



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE



وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

Université Frères Mentouri Constantine 1
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département : Biologie et Ecologie Végétale

جامعة الإخوة منتوري قسنطينة 1
كلية علوم الطبيعة و الحياة

N° d'ordre : 11/D3C/2020

N° de série : 02/ECO/2020

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat 3^{ème} cycle LMD

En Pollution, Ecotoxicologie et Biomonitoring

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Ecologie et Environnement

Intitulé :

Évaluation du risque de contamination des sédiments de l'oued Bumerzoug par les éléments traces métalliques sur la faune macroinvertébrée benthique et via la pertinence des bioindicateurs *Spinacia oleracea* (L.) et *Physa acuta* (D.)

Soutenue par : KEDDARI Dounia

Le : 08/03/2020

Devant le jury composé de :

Président	Mr	Hamidechi Mohamed Abdelhafid	Professeur, Université Frères Mentouri Constantine 1
Directrice de thèse	Mme	Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra	Professeur, Université Frères Mentouri Constantine 1
Co-directrice de thèse	Melle	Sahli Leila	MCA, Université Frères Mentouri Constantine 1
Examinatrice	Mme	Rached-Mosbah Oualida	Professeur, ENSB, Constantine 3
Examineur	Mr	Touati Laid	MCA, Université Frères Mentouri Constantine 1



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE



وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

Université Frères Mentouri Constantine 1
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département : Biologie et Ecologie Végétale

جامعة الإخوة منتوري قسنطينة 1
كلية علوم الطبيعة و الحياة

N° d'ordre : 11/D3C/2020

N° de série : 02/ECO/2020

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat 3^{ème} cycle LMD

En Pollution, Ecotoxicologie et Biomonitoring

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Ecologie et Environnement

Intitulé :

**Évaluation du risque de contamination des sédiments de l'oued Bumerzoug
par les éléments traces métalliques sur la faune macroinvertébrée benthique
et *via* la pertinence des bioindicateurs *Spinacia oleracea* (L.) et *Physa acuta* (D.)**

Soutenue par : KEDDARI Dounia

Le : 08/03/2020

Devant le jury composé de :

Président	Mr	Hamidechi Mohamed Abdelhafid	Professeur, Université Frères Mentouri Constantine 1
Directrice de thèse	Mme	Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra	Professeur, Université Frères Mentouri Constantine 1
Co-directrice de thèse	Melle	Sahli Leila	MCA, Université Frères Mentouri Constantine 1
Examinatrice	Mme	Rached-Mosbah Oualida	Professeur, ENSB, Constantine 3
Examineur	Mr	Touati Laid	MCA, Université Frères Mentouri Constantine 1

A tous ceux qui me sont chers et proches

Remerciements

Je souhaite remercier en premier lieu ma directrice de thèse, **Mme AFRI-MEHENNAOUI Fatima-Zohra**, Professeur à l'université des Frères Mentouri Constantine 1, pour m'avoir accueilli au sein de son équipe. Je lui suis également reconnaissant pour le temps conséquent qu'elle m'a accordé, ses qualités pédagogiques et scientifiques, sa franchise et sa sympathie. Son énergie et sa confiance ont été des éléments moteurs pour moi. J'ai beaucoup appris à ses côtés et je lui adresse ma gratitude pour tout cela.

J'adresse de chaleureux remerciements à ma co-directrice de thèse, **Mme Dr SAHLI Leila**, Maitre de Conférence A à l'université des Frères Mentouri Constantine 1, pour son attention de tout instant sur mes travaux, pour ses conseils avisés et son écoute qui m'ont aidée pour mener à terme cette thèse. J'ai pris un grand plaisir à travailler avec elle.

Mes sincères remerciements vont également à Madame et Messieurs les membres du jury qui ont consacré une part importante de leurs temps à la lecture et à l'évaluation de ce manuscrit :

- **Mr Hamidechi Mohamed Abdelhafid**, Professeur à l'université des Frères Mentouri Constantine 1, qui a accepté de présider ce jury. Je tiens à lui exprimer toute ma gratitude pour l'honneur qu'il me fait en évaluant mon travail de recherche.
- **Mme Rached-Mosbah Oualida**, Professeur à l'Ecole Nationale Supérieure de Biotechnologie Constantine 3, qui m'a fait honneur en acceptant d'évaluer ce travail en tant qu'examinatrice. Je lui adresse mes sentiments les plus respectueux.
- **Mr Dr Touati Laid**, Maitre de Conférence A à l'université des Frères Mentouri Constantine 1 pour avoir accepté d'examiner ce travail. Je le remercie pour l'intérêt qu'il a toujours porté à mes travaux de recherche.

Je tiens également à adresser mes remerciements à **Mr MEHENNAOUI Smail** Professeur à l'université de Hadj Lakhdar Batna1 pour m'avoir fait confiance en m'accueillant au sein de son laboratoire Environnement, Santé et Production Animales (LESPA).

Ce travail a été conduit au niveau du Laboratoire de Biologie et Environnement (LBE), à l'université des Frères Mentouri Constantine 1, sous la direction de **Mme Prof AMEDDAH Souad**, je lui témoigne ici toute ma reconnaissance pour son assistance, sans oublier **Mme Prof Mechakra Aicha** qui occupait ce poste lors de mon intégration au laboratoire.

Une pensée et un grand merci pour tous mes amis et amies qui m'ont soutenue moralement pendant les quatre années de doctorat, votre soutien a été une aide précieuse.

Enfin, un merci particulier à ma famille pour le soutien inconditionnel qu'ils ont manifesté durant toutes ces années, merci de m'avoir supportée. Aussi, je vous dédie ce manuscrit.

Je transmets ici également toute mon énergie à mes amis (es) et/ou collègues du LBE et de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie. Je vous souhaite bonne chance et surtout bon courage pour la réalisation de vos travaux de recherche.

Enfin, je remercie toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont apporté leur contribution à ce travail. Je leur exprime ici toute ma reconnaissance et ma gratitude.

Table des matières

Remerciements	
Résumé	
ملخص	
Abstract	
Liste des abréviations	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Introduction.....	1
Chapitre I : Synthèse bibliographique	
I.1. Les éléments traces métalliques dans les écosystèmes aquatiques.....	7
I.1.1. Définition générale des éléments traces métalliques.....	7
I.1.2. Sources des éléments traces métalliques.....	7
I.1.2.1. Sources naturelles.....	7
I.1.2.2. Sources anthropiques.....	8
I.2. Distribution et évaluation des risques toxicologiques des ETM dans le milieu aquatique.....	10
I.2.1. Éléments traces métalliques dans la colonne d'eau.....	13
I.2.2. Éléments traces métalliques dans les sédiments.....	14
I.2.3. Éléments traces métalliques dans les végétaux.....	16
I.2.4. Éléments traces métalliques dans les organismes aquatiques.....	18
I.3. Sédiments : puits et source de contamination métallique.....	20
I.3.1. Origine des sédiments.....	22
I.3.2. Composition.....	23
I.3.3. Granulométrie.....	23
I.3.4. Notion de biodisponibilité des métaux lourds pour les organismes vivants.....	24
I.4. Biologie et écologie des espèces étudiées.....	26
I.4.1. Épinard : <i>Spinacia oleracea</i>	26
I.4.2. Gastéropode pulmoné : <i>Physa acuta</i>	28
I.5. Principaux travaux relatifs aux sédiments, à la faune macroinvertébrée benthique, à <i>Spinacia oleracea</i> et à <i>Physa acuta</i>.....	30
Chapitre II : Matériel et Méthodes	
II.1. Présentation de la zone d'étude.....	34
II.1.1. Description du sous bassin versant de l'Oued Boumerzoug.....	34
II.1.2. Géologie.....	35
II.1.3. Hydrologie.....	35
II.1.4. Climatologie.....	36
II.1.5. Agriculture.....	38
II.1.6. Unités industrielles.....	39
II.2. Localisation et choix des stations de prélèvements.....	40
II.3. Prélèvements et analyses physico-chimiques.....	44
II.3.1. Compartiment eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	44
II.3.1.1. Température de l'air.....	45
II.3.1.2. Température de l'eau.....	45

II.3.1.3. Potentiel hydrogène (pH) de l'eau.....	45
II.3.1.4. Conductivité électrique de l'eau.....	45
II.3.1.5. Salinité de l'eau.....	45
II.3.1.6. Teneur et saturation en oxygène dissous de l'eau.....	45
II.3.2. Compartiment sédiment du Boumerzoug et ses affluents : caractérisation physico-chimique et niveau de la contamination métallique.....	46
II.3.2.1. Mode de prélèvement des échantillons de sédiment.....	46
II.3.2.2. Préparation des échantillons de sédiment.....	46
II.3.2.3. Analyses physico-chimiques des sédiments.....	47
II.3.2.3.1. Potentiel hydrogène (pH) des sédiments.....	47
II.3.2.3.2. Conductivité électrique des sédiments.....	47
II.3.2.3.3. Teneur en calcaire total des sédiments.....	48
II.3.2.3.4. Quantification de la matière organique des sédiments.....	48
II.3.2.3.5. Fraction sédimentaire inférieure à 63µm.....	48
II.3.2.4. Analyse des éléments traces métalliques des sédiments.....	48
II.3.2.4.1. Technique d'extraction des éléments traces métalliques des sédiments.....	48
II.3.2.4.2. Contrôle de l'efficacité de la technique d'extraction des ETM de la matrice sédimentaire.....	50
II.3.2.4.3. Dosage des éléments traces métalliques.....	50
II.3.3. Compartiment végétal : Utilisation de <i>Spinacia oleracea</i> dans le biomonitoring de la contamination métallique de l'oued boumerzoug.....	51
II.3.3.1. Mode de prélèvement des plantes et traitement des échantillons.....	52
II.3.3.2. Technique d'extraction et dosage des éléments traces métalliques du végétal...	52
II.3.3.3. Contrôle de l'efficacité de la méthode d'extraction des ETM de la matrice végétale.....	52
II.3.4. Compartiment faune macroinvertébrée.....	53
II.3.4.1. Détermination de la qualité écologique de l'oued Boumerzoug par l'indice biotique.....	53
II.3.4.1.1. Principe de la méthode de détermination de l'indice biotique.....	54
II.3.4.1.2. Prélèvement des échantillons de la faune macroinvertébrée.....	54
II.3.4.1.3. Traitement et conservation des échantillons faunistiques.....	55
II.3.4.1.4. Tri des échantillons faunistiques.....	55
II.3.4.1.5. Détermination des taxons de la faune macroinvertébrée.....	55
II.3.4.1.6. Détermination de l'indice biotique.....	57
II.3.4.1.7. Interprétation de la qualité écologique du milieu.....	58
II.3.4.2. Utilisation de <i>Physa acuta</i> dans le biomonitoring de la contamination métallique de l'oued Boumerzoug.....	58
II.3.4.2.1. Prélèvement des gastéropodes et prétraitement des échantillons.....	59
II.3.4.2.2. Technique d'extraction et dosage des échantillons animaux.....	59
II.3.4.2.3. Contrôle de l'efficacité de la méthode d'extraction des ETM de la matrice animale.....	60
II.4. Traitement des résultats.....	61
II.4.1 Evaluation du niveau de contamination des sédiments <i>via</i> le calcul d'indices.....	61
II.4.2 Traitement statistique.....	61

Chapitre III : Résultats et Discussion

III.1. Compartiment eau.....	62
III.1.1. Caractérisation physico-chimique de l'eau.....	62

III.1.1.1. Température de l'air et de l'eau.....	63
III.1.1.2. Potentiel Hydrogène (pH).....	68
III.1.1.3. Conductivité électrique (CE).....	71
III.1.1.4. Salinité.....	74
III.1.1.5. Oxygène dissous.....	76
III.1.1.6. Saturation en oxygène (%).....	80
III.1.2. Bilan de la qualité physico-chimique de l'eau.....	82
III.2. Compartiment sédiment.....	84
III.2.1. Caractérisation physico-chimie des sédiments.....	84
III.2.1.1. pH des sédiments.....	85
III.2.1.2. Conductivité électrique (CE).....	88
III.2.1.3. Calcaire total (CaCO ₃).....	90
III.2.1.4. Matière organique (MO).....	92
III.2.1.5. Fraction inférieure à 63 µm.....	95
III.2.2. Eléments Traces Métalliques (ETM) dans les sédiments.....	99
III.2.2.1. Cadmium (Cd).....	102
III.2.2.2. Cobalt (Co).....	105
III.2.2.3. Chrome (Cr).....	108
III.2.2.4. Cuivre (Cu).....	111
III.2.2.5. Manganèse (Mn).....	114
III.2.2.6. Nickel (Ni).....	117
III.2.2.7. Plomb (Pb).....	120
III.2.2.8. Zinc (Zn).....	124
III.2.3. Evaluation de la contamination métallique et de la toxicité des sédiments.....	127
III.2.3.1. Calcul de l'indice de géoaccumulation (<i>I_{geo}</i>).....	128
III.2.3.2. Calcul du facteur de contamination (FC), le degré de contamination (Dc), l'indice de pollution sédimentaire (IPS) et l'indice de risque écologique potentiel (RI).....	135
III.2.3.2.1. Facteur de contamination (FC).....	135
III.2.3.2.2. Degré de contamination (Dc).....	138
III.2.3.2.3. Indice de pollution sédimentaire (IPS).....	140
III.2.3.2.4. Indice de risque écologique potentiel (RI).....	142
III.2.3.3. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de la SEQ-eau..	144
III.2.3.4. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité.....	146
III.2.4. Relation entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs métalliques.....	151
III.2.4.1. Relation entre la physico-chimie du milieu et les teneurs en ETM des sédiments.....	151
III.2.4.2. Relation entre les ETM des sédiments.....	152
III.3. Compartiment végétal.....	156
III.3.1. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments où pousse <i>Spinacia oleracea</i>	157
III.3.2. Bilan des teneurs en ETM dans la chénopodiacée.....	164
III.3.3. Interprétation des teneurs en ETM dans la chénopodiacée <i>versus</i> les sédiments..	166
III.3.3.1. Transfert du cadmium (Cd).....	166
III.3.3.2. Transfert du cobalt (Co).....	166
III.3.3.3. Transfert du chrome (Cr).....	167
III.3.3.4. Transfert du cuivre (Cu).....	167
III.3.3.5. Transfert du manganèse (Mn).....	168
III.3.3.6. Transfert du nickel (Ni).....	168
III.3.3.7. Transfert du plomb (Pb).....	169
III.3.3.8. Transfert du zinc (Zn).....	169

Abstract

Our study is part of the deepening of our knowledge of a lotic ecosystem, the Boumerzoug wadi and its tributaries, which has been the subject of various complementary approaches to characterize its physico-chemical and biological quality.

The objective of this work is to assess the level of contamination of contamination of the abiotic and biotic compartments of the ecosystem by trace metals (TM) whose anthropogenic origin is added to the natural background levels. The samples were collected from 20 sites on five occasions spread over 15 months. Among the elements determined, some are essential to the physiological functions of organisms such as Cu, Cr, Ni, Ni, Zn, others are toxic such as Cd and Pb and finally Mn is a natural element without consequences on living beings. The TM measured in surface sediments follow the following sequence: Mn > Zn > Cr > Cu > Pb > Ni > Co > Cd.

The study of benthic macroinvertebrate fauna compartments highlights a faunal impoverishment following the disappearance of species sensitive to organic and/or metallic pollution, the method does not allow the nature of stress to be identified. The hydrobiological quality of the watercourse, expressed by the biotic index, reflects a situation of significant disturbance illustrated by the drop in values from upstream to downstream.

The transfers of TM to the different parts, roots, leaves of *Spinacia oleracea* revealed that the chenopodiaceae concentrates and sequesters in its roots all TM except zinc, which has a higher content in the leaves. Thus, the roots seem to constitute a barrier that reduces the transfer of metal elements to the aerial part, while zinc, an essential metal, is translocated to the leaves. The hierarchy of average TM contents in spinach is as follows: Zn > Mn > Cu > Pb > Cr > Ni > Co > Cd.

The transfer of TM to *Physa* or *Physelle acuta* lung gastropods in the various specimens, soft tissues and shells of *P. acuta* (adults/juveniles) reflects the bioavailability of the element. The spatio-temporal data of TM contents in *Physa acuta* record the following order of abundance: Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Co > Cd. All detected heavy metal concentrations were higher in soft tissue than in shell for adults and juveniles. There was a significant effect of the age ($p < 0,001$) on the concentrations of the eight metals, the adults of *P. acuta* showing higher concentrations than juvenile. The biota-sediment accumulation factor (BSAF) of Cd in soft tissue was higher than 1, hence the usage of this species as a bio indicator for Cd pollution.

The present study provides data and information on the concentrations of 8 TM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) in the sediments of the Boumerzoug wadi and its tributaries and their transfer to plant and animal. It will provide a database and knowledge base that could provide new information for any future biomonitoring study of freshwater aquatic ecosystems.

Keywords : Trace metals, Sediment, Contamination, Biomonitoring, *Spinacia oleracea*, *Physa acuta*, Benthic macroinvertebrate fauna, Boumerzoug wadi.

III.3.4. Normes des teneurs de certains ETM.....	170
III.3.5. Relation entre les teneurs en ETM dans les sédiments et dans les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i>	171
III.4. Compartiment faune macroinvertébrée.....	173
III.4.1. Faune macroinvertébrée et qualité hydrobiologique.....	173
III.4.1.1. Diversité faunistique.....	173
III.4.1.2. Indices biotiques et qualité hydrobiologique.....	181
III.4.2. Éléments traces métalliques dans le gastéropode pulmoné <i>Physa acuta</i>	185
III.4.2.1. Le cadmium dans les physes.....	187
III.4.2.2. Le cobalt dans les physes.....	188
III.4.2.3. Le chrome dans les physes.....	189
III.4.2.4. Le cuivre dans les physes.....	190
III.4.2.5. Le manganèse dans les physes.....	191
III.4.2.6. Le nickel dans les physes.....	192
III.4.2.7. Le plomb dans les physes.....	193
III.4.2.8. Le zinc dans les physes.....	194
III.4.3. Bioconcentration des ETM dans les physes.....	196
III.4.4. Relation entre les teneurs en ETM dans les sédiments et les tissus des physes...	198
Conclusion et perspectives.....	200
Références bibliographiques.....	205
Annexes	
Publications	

Résumé

Notre étude s'inscrit dans le cadre de l'approfondissement de nos connaissances sur un écosystème lotique, l'oued Boumerzoug, l'un des principaux affluents de l'oued Rhumel. Il contribue, avec ce dernier, à alimenter le plus grand réservoir d'Algérie, le barrage Béni-Haroun. Ce cours d'eau et ses affluents ont fait l'objet de différentes approches complémentaires pour caractériser sa qualité physico-chimique, biologique et écotoxicologique.

Le présent travail a pour objectif d'évaluer le niveau de contamination des compartiments abiotique et biotique de l'écosystème par les éléments traces métalliques (ETM) dont l'origine anthropique s'ajoute aux teneurs naturelles du bruit de fond géochimique. Vingt stations de prélèvements ont été investiguées lors de 5 campagnes réparties sur 15 mois. Parmi les ETM déterminés, certains sont essentiels aux fonctions physiologiques des organismes tels que Cu, Cr, Co, Ni, Zn, d'autres sont exclusivement toxiques, le Cd et le Pb et le Mn est un élément surtout naturel sans conséquences évidentes pour les êtres vivants. La hiérarchie des teneurs pseudo-totales des ETM dosés dans les sédiments superficiels par extraction diacide est : Mn > Zn > Cr > Cu > Pb > Ni > Co > Cd.

L'étude du compartiment faune macroinvertébrée met en exergue un appauvrissement de la biodiversité faunistique suite à la disparition des espèces sensibles à la pollution organique et/ou métallique, la méthode ne permettant pas d'identifier la nature du stress. La qualité hydrobiologique du cours d'eau, exprimée par l'Indice Biotique (IB) chiffré traduit une situation de perturbation appréciable, illustrée par la chute l'IB de l'amont vers l'aval.

Le transfert des ETM vers les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* a permis de mettre en évidence que la chénopodiacée concentre et séquestre dans ses racines tous les ETM sauf le zinc dont la teneur est plus élevée dans les feuilles. Ainsi, les racines semblent constituer une barrière qui réduit le transfert des éléments métalliques vers la partie aérienne, alors que le zinc, métal essentiel, est transloqué vers les feuilles. La hiérarchie des teneurs moyennes en ETM dans les épinards est la suivante : Zn > Mn > Cu > Pb > Cr > Ni > Co > Cd.

Le transfert des huit ETM dans les tissus mous et les coquilles de deux classes d'âge, juvéniles et adultes, d'un gastéropode pulmoné, *Physa* (ou *Physella*) *acuta* traduit la biodisponibilité de l'élément considéré. Les teneurs métalliques des deux compartiments de *Physa acuta* révèlent l'ordre d'abondance suivant : Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Co > Cd quelle que soit la classe d'âge. Les teneurs des 8 ETM dans la chair suggèrent une capacité de fixation des tissus mous supérieure à celles des coquilles qui participent à la détoxification des métaux. Tous les ETM présentent un effet âge significatif ($p < 0,001$) et les teneurs métalliques des adultes sont supérieures à celles des juvéniles. L'accumulation des ETM n'a été mise en évidence que pour le Cd (FBC>1) dont le facteur de bioconcentration suggère la possibilité de l'utilisation des tissus mous de *P. acuta* comme bioindicateur de la pollution cadmique.

