

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

Université 20 Août 1955 Skikda

Faculté des Sciences

Département de chimie

ref :.....



جامعة 20 أوت 1955 سكيكدة

كلية العلوم

قسم الكيمياء

المرجع:

Thèse de doctorat en sciences Spécialité : Chimie

OPTION : MAITRISE DES RISQUES INDUSTRIELS CHIMIQUES ET
PETROCHIMIQUES ET IMPACTS
SUR L'ENVIRONNEMENT

Réalisée par

M^{me} BENAÏSSA Amina

Intitulée :

Suivi de la teneur en mercure engendrée par les rejets des cabinets dentaires risques et enjeux

Soutenue le : 04/02/2021 devant le jury composé de:

Mr. DJAZI Fayçal	Professeur	Université 20 Aout 1955 Skikda	Président
Mr. MEDJRAM Med Salah	Professeur	Université 20 Aout 1955 Skikda	Rapporteur
Mr. GHEID Abdelhak	Professeur	Université de Souk Ahras	Examineur
Mr. DERBAL Kerroum	Professeur	Ecole nationale polytechniques de Constantine	Examineur
Mr. BOUSBA Salim	MCA	Université de Constantine 3	Examineur
M ^{me} KRID Feriel	MCA	Université 20 Aout 1955 Skikda	Examinatrice

Année universitaires : 2020 /2021

« **N**otre système de pensée détruit notre environnement, il faudra changer
nos pensées pour nous protéger »

Steve LAMBEKT

الملخص

الهدف الرئيسي من هذا العمل هو تقييم تأثير مختلف أنشطة عيادات طب الأسنان على تلوث المياه المستعملة بواسطة المعادن الثقيلة مثل الزئبق، النحاس، الزنك، المنغنيز، الحديد، النيكل، الكاديوم، الرصاص والكروم ولتنفيذ هذه الدراسة، تم اختيار العديد من المواقع، على مستوى عيادات طب الأسنان، محطات التطهير، محطات الرفع، الوديان والشواطئ حيث تقع هذه المواقع في قسنطينة، سكيكدة وعنابة. وقد تم جمع النفايات السائلة ونفايات ملغم الأسنان من عيادات طب الأسنان ثم تم تحليل العينات، بواسطة قياس الامتصاص الذري الطيفي وقد أدت البحوث التي أجريت لتقييم مستوى تلوث المعادن الثقيلة في النفايات السائلة، الناتجة عن ممارسات طب الأسنان إلى إحراز بعض التقدم في فهم مصادر التلوث بالمعادن الثقيلة، وخاصة تلك المتعلقة باستخدام الملغم السني. وقد أظهرت النتائج من ناحية، تراكيز الزئبق الخطرة، ومن ناحية أخرى وجود معادن أخرى مثل Cu، Zn، Ni، Mn و Fe بتراكيز تتجاوز القيم الحدية، التي تحددها القوانين الجزائرية. وقد أظهرت النتائج كميات كبيرة من الزئبق في نفايات الملغم السنية، و التي تشكل خطرا على البيئة. توضح دراستنا أن انحلال وتبخر الزئبق من ملغم الأسنان يتأثر بعدة شروط، خاصة درجة الحرارة، درجة الحموضة الكتلة والملوحة. أما فيما يخص مياه الصرف الصحي، محطات معالجة مياه الصرف، محطات الرفع، الوديان والشواطئ، فقد أعطت التقييمات وجود تلوث المعادن الثقيلة، وعليه فإن الأثر البشري على تركيز المعادن الثقيلة في مياه الصرف لمدينة سكيكدة واضح في تحاليل العينات المأخوذة من المياه، الترسبات والكائنات الحية على مستوى شاطئ جزيرة الماعز والتي تبين تراكيز مرتفعة للمعادن الثقيلة.

الكلمات المفتاحية: ملغم الأسنان، مياه الصرف، الزئبق، النفايات، المعادن الثقيلة، الخطر.

Résumé

L'objectif principal de ce travail de thèse est d'évaluer l'impact des activités des cabinets dentaires, sur la contamination des eaux usées par les métaux lourds tels que le Hg, Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cd, Pb et Cr. Pour réaliser cette étude, plusieurs sites ont été sélectionnés, en amont au niveau des cabinets dentaires et en aval au niveau des STEPs, des stations de relevage, des oueds et des plages. Ces sites sont situés à Constantine, Skikda et Annaba. Au niveau des cabinets dentaires les effluents liquides et les déchets d'amalgame dentaire solides ont été prélevés.

Les échantillons, après minéralisation par voie humide, ont été analysés par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique. Le travail de recherche sur le niveau de contamination par les métaux lourds dans les effluents liquides des cabinets dentaires a permis quelques avancées sur la connaissance de l'origine de la pollution par métaux lourds surtout celle liée à l'utilisation de l'amalgame dentaire. Les résultats obtenus nous ont permis de montrer d'une part des concentrations en Hg alarmantes et d'autre part la présence d'autres métaux comme Cu, Zn, Ni, Mn, Fe avec des concentrations dépassant les valeurs seuils fixées par la réglementation Algérienne. L'évaluation du mercure dans les déchets d'amalgame dentaire, a permis de constater des quantités importantes présentant un risque pour l'environnement.

Il ressort de cette étude, que la dissolution et l'évaporation du mercure des amalgames dentaires sont influencées par plusieurs conditions particulières telles que la température le pH la masse et la salinité. L'évaluation des eaux usées des STEPs, des stations de relevage, des oueds et l'eau de mer de certaines plages, a permis de montrer la présence de pollution par les métaux lourds. En revanche, la signature anthropique des rejets liquides de la ville de Skikda apparaît évidente dans les eaux, les sédiments et organismes vivants de la plage îlot de la chèvre. Ces rejets liquides montrent des concentrations très élevées en métaux lourds.

Mots clés : Amalgame dentaire, mercure, eaux usées, déchet, métaux lourds, risque.

Abstract

The main objective of this thesis is to evaluate the impact of the dental practices activities on the contamination of wastewater by heavy metals such as Hg, Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cd, Pb and Cr. To carry out this study, several sites have been selected, upstream at the level of the dental offices and downstream like the: WWTPs, pumping stations, river and beaches. These sites are located in Constantine, Skikda and Annaba. At the dental office, liquid effluents and solid dental amalgam waste were collected. The samples were analyzed by Atomic Absorption Spectrophotometry. Research work on the level of heavy metal contamination in liquid effluents from dental offices has led to some advances in understanding the origin of heavy metal pollution, especially that linked to the use of dental amalgam. The results show, alarming Hg concentrations and presence of other metals such as Cu, Zn, Ni, Mn, Fe with concentrations that exceed the threshold values set by the Algerian standard. For the evaluation of mercury in dental amalgam waste, there are significant quantities that pose a risk to the environment. It emerges from this study that the dissolution and evaporation of mercury from dental amalgams are influenced by several specific conditions such as temperature, pH, mass and salinity. The assessment of wastewater from WWTPs, lifting stations, rivers and seawater from certain beaches has shown the presence of pollution by heavy metals. On the other hand, the anthropogenic signature of the liquid discharges from the city of Skikda appears evident in the waters, sediments and living organisms of the beach ilot de la chèvre. These liquid discharges show very high concentrations of heavy metals.

Keywords: Dental amalgam, mercury, wastewater, waste, heavy metals, risk.

*J'offre ce travail en témoignage de ma reconnaissance à mon père le grand **Ali BENAÏSSA**, aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour, l'estime, le dévouement et le respect que j'ai toujours eu pour vous. Rien au monde ne vaut les efforts fournis jour et nuit pour mon éducation et mon bien être. Ce travail est le fruit de tes sacrifices que tu as consentis pour moi et ton encouragement. Tu représentes beaucoup pour moi, tu es le symbole de la bonté par excellence.*

*A ma chère mère **RABHI Houria**, Aucune dédicace ne saurait exprimer mon respect, mon amour éternel et ma considération pour les sacrifices que vous avez consenti pour mon instruction et mon bien être.*

Je vous remercie pour tout le soutien et l'amour que vous me portez depuis mon enfance et j'espère que votre bénédiction m'accompagne toujours.

Que ce modeste travail soit l'exaucement de vos vœux tant formulés, le fruit de vos innombrables sacrifices, bien que je ne vous en acquitterai jamais assez.

Puisse Dieu, le tout puissant, vous accorder santé, bonheur et longue vie et faire en sorte que jamais je ne vous déçoive.

*A mon mari **HABIBATNI Lokmane**, tes sacrifices, ton soutien moral, ta gentillesse, ton profond attachement m'ont permis de réussir mes études.*

*A mes adorales enfants **Anes Farouk** et **Ale Lina**, en témoignage de l'attachement, de l'amour et de l'affection que je vous porte.*

*A ma sœur **Chiraz** son mari et ses enfants **Amir** et **Ania**. A mon frère **Mohamed** et sa femme ainsi que leurs filles **Razane** et **Elena**. A mon frère **Hicheme** et son épouse*

. Veuillez trouver dans ce modeste travail ma reconnaissance pour tous vos efforts.

***Saif Eddine** je t'ai laissé en dernier car le meilleur est toujours à la fin. Que dieu vous Garde pour nous inshallah.*

*À la mémoire de mon oncle **BENAÏSSA Nacer**.*

À tous, je dirais merci d'être présents dans ma vie.

M'y voici...Enfin ! Quelle aventure ! Quelle expérience de vie...

Une thèse de doctorat peut paraître comme un document très aride, très froid et rigide. pourtant, le doctorat en soi est loin d'être dénué de vie, de créativité et d'interactions humaines. Il s'agit d'un travail de longue haleine, d'un défi que l'on se donne à soi-même. mais surtout d'une longue aventure humaine et scientifique pleine d'influences, d'entraves, d'évolution et de rencontres. Cette période de doctorat aura été probablement l'un des plus beaux chapitres de ma vie.

Je remercie le bon Dieu de m'avoir donné le courage, la patience et la bonté de pouvoir terminer cette thèse.

Ma sincère reconnaissance à celui qui ma initier dans le domaine de la recherche, le Professeur **MEDJRAM MOHAMED SALEH** de l'université de Skikda et mon directeur de thèse, pour m'avoir accueillie au sein de son équipe de recherche, pour la confiance qu'il m'a témoigné en acceptant la direction scientifique de mes travaux de thèse, son soutien, sa patience, sa qualité d'écoute, son exigence scientifique, sa confiance ainsi que ses conseils.

Mes remerciements les plus respectueux vont à Monsieur **ABDELOUAHED LOKMANE**, maitre de conférences de l'université de Rouen, pour son aide sa disponibilité, son soutien, sa patience, ses conseils. Ce travail n'aurais j'avais pu être réalisé sans son aide.

Je suis très reconnaissante envers Monsieur **DJAZI FAYÇAL** professeur de l'université de Skikda d'avoir accepté la présidence du jury.

Mes remerciements les plus sincères, pour Monsieur **GHEID ABDELHAK** professeur de l'université de Souk Ahras qui m'a fait l'honneur de participer au jury et pour l'intérêt qu'il manifeste, encore une fois, pour l'examen de ce travail. Qu'il trouve ici l'expression de toute ma gratitude.

J'adresse l'expression de ma parfaite gratitude à Madame **KRID FERIEL** maître de conférence à l'université de Skikda et chef de département pétrochimie et génie des procédés pour avoir accepté de faire partie de ce jury.

Je tiens également à exprimer ma reconnaissance à Monsieur **BOUSBA SALIM**, maître de conférences à l'université de Constantine 3, d'avoir accepté de participer à l'évaluation de cette thèse

Je remercie vivement Monsieur **DERBAL KERROUM**, Professeur à l'école nationale polytechnique de Constantine pour m'avoir fait l'honneur d'accepter de juger ce travail. Ma profonde reconnaissance, à celui qui m'a ouvert la porte du laboratoire méga train du complexe GLIK Skikda Monsieur **BRAHIMI ALLAL**, pour ses conseils et son suivi. Mille mercis Monsieur.

Je tiens également à remercier Monsieur **BECHARA TAOUK**, directeur de recherche INSA Rouen, laboratoire de Sécurité des Procédés Chimiques et Professeur à l'université Rouen, pour m'avoir accueilli dans son laboratoire, je n'oublierai guère sa gentillesse et sa sympathie.

J'aimerais rendre hommage mon oncle **BENAISSA ABDENACER** que dieu l'accueil dans son vaste paradis, pour son aide.

Je remercie également monsieur **CHELIGHAM RACHID, SAMI, SALIHA, ANIS, NAWEL, ROMAÏSSA, HALIMA, IMEN, KHADIDJA, HADJER, AMINA, LOUBNA, DJAMEL, BACHIR** pour leurs aides.

A tous les enseignants du département de Pétrochimie et Génie des procédés à l'université de Skikda et en particuliers **GHODBANE ILHEM, BOURAS IBTISSEM, KHALFAOUI MALIKA, MEHRI KARIMA, GUERFI SAMIA** et **HALLACI MANEL**.

A tous les membres de ma famille et en particulier mes parents pour l'intérêt et l'attention qu'ils ont porté à l'élaboration de ce travail, ainsi qu'à mes amis pour leur affection et leurs encouragements constants.

Sommaire

Liste des abréviations et des notations	xi
Liste des figures	xiii
Liste des tableaux	xvi
Introduction générale.....	1
Références bibliographiques	4

Chapitre I : L'amalgame dentaire

I.1. Introduction	7
I.2. Définition et composition de l'amalgame dentaire	7
I.3. Amalgamation et manipulation	8
I.3.1. La réaction d'amalgamation	8
I.3.2. Cristallisation des différentes phases en fonction du type de poudre	8
I.4. Corrosion de l'amalgame	9
I.5. Avantages et les inconvénients de l'amalgame	9
I.6. Les sources de propagation du mercure dans un cabinet dentaire	10
I.6.1. Le séparateur	10
I.6.2. L'amalgamateur	10
I.6.3. Les déchets mercuriels	10
I.6.4. Le crachoir	11
I.6.5. Les tuyaux d'aspiration	11
I.6.6. Les activités spécifiques polluantes	11
I.6.7. Les facteurs aggravants	12
I.7. Risques environnementaux de l'amalgame dentaire	13
I.7.1. La filière dentaire	13
I.7.2. Les déchets mercuriels	14
I.7.3. Devenir des déchets mercuriel	15
I.8. Risques sanitaire de l'amalgame dentaire.....	17
I.8.1. Risques sur le porteur d'amalgame	17
I.8.2. Risques sur le praticien	18
I.9. Données réglementaires	20
I.9.1. Positionnement de la commission européenne	20
I.9.2. La réglementation en France.....	21
I.9.3. Position de l'organisation mondiale de la santé.....	21
I.10. Conclusion	22
Références bibliographiques	23

Chapitre II : Les risques des métaux lourds

II.1. Introduction	29
II.2. Définition.....	29
II.3. Origine des métaux lourds	29
II.3.1. Origine naturelle	29
II.3.2. Origine anthropique	30
II.4. Phénomène de la bioamplification	31
II.5. La mobilité des métaux dans le système aquatique et les facteurs associés.....	31
II.5.1. Le pH	31
II.5.2. Variation du potentiel d'oxydo-réduction	31

II.5.3. Les réactions de complexation et salinité du milieu aquatique	32
II.6. Impacts toxicologiques	33
II.6.1. Effets sur la santé	33
II.6.2. Effets sur l'environnement	34
II.7. Eléments traces étudiés	35
II.7.1. Le mercure	35
II.7.2. Le cuivre	38
II.7.3. Le zinc	39
II.7.4. Le fer	40
II.7.5. Le nickel	41
II.7.6. Le manganèse	42
II.7.7. Le plomb	43
II.7.8. Le cadmium	43
II.7.9. Le chrome	44
II.8. Conclusion	45
Références bibliographiques	46

Chapitre III: Sites d'étude, Matériels et méthodes

III.1. Introduction	52
III.2. Présentation des sites d'étude	52
III.2.1. Description des sites d'études à Constantine	53
III.2.2. Description des sites d'études de Annaba	55
III.2.3. Description des sites d'études de Skikda	58
III.3. Plan d'échantillonnage	63
III.3.1. Mise en place des points des prélèvements	63
III.3.2. Fréquence d'échantillon	64
III.3.3 Conditionnement et cheminement des prélèvements	64
III.4. Préparation de l'amalgame dentaire	64
III.5. Prélèvement des échantillons	65
III.5.1. Eau usée	65
III.5.2. Déchets d'amalgame dentaire	66
III.5.3. Sédiments et boues activées	67
III.5.4. Algues	67
III.5.5. Les oursins	68
III.6. Traitement et minéralisation des échantillons	69
III.6.1. Dissection	69
III.6.2. Séchage et tamisage	69
III.6.3. Minéralisation des échantillons	69
III.6.4. Filtrations	70
III.7. Dosage des métaux lourds	70
III.7.1. Principe	70
III.7.2. Calibration	72
III.7.3. Dosage des métaux lourds par SAA	72
III.8. Protocole expérimental pour l'étude de la dissolution du mercure d'amalgame dentaire	75
III.8.1. Dissolution du mercure des amalgames dentaires dans les eaux de surface	75
III.8.2. Dissolution du mercure des amalgames dentaires dans le milieu buccal	75
III.9. Mesure des vapeurs de Hg émises par les déchets d'amalgame dentaire	76
III.9.1. Dispositif de mesure des vapeurs de mercure dans l'air	76
III.9.2. Dosage des vapeurs de Hg par PSA 10.525 Sir Galahad	77

III.10. Les tests statistiques	78
III.10.1. Comparaison de moyennes : ANOVA et test t de Student.....	78
III.10.2. Analyse en composantes principales	79
III.10.3. Classification hiérarchique ascendante	79
III.10.4. La régression linéaire	79
III.11. Conclusion.....	80
Références bibliographiques	81

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.1. Introduction	84
IV.2. Analyse des effluents liquides des cabinets dentaires.....	84
IV.2.1. Cabinets dentaires de Constantine (El khroub).....	84
IV.2.2. Cabinets dentaires de Annaba	86
IV.2.3. Cabinets dentaires Skikda	89
IV.2.4. Comparaison des teneurs en métaux lourds des cabinets dentaires de Constantine Annaba et Skikda.....	93
IV.2.4.1. Mercure.....	94
IV.2.4.2. Cuivre	96
IV.2.4.3. Zinc	97
IV.2.4.4. Manganèse	98
IV.2.4.5. Fer.....	99
IV.2.4.6. Nickel	100
IV.2.4.7. Cadmium	101
IV.2.4.8. Chrome	102
IV.2.4.9. Plomb.....	103
IV.2.4.10. Discussion des résultats des métaux lourds dans les trois régions	104
IV.2.5. Analyse de la composante principale	106
IV.3. Evaluation quantitative des déchets d'amalgame dentaire	107
IV.3.1. Cabinets dentaires de Constantine	108
IV.3.2. Cabinets dentaires de Annaba	108
IV.3.3. Cabinets dentaires de Skikda.....	110
IV.3.4. Comparaison des émissions de mercure dans les déchets solides d'amalgames dentaires entre les trois zones	111
IV.4. Dissolution du mercure des amalgames dentaires dans l'eau	114
IV.4.1. Impact de la température dans un milieu neutre	115
IV.4.2. L'impact de la salinité	116
IV.4.3. L'impact du pH	117
IV.5. La volatilisation du mercure des amalgames dentaires dans l'air.....	118
IV.5.1. Impact du poids d'amalgame dans le milieu sec	118
IV.5.2. Impact des solutions barrières sur la volatilisation du mercure dans l'air	118
IV.6. Impact sanitaire	120
IV.6.1. Impact de l'âge de la restauration dentaire.....	120
IV.6.2. Impact de la température de la boisson	121
IV.6.3. Influence du pH de la salive	122
IV.7. Analyse des métaux lourds dans les eaux usées	122
IV.7.1. Teneurs en métaux lourds dans les eaux usées des stations de relevage	123
IV.7.2. Teneurs en métaux lourds au niveau des stations d'épuration	125
IV.7.2.1. Analyse du mercure	125
IV.7.2.2. Niveau de contamination des eaux usées par les métaux	127

IV.7.2.3. Analyse des métaux dans les boues activées sèches	128
IV.8. Teneurs en métaux lourds dans les eaux de surfaces	129
IV.5.1. Annaba	129
IV.5.2. Skikda.....	130
IV.9. Analyse des métaux lourds dans la zone côtière de Skikda	131
IV.9.1. L'eau de mer et embouchure des Oueds	131
IV.9.2. Analyse de la composante principale et la classification hiérarchique ascendante CHA pour l'eau de mer.....	134
IV.9.3. Analyse des métaux lourds dans les sédiments marins	136
IV.9.4. Analyse des métaux lourds dans les bioindicateurs	139
IV.9.6. Analyse de la composante principale et classification hiérarchique ascendante appliquée aux différents maillons de la chaine trophique	142
IV.10. Conclusion	143
Références bibliographiques	145
Conclusion générale	153

Liste des abréviations

ACP	Analyse des Composantes Principales
ADA	American Dental Association
ANOVA	Analyse Of Variance
ASTM	American Society for Testing and Materials
CEC	Capacité Echange cationique
CHA	Classification Hiérarchique Ascendante
ETM	Eléments Traces Métalliques
GPS	Global Positioning System
GNL1K	complexe de Liquéfaction de Gaz Naturel Skikda
HCSC	High Copper Single Composition
MS	Matière Sèche
ND	Non Défini
OMS	Organisation Mondiale Santé
pH	Potentiel Hydrogène
Ppm	Partie par million
SAA	Spectromètre Absorption Atomique
SD	Standard Deviation
STEP	Station d'Épuration
SPSS	Statistical Package for Social Science
VME	Valeur Minimale Exposition
ONA	Office National d'Assainissement

Liste des notations

A	Absorbance
C	Concentration
DBn	Dentiste El Bouni
DBr	Dentiste Berrahal
DCo	Dentiste Collo
DCn	Dentiste Constantine
DSk	Dentiste Skikda
E	Est
Lat	Latitude
Long	Longitude
N	Nord
n	nombre d'échantillons
Nd	Non défini
p	significatif
PE	Prise d'Essai
S1	Plage Larbi ben M'hidi
S2	Plage Ilot des chèvres
S3	Plage Militaire
S4	Embouchure des eaux usées vers plage larbi Ben M'hidi

S5	Oued Saf Saf
S6	Oued Griva
Vf	V olume f inal
Z	numéro atomique

Liste des figures

Figure I.1 : Les constituants d'une capsule d'amalgame dentaire.	7
Figure I.2 : Alliage limaille	8
Figure I.3 : Alliage moderne	8
Figure I.4 : Schéma simplifié de la filière d'amalgame dentaire	14
Figure I.5 : Bilan massique estimatif des déchets d'amalgame dentaire, Canada	17
<hr/>	
Figure II.1 : Fonction de quelques éléments dans l'organisme.	29
Figure II.2 : Schématisation du cycle hydrologique des métaux traces en milieu aqueux	32
Figure II.3 : L'estimation de la consommation du mercure dans le monde	35
Figure II.4 : Représentation schématique simplifiée du cycle biogéochimique du mercure	37
<hr/>	
Figure III.1 : Représentation de la zone d'étude	52
Figure III.2 : Situation géographique d'El Khroub wilaya de Constantine.	53
Figure III.3 : Nombre de dentiste dans les localités de la commune d'El-Khroub	54
Figure III.4 : Station d'épuration des eaux usées Ibn Zied.....	54
Figure III.5 : Nombre de cabinet dentaire des daïras de la wilaya d'Annaba	55
Figure III.6 : Situation géographique des communes El Bouni et Berrahal wilaya d'Annaba	55
Figure III.7 : La station d'épuration Lallelik Annaba.....	56
Figure III.8 : Oued Mellah.	57
Figure III.9 : Lac Fetzara	57
Figure III.10 : Nombre des cabinets dentaires dans les daïras de la wilaya de Skikda	58
Figure III.11 : Situation géographique des communes Skikda et Collo wilaya de Skikda	59
Figure III.12 : Les points d'échantillonnages de la ville de Skikda	60
Figure III.13 : La station d'épuration de Hamadi Krouma.	60
Figure III.14 : Oued Griva	61
Figure III.15 : Plage Militaire	61
Figure III.16 : Oued Saf saf	61
Figure III.17 : Oued siel.....	62
Figure III.18 : Station de relevage Collo	62
Figure III.19 : Localisation des points d'échantillonnage de Collo.....	63
Figure III.20 : Les types de capsules d'amalgame dentaire.....	65
Figure III.21 : Amalgamateur	65
Figure III.22 : Le crachoir	66
Figure III.23 : Les sédiments	67
Figure III. 24 : Les boues activées sèches	67
Figure III.25 : Les Enteromorphes.....	68
Figure III.26 : Les fucus	68
Figure III.27 : Les oursins	68
Figure III.28 : Schéma de principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique.....	71
Figure III.29 : Spectromètre d'absorption atomique avec flamme (ICE 3000 series thermo scientific)	73
Figure III.30 : Spectromètre d'absorption atomique à générateur d'hydrure (VP thermo scientific)	74
Figure III.31 : Vue d'ensemble du dispositif de mesure des vapeurs de mercure dans l'air buccale.....	76
Figure III.32 : Vue en détail du débit mètre (a), piège à laine d'or (b), flacon et barboteur (c) et chronomètre (g)	77
Figure III.33 : Appareil de mesure des vapeurs de mercure PSA 10.525 Sir Galahad	78

Figure IV.1 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les cabinets dentaires d'El Khroub	85
Figure IV.2 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les cabinets dentaires d'El Bouni ..	86
Figure IV.3 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les cabinets dentaires de Berrahal .	88
Figure IV.4 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre El Bouni et Berrahal.....	89
Figure IV.5 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les cabinets dentaires de Skikda....	90
Figure IV.6 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes dans les cabinets dentaires de Collo	91
Figure IV.7 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre Skikda et Collo Wilaya de Skikda.	92
Figure IV.8 : Concentration de mercure	95
Figure IV.9 : Concentration de cuivre	97
Figure IV.10 : Concentration du zinc	97
Figure IV.11 : Concentration of manganese	98
Figure IV.12 : Concentration du fer	99
Figure IV.13 : Concentration du nickel	100
Figure IV.14 : Concentration du cadmium	101
Figure IV.15 : Concentration du chrome	103
Figure IV.16 : Concentration du plomb	104
Figure IV.17: (a): Plan factoriel des teneurs métalliques, (b): Score plot des zones d'échantillonnage	106
Figure IV.18: Masses moyennes du mercure contenu dans les déchets d'amalgames des cabinets dentaires de Constantine.....	108
Figure IV.19 : Masses moyennes du mercure contenu dans les déchets d'amalgames des cabinets dentaires d'Annaba.....	109
Figure IV.20 : Masses moyennes du mercure contenu dans les déchets d'amalgames des cabinets dentaires de Skikda.....	110
Figure IV.21 : Comparaison de la production journalière de l'Hg entre les wilayas.....	112
Figure IV.22 : Estimation de la production quotidienne d'Hg pour tous les dentistes de chaque zone d'étude.....	113
Figure IV.23 : Estimation de la production quotidienne d'Hg pour tous les dentistes de chaque zone d'étude.....	114
Figure IV.24: Dissolution du mercure en fonction du temps par effet de température.....	115
Figure IV.25 : Dissolution du mercure en fonction du temps par effet de salinité.....	116
Figure IV.26 : Dissolution du mercure en fonction du temps par effet de température.....	117
Figure IV.27: Influence de la masse de l'amalgame dentaire sur le mercure volatilisé	118
Figure IV.28: Influence des solutions barrières sur la volatilisation du mercure	119
Figure IV.29: Influence de l'âge de la restauration d'amalgame sur le dégagement de vapeur de mercure	120
Figure IV.30: Influence de la température sur la dissolution du mercure dans la salive artificielle	121
Figure IV.31 : Teneurs en mercure relevées dans les stations de relevage.....	123
Figure IV.32: Teneurs moyennes des métaux lourds relevées dans les stations de relevage.	124
Figure IV.33 : Teneurs moyennes en mercure dans les eaux usées des STEPs	125
Figure IV.34 : Teneurs en métaux relevées dans les stations d'épuration des eaux usées	126
Figure IV.35 : Evaluation des teneurs en métaux lourds dans les boues sèches des STEPs.	128
Figure IV.36 : Teneurs moyennes en mercure dans les eaux de surface d'Annaba.....	129
Figure IV.37 : Teneurs moyennes en mercure dans les eaux de surface de Skikda.	130
Figure IV.38 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les sites de prélèvement de la zone côtière de Skikda.....	133
Figure IV.39 : (a): Carte factorielle des ETM dans l'eau de mer. (b): Dendrogramme représentant la classification hiérarchique des ETM dans l'eau de mer.....	134

Figure IV.40 : (a) : Plan factorielle des sites d'étude, (b): Dendrogramme représentant la classification hiérarchique des sites d'étude.....	135
Figure VI.41: Evolution des teneurs en métaux lourds dans les sédiments marins du litorale de Skikda.	137
Figure IV.42: Histogramme empilé des teneurs en éléments traces métalliques dans les bioindicateurs des sites S2 et S3.	140
Figure IV.43 : (a):Carte factorielle des ETM dans les bioindicateurs. (b): Dendrogramme représentant la classification hiérarchique des métaux lourds dans les bioindicateurs.....	143

Liste des tableaux

Tableau I.1: Composition moyenne des alliages pour les amalgames dentaires.....	7
Tableau I.2 : Composition des phases cristallines majeures de l’amalgame dentaire	8
Tableau I.3 : Les définitions des types de déchets d’amalgame.....	15
<hr/>	
Tableau II.1 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l’environnement	30
Tableau II.2 : Temps de demi-vie biologique de quelques éléments	33
Tableau II.3 : Principaux composés du mercure utilisés dans l’industrie et leurs applications	36
<hr/>	
Tableau III.1 : Coordonnées des sites étudiés à El Bouni	57
Tableau III.2 : Coordonnées des sites étudiés à Berrahal.....	58
Tableau III.3 : Coordonnées des sites étudiés à Skikda.....	60
Tableau III.4 : Coordonnées des sites étudiés au Collo.....	63
Tableau III.5 : La composition des capsules d’amalgame dentaire.....	65
Tableau III.6 : Raies d’émission et limites de détection des différents métaux dosés	71
Tableau III.7 : Les concentrations des composants de la salive artificielle	75
<hr/>	
Tableau IV.1 : Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires de Constantine(n=52)	85
Tableau IV.2 : Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires d’El Bouni (n=30)	86
Tableau IV.3 : Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires de Berrahal (n=27)	87
Tableau IV.4 : Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires d’El Bouni et Berrahal(n=57).	89
Tableau IV.5 : Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires de Skikda (n=27)	90
Tableau IV.6 : Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires de Collo (n=55)	91
Tableau IV.7 : Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires de Skikda et Collo (n=82)	92
Tableau IV.8: Comparaison des concentrations de métaux lourds (mg/L) dans les eaux usées des cliniques dentaires des différentes wilayas.....	94
Tableau IV.9 : Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des quantités de mercure entre les cabinets dentaires de Constantine (n=87)	108
Tableau IV.10: Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des quantités de mercure entre les cabinets dentaires d’El Bouni (n=24)	109
Tableau IV.11: Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des quantités de mercure entre les cabinets dentaires de Berrahal (n=44)	110
Tableau IV.12: Résultats de l’analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des quantités de mercure entre les cabinets dentaires d’El Bouni et de Berrahal (n=68)	111
Tableau IV.13: Concentration du mercure dans l’air pour les différentes solutions barrières	113

Tableau IV.14: Teneurs moyennes en métaux lourds dans les stations de relevage.	124
Tableau IV.15 : Comparaison des concentrations des métaux au niveau de l'entrée et la sortie des STEPs.	127
Tableau IV.16: Teneur en métaux lourds dans les boues activées sèches des STEPs.....	128
Tableau IV.17 : Comparaison des concentrations des métaux dans les oueds et les plages de Skikda	132
Tableau IV.18 : Teneur en métaux lourds dans les sédiments marins de Skikda (mg/Kg MS)...	136
Tableau IV.19 : Teneur en métaux lourds dans les bioindicateurs (mg/Kg de MS).....	139

Introduction générale

Introduction générale

Aujourd'hui, la protection de l'environnement est l'une des préoccupations les plus importantes de la communauté internationale, et cela en raison du déséquilibre de la biosphère par les rejets urbains, industriels et agricoles de plus en plus importants. Ces rejets constituent un danger croissant pour le milieu naturel, leurs charges en matières en suspension et en substances dissoutes souvent toxiques altèrent et dégradent la qualité des eaux de surface, des eaux du littoral et des eaux souterraines, ainsi que l'air et le sol.

Parmi les substances indésirables contenues dans ces rejets, figurent les " éléments traces métalliques " (ETM) souvent appelés également " métaux lourds ". Contrairement aux polluants organiques susceptibles d'être dégradés dans l'environnement, les ETM sont non biodégradables persistants [1,2]. Certains métaux lourds sont qualifiés d'oligo-éléments et essentiels, car ils jouent un rôle important dans l'activité biologique mais peuvent devenir toxiques à de fortes concentrations tels que le fer, le cuivre, le zinc et le manganèse, contrairement à d'autres éléments, comme le mercure, le cadmium et le plomb qui sont considérés comme particulièrement dangereux et toxiques même en très faibles quantités [3,4].

Ils sont reconnus nocifs pour l'environnement et la santé humaine en raison des effets toxiques qui peuvent engendrés [5-8].

Ces éléments peuvent se bio-accumuler dans les plantes, les animaux et le corps humain via la chaîne alimentaire [9,10]. Une fois entré dans le corps humain, ces éléments peuvent endommager les systèmes : nerveux, squelettique, circulatoire, enzymatique, endocrinien et immunitaire, en outre certains sont nocifs pour le foie, les reins et les poumons, tandis que d'autres sont cancérogènes [11- 13].

Ainsi, un intérêt plus particulier est consacré à l'une des sources du mercure qui est l'amalgame dentaire. L'amalgame dentaire à base du mercure et d'argent est utilisé comme matériau d'obturation des dents depuis 150 ans [14]. L'alliage d'amalgame est composé à 50% en poids de mercure, et 50% en poids d'une poudre métallique composée d'argent (20–34% en poids), d'étain (8–15% en poids) et de cuivre (8–15% en poids). D'autres métaux lourds, tels que le zinc, l'indium ou le palladium, peuvent être ajoutés à l'amalgame en faibles proportions (0 à 5% poids /poids) [15].

L'amalgame dentaire a fait l'objet de controverses car près de la moitié de sa masse est constituée de mercure. Bien que l'argent, l'étain et le cuivre sont également connus pour avoir des effets néfastes sur l'environnement [16].

Le mercure est un métal lourd toxique à certains niveaux et sous différentes formes, très mobile dans l'environnement, bioaccumulable dans la chaîne alimentaire et présentant des risques sur la santé [17- 24]. Des études ont démontré les effets toxiques sur les systèmes : respiratoire, immunitaire, cardiovasculaire reproducteur, le système nerveux central et gastro-intestinal suite à une exposition aiguë au mercure élémentaire [25].

Par ailleurs, l'amalgame dentaire est la principale source de mercure inorganique dans le corps humain, et qui est retrouvé dans l'urine et le sang [20, 26]. Il a été démontré que les obturations aux amalgames dentaires engendrent une augmentation des concentrations de mercure dans l'urine et les cheveux des enfants [27]. De plus, les dentistes et le personnel dentaire sont exposés chroniquement aux vapeurs de mercure [28, 29].

En outre, La convention universelle Minamata a porté réplique sur les dommages que peut engendrer l'utilisation de l'amalgame dentaire sur la santé humaine et l'environnement[30].

Plusieurs études ont démontré le risque de mercure contenu dans l'amalgame dentaire lorsqu'il est en contact avec la biosphère en raison de la mauvaise gestion des déchets d'amalgame. Le rejet des débris d'amalgame dans les eaux usées par des cabinets dentaires est une source préoccupante concernant le mercure et les autres constituants d'amalgame[31,32].

D'ailleurs, des concentrations importantes de méthylmercure ont été détectées dans les eaux usées des unités dentaires [33]. En outre, une étude a démontré que le mercure provenant des eaux usées des cabinets dentaires peut s'accumuler dans les organes internes des poissons[34].

En 2011, il a été découvert qu'en plus du mercure, d'autres métaux lourds ont également été détectés dans les effluents des cliniques dentaires, avec des niveaux dangereux, relevés pour l'argent, l'étain, le cuivre, le fer, le manganèse, le nickel, le cadmium, le chrome et le plomb[35].

Des quantités importantes de mercure sont générées par les cliniques dentaires sous forme de déchets. Ces déchets d'amalgames, sont collectés avec les ordures ménagères et municipaux et peuvent être rejetés dans l'environnement et contaminer ainsi l'eau, le sol et l'air[29,31].

L'objectif principal de ce travail était de donner un ordre de grandeur de la concentration de certains métaux lourds dans les effluents des cliniques dentaires, le mercure en particulier, que l'on trouve dans la grande agglomération du nord-est de l'Algérie, qui compte 2,5 millions d'habitants. Ainsi que de donner un ordre de grandeur de la quantité quotidienne et annuelle de mercure sous forme de déchets d'amalgame rejetée dans l'environnement.

Après avoir effectué le suivi des éléments traces métalliques dans les eaux usées à la source, qui est les cliniques dentaires, le deuxième objectif de notre étude vise à déterminer les teneurs en métaux dans le réseau d'égout municipal, des stations de relevage, des stations d'épuration des eaux usées, ainsi que dans le milieu récepteur tels que les rivières et la mer. Cette étude a également pour objectif de déterminer les paramètres qui influencent sur la dissolution ou l'évaporation du mercure à partir des déchets d'amalgame dentaire.

Le travail présenté dans ce manuscrit s'articule autour de quatre chapitres:

Le premier chapitre est un état de l'art sur l'amalgame dentaire, sa composition, les sources de propagations du mercure dans les cabinets dentaires et le risque que présente l'amalgame dentaire pour le personnel et pour l'environnement à cause du mercure qu'il contient.

Le deuxième chapitre est une revue bibliographique succincte sur les éléments traces métalliques (ETM). Il s'agit d'introduire des notions générales sur les ETM, de recenser les sources, ainsi que les effets des contaminants sur l'environnement.

L'ensemble de la démarches expérimentales est présenté dans le troisième chapitre où est décrit, en premier lieu, les cabinets dentaires considérés dans notre étude, ainsi que les différents sites d'échantillonnage comme les stations d'épuration, les stations de relevages les oueds lac et plages. En second lieu est détaillé le mode expérimental et la méthodologie mise en place en vue de répondre aux objectifs fixés.

Le quatrième chapitre expose les résultats d'analyse obtenus d'une part dans les cabinets dentaires des trois zones d'études (Constantine, Skikda et Annaba), et d'autre part ceux des stations de relevage des STEPs, oueds et de l'écosystème marin : eau, sédiments et organismes vivants (algues, oursins). Dans ce chapitre sont également exposés les paramètres influençant la dissolution et la libération de vapeur de mercure des déchets d'amalgame dentaire dans des différents milieux.

Enfin, l'étude est clôturée par une conclusion générale, suivie des perspectives envisagées à l'issue de ce travail.

Références bibliographiques

- [1] Khan, M. U., Malik, R. N., & Muhammad, S. (2013). Human health risk from heavy metal via food crops consumption with wastewater irrigation practices in Pakistan. *Chemosphere*, 93(10), 2230-2238.
- [2] Gao, X., & Chen, C. T. A. (2012). Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay. *Water research*, 46(6), 1901-1911.
- [3] Sigg, L., Stumm, W., & Behra, P. (2001). *Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. 3ème édition. Dunod, Paris.
- [4] Türkmen, A., Türkmen, M., Tepe, Y., & Akyurt, I. (2005). Heavy metals in three commercially valuable fish species from Iskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea, Turkey. *Food Chemistry*, 91(1), 167-172.
- [5] Alomary, A. A., & Belhadj, S. (2007). Determination of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) by ICP-OES and their speciation in Algerian Mediterranean Sea sediments after a five-stage sequential extraction procedure. *Environmental monitoring and assessment*, 135(1-3), 265-280.
- [6] Cherfi, A., Achour, M., Cherfi, M., Otmani, S., & Morsli, A. (2015). Health risk assessment of heavy metals through consumption of vegetables irrigated with reclaimed urban wastewater in Algeria. *Process safety and environmental protection*, 98, 245-252.
- [7] Maas, S., Scheifler, R., Benslama, M., Crini, N., Lucot, E., Brahmia, Z., ... & Giraudoux, P. (2010). Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental pollution*, 158(6), 2294-2301.
- [8] Rahmanian, N., Ali, S. H. B., Homayoonfard, M., Ali, N. J., Rehan, M., Sadeh, Y., & Nizami, A. S. (2015). Analysis of physiochemical parameters to evaluate the drinking water quality in the State of Perak, Malaysia. *Journal of Chemistry*.
- [9] Mahmood, A., & Malik, R. N. (2014). Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan. *Arabian Journal of Chemistry*, 7(1), 91-99.
- [10] Shokr, M. S., El Baroudy, A. A., Fullen, M. A., El-Beshbeshy, T. R., Ramadan, A. R., El Halim, A. A., ... & Jorge, M. C. (2016). Spatial distribution of heavy metals in the middle Nile delta of Egypt. *International Soil and Water Conservation Research*, 4(4), 293-303.
- [11] Brewer, G. J. (2010). Copper toxicity in the general population. *Clinical Neurophysiology*, 4(121), 459-460.
- [12] Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British medical bulletin*, 68(1), 167-182.

- [13] Martin, S., & Griswold, W. (2009). Human health effects of heavy metals. *Environmental Science and Technology* briefs for citizens, 15, 1-6.
- [14] Agence française de sécurité sanitaire des produits de santé (AFSSAPS). (2005). *Le mercure des amalgames dentaires: Actualisation des connaissances. Mise en place d'un réseau d'évaluation pluridisciplinaire. Recommandations.* Paris.
- [15] Drummond, J. L., Cailas, M. D., & Croke, K. (2003), Mercury generation potential from dental waste amalgam, *Journal of dentistry*, 31(7), 493-501.
- [16] Richardson, G. M. (1995). Évaluation de l'exposition au mercure et des risques dus aux amalgames dentaires. Bureau des matériaux médicaux, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada.
- [17] Berzas, J. N., García, L. B., & Rodríguez, R. M. D. (2003). Distribution of mercury in the aquatic environment at Almadén, Spain. *Environmental pollution*, 122(2), 261-271.
- [18] Hörsted-Bindslev, P. (2004). Amalgam toxicity—environmental and occupational hazards. *Journal of dentistry*, 32(5), 359-365.
- [19] Hylander, L. D., & Goodsite, M. E. (2006 b). Environmental costs of mercury pollution. *Science of the Total Environment*, 368(1), 352-370.
- [20] Hylander, L. D., Lindvall, A., & Gahnberg, L. (2006 c). High mercury emissions from dental clinics despite amalgam separators. *Science of the Total Environment*, 362(1-3), 74-84.
- [21] Ismail, A.L. (2006). Neurotoxicity of mercury in dental amalgam. ? *J. Am. Med. Assoc.* 296, 1461–1462.
- [23] Mutter, J., Naumann, J., Sadaghiani, C., Walach, H., & Drasch, G. (2004). Amalgam studies: disregarding basic principles of mercury toxicity. *International journal of hygiene and environmental health*, 207(4), 391-397.
- [24] Needleman, H. L. (2006). Mercury in dental amalgam—a neurotoxic risk?. *JAMA*, 295(15), 1835-1836.
- [25] Bates, M. N. (2011). Dental amalgam fillings: a source of mercury exposure. In: Nriagu JO (ed.) *Encyclopedia of Environmental Health*, volume 2, pp. 11–20.
- [26] Shir Khanloo, H., Fallah Mehrjerdi, M. A., & Hassani, H. (2017). Identifying occupational and nonoccupational exposure to mercury in dental personnel. *Archives of environmental & occupational health*, 72(2), 63-69.
- [27] Al-Saleh, I. (2011). Mercury (Hg) burden in children: the impact of dental amalgam. *Science of the Total Environment*, 409(16), 3003-3015.

- [28] Dalla Costa, R., Cossich, E. S., & Tavares, C. R. G. (2008). Influence of the temperature, volume and type of solution in the mercury vaporization of dental amalgam residue. *Science of the total environment*, 407(1), 1-6.
- [29] Zahir, F., Rizwi, S. J., Haq, S. K., & Khan, R. H. (2005). Low dose mercury toxicity and human health. *Environmental toxicology and pharmacology*, 20(2), 351-360.
- [30] Mackey, T. K., Contreras, J. T., & Liang, B. A. (2014). The Minamata Convention on Mercury: Attempting to address the global controversy of dental amalgam use and mercury waste disposal. *Science of the total environment*, 472, 125-129.
- [31] Adegbembo, A. O., Watson, P. A., & Lugowski, S. J. (2002). The weight of wastes generated by removal of dental amalgam restorations and the concentration of mercury in dental wastewater. *Journal-Canadian Dental Association*, 68(9), 553-558.
- [32] Vandeven, J. A., & Mcginnis, S. L. (2005). An assessment of mercury in the form of amalgam in dental wastewater in the United States. *Water, air, and soil pollution*, 164(1-4), 349-366.
- [33] Stone, M. E., Cohen, M. E., Liang, L., & Pang, P. (2003). Determination of methyl mercury in dental-unit wastewater. *Dental Materials*, 19(7), 675-679.
- [34] Kennedy, C. J. (2003). Uptake and accumulation of mercury from dental amalgam in the common goldfish, *Carassius auratus*. *Environmental Pollution*, 121(3), 321-326.
- [35] Shraim, A., Alsuhami, A., & Al-Thakafy, J. T. (2011). Dental clinics: a point pollution source, not only of mercury but also of other amalgam constituents. *Chemosphere*, 84(8), 1133-1139.
- [36] Singh, R. D., Jurel, S. K., Tripathi, S., Agrawal, K. K., & Kumari, R. (2014). Mercury and other biomedical waste management practices among dental practitioners in India. *BioMed research international* .

Chapitre I

L'amalgame dentaire

I.1. Introduction	7
I.2. Définition et composition de l'amalgame dentaire	7
I.3. Amalgamation et manipulation	8
I.4. Corrosion de l'amalgame	9
I.5. Avantages et les inconvénients de l'amalgame.....	9
I.6. Les sources de propagation du mercure dans un cabinet dentaire.....	10
I.7. Risques environnementaux de l'amalgame dentaire.....	13
I.8. Risques sanitaire de l'amalgame dentaire	17
I.9. Données réglementaires.....	20
I.10. Conclusion	22

I.1. Introduction

Les amalgames dentaires, à base de mercure et d'argent, constituent des matériaux d'obturation utilisés pour le traitement des lésions carieuses des prémolaires et molaires depuis les années 1800 [1, 2].

La question de l'innocuité des amalgames dentaires a fait l'objet de controverses depuis son utilisation à cause du mercure qu'ils contiennent. Elle a donné lieu à des débats importants suite au risque sanitaire des rejets abusifs de mercure dans l'environnement [3].

I.2. Définition et composition de l'amalgame dentaire

L'amalgame dentaire (**Figure I.1**) utilisé actuellement est un biomatériau métallique composé d'un alliage comprenant principalement de l'argent, de l'étain et du cuivre auxquels sont parfois ajoutés en proportions mineures, du zinc, du palladium ou de l'indium **Tableau I.1**. Cet alliage est trituré à température ambiante avec du mercure purifié entrant dans la proportion de 42 % à 50 % du mercure [4].



Figure I.1 : Les constituants d'une capsule d'amalgame dentaire.

La composition moyenne des alliages commercialisés est donnée par le tableau suivant.

Tableau I.1 : Composition moyenne des alliages pour les amalgames dentaires [5].

Alliage		Forme des particules	Eléments (%) en poids					
			Ag	Sn	Cu	Zn	In	Pd
Faible teneur en Cu		nd	63-70	26-28	2-5	0-2	0	0
Teneur élevée en Cu	Mixtes	Limaille	40-70	26-30	2-30	0-2	0	0
		Sphérique	40-65	0-30	20-40	0	0	0-1
Composition unique		Sphérique	40-60	22-30	13-30	0	0	0-1

Les alliages mixtes contiennent des limailles **Figure I.2** et des particules sphériques **Figure I.3**. L'alliage limaille est constitué de particules de limaille qui ont été préparées manuellement dans un mortier avec pilon. L'alliage moderne est un mélange mixte composé de limailles et de particules sphériques [5].

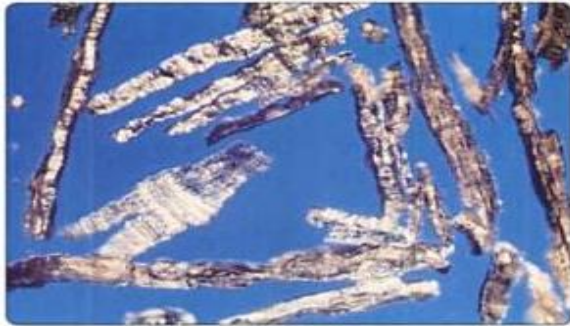


Figure I.2 : Alliage limaille [5].

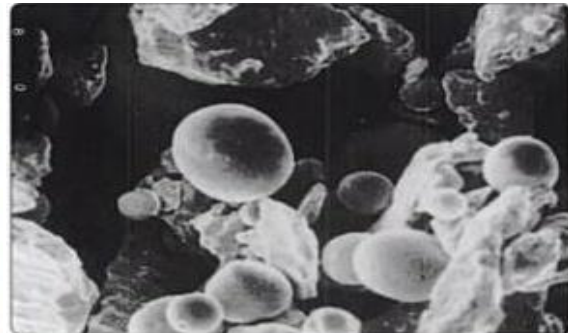


Figure I.3 : Alliage moderne [5].

I.3. Amalgamation et manipulation

I.3.1. La réaction d'amalgamation

La réaction d'amalgamation est une réaction à froid du mercure liquide sur une poudre métallique qui conduit à la formation d'un alliage solide cristallisé [6, 7]. Selon les différents types de poudre d'amalgame dentaire, la composition des différentes phases cristallines est représentée dans le **Tableau I.2**.

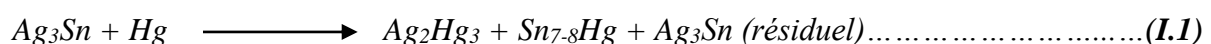
Tableau I.2 : Composition des phases cristallines majeures de l'amalgame dentaire [8].

Type	Composition	Poids (%)			
		Ag	Sn	Cu	Hg
γ gamma	Ag ₃ Sn	73,2	26,8	0	0
ε epsilon	Cu ₃ Sn	0	38,4	61,6	0
d dispersant	Ag-Cu eutectique	71,9	0	28,1	0
γ_1 gamma 1	Ag ₂ Hg ₃ , Ag ₂₂ SnHg ₂₇	30,7	1,8	0	67,5
γ_2 gamma 2	Sn _x Hg _y	0	82,5	0	17,5
η' eta prime	Cu ₆ Sn ₅	0	60,9	39,1	0

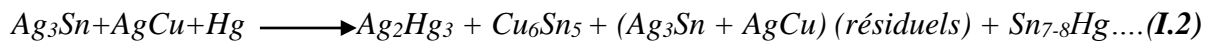
II.3.2. Cristallisation des différentes phases en fonction du type de poudre

Selon les différents types de poudre, Marshall et Coll décrivent les réactions suivantes (non équilibrées) [6] :

➤ **Amalgame conventionnel :**



➤ **Amalgame à phase dispersée :**



($Sn_{7-8}Hg$ est en faible quantité et disparaîtra progressivement avec la poursuite de la réaction d'amalgamation.)

➤ **Amalgame HCSC (High Copper Single Composition)**



La cristallisation, qui correspond à l'apparition d'un matériau nouveau, solide, dont les propriétés mécaniques vont être utilisées pour obturer les dents cariées.

I.4. Corrosion de l'amalgame

L'amalgame est un alliage métallique qui présente une hétérogénéité de composition et de structure. La salive représente un milieu électrolytique oxygéné et chloruré qui permet le transfert d'électrons inhérent à la réaction électrochimique, ce qui conduit à l'oxydation de l'alliage en fonction de son potentiel de surface.

Parmi tous les alliages étudiés dans le milieu buccal, les amalgames sont les plus corrodables. Les phénomènes d'aération différentielle (différence de potentiel entre zone aérée et non aérée) amplifient la corrosion. Les couplages galvaniques peuvent provenir d'associations entre l'amalgame et l'or mais également entre l'amalgame conventionnel et HCSC ou encore plus entre les amalgames d'âges différents caractérisés par des potentiels de repos différents. Les phénomènes de micropiles existent également entre les différentes phases d'un même amalgame [9].

I.5. Avantages et les inconvénients de l'amalgame

Depuis 180 ans, l'amalgame a fait ses preuves grâce à ses propriétés mécaniques et physiques [10, 11]:

- Durée de demi-vie fonctionnelle avant l'apparition d'un défaut, supérieure au composite;
- Meilleure étanchéité que le composite qui est un matériau constitué d'une matrice organique résineuse;
- Moins de récurrence carieuse par rapport au composite ;
- Relargage bactéricide et bactériostatique ;
- Comblement par les résidus de corrosion du joint entre la dent et l'obturation, qui occasionne une bonne étanchéité sur le long terme ;

- Très bon rapport coût/efficacité.

C'est essentiellement en raison du mercure qu'il contient que l'amalgame est sujet à polémique. Il présente cependant d'autres inconvénients [11] :

- Sa teinte grisâtre inesthétique ;
- La cavité rétentive nécessaire à la mise en place peu préservatrice des tissus dentaires ;
- Sa corrosion dans le temps .

I.6. Les sources de propagation du mercure dans un cabinet dentaire

La présence de mercure dans le cabinet dentaire génère une pollution de fond avec des pics dans le temps en fonction de l'activité. Certains actes sur les amalgames (pose, dépose, polissage) augmentent les teneurs en mercure [12]. De nombreux facteurs aggravants (techniques utilisées et aménagement des locaux) ont été mis en évidence pour réduire les risques de propagation du mercure [13].

I.6.1. Le séparateur

C'est un dispositif récent imposé aux dentistes afin de protéger l'environnement[14]. La Suède fut la première à l'initier en 1979 puis de nombreux pays européens comme la France, l'Allemagne, la Suisse suivirent. C'est un système qui empêche les déchets solides d'aller dans les réseaux classiques des eaux usées. Mais ces déchets ainsi stockés continuent à émettre des vapeurs mercurielles en moyenne $141,65\mu\text{g}/\text{m}^3$ variant de 0,6 à $5000\mu\text{g}/\text{m}^3$ [12].

I.6.2. L'amalgamateur

C'est un appareil qui permet de mélanger par vibration les composants de l'amalgame. Les valeurs de vapeurs mercurielles mesurées sont en moyenne de $2,47\mu\text{g}/\text{m}^3$ allant de 0,7 à $192,9\mu\text{g}/\text{m}^3$ [14].

I.6.3. Les déchets mercuriels

Le stockage des déchets d'amalgames et des capsules usagées constitue une source de pollution mercurielle non négligeable en cas de non-respect des mesures préventives préconisées. Les résidus de coupelle, c'est-à-dire les déchets d'amalgames frais, libèrent du mercure sous forme de vapeurs. Les vapeurs émises par les déchets mercuriels ont été estimés en moyenne à $48,85\mu\text{g}/\text{m}^3$ [14].

I.6.4. Le crachoir

Bien qu'il soit régulièrement rincé, il reste toujours un coin contaminé, et de ce fait, une source de pollution mercurielle ; en moyenne $12,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [14].

I.6.5. Les tuyaux d'aspiration

Ils adsorbent les vapeurs de mercure émises par les amalgames. Les solutions de nettoyage sont inefficaces pour éliminer le mercure métal, car elles ne sont que des solutions désinfectantes. Une moyenne de $144,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été mesurée au niveau des tuyaux d'aspiration[14].

I.6.6. Les activités spécifiques polluantes

Les activités sur les amalgames puis le nettoyage et la stérilisation des instruments peuvent polluer le cabinet dentaire. Si les précautions à prendre ne sont pas respectées. De plus, en 1998, Garnier a montré que la pose et la dépose d'amalgames augmenteraient considérablement le taux urinaire de mercure chez les patients [12].

I.6.6.1. La pose d'amalgame

En 1992, Engle et Coll ont quantifié in vitro le mercure libéré pendant le travail sur amalgame. Dans de bonnes conditions (spray d'eau et aspiration chirurgicale), ils enregistrèrent 1 à $2 \mu\text{g}$ pendant la trituration, 6 à $8 \mu\text{g}$ pendant la pose et 2 à $4 \mu\text{g}$ pendant le polissage [15]. En règle générale, les taux ne dépassent pas les valeurs limites d'exposition admises qui varient autour de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [15- 17].

En 1997, à Strasbourg, Schlegel et Coll ont modélisé la cavité buccale et mesuré la quantité de mercure se dégageant lors de la pose d'un amalgame sans mesures préventives particulières et pendant les 48 premières heures. Ils mesurèrent $530 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la 4^{ème} minute, $256 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la première heure et $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la 48^{ème} heure. Donc, c'est pendant les premières minutes de manipulation de l'amalgame dans la bouche du patient, que le praticien peut être exposé à ce pic de vapeurs important [18, 19].

I.6.6.2. La dépose d'ancien amalgame

La dépose d'anciens amalgames engendre la production de particules d'amalgame. Le praticien utilise le plus souvent une turbine, de préférence avec spray d'eau. L'extraction d'anciens amalgames engendre la production de particules d'amalgame. Pour Afota, en 1983,

c'est également la dépose d'anciens amalgames par fraisage à sec qui représente le plus grand danger mercuriel (moyenne enregistrée de $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [14].

I.6.6.3. Le moulage et le polissage

Selon Cautucoli et Coll cité par Lux, lors du meulage, il y a plus de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de mercure dans l'atmosphère après 12 secondes d'utilisation de la turbine [14].

Tout échauffement de l'obturation entraîne une évaporation du mercure et la mise en suspension dans l'air de poussières mercurielles [20, 21].

I.6.6.4. Le nettoyage et la stérilisation des instruments

La chaleur vaporise le mercure. Or, dans le petit volume que représente un stérilisateur, de petites quantités de mercure à haute température peuvent engendrer de fortes concentrations et provoquer des pics de pollution dès l'ouverture de la porte du stérilisateur. Ceci s'explique par l'élimination imparfaite de toute trace d'amalgame sur les instruments avant stérilisation[22].

I.6.7. Les facteurs aggravants

Outre les sources de pollution évoquées précédemment, certaines études ont mis l'accent sur des facteurs aggravants liés aux techniques utilisées ou aux locaux.

I.6.7.1. Techniques utilisées

Indépendamment de la quantité de mercure manipulée, les techniques utilisées peuvent minimiser ou aggraver largement l'exposition professionnelle au mercure.

A. Méthodes de préparation d'amalgame

En 1990, Lux a comparé les différentes méthodes de préparation de l'amalgame et a conclu que ce sont les vibreurs avec capsules prédosées à usage unique qui dégagent le moins de mercure [22]. Mais, toutes les capsules n'ont pas la même étanchéité et de nombreuses études se sont attachées à comparer les différentes marques de capsules prédosées [23]. En effet, il en résulte une perte de 0,7 à 15% de mercure selon le type de capsule [24].

B. Aspiration

L'aspiration est capitale pendant le fraisage et le polissage de l'amalgame sec .Elle permet non seulement de diminuer les vapeurs de mercure dans l'air mais également d'éviter l'ingestion des particules par le patient. Quand elle n'est pas utilisée, les valeurs de vapeurs de

mercure peuvent atteindre 2 à 15 fois la valeur minimale d'exposition (VME) qui est d'environ ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Suède) [25].

C. Le spray d'eau

Il est incontournable lors du polissage ou de la dépose d'amalgame. il permet de refroidir l'amalgame et donc de diminuer les vapeurs et les particules de mercure émises [12].

En 1992, Engle et Coll. ont étudié, in vitro, les vapeurs mercurielles émises lors du travail sur l'amalgame. Les quantités les plus importantes ($44 \mu\text{g}$) étaient émises lors du polissage à sec. Et lors de l'utilisation du spray d'eau, ils ont enregistré, pour le polissage, des valeurs de 2 à $4 \mu\text{g}$ [26].

II.6.7.2. Les locaux

A. Nature des revêtements de sol

De nombreuses études ont mis en évidence la relation entre la nature du revêtement du sol et du plan de travail et la pollution de fond du cabinet : moquette et plancher seraient des facteurs aggravants car ils augmentent la rétention des poussières et des microgouttes de mercure. Les parquets de bois sont déconseillés en raison des interstices entre les lames et entre le mur et la plinthe [23].

B. La ventilation

En 1971, Stewart et Stradling, ont fait des mesures après neutralisation des systèmes de ventilation et d'aération. Les concentrations atmosphériques en mercure passeraient de $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 30 minutes, puis à $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ après préparation d'un amalgame et redescendraient à $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ après 5 minutes de ventilation [27].

I.7. Risques environnementaux de l'amalgame dentaire

I.7.1. La filière dentaire

La filière dentaire génère des déchets mercuriels à partir de l'utilisation des amalgames. Cette filière comprend deux sections :

- **Le cabinet dentaire** où les opérations de mise en bouche et de travail sur amalgame sont effectués. Les opérations, telles que, la pose d'amalgame, l'extraction, le fraisage, la trituration, le polissage vont produire des rejets de mercure, **Figure I. 4**.
- **L'homme** qui immobilise l'amalgame. Les rejets provenant de l'homme résulte des évacuations quotidiennes, de la perte d'amalgame et des rejets liés aux décès (cimetière et crématorium).

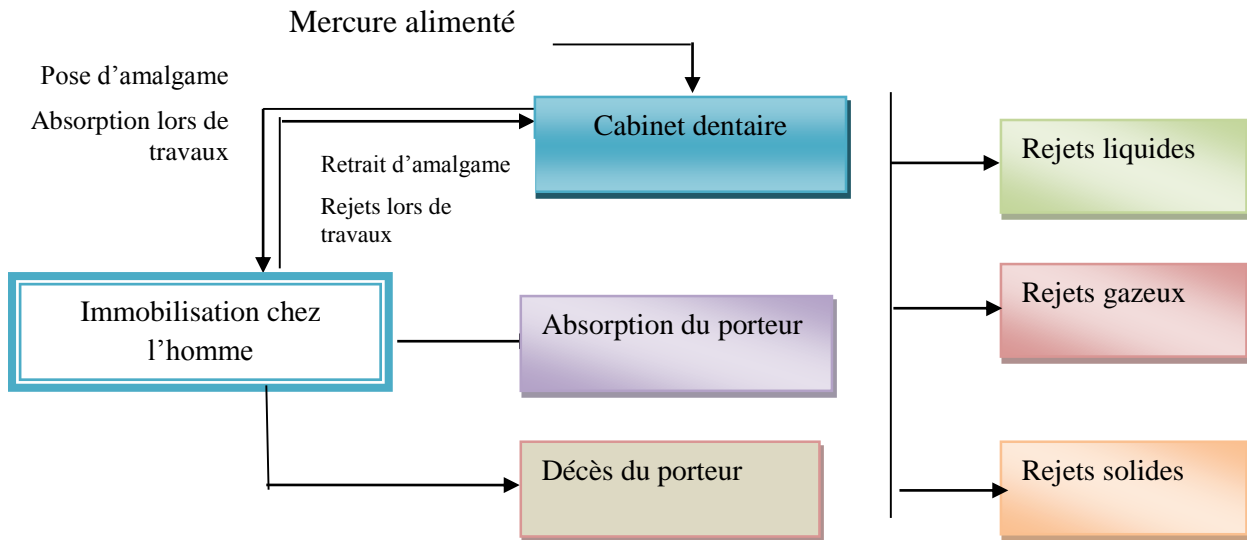


Figure I.4: Schéma simplifié de la filière d'amalgame dentaire [28].

I.7.2. Les déchets mercuriels

La mise en place ou le l'enlèvement d'ancien amalgame dentaire, génèrent divers catégories de déchets qui peuvent être regroupés dans le **Tableau I.3**.

Les particules d'amalgame sont transportées vers les stations de traitement des eaux usées, et peuvent alors être rejetées dans l'environnement [29, 30].

Selon une étude réalisée en Hollande en 1990, les cinq premiers mètres des conduites des égouts directement situées après l'unité de soins contiendraient plusieurs kilos de restes d'amalgames sous forme de sédiments.

Une étude réalisée au Danemark, rapportée par la commission d'enquête du conseil de l'ordre des chirurgiens-dentistes, évalue les résidus d'amalgames rejetés dans les égouts entre 100 mg et 800 mg par jour et par praticien, la quantité globale annuelle rejetée est évaluée entre 100 et 200 grammes de mercure par dentiste [7].

Selon des enquêtes récentes, les cliniques dentaires sembleraient être responsables de la plus grande quantité de mercure dans les boues de la station d'épuration des eaux usées [31].

D'après une étude financée par l'American Dental Association (ADA), les cabinets dentaires déversent environ 6,5 tonnes de mercure par an dans les systèmes de traitement des eaux usées en Palestine [32].

