaire montre que les éléments de concentration moyenne maximale et minimale étaient le fer (Fe) et le cadmium (Cd), respectivement. La séquence des teneurs moyennes en métal dans la carotte B était similaire à celles des séquences obtenues pour les carottes Z et S (sauf le Co dont l'abondance dépasse celle de l'As) et diffère modérément de celle de la carotte A de la baie d'Alger, indiquant que certaines des concentrations de métaux dans les sédiments de carotte de la zone d'étude (A) ont fluctué en raison des activités anthropiques et que la plupart des autres éléments sont probablement d'origine naturelle.

Les concentrations moyenne de Cu, Zn, Pb, Cd et Ag dans la Baie d'Alger étaient respectivement 34.7 ± 2.05 , 162 ± 8.76 , 44.4 ± 2.56 , 0.29 ± 0.03 et 0.71 ± 0.07 mg/kg (Tableau 12). Par rapport au fond local établi dans cette étude, ces teneurs moyennes en Cu, Zn, Pb, Ag et Cd étaient respectivement 1.58, 1.7, 1.88, 2.23 et 2.53 fois leurs valeurs de fond local, indiquant probablement une contamination anthropique.

Tableau 12 : Résumé statistique des concentrations en éléments majeurs et traces dans les quatre carottes de sédiments de la côte centrale algérienne, unités en mg/kg de poids sec sauf pour Fe, Al et Na en g/kg. ¹ les valeurs de fond métalliques locales calculées comme la moyenne des trois sédiments les plus profond de la carotte S, ^{2,3,4} sont les estimations de la composition chimique de la croûte supérieure (Wedepohl, 1995), des sédiments fluviaux en suspension dans le monde (Viers et al., 2009) et du sol rouge méditerranéen (Vingiani et al., 2018), respectivement.

Carotte/Métal	Co	V	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Cd	Ag	Mn	Fe	Al	Na
A														
Moyenne	10.1	122	87.9	32.2	34.7	162	17.5	44.4	0.29	0.71	228	32.9	5.77	12.2
S.D.	0.79	7.08	6.92	2.13	2.05	8.76	1.54	2.56	0.03	0.07	16.5	2.08	0.98	1.12
Max	12.1	138	101	37.8	38.1	180	20.5	50.3	0.39	0.87	270	37.1	7.43	14.5
Min	9.01	113	77.5	29.1	30.1	144	15.4	39.6	0.23	0.57	201	29.9	3.64	10.6
B														
Moyenne	11.9	133	98.9	34.5	26.6	122	18.1	33.9	0.17	0.32	245	38.6	16.7	12.6
S.D.	1.37	13.9	9.78	3.66	4.02	12.7	1.72	1.85	0.03	0.03	23.4	3.01	3.37	1.51
Max	15.3	164	123	42.9	35.9	152	21.1	39.1	0.22	0.41	315	45.7	21.9	17.3
Min	10.4	113	85.1	29.9	22.1	105	15.4	31.8	0.12	0.28	218	34.7	11.6	10.9
Z														
Moyenne	11.4	133	97.8	33.5	21.1	114	13.9	28.1	0.16	0.28	246	36.9	13.1	11.2
S.D.	0.94	8.67	8.31	2.79	1.74	8.29	2.53	2.48	0.02	0.01	31.3	3.29	3.55	1.89
Max	13.1	147	112	39.9	24.3	130	18.5	32.6	0.19	0.31	314	43.7	21.2	15.1
Min	9.35	112	79.3	27.3	17.1	97.1	10.5	23.6	0.12	0.25	191	30.1	8.32	8.85
S														
Moyenne	12.4	140	101	33.3	22.1	102	11.1	22.9	0.13	0.27	373	42.4	21.8	13.5
S.D.	0.47	4.25	4.16	1.15	0.95	3.86	0.85	0.78	0.02	0.02	16.3	1.68	3.02	1.26
Max	13.4	148	107	35.2	23.9	109	12.3	24.1	0.16	0.30	410	44.7	28.4	15.4
Min	11.5	131	91	30.6	19.7	95	9.12	21.7	0.10	0.23	339	38.9	16.6	11.3
Côte centrale														
Moyenne	11.4	132	96.4	33.4	26.1	125	15.1	32.3	0.19	0.41	273	37.7	14.3	12.4
S.D.	0.71	5	4.25	0.63	4.53	18.5	2.65	6.83	0.05	0.16	50	2.8	4.91	0.68
Fond local¹														
Moyenne	12.9	136	98.2	33.7	21.9	101	11.1	23.6	0.13	0.28	371	40.5	19.8	11.6
S.D.	0.31	3.01	2.05	0.74	0.24	2.48	0.15	0.29	0.02	0.01	10.3	1.41	2.07	0.02
Wedepohl²														
Moyenne	35	53	11.6	18.6	52	14.3	0.1	17	2	0.05	527	30.9	77.4	25.7
Viers³														
Moyenne	22.5	129	130	74.5	75	208	36.3	61.1	1.55	-	1679	58.1	87.2	71
Vingiani⁴														
Moyenne	-	-	96.5	72.9	26.5	81.1	19.7	43.7	-	-	848.6	38.5	-	-

Max : maximum, Min : minimum. S.D. : standard deviation (Écart type en français)

Cependant, les sédiments de la carotte S située au large de Djinet contenaient moins de Cu, Zn, Pb, Cd et Ag (22.1 ± 0.95 , 102 ± 3.86 , 22.9 ± 0.78 , 0.13 ± 0.02 et 0.27 ± 0.02 mg kg⁻¹, respectivement) que le reste des carottes, en raison de son emplacement dans une partie de la côte non affectée par les activités humaines (Inal et al., 2018). Ces valeurs représentent le minimum des concentrations enregistré pour ces éléments dans toutes la zone d'étude. D'autre part, les concentrations maximales de Fe (45.7 ± 0.1), Co (15.3 ± 0.58), V (164 ± 5.91), Cr (123 ± 4.55), Ni (42.9 ± 1.5) et As (21.1 ± 1.09) ont été détectés dans la carotte B (Baie de BouIsmaïl), et la majorité d'entre elles ont été analysées dans les couches profondes du sédiment (26 cm) (voir la section des profils verticaux).

Le tableau 12 montre que toutes les concentrations moyenne de métaux traces dans la zone d'étude, à l'exception de Co, étaient largement supérieures à la moyenne de la croûte (Wedepohl, 1995) et très faibles par rapport aux sédiments en suspension très pollués dans les rivières du monde (Viers et al., 2009). Ces valeurs aussi faibles dans les sédiments de la côte centrale ne donnent aucune indication évidente d'une importante contamination par les métaux traces introduits par l'homme. Les niveaux de certains éléments tels que Ag, V, Ni, Zn, Cr, Cd et As qui sont connus pour être très sensibles aux activités anthropiques (Inal et al., 2018) ont clairement montré que la différence constatée entre les résultats obtenus dans cette étude et les valeurs moyennes de la croûte affectant sensiblement la comparaison. Duce et al. (1975) suggèrent que l'enrichissement anormalement élevé de certains éléments par rapport à la croûte moyenne pourrait être dû à des sources naturelles plutôt qu'anthropiques. En plus, Reimann et Caritat (2000) ont démontré que le concept de normalisation de la concentration des éléments à une valeur crustale moyenne est douteux, pour des considérations théoriques uniquement, en particulier la composition variable des roches réelles composant la croûte terrestre en un point donné par rapport à la croûte moyenne globale souvent utilisée comme valeur de référence ; et le fractionnement naturel des éléments qui se produit au cours des processus proches de la surface (par exemple, les intempéries, la pédogenèse, l'érosion, le transport et la formation d'embruns marins). C'est dans ce sens que nous avons donc défini un fond local naturel en région centre plus adapté que les valeurs de la croûte supérieure afin d'obtenir l'évaluation la plus réaliste de l'état de la pollution dans la région Algéroise.

D'autre part, le Fe représentait l'abondance maximale des métaux étudiés au cours du présent travail. Ces niveaux élevés peuvent être liés soit à la présence des minéraux ferromagnésiens apportés par les matériaux terrigènes (Sagheer, 2004) ou à l'enrichissement des phases

secondaires riches en Fe apportés par les cours d’eaux (Pokrovsky et al., 2005). Viers et al., (2009) ont observé que certaines particules fluviales dans certaines régions du monde avaient des concentrations de Fe anormalement élevées, notamment dans les environnements arides à faible ruissellement. Par exemple, au USA, ces niveaux élevés trouvés dans ces environnements arides ont été attribués à la plus forte proportion d'oxydes cristallins (hématite et goethite) qui dérivent de l'altération physique de l'oxyde de Fe- contenu dans des lits rouges et des schistes rouges (Canfield, 1997). De même, dans les régions à climat méditerranéen semi-aride, les sols ont tendance à être plus argileux que ceux des zones tempérées fraîches (Verheye and De la Rosa, 2005) et contiennent une forte teneur en Fe (Lamourroux, 1972).

Le sol rouge « Terra Rossa » est un sol typiquement méditerranéen qui se caractérise par l’abondance de l’hématite et la goethite. A faible drainage, l'hématite se transforme souvent en goethite et les sols virent au brun jaunâtre à jaune et cet aspect devient plus apparent en Algérie dans la saison sèche. Ces résultats sont cohérents avec l'observation expérimentale et sur le terrain de Schwertmann (1988) où l'hématite n'a été trouvée que dans des sols bien drainés et certains horizons à des sols imparfaitement drainés, alors que les sols mal drainés ne contenaient que la goethite. L'effet du drainage a également été observé pour les alfisols sur les terrasses du fleuve Guadalquivir dans le sud de l'Espagne (Pena et Torrent, 1984). L’origine de TERRA ROSA est cependant un sujet controversé en termes de l’origine de la roche mère. Des études antérieures ont fait valoir que le matériau d'origine du sol méditerranéen provenait soit du résidu du substrat rocheux carbonaté qui sont très réponsus en Algérie (Inal., 2018), soit de la poussière éolienne (Sandler, 2015; Vingiani et al., 2018). Cependant, les résultats de la composition chimique et de la granulométrie des sols rouge obtenus par Sandler (2013) confirment l'importance de la poussière désertique comme matériau d'origine. D'autre part, diverses études ont indiqué que la source du matériau d'origine du sol est probablement liée au dépôt d'aérosols dû au transport de poussière à longue distance depuis le Sahara (Lucke et al., 2014 ; Vingiani et al., 2018).

D’après les résultats du Tableau 12, on constate que la composition chimique des sols rouges en Europe est proche des valeurs de métaux analysés dans cette étude. Apparemment, la forte aridité du Sahara algérien a probablement contribué au transfert éolien et au développement des sols dans le nord, dont la poussière du désert est le principal contributeur. Les signes spectraux établis par Hassani et al., (2019) suggèrent un modèle général de transport et d'évolution des sédiments éoliens vers le nord de l'Algérie dont les poussières sédimentées

riches en minéraux secondaires (Fe-oxyde), transportées principalement avec le sirocco méridional. Les poussières déposées semblent avoir une origine éolienne (principalement avec le sirocco méridional), dont l'enrichissement en minéraux secondaires Fe-oxyde a été vu comme un signe de vieillesse et de long transport (White et al., 2001 ; Levin et al., 2007).

IV.5. Tendance de la distribution des métaux le long des carottes de sédiments

Les matériaux érodés résultant de l'altération continentale sont principalement transportés vers les zones côtières par les cours d'eau (Martin et Whitfield, 1983). Ainsi, ces apports peuvent influencer considérablement la sédimentation des métaux lourds du fond (Radakovitch et al., 2008). L'étude des profils verticaux des métaux dans les carottes de sédiment donne le bilan complet du dépôt particulaire en milieu aquatique (Wang et al., 2015).

IV.5.1. Distribution verticale des concentrations d'éléments dans la baie d'Alger

La représentation graphique des profils de profondeur des éléments dans la carotte A est présentée dans la figure 48. Les distributions verticales de Fe, Mn, V, Co, Ni et Pb dans la carotte A ont montré des schémas similaires et ont légèrement diminué du fond vers les sédiments de surface. A l'inverse, les concentrations de Cd et Zn ont montré des tendances quelque peu croissantes à travers les couches avec des fluctuations évidentes dans la partie supérieure de la carotte. Pour Ag, la distribution en profondeur a montré des teneurs globalement croissantes jusqu'à 8 cm mais ces teneurs diminuées dans les couches supérieures du sédiment. Pendant ce temps, les teneurs en As Na ont montré des tendances à la hausse dans les 18 cm supérieurs de la carotte. Enfin, le Cr a suivi une tendance similaire au Cu, et les concentrations maximales de ces deux éléments ont été observées à 12 cm de profondeur.

Sur ce site, les concentrations maximales du Zn, Cu, Cd, Pb et Ag (respectivement 162 ± 2.67 , 34.8 ± 0.97 , 0.29 ± 0.03 , 44.4 ± 1.27 et $0.71 \pm 0,01$ mg.kg⁻¹, respectivement) sont significativement plus élevées que celles des autres sites et dépasser les valeurs de fond (Tableau 12). En effet, les échantillons collectés dans la baie d'Alger suggèrent un rôle important des sites urbains et industriels d'Alger (Chemrouk et Chabbi, 2016). En particulier, le Zn, le Cd et l'Ag atteignent des teneurs dans les sédiments supérieurs de 180 ± 2.88 , 0.39 ± 0.02 et $0.87 \pm 0,01$ mg.kg⁻¹, respectivement. Les concentrations élevées de métaux s'expliquent également par un apport élevé de contaminants anthropiques depuis le port d'Alger (Bachouche et al., 2017) et probablement du rejet direct des eaux grises des navires dans la zone maritime (Ytreberg et al., 2020).

Des concentrations maximales de Cu (155 mg.kg^{-1}), Zn (520 mg.kg^{-1}) et Cd (0.74 mg.kg^{-1}) ont été signalés par Bachouche et al. (2017) à partir d'échantillons de sédiments de surface prélevés dans le port d'Alger. Les auteurs suggèrent que ces niveaux élevés sont probablement dus à des apports anthropiques directement liés aux activités portuaires (ballast des navires, peintures antisalissures, réparation navale). Ceci indique également la présence d'apports anthropiques récents dans la baie d'Alger avec l'évolution rapide du port d'Alger, considéré comme le port le plus exposé à la pollution sur le littoral algérien (Chemrouk and Chaabi, 2016). Les apports anthropiques significatifs de cuivre dans les eaux côtières peut inclure les décharges de boues d'épuration, les rejets de déchets municipaux et les peintures antisalissures (Kennish, 1996), mais aussi, les effluents agricoles dont le cuivre sert d'indicateur de l'intensité des activités agricoles (Sun et al., 2012).

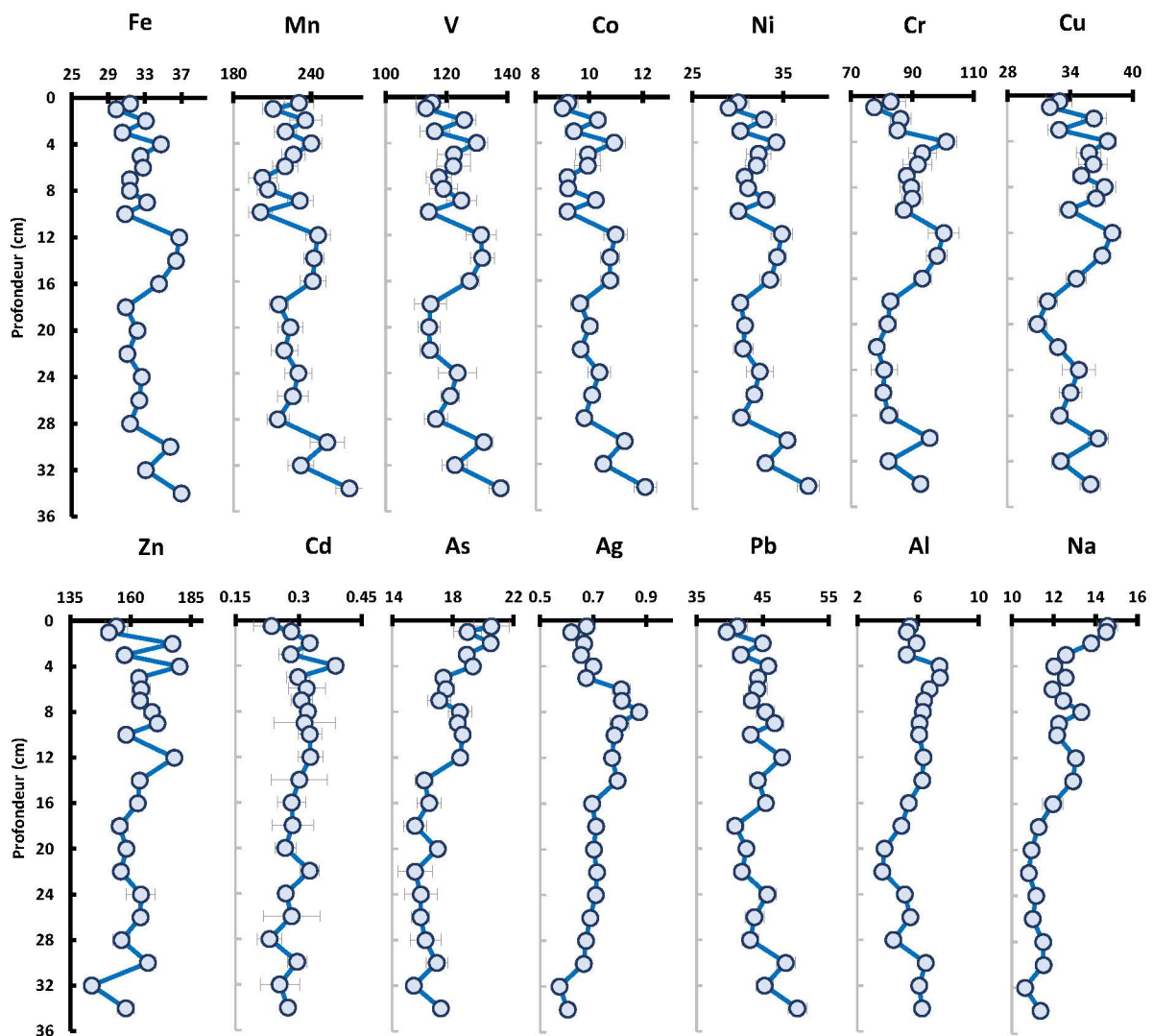


Figure 48 : Distributions verticales des concentrations en éléments majeurs et traces dans la carotte A (Baie d'Alger) (concentration en mg.kg^{-1} poids sec sauf pour le Fe, Al et Na en g/kg).

Le plomb quant à lui, est considéré comme l'un des contaminants associés le plus souvent aux dépôts atmosphériques (Frignani et al., 1997 ; Jiao et al., 2015), au rejet d'effluents d'eaux usées et aux activités de circulation routière (Han et al., 2006). En effet, plusieurs routes traversent l'oued El Harrach dans la capitale avec une forte densité de trafic, entraînant vraisemblablement d'intenses émissions de Pb provenant des eaux de ruissellement routier (Mangani et al., 2005). Cependant, la teneur en Pb a diminué dans la baie d'Alger, ce qui pourrait être dû à l'utilisation en algérie d'essence sans plomb au cours des deux dernières décennies.

Selon les résultats obtenus, les valeurs de cadmium observées dans la carotte A représentaient des concentrations assez élevées, en particulier dans les couches supérieures, indiquant une contribution anthropique récente de ce métal dans les sédiments de la baie. Il est bien reconnu que le Cd se trouve généralement comme impureté dans les gisements de Zn ou de Pb (Bremner et Willis, 1993), suggérant que le port d'Alger et l'Oued El Harrach apparaissent comme des sources possibles de ce métal dans les sédiments. De plus, Ismail et Awad (1984) ont démontré qu'une variété de polluants, y compris le cadmium, existaient dans les rejets de déchets de raffinage et les effluents d'eaux usées non traités.

IV.5.2. Distribution verticale des concentrations d'éléments dans la baie de Bou-Ismaïl

Dans la carotte B (baie de BouIsmaïl), les concentrations de Fe, Al, V, Co, Ni, Cr, Cu, Zn, Cd, Ag et Pb ont montré une tendance à la baisse à travers les couches, et ont uniformément diminués du fond à environ 6 cm avec la diminution de la granulométrie des sédiments dans l'embouchure de l'oued Nador (Figure 44). Il a été largement rapporté que la plupart des métaux dans les systèmes aquatiques sont associés à la phase particulaire. plus de 99 % des polluants sont stockés dans des sédiments à grains fins et complexés à la matière organique et aux oxydes (Bartoli et al., 2012), qui agissent comme vecteur et réservoir de contaminants (Owens et Xu, 2011). Les résultats analytiques ont montré un niveau élevé de ces métaux à 26 cm de profondeur dans la carotte (Figure 49), indiquant que les concentrations se sont enrichies significativement avec l'apport en sédiments fins riches en minéraux argileux (Abraham et al. 2007). En plus, les charges élevées de ces éléments ont probablement été causées aussi par l'augmentation des teneurs totales en soufre dans les sédiments de fond (Figure 46). Cela suggère la précipitation de sulfure métallique dans des conditions anoxiques (Komada et al., 2016). D'autre part, le manganèse (Mn), l'arsenic (As) et le sodium (Na) ont augmenté de manière significative et ont atteint leur maximum dans les sédiments récemment déposés. La présence du pic de valeur de Mn (315 mg.kg^{-1}) dans la surface de la carotte B correspond aux

fortes teneurs de la matière organique dans les sédiments superficiels (Figure 42, Tableau 1, Annexe). Le Mn est un élément de faible toxicité ayant une signification biologique considérable. C'est l'un des métaux de transition les plus biogéochimiques et les plus actifs dans les milieux aquatiques (Badr, 2009).

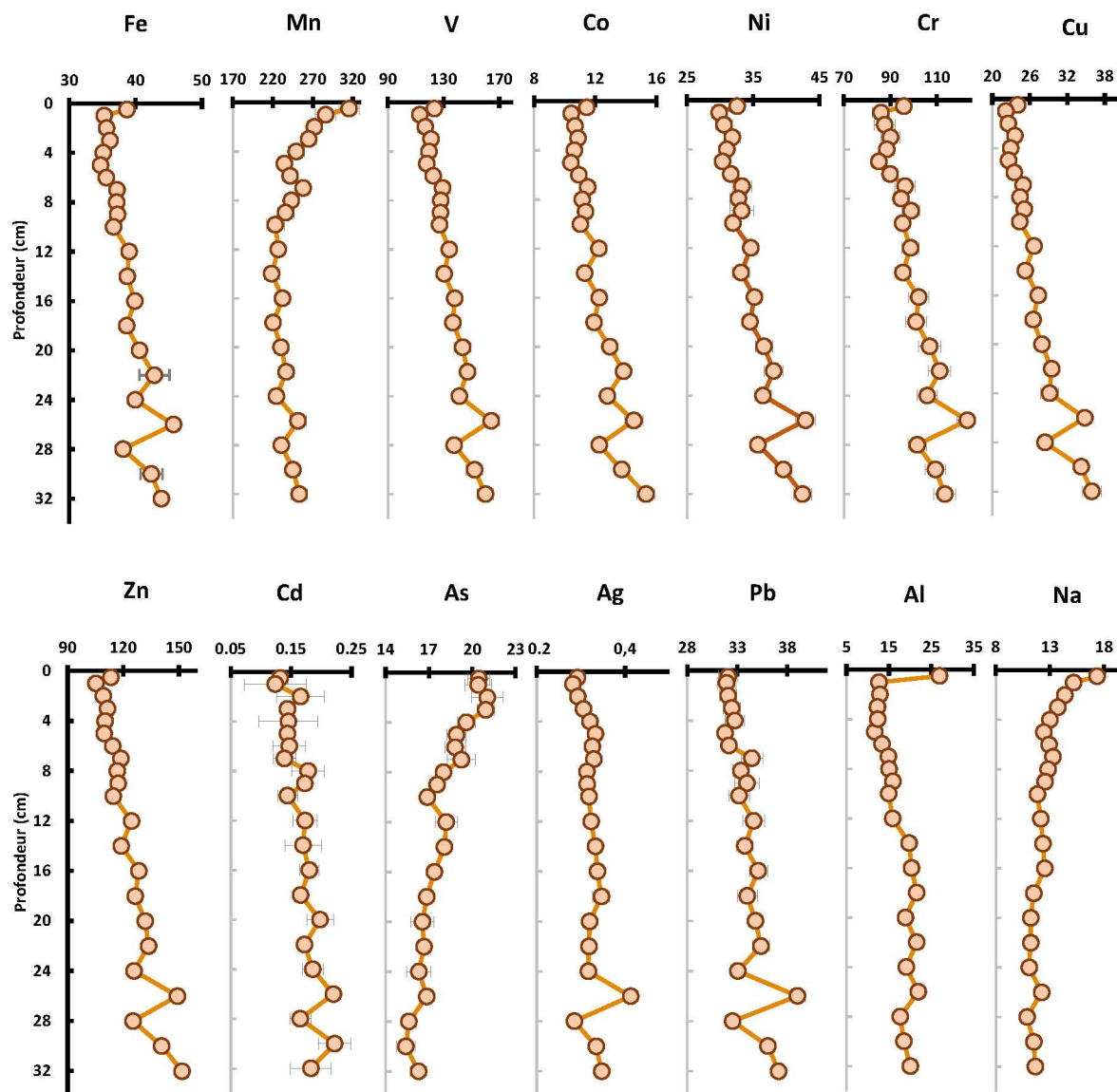


Figure 49 : Distributions verticales des concentrations en éléments majeurs et traces dans la carotte B (Baie de BouIsmaïl) (concentration en mg.kg⁻¹ poids sec sauf pour le Fe, Al et Na en g/kg).

Les concentrations élevées (réduites) de Mn à la surface des sédiments de la carotte B indiquent que les ions Mn dissous avec une plus grande mobilité sont facilement éliminés de l'eau interstitielle des sédiments de surface vers la colonne d'eau supérieure par des processus actifs de diffusion et d'advection (Janaki-Raman et al. 2007). De plus, le changement de l'état redox à la suite de l'oxydation de la matière organique rend le manganèse soluble et reste relativement

en solution. La diagenèse de la matière organique et la remise en suspension des sédiments conduisent à la régénération des oxydes de Mn (MnO_2) dans les sédiments, ce qui peut modifier les compositions de métaux traces sensibles à l'oxydo-réduction dans les dépôts de sédiments (Breckela et al. 2005) comme l'arsenic.

En effet, la concentration élevée de manganèse dans les sédiments supérieurs et sa valeur décroissante en profondeur s'est révélée être en bon accord avec les conclusions de Pattan (1993), qui a attribué cette observation à l'apport de Mn^{2+} dissous à partir de la couche sédimentaire partiellement réduite qui s'oxyde en Mn^{4+} à la surface (Froelich et al., 1979 ; Pattan 1993). Ceci est conforme à la géochimie redox habituelle de cet élément (Janaki-Raman et al. 2007). Cependant, ce point ne peut être confirmé ici en raison du manque d'analyses de l'indice d'oxydo-réduction dans l'eau interstitielle des sédiments.

IV.5.3. Distribution verticale des concentrations d'éléments dans la baie de Zemmouri

Dans la carotte Z (baie de Zemmouri), les profils de profondeur de Fe, Mn, Co, Cu, Zn, Ag et Pb ont montré des tendances similaires, et les concentrations étaient plus faibles dans la partie inférieure de la carotte et plus élevées à la surface (Figure 50). Les concentrations minimales de ces éléments ont été observées à 9 cm de profondeur sauf pour Ag et Pb et ont ensuite montré une tendance à la hausse vers le haut. L'As et le Na ont montré des tendances à la hausse à partir du bas, tandis que Cd, V, Cr et Ni n'ont pas suivi de tendance à la hausse et sont restés relativement stables.

Dans le détail, les concentrations de Fe et de Mn montrent une forte variabilité avec la profondeur, et augmentent nettement vers le haut à partir de 9 cm de profondeur allant de 30 à 43 g.kg-1 et de 191 à 314 mg.kg-1, respectivement. Ces niveaux élevés dans les couches supérieures sont dus soit aux modifications des apports terrigènes (Orani et al., 2019), soit représentent un enrichissement diagénétique de surface (Janaki-Raman et al., 2007). De plus, certains métaux traces tels que Co, Cu, Zn, Ag, Pb et As ont montré des concentrations croissantes dans les couches de surface (jusqu'à 13.1, 24.3, 130, 0.31, 32.6 et 18.5 mg.kg-1, respectivement), suggérant une augmentation charges métalliques probablement d'origine anthropique à moins que la distribution de ces métaux ne soit affectée par des processus diagénétiques post-dépôts. Cependant, les concentrations moyennes de la plupart des éléments sont proches des valeurs de fond naturelles (Tableau 12) et relativement faibles par rapport à celles trouvées dans les sédiments de la baie d'Alger où l'influence des activités anthropiques peut être facilement reconnue (Aroua et al., 2023).

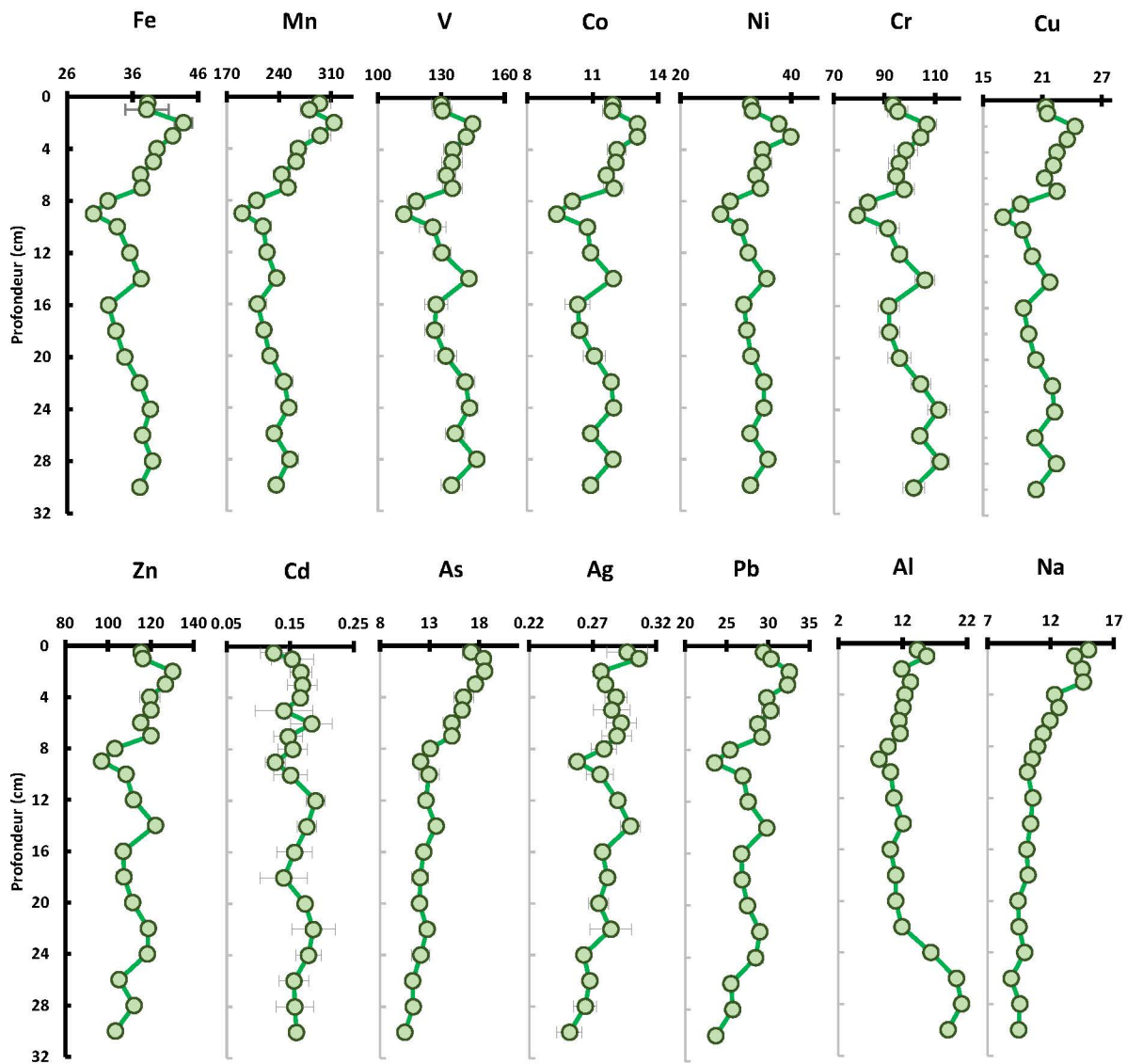


Figure 50 : Distributions verticales des concentrations en éléments majeurs et traces dans la carotte Z (Baie de Zemmouri) (concentration en mg.kg⁻¹ poids sec sauf pour le Fe, Al et Na en g/kg)

En ce qui concerne l'Al, il convient de noter que les concentrations ont diminué du fond à 22 cm de profondeur et n'ont ensuite eu que quelques fluctuations mineures à travers les couches supérieures de sédiments.

IV.5.3. Distribution verticale des concentrations d'éléments au large de la côte de Djinet

L'évaluation de l'état de contamination d'une zone repose très souvent sur la comparaison des données avec les niveaux de référence de fond du même élément (Figure 51). L'approche la plus précise consiste à utiliser des niveaux de fond mesurés dans des sédiments non contaminés d'une même zone d'échantillonnage présentant des caractéristiques minéralogiques et texturales similaires à celles présentées par les échantillons contaminés (Abraham et Parker, 2008).

Très souvent, les échantillons utilisés comme fond géochimique sont prélevés au fond des carottes de sédiments et prélevés dans des zones non contaminées. Les niveaux de référence de fond utilisés à des fins de normalisation dans cette étude ont été mesurés dans le fond de la carotte S, qui se caractérisent par des concentrations généralement plus faibles en métaux traces et une variation plus faible le long des profils respectifs (Figure 51). De plus, la distribution granulométrique était également très stable pour le limon et l'argile dans cette carotte (Figure 44).