La présente étude fournit des données et des informations sur les teneurs de 8 ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) dans les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents et leurs transferts vers le biote végétal et animal. Elle permettra de disposer d'une base de données et de connaissances qui pourraient fournir de nouvelles informations pour toute future étude de biosurveillance et de biomonitoring des écosystèmes aquatiques d'eau douce.

Mots clés : Éléments Traces Métalliques, Sédiment, Contamination, Biomonitoring, *Spinacia oleracea*, *Physa acuta*, Faune macroinvertébrée benthique, Oued Boumerzoug.

تعتبر دراستنا جزءاً من تعميق معرفتنا بالنظام الإيكولوجي لوادي بومرزوق وروافده التي كانت موضوعاً لدراسات تكملية مختلفة للخصائص الفيزيوكيميائية والبيولوجية، الهدف من هذا العمل هو تقييم مستوى تلوث النظام الإيكولوجي بواسطة تتبع عناصر المعادن الثقيلة، والتي أصلها هو التلوث البشري إضافة إلى مستويات أخرى من الطبيعية. من بين المعادن المدروسة بعضها ضروري للوظائف الفسيولوجية للكائنات الحية مثل النحاس، الكروم، النيكل والزنك، وبعضها الآخر سام مثل الكاديوم و الرصاص وأخيراً عنصر المنغنيز دون عواقب مضرّة على الكائنات الحية. أظهرت نتائج تحاليل المعادن الموجودة في الرواسب التسلسل التالي :

المنغنيز > الزنك > الكروم > النحاس > الرصاص > النيكل > الكوبالت > الكاديوم.

توضح دراسة الوحدات التصنيفية الكبرى Benhique إلى إختفاء أغلب هذه الوحدات التصنيفية اللاقربية الكبرى الحساسة للتلوث العضوي أو المعدني وأن الأنواع المتبقية وحدها يمكنها التحمل، هذه الطريقة لا تحدد طبيعة الإجهاد. إن المؤشر البيولوجي الكمي IB هو الذي يعكس الجودة الهيدرولوجية للمجرى المائي، والذي يعبر عن حالة اضطراب كبيرة يتضح من انخفاض قيم المؤشر البيولوجي للوحدات التصنيفية من المنبع إلى المصب.

إن عمليات إنتقال المعادن الثقيلة إلى أجزاء مختلفة، جذور وأوراق نبات السبانخ *Spinacia oleracea* تبين أن تراكيز كل من هذه المعادن (المنغنيز، الكروم، النحاس، الرصاص، النيكل، الكوبالت، الكاديوم) مركزة في الجذور. وبالتالي، يبدو أن الجذور تشكل حاجزاً يقلل نقل العناصر المعدنية إلى الجزء العلوي، في حين يتم نقل الزنك، وهو معدن أساسياً إلى الأوراق. أظهرت الدراسات البيانية لتراكيز المعادن الموجودة في نبات السبانخ *Spinacia oleracea* التسلسل التالي :

الزنك > المنغنيز > النحاس > الرصاص > الكروم > النيكل > الكوبالت > الكاديوم.

يتم إنتقال المعادن الثقيلة لعينات مختلفة من الرخويات كبيرة وصغيرة الحجم من نوع *Physa acuta* أو *Physella acuta* إلى الأنسجة والقوقعة مما يترجم توافر هذه المعادن في الوسط البيئي.

أظهرت الدراسات البيانية لتراكيز المعادن الموجودة في *Physa acuta* التسلسل التالي :

المنغنيز > الزنك > الكروم > النحاس > النيكل > الرصاص > الكوبالت > الكاديوم.

تبين أن تراكيز هذه المعادن في الأنسجة أعلى من تلك المسجلة في القوقعة، كما تبين أن تأثير العمر مهم حيث لوحظ أن تركيز هذه المعادن في أنسجة وقواقع *Physa acuta* كبيرة الحجم أكبر من تركيزها في صغيرة الحجم. يشير عامل التركيز الإحيائي ($FBC > 1$) للكاديوم إلى إمكانية إستخدام أنسجة الرخويات من نوع *Physa acuta* كمؤشر حيوي للتلوث بالكاديوم.

تقدم هذه الدراسة بيانات و معلومات حول تركيزات المعادن الثقيلة في مختلف أجزاء البيئة (الرواسب، النباتات، الحيوانات)، والتي يمكن أن تعطي معلومات جديدة عن التقييم والرصد للمؤشرات الكيميائية والحيوية للمياه في المستقبل على طول وادي بومرزوق، واحد من أكبر روافد وادي الرمال في منطقة كيرال في شمال شرق الجزائر والتي يمكن إستعمالها كوسيلة فعالة في تسيير الوديان بالجزائر.

الكلمات الدالة: التلوث، الرواسب، المعادن الثقيلة، *Spinacia oleracea*، *Physa acuta*، وادي بومرزوق.

Abstract

Our study is part of the deepening of our knowledge of a lotic ecosystem, the Boumerzoug wadi and its tributaries, which has been the subject of various complementary approaches to characterize its physico-chemical and biological quality.

The objective of this work is to assess the level of contamination of contamination of the abiotic and biotic compartments of the ecosystem by trace metals (TM) whose anthropogenic origin is added to the natural background levels. The samples were collected from 20 sites on five occasions spread over 15 months. Among the elements determined, some are essential to the physiological functions of organisms such as Cu, Cr, Ni, Ni, Zn, others are toxic such as Cd and Pb and finally Mn is a natural element without consequences on living beings. The TM measured in surface sediments follow the following sequence: Mn > Zn > Cr > Cu > Pb > Ni > Co > Cd.

The study of benthic macroinvertebrate fauna compartments highlights a faunal impoverishment following the disappearance of species sensitive to organic and/or metallic pollution, the method does not allow the nature of stress to be identified. The hydrobiological quality of the watercourse, expressed by the biotic index, reflects a situation of significant disturbance illustrated by the drop in values from upstream to downstream.

The transfers of TM to the different parts, roots, leaves of *Spinacia oleracea* revealed that the chenopodiaceae concentrates and sequesters in its roots all TM except zinc, which has a higher content in the leaves. Thus, the roots seem to constitute a barrier that reduces the transfer of metal elements to the aerial part, while zinc, an essential metal, is translocated to the leaves. The hierarchy of average TM contents in spinach is as follows: Zn > Mn > Cu > Pb > Cr > Ni > Co > Cd.

The transfer of TM to *Physa* or *Physelle acuta* lung gastropods in the various specimens, soft tissues and shells of *P. acuta* (adults/juveniles) reflects the bioavailability of the element. The spatio-temporal data of TM contents in *Physa acuta* record the following order of abundance: Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Co > Cd. All detected heavy metal concentrations were higher in soft tissue than in shell for adults and juveniles. There was a significant effect of the age ($p < 0,001$) on the concentrations of the eight metals, the adults of *P. acuta* showing higher concentrations than juvenile. The biota-sediment accumulation factor (BSAF) of Cd in soft tissue was higher than 1, hence the usage of this species as a bio indicator for Cd pollution.

The present study provides data and information on the concentrations of 8 TM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) in the sediments of the Boumerzoug wadi and its tributaries and their transfer to plant and animal. It will provide a database and knowledge base that could provide new information for any future biomonitoring study of freshwater aquatic ecosystems.

Keywords : Trace metals, Sediment, Contamination, Biomonitoring, *Spinacia oleracea*, *Physa acuta*, Benthic macroinvertebrate fauna, Boumerzoug wadi.

Liste des abréviations

ABH : Agence du bassin hydrographique
ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CaCO₃ : Carbonates
Cd : Cadmium
CE : Conductivité électrique
Co : Cobalt
Cr : Chrome
Cu : Cuivre
Dc : Degré de Contamination
ET : écart type
ETM : Eléments Traces Métalliques
FC : Facteur de Contamination
FBC : Facteur de bioconcentration
Igeo : Indice de Géoaccumulation
IPS : Indice de Pollution Sédimentaire
LOEC : Lowest Observed Effect Concentration
Max : la valeur maximale
MIB : Macroinvertébré benthique
Min : la valeur minimale
Mn : Manganèse
MO : Matière Organique
Ni : Nickel
NOEC : No Observed Effect Concentration
Pb : Plomb
PEC : Probable Effect Concentration
PF : Perte au feu
ENPMA : Entreprise nationale de production de matériel agricole
ENPMO : Entreprise nationale de production de machines-outils
pH : Potentiel Hydrogène
I.B : Indice biotique
I.B.B : indice biotique belge
IR : Indice de risque
SAA : Spectrophotométrie d'absorption atomique
SEQ : Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux des cours d'eau
STEP : Station d'épuration des eaux usées
TEC : Threshold Effect Concentration
U.S : Unité systématique
Z.I : Zone industrielle
Zn : Zinc

Liste des tableaux

Tableau 1	Concentration ($\mu\text{g/g}$) de quelques ETM dans la croute terrestre (Alloways et Ayris, 1997 ; Callender, 2003).....	8
Tableau 2	Sources des ETM dans l'environnement (Meybeck et al. 2007).....	9
Tableau 3	Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les TEC (Mac Donald et al. 2000).....	12
Tableau 4	Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les PEC (Mac Donald et al. 2000).....	13
Tableau 5	Valeur de variations des teneurs naturelles en ETM des sédiments d'eau douce dans le monde.....	15
Tableau 6	Teneurs naturelles en ETM (mg/kg en matière sèche) des organes comestibles de quelques plantes (Tremel-Schaub et Feix, 2005).....	16
Tableau 7	Classement granulométrique d'un sédiment (Delmas-Gadras, 2000).....	24
Tableau 8	Synthèse des teneurs en ETM (mg/kg ms) dans les sédiments de différents hydrosystèmes méditerranéens.....	31
Tableau 9	Synthèse des teneurs en ETM dans différents tissus de gastéropodes d'eau douce dans le monde (Ch : chair, Cq : coquille).....	33
Tableau 10	Températures moyennes mensuelles en ($^{\circ}\text{C}$) pendant 10 années hydrologiques (Station Ain El Bey-Constantine).....	37
Tableau 11	Précipitations cumulées mensuelles en (mm) pendant 10 années hydrologiques (Station Ain El Bey-Constantine).....	37
Tableau 12	Récapitulatif des principales industries du sous bassin Boumerzoug (ABH, 2004).....	39
Tableau 13	Localisations avec coordonnées géographiques des vingt stations de prélèvement dans l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	43
Tableau 14	Etapas et conditions d'extraction des éléments traces métalliques.....	49
Tableau 15	Etapas et conditions du lavage des bombes à téflon.....	49
Tableau 16	Résultats de l'analyse des ETM du sédiment référence (LKSD-1) (n=3)....	50
Tableau 17	Résultats d'analyse des ETM de l'échantillon de référence certifié (Poplar leaves : GBW 07604) (n=3).....	53
Tableau 18	Limites de détermination des groupes faunistiques de la méthode de Tuffery et Verneaux (1968) <i>in</i> Micha et Noiset (1982).....	56
Tableau 19	Tableau standard de détermination de l'indice biotique modifié (Tuffery et Verneaux, 1968).....	57
Tableau 20	Correspondance entre valeurs des indices biotiques et classes des niveaux de pollution (NBN T92 402, 1984).....	58
Tableau 21	Résultats d'analyse des ETM de matériaux de référence certifiés " SRM 1577b Foie bovin " (n=3).....	60
Tableau 22	Données statistiques des paramètres physico-chimiques de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	63
Tableau 23	Grille d'appréciation de la qualité de l'eau en fonction de la température (Monod, 1989).....	68
Tableau 24	Qualité des eaux en fonction de la conductivité électrique (Monod, 1989)..	73
Tableau 25	Relation entre la conductivité et la minéralisation (Detay, 1993).....	74
Tableau 26	Qualité des eaux en fonctions de l' O_2 dissous selon la grille de classification de la qualité des eaux de surface (ABH, 1999).....	79

Tableau 27	Qualité des eaux en fonctions du % de saturation minimal en O ₂ selon l'Agence de Bassin Hydrographique (ABH, 1999).....	82
Tableau 28	Aptitude à la survie biologique en fonction des paramètres température, pH, CE et O ₂ dissous de l'eau (SEQ-Eau, 2003).....	83
Tableau 29	Les classes de qualité du SEQ-Eau (ABH-CSM, 1999, SEQ-Eau, 2003)...	83
Tableau 30	Données statistiques de la physico-chimie des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	85
Tableau 31	Classification des sédiments en fonction de la proportion de la fraction fine (Ibouily, 1981).....	98
Tableau 32	Données statistiques des teneurs en ETM des sédiments (mg/kg) de l'oued Boumerzoug et ses affluents avec synthèses des bruits de fond géochimique.....	100
Tableau 33	Données statistiques des teneurs en ETM des sédiments (mg/kg) des oueds des affluents amont et aval et du Boumerzoug.....	101
Tableau 34	Correspondance entre seuils et paramètres écotoxicologiques (Babut, 1997).....	101
Tableau 35	Seuils de qualité pour les ETM dans les sédiments (mg/kg ms) (Babut, 1997).....	102
Tableau 36	Classes définies pour l'indice de géoaccumulation (Müller, 1981 ; Ruiz, 2001).....	129
Tableau 37	Les intervalles de valeurs des <i>Igeo</i> dans les sédiments du sous-bassin Boumerzoug.....	129
Tableau 38	Pourcentage des <i>Igeo</i> des sédiments du sous bassin Boumerzoug en fonction des classes <i>Igeo</i> (n=100).....	130
Tableau 39	Classes du facteur de contamination (Hakanson, 1980 ; Förstner et al. 1981 ; Carballeira et al. 1997).....	136
Tableau 40	Facteurs de Contamination (FC) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations pendant les cinq campagnes.....	136
Tableau 41	Pourcentage des FC des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents en fonction des classes du FC (n=100).....	137
Tableau 42	Classes de degrés de contamination (Hakanson, 1980).....	139
Tableau 43	Degrés de Contamination (Dc) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations et les cinq campagnes.....	140
Tableau 44	Classes de contamination de l'IPS (Singh et al. 2002).....	141
Tableau 45	Classification de la qualité des sédiments selon RI (Hakanson, 1980).....	143
Tableau 46	Valeurs des RI des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations pendant les cinq campagnes.....	144
Tableau 47	Classes de qualité des sédiments selon les critères du SEQ-Eau.....	145
Tableau 48	Qualité des sédiments selon les critères de la SEQ-Eau (teneur en mg/kg)...	145
Tableau 49	Teneurs médianes en ETM comparées au TEC et PEC-CBSQG et pourcentage d'effets biologiques (MacDonald et al. 2000).....	147
Tableau 50	Matrice de corrélation de Pearson entre paramètres physico-chimiques du milieu et les ETM des sédiments.....	151
Tableau 51	Matrice de corrélation de Pearson entre les ETM des sédiments.....	152
Tableau 52	Données statistiques des caractéristiques physico-chimiques et des teneurs en ETM (mg/kg ms) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents des 14 stations (n=70).....	158
Tableau 53	Données statistiques des teneurs en ETM (mg/kg ms) dans les racines et les feuilles de <i>Spiniacia oleracea</i> (n=70).....	164

Tableau 54	Facteurs de bioconcentration des ETM dans les racines (R) et les feuilles (F) de <i>Spiniacia oleracea</i>	165
Tableau 55	Teneurs moyennes naturelles en ETM des feuilles d'épinards : données de la littérature.....	170
Tableau 56	Matrice de corrélation de Pearson des teneurs en ETM dans les sédiments et dans les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i>	172
Tableau 57	Unités Systématiques, Indices Biotiques et classes de pollution (mai 2016).....	175
Tableau 58	Unités Systématiques, Indices Biotiques et classes de pollution (septembre 2016).....	176
Tableau 59	Unités Systématiques et Indices Biotiques et classes de pollution (décembre 2016).....	177
Tableau 60	Unités Systématiques et Indices Biotiques et classes de pollution (mars 2017).....	178
Tableau 61	Unités Systématiques et Indices Biotiques et classes de pollution (juillet 2017).....	179
Tableau 62	Nombre d'Unités Systématiques, Indices biotiques et Classe de pollution pour l'ensemble des stations et des prélèvements.....	181
Tableau 63	Qualité des eaux en fonctions du l'indice biotique selon la classification de Tuffery et Verneaux (1968).....	182
Tableau 64	Données statistiques des teneurs en ETM (mg/kg ms) dans la chair et les coquilles de <i>Physa acuta</i> adults (A) (>6 mm) et juvéniles (J) (<6 mm).....	186
Tableau 65	Coefficients de variation (%) des concentrations en ETM dans la chair et les coquilles des juvéniles et adultes de <i>Physa acuta</i>	195
Tableau 66	Facteurs de bioconcentration des ETM dans <i>Physa acuta</i> adultes et juvéniles.....	196
Tableau 67	Relations entre les concentrations des ETM dans les sédiments, la chair et la coquille de <i>P. acuta</i> adultes et juvéniles.....	198

Liste des figures

Figure 1	Diagramme simplifié montrant les transferts et les relations entre le métal contenu dans une roche et la toxicité (Smith et Huyck, 1998 cité par Artigan et Cottard, 2003).....	11
Figure 2	Schéma conceptuel des principales interactions d'un métal avec les constituants d'un écosystème aquatique (Quentin et al. 2001).....	14
Figure 3	Le transfert sol-plante est une des voies majeures d'exposition de contamination de l'homme via la chaîne alimentaire (Cui et al. 2004).....	17
Figure 4	Facteurs biologiques et géochimiques affectant la biodisponibilité des métaux pour les organismes aquatiques. (T : température, S : salinité, MES : charge en matière en suspension, DOC : carbone organique dissous) (Modifié d'après Wang et Fisher, 1997b).....	20
Figure 5	Processus d'érosion, transport et sédimentation (Julien, 2010).....	20
Figure 6	Cycle de formation des sédiments (Beauchamp, 2005).....	21
Figure 7	Présentation du cycle géologique pouvant expliquer l'origine des sédiments (Boulvain, 2007).	22
Figure 8	Schématisation du partage des polluants entre les différents compartiments du milieu aquatique (Gouy et Roulier 2001).....	25
Figure 9	Photo de <i>Spinacia oleracea</i> (Keddari, 2016).....	27
Figure 10	<i>Physa acuta</i> adulte dans son milieu (environ, x10).....	28
Figure 11	Carte des sous-bassins du Kébir-Rhumel, la zone d'étude est le sous-bassin 10-05) (Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M n°02, 1999).....	34
Figure 12	Réseau hydrographique de la région d'étude (Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M n°02, 1999).....	36
Figure 13	Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussens de la région de Constantine des années 2016 et 2017.....	38
Figure 14	Carte des rejets (Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M n°02, 1999).....	40
Figure 15	Zone d'étude et localisation géographique des stations.....	42
Figure 16	Four à Micro-onde (MWS-2 BERGHOF B) et une bombe en téflon (Photo Keddari).	49
Figure 17	Structure du filet troubleau (Afri-Mehennaoui, 1998).....	54
Figure 18	Variations spatio-temporelles de la température de l'air (°C) près de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	64
Figure 19	Boîtes à moustaches de la température de l'air (°C) près de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	64
Figure 20	Boîtes à moustaches de la température de l'air (°C) près de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	65
Figure 21	Variations spatio-temporelles de la température de l'eau (°C) de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	66
Figure 22	Boîtes à moustaches de la température de l'eau (°C) près de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	67
Figure 23	Boîtes à moustaches de la température de l'eau (°C) près de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	67
Figure 24	Variations spatio-temporelles du pH de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	69
Figure 25	Boîtes à moustaches du pH de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	69
Figure 26	Boîtes à moustaches du pH de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	70

Figure 27	Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	71
Figure 28	Boîtes à moustaches de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	72
Figure 29	Boîtes à moustaches de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	72
Figure 30	Variations spatio-temporelles de la salinité de l'eau (‰) de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	74
Figure 31	Boîtes à moustaches de la salinité de l'eau (‰) de l'oued Boumerzoug et ses affluents des cinq campagnes de prélèvement.....	75
Figure 32	Boîtes à moustaches de la salinité de l'eau (‰) de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	76
Figure 33	Variations spatio-temporelles de l' O_2 dissous (mg/l) de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	77
Figure 34	Boîtes à moustaches de l' O_2 dissous (mg/l) de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	78
Figure 35	Boîtes à moustaches de l' O_2 dissous (mg/l) de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	78
Figure 36	Variations spatio-temporelles du pourcentage de saturation en oxygène de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	80
Figure 37	Boîtes à moustaches du pourcentage de saturation en oxygène de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	81
Figure 38	Boîtes à moustaches du pourcentage de saturation en oxygène de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	81
Figure 39	Variations spatio-temporelles du pH des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	85
Figure 40	Boîtes à moustaches du pH des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	86
Figure 41	Boîtes à moustaches du pH des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	87
Figure 42	Variations spatio-temporelles de la CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	88
Figure 43	Boîtes à moustaches de la CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des sédiments de l'oued Boumerzoug lors des cinq campagnes de prélèvement.....	89
Figure 44	Boîtes à moustaches de la CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	89
Figure 45	Variations spatio-temporelles de la teneur en CaCO_3 (‰) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	90
Figure 46	Boîtes à moustaches de la teneur en CaCO_3 (‰) des sédiments de l'oued Boumerzoug lors des cinq campagnes de prélèvement.....	91
Figure 47	Boîtes à moustaches de la teneur en CaCO_3 (‰) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	92
Figure 48	Variations spatio-temporelles de la teneur en MO des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	93
Figure 49	Boîtes à moustaches de la teneur en MO (‰) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	93
Figure 50	Boîtes à moustaches de la teneur en MO (‰) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	94