Tableau I.3 : Les définitions des types de déchets d'amalgame [33].

Les types de déchets	Définitions	Exemples
A : Amalgame sans contact	déchets Amalgame qui n'a pas été en contact avec un patient.	A1. capsule d'amalgame utilisé : Les capsules d'amalgame utilisées contiennent des traces d'alliage d'amalgame et de mercure. Les capsules utilisées peuvent être recyclées.
		A2. Restes d'amalgames (amalgame sans contact : Amalgame en excès qui n'est pas utilisé pour placer une restauration et n'a pas été en contact avec un patient. Les déchets d'amalgame peuvent être recyclés.
B : amalgame de contact	Déchets d'amalgames ayant été en contact avec un patient.	B1. Amalgame dans les pièges au fauteuil (Amalgame de contact) : L'amalgame dans les eaux usées qui est retenu par les pièges au fauteuil (en utilisant une taille de trou nominale de 0,7 mm retient environ les 2/3 de toutes les particules d'amalgame). Il peut être recyclé comme contact amalgame.
		B2. Amalgame dans les filtres à pompe à vide : L'amalgame dans les eaux usées qui n'est pas retenu par les pièges au fauteuil est retenu par les filtres à pompe à vide et peut être recyclé comme amalgame de contact.
		B3. Amalgame dans les eaux usées : Environ 80% de l'amalgame sont retenus par les pièges de la chaise et les filtres de la pompe à vide tandis que le reste est évacué par les pompes à vide.
		B4. Dents extraites avec restauration d'amalgame (Amalgame de contact) : Les dents extraites avec des restaurations à l'amalgame peuvent être désinfectées, par ex. dans l'éthanol à 96% et recyclé avec d'autres types d'amalgames de contact.

I.7.3. Devenir des déchets mercuriels

Plusieurs études récentes ont montré le risque que pourrai engendrer le mercure contenu dans l'amalgame dentaire lorsqu'il est en contact avec la biosphère, et cela à cause de la gestion inappropriée des déchets d'amalgame dentaire. La libération de particules d'amalgame dans les eaux usées des cabinets dentaires est préoccupante.

Les déchets d'amalgames contribuent à l'augmentation de la concentration du mercure dans l'environnement, et cela par le rejet direct dans les eaux usées, ou bien lorsque ces déchets d'amalgame sont collectés avec les ordures ménagères. Placé dans les décharges mal contrôlées, le mercure migre vers le compartiment atmosphère par évaporation ou suite à l'incinération,

dans un site ouvert. De plus, la présence de l'amalgame dentaire dans la décharge, peut entraîner une contamination de l'eau et du sol [32, 33].

Au niveau du milieu aquatique et dans le sol, les microorganismes convertissent le mercure élémentaire en méthylmercure. Le MeHg est persistant et extrêmement toxique dans l'environnement, car il a la capacité de s'accumuler dans les organismes et de se bioamplifier, en particulier dans la chaîne alimentaire aquatique [34- 36]. Des concentrations importantes de MeHg ont été détecté dans les eaux usées des unités dentaires, à des teneurs supérieures à celles observées dans les milieux naturels [37, 38].

D'après une étude effectuée en Pakistan chez 239 dentistes d'Islamabad, la plupart des dentistes jetaient les restes d'amalgame dans la poubelle, dans l'évier ou le traitaient comme un déchet hospitalier. Un très faible nombre d'entre eux (5,9%) disposaient d'un séparateur d'amalgame dans leurs cabinets dentaires [39].

Une étude en Nigeria, a évalué la pratique de l'élimination des déchets de huit cliniques dentaires ; les résultats d'analyse des échantillons du sol et d'eau collectés à proximité de la décharge des déchets d'amalgame a révélé une très forte teneur en plomb, chrome, mercure, cadmium et manganèse, dans les échantillons de sol et d'eau en comparaison avec les normes[40].

D'après une étude effectuée en Palestine, ils ont estimé que lorsqu'un dentiste place des restaurations d'amalgames décrits comme suit : soit deux petites, sept moyennes et neuf grands amalgames, cela génère une quantité moyenne de 22,6 g de mercure par semaine [41].

Depuis 2001, tous les cabinets dentaires ont pour obligation de munir leurs unités d'un séparateur d'amalgame, qui récupère 95% des déchets d'amalgame dentaire. Puis s'ensuit, d'une collecte, et le retraitement des déchets se fait selon une procédure à trois niveaux : le dentiste remet ses déchets à un collecteur, qui rassemble les déchets épars et les livre ensuite à un retraiteur qui sépare et régénère le mercure [3, 31].

D'après la **Figure I.5**, les chiffres en noires représentent l'apport des cabinets dentaire, et les chiffres en rouge représentent l'apport des déchets humain lié aux amalgames dentaires[37].

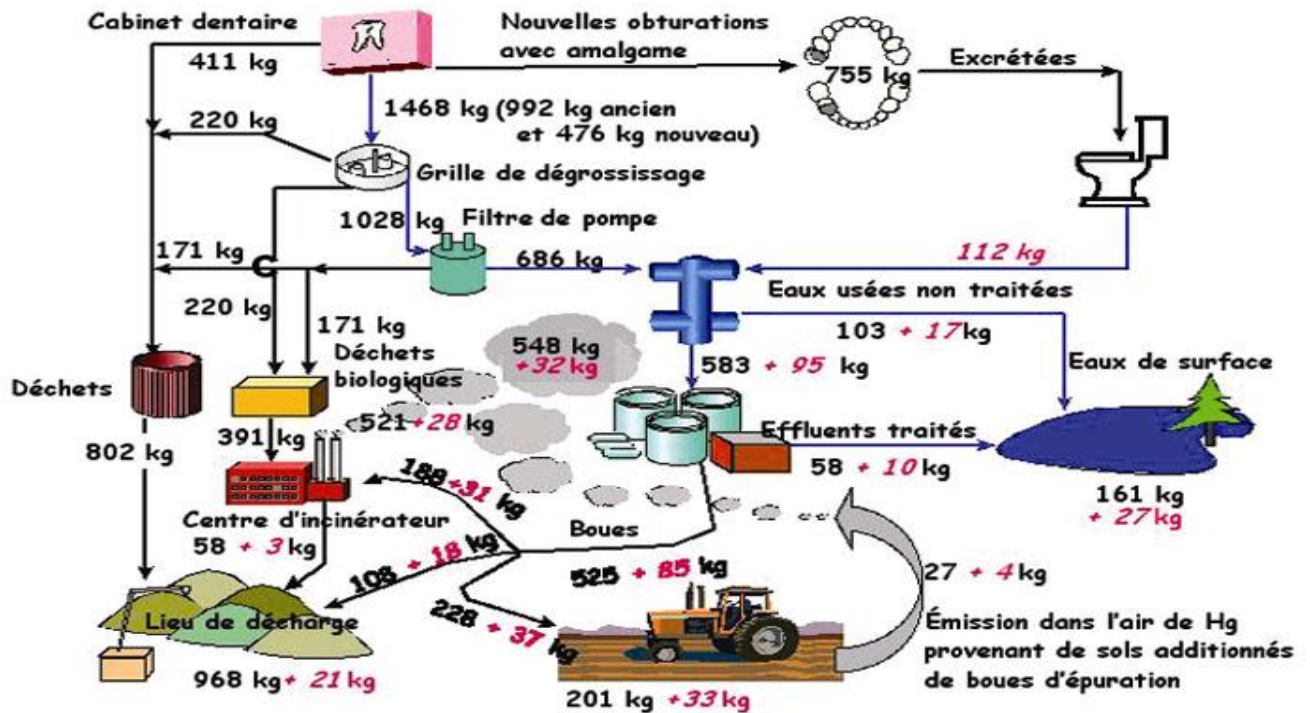


Figure I.5: Bilan massique estimatif des déchets d'amalgame dentaire, Canada [37].

I.8. Risques sanitaire de l'amalgame dentaire

I.8.1. Risques sur le porteur d'amalgame

I.8.1.1. Libération du mercure des amalgames

Les facteurs augmentant la libération de vapeurs de mercure : La mastication de chewing-gum, le brossage, le bruxisme (grincement des dents) et la consommation de boissons chaudes et acides [41- 43].

De nombreuses études font état de corrélations positives entre le nombre de restaurations ou de surfaces d'amalgames dentaires et les concentrations de mercure dans des échantillons de sang, d'urine et de plasma chez les personnes non exposées professionnellement [44- 46]. Il a été rapporté que les porteurs d'amalgames sont exposés à des relargages quotidiens minimes de mercure en moyenne de 2 à 3 $\mu\text{g}/\text{j}$ [47].

Dans la bouche, l'amalgame est en contact direct avec la salive et la libération de ses constituants va donc se faire au travers de celle-ci. Deux modes de libération vont intervenir[5]:

- **Par dissolution :** le mercure métal (Hg^0) va migrer de l'amalgame vers la salive. A partir de la salive, le mercure métal pourra suivre trois voies distinctes : passer dans l'air endo-buccal, être oxydé in situ en ions mercuriques (Hg^{2+}) ou rester en l'état métallique dans la salive, puis dégluti avec elle ;

- **Par abrasion** : notamment lors de la mastication, des particules d'amalgame vont être arrachées et entraînées par la salive.

I.8.1.2. Absorption et distribution du mercure dans l'organisme

Le mercure s'accumule dans tous les organes et les tissus de l'organisme; on le retrouve surtout dans les reins et, en quantités moindres, dans le cerveau, les poumons, le foie, le tractus gastro-intestinal et les glandes exocrines.

Le mercure élémentaire qui se trouve dans le sang peut traverser le placenta et la barrière hématoencéphalique. L'excrétion urinaire peut refléter cette forme de Hg, en particulier lors de l'exposition au Hg élémentaire (comme les amalgames) [48].

Il a été rapporté que les taux de mercure dans les reins, la thyroïde et le cerveau étaient plus élevés chez les cadavres ayant un nombre plus élevé de surfaces en amalgames [49].

Des études ont rapporté que l'amalgame dentaire était la principale source de mercure dans les reins [50].

Une étude a démontré que la concentration moyenne de mercure dans l'urine est plus élevée chez les enfants porteurs d'amalgames (0,9 µg / g de créatinine) que les porteurs de composite (0,6 µg / g de créatinine). Au cours cinq ans de la période d'essai, les enfants porteurs d'amalgame n'ont pas eu d'effets significatifs sur la fonction neuropsychologique [51].

La littérature montre que le mercure libéré par les restaurations d'amalgames dentaires ne contribue pas à une maladie systémique ou à des effets toxicologiques systémiques. Aucun effet significatif sur le système immunitaire n'a été démontré avec les quantités de mercure libérées par les restaurations d'amalgames dentaires [52].

D'après une étude concernant la diffusion des constituants d'amalgame dentaire dans les dents humaines, le mercure est présent uniquement dans les dents restaurées et les profils de concentration montrent des niveaux supérieurs de cet élément près de l'amalgame [53]. Le mercure présentait des concentrations plus élevées dans les tubules dentinaires alors que le Zn était généralement réparti de manière uniforme [54].

I.8.2. Risques sur le praticien

Bien que les niveaux les plus élevés de mercure aient été enregistré chez les dentistes, une étude au niveau d'une école anglaise a révélé que les étudiants en médecine dentaire et les sujets travaillant dans les cliniques et laboratoires d'enseignement avaient des concentrations plasmatiques de mercure nettement élevées en fin d'année universitaire [55].

Le risque d'hydrargyrisme chez les dentistes est réel puisque le mercure est un «poison cumulatif » qui s'accumule dans les tissus grâce aux liaisons stables qu'il crée avec les groupements thiols des protéines. La quantité de mercure « cumulée » par les dentistes dépend de la durée et de l'intensité lors de l'exposition, du mode d'absorption, de l'excrétion et de l'élimination du mercure par chaque individu [14].

Des preuves limitées existent pour une association avec la sclérose en plaques, mais peu d'études sur la maladie d'Alzheimer ou la maladie de Parkinson. La prépondérance des preuves ne suggère aucun effet rénal, y compris le syndrome de fatigue chronique, qui ne sont pas causés par les amalgames [11].

Nylander a étudié le taux de mercure dans l'hypophyse des cadavres. Il s'est avéré que trois de ces sujets étaient des dentistes, et les taux de mercure enregistré dans leurs hypophyses été étonnamment élevés par rapport aux quantités trouvées dans le lobe occipital [56]. Le personnel dentaire a signalé plus de problèmes de santé, impliquant souvent le système nerveux central [57].

I.8.2.1. Comparaison entre les effets du mercure pour les dentistes dans plusieurs pays

Les dentistes écossais relevaient des taux de mercure urinaires moyens, quatre fois supérieurs à ceux des sujets témoins, bien que tous, sauf un dentiste, présentaient des taux de mercure inférieurs à la valeur britannique en matière de santé et de sécurité [58].

Une étude effectuée au niveau des cabinets dentaires en Turquie, a révélé que les taux de mercure urinaire sont plus élevés chez les assistantes dentaires que chez les dentistes [59].

En Iran et en Egypte, des taux de mercure plus élevés ont été détectés dans l'urine du personnel dentaire par rapport aux sujets témoins [60, 61]. En Turquie, les taux plasmatiques de mercure étaient significativement plus élevés chez le personnel dentaire que chez les groupes témoins [62]. D'autres études ont conclu une association probable entre les concentrations atmosphériques et urinaires [59,63]. Une étude de contrôle imbriquée de Joshi et al., a démontré que les niveaux moyens de mercure sur les ongles des dentistes étaient deux fois plus élevés que chez les autres travailleurs [64].

I.8.2.2. Risque sur les assistants

En Norvège, Moen et al ont montré que les assistants dentaires ont signalé des symptômes neurologiques, des symptômes psychosomatiques, perte de mémoire et des difficultés dans la concentration, la fatigue et des troubles du sommeil [65].

Dans l'étude rétrospective danoise, Thygesen et al ont trouvé une association significative entre les années de travail dans le secteur dentaire et les symptômes précédemment cités [66].

Kasraie et al ont rapporté les taux élevés du mercure dans le sang sont associés à : une augmentation des heures de travail par jour, le nombre de restaurations d'amalgame par jour net la stérilisation à sec des instruments contaminés par les amalgames [60].

Pendant la période de grossesse les d'assistantes dentaires sont susceptible de développer un avortement spontané et pré-éclampsie et donner naissance à des bébés plus petits pour l'âge gestationnel. Ceci peut être lié au stress oxydatif induit par l'exposition au mercure[67].

I.9. Données réglementaires

Actuellement, les amalgames dentaires sont disponibles et employés dans tous les pays du monde. Dans la mesure où ils sont appliqués à l'homme à des fins médicales, ce sont des dispositifs médicaux [5].

Des panels d'experts sur l'Europe, les États-Unis, le Canada et l'Australie, entre autres, ont conclu qu'il n'existait pas de preuves scientifiques solides démontrant un lien de causalité entre les restaurations d'amalgames dentaires et les effets néfastes sur la santé de certaines personnes. Néanmoins, les recherches se poursuivent dans ce domaine. Les chercheurs ont par exemple réduit de près de 10 fois les valeurs de Hg urinaire entre 1975 et 2012 [68].

I.9.1. Positionnement de la Commission européenne

Le Groupe de travail de la commission européenne avait d'ailleurs noté que les restrictions d'usage de l'amalgame dentaire étaient fondées soit sur des raisons de santé publique (Allemagne, Autriche, Norvège), soit sur des raisons environnementales (Danemark), ou les deux (Suède) [6].

Concernant le mercure des amalgames dentaires, la Commission écrit [5] :

- « La principale source d'exposition au mercure pour la majorité de la population des pays développés réside dans l'inhalation de la vapeur de mercure provenant des amalgames dentaires» ;
- « Certains états membres considèrent les amalgames dentaires comme une source importante d'émission de mercure, notamment par l'intermédiaire de la chirurgie

dentaire et de la crémation. Le traitement des déchets d'amalgames dentaires est régi par la législation communautaire relative aux déchets » ;

- « Dans la mesure où l'industrie du chlore et de la soude abandonne progressivement l'usage du mercure, les amalgames dentaires sont appelés à devenir la principale utilisation du mercure dans l'Union Européenne.

À court terme, la Commission demandera au groupe d'experts «Dispositifs médicaux» d'évaluer l'utilisation du mercure dans les amalgames dentaires et demandera l'avis du Comité scientifique des risques sanitaires et environnementaux, afin de pouvoir se prononcer sur l'opportunité de nouvelles mesures législatives. »

I.9.2. La réglementation en France

La première véritable réglementation de l'amalgame (arrêté du 30 mars 1998), est relative à l'élimination des déchets d'amalgame. Jusqu'à cette date, les déchets d'amalgame étaient soit mis à la poubelle avec les autres déchets de soins, s'il s'agissait de déchets solides, soit éliminés par le circuit de la collecte des eaux usées, s'il s'agissait des restes de préparation ou de déchets humides opératoires (particules solides évacuées avec l'eau du crachoir)

La première réglementation spécifique de l'amalgame dentaire a été adoptée en début 2001. Encore ne s'agit-il que d'une décision du Directeur Général de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Produits de Santé. La décision du 14 décembre 2000 imposa alors d'utiliser désormais des amalgames conditionnés sous forme de capsules prédosées [5].

I.9.3. Position de l'organisation mondiale de la santé

En 1991, l'organisation mondiale de la santé (OMS) a confirmé que le mercure présent dans les amalgames dentaires constituait la principale source de vapeur de mercure dans les zones non industrialisées, et entraînait par conséquent les populations concernées à une exposition et à des concentrations sensiblement supérieures à celles fixées pour les aliments et l'air. Selon les études récentes, il n'existerait pas de seuil en dessous duquel il ne se produirait pas d'effets indésirables.

Selon un rapport présenté au Royaume-Uni (convention pour la protection du milieu marin de l'atlantique du Nord-Est), l'ensemble du mercure contenu dans les amalgames dentaires ainsi que dans les appareils médicaux et instruments de laboratoires représente environ 53 % du total des émissions mercurielles [69].

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a organisé, en mars 1997, une rencontre internationale d'experts à Genève. Les principales conclusions du document publié en 1997 sont les suivantes [5]:

- L'amalgame dentaire est considéré comme sûr et efficace ;
- Le risque d'effets iatrogènes est très faible pour tous les matériaux de restauration et n'est pas plus élevé pour l'amalgame que pour les matériaux à base de résine ;
- Il n'existe aucune preuve scientifique indiquant que des symptômes généraux peuvent être soulagés en remplaçant des obturations à l'amalgame par d'autres biomatériaux ;
- L'utilisation d'amalgame dentaire chez les enfants et les femmes enceintes est déconseillée.

La stratégie de l'OMS s'oriente beaucoup plus vers une meilleure prise en charge de la gestion des déchets médicaux que vers des recommandations d'usage vis-à-vis de l'amalgame[58].

I.10. Conclusion

Dans ce chapitre on a abordé une des sources de la pollution mercurielle qui est « l'amalgame dentaire », utilisée pour l'obturation des caries dentaires. Le mercure et ses dérivés sont fortement toxiques pour l'homme, les écosystèmes, la faune et la flore. L'impact du mercure sur l'environnement et le surplus des déchets mercuriels polluants, semblent être les raisons principales pour qu'un jour il serait interdit d'utiliser les amalgames au mercure en odontologie, et cela en vue de créer un environnement sain et équitable pour les générations futures.

Références bibliographiques

- [1] Lorscheider, F. L., Vimy, M. J., Pendergrass, J. C., & Haley, B. E. (1994). Toxicity of ionic mercury and elemental mercury vapor on brain neuronal protein metabolism. *Neurotoxicology*, 15, 955.
- [2] Richardson, G. M. (1995). Évaluation de l'exposition au mercure et des risques dus aux amalgames dentaires. Bureau des matériaux médicaux, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada.
- [3] Megly, M. (2007). La controverse sur l'amalgame d'argent dans le grand public. Thèse de doctorat, université de Nantes.
- [4] Raquel American Dental Association Survey Center (2000). Survey dental practice characteristics.
- [5] Mount, G. J., & Hume, W. R. (2002). Préservation et restauration de la structure dentaire. De Boeck Supérieur.
- [6] Agence française de sécurité sanitaire des produits de santé (AFSSAPS). (2005). Le mercure des amalgames dentaires: Actualisation des connaissances. Mise en place d'un réseau d'évaluation pluridisciplinaire. Recommandations. Paris.
- [7] Miquel, G. (2001). Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport d'information n° 261 fait pour le Sénat au nom de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifique et technologique.
- [8] Matysiak, M., & Chabert, R. (2005). Évolution de la qualité des restaurations dentaires à l'amalgame et au composite entre 1999 et 2002 en région Rhône-Alpes. *Actualités odontostomatologiques*, (230), 183-196.
- [9] Société Francophone de Biomatériaux Dentaires. (2010). Les amalgames. Support de cours, université médicale virtuelle francophone.
- [10] Colon, P., Besnault, C., & Pradelle-Plasse, N. (1999). Obturation par un matériau: amalgame.
- [11] Bates, M. N. (2011). Dental amalgam fillings: a source of mercury exposure. In: Nriagu JO (ed.) *Encyclopedia of Environmental Health*, volume 2.
- [12] Attal, E. (2005). Comportements à risque de pollution mercurielle pour la santé et l'environnement liés à l'amalgame dentaire. Thèse de doctorat, université de Cheikh Anta Diop Dakar.

- [13] Dalla Costa, R., Cossich, E. S., & Tavares, C. R. G. (2008). Influence of the temperature, volume and type of solution in the mercury vaporization of dental amalgam residue. *Science of the total environment*, 407(1), 1-6.
- [14] Schach, V. (2003). Le risque mercuriel dans les cabinets dentaires: histoire ancienne ou futur proche?. *Documents pour le Médecin du Travail INRS*, 93, 7-23.
- [15] Engle, J. H., Ferracane, J. L., Wichmann, J., & Okabe, T. (1992). Quantitation of total mercury vapor released during dental procedures. *Dental Materials*, 8(3), 176-180.
- [16] Langworth, S., Elinder, C. G., Göthe, C. J., & Vesterber, O. (1991). Biological monitoring of environmental and occupational exposure to mercury. *International archives of occupational and environmental health*, 63(3), 161-167.
- [17] Powell, L. V., Johnson, G. H., Yashar, Y., & Bales, D. J. (1994). Mercury vapor release during insertion and removal of dental amalgam. *Operative dentistry*, 19, 70-70.
- [18] Livardjani, F., Jahanbakht, S., Schlegel, A., Haikel, Y., Jaeger, A., & Lugnier, A. (1998). In vitro study of mercury vapor release from dental amalgams. *Toxicology Letters*, 95(1001), 133-133.
- [19] Schach-boos, V., Jahanbakht, S., Livardjani, F., Flesch, F., & Jaeger, A. (2001). Evaluation of the mercury occupational exposure of dentists. *Human and Experimental Toxicology*, 20,57.
- [20] Haikel, Y., & Allemann, C. (1992). Contamination mercurielle: cabinet dentaire et environnement. *Information dentaire*, 74, 3153-3153.
- [21] Nullet, J.L. (1983). Vapeurs de mercure au cabinet dentaire: un risque d'intoxication. Thèse de doctorat, université Paul Sabatier, Toulouse.
- [22] Lux, J. P. (1990). L'intoxication infraclinique mercurielle chez le chirurgien-dentiste. Thèse de doctorat, université Bordeaux.
- [23] Valade, P.(1993). Intoxication mercurielle au cabinet dentaire. Thèse de doctorat, université d'Auvergne Clermont-Ferrand I.
- [24] Manas, F., Auther, A., et Alzina, P. (1988) .Les risques d'intoxication et d'allergie en pratique odontologique. *Encycl. Méd. Chir. : Paris-France, Odontologie*.
- [25] Pohl, L., & Bergman, M. (1995). The dentist's exposure to elemental mercury vapor during clinical work with amalgam. *Acta Odontologica Scandinavica*, 53(1), 44-48.
- [26] Engle, J. H., Ferracane, J. L., Wichmann, J., & Okabe, T. (1992). Quantitation of total mercury vapor released during dental procedures. *Dental Materials*, 8(3), 176-180.
- [27] Afota, G. M. (1983). Les risques d'intoxication mercurielle en pratique odontologique courante: moyens de prévention. Thèse de chirurgie dentaire, Strasbourg.

- [28] Thomassin, J. F., Touzé, S., & Baranger, P. (2003). Le mercure et ses composés. Comportement dans les sols, les eaux et les boues de sédiments. BRGM/RP51890-FR. Orléans, France: Bureau de Recherches Géologiques et Minières.
- [29] Fan, P. L., Arenholt-Bindslev, D., Schmalz, G., Halbach, S., & Berendsen, H. (1997). Environmental issues in dentistry-mercury. *International dental journal*, 47(2), 105-109.
- [30] Chin, G., Chong, J., Kluczevska, A., Lau, A., Gorjy, S., & Tennant, M. (2000). The environmental effects of dental amalgam. *Australian dental journal*, 45(4), 246-249.
- [31] Arenholt-Bindslev, D. (1992). Dental amalgam—environmental aspects. *Advances in Dental Research*, 6(1), 125-130.
- [32] Al-Khatib, I. A., & Darwish, R. (2004). Assessment of waste amalgam management in dental clinics in Ramallah and al-Bireh cities in Palestine. *International journal of environmental health research*, 14(3), 179-183.
- [33] Jokstad, A., & Fan, P. L. (2006). Amalgam waste management. *International dental journal*, 56(3), 147-153.
- [34] Mutter, J., Naumann, J., Sadaghiani, C., Walach, H., & Drasch, G. (2004). Amalgam studies: disregarding basic principles of mercury toxicity. *International journal of hygiene and environmental health*, 207(4), 391-397.
- [35] Azimi, S., & Moghaddam, M. S. (2013). Effect of mercury pollution on the urban environment and human health. *Environment and Ecology Research*, 1(1), 12-20.
- [36] Cain, A., Disch, S., Twaroski, C., Reindl, J., & Case, C. R. (2007). Substance flow analysis of mercury intentionally used in products in the United States. *Journal of Industrial Ecology*, 11(3), 61-75.
- [37] Trip, L. (2001). Canada-wide standards: a pollution prevention program for dental amalgam waste. *Journal-Canadian Dental Association*, 67(5), 270-276.
- [38] Stone, M. E., Cohen, M. E., Liang, L., & Pang, P. (2003). Determination of methyl mercury in dental-unit wastewater. *Dental Materials*, 19(7), 675-679.
- [39] Mumtaz, R., Khan, A. A., Noor, N., & Humayun, S. (2010). Amalgam use and waste management by Pakistani dentists: an environmental perspective. *Eastern Mediterranean Health Journal*, 16(3).
- [40] Adedigba, M. A., Nwhator, S. O., Afon, A., Abegunde, A. A., & Bamise, C. T. (2010). Assessment of dental waste management in a Nigerian tertiary hospital. *Waste Management & Research*, 28(9), 769-777

- [41] Ministre des Approvisionnement et Services Canada. (1996). L'innocuité des amalgames dentaires.
- [42] Grosman, M. (2000). Le mercure des amalgames dentaires : quels risques pour la santé et l'environnement ? Faculté de médecine de Montpellier.
- [43] Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British medical bulletin*, 68(1), 167-182.
- [44] Brownawell, A. M., Berent, S., Brent, R. L., Bruckner, J. V., Doull, J., Gershwin, E. M., ... & Karol, M. H. (2005). The potential adverse health effects of dental amalgam. *Toxicological reviews*, 24(1), 1-10.
- [45] Leistevuo, J., Leistevuo, T., Helenius, H., Pyy, L., Huovinen, P., & Tenovuo, J. (2002). Mercury in saliva and the risk of exceeding limits for sewage in relation to exposure to amalgam fillings. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 57(4), 366-370.
- [46] Fasunloro, A., & Owotade, F. J. (2004). Occupational hazards among clinical dental staff. *J Contemp Dent Pract*, 5(2), 134-152.
- [47] R. Garnier, (1998). Toxicité des amalgames pour les porteurs. L'amalgame dentaire et ses alternatives, évaluation et gestion du risque. Conseil supérieur d'hygiène publique de France, section des milieux de vie. Paris, Ed. Lavoisier Technique et Documentation.
- [48] Goodrich, J. M., Chou, H. N., Gruninger, S. E., Franzblau, A., & Basu, N. (2016). Exposures of dental professionals to elemental mercury and methylmercury. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 26(1), 78.
- [49] Dye, B. A., Schober, S. E., Dillon, C. F., Jones, R. L., Fryar, C., McDowell, M., & Sinks, T. H. (2005). Urinary mercury concentrations associated with dental restorations in adult women aged 16–49 years: United States, 1999–2000. *Occupational and environmental medicine*, 62(6), 368-375.
- [50] Levy, M., Schwartz, S., Dijak, M., Weber, J. P., Tardif, R., & Rouah, F. (2004). Childhood urine mercury excretion: dental amalgam and fish consumption as exposure factors. *Environmental Research*, 94(3), 283-290.
- [51] Bellinger, D. C., Daniel, D., Trachtenberg, F., Tavares, M., & McKinlay, S. (2006). Dental amalgam restorations and children's neuropsychological function: the New England Children's Amalgam Trial. *Environmental health perspectives*, 115(3), 440-446.
- [52] Nicolae, A., Ames, H., & Quiñonez, C. (2013). Dental amalgam and urinary mercury concentrations: a descriptive study. *BMC oral health*, 13(1), 44.

- [53] Carvalho, M. L., Marques, J. P., Brito, J., Casaca, C., & Cunha, A. S. (2002). Hg, Bi, Cu and Zn distribution in human teeth treated by dental amalgam measured by synchrotron microprobe. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 196(1-2), 148-154.
- [54] Harris, H. H., Vogt, S., Eastgate, H., Legnini, D. G., Hornberger, B., Cai, Z., ... & Lay, P. A. (2008). Migration of mercury from dental amalgam through human teeth. *Journal of synchrotron radiation*, 15(2), 123-128.
- [55] Tezel, H., Ertas, O. S., Ozata, F., Erakin, C., & Kayali, A. (2001). Occupational health: blood mercury levels of dental students and dentists at a dental school. *British dental journal*, 191(8), 449.
- [56] Henri Gluck. (1995). *Les effets néfastes des Amalgames, leur détection et Leur thérapie. Monographies cliniques et toxicologiques sur les substances.* France.
- [57] Nagpal, N., Bettiol, S. S., Isham, A., Hoang, H., & Crocombe, L. A. (2017). A review of mercury exposure and health of dental personnel. *Safety and health at work*, 8(1), 1-10.
- [58] Ritchie, K. A., Gilmour, W. H., Macdonald, E. B., Burke, F. J. T., McGowan, D. A., Dale, I. M., ... & Collington, D. (2002). Health and neuropsychological functioning of dentists exposed to mercury. *Occupational and Environmental Medicine*, 59(5), 287-293.
- [59] Aydin, N., Karaoglanoglu, S., Yigit, A., Keles, M. S., Kirpinar, I., & Seven, N. (2003). Neuropsychological effects of low mercury exposure in dental staff in Erzurum, Turkey. *International dental journal*, 53(2), 85-91.
- [60] Kasraei, S., Mortazavi, H., Vahedi, M., Vaziri, P. B., & Assary, M. J. (2010). Blood mercury level and its determinants among dental practitioners in Hamadan, Iran. *Journal of dentistry (Tehran, Iran)*, 7(2), 55.
- [61] Samir, A. M., & Aref, W. M. (2011). Impact of occupational exposure to elemental mercury on some antioxidative enzymes among dental staff. *Toxicology and industrial health*, 27(9), 779-786.
- [62] Yılmaz, H., Tutkun, E., Demiralp, K. Ö., Yılmaz, F. M., Aliyev, V., & Söylemezoğlu, T. (2015). Exposure to mercury among dental health workers in Turkey: Correlation with amalgam work and own fillings. *Toxicology and industrial health*, 31(10), 951-954.
- [63] Neghab, M., Choobineh, A., Zadeh, J. H., & Ghaderi, E. (2011). Symptoms of intoxication in dentists associated with exposure to low levels of mercury. *Industrial Health*, 49(2), 249-254.

- [64] Joshi, A., Douglass, C. W., Kim, H. D., Joshipura, K. J., Park, M. C., Rimm, E. B., ... & Willett, W. C. (2003). The relationship between amalgam restorations and mercury levels in male dentists and nondental health professionals. *Journal of public health dentistry*, 63(1),52-60.
- [65] Moen, B. E., Hollund, B. E., & Riise, T. (2008). Neurological symptoms among dental assistants: a cross-sectional study. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*, 3(1), 10.
- [66] Thygesen, L. C., Flachs, E. M., Hanehøj, K., Kjuus, H., & Juel, K. (2011). Hospital admissions for neurological and renal diseases among dentists and dental assistants occupationally exposed to mercury. *Occupational and environmental medicine*.
- [67] El-Badry, A., Rezk, M., & El-Sayed, H. (2018). Mercury-induced oxidative stress may adversely affect pregnancy outcome among dental staff: a cohort study. *The international journal of occupational and environmental medicine*, 9(3 July), 1181-1113.
- [68] Ha, E., Basu, N., Bose-O'Reilly, S., Dórea, J. G., McSorley, E., Sakamoto, M., & Chan, H. M. (2017). Current progress on understanding the impact of mercury on human health. *Environmental research*, 152, 419-433.
- [69] Organisation mondiale de la Santé, A. (2014). Conséquences pour la santé publique de l'exposition au mercure et aux composés du mercure: le rôle de l'OMS et des ministères de la santé publique dans la mise en oeuvre de la Convention de Minamata (No. A67/24).

Chapitre II

Les risques des métaux lourds

II.1. Introduction.....	29
II.2. Définition.....	29
II.3. Origine des métaux lourds.....	29
II.4. Phénomène de la bioamplification.....	31
II.5. La mobilité des métaux dans le système aquatique et les facteurs associés.....	31
II.6. Impacts toxicologiques.....	33
II.7. Eléments traces étudiés.....	35
II.7.1. Le mercure.....	35
II.7.2. Le cuivre.....	38
II.7.3. Le zinc.....	39
II.7.4. Le fer.....	40
II.7.5. Le nickel.....	41
II.7.6. Le manganèse.....	42
II.7.7. Le plomb.....	42
II.7.8. Le cadmium.....	43
II.7.9. Le chrome.....	44
II.8. Conclusion.....	45

II.1. Introduction

Pour mieux appréhender notre sujet, il nous a semblé essentiel d'énumérer de façon succincte quelques traits sur les éléments traces métalliques. Il s'agit de souligner les sources probables de ces éléments dans la nature, et les processus qui contribuent à les introduire dans l'environnement.

Parmi ces éléments, nous avons décidé de considérer : le mercure (Hg), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le nickel (Ni), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le chrome (Cr), en raison de leur toxicité potentielle pour l'environnement.

II.2. Définition

D'un point de vue purement scientifique et technique, le terme «métaux lourds» se réfère aux métaux et métalloïdes ayant une densité plus que $5 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ et, ou tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du Sodium ($Z=11$) ; tout métal pourrait être toxique pour les systèmes biologiques [1-3].

Les caractéristiques des éléments traces métalliques sont généralement les suivantes :

- Non biodégradables (dégradation par des organismes vivants) ;
- Toxiques cumulatifs (accumulation dans les tissus des organismes vivants) ;
- Toxiques quand ils sont présents en grande quantité [4].

La **Figure II.1** récapitule les différentes fonctions de quelques éléments dans l'organisme.

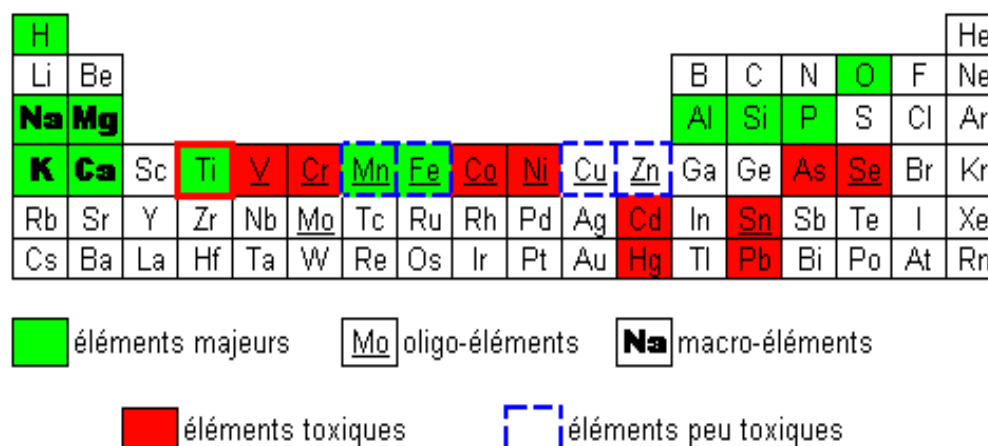


Figure II.1: Fonction de quelques éléments dans l'organisme.

II.3. Origine des métaux lourds

II.3.1. Origine naturelle

Parmi les plus importantes sources naturelles, nous citons l'activité volcanique, l'altération des continents et les incendies de forêts. La contribution des volcans peut se présenter sous forme d'émissions volumineuses mais sporadiques dues à une activité explosive,

ou d'émissions continues de faible volume, résultant notamment de l'activité géothermique et du dégazage du magma [5].

II.3.2. Origine anthropique

Les métaux provenant d'apports anthropiques sont présents sous formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques supérieurs par rapport aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes [6].

Les sources anthropogènes sont les suivantes [7]:

- Effluents d'extractions minières ;
- Effluents industriels ;
- Effluents domestiques et ruissellements orageux urbains ;
- Lessivage de métaux provenant de décharges d'ordures ménagères et de résidus solides;
- Apports de métaux provenant des zones rurales, par exemple métaux contenus dans les pesticides ;
- Sources atmosphériques, par exemple combustion des carburants fossiles, incinération des déchets et émissions industrielles ;
- Activités pétrochimiques.

Le **Tableau II.1** présente quelques exemples de sources industrielles et agricoles d'où peuvent provenir les métaux présents dans l'environnement.

Tableau II.1 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement[7].

Utilisations	Métaux
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides, conservateurs)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

II.4. Phénomène de la bioamplification

Dans certains écosystèmes, de nombreux êtres vivants, sinon tous, peuvent accumuler dans leur organisme, à des degrés divers, toute substance peu ou non biodégradable. Les métaux lourds peuvent être à l'origine de la disparition de certaines espèces animales et/ou végétales et par conséquent, entraînent le dysfonctionnement de la chaîne trophique [8].

Depuis, les producteurs primaires, le risque de contamination s'amplifie au fur et à mesure que l'on remonte à travers les maillons de la chaîne trophique (phénomène de bioaccumulation). La bioaccumulation est le processus d'assimilation et de concentration des métaux lourds dans l'organisme. Le processus se déroule en trois étapes : l'assimilation, la bioaccumulation par l'individu, ou bioconcentration, et la bioaccumulation entre individus, ou bioamplification [9].

II.5. La mobilité des métaux dans le système aquatique et les facteurs associés

Dans la phase aqueuse (colonne d'eau et eau interstitielle), les métaux peuvent se trouver soit sous forme d'ions libres hydratés, cette fraction labile est facilement disponible donc dangereuse pour les organismes aquatiques ; soit complexés par des ligands inorganiques ou organiques dissous (comme des peptides). Ils peuvent également être associés à une phase colloïdale inorganique (Fe_2O_3) ou organique comme les acides humiques ou bien liés à la matière en suspension.

Les échanges des ETM entre les formes colloïdales et particulaires et dissoutes (ionique ou adsorbé) et vice versa sont complexes et influencés par de nombreux facteurs environnementaux et des conditions physico-chimiques du milieu. On parlera donc de la salinité, du pH, du potentiel redox [10].

II.5.1. Le pH

Le pH est un paramètre majeur de la physico-chimie des ETM. Ainsi, les réactions d'adsorption-désorption des ETM sont contrôlées par la variation du pH [11-13].

L'alternance précipitation/dissolution des ETM entre la phase solide et la colonne d'eau correspond à une réaction qui dépend notamment du pH, de la solubilité et de la concentration des métaux traces [11, 14].

II.5.2. Variation du potentiel d'oxydo-réduction

Les conditions d'oxydo réduction peuvent alors jouer sur la spécification des métaux ayant une influence importante sur les phases porteuses des ETM tels que les oxydes et

hydroxydes de Fe et de Mn, ces phases sont solubles dans des conditions réductrices et par suite les ETM associés [15]. Dans des conditions d'anoxie, la réduction des sulfates en sulfures provoque des précipitations et/ou co-précipitations avec les métaux Cd, Pb, Zn sous des formes sulfures insolubles [16].

II.5.3. Les réactions de complexation et salinité du milieu aquatique

Ces réactions homogènes contrôlent la spéciation du métal sous forme dissoute. La formation de complexes, leur stabilité et le maintien des métaux en solution sont contrôlés par la constante de complexation et la concentration des ligands [17].

Des variations de salinité importantes sont rencontrées dans les sédiments soumis à l'influence marine ou en cas d'apports anthropiques. Une augmentation de la salinité entraîne la remobilisation des métaux par compétition des ions magnésium et calcium vis-à-vis des autres métaux sur les sites de fixation (**Figure II.2**) [18]. Les ETM libérés présentent une toxicité plus ou moins marquée, car ils vont former des chlorocomplexes solubles qui sont plus (par exemple Cu) ou moins (cas de Cd) biodisponibles que les ions libres [16,19].

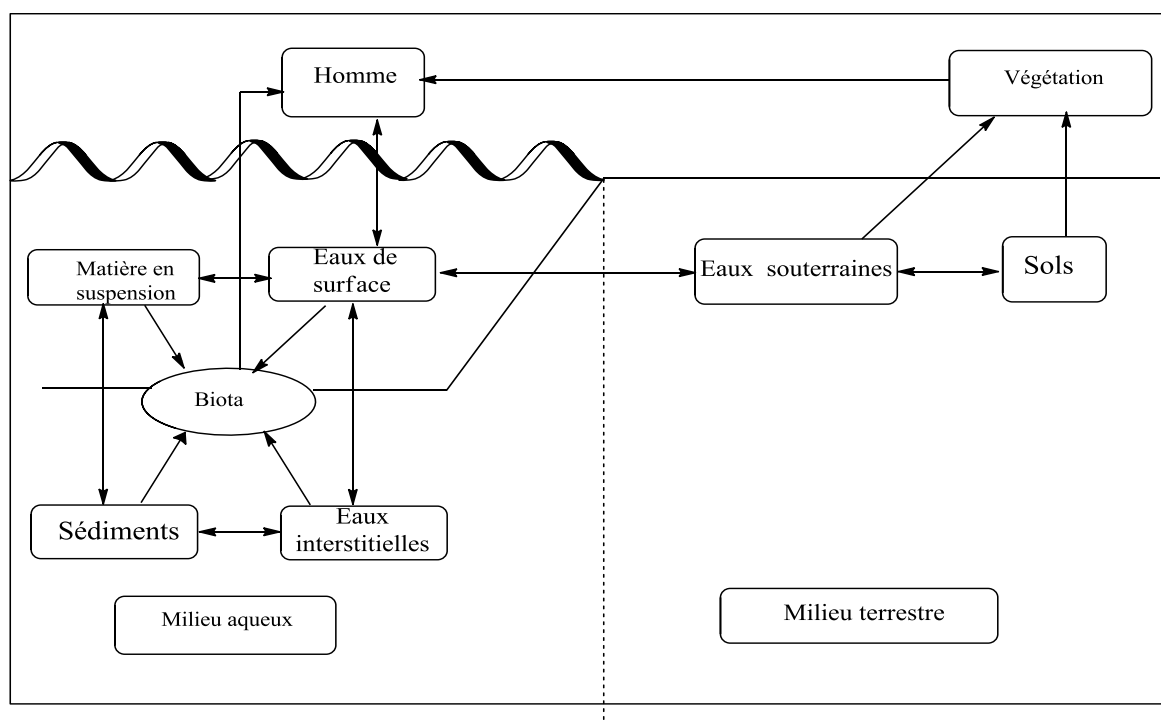


Figure II.2: Schématisation du cycle hydrologique des métaux traces en milieu aqueux[20].

II.6. Impacts toxicologiques

II.6.1. Effets sur la santé

Parmi l'ensemble des métaux lourds, certains d'entre eux sont indispensables aux processus physiologiques majeurs, en particulier la respiration, la photosynthèse ou l'assimilation des macronutriments [21]. Ils sont aussi impliqués au niveau de processus moléculaires tels que le contrôle de l'expression des gènes; la biosynthèse des protéines, des acides nucléiques, des substances de croissance, de la chlorophylle et des métabolites secondaires [22].

Les métaux ont des effets aigus sur la physiologie, ce qui entraîne notamment des perturbations des systèmes : respiratoire, digestif et rénal, ce qui provoque des troubles neurologiques graves ou des lésions de la peau. Par ingestion, les métaux vont s'accumuler dans le corps humain (sang, foie, reins et os) où certains d'entre eux ne seront que très lentement éliminés [8].

Le **Tableau II.2** montre, par ordre croissant, la demi-vie biologique des métaux, au bout de laquelle l'organisme a éliminé la moitié de la quantité absorbée. On note que certains éléments (Pb, Hg, Cd) ont des demi-vies biologiques très différentes selon leur cible dans l'organisme.

Tableau II.2 : Temps de demi-vie biologique de quelques éléments [8].

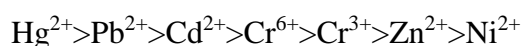
Elément	Temps de demi-vie biologique
Mo	5 jours
Cu	13-33 jours
Mn	15-20 jours
Pb	20-30 jours dans le sang 40-60 jours dans les reins, la moelle, le foie, le cerveau 2-10 ans dans les os
Hg	30-60 jours (1an dans le cerveau)
Cr	1-2 ans
Co	2-15 ans
Zn	2-3 ans
Cd	30 jours dans le sang 20-30 ans dans les reins

II.6.2. Effets sur l'environnement

C'est la persistance des métaux qui est particulièrement prononcée dans l'environnement, contrairement aux polluants organiques, les métaux ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement.

Les métaux et leurs composés sont souvent transportés sur de grandes distances par l'air ou l'eau sans subir de transformation. Dans l'environnement, un composé métallique peut seulement être transformé en d'autres composés, dans lesquels le métal subsistera ; et dans certain cas, ce ne sont que de telles réactions de transformation qui conduisent à des composés toxiques (par exemple la méthylation du mercure) [23].

Par ordre décroissant de toxicité spécifique, les métaux sont classés comme suit [24] :



Malgré la grande diversité des besoins et des niveaux de tolérance aux métaux lourds pour les plantes, certains restent considérés comme des poisons cellulaires pour lesquels les doses admissibles sont très faibles. On retrouve parmi les plus toxiques : Hg, Pb, Cr et Ni [21].

Les effets toxiques des métaux dépendent de leur dose (à l'exception du Pb, Cd et Hg qui sont toujours toxiques) et de leur forme chimique. Ces effets sont multiples chez les végétaux et les animaux, et se traduisent par exemple par une diminution de la fonction de reproduction (chrome), des baisses de croissance [25], de productivité ou de biodiversité (arsenic, cadmium, vanadium), une apparition de chlorose (nickel), ou encore des troubles neurologiques, digestifs, cardiovasculaires, ou rénaux (mercure) [26][27].

Dans les systèmes aquatiques, la pollution métallique affecte la qualité des eaux de surface et des nappes phréatiques pouvant aller jusqu'à une limitation de l'utilisation de l'eau. Dans les systèmes terrestres, les métaux s'accumulent dans les sols et peuvent contaminer les cultures. Néanmoins, les effets des métaux lourds sur les écosystèmes ne peuvent pas toujours être établis en raison de l'émergence d'organismes résistants ou adaptés [28].

D'une manière générale, tous les végétaux sont des accumulateurs de métaux, qu'ils soient aquatiques (algues) ou terrestres (lichens, champignons, mousses, feuilles des arbres, légumes...). Premier maillon de la chaîne alimentaire, les végétaux sont le point de départ du transfert des métaux dans cette chaîne, et peuvent ensuite se concentrer de manière par fois importante dans les échelons supérieurs. Le cas du transfert du mercure dans la chaîne alimentaire est à ce titre exemplaire : il conduit en effet à l'augmentation des niveaux de mercure dans la chair des poissons, dans les tissus et les œufs d'oiseaux marins, et dans certains

organes (foie, reins) des grands mammifères terrestres, à des niveaux qui peuvent alors devenir préoccupants pour la consommation humaine [28].

Concernant les poissons, les cellules épithéliales des branchies sont souvent recouvertes d'une matrice extracellulaire, le mucus différentes glycoprotéines. Cette matrice poly anionique peut fonctionner comme un système échangeur d'ions avec des affinités différentes suivant les métaux. Les ions métalliques sont déplacés du milieu environnant vers le mucus puis du mucus vers les sites des branchies. Ce mucus sert ainsi de stockage intermédiaire pour les métaux [29].

II.7. Eléments traces étudiés

II.7.1. Le mercure

II.7.1.1. Sources et applications

Le mercure est un métal connu depuis l'Antiquité (depuis les civilisations préromaines)[30]. Son symbole Hg se réfère au latin hydrargyrum signifiant argent liquide. Connu par ailleurs sous la dénomination de vif argent [31].

L'atome de mercure (Hg) de numéro atomique 80 (masse atomique 200,59 g/mol) est un élément de transition du groupe IIB (colonne 12) situé sous le zinc et le cadmium dans la classification périodique des éléments. Sous sa forme pure, le mercure est un métal gris-blanc dense (13,58 g/cm³). Il est le seul métal liquide à pression et température ambiantes. Sa forte tension de vapeur (14 mg/m³ à 20°C) excède largement les concentrations moyennes de vapeurs de mercure tolérées dans l'air lors d'une exposition occasionnelle (0,05 mg/m³) ou permanente (0,015 mg/m³) par l'Homme à ce polluant [31].

Le dégazage naturel de l'écorce terrestre (volcanisme, érosion des sols) et des océans alimente le compartiment atmosphérique en mercure élémentaire gazeux (Hg⁰), mais aussi particulaire et réactif (Hg²⁺) [32].

La **Figure II.3** détaille les principaux secteurs d'utilisation du mercure ainsi que sa consommation associée. Ces applications industrielles font principalement appel à du mercure élémentaire ou inorganiques.

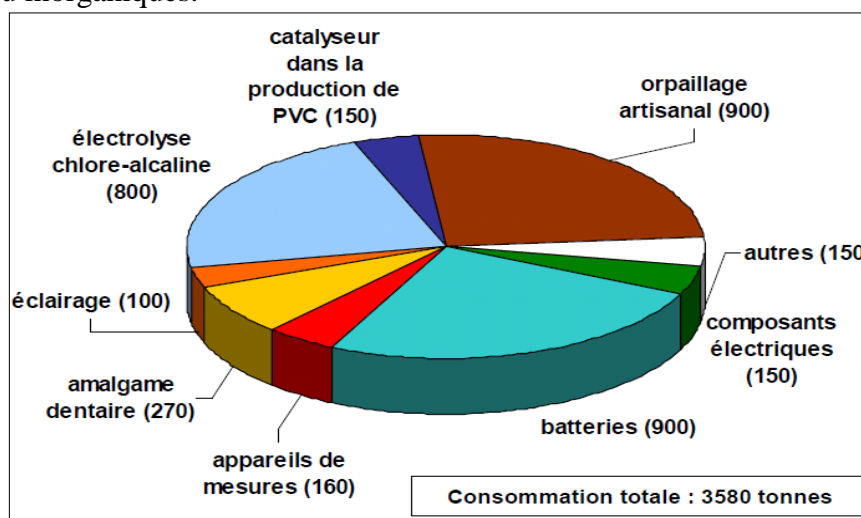
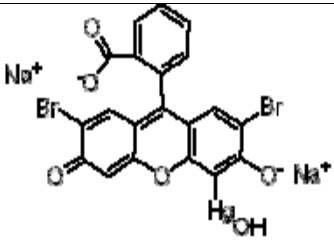
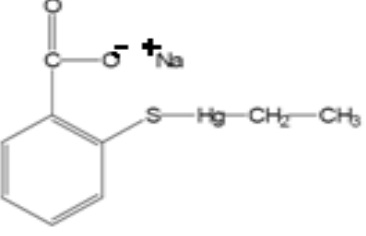


Figure II.3 : L'estimation de la consommation du mercure dans le monde [32].

Le **Tableau II.3** regroupe les principales formes de mercure utilisées par l'homme [33].

Tableau II.3 : Principaux composés du mercure utilisés dans l'industrie et leurs applications[33].

Composé	Espèce	Utilisation
Mercure élémentaire	Hg^0	Appareil de mesures (baromètres, thermomètres), lampes fluorescentes, amalgame dentaire orpillage...
Méthylmercure	CH_3-Hg^+	Applications agricoles (fongicide, pesticide, désinfectant)
Ethylmercure	$CH_3CH_2-Hg^+$	
Phénylmercure	$C_6H_5-Hg^+$	
Métoxy-éthylmercure	$CH_3OCH_2CH_2-Hg^+$	
Mercurochrome		Antiseptique
Thimerosal		Conservateur pour l'industrie pharmaceutique

II.7.1.2. Dans l'environnement

Le mercure est naturellement présent dans l'environnement, dans l'eau, l'air ou les sols. En mouvement dans les différents compartiments de l'écosystème terrestre, il peut migrer à partir des sols vers les lacs et les rivières, il s'évapore de leur surface, puis il est érodé par le vent ou propulsé par les volcans et transporté dans l'air par le vent, puis déposé au sol, sur la terre ou sur l'eau où le cycle recommence à nouveau [34].

Le mercure est majoritairement présent dans les systèmes aquatiques sous forme de complexes hydroxo et chloro, et sa spéciation dépendra fortement du pH des eaux. De plus, les espèces de mercure inorganiques sont souvent liées à la matière organique comme les acides humiques, fulviques ou carboxyliques. Le mercure est introduit dans les eaux douces par des dépôts secs et humides du mercure divalent atmosphérique. Les eaux de ruissellement et la remobilisation du contenu des fonds des lacs contribuent également à approvisionner ces

milieux. Par la suite, le mercure peut être réémis vers l'atmosphère, et évacué dans les eaux de drainage, ou stocké dans les sédiments par la formation de HgS [35].

Divers processus réactionnels dans les milieux aquatiques peuvent conditionner la forme sous laquelle se trouve le mercure **Figure II.4**. Il est très volatil et donc très mobile sous forme élémentaire Hg°. Les composés mercurieux (Hg⁺) sont beaucoup moins stables que les composés mercuriques (Hg²⁺) et donc peu présents dans l'environnement. Ces derniers forment des composés stables avec le carbone, l'azote, les halogènes (chlore, brome, iode) et surtout avec le soufre et le sélénium [36].

L'oxydation d'Hg° en Hg²⁺ est induite de manière photochimique également (**Figure II.4**), soit directement soit par formation de composés oxydants comme OH• sous l'action de la lumière. Les halogénures (chlorures et bromures), peuvent aussi agir en tant qu'oxydant de Hg° ou bloquer la réaction inverse de réduction de Hg²⁺ par formation de complexes limitant cette réaction [33].

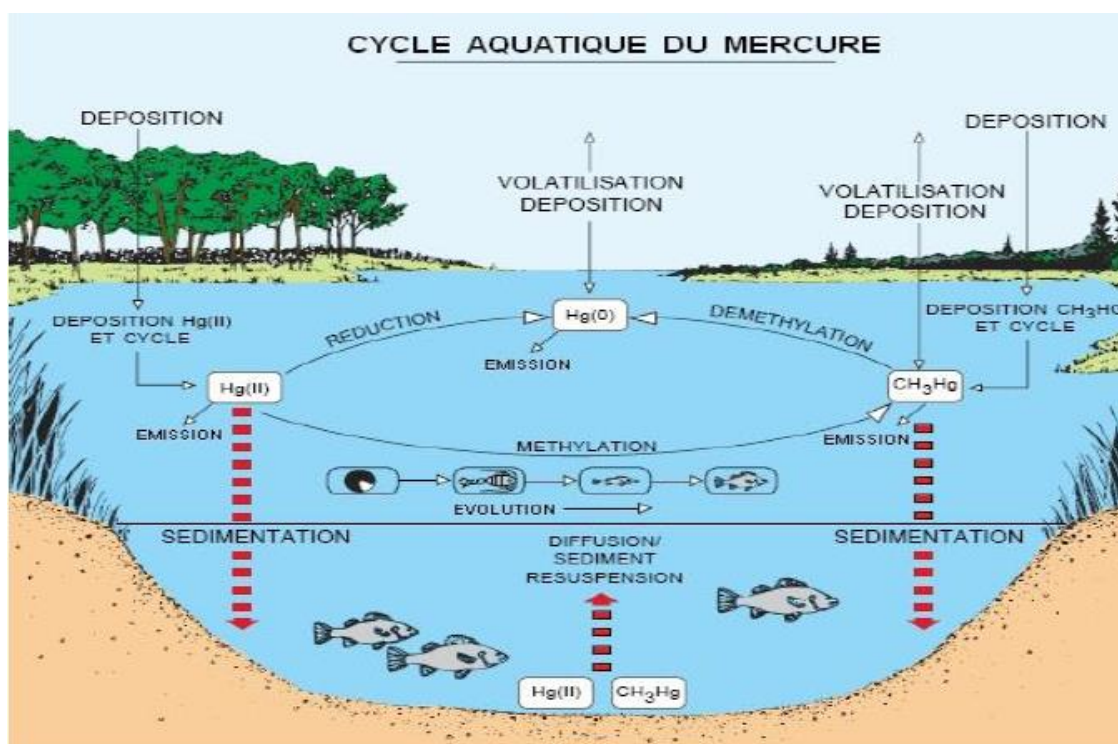


Figure II.4 : Représentation schématique simplifiée du cycle biogéochimique du mercure[33].

II.7.1.3. Elément de toxicité

La toxicité du mercure dépend de sa forme chimique (mercure élémentaire, composés inorganiques ou encore composés organiques), de sa concentration ainsi que sa voie d'exposition (inhalation, ingestion ou exposition cutanée) [37, 38].

Le méthylmercure (MeHg) est la forme la plus toxique du Hg due au fait qu'il est directement assimilable par les organismes vivants et bioaccumulable dans la chaîne trophique[39].

L'intoxication par le mercure s'appelle l'hydrargyrisme, caractérisée par des lésions des centres nerveux se traduisant par des tremblements, des difficultés d'élocution, des troubles psychiques [39]. La toxicité du mercure est due à sa forte réactivité. Dans un organisme vivant, il peut se lier aux protéines et aux acides nucléiques, modifiant la structure des cellules ou inhibant leurs activités biologiques [40].

L'intoxication aiguë se traduit par une irritation des voies respiratoires, des signes cutanés et muqueux, une atteinte hépatique et rénale, une encéphalopathie (céphalées, tremblements, confusion) [41].

Chez l'homme, l'estimation de la dose mortelle de mercure par voie orale se situe entre 10 et 60 mg/kg [40]. Le mercure affecte les trois systèmes biologiques : nerveux, rénal et immunitaire.

Les composés inorganiques du mercure ont pour cibles principales le système nerveux central (Hg^0), les reins (Hg^{2+}) et éventuellement la peau. Le cerveau humain présente des affinités particulières pour le mercure organique et peut concentrer cet élément jusqu'à six fois par rapport à la teneur mesurée dans le sang [39].

II.7.2. Le cuivre

II.7.2.1. Sources et applications

Le cuivre (Cu) est un métal de transition (numéro atomique : 29), dont le nom vient du latin aescyprum, littéralement « métal de Chypre ». Ce métal fut l'un des premiers métaux utilisés par l'homme. Naturellement présent dans la croûte terrestre, les océans, les lacs et les rivières à des concentrations variables, c'est un des rares métaux existant à l'état natif. Cependant, il est majoritairement présent sous forme de minerais et sulfurés notamment.

Le cuivre est l'un des métaux les plus employés car il possède des capacités de conductivité électrique et thermique particulièrement élevées. Il est très largement employé dans la fabrication de matériels électriques, dans la plomberie, dans les équipements industriels et dans le secteur automobile [42].

II.7.2.2. Dans l'environnement

Les apports naturels du cuivre sont principalement les éruptions volcaniques, la décomposition végétale, les feux de forêts et les aérosols marins [43]. Les activités anthropiques

responsables des plus importants rejets de cuivre dans l'environnement sont les activités industrielles et urbaines, le transport routier et les activités agricoles [44].

Le devenir du cuivre dans les milieux aquatiques dépend des paramètres tels que le pH, l'oxydo-réduction, la capacité d'échange cationique (CEC) et de la matière organique. Généralement le cuivre est reconnu comme peu mobile dans la nature sauf dans des conditions extrêmes d'acidité ou de gélification. La solubilité du cuivre est effective à pH avoisinant 5,5 [45].

II.7.2.3. Eléments de toxicité

Le cuivre est un oligo-élément indispensable à la vie car il assure le bon fonctionnement des systèmes nerveux, cardiovasculaires et immunitaires, l'absorption du fer, la croissance osseuse, la régulation du cholestérol, la lutte contre le stress oxydant [46]. Mais à des niveaux élevés, il s'accumule dans le sang, le foie et les reins et provoque une anémie, des irritations rénales et intestinales, le coma, la mort et la maladie de Wilson [47].

II.7.3. Le zinc

II.7.3.1. Sources et applications

Le zinc (Zn) est un élément chimique métallique (numéro atomique : 30). Son nom est issu du mot persan «zangâr» signifiant rouille ou vert-de-gris. Le zinc et ses composés sont présents naturellement dans la croûte terrestre à des concentrations de l'ordre de 40 à 120 mg.kg⁻¹ dans les roches magmatiques, les sédiments argileux et les schistes [48]. Les apports naturels de zinc dans l'environnement se font principalement par transport éolien de particules du sol, émissions liées aux éruptions volcaniques, génération d'aérosols marins et par émissions suite aux feux de forêts [49].

Le zinc est principalement utilisé dans la construction, les revêtements de protection des métaux contre la corrosion, les transports, les produits domestiques, les biens électriques et dans les machines. Les composés du zinc sont utilisés dans l'industrie des peintures, des caoutchoucs, des teintures, dans les produits de conservation du bois et dans les médicaments et vitamines [42].

II.7.3.2. Dans l'environnement

Les apports anthropiques de zinc et de ses composés dans l'environnement résultent majoritairement des activités minières et industrielles (traitement du minerai, raffinage, galvanisation du fer, construction de toitures et de gouttières, piles électriques, pigments), des épandages agricoles, de l'usure des produits manufacturés (pneus, gouttières), de l'incinération

des déchets ménagers et des eaux de stations d'épuration [50]. D'après la campagne nationale d'action (RSDE), les rejets de zinc dans les systèmes aquatiques proviennent essentiellement de la corrosion des équipements industriels, des centrales thermiques et nucléaires, et des équipements urbains [51].

II.7.3.3. Eléments de toxicité

Le zinc est un métal essentiel, c'est à dire nécessaire en quantité généralement faible, à la vie d'un grand nombre d'organismes et notamment des organismes aquatiques. Néanmoins, il peut exercer une certaine toxicité à des doses plus élevées. La limite de toxicité pour l'homme dans l'eau est assez haute (30 mg/L) par contre, il est très toxique pour tous les organismes aquatiques (quelques centièmes de mg/L).

Sa toxicité, dépend de la spéciation en solution [52]. On en sait peu sur ses effets toxiques sur les êtres humains. Des taux élevés de Zn peuvent provoquer une pancréatite, une anémie, des douleurs musculaires, une insuffisance rénale aiguë et la mort [53].

II.7.4. Le fer

II.7.4.1. Sources et application

Le fer (Fe) du latin « ferrum », est un élément métallique blanc argenté, de magnétique et malléable (numéro atomique : 26). De petites quantités de fer sont présentes sous formes combinées dans les eaux naturelles, les plantes et le sang. Le fer se trouve généralement à l'état divalent dans les eaux qui ne se trouvent pas en contact avec l'air, par contre dans les eaux superficielles exposées à l'air le fer est entièrement ou partiellement à l'état ferrique Fe^{+3} .

Le fer peut être entraîné dans les eaux par diverses voies dont principalement la dissolution superficielle des roches, le lessivage des terrains miniers, les rejets industriels directement dans les eaux ou bien dans l'atmosphère et les particules émises retombant à la surface de la terre avec les pluies. Les plus importantes sources de pollution d'eau par le fer sont le décapage et la corrosion dans les circuits de distribution d'eau et dans les circuits de refroidissement de diverses industries [54].

II.7.4.2. Effets biologiques et toxicité

Le fer ne présente pas de toxicité directe pour les êtres vivants. C'est un oligo-élément indispensable à tous les êtres vivants, intervient dans les constitutions des molécules d'hémoglobine, des hématies et des myoglobines des muscles. Il joue un rôle important dans les processus d'oxydoréduction cellulaire, comme constituant de systèmes électro actifs dans les pigments respiratoires des vertébrés [55]. Les organes cibles du fer sont : le foie, le système cardiovasculaire et les reins [53].