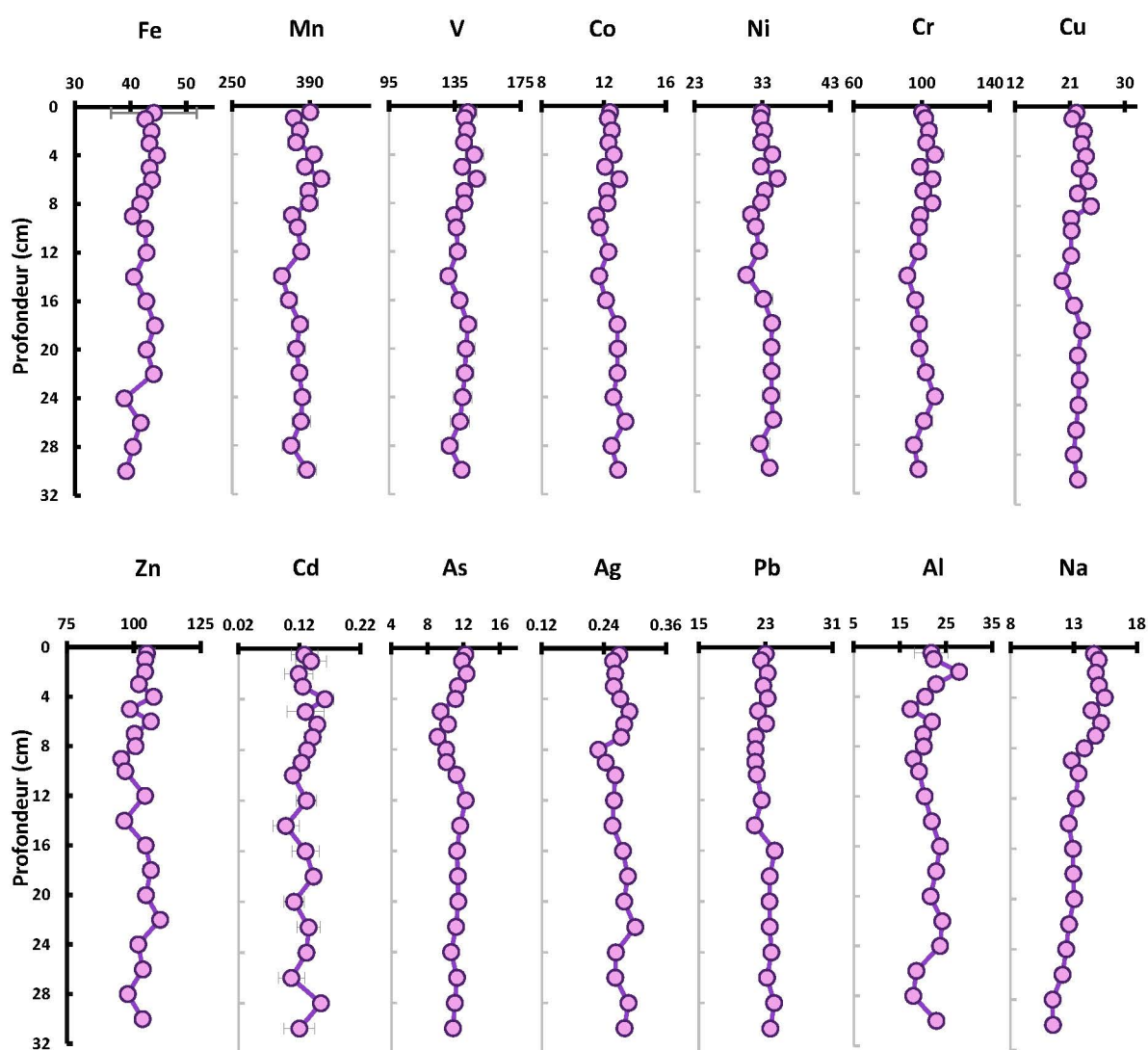


Figure 51 : Distributions verticales des concentrations en éléments majeurs et traces dans la carotte S (large de Djinet) (concentration en mg.kg^{-1} poids sec sauf pour le Fe, Al et Na en g/kg).

Les teneurs totales en Mn, V, Co, Ni, Cr, Cu, Zn, Cd, Ag et Pb affichent des tendances stables tout au long de la profondeur, tandis que les concentrations de métaux comme le Fe, Al, Na et As, montrent quelques fluctuations et une tendance très légèrement à la hausse dans les couches

supérieures de la carotte. Cependant, seule la teneur en sodium (Na) a augmenté depuis le fond jusqu'à la surface allant de 11.6 à 14.1 g/kg.

Généralement, la distribution des métaux dans la côte centrale a montré une variabilité marquante entre les différentes carottes, reflétant probablement un environnement de dépôt différent (Singh, 2009). Les fluctuations maximales ont été observées dans les carottes A et Z indiquant une moindre stabilité dans l'environnement de dépôt dans les baies d'Alger et de Zemmouri. Ces variations étaient assez irrégulières reflétant probablement la diversité d'influence des matériaux terrigènes et autogènes. Cela indiquait, en outre, des étapes alternatives d'apport de matériaux terrigènes massifs et mineurs à la zone côtière, ce qui peut s'expliquer par le transport des particules érodées dans cette région via le système des oueds (Badr et al., 2009). Les deux carottes B et S quant à elles, ont enregistré une faible variation des éléments, ce qui s'explique par l'apport d'un faible flux terrigène à la zone côtière, indiquant la stabilité de l'environnement dans les deux sites (Li and Li., 2017).

Généralement, les carottes A, B et Z ont montré des concentrations maximales d'arsenic (jusqu'à 20.1, 21 et 18 mg.kg⁻¹, respectivement) dans les sédiments supérieurs (Tableau 12, Figure 48, 49, 50 et 51), ce qui est en bon accord avec les résultats obtenus par Inal et al. (2018) pour l'arsenic (21.3 mg.kg⁻¹) dans les sédiments de surface de la côte centrale algérienne. Étant donné que l'arsenic sert généralement de marqueur du ruissellement agricole (Bai et al., 2012; Sun et al., 2012), les augmentations généralisées et les tendances croissantes dans les profils de l'arsenic vers les couches supérieures des trois carottes de sédiments (A, B et Z) indiquent probablement l'utilisation croissante de composés d'arsenic comme engrais, fumier et produits agrochimiques dans les champs agricoles (Mao et al., 2020). Les résultats montrent en outre que le Fe était l'élément le plus abondant dans toutes les carottes, avec des concentrations allant de 29.9 à 45.7 g.kg⁻¹ et bien supérieures aux concentrations en Al, qui variaient entre 3.6 et 28.4 g.kg⁻¹. Les résultats d'analyse du fer par ICP-AES sont en concordance avec ceux réalisés par FRX. Cette abondance résulte d'un apport supplémentaire de phases secondaires riches en fer à partir des poussières éoliennes du Sahara algérien (Hassani et al., 2019) en plus de la source terrigène dans les milieux semi-arides à faible ruissellement (Viers et al., 2009). Le niveau élevé de Fe dans un tel environnement peut fortement influencer les niveaux de métaux traces dans les sédiments côtiers (Janaki-Raman et al., 2007). Par conséquent, les profils de profondeur de la plupart des métaux traces dans la zone d'étude ont montré des modèles similaires au fer (voir figures 48, 49, 50 et 51) en raison probablement des apports de faible niveau qui caractérisent les oueds algériennes (Karahacane et al., 2020).

IV.6. Interrelation et comportement géochimique des métaux traces

La géochimie de la matière organique et de certains éléments majeurs tels que le manganèse et le fer peut influencer le comportement des métaux traces dans les systèmes aquatiques (Fang et Hong, 1999). Les métaux traces dans les sédiments présentent souvent des interrelations complexes en raison de la perturbation de la concentration des matériaux d'origine naturels et de la contamination par les activités humaines (Chen et al. 2007).

Afin de renforcer l'interprétation des résultats et de mettre en évidence des schémas communs et le comportement géochimique des éléments, un test de corrélation de Pearson a été réalisé pour chaque carotte de sédiment. La distribution granulométrique des particules de sédiments n'a pas été incluse dans cette analyse puisque les argiles limoneuses fines sont dominantes dans toutes les carottes. L'étude a révélé que les corrélations de Pearson entre les paramètres semblent être différentes d'un site à l'autre.

IV.6.1. La baie d'Alger

Dans la carotte prélevée en face de l'embouchure de l'Oued El Harrach, certains métaux traces comme le plomb (Pb), le vanadium (V), le cobalt (Co), le nickel (Ni), le chrome (Cr) et le cuivre (Cu) ont présentés des corrélations positives significatives ($p < 0.01$) entre eux et avec le fer (Fe), le manganèse (Mn) et l'aluminium (Al) (sauf le cobalt (Co) avec l'Al), ce qui supportent l'avis discuté précédemment selon le modèle de distribution verticale des éléments. Ces résultats indiquent que ces métaux traces étaient probablement liés aux oxyhydroxydes de Fe, Mn et Al. Comme déjà mentionné, Zn et Cd avaient des distributions similaires le long de la carotte A, et la corrélation de Pearson confirme une relation élevée entre les deux éléments ($p < 0.01$; $r = 0,72$). De plus, l'argent (Ag) était corrélé positivement avec le zinc (Zn) et le cadmium (Cd) ($p < 0.05$; $r = 0.47$), mais aucune corrélation positive n'a été obtenue pour l'Ag avec les éléments majeurs (Fe, Al et Na) ou d'autres éléments traces, ce qui peut indiquer la source anthropique de l'Ag et une origine différente pour ce métal par rapport aux autres métaux traces.

La relation entre les teneurs en matière organique (OM) et les éléments chimiques a été analysée par la corrélation de Pearson (Tableau 13) ; ainsi, des corrélations positives sont obtenues entre la MO et les métaux Zn, Cd et Ag ($0.55 < r < 0.66$). Il a été démontré que la MO a une affinité avec les métaux lourds en leur fournissant certains ligands pour former des complexes dans les sédiments (Zhu et al., 2017).

Tableau 13 : Coefficients de corrélation de Pearson dans la carotte A (Baie d’Alger).

Carotte A	Fe	Mn	Al	Na	Pb	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Ag	MO	ET	ST	CC
Fe	1																	
Mn	0.88**	1																
Al	0.45*	0.27	1															
Na	-0.13	-0.13	0.28	1														
Pb	0.83**	0.74**	0.51*	-0.24	1													
V	0.96**	0.88**	0.56**	-0.09	0.88**	1												
Cr	0.77**	0.53**	0.75**	0.14	0.65**	0.76**	1											
Co	0.93**	0.93**	0.31	-0.36	0.84**	0.93**	0.59**	1										
Ni	0.96**	0.91**	0.49*	-0.22	0.92**	0.98**	0.71**	0.96	1									
Cu	0.73**	0.53**	0.76**	0.18	0.81**	0.82**	0.83**	0.59	0.76**	1								
Zn	0.47*	0.28	0.46*	0.21	0.51*	0.52*	0.67**	0.34	0.44*	0.74**	1							
As	-0.09	-0.02	0.33	0.79**	-0.04	-0.03	0.21	-0.22	-0.09	0.23	0.39	1						
Cd	0.22	0.01	0.49*	0.11	0.24	0.27	0.55**	0.11	0.23	0.56**	0.72**	0.31	1					
Ag	-0.03	-0.39	0.21	0.16	0.04	-0.07	0.33	-0.28	-0.12	0.36	0.47*	0.08	0.47*	1				
MO	0.01	-0.23	0.11	0.07	0.06	-0.01	0.31	-0.13	-0.06	0.28	0.55**	0.12	0.59**	0.66**	1			
ET	-0.47*	-0.36	0.09	0.89**	-0.53**	-0.4	-0.17	-0.61**	-0.51*	-0.13	0.04	0.78**	0.07	0.08	0.01	1		
ST	0.23	-0.05	0.41	-0.21	0.45*	0.21	0.41	0.14	0.25	0.41	0.17	-0.23	0.19	0.44*	0.39	-0.45*	1	
CC	-0.35	-0.31	0.33	0.62**	-0.31	-0.26	0.12	-0.45*	-0.35	0.08	0.45*	0.74**	0.48*	0.22	0.32	0.76**	-0.18	1

La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatérale). ** $p < 0.01$ (bilatérale)

La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatérale). * $p < 0.05$ (bilatérale)

MO : matière organique, ET : eau totale, ST : soufre total, CC : carbonate de calcium (CaCO₃)

Ces corrélations indiquent que la matière organique a agi comme un puits ou source pour ces métaux dans les sédiments (Komada et al., 2016 ; Martínez- Santos et al., 2015). Cet effet de la MO peut également réduire la mobilité des métaux trace tels que Cu, favorisant ainsi son accumulation dans les sédiments (Bai et al., 2011). De plus, une corrélation positive entre la MO et le Cr pourrait accélérer la réduction du Cr de la forme toxique et mobile (Cr VI) à la forme plus stable et moins toxique (Cr III) (Kumpiene et al., 2008). En fin, le sodium (Na) et l'arsenic (As) avaient des corrélations significatives entre eux ($p < 0.01$; $r = 0.79$) et avec ET ($p < 0.01$) suggérant la mobilité des deux éléments dans la colonne sédimentaire. Cependant, ce point ne peut être confirmé ici en raison du manque d'analyses des métaux dans la colonne d'eau sédimentaire. Il est également intéressant de souligner la très forte corrélation entre le CaCO_3 et l'arsenic, ce qui tend à confirmer l'affinité du As avec les carbonates de calcium ($r = 0.74$). Le CaCO_3 qui est majoritairement représenté dans les sédiments par la calcite, était fortement corrélé à ET ($r = 0.76$), ce qui signifie que l'arsenic était retenu en grande partie par la calcite dans des conditions oxydantes, et sa libération par la suite dans l'eau interstitielle après dissolution des carbonates dans un environnement réducteur. Le CaCO_3 était donc la seule phase porteuse de cet élément dans les sédiments de la baie d'Alger. Cependant, l'arsenic n'a montré aucune corrélation positive avec les autres éléments, indiquant que le signal anthropique de cet élément était relativement élevé dans la baie d'Alger.

IV.6.2. La baie de BouIsmaïl

Les métaux traces comme Pb, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd et Ag dans la carotte B ont montré des corrélations très significatives avec le fer (Fe) ($0.63 < r < 0.97$; $p < 0.01$) et dans une moindre mesure avec l'Al (Tableau 14), ce qui implique qu'ils étaient plus adsorbés par les oxy-hydroxydes de Fer que par l'aluminium. De plus, les concentrations de ces métaux traces (ainsi que celles de Fe et Al) ont montré un excès par rapport à la teneur élevée en soufre totale et à une faible teneur en MO dans les couches profondes de la carotte B (Fig 48, 52). Comme indiqué précédemment dans l'analyse des profils verticaux, ces corrélations positives peuvent indiquer la déposition des sédiments dans des conditions anoxiques (Hong et al., 2020), ce qui a conduit à la précipitation de sulfures métalliques (Fu et Wang, 2011) après réduction des sulfates (SO_4^{2-}), et une modification de la distribution des métaux dans les sédiments fins au fil du temps (Martinez et al., 2015). Néanmoins, ces métaux traces ont tous montré des corrélations négatives significatives avec As et Na.

Tableau 14 : Coefficients de corrélation de Pearson dans la carotte B (Baie de Bou-Ismaïl).

Carotte B	Fe	Mn	Al	Na	Pb	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Ag	MO	ET	ST	CC
Fe	1																	
Mn	-0.14	1																
Al	0.73**	0.06	1															
Na	-0.41	0.89**	-0.03	1														
Pb	0.91**	-0.22	0.49*	-0.44*	1													
V	0.96**	-0.31	0.62**	-0.59**	0.91**	1												
Cr	0.97**	-0.25	0.69**	-0.52*	0.89**	0.98**	1											
Co	0.96**	-0.18	0.62**	-0.51*	0.87**	0.97**	0.95**	1										
Ni	0.97**	-0.21	0.61**	-0.52*	0.91**	0.99**	0.97**	0.99**	1									
Cu	0.94**	-0.21	0.56**	-0.54**	0.87**	0.97**	0.93**	0.97**	0.99**	1								
Zn	0.95**	-0.27	0.59**	-0.56**	0.92**	0.99**	0.95**	0.98**	0.99**	0.98**	1							
As	-0.67**	0.67**	-0.44*	0.84**	-0.59**	-0.79**	-0.76**	-0.71**	-0.73**	-0.75**	-0.75**	1						
Cd	0.78**	-0.43*	0.41	-0.59**	0.77**	0.83**	0.81**	0.75**	0.81**	0.81**	0.81**	-0.71**	1					
Ag	0.63**	-0.33	0.31	-0.39	0.79**	0.67**	0.63**	0.62**	0.64**	0.61**	0.67**	-0.41	0.59**	1				
MO	-0.55**	0.61**	-0.17	0.82**	-0.54**	-0.69**	-0.67**	-0.66**	-0.64**	-0.66**	-0.63**	0.83**	-0.74**	-0.45*	1			
ET	-0.68**	0.72**	-0.29	0.93**	-0.67**	-0.82**	-0.77**	-0.74**	-0.77**	-0.77**	-0.79**	0.93**	-0.75**	-0.51*	0.87**	1		
ST	0.88**	-0.27	-0.69**	-0.55**	0.69**	0.89**	0.88**	0.89**	0.89**	0.88**	0.88**	0.77**	0.92**	0.57**	-0.59**	-0.75**	1	
CC	-0.29	0.57**	0.26	0.77**	-0.31	-0.44*	-0.33	-0.41	-0.41	-0.45*	-0.44*	0.56**	-0.49*	-0.24	0.61**	0.69**	-0.46*	1

La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatérale). ** p < 0.01(bilatérale)

La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatérale). * p < 0.05 (bilatérale)

MO : matière organique, ET : eau totale, ST : soufre total, CC : carbonate de calcium (CaCO₃)

Le manganèse (Mn), à son tour, a également affiché des corrélations négatives, mais statistiquement non significatives, ce qui signifie que les hydroxydes de Mn (oxi) n'ont pas joué un rôle dominant dans l'adsorption et la complexation de ces métaux dans les sédiments ; en effet, Mn était positivement corrélé à la matière organique et l'eau totale ($p < 0,01$). Apparemment, le processus de la diagenèse précoce a joué un rôle majeur dans la distribution verticale de Mn indiquant un pic dans la couche supérieure de la carotte B. Ces valeurs élevées au niveau de la surface de la carotte peuvent être attribuées à l'apport de Mn^{2+} dissous provenant de la couche de sédiments réduits qui s'est oxydé en Mn^{4+} à la surface (Pattan et al., 2019). Le Mn, ET et MO ont montré également des corrélations positives significatives avec les carbonates de calcium ($0,54 < r < 0,69$), suggérant la précipitation d'une partie de Mn dissous sous forme de carbonates dans les sédiments. En effet Le manganèse précipite sous forme de carbonates de manganèse ($MnCO_3$) (Boust et al., 1999). Une telle condition est réalisée dans les régions marines caractérisées par un apport important de matières organiques. En effet, un apport suffisant de matière organique riche en carbone dans les sédiments peut réduire le Mn^{4+} en Mn^{2+} et fournir le CO_2 nécessaire à la précipitation du $MnCO_3$ (Sugisaki et al., 1991).

L'arsenic (As) et le sodium (Na) présentaient à leurs tours, de fortes corrélations positives avec Mn, OM, ET et $CaCO_3$ ($p < 0,01$) ainsi qu'une corrélation positive significative entre eux ($r = 0,84$). L'augmentation de la teneur en As dans les sédiments de surface de la carotte B suggère la présence d'un apport anthropique récent de cet élément dans des conditions réductrices (dégradation de la matière organique et dissolution de la calcite) et sa sorption sur les oxyhydroxydes de Mn nouvellement formés dans la colonne d'eau sédimentaire (Ontiveros-Cuadras et al., 2021). En effet, la vallée de Nador présente un intérêt socio-économique majeur, avec des terres fertiles abritant une activité agricole intensive qui se présente comme la principale source de pollution organique et en nutriment (Djema et al., 2022).

L'application excessive d'engrais, de fumier et de produits agrochimiques pour augmenter la production peut entraîner l'accumulation de métaux et de MO dans les sédiments marins via l'érosion du sol causée par le ruissellement des eaux pluviales, les inondations et d'autres processus (Mclaughlin et al., 1999).

IV.6.3. La baie de Zemmouri

Dans la carotte Z, les coefficients de corrélation de Pearson calculés pour le fer (Fe) et le manganèse (Mn) ont montré des relations étroites avec Na, Pb, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn et As ;

pendant ce temps, l'aluminium (Al) a présenté des corrélations positives uniquement avec le chrome (Cr) et le vanadium (V). L'analyse de corrélation a également montré des corrélations positives entre Fe et OM ou Mn et OM ($p < 0.01$). Ces résultats indiquent probablement des modifications diagénétiques et des processus de remobilisation et migration pour les deux éléments dans le sédiment. En fait, la forte concentration de la matière organique dans la couche de sédiment partiellement réduite agit comme donneur d'électrons, ce qui peut modifier les conditions redox dans les sédiments (Pattan et al., 2019), augmentant ainsi la solubilité des métaux sensibles à l'oxydo-réduction comme le fer et le manganèse (Charriau et al., 2011).

Ce processus de la diagenèse produit donc des espèces Fe^{2+} et Mn^{2+} dans les eaux sus-jacentes, qui migrent vers le haut de la colonne de sédiments et se précipitent près de l'interface oxygène-suboxygène (Janaki-raman et al., 2007). Les corrélations positives obtenues entre Fe-ET, Mn-ET et OM-ET peuvent soutenir l'efficacité de ce mécanisme (Tableau 15). De même, certains métaux traces tels que Pb, Co et Zn étaient corrélés positivement à OM et ET, et significativement au Fe et Mn, ce qui explique probablement leurs concentrations croissantes dans les conditions oxygènes (couches sédimentaires supérieures) par rapport aux conditions suboxygènes (Figure 50). Cela suggère la libération du plomb, cobalt et le zinc dans l'eau interstitielle (Ontiveros-Cuadras et al., 2021). Ainsi, les distributions verticales de ces métaux ont été contrôlées par le cycle redox de Fe et Mn, lié probablement à l'apport anthropique de ces éléments.

Autrement dit, le comportement du Fe et du Mn dans le sédiment de la carotte Z suit souvent un cycle où se succèdent différents processus de réduction et/ou oxydation, et des processus de précipitation et/ou dissolution. En l'absence des oxydants (O_2 et NO_3^-) dans les premières couches supérieures, le fer et le manganèse réduits dans la zone suboxygène vont se libérer sous forme inonique dissoute Fe^{2+} et Mn^{2+} dans l'eau interstitielle et ils peuvent soit diffuser vers les couches supérieures oxygènes pour se réoxyder, soit précipiter (Forstner et Wittmann, 1981). Les corrélations positives obtenues entre $CaCO_3$ et Fe-Mn ($0.57 < r < 0.64$) et entre $CaCO_3$ et MO-ET ($0.53 < r < 0.64$) suggère la précipitation de Fe et de Mn sous forme de sels de carbonates $MnCO_3$ (rhodochrosite) et de sels de carbonates $FeCO_3$ (sidérite), respectivement (Boust et al., 1999). Cette précipitation dans la colonne sédimentaire peut permettre la coprécipitation d'autres métaux par leur piégeage à l'intérieur des mailles cristallines (Remon, 2006).

Tableau 15 : Coefficients de corrélation de Pearson dans la carotte Z (Baie de Zemmouri).

Carotte Z	Fe	Mn	Al	Na	Pb	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Ag	MO	ET	ST	CC
Fe	1																	
Mn	0.94**	1																
Al	0.41	0.41	1															
Na	0.62**	0.78**	-0.07	1														
Pb	0.83**	0.81**	-0.04	0.73**	1													
V	0.79**	0.63**	0.61**	0.08	0.53**	1												
Cr	0.71**	0.54**	0.71**	-0.05	0.38	0.97**	1											
Co	0.97**	0.91**	0.38	0.59**	0.86**	0.83*	0.72**	1										
Ni	0.91**	0.78**	0.39	0.41	0.76**	0.89**	0.81**	0.94**	1									
Cu	0.96**	0.88**	0.42	0.49**	0.81**	0.87**	0.77**	0.98**	0.94**	1								
Zn	0.91**	0.82**	0.11	0.59**	0.95**	0.74**	0.61**	0.95**	0.89**	0.92**	1							
As	0.69**	0.79**	-0.09	0.98**	0.85**	0.18	0.02	0.68**	0.48*	0.59**	0.72**	1						
Cd	0.29	0.06	0.06	-0.23	0.26	0.52*	0.52*	0.33	0.43*	0.35	0.38	-0.11	1					
Ag	0.28	0.36	-0.25	0.59**	0.64**	-0.02	-0.16	0.33	0.15	0.24	0.46*	0.69**	-0.054	1				
MO	0.51*	0.63**	0.14	0.67**	0.57**	0.21	0.11	0.52*	0.36	0.41	0.47*	0.61**	-0.01	0.51*	1			
ET	0.51*	0.71**	-0.09	0.97**	0.65**	-0.06	-0.18	0.48*	0.09	0.38	0.48*	0.93**	-0.35	0.64**	0.64**	1		
ST	-0.01	-0.05	-0.22	-0.05	0.08	0.11	0.11	-0.05	0.07	-0.01	0.09	-0.08	0.22	0.04	-0.07	-0.17	1	
CC	0.47*	0.64**	0.41	0.60**	0.32	0.2	0.23	0.41	0.22	0.34	0.25	0.51*	-0.24	0.26	0.53**	0.64**	-0.18	1

La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatérale). ** p < 0.01(bilatérale)

La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatérale). * p < 0.05 (bilatérale)

MO : matière organique, ET : eau totale, ST : soufre total, CC : carbonate de calcium (CaCO₃).

Comme pour les carottes A et B, la dissolution des carbonates de calcium ($r = 0.64$) a eu un effet sur le relargage dans l'eau interstitielle ($r = 0.93$) d'une partie de l'As des sédiments retenu par le CaCO_3 ($r = 0.51$).

D'autre part, aucune corrélation significative n'a été obtenue pour le cadmium avec les éléments majeurs, et il n'a montré que des corrélations positives avec le vanadium et le chrome ($p < 0.01$), indiquant que le Cd, V et Cr avaient une source commune et que leur dépôt étaient affectés par le même processus dans les sédiments. Enfin, aucune corrélation statistiquement significative n'existait entre le soufre totale (ST) et la plupart des éléments, ce qui était peut-être dû à la dissolution de divers sulfures métalliques et leur remobilisation par migration (Morse et Luther, 1999).

IV.6.4. Large de la côte de Djinet

Un examen attentif des associations inter-élémentaires dans la carotte S indique que la corrélation entre les différents paramètres diffère par rapport aux autres sites. Les coefficients de corrélation de Pearson calculées pour cette carotte montrent que le Fer (Fe) ne domine pas la répartition des éléments puisqu'il présentait des corrélations positives plus faible que le manganèse (Mn) et l'aluminium (Al) pour certains éléments, indiquant que ces métaux étaient associés d'avantage aux oxyhydroxydes de Mn et d'Al plutôt que le Fe (Tableau 16). Les éléments qui étaient corrélés positivement au Fe sont le Na, V, Cu et Zn ($0,51 < r < 0,69$; $p < 0.01$). En plus le Fe avec le Na et V étaient corrélés significativement à la matière organique (OM) et à l'eau totale (ET). Ces résultats peuvent suggérer que les métaux ont été diagénétiquement modifiés par le processus de dégradation de la matière organique qui a provoqué la libération et le relargage des métaux par les oxydes et hydroxydes de Fe dans la colonne d'eau sédimentaire (Prohic et Kniewald, 1987). Le test de Pearson montre qu'il y'avait des associations étroites entre les éléments, on peut citer celles du V avec Cu ($r = 0.87$), Ni avec Cu ($r = 0.79$) et le Co avec Ni ($r = 0.91$). Dans ce dernier cas, la corrélation positive de Co avec Mn ($r = 0.62$) indique que dans le cycle chimique des métaux, Co est à côté de Ni (Takematsu et al., 1984). Cependant, l'arsenic n'a montré aucune corrélation avec les éléments majeurs ou les autres métaux traces, mais il a présenté une forte corrélation négative avec ST (-0.76). Ceci peut indiquer qu'il était lié dans les sédiments sous forme de sulfure métallifère, et probablement libéré par la suite après dissolution de ces derniers.

Tableau 16 : Coefficients de corrélation de Pearson dans la carotte S (large de Djinet).

Carotte S	Fe	Mn	Al	Na	Pb	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Ag	MO	ET	ST	CC
Fe	1																	
Mn	0.36	1																
Al	0.38	0.18	1															
Na	0.69**	0.47*	0.39	1														
Pb	0.025	0.02	0.41	-0.34	1													
V	0.64**	0.78**	0.61**	0.66**	0.24	1												
Cr	0.26	0.69**	0.59**	0.52*	0.09	0.74**	1											
Co	0.18	0.44*	0.41	-0.15	0.67**	0.53*	0.36	1										
Ni	0.29	0.62**	0.48*	0.07	0.64**	0.75**	0.57**	0.91**	1									
Cu	0.51**	0.74**	0.61**	0.47*	0.41	0.87**	0.72**	0.61**	0.79**	1								
Zn	0.59**	0.44	0.64**	0.24	0.59**	0.74**	0.44*	0.72**	0.77**	0.61**	1							
As	0.222	-0.33	0.36	-0.05	0.34	-0.05	-0.18	0.15	-0.08	-0.18	0.36	1						
Cd	0.317	0.47*	0.16	0.32	0.29	0.46*	0.42	0.21	0.39	0.53**	0.37	-0.25	1					
Ag	0.273	0.11	0.02	-0.17	0.59**	0.21	-0.19	0.49*	0.49*	0.35	0.43*	-0.05	0.31	1				
MO	0.53**	0.33	0.17	0.88**	-0.42	0.47*	0.35	-0.32	-0.61**	0.39	0.02	-0.35	0.37	-0.08	1			
ET	0.59**	0.29	0.19	0.89**	-0.36	0.45*	0.31	-0.32	-0.16	0.24	0.09	0.07	0.18	-0.17	0.82**	1		
ST	0.09	0.36	-0.32	0.29	-0.34	0.18	0.11	-0.23	0.07	0.27	-0.24	-0.76**	0.21	0.13	0.54*	0.15	1	
CC	0.24	0.34	0.41	-0.03	0.45*	0.38	0.67**	0.41	0.42	0.28	0.51*	0.08	0.09	-0.35	-0.12	0.14	-0.22	1

La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatérale). ** $p < 0.01$ (bilatérale)

La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatérale). * $p < 0.05$ (bilatérale)

MO : matière organique, ET : eau totale, ST : soufre total, CC : carbonate de calcium (CaCO₃)

En plus, la corrélation non significative de la matière organique avec l'arsenic peut probablement être attribuées au contenu stable de As dans les sédiments (Gao et al., 2016). En revanche, le plomb (Pb) a montré une corrélation positive modérée avec l'aluminium (Al) (0.47) et des corrélations positives significatives avec Co, Ni, Zn et Ag ($p < 0.01$), mais aucune corrélation significative n'a été obtenue avec le Fe ou Mn. L'Ag à son tour, était corrélé positivement au Pb, Co, Ni et Zn, ce qui suggère que ces éléments avaient un comportement similaire et que leurs dépôts étaient affectés par les mêmes processus géochimiques.

Les carbonates de calcium ($CaCO_3$) sont parmi les principales phases porteuses des métaux trace dans la matrice sédimentaire. L'impact des carbonates est étroitement lié à leur teneur et les conditions d'oxydo-réduction. En milieu faiblement basique, les ions métalliques sont stables sous formes de carbonates et d'hydroxycarbonates. En l'absence de relation avec ET (Tableau 16), les fortes corrélations du $CaCO_3$ avec le Zn ($r = 0.51$) et le pb ($r = 0.45$) dans la carotte S signifie que dans les sédiments au large de la côte de Djinet une partie du zinc et du plomb peut exister sous forme de minéraux solides à base de ces métaux comme les carbonates de zinc ($ZnCO_3$) et de plomb ($PbCO_3$) (Hlaváčková, 2005). Dans le cas du chrome, des études ont montré que la présence de quelque micro-organisme peut provoquer la libération partielle du Cr (III) (moins toxique que le chrome (VI)) de la fraction organique mobile vers les formes carbonate et réductible (Tiglyene et al., 2008). Etant donné la forte corrélation positive du Cr avec le $CaCO_3$ ($r = 0.67$), on suggère que la plupart du Cr était adsorbé sur la surface cristalline de la calcite ou existe sous forme d'hydroxyde de Cr amorphe [$Cr(OH)_3$] (Fang et al., 2022). Le Cr peut exister aussi dans les interstices et les clivage des cristaux.

De la simple observation de la corrélation de Pearson et de la variation des éléments le long des carottes de sédiment analysées, il apparaît clair qu'au moins la carotte A a subi différents apports d'éléments, très probablement d'origine anthropique compte tenu de la localisation de la station de prélèvement (embouchure de l'Oued El Harrach et le port d'Alger). Il apparaît également clair que les carottes B, Z et S n'ont pas montré de changements significatifs dans la plupart des concentrations d'analytes et que ces carottes ont été modifiées dans une certaine mesure par des processus diagenétiques qui contrôlent la distribution des éléments en profondeur.

IV.7. Sources des éléments dans la côte centrale

Pour examiner plus en détail l'origine des éléments dans chaque baie, une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée pour chaque carotte de sédiment. L'ACP a été appliquée avec succès à partir d'une matrice de corrélation comprenant 17 variables (OM %, ST %, ET %, Fe, Mn, Al, Na, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, As, Ag et Cd). Les variables utilisées ont toutes réussi les tests de Kaiser-Meyer-Olkin ($KMO > 0.62$) et de Bartlett ($p < 0.001$), confirmant la pertinence de l'ensemble de données pour l'ACP.

IV.7.1. Origine des éléments dans la baie d'Alger

Dans la baie d'Alger, quatre composantes principales (CP) avec des valeurs propres supérieures à 1 ont été extraites des variables de la carotte sédimentaire A, qui représentaient 88.65 % de la variance totale (Tableau 17, Figure 52). Les deux premières composantes représentaient 68.82 % de la variance totale et reflétaient l'information la plus importante, avec PC1 (45.96 % de la variance) caractérisé par une forte charge sur le Fe, Mn, Pb, V, Cr, Co, Ni, Cu (de 0.72 à 0.98), et PC2 (22.86 %) caractérisés principalement par des chargements positifs élevés de variables telles que OM, Zn, Cd et Ag (de 0.74 à 0.88). PC1 représente donc la source naturelle des sédiments tels que l'altération des matériaux de la roche mère, et PC2 représente les éléments (Zn, Cd et Ag) retenus dans la matière organique et, par conséquent, décrit la source anthropique des sédiments.

Étant donné que l'origine de la MO dans les sédiments de la baie d'Alger était principalement liée aux apports directs à partir de l'oued El Harrach (Bakalem et al., 2009), nous en déduisons que les principales sources du cadmium, du zinc et d'argent dans la carotte A étaient les effluents municipaux et le ruissellement de surface. La deuxième composante principale pourrait également provenir d'activités agricoles, car les engrais phosphatés sont généralement considérés comme la principale source de Cd et de Zn dans les zones agricoles (Jiao et al., 2015).

L'ACP a également montré que le Cu et le Cr avaient des charges modérées sur PC2 (0.41) indiquant une source supplémentaire provenant des résidus et des effluents produits par diverses activités menées dans le port d'Alger ainsi que par le transport maritime à travers la baie (Bachouche et al., 2017 ; Inal et al., 2018). En plus, la teneur en MO, qui a démontré des relations positives avec le Cr et Cu a été signalée comme étant un puits important pour les métaux en raison de sa forte capacité de complexation et d'adsorption des ions métalliques (Du

Laing et al., 2009). Cela pourrait également réduire la mobilité des métaux traces tels que le Cu, favorisant ainsi son accumulation dans les sédiments (Bai et al., 2011). De plus, une corrélation positive entre la MO et le Cr pourrait accélérer la réduction du Cr de la forme toxique et mobile (Cr VI) à la forme plus stable et moins toxique (Cr III) (Kumpiene et al., 2008).

Tableau 17 : Résultats statistiques de l'ACP des carottes de sédiment A et B.

Métal/carotte	Carotte A				Carotte B	
	CP 1 (45.96 %)	CP 2 (22.86 %)	CP 3 (14.11 %)	CP 4 (5.72 %)	CP 1 (72.29 %)	CP 2 (14.14 %)
Fe	0.95	0.09	-0.11	0.08	0.97	-0.21
Mn	0.94	-0.18	-0.05	-0.19	0.07	0.93
Al	0.51	0.19	0.41	0.59	0.77	0.14
Na	-0.11	0.05	0.93	0.06	-0.22	0.96
Pb	0.87	0.12	-0.17	0.29	0.86	-0.27
V	0.98	0.08	-0.03	0.11	0.91	-0.41
Cr	0.72	0.41	0.18	0.36	0.92	-0.33
Co	0.95	-0.06	-0.28	-0.08	0.93	-0.28
Ni	0.98	0.02	-0.14	0.11	0.94	-0.32
Cu	0.75	0.41	0.22	0.39	0.91	-0.35
Zn	0.48	0.76	0.25	-0.01	0.92	-0.36
As	0.03	0.19	0.89	-0.08	-0.54	0.75
Cd	0.21	0.81	0.17	0.04	0.67	-0.51
Ag	-0.21	0.74	0.05	0.41	0.59	-0.34
ST	0.11	0.25	-0.32	0.85	0.84	-0.35
ET	-0.38	0.02	0.91	-0.14	-0.53	0.83
MO	-0.11	0.88	-0.06	0.12	-0.41	0.79

CP : composante principale, ST : soufre total, ET : eau totale, MO : matière organique.