Figure 51	Variations spatio-temporelles de la proportion de la fraction inférieure à 63 µm des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	96
Figure 52	Boîtes à moustaches de la proportion de la fraction inférieure à 63 µm des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	97
Figure 53	Boîtes à moustaches de la proportion de la fraction inférieure à 63 µm des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	97
Figure 54	Variations spatio-temporelles des concentrations en Cd (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement...	102
Figure 55	Boîtes à moustaches des teneurs en Cd (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	104
Figure 56	Boîtes à moustaches des teneurs en Cd (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	104
Figure 57	Variations spatio-temporelles des concentrations en Co (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	106
Figure 58	Boîtes à moustaches des teneurs en Co (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	106
Figure 59	Boîtes à moustaches des teneurs en Co (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	107
Figure 60	Variations spatio-temporelles des concentrations en Cr (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	108
Figure 61	Boîtes à moustaches des teneurs en Cr (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	109
Figure 62	Boîtes à moustaches des teneurs en Cr (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	109
Figure 63	Variations spatio-temporelles des concentrations en Cu (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	111
Figure 64	Boîtes à moustaches des teneurs en Cu (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	112
Figure 65	Boîtes à moustaches des teneurs en Cu (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	112
Figure 66	Variations spatio-temporelles des concentrations en Mn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	114
Figure 67	Boîtes à moustaches des teneurs en Mn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	115
Figure 68	Boîtes à moustaches des teneurs en Mn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	116
Figure 69	Variations spatio-temporelles des concentrations en Ni (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	117
Figure 70	Boîtes s à moustaches des teneurs en Ni (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	118
Figure 71	Boîtes à moustaches des teneurs en Ni (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	119
Figure 72	Variations spatio-temporelles des concentrations en Pb (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement...	121
Figure 73	Boîtes à moustaches des teneurs en Pb (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	122

Figure 74	Boîtes à moustaches des teneurs en Pb (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	122
Figure 75	Variations spatio-temporelles des concentrations en Zn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	124
Figure 76	Boîtes à moustaches des teneurs en Zn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.....	125
Figure 77	Boîtes à moustaches des teneurs en Zn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.....	125
Figure 78	Niveau de pollution par l' <i>Igeo</i> des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	130
Figure 79	Moyennes des indices de géoaccumulation pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	131
Figure 80	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> Cd pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	132
Figure 81	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> Cr pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	132
Figure 82	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> Cu pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	133
Figure 83	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> Ni pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	134
Figure 84	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> Pb pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	134
Figure 85	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> Zn pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	135
Figure 86	Niveau de contamination selon les facteurs de contamination (FC) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	138
Figure 87	Degré de contamination des sédiments des 20 stations lors des 5 campagnes de prélèvements.....	139
Figure 88	Indice de pollution sédimentaire des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvement.	142
Figure 89	Indice de risque écologique des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvement.....	144
Figure 90	Teneurs en cadmium des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	148
Figure 91	Teneurs en chrome des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	148
Figure 92	Teneurs en cuivre des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	149
Figure 93	Teneurs en nickel des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	149
Figure 94	Teneurs en plomb des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	150
Figure 95	Teneurs en zinc des des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	150
Figure 96	ACP des paramètres physico-chimiques du milieu et les ETM des sédiments....	153
Figure 97	ACP des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments : répartition des stations/campagnes de prélèvements dans le plan principal.....	154
Figure 98	Variations spatio-temporelles des teneurs en Cd (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i> de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	159

Figure 99	Variations spatio-temporelles des teneurs en Co (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i> de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	159
Figure 100	Variations spatio-temporelles des teneurs en Cr (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i> de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	160
Figure 101	Variations spatio-temporelles des teneurs en Cu (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i> de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	161
Figure 102	Variations spatio-temporelles des teneurs en Mn (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i> de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.	161
Figure 103	Variations spatio-temporelles des teneurs en Ni (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i> de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.	162
Figure 104	Variations spatio-temporelles des teneurs en Pb (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i> de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	163
Figure 105	Variations spatio-temporelles des teneurs en Mn (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i> de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.....	163
Figure 106	Répartition globale en pourcentage de la faune dans les eaux de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	180
Figure 107	Evolution spatio-temporelle de l'Indice Biotique de l'oued Boumerzoug et ses affluents.....	182
Figure 108	Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Cd (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de <i>Physa acuta</i>	187
Figure 109	Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Co (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de <i>Physa acuta</i>	188
Figure 110	Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Cr (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de <i>Physa acuta</i>	189
Figure 111	Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Cu (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de <i>Physa acuta</i>	190
Figure 112	Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Mn (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de <i>Physa acuta</i>	191
Figure 113	Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Ni (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de <i>Physa acuta</i>	192
Figure 114	Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Pb (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de <i>Physa acuta</i>	183
Figure 115	Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Zn (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de <i>Physa acuta</i>	194
Figure 116	Relation entre les teneurs en cadmium des sédiments et les teneurs dans la chair de <i>Physa acuta</i> adultes et juvéniles.....	199

Introduction

Parmi les écosystèmes les plus complexes et les plus dynamiques, ceux des eaux douces sont parmi les plus préoccupants vu les importants besoins en eau surtout dans le bassin méditerranéen. Ces derniers sont le réceptacle des polluants environnementaux et le suivi de divers contaminants organiques et inorganiques dans l'eau, la matière vivante et les sédiments est d'actualité. Les éléments traces métalliques représentent une catégorie particulière de polluants, car si certains sont toxiques pour les êtres vivants, d'autres sont essentiels à l'organisation et à l'entretien des fonctions biologiques, mais ils génèrent des effets toxiques sur l'organisme au-delà d'un certain seuil de concentration. Dans les écosystèmes aquatiques les sédiments constituent un piège quasi ultime des particules qui transitent dans la colonne d'eau. Le dépôt de matériel particulaire à l'interface eau-sédiment va induire des transformations biogéochimiques qui vont modifier la composition chimique du sédiment le rendant source potentielle de pollution (Sahli et al. 2012 ; Barhoumi et al. 2019).

Ainsi parmi les contaminants de l'environnement, les éléments traces métalliques (ETM) sont très préoccupants par leur caractère non biodégradable. A leur origine naturelle, traduisant le bruit de fond géochimique, s'ajoutent celle des activités anthropiques liées aux procédés industrielles, agricoles et au transport qui sont à l'origine d'une évolution de leur concentration, de leur répartition et d'une modification de leur spéciation dans l'environnement (Larrose et al. 2010 ; Diop, 2014 ; Saher et Siddiqui, 2016). La pollution des écosystèmes aquatiques par les éléments traces métallique (ETM) est reconnue comme étant un sérieux problème environnemental. De nombreux auteurs ont montré que les ETM sont bioconcentrés et bioaccumulés via les chaînes trophiques, mais leurs comportements diffèrent d'un élément à l'autre (Yi et al. 2011 ; Medeiros et al. 2012).

La surveillance de l'environnement, longtemps confinée à l'analyse de diverses substances chimiques, s'est ouverte aux méthodes biologiques. L'évaluation de la structure et du fonctionnement des communautés vivants au sein des écosystèmes et des effets des toxiques des substances chimiques permet aux biologistes d'effectuer le diagnostic de l'état des écosystèmes. Le développement et la standardisation de l'utilisation des organismes aquatiques, « le biote » en tant que supports analytiques sont devenus une priorité sous le vocable de biomonitoring.

Dans ce sens, l'impact de la contamination des écosystèmes aquatiques par les ETM sur les organismes vivants se traduit par des modifications de leur abondance et de leur biodiversité. Il est actuellement reconnu que ces modifications ne sont pas seulement liées à la concentration totale des ETM dans les matrices abiotiques, mais davantage à leur

biodisponibilité qui est fonction d'un ensemble de facteurs environnementaux (Wang et Fisher, 1997b).

Les milieux aquatiques contiennent naturellement des ETM qui proviennent directement de l'altération chimique et l'érosion mécanique des roches mères et des matériaux géologiques dont les formes dissoutes, colloïdales et particulaires atteignent les eaux de surface par ruissellement, érosion ou apports souterrains (Thévenot et al. 1998). Les retombées atmosphériques (poussières, aérosols, ...) d'origine marine, volcanique ou terrestre sont une autre source d'apports des métaux lourds (Novotny, 1995 ; MacFarlane et Burchett, 2001 ; Kamau, 2002 ; Praveena et al. 2010). La teneur des milieux aquatiques en ETM est aussi le résultat direct ou indirect de l'activité humaine ou agricole, industrielle et ménagère. La forte exploitation des minerais naturels, ainsi que les nombreuses industries, dont l'activité implique l'utilisation des métaux et des ETM (industrie métallurgique, industrie chimique, fertilisants,...) participent à la contamination de la biosphère (Cosson, 1987). Une autre source de pollution prend ses origines dans la gestion des matériaux usagés métalliques ou organiques. Les ordures ménagères ou industrielles concentrées dans des décharges où les intempéries sont susceptibles de provoquer les processus chimiques suffisants au relargage des ions qu'elles contiennent (Cosson, 1987) à l'exemple de l'incinération des matières plastiques stabilisées au stéarate de cadmium qui contribue à la pollution par ce dernier. L'utilisation des boues résiduaires, provenant des stations d'épuration des eaux usées, comme amendement des sols est aussi une des voies de réintroduction dans l'environnement des métaux contenus dans les déchets. De même, les phosphates produits à Djebel Onk, utilisés comme fertilisants en agriculture, contiennent, outre le phosphore, des teneurs en cadmium et autre métaux relativement élevées et sont une source de pollution des sols puis des eaux à ne pas négliger.

Un milieu aquatique peut être divisé en trois compartiments principaux : eau, sédiments et organismes vivants. Les ETM naturellement présents dans l'environnement ou résultant de la pollution industrielle compromettent la stabilité des écosystèmes aquatiques affectés et par voie de conséquence, des ressources naturelles en se répartissant dans les différents compartiments de cet écosystème selon différents mécanismes, de nature chimique, physique ou biologique. En réalité, la pollution d'un écosystème aquatique ne se réduit jamais uniquement au rejet d'un contaminant dans ce milieu à proximité de la source d'émission et n'entraîne pas seulement des conséquences directes sur tel ou tel compartiment puisque des échanges inter-compartimentaux existent dans ce biotope. Ces échanges sont soumis au jeu des phénomènes biogéochimiques, physico-chimiques et biologiques (Gauthier, 1996).

En milieu aquatique, les paramètres de la qualité des eaux (pH, dureté, concentration des matières en suspension, salinité, ...) déterminent la mobilité et la biodisponibilité des ETM en affectant leur spéciation et par conséquent leur comportement (LCPE, 1994 ; Thévenot et al. 1998 ; USEPA, 2001).

Nos investigations sur les écosystèmes aquatiques d'eau douce ont eu comme support un cours d'eau dont l'exutoire est à Constantine, en l'occurrence l'oued Boumerzoug. Le choix de ce dernier, principal affluent du Rhumel, comme écosystème atelier pour cette étude est motivé par sa localisation géographique et la diversité de l'occupation du sol de sa région.

Le choix de cet oued et ses affluents repose également sur la nécessité de compléter les données préliminaires réunies lors de précédents travaux (Afri-Mehennaoui, 1998, 2006 ; Sahli, 2012), d'en évaluer l'évolution spatio-temporelle et d'approfondir nos connaissances sur le comportement des polluants, en l'occurrence les ETM, et sur le fonctionnement des écosystèmes d'eau courante.

Notre contribution portera essentiellement sur l'évaluation du niveau de contamination métallique par le cadmium, le cobalt, le chrome, le cuivre, le manganèse, le nickel, le plomb, et le zinc des différents compartiments de l'écosystème à savoir, les sédiments, et le biote. Les travaux antérieurs rapportés par Afri-Mehennaoui et al. (2006), ont permis de conclure que l'eau est un mauvais indicateur de la pollution métallique par les ETM qui se déposent et se concentrent dans les sédiments. Ces derniers constituent un réservoir de la pollution métallique et une source de pollution différée dans l'espace et dans le temps à la suite de la remise en suspension et à la bioturbation des particules qui peuvent alors larguer en partie leur charge polluante.

La contamination des sédiments des oueds, qui finissent leur parcours dans le barrage Béni-Haroun, constituent un risque écologique majeur aussi bien pour les écosystèmes aquatiques et les organismes végétaux et animaux qui y vivent, mais également pour les populations humaines dont les eaux du barrage sont la principale ressource pour de multiples usages (eau potable, d'irrigation, récréative, pêche...). L'importance et la fragilité des écosystèmes aquatiques sous le climat de type méditerranéen, nord-africain, a depuis 3 décennies retenu notre attention et motivé différents travaux au sein du laboratoire de Biologie et Environnement (Afri-Mehennaoui et al. 2004 ; Afri-Mehennaoui, 2006 ; Afri-Mehennaoui et al. 2009a, 2009b ; Sahli et al. 2011, 2012, 2014 ; Melghit et al. 2015 ; Djeddi et al. 2018 ; Kherief Nacereddine et al. 2018 ; Smatti-Hamza et al. 2019). Cependant de nombreuses questions restent encore posées quant au transfert des contaminants du milieu

vers les différents organismes végétaux et animaux qui peuvent réagir et répondre différemment à la contamination du milieu.

La détermination des concentrations métalliques dans les tissus biologiques aquatiques permet d'intégrer à la fois les fluctuations temporelles des niveaux d'exposition, de la biodisponibilité et du potentiel toxique (Rainbow, 2007). Ainsi la bioaccumulation des ETM est considérée comme une réponse biologique intégrative, reflétant la contamination active et biodisponible dans les écosystèmes aquatiques (Philips, 1980 ; Rainbow, 1995 ; Rainbow, 2007).

Dans ce sens, plusieurs plantes aquatiques sont utilisées comme bioindicateurs de la contamination métallique de leur environnement immédiat (Samecka-Cymerman et al. 2001 ; Zurayk et al. 2001 ; Afri-Mehennaoui et al. 2009a ; Polechońska et al. 2018 ; Baldantoni et al. 2018 ; Hu et al. 2019). L'exposition humaine par voie orale lors de la consommation des aliments est l'une des principales voies d'exposition aux ETM (Khan et al. 2013). Parmi ces plantes *Spinacia oleracea* (L.), plante semi-aquatique appartenant à l'ordre des Caryophyllales, est l'un des légumes verts les plus appréciés pour sa richesse en nutriments essentiels (Tandi et al. 2004). La vitesse de croissance et les taux d'absorption des ETM, relativement élevés, en font une plante de choix pour la caractérisation du transfert des contaminants. *Spinacia oleracea* très fréquente dans le régime alimentaire de la population locale et algérienne en général, n'a pas fait l'objet d'études antérieures dans le contexte assez particulier des oueds nord africains et particulièrement algériens soumis à un régime hydrique fluctuant, marqué par la saisonnalité et un déficit estival très accusé. Le besoin de compréhension des réponses des végétaux aux stress environnementaux a suscité un questionnement :

- Quelle est la capacité de *Spinacia oleracea* à rendre compte du niveau de contamination de l'oued Boumerzoug par huit ETM et des milieux aquatiques en général ?
- Pourrait-on proposer *S. oleracea* comme bioindicatrice de la contamination par un ou plusieurs ETM ?
- Quelle est son niveau de fiabilité dans le biomonitoring environnemental ?

Parmi le biote aquatique animal, les macroinvertébrés benthiques sont décrits par plusieurs auteurs comme de bons indicateurs de la qualité écologique du milieu. Leur mode de vie essentiellement sédentaire, vivant au contact des sédiments en fait des candidats intéressants pour suivre la contamination du milieu. Pris dans leur ensemble, leur abondance et leur diversité renseignent sur la qualité globale de l'écosystème car ils intègrent les

perturbations temporelles subies par le milieu et qui ne sont pas toujours perceptibles via les analyses physico-chimiques qui restent ponctuelles.

Le principe de la méthode des « Indices Biotiques » est d'analyser qualitativement les peuplements de macro-invertébrés benthiques. Sur une station, l'absence de taxons sensibles à la pollution et /ou la diminution de la richesse taxonomique sont révélateurs d'une altération de la qualité du milieu (qualité de l'eau et qualité de l'habitat). Ainsi l'Indice Biotique permet de diagnostiquer un stress comme une pollution de l'eau ou une dégradation globale de l'habitat, sans préjuger des causes de ces altérations. Il s'agit donc d'une méthode globale qui se situe en amont des analyses plus fines (chimie de l'eau et des sédiments). Cette information est traduite par un indice biotique interprété via des classes de qualité écologique allant d'excellente à très mauvaise (Micha et Noiset, 1982 ; De Pauw et Vannevel, 1991). Les avantages de la méthode sont sa fidélité et sa reproductibilité.

Parmi les macro-invertébrés, les mollusques sont une composante importante de la faune benthique et sont connus pour être de bons indicateurs de la contamination par les ETM. Comparativement aux bivalves, les gastéropodes sont plus rarement étudiés comme des bioindicateurs (Flessas et al. 2000 ; Jurkiewicz-Karnkowska, 2011). Une première investigation sur le terrain a révélé la présence de *Physa ou physelle acuta*, gastéropode pulmoné de la famille des Physidae. Largement répandu et abondant dans l'oued Boumerzoug, surtout pour envisager le dosage des ETM, ce gastéropode d'eau douce ayant un rôle important dans le fonctionnement de l'écosystème, pourrait-il servir de bioindicateur de la contamination métallique du cours d'eau ? Dans ce sens il serait intéressant de se pencher sur sa capacité à concentrer les différents ETM retenus. Si plusieurs études ont été publiées sur *Lymnea sp* (Jurkiewicz-Karnkowska, 2011 ; Waykar et Petare, 2013) la rareté des travaux de recherche relatifs à *Physa acuta*, espèce méditerranéenne, a motivé notre intérêt pour cette espèce.

Ainsi, cerner et comprendre la contamination du compartiment abiotique sédimentaire et biotiques (macro-invertébrés, modèle gastéropode pulmoné, végétaux enracinés) exige une combinaison de diverses méthodes physico-chimiques et biologiques. Il est impératif de prendre en compte l'influence des facteurs physico-chimiques sur la bioaccumulation pour une meilleure estimation de la biodisponibilité des ETM. Le processus de bioaccumulation dépend également de plusieurs variables biologiques comme l'âge, la taille et la capacité des organes à séquestrer les ETM et à les éliminer de leurs tissus.

Cette étude s'inscrit dans les axes de recherche du Laboratoire de « Biologie et Environnement » et contribuera à enrichir les données en fournissant plus d'informations sur

la contamination métallique des compartiments abiotiques et biotiques de l'oued Boumerzoug et ses principaux affluents constituant ainsi un écosystème atelier pour l'investigation entreprise.

L'objectif de cette dernière est triple via des approches multiples de monitoring de la qualité physico-chimique du milieu et des polluants métalliques, et de biomonitoring :

- ✓ L'évaluation du niveau de contamination par les ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) des sédiments de surface de l'oued afin de rendre compte de l'éventuelle pollution récente pour en estimer l'évolution temporelle. Les sédiments constituent le piège ultime de la pollution métallique véhiculée par les eaux.
- ✓ L'évaluation de la qualité écologique de l'oued Boumerzoug et ses affluents via la faune macroinvertébrée benthique et le calcul de l'indice biotique.
- ✓ L'appréciation du transfert des ETM vers le biote est estimée en déterminant les concentrations des ETM, dans une espèce végétale enracinée (*Spinacia oleracea*) et une espèce animale (*Physa* ou *Physella acuta*) afin d'apprécier leur pertinence en tant que bioindicateurs de la contamination métallique des écosystèmes aquatiques. La contamination du biote renseigne sur la biodisponibilité des ETM.

Le manuscrit est articulé en trois parties ; dans la première, nous présenterons une synthèse bibliographique relative à la contamination métallique des écosystèmes aquatiques, le comportement des ETM dans les différents compartiments investigués ainsi que les risques toxicologiques pour la flore et la faune aquatique.

Dans la partie pratique, le site d'étude *via* les caractéristiques du bassin de l'oued Boumerzoug et ses affluents est abordé sur un plan lithologique, hydrographique, hydrogéologique, et climatologique. Dans cette subdivision est aussi présenté le protocole expérimental *via* les stations sélectionnées, les méthodes analytiques et l'analyse statistique.

Dans la troisième partie les résultats analytiques sont interprétés et discutés pour chacun des compartiments de l'écosystème investigués.

CHAPITRE I

Synthèse bibliographique

I.1. Les éléments traces métalliques dans les écosystèmes aquatiques

I.1.1. Définition générale des éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM), sont les 80 éléments constituant de la croûte terrestre, dont la concentration moyenne est inférieure à 0,1 % (Christelle, 2006). Ils représentent ensemble 0,6 % du total, alors que les 12 éléments majeurs (Si, Al, Fe, Ca, Na, Mg, K, Ti, P, Mn, S et Ba) interviennent pour 99,4 % (Baize, 2009 ; Alloway, 2013).