Le fer dans les eaux semble avoir un effet de stimulation sur la croissance algale vis à vis des poissons ; la toxicité du fer dépend du pH et est reliée au dépôt d'hydroxyde ferrique sur les branchies. Selon une étude, le fer à une concentration de 0.52 mg/L cause la mort d'œufs de poissons incubés. Celle-ci résulterait d'une précipitation du fer sous forme d'oxydes sur la membrane de l'œuf [54].

II.7.5. Le nickel

II.7.5.1. Sources et applications

Le nickel est un élément chimique de symbole Ni (numéro atomique : 28) [55]. Il est présent à de fortes concentrations dans les roches-mères ferromagnésiennes où il se substitue partiellement au fer ou au magnésium.

Il peut être adsorbé par la matière organique et minérale, cette adsorption dépend du pH. La présence de Ni dans le milieu naturel résulte de l'érosion de minéraux, mais aussi pour une grande part, de l'industrie.

Le nickel est utilisé dans la production d'aciers inoxydables et d'aciers spéciaux. Il est également employé dans la production d'alliages non ferreux (pièces de monnaie, outils, ustensiles de cuisine). Il est utilisé dans les batteries nickel-cadmium et comme catalyseur en chimie organique. Il entre dans la fabrication de pigments minéraux pour métaux et céramiques. Il est employé aussi en solution pour le nickelage électrolytique. Il est utilisé comme mordant pour les textiles [56].

II.7.5.2. Effets biologiques et toxicité

Le nickel est un élément indispensable à faibles concentrations mais il peut avoir des effets toxiques sur les organismes à fortes concentrations [57- 59]. Chez l'homme, l'intoxication au Ni et ses composés (tétracarbonyle nickel) se fait principalement par voie respiratoire et peut entraîner des inflammations des muqueuses nasales, des organes respiratoires et même des cancers des voies respiratoires [60].

D'après une étude, par ingestion orale, le Ni se trouve surtout dans le foie, les reins, l'aorte, le cœur, la rate et le cerveau. Le nickel apparaît moins toxique à la vie aquatique que le cuivre et le zinc .Il semble néanmoins plus toxique pour les poissons que le fer et le manganèse[55].

II.7.6. Le manganèse

II.7.6.1. Sources et applications

Le manganèse (Mn) est un élément chimique métallique (numéro atomique : 25). Il existe à l'état soluble dans les eaux, mais une fois collecté il s'oxyde rapidement, précipite dans la solution échantillonnée ou s'adsorbe sur les parois du récipient.

Le Manganèse peut être émis dans les eaux, de manière naturelle par lessivage des terrains miniers. La principale source de rejet de Mn dans les eaux concerne le décapage d'alliage métallique comportant du manganèse. Par ses propriétés, le manganèse se trouve dans de nombreuses applications à savoir : alliage en métallurgie, batterie sèche, glace et céramique, peinture et vernis, encre et colorant ; fongicide, allumettes et fusées pour les feux d'artifice [55].

II.7.6.2. Effets biologiques et toxicité

Le manganèse peut être toxique pour l'homme quand il est inhalé, et ce sont les travailleurs exposés dans l'industrie du manganèse qui sont particulièrement touchés. De ce fait, des normes ont été établies par la communauté européenne afin de limiter le taux de manganèse dans l'eau domestique à 0,05ppm [55].

II.7.7. Le plomb

II.7.7.1. Sources et applications

Le plomb (Pb) est un élément chimique (numéro atomique : 82) [48]. Il est largement présent dans la croûte terrestre sous forme de minerais comme la galène (PbS), la cérusite (PbCO₃), et l'anglésite (PbSO₄) [42]. Le plomb peut être présent naturellement. Les principales sources d'émission du plomb sont les industries (fonderies de la métallurgie, les câbles, bâtiments), les incinérations d'ordures, les peintures et surtout le trafic routier. Par ailleurs, la présence de plomb dans l'eau distribuée pour la consommation humaine peut provenir des anciennes tuyauteries contenant du plomb. La source anthropique principale était, jusqu'à ces dernières années, sa présence dans les carburants automobiles [9].

II.7.7.2. Dans l'environnement

La présence actuelle du plomb dans l'environnement est en grande partie l'héritage du passé : carburants automobiles, mines de plomb, décharges, retraitement des batteries, canalisations, peinture [61].

Dans l'eau, les formes inorganiques du plomb sont peu solubles. En revanche, les composés halogénés et les acétates de plomb sont plus solubles. Dans le milieu aquatique, le plomb a tendance à être éliminé de la colonne d'eau par sédimentation de complexes avec la matière organique et les minéraux d'argile, ou par précipitation des sels insolubles (carbonate, sulfate ou sulfure). Néanmoins, la quantité de plomb restant en solution est aussi dépendante du pH [9].

II.7.7.3. Persistance et toxicité

Le plomb est classé comme le 2^{ème} métal sur la liste des 20 métaux lourds les plus empoisonnants. Ses organes cibles sont les os, le cerveau, le sang, les reins, les systèmes reproducteurs et cardiovasculaires et la glande thyroïde [62, 63].

La toxicité du plomb est connue depuis l'époque des romains. Il conduit au saturnisme, maladie qui se manifeste par une anémie, des troubles digestifs et une atteinte du système nerveux. Les troubles neurologiques entraînent des pertes de mémoire et des perturbations des fonctions cognitives et comportementales suite aux changements produits dans le cerveau par l'empoisonnement au Pb.

Le plomb peut aussi causer des retards du développement chez l'enfant, des complications chez les femmes enceintes, et peut aussi entraîner la stérilité dans le cas d'une exposition prolongée[64].

II.7.8. Le cadmium

II.7.8.1. Sources et applications

Le cadmium (Cd) est un métal lourd (numéro atomique : 48). Il tire son nom du latin «*cadmia* » qui signifie calamine, ancien nom donné au carbonate de zinc dont il est extrait. Le cadmium est ductile, malléable et résiste à la corrosion atmosphérique, ce qui en fait un revêtement de protection de choix pour les métaux ferreux [48].

Le cadmium (Cd) est peu répandu dans la croûte terrestre. Il ne se trouve pas à l'état élémentaire dans la nature ; il est généralement présent dans des minerais de zinc ou de plomb. Le cadmium rejeté dans l'atmosphère provient de sources naturelles comme les éruptions volcaniques, mais aussi des activités industrielles [65]. Le cadmium retrouvé dans l'eau est issu de l'érosion des sols, sa présence est surtout d'origine anthropique comme les rejets industriels[66].

Le cadmium est principalement utilisé pour la métallisation des surfaces, dans la fabrication des accumulateurs électriques, des pigments, des stabilisants pour les matières plastiques et des alliages. La répartition dans les différents secteurs d'activité était la suivante pour l'année 1997 : batteries 75 % ; pigments 12 % ; cadmiage 8 % ; stabilisateurs 4 % ; autres 1 % [42].

II.7.8.2. Dans l'environnement

Les concentrations du Cd dans l'environnement sont probablement contrôlées par les réactions d'adsorption/désorption à la surface des matériaux colloïdaux. A titre d'exemple

l'adsorption de Cd par les hydroxydes/oxydes de fer, est un facteur important pour son transport et son devenir dans la nature [67].

II.7.8.3. Eléments de toxicité

La toxicité du cadmium est connue depuis les années 1950 au Japon, où une intoxication aiguë au cadmium a donné naissance à une maladie des reins et des os, nommée «itai-itai» qui signifie « j'ai mal, j'ai mal » [68]. Les principaux organes cibles du Cd sont les reins et le foie, le cerveau et les poumons [53, 69].

Le cadmium n'est pas essentiel au développement des organismes animaux ou végétaux et ne participe pas au métabolisme cellulaire. En revanche, ses propriétés physiques et chimiques, proches de celles du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus [70].

II.7.9. Le chrome

II.7.9.1. Sources et applications

Le chrome (Cr) est un métal lourd (numéro atomique : 24), dont le nom vient du mot grec «chroma» qui signifie « couleur » [45]. Le chrome issu de la roche-mère est principalement sous forme trivalente. La forme hexavalente est la plupart du temps introduite dans l'environnement par les activités anthropiques.

En effet, le chrome entre dans la composition d'aciers inoxydables, d'aciers spéciaux et d'alliages car il améliore la dureté des métaux et leur résistance à la corrosion. Il sert à fabriquer des produits de conservation du bois, des vitamines K, de la cire. Il est employé pour la finition de l'état de surface des métaux (chromage électrolytique) et dans le mordantage des textiles. Il sert à fabriquer des catalyseurs, des teintures, des agents colorants pour céramiques. Il est utilisé dans la fabrication de bandes magnétiques, de pigments [56].

II.7.9.2. Dans l'environnement

Le Cr peut exister sous plusieurs états d'oxydation allant de +3 à +6, mais seuls les composés trivalents (Cr^{3+}) ou hexavalents (Cr^{6+}) sont stables pour se trouver dans l'environnement à des quantités significatives [64].

Sous des conditions environnementales typiques de pH et de potentiel d'oxydo-réduction, le chrome trivalent est beaucoup plus stable que les autres formes. Cette forme présente une faible solubilité et une faible réactivité. Il est par conséquent moins mobile et moins toxique pour les organismes vivants [45]. Les composés hexavalent sont 100 fois plus

toxiques que les composés trivalents, en raison de leur grand potentiel d'oxydation et de la facilité avec laquelle ils pénètrent la membrane biologique [77].

II.7.9.3. Élément de toxicité

Inhalé, le Cr (III) peut provoquer des cancers des voies respiratoires ; trouble du métabolisme du glucose; atteintes rénales. Le Cr (VI) provoque des hémorragies gastrointestinales; il est responsable des ulcères cutanés et d'ulcères de la muqueuse nasale, de dermites [72-73].

Le chrome trivalent est connu comme étant un élément essentiel dans le métabolisme protéique, lipidique et glucidique des mammifères [74].

Les carences en Cr(III) induisent une augmentation des concentrations d'insuline circulante : à savoir une hyperglycémie, une hypercholestérolémie, une augmentation des graisses corporelles, une diminution de la numération spermatique, une diminution de la fertilité, un raccourcissement de l'espérance de vie [75].

II.8. Conclusion

Cette partie est une synthèse bibliographique qui recense les informations sur les origines de métaux lourds, leur comportement et leurs effets sur l'environnement. Nous avons rapportés des données générales et bibliographiques nécessaires à la compréhension de la problématique de la pollution par métaux lourds.

Références bibliographiques

- [1] Adriano, D. C. (2001). Trace elements in terrestrial environments—biochemistry, bioavailability and risks of metals (pp. 411–458). USA: SpringerVerlag.
- [2] Bloundi, M. K. (2005). Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental): Impacts des facteurs anthropiques. Thèse de doctorat, Strasbourg 1.
- [3] Rollin, C., & Quiot, F. (2006). Eléments traces métalliques-guide méthodologique: recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapp.d'étude INERIS.
- [4] Boucheseiche C., Crémille E., Pelte T., Pojer K., (2002). Pollution toxique et écotoxicologie: Notions de base. Guide technique n°7 du SDAGE Rhône-Méditerranée-Corse.
- [5] Zoller, W. H. (1984). Anthropogenic perturbation of metal fluxes into the atmosphere. In Changing Metal Cycles and Human Health (pp. 27-41). Springer, Berlin, Heidelberg.
- [6] MacKenzie, A. B., Farmer, J. G., & Sugden, C. L. (1997). Isotopic evidence of the relative retention and mobility of lead and radiocaesium in Scottish ombrotrophic peats. *Science of the Total Environment*, 203(2), 115-127.
- [7] Calamari, D., & Naeve, H. (Eds.). (1994). Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain (Vol. 25). Food & Agriculture Org.
- [8] Sirven, J. B. (2006). Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS). Thèse de doctorat, Université Sciences et Technologies-Bordeaux I.
- [9] Dina, B. M. (2012). Pollution de l'environnement marin et santé humaine: Mesure, évaluation et Impact des contaminants chimiques et biologiques dans les produits de la pêche au niveau du littoral marocain. Thèse de doctorat, Université Abdelmalek Essaadi Tanger, Maroc.
- [10] Eggleton, J., & Thomas, K. V. (2004). A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment international*, 30(7), 973-980.
- [11] Quantin, C. (2001). Incidence de la biodégradation des matières organiques sur le devenir des métaux et des contaminants organiques dans un sol nickélicifère et un sédiment de rivière. Thèse de doctorat, Nancy 1.
- [12] Miller, J. R., & Miller, S. M. O. (2007). Sediment-Trace Metal Interactions. In *Contaminated Rivers* (pp. 33-67). Springer, Dordrecht.

- [13] Du Laing, G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B., Meers, E., & Tack, F. M. (2009). Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. *Science of the total environment*, 407(13), 3972-3985.
- [14] Priadi, C. R. (2010). Caractérisation des phases porteuses: Métaux particuliers en Seine. Thèse de doctorat, Paris.
- [15] Davranche, M., & Bollinger, J. C. (2001). A desorption–dissolution model for metal release from polluted soil under reductive conditions. *Journal of environmental Quality*, 30(5), 1581-1586.
- [16] Geffard, O. (2001). Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés: évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. Thèse de doctorat, Bordeaux 1.
- [17] Ouddane, B., Abbasse, G., Halwani, J., & Fischer, J. C. (2004). Determination of metal partitioning in porewater extracted from the Seine River Estuary sediment (France). *Journal of Environmental Monitoring*, 6(4), 243-253.
- [18] Förstner, U., Wittman, G., 1983. *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer Verlag, Berlin, Allemagne.
- [19] Abbasse, G. (2003). Mise au point de méthodologies analytiques pour l'étude de la spéciation de métaux traces dans les milieux aquatiques naturels: application aux eaux de mer et interstitielles. Thèse de doctorat, Lille 1.
- [20] Gounou, C. (2008). Mobilité des éléments traces métalliques dans les sédiments: couplage et comparaison des approches chimiques et microbiologiques. Thèse de doctorat, université Paris 12-Val de Marne.
- [21] Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). *Trace elements in soils and plants*, 3rd edn CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- [22] Rengel, Z., (1999). *Heavy Metals as Essential Nutrients*, 2nd Edition, Springer-Verlag, Berlin, pp: 231-251.
- [23] Bliefert, C., & Perraud, R. (2007). *Chimie de l'environnement: air, eau, sols, déchets*. De Boeck Supérieur.
- [24] C. Tiffreau, (1996). Sorption du mercure (II) à l'interface eau/solide, étude expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat, université Louis Pasteur, Strasbourg.
- [25] 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, Université Jean Monnet-Saint-Etienne.

- [26] Hamzeh, M. (2012). Dynamique, comportement et toxicité des éléments traces métalliques à l'interface eau-sédiment dans l'estuaire de la Seine. Thèse de doctorat, Lille1.
- [27] Mchenzie, A.B. (1997). Isotope evidence of the relative retention and mobility of lead, and radiocesium in swtish ombrophic peats. (Sci. Total Environ.) The science of the total environment. 203: 115-127.
- [28] Gombert, S., Galsomiès, L., & Leblond, S. (2012). Pollution atmosphérique par les métaux-Biosurveillance des retombées: Biosurveillance des retombées. EDP Sciences.
- [29] Le Goff, F., & Bonnomet, V. (2004). Devenir et comportement des métaux dans l'eau: biodisponibilité et modèles BLM. INERIS, Paris.
- [30] Sancho Martinez, J., Blanco Alvarez, F. (2006). Métallurgie du mercure. Technique de l'ingénieur, traité Matériaux métalliques, (M 2 395).
- [31] Dommergue, A. (2003). Dynamique du mercure dans les neiges de hautes et moyennes latitudes: études in situ et en conditions simulées des mécanismes de réactivité chimique et d'échanges. Thèse de doctorat, Université Joseph-Fourier-Grenoble I.
- [32] Dominique, Y. (2006). Contamination par les différentes formes chimiques du mercure de la composante biologique du barrage hydroélectrique de Petit-Saut et des zones amont/aval du fleuve Sinnamary, en Guyane française (études in situ et approches expérimentales). Thèse de doctorat, Bordeaux 1.
- [33] Castelle, S. (2008). Spéciation et réactivité du mercure dans le système fluvio-estuarien girondin. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux.
- [34] Thomassin, J. F., Touzé, S., & Baranger, P. (2003). Le mercure et ses composés. Comportement dans les sols, les eaux et les boues de sédiments. BRGM/RP51890-FR. Orléans, France: Bureau de Recherches Géologiques et Minières.
- [35] Dommergue, A. (2003). Dynamique du mercure dans les neiges de hautes et moyennes latitudes: études in situ et en conditions simulées des mécanismes de réactivité chimique et d'échanges. Thèse de doctorat, université Joseph-Fourier-Grenoble I.
- [36] Besancenot, J. P. (2008). Géosciences et santé. Environnement, Risques & Santé, 7(1), 75-75.
- [37] Faïn, X. (2007). Soixante années d'évolution des concentrations atmosphériques en mercure élémentaire gazeux reconstruites grâce aux archives glaciaires du Groenland. Thèse de doctorat, Université Joseph-Fourier-Grenoble I.
- [38] INERIS, (2008). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France: mercure et ses principaux composés. (<http://rsde.ineris.fr/>)

- [39] Maurice, L. (2008). Sur les traces du mercure au fil de l'eau, des Andes à l'Amazone. Thèse de doctorat, université Paul Sabatier-Toulouse III.
- [40] Briand, P., Demoncheaux, J., & Mazonot, C. (2007). Pollution de l'environnement par le mercure en Guyane Synthèse bibliographique. *Médecine & Armées*, 35(1), 51-56.
- [41] Bernier, S., Aubert, M. H., Brendel, A., et al.. (2014). 150 fiches pratiques de sécurité des produits chimiques au laboratoire. 5^{ème} édition. Dunod, Paris.
- [42] Amiard, J. C. (2011). Les risques chimiques environnementaux: méthodes d'évaluation et impacts sur les organismes. Lavoisier.
- [43] INERIS, (2005). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Cuivre et ses dérivés. INERIS-DRC-02-25590-02DF54.doc.
- [44] ADEME-SOGREAH (2007). Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaines.
- [45] N'guessan, Y. M. (2008). Dynamique des éléments traces dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de Gascogne. Thèse de doctorat, INPT.
- [46] Underwood, E.J., Suttle, N.F., (1999). Copper. In : *The mineral nutrition of live stock*. Ed. 3, CABI Publishing, Wallingford, UK, 283-342.
- [47] Gratten, J. P., Huxley, S. I., & Pyatt, F. B. (2003). Modern Bedouin exposure to copper contamination: An imperial legacy? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 55, 108–115.
- [48] Renault, S. (2011). Etude écotoxicologique des impacts des contaminations métalliques et organiques chez l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L.), dans l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat, Bordeaux 1.
- [49] INERIS, (2005). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Zinc et ses dérivés. INERIS –DRC-01-25590-00DF259.doc.
- [50] INERIS, 2010. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France, Zinc et ses principaux composés. INERIS –DRC-10-102861-01254A.
- [51] INERIS, (2007). Rapport d'étude du 15/10/2007. Les substances dangereuses pour le milieu aquatique dans les rejets industriels et urbains. n°DRC-07-82615-13836B.
- [52] Hlavackova, P. (2005). Evaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- [53] Alomary, A. A., & Belhadj, S. (2007). Determination of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) by ICP-OES and their speciation in Algerian Mediterranean Sea sediments after a five-

stage sequential extraction procedure. *Environmental monitoring and assessment*, 135 (1-3), 265-280.

[54] Belabed, B. (2010). La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba «Sources de contamination des écosystèmes aquatiques». Thèse de doctorat, université Badji Mokhtar Annaba.

[55] Benguedda, R. W. (2012). Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest Algérien. Thèse de doctorat, université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen.

[56] Jean, L. (2007). Mobilisation du chrome et du nickel à partir de sols contaminés, en présence de complexants: Transfert et accumulation de ces métaux chez *Datura innoxia*. Thèse de doctorat, Limoges.

[57] Rooney, C. P., Zhao, F. J., & McGrath, S. P. (2007). Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation. *Environmental pollution*, 145(2), 596-605.

[58] Lock, K., & Janssen, C. R. (2002). Ecotoxicity of nickel to *Eisenia fetida*, *Enchytraeus albidus* and *Folsomia candida*. *Chemosphere*, 46(2), 197-200.

[59] Kozlova, T., Wood, C. M., & McGeer, J. C. (2009). The effect of water chemistry on the acute toxicity of nickel to the cladoceran *Daphnia pulex* and the development of a biotic ligand model. *Aquatic Toxicology*, 91(3), 221-228.

[60] Templeton, D. (1990). Biological monitoring of chemical exposure in the workplace. World Health Organization, Geneva.

[61] Descotes, J. (2004). Actualisation du risque saturnin: toxicologie du plomb, épidémiologie et voies d'exposition. TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural, (1), 40-45.

[62] Homady, M., Hussein, H., Jiries, A., Mahasneh, A., Al-Nasir, F., & Khleifat, K. (2002). Survey of some heavy metals in sediments from vehicular service stations in Jordan and their effects on social aggression in prepubertal male mice. *Environmental research*, 89(1), 43-49.

[63] Massadeh, A. M., Tahat, M., Jaradat, Q. M., & Al-Momani, I. F. (2004). Lead and cadmium contamination in roadside soils in Irbid City, Jordan: A case study. *Soil & Sediment Contamination*, 13(4), 347-359.

[64] Hayzoun, H. (2014). Caractérisation et quantification de la charge polluante anthropique et industrielle dans le bassin du Sebou. Thèse de doctorat, université de Toulon.

[65] INERIS (2011). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Cadmium et ses dérivés. Ineris-DRC-01-25590-V1, Version N°3.2-septembre.

- [66] Maroc Martin-Garin, A., & Simon, O. (2004). Fiche radionucléide: Cadmium 109 et environnement. IRSN La recherche publications-documentation, France.
- [67] Guessan Wang, K., & Xing, B. (2004). Mutual effects of cadmium and phosphate on their adsorption and desorption by goethite. *Environmental Pollution*, 127(1), 13-20.
- [68] Hayzoun Baque, D. (2006). Perturbations anthropiques du réseau hydrographique du bassin de la Garonne, cas des métaux et des nitrates. Thèse de doctorat, université Paul Sabatier-Toulouse III.
- [69] Waalkes, M. P. (2000). Cadmium carcinogenesis in review. *Journal of inorganic biochemistry*, 79(1-4), 241-244.
- [70] Maroc Martin-Garin.A., Simon,O., (2004). Fiche Radionucléide, Cadmium et environnement. Direction de l'environnement et de l'intervention-Service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes.
- [71] Gomez, V., & Callao, M. P. (2006). Chromium determination and speciation since 2000. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 25(10), 1006-1015.
- [72] Kebir, T. (2012). Etude de contamination, d'accumulation et de mobilité de quelques métaux lourds dans des légumes, des fruits et des sols agricoles situés près d'une décharge industrielle de l'usine Alzinc de la ville de Ghazaouet. Thèse de doctorat, université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen.
- [73] Farag, A. M., May, T., Marty, G. D., Easton, M., Harper, D. D., Little, E. E., & Cleveland, L. (2006). The effect of chronic chromium exposure on the health of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Aquatic toxicology*, 76(3-4), 246-257.
- [74] Pansar-Kallio M., Reinikainen S.-P., Oksanen M., 2001. Interactions of soil components and their effects on speciation of chromium in soils, *Analytica Chimica Acta* 439,9-17.
- [75] Pichard A., Bisson M., Diderich R., Houeix N., Hulot C., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., Rose M., Pepin G., 2005. Chrome et ses dérivés, INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques (www.ineris.fr) inamata (No. A67/24).

Chapitre III

Sites d'étude, Matériels et méthodes

III.1. Introduction	52
III.2. Présentation des sites d'étude	52
III.3. Plan d'échantillonnage	63
III.4. Préparation de l'amalgame dentaire	64
III.5. Prélèvement des échantillons	65
III.6. Traitement et minéralisation des échantillons	69
III.7. Dosage des métaux lourds	70
III.8. Protocole expérimental pour l'étude de la dissolution du mercure d'amalgame dentaire	75
III.9. Mesure des vapeurs de Hg émises par les déchets d'amalgame dentaire.....	76
III.10. Les tests statistiques	78
III.11. Conclusion	80

III.1. Introduction

Au début de ce chapitre on va aborder un état des lieux sur les sites étudiés. Ces sites se localisent dans les trois wilayas de l'Est Algériens : Constantine, Skikda et Annaba. Une description des cabinets dentaires dans les différentes communes et les différents points et stations de prélèvement (cadre géographique). Dans une seconde étape on va traiter les principales méthodes analytiques utilisées dans ce travail de recherche et les stratégies de prélèvement des échantillons. Ensuite une description de toutes les techniques utilisées pour les analyses des différentes phases : solide, liquide et gazeuse. A la fin de ce chapitre, on va exposer les différentes méthodes statistiques pour l'analyse des données.

III.2. Présentation des sites d'étude

La présence des métaux lourds a été évaluée dans les wilayas de Constantine, Skikda et Annaba (**Figure III.1**), au niveau des sites suivants :

- Cabinets dentaires : El Khroub (DCn), Collo (DCo), Skikda (DSk), El Bouni (DBn) et Berrahal (DBr).
- Stations de relevage : Collo, Skikda , Berrahal et El Bouni ;
- Stations de traitement des eaux usées : Ibn Zied , Allelik et Hamadi Krouma ;
- Plages : Larbi Ben M'hidi , Militaire et l'Illet des chèvres (eau de mer, sédiments, algues, et oursins);
- Oueds: Saf Saf, Griva, Siel, Mellah, et lac Fetzara.

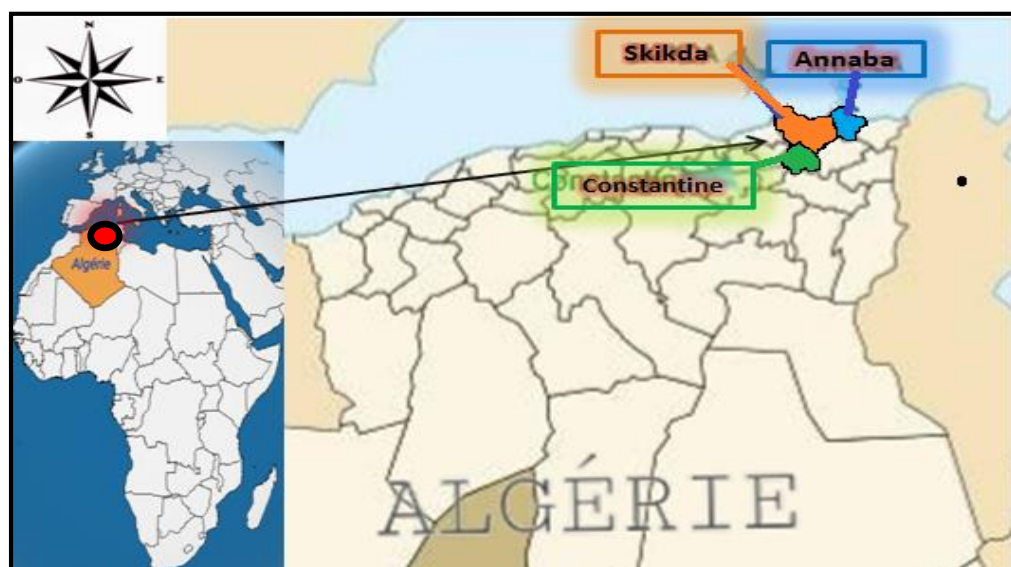


Figure III.1 : Représentation de la zone d'étude.

III.2.1. Description des sites d'études à Constantine

La wilaya de Constantine se situe à l'Est de Algérien, elle est définie par les coordonnées géographiques suivantes: Lat $36^{\circ}17'00''$ N et Long $6^{\circ}37'00''$ E, elle est délimitée au Nord par la wilaya de Skikda, à l'Est par la wilaya de Guelma, au Sud par la wilaya d'Oum El Bouaghi et à l'Ouest par la wilaya de Mila.

L'évaluation des teneurs en ETM a été effectuée au niveau des cabinets dentaires d'Elkhroub ainsi que la STEP Ibn Zied.

III.2.1.1. Présentation des cabinets dentaires d'El Khroub

D'après les statistiques de la direction de la santé et de la population de l'année 2016, la wilaya de Constantine comporte 180 cabinets dentaires. Nous avons choisi de travailler au niveau des cabinets dentaires de la commune d'El Khroub (**Figure III.2**). Elle se situe au Sud dans la wilaya de Constantine dont les coordonnées géographiques sont : Lat $36^{\circ}16'00''$ N et Long $6^{\circ}41'00''$ E, elle est délimitée au Nord par la commune de Constantine, à l'Est par la commune de Ibn Badis, au Sud par la commune de Ouled Rahmoune et à l'Ouest par la commune de Ali Mendjeli.

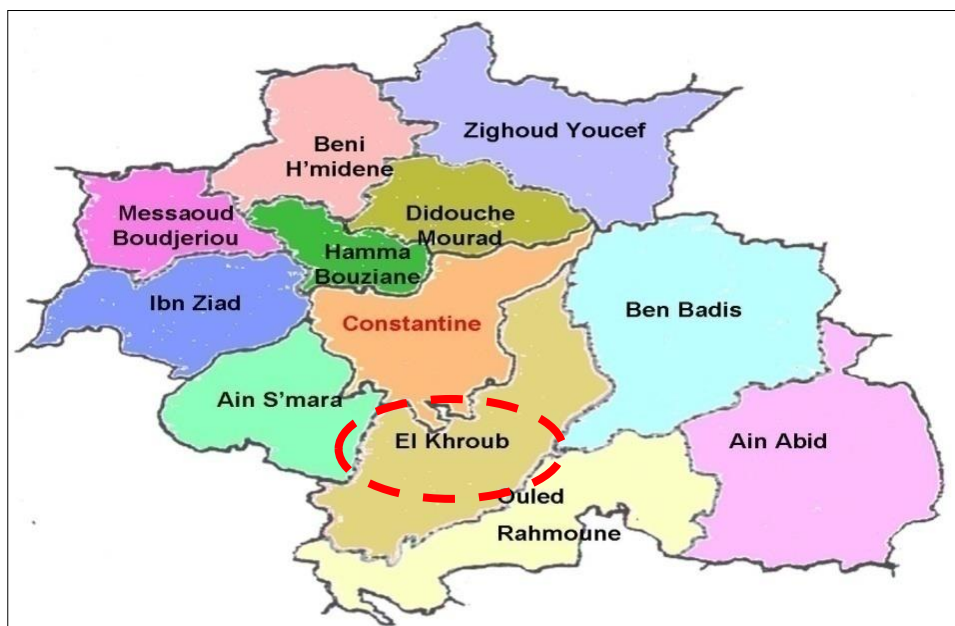


Figure III.2 : Situation géographique d'El Khroub wilaya de Constantine.

La daïra d'El-Khroub comprends plusieurs localités, notre travail a été effectué au centre-ville d'El-Khroub, qui comporte 16 dentistes, seulement huit dentistes nous ont permis, de récolter les déchets solides et les effluents liquides au niveau de leurs cabinets dentaires.

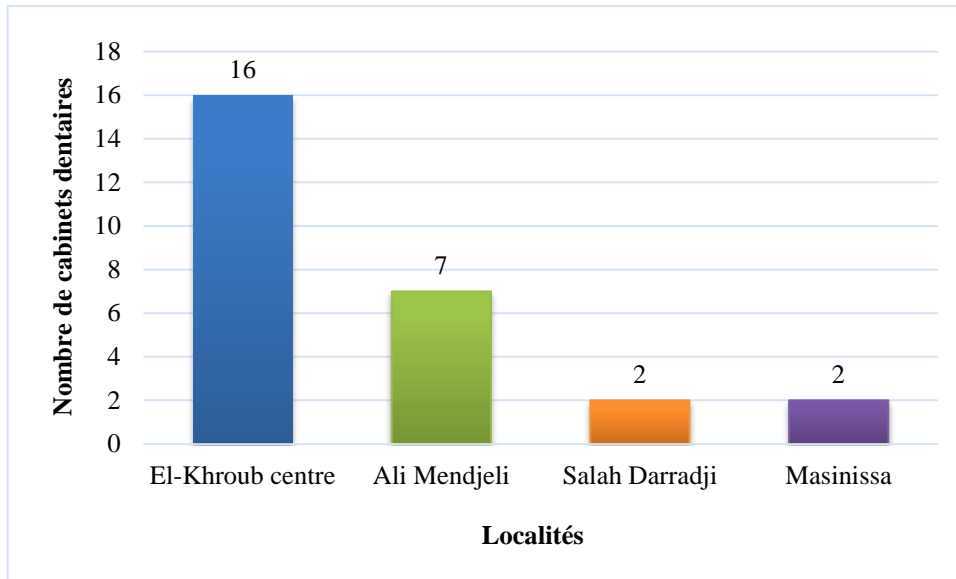


Figure III.3: Nombre de dentiste dans les localités de la commune d'El-Khroub.

III.2.1.2. Station d'épuration Ibn Zied

Afin d'évaluer la concentration des métaux lourds après avoir rejoint le circuit d'évacuation des eaux usées, nous avons procéder aux prélèvements d'échantillon d'eau usée et de boues activée au niveau de la STEP Ibn Zied (Figure III.4) dont les coordonnées géographiques sont : Lat $36^{\circ}24'29''$ N et Long $6^{\circ}33'26''$ E. La station d'épuration des eaux usées "Ibn Zied" est située à 12 Km de la ville de Constantine; dans la daïra de Hamma Bouziane. La station s'étend sur une surface de 12 Hectares; elle a été mise en service le 15/09/1997.



Figure III.4: Station d'épuration des eaux usées Ibn Zied.

III.2.2. Description des sites d'études de Annaba

La wilaya d'Annaba se situe à l'extrême Est de l'Algérie dont les coordonnées géographiques sont: Lat 36°48'00'' N et Long 06°34'00'' E, elle est délimitée au Nord par la mer méditerranée, au Sud par la wilaya de Guelma, à l'Est par la wilaya d'El-Taref et à l'Ouest par la wilaya de Skikda.

D'après les statistiques de la direction de santé et de population de l'année de 2016, La wilaya d'Annaba comporte 138 cabinets dentaires. La **Figure III.5** représente le nombre de cabinet dentaire dans chaque Daïra de la wilaya d'Annaba. Notre travail a été effectué au niveau des communes de Berrahal et El Bouni (**Figure III.6**).

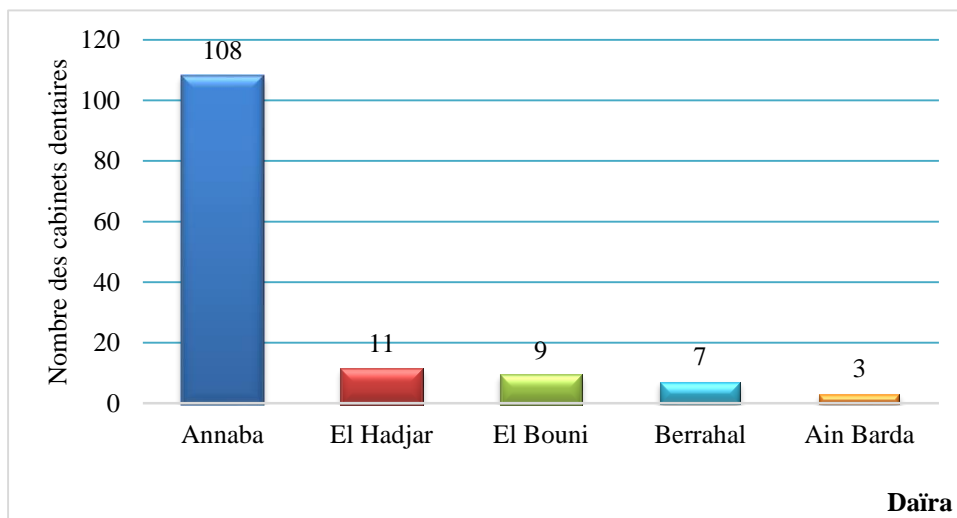


Figure III.5: Nombre de cabinet dentaire des daïras de la wilaya d'Annaba.

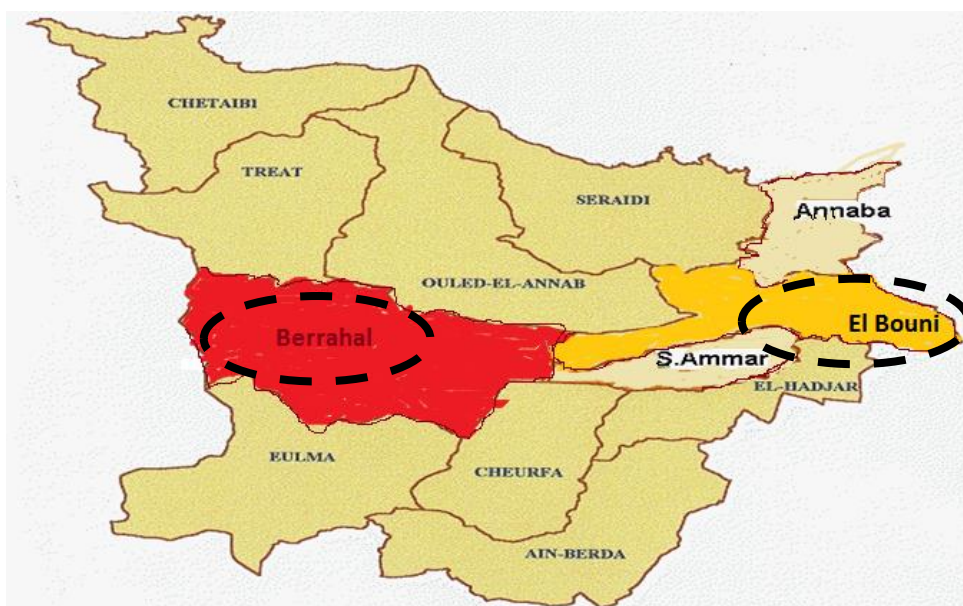


Figure III.6 : Situation géographique des communes El Bouni et Berrahal wilaya d'Annaba.

III.2.2.1. Commune d'El Bouni

El Bouni est une commune se situant à l'Est dans la wilaya d'Annaba dont les coordonnées géographiques sont : Lat 36°50'20'' N et Long 07°39'50'' E. Elle est délimitée au Nord par la commune de Seraidi, au Sud par les communes de Sidi Amar et El-Hadjar, à l'Ouest par la commune de Berrahal et à l'Est par la wilaya d'El-Taref.

III.2.2.1.1. Présentation des cabinets dentaires d'El Bouni

La daïra d'El Bouni comporte neuf cabinets dentaires. Seulement quatre dentistes nous ont permis de récolter les déchets solides et les échantillons liquides au niveau de leurs cabinets dentaires.

III.2.2.1.2. La STEP l'Allelik et la station de relevage d'El Bouni

Au niveau de la commune d'El Bouni les effluents liquides des cabinets dentaires sont évacués avec les eaux usées ménagère. Les eaux usées sont reconduites vers la station de relevage d'ElBouni puis la station d'épuration de l'Allelik (**Figure III.7**).

La STEP l'Allelik est la 3^{ème} à l'échelle nationale sur le plan de sa capacité, située à 8km à l'est d'Annaba (commune d'el Bouni), et à 450 Km d'Alger. La STEP de l'Allelik prend en charge en 1^{ère} phase les eaux usées des localités de Annaba, d'El Bouni, Boukhadra, Sidi Salem, Boucedra, Bouzaaroura et le couloir de kherraza -oued ennil et en 2^{ème} phase les eaux usées d'el Hadjar et Sidi Amar.

Dans un souci de protection du littoral et de l'environnement, cette station d'épuration a pour mission d'épurer les eaux usées de l'ensemble de la wilaya d'Annaba avant leur rejet dans l'Oued Seybouse.



Figure III.7 : La station d'épuration Lallelik Annaba.

Le **Tableau III.1** fournit les coordonnées des sites de prélèvement à El Bouni.

Tableau III.1 : Coordonnées des sites étudiés à El Bouni.

Stations	Coordonnées GPS
Station de relevage d'El Bouni	36°51'15'' N 07°43'53''E
STEP l'Allelik	36°51'14'' N 07°46'05''E

III.2.2.2. Commune de Berrahal

La commune de Berrahal se localise à l'Ouest de la wilaya d'Annaba définie par les coordonnées géographiques : Lat 36°50'00'' N et Long 07°27'00'' E, elle est délimitée au Nord par la commune de Oued El Aneb, à l'Est par les communes d'El Bouni et Sidi Amar, au Sud par la commune d'Eulma et à l'Ouest par la wilaya de Skikda.

III.2.2.2.1. Présentation des cabinets des cabinets dentaires de Berrahal

La commune de Berrahal comprend sept cabinets dentaires. Sept dentistes nous ont permis de récolter les déchets solides et les échantillons liquides au niveau de leurs cabinets dentaires.

II.2.2.2.2. La station de relevage Berrahal Oued Mellah et lac Fetzara

Au niveau de la commune Berrahal les eaux usées sont reconduites vers la station de relevage de Berrahal, puis vers Oued Mellah (**Figure III.8**) enfin vers le Lac Fetzara (**Figure III.9**)



Figure III.8: Oued Mellah.



Figure III.9: Lac Fetzara.

Le **Tableau III.2** regroupe les coordonnées des différents points d'échantillonnage de Berrahal.

Tableau III.2 : Coordonnées des sites étudiés à Berrahal.

Stations	Coordonnées GPS
Station de relevage de Berrahal	36°50'1 '' N 07°27'25''E
Oued Mellah	36°45'16 '' N 07°26'51''E
Lac de Fetzara	36°47'14 '' N 07°30'41''E

III.2.3. Description des sites d'études de Skikda

La wilaya de Skikda se situe à l'Est Algérien dont les coordonnées géographique sont: Lat36°44'00'' N et Long 06°57'00'' E, elle est délimitée au Nord par la mer méditerranée, à l'Est par la wilaya d'Annaba, au Sud-est par la wilaya de Guelma, au Sud par la wilaya de Constantine, au Sud-ouest par la wilaya de Mila et à l'Ouest par la wilaya de Jijel. D'après les statistiques de la direction de la santé et de la population de l'année 2016, la wilaya de Skikda comporte 171 cabinets dentaires. La **Figure III.10** représente le nombre de cabinet dentaire dans chaque daïra de la wilaya de Skikda. Notre étude s'est déroulée au niveau des commune Skikda et Collo (**Figure III.11**).

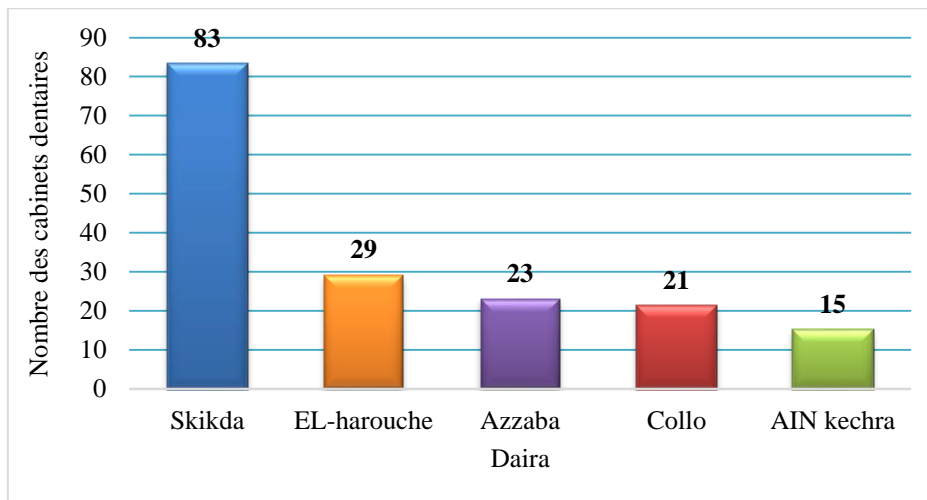


Figure III.10: Nombre des cabinets dentaires dans les dairas de la wilaya de Skikda.



Figure III.11 : Situation géographique des communes Skikda et Collo wilaya de Skikda.

III.2.3.1. Commune de Skikda

La commune de Skikda est localisée au Nord de la wilaya de Skikda au coordonnées géographique : Lat 36°52'00'' N et Long 06°54'00'' E, elle est délimitée au Nord par la mer méditerranée, à l'Est par la commune de Filfila, au Sud par les communes d'El Hadaiek et Hamadi Krouma et à l'Ouest par la commune de Ain Zouit.

III.2.3.1.1. Présentation des cabinets dentaires de Skikda

La daïra de Skikda comprend plusieurs localités, notre travail a été effectué au centre ville de Skikda qui comporte 57 dentistes. Sept dentistes nous ont permis de récolter les déchets solides et les échantillons liquides.

III.2.3.1.2. Les autres stations de prélèvement de la ville de Skikda

Dans la zone où se localisent nos cabinets dentaires, les eaux usées sont orientées vers les stations de relevage Marinelle et Stora. Ensuite, les eaux usées sont récoltées au niveau de station d'épuration de Hamadi Krouma, puis rejetées dans Oued Safsaf et acheminé vers la mer.

Le **Tableau III.3** fournit les coordonnées des stations d'échantillonnages de la ville de Skikda et la **Figure III.12** présente leur localisation et leur distribution.

Tableau III.3 : Coordonnées des sites étudiés à Skikda.

Stations	Coordonnées GPS
Station de relevage Marinelle	36°53'07 '' N 06°54'07''E
Station de relevage Stora	36°54'15 '' N 06°52'49''E
STEP Hamadi Krouma	36°50'38 '' N 06°56'37''E
Plage ilot des chèvres	36°52'53 '' N 6°55'46''E
Plage Larbi Ben M'hidi	36°53'24 '' N 6°59'29''E
Oued Griva	36°53'29 '' N 6°53'9'' E
Plage militaire	36°53'32 '' N 6°53'13''E
Oued Saf Saf	36°52'51 '' N 6°55'46''E



Figure III.12 : Les points d'échantillonnages de la ville de Skikda [1].

- **La STEP Hamadi Krouma**

La STEP Hamadi Krouma (**Figure III.13**) fait partie des installations de protection de la wilaya. Cette station construite sur 11 hectares traite les eaux usées issues de la ville de Skikda, Hamadi krouma, Ramdane Djamel, Beni Bechir qui sont principalement acheminées par un collecteur alimenté par les stations de relevages gérée par l'office national de l'assainissement .



Figure III.13: La station d'épuration de Hamadi Krouma.

. Plage militaire et Oued Griva

Au niveau de la commune de Skikda, et parmi les plages retenues dans le cadre de notre étude la plage Militaire, qui fait partie de la zone côtière centre. La source potentielle de pollutions de cette plage est l'eau usée urbaine rejetée directement sans traitements vers Oued Griva (**Figure III.14**) qui est drainé vers la plage Militaire (**Figure III.15**). Pour identifier la pollution au niveau de plage militaire on a effectué le prélèvement des échantillons d'eau et de sédiment au niveau de : Oued Griva, et la plage militaire.



Figure III.14: Oued Griva.



Figure III.15: Plage Militaire.

- **Plage Ilot des chèvres et Oued Saf saf**

La plage Ilot des chèvres ainsi que Oued Saf Saf (**Figure III.16**) étaient pris en compte dans le cadre de notre étude. Les eaux usées domestiques et industrielles (plusieurs sources de pollutions telles que la raffinerie, la centrale thermique, et le complexe GLIK) sont drainées par Oued Saf Saf puis vont rejoindre la plage Ilot des chèvres. L'évaluation des teneurs en ETM a été effectuée pour l'eau de surface d'Oued Saf saf, et au niveau de la plage Ilot des chèvres pour l'eau de mer, les sédiments et les bioindicateurs (algues et oursins).

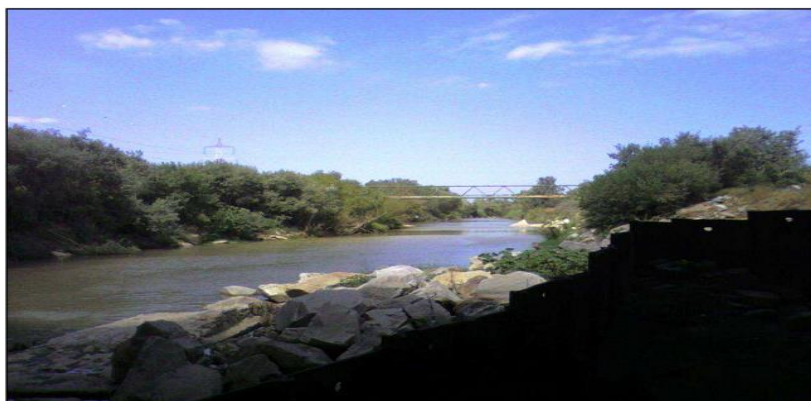


Figure III.16: Oued Saf saf.

- **Plage Larbi Ben M'hidi**

La plage Larbi Ben M'hidi se situe à l'Est de la zone côtière de Skikda. Les eaux usées domestiques de cette zone sont acheminées par des collecteurs d'eau usée vers plusieurs postes de la plage Laarbi Ben M'hidi. Nous avons choisi le poste 3 pour effectuer nos prélèvements. Dans le but d'évaluation des teneurs en ETM au niveau de cette plage, nous avons prélevé des échantillons d'eau de mer et de sédiments.

III.2.3.2. Commune de Collo

La commune Collo se localise à 70 Km à l'Ouest de la wilaya de Skikda aux coordonnées géographiques : Lat $37^{\circ}00'23''$ N et Long $06^{\circ}33'39''$ E, elle est délimitée au Nord par la mer méditerranéenne, à l'Est par la commune de Kerkera, au Sud par la commune de Béni-Zied et à l'Ouest par la commune de Cheraia.

III.2.3.2.1. Présentation des cabinets dentaires de Collo

Notre travail a été effectué au centre-ville de Collo qui comporte 21 dentistes, dont neuf dentistes nous ont permis de collecter les échantillons.

III.2.3.2.2. Station de relevage Collo et oued Siel

La majorité des conduites des eaux usées ménagères de la ville de Collo sont raccordées à un grand collecteur des eaux usées, qui conduit ces eaux vers Oued Siel (**Figure III.17**), puis la station de relevage de la ville de Collo (**Figure III.18**) et enfin vers la mer.



Figure III.17: Oued siel .



Figure III.18 : Station de relevage Collo.

Le **Tableau III.4** fournit les coordonnées des sites. La **Figure III.19** présente Leur localisation et leur acheminement.

Tableau III.4: Coordonnées des sites étudiés au Collo.

Stations	Coordonnées GPS
Station de relevage de Collo	37°0'19 '' N 6°34'24''E
Oued Siel	37°0'37 '' N 6°33'54''E



Figure III.19: Localisation des stations d'échantillonnage de la commune de Collo.

III.3. Plan d'échantillonnage

III.3.1. Mise en place des points des prélèvements

Comme mentionné précédemment, les effluents liquides des cliniques dentaires et les déchets solides d'amalgame dentaire ont été prélevés dans 35 cabinets dentaires réparti comme suit : 8 à Constantine, 11 à Annaba et 16 à Skikda. Le suivi temporel de la teneur en métaux lourds dans les effluents liquides des cabinets dentaires (prélevé à la source) au niveau des différents sites d'échantillonnage a été réalisé du mois de Janvier au mois de Mars 2016. Le prélèvement journalier des déchets d'amalgame dentaire auprès des cabinets dentaires a été réalisé en parallèle avec les rejets liquides.

Dans le cadre d'une meilleure évaluation des risques environnementaux, on a effectué un suivi des teneurs en ETM des eaux de rejet après avoir rejoint le réseau d'évacuation des eaux usées, dans les STEPs, dans les station de relevage, dans les eaux de surfaces (les oueds et les lac) et dans les plages (eau de mer, sédiment et bioindicateurs). Cette évaluation a été menée au niveau d'EIKhroub Wilaya de Constantine, d'El Bouni et Berrahal Wilaya d'Annaba, Skikda et Collo Wilaya de Skikda.

En plus, on a effectué une analyse des métaux lourds dans les bioindicateurs : les oursins et les algues, considérés comme sources et cibles de plusieurs polluants. Cette campagne complète notre mission de surveillance, car les ETM sont des substances chimiques classées dangereuses pour la vie marine et la santé humaine.

III.3.2. Fréquence d'échantillon

Au niveau des cabinets dentaires, la fréquence de prélèvement dépend des activités des cabinets dentaires et précisément des manipulations liées à l'amalgame dentaire. La prise d'échantillons est effectuée à des intervalles variables répartis sur trois mois. Dans le même site d'étude, les échantillons sont prélevés durant trois mois au cours d'une même année. Chaque prélèvement est étiqueté pour garantir l'identification et la traçabilité des données.

Au niveau des STEPs, des stations de relevages, des Oued et des plages, on a procédé à une campagne de quatre prélèvements par mois. Chaque prélèvement est réalisé au hasard, de sorte à refléter un prélèvement global.

III.3.3. Conditionnement et cheminement des prélèvements

Les prélèvements destinés à la détermination de la teneur en métaux lourds doivent être conditionnés dans des sacs en plastique (sédiments, boues, algues et oursins) et des flacons en verre borosilicaté (pour les effluents liquides). Les effluents liquides ont été conservés en injectant 2 gouttes de HNO_3 pour avoir un pH égal à 2, ensuite ils sont congelés et transmis au laboratoire correspondant pour préparer les échantillons à analyser [2].

Les échantillons sont acheminés au laboratoire de méga train complexe GL1K Skikda afin d'effectuer les analyses.

III.4. Préparation de l'amalgame dentaire

Les amalgames dentaires utilisés au niveau des cabinets dentaires de Constantine, Skikda et Annaba sont livrées sous forme de capsules prédosées (**Figure III.20**). Pour préparer

l'amalgame dentaire on utilise l'amalgamateur (**Figure III.21**) qui permet de mélanger les différents composants d'amalgame par vibration.



Figure III.20: Les types de capsules d'amalgame dentaire.



Figure III.21 : Amalgamateur.

Les capsules prédosées sont commercialisées sous forme de trois types de dosages, qui correspondent soit à une simple dose, soit à une double ou à une triple dose. En réalité, ces capsules sont dosées respectivement à 400, 600 et 800 mg ainsi une capsule «triple dose » contient 800mg. La composition des capsules prédosées est représentées par le **Tableau III.5**.

Tableau III.5 : La composition des capsules d'amalgame dentaire.

constituants	Simple dose	Double dose	Triple dose
Mercure	400 mg	550 mg	800 mg
Argent	183 mg	251 mg	366 mg
Cuivre	133 mg	182 mg	265 mg
Étain	142 mg	195 mg	238 mg

III.5. Prélèvement des échantillons

III.5.1. Eaux usées

III.5.1.1. Effluents des cabinets dentaires

Les chirurgiens dentaires, nous ont permis de récolter les eaux de rejets journalières après chaque activité liée à l'amalgame dentaire. Les échantillons recueillis, représentent les eaux de rinçage des bouches des patients, c'est-à-dire après la mise en œuvre d'un nouvel amalgame dentaire, ou bien après l'enlèvement d'un ancien plombage. On a installé un récipient dans le crachoir (**Figure III. 22**), du fauteuil dentaire, qui permet de recueillir tous les rejets liquides. A la fin de la journée on prélève l'échantillon dans des flacons en verre borosilicaté.

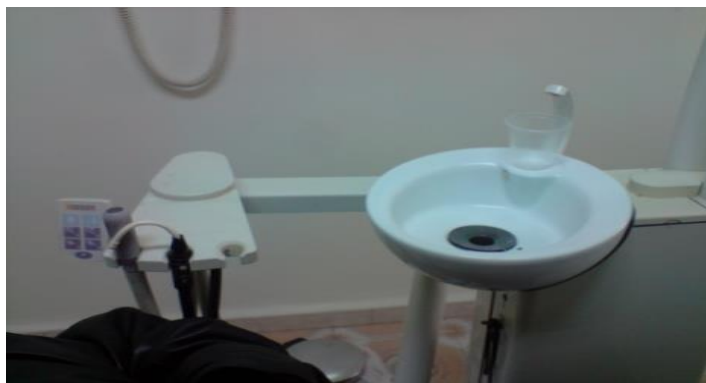


Figure III.22 : Le crachoir.

III.5.1.2. Les eaux usées des STEPs et stations de relevage

Au niveau des STEPs les prélèvements des eaux usées ont été effectués, à l'arrivée des eaux usées (à l'entrée), et à la sortie des eaux traités à l'aide d'un préleveur automatique.

Au niveau de la station de relevage nous avons procédé à des prélèvements manuels à l'aide d'un sceau lesté au bout d'une corde, et cela chaque heure ; de 9 heure jusqu'à 13 heure (heures de travail), puis on a fait un échantillon moyen, en mélangeant tous les échantillons prélevés.

III.5.1.3. Les eaux de surfaces et l'eau de mer

Sur le terrain, 1L d'échantillon d'eau a été prélevé manuellement, à partir de la berge de la rivière, des oueds et des plages à une profondeur de 20 cm, dans des bouteilles en polyéthylène soigneusement décontaminées et rincés avec l'eau de rivières, ou l'eau de mer, stockées par la suite dans une glacière à 5 °C jusqu'à leur traitement au laboratoire.

III.5.2. Déchets d'amalgame dentaire

Afin d'évaluer la quantité de mercure dans les déchets d'amalgames dentaires, les échantillons ont été prélevés dans chaque clinique en fin de journée durant une période de trois mois (Janvier à Mars 2016). Les dentistes mélangent souvent l'excès d'amalgame avant chaque soin pour assurer un remplissage suffisant pour la dent . L'excès d'amalgame dentaire non utilisé a été recueilli et pondéré. En outre, les anciennes obturations d'amalgames dentaires enlevées lors de leur remplacement par des composites ou de la céramique ont également été pondérées. En plus, toutes les dents extraites avec des amalgames ont été recueillies et placées dans une solution d'hypochlorite de sodium pour être désinfectées. Les amalgames seront ensuite retirés des dents et pesés [3].

En se basant sur la quantité du mercure dans l'amalgame qui est de 50% en poids. La quantité annuelle de mercure (m) rejetée dans chaque zone par an peut être calculée comme suit :

$m \text{ (g)} = \text{nombre des cabinets dentaires} \times \text{masse moyenne de l'amalgame dentaire par jour} \times \text{nombre de jours de travail par an} \times 50\% \text{ de mercure dans l'amalgame} \dots(\text{III.1})$

III.5.3. Sédiments et boues activée

Les sédiments fins fraîchement déposés sur les berges des plages, sont prélevés en raclant les premiers centimètres de la surface à l'aide d'une cuillère en inox.

Les sédiments (**Figure III.23**) de surface et les boues activées sèches des STEPs (**Figure III.24**) ont été raclés, prélevés, stockés dans des sachets en plastique et séchés à température ambiante au laboratoire.



Figure III.23 : Les sédiments.



Figure III. 24 : Les boues activées sèches.

III.5.4. Algues

Les algues sont considérées comme producteurs primaires de la chaîne alimentaire. Notre étude a été effectuée en utilisant deux types d'algues : Enteromorphes et Fucus, au niveau des plages : Ilot des chèvres et militaires.

Les enteromorphes (**Figure III.25**) sont des algues vertes annuelles très communes qui se développent généralement en quantité très importantes, surtout au printemps, sur les rochers. Les fucus (**Figure III.26**) sont des algues brunes très courantes, ils ont de petites bulles qui leur servent de flotteurs pour se tenir dans l'eau [4].

Les algues prélevés à la main, sont mises dans des bocaux en verre et transportés au laboratoire pour être séchés à température ambiante.



Figure III.25: Les Enteromorphes.



Figure III.26 : Les fucus.

III.5.5. Les oursins

Les oursins ont des piquants, assez longs, autour de 3cm, lisses et épais. Le test est régulier, arrondi (contour circulaire), peu élevé, aplati en face ventrale, il présente une symétrie pentaradiée qui permet de distinguer 10 secteurs reliant la bouche et l'anus. L'oursin livide vit sur les fonds rocheux, les herbiers de posidonies jusqu'à 30m de profondeur. C'est un herbivore benthique, qui se nourrit d'algues [5].

Une dizaine d'espèces d'oursin (**Figure III.27**) sont détachés des rochers à l'aide d'un couteau en acier inoxydable, puis mis dans des sachets en plastique et transportés immédiatement au laboratoire. Ils ont été conservés dans un congélateur jusqu'à la dissection et la minéralisation.



Figure III.27: Les oursins.

III.6. Traitement et minéralisation des échantillons

III.6.1. Dissection

A l'aide d'un scalpel, nous soutirons la partie molle (composée essentiellement de la gonade et du tube digestif) d'oursins dont nous pesons 3 à 4g de cette matière fraîche de d'oursin et nous les plaçons dans des boites de pétri [4].

III.6.2. Séchage et tamisage

Les sédiments ont été et séchés à température ambiante au laboratoire. Une opération de tamisage a permis de retenir la fraction inférieure à 63 μ m pour toute l'étude.

Les algues ont été séchées dans l'étuve à température 110°C. Une opération de tamisage a été effectuée avec un tamis d'ouverture de 0.1 mm pour les préparer à la minéralisation.

Après la dissection, 3 à 4g de la partie molle des oursins sont pesés et placés dans l'étuve à une température de 110°C pendant 3 heures [4].

III.6.3. Minéralisation des échantillons

Le but de la minéralisation est la destruction de la matière organique, puis la mise en solution des métaux organiquement dans un milieu d'acides forts qui les transforme en ions métalliques libres.

III.6.3.1. Sédiments et boues

La technique de digestion totale consiste à peser 1g de sédiment broyé (boue activée sèche), on lui ajoute 10 ml d'acide fluorhydrique (HF 40%), à chaud (100°C pendant 8heures). Après évaporation quasi-totale, on introduit un mélange de 6 ml d'acide chlorhydrique (HCl) et 2ml d'acide nitrique (HNO₃) à chaud à 100°C. Lorsque tout le solide est disparu, on évapore l'excès d'acide, et on introduit 5ml d'eau bidistillée afin de solubiliser les métaux et puis on ajuste le volume finale à 25ml [6].

III.6.3.2. Algues

Des fractions aliquotes des algues, d'environ 850 mg de poids sec sont digérées par 5ml d'acide perchlorique (HClO₄) à 80°C pendant 1 heure, ensuite après évaporation de cet acide nous ajoutons un mélange d'acide chlorhydrique (HCl) et d'acide nitrique (HNO₃) dans le rapport (3:1) jusqu'à disparition totale du substrat. Après évaporation nous ajustons le volume finale à 20 ml avec

de l'eau bidistillée. La solution est conservée dans des godets pour l'analyse par spectrophotométrie[7].

III.6.3.3. Les oursins

Après avoir séché 3 à 4 g d'oursin on procède à la minéralisation. Dans un four pendant 15min à 450°C .Ensuite ils sont humectés avec de l'acide nitrique (HNO₃) et remis dans le four à 350°C pendant 1h30 min, filtrer et ajuster à 100 ml avec l'eau bidistillée. Enfin, analyser par spectrophotométrie d'absorption atomique.

III.6.4. Filtration

Les solutions obtenues à partir des différentes minéralisations (algue, oursin et sédiment), ont été filtrées en utilisant un swinnex et le papier filtre de porosité 0,45µm. Elles ont été ajustées à 100ml puis elles ont été mises dans des godets et conservées au frais jusqu'à analyse par spectrophotométrie d'absorption atomique [8-10].

III.7. Dosage des métaux lourds

III.7.1. Principe

Le principe de la méthode consiste d'abord en une minéralisation à l'acide de l'échantillon puis un dosage par spectrophotométrie d'absorption atomique [11-14].

Un faisceau de lumière monochromatique et de fréquence tel qu'il soit absorbable par l'élément à doser, traverse un dispositif d'atomisation dans lequel on introduit cet analyte en solution (**Figure III.28**). Le faisceau incident est absorbé par la vapeur atomique de l'élément considéré d'après la loi de Beer Lambert qui est exprimée par la relation [15] :

$$\text{Log } I_0 / I = K.L.C = A \dots\dots\dots (III.2)$$

A : absorbance, c'est une grandeur caractérisant l'absorption de la lumière ;

I₀ : intensité de la radiation incidente ;

I : intensité de la radiation après la traversée de la flamme ;

L : longueur du chemin optique ;

C : concentration de l'élément à doser dans la solution ;

K : coefficient d'adsorption.

Cependant en pratique, cette relation n'est pas toujours vérifiée. On n'obtient pas toujours une droite d'étalonnage. Ça serait le cas si la concentration devient trop élevée. La

gamme de dosage est généralement donnée par le constructeur. Elle dépend de la raie de dosage utilisée[16].

L'appareil de mesure utilisé est de type ICE 3000 series thermo scientific. Les raies d'émission et les limites de détection de l'appareil sont regroupées dans le **Tableau III.6**.