La troisième composante (PC3) représentait 14.11 % de la variance totale et avait de fortes valeurs de charge sur l'arsenic (As), sodium (Na) et l'eau totale (ET) (coefficients PCA > 0.89) suggérant que PC3 présente la fraction mobile des sédiments. Cette CP démontre également ce qui a déjà été observé dans les résultats de corrélation de Pearson. La source d'As était très

probablement associée à l'utilisation croissante de composés d'arsenic comme engrais sur les terres agricoles.

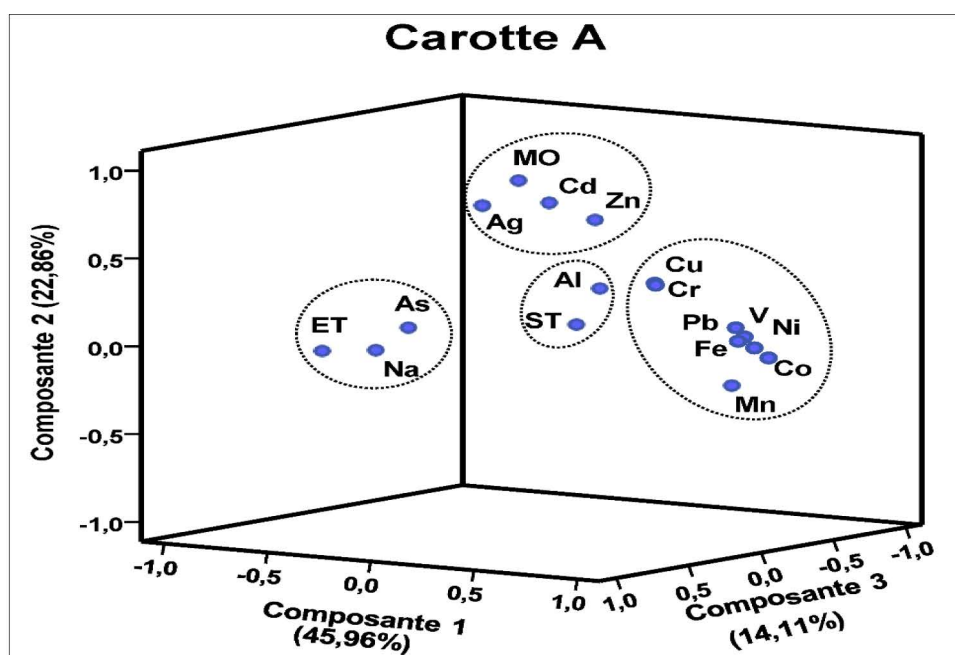


Figure 52 : Tracé des composantes des facteurs (1, 2, 3) de la carotte A (SPSS. v26)

Enfin, la quatrième composante (PC4) représentait 5.72 % de la variance totale et avait un chargement élevé sur TS (0.85) et modéré sur Al et Ag (0.41). La teneur élevée en TS observée dans la carotte A (Figure 46), semble être la conséquence des apports directs de l'oued El Harrach. Les effluents non traités et partiellement traités de la rivière peuvent être considérés comme des sources supplémentaires de soufre et de métaux traces comme l'Ag, indiquant que les sulfures sont les puits pour ce métal (Martínez-Santos et al., 2015).

IV.7.2. Origine des éléments dans la baie BouIsmaïl

Le jeu de données utilisé pour les analyses PCA dans la carotte B de la baie de Bou-Ismaïl a donné deux composantes majeures avec des valeurs propres > 1 et a expliqué 86.43 % de la variance totale (Tableau 17, Figure 53). La première composante extraite (CP1) a expliqué le plus de variance (72.29 %) et avait une charge positive élevée sur Fe, Al, Pb, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd et Ag. Étant donné que le fer et l'aluminium sont généralement dérivés de l'altération et de l'érosion des roches et des matériaux d'origine du sol (Li et Li, 2017), la CP1 était considérée comme la source lithogène des métaux liés aux minéraux (oxy)hydroxydes. De plus, PC1 est caractérisée par la forte association de presque tous les analytes (sauf Mn, Na, As) avec TS (fractions réductibles et/ou oxydables de S).

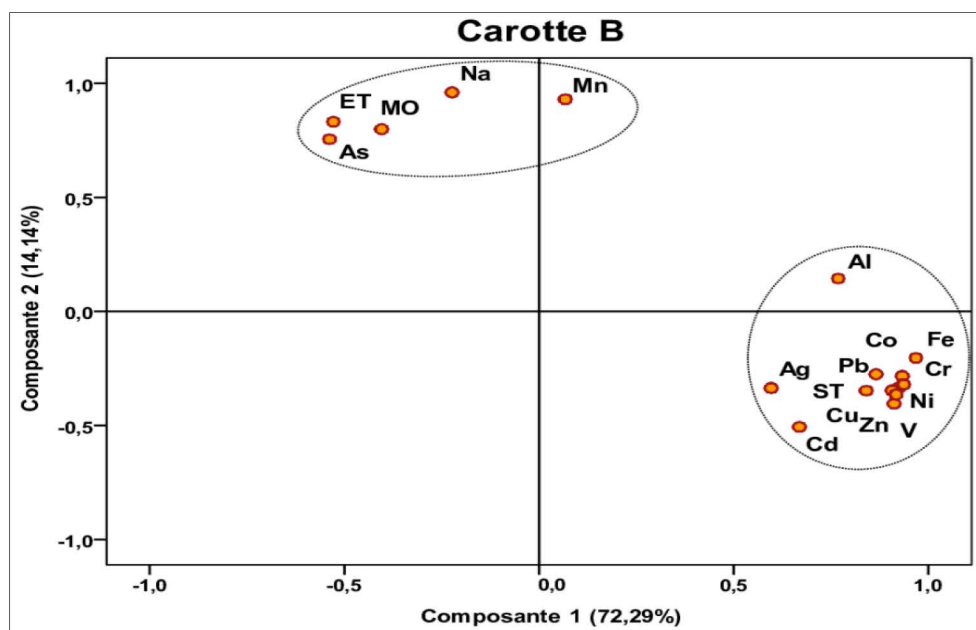


Figure 53 : Tracé des composantes des facteurs (1, 2) de la carotte B (SPSS. v26)

Les sédiments de fond de la carotte B ont montré des niveaux élevés de ces éléments avec le soufre totale (ST), ce qui indique probablement qu'ils étaient principalement associés à la fraction sulfure. La deuxième composante (CP2) représentait 14.14 % de la variance totale avec des fortes charges sur Mn (0.93), Na (0.93), As (0.75), MO (0.79) et ET (0.83) (Tableau 17). Ici, l'effet positif de OM et ET sur le Mn suggère que ce dernier avait une grande mobilité et indique probablement des événements diagenétiques précoces dans les sédiments.

À la lumière des résultats de l'ACP et de la corrélation de Pearson, PC2 est considérée à la fois comme la fraction mobile des sédiments et comme le contaminant anthropique associé au rejet des eaux usées urbaines et agricoles. En effet, la bonification des terres existe depuis longtemps dans la zone d'étude, alors que les zones côtières sont soumises aux apports diffus des activités agricoles (Gao et al., 2016 ; Zhu et al., 2017). L'application massive d'engrais dans les champs agricoles entraîne une augmentation de l'accumulation d'arsenic dans les sédiments côtiers (Li et Li., 2016). Bai et al. (2012) ont rapporté que l'arsenic est généralement un marqueur du ruissellement agricole. Par conséquent, les résultats de l'ACP démontrent que l'intensification agricole qui s'est produite en Algérie depuis 2000 a entraîné l'utilisation extensive d'engrais, et est la principale source d'accumulation d'arsenic dans les sédiments.

IV.7.3. Origine des éléments dans la baie de Zemmouri

L'analyse en composante principale (ACP) réalisée sur la carotte de la baie de Zemmouri a donné quatre composantes principales (PC) significatives avec des valeurs propres > 1 , expliquant 91.65 % de la variance totale (Tableau 18, Figure 54). Les composantes principales CP1, CP2, CP3 et CP4 représentent respectivement 54.21 %, 22.86 %, 10.43 % et 4.15 % de la variance totale.

CP1 (54.21 %) est la composante la plus importante et se caractérise principalement par des charges positives élevées de variables comme le Fe, Mn, Pb, V, Cr, Co, Ni, Cu et Zn, suggérant que cette composante décrivait de la source lithogène des éléments qui étaient principalement retenus dans les réseaux cristallins des minéraux secondaires et, par conséquent, avaient une faible mobilité (Martínez-Santos et al., 2015).

De plus, certaines de ces variables tels que Fe, Mn, Pb, Co et Zn, avaient également des charges positives modérées à élevées dans la deuxième composante principale (CP2), indiquant probablement la dissolution partielle et la mobilité de ces éléments dans la colonne d'eau sédimentaire en raison d'une augmentation marquée de la teneur en matière organique dans les sédiments superficiels de la carotte Z (Figure 42).

La matière organique a donc joué le rôle de donneur d'électrons dans les couches superficielles en présence d' O_2 , réduisant ainsi les (oxy)hydroxydes de Fe et de Mn (Moushmi et al., 2022). Ceci est très bien soutenu par les fortes charges de ET et OM (0.98 et 0.72, respectivement) dans la deuxième composante (CP2).

En général, les sédiments oxiques ont tendance à accumuler ces métaux de transition (Elbaz-Poulichet et al., 2014). Cela n'est pas surprenant puisque, comme déjà observé, les concentrations de Fe et Mn ainsi que de Co, Zn et Pb (Fig. 2) ont montré des augmentations rapides dans les sédiments supérieurs. Une observation attentive des résultats du Tableau 18 montrent que l'argent (Ag) et l'arsenic (As) avaient des charges élevées uniquement sur PC2 suggérant que ces éléments étaient potentiellement mobiles et biodisponibles dans les sédiments. À la lumière des résultats de l'ACP, nous en déduisons que la deuxième composante (PC2) est considérée comme une source anthropique de MO, d'As et d'Ag principalement liée à l'apport direct des eaux usées agricoles et des eaux usées urbaines non traitées.

Tableau 18 : Résultats statistiques de l'ACP des carottes de sédiment Z et S.

Métal/car	Carotte Z				Carotte S			
	CP 1 (54.21 %)	CP 2 (22.86 %)	CP 3 (10.43 %)	CP 4 (4.15 %)	CP 1 (39.64 %)	CP 2 (24.01 %)	CP 3 (13.56 %)	CP 4 (8.01 %)
Fe	0.82	0.52	0.12	0.01	0.66	0.25	0.36	0.45
Mn	0.63	0.72	0.24	-0.01	0.76	0.18	-0.33	-0.23
Al	0.46	-0.09	0.78	-0.19	0.64	-0.21	0.48	-0.24
Na	0.12	0.97	-0.01	0.04	0.61	0.71	0.31	-0.04
Pb	0.63	0.68	-0.33	0.05	0.37	-0.81	-0.01	0.63
V	0.74	-0.02	0.65	0.05	0.96	0.09	0.04	-0.08
Cr	0.62	-0.16	0.76	0.06	0.75	0.15	-0.02	-0.56
Co	0.86	0.49	0.04	-0.07	0.61	-0.69	-0.13	0.44
Ni	0.93	0.27	0.05	0.03	0.81	-0.47	-0.28	0.45
Cu	0.89	0.39	0.08	-0.03	0.93	-0.03	-0.18	-0.06
Zn	0.81	0.51	-0.23	0.05	0.79	-0.42	0.25	0.13
As	0.26	0.93	-0.18	-0.03	-0.03	-0.42	0.84	0.12
Cd	0.26	-0.41	0.64	0.21	0.58	0.08	-0.28	0.21
Ag	0.05	0.67	-0.49	-0.01	0.33	-0.43	-0.32	0.71
ST	0.08	-0.08	-0.12	0.98	0.16	0.55	-0.69	0.16
ET	-0.01	0.98	-0.02	-0.08	0.37	0.73	0.42	0.18
MO	0.19	0.72	0.09	-0.11	0.44	0.83	0.04	0.19

CP : composante principale, ST : soufre total, ET : eau totale, MO : matière organique.

La troisième composante principale (CP3) est constituée uniquement d'Al, V, Cr et Cd avec de charges élevées (de 0.64 à 0.78), ce qui suggère que cette composante décrit la source lithogène liée aux minéraux aluminosilicates (Guo et Yang, 2016). Cependant, selon l'analyse de corrélation de Pearson, le cadmium n'a pas montré de corrélation positive avec l'aluminium. Ces résultats peuvent indiquer l'origine anthropique du Cd dans les sédiments de la baie de Zemmouri.

En ce qui concerne la quatrième composante (CP4), le soufre total (ST) était la seule variable avec une charge positive significative (0.98), indiquant que les sulfates et/ou les sulfures n'influençaient pas la teneur en métaux traces, comme indiqué précédemment.

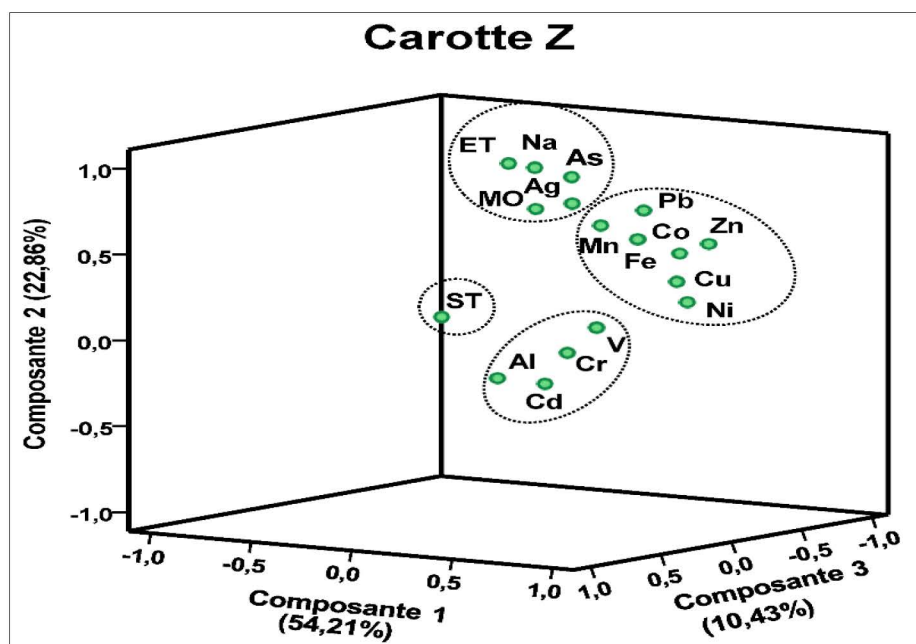


Figure 54 : Tracé des composantes des facteurs (1, 2, 3) de la carotte Z (SPSS. v26).

IV.7.4. Origine des éléments dans les sédiments au large de la côte de Djinet

Etant donné que la carotte S prélevée au large est caractérisée par des concentrations en métaux trace généralement faibles et une variation plus faible le long des profils respectifs, Il est important d'analyser et de contrôler les sources naturelles et anthropique dans ce site.

Pour examiner plus en détail l'origine naturelle et/ou anthropique des métaux dans cette zone, L'ACP est réalisée sur la matrice de corrélation entre les différents paramètres (sans rotation) qui a donné quatre composante principale (CP) avec des valeurs propres > 1 , expliquant 85.2 % de la variance totale (Tableau 18, Figure 55). A la lumière des résultats, la première composante (CP1) n'a représenté que 39.64 % de la variance totale et se caractérise principalement par des chargements positifs élevés de variables telles que Fe, Mn, Al, Na, V, Co, Cu, V, Zn et Cd (de 0.58 à 0.97) indiquant l'origine crustal de ces éléments provenant de l'altération géochimique de la roche mère. De plus, un chargement modérément positif des variables, qui est présent dans CP4 (Fe, Co et Ni), présente également une charge positive significative dans CP1. Cette quatrième composante (CP4) a expliqué 8.01 % et avait de fortes charges positive sur le Pb et l'Ag (0.63 et 0.71, respectivement). Cette charge élevée des métaux est peut-être causées par des apports « anthropiques » provenant du ruissellement de surface et des dépôts atmosphériques. Les métaux trace dans l'atmosphère pourraient provenir de la combustion de combustibles fossiles, du trafic et de la combustion des déchets (Zahra, 2014). La deuxième

composante (CP2) représentait 24.01 % de la variance totale, qui se compose principalement de MO, ET et Na avec des charges positives élevées, et avec un degré moins, du soufre total avec 0.55 de charge positive (Tableau 18). Dans PC2, les coefficients de charge de MO et Na étaient supérieurs à 0.7, ce qui implique peut-être une source commune. Dans ce cas, le chargement de ST (0.55) n'est pas aussi élevé que les chargements des autres éléments du groupe et est séparé des autres éléments dans PC2, ce qui peut donc impliquer un quasi-comportement indépendant au sein du groupe (Han et al. 2006). Le plomb (Pb) et l'argent (Ag) sont les seuls éléments avec une charge négative élevée dans cette composante (CP2), ce qui suggère que la source du plomb et l'argent est différente des autres métaux et c'est la raison pour laquelle, ils ont été classés dans la composante 4.

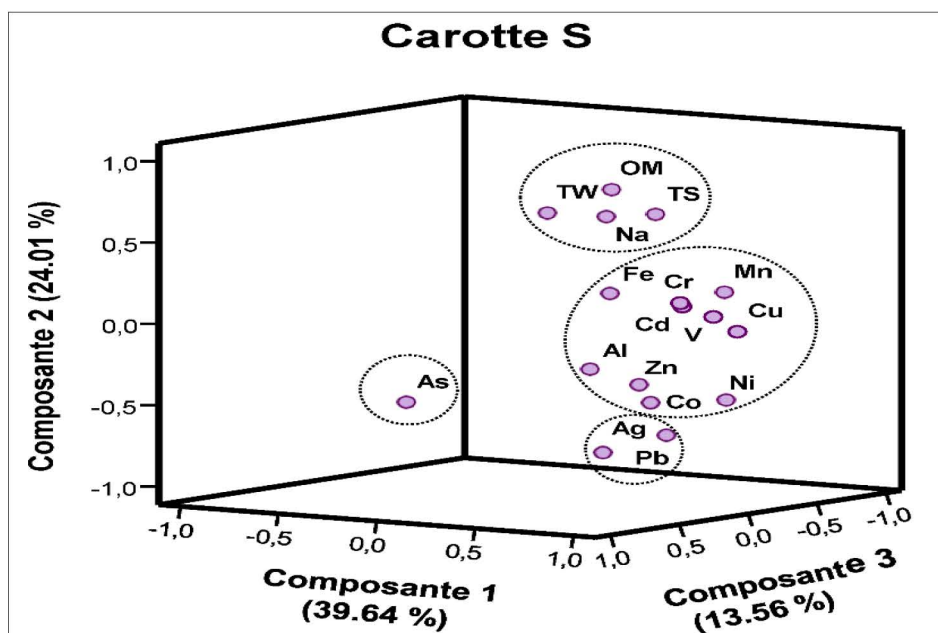


Figure 55 : Tracé des composantes des facteurs (1, 2, 3) de la carotte S (SPSS. v26)

Le Pb dans les sédiments est principalement lié aux particules fines ou aux revêtements d'oxydes, et est également essentiellement associé à la matière organique ou aux sulfures minéraux dans des conditions anaérobies (Belhadj et al., 2017).

La composante 3 (CP3) a expliqué 13.56 % de la variance totale et une valeur propre > 1. Il y avait une charge positive modérée sur l'aluminium (0.48) et forte sur l'arsenic (As) indiquant l'apport de ce dernier à partir du ruissèlement des terres agricoles et son transport par les particules fines d'argile. Les produits agrochimiques contenant de l'arsenic sont couramment utilisés pour lutter contre les maladies dans les champs agricoles et cette présence positive dans

la composante 3 peut s'expliquer par le rôle important de l'argile qui est étroitement liée aux métaux (Zahra et al., 2014).

Les matrices de corrélation calculées pour les éléments dans les trois carottes A, B et Z, montrent un schéma similaire pour les deux premiers composants de chaque carotte de sédiment, et le fer (Fe) domine la partition des métaux traces. Nous avons constaté que PC1 a décrit les sources lithogènes d'éléments liés aux phases secondaires de Fe, qui jouaient un rôle important dans l'adsorption des métaux traces, tandis que PC2 était dérivé de contaminants anthropiques liés aux eaux usées agricoles, domestiques et urbaines non traitées.

IV.8. Evaluation de l'impact Anthropique

IV.8.1. Enrichissement des métaux traces dans les sédiments

Comme dans de nombreux pays en développement, le littoral algérien subit une dégradation du fait de la pression démographique et des rejets non traités des activités humaines (Abderrahmani et al., 2021 ; Inal et al., 2018 ; Guendouzi et al., 2020). Selon Chen et al. (2007), les EF avec des valeurs très faibles ($EF < 1$) indiquent un enrichissement négligeable ou nul, $EF < 2$ représentent un léger enrichissement, 2-5 représentent un enrichissement modéré, 5-10 implique un enrichissement modérément sévère, 10-25 indique un enrichissement sévère, 25 - 50 affiche un enrichissement très sévère et enfin, $EF > 50$ suggère un enrichissement extrêmement élevé. Une comparaison de la concentration en métaux dans les sédiments avec des valeurs de référence locale est souvent utilisée pour une évaluation la plus réaliste de l'enrichissement en métaux. Cependant, l'évaluation des concentrations de métaux traces dans les sédiments était difficile à interpréter car il n'existe pas d'élément de référence unique pour la normalisation. À cette fin, nous avons utilisé le fer comme métal de référence pour calculer les facteurs d'enrichissement (FEs) en raison de la prédominance dans la zone d'étude de phases secondaires riches en Fe exclusivement d'origine géogénique et éolienne (SAHARA). De plus, il convient de noter que de nombreux auteurs ont utilisé le Fer avec succès pour la normalisation géochimique (Inal et al., 2018 ; Bachouche et al., 2017 ; Moushmi et al., 2022 ; Ranjan et al., 2018).

Selon les valeurs de fond local déterminées dans ce travail, les résultats des valeurs moyennes et de surface du facteur d'enrichissement sont présentées dans la Figure 56, les données numériques sont rapportées en Tableau 19, d'où l'on peut constater que le degré d'enrichissement en métaux traces varie dans une fourchette étroite (de 0.95 à 3.36) dans toutes

les carottes de sédiments. En d'autres termes, les FE pour les échantillons de sédiments ont été tous classés comme un enrichissement insuffisant ou nul à un enrichissement anthropique modéré. L'ordre de contamination de ces métaux dans l'ensemble de la zone d'étude était : Cd > Ag > Pb > As > Zn > Cu > Ni > Cr > V > Co (Tableau 19).

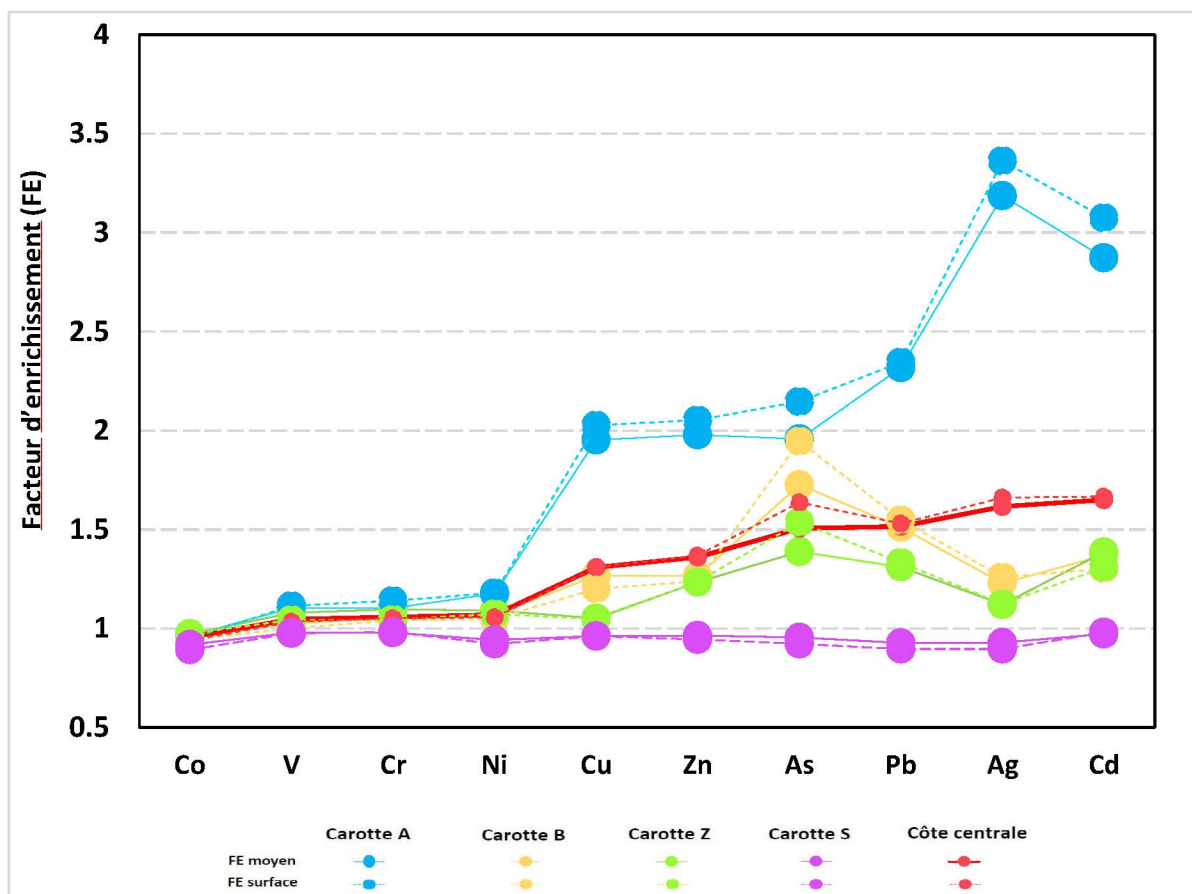


Figure 56 : Facteurs d'enrichissement (FE) calculés pour les quatre carottes et la côte centrale.

En détail, presque toutes les valeurs du facteur d'enrichissement de nickel (Ni), chrome (Cr), vanadium (V) et le cobalt (Co) dans la côte centrale étaient très proches ou inférieures à 1, démontrant une origine crustale de ces métaux dans la zone d'étude (Tableau 19).

Alors que les valeurs du FE pour le Zinc (Zn), cuivre (Cu), cadmium (Cd), plomb (Pb), arsenic (As) et l'argent (Ag) étaient supérieures à 1 dans l'ensemble, et certaines d'entre elles étaient supérieures à 2 voire 3 dans les sédiments de surface de la carotte A, indiquant une contamination modérée par ces métaux traces dans la Baie d'Alger.

Les valeurs élevées du facteur d'enrichissement pour les sédiments de la carotte A peuvent être attribuées aux rejets directs de contaminants provenant des activités industrielles, des raffineries et des usines pétrolières dans la partie intérieure du port d'Alger et de l'oued El Harrach, qui transporte également une part importante de la pollution dans la baie d'Alger. (Bachouche et al., 2017).

Tableau 19 : Résultats statistique du facteur d'enrichissement

Carotte/métal	Co	V	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Ag	Cd
Carotte A										
FE moyen	0.96	1.10	1.10	1.18	1.95	1.98	1.96	2.32	3.19	2.87
FE surface	0.95	1.11	1.14	1.18	2.03	2.05	2.15	2.35	3.36	3.08
Carotte B										
FE moyen	0.97	1.02	1.06	1.07	1.27	1.27	1.73	1.51	1.23	1.37
FE surface	0.94	1.00	1.04	1.05	1.20	1.24	1.95	1.55	1.26	1.30
Carotte Z										
FE moyen	0.97	1.08	1.10	1.09	1.05	1.23	1.39	1.31	1.12	1.39
FE surface	0.97	1.04	1.05	1.07	1.05	1.24	1.54	1.33	1.12	1.31
Carotte S										
FE moyen	0.92	0.98	0.98	0.94	0.96	0.96	0.95	0.93	0.93	0.97
FE surface	0.89	0.97	0.98	0.92	0.96	0.94	0.92	0.90	0.90	0.98
Côte Algéroise										
FE moyen	0.96	1.05	1.06	1.07	1.31	1.36	1.51	1.52	1.62	1.65
FE Surface	0.94	1.03	1.05	1.06	1.31	1.37	1.64	1.53	1.66	1.67

D'autre part, les résultats ont montré que certaines des valeurs du facteur d'enrichissement dans les sédiments de surface étaient plus élevées que la moyenne des valeurs de FE dans les carottes A et Z, ce qui indique que des métaux traces d'origine anthropiques se sont récemment déposés dans les sédiments pendant l'accroissement de l'urbanisation et l'intensification agricole de ces dernières années. Cependant, seule la carotte S n'a enregistré aucun enrichissement récent d'éléments trace en raison de sa localisation dans un site non pollué au large de Djinet.

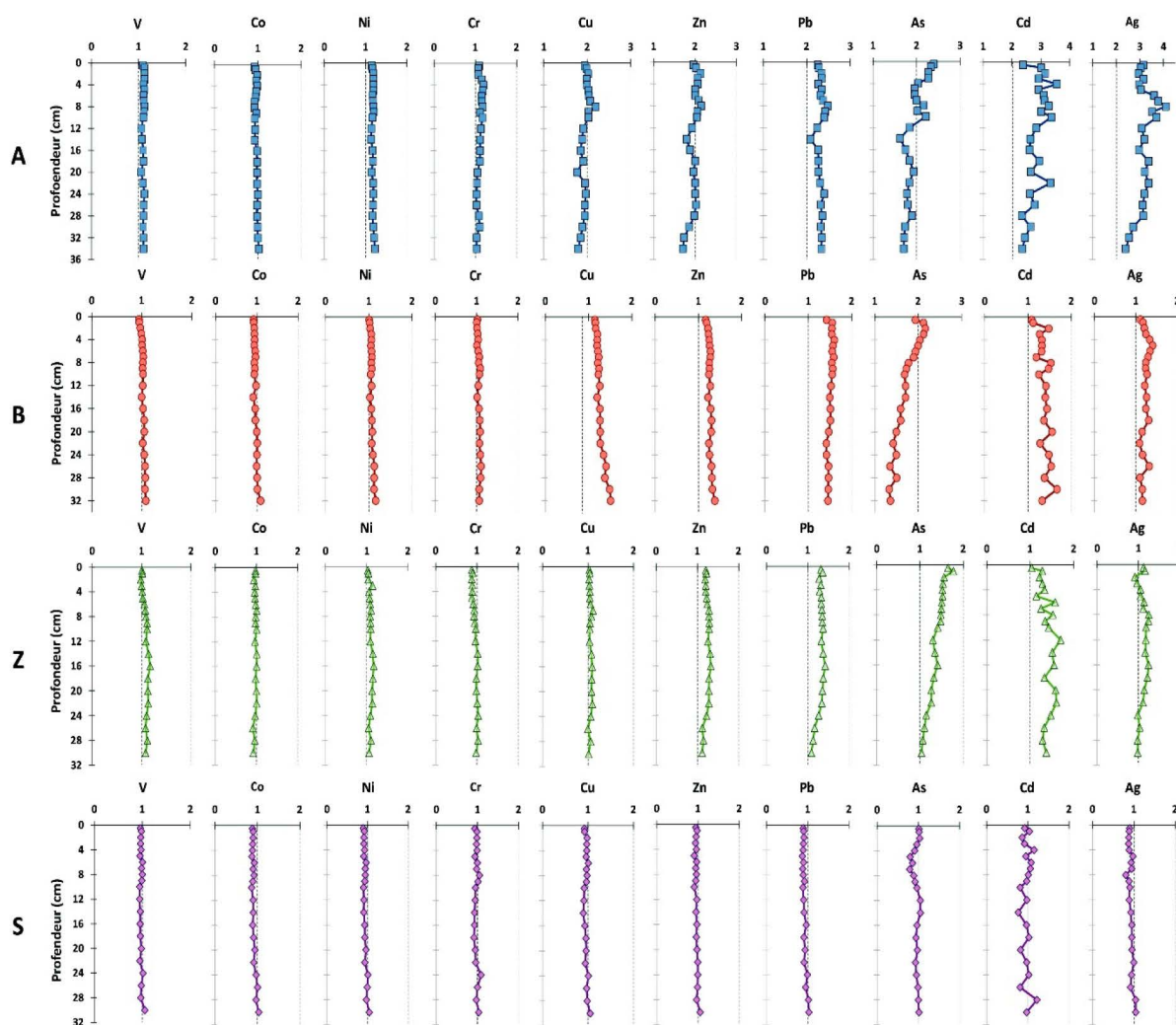


Figure 57 : Profils des EF des métaux traces dans les carottes de sédiments A, B, Z et S de la côte centrale Algérienne.

Les valeurs de FE des métaux traces présentés dans le tableau 4 en Annexe ont été tracées par rapport aux profils de profondeur et un enrichissement modéré a été trouvé dans la carotte A pour le Pb, Cd et l'Ag (Figure 57), en particulier dans les échantillons de sédiments de surface ; Le Zn et le Cu ont montrés des enrichissements modérés dans les 8 premiers cm et leur facteur d'enrichissement ont diminué vers les couches de sédiments plus profondes. La carotte B a également montré un enrichissement modéré en As dans les échantillons de surface (principalement dans les 6 premiers cm) et des enrichissements légers en Cu, Zn, Pb, Cd et Ag dans les couches de surface et de fond, suggérant des apports différents pour ces éléments. Le Cd et l'As ont montré un enrichissement léger dans la carotte Z.

La carotte S n'a montré aucun enrichissement pour tous les éléments étudiés que ce soit en surface ou en profondeur. En plus, les FE calculé pour le V, Co, Ni, Cr dans tous les

profondeurs des carottes, ont été proche de 1, indiquant un enrichissement négligeable ou nul pour ces métaux dans la zone d'étude.

Généralement, Des tendances croissantes des valeurs du FE de l'arsenic ont été observé dans tous les sites. Les profils de FE pour cet élément étaient similaires aux tendances des concentrations (Figures 48, 49, 50 et 51), qui reflétaient l'intensification agricole au cours des deux dernières décennies. Pour certains métaux traces, des valeurs EF légères à modérées ne se sont produites que dans certaines couches des noyaux, indiquant des enrichissements anthropiques de ces éléments pendant une certaine période.

IV.8.2. Détermination de la charge polluante dans la côte centrale

Le PLI introduit par Tomlinson et al. (1980) a été utilisé dans la présente étude pour évaluer la qualité environnementale des sédiments et comparer la charge globale en métaux dans chaque site. Deux classes de valeur PLI ont été identifiées : Lorsque $PLI < 1$, cela signifie qu'il n'y a pas eu de pollution des sédiments côtiers ; sinon avec $PLI > 1$, les sédiments sont moyennement à fortement pollués. Ainsi, à mesure que la pollution par les métaux augmente dans les sédiments, la valeur PLI augmente également (Haricumar and nacir, 2010). Les valeurs PLI calculées pour chacune des carottes sont données dans le Tableau 20 (illustrés sur la Figure 12 en annexe) avec la concentration moyenne et la concentration présente à la surface de la carotte de sédiment pour les dix éléments traces étudiés. Les résultats montrent que les valeurs de PLI dans les sédiments profonds sont plus faibles qu'en surface dans les carottes A et Z, indiquant une augmentation de la charge polluante et une contamination récente de certains métaux traces dans les baies d'Alger et de Zemmouri. Tandis que les valeurs de PLI dans les sédiments de fond des carottes B et S étaient plus élevés que celles enregistrés en surface. Cela confirme les résultats du facteur d'enrichissement pour les deux carottes. En outre, les valeurs de l'indice de charge calculées pour toute la côte centrale ont suivi l'ordre décroissant carotte A > carotte B > carotte Z > carotte S.