On appelle métaux lourds, les éléments métalliques naturels caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5g par cm³ (Callender, 2003), ce qui est le cas pour la plupart des métaux de transition.

A la différence des substances organiques dont l'état chimique est bien défini, les métaux, comme tous les éléments, présentent un polymorphisme chimique dépendant à la fois de leur forme et du composé minéral ou organique dans lequel ils sont incorporés (Ramade, 2002). Certains éléments métalliques, comme Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, V, Mo, Se, Sn, sont essentiels pour les organismes : ce sont les oligo-éléments dont la liste a été fixée par l'OMS (WHO, 2003). Au total 21 éléments sont reconnus comme tels, dont 14 métaux. Indispensables à la survie du biote en quantités minimales, l'augmentation de leur concentration dans l'environnement peut aboutir à des phénomènes de toxicité. En revanche, les éléments comme le plomb, le mercure et le cadmium (Sigg et al. 2001) ne sont d'aucune utilité pour les organismes et présentent des effets toxiques dès les faibles teneurs, de l'ordre du µg/l.

I.1.2. Sources des éléments traces métalliques

Naturellement présents dans la biosphère, les ETM se dispersent dans tous les compartiments et parviennent aux écosystèmes aquatiques. A cette source naturelle, s'ajoutent celle des activités anthropiques, résultant de déversements directs ou indirects comme les retombées atmosphériques sèches ou humides, le ruissellement diffus agricole (Biney et al. 2000).

I.1.2.1. Source naturelles

Les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans les roches et la croûte terrestre en faibles concentrations ou traces, (Sigg et al. 2006), chacun n'excédant pas 0,1% de la composition totale de cette dernière (tab. 1) (Alloways et Ayris, 1997 ; Callender, 2003). Depuis la formation de la terre, ils suivent un cycle géochimique menant à une distribution hétérogène de leurs concentrations à la surface du globe (Garret, 2000).

Tableau 1 : Concentration ($\mu\text{g/g}$) de quelques ETM dans la croûte terrestre (Alloways et Ayris, 1997 ; Callender, 2003).

Métaux lourds	Croûte terrestre
Cd	0,1
Co	20
Cu	50
Mn	950
Ni	80
Pb	14
Zn	75

Parmi les sources naturelles, l'activité volcanique, l'altération des continents et les incendies de forêts sont les plus importantes. La contribution des volcans se présente sous forme d'émissions volumineuses mais sporadiques dues à une activité géothermique et au dégazage du magma (Biney et al. 2000).

En règle générale, les ETM sont fixés dans les roches sous deux formes. D'une part, les oxydes et silicates, peu altérables en climat tempéré sont libérés de la roche par érosion et transportés tels quels dans les sols et sédiments. D'autre part, les sulfures et carbonates, très altérables, seront attaqués chimiquement. Les éléments métalliques peuvent changer de support ; une partie, soluble, sera évacuée avec l'eau, vers les sols, les sédiments ou la nappe phréatique et une partie sera piégée dans les argiles et sédiments des cours d'eau (Courteau, 2009). Ainsi l'une des principales causes d'un apport tellurique naturel en ETM dans un écosystème aquatique est l'altération des roches mères et des matériaux géologiques chimiques dont les produits dissous, colloïdaux et particuliers peuvent atteindre les hydrosystèmes par ruissellement, érosion ou apports souterrains (Thévenot et al. 1998 ; INERIS, 2004).

I.1.2.2. Source anthropique

Par leurs propriétés physiques intéressantes, les éléments traces métalliques ont de tous temps été utilisés par l'homme sans apporter aucun changement quant aux quantités de métaux présents sur terre. L'activité humaine ne crée ni ne détruit les éléments métalliques, mais elle modifie très significativement leurs répartitions et les formes chimiques sous lesquelles ils existent dans l'environnement (Miquel, 2001).

L'entrée des ETM dans l'environnement aquatique peut être le résultat soit de déversements effectués directement dans les milieux aquatiques terrestres et marins suite à des rejets ponctuels émanant de stations d'épuration, de sites miniers, d'installations industrielles, et/ou de

cheminements indirects provenant des décharges sèches et humides, du ruissellement agricole, ... (Novotny, 1995 ; MacFarlane et Burchett, 2001 ; Kamau, 2002 ; Praveena et al. 2010). Le tableau 2 résume les principales sources anthropiques des métaux dans l'environnement.

Tableau 2 : Sources des ETM dans l'environnement (Meybeck et al. 2007).

1. Les mines et les fonderies de métaux :
Terrils et résidus - contamination par lixiviation et érosion éolienne (Cd, Hg, Pb) Résidus dispersés par les eaux – contamination des sols suite aux crues, inondations, etc. (Cd, Pb) Transport des minerais (Cd, Pb) Fonderie – contamination dues aux poussières et aérosols (Cd, Pb) Industrie du fer et de l'acier (Cu, Ni, Pb) Traitement des eaux (Zn, Cu, Ni, Cr, Cd)
2. Les industries :
Plastiques (Co, Cr, Cd) Textiles (Zn, Al) Microélectronique (Cu, Ni, Cd, Zn) Traitement du bois (Cu, Cr) Raffineries (Pb, Ni, Cr)
3. Les retombées atmosphériques :
Sources urbaines/industrielles, dont incinérateurs et élimination des déchets (Cd, Cu, Pb) Industries pyro-métallurgiques (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) Gaz d'échappements automobiles (Mo, Pb) Combustion des carburants fossiles dont les centrales énergétiques (Pb, Zn, Cd)
4. L'agriculture :
Engrais (ex : Cd, Mn et Zn dans certains engrais phosphatés) Lisiers (ex : Cu dans des lisiers de volailles, Mn et Zn dans certains lisiers de ferme) Chaulage (Pb) Pesticides (Cu, Mn et Zn dans les fongicides, Pb utilisés dans les vergers) Eaux d'irrigation (Cd, Pb) Corrosion des métaux (Fe, Pb, Zn)
5. Les dépôts de déchets sur les sols :
Boues d'épuration (Cd, Cr, Cr, Mn, Ni, Pb, Zn) Percolât des décharges (Cd, Fe, Pb) Tas de ferrailles (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) Feux, cendres etc. (Cu, Pb)

I.2. Distribution et évaluation des risques toxicologiques des ETM dans le milieu aquatique

L'évaluation de la qualité de l'eau est une mesure essentielle de la surveillance environnementale. Lorsque la qualité de l'eau est mauvaise, elle affecte non seulement la vie aquatique, mais aussi les écosystèmes environnants (Barbosa-Vasconcelos, 2018).

L'écosystème aquatique est composé d'éléments abiotiques (l'eau et les sédiments) et d'éléments biotiques (la faune et la flore). Une fois arrivés dans l'environnement aquatique, les ETM se répartissent dans tous les compartiments (eau, sédiment, faune et flore) et se retrouvent dans les fractions solubles, colloïdales et particulaires, principalement sous forme de certains éléments traces métalliques (Du Laing et al. 2009).

Les principaux processus gouvernant la distribution et la répartition des ETM sont la dilution, l'advection, la dispersion, la sédimentation et l'absorption/désorption. Certains processus chimiques peuvent également intervenir. C'est ainsi que, selon les diverses formes solubles, la spéciation est régie par les constantes d'instabilité des différents complexes, et par les propriétés physico-chimiques de l'eau (pH, ions dissous, CE, température...etc) (Biney et al. 2000).

Les organismes vivants ont des besoins en éléments essentiels suivant des concentrations bien définies. Une carence peut entraîner l'inhibition d'une fonction de l'organisme alors qu'un excès est à l'origine d'une toxicité (Gunou, 2008). La toxicité d'un métal ne dépend pas uniquement de sa concentration totale mais aussi de sa spéciation. Cette dernière est probablement la caractéristique la plus déterminante dans l'absorption et la toxicité des métaux (Forbes et Forbes, 1997). Par spéciation on entend la distinction entre les différentes formes chimiques possibles ou espèces d'un élément (Sigg et al. 2006). Généralement, les formes les plus toxiques des métaux sont les formes dissoutes, et en particulier l'ion libre qui est souvent considéré comme la forme la plus biodisponible (Artigan et Cottard, 2003).

La figure 1, illustre le rôle des différents processus physico-chimiques dans le transfert et le devenir d'un élément chimique depuis sa libération d'une roche ou d'un déchet jusqu'à sa mise à la disposition des organismes végétaux ou animaux avec un éventuel effet néfaste sur ces organismes.

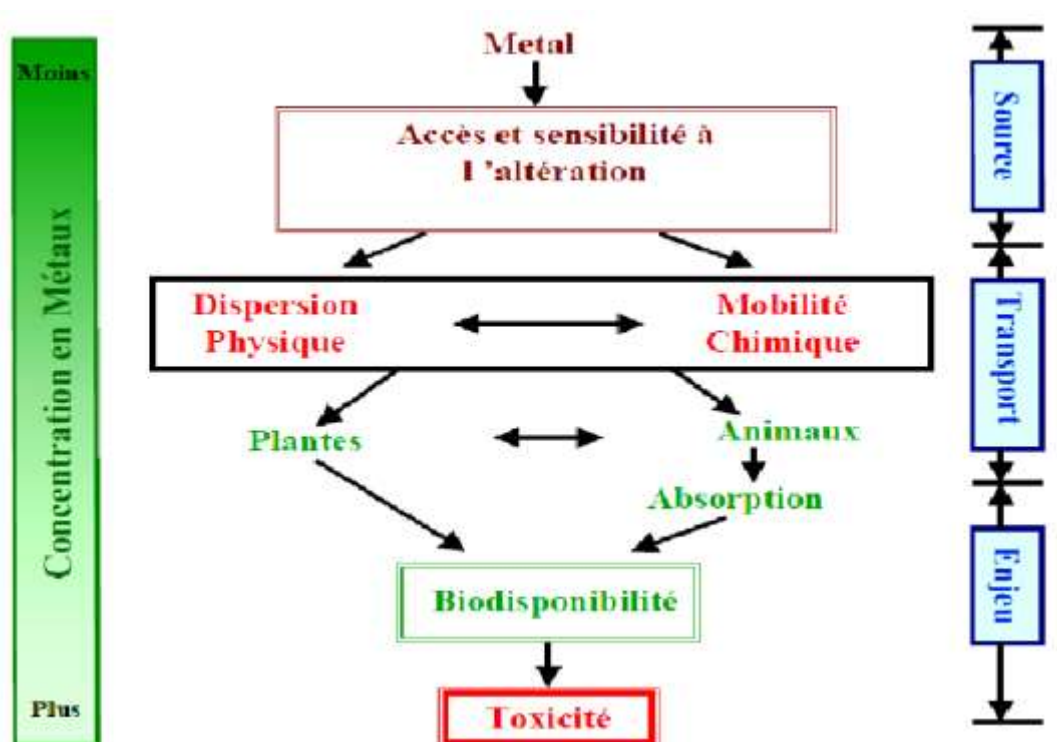


Figure 1 : Diagramme simplifié montrant les transferts et les relations entre le métal contenu dans une roche et la toxicité (Smith et Huyck, 1998 cité par Artigan et Cottard, 2003).

Parmi les approches évaluant la qualité d'un écosystème aquatique, la plus utilisée consiste à déterminer les concentrations des métaux dans les compartiments biotiques et abiotiques et à les comparer aux teneurs naturelles. Cette approche repose sur la connaissance du taux réel des métaux dans l'eau, les sédiments, la faune et la flore aquatique. Les teneurs naturelles en métaux ou background concentrations doivent être déterminées dans des zones où les activités humaines pouvant contaminer les milieux sont absentes. De plus les concentrations naturelles varient d'une région à une autre à travers le monde et dépendent de la nature de la roche mère (Meybeck, 1998 in Afri-Mehennaoui, 2006), c'est-à-dire de la composition de la croûte terrestre et du type de sol. Cette approche des concentrations naturelles a le mérite d'être utile et requiert très peu d'informations.

La deuxième approche consiste à établir des corrélations mathématiques entre la qualité chimique de l'eau et des sédiments prélevés sur site et les effets biologiques observés sur les communautés benthiques. Cette approche, purement statistique, va permettre de déterminer les concentrations d'un polluant particulier au-dessus desquelles un effet significatif est décelé (USEPA, 2001 in Afri-Mehennaoui, 2006). Cette approche ne prend pas en considération la présence de plusieurs contaminants pouvant avoir un mode d'action similaire et une réponse biologique comparable en particulier pour les ions divalents (Zn^{++} ; Pb^{++}).

Les méthodes de ces approches cherchent à déterminer les niveaux de concentration sans effets et des niveaux (seuils) d'effets. Ces valeurs guides de la qualité des sédiments sont utilisées pour interpréter les données, et ainsi identifier les régions et les sites contaminés et dégager des programmes de surveillance et de remédiation (USEPA, 1997 in Afri-Mehennaoui, 2006).

Ces valeurs, quand elles sont utilisées en relation avec d'autres critères tels que les tests de toxicité des sédiments, la bioaccumulation et la diversité faunistique, peuvent avoir un poids évident (Powerful Weight of Evidence) pour évaluer les risques associés et conjugués à la contamination des sédiments (Ingersoll et al. 1997). Pour chaque contaminant deux critères guides ont été établis, incluant les **TEC** (Threshold Effect Concentrations) et les **PEC** (Probable Effect Concentrations) à partir des données relatives à la qualité des sédiments. Les résultats obtenus pour chaque substance chimique ont été évalués en reliant la chimie des sédiments et les études de toxicité conduites aux USA. Ils indiquent que la majorité des **TEC** (21 substances sur 28) donnent une base fiable et valide pour prédire l'absence de toxicité des sédiments. De même, la majorité des **PEC** (16 substances sur 21) fournit une base précise pour prédire la présence de toxicité des sédiments.

Le tableau 3 rassemble les valeurs respectives de la qualité des sédiments d'eau douce reflétant les TEC citées ci-dessous pour les ETM qui nous intéressent et le tableau 4 rassemble les valeurs respectives des PEC.

Tableau 3 : Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les TEC (MacDonald et al. 2000).

ETM (mg/kg °sec)	TEC (Threshold Effect Concentration)				Critère Consensuel
	TEL	ERL	LEL	TEL-HA28	
Cadmium	0,596	5	0,6	0,58	0,99
Cobalt	-	-	-	-	-
Chrome	37,3	80	26	36	43,4
Cuivre	35,7	70	16	28	31,6
Manganèse	-	-	-	-	-
Nickel	18	30	16	20	22,7
Plomb	35	35	31	37	35,8
Zinc	120	120	120	98	121

PEL : Probable Effect Level ; ERL : Effect Range Low ; LEL : Lowest Effect Level.

Tableau 4 : Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les PEC
(MacDonald et al. 2000).

ETM (mg/kg °sec)	PEC (Probable Effect Concentration)				
	TEL	ERL	LEL	PEL-HA28	Critère Consensuel
Cadmium	3,53	9	10	3,2	4,98
Chrome	90	145	110	120	111
Cuivre	197	390	110	100	149
Nickel	36	50	75	33	48,6
Plomb	91,3	110	250	82	128
Zinc	315	270	820	540	459
Manganèse	-	-	-	-	-

PEL-HA28 : Probable Effect Level Hyalella Azteca 28 jours.

I.2.1. Éléments traces métalliques dans la colonne d'eau

L'eau constitue un élément fondamental en matière de pollution en général puisque dans le cas des métaux, comme pour d'autres composés, celle-ci favorise de nombreuses réactions chimiques liées à l'acidité, l'alcalinité, la température, l'oxygénation... Les éléments traces métalliques sont retrouvés aussi bien dans les eaux de surface que dans les eaux profondes (Rebera et al. 1996) et il est assez difficile de prévoir leur évolution dans la colonne d'eau. Concernant les eaux souterraines (nappes phréatiques), de nombreux paramètres tels que la forme chimique du métal, la perméabilité et la porosité du sol et du sous-sol, le pH, l'activité biologique, le potentiel redox du sol, la teneur en matière organique du sol, influencent la migration des métaux lourds depuis la surface jusqu'à la nappe (Roux et al. 1990).

Les ETM introduits dans les eaux de surface vont subir des cycles de transformation, de complexation, de précipitation et qui peuvent agir sur le comportement de ces métaux dans le milieu aquatique.

Ainsi, les ETM se répartissent entre la phase dissoute et la phase particulaire. Dans la phase dissoute, les ETM peuvent être libres, c'est-à-dire non complexés par un ligand quelconque (hormis la solvation) ; néanmoins, une part importante est sous forme de complexes avec des ligands inorganiques et organiques (fig. 2). Cependant, une large part des ETM sera dans la phase particulaire, soit adsorbée sur des particules qui présentent une forte affinité pour les métaux, soit incluse dans la structure cristalline de certains minéraux en suspension (Buffle, 1988 ; Tessier et Turner, 1995).

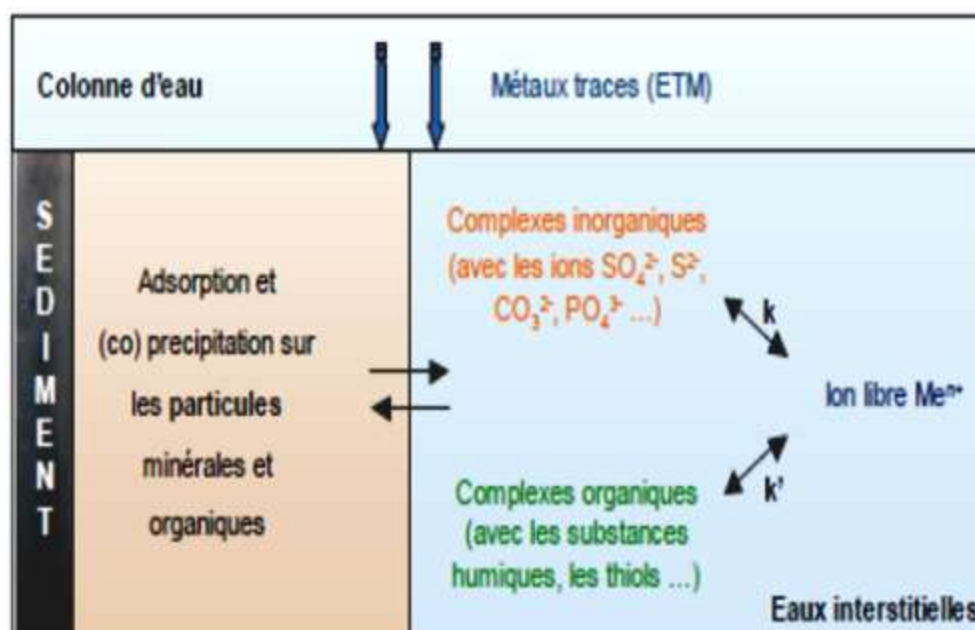


Figure 2 : Schéma conceptuel des principales interactions d'un métal avec les constituants d'un écosystème aquatique (Quentin et al. 2001).

I.2.2. Éléments traces métalliques dans les sédiments

Le sédiment a un rôle important dans les écosystèmes aquatiques et représente un compartiment dynamique d'une complexité importante liée aux processus biogéochimiques qui s'y déroulent.

Le sol et les sédiments, réservoirs de métaux lourds, forment une partie intégrale dans le cycle de métaux lourds. Les teneurs en métaux lourds du sol et des sédiments varient habituellement dans le même sens que celles de la roche mère qui représente la source première et la réserve (Lisk, 1972). Le tableau 5 rassemble une gamme de variations des teneurs naturelles en ETM des eaux et sédiments d'eau douce dans le monde. Ces teneurs dépendent également de l'influence des divers processus intervenant au cours de la formation de ces sols et ces sédiments (Aubert et Pinta, 1971). Par conséquent, la distribution, la solubilité et la mobilité de ces éléments sont étroitement liés aux propriétés physico-chimiques de ces sols et sédiments (Korte et al. 1976).

Malgré la forte solubilité de certains contaminants métalliques dans les eaux de surface (Cowart et Burnett, 1994), les sédiments accumulent les concentrations les plus élevées dans les écosystèmes estuariens. La couche superficielle des sédiments nous intéresse plus particulièrement car, elle rend compte de la pollution récente et les particules nouvellement déposées seront les premières à entrer en contact avec les organismes épibenthiques et benthiques. Cependant, il ne faut pas négliger les couches plus profondes, souvent anoxiques, plus difficilement re-mobilisables mais, qui peuvent contenir des substances « anciennes » potentiellement dangereuses pour l'environnement (Flück, 2012). Cette faculté des sédiments à fixer de grandes quantités de métaux

confère donc à ce compartiment du biotope un rôle de stockage significatif (Ribeira et al. 1996) avec une possibilité de relargage dans la colonne d'eau (Woods, 2009). Le compartiment sédimentaire n'est pas donc isolé du reste de l'écosystème et l'on peut s'interroger sur le rôle des sédiments pollués qui pourraient se comporter comme une source différée de contamination pour le milieu aquatique par diffusion des métaux sédimentaires vers la colonne d'eau.