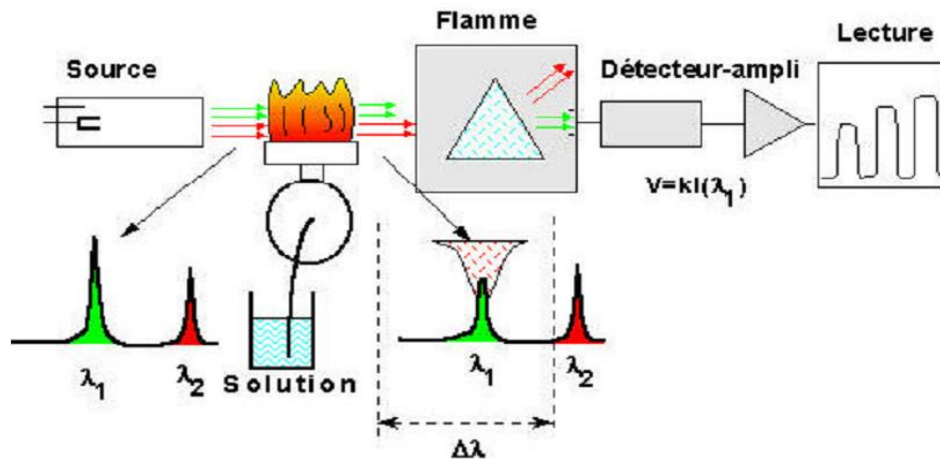


Figure III.28 : Schéma de principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique [16].

Le **Tableau III.6** regroupe les raies d'émission et limites de détection des différents métaux.

Tableau III.6 : Raies d'émission et limites de détection des différents métaux dosés.

Eléments	Longueur d'onde (nm)	Limites de détection (ppm)
Cadmium	228,8	0,03
Cuivre	324,7	0,05
Plomb	283,3	0,10
Zinc	213,9	0,05
mercure	254	0,01
Fer	248,3	0,20
Chrome	267	0,02
Nickel	231	0,04
Manganèse	279,5	0,05

La concentration du métal dans l'eau est calculée selon la formule : les teneurs en éléments métalliques dans les tissus et dans l'eau seront déterminés par l'équation suivante :

$$C(\text{mg/L}) = \frac{(C_s - C_b) \times V_f \times F_d}{PE \times 1000} \dots \dots \dots \text{(III. 3)}$$

C : Concentration finale en métal ;

Cs : Concentration en métal dans la solution en mg/L ;

Cb : Concentration en métal dans le blanc en mg/L ;

V_f : volume final de l'échantillon de la solution de minéralisation (ml);

Fd : Facteur de dilution (dans notre cas Fd=100) ;

PE : Prise d'essai en ml (Kg) de l'échantillon.

III.7.2. Calibration

Le standard utilisé pour l'étalonnage est une solution commercialisée d'une concentration de 1000 ppm (mg/L) certifiée. Cette solution mère est diluée de façon à obtenir une solution de 10 ppb ($\mu\text{g/L}$). Préparer 100 ml de chacune des solutions standards en plus du blanc en diluant la solution standard des différents métaux lourds : Hg, Cu, Zn, Fe, Ni, Mn, Cr, Cd et Pb avec de l'eau acidifiée dans la gamme prévue des concentrations des échantillons à analyser.

Aspirer le blanc et les solutions standards et lire les valeurs obtenues. Aspirer de l'eau acidifiée entre chaque solution standard. Tracer la courbe d'étalonnage $A = f(C)$.

III.7.3. Dosage des métaux lourds par SAA

Après avoir tracé la courbe d'étalonnage, les concentrations des métaux lourds dans les échantillons sont données par le spectromètre par comparaison à la gamme étalon. Les dosages des métaux suivants : Cu, Zn, Cd, Fe, Mn, Ni, Pb et Cr sont effectués par SAA en mode flamme, la limite de détection est de l'ordre de ppm.

Une fois le matériel préparé, les échantillons et le blanc et les solutions standards minéralisées, ils seront versés dans des godets appropriés du Spectromètre d'Absorption Atomique (SAA) **Figure III.29**, puis placés au niveau du passeur d'échantillons du spectromètre.



Figure III.29: Spectromètre d'absorption atomique avec flamme (ICE 3000 series thermo scientific).

L'analyse des contaminants métalliques Hg, Cu, Zn, Cd, Fe, Mn, Ni, Pb, Cr a été effectuée en appliquant les méthodes Standardisé ASTM (American Society for Testing and Materials), pour les analyses des concentrations ioniques comme suit:

- ASTM D3223 a été appliqué pour la détermination du mercure ;
- ASTM D1691 a été utilisée pour la concentration ionique de zinc ;
- ASTM D3557 a été utilisée pour le cadmium ;
- ASTM D3559 a été utilisé pour le plomb ;
- ASTM D1688 a été utilisé pour le cuivre ;
- ASTM D1068 était utilisé pour le fer ;
- ASTM D1886 a été utilisé pour le nickel ;
- ASTM D1687 a été utilisé pour le chrome ;
- ASTM D 858 a été utilisé pour le manganèse [17].

III.7.3.1. Digestion des métaux lourds

Pour le dosage des métaux totaux (Cu, Cd, Ni, Pb, Cr), on procède comme suit : prendre 100 ml d'échantillon (après filtration), et ajouter 0.5 ml de HNO₃, et 5ml de HCL. Chauffer jusqu'à ce que le volume diminue de 15 à 20 ml (les échantillons ne doivent pas être bouillis) à l'aide du bain de sable. Laisser refroidir puis filtrer. Rincer bien les filtres deux ou trois fois avec de l'eau distillée, ajuster le volume jusqu'à 100 ml. Faire passer les échantillons au spectrophotomètre à flamme et mesurer les concentrations.

III.7.3.2. Analyse des métaux dissous

Les métaux qu'on va analyser à l'état dissous sont (Mn, Fe, Zn). Pour cela on mesure 50 ml d'échantillon puis on le filtre et l'acidifie par HNO_3 à un $\text{pH} \leq 2$. Ensuite on fait passer les échantillons au spectrophotomètre à flamme.

III.7.3.3. Dosage du mercure par SAA-GH

Pour analyser le mercure dans les différents échantillons on a utilisé le Spectrophotomètre d'absorption atomique à générateur d'hydrure (VP thermo scientific) voir **Figure III.30**.

Pour le dosage du Hg on emploie le mode opératoire ASTM D 3223. On prend 100 ml de l'échantillon suspecté de contenir du Hg (la solution pure ou bien diluée à 100ml), ensuite on y ajoute 5 ml d' H_2SO_4 concentré, 2.5 ml HNO_3 15ml KMnO_4 (on peut rajouter KMnO_4 puisque la couleur doit persister) et 8 ml $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$, dont le but est de transformer le mercure en mercure ionique. On met les flacons dans un bain-marie à 95°C pendant 2h puis on les laisse refroidir à température ambiante. L'excès de KMnO_4 est détruit par du chlorhydrate d'hydroxylamine ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$) à 10%. Le dosage du mercure par SAA à générateur d'hydrures (GH) est réalisé par une solution réductrice de chlorure stanneux SnCl_2 à 25% dans 20% d'acide chlorhydrique (HCl). L'ajout de la solution réductrice est fait automatiquement par le générateur d'hydrures.



Figure III.30 : Spectromètre d'absorption atomique à générateur d'hydrure (VP thermo scientific).

III.8. Protocole expérimental pour l'étude de la dissolution du mercure d'amalgame dentaire

III.8.1. Dissolution du mercure des amalgames dentaires dans les eaux de surface

Les débris d'amalgame dentaire issus des cabinets dentaires, vont rejoindre le circuit d'évacuation des eaux usées puis déversées dans les oueds, et la mer dans les villes côtières. Afin d'évaluer la dissolution du mercure de l'amalgame dentaire après avoir rejoint les eaux de surface, nous avons considéré une masse moyenne de déchets d'amalgame qui est de 0,5 g, puis on a étudié l'influence des paramètres suivants : la température selon la saison 16 °C , 22 ° C et 37 °C, le pH (acide et basique) et la salinité.

III.8.2. Dissolution du mercure des amalgames dentaires dans le milieu buccal

Chaque échantillon d'amalgame dentaire (0,5 g), est déposé dans un flacon en verre bien fermé. Le flacon contient 20 ml de solution de bain « salive artificielle ».

La salive artificielle contient : 1.5 g KCl, 1.5 g NaHCO₃, 0.5 g NaH₂PO₄, 0.5g KSCN et 0,9 g d'acide lactique [18]. Les concentrations molaires correspondantes sont regroupées dans le **Tableau III.7**. Le pH de la salive est en moyenne de 6,8. De nombreuse boisson ont un pH acide, dans notre étude nous avons effectué des tests sur le pH d'une boisson cola 2,6 et celui d'un jus d'orange 3,5. Le pH a été descendu à 2,6 et 3,5 par adjonction d'acide lactique sous le control d'un pH mètre, juste avant les essais [19].

Les flacons sont déposés dans un bain thermostaté à 37 °C maintenu en permanence automatiquement à niveau en raison d'une évaporation importante de l'eau du bain. Le remplissage du bain se fait au moyen d'une électrovanne commandée par un flotteur. L'immersion est maintenue à température constante.

Tableau III.7 : Les concentrations des composants de la salive artificielle [18].

Composants	Concentration (m mole/L)
Cl ⁻	20
HCO ₃ ⁻	17,9
SCN ⁻	5,15
HPO ₄ ⁻	4,17
Na ⁺	22,0
K ⁺	25,3
Acide lactique	4,95

III.9. Mesure des vapeurs de Hg émises par les déchets d'amalgame dentaire

III.9.1. Dispositif de mesure des vapeurs de mercure dans l'air

Le système était composé d'un flacon dans lequel on a placé 0,5 g du résidu d'amalgame dentaire puis on a ajouté des solutions barrières. Les flacons sont fermés avec un aérateur, qui assure l'injection du gaz vecteur inerte N₂, et le transfert des vapeurs de mercure dégagé vers le piège de laine d'or avec un débit de 1 l/min. Pour la mesure de N₂ injecté, un débit mètre est branché en série. Pour mesurer les vapeurs de mercure, l'appareil PSA 10.525 Sir Galahad a été utilisé. Le piège de laine d'or était remplacé pour effectuer la mesure de vapeur du Hg toutes les 15 min, durant la période d'observation prévue de 2h.

Concernant le dégagement de vapeur de mercure pour les déchets d'amalgame, l'expérience a été menée à température ambiante et les volumes des solutions barrière étaient de 20 mL. Les solutions barrières utilisées pour limiter le dégagement des vapeurs de mercure sont : Acide acétique (solution acide) pH 4,0, EDTA pH 7,0, solutions d'hydroxyde de sodium (solutions basiques) à pH 9,0 et 12,0, alcool éthylique et solution aqueuse à 50% eau, huile végétale et huile minérale [20, 21].

Les expériences ont été menées à des températures de 37°C pour le milieu buccal et la solution de bain était la salive artificielle (Figure III.31) [22].

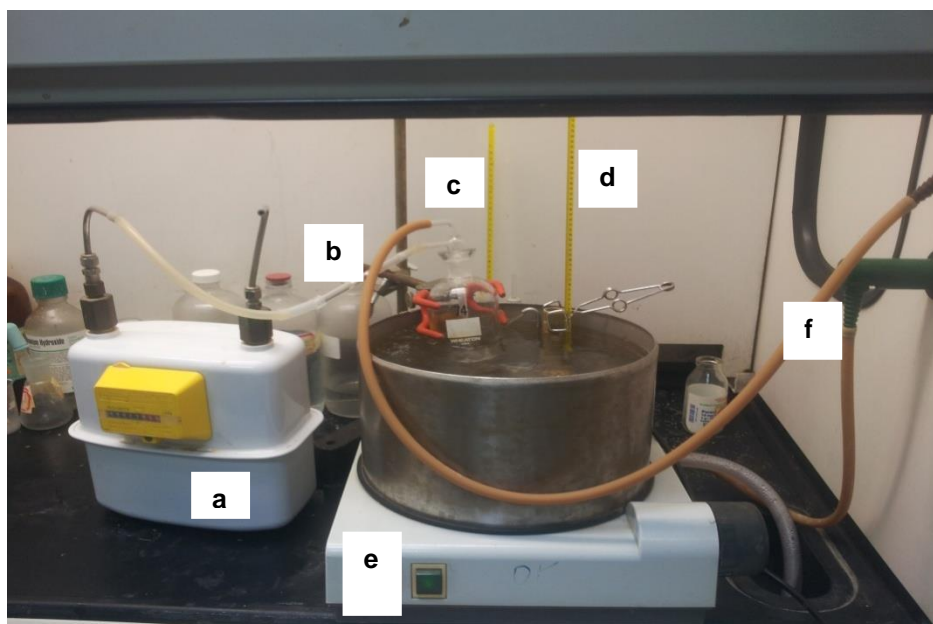


Figure III.31: Vue d'ensemble du dispositif de mesure des vapeurs de mercure dans l'air.

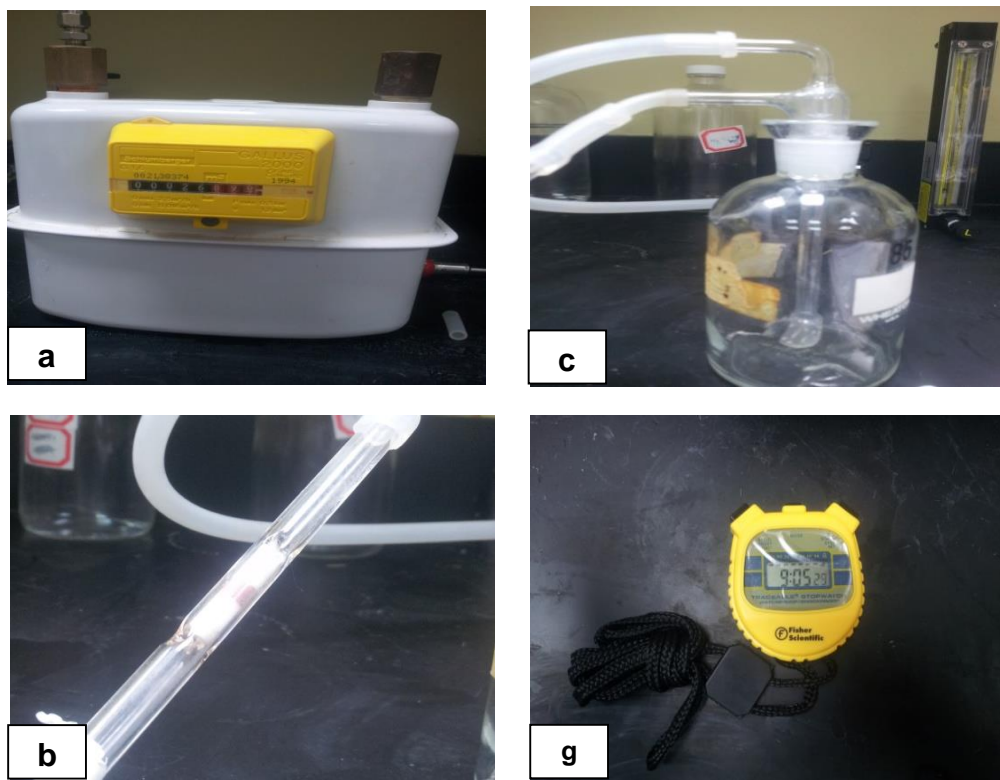


Figure III.32 : Vue en détail du débit mètre (a), piège à laine d'or (b), flacon et barboteur (c) et chronomètre (g).

Les symboles sur les **Figure III.31**, et **Figure III.32** représentent :

- a: Débit mètre de contrôle du débit d'azote ;
- b : Piège à laine d'or pour le mercure ;
- c : Flacon contenant l'échantillon et la solution de bain avec barboteur (aérateur) ;
- d : Sonde de surveillance de la température ;
- e : Bain marie ;
- f : Vanne d'alimentation en azote ;
- g : Chronomètre.

III.9.2. Dosage des vapeurs de Hg par PSA 10.525 Sir Galahad

Le PSA 10.525 Sir Galahad (**Figure III.33**) combine le détecteur de PSA Merlin avec l'Amasil (recouvert d'or de silice) système de piégeage. Les vapeurs de mercure dégagées de l'échantillon sont collectés sélectivement sur le piège Amasil par amalgamation, à la fois pour la préconcentration et la séparation du Hg de la matrice de l'échantillon. Toutes les formes de mercure sont recueillis afin de la mesure représente le mercure gazeux total. Le piège est ensuite chauffé à

l'électricité $>500\text{ }^{\circ}\text{C}$, qui vaporise le mercure piégé. Le mercure devient sous forme élémentaire « Hg^0 » ; puis il est transporté par le gaz porteur jusqu'au détecteur [23].



Figure III.33 : Appareil de mesure des vapeurs de mercure PSA 10.525 Sir Galahad.

III.10. Les tests statistiques

Le traitement de l'ensemble des données par ACP et ANOVA a été réalisé avec le logiciel SPSS (Statistical Package for Social Science) version 21.0. Une analyse de variance (ANOVA) a été appliquée pour tester l'influence du point d'échantillonnage sur la teneur en métaux lourds. Aussi une analyse des composantes principales (ACP) a été utilisée pour déterminer la répartition spatiale des contaminants étudiés. L'analyse de la corrélation de Pearson et la régression linéaire a été employée pour l'étude d'impact des paramètres physicochimiques sur la dissolution et l'évaporation du mercure des amalgames dentaires.

III.10.1. Comparaison des moyennes : ANOVA et test t de Student

Les relations entre les différentes variables ont été analysées par des tests statistiques comme l'analyse des variances (ANOVA). En effet, les écarts observés entre les estimations peuvent être uniquement le fruit des fluctuations fortuites d'échantillonnage. Ce test permet de s'en assurer.

Le test ANOVA, permet également de savoir, dans une étude à plusieurs variables, (espèces, années, stations) laquelle influe le plus sur les moyennes finales (teneurs moyennes en métaux). Les valeurs des résultats de l'analyse de la variance, permettent de vérifier la valeur du F de Fisher et sa probabilité « p » : Si « p » est inférieur à 5% ($p < 0,05$), l'hypothèse nulle est rejetée, donc la différence entre les moyennes est hautement significative [24]. Les valeurs

moyennes obtenues pour différents échantillonnages ont été comparées 2 à 2 par des tests de comparaison de moyennes (test t de Student).

III.10.2. Analyse en composantes principales

Des analyses en composantes principales (ACP) ont permis de traiter de façon plus synthétique des fichiers comprenant différents échantillons (individus) affectés de plusieurs paramètres (variables quantitatives).

L'analyse en composantes principales est un ensemble de méthodes permettant de procéder à des transformations linéaires d'un grand nombre de variables intercorrélées de manière à obtenir un nombre relativement limité de composantes non corrélées. Cette approche facilite l'analyse en regroupant les données en des ensembles plus petits et en permettant d'éliminer les problèmes de multicollinéarité entre les variables [25].

Un ensemble de n individus, associé à un ensemble p variables peut être représenté sous la forme d'un nuage de points dans un espace de dimension p. Le nuage de points représentant les individus est « centré-réduit » ce qui permet de donner la même « importance » à chaque variable dans le calcul des distances entre individus [26]. Le but de l'ACP est de représenter ce nuage dans un espace de dimension réduite.

III.10.3. Classification hiérarchique ascendante

La Classification Hiérarchique Ascendante (CHA) est une méthode automatique de classification complémentaire de l'ACP dans la mesure où elle permet de classer les variables ou les groupes des variables déjà mis en évidence par l'ACP. La CHA procède par agrégation successive des variables puis de groupes variables en fonction de leurs ressemblances par rapport à un ensemble de critères. Cette classification propose une partition représentée sous forme d'arbre appelé dendrogramme ou arbre de classification qui nous permet d'établir des groupes des variables en fonction de leur source.

III.10.4. La régression linéaire

La régression linéaire se classe parmi les méthodes d'analyses multivariées qui traitent des données quantitatives. C'est une méthode d'investigation sur données d'observations, ou d'expérimentations, où l'objectif principal sera de rechercher une liaison linéaire entre une variable Y quantitative et une ou plusieurs variables X également quantitatives [27].

L'équation (III.4) est appelée model de régression linéaire :

$$Y=B + \beta X + \varepsilon \dots\dots\dots(III.4)$$

B, β : sont les paramètres du modèle de régression (Constante de régression et coefficient de régression). Ils sont fixes

ε : est appelée erreur [28, 29].

Le paramètre estimé du linéaire modèle de régression pour Hg dans chaque matrice ont été présentés comme régression coefficients (β). La variance expliquée par le modèle a été estimée au moyen du coefficient de détermination R^2 après tout le potentiel les facteurs de confusion ont été ajustés. L'association entre paires de variables continues a été testée par analyse de corrélation de Pearson [30].

III.11. Conclusion

Les analyses effectuées sur les différents échantillons permettront d'étudier les principaux éléments traces métalliques polluant les eaux usées, les eaux de surfaces, l'eau de mer, les sédiments et les bioindicateurs. Aussi elles permettent d'évaluer le niveau de contamination.

Références bibliographiques

- [1] Site google earth, [En ligne]. <https://earth.google.com/web/search/Skikda/> [Consulté le 8 Février 2021].
- [2] Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., & Coll R., (2009). L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 9^{ème} édition Dunod. Paris, France.
- [3] Kizlary, E., Iosifidis, N., Voudrias, E., & Panagiotakopoulos, D. (2005). Composition and production rate of dental solid waste in Xanthi, Greece: variability among dentist groups. *Waste management*, 25(6), 582-591.
- [4] Rahal, W. (2012). Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest Algérien. Thèse de doctorat, université Abou Bekrb Belkaid, Tlemcen.
- [5] Nakhle, K. (2003). Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises: apports et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatifs (éponges, bivalves et gastéropodes). Thèse de doctorat, université Paris 7.
- [6] Beladj, H. (2008). Evaluation de la pollution métallique dans l'eau, les sédiments et organismes vivants du littoral de Ghazaoue (extrême ouest algérien). (Doctoral dissertation, Université Tlemcene).
- [7] Kut, D., Topcuoğlu, S., Esen, N., Küçükcezzar, R., & Güven, K. C. (2000). Trace metals in marine algae and sediment samples from the Bosphorus. *Water, Air, and Soil Pollution*, 118(1-2), 27-33.
- [8] Kingston, H. M., & Jassie, L. B. (1988). Introduction to microwave sample preparation (No. 543.02 I61i). Washington, US: American Chemical Society.
- [9] Loring, D. H., & Rantala, R. T. T. (1992). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-science reviews*, 32(4), 235-283.
- [10] Dali,y. (2005) . Contribution à l'étude des polluants métalliques dans les sédiments de Oued Tafna (Ouest algérien). Thèse de doctorat, Université Tlemcene.
- [11] Auger, D. (1989). Méthode de dosage du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc dans la chair de poisson. Rapport IFREMER, n° DERO 89-07-MR.
- [12] Cossa, D., & Bourget, E. (1980). Trace elements in *Mytilus edulis* L. from the estuary and Gulf of St Lawrence, Canada: lead and cadmium concentrations. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 23(1), 1-8.

- [13] Ghanjaoui M.A. (2009). Mise au point de nouvelles méthodes analytiques spectroscopiques et électrochimiques de détection des éléments traces dans différents types de matrices. Thèse de doctorat, université Hassan II.
- [14] Bouabdli, A., Saidi, N., M'barek, S., Escarre, J., & Leblanc, M. (2005). Oued Moulouya: vecteur de transport des métaux lourds (Maroc). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 18(2), 199-213.
- [15] Delval, C. (1984). Réactions du flet vis-à-vis des pollutions par les métaux (Cu, Zn, Cd et Pb) sur le littoral de la mer du Nord: détoxification, métallothionéines. Thèse de doctorat, université de Lille.
- [16] Kayalto, B., & Mbofung, C. (2009). Contribution à l'évaluation de la contamination par les métaux lourds, de trois espèces de poissons, des sédiments et des eaux du lac Tchad. Thèse de doctorat, ENSAI-université de Ngaoundéré, Cameroun.
- [17] ASTM , American Society for Testing and Materials, Annual book of ASTM standards, ASTM International, West Conshohocken Pa, USA, 2012, <http://www.astm.org/>.
- [18] Brett, C. M., & Trandafir, F. (2004). The corrosion of dental amalgam in artificial salivas: an electrochemical impedance study. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 572(2), 347-354.
- [19] Helfer, M. (2012). Étude des matériaux de reconstruction prothétique odontologique en salive artificielle. Thèse de doctorat, université de Lorraine.

- [20] Dalla Costa, R., Cossich, E. S., & Tavares, C. R. G. (2008). Influence of the temperature, volume and type of solution in the mercury vaporization of dental amalgam residue. *Science of the total environment*, 407(1), 1-6.
- [21] Leite, J. P., & de Souza, C. P. (2000). Characterization and recycling of amalgam from dental clinics. In *Developments in Mineral Processing* (Vol. 13, pp. C12a-46). Elsevier.
- [22] Rerhrhaye, W., Bahije, L., El Mabrouk, K., Zaoui, F., & Marzouk, N. (2014). Dégradation des propriétés mécaniques des alliages orthodontiques NiTi en milieu buccal: étude in vitro. *International Orthodontics*, 12(3), 271-280.
- [23] PS Analytical. (2010). PSA 10.525 Sir Galahad II manuel d'utilisation. Arthur House, Crayfields Industrial Estate. G525M050, Royaume-Uni.
- [24] Ramousse R., Le berre M., Le guelte L. 1996- Introduction aux statistiques. <http://www.cons-dev.org/elearning/stat/parametriques/5-3/5-3.html>
- [25] Vogt W P. (1993). *Dictionary of statistics and methodology*. Kindle édition p177- 201.
- [26] Plaisent, M., & Bernard, P. (2008). *Introduction à l'analyse des données de sondage avec SPSS: guide d'auto-apprentissage*. PUQ.
- [27] Confais, J., & Le Guen, M. (2007). *Premiers pas en régression linéaire avec SAS*.
- [28] Cornillon, P. A., & Matzner-Lober, E. (2010). *Régression avec R*. Springer Science & Business Media.
- [29] Carricano, M., Poujol, F., & Bertrandias, L. (2010). *Analyse de données avec SPSS®*. Pearson Education France
- [30] Glèlè Kakaï, R., Sodjinou, E., & Fonton, N. (2006). *Conditions d'application des méthodes statistiques paramétriques: application sur ordinateur*. Bibliothèque Nationale, Bénin, (3278).

Chapitre IV

Résultats et discussions

IV.1. Introduction.....	84
IV.2. Analyse des effluents liquides des cabinets dentaires.....	84
IV.3. Evaluation quantitative des déchets d’amalgame dentaire	107
IV 4. Dissolution du mercure des amalgames dentaires dans l’eau	114
IV.5. La volatilisation du mercure des amalgames dentaires dans l’air.....	118
IV.6. Impact sanitaire	120
IV.7. Analyse des métaux lourds dans les eaux usées	13122
IV.8. Analyse du mercure dans les eaux de surface.....	11829
IV.9. Analyse des métaux lourds dans la zone côtière de Skikda.....	131
IV.10. Conclusion	143

IV.1. Introduction

Ce chapitre est dédié à l'étude de la contamination par les métaux lourds des eaux usées des cabinets dentaires, la quantification des déchets d'amalgame dentaire des wilayas de Constantine, Annaba et Skikda.

Nous entamons ce chapitre par le suivie et l'évaluation de la concentration des métaux lourds (Hg, Cu, Zn, Ni, Fe, Mn, Pb , Cr et Cd) dans les effluents liquides des cabinets dentaires, ainsi que la quantification du mercure dans les déchets d'amalgame dentaire des villes : Elkhroub, El Bouni, Berrahal, Collo et Skikda .

La deuxième partie vise à estimer et comparer les différentes quantités de mercure des déchets d'amalgame dentaires issus des différents cabinets dentaires des trois régions d'étude.

La troisième partie est consacrée à l'étude des facteurs influençant la dissolution du mercure des débris d'amalgame dentaire en contact avec l'eau, et la détermination de l'évaporation du mercure des déchets d'amalgame dentaire. Puis une simulation du milieu endo buccale a été effectuée afin d'évaluer l'impact sanitaire des amalgames dentaires.

Enfin, dans la dernière partie et afin de mieux comprendre la diffusion des ETM contenus dans les eaux usées des cabinets dentaires dans le réseau d'assainissement et dans le milieu récepteur, une évaluation a été effectuée pour déterminer les taux de mercure et des métaux lourds dans les eaux usées , au niveau des STEPs , des stations de relevages, des oueds, des plages ainsi que dans les les sédiments et les bioindicateurs.

IV.2. Analyse des effluents liquides des cabinets dentaires

Afin d'évaluer la concentration des métaux lourds dans les effluents liquides des cabinets dentaires de Constantine, El Bouni, Berrahal, Skikda et Collo qu'on note respectivement dans cette partie : DCn, DBn, DBr, DSk et DCo ; nous avons récolté les rejets journalières après chaque activité liée à l'amalgame dentaire.

IV.2.1. Cabinets dentaires de Constantine (El khroub)

Au niveau des cabinets dentaires de Constantine (DCn), les résultats obtenus sont regroupés dans le **Tableaux IV.1** et les concentrations moyennes des métaux lourds : Hg, Cu, Zn, Fe, Mn, Ni, Cd, Pb et Cr sont illustrés sur la **Figure IV.1**.

Tableau IV.1 : Résultats de l'analyse statistique « ANOVA1 » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires de Constantine (n=52).

	Concentration moyenne (mg/L)								
	Hg	Fe	Zn	Mn	Pb	Ni	Cu	Cd	Cr
DCn 1	239,17	42,97	69,28	9,88	0,1305	2,6916	139,53	0,97	0,42
DCn2	437,55	9,25	23,15	69,71	1,20	3,65	200,85	0,36	0,10
DCn3	244,44	13,61	7,35	75,78	0	1,89	365,42	0,005	0
DCn 4	150,93	11,63	121,26	4,63	0	2,15	369,45	0,17	0
Moyenne	289,46	22,57	54,86	37,40	0,44	2,80	229,78	0,50	0,18
F (ANOVA1)	4,29	6,18	1,36	2,45	3,08	0,42	2,08	7,25	5,60
P (ANOVA 1)	0,009	0,001	0,266	0,075	0,036	0,73	0,11	0,0001	0,002

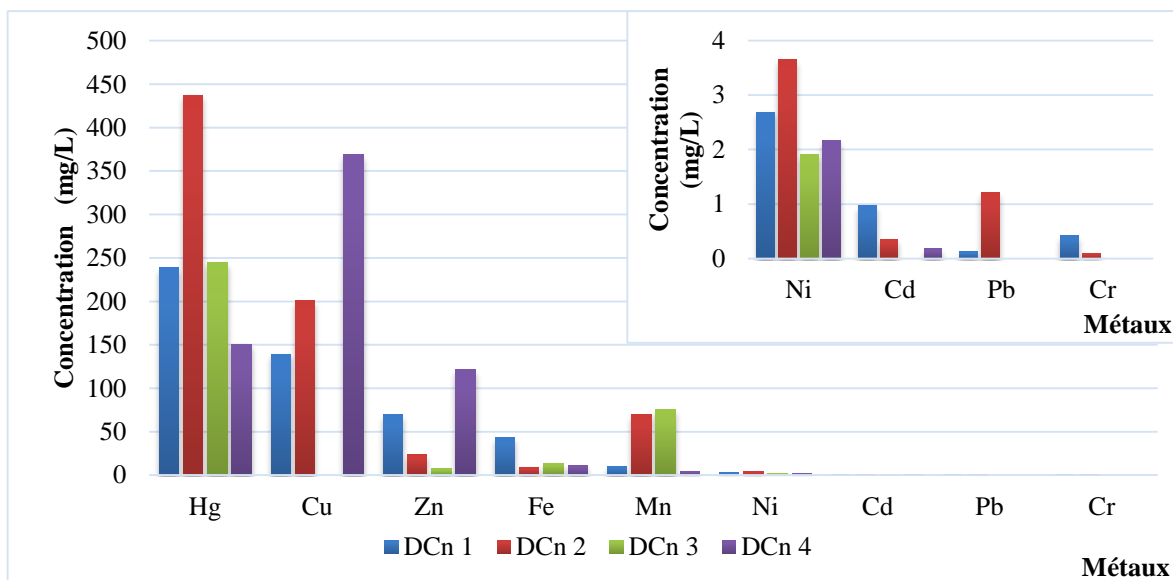


Figure IV.1 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les cabinets dentaires d'El Khroub.

La **Figure IV.1** représente les concentrations moyennes en mercure, cuivre, zinc, fer, manganèse, nickel, cadmium, plomb, et chrome, des cabinets dentaires d'El Khroub.

A priori, le cabinet dentaire DCn2 présente les taux les plus élevés pour Hg, Mn, Pb et Ni avec des valeurs respectives: 437,55mg/L, 69,71 mg/L, 1,21 mg/L et 3,65 mg/L. Pour le cuivre et le zinc c'est plutôt le cabinet dentaire DCn4 qui présente les plus fortes concentrations avec 369,45 mg/L pour le cuivre et 121,26 mg/L pour le zinc. Les teneurs les plus élevées du fer du cadmium et du chrome sont notées au niveau du DCn1 avec les valeurs respectives de 42,97 mg/L, 0,97 mg/L et 0,42 mg/L.

L'ANOVA 1, ne révèle aucune différence significative inter-cabinets pour la concentration des métaux suivant : zinc, manganèse, plomb, nickel, cuivre ($p > 0,05$). Cependant

nous avons observé une différence hautement des teneurs en mercure, fer, cadmium et chrome entre les cabinets dentaires, avec les valeurs respectives ($p=0,009$, $p=0,001$, $p=0,0001$, $p=0,002$)

IV.2.2. Cabinets dentaires de Annaba

IV.2.2.1. Cabinets dentaires de El Bouni

Dans les **Tableaux IV.2**, sont rassemblés les résultats des analyses qui peuvent donner une image sur l'apport des cabinets dentaires d'El Bouni (DBn) en métaux lourds.

Les concentrations moyennes des éléments traces métalliques suivants : mercure, cuivre, zinc, fer, manganèse, nickel, cadmium, plomb, et chrome sont illustrés sous forme d'histogrammes dans la **Figure IV.2**.

Tableau IV.2 : Résultats de l'analyse statistique « ANOVAI » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires d'El Bouni (n=30).

	Concentration moyenne (mg/L)								
	Hg	Cu	Zn	Fe	Mn	Ni	Cd	Pb	Cr
DBn 1	112,98	67,72	123,89	59,44	7,90	0,33	1,51	0,31	0,57
DBn 2	385,75	229,02	8,11	36,01	12,49	4,06	0,44	0	0,28
DBn 3	256,26	295,73	201,98	6,28	11,85	7,08	0	0	0
DBn 4	288,24	60,74	45,36	10,24	7,05	2,86	0,98	0,08	0,25
Moyenne	258,98	170,14	98,13	29,17	10,01	3,63	0,71	0,10	0,28
F (ANOVAI)	2,693	1,893	0,963	4,604	1,098	3,466	11,16	1,682	3,954
P (ANOVA I)	0,067	0,156	0,425	0,010	0,368	0,031	0,001	0,195	0,019

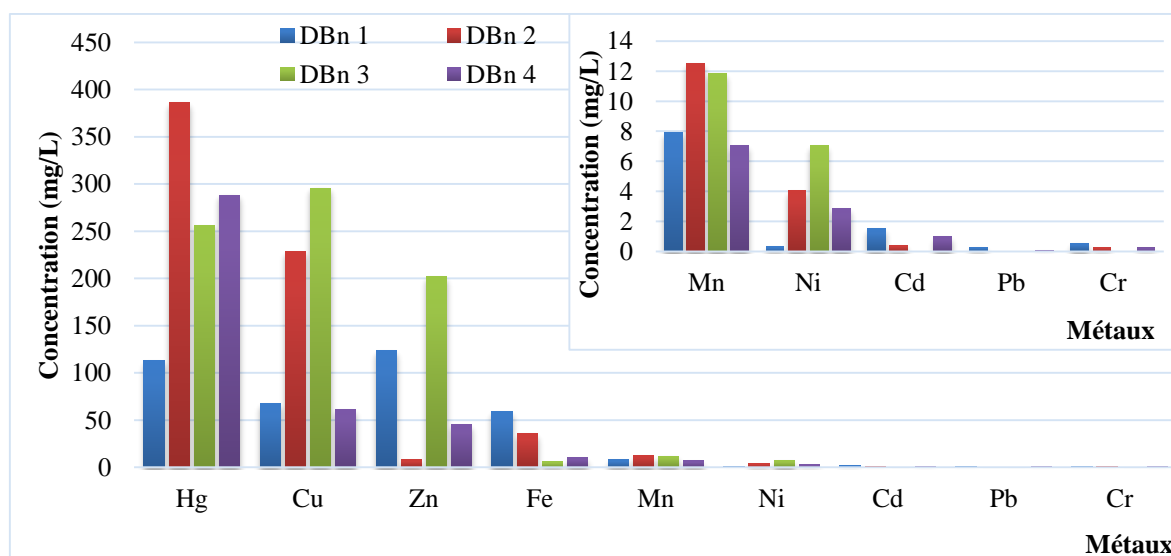


Figure IV.2 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les cabinets dentaires d'El Bouni.

La **Figure IV.2** donne une idée générale sur la répartition des métaux lourds au niveau des cabinets dentaires d'El Bouni. Les valeurs varient d'un cabinet dentaire à un autre. A savoir

quelques pics ont été enregistrés dans le cabinet dentaire DBn2 par rapport à la concentration de mercure (385,75 mg/L), dans le cabinet DBn3 pour le cuivre et le zinc (295,73 mg/L pour le Cu, 201,98 mg/L pour le Zn), et dans le cabinet DBn1 par rapport au fer avec 59,44 mg/L.

Pour El Bouni, l'ANOVA 1 utilisée pour la comparaison entre les cabinets dentaires ne donne aucune différence significative entre les teneurs moyennes des métaux lourds suivants : le mercure, le zinc, le manganèse, le plomb et le cuivre ($p > 0,05$). Autrement dit, la valeur p est supérieure à 0,05 indique que quelque soit le cabinet dentaire, les concentrations moyennes de ces métaux ne présentent pas une différence significative, donc le facteur cabinet dentaire n'est pas perceptible dans la contamination métallique des eaux usées des cabinets dentaires.

Cependant, on note une différence significative aux valeurs moyennes du fer, du nickel du cadmium et du chrome ($p < 0,05$), les valeurs de p sont respectivement $p = 0,01$; $p = 0,031$; $p = 0,0001$ et $p = 0,019$.

IV.2.2.2. Cabinets dentaires de Berrahal

La **Figure IV.3** illustre la comparaison entre les teneurs métalliques moyennes des effluents des cabinets dentaires de la région de Berrahal (DBr). Les échantillons ont été prélevés entre janvier et Mars 2016. Les résultats d'analyse des métaux lourds dans les échantillons des cabinets dentaires de Berrahal sont regroupés dans le **Tableau IV.3**.

Tableau IV.3 : Résultats de l'analyse statistique « ANOVA1 » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires de Berrahal (n=27).

	Concentration moyenne (mg/L)								
	Hg	Cu	Zn	Fe	Mn	Ni	Cd	Pb	Cr
DBr 1	213,36	376,77	45,46	11,09	136,69	3,51	0,05	1,23	0
DBr 2	178,94	77,92	3,09	10,91	11,52	5,13	0,54	1,45	0,20
DBr 3	231,27	139,17	1,85	5,59	19,28	2,53	3,28	0,54	0
DBr 4	205,42	387,61	7,98	13,15	86,14	1,69	0	0	0
Moyenne	206,65	248,89	16,45	10,28	66,91	3,31	0,88	0,86	0,05
F (ANOVA1)	0,05	1,88	0,76	0,58	2,15	0,61	3,09	0,81	0,95
P (ANOVA 1)	0,98	0,16	0,52	0,63	0,12	0,62	0,05	0,50	0,43

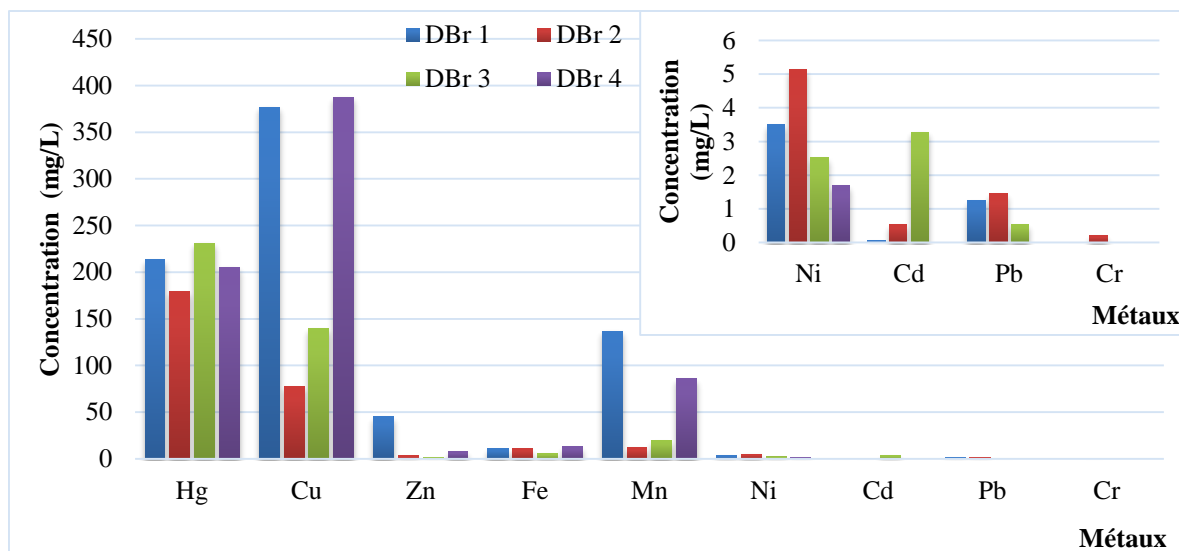


Figure IV.3 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes des cabinets dentaires de Berrahal.

L'examen global des concentrations des métaux lourds indique que les teneurs les plus élevées en mercure et cadmium sont observées au niveau du cabinet dentaire DBr3 avec les valeurs respectives 231,27mg/L et 3,2 mg/L. Pour le cuivre le zinc et le manganèse le cabinet dentaire DBr1 qui présente les teneurs les plus élevées avec 367,77 mg/L pour le Cu, 45,46mg/L pour le Zn et 136,69 mg/L pour le Mn. Les teneurs les plus élevées du nickel du plomb et du chrome ont été enregistrées au niveau du DBr2 avec des valeurs respectives de 5,13 mg/L, 1,44mg/L et 0,20 mg/L. La plus grande concentration du Fe a été enregistrée au niveau du cabinet dentaire DBr4 avec 13,15 mg/L.

Les résultats de l'ANOVA 1 montrent qu'aucune différence significative entre les cabinets dentaires n'est signalée par rapport aux teneurs moyennes du mercure, cuivre, zinc, fer manganèse Nickel, plomb et cuivre ($p > 0,05$).

IV.2.2 .3. Comparaison des teneurs en ETM entre les cabinets dentaires de Berrahal et El Bouni

La comparaison des teneurs en ETM a englobé l'ensemble des deux communes Berrahal et El Bouni qui se situent dans la zone d'étude Annaba. Les résultats obtenus sont illustrés dans la **Figure IV.4** et regroupés dans le **Tableau IV.4**.

Tableau IV.4 : Résultats de l'analyse statistique « ANOVA1 » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires d'El Bouni et Berrahal (n=57).

	Concentration moyenne (mg/L)								
	Hg	Fe	Zn	Mn	Pb	Ni	Cu	Cd	Cr
El Bouni	258,92	29,18	98,13	10,01	0,10	3,63	170,14	0,72	0,27
Berrahal	206,65	10,28	16,45	66,91	0,86	3,31	248,89	0,88	0,05
Moyenne	234,19	20,23	59,44	36,96	0,46	3,48	207,45	0,79	0,17
F (ANOVA1)	0,784	6,46	2,84	7,23	4,87	0,06	1,105	0,13	6,47
P (ANOVA 1)	0,380	0,014	0,098	0,009	0,032	0,79	0,29	0,72	0,014

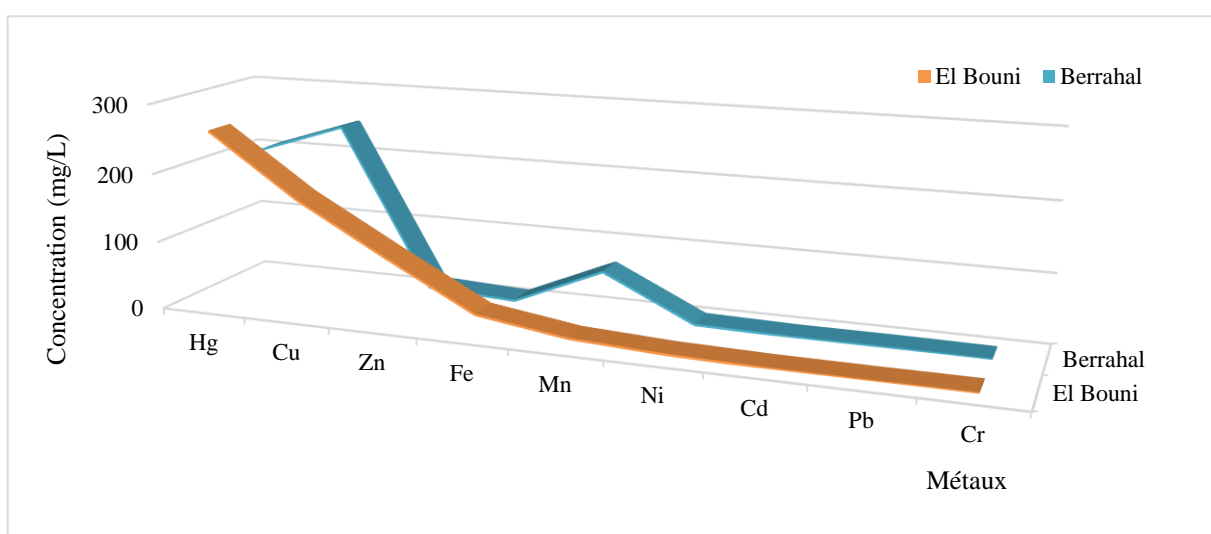


Figure IV.4 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre El Bouni et Berrahal.

Les résultats de l'ANOVA 1 montrent d'une part une différence significative quant aux moyennes du fer du manganèse du plomb et du chrome ($p=0,014$ pour le Fe, $p=0,009$ pour le Mn, $p=0,032$ pour le Pb et $p=0,014$ pour le Cr) inter commune, et d'autre part aucune différence significative n'est signalée par rapport aux doses moyennes du mercure, zinc, plomb, nickel, cuivre et cadmium ($P>0,05$), qui fait bien ressortir qu'il n'y a pas d'effet de station (commune) significatif pour ces derniers métaux.

IV.2.3. Cabinets dentaires de Skikda

IV.2.3.1. Cabinets dentaires de la commune de Skikda

Nous avons procédé à l'évaluation des concentrations des métaux lourds dans les effluents liquides de quatre cabinets dentaires de la ville de Skikda (DSK) durant trois mois. Les résultats obtenus sont illustrés par la **Figure IV.5** et regroupés dans le **Tableau IV.5**.

Tableau IV.5 : Résultats de l'analyse statistique « ANOVA1 » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires de Skikda (n=27).

	Concentration moyenne (mg/L)								
	Hg	Cu	Zn	Fe	Mn	Ni	Cd	Pb	Cr
DSk 1	330,66	64,86	4,66	8,36	6,53	8,04	1,23	0	0
DSk 2	429,63	53,94	8,39	7,03	6,38	5,16	0,39	0	0
DSk 3	368,28	57,43	16,37	6,27	5,96	5,09	0,35	0	0
DSk 4	109,67	75,11	7,79	3,52	9,07	3,51	0	0	0
Moyenne	311,48	63,02	8,88	6,48	6,94	5,69	0,56	0	0
F (ANOVA1)	2,78	0,13	1,55	2,61	3,86	1,01	3,09	ND	ND
P (ANOVA 1)	0,07	0,94	0,24	0,08	0,03	0,41	0,05	ND	ND

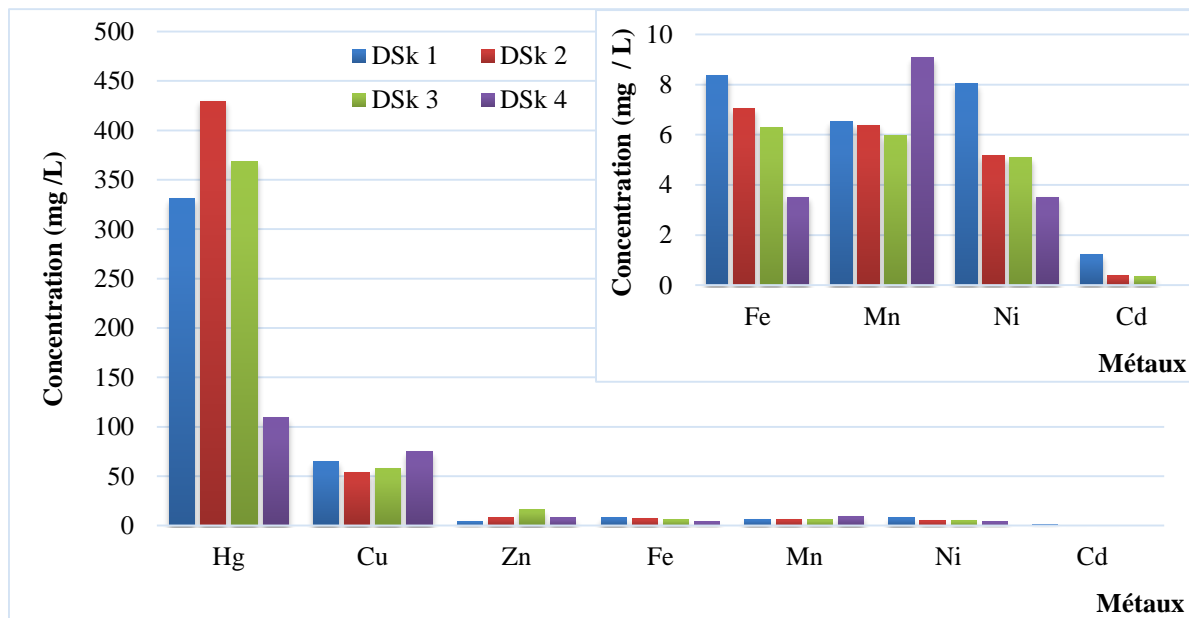


Figure IV.5 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les cabinets dentaires de Skikda.

On remarque que le cabinet dentaire DSk1 présente les taux les plus élevés pour le fer, le nickel et le cadmium, avec les valeurs respectives: 8,36 mg/L, 8,04 mg/L et 1,22mg/L. Pour le mercure le cabinet dentaire DSk2 qui présente la plus forte concentration avec 429,63mg/L. Les teneurs les plus élevées du zinc et du manganèse sont notées respectivement au niveau du cabinet dentaire DSk3 et DSk4, avec les concentrations moyennes suivantes : 16,36mg/L pour le Zn et 6,94 mg/L pour le Mn. on constate l'absence du chrome et du plomb au niveau des cabinets dentaires de la ville de Skikda.

L'ANOVA 1 testée sur les concentrations de métaux lourds, montre une différence significatives entre les quatre cabinets dentaires pour le manganèse (p=0,027). On ne trouve pas de

différence significative entre les cabinets dentaires inter-régions pour le mercure, cuivre, Zinc, fer, nickel et cadmium ($P > 0,05$).

IV.2.3.2. Cabinets dentaires de Collo

La **Figure IV.6** illustre les teneurs moyennes en métaux lourds au niveau des neuf cabinets dentaires de la région de Collo (DCo). Les résultats de d'analyse sont listés dans le **Tableau IV.6**

Tableau IV.6 : Résultats de l'analyse statistique « ANOVA1 » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires de Collo (n=55).

	Concentration moyenne (mg/L)						
	Hg	Cu	Zn	Fe	Mn	Ni	Cd
D Co1	676,25	2,93	0	0	0,90	2,63	0
D Co2	132,96	17,66	0	2,40	1,23	0	0,2
D Co3	150	2,32	20,47	1,17	0,4	9,84	0
D Co4	220,83	42,37	0,79	0	0,85	2,26	0
D Co5	479,29	207,28	11,85	1,60	0,64	3,81	0
D Co6	1012,94	290,67	28,42	0	6,93	22,11	0,12
D Co7	378,46	408,57	162,21	11,99	5,84	0,43	0,098
D Co8	394,67	292,65	13,73	9,71	6,19	5,57	0,04
D Co9	395,80	333,55	47,13	11,62	9,28	8,13	0,11
Moyenne	471,46	176,66	29,06	3,59	3,64	7,33	0,07
F (ANOVA1)	4,46	3,78	6,92	20,88	3,70	10,39	0,97
p (ANOVA 1)	0,0001	0,002	0,0001	0,0001	0,002	0,0001	0,47

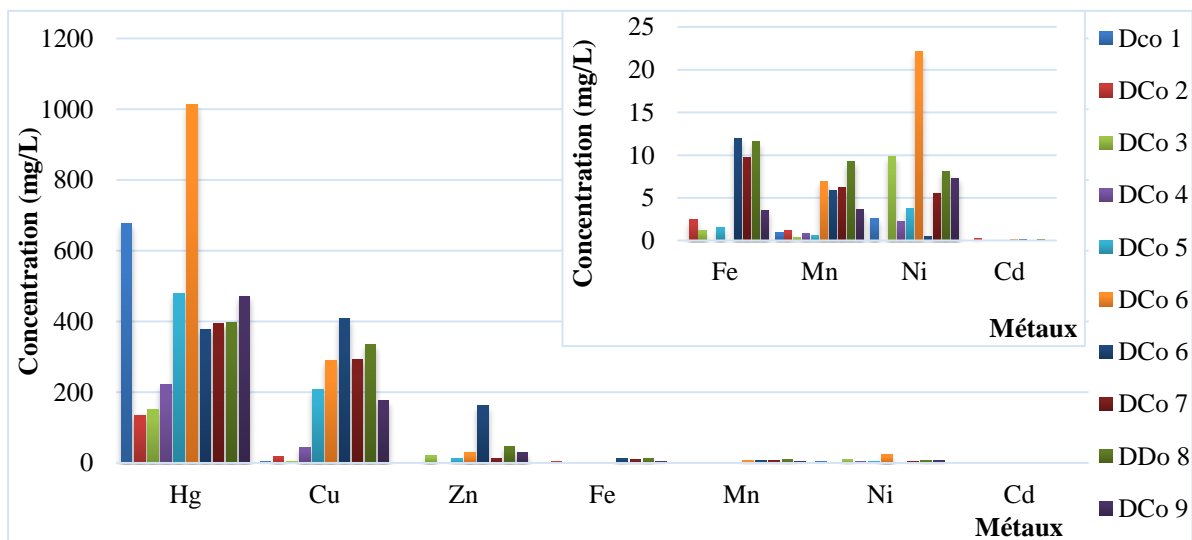


Figure IV.6 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes dans les cabinets dentaires de Collo.

La **Figure IV.6** représente la répartition des métaux lourds au niveau des cabinets dentaires de Collo. Les taux des éléments métalliques varient d'un cabinet dentaire à un autre, avec un pic hautement dangereux de mercure pour le cabinet dentaire DCo6 (1012,94mg/L).

Le cabinet dentaire DCo7 présente les taux les plus élevées en cuivre, zinc et le fer avec les valeurs respectives : 408,57 mg/L, 162,21 mg/L et 11,98 mg/L. Pour le manganèse c'est au niveau du cabinet dentaire DCo9 qu'on a détecté la plus grande concentration avec 9,28 mg/L. On remarque que le cabinet dentaire DCo6 présente les taux les plus élevés pour le nickel et le cadmium avec les valeurs respectives : 22,10mg/L, et 0,12 mg/L.

D'après l'ANOVA 1 on remarque une différence hautement significative pour tous les métaux inter cabinets dentaires sauf pour le manganèse ($p=0,47$).

IV.2.3. 3. Comparaison des teneurs en ETM entre les cabinets dentaires de Skikda et Collo

La **Figure IV.7** représente les teneurs moyennes des métaux lourds, inter régions Skikda et Collo. Les résultats obtenus sont regroupés dans le **Tableau IV.7**.

Tableau IV.7 : Résultats de l'analyse statistique « ANOVA1 » : comparaison des teneurs en éléments traces métalliques entre les cabinets dentaires de Skikda et Collo (n=82).

	Concentration moyenne (mg/L)								
	Hg	Cu	Zn	Fe	Mn	Ni	Cd	Pb	Cr
Skikda	311,48	63,02	8,88	6,48	6,94	5,69	0,56	0	0
Collo	471,45	176,66	29,06	3,59	3,64	7,33	0,07	ND	ND
Moyenne	425,75	144,19	23,29	4,42	4,58	6,86	0,21	0	0
F (ANOVA 1)	2,78	0,13	1,55	2,61	3,86	1,009	3,09	ND	ND
P (ANOVA 1)	0,07	0,94	0,24	0,08	0,03	0,41	0,05	ND	ND

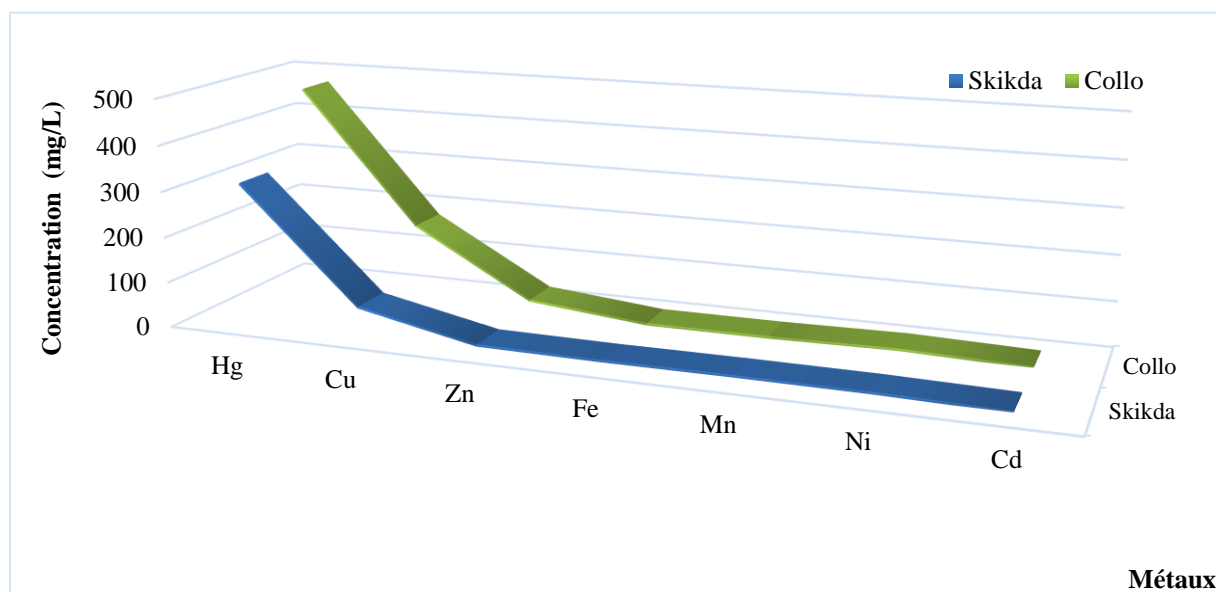


Figure IV.7 : Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre Skikda et Collo Wilaya de Skikda.

D'après la **Figure IV.7**, la commune de Collo représente les concentrations les plus élevées en mercure, cuivre, zinc et nickel, avec les valeurs respectives : 471,46 mg/L, 176,65mg/L, 29,06 mg/L et 7,33mg/L. Pour le fer, le manganèse et le cadmium c'est dans la commune de Skikda qu'on a obtenu les plus fortes concentrations, avec 6,48 mg/L pour le Fe, 6,94 mg/l pour le Mn et 0,56 mg/L pour le Cd. On remarque l'absence du plomb et des concentrations très faibles de cadmium dans les effluents liquides des cabinets dentaires des deux communes.

Pour la variation inter régions, les résultats de l'ANOVA 1 ne donnent aucune différence significative des concentrations des métaux lourds durant la période d'échantillonnage, sauf pour le manganèse avec $p=0,027$. Ce qui fait bien ressortir qu'il n'y a pas d'effet significatif de régions pour les teneurs en métaux lourds.

IV.2.4. Comparaison des teneurs en métaux lourds des cabinets dentaires de Constantine Annaba et Skikda

Les concentrations des métaux lourds dans les eaux usées des cabinets dentaires des trois wilayas sont représentées par les **Figures IV.8 à IV.16**. Les statistiques descriptives des métaux lourds tels que : Hg, Cu, Zn, Mn, Ni, Fe, Cd, Cr et Pb, et l'analyse de la variance par ANOVA 1 sont regroupés dans le **Tableau IV.8**.

Si dessous les abréviations présentés dans le **Tableau IV.8** :

SD: écart type de la concentration en métaux lourds ;

F : signifie les valeurs de Ficher de ANOVA à un facteur ;

ND: se référer à non défini ;

p : se référer au significatif de ANOVA 1 ;

* : Différences significatives par rapport aux limites admissibles en Algérie ($P < 0.05$ du test t Student) sont marqués d'un astérisque ;

^a : Journal officiel de la République algérienne, Juin, 2009. Décret exécutif N°. 09- 209 du 11 Juin 2009 fixant les modalités d'octroi de l'autorisation de deverssement des eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration ;

^b: Journal officiel de la République algérienne, Avril, 2006. Décret exécutif n° 06-141 du 19 Avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.

Tableau IV.8: Comparaison des concentrations en métaux lourds (mg/L) dans les eaux usées des cabinets dentaires des différentes wilayas.

Métaux	Wilaya	Moyenne ± SD (mg/L)	Min (mg/L)	Max (mg/L)	Limites Algériennes admissibles ^{a,b} (mg/L)	ANOVA 1	
						F	p
Hg	Constantine	289,47± 237,26*	28,71	1238,25	0,01	6,56	0,002
	Skikda	425,75 ± 408,66*	12,5	1630,38			
	Annaba	234,19± 222,36*	3,45	553,56			
Cu	Constantine	241,42 ± 41,04*	0	750,96	1	1,99	0,14
	Skikda	144,19 ± 209,48*	0	899,5			
	Annaba	207,45 ± 282,65*	0	953,77			
Zn	Constantine	52,81 ± 18,40*	0	859,67	2	1,54	0,21
	Skikda	23,29 ± 52,22*	0	271,73			
	Annaba	59,44 ± 185,77*	0	997,34			
Mn	Constantine	38,43 ± 12,15*	0	400,35	1	5,55	0,005
	Skikda	4,72 ± 4,73*	0	21,44			
	Annaba	10,22 ± 84,07*	0	402,52			
Fe	Constantine	22,28 ± 4,12*	0	125	1	12,57	0,0001
	Skikda	4,42 ± 5,01*	0	17,41			
	Annaba	20,23± 29,36*	0	120,08			
Ni	Constantine	2,61 ± 0,56	0	21,51	2	7,68	0,001
	Skikda	6,04 ± 8,44*	0	34,60			
	Annaba	3,98 ± 4,71	0	19,51			
Cd	Constantine	0,51 ± 0,09*	0	2,07	0,1	4,76	0,01
	Skikda	0,21± 0,52	0	1,94			
	Annaba	0,79 ± 1,77*	0	9,8			
Cr	Constantine	0,19 ± 0,05*	0	1,5	2	2,79	0,06
	Skikda	ND	ND	ND			
	Annaba	0,17± 0,35*	0	1,41			
Pb	Constantine	0,44±0,19	0	6,08	0,5	1,24	0,29
	Skikda	ND	ND	ND			
	Annaba	0,46±1,34	0	5,98			

IV.2.4.1. Mercure

Les teneurs en Hg des effluents liquides des cabinets dentaires des trois villes ainsi que les valeurs admissibles fixées par la réglementation Algérienne [1,2] sont illustrées sur la **Figure IV.8.**

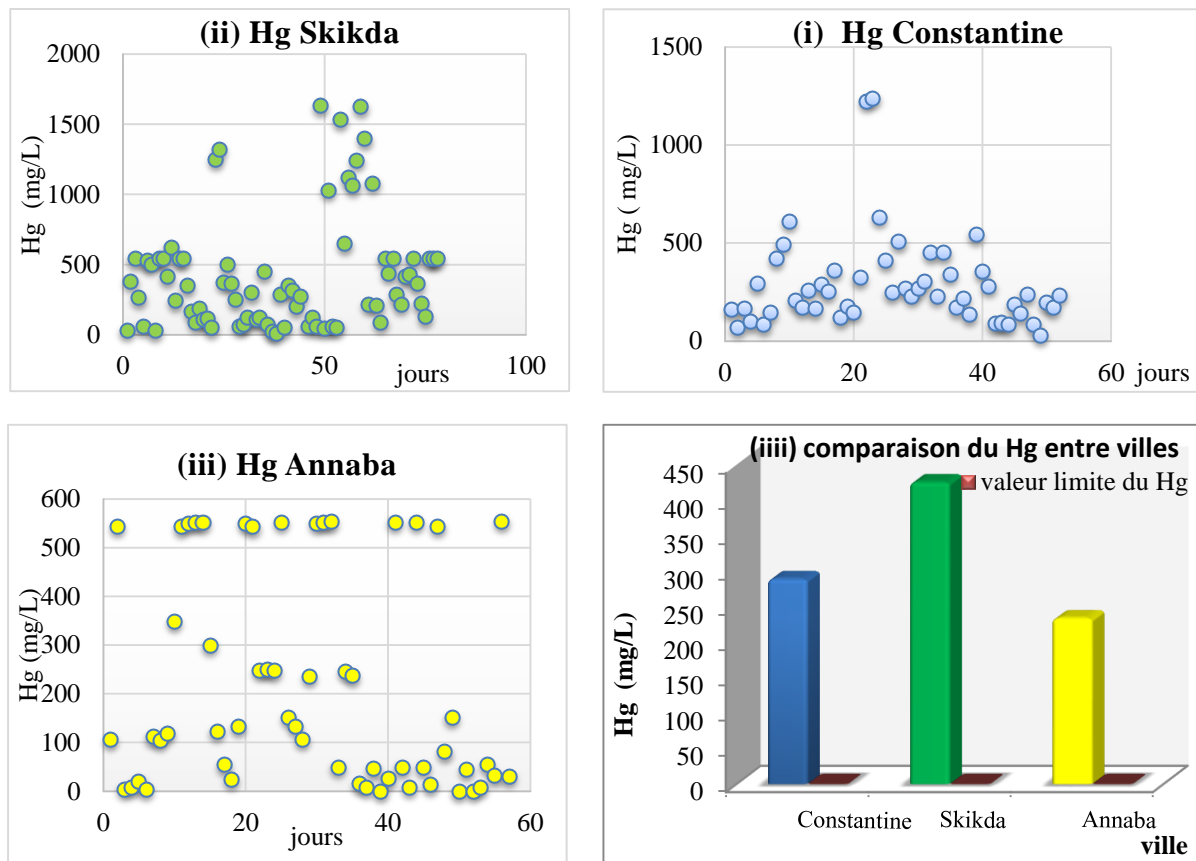


Figure IV.8 : Concentration de mercure.