Les valeurs PLI les plus élevées ont été mesurées pour les sites de la baie Alger et la baie de BouIsmaïl tandis que les plus faibles ont été enregistrées pour les sites de la baie de Zemmouri et large de Djinet (site non contaminé). Ces résultats fournissent une confirmation supplémentaire que la contamination anthropique existe principalement dans la carotte A prélevée dans la Baie d'Alger et la contamination semble être récente. Ceci indique que la Baie

d'Alger était la zone la plus polluée de la côte Algéroise où la qualité des sédiments pourrait être détériorée par les métaux traces, en particulier l'As, Cd, Pb, Zn, Cu et Ag.

La baie d'Alger a eu une histoire de pollution complexe en raison de sa position stratégique et de son accès à différentes ressources naturelles exploitées depuis de nombreuses décennies via son port stratégique.

Tableau 20 : Les concentrations de métaux traces dans chaque carotte avec la valeur numérique du PLI calculée à l'aide de la méthode de Tomlinson et al. (1980).

Métal/carotte	A		B		Z		S	
	La concentration de métal dans les différentes parties du sédiment de carotte (mg/kg)							
	Moy	Surf	Moy	Surf	Moy	Surf	Moy	Surf
Co	10.1	9.69	11.9	10.9	11.4	11.6	12.4	12.2
V	122	120	133	122	133	131	140	141
Cr	87.9	88.4	98.9	91.6	97.8	94.5	101	102
Ni	32.2	31.4	34.5	31.7	33.5	33.5	33.3	33.1
Cu	34.7	35.1	26.6	23.6	21.1	21.2	22.1	22.3
Zn	162	164	122	113	114	116	102	101
As	17.5	18.7	18.1	23.6	13.9	15.7	11.1	10.8
Pb	44.4	43.7	33.9	32.7	28.1	29.0	22.9	22.5
Cd	0.29	0.31	0.17	0.15	0.16	0.15	0.13	0.13
Ag	0.71	0.73	0.32	0.31	0.28	0.28	0.27	0.26
PLI	1.39	1.4	1.17	1.09	1.05	1.07	1	0.99

PLI : pollution load index (indice de charge polluante), Moy : moyenne, Surf : surface.

Le port d'Alger qui est situé dans la partie ouest de la Baie est le principal port de l'Algérie. En tant que port principal, le port accueille plusieurs activités, ainsi que des installations d'exportation industrielle, de raffinerie et de stockage de pétrole. Le ruissellement du développement urbain lors de quelques tempêtes terrestres, les éventuels rejets d'eaux usées dans le milieu marin, les installations de stockage de pétrole, l'amarrage des navires dans les zones temporairement désignées autour du port et la poursuite des activités de dragage, sont des sources potentielles supplémentaires de pollution qui influence cette zone. En effet, la baie

d'Alger était auparavant classée comme un point chaud prioritaire en mer Méditerranée (UNEP/WHO, 1999).

Enfin, l'analyse des indices de charge polluante (PLI) calculées pour les baies de Bou Ismail et de Zemmouri ont révélé que la pollution par les métaux était relativement faible par rapport à la baie d'Alger qui présentait un enrichissement modéré pour certains métaux traces mentionnés ci-dessus.

IV.8.3. Application des recommandations sur la qualité des sédiments (SQGs)

Les concentrations totales de métaux traces sont de plus en plus utilisées dans l'évaluation de l'état environnemental des milieux aquatiques, mais le plus important est de savoir si les substances toxiques sont disponibles pour les organismes vivants et si elles entrent dans la chaîne alimentaire (Birch et Taylor, 1999). Les recommandations pour la qualité des sédiments (SQGs) ont été utilisées pour évaluer la qualité des sédiments et fournir des concentrations tolérables de contaminants liés aux sédiments afin de protéger les organismes vivants vivant dans ou à proximité des sédiments et la comparaison des concentrations mesurées de divers contaminants (Violintzis et al., 2009). Pour évaluer le risque écologique et les conséquences environnementales possibles des métaux étudiés, une comparaison a été faite avec les concentrations de Pb, Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd et Ag mesurées dans les sédiments aux lignes directrices numériques sur la qualité des sédiments du seuil d'effet bas (ERL) et du seuil d'effet médian (ERM), et au niveau d'effet de seuil (TEL) et niveau d'effet probable (PEL). La Figure 58 présente une comparaison entre les concentrations de métaux analysés dans les sédiments de surface des quatre carottes (A, B, Z et S) avec les SQG respectives.

Les concentrations du cadmium (Cd) et d'argent (Ag) étaient inférieures aux valeurs TEL (0.68 mg.kg⁻¹ et 0.73 mg.kg⁻¹, respectivement) et aux valeurs ERL (1.2 mg.kg⁻¹ et 1 mg.kg⁻¹, respectivement) dans tous les sédiments de surface, tandis que les concentrations de Zn étaient inférieures à la valeur TEL (124 mg.kg⁻¹) et à la valeur ERL (150 mg.kg⁻¹) uniquement dans les carottes B, Z et S (Figure 58). De plus, les concentrations de Cu dans les carottes B, Z et S étaient également inférieures à la valeur ERM (34 mg.kg⁻¹) mais présentaient des valeurs supérieures à TEL (18.7 mg.kg⁻¹). Les résultats ont également montré que les teneurs en plomb (Pb) dans les sédiments de carotte A et B dépassaient la valeur TEL de 30.2 mg.kg⁻¹. Dans les deux autres carottes Z et S, les teneurs en plomb étaient inférieures à la valeur TEL. Cependant, aucun des sites ne dépassaient la valeur de l'ERL (46.7 mg.kg⁻¹).

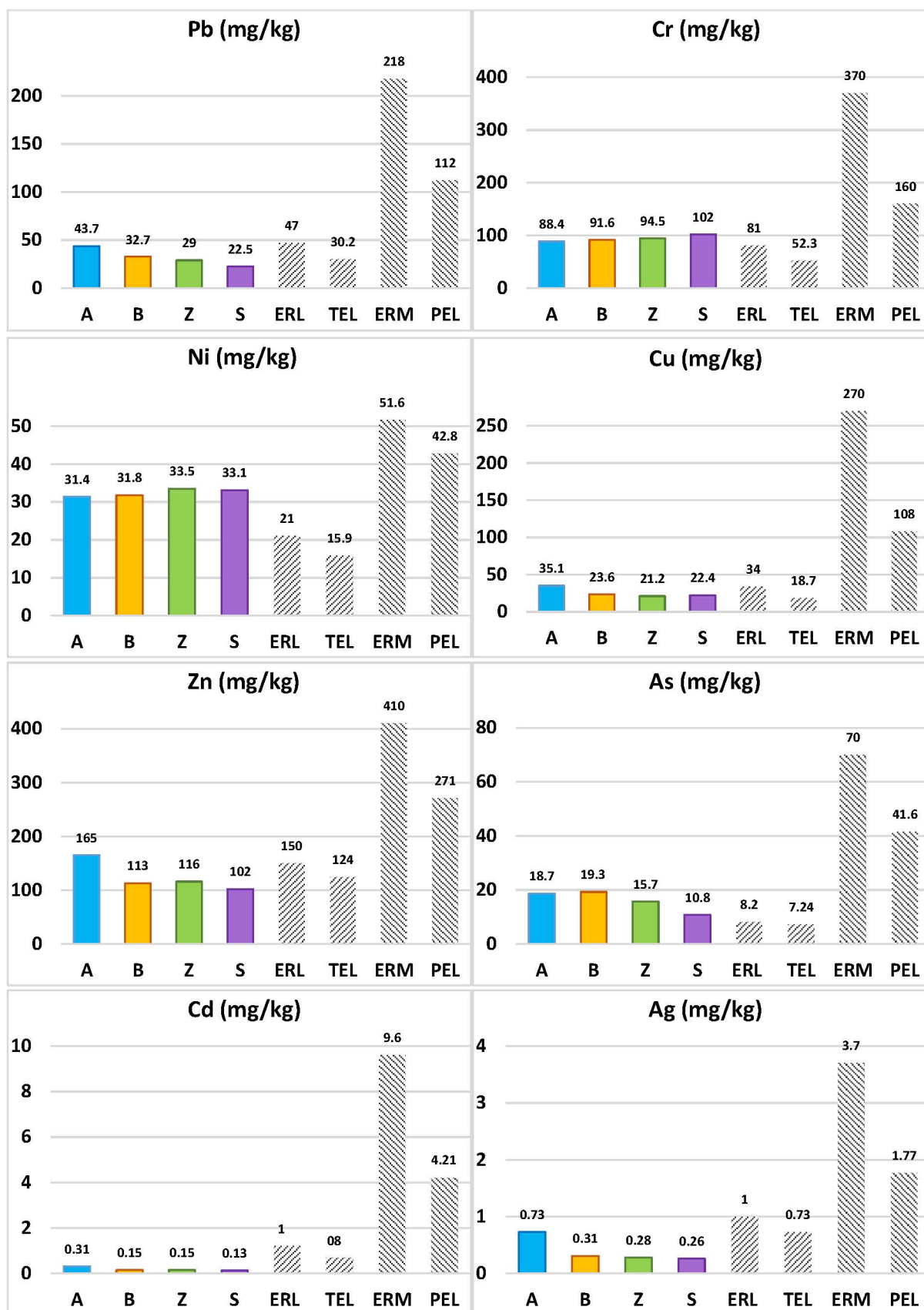


Figure 58 : Comparaison des concentrations de métaux traces en surface des carottes avec leur SQG respectives.

Ces résultats impliquent que les organismes vivant à l'intérieur ou à proximité des sédiments ont été rarement exposés à des effets biologiques néfastes. Pour l'arsenic (As), le nickel (Ni) et le chrome (Cr) dans les quatre carottes, Zn et Cu dans la carotte A, toutes les concentrations variaient entre les gammes de valeurs comprises entre ERL-ERM et TEL-PEL respectives, ce qui indique que le biote pourrait être occasionnellement exposé à des effets toxiques due à la présence de ces métaux dans les sédiments.

Pour l'évaluation de la toxicité des métaux traces combinés dans les sédiments, les Qm-SQG (m-ERM-q et m-PEL-q) calculés sur la base des éléments comme le Ni, Cr, Cu, Zn, Pb, As, Cd et Ag variaient dans toutes les carottes de 0.2 à 0.26 pour m-ERM-Q, et de 0.33 à 0.44 pour m-PEL-Q (Figure 59). Cela coïncide avec une probabilité de 21 % de risque que ces métaux soient toxiques pour les espèces vivantes selon les probabilités de toxicité des quotients m-ERM et m-PEL (Long et al., 2000). Par ailleurs, les valeurs Qm-SQG moyennes calculés pour les quatre sites sont classées comme suit : Carotte A > Carotte B > Carotte Z > Carotte S avec des valeurs de m-ERM-q et m-PEL-q légèrement supérieures dans les sédiments de surface des baies d'Alger (Carotte A) et de Zemmouri (Carotte Z).

Bien que les concentrations de Ni dans les quatre carottes de sédiments (A, B, Z et S) se situent dans la plage de variabilité naturelle et ne puissent pas être liées à l'impact humain selon les valeurs du facteur d'enrichissement (FE), ce métal a contribué de manière significative (plus de 30 %) aux valeurs de Qm-SQG dans toutes les carottes.

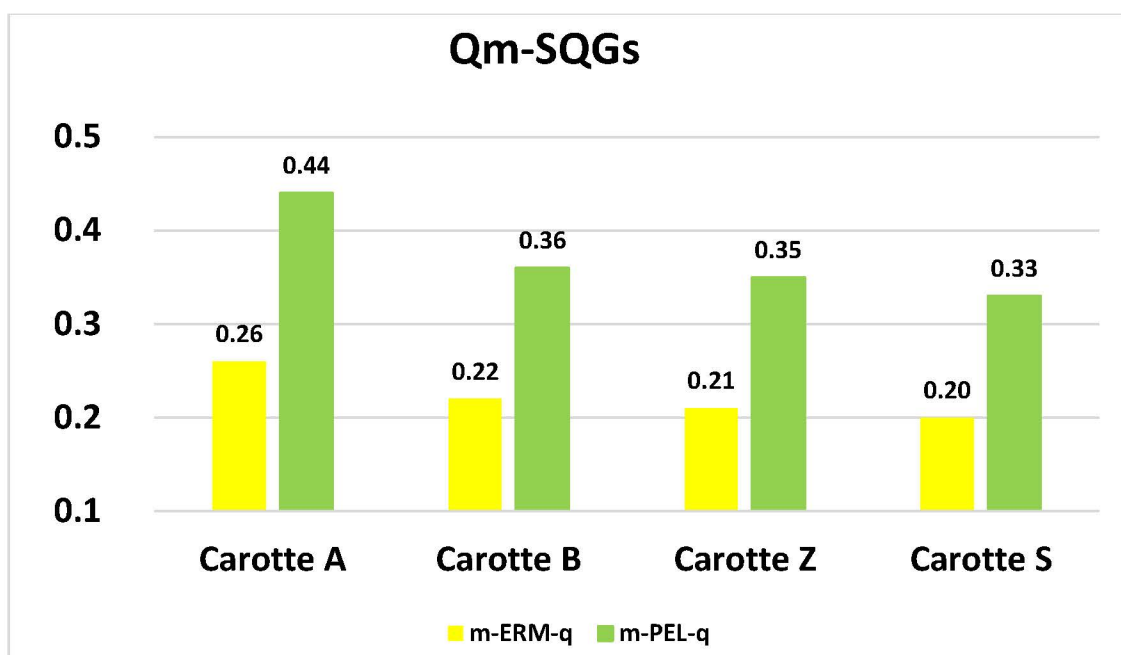


Figure 59 : Valeurs Qm- SQGs calculés pour les quatre carottes de la côte centrale.

Ces résultats sont cohérents avec ceux trouvés par Inal et al. (2018) dans les sédiments de surface de la côte centrale, les auteurs ont donc suggéré de surveiller davantage les apports de Ni dans la zone côtière car leurs niveaux Ecotoxicologiques sont douteux. Cependant, les teneurs en arsenic (As) dépassent largement les valeurs PEL ou ERL respectives (Figure 59), ce qui indique que cet élément chimique présente un risque écologique plus élevé que les autres métaux pour les espèces marines de la côte centrale Algérienne.

En effet, les résultats obtenus par Abderrahmani (2023) à partir des moules prélevées dans la côte centrale (Figuièr, Boudouaou El Bahri, Surcouf et port d'Alger), ont montré des différences spatiales très apparente en matière de résultats en ETM étudiés à l'exception de l'arsenic qui présentait une tendance à l'augmentation dans tous les sites d'étude. Les moules étaient exposées davantage aux rejets contenant l'arsenic, suggérant une surutilisation des produits phytosanitaires (pesticides) par les agriculteurs exerçant leurs activités dans la région (Abderrahmani, 2023). Bien qu'il n'existe pas une concentration limite de l'As dans la norme algérienne, la toxicité aiguë aux consommateurs des moules reste un risque potentiel à éviter selon l'auteur.

〔 Conclusion 〕

Conclusion générale et perspectives

Ce travail de thèse a porté sur les métaux traces dans les sédiments des côtes Algériennes : comportement géochimique et influence continentale. Il constitue une première ébauche d'un diagnostic sur le comportement géochimique et les facteurs (naturel et anthropique) contrôlant l'accumulation des métaux trace et le risque environnemental associé dans la côte centrale algérienne. Les travaux de recherche ont été menée dans un premier temps pour établir une base de données préliminaire sur les concentrations d'éléments trace et majeurs dans les carottes de sédiments prélevés dans quatre sites différents. Cela a permis de déterminé les schémas de distribution de ces éléments chimique dans les sédiments et l'établissement d'un fond géochimique local. Les données sur les propriétés des sédiments tels que la matière organique, les carbonates de calcium, le soufre totale, l'eau totale et la granulométrie ont servis dans un second temps à déterminer les associations et le comportement des métaux dans la matrice sédimentaire ainsi qu'à leur origine naturel et/ou anthropique. Ce travail de recherche a été financé en grande partie par le programme français METMAR-MERMEX dans le cadre du projet PHC TASSILI (Code PHC : 17MDU986 ; Intitulé : Apports, accumulations et contamination par les métaux traces dans les zones côtières d'Alger et de Marseille).

Les résultats de la DRX ont montré la dominance du quartz et la calcite dans les quatre sites d'étude. L'analyse élémentaire par FRX quant à elle, a révélé que l'abondance des éléments majeurs dans la zone d'étude décroisse dans l'ordre : Si (48.6 %) > Fe (12.58 %) > Al (11.5 %) > Ca (5.52 %) > K (4.76 %) > Na (4.08 %) > Ti (1.46 %) > S (1.01 %) > Mg (0.49 %) > P (0.32 %) > Mn (0.09 %). Sur la base des différents paramètres de sédiments analysés dans les sédiments, la carotte de la baie d'Alger a enregistré les teneurs les plus élevées en matière organique et en soufre totale (jusqu'à 13.3 % et 0.9 %, respectivement). Les résultats montrent que le Fe était l'élément le plus abondant dans la zone d'étude (jusqu'à 45.7 g/kg) en raison de la prédominance des phases secondaires riches en Fe d'origine terrigène et éolienne. La plupart des métaux traces dans la région Algéroise présentaient des schémas similaires au Fe, et certains d'entre eux ont probablement été modifiés dans une certaine mesure par des processus diagénétiques, qui contrôlaient leur distribution dans les sédiments.

Le fond géochimique local a été établi à partir des sédiments de fond de la carotte S située dans une zone non contaminé de la côte pour représenter la composition géochimique naturelle des

sédiments. Ainsi, les teneurs moyennes en Ag, As, Pb, Cd, Cu et Zn (0.71 ± 0.01 , 17.49 ± 0.61 , 44.36 ± 1.27 , 0.29 ± 0.03 , 34.84 ± 0.97 et 162 ± 2.67 mg/kg, respectivement) ont dépassé leurs valeurs de fond naturelles respectives dans les sédiments de la baie d'Alger en raison de l'influence des apports pollués de l'oued El Harrach et du port d'Alger.

La corrélation de Pearson et l'analyse en composantes principales (ACP) ont mis en évidence une source géochimique commune pour la plupart des métaux en raison des processus lithogènes. L'altération des roches a agi comme le principal facteur contribuant de manière significative au dépôt de métaux traces dans les sédiments de la côte centrale. D'autre part, les effluents urbains et agricoles ont été considérés comme les principales sources de pollution dans la zone d'étude, définissant ainsi la matière organique comme puits pour certains métaux traces dans la région. Le plomb a été en partie introduit à partir des émissions du transport maritime et du trafic routier dans la baie d'Alger, alors que l'arsenic était principalement lié aux fractions de sédiments potentiellement les plus mobiles et provenait principalement de l'application d'engrais dans la région. Les distributions caractéristiques du manganèse (Mn) dans les carottes B et Z ont indiqués un enrichissement diagenétique dans les sédiments de surface résultant de la dégradation de la matière organique.

L'influence de la matière organique, des carbonates de calcium, du soufre total et de la teneur totale en eau sur le comportement des métaux a été discutée, la disponibilité des métaux traces a montré des schémas différents dans les carottes prélevés aux embouchure des Oueds : adsorption préférentielle de Cd, Zn et Ag sur la matière organique dans la carotte A ; précipitation de Pb, Co, V, Ni, Cr, Zn, Cu, Cd et Ag sous forme de sulfures métallifères dans la carotte B et enrichissement diagenétique de surface pour le Pb, Zn et Co dans la carotte Z. La synthèse des résultats a montré que les polluants inorganiques tel que le chrome, le cadmium le zinc et en particulier l'arsenic, étaient en partie associés aux carbonates de calcium dans les sédiments.

Les facteurs d'enrichissement (EF) ont diminué dans l'ordre $Cd > Ag > Pb > As > Zn > Cu > Ni > Cr > V > Co$ et n'ont montré aucun enrichissement et pollution significatifs dans l'ensemble de la zone d'étude. Néanmoins, les FE calculés pour le Cu, Zn, As, Cd et Ag dans la Baie d'Alger présentaient des enrichissements modérés dans les sédiments de surface car leur FE étaient supérieurs à 2 et même 3 pour l'Ag. Pour d'autres comme le V, Co, Ni et Cr, leurs concentrations étaient dans la gamme de variabilité naturelle et n'ont pas été affectés par les activités anthropiques car leur EF étaient proche de 1.

En ce qui concerne les valeurs guide pour la qualité des sédiments (SQGs), tous les métaux n'ont pas eu d'effets indésirables fréquents sur les organismes vivant dans les sédiments. Les valeurs d'indice de charge polluante (PLI) et Q_m -SQG ont montré que la baie d'Alger était la zone la plus polluée et présentait un risque écologique plus élevé que la baie de Zemmouri et la baie de Bou-Ismaïl. En suivant les critères d'évaluation de indices FE et PLI, il a été possible d'identifier la carotte A comme la plus contaminée parmi les carottes analysées dans cette étude.

Les résultats obtenus au cours de cette thèse sont utiles pour de futures investigations environnementales sur la qualité des sédiments côtiers, et pour l'élaboration de stratégies de gestion des zones côtières pour l'environnement marin. L'amélioration de la qualité des eaux et des sédiments côtiers en Algérie nécessite un contrôle rigoureux de l'utilisation des produits agrochimiques dans les terres agricoles et la maîtrise de leur utilisation. La diminution de la charge polluante des métaux nécessite la mise en place d'un plan d'assainissement des eaux usées urbaines par la construction des stations d'épurations à grande échelle, notamment sur les berges des Oueds.

Des investigations complémentaires s'avèrent très utiles dans le but de mieux comprendre l'historique de la contamination métallique dans la région Algéroise et les processus de la diagenèse des métaux traces et leur mobilité dans les sédiments côtiers par :

- Analyse de la variation d'âge correspondant aux différentes profondeurs des sédiments de carotte (telles que la datation avec le ^{210}Pb ou ^{137}Cs) afin de comprendre les environnements sédimentaires et les taux de sédimentation. Pour cela, nous avons analysés les activités du ^{210}Pb , mais malheureusement, nous avons rencontré de nombreux problèmes au laboratoire qui ont fortement influencé sur la qualité des résultats pour les rendre inexploitable.
- Analyse des fractions biodisponibles des métaux (échangeables, réductibles et oxydables) dans les sédiments.
- Analyse des métaux dans l'eau interstitielle (fraction mobile du sédiment).
- Analyse des changements verticaux de chaque indice d'oxydoréduction dans l'eau interstitielle des sédiments pour définir la portée et l'étendue de l'influence de la diagenèse précoce sur le comportement des métaux
- Estimation de la composition chimique des particules en suspension dans les oueds de la région centre afin d'avoir une réelle connaissance des flux entrant dans chaque baie.
- Etude de l'influence de la réduction des sulfates et de la présence des sulfures sur le comportement des Métaux.

〔 Références Bibliographiques 〕

Références Bibliographiques

- Abderrahmani, K., Boulahdid, M., Bendou, N., Guenachi, B., Hacene, O.R., Masino, F., Montevecchi, G. (2021). Partitioning of trace elements in the tissues of Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) sampled from industrial sites along the Algerian coast. *Mar. Pollut. Bull.* vol. 173. Part A. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113006>.
- Abderrahmani, K. (2023). Impact de la pollution sur quelques espèces sédentaires marines. Thèse de doctorat en science, ENSSMAL. P. 180.
- Abraham, G.M.S., Parker, R.J., 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environ. Monit. Assess.* Vol 136. P.P. 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>.
- A.E.E (Agence Européenne pour l'Environnement) (2006). Problèmes prioritaires pour l'environnement méditerranéen. Rapport n° 04 /2006. P. 93.
- Agusto, M. R., A. T. Caselli and M. dos Santos Afonso (2004). Manifestaciones de piritas framboidales en fumarolas de la Isla Decepción (Antártida) : Implicancias genéticas. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*. Vol 9, n° 1, P.P. 152-157.
- AIEA. 2011. Méthode recommandée pour la digestion par micro-ondes d'échantillons marins pour la détermination de la teneur en éléments traces, méthodes recommandées par l'AIEA. P. 8.
- Ajili H., et Bouri A., 2018. Corporate governance quality of Islamic banks: measurement and effect on financial performance. *International Journal of Islamic and middle eastern finance and management*. Vol. 11 no° 3, P.P. 470-487. <https://doi.org/10.1108/IMEFM-05-2017-0131>
- Akli, S. (2015). Économie des ressources en eau en Algérie quelle place pour la gestion de la demande et quel impact sur l'économie de l'eau ?. Application au bassin côtier algérois. Thèse de doctorat, École nationale supérieure agronomique d'Alger (ENSA). P. 200.
- Alloway, B. J. (1990). *Heavy metals in soils*. Blackie & Son Ltd, London, England.
- Aminot, A., Chausse-Pied, M. (1983). *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. Brest : CNEXO. P. 395.
- Andrade, S., Ulbrich, H.H., Janasi, V.A., Navarro, M.S. (2009). The determination of total hydrogen, carbon, nitrogen and sulfur in silicates, silicate rocks, soils and sediments. *Geostand. Geoanalytical Res.* Vol 33. P.P. 337-345. <https://doi.org/10.1111/j.1751-908X.2009.00001.x>.
- Andral, B., Alzieu, C., Boissery, P., Bertrand, M.C., Dauré, S., Rebouillon, P., Thébault, H., 2001. Les guides méthodologiques du RLM : Evaluation de la contamination chimique et radiologique du sédiment, Rapport Ifremer. P. 43.
- Angelidis, M. (2005). Exchange of Pollutants (Trace Elements) at the Sediment Boundary. *Mediterr. Sea* 5K. P.P. 557-565. <https://doi.org/10.1007/b107152>.

ANRH-National Agency of Hydraulic Resources (2003) Hydrogeological study of the alluvial aquifer of Low-Isser, internal report. P. 25.

Appelo, C.A.J., Postma, D. (2004). Geochemistry, groundwater and pollution, second edition, Geochemistry, Groundwater and Pollution, Second Edition. CRC Press. https://doi.org/10.1201/9781439833544/Geochemistry_groundwater_pollution_appelo_dieke_postma_appelo_dieke_postma.

Arib A., Sarhiri A., Moussa R., Remmal T., et Gomina M. (2007). Caractéristiques structurales et mécaniques de céramiques à base d'argiles: influence de la source de feldspath. Comptes Rendus Chimie, Vol 10. n° 6. P.P. 502-510.

Aroua, M., Boulahdida, M., Radakovitch, O., Benhalima, M., Guendouzi, Y., Fowler, S.W., Ambrosi, J.P. (2023). Sediment pollution: An assessment of anthropogenic and geogenic trace element contributions along the central Algerian coast. Marine pollution bulletin. Vol 186, n° 114398. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114398>.

Astite, S.W., Medjerab, A., Belabid, N., El Mahmoudi, N., El Wartiti, M., Kemmou, S. (2015). Cartography of flood hazard by overflowing rivers using hydraulic modeling and geographic information system: Oued El Harrach case (North of Algeria). Revista de teledetección, Asociación Española de Teledetección. Vol 44. P.P. 67-79. <http://dx.doi.org/10.4995/raet.2015.3985>.

Athmani, H., Mostefa, B., Radakovitch, O., Angeletti, B., Ambrosi, J.-P., Hocini, N. (2022). Trace metal contamination in sediment cores from Algiers Bay (Algeria). Arab. J. Geosci. Vol 15, n° 1107. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10218-y>.

Baba-Ahmed, L., Benamar, M., Belamri, M., Azbouche, A., Benarous, S. & Benkhalifa, A. (2018). Natural radioactivity levels in sediments in Algiers Bay using instrumental neutron activation analysis. Radiochimica Acta vol 106. n° 11, P.P. 939-948. <https://doi.org/10.1515/ract-2018-2926>.

Bachouche, S. (2017). Modélisation hydrodynamique et qualité des eaux et sédiments de la côte centre Algérienne. Thèse de doctorat à l'ENSSMAL. P. 251.

Bachouche, S., Houma, F., Gomiero, A., Rabah, B. (2017). Distribution and Environmental Risk Assessment of Heavy Metal in Surface Sediments and Red Mullet (*Mullus barbatus*) from Algiers and Boulsmail Bay (Algeria). Environ. Model. Assess. Vol 22. P.P. 473-490. <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9550-x>.

Badr, N. B. E., El-Fiky, A. A., Mostafa, A. R., Al-Mur, B. A. (2008). Metal pollution records in core sediments of some Red Sea coastal areas, Kingdom of Saudi Arabia. Environ. Monit. Assess. Vol 155. P.P. 509-526.

Bahr, D. B., Hutton, E. W., Syvitski, J. P., Pratson, L. F. (2001). Exponential approximations to compacted sediment porosity profiles, Computers & Geosciences. Vol 27. P.P. 691-700.

Bai, J., Xiao, R., Zhang, K., Gao, H. (2012). Arsenic and heavy metal pollution in wetland soils from tidal freshwater and salt marshes before and after the flow-sediment regulation regime in the Yellow River Delta, China. J. Hydrol. Vol. 450. n° 451. P.P. 244-253. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.006>.

Bakalem, A. (2008). Contribution à l'étude des peuplements benthiques du plateau continental algérien. Thèse de doctorat. Océanographie. Algérie : Université USTHB. P. 677.

- Bakalem, A., Ruellet, T., Dauvin, J.C. (2009). Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. *Ecol. Indic.* Vol 9. P.P. 395-408. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.05.008>.
- Bakan, G., Özkoç, 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. *Int. J. Environ. Stud.* Vol 64. P.P. 45-57. <https://doi.org/10.1080/00207230601125069>.
- Barbieri, M., Sappa, G., Nigro, A. (2018). Soil pollution: Anthropogenic versus geogenic contributions over large areas of the Lazio region. *J. Geochemical Explor.* Vol 195. P.P. 78-86. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.11.014>.
- Barron, A., Sun, J., Passaretti, S., Sbarbati, C., Barbieri, M., Colombani, N., Jamieson, J., Bostick, B.C., Zheng, Y., Mastrocicco, M., Petitta, M., Prommer, H. (2022). In situ arsenic immobilisation for coastal aquifers using stimulated iron cycling: Lab-based viability assessment. *Appl. Geochemistry.* Vol 136. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105155>.
- Bartoli, G., Papa, S., Sagnella, E., Fioretto, A. (2012). Heavy metal content in sediments along the Calore river: relationships with physical–chemical characteristics. *J. Environ. Manag.* Vol 91. P.P. 9-14.
- Bechkit, M.A., Pezard, P.A. & Chabour, N. (2022). Evolution of the fresh to salt water interface from electrical sounding near Oued Nador, Tipaza (North Algeria). *Arab J Geosci.* Vol 15. n° 1607. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10905-w>.
- Belhadj, H., Aubert, D., Dali Youcef, N. (2017). Geochemistry of major and trace elements in sediments of Ghazaouet Bay (western Algeria): An assessment of metal pollution. *Comptes Rendus - Geosci.* Vol 349. P.P. 412-421. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2017.09.013>.
- Bellucci, L.G., El-Moumni, Collavini, B., Frignani, F., Albertazzis, M. (2003). Heavy metals in Morocco Lagoon and river sediments. *J. Phys.* Vol 107. n° 1. P.P. 139-142.
- Benali Khodja, M., Metouchi, A., Djoudar Hallal, D. et al., 2022. Spatiotemporal characterization of the annual rainfall variability in the Isser Watershed (Algeria). *Arab J Geosci.* Vol 15.n° 190. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-09408-x>
- Benhalima, M., Boulahdid, M., Guendouzi, Y., Radakovitch, O., Aroua, M., Fowler, S.W., Ambrosi, J.-P., Angeletti, B. (2022). Occurrence, contamination level and ecological risk assessment of dissolved and particulate trace elements in rivers entering the southwestern Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* Vol 180. n° 113723. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113723>.
- Benoit C. (2005). Biogéochimie et enregistrements des composés organostanniques dans les sédiments du bassin d'Arcachon. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux I, Bordeaux, France. P. 208.
- Benslama, L. (2012). Dépôts quaternaires et évolution du précontinent Ouest algérois. Thèse de doctorat, Université des sciences et technologies H.M. Alger. P. 260.
- Berner, R.A. (1980). *Early Diagenesis: A Theoretical Approach*. Princeton University Press. <https://doi.org/10.2307/j.ctvx8b6p2>.
- Billon, G. (2001). *Géochimie des métaux et du soufre dans les sédiments des estuaires de la Seine et de l'Authie*. Université des sciences et technologies de Lille. France. P. 206.

- Birch GF, Olmos MA. (2008). Sediment-bound heavy metals as indicators of human influence and biological risk in coastal water bodies. *ICES J Mar Sci*. Vol 65. n° 1407. P.13.
- Bish, D.L., and R.C. Reynolds, Jr. (1989). Sample preparation for x-ray diffraction.. In D.L. Bish and J.E. Post ed. *Modern powder diffraction*. Mineralogical Society of America, Washington, DC. P.P. 73-100
- Bokretaoui, S., Boutouili, T. S. (1989). Baie de Bou-Ismaïl Etude des paramètres physiques et chimiques approches biosédimentaires. Mémoire d'ingénieur, ENSSMAL, Algérie. P. 130.
- Bolt, G.H., Bruggenwert, M.G.M. (1978). Composition of the soil. Dans G.H. Bolt et M.G.M. Bruggenwert (ed.), *Soil chemistry. A. Basic elements*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. P. 1-11.
- Bonnet, C. (2000). Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Université de Metz. France. P.326.
- Bosc, E., Bricaud, A., Antoine, D. (2004). Variabilité saisonnière et interannuelle de la biomasse algale et de la production primaire en Méditerranée, dérivée de 4 années d'observations SeaWiFS. *Cycles biogéochimiques mondiaux*. P. 18 : doi : 10.1029/2003GB002034.
- Bouchelouche, D., Arab, A. (2020). Bioaccumulation of heavy metals in an aquatic insect (*Baetis pavidus*; Baetidae; Ephemeroptera) in the El Harrach Wadi (Algeria). *Arab J Geosci*. Vol 13. n° 672. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-05582-6>.
- Boucheseiche, C., Cremille, E., Pelte, T., Pojer, K. (2002). Guide technique n°7. Pollution toxique et écotoxicologie : notions de base. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse.
- Bouderbala A. (2015). Groundwater salinization in semi-arid zones: an example from Nador plain (Tipaza, Algeria). *Environ Earth Sci*. Vol 73. P.P. 5479-5496. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3801-9>.
- Bouderbala, A. (2017). Assessment of groundwater quality and its suitability for domestic and agricultural uses in Low-Isser plain, Boumedres, Algeria. *Arab J Geosci*. Vol 10. n° 333.
- Boudjema, N., Drouiche, N., Abdi, N., Grib, H., Lounici, H., Pauss, A., Mameri, N. (2014). Treatment of Oued El Harrach river water by electrocoagulation noting the effect of the electric field on microorganisms. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.* Vol 45. P.P. 1564-1570. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2013.10.006>.
- Bouhmadouche, M. (2015). Distribution des sédiments fins depuis le bassin versant de l'oued Isser à son embouchure en Méditerranée (Boumerdès, Algérie). Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime Edition 3, Ferrara, Italia. Disponible en ligne – <http://www.paralia.fr>. P. 7.
- Bouhmadouche, M., Hemdane, Y. (2016). Erosion of a sandy coast: continuous follow-up of the coastal groynes of protection in Boumerdes (Algeria). *Environ Earth Sci*. Vol 75. n° 866. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5665-7>.
- Boulegue, J., Lord, C. J., and Church, T. M. (1982). Sulfur speciation and associated trace metals (Fe, Cu) in the porewaters of Great marsh, Delaware, *Geochimica and Cosmochimica Acta*. Vol 46. P.P. 453-464.