Les sédiments se caractérisent par une variabilité dans le temps et dans l'espace et représentent une partie essentielle et dynamique des bassins versants (SedNet, 2006) du fait de multiples rôles. Ils servent d'abri pour de nombreux organismes animaux, de support de fixation pour les végétaux, de source d'éléments nutritifs pour la biocénose en général, puis en parallèle, ils constituent un réservoir et une source de polluants à long terme. Le compartiment sédiment fait partie intégrante et ne devrait pas être négligé car, sa contamination peut engendrer des effets délétères qui doivent être considérés dans la surveillance des écosystèmes aquatiques (Flück, 2012). Ce rôle de puits (Spencer et MacLeod, 2002) et de source de contamination (MacFarlane et Burchett, 2000) confère à ce compartiment une place de choix dans l'étude des ETM dans les hydrosphères (Sprovieri et al. 2007).

Tableau 5 : Valeur de variations des teneurs naturelles en ETM des sédiments d'eau douce dans le monde.

Eléments	Sédiments (µg/g)	Références
Cd	0,11 0,55	Salomons et Förstner (1984) Singh et al. (2002)
Pb	19 23	Salomons et Förstner (1984) Singh et al. (2002)
Cr	<100 150	CE (2000) Singh et al. (2002)
Cu	33 <50 55	Salomons et Förstner (1984) HSDB (2002) Singh et al. (2002)
Zn	95 70-140 106	Salomons et Förstner (1984) CE (1999) Singh et al. (2002)
Mn	770 1715 300-6700	Salomons et Förstner (1984) Singh et al. (2002) WHO (2005)
Ni	40-60 46	Nolting et Helder (1990) Singh et al. (2002)
Co	21	Singh et al. (2002)

I.2.3. Éléments traces métalliques dans les végétaux

Dans les écosystèmes aquatiques, les plantes peuvent absorber à partir de l'eau et/ou des sédiments des polluants ou contaminants et les accumuler en grande quantité. Différentes plantes aquatiques sont utilisées comme bioindicateurs de la contamination métallique des fleuves (Cardwell et al. 2002), des lacs (Szymanowska et al. 1999) et des oueds (Zurayk et al. 2001). Les cinétiques et niveaux de contamination des producteurs primaires (végétaux) sont deux paramètres importants à étudier car ils influencent la contamination des organismes de niveau trophique supérieur. Néanmoins, il est difficile de déterminer si les végétaux extraient un élément à partir du sédiment et/ou de la fraction dissoute dans la colonne d'eau. Il semblerait cependant que les teneurs métalliques soient généralement plus importantes dans les parties au contact du sédiment que dans celles au contact de l'eau (Ribera et al. 1996).

Il est important de garder à l'esprit que plusieurs éléments traces métalliques (ETM) sont nécessaires à la croissance et à la bonne santé des plantes, mais seulement en concentration minime. Ils deviennent problématiques lorsque leur teneur dépasse une certaine limite dans la plante (CRAAQ, 2010) et la concentration acceptable varie en fonction de l'utilisation envisagée du matériel végétal. Ainsi, il existe différents seuils acceptables concernant l'alimentation humaine, l'alimentation animale, les plantes ornementales, ainsi que le seuil toxique pour les diverses plantes (CRAAQ, 2010). Tremel-Schaub et Feix (2005) ont proposé des teneurs naturelles en ETM (mg/kg de matière sèche) des organes comestibles de quelques plantes (tab. 6).

Tableau 6 : Teneurs naturelles en ETM (mg/kg en matière sèche) des organes comestibles de quelques plantes (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Plantes	Zn	Pb	Cu	Cr
Epinard	50	2,36	12	0,5
Poireau	31	4,02	5	3
Aubergines	28	1,35	8	-
Courgettes	26	0,47	8	1,24
Persil	90	-	50	0,70

En effet, les ETM sont présents ou déposés à la surface des organes (feuille, tiges) et ils pénètrent dans les stomates sous forme de particules, de composés gazeux (Hg, As, Se, Sn, etc.), ou dissous dans les eaux de pluies ou d'irrigation. Seule une partie de ces dépôts est enlevée par lavage (fig. 3). Les éléments traces peuvent aussi être absorbés par les racines dans la solution du

sol. Une fois prélevés par un organe, les ETM sont stockés ou transportés du lieu d'absorption vers un autre organe (Baise et al. 2004).

En plus du transfert des métaux lourds du sol vers la plante, le transfert atmosphère-plante peut également augmenter la concentration de ces derniers dans la plante et ainsi modifier la qualité des végétaux consommés par l'homme ou les animaux (Xiong et al. 2014). Lorsque les métaux et métalloïdes ont été absorbés par les racines ou les feuilles des végétaux, ils peuvent se concentrer de manière variable ou préférentielle dans les différentes parties de la plante en fonction de leurs spéciations ou forme chimique des différents éléments (Mombo et al. 2015).

Les nombreux facteurs qui agissent sur le processus d'absorption sont liés au sol (pH, potentiel d'oxydo-réduction, échange cationique), à la plante, aux micro-organismes du sol, au climat, aux techniques de culture et aux particularités de l'élément. D'autres facteurs interviennent également comme la variété, l'âge du végétal (la concentration diminue au cours de la croissance), des facteurs climatiques (température et humidité). La capacité de fixation de l'ETM dépend aussi de la plante elle-même : les légumes-feuilles accumulent plus que les grains des graminées et les légumes-racines plus que les fruits et les légumes-fruits (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

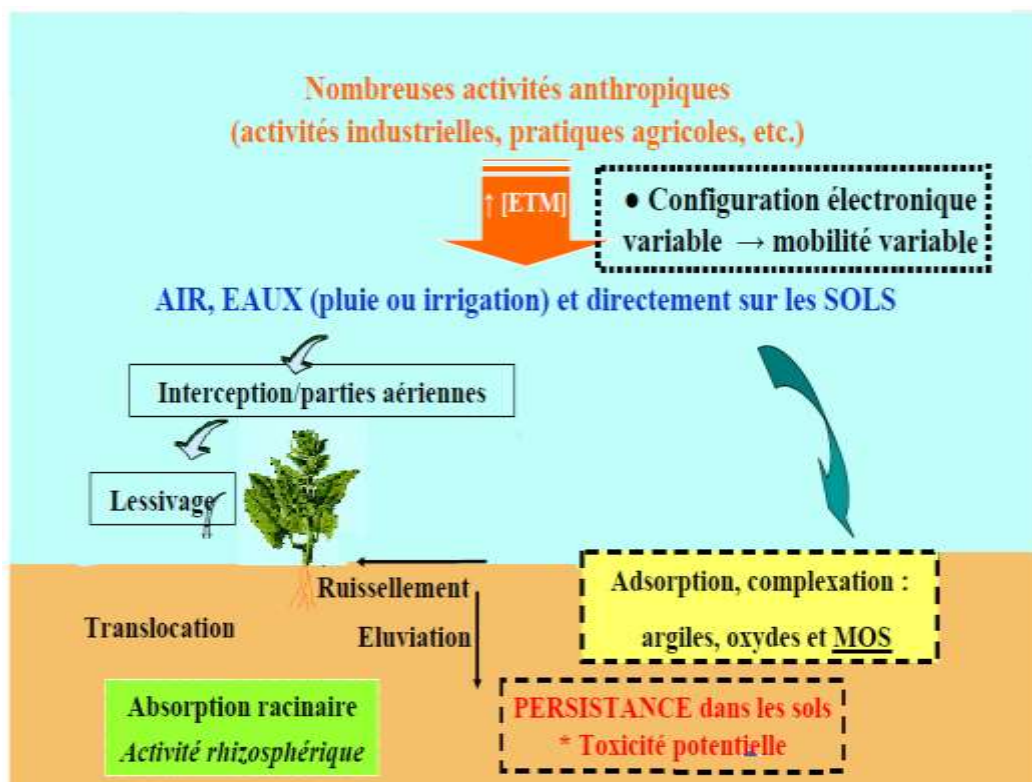


Figure 3 : Le transfert sol-plante est une des voies majeures d'exposition de contamination de l'homme via la chaîne alimentaire (Cui et al. 2004).

I.2.4. Éléments traces métalliques dans les organismes aquatiques

Les interactions entre les métaux et les organismes aquatiques sont étudiées depuis les années 1970. Ces études visaient principalement à relier l'effet biologique à la concentration métallique du milieu (Morel, 1983).

L'eau transporte les ETM et les insère dans les chaînes alimentaires. Même si les métaux lourds sont le plus souvent présents à l'état de trace, ils n'en restent pas moins des micropolluants très dangereux, puisque leur toxicité se développe par bioaccumulation dans les organismes, ce qui entraîne leur concentration dans un faible volume (Defew et al. 2005 ; Raju et al. 2010). En règle générale, plus un élément est concentré dans l'environnement, plus il l'est dans les organismes filtreurs bien qu'il existe des exceptions comme par exemple le cuivre pour lequel les moules possèdent un système de régulation (Chiffolleau, 2001).

Certains métaux, dits non-essentiels, n'ont aucun rôle connu chez les organismes, et leur présence dans les milieux aquatiques, même à de faibles doses, se traduit par des effets toxiques pour les organismes exposés. Parmi ces métaux figurent le Cd et le Pb, bien qu'une exception semble exister pour le Cd chez la diatomée marine, *Thalassiosira weissflogii* (Lee et al. 1995). D'autres ETM, comme le Cu, le Mn, le Zn sont essentiels au métabolisme des organismes dans une gamme de concentrations optimales, en deçà desquelles, une carence est observée et au-delà desquelles, des effets toxiques sont observables (Muysen et al. 2004 ; Atli et Canli, 2011 ; Tercier Waeber et al. 2012). Par ailleurs, plusieurs études ont été effectuées sur la toxicité des ETM vis-à-vis des organismes vivants aquatiques (Naimo, 1995 ; Gundacker, 1999 ; Camusso et al. 2001). La toxicité des ETM pour les organismes est globalement basée sur leurs interactions avec les protéines, enzymes, acides nucléiques et métabolites, de la paroi cellulaire, de la membrane et dans le cytoplasme. Le métal toxique ou biodisponible est transporté de la solution vers le cytoplasme, à travers la membrane.

Comme pour les plantes, la faune des milieux aquatiques est exposée elle aussi à un phénomène de bioaccumulation métallique. Ce dernier peut être considéré comme un processus physiologique normal (Martoja et Martoja, 1984), non associé systématiquement à la notion de toxicité.

En effet, la bioaccumulation des métaux dans la faune aquatique est la résultante de phénomènes de bioconcentration et de biomagnification. La bioconcentration d'une substance par un organisme peut se définir comme la prise directe de cette substance dans le milieu environnant par des voies autre que l'ingestion et l'assimilation (Martoja et Martoja, 1995 in Sahli, 2002).

La biomagnification quant à elle, fait intervenir la notion de chaîne trophique. Il s'agit de la prise directe d'une substance par un organisme à partir de sa nourriture. Lorsqu'il y a

biomagnification d'un polluant, les niveaux trophiques élevés présentent toujours des teneurs en contaminants largement supérieures à celles des niveaux inférieurs.

Dans le milieu aquatique, les ETM peuvent interagir avec les organismes et être accumulés dans leurs tissus, il existe deux voies d'internalisation : la voie dissoute (contact avec le métal en solution) et la voie trophique (ingestion de nourriture contaminée). L'accumulation d'un métal chez un organisme implique que ce dernier traverse la membrane cellulaire. Chez les organismes aquatiques, les branchies constituent le lieu principal de transports des métaux en solution vers l'intérieur des cellules (Verbost et al. 1989). D'autres études ont montré que les mollusques accumulent les ETM dans leurs tissus mous mais également dans leurs coquilles (Davies et al. 2006). Ainsi, du fait de leur capacité à accumuler les contaminants, les mollusques ont parfois été utilisés comme bioindicateurs de diverses contaminations dont les éléments traces (Philips, 1980 ; Rainbow, 1995 ; Seong-Gil et al. 1999).

L'entrée des métaux dans les organismes aquatiques peut également se faire par voie trophique, après ingestion de nourriture contaminée, et passage du métal au travers de la paroi intestinale du tractus digestif. Certains auteurs soutiennent l'importance de la voie trophique dans l'internalisation et dans la toxicité des métaux chez les organismes aquatiques (Besser et al. 2005 ; Zubrod et al. 2015). Bien qu'il soit pertinent d'étudier cette voie d'accumulation, son importance relative doit cependant encore être déterminée pour de nombreuses espèces et métaux. Par exemple, chez le bivalve filtreur, *Dresseina polymorpha*, il a été montré, en laboratoire et *in situ*, que la voie trophique était prédominante dans l'accumulation du Cd (Bourgeault et al. 2010 ; Roditi et al. 2000). De même, la voie trophique est majoritaire dans l'accumulation du Cd, du Zn et de l'Ag chez le ver de vase, *Arenicola marina*, qui ingère le sédiment (Casado-Martinez et al. 2009).

La contribution de la voie trophique dans la bioaccumulation des métaux par les organismes varie également selon les conditions d'exposition des organismes (accès à la nourriture, type de nourriture, niveau de contamination, conditions contrôlées ou étude *in situ*, etc). La quantité de métal ingérée et son assimilation par l'organisme peuvent par exemple varier en fonction des conditions de stress de l'organisme, qui peuvent modifier son comportement alimentaire (Decho et Luoma, 1996 ; Forrow et Maltby, 2000). Aussi la récente étude de Golding et al. (2013) a mis en évidence l'importance du type de nourriture ingérée dans l'évaluation de l'accumulation par la voie trophique. La figure 4 présente les facteurs biologiques et géochimiques affectant la biodisponibilité des métaux pour les organismes aquatiques.

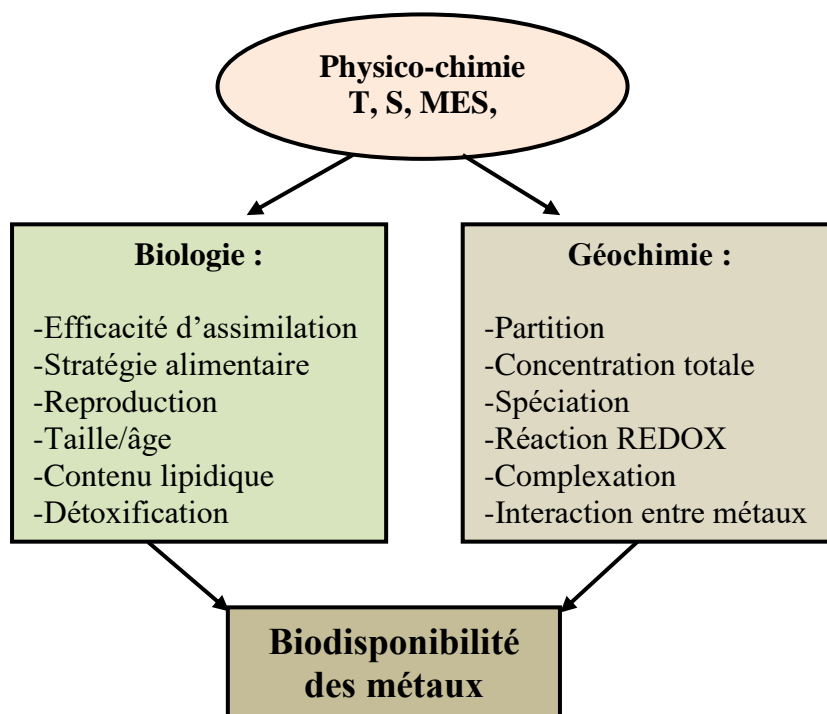


Figure 4 : Facteurs biologiques et géochimiques affectant la biodisponibilité des métaux pour les organismes aquatiques. (T : température, S : salinité, MES : charge en matière en suspension, DOC : carbone organique dissous) (Modifié d'après Wang et Fisher, 1997b).

I.3. Sédiments : puits et source de contamination métallique

Les sédiments sont couramment définis comme « des matériaux meubles d'origine minéralogique ou biogénique » (Ramade, 2002), également appelés " produits sédimentaires". Ce sont des matériaux d'érosion formés suite à la précipitation et la réunion de plusieurs particules plus ou moins grossières (Julien, 2010) (fig. 5), transportées par les cours d'eau et le vent et déposées dans les chemins d'eau.

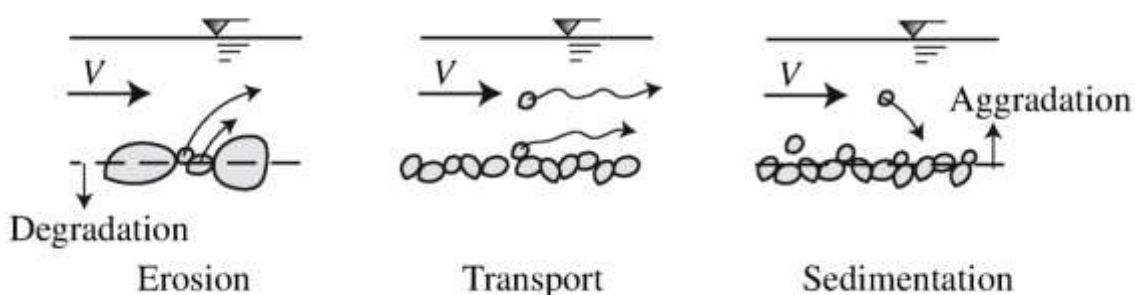


Figure 5 : Processus d'érosion, transport et sédimentation (Julien, 2010).

Ainsi, les sédiments sont caractérisés par de fortes teneurs en eau atteignant jusqu'à 80% (Tessier, 2012). Ils sont donc généralement issus d'un dépôt dans un milieu gorgé d'eau, et au fil du temps,

ils subissent un ensemble de processus qui conduit à la transformation des particules qui les constituent, en roches sédimentaires (Schneider, 2001).

Selon Schneider (2001) le terme sédiment désigne également les dépôts retrouvés au fond des environnements aquatiques et composés de matières particulaires de différentes tailles, formes et compositions minéralogiques, de diverses origines, endogène et exogène. Ces particules minérales ou organiques déposées par l'eau, le vent ou la glace, proviennent de l'usure des continents ainsi que des rejets locaux dus à l'activité humaine (LIFE, 2002). L'usure se fait par des mécanismes physiques produisant la fragmentation des matériaux et des réactions chimiques donnant des solutions de lessivage ou altération chimique. Les éléments en solution sont transportés par l'eau (fig. 6).

Une partie des produits de destruction peut s'accumuler momentanément sur place, sans être transportée, et constitue alors une couche d'altération ou éluvion. Les débris, dans leur majeure partie, sont déplacés puis déposés, généralement dans l'eau, pour former un sédiment détritique ou alluvions au sens large. Les éléments en solution qui précipitent, avec l'intervention des êtres vivants, forment un sédiment d'origine chimique ou biochimique.

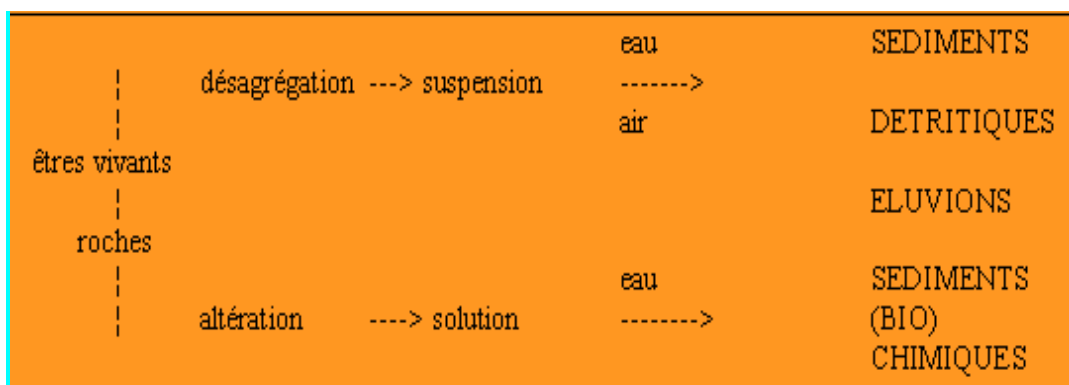


Figure 6 : Cycle de formation des sédiments (Beauchamp, 2005)

Le sédiment joue un rôle important dans le devenir des polluants dans l'eau qu'ils peuvent fixer ou adsorber puis transporter et déposer dans un autre milieu (Marchand et al. 2006). Selon Capilla (2005), différents facteurs influencent la sédimentation des particules comme par exemple : le débit, la direction et la stabilité du courant, les turbulences, la forme et la profondeur des cours d'eau, la taille des particules. Afin qu'une particule sédimente, la vitesse du courant doit descendre sous une valeur critique d'autant plus faible que la particule est petite.

I.3.1. Origine des sédiments

Les sédiments ont principalement deux origines (Schneider, 2001) :

- ✚ **L'origine endogène** : Il s'agit d'une sédimentation provenant de la production autochtone du milieu. Cette production primaire engendre des débris de macrocytes comme les plantes aquatiques, les microphytes et les cadavres des animaux.
- ✚ **L'origine exogène** : Il s'agit d'une sédimentation provenant d'un apport de matières allochtones issues du ruissellement des fleuves, des effluents ou de l'atmosphère. Cet apport peut être d'origine naturelle comme l'érosion des sols, décomposition de la matière végétale ou anthropique (apports de matière en suspension, de matières organiques, de nutriments ou de micropolluants en raison des rejets agricoles, industriels et domestiques).