La Figure IV.8 (i) illustre les teneurs en mercure des cabinets dentaires de la région de Constantine de Janvier à Mars 2016 avec un nombre total d'échantillon de 52. La concentration moyenne de mercure au cours de cette période a été de 289,47 mg/L avec un maximum de 1238,25 mg/L et un minimum de 28,72 mg /L. L'écart type était de 237,26mg/L.

La Figure IV.8 (ii) regroupe les concentrations d'Hg des cabinets dentaires de la région de Skikda durant la période Janvier et Mars 2016, avec un nombre d'échantillon de 77. La concentration moyenne et l'intervalle de concentration moyen étaient respectivement de 425,75mg/L et de 12,5 à 1630,38 mg/L.

La Figure IV.8 (iii) illustre la concentration d'Hg dans les cliniques dentaires de la région d'Annaba avec un nombre d'échantillons de 57. La concentration varie entre 3,44 et 553,56 mg /L, avec une concentration moyenne de 239,19 mg /L et un écart type maximal de 222,36 mg /L.

Encore plus intéressant, dans certaines cabinets, l'amalgame dentaire n'était utilisé que lors de l'extraction d'anciennes obturations. Au niveau de ces cliniques, des teneurs hautement significatifs en mercure ont été enregistrées (1238,25 mg/ L pour Constantine et 1630,38mg/L

pour Annaba). Donc, la pollution en mercure persiste tant que les patients ont des obturations d'amalgame dans leurs bouches.

D'après Le **Tableau IV.8**, le test de Student a révélé clairement qu'au niveau des trois zones d'étude, il existe une différence significative entre les teneurs en mercure enregistrées et valeurs limite fixée par la réglementation Algérienne qui est de 0,01 mg/L.

La **Figure IV.8 (iii)** illustre les teneurs moyennes du mercure mesurées dans les trois zones d'étude. La concentration moyenne de Hg la plus élevée a été enregistrée à Skikda avec 425,75 mg/L, ce qui peut être expliqué par la grande utilisation de l'amalgame dentaire (placement ou l'extraction de l'amalgame, le polissage, le nombre de patients traités, et la quantité de débris d'amalgame libérés dans le réseau d'évacuation des eaux usées).

L'analyse ANOVA 1 a révélé qu'il existe une différence significative entre les concentrations de mercure des wilayas (ANOVA, $F=6,56$, $p<0,05$), car les activités liées à l'amalgame dentaire, diffèrent d'un cabinet dentaire à un autre.

IV.2.4.2. Cuivre

Les teneurs en Cu des effluents liquides des cabinets dentaires des trois wilayas sont illustrées par la **Figure IV.9**.

La **Figure IV.9 (i)** illustre les teneurs en Cu au niveau des cabinets dentaires de Constantine. La concentration moyenne enregistrée était de 241,42 mg / L avec un maximum de 750,60 mg/L. Les concentrations du Cu des cabinets dentaires de Skikda sont illustrées par la **Figure IV.9 (ii)**. Le **Tableau IV.8** montre que teneur moyenne était de 144,189 mg/L avec un maximum de 899,96 mg/L.

La **Figure IV.9 (iii)** représente les teneurs en Cu détectées dans les cliniques dentaires de la région d'Annaba. La concentration moyenne était de 207,44 mg /L avec un maximum de 953,77mg/L.

D'après le test de Student les concentrations de Cu dépassent la valeur limite du Cu fixée par la réglementation Algérienne qui est de l'ordre 1 mg/L, au niveau de Constantine, Skikda et Annaba I. L'analyse ANOVA 1 a révélé qu'il n'y a pas de différence significative entre les concentrations de Cu dans les trois zones d'étude (ANOVA, $F = 1,996$, $p = 0,14$). La concentration moyenne la plus élevée en Cu a été relevée à Constantine avec 241,42mg /L.

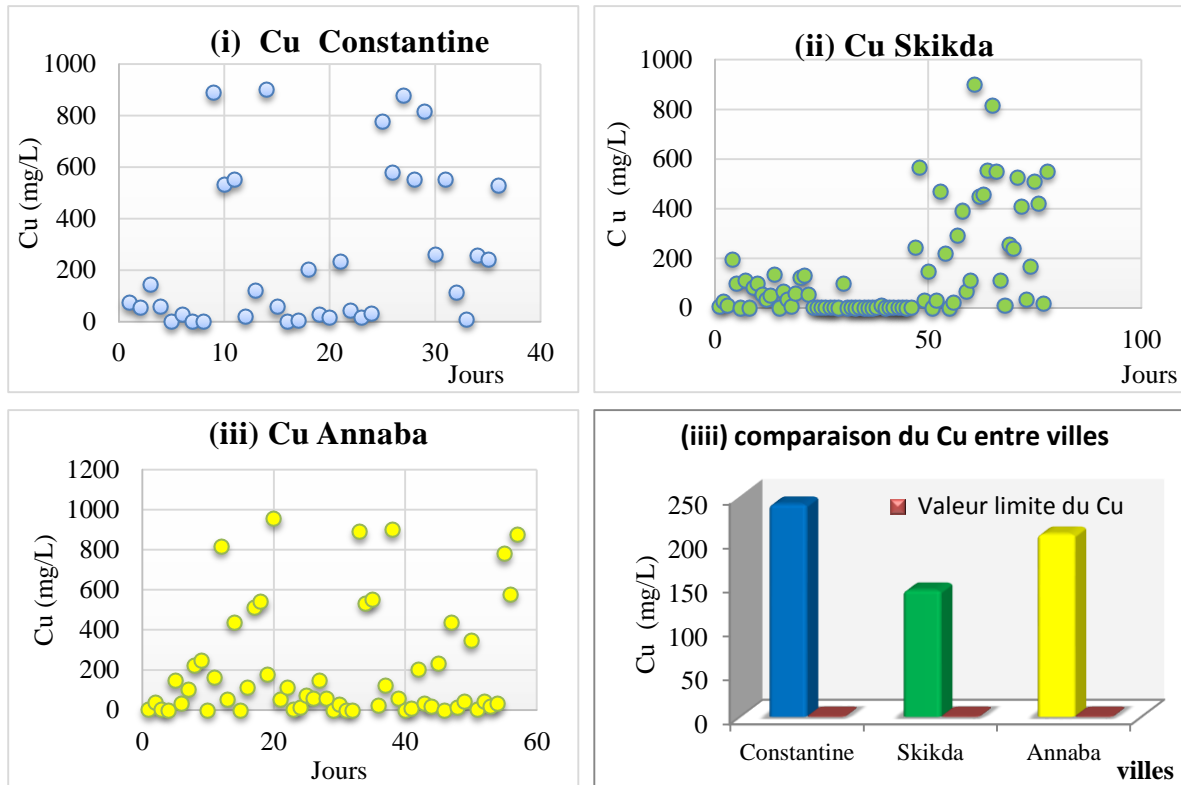


Figure IV.9 : Concentration de cuivre.

IV.2.4.3. Zinc

Les concentrations du Zn des effluents liquides des cabinets dentaires pour les trois zones d'études sont représentées par la figure IV.10.

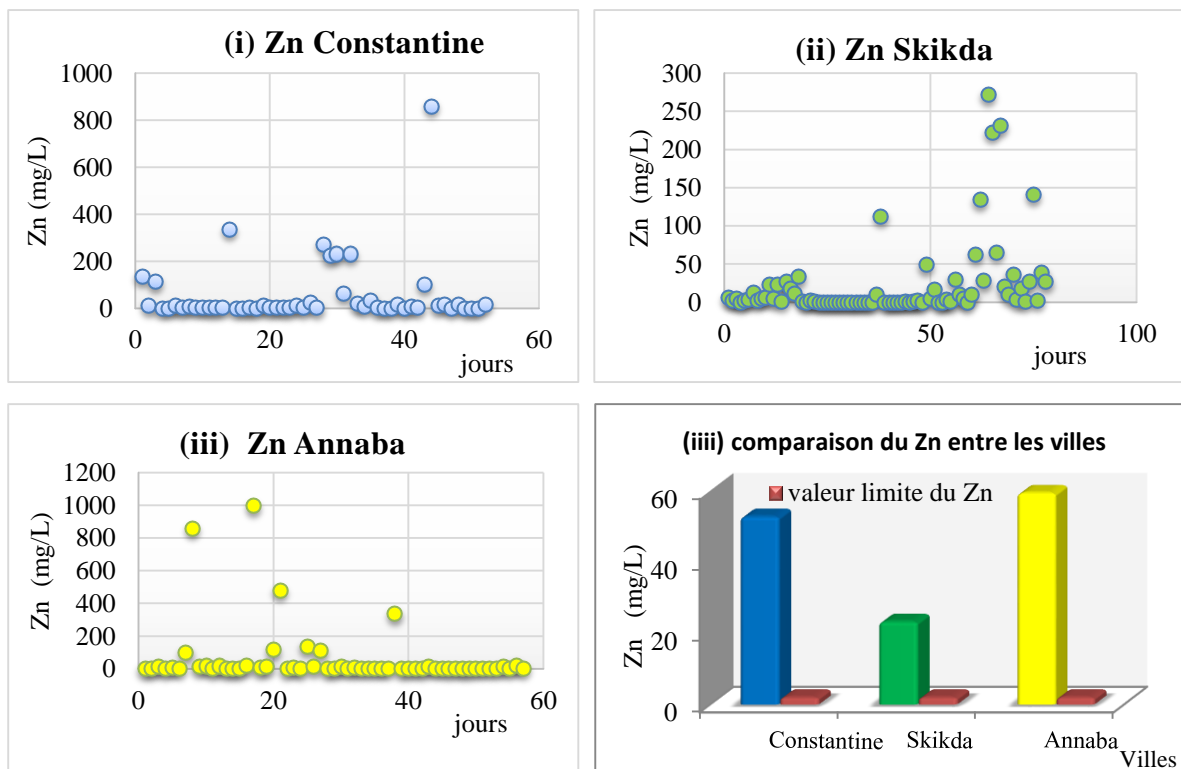


Figure IV.10: Concentration du zinc.

La **Figure IV.10 (i)** illustre les concentrations du Zn dans les effluents liquides des cabinets dentaires de Constantine. La concentration moyenne de Zn était de 52,81 mg /L, avec un intervalle allant de 0 à 859,67 mg/L. Les teneurs en Zn au niveau des cabinets dentaires de Skikda sont illustrées par la **Figure IV.10 (ii)**. La concentration moyenne et l'intervalle de concentrations étaient respectivement de 23,29 mg/L et de 0 à 27,73 mg/L. La **Figure IV.10(iii)** représente les concentrations de Zn au niveau des cliniques dentaires de la région d'Annaba. La concentration moyenne était de 59,44 mg /L avec un maximum de 997,37 mg /L. Le test de Student a révélé que les teneurs moyennes en Zn dans les zones d'étude étaient significativement différentes et supérieures à la limite autorisée (2mg/L).

Cependant, les résultats n'ont pas révélé une différence significative concernant les teneurs en Zn (**Figure IV.10 (iiii)**) inter régions (ANOVA, $F = 1,54$, $p = 0,21$). La concentration moyenne du Zn la plus élevée qui est de 59,44 mg/L a été observée à Annaba.

IV.2.4.4. Manganèse

Les teneurs en Mn des effluents liquides des régions d'études sont représentées dans la **Figure IV.11**.

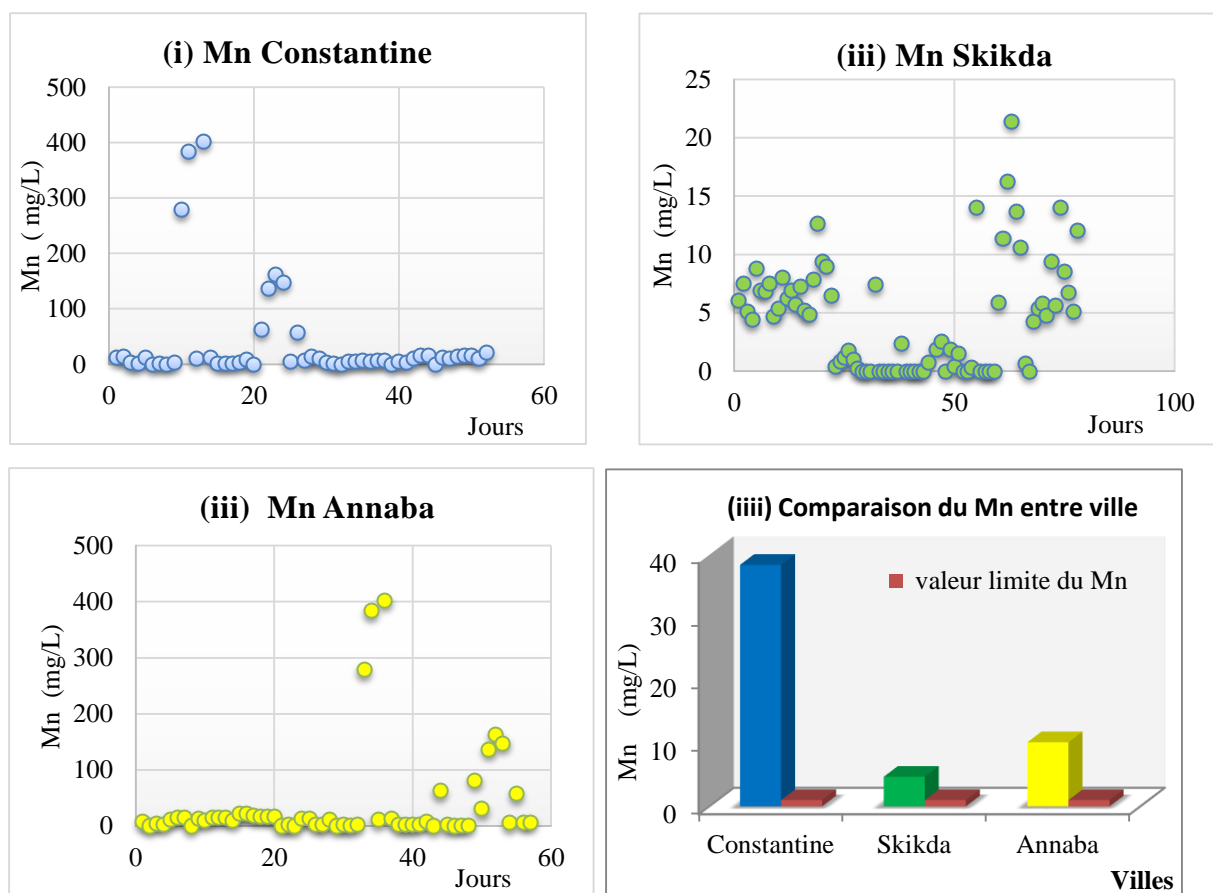


Figure IV.11: Concentration of manganese.

La **Figure IV.11 (i)** illustre les teneurs en Mn des cabinets dentaires de Constantine avec une concentration moyenne de 38,43 mg/L et une concentration maximale de 400,35mg/L. Les concentrations de Mn mesurées au niveau des cabinets dentaires de Skikda sont présentées dans la **Figure IV.11 (ii)**. La concentration moyenne et l'intervalle de concentrations étaient respectivement : 4,72 mg/L et entre 0 et 21,44 mg/L. La **FigureIV.11(iii)** représente les concentrations de Mn dans les effluents liquides des cabinets dentaires d'Annaba. La concentration moyenne était de 10,22 mg/L avec un maximum de 402,52mg/L. Les résultats du test t Student ont indiqué que les concentrations de Mn étaient significativement différentes et supérieures aux normes Algériennes, comme le montrent le **Tableau IV.8** et la **FigureIV.11(iiii)**.

Les résultats d'analyse de la variance ont révélé des différences significatives dans les teneurs de Mn entre Constantine, Annaba et Skikda. Ceci est dû aux différentes activités des cabinets dentaires (ANOVA, $F = 5,55$, $p < 0,01$). D'après la **Figure IV.11 (iii)** on peut conclure de que la concentration moyenne de Mn la plus élevée a été détectée à Constantine avec 38,43mg / L.

IV.2.4.5. Fer

Les concentrations en Fe des effluents liquides des cabinets dentaires des zones d'études sont représentées par la **Figure IV.12**.

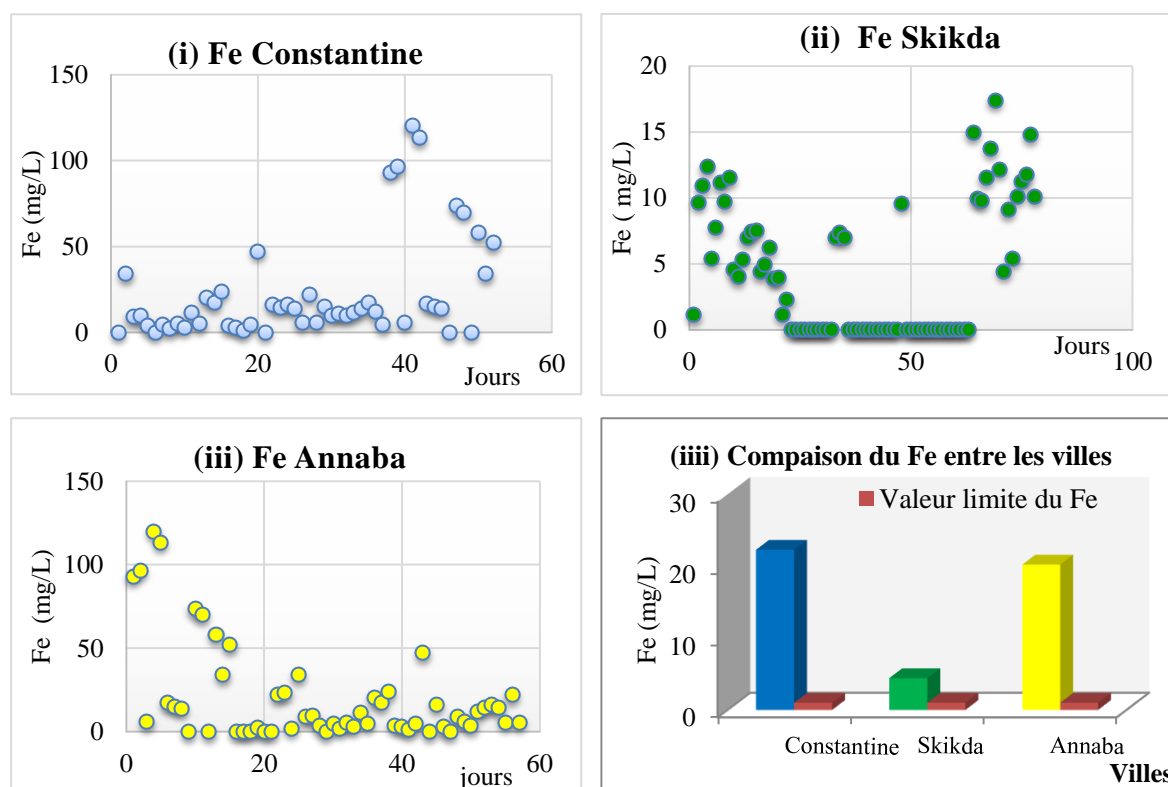


Figure IV.12 : Concentration du fer.

La **Figure IV.12 (i)** représente les teneurs en Fe des cabinets dentaires de Constantine. La concentration moyenne était de 22,28 mg/L avec une concentration maximale de 125 mg /L. Les concentrations du fer détectées dans des échantillons des cabinets dentaires de Skikda sont représentées par la **Figure IV.12 (ii)**. La concentration moyenne et l'intervalle de concentrations étaient respectivement de 4,42 mg/L et de 0 à 17,41 mg/L. La **Figure IV.12(iii)** illustre les niveaux de concentration de Fe dans les cliniques dentaires de Annaba. La concentration moyenne était de 20,22 mg/L avec un maximum de 120,08 mg/L.

Comme le montre le **Tableau IV.8**, le test de Student a révélé que les concentrations moyennes du Fe dans les trois régions étaient significativement élevées par rapport à la valeur seuil en Algérie qui est de 1 mg/L. L'analyse ANOVA1 pour la teneur moyenne en Fe entre les trois régions : Constantine Annaba et Skikda, a révélé l'existence d'une différence significative inter régions (**Figure IV.12 (iii)**) (ANOVA, $F = 12,57$, $p < 0,0001$). La concentration moyenne de fer la plus élevée a été détectée à Constantine avec 22,28 mg/L.

IV.2.4.6. Nickel

Les concentrations du nickel dans les effluents liquides des wilayas de Constantine, Skikda et Annaba sont représentées par la **Figure IV.13**.

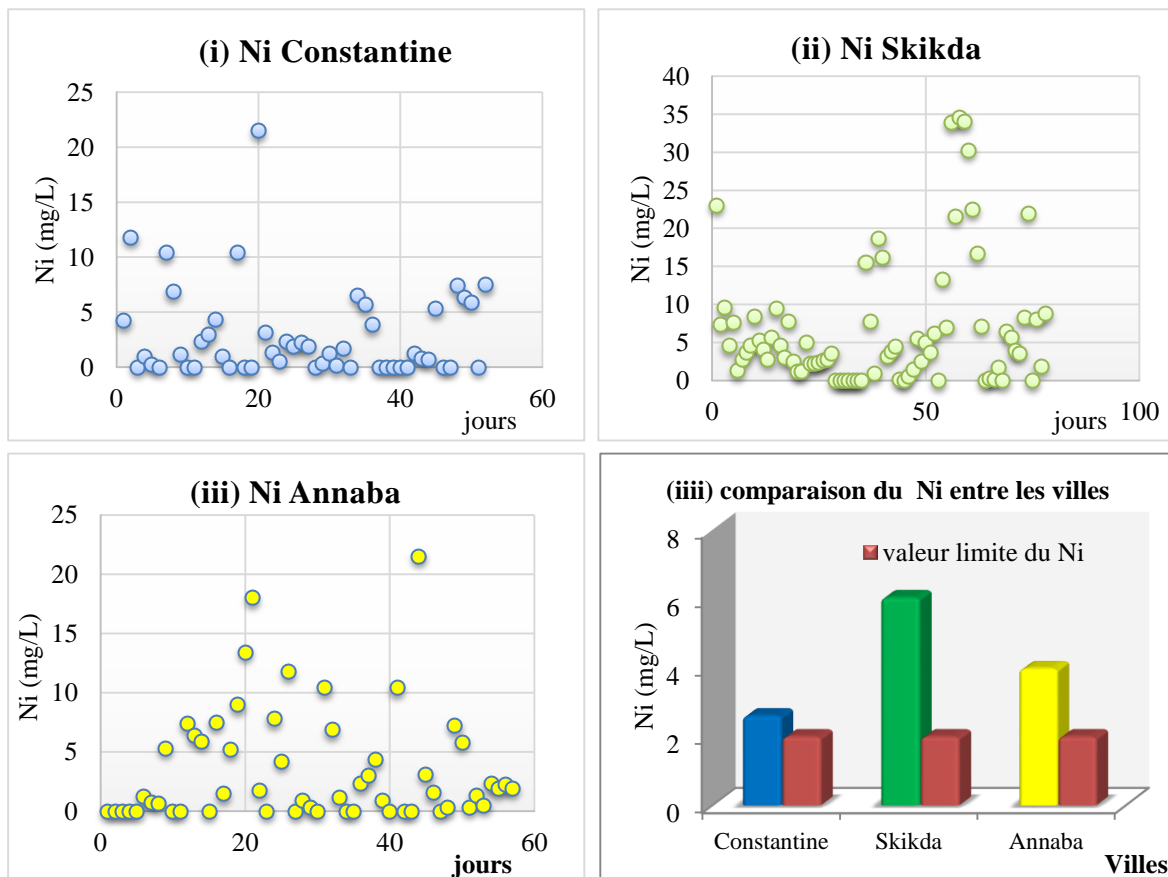


Figure IV.13 : Concentration du nickel .

La **Figure IV.13 (i)** représente les teneurs en Ni des cabinets dentaires de Constantine. La concentration moyenne était de 2,61 mg/L avec un maximum de 21,51 mg/L. Les concentrations du Ni mesurées au niveau des cabinets dentaires de Skikda sont représentées dans la **Figure IV.13 (ii)**. La concentration moyenne et l'intervalle de concentrations étaient respectivement de 6,04 mg/L et de 0–34,60 mg/L.

La **Figure IV.13 (iii)** illustre les niveaux de concentration de Ni dans les cabinets dentaires de Annaba. La concentration moyenne était de 3,98 mg/L avec un maximum de 4,7 mg/L.

Par ailleurs, les niveaux de Ni des cabinets dentaires de Skikda étaient supérieurs à la limite autorisée qui est de 2 mg/L et se situaient dans la plage des valeurs seuils à Constantine et à Annaba. Le nickel a été détecté dans tous les sites d'échantillonnage (**Figure IV.13 (iii)**) et l'analyse ANOVA 1 a révélé une différence significative des niveaux de Ni entre les zones d'étude (ANOVA, $F = 7,68$, $p < 0,01$). La concentration moyenne de nickel la plus élevée a été détectée à Skikda avec 6,04 mg / L.

IV.2.4.7. Cadmium

Les concentrations du cadmium des effluents liquides des cliniques dentaires des wilayas de Constantine, Skikda et Annaba, sont représentées par la **Figure IV.14**.

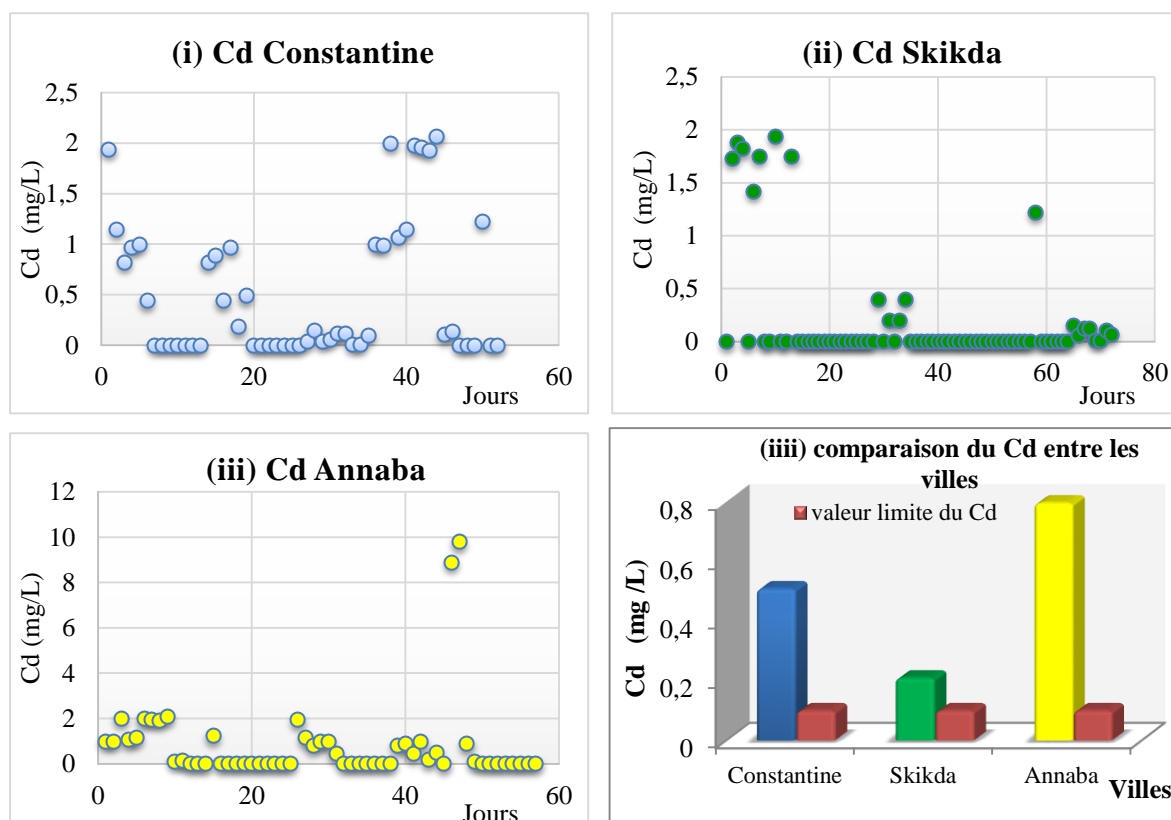


Figure IV.14 : Concentration du cadmium.

La **Figure IV.14 (i)** illustre les niveaux de Cd dans les cabinets dentaires de Constantine. La concentration moyenne était de 0,51 mg/L avec un maximum de 2,07 mg/L. Les teneurs de Cd mesurés au niveau des cabinets dentaires de Skikda sont représentées par la **Figure IV.14 (ii)**. La concentration moyenne et l'intervalle de concentrations étaient respectivement de 0,21mg/L et de 0–1,94 mg/L. La **Figure IV.14 (iii)** résume les niveaux de concentration de Cd dans les effluents des cabinets dentaires de la wilaya de Annaba. La concentration moyenne était de 0,79 mg/L avec un maximum de 9,8 mg/L. Les résultats du test t de Student pour les wilayas Constantine et Annaba montrent qu'il existe une différence significative entre les teneurs moyenne en Cd et le seuil limite fixé par la réglementation Algérienne qui est de 0,1mg/L.

Pour le Cadmium, l'analyse ANOVA 1 a révélé une différence significative entre les trois régions (**Figure IV.14 (iii)**) (ANOVA, $F = 4,76$, $p < 0,05$). La plus grande concentration du Cd a été enregistrée à Annaba (0,79 mg/L).

IV.2.4.8. Chrome

Les concentrations du Cr des effluents liquides des cabinets dentaires des wilayas de Constantine et Annaba sont représentées sur la **Figure IV.15**.

La **Figure IV.15 (i)** représente les teneurs en Cr dans les cabinets dentaires de la wilaya de Constantine. La concentration moyenne était de 0,19 mg /L avec un maximum de 1,5 mg/L. Le Cr n'a pas été détecté dans les effluents des cabinets dentaires de la wilaya Skikda.

Les concentrations du Cr provenant des cabinets dentaires d'Annaba sont illustrées par la **Figure IV.15 (ii)**. La concentration moyenne était de 0,17 mg /L avec un maximum de 1,41mg/L. Les niveaux de Cr à Constantine et Annaba étaient significativement inférieur à la valeur limite fixée par la réglementation Algérienne qui est de 2 mg/L .

Dans la majorité des échantillons analysés, le chrome n'a pas été détecté, à l'exception de certains échantillons. Pour ces raisons, il n'y avait pas de différence significative entre les moyennes de Cr inter région (**Figure IV.15 (iii)**) (ANOVA, $F = 2,79$, $p = 0,065$). La teneur la plus élevée en Cr a été enregistré à Constantine avec 0,19 mg/L.

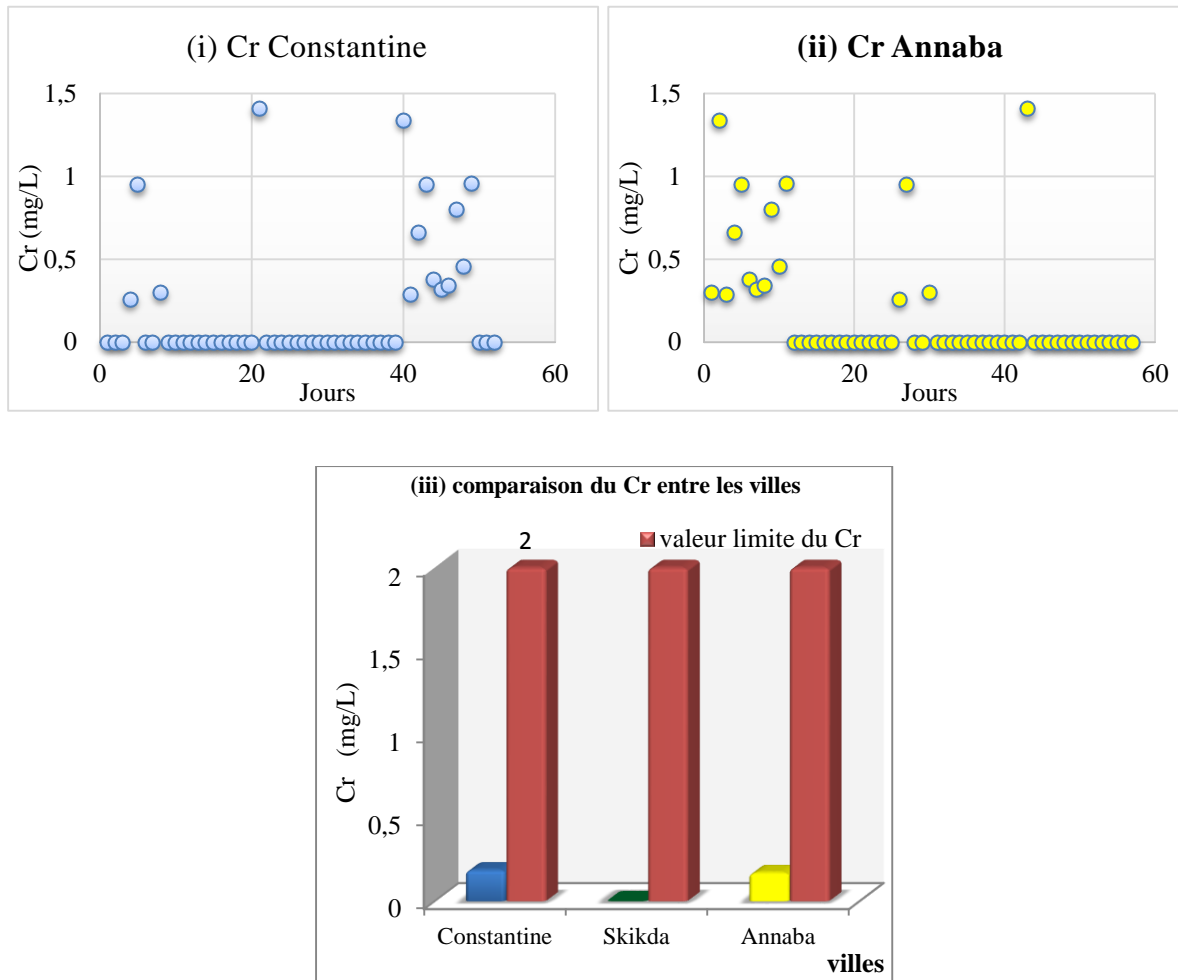


Figure IV.15 : Concentration du chrome.

IV.2.4.9. Plomb

Les concentrations du plomb détectées dans les effluents liquides des cabinets dentaires de Constantine et Annaba sont représentées par la **Figure IV.16**.

La **Figure IV.16 (i)** illustre les teneurs de plomb au niveau des cabinets dentaires de Constantine. La concentration moyenne était de 0,44 mg/L avec un maximum de 6,08 mg/L. Le plomb n'a pas été détecté dans les effluents des cabinets dentaires de Skikda.

La **Figure IV.16 (ii)** illustre les concentrations de plomb au niveau des cabinets dentaires d'Annaba. La concentration moyenne était de 0,46 mg / L avec un maximum de 5,98mg/L. Les concentrations de Pb dans les trois zones d'étude étaient inférieures à la valeur limite Algérienne (**Figure IV.16 (iii)**). Comme le montre le **Tableau IV.8**, pour le Pb le test Student n'a révélé aucune différence significative des concentrations moyennes dans les zones d'étude par rapport à la valeur limite. Dans la majorité des échantillons analysés, il n'y avait aucune trace de plomb.

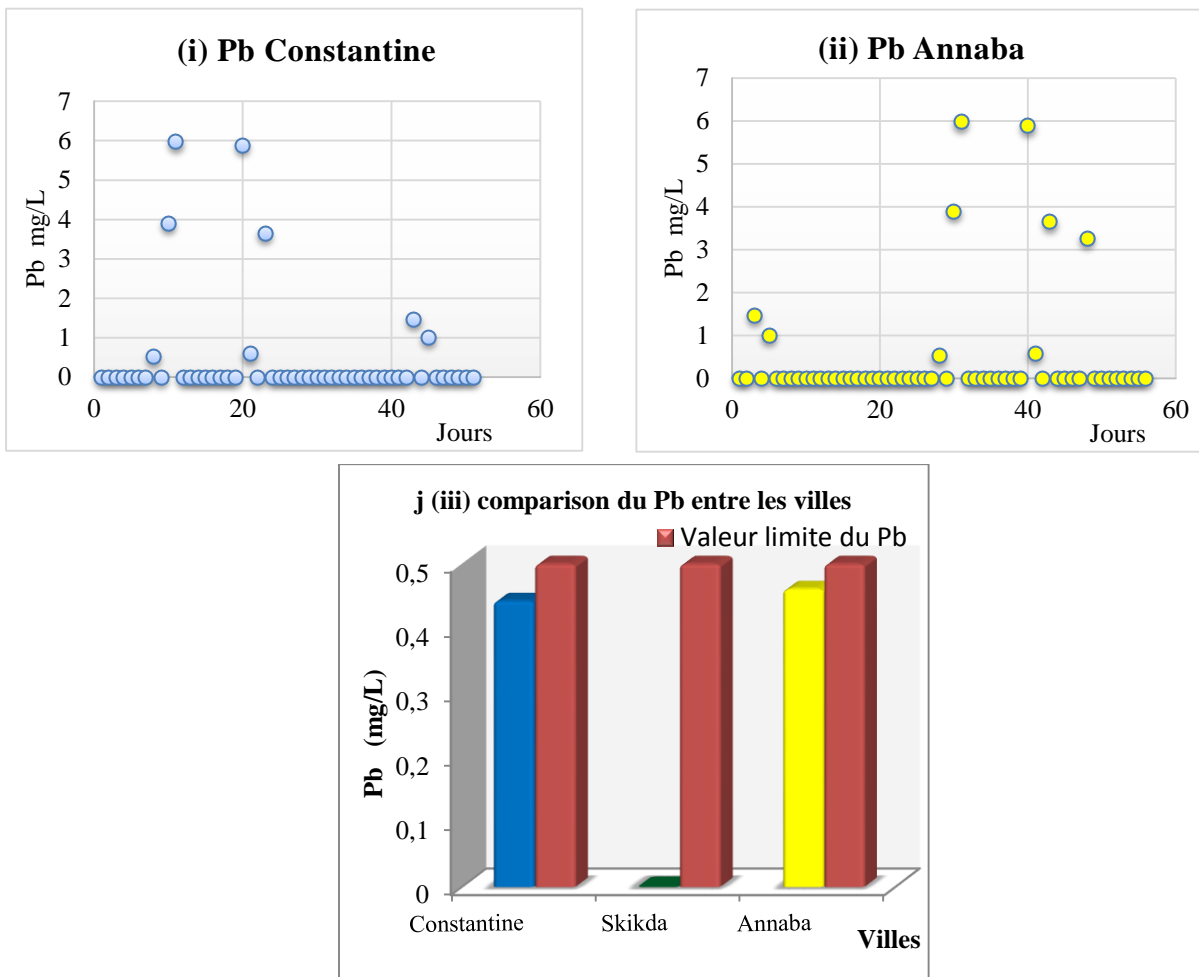


Figure IV.16 : Concentration du plomb .

L'analyse ANOVA 1 n'a révélé aucune différence entre les teneurs moyennes de Pb inter régions (ANOVA, $F = 1,239$, $p = 0,293$).

IV.2.4.10. Discussion des résultats des métaux lourds dans les trois régions

Les résultats d'analyse des métaux lourds pour les 191 prélèvements sont résumés dans le **Tableau IV.8**. Les valeurs moyennes obtenus montre une contamination des effluents des cabinets dentaires par les métaux lourds suivants: Hg, Cu, Fe, Zn, Mn, Pb, Cd, Ni et Cr.

Cependant, la différence des teneurs en métaux lourds entre les sites pourrait être attribuée à la variété des opérations effectuées par les dentistes. De plus, les résultats ont montré que les échantillons contenaient des niveaux dangereux des métaux lourds, en particulier les constituants des amalgames dentaires, notamment l'Hg, le Cu et le Zn [3-9]. Les valeurs enregistrées de Hg, Cu et Zn sont parmi les plus élevés par rapport aux autres métaux lourds.

Les résultats de cette étude sont en accord avec ceux rapportés dans la littérature où des niveaux inacceptables de mercure ont été détectés dans les eaux usées émises par les cliniques dentaires [10-17].

Par exemple, les concentrations totales de mercure détectées dans les eaux usées du centre dentaire Naval aux États-Unis, sur une période de suivi de 18 mois étaient les suivantes: 45,2mg/L (n = 13, SD = 68,6, pour un fauteuil dentaire), 53.4 mg/L (n = 12, SD = 2,67, pour 30 fauteuils dentaires), et 13,4 mg / L (n = 13, SD = 9,90 ,pour 107 fauteuils dentaires) [14].

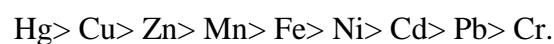
Pour les autres métaux, Ni et Cr en particulier, les concentrations relevées sont moins préoccupantes, et leurs présence peut être expliquée par l'existence de prothèse fixe dans la bouche des patients. Ces métaux sont généralement utilisés pour les dents postérieures et sont souvent des alliages de nickel chrome et de chrome cobalt [18].

Pour le Fe, le Cr, le Mn et le Ni, leurs présences peut être expliqué par l'utilisation des instruments fabriqués par l'acier inoxydable dans les opérations dentaires, par exemple : pincettes pour les soins dentaires, spatule, fouloir et miroir dentaire [19].

Les alliages en acier inoxydables sont composés de 71% de fer, 18% de chrome, 8% de nickel, et des traces (<0,2%) de carbone [20]. Le contact de ces matériaux avec la salive provoque des réactions d'oxydo réduction suite à la corrosion des métaux. Ces ions représentent les produits de corrosion.

De nombreuses études montrent que les alliages dentaires libèrent des ions connus par leur nocivité. Les produits majoritaires issus de la corrosion de l'acier inoxydable sont le fer, le chrome et le nickel [21].

D'après la comparaison des concentrations des métaux lourds dans tous les échantillons de notre étude, le gradient de concentration des métaux lourds dans les différents échantillons des cliniques dentaires étaient dans l'ordre suivant:



L'installation de séparateurs d'amalgames dans le fauteuil dentaire permet de réduire la quantité de mercure rejetée par les cliniques dentaires [22-25].

Il existe Des solutions alternatives pour l'élimination du mercure des eaux usées et cela par l'utilisation d'une solution aqueuse de polymères, qui réduit la quantité de mercure dans les eaux usées dentaires à 99,99% [26].

Il faut souligner que le risque écotoxicologique réside dans le caractère cumulatif des métaux lourds, qui interviennent dans les phénomènes de bioaccumulation et de

bioamplification [27,28]. Dans l'ensemble, il est nécessaire de prendre des mesures adéquates pour réduire les émissions de métaux lourds provenant des cliniques dentaires en Algérie.

Peu de réglementations limitent l'utilisation de l'amalgame dans le monde. La Suède est devenue le premier pays à avoir éliminé complètement l'utilisation d'amalgame [29].

L'Allemagne quant à elle a recommandé de limiter son utilisation chez les jeunes enfants, les femmes enceintes et les patients souffrant de graves problèmes rénaux [30]. Son utilisation a également connu une diminution aux États-Unis, en Australie, en Scandinavie et au Royaume-Uni [31]. Une étude a estimé l'impact financier de l'interdiction des restaurations d'amalgame pour certains groupes de la population [32].

IV.2.5. Analyse de la composante principale

L'analyse de la composante principale (ACP) a été appliquée pour l'évaluation des corrélations entre les concentrations de métaux lourds, et cela afin de déterminer la répartition des métaux lourds dans les zones étudiées.

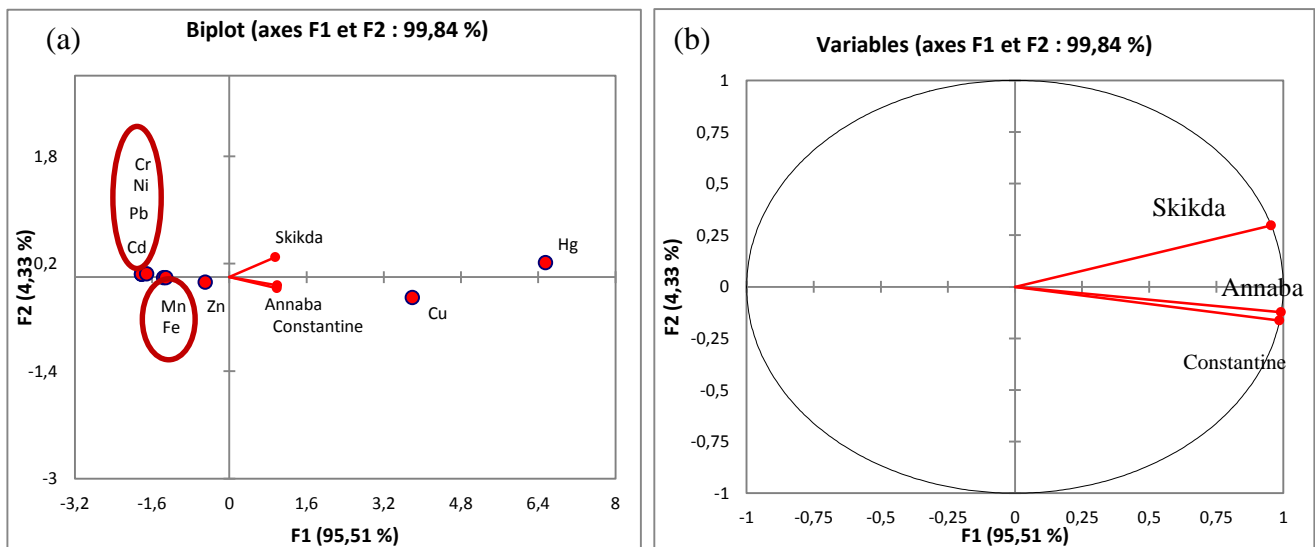


Figure IV.17: (a): Plan factoriel des teneurs métalliques, (b): Score plot des zones d'échantillonnage.

L'analyse multifactorielle ACP est appliquée dans plusieurs études environnementales. C'est une méthode qui se base sur l'analyse de tableaux de données, comportant des individus et des variables quantitatives associées. Un individu est une unité expérimentale, il s'agit de l'objet sur lequel les observations ou les mesures sont effectuées. Dans notre étude, les individus correspondent aux différentes régions d'étude: Constantine, Skikda et Annaba, et les variables sont les mesures concernant les différents métaux lourds : Hg, Cu, Fe, Zn, Mn, Pb, Cd, Ni et Cr.

D'après les résultats obtenus, les concentrations de métaux lourds dans les effluents liquides des cliniques dentaires peuvent être regroupées en deux composantes principales, décrites à 95,51% et 4,33% de la variabilité observée des taux de métaux lourds produits dans différentes zones d'étude.

Sur le graphique de chargement de la **Figure IV.17(b)**, il a été observé que la wilaya d'Annaba et Constantine sont corrélées. L'axe F1 est relié à la droite à Skikda, Constantine et Annaba. D'après la **Figure IV.17 (a)** qui présente le plan factoriel de l'ACP calculées à partir des teneurs métalliques des différentes régions, on constate qu'il existe une corrélation significative entre Hg et Cu. Ce résultat implique qu'Hg et Cu peuvent provenir de la même source de pollution qui est l'amalgame dentaire. Cela confirme que l'amalgame dentaire est la principale source de pollution des effluents des cliniques dentaires par l'Hg et le Cu.

La comparaison des deux graphes de la **Figure IV.17** a permis d'identifier les variations entre les zones et les différents métaux qui ont été détectés à leurs niveaux. En comparant les deux graphes de la **Figure IV.17**, on a observé une variation par rapport aux régions et les divers métaux détectés. Donc Annaba et Constantine sont plus pollués par le Cu et Skikda est plus polluée par l'Hg. Le mercure a été détecté en grande concentration à Skikda, ce qui peut être expliqué par la forte activité liée aux amalgames dentaires au niveau de la wilaya de Skikda par rapport à Annaba et Constantine. Aussi il est à noter que le Zn n'a pas suivi la même tendance que le reste des composants de l'amalgame dentaire (Hg et Cu). Cela peut être dû au fait que l'amalgame dentaire contient de faibles proportions de Zn par rapport au Hg et au Cu. Par conséquent, les cartes de distribution ont montré que Pb, Cr, Cd et Ni étaient significativement corrélés et variés de la même manière. Dans notre étude, ces polluants ont été détectés avec de faibles concentrations et, parfois, leurs concentrations étaient nulles. Une autre observation à noter est que Fe et Mn étaient positivement corrélés. La présence de Fe, Ni et Mn pourrait être due aux matériaux utilisés par le dentiste.

IV.3. Evaluation quantitative des déchets d'amalgame dentaire

Vu la grande quantité du mercure (50% du poids) qu'ils contiennent, les amalgames dentaires sont considérés comme des déchets toxiques. Ces déchets dangereux sont rejetés dans les poubelles, et coltés avec les ordures ménagères et ne subissent aucun traitement spécifique.

Nous avons effectué une estimation quantitative du mercure rejeté, en se basant sur la masse des déchets d'amalgame dentaire rejetés dans les poubelles, et cela en les récoltant en fin de journée, et en les pesant.

IV.3.1. Cabinets dentaires de Constantine

Afin d'évaluer l'effet la quantité de mercure rejeté, nous avons faits des prélèvements auprès de quatre cabinets dentaires, durant trois mois. Les masses moyennes de mercure sont regroupées dans le **Tableau IV.9** et illustrées sous forme d'histogrammes dans la **FigureIV.18**.

Tableau IV.9 : Résultats de l'analyse statistique « ANOVA1 » : comparaison des quantités de mercure entre les cabinets dentaires de Constantine (n=87).

Dentiste	Moyenne (g/jour)	n	Ecart-type (g/jour)	Minimum (g/jour)	Maximum (g/jour)	ANOVA 1	
						F (ANOVA)	P (ANOVA)
DCn 1	0,25	45	0,16	0,02	0,77	0,85	0,43
DCn 2	0,24	30	0,17	0,03	0,64		
DCn3	0,31	12	0,11	0,12	0,45		

n : nombre d'échantillons.

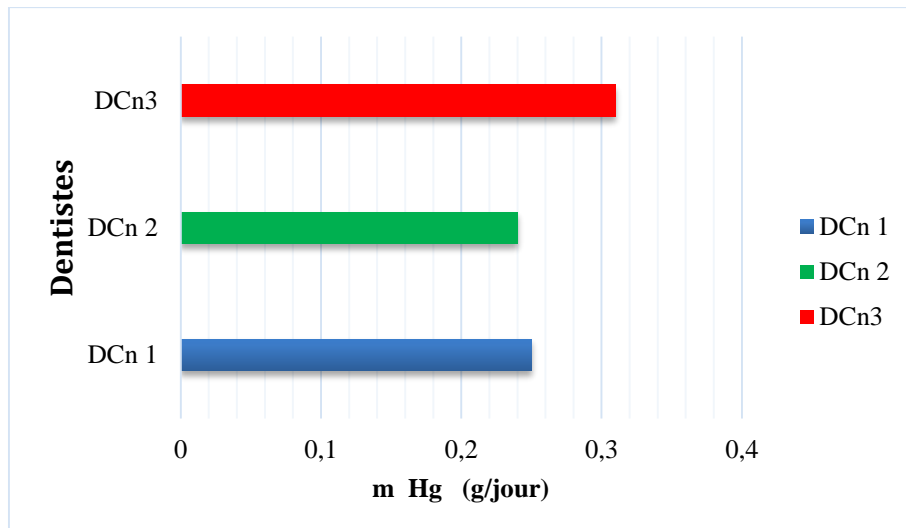


Figure IV.18 : Masses moyennes du mercure contenu dans les déchets d'amalgames des cabinets dentaires de Constantine.

D'après la **Figure IV.18** il apparaît que la masse moyenne du mercure contenu dans les déchets d'amalgame varient entre 0,24 g/jour et 0,31g/jour.

L'ANOVA1 testée sur les quantités du mercure issues des cabinets dentaires de Constantine a révélé qu'il n'y a pas de différence significative pour la quantité du mercure dans les déchets d'amalgame dentaire, entre les quatre cabinets dentaires (F=0,85, p=0,429).

IV.3.2. Cabinets dentaires de Annaba

Les échantillons des déchets d'amalgame dentaire pour les communes d'El Bouni et Berrahal ont été prélevés au niveau de huit cabinets dentaires durant les mois Janvier Février et Mars. Les masses moyennes du mercure, des cabinets dentaires d'El Bouni sont représentées sous forme d'histogramme dans la **Figure IV.19** et reportées dans le **Tableau IV.10**.

Tableau IV.10: Résultats de l'analyse statistique « ANOVA1 » : comparaison des quantités de mercure entre les cabinets dentaires d'El Bouni et Berrahal (n=68).

Dentiste	Moyenne (g/jour)	n	Ecart-type (g/jour)	Minimum (g/jour)	Maximum (g/jour)	ANOVA 1	
						F (ANOVA 1)	P(ANOVA1)
DBn1	0,24	11	0,21	0,06	0,77	0,079	0,97
DBn2	0,23	5	0,12	0,12	0,42		
DBn3	0,27	4	0,19	0,12	0,55		
DBn4	0,21	4	0,19	0,06	0,49		
DBr1	0,20	12	0,15	0,06	0,65	0,51	0,68
DBr2	0,18	11	0,09	0,07	0,33		
DBr3	0,17	10	0,14	0,04	0,54		
DBr4	0,15	11	0,05	0,10	0,27		

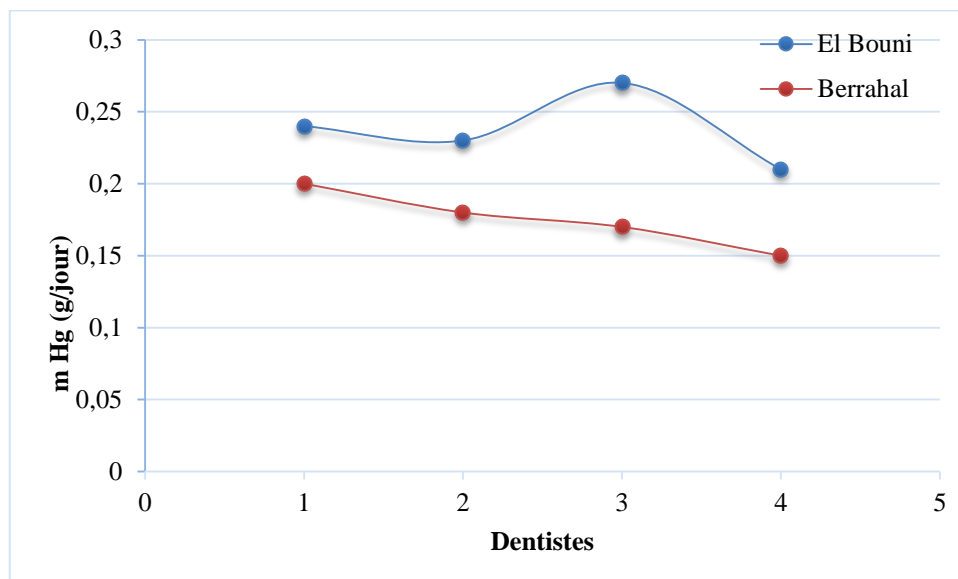


Figure IV.19 : Masses moyennes du mercure contenu dans les déchets d'amalgames des cabinets dentaires d'Annaba.

D'après la **Figure IV.19**, il apparaît que la masse moyenne du mercure contenu dans les déchets d'amalgame des cabinets dentaires d'El Bouni varient entre 0,21 g/jour et 0,27g/jour. Les cabinets dentaires de Berrahal présentent des masses moyennes en mercure variant de 0,15 g/jour à 0,20 g/jour. Les masses moyennes en mercure chez le 2^{ème} et le 3^{ème} dentiste sont sensiblement égales, elles sont de 0,17 g/jour

Pour la quantité de mercure rejeté, d'après l'analyse ANOVA1, la variabilité inter cabinets dentaires n'est pas significative entre les quatre cabinets dentaires de la commune de El Bouni (F=0,079, p=0,97) et Berrahal (F=0,512, p=0,68). Cela implique que le lieu d'échantillonnage n'influence pas sur la masse de mercure.

D'après l'analyse de la variance (ANOVA1) entre les cabinets dentaires d'El Bouni et Berrahal l'analyse ne fait ressortir aucun effet significatif de commune concernant les quantités de déchets de mercure rejetés par les cabinets dentaires ($F=2,82$, $p=0,09$). Ce qui implique qu'il y a une ressemblance concernant les activités liées à l'amalgame dentaire entre les deux communes d'El Bouni et de Berrahal Wilaya d'Annaba.

IV.3.3. Cabinets dentaires de Skikda

Dans la ville de Skikda, les quantités moyennes des déchets de mercure dans les amalgames dentaires issus des cabinets dentaires des villes de Skikda et Collo sont regroupées dans le **Tableau IV.11** et représentés dans la **Figure IV.20**.

Tableau IV.11: Résultats de l'analyse statistique « ANOVA1 » : comparaison des quantités de mercure entre les cabinets dentaires de Skikda (n=52).

Dentiste	Moyenne (g/jour)	N	Ecart-type (g/jour)	Minimum (g/jour)	Maximum (g/jour)	ANOVA 1	
						F (ANOVA 1)	p (ANOVA1)
DSk1	0,46	6	0,068	0,35	0,53	0,89	0,46
DSk2	0,37	6	0,15	0,16	0,60		
DSkr3	0,40	6	0,14	0,21	0,62		
DSk4	0,34	6	0,14	0,18	0,50		
DCo1	0,58	4	0,66	0,04	1,39	2,33	0,1
DCo2	0,20	8	0,10	0,08	0,34		
DCo3	0,32	8	0,18	0,07	0,54		
DCo4	0,18	8	0,11	0,05	0,34		

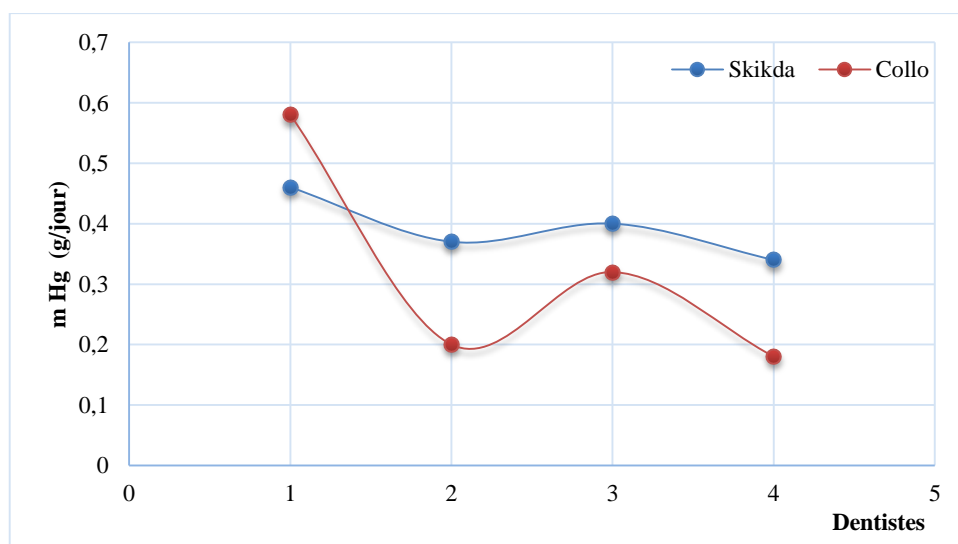


Figure IV.20 : Masses moyennes du mercure contenu dans les déchets d'amalgames des cabinets dentaires de Skikda.

L'étude de la **Figure IV.20** révèle que les masses moyennes du mercure des déchets d'amalgame dentaire des cabinets dentaires de Skikda s'échelonnent entre un minimum

0,34g/jour et un maximum de 0,46g/jour pour les cabinet. Pour les cabinets dentaires DCo1, DCo2, DCo3 et DCo4 les quantités moyennes journalières du mercure ont été respectivement : 0,58 g/jour, 0,2 g/jour, 0,32 g/jour et 0,18g/jour.

Pour la variabilité inter cabinets dentaires, les résultats de l'ANOVA 1 ne font ressortir aucune différence significative entre les masses du Hg durant la période d'échantillonnages ; pour les commune de Skikda (F=0,896, p=0,46) et Collo (F=2,33, p=0,1).

L'analyse de la variance (ANOVA 1) ne fait ressortir aucun effet région significatif concernant les quantités de déchets de mercure rejetés par les cabinets dentaires (F=3,163, p=0,081). Ce qui implique qu'il y a une ressemblance concernant les activités liées à l'amalgame dentaire dans les communes de Collo et de Skikda.

IV.3.4. Comparaison des émissions de mercure dans les déchets solides d'amalgames dentaires entre les trois zones

Durant la période de janvier à avril 2016, les échantillons de déchets d'amalgame dentaire ont été collectés quotidiennement. Les résultats des émissions de mercure et des résidus d'amalgames sont synthétisés dans le **Tableau IV.12**. Ils sont illustrés graphiquement dans les **Figures IV.21, IV.22 et IV.23**.

Tableau IV.12: Émission de mercure sous forme de déchets solides d'amalgames dentaires par les cliniques dentaires des trois zones d'étude.

Regions	Constantine	Annaba	Skikda
Masse moyenne de Hg (g clinique ⁻¹ jour ⁻¹)	0,26 (n=87)	0,20 (n=68)	0,34 (n=52)
SD (g clinique ⁻¹ jour ⁻¹)	0,16	0,14	0,23
Min (g clinique ⁻¹ jour ⁻¹)	0,02	0,04	0,03
Max (g clinique ⁻¹ jour ⁻¹)	0,67	0,77	1,39
Estimation de la production journalière du Hg par région (g clinique ⁻¹ jour ⁻¹)	46,44	27,80	56,61
Estimation de la production anuelle du Hg par région (kg année ⁻¹)	13,28	7,95	16,19

n: le nombre d'échantillons collectés dans chaque zone.

SD : représente la déviation standard de la production journalière du mercure.

IV.3.4.1. Comparaison de la production journalière du Hg entre les wilayas

D'après les résultats obtenus au niveau des cabinets dentaires sélectionnés, la masse moyenne et l'intervalle de production de mercure provenant des déchets solides des amalgames dentaires étaient respectivement : 0,26 g/jour et de 0,02-0,67 g/jour pour Constantine, 0,33g/jour et de 0,04-0,77 g/jour pour Annaba, et 0,34 g/jour et 0,03-1,39 g/jour pour Skikda (Tableau IV.12, Figure IV.21). La plus grande quantité du mercure produite a été détectée à la wilaya de Skikda avec 1,39 g/jour, cette quantité a été récolté suite à l'obturation des dents de six patients avec l'amalgame dentaire, dont les cavités étaient petites ce qui a engendré une grande quantité de déchet.