- Boulvain, F. (2011). Une introduction aux processus sédimentaires [en ligne]. [consulté le 14/01/2023] Disponible sur le web : www2.ulg.ac.be/geolsed/processus/processus.htm.
- Boust D. (1981). Diagenèse organique de sédiments deltaïques (Delta de la Mahakam, Indonésie). Thèse de Doctorat d'Etat, Université d'Orléans, France. P. 187.
- Boutaghane, H., Boulmaiz, T., Lameche, E.K., Lefkir, A., Hasbaia, M., Abdelbaki, C., Moulahoum, A.W., Keblouti, M., Bermad, A. (2022). Flood Analysis and Mitigation Strategies in Algeria. P.P. 95-118. https://doi.org/10.1007/978-981-16-2904-4_3.
- Brandt, S. (2000). Classification of geomorphological effects downstream of dams. CATENA. Vol 40. n° 4. P.P. 375-401. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00093-X](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00093-X).
- Bremner, J.M., Willis, J.P. (1993). Mineralogy and geochemistry of the clay fraction of sediments from the Namibian continental margin and the adjacent hinterland. Mar. Geol. Vol 115. P.P. 85-116.
- Brosse E. (1982). Contribution à la minéralogie et à géochimie des sédiments pélagiques profonds: comparaison des " blacks-shales" du crétacé dans l'atlantique central nord et des dépôts du malm et du crétacé en briançonnais. Thèse Doctorat de l'Ecole nationale supérieure des mines de Paris, France, P. 333.
- Brown, G., and G.W. Brindley. (1980). X-ray diffraction procedures for clay mineral identify cation. In G.W. Brindley and G. Brown (ed.) Crystal structures of clay minerals and their Xray identification. Mineral. Soc. Monogr. 5. Mineralogical Society, London. P.P. 305-359.
- Bruland, K.W., Lohan, M.C., 2003. Controls of Trace Metals in Seawater. Treatise on Geochemistry. Vol 6. P.P. 23-47. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/06105-3>
- Buccolieri, A., Buccolieri, G., Cardellicchio, N., Dell'Atti, A., Di Leo, A., Maci, A. (2006). Heavy metals in marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). Mar. Chem. Vol 99. P.P. 227-235. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2005.09.009>.
- Cai, Y., Guo, L., Wang, X., Mojzis, A.K., Redalje, D.G. (2012). The source and distribution of dissolved and particulate organic matter in the Bay of St. Louis, northern Gulf of Mexico. Estuar. Coast. Shelf Sci. Vol 96. P.P. 96-104. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.10.017>.
- Calvet, R. (2003). Le sol : propriétés et fonctions. Éditions France Agricole - Dunod, Paris, France.
- Canfield, D. E. (1997). The geochemistry of river particulates from the continental USA: Major elements. Geochimica et cosmchimica Acta. Vol 61. n°16. P.P. 3349-3365.
- Casas, J., Rosas, H., Solé, M., Lao, C., 2003. Heavy metals and metalloids in sediments from the Llobregat basin, Spain. Environmental Geology 44, 325-332.
- Cazalet, M.L. (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. France. P. 266.
- Charlou, J. et Joanny, 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., Chaussepied, M. (Ed) : Manuel des analyses chimiques en milieu marin. P.P. 285-295.

- Charriau, A. (2009). Etude de la contamination organique et métallique associée aux sédiments du district hydrographique international de l'Escaut. Université Lille 1. France. P. 230.
- Charriau, A., Lesven, L., Gao, Y., Leermakers, M., Baeyens, W., Ouddane, B., Billon, G. (2011). Trace metal behaviour in riverine sediments: Role of organic matter and sulfides. *Appl. Geochemistry*. Vol 26. P.P. 80-90. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2010.11.005>.
- Chemlal N. (1983). Paléomorphologie et hydrogéologie de la basse vallée de l'Isser, thèse de 3ème cycle, Grenoble 1. France. P. 350.
- Chemrouk, O., Chabbi, N. (2016). Vulnerability of Algiers Waterfront and the New Urban Development Scheme. *Procedia Eng.* Vol 161. P.P. 1417-1422. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.08.603>.
- Chen, C.W., Kao, C.M., Chen, C.F., Dong, C. Di. (2007). Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere*. Vol 66. P.P. 1431-1440. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2006.09.030>.
- Chen, M., Hur, J. (2015). Pre-treatments, characteristics, and biogeochemical dynamics of dissolved organic matter in sediments: A review. *Water Res.* Vol 79. P.P. 10-25. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.018>.
- Chester, R. (1990). *Marine Geochemistry*, First. ed. The Academic Division of Unwin Hyman Ltd. <https://doi.org/10.1007/978-94-010-9488-7>.
- Chester, R., Stoner, J.H. (1973). Pb in Particulates from the Lower Atmosphere of the Eastern Atlantic. *Nat.* Vol 245. P.P. 27-28. <https://doi.org/10.1038/245027b0>.
- Coleman, M.L. and Raiswell, R. (1995). Source of carbonate and origin of zonation in pyritiferous carbonate concretions: Evaluation of a dynamic model. *American Journal of Science*. Vol 295. P.P. 282-308.
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, et al. (2010). The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE*. Vol 5. n° 8. 11842. [doi:10.1371/journal.pone.0011842](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842).
- Cossa, D. et Lassus, P. (1989). Le Cadmium en milieu marin Biogéochimie et écotoxicologie. *Rapport Scientifiques et Technique de l'IFREMER*. P. 76.
- Courteau. R. (2011). Rapport sur la pollution de la Méditerranée : état et perspectives à l'horizon 2030. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Page web. https://www.senat.fr/rap/r10-652/r10-652_mono.html. [consulté le 26/01/2023].
- Cundy, A.B., Croudace, I.W., Cearreta, A., Irabien, M.J. (2003). Reconstructing historical trends in metal input in heavily-disturbed, contaminated estuaries: studies from Bilbao, Southampton Water and Sicily. *Applied Geochemistry*. Vol 18. P.P. 311-325.
- Dagorne, A. (1973). Sédimentologie et bionomie benthique en baie de Bou Ismail (ex. Castiglione). *Bull. Inst. Océanogr. d'Alger. Pélagos*. Vol 4. n° 2. P.P. 40-53.
- Dahane D. (2017). Les Radioéléments et l'Histoire de la Contamination dans les Sédiments de la Côte Algéroise. Thèse de Magister. ENSSMAL. Alger. P. 194.

Dang, D.H., Tessier, E., Lenoble, V., Durrieu, G., Omanović, D., Mullot, J.U., Pfeifer, H.R., Mounier, S., Garnier, C. (2014). Key parameters controlling arsenic dynamics in coastal sediments: An analytical and modeling approach. *Mar. Chem.* Vol. 161. P.P. 34-46. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2014.02.005>.

Dean E., et Schwalb A. (2002). Le cycle du carbone lacustre éclairé par les eaux et les sédiments de deux lacs d'amont hydrologiquement distincts dans le centre-nord du Minnesota, aux États-Unis. *Journal of Sedimentary Research*. Vol 72. n° 3. P.P. 416-431.

Dercourt, J. et J. Paquet. (1990). *Géologie : Objets et méthodes*, 8ème éd. Dunod, Paris.

Devallois, V. (2009). Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux. Thèse doctorat. Sciences de l'environnement. France : Université de Provence. P. 277.

Devol, A.H. and Ahmend, S.I. (1981). Are high rates of sulphate reduction associated with anaerobic oxidation of methane? *Nature*. Vol 291. P.P. 407-408.

Devol, A.H. (2015). Denitrification, Anammox, and N₂ Production in Marine Sediments. *Annual review of marine science*. Elsevier, Amsterdam. Vol 7. P.P. 403-423. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135040>.

Djema, M., Mebrouk, N. (2022). Groundwater quality and nitrate pollution in the Nador plain, Algeria. *Environ Earth Sci*. Vol 81.n° 460. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10557-9>.

Du Laing, G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B., Meers, E., Tack, F.M. (2009). Trace metal behaviour in estuarine and riverine flood plain soils and sediments: a review. *Sci. Total Environ*. Vol 407. P.P. 3972-3985.

Duce, R. A., Hoffmann, G. L., Zoller, W. H. (1975). Atmospheric trace metals at remote northern and southern hemisphere sites: pollution or natural? *Science*. Vol 187. P.P. 59-61.

Duport, E. (2006). Quantification de la bioturbation dans les écosystèmes marins côtiers : caractérisation des groupes fonctionnels responsables du remaniement sédimentaire. Thèse de Doctorat, Université de la Méditerranée Aix-Marseille II, France. 1 vol. (x-122 f.)

Eggleton, J., Thomas, K. V. (2004). A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environ. Int.* Vol 30. P.P. 973-980. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.03.001>.

Elahcene, O., Bouznad, I.E. & Bouleknaft, Z. (2019). Erosion and solid transport processes in the Isser Wadi watershed, Algeria. *Euro-Mediterr J Environ Integr*. Vol 4. n° 25. <https://doi.org/10.1007/s41207-019-0113-1>.

Elbaz-Poulichet, F. (2005). River Inputs of Metals and Arsenic, in: Saliot, A. (Ed.), *The Mediterranean Sea. Handbook of Environmental Chemistry*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, P.P. 211-235. <https://doi.org/DOI 10.1007/b107148>.

Ergin, M., Yörüük, R. (1990). Distribution and texture of the bottom sediments in a semi-enclosed coastal inlet, the Izmit Bay from the eastern sea of Marmara (Turkey). *Estuar. Coast. Shelf Sci*. Vol 30. P.P. 647-654. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(90\)90100-6](https://doi.org/10.1016/0272-7714(90)90100-6).

- Esen, E., Kucuksezgin, F., Uluturhan, E. (2010). Assessment of trace metal pollution in surface sediments of Nemrut Bay, Aegean Sea. *Environ. Monit. Assess.* Vol 160. P.P. 257-266. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0692-9>.
- Estrada, M. (1996). Primary production in the nord-ouest de la Méditerranée. *Scientia Marina*. Vol 60 (Suppl. 3). P.P. 55–64.
- Fang, Z., Liu, W., Yao, T., Zhou, G., Wei, S., Qin, L. (2022). Experimental study of chromium (III) coprecipitation with calcium carbonate. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Vol 322. P.P. 94-108. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2022.01.019>.
- Fellah, A. (2010). Contribution à l'étude des polluants métalliques dans les eaux et les sédiments de l'estuaire de la Tafna (Rachgoune, wilaya de Ain témouchent). Mémoire de magister à l'université Abou bekr belakaid, Telemcen. P. 147.
- Fennel, K., Brady, D., DiToro, D., Fulweiler, R.W., Gardner, W.S., Giblin, A., Mark J. McCarthy, M.J., Rao, A., Seitzinger, S., Thouvenot-Korppoo, M., Tobias, C. (2009). Modeling denitrification in aquatic sediments. *Biogeochemistry*. Vol 93. P.P. 159-178. DOI 10.1007/s10533-008-9270-z.
- Filella, M. (2009). Freshwaters : which NOM matters ? *Environmental Chemistry Letters*. Vol 7. n°1. P.P. 21-35.
- Forstner, U., Wittman, G.T.W. (1979). *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin.
- Fouzia, H., Samir, B., El Islam, B.N., Rabah, B. (2013). Contribution of Satellite Measurements to the Modeling and Monitoring of the Quality of Coastal Seawater. *Perspect. Water Pollut.* Vol 2. <https://doi.org/10.5772/53375>.
- Frignani, M., Bellucci, L. G., Langone, L., Muntau, H. (1997). Metal fluxes to the sediments of the northern Venice Lagoon. *Marine Chemistry*. Vol 58. n°3. P.P. 275-292. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(97\)00055-8](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(97)00055-8)
- Froelich, P.N., Klinkhammer, G.P., Bender, M.L., Luedtke, N.A., Heath, G.R., Cullen, D., Dauphin, P., Hammond, D., Hartman, B., Maynard, V. (1979). Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochim. Cosmochim. Acta*. Vol 43. P.P. 1075-1090. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(79\)90095-4](https://doi.org/10.1016/0016-7037(79)90095-4).
- Fu, F., Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *J. Environ. Manage.* Vol 92. P.P. 407-418. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2010.11.011>.
- Fu, J., Zhao, C., Luo, Y., Liu, C., Kyzas, G. Z., Luo, Y., Zhao, D., An, S., Zhu, H. (2014). Heavy metals in surface sediments of the Jialu River, China: their relations to environmental factors. *J. Hazard. Mater.* Vol. 270. P.P. 102-109.
- Gabelle, C. (2006). Étude de la contamination des sédiments par les métaux dans les canaux et rivières du nord de la France. Thèse, Université des sciences et technologies de Lille. France. P. 261.
- Gagnon C, Mucci A, Pelletier E. (1995). Anomalous accumulation of acid volatile sulphides (AVS) in a coastal marine sediment, Saguenay Fjord, Canada. *Geochim Cosmochim Acta*. Vol 59. P.P. 2663-2675.

- Gaillardet, J., Viers, J., Dupré, B. (2003). Trace Elements in River Waters, in: *Treatise on Geochemistry*. P.P. 225–272. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/05165-3>
- Galvez-Cloutier, R. (1995). Study of heavy metal accumulation mechanisms in the Lachine canal sediments. Thèse de doctorat. Université Mc Gil Moneéal. Canada. P. 256.
- Galvez-Cloutier, R. (1989). Clay suspension as a buffering system for the containment of lead as a soil pollutant. Mémoire de magister. Université McGill Montréal. P. 128.
- Gao, L., Chen, J., Tang, C., Ke, Z., Wang, J., Shimizu, Y., Zhu, A. (2015). Distribution, migration and potential risk of heavy metals in the Shima River catchment area, South China. *Environ. Sci. Process. Impacts*. Vol 17. P.P. 1769-1782. <https://doi.org/10.1039/c5em00156k>.
- Gao, L., Li, R., Liang, Z., Wu, Q., Yang, Z., Li, M., Chen, J., Hou, L. (2021). Mobilization mechanisms and toxicity risk of sediment trace metals (Cu, Zn, Ni, and Pb) based on diffusive gradients in thin films: A case study in the Xizhi River basin, South China. *J. Hazard. Mater.* Vol 410. n° 124590. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124590>.
- Gao, L., Wang, Z., Shan, J., Chen, J., Tang, C., Yi, M., Zhao, X. (2016). Distribution characteristics and sources of trace metals in sediment cores from a trans-boundary watercourse: An example from the Shima River, Pearl River Delta. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* Vol 134. P.P. 186-195. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.08.020>.
- Garnier, C. (2004). Modélisation et évaluation des équilibres de complexation entre la matière organique naturelle, les métaux traces et le proton. Applications aux eaux naturelles. Thèse, Université du Sud Toulon - Var. France. P. 207.
- Garrivier, F. (1995). Mise au point en écotoxicologie : détection des perturbations fonctionnelles des sédiments en présence de composés chimiques. These en Biochimie et Biologie Appliquées. Université de Savoie, Chambéry, France. P. 186.
- Gasparon, M., Ehrler, K., Matschullat, J., Melles, M. (2007). Temporal and spatial variability of geochemical backgrounds in the Windmill Islands, East Antarctica: implications for climatic changes and human impacts. *Applied Geochemistry*. Vol 22. P.P. 888-905.
- Gasparon, M., Matschullat, J. (2006). Geogenic sources and sinks of trace metals in the Larsemann Hills, East Antarctica: natural processes and human impact. *Applied Geochemistry*. Vol 21. n°2. P.P. 318-324.
- Gaume, E, Borga, M, Carmen, Llasat M, Maouche, S, Lang M, Diakakis M. (2016). Mediterranean extreme floods and flash floods. In: *The mediterranean region under climate change a scientific update*. IRD Éditions, Marseille, France. P.P. 133-144. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.23181>.
- Gazulla, M.F., Rodrigo, M., Orduña, M., Gómez, C.M. (2012). Determination of Carbon, Hydrogen, Nitrogen and Sulfur in Geological Materials Using Elemental Analysers. *Geostand. Geoanalytical Res.* Vol 36. P.P. 201–217. <https://doi.org/10.1111/j.1751-908X.2011.00140.x>.
- Gharbi, L. T. (2008). Rôle de la matière organique sur le devenir des polluants métalliques. Cas de la fertirrigation d'un sol en climat méditerranéen. Thèse, Université du Sud Toulon - Var. France. P. 302.

- Gosselin A., Blackburn D., Bergeron M. (1999). « Protocole d'évaluation de la traitabilité des sédiments, des sols et des boues à l'aide des technologies minéralurgiques ». Préparé par la : Section Eco innovation technologique, Programme de développement et de démonstration technologiques, Direction de la Protection de l'Environnement Canada.
- Gounou, C. (2008). Mobilité des éléments traces métalliques dans les sédiments : couplage et comparaison des approches chimiques et microbiologiques. Thèse, Université Paris 12. France.
- Grimes, S., Lamri, H., Fodil R. (2008). Destinations. Développement de stratégies pour un tourisme durable dans les nations méditerranéennes. Algérie, Rapport diagnostic. P. 161.
- Gu, X., Xin, M., Wang, J., Lu, S., Lian, M., Lin, C., Ouyang, W., He, M., Liu, X., Wang, B. (2022). Historical records of trace metals in two sediment cores of Jiaozhou Bay, north China. *Mar. Pollut. Bull.* Vol 175. n° 113400. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113400>.
- Guendouzi, Y., Boulahdid, M., Rouane Hacene, O., Inal, A., Boudjellal, B., Fowler, S.W. (2021). Contamination level and ecological risk assessment of particulate trace metals in Southwestern Mediterranean Sea. *Reg. Stud. Mar. Sci.* Vol 46. N° 101876. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101876>.
- Guendouzi, Y., Soualili, D.L., Fowler, S.W., Boulahdid, M. (2020). Environmental and human health risk assessment of trace metals in the mussel ecosystem from the Southwestern Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* vol 151. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110820>.
- Guo, Y., Yang, S. (2016). Heavy metal enrichments in the Changjiang (Yangtze River) catchment and on the inner shelf of the East China Sea over the last 150years. *Sci. Total Environ.* Vol 543. P.P. 105-115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.012>.
- Habiki, H., Benslama, L. (2015). Exploitation des sables de plage et des dunes côtières. Impact sur l'équilibre du littoral entre Boumerdès et Zemmouri El Bahri. (Est-Algérois) Algérie. Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime EDITION 3, FERRARA, ITALIA. Disponible en ligne – <http://www.paralia.fr>.
- HACHEMI, A. (2016). Etude de l'intrusion marine dans les aquifères côtiers. Cas de l'aquifère côtier de l'Oued Nador (w. Tipaza). Thèse de doctorat, ENSA. Alger. P. 194.
- Haes, R.R. (1981). The Biogeochemistry of Iron, in: Schulz, H.D., Zabel, M. (Eds.), *Marine Geochemistry*. Springer Berlin Heidelberg, P.P. 241-242.
- Hajnos, M., Lipiec, J., S' wieboda, R., Sokolowska, Z., Witkowska- Walczak, B. (2006). Complete characterization of pore size distribution of tilled and orchard soil using water retention curve, mercury porosimetry, nitrogen adsorption, and water desorption methods. *Geoderma*. Vol 135. P.P. 307-314.
- Håkanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*. Vol 14. n° 8. P.P. 975-1001.
- Håkanson, L., Jansson, M. (1983). *Principles of lake sedimentology*. New York: Springer-Verlag.
- Han Y, Du P, Cao J, Posmentier E. (2006). Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Sci Total Environ.* Vol 355. n°1-3. PP. 176-186.

- Hanson, W.B., Sanatani, S. and Patterson, T.N.L. (1983). Influence of the E region dynamo on equatorial spread F. *Journal of Geophysical Research*. Vol 88. doi: 10.1029/JA088iA04p03169. issn: 0148-0227.
- Harid, R. (2022). Etude par télédétection et mesures in-situ des efflorescences algales et de la matière en suspension dans le Bassin Algérien. Thèse de Doctorat, ENSSMAL. P. 200.
- Harikumar, P., & Nasir, U. (2010). Ecotoxicological impact assessment of heavy metals in core sediments of a tropical estuary. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol 73. N°7. P.P.1742-1747. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.08.022>.
- Harris, W., White, N. (2008). X-ray Diffraction Techniques for Soil Mineral Identification. *Methods of Soil Analysis*. Chapter 4. Part 5. Mineralogical Methods. SSSA Book Series, no. 5.
- Hassani, M., Saadoud, D., Chabou, M.C., Martín-Peinado, F.J., Sánchez-Marañón, M. (2019). Spectral signs of aeolian activity around a sand-dune belt in northern Algeria. *CATENA*. Vol 182. n° 104175. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2019.104175>.
- Hautevelle, Y. (2005). Géochimie organique des séries argilo-carbonatées du Callovo-Oxfordien de l'Est du bassin de Paris et d'Angleterre. Variabilités et implications paléoenvironnementales. Thèse, Université Henri Poincaré, Nancy 1. France. P.383.
- Heiri, O., Lotter, A.F., Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results, *Journal of Paleolimnology*. Vol 25. n°1. P.P. 101-110. <https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>.
- Henrichs, S.M., Reeburgh, W.S. (1987). Anaerobic mineralization of marine sediment organic matter: Rates and the role of anaerobic processes in the oceanic carbon economy. *Geomicrobiology Journal*. Vol 5. PP. 3-4.
- Hlaváčková, P. (2005). Évaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies. Thèse, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. France. P. 207.
- Ho, H.H., Swennen, R., Cappuyns, V., Vassilieva, E., Van Gerven, T., Tran, T. (2012). Potential release of selected trace elements (As, Cd, Cu, Mn, Pb and Zn) from sediments in Cam River-mouth (Vietnam) under influence of pH and oxidation. *Sci. Total Environ*. P.P. 435-436. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.048>.
- Hochella, M.F., White, A.F. (1990). Mineral Water interface geochemistry. *Rev Mineral* ; vol. 23.
- Holm, J.A. (1988). Pidgins and creoles. Volume 1: Theory and structure. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hong, W.L., Latour, P., Sauer, S., Sen, A., Gilhooly, W.P., Lepland, A., Fouskas, F. (2020). Iron cycling in Arctic methane seeps. *Geo-Marine Lett*. Vol 40. P.P. 391-401. <https://doi.org/10.1007/s00367-020-00649-5>.
- Hope, D., M. F. Billett and Cresser, M. S. (1994). A review of the export of carbon in river water: Fluxes and processes. *Environmental Pollution*. Vol 84. N° 3. P.P. 301-324.
- Hopkins T.S. (1985). *Physics of the sea*. Dans : Margalef R, éd. *Environnements clés : Méditerranée occidentale*. New York : Presse de Pergamon.

- Houma Bachari, F. (2009). Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire. Thèse doctorat. Sciences de l'univers et de l'environnement. France : Université du Val de Marne Paris XII. P. 274.
- Hulth, S., Aller, R.C., Gilbert, F. (1999). Coupled anoxic nitrification/manganese reduction in marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*. Vol 63. P.P. 49-66. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(98\)00285-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(98)00285-3).
- 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, ENSSMAL. P.136.
- Inal, A. (2020). Les métaux traces dans les sédiments marins et les espèces démersales de la côte algérienne : contribution à l'évaluation du risque écologique. Thèse de doctorat, ENSSMAL. Alger P. 296.
- Inal, A., Boulahid, M., Angeletti, B., Radakovitch, O. (2018). Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. *Mar. Pollut. Bull.* Vol 136. P.P. 322–333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.029>.
- Ip, C.C.M., Li, X.-D., Zhang, G., Wai, O.W.H., Li, Y.-S. (2007). Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China. *Environ. Pollut.* Vol 147. P.P. 311-23. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.06.028>.
- Jain, C.K., Sharma, M.K. (2001). Distribution of trace metals in the Hindon River system, India. *J. Hydrol.* Vol. 253. P.P. 81-90. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00484-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00484-X).
- Janaki-Raman, D., Jonathan, M.P., Srinivasalu, S., Armstrong-Altrin, J.S., Mohan, S.P., Ram-Mohan, V. (2007). Trace metal enrichments in core sediments in Muthupet mangroves, SE coast of India: Application of acid leachable technique. *Environ. Pollut.* Vol 145. P.P. 245-257. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.012>.
- Jenkins, R. And De Vries, J.L. (1970). *Practical X-ray Spectrometry*. Macmillan, London.
- Jiang, T., Bravo, A.G., Skjellberg, U., Björn, E., Wang, D., Yan, H., Green, N.W. (2018). Influence of dissolved organic matter (DOM) characteristics on dissolved mercury (Hg) species composition in sediment porewater of lakes from southwest China. *Water Res.* Vol 146. P.P. 146-2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.054>.
- Jiao, N., Herndl, G.J., Hansell, D.A., Benner, R., Kattner, G., Wilhelm, S.W., Kirchman, D.L., Weinbauer, M.G. (2010). Carbon storage in the global ocean. *Nat. Publ. Gr.* Vol 8. P.P. 593-599. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2386>.
- Jiao, W., Ouyang, W., Hao, F., Lin, C. (2015). Anthropogenic impact on diffuse trace metal accumulation in river sediments from agricultural reclamation areas with geochemical and isotopic approaches. *Sci. Total Environ.* Vol 536. P.P. 609-615. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.118>.
- Jorgensen, B. (1982). Mineralization of organic matter in the sea bed ; the role of sulfate reduction. *Nature*. Vol .296. P.P. 643-645.
- Kabata, A., Pendias, H. (1991). *Trace elements in soil and plants*. CRC Press, Boca Raton.

- Kappler, A., Schink, R. Ji, B., Brune, A. (2001). Dynamics in composition and size-class distribution of humic substances in profundal sediments of Lake Constance. *Organic Geochemistry*. Vol 32. n°1. P.P. 3-10.
- Karahacane, H., Meddi, M., Chebana, F., Saaed, H.A. (2020). Complete multivariate flood frequency analysis, applied to northern Algeria. *J. Flood Risk Manag.* Vol 13. P.P. 1-48. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12619>.
- Karbassi, A.R., Nabi-Bidhendi, Gh.R., Bayati, I. (2005). Environmental geochemistry of heavy metals in a sediment core off Bushehr, Persian Gulf, Iran. *J. Environ. Health Sci. Eng.* Vol 2. N° 4. P.P. 255-260.
- Kasten, S. And Jorgensenh. B.B. (2000). Sulfate Reduction in Marine Sediments. H. D. Schulz et al. (eds.), *Marine Geochemistry*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2000.
- Kennish, M.J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environ. Conserv.* Vol 29. P.P. 78-107. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000061>.
- Khelil, N. (2021). La gestion intégrée de la zone côtière algéroise : entre doctrine et pratique. Thèse de Doctorat. ENSSMAL. Alger. P. 209.
- Khelil, N., Larid, M., Grimes, S., Le Berre, I., Peuziat, I. (2019). Challenges and opportunities in promoting integrated coastal zone management in Algeria: Demonstration from the Algiers coast. *Ocean Coast. Manag.* Vol 168. P.P. 185-196. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.11.001>.
- Komada, T., Burdige, D.J., Magen, C., Li, H.L., Chanton, J. (2016). Recycling of Organic Matter in the Sediments of Santa Monica Basin, California Borderland. *Aquat. Geochemistry*. Vol 22. P.P. 593-618. <https://doi.org/10.1007/s10498-016-9308-0>.
- Kotu, V., & Deshpande, B. (2019). Classification. *Data Science*, 65-163. doi:10.1016/b978-0-12-814761-0.00004-6 .
- Koudri, M., Dali youcef, N., Benabdellah, I., Ghouali, R., Bernoussi, A., Lagha, A. (2016). Enrichment and geoaccumulation of heavy metals and risk assessment of sediments from coast of Ain Temouchent (Algeria). *Arab. J. Geosci.* Vol 9. <https://doi.org/10.1007/s12517-016-2377-y>.
- Krahforst, C., Sherman, L.A., Kehm, K. (2022). Trace metal enrichment in a tidally influenced, rural tributary of the upper Chesapeake Bay. *Mar. Pollut. Bull.* Vol 175. n° 113377. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113377>.
- Krauskopf, K.B. and Bird, D.K. (1995). Surface chemistry: the solution-mineral interface. In: *Introduction to geochemistry* (Ed M.G.-H.I. Editions) Mc Graw-Hill International Editions edn, Earth Sciences and Geology Series, ch.6, P.P. 135-163.
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquat. Bot.* Vol 89. P.P. 201-219. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>.
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Maurice, C. (2008). Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments—a review. *Waste Manag.* Vol 28. P.P. 215-225.
- L.E.M. (1998). Etude de délimitation d'une zone d'extraction de sable en baie d'Alger. P. 22.

- L.E.M. (2005). Laboratoire d'Etude Maritime. Dragage et aménagement du port de Bouharoun. P 20.
- Labanowski, J. (2004). Matière organique naturelle et anthropique : vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation. Thèse, Université de Limoges. France. P. 199.
- Labuz T.A. (2004). Coastal dune development under natural and human influence on Swina Gate Barrier (Polish coast of Pomeranian Bay). *Coastline Reports*. Vol 2. P.P. 129-138.
- Lacerda, L.A., Fernandez, M.A., Calazans, C.F., Tanizaki, K.F. (1992). Bioavailability of heavy metals in sediments of two coastal lagoons in Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*. Vol 228. n°1. P.P. 65-70.
- Lamouri B. (2017). Caractérisation géologique, minéralogique et géochimique des argiles des formations du versant sud du massif des Aurès. Conséquences paléogéographiques et intérêts commerciaux. Thèse Doctorat de l'Université d'Annaba, Algérie. P 190.
- Lamouroux, M. (1972). Etude de sols formés sur roches carbonatées : pédogenèse fersiallitique au Liban. Paris : ORSTOM. P. 266.
- Leclaire, L. (1972). La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-baléares (précontinent Algérien). *Mémoires du muséum national d'histoire naturelle, série C, Sciences de la terre*. Tome XXIV. P. 391.
- Lee, E.Y., Novotny, J., Wagreich, M. (2020). Compaction trend estimation and applications to sedimentary basin reconstruction (BasinVis 2.0). *Applied Computing and Geosciences*. Vol 5. n° 100015. <https://doi.org/10.1016/j.acags.2019.100015>.
- Leleyter, L., Baraud, F. (2005). Évaluation de la mobilité des métaux dans les sédiments fluviaux du bassin de la Vire (Normandie, France) par extractions simples ou séquentielles. *Comptes Rendus - Geosci*. Vol 337. P.P. 571-579. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2005.01.001>.
- Lesven, L. (2008). Devenir des éléments traces métalliques au sein du sédiment, un compartiment clé de l'environnement aquatique. Université des Sciences et Technologies de Lille. France. P. 233.
- Li, Y., Guan, L, H. (2017). Historical records of trace metals in core sediments from the Lianyungang coastal sea, Jiangsu, China. *Mar. Pollut. Bull*. Vol 116. P.P. 56-63. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.063>.
- Liaghati, T., Preda, M., Cox, M. (2003). Heavy metal distribution and controlling factors within coastal plain sediments, Bells Creek catchment, southeast Queensland, Australia. *Environment International* Vol 29. N°7. P.P. 935-948.
- Lin, W., Wu, K., Lao, Z., Hu, W., Lin, B., Li, Y., Fan, H., Hu, J. (2019). Assessment of trace metal contamination and ecological risk in the forest ecosystem of dexing mining area in northeast Jiangxi Province, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf*. Vol 167. P.P. 76-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.001>.
- Lions, J. (2004). Étude hydrogéochimique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt : expérimentations, étude in situ et modélisations. Thèse, École Nationale Supérieure des Mines de Paris. France.
- Liu, G., Tao, L., Liu, X., Hou, J., Wang, A., Li, R. (2013). Heavy metal speciation and pollution of agricultural soils along Jishui River in non-ferrous metal mine area in Jiangxi Province, China. *J. Geochem. Explor*. Vol 132. P.P. 156-163.

- Liu, S., Shi, X., Liu, Y., Zhu, Z., Yang, G., Zhu, A., Gao, J. (2011). Concentration distribution and assessment of heavy metals in sediments of mud area from inner continental shelf of the East China Sea. *Environ. Earth Sci.* Vol 64. P.P. 567-579. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-0941-z>.
- Liu, X., Feng, X., Liu, J., Lin, L. (2014). Laboratory application of laser grain-size analyzer in determining suspended sediment concentration. *J. Ocean Univ. China.* Vol 13. P.P. 375-380. <https://doi.org/10.1007/s11802-014-1973-2>.
- Long, E.R., Ingersoll, C.G., MacDonald, D.D. (2006). Calculation and uses of mean sediment quality guideline quotients: A critical review. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/es058012d>.
- Long, E.R., MacDonald, D.D. (1998). Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Hum. Ecol. Risk Assess.* <https://doi.org/10.1080/10807039891284956>.
- Long, E.R., Macdonald, D.D., Severn, C.G., Hong, C.B. (2000). Classifying probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guidelines, *Environmental Toxicology and Chemistry*.
- Loring, D.H. and Rantala R.T.T. (1992). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth Science Reviews.* Vol 32. P.P. 235-283.
- Lu, X., Zhang, Y., Liu, H., Xing, M., Shao, X., Zhao, F., Li, X., Liu, Q., Yu, D., Yuan, X., Yuan, M. (2014). Influence of early diagenesis on the vertical distribution of metal forms in sediments of Bohai Bay, China. *Mar. Pollut. Bull.* Vol 88. P.P. 155-161. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.011>.
- Lynch, J. (1990). Provisional Elemental Values for Eight New Lake Sediment and Stream Sediment Reference Stsd-3 and Stsd-4 ". *Geostand. Newsl.* Vol 14. P.P. 153-167.
- Machane, D., Bouhadad, Y., Cheikhounis, G., Chatelain, J.L., Oubaiche, E.H., Abbes, K., Guillier, B., Bensalem, R. (2008). Examples of geomorphologic and geological hazards in Algeria. *Nat. Hazards.* Vol 45. P.P. 295-308. DOI 10.1007/s11069-007-9167-5.
- Madani, S. Z. (2009). Les Politiques D'Habitat et D'Aménagement Urbain en Algérie ou l'Urbanisation de la Rente Pétrolière. *The Journal of North African Studies.* Vol 18. N° 5. DOI: 10.1080/13629387.2013.849898.
- Malvern Worcs. (1999). *Malvern Operators Guide.* Malvern Worcs. U.K.
- Mangani, G., Berloni, A., Bellucci, F., Tatàno, F., Maione, M. (2005). Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters. *Water Air Soil Pollut.* Vol 160 (1-4). P.P. 213-228.
- Mao, L., Liu, L., Yan, N., Li, F., Tao, H., Ye, H., Wen, H. (2020). Factors controlling the accumulation and ecological risk of trace metal(loid)s in river sediments in agricultural field. *Chemosphere.* Vol 243. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125359>.
- Martin, W.R., Sayles, F.L. (1996). CaCO₃ dissolution in sediments of the Ceara rise, western equatorial Atlantic. *Geochim. Cosmochim. Acta.* Vol 60. P.P. 243-263.
- Martínez-Santos, M., Probst, A., García-García, J., Ruiz-Romera, E. (2015). Influence of anthropogenic inputs and a high-magnitude flood event on metal contamination pattern in surface bottom sediments from the Deba River urban catchment. *Sci. Total Environ.* Vol 514. P.P. 10-25. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.078>.