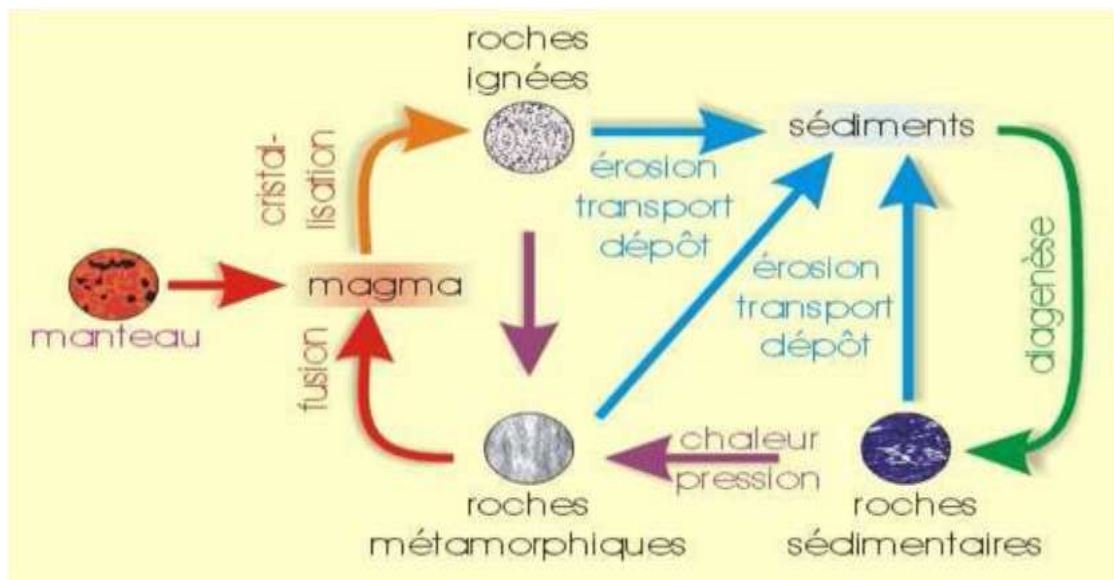


Figure 7 : Présentation du cycle géologique pouvant expliquer l'origine des sédiments (Boulvain, 2007).

Les sédiments proviennent aussi de différents processus de dégradation des roches, appelés « processus sédimentaires (fig. 7). Il existe trois grands groupes de roches :

- **Les roches ignées** : proviennent de la cristallisation du magma.
- **Les roches métamorphiques** : résultent de la modification, par l'action de la chaleur et de la pression, de roches ignées ou des roches sédimentaires.
- **Les roches sédimentaires** : provenant de la lithification ou processus de transformation d'un sédiment meuble en roche consolidée par comparaison à cimentation, et par **diagenèse** de sédiments ; cette dernière consiste en un ensemble des changements biochimiques et physico-chimiques affectant un sédiment après son dépôt (Pomerol et al. 2000 ; Gabelle, 2006).

I.3.2. Composition

Le sédiment est une matrice très hétérogène, constitué de matériaux détritiques inorganiques et organiques (Power et Chapman, 1992). Il est constitué principalement de trois phases : la phase minérale, la phase organique et la phase aqueuse (Bonnet, 2000).

- **Phase minérale** : elle est formée de minéraux provenant de l'érosion de l'écorce terrestre et de débris coquilliers. Ses composés sont principalement, les argiles, carbonates et les silicates. Les particules inorganiques sont généralement enrobées d'hydroxyde de fer et de manganèse et de substances organiques qui leur confèrent une grande capacité d'adsorption vis à vis des contaminants (Bonnet, 2000).

- **Phase organique** : Elle n'occupe qu'un faible volume du sédiment (quelques %) mais joue un rôle primordial puisqu'elle régule la mobilité et donc la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants, en particulier les composés organiques non ioniques (Power et Chapman, 1992). Selon sa taille la matière organique peut être classée en trois classes :

carbone organique dissous ($\text{COD} < 1 \text{ kDa}$), **colloïdal** ($1 \text{ kDa} < \text{COC} < 0,22 \mu\text{m}$) et **particulaire** ($\text{COP} > 0,22 \mu\text{m}$) (Bonnet, 2000). Ces classes dépendent de la taille et du caractère physique de la matière organique. Ces principaux composants sont le carbone, l'azote et les substances humiques (acide humique, acide fulvique). L'abondance et la nature de la matière organique varient suivant les milieux et les aires de dépôt. Les acides fulviques sont solubles dans l'eau mais précipitent en présence des ions Fe^{2+} ou Al^{3+} souvent insolubles dans l'eau. Ce complexe floccule en milieu acide ou en présence d'ions positifs bivalents comme Ca^{2+} et Mg^{2+} (Magdaliniuk et al. 2002). La dégradation de la matière organique aboutit à la formation d'azote minéral et de produits carbonés. La minéralisation de l'azote produit des sels ammoniacaux adsorbés sur les fines particules et en solution dans l'eau interstitielle.

- **Phase aqueuse** : correspond à l'eau qui occupe l'espace entre les particules sédimentaires appelée aussi eaux interstitielles ou eaux poreuses, et représente une fraction importante du sédiment avec généralement plus de 50 % de son volume (Förstner, 1987).

I.3.3. Granulométrie

La granulométrie d'un sédiment est déterminée et répartie selon les tailles de diamètre normalisé comme tous les autres matériaux en géologie (Bellair et Pomerol, 1977). Le classement granulométrique est représenté dans le tableau 7 :

Tableau 7 : Classement granulométrique d'un sédiment (Delmas-Gadras, 2000)

Diamètre	Dénomination
> 20 mm	Cailloux
2 mm à 20 mm	Graviers
63 µm à 2 mm	Sables (grossiers et fins)
2 µm à 63 µm	Limons
< 2 µm	Argiles

La composition granulométrique, aussi appelée distribution granulométrique, renseigne sur la texture du matériau mais également sur le processus de transport responsable de la formation de ces sédiments (Boulvain, 2011a). Elle est conditionnée par le lieu de prélèvement, la région, la nature du milieu aquatique géométrique (rivières, estuaires, zones côtières,...) et la vitesse du courant qui est un facteur conditionnel de la sédimentation ; plus le courant est faible, plus la sédimentation est importante. Pour des pentes douces (1 à 5 %), on trouve du sable fin. Le gros sable et les galets se déposent dans les parties les moins abritées à turbulence maximale. Les vases et les limons sont présents sur le rivage (Pardos et al. 2003). En effet, les grosses particules restent en amont tandis que les plus fines se retrouvent en aval.

Sur le plan granulométrique, les fractions fines sont caractérisées par les limons et les argiles. Les argiles sont particulièrement responsables de la cohésion des sédiments en raison de leurs propriétés électriques et de leur structure en feuillet (Magdaliniuk et al. 2002). Ainsi, cette fraction fine induit en général un comportement complexe provoqué par les interactions entre les particules minérales, l'eau contenue dans le milieu, les ions et les éléments organiques (Dubois, 2006). Plusieurs chercheurs ont montré que les particules fines sédimentaires piègent les métaux lourds (Péna et Picot, 1991) et de même, la plupart des contaminations est fixée dans les fractions fines plutôt que dans les autres classes granulométriques (Gosselin et al. 1999 ; Tran, 2009).

I.3.4. Notion de biodisponibilité des métaux lourds pour les organismes vivants

L'effet exercé par un métal présent dans les différents compartiments de l'environnement sur les organismes vivants est conditionné par la biodisponibilité de celui-ci. Autrement dit, il est nécessaire que le métal soit sous forme chimique ayant la capacité d'atteindre les cibles biologiques (Eggleton et Thomas, 2004).

Il existe dans la littérature plusieurs définitions de la biodisponibilité. Certains auteurs considèrent qu'un métal est biodisponible s'il est assimilable par les organismes ; pour d'autres, il

faut en plus qu'il soit susceptible d'induire un effet. Ainsi, selon Newman et Jagoe (1994), la biodisponibilité est définie comme la possibilité qu'un contaminant soit assimilé et/ou adsorbé sur un organisme vivant. Pour Rand et al. (1995), La biodisponibilité des métaux lourds concerne la fraction labile, c'est-à-dire libre dans l'eau et les sédiments pouvant être ingérée par les organismes aquatiques. Cette biodisponibilité est définie comme étant la fraction des métaux lourds ingérée par un organisme et transportée vers les sites pour exercer leurs actions. Des études ont montré que les teneurs totales des métaux lourds ne sont pas corrélées avec les effets biologiques (Campbell et al. 1995 ; Campbell et al. 1998 ; Janssen et al. 2000 ; Di Toro et al. 2001).

La biodisponibilité peut être prédite sur la base de l'équilibre partage EP (Equilibrium Partitioning). Cette approche considère que les polluants atteignent un état d'équilibre entre l'eau interstitielle, les sédiments et les organismes aquatiques associés aux deux phases (Di Toro et al. 2001). Le coefficient de partage EP appelé Log P est défini comme le rapport entre la concentration d'un polluant dans les deux phases «Octanol-Eau ». C'est un paramètre indispensable à la notion ou à la tendance de bioaccumulation c'est-à-dire le passage de substances chimiques à travers les membranes biologiques.

La figure 8 illustre les différents compartiments concernés et leurs équilibres.

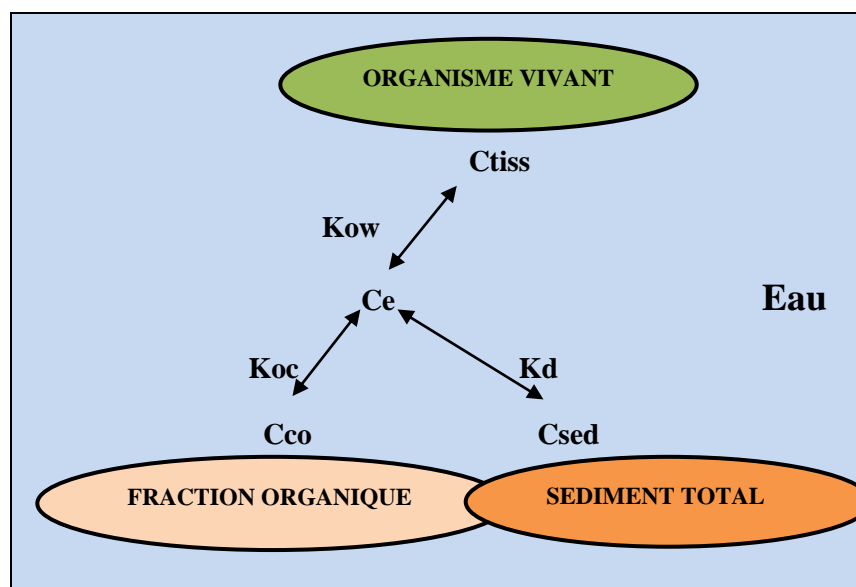


Figure 8 : Schématisation du partage des polluants entre les différents compartiments du milieu aquatique (Gouy et Roulier 2001).

K_d : représente le coefficient de partage de l'équilibre eau/sédiment selon l'équation suivante :

$$K_d = C_s / C_e$$

Avec K_d : coefficient de partage du produit entre les fractions dissoutes et particulaires (ml/g).

Cs : Concentration du produit dans la fraction solide ($\mu\text{g/ml}$).

Ce : concentration en produit dans la fraction liquide ($\mu\text{g/ml}$).

Comme dans le cas général, la matière organique semble souvent jouer un rôle important dans l'adsorption des produits, on utilise aussi le Koc (Di Toro et al. 2001 ; Gouy et Roulier, 2001) qui résulte de la normalisation du Kd par rapport à la teneur en carbone organique du sédiment :

$$Koc = \frac{Kd}{\% CO} \times 100$$

CO : étant le taux de carbone organique des sédiments en %.

Dans le milieu récepteur, des processus physiques, chimiques et biologiques interagissent et transforment les contaminants en des formes plus ou moins biodisponibles pour les organismes de l'écosystème. Les concentrations totales dans le milieu ne reflètent donc que très partiellement le risque lié à un contaminant dans la mesure où la biodisponibilité est très étroitement liée aux caractéristiques de l'environnement (Tessier et Turner, 1995). Les échanges entre les formes dissoutes, libres et particulaires des ETM dans le milieu aquatique vont influencer de manière notable leur mobilité, leur biodisponibilité et leur toxicité vis-à-vis des organismes aquatiques (Du Laing et al. 2009). Les variations de mobilité des ETM, donc de leur biodisponibilité, se traduisent par le passage de la forme colloïdale et particulaire à la forme dissoute, libre ou adsorbée et vice versa. Elles sont influencées par de nombreux facteurs tels que le pH, le potentiel redox, la matière organique et la salinité (Eggleton et al. 2004).

I.4. Biologie et écologie des espèces étudiées

I.4.1. Épinard : *Spinacia oleracea*

✚ Description et taxonomie

L'épinard (*Spinacia oleracea* L.) est une plante annuelle de la famille des chénopodiacées, aujourd'hui cultivée dans toutes les régions tempérées du monde. Il est très reconnaissable à ses longues feuilles vertes, frisées ou plates selon les variétés (Lacoste, 2014).

Selon Diogon (2002), l'épinard est une plante dioïque à fécondation croisée ou allogame obligée. Elle a une **tige** dressée, creuse d'une hauteur de 30-100 cm. **Les feuilles** basales sont grandes, largement pétiolées et groupées en éventail. **L'enracinement** est pivotant, les fleurs sont unisexuées et **le fruit** est un akène (Mobambo, 2008). L'épinard présente un appareil végétatif en forme de rosette foncée, glabre (Seigneurin-Berny, 2000), parfois gaufrée et à pétiole souvent de même longueur que le limbe (Mazoyer, 2002).

Embranchement : Magnoliophyta

Classe : Magnoliopsida

Sous classe : Caryophyllidae

Ordre : Caryophyllales

Famille : Chenopodiaceae

Genre : *Spinacia*

Nom binomial : *Spinacia oleracea*

Nom vulgaire français : épinard

Nom vulgaire anglais : spinach



Figure 9 : Photo de *Spinacia oleracea* (prise par l'auteur le 8/5/2016).

+ Origine et répartition géographique

L'épinard aurait tout d'abord été cultivé dans les régions relevant aujourd'hui à l'Afghanistan et au Tadjikistan (Munro et Small, 1998). Il est probablement originaire du nord de l'Iran, de l'Afghanistan et du Turkménistan où l'on trouve des espèces sauvages apparentées telles que *Spinacia tetrandra* et *Spinacia aturkestanica*.

Il semble que l'épinard n'était pas connu des Grecs et des Romains de l'Antiquité (Munro et Small, 1998). Il est originaire d'Iran (Boullard, 2001) et a d'abord été introduit en Chine au milieu du VII^{ème} siècle. On le retrouve ensuite en Europe dès le XII^{ème} siècle, probablement introduit par les arabes en Espagne et aussi ramené du Proche Orient par les croisés (Boullard 2001 ; Mappa, 2010 et Lacoste 2014). Dès le XIV^{ème} siècle, l'épinard devient une culture maraîchère courante. Il a quitté toutes les zones de culture pour être maintenant intégré dans toutes les flores comme espèce adaptée spontanée. Sa répartition actuelle est essentiellement due à l'activité humaine et à son utilisation agronomique (Diogon, 2002).

+ Composition

L'épinard continuera d'être un légume-feuille très important, il est consommé comme légume. Les feuilles se consomment crues ou cuites. L'analyse de l'épinard est très complète, car c'est l'un des légumes les plus courants (Couplan, 2009).

Les feuilles de l'épinard, très riches en cellulose, constituent un aliment efficace contre la constipation. En outre, compte-tenu de leur richesse en fer, en iode et en vitamines A, B, C et D, ces feuilles sont recommandées en cas d'anémie et possèdent des propriétés activatrices de la sécrétion pancréatique, antirachitiques, hyperglycémiantes et hypotensives (Boullard, 2001). Il peut être utilisé comme reminéralisant, antiscorbutique, tonicardiaque, anticancer et «balai» des voies digestives.

Selon [Boullard \(2001\)](#), [Couplan \(2009\)](#) et [Lacoste \(2014\)](#), les feuilles regorgent de minéraux et d'oligoéléments : les teneurs en potassium (529 mg/100 g), en calcium (104 mg/100 g) et en magnésium (58 mg/100 g) sont impressionnantes, et celles en fer sont loin d'être négligeables, en plus de P, K, Na, Cl, S, Mn, Zn, Cu, I.

L'épinard contient aussi beaucoup de vitamines : A, B1, B2, B9, B12, C, E, K et PP. [Abraham \(1991\)](#) considère que l'épinard est représentatif des aliments qui contribuent pour une part notable à l'apport en acide folique. L'épinard contient aussi de la chlorophylle, du carotène, des flavonoïdes et bien d'autres antioxydants comme la lutéine et la zéaxanthine. Avec ces composants réunis en un tel cocktail, l'épinard se comporte comme un véritable médicament naturel ([Lacoste, 2014](#)).

Parfois, la teneur en acide oxalique de l'épinard le fait contre indiquer chez certains malades exigeant un régime alimentaire particulier (personnes atteintes d'arthrites, de calculs hépatiques) ([Boullard, 2001](#)).

I.4.2. Gastéropode pulmoné : *Physa acuta* (Draparnaud, 1805)

Position taxonomique

Cette espèce a reçu un grand nombre de dénominations. Des travaux récents fondés sur l'analyse de l'isolement reproducteur ont permis d'unifier des noms tels que *integra*, *heterostropha*, *cubensis* ou *virgata* sous le seul vocable *acuta* ([Dillon et al. 2002](#) ; [Paraense et Pointier, 2003](#) ; [Dillon et al. 2005](#)). La diversité spécifique au sein de ce groupe serait due essentiellement à la variabilité environnementale. Les références bibliographiques concernant l'une ou l'autre « espèce » seront donc considérées comme portant sur une seule et même espèce désignée par *Physa acuta*, le premier nom de description de l'espèce par Draparnaud (1805).



Figure 10 : *Physa acuta* adulte dans son milieu (environ, x10).
(<https://www.aquaportail.com/fiche-invertebre-2205-physa-acuta.html>)

Physa acuta (Draparnaud) (fig. 10) est un gastéropode pulmoné d'eau douce appartenant au sous ordre des Hygrophila (anciennement Basommatophores), et à la famille des Physidae, la phylogénie de cette famille qui contient une vingtaine d'espèces a été clarifiée par (Wethington et Lydeard, 2007).

Distribution

Originaire d'Amérique du Nord, cette espèce aurait colonisé l'Europe à partir du 18^{ème} siècle (Dillon et al. 2002). Elle est maintenant présente sur presque tous les continents (Amérique du Nord, Europe, Afrique, Asie du sud-est, Australie, Japon), pour devenir de fait l'espèce de gastéropodes d'eau douce la plus cosmopolite (Dillon et al. 2002 ; Bousset et al. 2014).

Habitat

P. acuta occupe des habitats d'eau douce, mares ou rivières, souvent fragmentés, et dont les degrés d'isolement et d'instabilité sont très variables, faisant fluctuer les densités et les tailles des populations (Henry et al. 2005), incluant des densités de l'ordre du millier d'individus / m². Elle supporte de larges variations de température, au point qu'elle est active en hiver sous la glace (Henry, 2002), mais supporte aussi très bien les températures élevées des eaux tropicales.

Développement et reproduction

La coquille de *P. acuta*, comme celle de tous les Physidae, présente un enroulement sénestre. Le développement des individus est direct et la croissance de la coquille est d'environ 0,15 mm par jour jusqu'à la maturité sexuelle. La longueur de la coquille atteint alors 6 à 8 mm, aux alentours de 40 jours après l'éclosion à 25°C (Jarne et al. 2000 ; Tsitrone et al. 2003), et jusqu'à près de 15 mm à la mort (Henry, 2002).

La morphologie de la coquille est éminemment plastique chez les gastéropodes (Dillon, 2000), et la forme, l'épaisseur ou la croissance peuvent répondre à différents stimulus tel que la prédation (Auld et Relyea, 2010) ou la présence de partenaires (Tsitrone et al. 2003). La maturité sexuelle débute par une phase de légère protandrie durant quelques jours (Wethington et Dillon, 1996), après laquelle les individus deviennent hermaphrodites simultanés.

Chez *P. acuta* la reproduction est croisée ou allofécondation, même si l'autofécondation est tout à fait possible (Henry et al. 2005 ; David et al. 2007 ; Bousset et al. 2014). En cela, *P. acuta* est similaire à de nombreux autres gastéropodes d'eau douce (Escobar et al. 2011).

L'autofécondation est utilisée dans les situations où les partenaires sexuels sont rares. Dans ce cas, un individu s'autoféconderait après avoir attendu un éventuel partenaire sexuel ; cette

attente est appelée temps d'attente « waiting time » (Tsitrone et al. 2003). L'autofécondation est héritable, associé à une réallocation des ressources vers la croissance et la reproduction future, et dépend de la dépression de consanguinité (Tsitrone et al. 2003). A cette stratégie d'autofécondation préférentielle est associée une dépression de consanguinité forte, comme l'ont montré diverses études depuis une vingtaine d'années (Jarne et al. 2000 ; Tsitrone et al. 2003 ; Escobar et al. 2007, 2009, 2011).