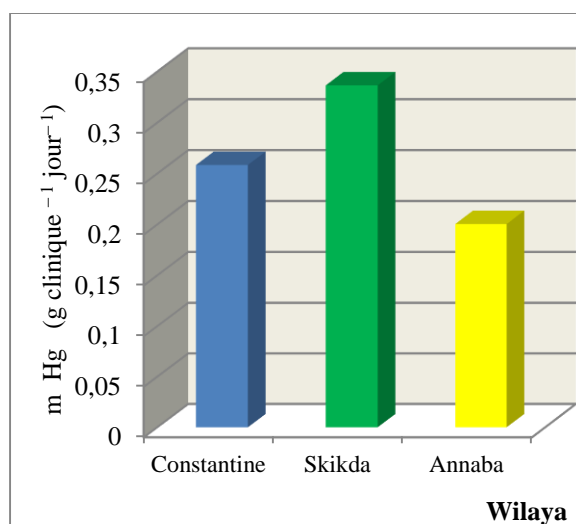


Figure IV.21 : Comparaison de la production journalière de l'Hg entre les wilayas.

L'ANOVA 1 testée sur le mercure des déchets d'amalgame dentaire, révèle une différence significative entre les trois régions d'études : Constantine, Skikda et Annaba (ANOVA, F=8,931, p <0,0001). Les données montrent que la différence est significative entre la région de Constantine et Annaba (p <0,05), Constantine et Skikda (p <0,05), et Annaba et Skikda (p<0,0001).

La masse des déchets d'amalgame dentaire se diffère d'un cabinet dentaire à une autre, et dans le même cabinet d'un jour à un autre. Par conséquent, la masse totale journalière des déchets d'amalgame dentaire, provenant des cabinets est liée au nombre de patients et au volume de la cavité de la dent. Cela nous amène à conclure que plus la taille de la restauration augmente, plus la quantité de déchets d'amalgames dentaires diminue [33].

Ces résultats concordent avec ceux de l'étude effectuée à Ramallah et al-Bireh en Palestine, et qui a mis en évidence, que le remplissage d'une petite cavité de dent devrait libérer environ 0,55g de déchets de mercure [34]. Par conséquent, la quantité de mercure libérée peut

être estimée à 9,57 g /clinique. De même, selon une étude effectuée en Liban, la quantité moyenne de mercure libérée par les cliniques dentaires libanaises étaient estimée à 13,42 g par semaine et par clinique [35].

IV.3.4.2. Estimation de la quantité annuelle du mercure rejeté

Le nombre des cabinets dentaires des trois zones Constantine, Annaba et Constantine étaient respectivement : 180, 139 et 168 cabinets dentaires. Sur la base du nombre de cabinets dentaires dans chaque région, la production quotidienne du mercure des déchets d'amalgames dentaires à Constantine, Annaba et Skikda était respectivement : 46,44 g/jour 27,8 g/jour et 56,582 g/jour (**Figure IV. 22**).

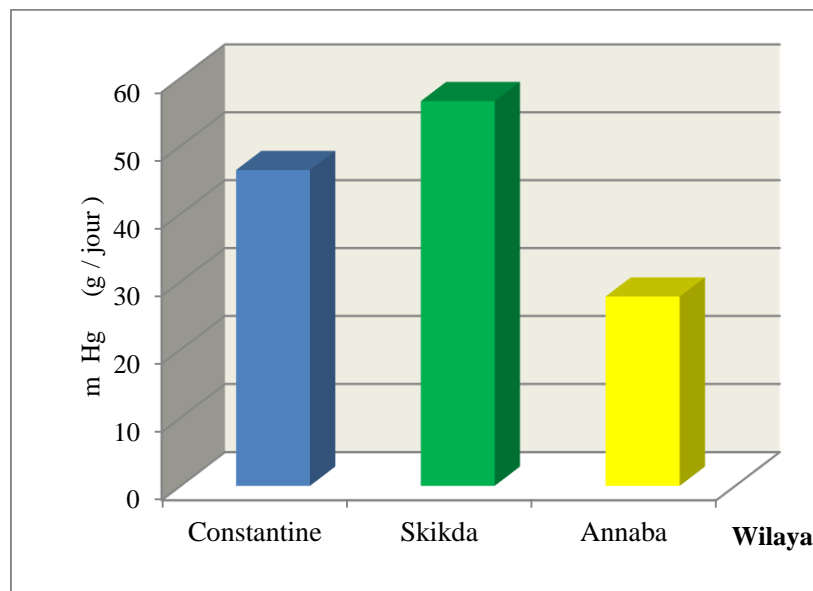


Figure IV.22 : Estimation de la production quotidienne d’Hg pour tous les dentistes de chaque zone d’étude.

En se basant sur les valeurs moyennes de la production quotidienne d’Hg provenant des déchets d’amalgame dentaire solides, et sur le nombre total des cabinets dentaires de chaque zone d’étude, les cabinets dentaires des régions Constantine Annaba et Skikda, peuvent générer annuellement (286jours) une quantité totale de mercure de : 13,28 kg, 7,95 kg et 16,19 kg respectivement (**Figure IV.23**).

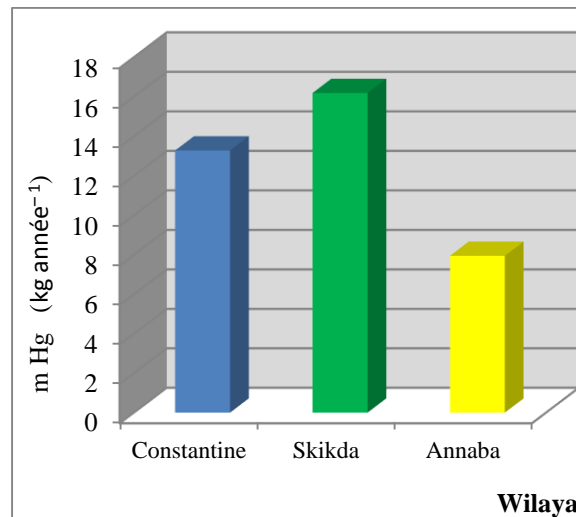


Figure IV.23 : Estimation de la production annuelle d’Hg pour tous les dentistes de chaque zone d’étude.

La réduction de l’obturation des dents avec l’amalgame dentaires peut être attribuée à la diminution de l’utilisation de matériaux contenant du mercure. Le mercure contenu donc dans les déchets solides d’amalgames dentaires présente un risque potentiel pour l’environnement.

Afin de réduire ce risque, le mercure contenu dans l’amalgame dentaire peut être recyclé, à condition qu’il n’a pas été contaminé ou mis en contact avec la bouche du patient[36].

En Algérie, le mercure sous forme d’amalgame est collecté avec les ordures ménagères, puis conduit vers les centres d’enfouissements techniques ou vers les décharges publiques puis incinéré, ce qui peut entraîner l’augmentation de la concentration de mercure dans l’environnement. Afin de réduire le risque des déchets d’amalgames dentaires, ces déchets devrait être séparés des autres déchets des cliniques dentaires, conditionnés et stockés dans des contenues spécifiques [13,14, 37]. Dernièrement on a remarqué que les déchets dangereux issus des cabinets dentaires, y compris l’amalgame dentaire sont collectés séparément et envoyé vers des centres de traitement des déchets dangereux.

IV.4. Dissolution du mercure des amalgames dentaires dans l’eau

Cette partie de notre recherche est consacrée à l’étude de la dissolution du mercure des amalgames dentaire dans l’eau, en fonction des paramètres (milieu naturel) tels que la température, le pH et la salinité. L’analyse d’impact a été effectuée à l’aide de l’analyse de régression linéaire.

IV.4.1. Impact de la température dans un milieu neutre

Pour évaluer l'impact de la température dans le milieu neutre pH=7 (eau de robinet), pour la saison d'hiver (T=15°C), et le printemps (T=23,9 °C). Les résultats obtenus sont illustrés par la **Figure IV.24**.

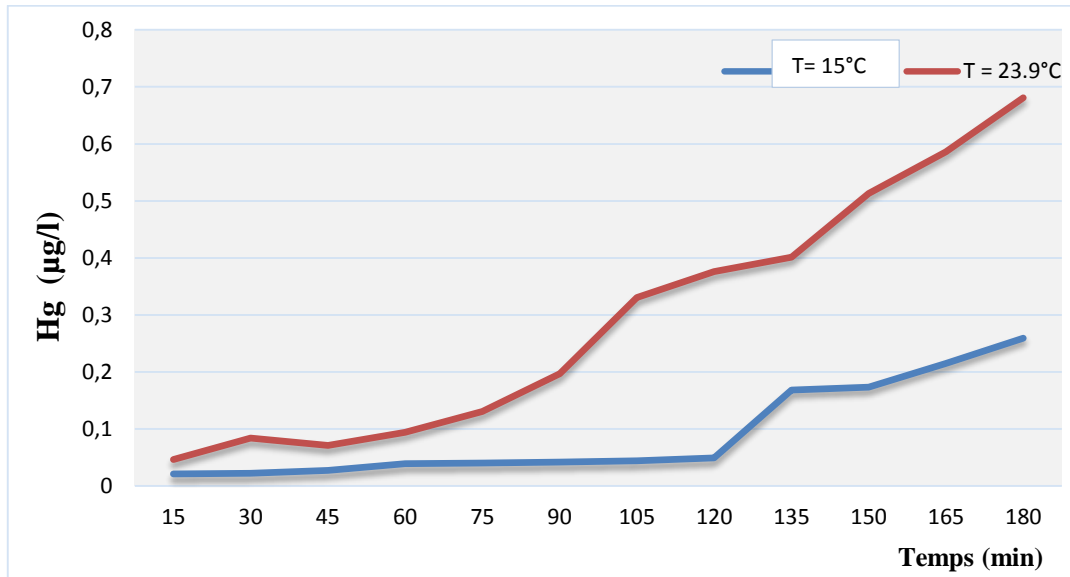


Figure IV.24 : Dissolution du mercure en fonction du temps par effet de température.

D'après la **figure IV.24** nous constatons que les concentrations du mercure sont plus élevées à la température 23,9°C et varient entre 0,046 µg/L (à t=15min) et 0,681 (à t=180 min).

L'analyse de corrélation de Pearson, a révélé une forte corrélation entre la température et la concentration du Hg (r de Pearson= 0,82, p=0,001). D'après la **FigureIV.24** on constate que l'augmentation de la température engendre une augmentation de la dissolution du mercure.

Les résultats de l'analyse de la variance ANOVA 1 montrent une différence hautement significative pour la teneur en mercure aux deux températures (F=45,117, p=0,00001), ce qui fait ressortir l'effet de la température sur la dissolution du mercure des débris d'amalgame.

L'analyse de la régression linéaire entre le niveau de mercure et la température nous donne les coefficients suivant : (B=1,259, $\beta = 0,347$, P = 0, $R^2 = 67,2\%$). Cela nous amène à dire que si la température change avec un degré Celsius la concentration du mercure varie quant à elle avec $R^2=67,2\%$.

Donc pour un milieu avec pH neutre, et pour l'impact de la température on obtient le model suivant : $[Hg] = 0,347 T + 1,259$.

IV.4.2. L'impact de la salinité

Dans notre étude, les wilayas de Skikda et Annaba sont des villes côtières, donc les débris des amalgames dentaires peuvent rejoindre la mer par biais des Oueds. Et pour cela il s'est avéré nécessaire d'évaluer l'influence de la salinité sur la dissolution du mercure des débris d'amalgame dentaire à température et pH constants (pH=7,8 , et T=23°C). Les teneurs en Hg, dans l'eau de mer et l'eau de robinet sont illustrés graphiquement dans la **Figure IV.25**.

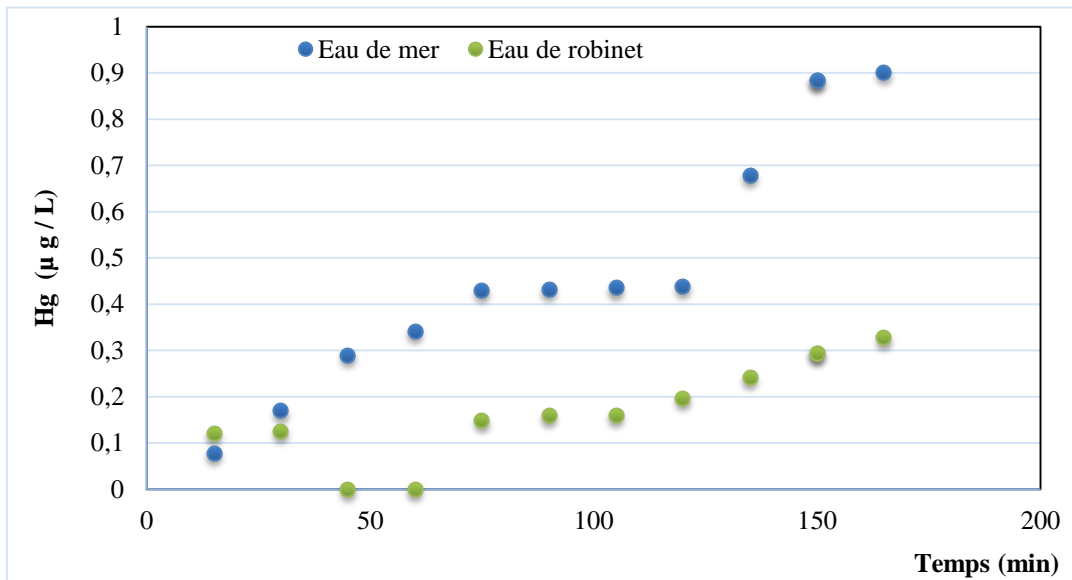


Figure IV.25: Dissolution du mercure fonction du temps par effet de salinité.

D'après la **Figure IV.25** on remarque que la dissolution du mercure dans l'eau de mer est plus importante que dans l'eau de robinet. Les teneurs en mercure varient entre 0,077 µg/L (à t=15min) et 0,883 µg/L (à t=150 min). Tandis que pour l'eau de robinets les teneurs en mercure étaient dans l'intervalle 0,12 µg/L et 0,294 µg/L.

D'après l'analyse de la corrélation de Pearson, on remarque qu'il existe une corrélation positive entre la salinité et la concentration du Hg (r de Pearson=0,532, $p=0$).

Les résultats de l'analyse de la variance, l'ANOVA 1 fait ressortir un effet significatif de la salinité du milieu, sur la dissolution du mercure ($F=8,294$, $p=0,009$). Ainsi les concentrations du mercure libérées des débris d'amalgames immergés dans l'eau de mer sont beaucoup plus importantes que celle enregistrées dans l'eau de robinet.

L'analyse de la régression linéaire entre les teneurs en mercure et la salinité donne les coefficients suivants: ($B= -109,804$, $\beta = 0,532$, $p = 0,09$, $R^2= 28,3\%$). D'après les résultats de la régression linéaire, on obtient le model suivant : $[Hg]= 0,532 S -109,804$ (109,804 représente

l'impact d'autres facteurs, autre que la salinité). Une étude indique que la solution saline favorise la dissolution du mercure des amalgames dentaires [38].

IV.4.3. L'impact du pH

L'examen de la dissolution du mercure pour les différents pH (4, 7, 8.7 et 10) en fonction du temps à température constante $T= 23^{\circ}\text{C}$ a abouti aux résultats illustrés graphiquement dans la **Figure IV.26**.

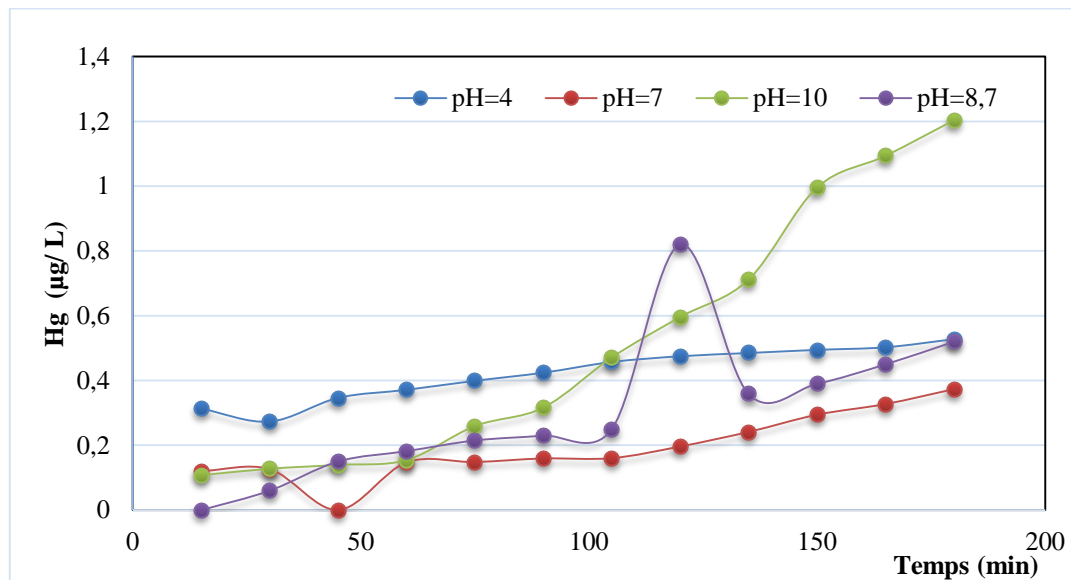


Figure IV.26 : Dissolution du mercure en fonction du temps par effet pH.

D'après l'analyse de corrélation de Pearson on trouve $p=0,346$, supérieur à 0,05. Cela signifie qu'il n'existe pas de corrélation significative entre la dissolution du mercure et le pH du milieu. Ceci met en évidence que pour l'analyse de la régression linéaire, il n'y a pas d'impact significatif du pH sur la dissolution du mercure.

D'après la **Figure IV.26** on remarque que pour l'intervalle de 15 à 90 min les teneurs de mercure les plus élevées ont été enregistrées pour le pH=4 avec les valeurs 0,31 µg/L à $t=15\text{min}$ et 0,42 µg/L à $t=90\text{min}$, puis les teneurs du Hg tendent à se stabiliser avec le temps pour le pH=4. Par contre on remarque que pour l'intervalle 105 à 180 min les teneurs les plus élevées en mercure ont été détectées pour le pH=10, avec une concentration maximale de 1,2 µg/L à $t=180\text{min}$. On constate aussi, que c'est pour le milieu neutre (pH=7) on a enregistré les valeurs minimales tous au long de l'expérience en comparaison avec les autres pH.

La majorité des éléments métalliques, sont plus mobile en conditions acides qu'en conditions alcalines : l'abaissement du pH favorise la mobilité des éléments métalliques notamment par la mise en solution des sels métalliques, alors que l'augmentation du pH

provoque l'immobilisation des éléments métallique par la formation de composés insolubles[39].

IV.5. La volatilisation du mercure des amalgames dentaires dans l'air

IV.5.1. Impact du poids d'amalgame dans le milieu sec

Les résultats des concentrations de mercure dans l'air pour les différents poids d'amalgame dentaire ($m=0,5g$ et $m=1g$), en fonction du temps à $T=19^{\circ}C$, sont illustrés dans la **FigureIV.27**.

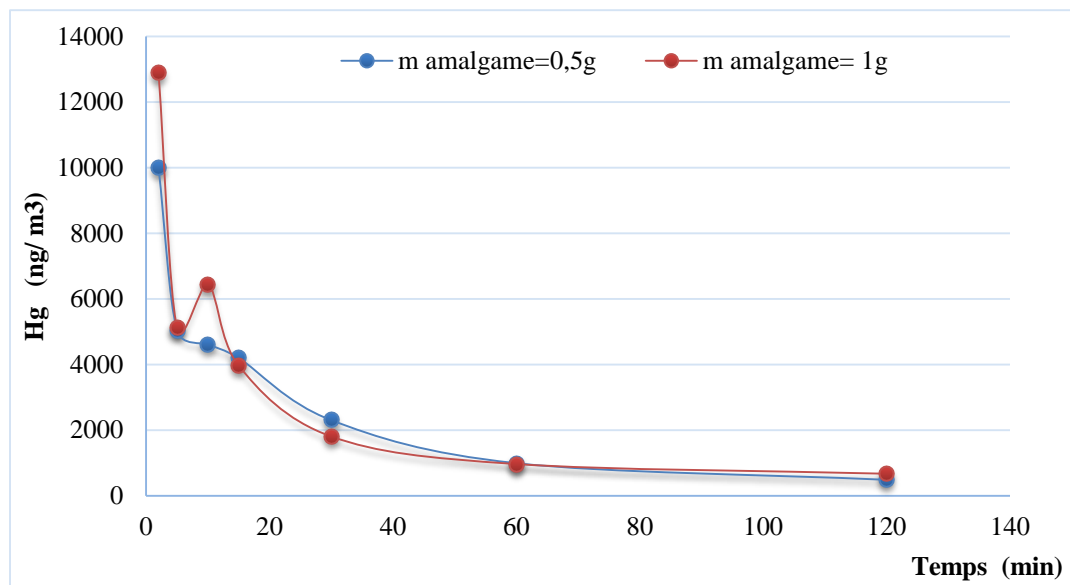


Figure IV.27 : Influence de la masse de l'amalgame dentaire sur le mercure volatilisé.

D'après la **Figure IV.27** la concentration de mercure tend à diminuer avec le temps. Nos résultats montre que les concentrations les plus élevée ont été enregistrées pour la masse d'amalgame de 1g, par exemple à $t=120$ min les teneurs en mercure pour 0,5g et 1g d'amalgame dentaire, étaient respectivement : $488,32 \text{ ng/m}^3$ et $671,4 \text{ ng/m}^3$.

D'après l'analyse de corrélation de Pearson on trouve $p=0,322$, supérieur à $0,05$. Ce qui implique qu'il n'y a pas de corrélation entre les vapeurs de mercure dégagées et la masse des déchets d'amalgame.

IV.5.2. Impact des solutions barrières sur la volatilisation du mercure dans l'air

Les résultats des concentrations de mercure pour les différentes solutions barrières en fonction du temps sont regroupés dans le **Tableau IV.13** et illustrés par la **Figure IV.28**.

Tableau IV.13 : Concentration du mercure dans l'air pour les différentes solutions barrières.

Concentration du mercure dans les différents milieux (ng/m ³)							
Temps (min)	Milieu acide (HCl)pH=3,5	Huile minérale	EDTA	Huile paraffine	Propanol	Ethyl	Milieu acide (acide lactique)
5	4233,66	5084,1	5084,09	4092,97	4154,3	5156,76	2780,07
15	1639,5	1841,82	1815,73	1582,22	1676,28	1516,79	1662,27
30	891,76	917,54	1001,6	673,93	955,02	859,51	628,69
60	416,72	879,85	819,94	216,433	429,48	429,77	429,79

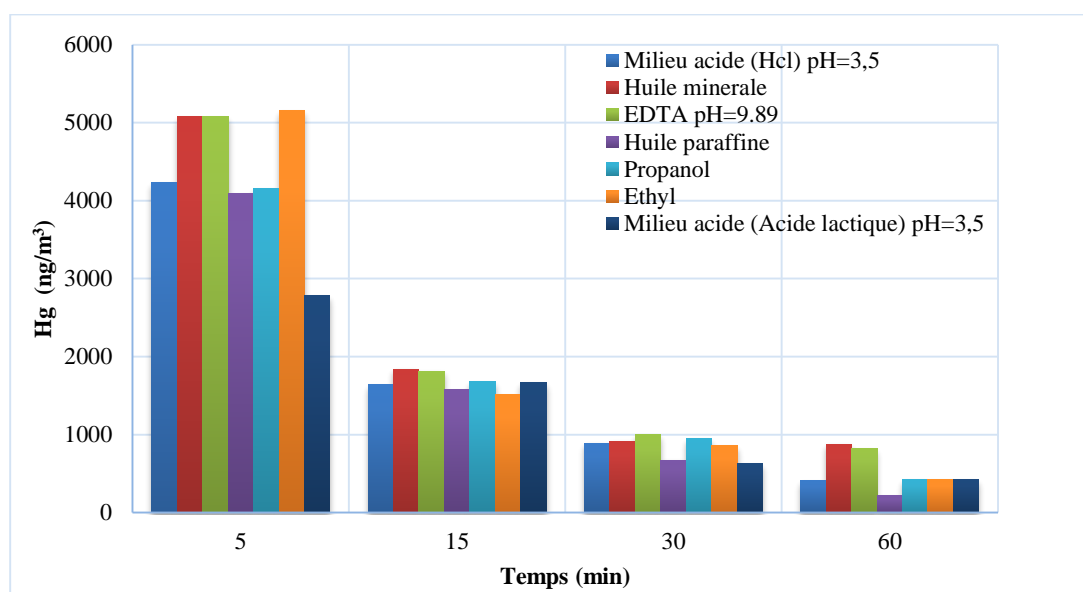


Figure IV.28 : Influence des solutions barrières sur la volatilisation du mercure.

D'après la **figure IV.28** on remarque pendant les 5 premières minute la valeur minimale du mercure a été enregistré pour la solution barrière milieu acide (acide lactique pH=3) avec une concentration de 2780,07 ng/m³. Tandis que la concentration maximale (à t=5min) a été enregistrée pour l'EDTA avec 5084,1ng/m³.

Les résultats montre aussi après une heure de suivi la concentration minimale du mercure a été enregistrée pour l'huile de paraffine avec 216,43 ng/m³.

L'analyse ANOVA 1 fait ressortir l'effet significatif de la solution barrière sur la concentration du mercure dans l'air (F=4,572, p=0,04).

Des études on révélées que tous les résidus d'amalgame doivent être récupérés et stockés dans des récipients fermés immergés dans une solution de fixation radiographique pour minimiser le dégagement de vapeurs de mercure à partir des déchets d'amalgame [40,41].

IV.6. Impact sanitaire

IV.6.1. Impact de l'âge de la restauration dentaire

Afin d'évaluer l'influence de l'âge de la restauration dentaire sur les vapeurs de mercure dégagées, on a effectué une comparaison entre les vapeurs de mercure dégagées par un nouveau et un ancien amalgame dentaire. Les résultats obtenus sont illustrés par la **Figure IV.29**.

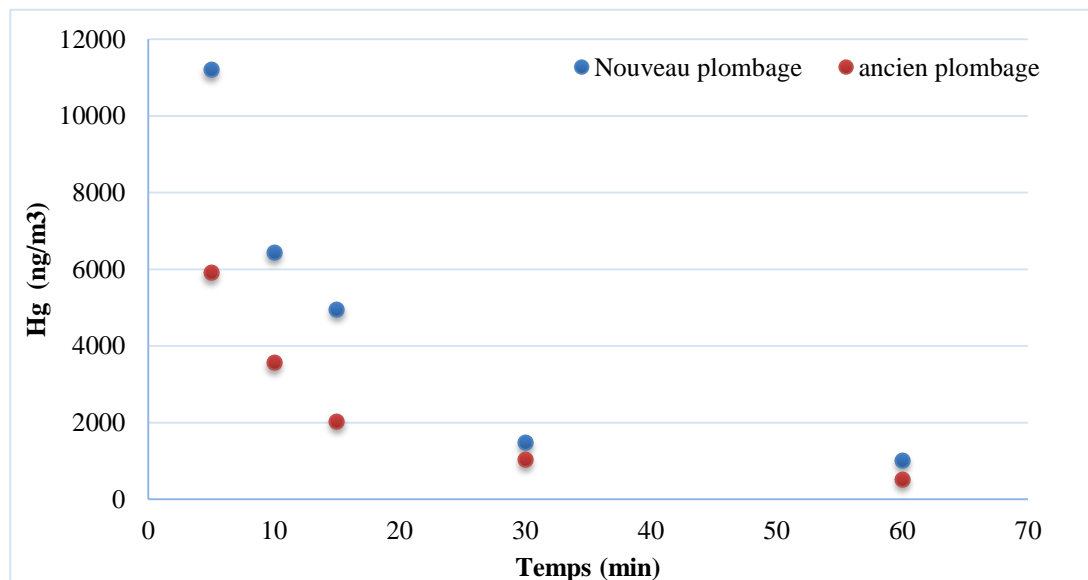


Figure IV.29 : Influence de l'âge de la restauration d'amalgame sur le dégagement de vapeur de mercure.

L'étude de la **Figure IV.29** montre que les vapeurs de mercure dégagées varient d'un type d'amalgame à un autre, on remarque que le nouveau plombage libère plus de vapeur de mercure que l'ancien amalgame dentaire. Ceci peut être expliqué par la formation du film d'oxyde d'étain à la surface de l'amalgame dentaire, avec le temps [92].

L'analyse de corrélation de Pearson, fait apparaître qu'il n'y a pas une relation significative entre les vapeurs de mercure dégagées et l'âge d'amalgame, p est supérieur à 0,05 (r de Pearson = - 0,485 et $p=0,093$). Donc il n'y a pas d'impact significatif de l'âge de l'amalgame sur la volatilisation du mercure.

Des études ont démontré que l'amalgame dentaire est une source importante de vapeur de mercure élémentaire dans le corps humain [43-45]. Des études ont révélés que les personnes portant des amalgames dentaires ont des niveaux de mercure dans le sang significativement élevés [46, 47]. D'autres facteurs influencent la libération de vapeur de mercure des surfaces d'amalgame comme la mastication et le brossage rigoureux des dents [48, 49].

IV.6.2. Impact de la température de la boisson

La **Figure IV.30** représente la variation des concentrations du mercure dans la salive artificielle (pH= 6,8) à différentes températures en fonction du temps.

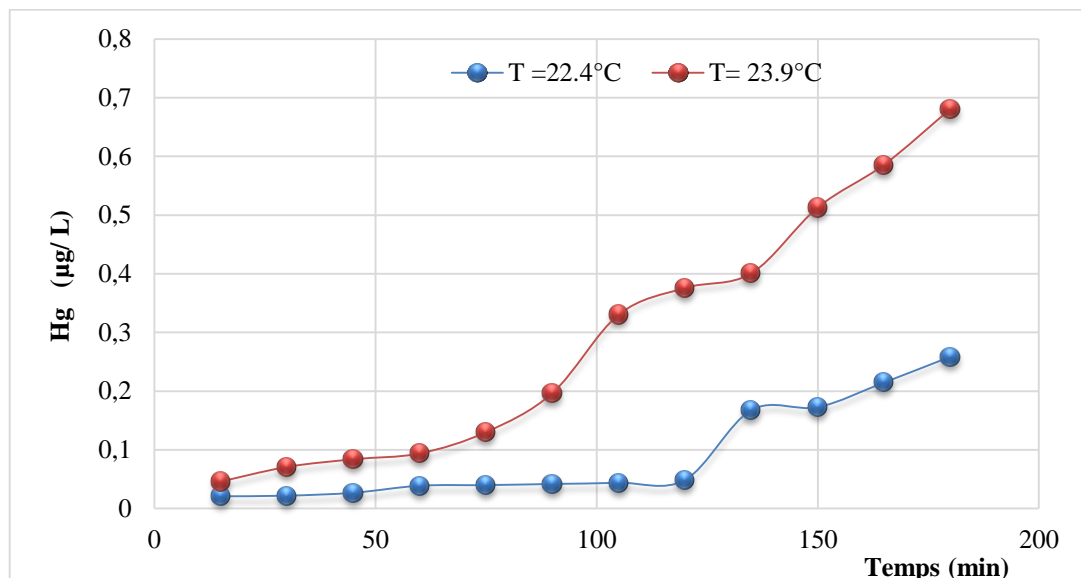


Figure IV.30 : Influence de la température sur la dissolution du mercure dans la salive artificielle.

Les résultats obtenus montrent que les concentrations de mercure augmentent avec le temps, pour les deux températures 22,4 °C et 23,9°C.

L'étude de la **Figure IV.30** fait apparaître que les teneurs en mercure à T=23,9°C sont plus importantes que celles enregistrées à T=22,4°C. Les concentrations de mercure varient entre 0,046µg/L et 0,68 µg/L. Ainsi, les quantités du mercure libérées dans la salive, augmente avec la température.

L'analyse de corrélation de Pearson, a révélé une forte corrélation positive entre la température et la concentration du Hg (r de Pearson= 0,652 et p= 0,001).

L'analyse de la variance de l'ANOVA1 fait ressortir un effet de température significatif pour la teneur en mercure (F=16,306, p=0,001), donc la température des boissons influence sur la dissolution du mercure des amalgames dentaires.

L'analyse de la régression linéaire entre la concentration du mercure et la température nous donne les coefficients : (B=-3,649, $\beta = 0,167$, p =0,01, R²= 42,6%).

En effet, pour la dissolution du Hg dans le milieu buccal, et pour l'impact de la température on obtient le model suivant suivants : $Hg = -3,649 + 0,167 T$.

Selon une étude, l'augmentation de la température d'incubation entraîne une augmentation de la libération de mercure [50].

La bouche d'un être humain constitue un environnement propice au phénomène de corrosion car en permanence baignée par la salive. La prise alimentaire et la mastication tendent à amplifier le phénomène de corrosion [39]. La corrosion est le moyen par lequel les métaux, y compris le mercure, peuvent être libérés dans la cavité buccale. Les réactions en phase liquide modifient la forme des espèces dissoutes, et le liquide se déplace de la cavité buccale vers le tractus gastro-intestinal. Une fraction du mercure dissous est absorbée dans le corps. Une autre se déplace des surfaces de la restauration dans la circulation sanguine [51].

IV.6.3. Influence du pH de la salive

Cette partie concerne le comportement de l'amalgame dans une salive artificielle, et cela à différents pH. Dans notre étude on a pris le pH de la boisson cola et le pH du jus d'orange. En comparant les résultats de la dissolution du mercure pour les pH du jus d'orange (pH=3,5), et le pH de la boisson cola (pH=2,6), on remarque que toutes les valeurs sont nulles, donc il n'y a pas de relation entre le pH et le dégagement de mercure dans le milieu buccal.

Une étude a révélé que le pH n'affectait pas la dissolution du mercure que lorsqu'un film protecteur d'oxyde se dissolvait dans un environnement acide. Les résultats ont montré une dissolution du mercure indépendante du pH dans la plage de pH 3 à 8 et une dissolution beaucoup plus rapide à pH 1 qui provoque l'oxydation du film d'oxyde d'étain, qui ne se dissout qu'au pH le plus bas [51]. Une autre étude a démontré que la dissolution du mercure d'amalgame dans le pH 1 était significativement supérieure à celle contenue dans l'eau déminéralisée [52]. En outre, une recherche a indiqué que des différences réalistes dans l'acidité de l'environnement buccal, causée par les aliments et les boissons, ne sont pas susceptibles d'affecter sensiblement le taux statique de mercure. Cependant, une acidité supérieure à pH 3 a été atteinte [53].

IV.7. Analyse des métaux lourds dans les eaux usées

Après avoir effectué les analyses des effluents liquides des cabinets dentaires à la source, nous avons constaté que cette eau est chargée en métaux lourds et surtout en mercure. Afin d'évaluer au mieux les risques du mercure et des métaux lourds sur l'environnement, nous avons fait le suivi des concentrations des éléments traces métalliques après avoir rejoint le circuit d'évacuation des eaux usées, et les stations de relevage et les stations d'épuration.

IV.7.1. Teneurs en métaux lourds dans les eaux usées des stations de relevage

IV.7.1.1 .Niveau de contamination des eaux usées par le mercure

Afin de comparer les profils de distribution du mercure après avoir rejoint le circuit d'évacuation des eaux usées, des échantillons ont été prélevés au niveau des stations de relevage d'El Bouni et Berrahal situé à Annaba et des stations de relevage : Marinelle, Stora, et Collo situé à Skikda. Les teneurs moyennes en mercure au niveau des stations de relevages sont illustrées par la **Figure IV.31**.

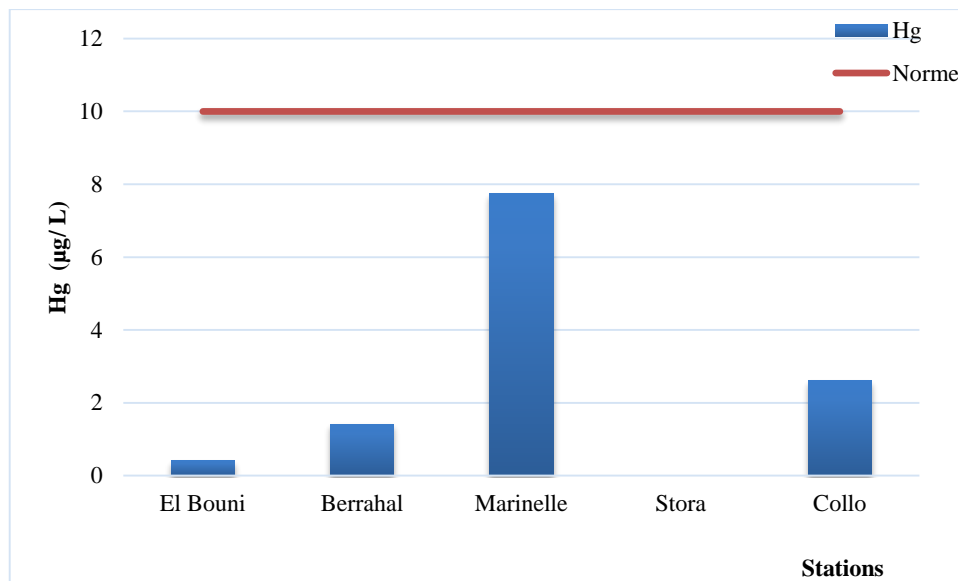


Figure IV.31 : Teneurs en mercure relevées dans les stations de relevage.

Les teneurs en mercure relevées au niveau des stations de relevage El Bouni, Berrahal, Marinelle et Collo sont respectivement : 0,42 µg/L, 1,42 µg/L, 7,75 µg/L et 2,6 µg/L. Ces teneurs sont inférieures à la valeur admise par la réglementation Algérienne qui est de 10 µg/L. On constate aussi l'absence du mercure au niveau de la station de relevage Stora, ce qui peut être expliqué par l'absence des cabinets dentaire dans cette zone [54].

IV.7.1.2. Niveau de contamination des eaux usées par les métaux

Les résultats d'analyse des métaux lourds au niveau des stations de relevage sont regroupés dans le **Tableau IV.14** et illustrés par la **Figure IV.32**.

Tableau IV.14 : Teneurs moyennes en métaux lourds dans les stations de relevage.

Stations	Concentration moyenne (mg/L)							
	Fe	Zn	Cu	Mn	Ni	Cd	Pb	Cr
El Bouni	1,21	0,06	0,01	0,25	0,006	0,008	0	0
Berrahal	1,78	0,037	0,40	0,25	0,027	0,007	0	0
Marinelle	0,95	0,72	0,28	0,37	0,006	0,003	0,26	0,08
Stora	1,12	0	0	0,35	0,05	0	0,74	0
Collo	1,49	0,14	0,036	0,31	0,077	0,013	0	0,003
Norme	3	3	0,5	1	0,5	0,2	0,5	0,5

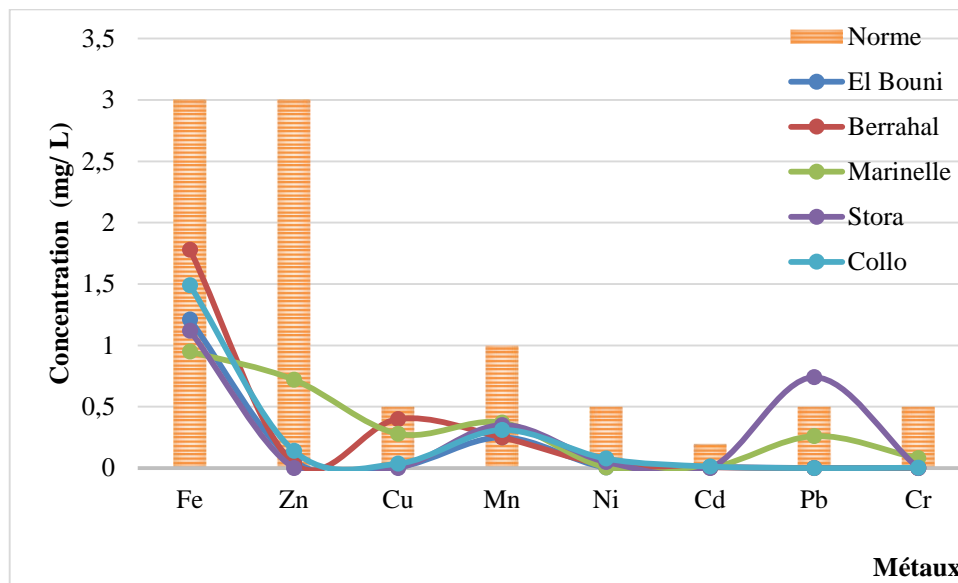


Figure IV.32 : Teneurs moyennes des métaux lourds relevées dans les stations de relevage.

D'après la **Figure IV.32** on remarque que les concentrations des métaux contenus dans les eaux usées des stations de relevages sont nettement inférieures aux normes Algérienne durant la période de suivi, à l'exception de la station de relevage Stora où la concentration du Pb a atteint 0,74 mg/L et dépasse ainsi la norme qui est de 0,5 mg/L.

Les teneurs maximales au niveau des stations de relevage El Bouni, Berrahal, Marinelle, Stora et Collo ont été détectées pour le Fe avec les valeurs respectives : 1,21 mg/L, 1,78 mg/L, 0,95mg/L, 1,12 mg/L et 1,49 mg/L.

Des études spécifiques réalisées sur le site du Marais en France ont quantifié les apports de métaux par les eaux usées de temps sec et ont montré que les eaux usées représentaient 25% du flux annuel de Pb, 37 % du flux annuel de Zn, 66 % pour le cadmium et 91 % pour le cuivre[55, 56]. La concentration particulièrement importante de cuivre dans les eaux usées de temps sec peut être attribuée à la corrosion des conduites d'eau dans les bâtiments [57].

D'après les résultats précédemment cités, on note le gradient de concentration métallique pour les eaux usées des stations de relevages d'Annaba comme suit :

Station de relevage El Bouni : Fe > Mn > Zn > Cu > Cd > Ni (Pb = Cr = 0 mg/L) ;

Station de relevage Berrahal : Fe > Cu > Mn > Zn > Ni > Cd (Cr = Pb = 0 mg/L) ;

Station de relevage Marinelle : Fe > Zn > Mn > Cu > Pb > Cr > Ni > Cd ;

Station de relevage Stora : Fe > Pb > Mn > Ni (Zn = Cu = Cd = Cr = 0 mg/L) ;

Station de relevage Collo : Fe > Mn > Zn > Ni > Cu > Cd > Cr (Pb = 0 mg/L).

IV.7.2. Teneurs en métaux lourds au niveau des stations d'épuration

IV.7.2.1. Analyse du mercure

Les effluents liquides des cabinets dentaires vont rejoindre le circuit d'évacuation des eaux usées ménagères, puis les stations d'épuration des eaux usées de Costantine, Annaba et Skikda qui sont respectivement : STEP Ibn Zied, STEP Lallelik et STEP Hamadi Krouma.

Les prélèvements ont été effectués, à l'arrivée des eaux usées (ou l'entrée), et à la sortie des eaux traitées. Les résultats obtenus sont illustrés par la **Figure IV.33**.

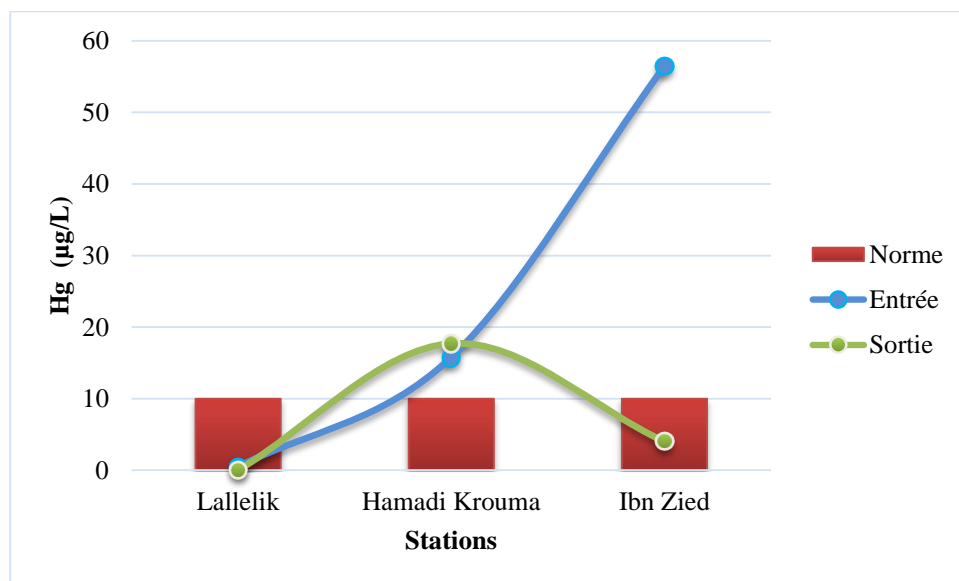


Figure IV.33: Teneurs moyennes en mercure dans les eaux usées des STEPs.

Au vu de nos résultats, il s'avère que les teneurs moyennes en mercure à l'entrée des STEPs Ibn Zied, Lallelik et Hamadi Krouma sont respectivement : 56,77 µg/L, 0,47 µg/L et 15,75 µg/L. Notons cependant que les concentrations moyenne du Hg détectée à la sortie des STEPs ont diminué par rapport à celles détectées à l'entrée et ne dépassent pas le seuil limite fixé par la réglementation Algérienne, à l'exception de la STEP Hamadi Krouma où on a enregistré une teneur moyenne de 15,75 µg/L, et cette teneur dépassent la valeur limite fixée

par la réglementation Algérienne qui est de 10 µg/L, ce qui présente un risque pour l'environnement. Les taux de mercure évalué au niveau de la STEP Hamadi Krouma sont élevés et cela est dû au dysfonctionnement du procédé par boues activées.

Les résultats obtenus au niveau des STEPs Ibn Zied et Lallelik reflètent la fiabilité du procédé de traitement des eaux usées, et le bon rendement d'épuration de ces STEP.

Au niveau de STEP Hamadi Krouma la teneur moyenne enregistrée est plus élevée au niveau de la sortie de la station qu'à l'entrée avec les valeurs respectives : 15,75 µg/L et 17,22µg/L, et cela correspond probablement à une remise en suspension du mercure à partir des sédiments. Ces teneurs dépassent la valeur limite fixée par la réglementation Algérienne qui est de 10 µg/L, ce qui présente un risque pour l'environnement. Les taux de mercure évalué au niveau de la STEP sont élevés et cela est dû au dysfonctionnement du procédé par boues activées.

D'autres études ont démontré que de grandes quantités de mercure s'échappaient des cliniques dentaires, ce qui a entraîné une augmentation des concentrations de mercure dans les eaux usées des cliniques dentaires et les sédiments qui se trouvent à une certaine distance des cliniques, réparties dans les conduites d'assainissement [58, 59].

D'après une étude, les concentrations de mercure dans les eaux usées traitées étaient de 0,026 à 0,045 mg/L à Linköping et de 0,001 mg /L à Norrköping [60]. Par ailleurs, au niveau de la station de traitement des eaux usées de l'Université de Zulia au Venezuela la concentration du mercure était $1,47 \pm 0,75$ µg/L [61], tandis que moins de 0,2µg /L ont été détecté dans les effluents de la station d'épuration à St. Paul, Minnesota, États-Unis [62].

Par ailleurs, le mercure produit par les cliniques dentaires fini par rejoindre le circuit d'évacuation des eaux usées, et peut engendrer des effets néfastes tels que la formation accrue de méthyle mercure dans les milieux aquatiques. Une certaine teneur en matière organique dans les eaux usées dentaires augmentant le potentiel de méthylation [63, 64].

En général, la présence de certains métaux au-dessus de certaines concentrations cause des dommages, comme l'inhibition des micro-organismes. La croissance dépend de plusieurs facteurs tels que la concentration en métal, le pH, la concentration de biomasse et la présence d'autres métaux [65, 66].

Lorsque les concentration des ions des métaux lourds atteint: 0,2 mg/L pour Hg^{2+} , 0,5mg/L pour Cu^{2+} , et 1 mg/ L pour Zn^{2+} , cela peut causer des dommages à l'ADN des bactéries [67], et réduits de manière significative les valeurs du taux d'absorption spécifique

d'oxygène pour les microorganismes de boues activées, où cette diminution pourrait atteindre 90% lorsque la concentration de chacun des ions était supérieure à 20 mg /L[68].

Des études ont montré que le flux des eaux usées dentaires pouvait représenter de 10 à 70% de la charge totale de mercure quotidienne des installations de traitement des eaux usées[13, 69-71].

IV.7.2.2. Niveau de contamination des eaux usées par les métaux

Les concentrations des métaux lourds au niveau des stations d'épurations Lallelik (Annaba) sont regroupées dans le **Tableau IV.15** et présentés dans la **Figure IV.34**.

Tableau IV.15 : Comparaison des concentrations des métaux au niveau de l'entrée et la sortie des STEPs.

STEP	Concentration moyenne (mg/L)							
	Fe	Zn	Cu	Mn	Ni	Cd	Pb	Cr
Entrée Lallelik	0,24	0,61	0,02	0,57	0,1	0,0002	0	0,001
Sortie Lallelik	0,63	0,0006	0	0,46	0,07	0	0	0
Entrée Hamadi Krouma	2,83	2,09	8,38	0,92	0,04	0,22	2,23	0
Sortie Hamadi Krouma	2,16	2,37	8,76	1	0,06	0,33	2,76	0
Norme	3	3	0,5	1	0,5	0,2	0,5	0,5

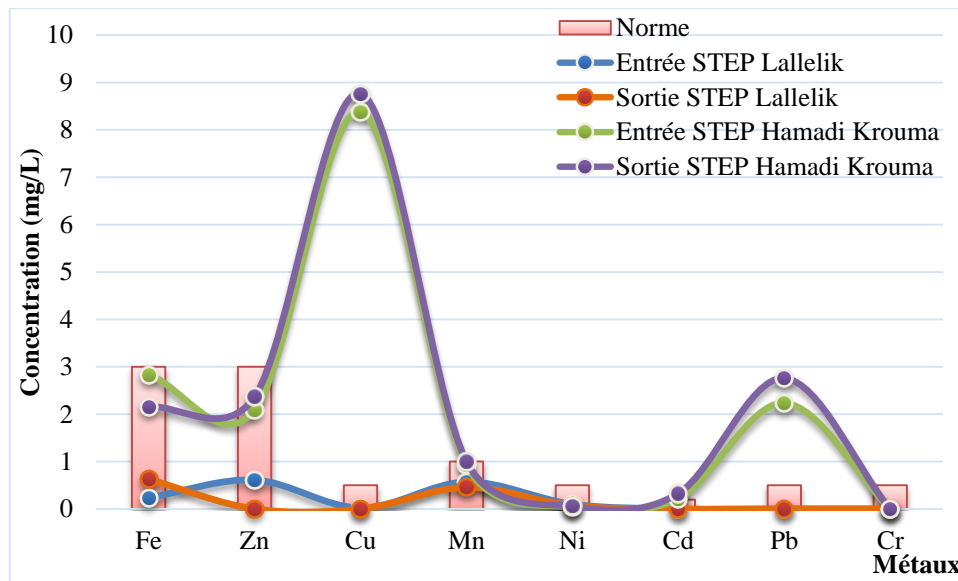


Figure IV.34 : Teneurs moyennes en métaux relevées dans les stations d'épuration des eaux usées.

Les résultats concernant les concentrations des ETM analysés dans les eaux usées prélevées à la sortie de la STEP Lallelik à Annaba sont indemnes de toute pollution par les métaux suivants : Cu, Cd, Pb et Cr. Pour les éléments métalliques : Fe, Zn, Mn et Ni, les concentrations détectées sont nettement inférieures aux normes.

Les résultats concernant les concentrations des ETM analysés dans les eaux usées de la STEP Hamadi Krouma de Skikda présentent des concentrations dépassant les normes requises particulièrement en fer (3,16mg/L), en cuivre (8,76 mg/L) en plomb (2,76mg/L) et en cadmium (0,33 mg/L). En ce qui concerne les autres éléments dosés le Mn, le Ni, le Cr et le Zn les concentrations enregistrées ne dépassent pas les normes admises.

D'après les résultats précédemment cités, le gradient de concentration des métaux à l'entrée des STEPs est comme suit :

STEP Lallelik : Zn > Mn > Fe > Ni > Cu > Cr > Cd (Pb = 0 mg/L);

STEP Hamadi Krouma : Cu > Fe > Pb > Zn > Mn > Cd > Ni (Cr = 0 mg/L).

IV.7.2.3. Analyse des métaux dans les boues activées sèches des STEPs

Nous avons procédé à l'évaluation des teneurs des métaux lourds dans les différents lits de séchage des boues activées sèches des STEPs Lallelik et Ibn Zied.

Les résultats obtenus sont regroupés dans le **Tableau IV.16** et illustrés par la **Figure IV.35**.

Tableau IV.16 : Teneur en métaux lourds dans les boues activées sèches des STEPs.

	Concentration moyenne (mg/kg MS)								
	Fe	Hg	Mn	Zn	Ni	Cu	Cr	Cd	Pb
STEP Lallelik	26,11	3,52	2	0,66	0,027	0,02	0,001	0,0002	0
STEP Ibn Zied	36,06	2,96	3,24	0,5	0,03	0,017	0,002	0,0005	0
Normes	Nd	10	Nd	3000	200	1000	1000	10	800

Nd : Non défini, **MS:** Matière Sèche.

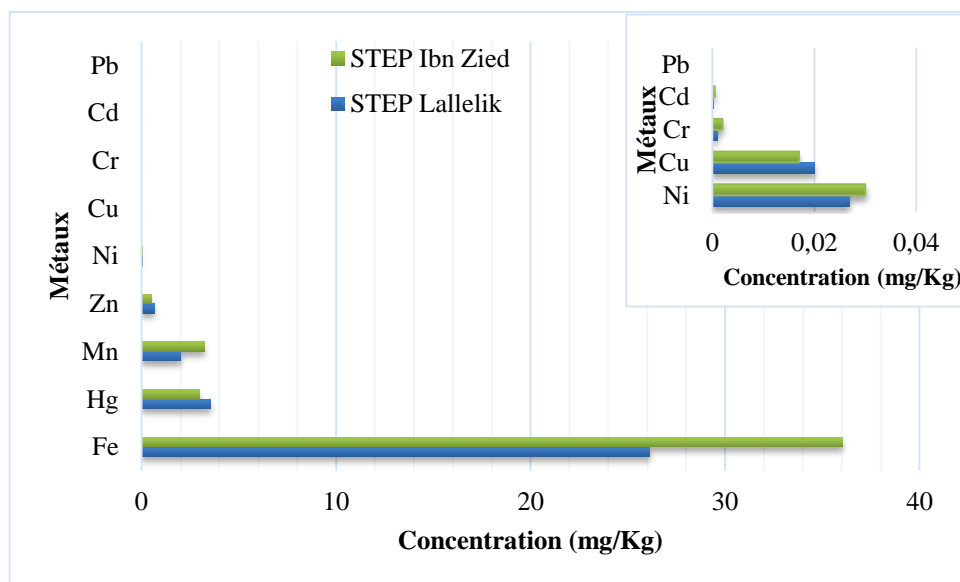


Figure IV.35: Evaluation des teneurs en métaux lourds dans les boues sèches des STEPs.

Les résultats d'analyses des boues sèches montrent que le fer est présent dans les boues activées avec des teneurs moyennes assez élevées par rapport aux autres métaux . En effet, au niveau de la STEP Ibn Zied et Lallelik les teneurs sont respectivement : 36,06 mg/kg et 26,11mg/kg.

Dans les boues prélevées les teneurs moyennes d'Hg sont de 3,52 mg/kg à la STEP Ibn Zied et 2,96 mg/kg au niveau de la STEP Lallelik. Ces teneurs ne dépassent pas la valeur limite du mercure dans les boues et qui est de 10 mg/Kg MS [72]. Cela nous amène à dire que pendant la période de suivi, les concentrations du mercure dans les boues activées sèches sont dans les normes et ne constituent aucun risque pour les terres agricoles.

Des études ont démontré que l'installation du séparateurs d'amalgame dans les cliniques dentaires, a permis de réduire considérablement la teneur en mercure dans les boues municipales en Suède et à Toronto et au Canada [24].

L'augmentation de la concentration totale en métaux dans le sol, engendre deux risques importants comme : l'augmentation de concentration en métaux dans les tissus des plantes cultivées et dans l'eau, ce qui peut générer une pollution de la nappe phréatique [73].

Le gradient de concentration des métaux dans les boues sèches des stations d'épurations est comme suit :

STEP Lallelik : Fe > Hg > Mn > Zn > Ni > Cu > Cr > Cd (Pb= 0 mg/L)

STEP Ibn Zied : Fe > Hg > Mn > Zn > Ni > Cu > Cr > Cd (Pb= 0 mg/L).

IV.8. Analyse du mercure dans les eaux de surface

IV.8.1. Annaba

Les teneurs moyennes en mercure au niveau d'Oued Mellah, Lac Fetzara et Oued Seybouse sont illustrées par la **Figure IV.36**.

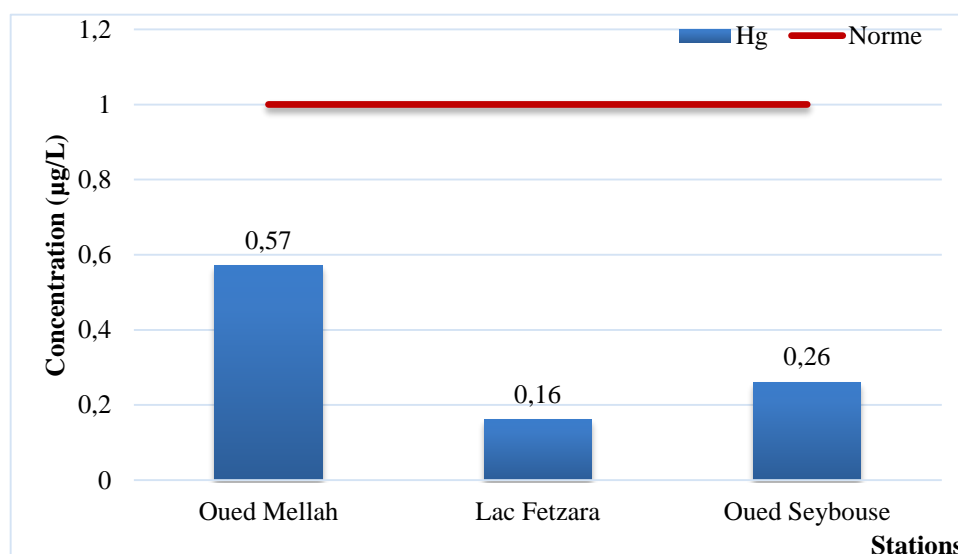


Figure IV.36: Teneurs moyennes en mercure dans les eaux de surfaces d'Annaba.

Dans l'ensemble, le mercure est présent dans les eaux de surface des trois stations prospectées à Berrahal et à El Bouni.

La teneur moyenne la plus élevée du mercure est enregistrée au niveau d'Oued Mellah avec $0,57 \mu\text{g/L}$. Tandis que, pour lac Fetzara et Oued Seybouse les concentrations moyennes du mercure étaient respectivement : $0,16 \mu\text{g/L}$ et $0,26 \mu\text{g/L}$. Ces valeurs sont inférieures au seuil limite du mercure pour les eaux de surfaces et qui est de $1 \mu\text{g/L}$ [57].

La différence des teneurs en mercure observée au niveau des trois stations est en relation probable avec les conditions d'écoulements, l'activité des cliniques dentaires et le débit (plus l'écoulement est faible, plus les débris d'amalgame vont se déposer à l'intérieur des conduites) ainsi que les autres sources probable du mercure.

IV.8.2. Skikda

Les teneurs moyennes en mercure relevées au niveau de Oued Saf Saf, Oued Griva et Oued Siel sont indiquées dans la **Figure IV.37**.

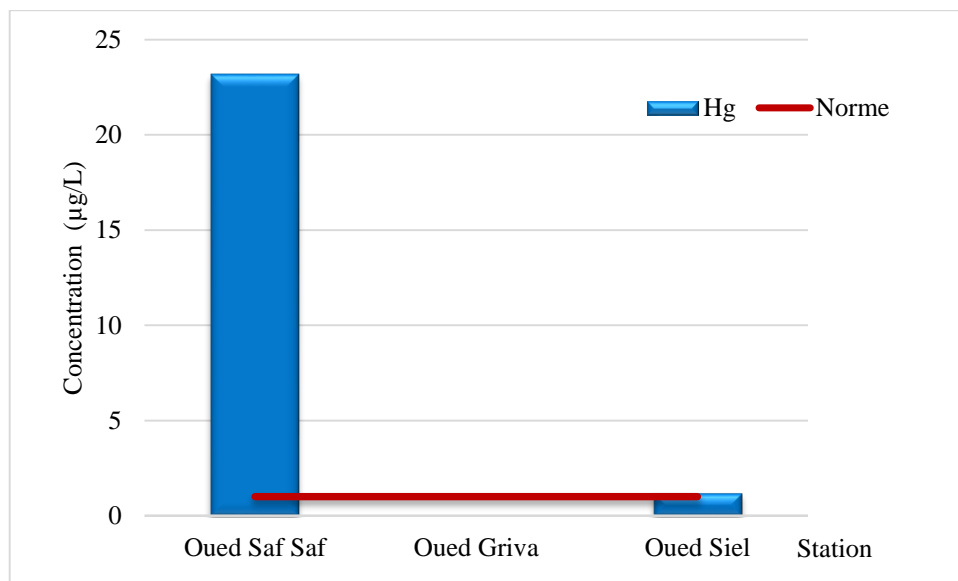


Figure IV.37 : Teneurs moyennes en mercure dans les eaux de surfaces de Skikda.

D'après la **figure IV.37** Oued Saf Saf présente la teneur la plus importante en mercure avec une concentration maximale de $23,17 \mu\text{g/L}$, ce qui est en relation probable avec les activités industrielles existantes comme : le raffinage du pétrole, et l'incinération des déchets, qui peuvent être à l'origine des concentrations élevées en métaux lourds [74-77].

Par ailleurs, au niveau d'Oued Griva, les résultats révèlent l'absence du Hg, ce qui peut être expliqué par l'absence des cabinets dentaires dans la zone de Stora. Cependant, la

concentration du Hg relevée à Oued Siel est de 1,22 µg/L. Cette teneur dépasse légèrement la valeur limite retenue pour les eaux de surfaces qui est de 1µg/L.

IV.9. Analyse des métaux lourds dans la zone côtière de Skikda

IV.9.1. L'eau de mer et embouchure des Oueds

Le **Tableau IV.17** et la **Figure IV.38** montrent la comparaison des teneurs de métaux lourds dans l'eau de mer des différentes plages de la région de Skikda. L'objectif étant d'évaluer les concentrations des métaux lourds potentiellement mobilisables et toxiques.

Le codage des différents sites de prélèvement est comme suit:

- S1 représente plage Larbi ben M'hidi ;
- S2 représente la plage Ilot des chèvres ;
- S3 représente la plage Militaire ;
- S4 représente les eaux usées déversées vers la plage Larbi ben M'hidi ;
- S5 représente les eaux de Oued Saf saf déversées vers la plage Ilot des chèvres;
- S6 représente les eaux de Oued Griva déversées vers la plage Militaire.

Les résultats du dosage des métaux lourds contenus dans l'eau de mer de la plage Ilot des chèvres, nous permettent de la considérée comme la plus polluée par : Fe, Cu, Mn, Cd, Pb et Hg, et cela peut être expliqué par les déversements du pôle industriel et oued Saf Saf.

Les résultats d'une étude portant sur l'évaluation de la pollution des eaux issues de la zone industrielle de Skikda révèlent des apports nettement important dû aux déversement de : la raffinerie, le complexe de transport des hydrocarbures par canalisation (RTE), complexe de Gaz Naturel Liquéfié (GNL1K), Centrale Thermique Electrique (CTE), et Polymed avec les teneurs respectives : 19,92 mg/L, 12,34 mg/L, 9,37 mg/L, 11,97 mg/L et 10,27 mg/L[78].

En ce qui concerne le Fe, Mn et Cd les teneurs enregistrées dans l'eau de mer de la plage Larbi ben M'hidi sont supérieures aux normes admises [75, 79]. Quant aux cinq autres métaux dosés (Cu, Zn, Ni, Cr, Pb), les résultats obtenus nous permettent de considérer l'eau de mer de la plage Larbi Ben M'hidi non contaminées par ces éléments traces. Les résultats concernant le zinc sont similaires à ceux rapportés par une étude effectuée à Kristel, le port d'Oran et Bousfer à l'ouest Algérien [80]. Dans les zones portuaires, le zinc est introduit à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion, et est contenu dans certaines peintures antisalissures [81]. Les taux de cuivre peuvent être attribués aux apports de Cu provenant de l'érosion des roches du bassin[82].

Tableau IV.17: Comparaison des concentrations des métaux dans les oueds et les plages de Skikda.