- Mason, R.P. (2013). Trace Metals in Aquatic Systems, 2013th ed, Trace Metals in Aquatic Systems. Blackwell Publishing. <https://doi.org/10.1002/9781118274576>.
- MATE, PAP/RAC, 2009. Projet Destination : développement de stratégie pour un tourisme durable dans les nations méditerranéennes.
- MATEV, 2009. Bornage du littoral de la wilaya d'Alger. Rapport global.
- Mathieu R., Bellier J. P., et Granier B. (2011). Manuel de micropaléontologie. Carnets de Géologie, Brest, Livre 2011/02 (CG2011_B02). P. 123.
- Mechaymech, A. (2002). Valorisation des boues de dragage - Application : Port autonome de Dunkerque. Mémoire pour l'obtention du Diplôme d' Études Approfondies (DEA), Université d'Artois.
- Meddi, M., Toumi, S., Assani, A.A. (2017). Application of the L-moments approach to the analysis of regional flood frequency in Northern Algeria. *Int. J. Hydrol. Sci. Technol.* Vol 7. P.P. 77-102. <https://doi.org/10.1504/IJHST.2017.080959>.
- Menounos, B. (1997). The water content of lake sediments and its relationship to other physical parameters: an alpine case study. *The Holocene.* Vol 7. P.P. 207-212.
- Miller, J.R., Orbock Miller, S.M. (2007). Chapter 1 Contaminated Rivers : an Overview, in: *Contaminated Rivers.* Springer, Dordrecht. P.P. 1-31. https://doi.org/doi.org/10.1007/1-4020-5602-8_1.
- Millot C. (1985). Some features of the Algerian Current. *Journal of Geophysical Research* Vol 90. 7169-7176.
- Millot, C., Taupier-Letage, I. (2005). Circulation in the Mediterranean Sea, in: Saliot, A. (Ed.), *The Mediterranean Sea. Handbook of Environmental Chemistry.* Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, PP. 29-66. <https://doi.org/10.1007/b107143>.
- Moradi, M.; Chertouk, N.; Ilinca, A. (2022). Modelling of a Wave Energy Converter Impact on Coastal Erosion, a Case Study for Palm Beach-Azur, Algeria. *MDPI, Sustainability.* Vol 14. N° 16595. <https://doi.org/10.3390/su142416595>.
- Morelli, G., Gasparon, M., Fierro, D., Hu, W.P., Zawadzki, A. (2012). Historical trends in trace metal and sediment accumulation in intertidal sediments of Moreton Bay, southeast Queensland, Australia. *Chem. Geol.* PP. 300–301. P.P 152–164. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2012.01.023>.
- Morley, N.H., Burton, J.D., Tankere, S.P.C., Martin, J.-M. (1997). Distribution and behaviour of some dissolved trace metals in the western Mediterranean Sea. *Deep. Res. II.* Vol 44. P.P. 675-691.
- Morse, J. W., Wang, Q. (1997). Pyrite formation under conditions approximating those in anoxic sediments : II. Influence of precursor iron minerals and organic matter. *Marine Chemistry.* Vol 57, (3-4). P.P. 187-193.
- Morse, J.W., Luther, G.W. (1999). Chemical influences on trace metal-sulfide interactions in anoxic sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta.* Vol 63. P.P 3373-3378. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(99\)00258-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(99)00258-6).

- Mortimer, R. J. G., Krom, M. D., Hall, P. O. J., Hulth, S., and Stahl, H. (1998). Use of gel probes for the determination of high resolution solute distributions in marine and estuarine pore waters, *Marine Chemistry*. Vol 63. P.P. 119-129.
- Mouhoubi, N. (2022). Vulnérabilités du littoral aux risques côtiers dans la baie de Zemmouri. Thèse de Doctorat à l'ENSSMAL. P. 294.
- Moushmi, K.S., Cheriyan, A.S., Cheriyan, E., Mohan, M., Chandramohanakumar, N. (2022). Trace metal distribution and ecological risk assessment in the core sediments of a highly urbanized tropical mangrove ecosystem, Southwest coast of India. *Mar. Pollut. Bull.* vol 175. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113163>.
- Murray, J.W., Grundmanis, V. and Smethie, W.M. Jr. (1978). Interstitial water chemistry in sediments os Saanich Inlet. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Vol 42. P.P. 1011-1026.
- Nath, B.N., Kuzendory, H., Pluger, W.L. (2000). Influence of Provenencer weathering and sedimentary process on the elemental ratios of the fine-grained fractions of the bed load sediments from Vembanad lake and the adjoining continental shelf, south west coast of India. *J. Sed. Petrol.* 70, 1081–1094.
- Nettleton, D. (2014). Selection of Variables and Factor Derivation. *Commercial Data Mining*, 79-104. doi:10.1016/b978-0-12-416602-8.00006-6.
- Neuberger, C. S., Helz, G. R. (2005). Arsenic (III) carbonate complexing. *Applied Geochemistry*. Vol 20. n°6. P.P. 1218-1225. doi:10.1016/j.apgeochem.2005.01.007
- Nishitha, D.S., Amrish, V.N., Arun, K., Warriar, A.K., Udayashankar, H.N., Balakrishna, K. (2022). Study of trace metal contamination and ecological risk assessment in the sediments of a tropical river estuary, Southwestern India. *Environ. Monit. Assess.* Vol 194. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09728-1>.
- NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration (2009). Large marine ecosystems Web page: <http://www.lme.noaa.gov/>. The Mediterranean LME. Accessed December, 2009.
- Ondo J.A., 2011. Vulnérabilité des sols maraîchers du Gabon (région de Libreville) : acidification et mobilité des éléments métalliques. These. Université Aix Marseille.
- ONS, O.N. des S. (ONS) (2008). Démographie algérienne 2008.
- Ontiveros-Cuadras, J.F., Ruiz-Fernández, A.C., Pérez-Bernal, L.H., Raygoza-Viera, J.R., Sanchez-Cabeza, J.A. (2021). Historical reconstruction of trace element concentrations and fluxes in a tropical coastal lagoon (Mexican Pacific) derived from 210Pb radiochronology. *Cont. Shelf Res.* Vol 213. N° 104315. <https://doi.org/10.1016/J.CSR.2020.104315>.
- Orani, A.M., Vassileva, E., Renac, C., Schmidt, S., Angelidis, M.O., Rozmaric, M., Louw, D. (2019). First assessment on trace elements in sediment cores from Namibian coast and pollution sources evaluation. *Sci. Total Environ.* Vol 669. PP. 668-682. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.059>.
- Otmani, H., Belkessa, R., Rabehi, W., Guerfi, G., Boukhliche, W. (2019). Dégradation des dunes côtières Algéroises entre pression de l'urbanisation et conséquences sur l'évolution de la ligne de rivage. *Geo-Eco-Marina* 25/2019.
- Ouchebbouk, D. and Zibani-Amokrane, N. (2015). Contribution à l'étude de l'utilisation des pesticides dans quelques vergers des régions de Tizi-Ouzou, Bouira et Boumerdes, Université Mouloud Mammeri.

- Ouertani, N., Hamouda, R., Belayouni, H. (2006). Étude de la matière organique dans les sédiments superficiels d'un système aquatique confiné anoxique évoluant en milieu urbain: cas du Lac sud de Tunis. *Geo-Eco-Trop*. Vol 30. n°2. P.P. 21-34.
- Oursel, B. (2013). Transferts et dynamique des contaminants métalliques en zone côtière. Impact d'une grande agglomération méditerranéenne. Université de Toulon. France. P. 234.
- Pattan, J.N., Parthiban, G., Amonkar, A. (2019). Productivity controls on the redox variation in the southeastern Arabian Sea sediments during the past 18 kyr. *Quat. Int.* Vol 523. P.P. 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2019.05.034>.
- Pauc, H. (1980). Floculation et potentiel de surface des matériaux en suspension en environnement d'embouchure. *C.R. Acad. Sci. Paris, France*. Vol 290. P.P. 175-178.
- Pauc, H. (1989). L'intrusion saline et la dynamique des matériaux en suspension au contact fluvio-marin: Regime de crue et regime d'etiage dans l'oued Mazafran (Ouest Algerois). *Marine Geology*. Vol 87. n°1. P.P. 95-102. [https://doi.org/10.1016/0025-3227\(89\)90147-3](https://doi.org/10.1016/0025-3227(89)90147-3).
- Paucot, H., Potin-Gautier, M. (2010). ICP-MS : couplage plasma induit par haute fréquence-spectrométrie de masse. *Techniques de l'ingénieur*.
- Pena, F., Torrent, J. (1984). Relationships between phosphate sorption and iron oxides in Alfisols from a river terrace sequence of Mediterranean Spain. *Geoderma*. Vol 33. P.P. 283-296.
- Pernet-Coudrier, B. (2008). Influence de la matière organique dissoute sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux : cas de la seine, un milieu sous forte pression. Thèse, Université Paris-Est.
- Pinardi, N., Arneri, E., Crise, A., Ravaioli, M., Zavatarelli, M. (2006). The physical, sedimentary and ecological structure and variability of shelf areas in the Mediterranean sea (27). In: Robinson AR, Brink KA, eds. *The Sea* Harvard University Press. P.P. 1245-1331.
- PNUE/PAM, (2012). Rapport sur l'environnement marin et côtier de la Méditerranée. Disponible sur le site web : <https://www.medqsr.org/fr/node/230> . [Consulté le 03/01/2023].
- PNUE/PAM. (2017). Rapport sur la Population et développement en Méditerranée. Disponible sur le site Web : <https://www.medqsr.org/fr/node/233>. [Consulté le 26/1/2023].
- Pokrovsky, O.S., Schott, J., Kudryavtzev, D. I., Dupré, B. (2005). Basalt weathering in Central Siberia under permafrost conditions. *Geochim. Cosmochim. Acta*. Vol 69. n° 24. P.P. 5659-80.
- Power, E., Chapman, P. (1992). *Assessing sediment quality*. Lewis, Chelsea, MI, USA. P. 1 18.
- Price et al. (2011). Using lightning data to better understand and predict flash floods in the Mediterranean. *Surv Geophys*. Vol 32. N°. 733. <https://doi.org/10.1007/s10712-011-9146-y>.
- Programme d'Aménagement Côtier Algérois (PAC). (2004). Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoa. Bilan et diagnostic, partie I caractéristiques physiques, Projet PAC/ MATE-PAM/CAR ASP. P. 64.
- Purser, B. H. (1980). *Sédimentation et diagenèse des carbonates néritiques récents - Tome 1*. Édition Technip, Paris.
- Qian, Y., Zhang, W., Yu, L., Feng, H. (2015). Metal Pollution in Coastal Sediments. *Curr. Pollut. Reports* 1. P.P. 203-219. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0018-9>.

- Qlihaa A., Dhimni S., Melrhaka F., Hajjaji N., et Srhiri A. (2016). Caractérisation physico-chimique d'une argile Marocaine [Physico-chemical characterization of a morrocan clay]. *J. Mater. Environ. Sci.*, Vol 7. N°5. P.P. 1741-1750.
- RAC/PAM, (2005). Analyse de durabilité dans le cadre du PAC « Zone côtière algéroise" (Algérie)- Rapport Final.
- RAC/PAP (2005). Maîtrise de l'urbanisation et de l'artificialisation des sols – Projet d'aménagement Rapport: Etude prospective de l'urbanisation, Phase 2.
- 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.* Vol 77. P.P. 285-295.
- Ramaroson, J. 2008. Calcination des sédiments de dragage contaminés. Études des propriétés physico-chimiques. Thèse, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Ranjan, P., Ramanathan, A.L., Kumar, A., Singhal, R.K., Datta, D., Venkatesh, M., 2018. Trace metal distribution, assessment and enrichment in the surface sediments of Sundarban mangrove ecosystem in India and Bangladesh. *Mar. Pollut. Bull.* Vol 127. P.P. 541-547. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2017.11.047>.
- Rapport de la Direction des Ressources Hydrauliques et de l'Economie de l'Eau (DRHEE) de la Wilaya d'Alger. (2010). Etude d'Aménagement de l'Oued El Harrach.
- Razak I.A.A.; Li A.; Christensen E.R. (1996). Association of PAHs, PCBs, 137Cs, and 210Pb with clay, silt, and organic carbon in sediments, *Water Science and Technology*. Vol 34. N° 7. P.P. 29-35.
- Reeburgh, W.S. and Alperin, M.J., 1988. Studies on an aerobic methane oxidation. *SCOPE! UNEP*. Vol 66. P.P. 367-375.
- Reimann, C., De Caritat, P. (2000). Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry. *Environmental Science and Technology*. Vol 34. P.P. 5084-5091.
- Remon E. (2006). Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat de l'Université Jean Monnet, France. P. 157.
- Reynolds, R.C., Jr. (1989). Principles of powder diffraction. p. 1–18. In D.L. Bish and J.E. Post (ed.) *Modern powder diffraction*. Mineralogical Society of America, Washington, DC.
- Richter, T, Van der gaast, S., Koster et al. (2006). The Avaatech XRF Core Scanner: technical description and applications to NE Atlantic sediments. From: ROTHWELL, R.G. 2006. *New Techniques in Sediment Core Analysis*. Geological Society, London.
- Rickard D, Morse JW. (2005). Acid volatile sulfide (AVS). *Marine Chemistry*. Vol 97. P.P. 141-197.
- Rickard D. (1975). Kinetics and mechanism of pyrite formation at low temperature. *American Journal of Science*. Vol 275. P.P. 636-652.
- Ridgwell, A., Arndt, S. (2014). Why Dissolved Organics Matter: DOC in Ancient Oceans and Past Climate Change, in: Hansell, D.A., Carlson, C.A. (Eds.), *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*. P.P. 1-20. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405940-5.00001-7>.

- Rigaud, S., Radakovitch, O., Nerini, D., Picon, P., Garnier, J.M. (2011). Reconstructing historical trends of Berre lagoon contamination from surface sediment datasets: Influences of industrial regulations and anthropogenic silt inputs. *J. Environ. Manage.* Vol 92. P.P. 2201-2210. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.04.002>.
- Rinaldi, E., Buongiorno-Nardelli, B., Zambianchi, E., Santoleri, R., Poulain, P.-M. (2010). Lagrangian and Eulerian observations of the surface circulation in the Tyrrhenian Sea. *J. Geophys. Res.* 115, C04024. doi: 10.1029/2009jc005535.
- Rohling, E., Grant, K., Hemleben, et al. (2008). High rates of sea-level rise during the last interglacial period. *Nature Geosci.* Vol 1. P.P. 38-42. <https://doi.org/10.1038/ngeo.2007.28>.
- Romano, E., Bergamin, L., Celia Magno, M., Pierfranceschi, G., Ausili, A. (2018). Temporal changes of metal and trace element contamination in marine sediments due to a steel plant: The case study of Bagnoli (Naples, Italy). *Appl. Geochemistry.* Vol 88. P.P. 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.05.012>.
- Rosenthal Y., Boyle E. A., et Slowey N. (1997). Contrôle de la température sur l'incorporation de magnésium, de strontium, de fluor et de cadmium dans les coquilles benthiques foraminifères de Little Bahama Bank: Perspectives pour la paléocéanographie thermocline. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* Vol 61. N°17. 3633-3643.
- Rousset D. (2002). Etude de la fraction argileuse de séquences sédimentaires de la Meuse et du Gard. Reconstitution de l'histoire diagénétique et des caractéristiques physico-chimiques des cibles. Aspects minéralogiques, géochimiques et isotopiques. Thèse Doctorat de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg, France, P. 217.
- Rusch, B. (2010). Étude spectroscopique en conditions hydrodynamiques contrôlées du transfert des espèces organiques à l'interface minéral/solution. Thèse, Université Henri Poincaré, Nancy.
- Ryzak, M., Bieganowski, A. (2011). Methodological aspects of determining soil particle-size distribution using the laser diffraction method. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* Vol 174. P.P. 624-633. <https://doi.org/10.1002/jpln.201000255>.
- Sagheer, A. A. (2004). Geology of coastal area of Wadi Mawr Red Sea, Republic of Yemen M.Sc. Thèse, Université de caire. P. 182.
- Salmanighabeshi, S., Palomo-Marín, M.R., Bernalte, E., Rueda-Holgado, F., Miró-Rodríguez, C., Fadic-Ruiz, X., Vidal-Cortez, V., Cereceda-Balic, F., Pinilla-Gil, E. (2015). Long-term assessment of ecological risk from deposition of elemental pollutants in the vicinity of the industrial area of Puchuncaví-Ventanas, central Chile. *Sci. Total Environ.* P.P. 527-528. P.P. 335-343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.010>.
- Sammartino, M., Aronica, S., Santoleri, R., Nardelli B. (2022). Retrieving Mediterranean Sea Surface Salinity Distribution and Interannual Trends from Multi-Sensor Satellite and In Situ Data. *Remote Sensing.* Vol 14. n°10. P. 2502. <https://doi.org/10.3390/rs14102502>.
- Sandler, A. (2013). Clay distribution over the landscape of Israel: From the hyper-arid to the Mediterranean climate regimes. *Catena.* Vol 110. P.P. 119-132.
- Sandler, A., Meunier, A., Velde, B. (2015). Mineralogical and chemical variability of mountain red/brown Mediterranean soils. *Geoderma.* P.P. 239-240. P.P.156-167.

- Santinelli, C. (2015). DOC in the Mediterranean Sea, Chapter 13 in Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter (Second Edition). P.P. 579-608. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405940-5.00013-3>.
- Santos Bermejo, J., Beltrán, R., Gómez Ariza, J. (2003). Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (Southwest Spain). *Environ Int.* Vol 29. P.P. 69-77.
- Sbarbati, C., Barbieri, M., Barron, A., Bostick, B., Colombani, N., Mastrocicco, M., Prommer, H., Passaretti, S., Zheng, Y., Petitta, M. (2020). Redox dependent arsenic occurrence and partitioning in an industrial coastal aquifer: Evidence from high spatial resolution characterization of groundwater and sediments. *Water (Switzerland)*. Vol 12. P.P. 1-20. <https://doi.org/10.3390/w12102932>.
- Schaider, L. A., Senn, D.B., Estes, E.R., Brabander, D. J., Shine, J. P. (2014). Sources and fates of heavy metals in a mining-impacted stream: Temporal variability and the role of iron oxides. *Science of the Total Environment*. Vol 490. P.P. 456-466.
- Schintu, M., Marrucci, A., Marras, B., Galgani, F., Buosi, C., Ibba, A., Cherchi, A. (2016). Heavy metal accumulation in surface sediments at the port of Cagliari (Sardinia, western Mediterranean): Environmental assessment using sequential extractions and benthic foraminifera. *Mar. Pollut. Bull.* Vol 111. P.P. 45-56. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.029>.
- Schmidt, S., Jouanneau, J.-M., Weber, O., Lecroart, P., Radakovitch, O., Gilbert, F., and Jezequel, D. (2007). Sedimentary processes in the Thau Lagoon (France): From seasonal to century time scales, *Estuarine Coastal and Shelf Science*. Vol 72. P.P. 534-542.
- Schmoll, G., Förstner, U. (1979). Chemical associations of heavy metals in lacustrine sediments. *Calcareous lake sediments from different climatic zones Mineral. Abh.* Vol 135. P.P. 190-208.
- Schneider R., Schulz H., et Hensen C. (2000). *Marine Carbonates: Their Formation and Destruction*. In: *Marine Geochemistry* (Eds H.D. Schulz, M. Zabel and Editors). P.P. 283-308. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.
- Schneider, G. (2001). Boue de curage des cours d'eau. *Le courrier de l'environnement de l'INRA*. n° 43, 29/05/2001. P.P. 146-147
- Schroeder, K., Taillandier, V., Vetrano, A., Gasparini, G.P. (2008). The circulation of the western Mediterranean Sea in spring 2005 as inferred from observations and from model outputs. *Deep Sea Res.* Vol 55. P.P. 947-965.
- Schroeder, K., Tanhua, T., Chiggiato, J., Velaoras et al. (2012). The forcings of the Mediterranean Sea and the physical properties of its water masses, Chapter 4 in *Oceanography of the Mediterranean Sea An Introductory Guide*. P.P. 93-123.
- Schropp, S. J., Lewis, F. G., Windom, H. I., Ryan, J. D., Calder, F.D. (1990). Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminium as a reference element. *Estuaries*. Vol 13. P.P. 227-235.
- Schultz, P., Urban, N. R. (2008). Effects of bacterial dynamics on organic matter decomposition and nutrient release from sediments: A modeling study. *Ecological Modelling*. Vol 210. P.P. 1-14.
- Schwertmann, U. (1988). Occurrence and formation of iron oxides in various pedoenvironments *Iron in Soils and Clay Minerals* (ed J. W. Stucki et al.). P.P. 267-308.

- Slater, J.G. & Christie, P.A.F. (1980). Continental stretching: an explanation of the post-mid-Cretaceous subsidence of the Central North Sea Basin. *Journal of Geophysical Research*. Vol 85. P.P. 3711-3739.
- Scordia, P.Y. (2008). Caractérisation et valorisation de sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux routiers. Thèse, École centrale de Lille. P. 189.
- Scribe, P., Irace, S. (1997). Analyse de la matière organique des milieux aquatiques : prétraitement des échantillons. ORSTOM, Paris, France.
- Shaw, T. J., Gieskes, J. M., & Jahnke, R. A. (1990). Early diagenesis in differing depositional environments: The response of transition metals in pore water. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Vol 54. N°5. P.P. 1233-1246. [http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037\(90\)90149-F](http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037(90)90149-F).
- Sigg, L., Behra, P., Stumm, W. (1994). Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement, 2e édition. Masson, Paris.
- Singh, K.P., Mohan, D., Singh, V.K., Malik, A. (2005). Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments-a tributary of the Ganges, India. *Journal of hydrology*. Vol 312. P.P. 14-27.
- Socib, (2023). Sub-Regional Mediterranean Sea Indicators, From event detection to climate change. Site web, <https://apps.socib.es/subregmed-indicators/>. consulté le 19/12/2022.
- Sposito, G. (1984). The surface chemistry of soils. Oxford University Press, Oxford.
- Sposito, G. (1989). The chemistry of soils. Oxford University Press, Oxford.
- Sugisaki, R., Sugitani, K., Adachi, M. (1991). Manganese Carbonate Bands as an Indicator of Hemipelagic Sedimentary Environments. *The Journal of Geology* . Vol. 99. P.P. 23-40. The University of Chicago Press Stable URL: <http://www.jstor.com/stable/30068763>.
- Summers, J.K., Wade, T. L., Engle, V.D. (1996). Normalization of metal concentrations in estuarine sediments from the gulf of mexico. *Estuaries*. Vol 19. N° 3. P. P. 581-594.
- Sun, Q., Liu, D., Liu, T., Di, B., Wu, F. (2012). Temporal and spatial distribution of trace metals in sediments from the northern Yellow Sea coast, China: Implications for regional anthropogenic processes. *Environ. Earth Sci*. Vol 66. P.P. 697-705. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1277-4>.
- Swales, A., Williamson, R.B., Van Dam, L.F., Stroud, M.J., Mcglone, M.S. (2002). Reconstruction of urban stormwater contamination of an estuary using catchment history and sediment profile dating. *Estuaries*. Vol 25. n°1. P.P. 43-56.
- Taieb Errahmani, D., Noureddine, A., Abril-Hernández, J.M., Boulahdid, M. (2020). Environmental radioactivity in a sediment core from Algiers Bay: Radioecological assessment, radiometric dating and pollution records. *Quat. Geochronol*. 56. <https://doi.org/10.1016/j.quageo.2019.101049>.
- Taleb, Z.M., Benali, I., Gherras, H., Ykhlef-Allal, A., Bachir-Bouiadjra, B., Amiard, J.-C., Boutiba, Z. (2009). Biomonitoring of environmental pollution on the Algerian west coast using caged mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Oceanologia*. Vol 51. N°1. P.P. 63-84.

- Tankere-Muller, S., Zhang, H., Davison, W., Finke, N., Larsen, O., Stahl, H., Glud, R.N. (2007). Fine scale remobilisation of Fe, Mn, Co, Ni, Cu and Cd in contaminated marine sediment. *Mar. Chem.* Vol 106. P.P. 192–207. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.04.005>
- Tessier, A., Combell, P.G.C. (1988). Partitioning of trace metals in sediments, p. 183-199. In J.R. R. et H.E.Men (ed.), *Metal speciation: Theory, analysis and application*. Lewis Publishers, hc., Chelsea.
- Tessier, E. (2012). Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Université de Toulon.
- Tessier, E., Garnier, C., Mullet, J.-U., Lenoble, V., Arnaud, M., Raynaud, M., & Mounier, S. (2011). Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in Toulon bay (France). *Marine Pollution Bulletin*. Vol 62. n°10. P.P. 2075-2086. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.07.022.
- Tiglyene, S., Jaouad, A., Mandi, L. (2008). Mobilité et spéciation du chrome dans un système à phragmites australis de traitement des eaux usées de tanneries. *Journal of water science*. <https://doi.org/10.7202/017927>.
- Tireche, S. and Tairi, A. (2008). Evaluation of the impact of surface industry treatment on the quality of oued Isser. *World Water Congress*. Montpellier. France. P.P. 01-04.
- Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R., Jeffrey, D.W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgol. Meeres. Such.* Vol 33. P.P. 566-575. <http://doi.org/10.1007/BF02414780>.
- Trefry, J.H., Presley, B.J. (1976). Heavy Metals in Sediments from San Antonio Bay and the Northwest Gulf of Mexico. *Environmental Geo.* Vol 1. P.P. 283-294.
- Treignier, C. (2005). Apports en matière organique marine et terrigène sur la marge équatoriale ouest africaine : rôle joué par le canyon sous-marin du Zaïre. Approche par les biomarqueurs lipidiques. Thèse, Université Pierre et Marie Curie.
- Ujević, I., Odžak, N., Barić, A. (2000). Trace metal accumulation in different grain size fractions of the sediments from a semi-enclosed bay heavily contaminated by urban and industrial wastewaters. *Water Research*. Vol 34. n°11. P.P. 3055-3061.
- UNEP/WHO (1999). Identification of priority pollution hot spots and sensitive areas in the Mediterranean. MAP Technical Reports Series No.124. UNEP, Athens.
- Varol, M. and Sen, B. (2012). Assessment of Nutrient and Heavy Metal Contamination in Surface Water and Sediments of the Upper Tigris River, Turkey. *CATENA*. Vol 92. P.P. 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2011.11.011>.
- Velinsky, D.J., Wade, T. L., Schlegel, C. E., McGee, B. I., Presley, B.J. (1994). Tidal river sediments in the Washington, D.C. Area. I. Distribution and sources of trace metals. *Estuaries*. Vol 17. P.P. 305-320.
- Vergnaud-Grazzini, C., Borsetti, A., Cati, F., Colantoni, P., D'Onofrio, S., Salie'ge, J., Sartori, R., & Tampieri, R. (1988). Palaeoceanographic record of the last deglaciation in the Strait of Sicily. *Marine Micropaleontology*. Vol 13. N° 1. P.P. 1-21. [https://doi.org/10.1016/0377-8398\(88\)90010.2](https://doi.org/10.1016/0377-8398(88)90010.2).

- Verheye, W., de la Rosa, D. (2005). Mediterranean Soils, in Land Use and Land Cover, from Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK. Disponible sur le site : www.eolss.net [consulté le 20-01-2023]
- Viers, J., Dupré, B., Gaillardet, J. (2009). Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database. *Sci. Total Environ.* Vol 407. P.P. 853-868. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.09.053>.
- Violintzis C, Arditsoglou A, Voutsas D. (2009). Elemental composition of suspended particulate matter and sediments in the coastal environment of Thermaikos Bay, Greece: delineating the impact of inland waters and wastewaters. *J Hazard Mater.* Vol 166. P.P. 1250-1260.
- Wang, M., Shan, Z, Liu, T., Xiong, Z., Yan, Q., Wang, Y. (2019). Chemical-Physical Mechanism of Marine Sediments . IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science. Vol 304. n° 052052. doi:10.1088/1755-1315/304/5/052052.
- Weaver C. E., and Pollard, L. D. (1973). The Chemistry of clay minerals, *Developments in Sedimentology* 15, Amsterdam, cl. P. 213.
- Wedepohl, K.H. (1995). The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochim. Acta.* Vol 59. N°7. P.P. 1217-1232.
- Wen, X. and Allen, H. E. (1999). Mobilization of heavy metals from Le An River sediment. *Science of The Total Environment.* Vol 227 (2-3). P.P. 101-108.
- Wiefels, R. (2014). L'industrie de la Pêche et de l'Aquaculture en Algérie. Projet d'Appui à la Formulation de la Stratégie Nationale de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture (2015-2020). PNUD, FAO.
- Windom, H. L., Schropp, S. J., Calder, F. D., Ryan, J. D., Smith, R. G., Burney, L. C. (1989). Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the south-eastern United States. *Environ. sci. technol.* Vol 23. P.P. 314-320.
- Yong, R.N. (1995). The fate of toxic pollutants in contaminated sediments. Danr KR Demars, GN. Richardson, RN. Yong et RC. Chaney (ed.), *Dredging, remediation, and containment of contaminated sediments.* ASTM STP 1293. American Society for Testing and Materials, Philadelphia. P.13-39.
- Yong, RN., Mohamed, M. Warkentin, B.P. (1992). *Principles of Contaminant Transport in Soils.* Elsevier, Amsterdam. P.P. 327.
- Ytreberg, E., Eriksson, M., Maljutenko, I., Jalkanen, J.P., Johansson, L., Hassellöv, I.M., Granhag, L. (2020). Environmental impacts of grey water discharge from ships in the Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 152. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110891>.
- Zavatarelli, M., Raicich, F., Bregant, D., Russo, A., Artegiani, A. (1998). Climatological biogeochemical characteristics of the Adriatic Sea. *Journal of Marine Systems.* Vol 18. P.P. 227-263.
- Zhou, Y. (2009). Évaluation de la biodisponibilité des métaux dans les sédiments. Rapport d'étude. Agence de l'Eau Artois-Picardie et Université de Lille I, UMR Géosystèmes.
- Zhu, L., Liu, J., Xu, S., Xie, Z. (2017). Deposition behavior, risk assessment and source identification of heavy metals in reservoir sediments of Northeast China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* Vol 142. P.P. 454-463. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.039>.

[Annexe]

ANNEXE

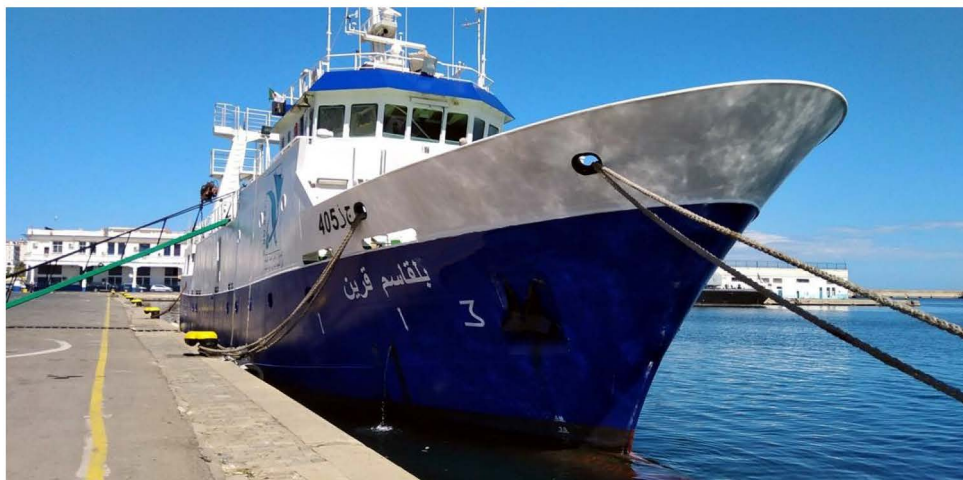


Figure 1 : Navire océanographique « Grine Belkacem » (CNRDPA)



Figure 2 : Prélèvement d'une carotte de sédiment à l'aide du carottier « Uwitec » du CRNA
Abord du N/O « Grine Belkacem »



Figure 3 : Lyophilisateur de type CHRIST
Laboratoire « Ecosystemes Marins et Littoraux », ENSSMAL



Figure 4 : Broyage et homogénéisation des sédiments avec un mortier en porcelaine
Laboratoire « Ecosystèmes Marins et Littoraux », ENSSMAL

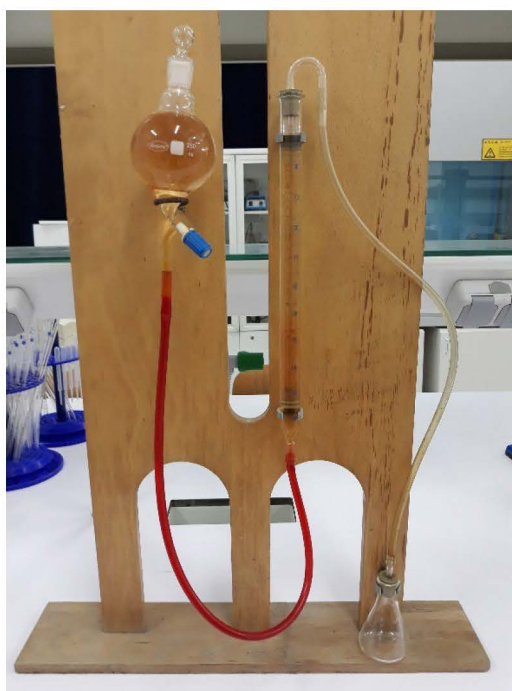


Figure 5 : Calcimètre de Bernard
Laboratoire Pédagogique, Enssmal



Figure 6 : Leco Truspec CHNS diterminator utilisé pour l'analyse du Soufre total



Figure 7 : Système de micro-onde MILESTONE
CEREGE, France

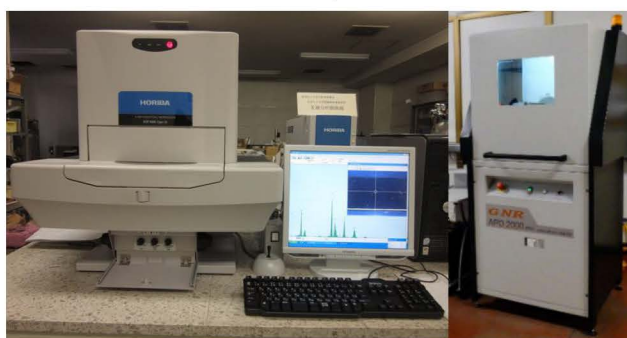


Figure 8 : Diffractomètre de rayon X et spectromètre de fluorescence de rayon X
INCC, Bouchaoui

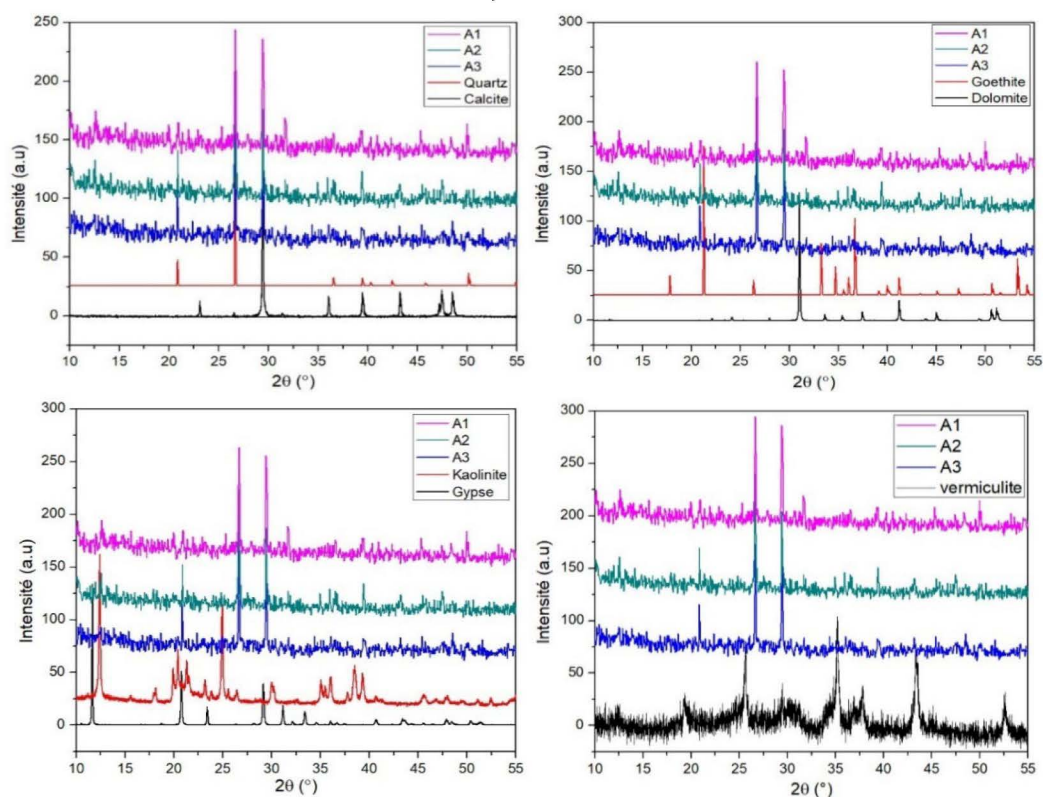


Figure 9 : Diagrammes de diffraction de rayon X dans les échantillons de la carotte A. Vermiculite (fiche JCPDS n° R050490.1), Quartz (fiche JCPDS n° R040031.1), Calcite (fiche JCPDS n° R040170.1), Goethite (fiche JCPDS n° R120086.9), Dolomite (fiche JCPDS n° R040030.1), Kaolinite (fiche JCPDS n° R140004.1), Gypse (fiche JCPDS n° R040029.1). Source : <https://rruff.info>.