Les pontes sont des masses gélatineuses entourées d'une membrane élastique, permettant l'adhésion à un support solide et contenant en moyenne 10 à 20 œufs ; ce nombre peut varier de 0 à plus de 150 (Jarne et al. 2000 ; Escobar et al. 2007). Ils sont matures et sexuellement actifs durant à peu près toute leur existence, même si une sénescence de reproduction a été mise en évidence (Auld et al. 2014).

I.5. Principaux travaux relatifs aux sédiments, à la faune macroinvertébrée benthique, à *Spinacia oleracea* et à *Physa acuta*

✚ Sur les sédiments

Dans les écosystèmes aquatiques les sédiments constituent un piège quasi ultime des particules qui transitent dans la colonne d'eau. Le dépôt de matériel particulaire à l'interface eau-sédiment va induire des transformations biogéochimiques qui vont modifier la composition chimique du sédiment, le rendant source potentielle de pollution. Le tableau 8 présente une synthèse des teneurs en ETM dans les sédiments de différents hydrosystèmes méditerranéens.

Tableau 8 : Synthèse des teneurs en ETM (mg/kg ms) dans les sédiments de différents hydrosystèmes méditerranéens.

Références	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Localisation
Afri-Mehennaoui et al. (2004)	2,3±0,88	-	17±10	10±5,5	162 ± 93	22 ±13,3	58 ±12	72 ±35	Oued Boumerzoug Algérie
Bouabdli et al. (2005)	0,2-0,8	-	-	13-28	-	-	19,2-710	81-949	Oued Moulouya (Maroc)
Tahiri et al. (2005)	0,02	-	39	21	-	-	17	61	Oued Bou Regreg (Maroc)
Ben Bouih et al. (2005)	0,4	-	73,9	45,5	407	33,2	64,6	219	Lac Fouaret (Maroc)
Afri-Mehennaoui et al. (2006)	2,14±1,13	-	30,15±15,4	11,3±6,4	223 ± 69	30,1 ±10	53,7±23,5	118 ± 61	Oued Boumerzoug Algérie
N'guessan et al. (2009)	0,3	14	53	19	-	28	25	82	BV de la Gascogne (France)
Afri-Mehennaoui et al. (2009)	2,4±0,5	-	-	-	-	-	68±10	124±75	Oued Boumerzoug (Algérie)
Srarfi et al. (2010)	0,04-2,9	-	3,23- 85,98	1,12-169,16	51,9-368,55	7,94-44,1	11,8 -426,48	44,82-1955,64	Chenal de Tinja (Tunisie)
Belabed et al. (2011)	0,02-0,05	-	71-157	15,95-32	-	82-128	13-27	70-114	Lac Oubeira Algérie
Barakat et al. (2012)	0,67-6,27	-	52,43-311,69	32,6-740,75	-	-	72,9-140,36	49,84-149,19	Oued Beni-Mellal (Maroc)
Sahli (2012)	0,56-3,33	2,39-20,16	9,95-216,4	9,59-446	105,6-576,1	10-46	11,2-167,5	37,8-641	Bassin Kebir-Rhumel (Algérie)
Belabed et al. (2013a)	0,19-3,2	-	33-86	18-56	70-600	39,75-98	17-171	86-128	Lac Tonga (Algérie)
Sahli et al. (2014)	1,19±0,68	-	46,82±17,54	52,19±79,15	-	24,19±05,02	66,23±32,56	181,75±150,11	Oued Boumerzoug Algérie
Nadem et al. (2015)	2,9	-	21,49	33,48	-	-	128,05	196,69	Oued Bou Regreg (Maroc)
Khaled-Khodja et al. (2016)	0,44-2,59	-	22,01-104,40	5,76-35,97	254,8- 403,6	11,11-26,72	16,62- 45,20	45,47-186	Oued Bouhamra (Algérie)
Belabed et al. (2017)	0,19-4,08	-	58,3-2015	14,2-83,8	160-509	40,8-95,2	32,6-818,3	42-254,6	BV Seybouse (Algérie)
Benkaddour (2018)	0 -3,6	-	0,2-119,8	0,3-24,5	1,6-484,4	1,5-88,8	0-3,6	0,6-270,1	Oued Chélif (Algérie)
Dahri et al. (2018)	0-5,62	-	0,25-15,3	0,01-113,1	-	1,24-7,4	0,13-162,7	1,2-384,6	BV de Gabes (Tunisie)
Djeddi et al. (2018)	-	-	-	6,15-19,7	-	-	2,26-91,9	20,50-272,75	Brrage Beni Haroun (Algérie)
Krika et al. (2018)	1,10±0,07	-	-	121,56±4,50	-	140,68±2,52	-	196,51±4,73	Oued Djendjen (Algérie)
Benabdelkader et al. (2018)	0,04-0,79	3,05-10,69	17,05-80,17	6,16-51,77	0,16-0,87	6,80-27,41	9,66-537,50	20,59-237,17	Oued Tafna (Algérie)
Barhouni et al. (2019)	0,04-0,35	-	9,39-43,15	7,22-65,56	159,90-4707,2	14,73-47,69	12,27-131,39	42,12-236,82	Rivière Someșu Mic (Roumanie)
Mariyanto et al. (2019)	-	10-50	13-108	27-82	1531-2932	-	-	-	Rivière Brantas (Indonésie)
Fang et al. (2019)	21,29	21,74	99,61	108,2	2283	54,32	383,4	993,9	Rivière Xiangjiang (Chine)
Smatti-Hamza et al. (2019)	0,01-2,5	0,2-32,8	-	4,2-45	-	-	-	33,1-183,4	Brrage Koudiet Medouar (Algérie)

Sur la faune macroinvertébré benthique

Les macroinvertébrés forment l'essentiel du peuplement benthique des cours d'eau. Ils sont en général composés de larves d'insectes, crustacés, mollusques, nématelminthes et annélides et se trouvent principalement à proximité du sédiment. Leur abondance et leur diversité dépendent du contexte environnemental.

Les macroinvertébrés benthiques ont fait l'objet d'un certain nombre d'études sur des régions méditerranéennes concernant leur diversité (Berryman et al. 2003 ; Gnohossou, 2006 ; Beauger, 2008 ; Kenney et al. 2009 ; Archambault et Dumont, 2010 ; Sharma et Chowdhary, 2011 ; Benetti et al. 2012 ; Bouchelouche et al. 2013). Leur utilisation comme biomarqueur (Daas et al. 2011), comme bioindicateur (Menétrey, 2009 ; Lamhaceni et al. 2013 ; Fergani et Arab, 2013 ; Zougaghe et al. 2014 ; Koumba et al. 2017 ; Sellam et al. 2016 ; Koudenoukpo et al. 2017). Ainsi que leur contamination par les éléments trace métalliques (Afri-Mehennaoui, 1998 ; Sahli, 2002 ; Afri-Mehennaoui, 2006) et enfin comme guide de surveillance biologique (Moisan et Pelletier, 2011 ; MDDEFP, 2014).

✚ Sur l'espèce végétale (*Spinacia oleracea*)

Les plantes aquatiques sont utilisées comme des bioindicateurs de la contamination métallique de leur environnement immédiat (Samecka Cymerman et al. 2001 ; Zurayk et al. 2001 ; Afri-Mehennaoui et al. 2009a ; Hu et al. 2019 ; Barhoumi et al. 2019 ; Polechonska et al. 2019). L'exposition humaine par voie orale lors de la consommation des aliments est l'une des principales voies d'exposition aux ETM (Khan et al. 2013).

Spinacia oleracea (L.), appartenant à l'ordre des Caryophyllales, est l'un des légumes verts les plus appréciés pour sa richesse en nutriments essentiels (Tandi et al. 2004). La vitesse de croissance et les taux d'absorption des ETM, relativement élevés, en font une plante de choix pour la caractérisation du transfert des contaminants. Récemment, en raison de ces caractéristiques uniques, *Spinacia oleracea* (L.) et d'autres espèces de l'ordre des Caryophyllales ont été étudiées dans un certain nombre de travaux scientifiques pour observer leurs réactions de croissance et de toxicité aux contaminants métalliques (Tremel-Schaub et Feix, 2005 ; Kouakou et al. 2008 ; Casierra Posada et al. 2012 ; Singh 2013 ; Naz et al. 2013 ; Toth et al. 2014 ; Naz et al. 2015 ; Kashimbo Kalala et al. 2015 ; Toure et al. 2015 ; Kumar et al. 2016 ; Pandit et al. 2017 ; Mugivhisa et Olowoyo, 2017 ; Boysan Canal et al., 2018 ; Tözsérét al. 2019).

✚ Sur l'espèce animale (*Physa acuta*)

Physa ou *Physella acuta*, gastéropode pulmoné de la famille des Physidae joue un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes d'eau douce. Les travaux de recherche concernant la contamination métallique de *Physa acuta* sont rares (Cosson, 1987 ; Flessas et al. 2000 ; Mahmoud et al. 2013) ce qui motive notre intérêt pour cette espèce. Le tableau 9 présente une synthèse des teneurs en ETM dans différents tissus de gastéropodes d'eau douce dans le monde.

Tableau 9 : Synthèse des teneurs en ETM dans différents tissus de gastéropodes d'eau douce dans le monde (Ch : chair, Cq : coquille).

Réf	Espèces	Concentration des métaux (mg/kg masse sèche)								Localisation	
		Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn		
Cosson (1987)	<i>Physa sp</i>	Ch	nd-165	-	-	9,9-57,6	-	-	-	29,4-93,5	Sud de Paris (France)
Flessas et al. (2000)	<i>Physa gyrina</i>	Ch	0,82 ± 0,28	-	-	195 ± 52	-	9,1 ± 4,6	26,3 ± 35,9	111 ± 17	Lac St Pierre (Canada)
Kim et Heungtae (2006)	<i>Cipangopaludina sp</i>	Ch	-	-	34,8 ± 96,1	46,1 ± 12,2	-	4,8 ± 2,2	1,67 ± 0,65	198 ± 45	Upo Wetland Corée du Sud
		Cq	-	-	4,3 ± 1,9	1,1 ± 0,6	-	22,6 ± 0,8	0,53 ± 0,10	3,6 ± 1,0	
Jurkiewicz Karnkowska (2011)	<i>Viviparus viviparus</i>	Ch	0,34 ± 0,27	-	-	19,5 ± 9,3	635,5 ± 382,2	-	10,1 ± 15,2	128,2 ± 71,7	Rivière Bug (Pologne)
		Cq	0,01 ± 0,004	-	-	3,07 ± 2,66	297,1 ± 179,7	-	0,32 ± 0,13	8,40 ± 4,50	
	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Ch	0,51 ± 0,38	-	-	16,4 ± 6,8	636,9 ± 392,4	-	3,4 ± 3,6	76,7 ± 19,3	
		Cq	0,01 ± 0,002	-	-	2,41 ± 2,60	304,9 ± 339,9	-	0,32 ± 0,13	7,94 ± 5,36	
Mahmoud et al. (2013)	<i>Physa acuta</i>	Ch	0,81 ± 0,27	-	-	36,89 ± 12,9	-	-	0	-	Giza (Egypte)
	<i>Physa acuta</i>	Ch	0,32 ± 0,01	-	-	17,82 ± 7,31	-	-	0,07 ± 0,02	-	Monufia (Egypte)
Waykar et Petare (2013)	<i>Bellamya bengalensis</i>	Ch	0,08 ± 0,003	-	-	4,65 ± 0,005	-	-	1,54 ± 0,01	3,49 ± 0,008	Barrage Malangaon (Inde)
	<i>Lymnaea accuminata</i>	Ch	0,10 ± 0,003	-	-	0,69 ± 0,006	-	-	0,60 ± 0,005	1,79 ± 0,002	
Ibrahim et al. (2014)	<i>Thais carinifera</i>	Ch	-	-	18,3	10	17,5	-	45,2	68,5	Lac Timsah (Egypte)
Ahmed et al. (2015)	<i>Indoplanorbis exustus</i>	Ch	0,05 ± 0,00	-	16,05 ± 1,4	16,47 ± 0,66	319,66 ± 20,9	5,75 ± 2,40	4,55 ± 0,11	58,56 ± 4,12	Rivière Buriganga (Bangladesh)
Ragi et al. (2017)	<i>Bursa spinosa</i>	Ch	1,47 ± 0,49	0,31 ± 0,1	2,18 ± 0,93	14,19 ± 0,47	2,89 ± 0,91	2,57 ± 0,48	1,16 ± 0,49	68,16 ± 0,93	Inde du Sud
	<i>Tibia curta</i>	Ch	0,04 ± 0,29	0,35 ± 0,2	6,47 ± 0,82	37,02 ± 0,81	8,50 ± 0,92	3,21 ± 0,69	2,64 ± 0,48	113,64 ± 1,42	
	<i>Murex trapa</i>	Ch	5,33 ± 0,16	0,09 ± 0,1	2,25 ± 1,18	33,61 ± 0,29	1,30 ± 0,38	1,60 ± 0,49	2,16 ± 0,38	89,05 ± 0,82	
Vukašinić-Pešić et al. (2017)	<i>Viviparus mamillatus</i>	Cq	0,006 ± 0	-	-	5,4 ± 0,55	-	-	0,15 ± 0,01	1,8 ± 0,00	Rivière Zeta (Montenegro)
		Cq	0,005 ± 0	-	-	4,6 ± 0,28	-	-	0,19 ± 0,00	1,5 ± 0,00	Lac Skadar (Montenegro)
		Cq	0,005 ± 0	-	-	2 ± 0,08	-	-	0,14 ± 0,02	2,8 ± 0,03	Rivière Matica (Montenegro)
Abdel Gawad (2018)	<i>Lanistes carinatus</i>	Ch	0,003 ± 0	3,08 ± 14,23	-	2,64 ± 0,54	24,90 ± 31,66	6,19 ± 2,78	0,37 ± 0,002	17,27 ± 65,2	Lac Manzala (Egypte)
		Cq	0,025 ± 0	7,95 ± 19,73	-	0,77 ± 0,14	5,68 ± 0,53	13,63 ± 1,74	0,22 ± 0,008	3,54 ± 0,59	

Les multiples conclusions déduites par les auteurs pour les hydrosystèmes méditerranéens et les différentes espèces étudiées seront exploitées dans la partie discussion des résultats.

CHAPITRE II

Matériel et méthodes

CHAPITRE II. MATÉRIEL ET MÉTHODES

II. 1. Présentation de la zone d'étude

II.1.1. Description du sous-bassin versant de l'oued Boumerzoug

Le bassin du Kebir-Rhumel, portant le N°10 parmi les bassins hydrographiques algériens, a été l'objet d'une plusieurs études qui ont touché divers domaines aussi bien géographique, hydrologique (Mebarki, 1982) ainsi qu'écologique au laboratoire de Biologie et Environnement (Afri et Pauwels, 1983 ; Afri-Mehennaoui, 1998 ; Afri-Mehennaoui, 2006 ; Sahli, 2002 ; Sahli, 2012 ; Inouri, 2012). L'oued Kébir résulte de la confluence de deux cours d'eau important : l'oued Rhumel et l'oued Endja (fig. 11), drainant respectivement une superficie de 5315 km² et 2160 km² (Mebarki, 1982). En aval du barrage Béni-Haroun, il franchit la chaîne numidique puis traverse les massifs très arrosés de la Petite Kabylie d'El Milia, avant de s'écouler dans une large vallée vers la mer Méditerranée.



Figure 11 : Carte des sous-bassins du Kébir-Rhumel, la zone d'étude est le sous-bassin 10-05 (ABH, 1999).

Dans cet ensemble, bassin Kébir-Rhumel, il est possible de délimiter trois grandes parties s'identifiant plus ou moins aux grands domaines morpho-structuraux :

-**Le Bassin supérieur** réunissant les sous-bassins 10-03, 04 et 05, correspond à l'oued Rhumel et son principal affluent l'oued Boumerzoug jusqu'à leur confluence à Constantine ;

-*Le Bassin moyen* regroupant les sous-bassins 10-01, 02 et 06 formé par les oueds Endja et Rhumel inférieur (à l'aval de Constantine) jusqu'à leur confluence où ils alimentent le plus grand réservoir d'Algérie, le barrage Béni-Haroun ;

-*Le Bassin inférieur (10-07)* correspondant à l'oued Kébir, à l'aval de la confluence Endja-Rhumel, et de la digue du barrage Béni-Haroun.

Ainsi le sous-bassin Boumerzoug (10-05) tributaire du grand bassin Kébir-Rhumel est situé à l'Est de l'Algérie, entre les monts de Constantine et les monts d'Ain Mlila ; il occupe la partie Sud-Est, la plus méridionale du bassin Kébir-Rhumel. Sa situation géographique, sur à la fois les wilayas de Constantine et d'Oum El Bouaghi, influencera l'ensemble des caractéristiques du cours d'eau aussi bien sur le plan géologique, climatologique, hydrologique qu'écologique.

Le Boumerzoug présente des ressources en eau souterraines très importantes qui dépendent directement ou indirectement des massifs calcaires environnants et également des précipitations. Certaines de ces eaux souterraines exultent dans les calcaires mêmes, et d'autres sont drainées par des terrains continentaux, conglomérats pontiens, calcaires lacustres pliocènes ou alluvions quaternaires (Boutera et al. 2018).

II.1.2. Géologie

Un cours d'eau, siège de transport d'éléments de diverses natures verra ses paramètres physico-chimiques des eaux et des sédiments fortement influencés par la nature géologique des terrains drainés. Le bassin du Boumerzoug fait partie des régions telliennes et présente une avancée du môle détritique sous-constantinois (Djebel Oum Settas) qui domine un pays marneux, constitué par un empilement de nappes de charriage. La partie ouest représente la terminaison orientale du lac pliocène de Constantine, constituée par des calcaires vacuolaires et d'argiles rouges (Mébarki, 1982). L'hétérogénéité du bassin Rhumel et du bassin Boumerzoug provoque des influences différentes sur le régime des cours d'eau conjointement à celles dues à la répartition des précipitations.

II.1.3. Hydrologique

Le réseau hydrographique où les cours d'eaux est la partie la plus visible et la plus perceptible dans le domaine de l'eau que nous aborderons ici. L'oued Boumerzoug prend naissance à la source de Fourchi (région d'Ain M'lila) et coule sur une topographie plane et interrompue par de nombreux méandres attestant d'une pente faible, raison par laquelle l'oued Boumerzoug coule difficilement dans sa vallée car il est entaillé dans un matériau dur. Grâce

à sa longueur, l'oued draine des châabats qui favorisent le creusement des petits ravins, du fait de la confluence des affluents qui sont à ses alentours et de sa compétence durant la saison humide. L'oued joue un rôle érosif fort, il transporte des quantités de matériel grossier (galets, cailloux) pendant les crues, et un matériel tendre (argile, limon, sable) par effet de sapement (Afri-Mehennaoui, 1998).

L'oued Boumerzoug nait de la confluence de deux oueds : oued el Kleb et oued el Melah. Ses eaux sont fortement utilisées pour l'irrigation et fertilisent les terres. Le Boumerzoug reçoit également différents oueds dont les plus importants sont l'oued Hamimime à environ 9 km en amont de Constantine et à l'entrée de celle-ci la rivière des Chiens qui draine les eaux ruisselant du versant sud du djebel El Ouahch, et celles provenant de la région du Meridj (Mebarki, 1984).

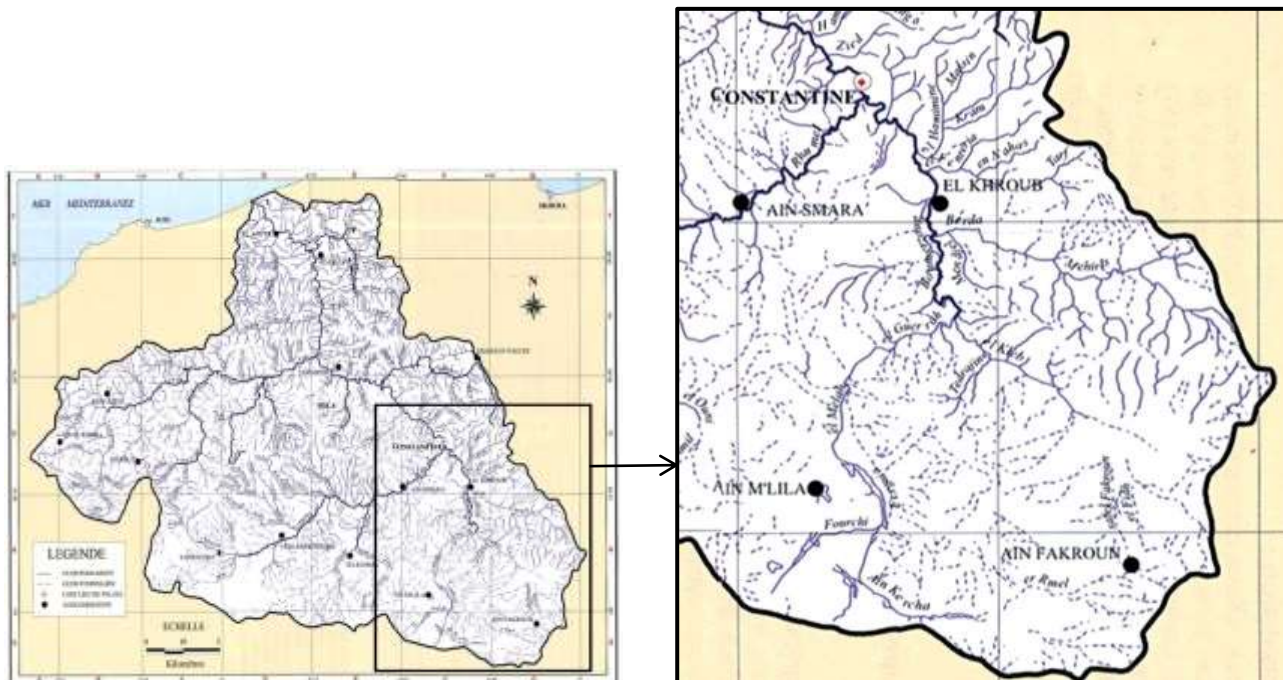


Figure 12 : Réseau hydrographique de la région d'étude (ABH, 1999).