Métaux (mg/L)	Larbi ben M'hidi		Ilot des chèvre		Stora		ANOVA 1	
	S1	S4	S2	S5	S3	S6	(F, p) S1,S2,S3	(F, p) S4,S5,S6
Hg (10 ³)								
Moyenne	7,65	5,88	4,34	23,92	0	0	F=37,21 P=0,0001	F=0,29 P=0,75
SD	3,50	2,25	5,27	19,76				
Minimum	3,23	1,91	0	0				
Maximum	19,21	9,57	15,79	60,34				
Fe								
Moyenne	0,33	0,32	1,75	5,6	0,58	0,42	F=26,96 P=0,0001	F=3,27 P=0,05
SD	0,24	0,12	0,96	2,9	0,17	0,24		
Minimum	0	0,12	0	1,37	0,25	0,04		
Maximum	0,98	0,46	3,12	11,24	0,87	0,79		
Pb								
Moyenne	0	0	0,97	0,99	0,49	0,52	F=7,73 P=0,001	F=2,79 P=0,078
SD			1,14	1,02	0,27	0,21		
Minimum			0	0	0,16	0,19		
Maximum			3,26	3,24	1,23	0,76		
Mn								
Moyenne	0,39	0,32	0,46	0,52	0,86	7,99	F=8,30 P=0,001	F=0,69 P=0,51
SD	0,16	0,28	0,19	0,19	0,53	14,94		
Minimum	0,12	0,16	0,05	0,21	0,03	0,19		
Maximum	0,76	0,87	0,83	0,88	1,65	52,5		
Cu								
Moyenne	0,049	0,05	0,63	5,12	0,039	0,026	F=26,95 P=0,0001	F=8,73 P=0,001
SD	0,4	0,04	0,72	3,06	0,035	0,016		
Minimum	0	0	0	1,35	0	0		
Maximum	0,1	0,1	2,66	12,3	0,1	0,05		
Zn								
Moyenne	0,86	0,17	1,06	2,52	0,06	0,06	F=9,54 P=0,0001	F=2,85 P=0,07
SD	0,24	0,067	1,26	1,52	0,02	0,03		
Minimum	0,16	0,09	0	0,24	0	0,02		
Maximum	0,41	0,25	3,55	5,13	0,10	0,13		
Ni								
Moyenne	0	0	0,06	0,034	0,05	0,06	F=21,65 P=0,0001	F=8,33 P=0,001
SD			0,03	0,02	0,028	0,028		
Minimum			0,01	0	0,03	0,03		
Maximum			0,12	0,08	0,12	0,12		
Cr								
Moyenne	0	0	0,009	0,06	0	0	F=8,5 P=0,001	F=0,94 P=0,402
SD			0,13	0,12				
Minimum			0	0				
Maximum			0,03	0,37				
Cd								
Moyenne	0,037	0,036	0,10	0,26	0,035	0,027	F=5,84 P=0,006	F=1,30 P=0,28
SD	0,03	0,032	0,11	0,23	0,032	0,028		
Minimum	0	0,16	0	0	0	0		
Maximum	0,08	0,08	0,36	0,59	0,09	0,09		

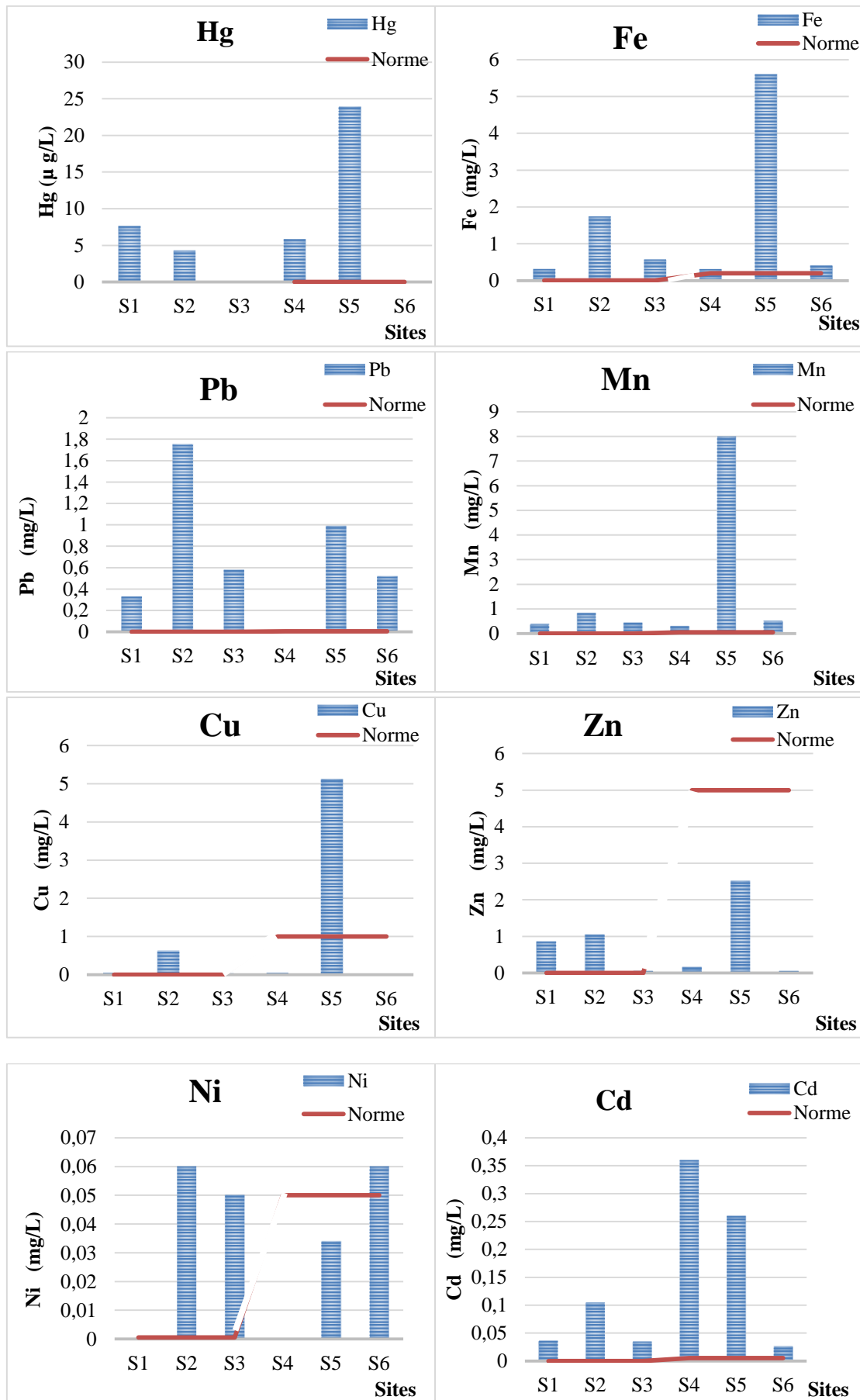


Figure VI.38: Comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les sites de prélèvement de la zone côtière de Skikda.

La répartition géographique des contaminants métalliques dans les eaux littorales de la baie de Skikda a montré que le zinc, le fer, le cadmium et le manganèse ont été des éléments prédominants [83].

La présence de métaux affecte depuis longtemps les écosystèmes. En particulier, ils diminuent leur productivité et leur biodiversité et ont une action toxique sur les organismes aquatiques. De même les transformations physico-chimiques et les processus métaboliques complexes de la biocénose qui peuvent aussi affecter leur biodisponibilité; en outre, ces éléments pourraient se biomagnifier, entrer dans la chaîne trophique et devenir dangereux pour la santé humaine [84].

Notons que cette contamination des eaux par les métaux lourds n'est pas exempte de l'influence des apports des eaux usées domestiques.

Le gradient de concentration des métaux dans l'eau de mer :

D'après les résultats précédemment cités, on note le gradient de concentration métallique pour les eaux de mer dans les différentes stations d'études sont comme suit:

Station Larbi ben M'hidi (S1) : Zn > Mn > Fe > Cu > Cd > Hg (Pb = Cr = Ni = 0 mg/L)

Station Ilot des chèvres (S2) : Fe > Zn > Pb > Cu > Mn > Cd > Ni > Cr > Hg

Station Militaire (S3) : Fe > Mn > Pb > Zn > Ni > Cd > Cu (Cr = Hg = 0 mg/L)

IV.9.2. Analyse de la composante principale et la classification hiérarchique ascendante CHA pour l'eau de mer

L'analyse ACP nous a permis de classer et traiter les informations relatives des ETM étudiés par l'établissement des corrélations entre l'ensemble des variables.

Afin d'identifier les sources des éléments métalliques étudiés dans l'eau de mer et les déversements des eaux de surfaces vers la mer, une analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée.

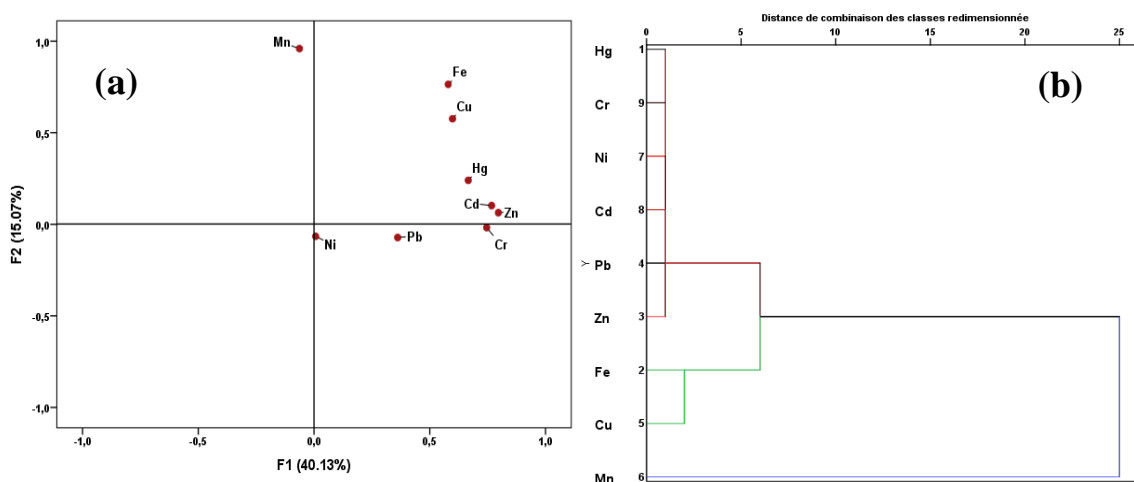


Figure IV.39: (a): Carte factorielle des ETM dans l'eau de mer. **(b):** Dendrogramme représentant la classification hiérarchique des ETM dans l'eau de me

La projection de l'ensemble des métaux lourds dans les sites Larbi Ben M'hidi, Stora (plage militaire) et Ilot des chèvres est présentée sur le plan factoriel formé par les deux premières composantes principales est illustrées par la **figure IV.39 (a)**.

Les résultats de l'ACP ont indiqué que les deux premières composantes principales regroupent plus de 50% de la variance totale des sites de prélèvement avec respectivement 40,13% pour l'axe 1 qui a montré des valeurs de charge élevées pour Fe, Cu, Zn, Cd, Hg, Cr et Pb, et 15,07% pour l'axe 2 qui présentait des valeurs de charge élevées pour Ni et Mn. Le résultat de l'ACP a indiqué que Fe, Cu, Zn, Cd, Hg, Cr et Pb pourraient provenir de sources similaires, et Ni et Mn pourraient partager une autre source commune, tandis que Pb pourrait provenir des sources communes entre les deux groupes.

L'ACP indique la pollution par les métaux lourds du milieu récepteur, ceci peut être expliqué par les différents rejets, qui peuvent provenir des activités portuaires, industrielles et urbaines.

L'analyse par classification hiérarchique des données a permis de mettre en évidence trois classes d'éléments **Figure IV.39(b)**. Le cluster 1 se compose de Hg, Cr, Ni, Cd, Pb et Zn. Le cluster 2 est constitué principalement de Fe et Cu. Le Cluster 3 est formé de Mn. L'identification de la source de pollution pour le groupe 1, qui regroupées Hg, Cr, Ni, Cd, Pb et Zn peut être associées aux activités anthropiques : raffinage du pétrole, l'industrie, l'activité agricole, mais aussi des sources naturelles (le processus d'altération des métaux de la roche mère du fond géochimique). Le Groupe 2 le Pb et Cu peuvent avoir comme origine avoir l'activité portuaire.

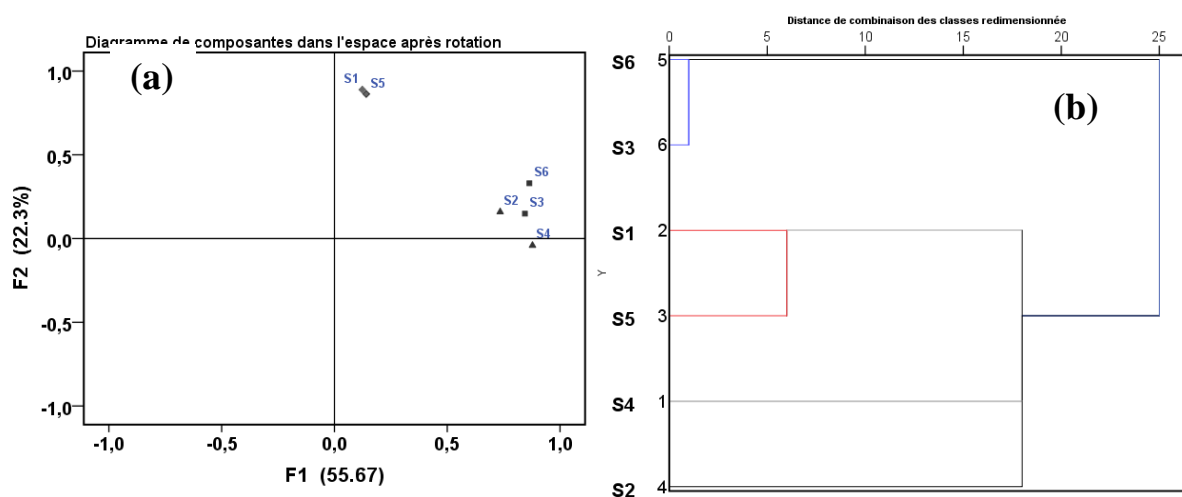


Figure IV.40 : (a) : Plan factorielle des sites d'étude, (b): Dendrogramme représentant la classification hiérarchique des sites d'étude.

La **Figure IV.40** montre la projection des sites sur le plan F1-F2 et le dendrogramme des sites d'étude, qui révèlent l'existence de trois différents groupes d'échantillons avec des profils de pollutions et localisation spécifique. Le groupe 1 contient les sites S6 et S3 qui représente oued Griva et la plage militaire localisés dans le même site de prélèvement situé à Stora, qui sont relativement caractérisé par une faible concentration des métaux. Le groupe 2 comprend les sites S1 et S5, ce groupe contient une forte concentration de Hg et ces sites sont proche du pole industriels de Skikda. Le groupe 3 est composé de S4 et S2, il indique des échantillons de l'Ilot des chèvres et du site de Larbi ben M'hidi, avec une forte concentration en métaux et des niveaux de pollution élevés. L'analyse HAC nous donne les mêmes résultats que l'analyse ACP.

IV.9. 3. Analyse des métaux lourds dans les sédiments marins

La présente étape est une analyse de la spéciation chimique des éléments métalliques dans les sédiments marins des plages : Militaire, Ilot des chèvres et Larbi Ben M'hidi wilaya de Skikda. Les résultats d'analyse sont illustrés par la **Figure IV.41** et regroupés dans le **Tableau IV.18**.

Tableau IV.18 : Teneur en métaux lourds dans les sédiments marins de Skikda (mg/Kg MS).

Stations	Hg	Fe	Pb	Mn	Cu	Zn	Ni	Cr	Cd
S1									
Moyenne	0,23	22,96	0,28	3,36	2,56	17,99	0	0	19,44
SD	0,18	6,71	0,35	1,67	0,04	4,80			8,64
Minimum	0,06	16,43	0,08	0,71	0,99	10,74			5,40
Maximum	0,56	35,20	0,99	5,34	5,3	25,32			32,40
S2									
Moyenne	0,28	39,70	31,22	38,05	28,92	27,72	0,06	1,23	10,92
SD	0,18	2,53	2,76	10,28	9,63	1,78	0,03	1,22	2,86
Minimum	0,01	35,79	28,92	21,98	16,27	30,02	0,01	0,13	6,98
Maximum	0,5	42,45	35,45	54,13	44,21	25,21	0,12	0,03	15,45
S3									
Moyenne	0	19,17	11,97	18,91	0,27	2,14	1,75	0	2,30
SD		5,97	2,58	4,34	0,16	0,87	0,58		0,028
Minimum		10,21	28,92	12,25	0,11	0,98	0,98		0,99
Maximum		27,59	35,45	25,56	0,56	3,45	2,56		4,56
Normes [78,87]	0,01	40,8	26	390	30,8	101	2	35	0,15
ANOVA									
F	6,16	24,67	304,45	42,63	47,97	111,25	29,64	14,04	15,66
p	0,01	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001

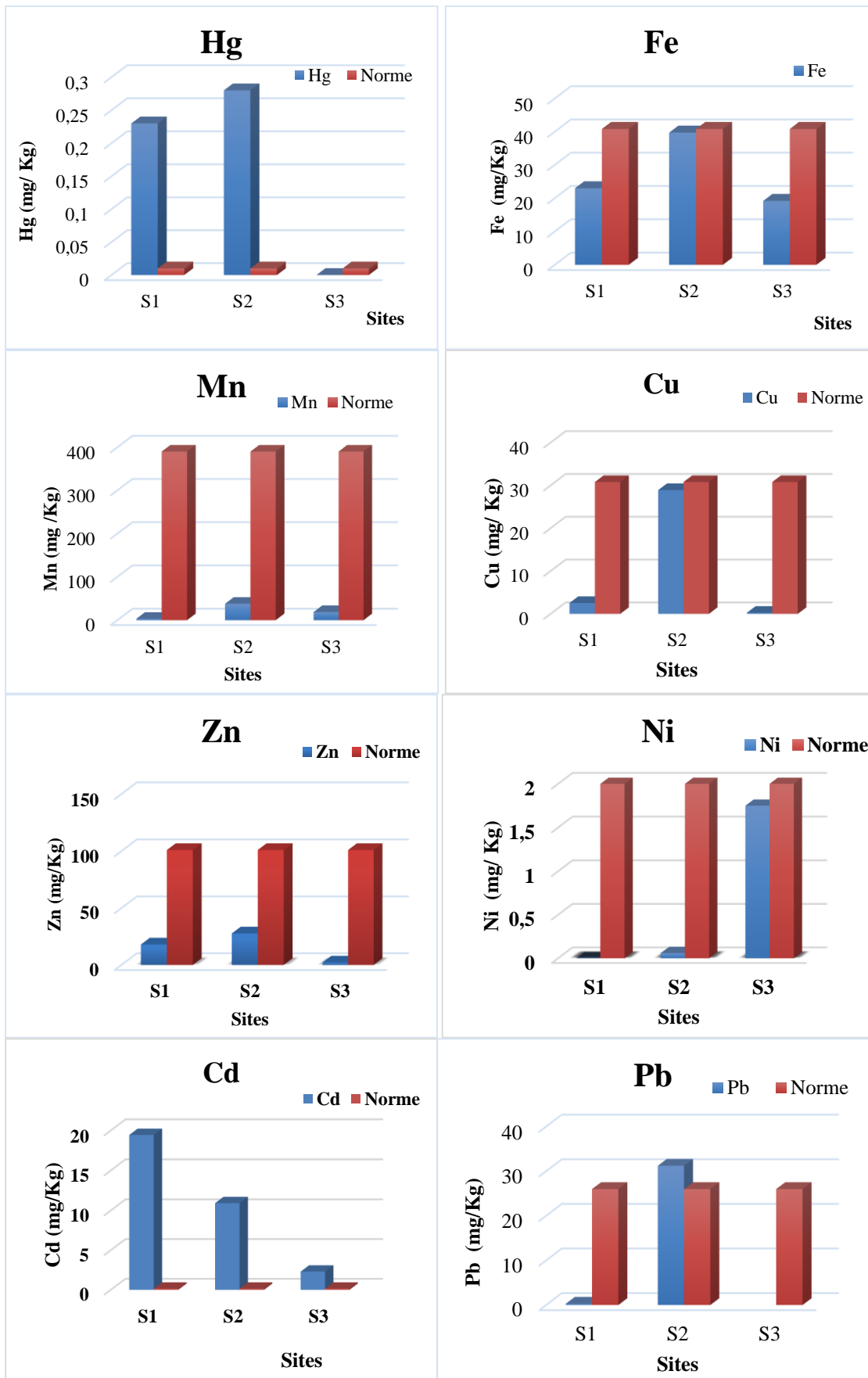


Figure VI.41: Evolution des teneurs en métaux lourds dans les sédiments marins du littoral de Skikda.

D'après la **Figure IV.41**, la distribution des teneurs en métaux lourds dans les sédiments marins de la plage Ilot des chèvres révèle des teneurs plus élevées par rapport à celles notées dans les autres plages pour la majorité des métaux, et cela en raison de la proximité de cette plage de la zone industrielle.

Nous relevons, par ailleurs, que dans l'ensemble et pour les trois stations, c'est les teneurs du fer qui étaient plus élevées avec les valeurs : 39,7 mg/kg à l'Ilot des chèvres, 22,96mg/kg à Larbi ben M'hidi et 19,17 mg/kg pour les sédiments de la plage militaire. Les teneurs relevées restent inférieures 60,00 mg/kg citée en référence pour les sédiments non pollués[79, 85-87]. Effectivement, le fer est naturellement abondant dans les sédiments marins, c'est un élément majeur constituant des minéraux argileux sous forme d'oxyde et d'hydroxyde, mais la variabilité spatiale des concentrations observée pour nos stations montre une contribution importante des sources de pollution.

C'est dans la station Ilot des chèvres que nous avons relevé la teneur maximale en manganèse ; la valeur notée est 10 fois celles enregistrées dans les stations Larbi ben M'hidi(**Figure IV.40**).

Les teneurs les plus élevées en Pb et Zn sont relevées dans Ilot des chèvres avec les valeurs respectives de : 31,22 mg/kg et 27,72 mg/kg. Pour le zinc des travaux similaires, portant sur la présence du zinc dans les sédiments marins dispersés dans la côte Sud-ouest de la mer Méditerranée, ont montré des constats similaires avec 20,4 mg/Kg [79, 88].

Les résultats d'analyses de nos différents sédiments superficiels montrent que le cadmium est présent dans toutes les stations d'étude, avec une teneur importante au niveau de la plage Larbi ben M'hidi qui a pu atteindre 19,44 mg/kg. Cependant, toutes les teneurs en Cd dépassent la valeur limite qui est de 0,15 mg/Kg [82].

Par ailleurs, les teneurs maximales en Cu, Cr et Hg sont relevées, dans la station Ilot des chèvres avec les valeurs respectives : 28,82 mg/kg, 1,23 mg/kg, et 0,28 mg/Kg. La teneur du cuivre est en accord avec celle détectée pour les sédiments marins de la station Asmidal[89].

Selon les conditions physico-chimiques du milieu, le mercure minéral, contenu dans l'écosystème marin, est converti par la bactérie benthique en différents composés mercuriels dont le méthylmercure (le plus dangereux) qui peut s'accumuler le long la chaîne alimentaire[90].

La teneur en Cu dans la station Ilot des chèvres qui est de 30,24 mg/L, est nettement plus élevée que la valeur limite pour les sédiments non pollués qui est de 15mg/kg [69], ce qui

est dû à une accumulation du cuivre provenant essentiellement des eaux usées urbaines et industrielles.

Au vu des résultats présentés par la **Figure IV.43** on note la présence du plomb dans les sédiments de toutes nos stations prospectées. Toutefois les teneurs relevées au niveau de la station Ilot des chèvres et la station Militaires atteignant respectivement 31,80 mg/kg et 12,82 mg/kg dépassant la valeur limite retenue pour les sédiments sableux non pollués qui est de 7mg/kg [66]. Selon des travaux effectués pour la côte d'Honaïne (ouest Algérien) on trouve que les sédiments marin accumulent une teneur de 2,01 mg/kg de Ni [91]. La station Larbi ben M'hidi est marquée par l'absence du nickel.

Les sédiments marins sont un site d'accumulation de métaux très important dans les zones côtières; par conséquent, les analyses de ces métaux sont importantes pour évaluer le degré de pollution dans le milieu marin [92]. Néanmoins un relargage ultérieur des métaux reste possible depuis les sédiments contaminés en fonction des conditions physicochimiques du milieu [93].

Le gradient de concentration des métaux dans les sédiments marins s'établit ainsi :

Station Larbi ben M'hidi : Fe > Cd > Zn > Mn > Cu > Hg > Pb (Cr = Ni = 0 mg/L) ;

Station Ilot des chèvres : Fe > Mn > Pb > Cu > Zn > Cd > Cr > Hg > Ni ;

Station Militaire : Fe > Mn > Pb > Zn > Cd > Ni > Cu > (Cr= Hg =0 mg/L).

IV.9.4. Analyse des métaux lourds dans les bioindicateurs

Dans le but d'analyser la bioaccumulation des métaux lourds dans la faune et la flore aquatiques, nous nous sommes intéressés aux bio-indicateurs suivants : les algues et les oursins.

Afin d'évaluer la teneur des métaux lourds dans les algues, on a effectué une étude sur deux types d'algues qui sont les enteromorphes et les fucus. Les résultats obtenus sont regroupés dans le **tableau IV.19** et représenté par la **Figure IV.42**

Tableau IV.19 : Teneur en métaux lourds dans les bioindicateurs (mg/Kg de MS).

Espèces	Hg	Fe	Pb	Mn	Cu	Zn	Ni	Cr	Cd
Enteromorphe S2	4,69	28,30	35,79	78,19	0,19	85,63	21,87	53,10	56,12
Fucus S2	2,5	24,40	24,9	69,63	0,14	56,84	14,77	26,15	33,44
Oursin S2	0,8	1295	8,77	10,1	0,04	6,63	3,18	7,88	9,54
Enteromorphe S3	0	51,16	0	2,72	87,03	0,87	0,12	0	0
Fucus S3	0	13,93	0,72	1,23	73,04	0,70	0,58	0	0
Oursin S3	0	3,1	0,14	2,78	20,62	3,09	0,01	0	0

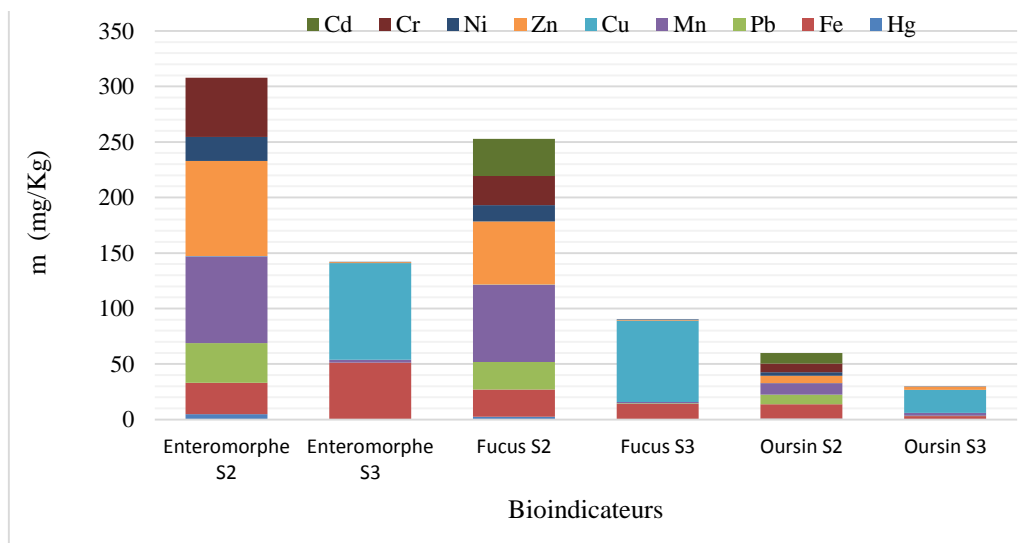


Figure IV.42: Histogramme empilé des teneurs en éléments traces métalliques dans les bioindicateurs des sites S2 et S3.

Les résultats obtenus permettent d'identifier que la station la plus vulnérable c'est l'ilot des chèvres pour la majorité des métaux, à l'exception du fer, ce qui reflète vraisemblablement la pollution de cette plage. Cette baie est réceptrice des rejets urbains et industriels.

Enteromorphe

Les teneurs les plus élevées pour le manganèse et le zinc ont été relevées au niveau de la baie Ilot des chèvres pour les enteromorphes, avec les concentrations respectives de 78,19mg/Kg et 85,63 mg/Kg. Ces résultats dépassent les normes des zones côtières méditerranéennes [94]. Ces teneurs en Zn sont plus fortes que celles détectés pour les enteromorphes récoltés sur le littoral Ouest de la zone Béni Saf [95].

Les résultats obtenus indiquent que la baie militaire présente la concentration la plus élevée en fer avec 51,16 mg/Kg. Cependant, le taux le plus élevé d'accumulation du mercure se localise au niveau de la station l'ilot des chèvres avec 4,69 mg/Kg.

L'examen globale des concentrations du Cr, Cd, Ni, Mn indique que les teneurs détectées au niveau de la plage de l'Ilot des chèvres pour les enteromorphes sont respectivement: 53,10 mg/kg, 56,12 mg/Kg, 21,87 mg/Kg et 78,19 mg/kg. Ceci indique également que les teneurs en cadmium dépassent les normes officielles des communautés Européennes qui fixent un seuil de 0,05 mg/kg en poids sec chez les algues [96].

Les résultats d'analyse du plomb pour les enteromorphes et fucus au niveau de la plage Ilot des chèvres révèlent que les teneurs du Pb dépassent aussi les normes officielles des communautés européennes qui fixent un seuil de 0,1 mg/kg de poids sec chez les végétaux [96].

Au niveau de la plage militaire on remarque aussi l'absence du chrome, cadmium et mercure dans les enteromorphes, et cela peut être dû à l'absence des sources de ces métaux au niveau de notre point de prélèvement, contrairement à la plage l'ilot des chèvres où les eaux usées de la zone industrielle sont déversées.

Les concentrations des métaux dans les organismes aquatiques sont soumises à des variations, car elles reflètent le net effet de deux processus compétitifs notamment, l'absorption et l'épuration. L'équilibre entre ces deux facteurs dépend des concentrations dans le milieu d'étude et les degrés d'importance relatifs aux deux processus. Il est également affecté par d'autres facteurs.

Fucus

L'ensemble des analyses effectuées sur les fucus révèlent d'une manière générale, la présence d'une forte contamination métallique dans le site l'Ilot des chèvres. Les éléments comme le Cr, Cd, Ni, Pb, Fe, Zn, Mn, Cu et Hg présentent des teneurs nettement par rapport à la plage militaire. Des travaux antérieurs sur fucus, manifestent le même constat sur les côtes marocaines la concentration de Cu accumulées chez les fucus varient de l'ordre de 4,1 à 11,5mg/kg de poids sec [98].

Selon une autre étude, les algues vertes comme le « Fucus Sp.» peuvent accumuler le plomb jusqu'à 5 à 13 mg/kg de poids sec, alors que Le « Fucus verniculosus.» peut par contre accumuler près de 72,1 à 330,5 mg/kg de poids sec [95].

Cependant, si les concentrations enregistrées n'incitent pas à des inquiétudes immédiates et ne peuvent être à l'origine de toxicité aiguë, il faut souligner que le risque écotoxicologique réside dans le caractère cumulatif des métaux lourds, qui interviennent dans les phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification. Les métaux lourds peuvent ainsi s'accumuler à des faibles doses dans les différents organes et atteindre le seuil toxique en altérant soit les réactions métaboliques chez les individus, soit en entraînant des perturbations écologiques au niveau des populations des écosystèmes touchés ; tout comme peuvent changer complètement la productivité primaire des environnements côtiers [98,99].

Oursins

La **figure IV.42** montre que les teneurs en métaux lourds dans les oursins présentent une variabilité importante d'une station à une autre concernant les oursins. Ainsi, on constate que la teneur la plus élevée a été enregistrée à la plage l'Ilot des chèvres pour l'élément cuivre avec une concentration de 20,62 mg/Kg. On remarque aussi que les teneurs en Cr, Cd et Mn

sont nettement plus élevées au niveau de la baie Ilot des chèvres avec les valeurs respectives : 20mg/Kg, 9,68 mg/Kg, et 10,20mg/Kg.

Le dosage du fer dans les différentes stations d'étude a permis de mettre en évidence des concentrations qui s'échelonnent entre 13,4 mg/kg à l'ilot des chèvres et 3,08 dans la plage militaire.

Une étude écotoxicologique chez l'oursin de la côte East de la Méditerranée marocaine, semble apporter deux séries de résultats. La première a établi les capacités de bioaccumulation de métaux lourds (Pb, Cu, Fe, Zn et Cd) dans les gonades et les intestins de *Paracentrotus lividus*. La seconde a mis en évidence la précipitation intralysosomale des métaux détectés sous forme de phosphate insoluble [100].

Les teneurs en Cd à Ilot des chèvres son similaire à ceux détectés pour les oursins prélevé en Calanques de Marseille, Les taux du cuivre et plomb détectée pour les oursins prélevés à Ilot des chèvres sont similaires à ceux apportés par l'étude de Delmas pour les oursins récoltés à la Baie de Marseille en France [101].

D'après la **Figure IV.42**, nos résultats pour les bioindicateurs du site Ilot des chèvres (S2) montrent que dans la majorité, l'enteromorphe reste l'algue qui accumule plus les métaux lourds dans l'ordre suivant : Zn > Mn > Cd > Cr > Pb > Fe > Ni > Hg > Cu. Cependant, le fucus concentre les mêmes métaux dans la même tendance que l'enteromorphe à l'exception du manganèse qui vient en première position suivi par le zinc. Il faut noter également que le mercure, le chrome et le cadmium n'ont pas été détectés chez les trois espèces au niveau de la plage militaire. La plage militaire se situe dans la région de Stora où il n'existe pas de source de mercure comme les cabinets dentaires [102].

Les métaux pris en compte dans cette étude sont classés parmi les éléments les plus toxiques pour la faune et la flore aquatique. Les sites de prélèvement des algues et oursins sont soumis directement aux déversements des effluents industriels qui sont considérés comme la principale source de pollution de cette plage.

IV.9.6. Analyse de la composante principale et classification hiérarchique ascendante appliquée aux différents maillons de la chaîne trophique

La **Figure IV.43** présente le plan factoriel de l'ACP et classification hiérarchique ascendante (CHA) calculées à partir des teneurs métalliques des différents bioindicateurs de la chaîne alimentaire .

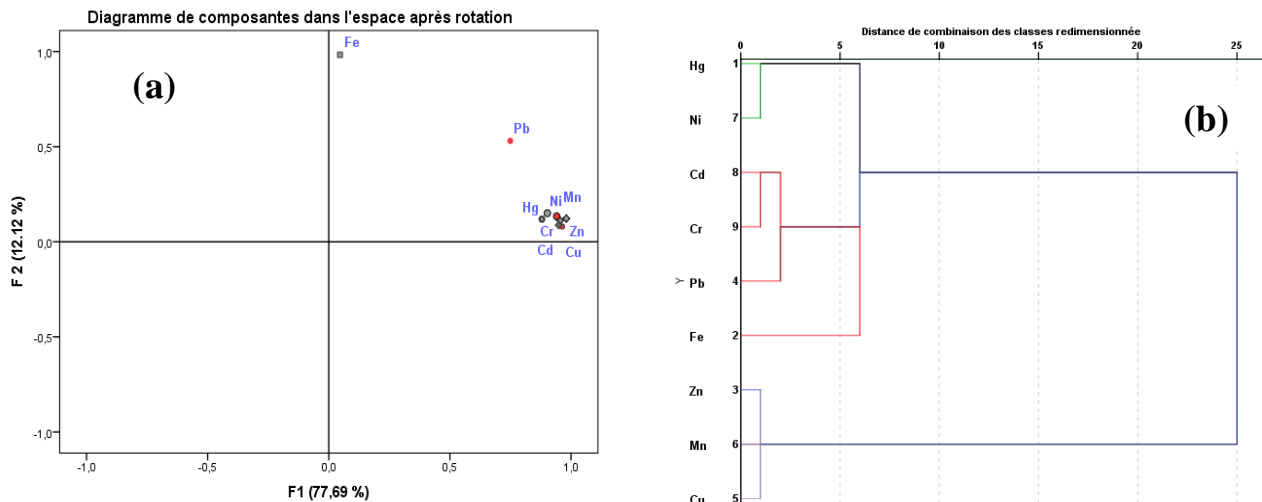


Figure IV.43 : (a):carte factorielle des ETM dans les bioindicateurs. (b): dendrogramme représentant la classification hiérarchique des métaux lourds dans les bioindicateurs.

L'ACP a été établi pour comparer la contamination des bioindicateurs. D'après la **FigureIV.43 (a)** les deux facteurs représentent une variance cumulée de 89,79%. Le premier facteur F1 explique 74,85% de la variance totale, est corrélé positivement avec les métaux d'origine anthropique et industrielle (Zn, Cu, Mn, Cd, Cr, Ni, Hg et Pb). Le deuxième facteur F2, représente 14,94% de la variance totale, est corrélé positivement avec Fe. On peut confirmer que Fe est dérivé d'une source différente des autres métaux.

L'analyse de regroupement hiérarchique (CHA) a été effectuée pour différents bioindicateurs. Quatre groupes ont été formés **Figure IV.43 (b)**. Le cluster 1 est formé par les métaux Hg et Ni. Le groupe 2 comprend le Fe. Le Fer était différent des autres éléments et cela est confirmé par l'analyse ACP, ce qui signifie que le Fe ne provenait pas seulement de l'industrie mais aussi de l'oxydation du navire. Le Zn, le Mn et le Cu ont formant le groupe 3 qui présente des fortes concentrations. De plus, le Cluster 4 s'est formé avec les métaux Pb, Cr et Cd qui présentent des faibles concentrations par rapport aux autres métaux.

IV.10. Conclusion

Le suivi de la pollution des métaux lourds au niveau des cabinets dentaires montre que les teneurs en ETM dans les effluents se diffèrent en fonction du cabinet dentaire étudié et leurs situations géographiques. De plus les différentes concentrations du mercure étaient alarmantes, au niveau de tous les cabinets dentaires ce qui constitue un risque pour l'environnement.

Les quantités de mercure des déchets d'amalgame dentaire dans les différentes wilayas sont variables ce qui traduit que les quantités d'amalgames utilisés dans les cabinets dentaires sont variables selon le nombre de patient administrés.

Les résultats des essais de dissolution du mercure des déchets d'amalgame dentaire, semblent mettre en évidence l'impact de plusieurs paramètres tel que la température le pH et la salinité. Toutefois, concernant l'évaporation du mercure des déchets d'amalgame dentaire plusieurs solutions barrière ont été étudiées, afin de minimiser les émissions du mercure dans l'air du cabinet dentaire.

Plusieurs stations de relevage, STEPs, oueds et plages ont été exploitées afin d'étudier l'évolution et la diffusion du mercure et des autres ETM étudiés. C'est au niveau des points les plus proches des cabinets dentaires qu'on a observé les concentrations les plus importantes en mercure, comme les stations de relevage. Au niveau des sites soumis directement aux influences des effluents de la zone industrielle du pôle pétrochimique de Skikda, comme oued Saf Saf, et la plage Ilot des chèvres on remarque que les teneurs les plus élevées en métaux lourds ont été enregistrés.

Références bibliographiques

- [1] Journal officiel de la République algérienne, Juin, 2009. Décret exécutif N°. 09- 209 du 11 Juin 2009 fixant les modalités d'octroi de l'autorisation de deversement des eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration ;
- [2] Journal officiel de la République algérienne, Avril, 2006. Décret exécutif n° 06-141 du 19 Avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.
- [3] Berry, T. G., Nicholson, J., & Troendle, K. (1994). Almost two centuries with amalgam: where are we today?. *The Journal of the American Dental Association*, 125(4), 392-399.
- [4] Syversen, T., & Kaur, P. (2012). The toxicology of mercury and its compounds. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 26(4), 215-226.
- [5] de Souza, J. L., Nozawa, S. R., & Honda, R. T. (2012). Improper waste disposal of silver-mercury amalgam. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 88(5), 797-801.
- [6] Saber-Tehrani, M., Givianrad, M. H., & Kahkashan, P. (2007). Assessment of some elements in human permanent healthy teeth, their dependence on number of metallic amalgam fillings, and interelements relationships. *Biological trace element research*, 116(2), 155-169.
- [7] Bracho-Troconis, C., Colon, P., Bartout, J. D., & Bienvenu, Y. (2000). Influence of thermal treatments on Ag Sn Cu powders in order to reduce mercury contents in dental amalgam. *Journal of Materials Science: Materials in Medicine*, 11(1), 1-9.
- [8] Koike, M., Ferracane, J. L., Adey, J. D., Fujii, H., & Okabe, T. (2004). Initial mercury evaporation from experimental Ag–Sn–Cu amalgams containing Pd. *Biomaterials*, 25(16), 3147-3153.
- [9] Campus, G., Garcia-Godoy, F., Gaspa, L., Panzanelli, A., Piu, P. C., Micera, G., ... & Sanna, G. (2007). Dependence of kinetic variables in the short-term release of Hg²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺ ions into synthetic saliva from an high-copper dental amalgam. *Journal of Materials Science: Materials in Medicine*, 18(8), 1521-1527.
- [10] Desmet, F., Lemaitre, L., Van Peteghem, A. P., & D'Hauwers, R. (1984). Recovery of mercury from dental amalgam waste. *Materials chemistry and physics*, 11(4), 305-309.
- [11] Klemenc, F., Škrebliin, M., Horvat, M., & Stegnar, P. (1992). Mercury levels in dental surgeries and dental personnel in Slovenia. *Chemosphere*, 24(12), 1731-1743.
- [12] Miquel, G. (2001). Effet des métaux lourds sur l'environnement et la santé, rapport 261. Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques, 365.
- [13] Drummond, J. L., Cailas, M. D., & Croke, K. (2003). Mercury generation potential from dental waste amalgam. *Journal of dentistry*, 31(7), 493-501.

- [14] Stone, M. E., Cohen, M. E., Liang, L., & Pang, P. (2003). Determination of methyl mercury in dental-unit wastewater. *Dental Materials*, 19(7), 675-679.
- [15] Vandeven, J. A., & McGinnis, S. L. (2005). An assessment of mercury in the form of amalgam in dental wastewater in the United States. *Water, air, and soil pollution*, 164(1-4), 349-366.
- [16] Hylander, L. D., & Goodsite, M. E. (2006 b). Environmental costs of mercury pollution. *Science of the Total Environment*, 368(1), 352-370.
- [17] Al Kawas, S., Abu-Yousef, I., Kanan, S., El-Kishawi, M., Siddique, A., Abdo, N., & Shraim, A. (2008). Analysis of mercury in wastewater of some dental clinics in United Arab Emirates. *J Int Environmental Application & Science*, 3, 21-8.
- [18] Palaskar, J., Nadgir, D. V., & Shah, I. (2010). Effect of recasting of nickel–chromium alloy on its porosity. *Contemporary clinical dentistry*, 1(4), 237.
- [19] Olefjord, I., Brox, B., & Jelvestam, U. (1985). Surface composition of stainless steels during anodic dissolution and passivation studied by ESCA. *Journal of the Electrochemical Society*, 132(12), 2854-2861.
- [20] Kusy, R. P. (1981). Comparison of nickel-titanium and beta titanium wire sizes to conventional orthodontic arch wire materials. *American journal of orthodontics*, 79(6), 625-629.
- [21] Bentahar, Z., Bellamine, M., Zertoubi, M., Irhzo, A., & El Boussiri, K. (2010). Relationship between electrochemical corrosion and the tribologic properties of orthodontic alloys. *International orthodontics*, 8(4), 360-371.
- [22] Arenholt-Bindslev, D. (1998). Environmental aspects of dental filling materials. *European Journal of Oral Sciences*, 106(2p2), 713-720.
- [23] Mutter, J., Naumann, J., Sadaghiani, C., Walach, H., & Drasch, G. (2004). Amalgam studies: disregarding basic principles of mercury toxicity. *International journal of hygiene and environmental health*, 207(4), 391-397.
- [24] Hylander, L. D., Lindvall, A., Uhrberg, R., Gahnberg, L., & Lindh, U. (2006). Mercury recovery in situ of four different dental amalgam separators. *Science of the total environment*, 366(1), 320-336.
- [25] Hylander, L. D., Lindvall, A., & Gahnberg, L. (2006). High mercury emissions from dental clinics despite amalgam separators. *Science of the Total Environment*, 362(1-3), 74-84.

- [26] Pederson, E. D., Stone, M. E., & Ovsey, V. G. (1999). The removal of mercury from dental-operatory wastewater by polymer treatment. *Environmental health perspectives*, 107(1), 3-8.
- [27] Abrahams, P. W. (2002). Soils: Their implications to human health. *The Science of the Total Environment*, 29, 11–32.
- [28] Tchounwou, P. B., Ayensu, W. K., Ninashvili, N., & Sutton, D. (2003). Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 18(3), 149-175.
- [29] Gelband, H. (1998). The science and politics of dental amalgam. *International journal of technology assessment in health care*, 14(1), 123-134.
- [30] Harhammer, R. (2001). Risk assessment of the dental filling material amalgam. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 44(2), 149-154.
- [31] Burke, F. T. (2004). Amalgam to tooth-coloured materials—implications for clinical practice and dental education: governmental restrictions and amalgam-usage survey results. *Journal of dentistry*, 32(5), 343-350.
- [32] Beazoglou, T., Eklund, S., Heffley, D., Meiers, J., Brown, L. J., & Bailit, H. (2007). Economic impact of regulating the use of amalgam restorations. *Public Health Reports*, 122(5), 657-663.
- [33] Ozbek, M., & Sanin, F. D. (2004). A study of the dental solid waste produced in a school of dentistry in Turkey. *Waste management*, 24(4), 339-345.
- [34] Al-Khatib, I. A., & Darwish, R. (2004). Assessment of waste amalgam management in dental clinics in Ramallah and al-Bireh cities in Palestine. *International journal of environmental health research*, 14(3), 179-183.
- [35] Daou, M. H., Karam, R., Khalil, S., & Mawla, D. (2015). Current status of dental waste management in Lebanon. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 4, 1-5.
- [36] Fan, P. L., Chang, S. B., & Siew, C. (1992). Environmental hazard evaluation of amalgam scrap. *Dental Materials*, 8(6), 359-361.
- [37] Berglund, P., & Diercks, R. (2001). Evaluation of amalgam removal equipment and dental clinic loadings to the sanitary sewer. St Paul: MCES and Minnesota Dental Association (MCES Report No. 01-509)
- [38] Okabe, T., Ferracane, J., Cooper, C., Matsumoto, H., & Wagner, M. (1987). Dissolution of mercury from amalgam into saline solution. *Journal of dental research*, 66(1), 33-37.

- [39] Davies, R. A., Ardalan, S., Mu, W. H., Tian, K., Farsaikiya, F., Darvell, B. W., & Chass, G. A. (2010). Geometric, electronic and elastic properties of dental silver amalgam γ -(Ag₃Sn), γ 1-(Ag₂Hg₃), γ 2-(Sn₈Hg) phases, comparison of experiment and theory. *Intermetallics*, 18(5), 756-760.
- [40] Ju, C. P., Chen, Y. H., Ho, W. F., Ho, S. C., Chen, W. C., Shieh, D. B., & Lin, J. H. C. (2008). Effect of heat treatment on structure and properties of dispersed-type dental amalgam. *Journal of Materials Science: Materials in Medicine*, 19(1), 83-93.
- [41] Darvell, B. W. (2012). Development of strength in dental silver amalgam. *Dental Materials*, 28(10), e207-e217.
- [42] Marek, M. (1997). Dissolution of mercury from dental amalgam at different pH values. *Journal of dental research*, 76(6), 1308-1315.
- [43] Clarkson, T. W., & Magos, L. (2006). The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Critical reviews in toxicology*, 36(8), 609-662.
- [44] Bates, M. N. (2011). Dental amalgam fillings: a source of mercury exposure.
- [45] Vimy, M. J. (1990). Dental amalgam mercury daily dose estimated from intra-oral vapor measurements: a predictor of mercury accumulation in human tissues. *J. Trace Elem. Exp. Med.*, 3, 111-123.
- [46] Kingman, A., Albertini, T., & Brown, L. J. (1998). Mercury concentrations in urine and whole blood associated with amalgam exposure in a US military population. *Journal of dental research*, 77(3), 461-471.
- [47] Zimmer, H., Ludwig, H., Bader, M., Bailer, J., Eickholz, P., Staehle, H. J., & Triebig, G. (2002). Determination of mercury in blood, urine and saliva for the biological monitoring of an exposure from amalgam fillings in a group with self-reported adverse health effects. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 205(3), 205-211.
- [48] Fredin, B. (1994). Mercury release from dental amalgam fillings. *International Journal of Risk & Safety in Medicine*, 4(3), 197-208.
- [49] Barregård, L., Sällsten, G., & Järholm, B. (1995). People with high mercury uptake from their own dental amalgam fillings. *Occupational and environmental medicine*, 52(2), 124-128.
- [50] Soh, G., Chew, C. L., Lee, A. S., & Yeoh, T. S. (1991). Thermal effect on the dissolution of mercury from two dental amalgams. *Journal of oral rehabilitation*, 18(2), 179-183.
- [51] Fathi, M., & Mortazavi, V. (2004). A review on dental amalgam corrosion and its consequences.

- [52] Okabe, T., Elvebak, B., Carrasco, L., Ferracane, J. L., Keanini, R. G., & Nakajima, H. (2003). Mercury release from dental amalgams into continuously replenished liquids. *Dental Materials*, 19(1), 38-45.
- [53] Marek, M. (1990). The release of mercury from dental amalgam: the mechanism and in vitro testing. *Journal of dental research*, 69(5), 1167-1174.
- [54] Benaïssa, A., Madjram, M. S., Taouk, B., & Abdelouahed, L. (2020). Heavy Metal Pollution from Dental Clinics–Part 1: Annual Emissions Assessment. *Pollution*, 6(3), 611-626.
- [55] Garnaud, S., J.-M. Mouchel, G. Chebbo, and D. R. Thévenot (1999), Heavy metal concentrations in dry and wet atmospheric deposits in Paris district: comparison with urban runoff, *Science of the total environment.*, 235(1–3), 235–245.
- [56] Chebbo, G., and M. C. Gromaire (2004), The experimental urban catchment “Le Marais” in Paris: what lessons can be learned from it?, *J. Hydrol.*, 299(3–4), 312–323.
- [57] Thévenot, D. R., Moilleron, R., Lestel, L., Gromaire, M. C., Rocher, V., Cambier, P., ... & Meybeck, M. (2007). Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994–2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn. *Science of the total environment*, 375(1-3), 180-203.
- [58] Sörme, L., & Lagerkvist, R. (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of the Total Environment*, 298(1-3), 131-145.
- [59] Engman, A. (2004). Mercury contamination in waste water pipes of Lund municipality. These de doctorat, Université Stockholm, Sweden.
- [60] Araujo, K., Colina, M., Mazurek, R., Delgado, J., Ledo, H., Gutierrez, E., & Herrera, L. (1996). Mercury determination by CV-AAS in wastewater and sewage sludge from a stabilization pond system. *Fresenius' journal of analytical chemistry*, 355(3-4), 319-320.
- [61] Balogh, S. J., & Nollet, Y. H. (2008). Mercury mass balance at a wastewater treatment plant employing sludge incineration with offgas mercury control. *Science of the total environment*, 389(1), 125-131.
- [62] Berggren, U., & Andersson, A. (2005). Properties of surface modified pine bark used for adsorption of heavy metals in water. Internal work report.
- [63] Meili, M. (1997). Mercury in lakes and rivers. *Metal ions in biological systems*, 34, 21-52.
- [64] Fan, P. L., Batchu, H., Chou, H. N., Gasparac, W., Sandrik, J., & Meyer, D. M. (2002). Laboratory evaluation of amalgam separators. *The Journal of the American Dental Association*, 133(5), 577-589.

- [65] Gikas, P. (2008). Single and combined effects of nickel (Ni (II)) and cobalt (Co (II)) ions on activated sludge and on other aerobic microorganisms: a review. *Journal of hazardous materials*, 159(2-3), 187-203.
- [66] Li, H., Feng, Y., Zou, X., & Luo, X. (2009). Study on microbial reduction of vanadium metallurgical waste water. *Hydrometallurgy*, 99(1-2), 13-17.
- [67] Sheng, Z. H. O. U., Chaohai, W. E. I., Chaodeng, L. I. A. O., & Haizhen, W. U. (2008). Damage to DNA of effective microorganisms by heavy metals: Impact on wastewater treatment. *Journal of Environmental Sciences*, 20(12), 1514-1518.
- [68] Ong, S. A., Lim, P. E., Seng, C. E., Hirata, M., & Hano, T. (2005). Effects of Cu (II) and Cd (II) on the performance of sequencing batch reactor treatment system. *Process biochemistry*, 40(1), 453-460.
- [69] Rourke, D. (1993). City and County of San Francisco Dental Related Facilities—Heavy Metals Loadings. *California Water Pollution Control Association Bulletin*, 29, 10-14.
- [70] Arenholt-Bindslev, D., & Larsen, A. H. (1996). Mercury levels and discharge in waste water from dental clinics. *Water, Air, and Soil Pollution*, 86(1-4), 93-99.
- [71] Cailas, M. D., Drummond, J. L., Tung-Yi, W., & Ovsey, V. G. (2002). Characteristics and treatment of the dental waste water stream. Champaign, IL: Illinois Waste Management and Research Center.
- [72] Degrémont, S. A. (2005). *Mémento technique de l'eau. Le tome 1*.
- [73] Savina G. Local hazardous waste management program in King County. December 2003, SQG-Dental-6(12/03).
- [74] Organisation mondiale de la Santé, O. (1985). *Directives de qualité pour l'eau de boisson: volume 1: recommandations*.
- [75] Belabed, B. (2010). *La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba «Sources de contamination des écosystèmes aquatiques»* Thèse de doctorat, université Badji Mokhtar, Annaba.
- [76] Abi-Ghanem, C., Nakhlé, K., Khalaf, G., & Cossa, D. (2011). Mercury distribution and methylmercury mobility in the sediments of three sites on the Lebanese Coast, Eastern Mediterranean. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 60(3), 394-405.
- [77] Madrid L, Diaz-Barrientos E, Madrid F (2002) Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere* 49:1301–1308.
- [78] Wang XS, Qin Y (2006) Spatial distribution of metals in urban topsoils of Xuzhou(China): controlling factors and environmental implications. *Environ Geol* 49: 905–914.

- [79] Belhadj, H (2010). Evaluation de la pollution métallique dans l'eau, les sédiments et organismes vivants du littoral de Ghazaouet (extrême ouest Algérien). Thèse de doctorat, université Abou bekr Belkaid, Tlemcen.
- [80] Li C, Lu FY, Zhang Y, Liu TW, Hou W (2008). Spatial distribution characteristics of heavy metals in street dust in Shenyang city. *Ecol Environ* 17: 560–564.
- [81] Rodier, J. (2005). L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eaux de mer, 8ème Edition DUNOD technique. Paris, 1008-1043.
- [82] Mohamed, B. A. R (2014). Evaluation de la pollution des eaux issue de la zone industrielle de Skikda. Mémoire de Magister, université Constantine 1.
- [83] Taghezout, F. (2014). Impact environnemental des rejets d'eau le long du littoral occidental Algérien. Mémoire de magister, université d'Oran.
- [84] Benadda, H (2009). Evaluation de la pollution marine par trois métaux lourds (Cadmium, Plomb, Zinc) sur un Poisson pélagique: la Saurel, *Trachurus trachurus* (Linné, 1758) pêchée dans la baie d'Oran. Thèse de doctorat, université Ahmed Ben Bella d'Oran Est Senia.
- [85] Ahmed, I., Mostefa, B., Bernard, A., & Olivier, R. (2018). Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. *Marine pollution bulletin*, 136, 322-333.
- [86] 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 BouIsmaïl Bay (Algeria). *Environmental Modeling & Assessment*, 22(5), 473-490.
- [87] Saddik, M., Fadili, A., & Makan, A. (2019). Assessment of heavy metal contamination in surface sediments along the Mediterranean coast of Morocco. *Environmental monitoring and assessment*, 191(3), 197.
- [88] Belhadj, H., Aubert, D., & Youcef, N. D. (2017). Geochemistry of major and trace elements in sediments of Ghazaouet Bay (western Algeria): an assessment of metal pollution. *Comptes Rendus Geoscience*, 349(8), 412-421.
- [89] Cheggour, M., Louadi, K., & Djébar, A. B. (2014). Inventaire des Gastéropodes Patellidae et leur utilisation dans l'évaluation du littoral de Skikda (Nord Est de l'Algérie). *Sciences de la vie, de la terre et agronomie*, 2(1).
- [90] Zaimeche, S (2014). Contribution à l'étude de l'action d'agents polluants sur des végétaux bioindicateurs. Thèse de doctorat, université Constantine.

- [91] Alomary, A. A., & Belhadj, S. (2007). Determination of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) by ICP-OES and their speciation in Algerian Mediterranean Sea sediments after a five-stage sequential extraction procedure. *Environmental monitoring and assessment*, 135(1-3), 265-280.
- [92] Ouali, N. (2006). Evaluation des pollutions industrielle et urbaine dans la région d'Annaba: impact sur l'écosystème marin côtier. Mémoire de magister, université Badji Mokhtar, Annaba.
- [93] Gueddah, D. (2003). Evaluation de la pollution industrielle et urbaine dans la région de Skikda: impact sur l'écosystème marin côtier. Mémoire de magister, université Badji Mokhtar, Annaba.
- [94] Allam, H., Aouar, A., Benguedda, W., & Bettioui, R. (2016). Use of sediment and algae for biomonitoring the coast of Honâine (Far West Algerian). *Open Journal of Ecology*, 6(04),159.
- [95] Gueddah, D., & Djebbar, A. B. (2014). Pollution by the heavy metals of the superficial marine sediment of Skikda city (Northeastern Algeria). *Annals of Biological Research*, 5(1),40-45.
- [96] Alomary, A. A., & Belhadj, S. (2007). Determination of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) by ICP-OES and their speciation in Algerian Mediterranean Sea sediments after a five-stage sequential extraction procedure. *Environmental monitoring and assessment*, 135(1-3), 265-280.
- [97] Devez, A. (2004). Caractérisation des risques induits par les activités agricoles sur les écosystèmes aquatiques. Thèse de doctorat, université, ENGREF (AgroParisTech).
- [98] F.A.O 1(994). Etude des métaux lourds présents dans l'environnement aquatique Africain. Département de pêche, Doc. Technique CPCA. NO. 25. Rome, 1994, 129p. Rapp FAO. Pêches (471):7-45 et Ecotoxicol. Environ. Saf., 28:134-59.
- [99] Abi ayad, L. (2016). Etude expérimentale et statistique du dépôt spatiotemporel de métaux dans le milieu marin. Cas de la cote de dessalage du littoral ouest d'Algérie. Thèse de doctorat, université Abou bekr Belkaid, Tlemcen.
- [100] Sunda, W. G. (1989). Trace metal interactions with marine phytoplankton. *Biological Oceanography*, 6(5-6), 411-442.
- [101] Vasquez G., Antorrena G., Gonzalez j., Doval M.D., (1994). Adsorption of heavy metal ions by chemically modified *Pinus pinaster* bark. *Bioresource Technol.*, 48, 251-255.

[102] Chahid, A. (2016). Quantification des éléments traces métalliques (cadmium, plomb et mercure total) de certains produits de la pêche débarqués dans la zone Essaouira-Dakhla: Evaluation des risques sanitaires.

Conclusion générale

Conclusion générale

Vu l'absence en Algérie de réglementations précises sur les teneurs en élément traces métalliques dans les rejets des cliniques dentaires et leur traitement, les dentistes ont recours à des méthodes archaïques, voire nuisibles à l'environnement, pour se débarrasser de leurs effluents liquides et déchets solides.

Le présent travail a été consacré à l'étude de la pollution par les éléments traces métalliques des cliniques dentaires des wilayas de Constantine, de Annaba et de Skikda, et la distribution et l'évolution des métaux dans les différentes stations de relevages, STEPs, eaux de surface et eau de mer (eaux, sédiments et biomarqueurs).

L'analyse des effluents liquides des cabinets dentaires, révèle une contamination importante par les métaux lourds suivants: Hg, Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cd, Cr, et Pb.

Dans un premier temps, il ressort de nos résultats qu'au niveau de la wilaya de Constantine les concentrations moyennes des métaux lourds : Hg, Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cd, Cr, et Pb sont respectivement : 1238,25 ; 1238,25 ; 859,67 ; 400,35 ; 125 ; 21,51 ; 2,07 ; 1,5 et 6,08mg/L. Ces teneurs dépassent les valeurs limites fixées par la réglementation Algériennes, sauf pour le Cr et le Pb ; ce qui présente un risque pour l'environnement à cause du caractère cumulatif des métaux lourds.

Concernant le suivie des ETM dans les eaux usées des cabinets dentaires des wilayas de Skikda et de Annaba, nos résultats mettent en évidence que les concentrations des métaux : Hg, Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cd dépassent les valeurs limites fixés par la réglementation Algériennes. Pour le mercure la concentration moyenne enregistrée pour les cabinets dentaires de la wilaya de Skikda est 425,75mg/L ; cette teneur dépasse nettement la valeur limite algérienne qui est de 0,01 mg/L.

De plus l'élément le plus dominant dans les effluents des cabinets dentaires durant notre suivi, est le Hg avec la séquence suivante: Hg> Cu> Zn> Mn> Fe> Ni> Cd> Pb> Cr.

La différence des teneurs en métaux lourds entre les cabinets dentaires des trois wilayas pourrait être attribuée à la variété des activités effectuées par les dentistes. De plus, les résultats ont montré que les échantillons contiennent des niveaux dangereux des métaux lourds, en particulier les constituants des amalgames dentaires, notamment l'Hg, le Cu et le Zn.

D'après l'analyse de la composante principale ACP des teneurs métalliques dans les différentes villes, on constate d'une part qu'il existe une corrélation significative entre Hg et Cu ce qui semble être dû à l'utilisation de l'amalgame dentaire. D'autre part la wilaya de

Annaba et la wilaya de Constantine sont plus pollués par le Cu tandis que la wilaya de Skikda est plus polluée par l'Hg.

Les résultats de l'évaluation quantitative du mercure dans les déchets d'amalgame dentaire, montrent que les cabinets dentaires des villes Constantine, Annaba et Skikda, génèrent annuellement : 13,28 kg d'Hg, 7,95 kg d'Hg et 16,19 kg d'Hg respectivement, ce qui présente un risque pour l'environnement, surtout que les déchets d'amalgame dentaires ne subissent aucun traitement pour la majorité des cliniques dentaires.

Par ailleurs, il ressort de l'étude que la dissolution du mercure des amalgames dentaires, est favorisée par l'augmentation de la température, la salinité et l'acidité du milieu.

Cette étude a révélé également que, les déchets d'amalgame dentaire libèrent le mercure dans l'air. L'évaporation du mercure peut être minimisée par l'utilisation de solution barrière comme l'huile de paraffine.

Enfin concernant l'étude de l'amalgame dentaire dans un milieu endobuccale synthétisé, les résultats font ressortir d'une part que le nouveau plombage libère plus de vapeur d'Hg que l'ancien plombage, et d'autre part il apparait clairement que l'augmentation de la température favorise la dissolution Hg ; ce qui constitue un risque pour le patients.

Les résultats pour les différentes stations de relevage ont montré que les teneurs en Hg, Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cd, Cr et Pb sont inférieures à la valeur limite par la réglementation Algérienne et la teneur la plus grande a été enregistrée pour le fer au niveau des cinq stations.

Au vu des résultats d'analyses du Hg dans la STEP Ibn Zied et Hamadi Krouma, il s'avère que les teneurs moyennes sont respectivement : 56,77 µg/L et 15,75 µg/L. Les résultats d'analyse du Cu, Pb et Cd des eaux à la sortie de la STEP Hamadi Krouma permettent de déceler les teneurs moyennes qui dépassent les normes permises. En revanche les eaux usées prélevées à la sortie de la STEP Lallelik sont indemnes de toute pollution par les métaux lourds. Cependant les teneurs moyennes en Hg, Fe, Cu, Zn, Mn, Ni, Cd, Cr et Pb détectées ne dépassent pas les normes limites pour les boues activées sèches dans les STEP Ibn Zied et Lallelik.

Par ailleurs les analyses faites sur les eaux de surface d'Oued Mellah et lac Fetzara, situés dans la wilays de Annaba, enregistrent de faibles concentrations en Hg, Zn et Ni. Parallèlement, ces eaux sont légèrement contaminées par Fe, Mn, Cu et Cd.