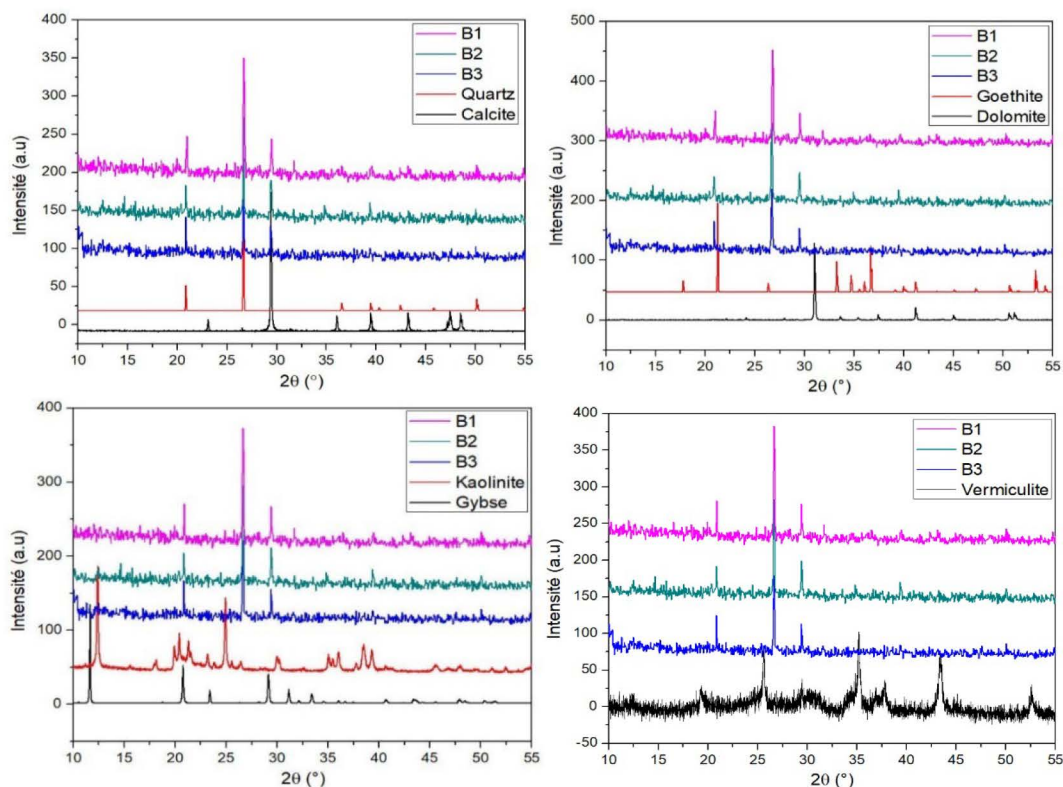


Figure 10 : Diagrammes de diffraction de rayon X dans les échantillons de la carotte B. Vermiculite (fiche JCPDS n° R050490.1), Quartz (fiche JCPDS n° R040031.1), Calcite (fiche JCPDS n° R040170.1), Goethite (fiche JCPDS n° R120086.9), Dolomite (fiche JCPDS n° R040030.1), Kaolinite (fiche JCPDS n° R140004.1), Gypse (fiche JCPDS n° R040029.1). Source : <https://rruff.info>.

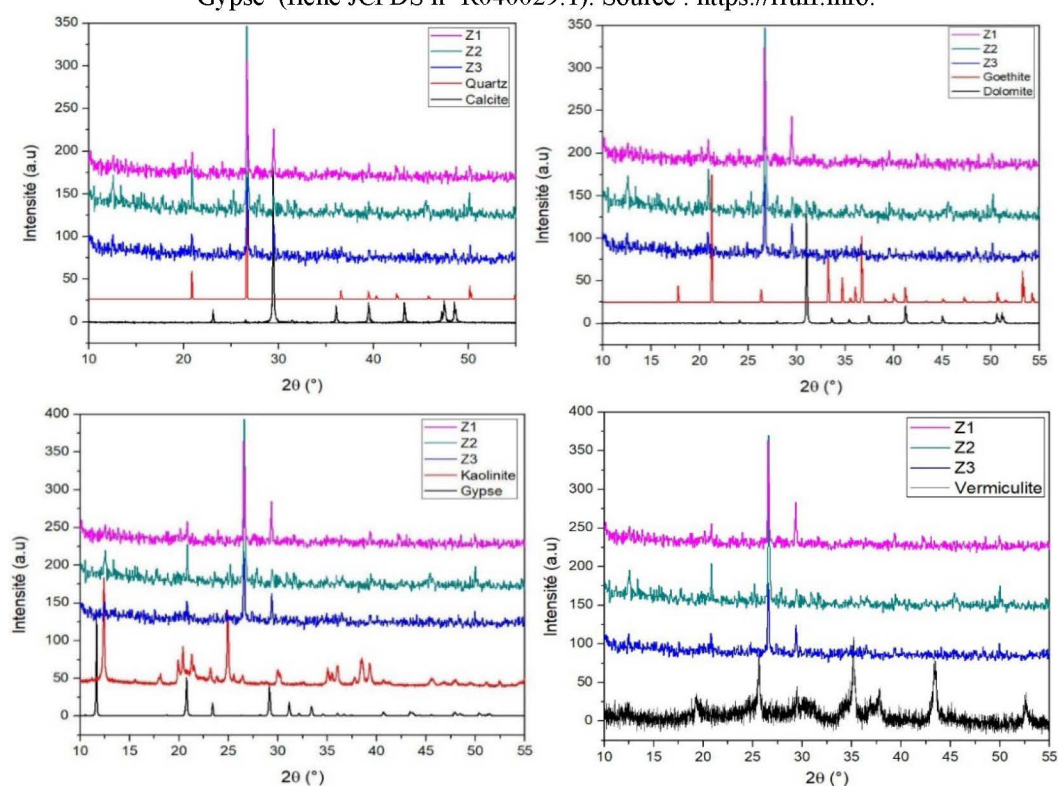


Figure 11 : Diagrammes de diffraction de rayon X dans les échantillons de la carotte Z. Vermiculite (fiche JCPDS n° R050490.1), Quartz (fiche JCPDS n° R040031.1), Calcite (fiche JCPDS n° R040170.1), Goethite (fiche JCPDS n° R120086.9), Dolomite (fiche JCPDS n° R040030.1), Kaolinite (fiche JCPDS n° R140004.1), Gypse (fiche JCPDS n° R040029.1). Source : <https://rruff.info>.

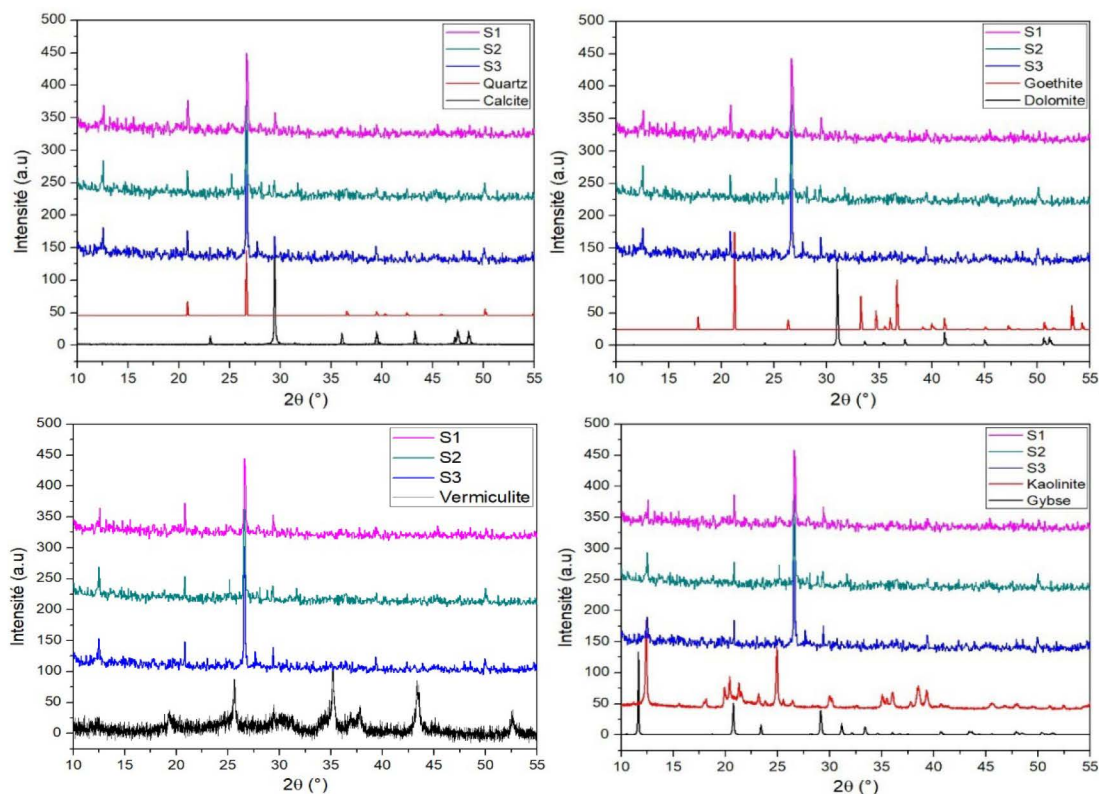


Figure 12 : Diagrammes de diffraction de rayon X dans les échantillons de la carotte S. Vermiculite (fiche JCPDS n° R050490.1), Quartz (fiche JCPDS n° R040031.1), Calcite (fiche JCPDS n° R040170.1), Goethite (fiche JCPDS n° R120086.9), Dolomite (fiche JCPDS n° R040030.1), Kaolinite (fiche JCPDS n° R140004.1), Gypse (fiche JCPDS n° R040029.1). Source : <https://rruff.info>.

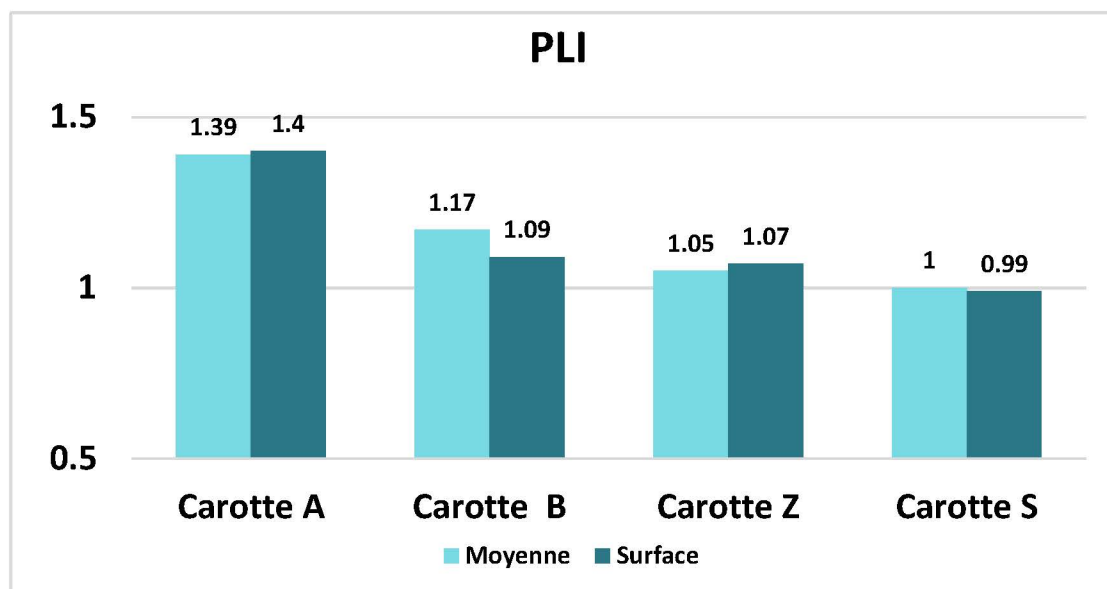


Figure 13 : PLI calculé pour les quatre carottes A, B, Z et S selon la méthode employée par Tomlinson et al. (1980).

Table 1. Teneur en matière organique, en eau totale et en soufre total dans les carottes de sédiments de la côte centrale algérienne, unité en %.

Prof/ carotte	A			B			Z			S		
	MO	ET	ST	MO	ET	ST	MO	ET	ST	MO	ET	ST
0-0.5	9.04	56.7	0.25	11.7	51.9	0.19	10.8	45.7	0.17	6.81	40.61	0.16
0.5-1	10.4	56.1	0.28	11.6	49.3	0.17	10.2	42.8	0.15	7.04	37.70	0.17
1-2	11.7	51.4	0.31	11.3	47.5	0.16	9.76	41.4	0.25	7.11	36.55	0.19
2-3	11.9	48.8	0.32	10.7	46.3	0.15	10.1	41.4	0.16	7.26	36.14	0.19
3-4	11.1	46.4	0.35	10.2	44.3	0.15	9.89	39.9	0.17	7.53	35.78	0.21
4-5	11.7	45.8	0.91	10.5	43.1	0.16	10.2	39.2	0.15	7.55	35.92	0.23
5-6	11.9	46.1	0.53	10.6	43.6	0.16	9.98	37.9	0.15	7.15	34.91	0.24
6-7	10.5	46.2	0.68	10.8	43.3	0.16	8.91	37.5	0.15	7.81	35.05	0.25
7-8	11.9	48.1	0.79	10.2	42.1	0.16	9.47	36.2	0.15	6.53	30.09	0.19
8-9	13.2	45.6	0.73	9.91	42.5	0.16	8.61	36.3	0.16	7.03	33.43	0.23
9-10	12.9	44.9	0.86	10.1	40.6	0.17	9.88	34.9	0.15	6.28	32.06	0.22
10-12	12.9	42.7	0.69	10.8	40.8	0.18	9.58	34.5	0.37	6.25	30.81	0.19
12-14	12.1	44.1	0.59	10.7	41.5	0.21	9.58	34.4	0.21	6.36	30.29	0.19
14-16	10.8	42.8	0.44	10.8	41.5	0.21	9.18	33.4	0.37	6.58	30.85	0.21
16-18	11.5	42.9	0.44	10.2	39.2	0.25	9.59	33.6	0.31	6.59	29.81	0.19
18-20	11.1	41.5	0.53	9.58	37.1	0.25	9.76	32.9	0.18	6.17	29.47	0.20
20-22	11.8	41.7	0.47	9.81	35.8	0.25	9.27	32.6	0.18	6.24	29.15	0.19
22-24	11.4	42.2	0.47	9.62	38.5	0.26	9.65	32.6	0.21	6.14	28.36	0.19
24-26	10.6	41.5	0.48	9.42	36.5	0.27	8.85	32.5	0.18	5.85	27.53	0.18
26-28	10.5	41.2	0.57	9.76	35.9	0.24	9.57	32.3	0.17	5.80	26.17	0.18
28-30	11.3	38.4	0.83	9.02	35.8	0.25	9.49	32.2	0.25	5.63	25.47	0.19
30-32	9.03	39.2	0.55	10.2	37.2	0.28	-	-	-	-	-	-
32-34	9.08	38.6	0.58	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Moyenne	11.2	44.9	0.55	10.3	41.6	0.21	9.64	36.4	0.21	6.65	32.20	0.20
SD	0.89	3.65	0.15	0.56	3.48	0.04	0.37	3.31	0.05	0.52	3.46	0.02
Max	13.2	56.7	0.91	11.7	51.9	0.28	10.8	45.7	0.37	7.81	40.61	0.25
Min	9.03	38.4	0.25	9.02	35.8	0.15	8.59	32.2	0.15	5.63	25.47	0.16

MO: matière organique. ET: eau totale. ST: soufre totale. S.D: écart type (standard deviation en anglais).

Table 2. Teneur en carbonate de calcium (CaCO_3), en argile et en limon dans les carottes de sédiments de la côte centrale algérienne. unité en %.

Prof/ carotte	A			B			Z			S		
	CaCO_3	Limon	Argile	CaCO_3	Limon	Argile	CaCO_3	Limon	Argile	CaCO_3	Limon	Argile
0-0.5	15.00	-	-	15.62	76.19	17.79	8.68	-	-	5.60	-	-
0.5-1	15.33	78.75	21.26	8.21	80.18	19.8	8.13	56.97	30.75	6.19	70.44	29.56
1-2	15.28	78.72	22.86	8.41	82.05	17.97	6.38	75.69	24.31	5.99	68.75	31.25
2-3	15.75	80.49	19.51	7.77	81.89	18.1	5.95	76.54	23.48	6.48	-	-
3-4	16.14	57.10	25.48	7.94	-	-	4.83	-	-	6.71	-	-
4-5	16.07	-	-	7.42	68.38	12.11	4.99	73.89	23.11	4.75	-	-
5-6	14.77	89.72	10.29	7.75	-	-	5.66	-	-	5.34	-	-
6-7	13.78	-	-	9.45	-	-	4.72	73.89	26.12	4.55	-	-
7-8	14.94	80.57	8.45	8.71	76.44	13.75	4.74	-	-	7.69	70.44	29.56
8-9	14.84	-	-	11.07	-	-	4.95	80.02	15.41	5.48	69.77	30.23
9-10	13.81	78.33	21.66	8.99	76.26	12.55	4.82	-	-	5.15	-	-
10-12	13.49	93.45	6.56	7.92	-	-	5.04	70.5	29.49	6.41	69.18	30.82
12-14	12.80	-	-	8.79	86.63	13.41	5.03	63.4	36.56	4.79	69.15	30.85
14-16	12.91	83.49	16.51	8.11	-	-	4.22	-	-	5.25	-	-
16-18	12.98	92.78	7.22	8.49	81.47	15.2	4.36	-	-	5.27	69.09	31.91
18-20	14.06	-	-	5.78	-	-	4.04	66.72	29.26	5.82	-	-
20-22	12.55	96.32	3.66	6.75	-	-	4.01	79.72	20.29	7.02	-	-
22-24	13.09	-	-	5.80	73.88	24.2	6.54	-	-	8.34	65.75	34.25
24-26	12.98	80.39	19.6	7.46	76.41	23.62	6.32	50.69	42.46	6.27	-	-
26-28	12.25	-	-	6.29	-	-	6.19	48.66	46.46	4.71	67.81	32.19
28-30	12.19	77.96	15.45	5.95	83.68	15.85	4.90	58.71	41.17	5.11	66.15	33.85
30-32	11.57	79.87	20.13	6.38	81.16	16.1	-	-	-	-	-	-
32-34	11.61	85.36	14.64	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Moyenne	13.83	82.22	15.55	8.14	78.82	16.96	5.45	67.57	29.93	5.85	68.55	31.45
SD	1.41	6.37	5.67	2.11	3.89	3.03	1.24	9.27	7.38	1.01	1.28	1.28
Max	16.14	96.32	25.48	15.62	86.63	24.2	8.68	80.02	46.72	8.34	70.44	34.25
Min	11.57	57.1	3.66	5.78	68.38	12.11	4.01	48.66	15.41	4.55	65.75	29.56

MO: matière organique. ET: eau totale. ST: soufre totale. S.D: écart type (standard deviation en anglais).

Table 3. Concentrations en éléments majeurs et traces dans les carottes de sédiments de la côte centrale algérienne. Présentées en $\text{mg.kg}^{-1} \pm \text{Ue}$ (sauf Fe, Al et Na en g.kg^{-1}).

Dans la carotte A :

Sample/ Metal	V	Co	Ni	Cr	Cu	Zn	Pb
Carotte A 0-0.5	115 ± 5.42	9.2 ± 0.38	30.0 ± 1.2	83.0 ± 4.73	33.0 ± 1.25	154 ± 4.62	41.2 ± 1.52
Carotte A 0.5-1	113 ± 3.17	9.0 ± 0.19	29.0 ± 0.84	77.5 ± 1.63	32.1 ± 0.61	151 ± 1.81	39.6 ± 1.11
Carotte A 1-2	126 ± 0.9	10.3 ± 0.28	32.9 ± 1.32	86.2 ± 3.45	36.3 ± 1.2	177 ± 1.95	45.0 ± 0.86
Carotte A 2-3	116 ± 4.88	9.4 ± 0.34	30.3 ± 1	85.2 ± 2.73	33.0 ± 1.05	157 ± 1.57	41.7 ± 1.38
Carotte A 3-4	130 ± 3.64	10.9 ± 0.43	34.2 ± 0.55	100 ± 3.21	37.6 ± 0.79	180 ± 2.88	45.9 ± 1.24
Carotte A 4-5	122 ± 5.39	9.9 ± 0.47	32.3 ± 1.36	93.2 ± 4.48	35.8 ± 1.18	164 ± 2.45	44.3 ± 1.24
Carotte A 5-6	122 ± 5.50	9.9 ± 0.49	32.1 ± 1.25	91.7 ± 4.68	36.2 ± 1.34	164 ± 3.78	44.2 ± 1.46
Carotte A 6-7	117 ± 4.23	9.2 ± 0.17	30.7 ± 0.89	88.2 ± 2.65	35.1 ± 0.84	164 ± 1.15	43.4 ± 1.26
Carotte A 7-8	119 ± 4.64	9.2 ± 0.23	31.1 ± 0.81	89.7 ± 3.59	37.3 ± 1.08	169 ± 3.38	45.4 ± 1.36
Carotte A 8-9	125 ± 5	10.2 ± 0.27	33.1 ± 0.96	89.9 ± 3.42	36.5 ± 0.88	171 ± 2.91	46.8 ± 1.40
Carotte A 9-10	114 ± 2.63	9.2 ± 0.29	30.1 ± 0.9	87.3 ± 2.88	33.9 ± 0.91	158 ± 2.53	43.2 ± 1.08
Carotte A 10-12	131 ± 4.99	11 ± 0.44	34.8 ± 1.18	101 ± 5.06	38.1 ± 0.8	178 ± 1.42	47.9 ± 1.05
Carotte A 12-14	132 ± 3.95	10.8 ± 0.36	34.3 ± 0.96	98.1 ± 3.43	37.1 ± 0.67	164 ± 1.64	44.3 ± 1.28
Carotte A 14-16	128 ± 3.06	10.8 ± 0.34	33.6 ± 1.14	93.2 ± 2.89	34.6 ± 0.97	163 ± 2.44	45.5 ± 1.18
Carotte A 16-18	115 ± 5.28	9.7 ± 0.34	30.3 ± 0.85	82.9 ± 2.82	31.8 ± 0.92	155 ± 3.42	40.9 ± 1.31
Carotte A 18-20	114 ± 3.66	10.0 ± 0.29	30.8 ± 0.77	81.9 ± 2.87	30.8 ± 0.93	158 ± 2.37	42.6 ± 1.06
Carotte A 20-22	115 ± 3.32	9.7 ± 0.14	30.6 ± 1.07	78.4 ± 2.35	32.8 ± 0.62	156 ± 1.56	41.9 ± 1.09
Carotte A 22-24	124 ± 6.31	10.4 ± 0.43	32.4 ± 1.49	80.8 ± 4.28	34.8 ± 1.57	164 ± 6.07	45.7 ± 1.37
Carotte A 24-26	121 ± 3.03	10.1 ± 0.21	31.8 ± 0.89	80.5 ± 2.74	34.0 ± 1.09	164 ± 1.81	43.8 ± 1.44
Carotte A 26-28	117 ± 3.84	9.8 ± 0.21	30.4 ± 1.03	82.3 ± 2.96	33.0 ± 0.86	156 ± 3.59	43.1 ± 1.25
Carotte A 28-30	132 ± 2.91	11.3 ± 0.17	35.5 ± 0.85	95.6 ± 2.49	36.7 ± 0.95	167 ± 3.18	48.5 ± 1.45
Carotte A 30-32	123 ± 4.17	10.5 ± 0.22	33.1 ± 0.63	82.3 ± 2.39	33.1 ± 0.86	144 ± 1.15	45.3 ± 1.31
Carotte A 32-34	138 ± 3.86	12.1 ± 0.42	37.8 ± 1.21	92.7 ± 2.60	35.9 ± 0.97	158 ± 3.63	50.3 ± 1.46

Suite...

Sample/ Metal	As	Cd	Ag	Mn	Fe	Al	Na
Carotte A 0-0.5	20.5 ± 1.19	0.24 ± 0.04	0.68 ± 0.01	231 ± 11.3	31.4 ± 0.23	5.46 ± 0.05	14.6 ± 0.48
Carotte A 0.5-1	19.0 ± 0.91	0.28 ± 0.01	0.62 ± 0.01	211 ± 8.01	29.9 ± 0.12	5.28 ± 0.03	14.5 ± 0.20
Carotte A 1-2	20.5 ± 0.37	0.33 ± 0.01	0.67 ± 0.01	236 ± 12.5	33.1 ± 0.17	5.89 ± 0.04	13.8 ± 0.19
Carotte A 2-3	18.9 ± 0.08	0.28 ± 0.03	0.65 ± 0.01	220 ± 8.37	30.5 ± 0.68	5.25 ± 0.12	12.6 ± 0.10
Carotte A 3-4	19.3 ± 0.44	0.39 ± 0.02	0.70 ± 0.01	240 ± 7.93	34.8 ± 0.1	7.42 ± 0.03	12.0 ± 0.17
Carotte A 4-5	17.4 ± 0.36	0.30 ± 0.03	0.67 ± 0.01	226 ± 8.83	32.5 ± 0.16	7.43 ± 0.03	12.6 ± 0.24
Carotte A 5-6	17.6 ± 0.54	0.32 ± 0.04	0.81 ± 0.03	220 ± 9.68	32.8 ± 0.09	6.76 ± 0.03	11.9 ± 0.34
Carotte A 6-7	17.1 ± 0.77	0.31 ± 0.03	0.81 ± 0.02	203 ± 10.9	31.4 ± 0.20	6.41 ± 0.03	12.4 ± 0.28
Carotte A 7-8	18.5 ± 0.78	0.32 ± 0.01	0.87 ± 0.01	207 ± 8.48	31.3 ± 0.18	6.32 ± 0.04	13.3 ± 0.22
Carotte A 8-9	18.3 ± 0.55	0.31 ± 0.07	0.80 ± 0.04	231 ± 9.95	33.2 ± 0.22	6.10 ± 0.04	12.2 ± 0.20
Carotte A 9-10	18.6 ± 0.24	0.33 ± 0.03	0.78 ± 0.01	201 ± 9.26	30.9 ± 0.48	6.08 ± 0.09	12.2 ± 0.35
Carotte A 10-12	18.5 ± 0.41	0.33 ± 0.03	0.77 ± 0.02	245 ± 9.57	36.8 ± 0.34	6.36 ± 0.06	13.0 ± 0.36
Carotte A 12-14	16.1 ± 0.58	0.30 ± 0.07	0.79 ± 0.02	242 ± 7.76	36.4 ± 0.46	6.29 ± 0.07	12.9 ± 0.14
Carotte A 14-16	16.4 ± 0.79	0.28 ± 0.03	0.70 ± 0.01	242 ± 9.90	34.5 ± 0.08	5.40 ± 0.01	12.0 ± 0.49
Carotte A 16-18	15.5 ± 0.78	0.29 ± 0.05	0.71 ± 0.00	215 ± 7.54	30.9 ± 0.28	4.91 ± 0.04	11.3 ± 0.30
Carotte A 18-20	17.0 ± 0.12	0.27 ± 0.02	0.70 ± 0.01	224 ± 9.41	32.2 ± 0.36	3.79 ± 0.05	10.9 ± 0.28
Carotte A 20-22	15.5 ± 1.15	0.33 ± 0.02	0.71 ± 0.01	220 ± 10.3	31.1 ± 0.69	3.64 ± 0.07	10.8 ± 0.05
Carotte A 22-24	15.9 ± 1.06	0.27 ± 0.01	0.71 ± 0.01	230 ± 10.4	32.7 ± 0.12	5.1 ± 0.001	11 ± 0.001
Carotte A 24-26	15.9 ± 0.59	0.28 ± 0.07	0.69 ± 0.01	226 ± 11.9	32.4 ± 0.63	5.50 ± 0.11	11.0 ± 0.29
Carotte A 26-28	16.2 ± 1.02	0.23 ± 0.03	0.67 ± 0.02	215 ± 8.58	31.4 ± 0.13	4.38 ± 0.02	11.5 ± 0.29
Carotte A 28-30	16.9 ± 0.71	0.30 ± 0.02	0.66 ± 0.01	253 ± 13.4	35.8 ± 0.31	6.51 ± 0.07	11.5 ± 0.28
Carotte A 30-32	15.4 ± 0.45	0.26 ± 0.05	0.57 ± 0.02	232 ± 9.99	33.1 ± 0.15	6.07 ± 0.04	10.6 ± 0.11
Carotte A 32-34	17.2 ± 0.19	0.27 ± 0.01	0.60 ± 0.01	270 ± 10.5	37.0 ± 0.47	6.27 ± 0.06	11.4 ± 0.27

Dans la carotte B :

Sample/ Metal	V	Co	Ni	Cr	Cu	Zn	Pb
Carotte B 0-0.5	123 ± 3.95	11.4 ± 0.41	32.6 ± 0.81	95.7 ± 2.97	24.0 ± 0.72	113 ± 2.49	32.1 ± 0.96
Carotte B 0.5-1	113 ± 4.97	10.4 ± 0.46	29.9 ± 1.2	86.0 ± 3.7	22.1 ± 0.75	105 ± 2.53	31.9 ± 0.96
Carotte B 1-2	117 ± 5.38	10.7 ± 0.45	30.6 ± 1.29	87.5 ± 4.64	22.5 ± 1.17	109 ± 4.04	32.1 ± 0.87
Carotte B 2-3	121 ± 4.24	10.9 ± 0.38	31.8 ± 1.21	90.0 ± 4.14	23.6 ± 0.8	112 ± 2.34	32.5 ± 0.84
Carotte B 3-4	120 ± 2.87	10.6 ± 0.33	31.1 ± 0.90	88.5 ± 3.18	22.9 ± 0.78	110 ± 2.2	32.8 ± 0.98
Carotte B 4-5	118 ± 3.65	10.4 ± 0.35	30.4 ± 1.09	85.0 ± 3.4	22.6 ± 1.02	110 ± 3.84	31.8 ± 0.7
Carotte B 5-6	123 ± 3.80	10.9 ± 0.31	31.6 ± 0.79	89.8 ± 3.23	23.5 ± 0.54	114 ± 1.03	32.2 ± 0.68
Carotte B 6-7	129 ± 5.56	11.5 ± 0.51	33.4 ± 1.5	96.3 ± 4.43	24.9 ± 0.85	119 ± 2.73	34.5 ± 1.07
Carotte B 7-8	128 ± 4.61	11.1 ± 0.37	32.8 ± 1.24	94.6 ± 3.31	24.4 ± 0.9	117 ± 2.33	33.4 ± 0.8
Carotte B 8-9	128 ± 3.83	11.4 ± 0.35	33.3 ± 1.8	98.9 ± 3.86	25.1 ± 0.98	117 ± 1.64	34.0 ± 1.19
Carotte B 9-10	127 ± 2.54	11.0 ± 0.2	32.0 ± 0.61	95.2 ± 2.29	24.4 ± 0.46	115 ± 1.49	33.2 ± 1.06
Carotte B 10-12	134 ± 2.68	12.2 ± 0.22	34.6 ± 1.07	98.7 ± 3.65	26.7 ± 0.69	125 ± 3.36	34.7 ± 1.11
Carotte B 12-14	130 ± 4.17	11.3 ± 0.25	33.2 ± 1.29	95.4 ± 3.43	25.2 ± 0.48	119 ± 1.43	33.8 ± 0.81
Carotte B 14-16	138 ± 4.83	12.3 ± 0.25	35.2 ± 1.06	102 ± 4.29	27.3 ± 0.76	128 ± 3.21	35.1 ± 0.91
Carotte B 16-18	137 ± 5.47	11.9 ± 0.37	34.5 ± 1.11	101 ± 4.44	26.5 ± 0.72	126 ± 3.29	34.0 ± 1.02
Carotte B 18-20	144 ± 6.04	13.0 ± 0.39	36.7 ± 1.32	107 ± 4.81	27.9 ± 0.75	132 ± 2.9	34.8 ± 0.73
Carotte B 20-22	147 ± 3.98	13.8 ± 0.47	38.1 ± 1.45	111 ± 4.89	29.5 ± 0.71	134 ± 2.8	35.4 ± 0.85
Carotte B 22-24	141 ± 4.66	12.8 ± 0.43	36.5 ± 1.24	106 ± 4.34	29.2 ± 1.4	126 ± 1.51	33.1 ± 0.69
Carotte B 24-26	164 ± 5.91	14.5 ± 0.59	42.9 ± 1.5	123 ± 4.55	34.8 ± 1.15	149 ± 3.58	39.0 ± 0.78
Carotte B 26-28	138 ± 3.16	12.2 ± 0.44	35.7 ± 1.11	101 ± 3.86	28.4 ± 0.88	125 ± 2	32.6 ± 0.78
Carotte B 28-30	152 ± 5.94	13.7 ± 0.48	39.6 ± 1.31	109 ± 4.48	34.2 ± 0.72	141 ± 2.67	36.1 ± 0.69
Carotte B 30-32	160 ± 5.93	15.3 ± 0.58	42.5 ± 1.32	113 ± 4.76	35.9 ± 1.54	152 ± 3.79	37.2 ± 0.59

Suite...