Pour les eaux de surface de la wilaya de Skikda, différents points d'échantillonnage étaient considérés. Les teneurs les plus élevées en Hg, Fe, Cu, Mn, Cd et Pb sont détectées à Oued Saf Saf, ce qui est probablement dû au fait que ces eaux reçoivent des rejets du pôle industriel en plus des rejets domestiques de la ville de Skikda.

Trois types de mesures de contaminants sont coutumièrement effectués dans le milieu marin de Skikda: des dosages dans l'eau de mer, les sédiments et la matière vivante. Les résultats de dosage des métaux lourds contenus dans l'eau de mer, les sédiments marins enteromorphe, fucus et oursin nous permettent de considérer la plage Ilot des chèvres comme la plus polluée par la majorité des ETM suivis.

La majorité des industries de Skikda sont localisées dans la plaine côtière d'ilot des chèvres ou sur la rivière oued Saf Saf .D'après les résultats des mesures des ETM dans l'eau de mer, les sédiments et les bioindicateurs, il s'est avéré que la flore et la faune marine les plus contaminées se trouvent dans les zones littorales Ilot des chèvre où les teneurs en métaux lourds atteignent des niveaux alarmants.

Perspectives

Les résultats préliminaires obtenus dans le cadre de cette étude ouvrent certaines perspectives d'étude qu'il serait judicieux d'entreprendre :

- Ce travail a pour suite logique son extension à l'ensemble des villes Algériennes afin de réunir le maximum d'information sur les niveaux d'utilisation de l'amalgame dentaire à l'échelle national et la pollution par les métaux lourds engendrée par les cabinets dentaires.
- Compléter ces résultats par une étude sur les autres matériaux utilisés en dentisterie autres que l'amalgame dentaire.
- Il serait également intéressant d'élargir cette liste à d'autres métaux lourds tels que l'arsenic, étain et l'argent ;
- Penser à mettre en place un réseau de surveillance des écosystèmes (aquatiques et terrestres) par le dosage des métaux lourds et l'utilisation d'organismes bioindicateurs;
- Analyser la dissolution des autres constituants de l'amalgame dentaire en fonction des différentes conditions (différents milieux) ;
- Identifier et évaluer les sources de contamination par les ETM dans les eaux usées des différentes zones d'étude.

Annexe

Heavy Metal Pollution from Dental Clinics–Part 1:Annual Emissions Assessment

Benaïssa, A.^{1*}, Madjram, M.S.¹, Taouk, B.² and Abdelouahed, L.²

1. Petrochemical and process engineering department, Laboratoire de Génie Chimique et Environnement de Skikda ,Postcode21000,Université20 Août 1955Skikda, Alegria

2. Laboratoire de Sécurité des Procédés Chimiques,Postcode76801, Normandie Univ, INSA Rouen Normandie, Rouen, France

Received: 29.02.2020

Accepted: 27.05.2020

ABSTRACT: This study aimed to evaluate the concentration of heavy metals in liquid effluents and to quantify the mercury content in dental amalgam waste generated by dental clinics. Three neighbouring cities in Northeast Algeria were considered in this study (Constantine, Skikda, and Annaba). Heavy metals, such as Hg, Cu, Zn, Fe, Ni, Mn, Cr, Cd, and Pb, were analysed in wastewater and then compared with acceptable standard values. Special attention was given to mercury because of its dangerous effects. The results collected indicated the presence of heavy metal contamination in dental wastewater. Heavy metal concentrations were significantly high for all heavy metals and exceeded the allowed concentrations. However, Pb and Cr were shown to have acceptable concentrations. This study highlights the possible contamination of the environment by mercury and heavy metals generated by dental clinics. This study also demonstrates an order of magnitude of the concentration of these heavy metal in a large agglomeration with a population of 2.5 million people.

Keywords: mercury, heavy metals, dental amalgam, waste, environmental risks.

INTRODUCTION

Today, environmental protection is one of the most important concerns for the international community. This interest is due to the derangement of the balance of the biosphere by massive industrial and domestic discharges of heavy metals, which affect soil and water. Heavy metals cause critical problems because of their non-degradable pollutants (Gao et al., Khan et al., 2013) and they are recognized as harmful for both the environment and human health because of their harmful

toxicity effects (Alomary et al., 2007, Cherfi et al., 2015, Rahmanian et al., 2015). These elements can bio-accumulate in plants, animals, and humans via the food chain (Mahmood et al., 2014).

Dental amalgam containing mercury and silver is currently used as a metallic restorative. In fact, this restorative method have been used for the treatment of various lesions of tooth for 150 years (AFSSAPS, 2005). Amalgam alloy is composed of 50 w/w% mercury, while the other 50 w/w % is composed of silver (20–34w/w %), copper (1–15 w/w %), and tin (8–15 w/w %). Other heavy metals, such as zinc, indium, or palladium, can be added to the

* Corresponding Author, Email: mina_lok22@yahoo.fr, a.benaïssa@univ-skikda.dz

amalgam in minor proportions (0–5 w/w %)(Drummond et al., 2003).

The safety of dental amalgam has been a controversial subject given its high content of mercury(Hylander et al., 2006a, Megly 2007, Bates 2011, Tibau et al., 2019). This does not exclude silver, tin, and copper from being considered negative because of their effects on the environment. Minamata Convention is an important universal acknowledgment of the potential damages of utilizing mercury dental amalgam on humans and the environment(Mackey et al., 2014).

Dental practices generate significant levels of heavy metals in their liquid effluents.It was demonstrated that a high concentration of mercury (31.3 mg/L) was found in dental wastewater tests when the amalgam separator was not associated with the dental chair(Adegbembo et al., 2002). Some authors point out that mercury emissions from dental clinics can be decreased by the installation of amalgam separators.Additionally, it has been reported that mercury removal efficiency depends on the type of amalgam separator(Hylander et al., 2006b). In literature, it was found that in addition to mercury, other heavy metals have also been detected in liquid effluent, with hazardous (Shraim et al., 2011).

Mercury, can be generated from dental clinics in the form of amalgam waste,which is collected with household and municipal waste, and could be released into the environment and contaminate water, soil, and air(Adegbembo et al., 2002). A study in Nigeria revealed that soil and water samples collected near an amalgam waste dump contained very high levels of lead, chromium, mercury, cadmium, and manganese(Adedigba et al., 2004).Research work has shown that dental amalgam solid waste generates mercury vapour. It was also found that the quantity of mercury vapour is influenced by temperature and the type of solution (Dalla

Costa et al., 2008).However, it was assessed that the dental clinics in the state of Illinois can generate up to 947kg/year of non-contact mercury in the form of dental amalgam waste(Drummond et al., 2003).Other research has estimated that the amount of amalgam waste rejected by dental offices in the prefecture of Xanthi (Greece) is 25.8 kg/day (Kizlary et al., 2005).

The objective of this work was to quantify the emission of different heavy metls and give an order of magnitude of the concentration of these heavy metal in dental clinics effluents, mercury in particular, that can be found in the large agglomeration of NortheastAfrica with a population of 2.5 million people.The daily and annual amount of mercury released into the environment was evaluated. This study can be very usefull for life cycle analysis (LCA) of heavy metals and mercury in particulary.

MATERIALS AND METHODS

Wastewater and dental amalgam waste wascollected from forty dental clinics in the following areas: 8 dental clinics in Constantine, 16 in Annaba, and 16 in Skikda. Dental clinic samples and wastewas collected for 90 days (from January to March).

A flame atomic absorption spectrophotometer (ICE 3000 series,Thermo Scientific) was used to analyse metals in wastewater samples. All Hg analyses of wastewater were performed using a cold vapour generation system (VP Thermo Scientific) connected to an atomic absorption spectrophotometer (ICE 3000 series, Thermo Scientific) under a continuous flow of argon.

All samples of wastewater discharged from the dental clinics were collected in plastic bottles. Samples were preserved with HNO₃ to a pH of 2 at the time of collection and then refrigerated in at 4°C. According to previous work, particular

care was given to laboratory equipment used to avoid any contamination (Rodier et al., 2009).

Wastewater samples were analysed for the following 9 heavy metals using different experimental conditions based on appropriate American Society for Testing and Materials ASTM: Hg, Cu, Zn, Ni, Mn, Fe, Cr, Pb, and Cd. The appropriate ASTM methods were used for the analysis of ionic concentrations according to the following: ASTM D 3223 was applied in the determination of mercury, ASTM D1691 was used for ionic concentrations of zinc, ASTM D3557 was used for cadmium, ASTM D3559 was used for lead, ASTM D1688 was used for copper, ASTM D1068 was used for iron, ASTM D1886 was used for nickel, ASTM D1687 was used for chromium and ASTM D858 was used for manganese (ASTM).

To calibrate the system, standards solution were prepared daily for each tested element using a manual standard addition procedure. The reagents and blanks were monitored for each fraction after each series of samples during the analysis. The blank test was analysed during each measurement series and the concentration of the element found in the blank should be less than 0.5 times the lowest calibration standard.

The assessment focused on evaluating and comparing mercury discharged to landfills. Samples were collected from the following 16 dental clinics: 4 from Constantine, 8 from Annaba, and 4 from Skikda. To evaluate the amount of dental amalgam waste, the samples were taken from each clinic at the end of the day for a period of 3 months (January to March). When the sampling was finished, it was found that the quantity of dental amalgam waste generated depends of the activities conducted with dental amalgam on patients. Dentists commonly triturate excess amalgam during each procedure to ensure a sufficient filling for the tooth.

Excess dental amalgam not used was collected and weighted. Also, the old dental amalgam fillings removed when replacing them with composite or ceramic were also weighed. In addition, all extracted teeth with amalgam fillings were collected and placed in a sodium hypochlorite solution to be disinfected. The amalgam fillings were then removed from the teeth and weighed (Kizlary et al., 2005). By using data from dental clinics, a 50% by weight, mercury content in amalgam. The amount mercury discharge in each area per year can be calculated as follows:

$$\begin{aligned} & \text{number of the dental clinics} \times \\ & \text{average mass of the dental amalgam per day} \times \\ & \text{number of working day per year} \times 50\% \text{ mercury in amalgam} \end{aligned}$$

The mean, maximum, minimum values and standard deviations were computed and recorded. All statistical analyses were computed by using Statistical Package for Social Science (SPSS) version 21. One-way analysis of variance (ANOVA) was used to discuss the differences in heavy metal concentration and mercury concentration in dental amalgam waste between areas. The difference by regions was considered to be significant when a probability threshold (p) was less than 5% ($p < 0.05$). Student's test was used to compare means of concentrations of different heavy metals with local permissible limits. Principal component analysis (PCA) is a multivariate analysis method used in environmental research. PCA was used to represent the association between different metals in different areas and to identify different pollutant sources.

RESULTS AND DISCUSSION

The measured concentrations of heavy metals in wastewater from dental clinics in the three areas revealed the presence of heavy metals (Figure 1a–1j). The statistical descriptions of all heavy metals, including Hg, Cu, Zn, Mn, Ni, Fe, Cd, Cr, and Pb, and the ANOVA tests are given in Table 1.

Table 1. Comparison of heavy metal concentrations (mg/L) in wastewater from dental clinics in different cities

Metals	Area	Mean ± SD (mg/L)	Min (mg/L)	Max(mg/L)	LPM ** (mg/L)	One way ANOVA	
						F	p
Hg	Constantine	289.4 ± 237.2*	28.71	1238.2	0.01	6.56	0.002
	Skikda	425.7 ± 408.6*	12.5	1630.3			
	Annaba	234.1 ± 222.3*	3.45	553.56			
Cu	Constantine	241.4 ± 41.1*	0	750.9	1	1.99	0.14
	Skikda	144.1 ± 209.4*	0	899.5			
	Annaba	207.4 ± 282.6*	0	953.7			
Zn	Constantine	52.8 ± 18.4*	0	859.6	2	1.54	0.21
	Skikda	23.2 ± 52.2*	0	271.7			
	Annaba	59.4 ± 185.7*	0	997.3			
Mn	Constantine	38.4 ± 12.1*	0	400.3	1	5.55	0.005
	Skikda	4.7 ± 4.7*	0	21.4			
	Annaba	10.2 ± 84.1*	0	402.2			
Fe	Constantine	22.2 ± 4.1*	0	125	1	12.57	0.000
	Skikda	4.4 ± 5.0*	0	17.4			
	Annaba	20.2 ± 29.3*	0	120.1			
Ni	Constantine	2.6 ± 0.5	0	21.5	2	7.68	0.001
	Skikda	6.1 ± 8.4*	0	34.6			
	Annaba	3.98 ± 4.71	0	19.5			
Cd	Constantine	0.51 ± 0.09*	0	2.1	0.1	4.76	0.01
	Skikda	0.21 ± 0.52	0	1.9			
	Annaba	0.79 ± 1.77*	0	9.8			
Cr	Constantine	0.19 ± 0.05*	0	1.5	2	2.79	0.06
	Skikda	ND	ND	ND			
	Annaba	0.17 ± 0.35*	0	1.4			
Pb	Constantine	0.44 ± 0.19	0	6.1	0.5	1.24	0.29
	Skikda	ND	ND	ND			
	Annaba	0.46 ± 1.3	0	5.9			

SD: refer to Standard Deviation of heavy metals concentration

F: refer to Friedman values of one way ANOVA

ND: Refer to not defined

p: refer to significant of ANOVA

* Significant differences from local permissible limits (P<0.05 of Student's test) are marked with asterisks.

** LPM: Local permissible limits (Official Journal of the Algerian Republic. 2006, 2009).

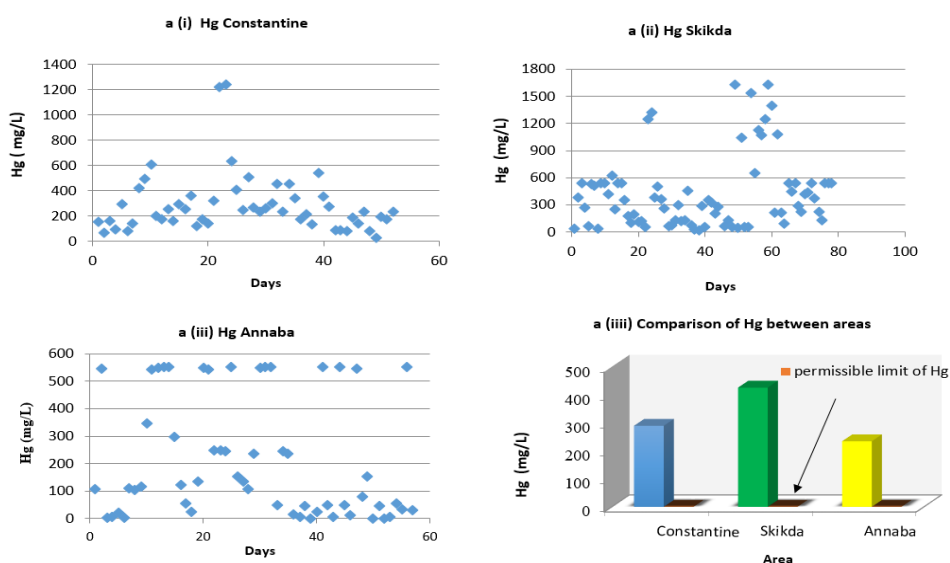


Fig. 1a. Concentration of mercury (mg/L).

Figure 1a (i) shows the concentration levels of Hg in the dental clinics in the Constantine region, with a total sample population of 52. The mean concentration of Hg during this period was found to be 289.4 mg/L with a maximum of 1238.2 mg/L and a minimum of 28.7 mg/L. The standard deviation in this case was found to be 237.26 mg/L. Figure 1a (ii) shows the concentration of Hg in the dental clinics in the Skikda region in the same period with a total sample population of 77. The average concentration and concentration range were found to be 425.7 mg/L and 12.5–1630.3 mg/L, respectively. Figure 1a (iii) shows the concentration of Hg in the dental clinics in the Annaba region with a total sample population of 57. The concentration varied between 3.44 and 553.5 mg/L, with a mean concentration of 234.1 mg/L and a maximum standard deviation of 222.3 mg/L.

More interestingly, at some clinics, dental amalgam was only used during the extraction of old fillings and was replaced by composite materials or ceramic. These clinics produced more Hg (1238.2 mg/L for Constantine and 1630.3 mg/L for Annaba). However, the mercurial pollution persisted as long as patients had old fillings.

From Table 1, it is clear that in the three areas there were significant differences between Hg levels in the different areas. Figure 1a (iiii) shows the mean concentration of Hg measured in the three studied areas. The highest Hg mean concentration was registered at Skikda (425.7 mg/L). This is the outcome of the numerous daily activities related to dental amalgam (placement or extraction of amalgam, scaling and polishing, number of patients treated, and the amount of amalgam debris in the wastewater). The one-way ANOVA analysis revealed the existence of a significant difference in Hg concentration among the different sites (ANOVA, $F=6.56$, $p<0.05$) simply because

the activities related to dental amalgam differ from one dental office to another.

Figure 1b (i) shows the concentration level of Cu in the dental offices in Constantine. The mean concentration was to be 241.4 mg/L with a maximum of 750.6 mg/L. The measured concentrations of Cu in the samples of dental clinics from Skikda are shown in Figure 1b (ii). From Table 1, it can be observed that the mean concentration was 144.1 mg/L with a maximum of 899.9 mg/L. Figure 1b (iii) summarizes the Cu concentration recovered from dental clinics in the Annaba region. The mean concentration was found to be 207.4 mg/L with a maximum of 953.7 mg/L. For Constantine, Skikda, and Annaba, Cu levels were different and higher than permissible limits (1 mg/L). The one-way ANOVA analysis revealed that there was no significant difference in Cu concentrations in the study sites (ANOVA, $F=1.996$, $p=0.14$). The highest mean Cu levels were found in Constantine with 241.4 mg/L (Figure 1b (iiii)).

Figure 1c (i) shows the concentration level of Zn in the dental clinics in Constantine. The mean Zn mean concentration was 52.8 mg/L with a range of 0–859.6 mg/L. The measured Zn concentrations in samples recovered from the dental clinics in Skikda are shown in Figure 1c (ii). The average concentration and concentration range were 23.2 mg/L and 0–27.7 mg/L, respectively. Figure 1c (iii) summarizes the concentration level of Zn recovered from dental clinics in the Annaba region. The mean concentration was 59.4 mg/L with a maximum of 997.3 mg/L. The mean Zn concentrations in the areas were significantly different and higher than the permissible limit (2 mg/L). However, results showed no significant difference in Zn concentration (Figure 1c (iiii)) between the three areas (ANOVA, $F=1.54$, $p=0.21$). The higher mean concentration of Zn (59.4 mg/L) was found in Annaba (Figure 1c (iiii)).

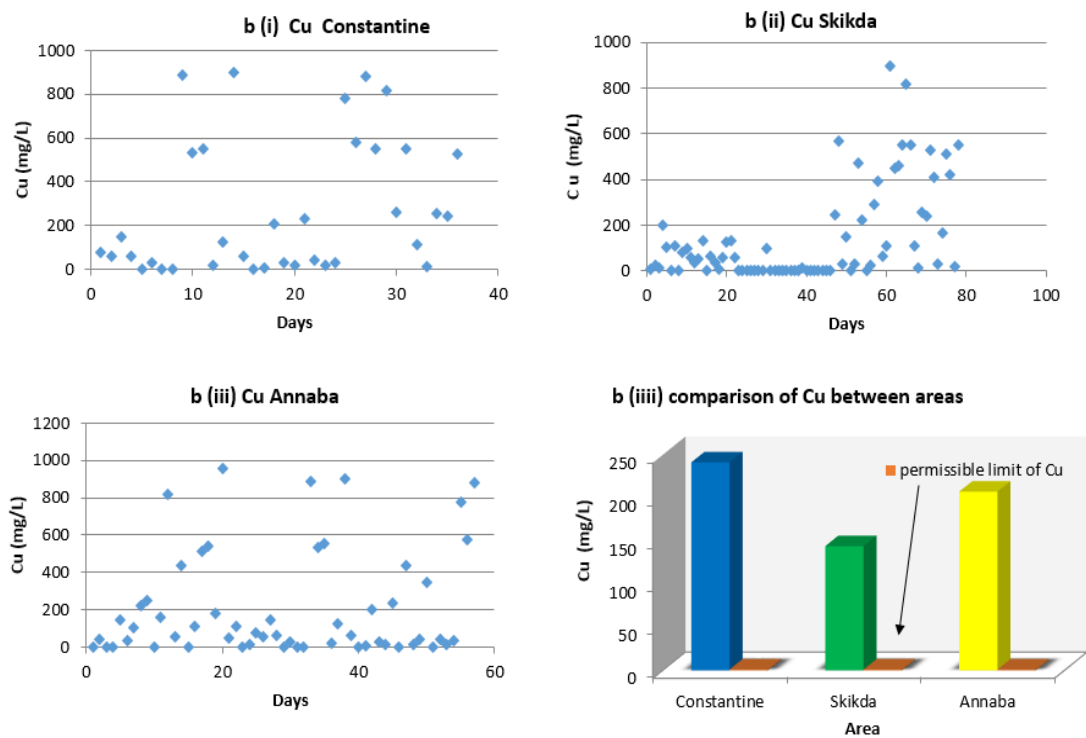


Fig. 1b. Concentration of cooper (mg/L).

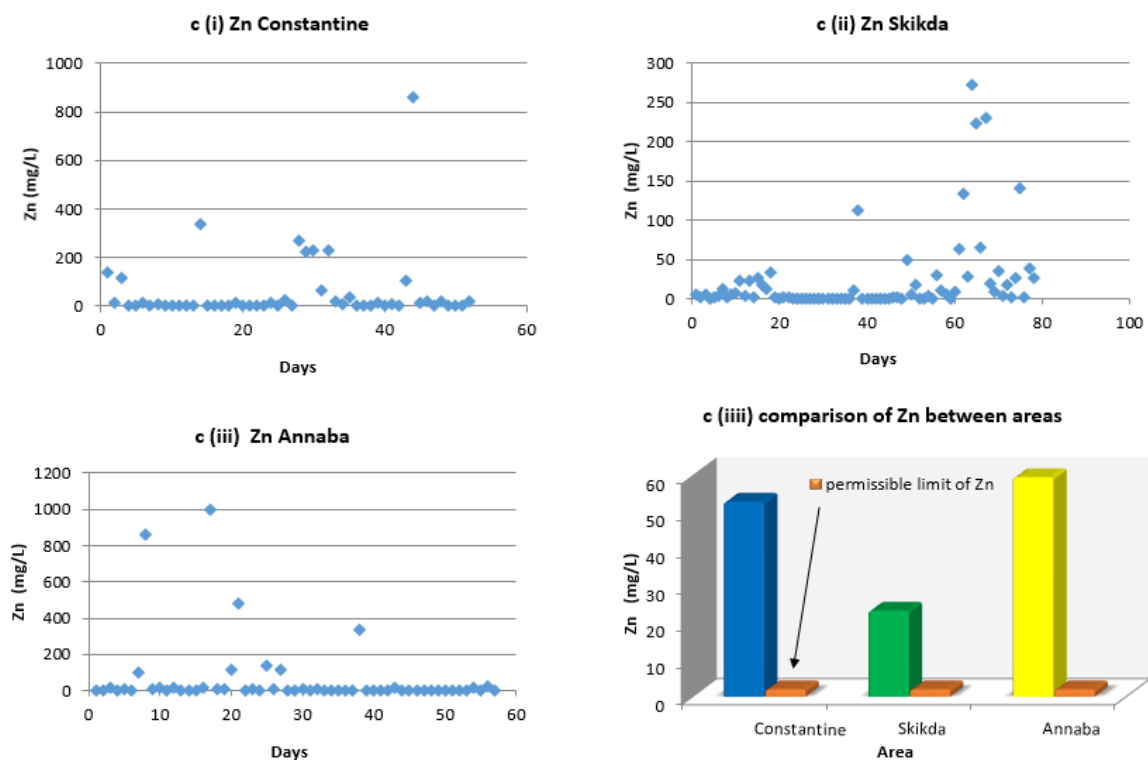


Fig. 1c. Concentration of zinc (mg/L).

Figure 1d (i) shows the concentration levels of Mn in dental clinics in Constantine where the mean concentration was 38.4 mg/L and the maximum concentration was 402.3 mg/L. The measured concentrations of Mn in dental clinic samples in Skikda are shown in Figure 1d (ii). The average concentration and concentration range were 4.7 mg/L and 0–21.4 mg/L, respectively. Figure 1d (iii) summarizes the concentration levels of Mn in the dental clinics in Annaba. The mean concentration was 10.2 mg/L with a

maximum of 402.5 mg/L. The results of the Student's test indicated that Mn concentrations were significantly different and higher than the permissible standard limits, as shown in Table 1 and Figure 1d (iii). Results revealed significant differences in Mn concentrations between Constantine, Annaba, and Skikda. This is due to the different activities in dental clinics (ANOVA, $F=5.55$, $p<0.01$). It can be concluded from Figure 1d (ii) that the highest mean concentration of Mn was detected in Constantine with 38.4 mg/L.

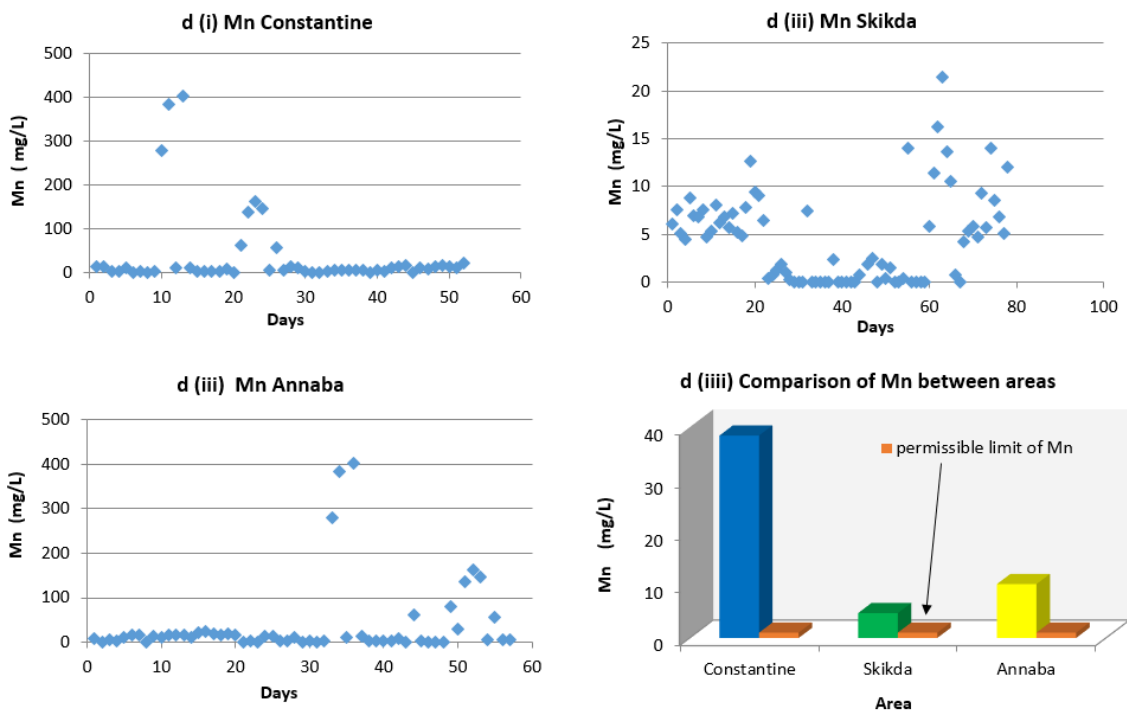


Fig. 1d. Concentration of manganese (mg/L).

Figure 1e (i) shows the concentration levels of Fe in the dental clinics in Constantine. The mean concentration was 22.2 mg/L with a maximum concentration of 125 mg/L. The measured concentrations of Fe in dental clinic samples from Skikda are shown in Figure 1e (ii). The average concentration and concentration range were 4.4 mg/L and 0–17.4 mg/L, respectively. Figure 1e (iii) summarizes the concentration levels of Fe in the dental clinics from Annaba. The mean

concentration was 20.2 mg/L with a maximum of 120.1 mg/L. As shown in Table 1, the Student's test of Fe revealed that the mean concentrations in the regions studied were remarkably different and high compared to the limit threshold value. A comparison of Fe concentrations between the studied areas showed significant differences (Figure 1e (iii)) (ANOVA, $F=12.57$, $p<0.0001$). The highest mean concentration of iron was detected in Constantine (22.2 mg/L).

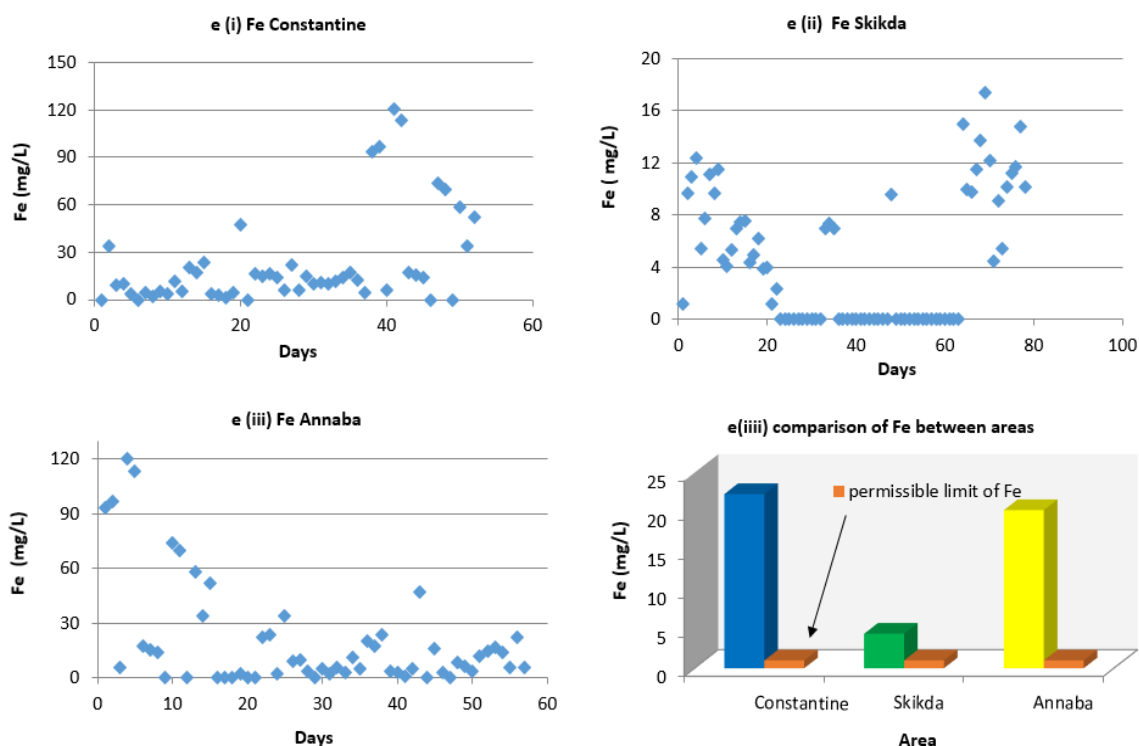


Fig. 1e. Concentration of iron (mg/L).

Figure 1f (i) shows the concentration levels of Ni in the dental clinics of Constantine. The mean concentration was 2.6 mg/L with a maximum of 21.5 mg/L. The measured concentrations of Ni in dental clinic samples of Skikda are given in Figure 1f (ii). The average concentration and concentration range were 6.1 mg/L and 0–34.6 mg/L, respectively. Figure 1f (iii) summarizes the concentration levels of Ni in the dental clinics of Annaba. The mean concentration was 3.98 mg/L with a maximum of 4.7 mg/L. On the other hand, the levels of Ni from Skikda were greater than the permissible limit (2 mg/L) and were in the range of threshold values at Constantine and Annaba. Ni was found in all sampling sites (Figure 1f(iii)), and the ANOVA test revealed significant differences between the studied areas (ANOVA, $F=7.68$, $p<0.01$). The highest mean concentration of nickel was detected at Skikda with 6.1 mg/L.

Figure 1g (i) shows the levels of Cd in the dental clinics of Constantine. The mean concentration was 0.51 mg/L with a maximum of 2.07 mg/L. The measured concentrations of Cd in the dental clinic samples of Skikda are given in Figure 1g (ii). The average concentration and concentration range were 0.21 mg/L and 0–1.94 mg/L, respectively. Figure 1c (iii) summarizes the concentration levels of Cd in the dental clinics of Annaba. The mean concentration was 0.79 mg/L with a maximum of 9.8 mg/L. The results in Table 1 show that there was a significant difference between Cd levels and the threshold value of 0.1 mg/L at Constantine and Annaba but not Skikda. For Cd, a one-way ANOVA test revealed differences between the three regions (Figure 1g (iii)) (ANOVA, $F=4.76$, $p<0.05$). The highest mean level of Cd was found at Annaba (0.79 mg/L).

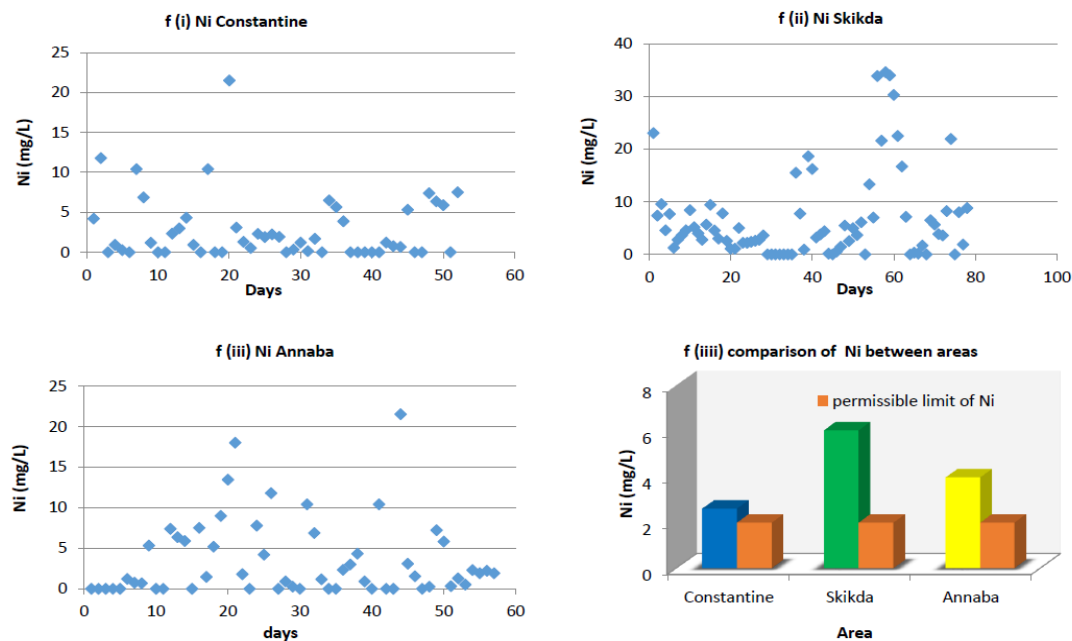


Fig. 1f. Concentration of nickel (mg/L).

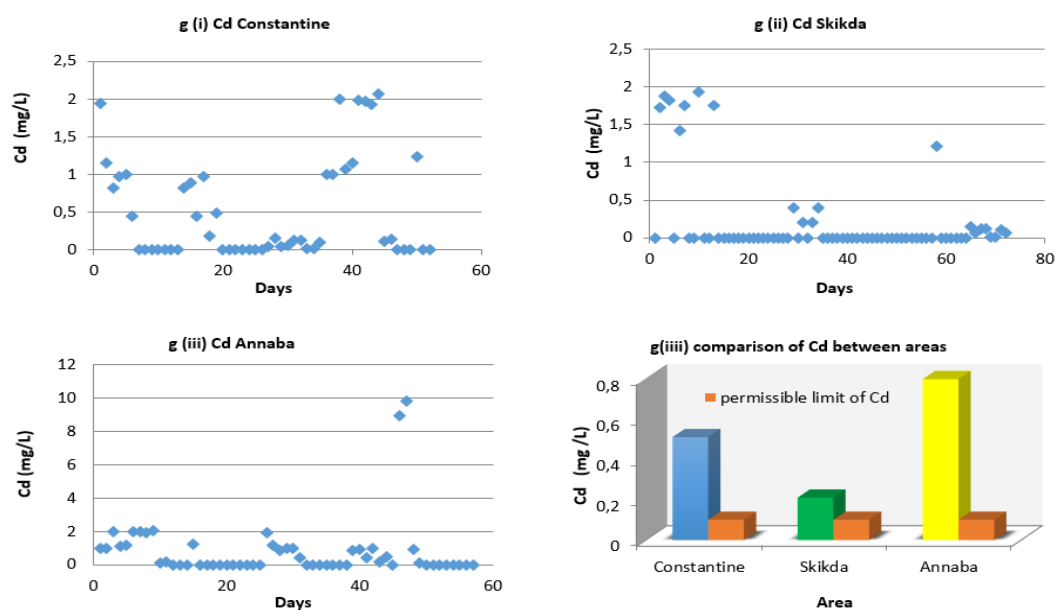


Fig. 1g. Concentration of cadmium (mg/L).

Figure 1h (i) shows the concentration levels of Cr in the dental clinics of Constantine. The mean concentration was 0.19 mg/L with a maximum of 1.5 mg/L. Cr was not detected in the effluents of dental offices from Skikda.

The measured concentrations of Cr from dental clinic samples of Annaba are shown in Figure 1h (ii). The mean concentration was 0.17 mg/L with a maximum of 1.41

mg/L. The levels of Cr were significantly different than permissible limits for Constantine and Annaba. In the majority of samples analysed, there was no chromium, except for some samples. For these reasons, there were no differences between means of Cr (Figure 1h (iii)) (ANOVA, $F=2.79$, $p=0.065$). The highest mean level of Cr was recorded in Constantine of 0.19 mg/L.

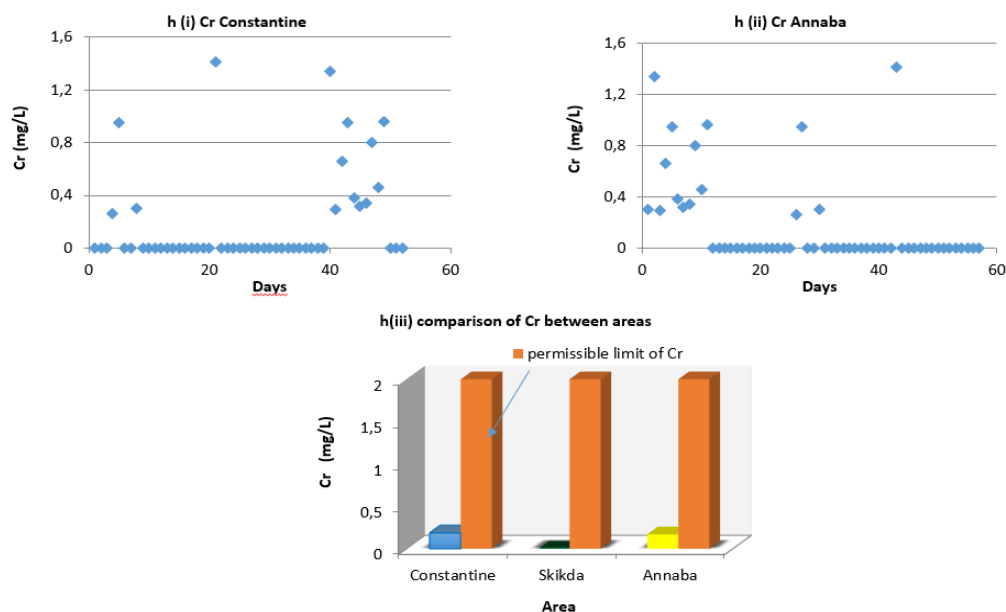


Fig. 1h. Concentration of chromium (mg/L).

Figure 1j (i) shows the concentration levels of Pb from dental clinics of Constantine. The mean concentration was 0.44 mg/L with a maximum of 6.1 mg/L. Pb was not detected in effluents of dental clinics of Skikda. The measured concentration of Pb in samples from dental clinics of Annaba is shown in Figure 1j (ii). The mean concentration was 0.46 mg/L with a maximum of 5.98 mg/L. The Pb levels in the three studied areas were lower than the

permissible limits in wastewater (Figure 1j(iii)). As shown in Table 1, the Student's test of Pb revealed that the mean concentrations in the regions studied were not different in terms of Pb limits allowed. In the majority of samples analysed, there were no traces of lead. For these reasons, there were no differences between the means of Pb (Figure 1j (iii)) (ANOVA, $F=1.239$, $p=0.293$) in the three areas.

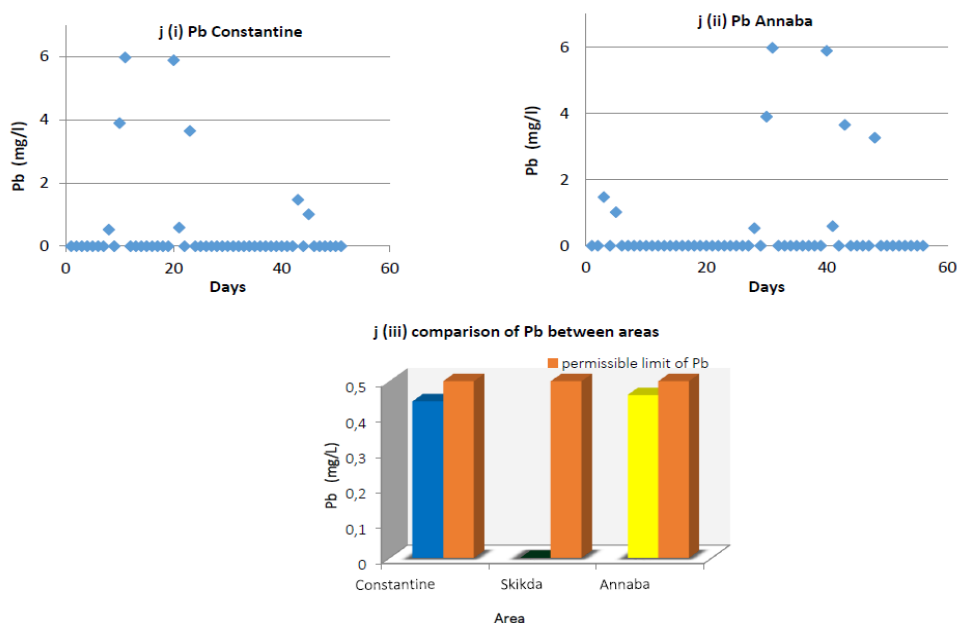


Fig. 1j. Concentration of lead (mg/L).

From Table 1, it can be concluded that wastewater recollected before dental amalgam activities (removal or placement of dental amalgam) contains the following heavy metals: Hg, Cu, Fe, Zn, Mn, Pb, Cd, Ni, and Cr. However, the differences in heavy metal levels among the sites can be attributed to the variety of operations dentists perform. In addition, results showed that the samples contained hazardous levels of heavy metals, especially the constituents of dental amalgam, which include Hg, Cu, and Zn. The presence of Hg, Cu, and Zn can be explained by the composition of dental amalgam. Whereas the presence of the other metals, such as Ni and Cr, can be explained by the existence of fixed prosthesis metal in the patient's mouth. These metals are usually used for the posterior teeth and are often nickel–chrome and chrome–cobalt (Palaskar et al., 2010).

For Fe, Cr, Mn, and Ni, their presence results in the use of instruments in dental operations. For example, tweezers for dental care and spatula, fowler, and dental mirror, which are made of stainless steel (Olefjord et al., 1985). Based on the concentration of

heavy metals in all samples in this study, the trends in heavy metal concentrations in the different dental clinic samples were in the following order: Hg>Cu>Zn>Mn>Fe>Ni >Cd >Pb>Cr which is in line with the overall trend in the literature of mercury in wastewater from dental clinics (Vandeven et al., 2005, Hylander et al., 2006b). Mercury released to the environment from dental clinics can be reduced by installing amalgam separators in the dental chair (Mutter et al., 2004, Hylander et al., 2006a, Hylander et al., 2006c). Overall, all measurements highlighted the necessity to take action to reduce the emission of heavy metals from dental clinics.

Principal Component Analysis (PCA) has been applied to study differences and correlations between the heavy metal concentrations to find the heavy metal distribution in studied areas. According to the results, heavy metal concentrations in effluents of dental clinics can be grouped into two principal components, described 95.51% and 4.33% of the variability observed in heavy metal levels produced in different study areas.

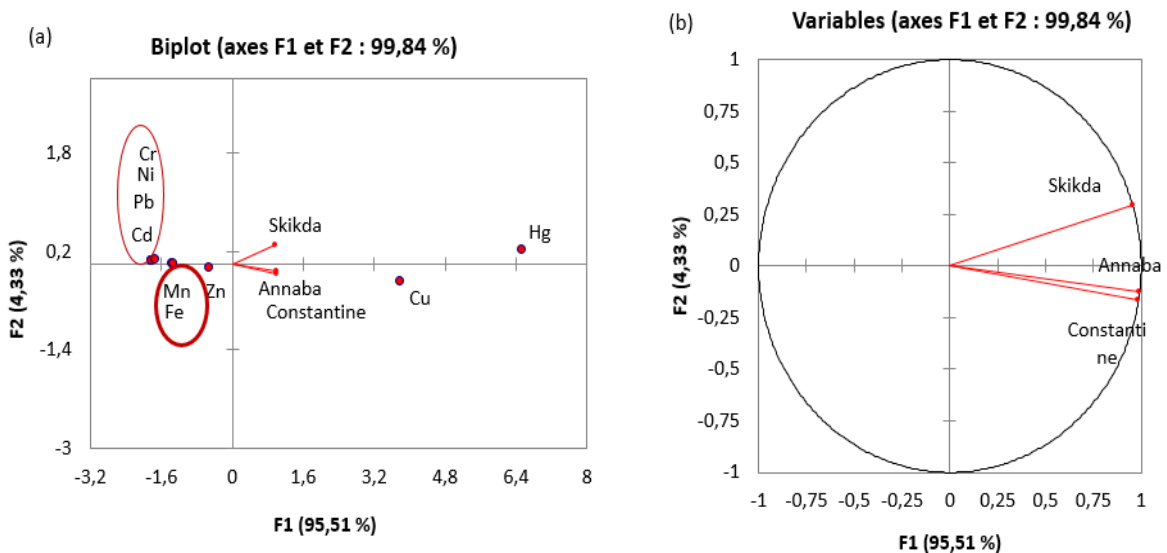


Fig. 2. (a): Loading plot of variables, (b): Score plot of samples areas.

From the loading plot in Figure 2 (b), it was observed that the concentration of heavy metals in Annaba and Constantine can be correlated more easily. The F1 axis is linked to Skikda, Constantine, and Annaba on the right side. It can be observed from Figure 2 (a) that the correlation between Hg and Cu was significant. These results imply that Hg and Cu may originate from a similar pollution source, which is dental amalgam. This could be proof that dental amalgam is a major source of pollution of Hg and Cu from dental clinic effluent. Comparing the two plots in Figure 2 helped to identify the variations between areas and the different metals present in them. Looking at the two plots in Figure 2 (a) distinctive variety amongst regions was observed and the diverse metals introduced in them were also seen. Hence, it can be said that Annaba and Constantine are more polluted by Cu and Skikda is more polluted by Hg. Mercury was detected the most in

Skikda, which may be explained by the high activity with dental amalgam in Skikda in comparison to Annaba and Constantine. According to the results, Zn did not follow the same trends as the rest of the constituents of dental amalgam (Hg and Cu). This may be due to the fact that dental amalgam has small proportions of Zn compared to Hg and Cu. Hence, the distribution maps showed that Pb, Cr, Cd, and Ni were significantly correlated and co-varied in the same manner. In our study, these pollutants were detected with low concentrations and, sometimes, their concentrations were equal to zero. Another observation that can be noted is that Fe and Mn were positively correlated. The presence of Fe, Ni, and Mn could be due to the materials used by the dentist.

During the period from January to April, samples were collected daily. Mercury production from dental amalgam waste is given in Table 2.

Table 2. Mercury emission in the form of dental amalgam solid waste by dental clinics of the three areas in the study.

Areas	Constantine	Annaba	Skikda
Daily emission mean of Hg (g clinic ⁻¹ day ⁻¹)	0.26 (87)	0.20 (68)	0.34 (52)
SD (g clinic ⁻¹ day ⁻¹)	0.16	0.14	0.23
Min (g clinic ⁻¹ day ⁻¹)	0.02	0.04	0.03
Max (g clinic ⁻¹ day ⁻¹)	0.67	0.77	1.39
95% Confidence Interval (CI)	Lower	0.16	0.27
	Upper	0.29	0.40
Estimation of daily emission of Hg in area (g clinic ⁻¹ day ⁻¹)	46.44	27.80	56.61
Estimation of annually emission of Hg in area (Kg year ⁻¹)	13.28	7.95	16.19

Number in parentheses: refer to number of sample in each area

SD: refers to Standard deviation of daily emission of Hg

On the basis of the results obtained from the selected dental clinics, the means and range of values of mercury emission from dental amalgam solid waste were as follows: 0.26 g clinic⁻¹ day⁻¹ and 0.02–0.67 g clinic⁻¹ day⁻¹ for Constantine, 0.2 g clinic⁻¹ day⁻¹ and 0.04–0.77 g clinic⁻¹ day⁻¹ for Annaba, and 0.34 g clinic⁻¹ day⁻¹ and 0.03–1.39 g clinic⁻¹ day⁻¹ for Skikda (Table 2, Figure 3). The highest weight of

mercury in the daily dental waste (1.394 g clinic⁻¹ day⁻¹) was detected in Skikda.

According to the one-way ANOVA test, the Hg weight in the dental amalgam waste was significantly different in Constantine, Skikda, and Annaba (ANOVA, F=8.931, p<0.0001). Data showed that the difference was significant between the regions of Constantine and Annaba (p<0.05), Constantine and Skikda (p<0.05) and Annaba and Skikda (p<0.0001).

The weight of waste differs from clinic to clinic and for the same clinic on different days. Therefore, the total daily amalgam dental waste coming from clinics is related to the number of patients and the cavity volume of the tooth that has been filled. It is understandable that as the size of the restoration increases the amount of dental amalgam solid waste decreases.

The number of dental clinics in Constantine, Annaba, and Skikda were 180, 139, and 168, respectively. Based on the actual number of dentists in each region, the daily emission of Hg in Constantine, Annaba, and Skikda were 46.4 g/day of Hg, 27.8 g/day of Hg, and 56.5 g/day of Hg, respectively, in dental amalgam waste (Figure 4).

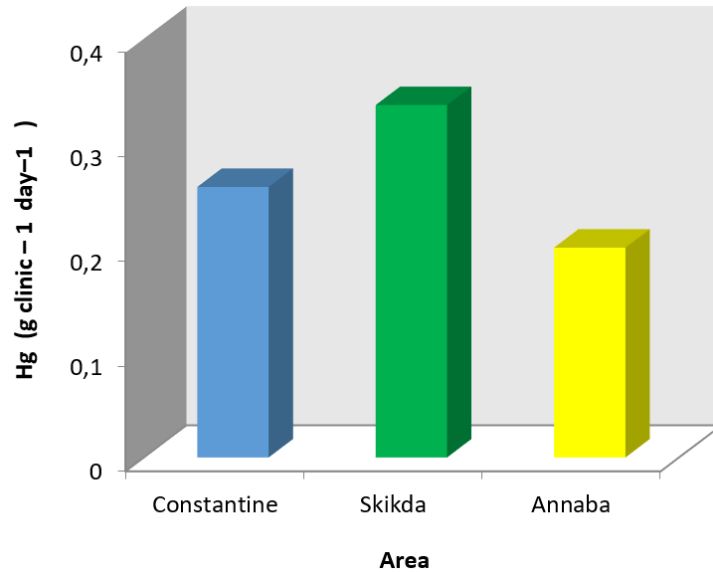


Fig. 3. Comparison of the daily production of Hg in dental clinics. amalgam solid waste.

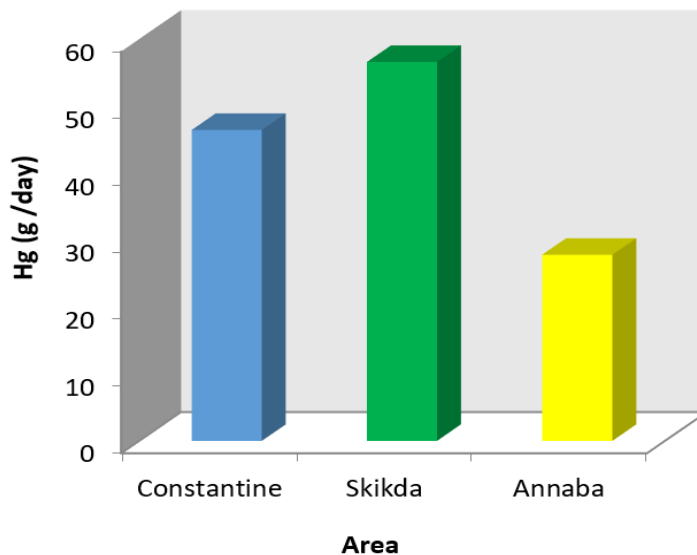


Fig. 4. Estimation of the daily production of Hg for all dentist of areas.

Based on the mean values of the daily production of Hg from dental amalgam solid waste and the total number of dental clinics in each area of the study, the dentists in Constantine, Annaba, and Skikda have the potential to generate (extrapolated for a year with 286 working days) 13.28 Kg/year of Hg, 7.95 Kg/year of Hg, and 16.19 Kg/year of Hg, respectively (Figure 5).

The reduction in the use of amalgam as a restorative material in dental clinics can be attributed to the decreasing usage of materials containing mercury. Mercury in

the form of amalgam solid waste has the potential to migrate into the environment, and to reduce the risk of Hg non-contact dental amalgam can be recycled.

Discharge mercury in the form of amalgam at landfills, which is incinerated or conducted to the public dump, and this can cause an increase in mercury concentration in the environment. To reduce the risk of dental amalgam waste, it must be separated from the other waste from the dental clinic and it has to be stored in specific containers (Berglund et al., 2001, Drummond et al., 2003, Stone et al., 2003).

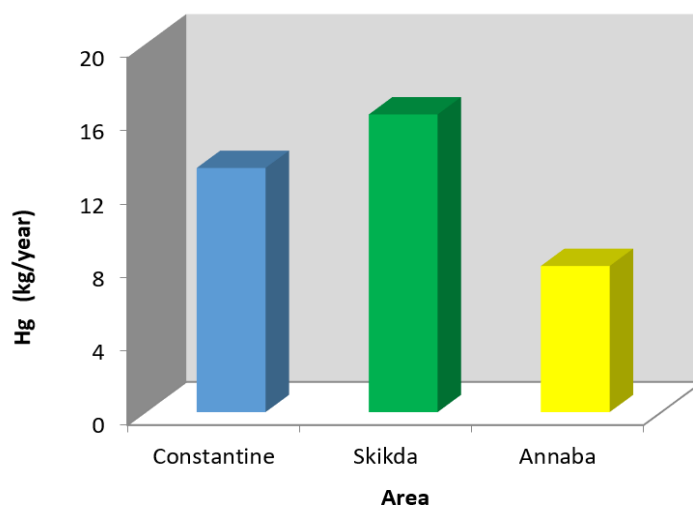


Fig. 5. Estimation of the annually production of Hg for all dentist of areas.

CONCLUSION

This study dealt with the behaviour of different heavy metals released into the environment from dental clinics in Algeria. This study clearly demonstrates the high levels of heavy metals in liquid effluents of dental clinics and the importance of mercury released in dental amalgam solid waste. Data also revealed that the concentration of heavy metals, such as Hg, Cu, Zn, Fe, Ni, Mn, and Cd, in the effluent of dental clinic exceeds the allowed threshold in limits in the different regions considered in this study. The concentrations of Cr and Pb were lower than permissible limits. Therefore, dental offices are considered a significant source

of mercury, copper, and other heavy metals. Based on the concentrations of heavy metals in all samples of this study, the trend in heavy metal concentrations in the different dental clinic samples was the following:

Hg>Cu>Zn>Mn>Fe>Ni>Cd>Pb>Cr.

Mercury in the form of amalgam waste was also measured and found to be hazardous to the environment. Relying on the results obtained in this study and other studies of the storage of the amalgam residues (waste), it is necessary to establish a plan of management and organization for the collection of dental amalgam waste and treatment to reduce environmental risk. This work provides relevant information

regarding pollution generated by dental clinics in the different studied areas. This study demonstrates the danger of the effluents of dental clinics and their impact on the environment. The results presented show that dental clinics are potential sources of mercury in wastewater and in solid waste. As a continuation of this study, life cycle analysis (LCA) will be done on heavy metals and mercury in particular coming from dental clinics.

ACKNOWLEDGEMENT

This study is part of a PhD program at University of 20 Aout 1955 Skikda , Algeria. The corresponding author gratefully acknowledges the financial support from University of Skikda and natural gas liquefaction complex LNG Skikda for providing facilities to conduct and complete this study. We would like to thank the anonymous reviewer for very helpful comments and suggestions of the manuscript

GRANT SUPPORT DETAILS

The present research did not receive any financial support.

CONFLICT OF INTEREST

The authors declare that there is not any conflict of interests regarding the publication of this manuscript. In addition, the ethical issues, including plagiarism, informed consent, misconduct, data fabrication and/ or falsification, double publication and/ or submission, and redundancy has been completely observed by the authors.

LIFE SCIENCE REPORTING

No life science threat was practiced in this research.

REFERENCES

Adedigba, M. A., Nwhator, S. O., Afon, A., Abegunde, A. A. and Bamise, C.T.(2010).Assessment of dental waste management in a Nigerian tertiary hospital. *Waste Manage Res.*, 28(9); 769-777.

Adegbembo, A. O., Watson, P. A. and Lugowski, S. J. (2002). The weight of wastes generated by removal of dental amalgam restorations and the concentration of mercury in dental wastewater. *J Can Dent Assoc.*,68(9) ; 553-558.

Agence française de sécurité sanitaire des produits de santé (AFSSAPS). (2005). *Le Mercure des amalgames dentaires: Actualisation des connaissances. Mise en place d'un réseau d'évaluation pluridisciplinaire, Recommandations*, Paris.

Alomary, A. and Belhadj, S. (2007).Determination of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) by ICP-OES and their speciation in Algerian Mediterranean Sea sediments after a five-stage sequential extraction procedure. *Environ Monit Assess.*, 135(1-3); 265-280.

ASTM , American Society for Testing and Materials, Annual book of ASTM standards, ASTM International, West Conshohocken Pa, USA, 2012, <http://www.astm.org/>.

Bates, M. N. (2011). Dental amalgam fillings: a source of mercury exposure. *Encyclopedia of Environmental Health.*, 11-20.

Berglund, P. and Diercks, R. (2001). Evaluation of amalgam removal equipment and dental clinic loadings to the sanitary sewer. St Paul: MCES and Minnesota Dental Association (MCES Report No. 01-509).

Cherfi, A., Achour, M., Cherfi, M., Otmani, S. and Morsli, A.(2015). Health risk assessment of heavy metals through consumption of vegetables irrigated with reclaimed urban wastewater in Algeria.*Process Saf Environ.*, 98; 245-252.

Dalla Costa, R., Cossich, E. S. and Tavares, C. R. G.(2008) .Influence of the temperature, volume and type of solution in the mercury vaporization of dental amalgam residue. *Sci Total Environ.*,407(1); 1-6.

Drummond, J. L., Cailas, M. D. and Croke, K. (2003). Mercury generation potential from dental waste amalgam. *J Dent.*, 31 (7); 493-501.

Gao, X. and Chen, C. T. A. (2012). Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay. *Water Res.*, 46(6); 1901-1911.

Hylander, L. D., Lindvall, A., Uhrberg, R., Gahnberg, L. and Lindh, U. (2006 a), Mercury recovery in situ of four different dental amalgam separators. *Sci Total Environ.*, 366 (1) ; 320-336.

Hylander, L. D., Lindvall, A. and Gahnberg, L. (2006 b). High mercury emissions from dental clinics despite amalgam separators. *Sci Total Environ.*, 362 (1-3); 74-84.

- Hylander, L. D. and Goodsite, M. E. (2006 c). Environmental costs of mercury pollution. *Sci Total Environ.*, 368 (1); 352-370.
- Khan, M. U., Malik, R. N. and Muhammad, S. (2013). Human health risk from heavy metal via food crops consumption with wastewater irrigation practices in Pakistan. *Chemosphere.*, 93(10); 2230-2238.
- Kizlary, E., Iosifidis, N., Voudrias, E. and Panagiotakopoulos, D. (2005). Composition and production rate of dental solid waste in Xanthi, Greece: variability among dentist groups. *Waste Manage.*, 25(6) ; 582-591.
- Mackey, T. K., Contreras, J. T. and Liang, B. A. (2014). The Minamata Convention on Mercury: Attempting to address the global controversy of dental amalgam use and mercury waste disposal. *Sci Total Environ.*, 472; 125-129.
- Mahmood, A. and Malik, R. N. (2014). Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan. *Arab. J. Chem.*, 7(1); 91-99.
- Megly, M. (2007). *La controverse sur l'amalgame d'argent dans le grand public* (Doctoral dissertation).
- Mutter, J., Naumann, J., Sadaghiani, C., Walach, H. and Drasch, G. (2004). Amalgam studies: disregarding basic principles of mercury toxicity. *Int J Hyg Envir Heal.*, 207(4); 391-397.
- Official Journal of the Algerian Republic, April.(2006). No. 06 of 141 of 19 avril 2006.
- Official Journal of the Algerian Republic, June. (2009). No. 09 of 209 of 11 June 2009.
- Olefjord, I., Brox, B. and Jelvestam, U. (1985). Surface composition of stainless steels during anodic dissolution and passivation studied by ESCA. *J Electro Chem Soc.*, 132 (12); 2854-2861.
- Palaskar, J., Nadgir, D. V. and Shah, I. (2010). Effect of recasting of nickel–chromium alloy on its porosity. *CCD.*, 1(4); 237.
- Rahmanian, N., Ali, S. H. B., Homayoonfard, M., Ali, N. J., Rehan, M., Sadeq, Y. and Nizami, A. S. (2015). Analysis of physiochemical parameters to evaluate the drinking water quality in the State of Perak, Malaysia. *J Chem.*, 2015.
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., and Brunet, R. (2009). *L'analyse de l'eau-9e éd.: Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer.* Dunod.; 564-571.
- Shraim, A., Alshaimi, A. and Al-Thakafy, J. T. (2011). Dental clinics: a point pollution source, not only of mercury but also of other amalgam constituents. *Chemosphere.*, 84(8); 1133-1139.
- Stone, M. E., Cohen, M. E., Liang, L. and Pang, P. (2003). Determination of methyl mercury in dental-unit wastewater. *Dent Mater.*, 19(7); 675-679.
- Tibau, A. V. and Grube, B. D. (2019). Mercury contamination from dental amalgam. *JH&P.*, 9(22); 190612.
- Vandeven, J. A. and McGinnis, S. L. (2005). An assessment of mercury in the form of amalgam in dental wastewater in the United States. *Water Air Soil Pollut.*, 164(1-4); 349-366.



Résumé

L'objectif principal de ce travail de thèse est d'évaluer l'impact des activités des cabinets dentaires, sur la contamination des eaux usées par les métaux lourds tels que le Hg, Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cd, Pb et Cr. Pour réaliser cette étude, plusieurs sites ont été sélectionnés, en amont au niveau des cabinets dentaires et en aval au niveau des STEPs, des stations de relevage, des oueds et des plages. Ces sites sont situés à Constantine, Skikda et Annaba. Au niveau des cabinets dentaires les effluents liquides et les déchets d'amalgame dentaire solides ont été examinés.

Les échantillons, après minéralisation par voie humide, ont été analysés par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique.

Le travail de recherche sur le niveau de contamination par les métaux lourds dans les effluents liquides des cabinets dentaires a permis quelques avancées sur la connaissance de l'origine de la pollution par métaux lourds surtout celle liée à l'utilisation de l'amalgame dentaire.

Les résultats obtenus nous ont permis de montrer d'une part des concentrations en Hg alarmantes et d'autre part la présence d'autres métaux comme Cu, Zn, Ni, Mn, Fe avec des concentrations dépassant les valeurs seuils fixées par la réglementation Algérienne. L'évaluation du mercure dans les déchets d'amalgame dentaire, a permis de constater des quantités importantes présentant un risque pour l'environnement.

Il ressort de cette étude, que la dissolution et l'évaporation du mercure des amalgames dentaires sont influencées par plusieurs conditions particulières telles que la température le pH la masse et la salinité.

L'évaluation des eaux usées des STEPs, des stations de relevage, des oueds et l'eau de mer de certaines plages, a permis de montrer la présence de pollution par les métaux lourds. En revanche, la signature anthropique des rejets liquides de la ville de Skikda apparaît évidente dans les eaux, les sédiments et organismes vivants de la plage Ilot de la chèvre. Ces rejets liquides montrent des concentrations très élevées en métaux lourds.

Mots clés : Amalgame dentaire, mercure, eaux usées, déchet, métaux lourds, risque.