Sample/ Metal	As	Cd	Ag	Mn	Fe	Al	Na
Carotte B 0-0.5	20.4 ± 0.76	0.13 ± 0.01	0.29 ± 0.01	316 ± 12.3	38.7 ± 0.17	15.7 ± 0.09	17.3 ± 0.66
Carotte B 0.5-1	20.4 ± 0.92	0.12 ± 0.05	0.28 ± 0.01	286 ± 13.2	35.3 ± 0.21	12.6 ± 0.22	15.2 ± 0.11
Carotte B 1-2	21.0 ± 1.09	0.17 ± 0.04	0.29 ± 0.00	272 ± 9.53	35.7 ± 0.18	12.9 ± 0.21	14.4 ± 0.11
Carotte B 2-3	20.9 ± 0.61	0.14 ± 0.01	0.31 ± 0.01	265 ± 9.55	36.1 ± 0.19	12.3 ± 0.30	13.7 ± 0.36
Carotte B 3-4	19.6 ± 0.61	0.15 ± 0.05	0.32 ± 0.01	249 ± 10.2	35.1 ± 0.21	12.4 ± 0.13	13.0 ± 0.22
Carotte B 4-5	18.9 ± 0.68	0.14 ± 0.01	0.33 ± 0.01	235 ± 8.92	34.7 ± 0.08	11.6 ± 0.11	12.4 ± 0.18
Carotte B 5-6	18.8 ± 0.72	0.15 ± 0.03	0.33 ± 0.01	242 ± 9.67	35.6 ± 0.02	13.4 ± 0.07	12.9 ± 0.4
Carotte B 6-7	19.2 ± 0.96	0.14 ± 0.02	0.33 ± 0.01	258 ± 8.26	37.2 ± 0.11	14.9 ± 0.02	13.3 ± 0.17
Carotte B 7-8	18.0 ± 0.02	0.18 ± 0.03	0.31 ± 0.01	243 ± 8.52	37.1 ± 0.08	15.0 ± 0.11	12.8 ± 0.11
Carotte B 8-9	17.6 ± 0.35	0.17 ± 0.01	0.31 ± 0.01	236 ± 10.4	37.3 ± 0.32	15.9 ± 0.28	12.6 ± 0.28
Carotte B 9-10	16.9 ± 0.44	0.14 ± 0.02	0.32 ± 0.01	223 ± 10.9	36.7 ± 0.04	14.9 ± 0.38	11.8 ± 0.26
Carotte B 10-12	18.2 ± 0.76	0.17 ± 0.02	0.32 ± 0.00	227 ± 6.81	39.0 ± 0.40	15.9 ± 0.14	12.2 ± 0.08
Carotte B 12-14	18.1 ± 0.09	0.17 ± 0.03	0.33 ± 0.01	219 ± 9.62	38.8 ± 0.25	19.7 ± 0.38	12.4 ± 0.6
Carotte B 14-16	17.4 ± 0.26	0.18 ± 0.02	0.34 ± 0.01	232 ± 9.06	39.9 ± 0.21	20.3 ± 0.16	12.5 ± 0.27
Carotte B 16-18	16.9 ± 0.4	0.17 ± 0.01	0.35 ± 0.02	220 ± 8.38	38.6 ± 0.38	21.5 ± 0.61	11.5 ± 0.3
Carotte B 18-20	16.5 ± 0.81	0.20 ± 0.02	0.32 ± 0.01	230 ± 8.75	40.6 ± 0.08	18.9 ± 0.08	11.2 ± 0.13
Carotte B 20-22	16.7 ± 0.4	0.17 ± 0.01	0.32 ± 0.01	237 ± 9.94	42.8 ± 3.56	21.5 ± 1.32	11.2 ± 0.22
Carotte B 22-24	16.3 ± 0.83	0.19 ± 0.02	0.32 ± 0.01	225 ± 9.21	39.9 ± 0.24	19.1 ± 0.54	11.1 ± 0.08
Carotte B 24-26	16.8 ± 0.29	0.22 ± 0.01	0.41 ± 0.02	252 ± 10.3	45.7 ± 0.10	21.9 ± 0.35	12.2 ± 0.15
Carotte B 26-28	15.6 ± 0.52	0.16 ± 0.02	0.29 ± 0.01	231 ± 6.69	38.1 ± 0.17	17.7 ± 0.22	10.9 ± 0.24
Carotte B 28-30	15.4 ± 0.65	0.22 ± 0.03	0.33 ± 0.01	245 ± 6.13	42.4 ± 1.62	18.5 ± 0.39	11.5 ± 0.25
Carotte B 30-32	16.3 ± 0.57	0.18 ± 0.03	0.35 ± 0.01	253 ± 10.1	43.9 ± 0.23	20.0 ± 0.13	11.7 ± 0.49

Dans la carotte Z :

Sample/ Metal	V	Co	Ni	Cr	Cu	Zn	Pb
Carotte Z 0-0.5	130 ± 4.5	11.9 ± 0.37	32.7 ± 1.24	93.3 ± 3.17	21.3 ± 0.87	115 ± 1.73	29.5 ± 0.80
Carotte Z 0.5-1	131 ± 4.6	11.9 ± 0.45	33.0 ± 1.52	95.2 ± 3.9	21.5 ± 0.67	116 ± 1.98	30.4 ± 0.82
Carotte Z 1-2	145 ± 3.6	13.0 ± 0.2	37.7 ± 0.98	107 ± 3.84	24.3 ± 0.78	130 ± 1.69	32.6 ± 0.62
Carotte Z 2-3	142 ± 3.3	13.0 ± 0.3	40.0 ± 0.92	104 ± 3.23	23.5 ± 0.59	127 ± 1.52	32.4 ± 0.87
Carotte Z 3-4	136 ± 4.3	12.1 ± 0.42	34.8 ± 1.01	98.4 ± 4.62	22.4 ± 0.72	119 ± 4.66	29.9 ± 0.69
Carotte Z 4-5	135 ± 4.7	12.1 ± 0.33	34.9 ± 1.64	95.9 ± 4.31	22.1 ± 0.75	120 ± 3.12	30.3 ± 1.09
Carotte Z 5-6	132 ± 4.4	11.6 ± 0.28	33.6 ± 0.67	94.6 ± 3.4	21.2 ± 0.36	115 ± 1.04	28.8 ± 1.01
Carotte Z 6-7	135 ± 4.7	12.0 ± 0.45	34.5 ± 0.79	97.7 ± 4.2	22.5 ± 0.81	120 ± 2.64	29.3 ± 0.82
Carotte Z 7-8	118 ± 4.4	10.1 ± 0.35	29.0 ± 0.93	83.5 ± 3.59	18.8 ± 0.85	103 ± 2.58	25.4 ± 0.79
Carotte Z 8-9	112 ± 2.	9.4 ± 0.33	27.3 ± 0.38	79.3 ± 2.62	17.0 ± 0.24	97 ± 0.29	23.7 ± 0.52
Carotte Z 9-10	126 ± 6.3	10.8 ± 0.38	30.7 ± 1.14	91.3 ± 4.47	19.0 ± 0.53	108 ± 1.95	26.9 ± 0.89
Carotte Z 10-12	130 ± 4.2	10.9 ± 0.21	32.3 ± 0.94	95.9 ± 2.97	19.9 ± 0.4	112 ± 2.35	27.6 ± 0.83
Carotte Z 12-14	143 ± 3.4	11.9 ± 0.31	35.6 ± 1.14	106 ± 3.92	21.7 ± 0.56	122 ± 2.44	29.9 ± 0.54
Carotte Z 14-16	128 ± 5.5	10.3 ± 0.56	31.4 ± 1.32	91.6 ± 4.22	19.1 ± 0.69	107 ± 0.75	26.8 ± 0.59
Carotte Z 16-18	127 ± 4.6	10.4 ± 0.4	32.0 ± 1.22	92.0 ± 4.05	19.6 ± 0.67	107 ± 3.65	26.9 ± 0.86
Carotte Z 18-20	132 ± 5.3	11.1 ± 0.5	32.8 ± 1.31	95.9 ± 4.51	20.3 ± 0.53	111 ± 2.56	27.5 ± 0.63
Carotte Z 20-22	141 ± 4.4	11.8 ± 0.27	35.1 ± 0.98	104 ± 3.86	22.0 ± 0.68	119 ± 3.33	29.0 ± 0.7
Carotte Z 22-24	143 ± 3.9	11.9 ± 0.26	35.1 ± 1.3	111 ± 4.34	22.2 ± 0.64	118 ± 1.89	28.5 ± 0.88
Carotte Z 24-26	137 ± 4.5	10.9 ± 0.33	32.6 ± 1.21	104 ± 3.12	20.2 ± 0.57	105 ± 1.89	25.6 ± 0.59
Carotte Z 26-28	147 ± 3.8	11.9 ± 0.3	35.8 ± 1.15	112 ± 3.59	22.4 ± 0.65	112 ± 2.80	25.7 ± 0.82
Carotte Z 28-30	135 ± 5	10.9 ± 0.38	32.6 ± 1.34	102 ± 4.37	20.4 ± 0.75	103 ± 3.21	23.6 ± 0.71

Suite...

Sample/ Metal	As	Cd	Ag	Mn	Fe	Al	Na
Carotte Z 0-0.5	17.2 ± 0.89	0.12 ± 0.02	0.30 ± 0.02	295 ± 15	38.3 ± 0.47	14.3 ± 0.49	15.0 ± 0.1
Carotte Z 0.5-1	18.4 ± 0.72	0.15 ± 0.03	0.31 ± 0.01	281 ± 12.1	38.2 ± 3.31	15.8 ± 1.08	13.9 ± 0.14
Carotte Z 1-2	18.6 ± 0.63	0.17 ± 0.02	0.28 ± 0.01	314 ± 10.4	43.8 ± 1.3	11.9 ± 0.17	14.5 ± 0.07
Carotte Z 2-3	17.6 ± 0.69	0.17 ± 0.02	0.28 ± 0.01	295 ± 14.2	42.1 ± 0.24	13.2 ± 0.12	14.6 ± 0.4
Carotte Z 3-4	16.4 ± 1	0.17 ± 0.01	0.29 ± 0.01	266 ± 10.9	39.7 ± 0.19	12.4 ± 0.11	12.3 ± 0.07
Carotte Z 4-5	16.3 ± 0.7	0.14 ± 0.05	0.29 ± 0.01	263 ± 9.47	39.1 ± 0.02	12.1 ± 0.38	12.6 ± 0.15
Carotte Z 5-6	15.2 ± 0.87	0.18 ± 0.03	0.29 ± 0.01	244 ± 11.7	37.2 ± 0.16	11.4 ± 0.12	12.0 ± 0.13
Carotte Z 6-7	15.2 ± 0.56	0.15 ± 0.02	0.29 ± 0.01	252 ± 11.1	37.4 ± 0.16	11.6 ± 0.29	11.4 ± 0.35
Carotte Z 7-8	13.0 ± 0.38	0.15 ± 0.02	0.28 ± 0.01	210 ± 8.83	32.2 ± 0.06	9.8 ± 0.18	11.0 ± 0.57
Carotte Z 8-9	12.1 ± 0.31	0.13 ± 0.02	0.26 ± 0.01	191 ± 6.87	30.0 ± 0.22	8.3 ± 0.13	10.5 ± 0.07
Carotte Z 9-10	12.9 ± 1.02	0.15 ± 0.03	0.28 ± 0.01	219 ± 11.2	33.7 ± 0.12	10.1 ± 0.12	10.2 ± 0.04
Carotte Z 10-12	12.6 ± 0.49	0.19 ± 0.01	0.29 ± 0.01	224 ± 6.72	35.6 ± 0.18	10.6 ± 0.17	10.6 ± 0.21
Carotte Z 12-14	13.7 ± 0.19	0.18 ± 0.02	0.30 ± 0.01	237 ± 6.4	37.3 ± 0.10	12.1 ± 0.07	10.4 ± 0.28
Carotte Z 14-16	12.4 ± 0.5	0.16 ± 0.03	0.28 ± 0.01	211 ± 12.	32.3 ± 0.16	10.1 ± 0.15	10.1 ± 0.21
Carotte Z 16-18	12.0 ± 0.83	0.14 ± 0.04	0.28 ± 0.01	220 ± 9.46	33.4 ± 0.07	10.9 ± 0.24	10.2 ± 0.17
Carotte Z 18-20	12.0 ± 0.36	0.17 ± 0.01	0.27 ± 0.01	228 ± 8.2	34.8 ± 0.15	10.9 ± 0.19	9.4 ± 0.09
Carotte Z 20-22	12.7 ± 0.74	0.19 ± 0.03	0.28 ± 0.02	247 ± 12.1	37.1 ± 0.26	11.9 ± 0.27	9.5 ± 0.24
Carotte Z 22-24	12.1 ± 0.91	0.18 ± 0.02	0.26 ± 0.01	253 ± 10.6	38.7 ± 0.97	16.4 ± 0.37	9.9 ± 0.1
Carotte Z 24-26	11.3 ± 0.53	0.16 ± 0.02	0.27 ± 0.01	233 ± 9.1	37.5 ± 0.78	20.4 ± 0.29	8.9 ± 0.4
Carotte Z 26-28	11.3 ± 0.5	0.16 ± 0.03	0.26 ± 0.01	255 ± 11.5	39.0 ± 0.66	21.2 ± 0.27	9.6 ± 0.12
Carotte Z 28-30	10.5 ± 0.63	0.16 ± 0.01	0.25 ± 0.01	236 ± 8.51	37.1 ± 0.26	19.1 ± 0.12	9.5 ± 0.21

Dans la carotte S :

Sample/ Metal	V	Co	Ni	Cr	Cu	Zn	Pb
Carotte S 0-0.5	143 ± 5.29	12.4 ± 0.46	32.9 ± 1.18	100 ± 4.31	24.1 ± 0.7	105 ± 3.04	23 ± 0.41
Carotte S 0.5-1	141 ± 4.23	12.3 ± 0.31	32.7 ± 1.05	102 ± 3.88	23.3 ± 0.82	104 ± 0.63	22.5 ± 0.56
Carotte S 1-2	142 ± 4.13	12.5 ± 0.51	33.3 ± 1.06	104 ± 4.48	25.4 ± 0.74	104 ± 2.08	23.3 ± 0.54
Carotte S 2-3	141 ± 3.24	12.3 ± 0.33	32.8 ± 1.18	102 ± 2.87	25.0 ± 0.80	102 ± 1.22	22.7 ± 0.41
Carotte S 3-4	147 ± 5.58	12.6 ± 0.47	34.4 ± 0.93	108 ± 5.38	25.8 ± 0.90	107 ± 2.36	23.3 ± 0.51
Carotte S 4-5	140 ± 4.19	12.1 ± 0.35	32.8 ± 0.98	98.8 ± 3.26	24.6 ± 0.27	98.5 ± 1.97	22.1 ± 0.53
Carotte S 5-6	148 ± 5.49	13 ± 0.39	35.2 ± 1.09	106 ± 4.35	26.1 ± 0.97	106 ± 2.45	23.1 ± 0.69
Carotte S 6-7	141 ± 4.5	12.2 ± 0.29	33.3 ± 0.87	101 ± 3.13	24.3 ± 0.75	100 ± 0.71	21.8 ± 0.59
Carotte S 7-8	141 ± 3.24	12.2 ± 0.38	32.8 ± 0.89	106 ± 3.08	24.2 ± 0.9	101 ± 0.61	21.8 ± 0.55
Carotte S 8-9	135 ± 4.44	11.5 ± 0.39	31.3 ± 1.16	99.0 ± 3.66	23.1 ± 0.81	95 ± 1.43	21.8 ± 0.59
Carotte S 9-10	136 ± 3.67	11.7 ± 0.25	32.0 ± 0.86	98.4 ± 3.54	23.2 ± 0.74	96.8 ± 0.58	22.0 ± 0.66
Carotte S 10-12	137 ± 5.05	12.3 ± 0.38	32.5 ± 1.2	98.0 ± 4.7	23.1 ± 0.65	104 ± 2.5	22.6 ± 0.38
Carotte S 12-14	131 ± 4.72	11.7 ± 0.43	30.6 ± 0.95	91.5 ± 3.48	21.5 ± 0.47	96.5 ± 2.60	21.7 ± 0.43
Carotte S 14-16	138 ± 4.27	12.1 ± 0.28	33.2 ± 1.33	96.2 ± 3.08	23.6 ± 0.64	104 ± 2.19	24.1 ± 0.39
Carotte S 16-18	143 ± 5.15	12.9 ± 0.4	34.4 ± 1.1	98.4 ± 3.74	25.0 ± 0.83	106 ± 2.98	23.5 ± 0.54
Carotte S 18-20	142 ± 5.53	12.9 ± 0.58	34.3 ± 1.13	98.5 ± 3.55	24.3 ± 0.87	104 ± 1.99	23.5 ± 0.45
Carotte S 20-22	141 ± 5.51	12.9 ± 0.46	34.3 ± 1.13	102 ± 4.71	24.6 ± 0.54	109 ± 0.22	23.5 ± 0.66
Carotte S 22-24	140 ± 5.73	12.6 ± 0.42	34.3 ± 1.3	108 ± 3.87	24.4 ± 0.71	102 ± 1.22	23.7 ± 0.81
Carotte S 24-26	138 ± 5.8	13.4 ± 0.46	34.6 ± 0.93	101 ± 4.86	24.0 ± 0.58	103 ± 2.17	23.2 ± 0.63
Carotte S 26-28	132 ± 5.41	12.5 ± 0.36	32.7 ± 1.4	95.3 ± 4.67	23.6 ± 0.82	97.8 ± 1.27	24 ± 0.84
Carotte S 28-30	139 ± 4.59	12.9 ± 0.39	34.0 ± 0.75	97.9 ± 4.11	24.3 ± 0.66	103 ± 1.34	23.6 ± 0.54

Suite...

Sample/ Metal	As	Cd	Ag	Mn	Fe	Al	Na
Carotte S 0-0.5	12.2 ± 0.12	0.13 ± 0.02	0.27 ± 0.004	391 ± 13.3	46.6 ± 8.11	21.9 ± 3.88	14.1 ± 0.22
Carotte S 0.5-1	11.8 ± 0.43	0.14 ± 0.03	0.26 ± 0.002	361 ± 9.8	40.9 ± 0.1	22.3 ± 0.32	13.8 ± 0.07
Carotte S 1-2	12.3 ± 0.21	0.12 ± 0.02	0.26 ± 0.009	372 ± 11.5	43.3 ± 0.33	27.9 ± 0.88	14.0 ± 0.11
Carotte S 2-3	11.4 ± 0.36	0.13 ± 0.01	0.26 ± 0.005	365 ± 15.7	39.0 ± 0.16	22.9 ± 0.12	13.8 ± 0.18
Carotte S 3-4	11.1 ± 0.49	0.16 ± 0.01	0.27 ± 0.008	397 ± 12.3	38.1 ± 0.23	20.5 ± 0.45	13.8 ± 0.1
Carotte S 4-5	9.5 ± 0.45	0.13 ± 0.03	0.29 ± 0.007	382 ± 13.7	38.3 ± 0.13	17.3 ± 0.43	13.6 ± 0.18
Carotte S 5-6	10.3 ± 0.35	0.15 ± 0.01	0.28 ± 0.004	411 ± 14.4	41.4 ± 0.17	22.0 ± 0.49	14.5 ± 0.38
Carotte S 6-7	9.1 ± 0.48	0.14 ± 0.01	0.27 ± 0.005	387 ± 13.2	40.7 ± 0.33	20.0 ± 0.06	14.1 ± 0.04
Carotte S 7-8	10.1 ± 0.48	0.13 ± 0.01	0.23 ± 0.007	389 ± 16.7	41.3 ± 0.15	18.4 ± 0.18	12.1 ± 0.15
Carotte S 8-9	10.1 ± 0.61	0.12 ± 0.01	0.24 ± 0.008	358 ± 16.1	40.2 ± 0.07	18.0 ± 0.13	12.2 ± 0.23
Carotte S 9-10	11.2 ± 0.36	0.11 ± 0.01	0.26 ± 0.006	368 ± 14.4	41.6 ± 0.47	19.2 ± 0.20	13.3 ± 0.26
Carotte S 10-12	12.2 ± 0.15	0.13 ± 0.02	0.26 ± 0.008	375 ± 12.4	42.4 ± 0.34	20.4 ± 0.33	12.6 ± 0.46
Carotte S 12-14	11.6 ± 0.43	0.10 ± 0.02	0.26 ± 0.003	340 ± 12.2	41.3 ± 0.28	21.9 ± 0.27	12.7 ± 0.23
Carotte S 14-16	11.3 ± 0.32	0.13 ± 0.02	0.28 ± 0.005	353 ± 15.2	43.3 ± 0.24	23.7 ± 0.14	12.9 ± 0.15
Carotte S 16-18	11.4 ± 0.76	0.14 ± 0.01	0.29 ± 0.009	373 ± 15.6	41.0 ± 0.13	22.8 ± 0.21	12.3 ± 0.2
Carotte S 18-20	11.4 ± 0.61	0.11 ± 0.02	0.28 ± 0.001	366 ± 16.8	40.3 ± 0.24	21.7 ± 0.36	12.2 ± 0.19
Carotte S 20-22	11.2 ± 0.53	0.13 ± 0.02	0.30 ± 0.01	371 ± 13.7	41.2 ± 0.09	24.2 ± 0.21	12.4 ± 0.11
Carotte S 22-24	10.6 ± 0.58	0.13 ± 0.01	0.26 ± 0.003	376 ± 14.7	42.9 ± 0.82	23.7 ± 0.42	11.6 ± 0.28
Carotte S 24-26	11.3 ± 0.69	0.11 ± 0.02	0.26 ± 0.013	374 ± 16.8	39.5 ± 0.05	18.6 ± 0.14	11.6 ± 0.27
Carotte S 26-28	11.0 ± 0.39	0.16 ± 0.01	0.29 ± 0.006	356 ± 15.7	39.4 ± 0.4	17.9 ± 0.46	11.6 ± 0.2
Carotte S 28-30	10.8 ± 0.08	0.12 ± 0.03	0.28 ± 0.006	385 ± 18.1	42.6 ± 0.14	22.9 ± 0.52	11.6 ± 0.12

Tableau 4 : Résultats du facteur d'enrichissement (FE) le long de la profondeur dans les carottes A, B, Z et S

Carotte A										
Prof/ métal	Co	V	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Ag	Cd
0-0.5	0.92	1.09	1.09	1.15	1.94	1.96	2.40	2.25	3.16	2.39
0.5-1	0.94	1.13	1.07	1.16	1.98	2.02	2.33	2.27	3.03	3.02
1-2	0.98	1.13	1.07	1.19	2.02	2.14	2.27	2.33	2.95	3.14
2-3	0.97	1.13	1.15	1.19	1.99	2.06	2.27	2.35	3.14	2.93
3-4	0.98	1.11	1.19	1.18	2.00	2.07	2.04	2.26	2.95	3.55
4-5	0.96	1.12	1.18	1.19	2.03	2.01	1.96	2.34	3.04	2.93
5-6	0.95	1.11	1.15	1.17	2.04	2.00	1.96	2.31	3.60	3.10
6-7	0.92	1.11	1.16	1.18	2.06	2.09	2.00	2.37	3.78	3.12
7-8	0.92	1.13	1.18	1.19	2.19	2.15	2.16	2.49	4.09	3.27
8-9	0.97	1.12	1.12	1.20	2.03	2.06	2.02	2.42	3.53	3.01
9-10	0.93	1.10	1.17	1.17	2.03	2.04	2.21	2.40	3.71	3.37
10-12	0.94	1.06	1.13	1.14	1.91	1.93	1.84	2.24	3.08	2.84
12-14	0.93	1.07	1.11	1.13	1.88	1.80	1.62	2.09	3.19	2.64
14-16	0.98	1.10	1.11	1.17	1.85	1.88	1.74	2.26	2.96	2.61
16-18	0.98	1.10	1.11	1.17	1.90	2.01	1.84	2.27	3.37	2.94
18-20	0.98	1.05	1.05	1.15	1.77	1.96	1.93	2.27	3.21	2.65
20-22	0.97	1.09	1.04	1.18	1.95	2.00	1.83	2.31	3.37	3.34
22-24	1.00	1.12	1.02	1.19	1.97	2.01	1.78	2.40	3.19	2.63
24-26	0.98	1.11	1.03	1.18	1.94	2.02	1.79	2.32	3.12	2.79
26-28	0.98	1.10	1.08	1.16	1.94	1.99	1.89	2.36	3.14	2.34
28-30	0.99	1.10	1.10	1.19	1.89	1.86	1.73	2.33	2.72	2.64
30-32	1.00	1.10	1.03	1.20	1.84	1.74	1.71	2.35	2.54	2.45
32-34	1.02	1.11	1.03	1.22	1.79	1.70	1.70	2.33	2.39	2.36

Suite...

Carotte B										
Prof/ métal	Co	V	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Ag	Cd
0-0.5	0.93	0.95	1.02	1.01	1.15	1.17	1.94	1.42	1.11	1.08
0.5-1	0.93	0.95	1.01	1.02	1.16	1.19	2.12	1.55	1.17	1.12
1-2	0.94	0.97	1.01	1.03	1.17	1.22	2.16	1.54	1.21	1.48
2-3	0.94	1.00	1.03	1.06	1.21	1.23	2.12	1.54	1.24	1.27
3-4	0.95	1.01	1.04	1.06	1.20	1.25	2.04	1.60	1.34	1.32
4-5	0.94	1.01	1.01	1.05	1.20	1.26	2.00	1.57	1.41	1.32
5-6	0.96	1.02	1.04	1.07	1.22	1.28	1.94	1.55	1.34	1.31
6-7	0.97	1.03	1.07	1.08	1.24	1.27	1.90	1.59	1.30	1.19
7-8	0.94	1.02	1.05	1.06	1.21	1.25	1.78	1.54	1.24	1.53
8-9	0.95	1.02	1.09	1.07	1.24	1.25	1.73	1.56	1.24	1.47
9-10	0.94	1.03	1.07	1.05	1.23	1.25	1.69	1.55	1.27	1.25
10-12	0.98	1.02	1.04	1.07	1.26	1.27	1.71	1.52	1.22	1.41
12-14	0.91	1.00	1.02	1.03	1.20	1.22	1.71	1.50	1.26	1.40
14-16	0.96	1.03	1.06	1.06	1.26	1.28	1.60	1.51	1.24	1.44
16-18	0.97	1.05	1.08	1.07	1.27	1.31	1.60	1.51	1.31	1.36
18-20	1.00	1.05	1.09	1.08	1.27	1.30	1.49	1.47	1.15	1.55
20-22	1.01	1.02	1.07	1.07	1.27	1.24	1.43	1.42	1.09	1.28
22-24	1.00	1.05	1.09	1.10	1.35	1.26	1.49	1.42	1.16	1.48
24-26	0.99	1.07	1.11	1.13	1.40	1.30	1.35	1.47	1.32	1.53
26-28	1.01	1.07	1.10	1.13	1.38	1.31	1.50	1.47	1.10	1.38
28-30	1.01	1.07	1.06	1.12	1.49	1.32	1.33	1.46	1.16	1.67
30-32	1.09	1.08	1.07	1.16	1.51	1.38	1.36	1.45	1.16	1.32

Suite...

Carotte Z										
Prof/ métal	Co	V	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Ag	Cd
0-0.5	0.97	1.01	1.01	1.03	1.03	1.20	1.65	1.32	1.14	1.03
0.5-1	0.98	1.02	1.03	1.04	1.04	1.22	1.77	1.37	1.18	1.28
1-2	0.93	0.98	1.01	1.03	1.02	1.19	1.56	1.28	0.93	1.21
2-3	0.97	1.00	1.02	1.14	1.03	1.20	1.53	1.32	0.98	1.28
3-4	0.95	1.01	1.02	1.05	1.04	1.20	1.52	1.29	1.07	1.33
4-5	0.96	1.02	1.01	1.07	1.04	1.22	1.52	1.33	1.07	1.14
5-6	0.98	1.06	1.05	1.08	1.05	1.24	1.50	1.33	1.15	1.57
6-7	1.00	1.07	1.08	1.10	1.11	1.28	1.49	1.34	1.13	1.25
7-8	0.98	1.09	1.07	1.08	1.07	1.28	1.48	1.35	1.27	1.52
8-9	0.98	1.11	1.09	1.09	1.04	1.29	1.48	1.36	1.26	1.34
9-10	1.00	1.11	1.12	1.10	1.04	1.28	1.41	1.37	1.20	1.43
10-12	0.96	1.09	1.11	1.09	1.03	1.25	1.30	1.33	1.19	1.70
12-14	1.00	1.14	1.17	1.15	1.07	1.31	1.34	1.37	1.18	1.51
14-16	1.00	1.17	1.17	1.17	1.09	1.32	1.41	1.42	1.26	1.55
16-18	0.97	1.13	1.13	1.15	1.08	1.28	1.32	1.38	1.24	1.33
18-20	1.00	1.13	1.14	1.13	1.08	1.28	1.26	1.36	1.16	1.59
20-22	1.00	1.13	1.16	1.14	1.09	1.28	1.26	1.34	1.12	1.60
22-24	0.97	1.10	1.19	1.09	1.06	1.22	1.15	1.27	1.00	1.47
24-26	0.91	1.08	1.14	1.04	0.99	1.12	1.10	1.17	1.05	1.32
26-28	0.96	1.12	1.19	1.10	1.06	1.15	1.07	1.13	0.99	1.29
28-30	0.92	1.08	1.13	1.06	1.01	1.11	1.04	1.09	1.00	1.37

Suite...

Carotte S										
Prof/ métal	Pb	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Ag
0-0.5	0.89	0.96	0.94	0.88	0.89	0.92	0.95	1.01	0.92	0.89
0.5-1	0.90	0.98	0.99	0.90	0.92	0.92	0.98	1.02	1.04	0.88
1-2	0.91	0.97	0.98	0.90	0.91	0.98	0.95	1.03	0.86	0.88
2-3	0.90	0.96	0.98	0.89	0.91	0.97	0.94	0.96	0.92	0.87
3-4	0.89	0.97	0.99	0.88	0.92	0.97	0.96	0.91	1.15	0.89
4-5	0.87	0.95	0.94	0.87	0.91	0.96	0.91	0.80	0.95	0.98
5-6	0.90	1.00	1.00	0.93	0.96	1.01	0.97	0.86	1.08	0.93
6-7	0.88	0.98	0.98	0.90	0.94	0.97	0.94	0.79	1.06	0.94
7-8	0.90	1.00	1.05	0.92	0.94	0.98	0.96	0.89	1.01	0.80
8-9	0.93	0.99	1.01	0.89	0.93	0.97	0.94	0.92	0.97	0.88
9-10	0.88	0.95	0.95	0.86	0.90	0.92	0.91	0.96	0.82	0.90
10-12	0.90	0.95	0.94	0.90	0.91	0.91	0.97	1.05	0.98	0.89
12-14	0.92	0.96	0.93	0.90	0.91	0.90	0.95	1.05	0.77	0.93
14-16	0.97	0.96	0.93	0.89	0.93	0.93	0.97	0.96	0.97	0.95
16-18	0.91	0.96	0.92	0.91	0.93	0.95	0.96	0.94	1.03	0.95
18-20	0.94	0.98	0.95	0.94	0.96	0.96	0.97	0.98	0.83	0.95
20-22	0.91	0.95	0.96	0.91	0.93	0.94	0.99	0.93	0.97	1.00
22-24	1.00	1.02	1.09	0.97	1.01	1.01	0.99	0.95	1.02	0.94
24-26	0.95	0.98	1.00	1.00	0.99	0.97	0.99	0.99	0.81	0.92
26-28	1.02	0.97	0.97	0.97	0.97	0.98	0.96	1.00	1.22	1.04
28-30	1.03	1.05	1.03	1.03	1.04	1.05	1.05	1.01	0.97	1.04

Production Scientifique

[Article]



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Marine Pollution Bulletin

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpolbul



Sediment pollution: An assessment of anthropogenic and geogenic trace element contributions along the central Algerian coast

Mohamed Aroua^{a,*}, Mostefa Boulahdid^a, Olivier Radakovitch^b, Moustafa Benhalima^{a,c}, Yassine Guendouzi^c, Scott W. Fowler^{d,1}, Jean-Paul Ambrosi^e

^a Laboratory of Marine and Coastal Ecosystems (ECOSYSMaL), National Higher School of Marine Sciences and Coastal Management (ENSSMAL), BP19, University Campus of Dely Ibrahim, Bois des Cars, 16320, Cheraga, Algiers, Algeria

^b Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN), PSE/SRTE/LRTA, BP3, 13115 Saint Paul Les Durance, France

^c Laboratory Management and Valorization of Agricultural and Aquatic Ecosystems, Science Institute, University Center of Tipaza Morsli Abdallah, Oued Merzoug 42200, Tipaza, Algeria

^d School of Marine and Atmospheric Sciences, Stony Brook University, Stony Brook, NY 11794-5000, USA

^e Aix-Marseille University, CNRS, IRD, INRA, Coll France, CEREGE, Aix-en-Provence, France

ARTICLE INFO

Keywords:

Metallic pollution
Sediment cores
Geochemical background
Sources identification
Environmental risk assessment
Sediment quality guidelines (SQGs)

ABSTRACT

Sediment cores from the central Algerian coast were collected to investigate the distribution, sources and risk of trace metals. The local geochemical background of metals was defined from the core S collected in an uncontaminated area of the coast. The anthropogenic inputs in Algiers Bay elevated Ag, Cd, Pb and Zn concentrations as their maximum were 3.1, 3, 2.1 and 1.8 times the background values, respectively. Meanwhile, increased contents of Arsenic (up to 21.1 mg/kg) were detected in all sites. Correlations and PCA suggest that lithogenic sources controlled metal deposition, while most sediment arsenic was agriculture-derived. Organic matter acted as a sink or source for some trace metals. According to EFs, the study area showed slight to moderate enrichment with respect to Ag, As, Pb, Cd, Zn and Cu, whereas they remained uncontaminated with Cr, V, Co and Ni. This study provides a needed baseline for future environmental investigations.

1. Introduction

Trace metals in coastal sediment originating from anthropogenic sources are of increasing interest and concern in modern human society. Due to their stability, bioaccumulative nature, persistence, and their various forms of toxicity in the environment (Inal et al., 2018; Gao et al., 2015), metals can affect the quality of the coastal ecosystems and present a considerable risk to the aquatic organisms and human health (Abderahmani et al., 2021; Guendouzi et al., 2020). Following their release in the catchment areas from various sources, metals are usually transported through the river system to the coastal zone in dissolved form or bound to suspended particles (Benhalima et al., 2022). Historically, trace metals in the coastal areas are predominantly from the continental weathering of rocks and soil materials (Viers et al., 2009). However, an additional fraction of metals discharged from land-based activities, such as mining and various industrial and agricultural activities, may contribute to the contamination of marine sediments (Barron et al., 2022; Belhadj et al., 2017; Sbarbati et al., 2020). To evaluate the potential contamination of

sediment, the man-induced accumulation should be distinguished from the natural background values (Barbieri et al., 2018; Esen et al., 2010). Sediment cores from the coastal zone have been shown to be excellent indicators for the investigation of depositional trends, sources and risk of trace metals (Li et al., 2017). Many researchers have studied the geochemistry and environmental quality of sediment cores in various aquatic ecosystems globally (Gao et al., 2016; Moushmi et al., 2022; Romano et al., 2018; Zhu et al., 2017).

Like many Mediterranean countries, Algeria is facing various environmental challenges in recent years. Among them, the increase in population and their activities in the coastal zone are prominent ones (Kheilil et al., 2019). Algeria has a traditional agricultural and oil production-based economy, but with a short history of industrialization and urbanization compared to the developed countries, which makes it a desired area for fieldwork to provide valuable geochemical information on anthropogenic impacts. In fact, Algeria experienced an industrial and agricultural renaissance only in the 1970s after its independence in 1962 and then started an economic recovery after the end of the civil war in

* Corresponding author.

E-mail address: aroua@outlook.be (M. Aroua).

¹ Present address: Institute Bobby, 8 Allée des Orangers, 06320 Cap d'Ail, France.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114398>

Received 8 September 2022; Received in revised form 27 October 2022; Accepted 20 November 2022

Available online 13 December 2022

0025-326X/© 2022 Elsevier Ltd. All rights reserved.