II.1.4. Climatologie

Le climat est un facteur très important en raison de son influence prépondérante sur le régime des cours d'eau et principalement sous climat méditerranéen ainsi que sur l'existence et la répartition géographique des êtres vivants.

Le sous-bassin du Boumerzoug fait partie de la région des Hautes Plaines cernées par l'isohyète 500 mm et dont le tracé suit directement la limite méridionale du versant Sud-Tellien. Le climat de cette région est de type semi-aride et l'espacement des isohyètes est très

important au Sud de l'isohyète 600 mm. Les pluies sont le plus souvent orageuses et la majorité des oueds et chaâbats sont secs en été (Mebarki, 1982). La pluviométrie a une influence directe sur le débit, et les phénomènes de dilution ont un effet direct sur la concentration des ions des eaux des oueds.

Le cycle thermique se subdivise en une saison chaude de mai à octobre et une saison froide de novembre à avril. Les données climatiques de la station d'Ain El bey sont données dans les tableaux 10 et 11.

Nous soulignons durant la période de nos prélèvements réalisé en 2016-2017 que cette période est très pluvieuse. L'année 2016 présente des précipitations abondantes en avril (62,8 mm) précédant nos prélèvements de mai. Tandis que l'année 2017 est caractérisée par les précipitations les plus abondantes en décembre (79,5 mm).

Tableau 10 : Températures moyennes mensuelles en (°C) pendant 10 années hydrologiques (Station Ain El Bey-Constantine).

	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Déc
2008	8,4	9,6	11	15,2	19,5	23,1	28,3	27,6	22,8	18	11,4	8
2009	8,3	7,9	10,8	12,3	19,7	24,2	29,4	27,1	21,5	16,7	12	10,7
2010	9	10,4	12	15,1	16,6	22,1	26,7	26,4	21,9	17,4	12,8	9,4
2011	8,4	7,7	11,4	15,9	18,2	22,4	27,2	27,6	23,3	17	13,3	9
2012	7,3	6,5	11,7	14,2	19,1	26,6	28,5	24,2	22,5	20,5	14,1	8
2013	7,2	8,1	12,5	15,2	17,3	21,3	27,1	25,6	22,6	21,4	11,6	8
2014	9,5	10,2	10,1	15,4	18,1	23,7	26,8	27,5	25,7	20	14,5	8,4
2015	6,8	10,8	12,5	19,1	10,1	20,5	21	26,3	19	23,9	14,1	10,8
2016	8,5	9,1	10,2	12,5	19,8	24,5	25,5	26,2	21,5	18,5	12,3	8,3
2017	8,1	7,3	14,1	12,4	18,5	23,9	27,1	24	21	19,4	9,9	7,9

Tableau 11 : Précipitations cumulées mensuelles en (mm) pendant 10 années hydrologiques (Station Ain El Bey-Constantine).

	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Déc
2008	29,1	21,3	45	56,1	38,2	32,2	3,2	18,5	42,9	56,2	122	55,8
2009	38,4	54,3	39,2	68,4	44,8	27,4	3,4	9,7	65,3	38,4	123,5	63,6
2010	68,8	45,1	55,5	43,9	23,5	22,2	3,3	10,7	53,5	45,1	68,2	83,5
2011	47,4	34,5	44,3	39,5	75,6	33,9	4,5	17,5	28,9	38,3	42,2	58,4
2012	88,4	54,9	28,6	38,8	62,2	10,4	2,2	15,8	58,1	48,8	39,3	38,9
2013	43,3	53,5	38,1	30,5	37	14,8	9,9	22,5	42,5	36,4	98,8	99,9
2014	75,5	48,4	42,8	60,5	33,4	22,8	5,5	17,2	51,8	36	59,5	122
2015	88,3	41,3	55,6	57,5	46,2	29,5	8,5	13,4	24,8	29,5	100,2	85,5
2016	38	45,8	36,4	62,8	35,2	18,8	8,8	10,5	16	10,2	38,5	53,5
2017	65,1	40,2	34,3	27,4	43,5	6,3	6,7	25,5	36,8	28,5	45,5	79,5

La représentation simultanée des cumuls des précipitations et des températures mensuelles moyennes nous a permis d'établir le diagramme ombrothermique de Gaussen pour la région de Constantine qui comprend bien évidemment le sous-bassin Boumerzoug.

Bagnouls et Gaussen (1957) considèrent qu'un mois est sec quand le total des précipitations exprimées en mm est égal ou inférieur au double de la température exprimée en degrés Celsius ($P \text{ (mm)} \leq 2T \text{ (}^\circ\text{C)}$). Donc ce diagramme permet de connaître la période sèche, et la période humide d'une région donnée où il est représenté avec deux axes d'ordonnées.

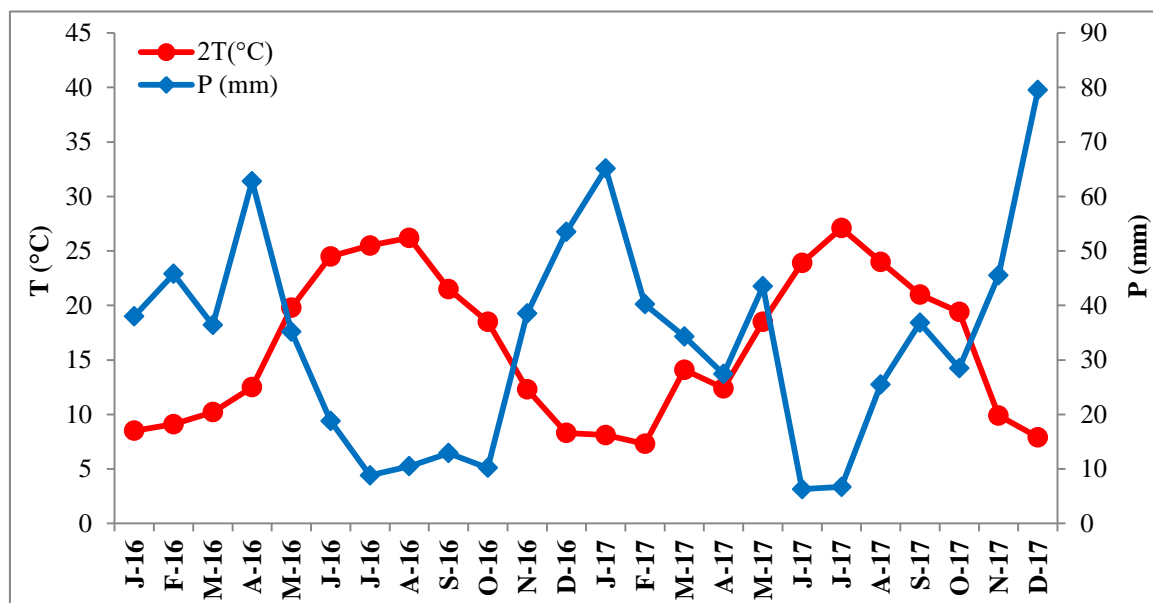


Figure 13 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de la région de Constantine des années 2016 et 2017.

Il en ressort que les années 2016-2017, pendant lesquelles ont été effectués nos prélèvements (fig. 13), sont caractérisées par une longue période pluvieuse, de 7 mois pour l'année 2016 et 8 mois pour l'année 2017.

II.1.5. Agriculture

La wilaya de Constantine, malgré l'importance du tissu industriel qu'elle abrite, est avant tout à vocation agricole tout comme la wilaya d'Oum El Bouaghi. L'agriculture y est mixte, traditionnelle à irrigation gravitaire et se développe vers une activité moderne à irrigation par canaux d'aspersion selon le type de culture. Les principales activités des périmètres, sont les céréales (blé dur et tendre, orge, avoine), les cultures maraichères (ABH-CSM, 2004), les légumes secs, l'arboriculture, l'olivier, la vigne, les fourrages...

II.1.6. Unités industrielles

Constantine concentre sur la ville et ses périphéries, un tissu industriel aussi dense que varié. Les principales activités installées dans ces zones (tab. 12) des domaines de l'industrie mécanique, pharmaceutique, plastique, chimique, agroalimentaire, matériaux de construction, exploitation des carrières, complexe de filature et tissage. Les activités industrielles sont en pleine évolution avec la création de nouvelles unités dont le recensement n'est pas actualisé. Les effluents les plus importants et les plus nocifs se localisent dans un rayon de 20 km de la ville de Constantine.

Tableau 12 : Récapitulatif des principales industries du sous bassin Boumerzoug (ABH, 2004).

S/B	Implantation	Commune	Will	Nom	Caractéristiques Nature/type
10-05	Chaab Eressas	Constantine	25	COTITEX	Textile filature
10-05	Chaab Eressas	Constantine	25	ORELAIT	Lait et dérivés
10-05	Ben Badis	Ben Badis	25	SNTA	Produits tabagiques
10-05	El Khroub	El Khroub	25	ERIAD	Minoter
10-05	Bounouara	Ouled Rahmoun	25	NAFTAL	Gaz butane
10-05	O. Hamimime	El Khroub	25	ENPMA	Moteurs, tracteurs
10-05	O. Hamimime	El Khroub	25	ENPMO	Machines-outils
10-05	Ain M'Lila	Ain M'Lila	04	CCS	Cabines sahariennes
10-05	Ain M'Lila	Ain M'Lila	04	Sté Khentouche	Transformation de pierre de marbre
10-05	Ain M'Lila	Ain M'Lila	04	-	Production d'huiles de table
10-05	Ain M'Lila	Ain M'Lila	04	-	Production de filtres à huiles
10-05	Ain M'Lila	Ain M'Lila	04	FABCOM	Production de batteries
10-05	Z. industrielle	Constantine	25	ENGI	Production de gaz industriel
10-05	Z. industrielle	Constantine	25	SNVI	Entretien des camions et bus
10-05	Constantine	Constantine	25	Limonaderie	Boissons gazeuses et sirop
10-05	ZI. Boumerzoug	Constantine	25	Limonaderie	Boissons gazeuses et sirop
10-05	Constantine	Constantine	25	Tann Hadj Arab	Traitement de peau brute (cuir)
10-05	Constantine	Constantine	25	ETC	Parc

Tann : tannerie

Sté : société

Il s'agit des rejets (en partie traités) des industries de construction mécanique d'oued Hamimime et d'Ain Smara ainsi que ceux générés par les unités de textiles et les unités de produits laitiers de Constantine de la zone industrielle Boumerzoug, par le complexe tabagique de la commune d'Ibn Badis, par le dépôt d'hydrocarbures d'El Khroub, par les unités de matériaux de construction et autres. Ils ont pour milieux récepteurs, l'oued

Boumerzoug et ses affluents, (fig. 14). Dans la wilaya d'Oum El Bouaghi, la zone industrielle d'Ain M'lila couvre environ 172 ha avec de multiples activités.

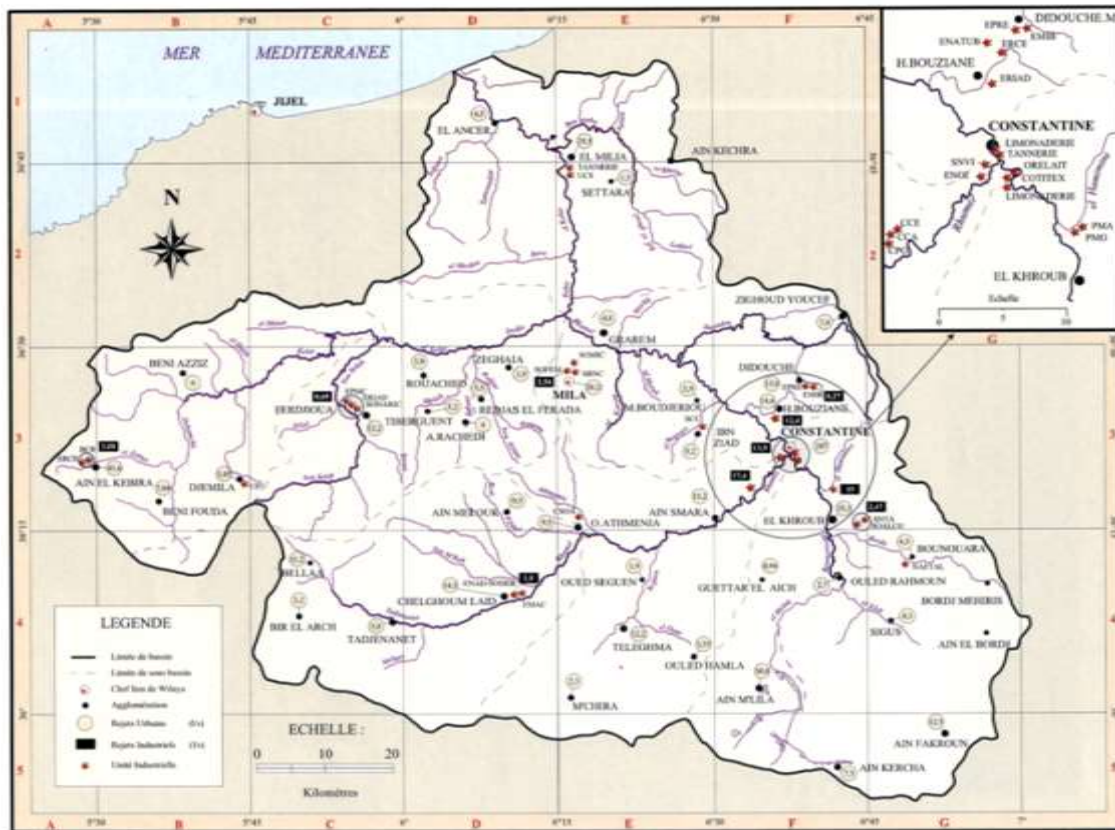


Figure 14 : Carte des rejets (ABH, 1999).

II.2. Localisation et choix des stations de prélèvements

Le choix de l'oued Boumerzoug, principal affluent du Rhumel, comme « écosystème atelier » pour cette étude est motivé par sa localisation géographique ; il draine un bassin versant de 1832 km². Long de 32 km, l'oued Boumerzoug naît de la confluence d'oued el Kleb et oued el Melah à environ 25 km au sud de Constantine. Sur son parcours il reçoit, l'oued Hamimime et l'oued des Chiens. Il reçoit également les affluents drainant plusieurs ensembles urbains de la wilaya d'Oum-El Bouaghi tels que Ain M'lila (oued Fesguia), Ain Kercha (oued Kercha), Ain Fakroun (oueds Berda, Mekhalfa, el Melah), Sigus (oued el Kleb). Il draine entre autres les agglomérations d'Ouled Rahmoune, El Khroub, et le sud de la ville de Constantine avec sa zone industrielle portant le même nom Boumerzoug. Plusieurs complexes industriels importants viennent s'ajouter à la pression démographique des agglomérations tels que le Complexe Moteurs Tracteurs (CMT) et le complexe machines-Outils (CMO) à oued Hamimime et les activités de sous-traitance qui intègrent cette industrie mécanique telles que la maintenance industrielle, la fabrication d'accessoires et pièces

détachées ; le COTEST textile-filature et la laiterie à Chaab Ersas ; la zone industrielle El Tarf, Bounouara..., qui participeraient à la contamination de l'écosystème aquatique par les polluants organiques et métalliques. Ce choix repose également sur les données préliminaires réunies lors de nos précédentes études. L'oued Boumerzoug, affluent de l'oued Rhumel, important pourvoyeur du barrage Béni Haroun, plus grand réservoir d'Algérie, qui alimente six wilayas en eau potable et pour divers usages. Ainsi la surveillance de la qualité des oueds qui l'alimentent est incontournable pour maintenir sa bonne qualité écologique et pour assurer une qualité d'eau irréprochable aux populations. Parmi les polluants engendrés par les activités anthropiques, les éléments traces métalliques occupent un rang non négligeable compte tenu des industries présentes au sein du sous-bassin versant Boumerzoug et essentiellement dans les zones industrielles de Constantine avec les complexes mécaniques, de galvanoplastie et traitement des surfaces métalliques en plus de celles plus en amont à Ain M'lila, Sigus, Ain Fakroun, Ain Kercha...

- Vingt stations de prélèvement ont été retenues de l'amont vers l'aval dont six sur le cours d'eau principal, oued Boumerzoug (6) et quatorze sur les affluents : oued el Melah (2), el Kleb (2), Mehris (1), Berda (1), Tarf (2), Fentaria (2), Hamimime (2) et sur la « rivière des chiens » (2). Les stations de prélèvement sur les différents oueds, répertoriées de 1 à 20 sont illustrées par la figure 15 et le tableau 13.
- Cinq campagnes de prélèvements ont été réalisées en mai, septembre et décembre 2016, mars et juillet 2017.
- Les matrices prélevées concernent, l'eau, les sédiments fins fraîchement déposés, la faune macroinvertébrée benthique, la plante *Spinacia oléacea*, et le gastéropode pulmoné *Physa acuta* dans les stations où ils sont présents.

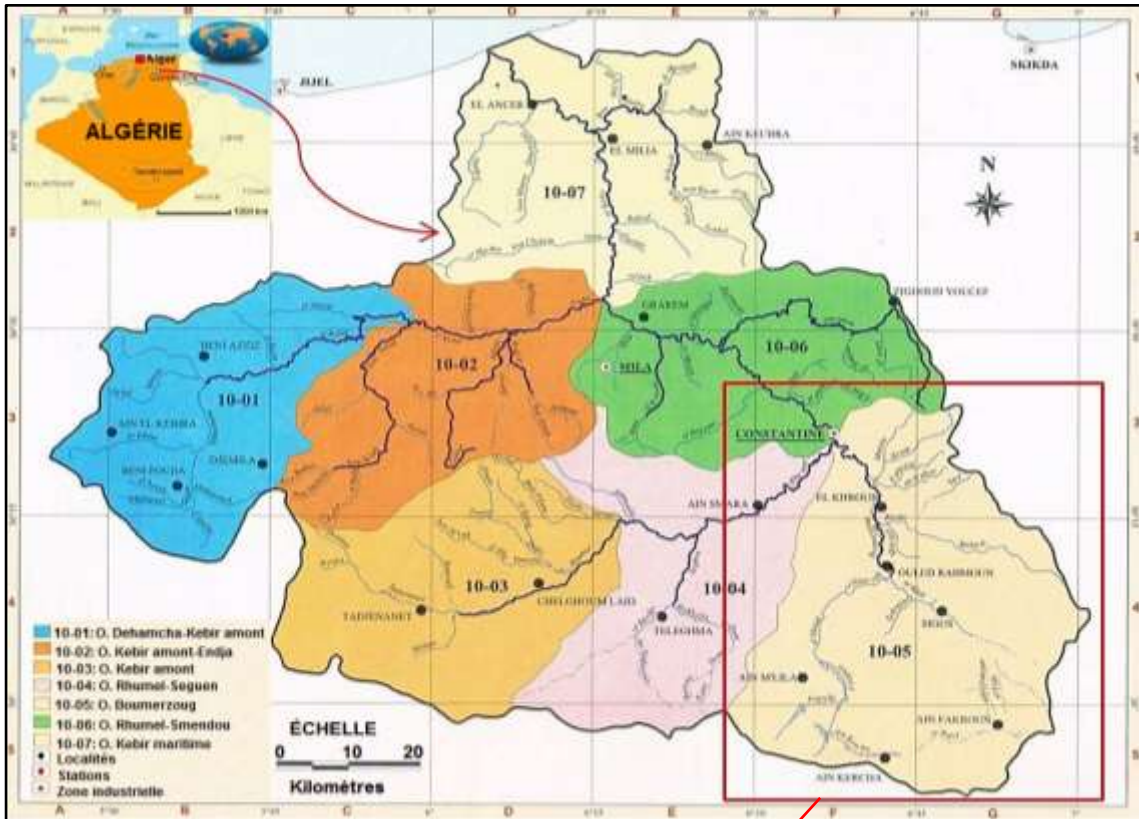


Figure 15 : Zone d'étude et localisation géographique des stations (ABH, 1999).

Tableau 13 : Localisations avec coordonnées géographiques des vingt stations de prélèvement dans l'oued Boumerzoug et ses affluents.

Stations Code	Localisations	Coordonnées géographiques	Altitude
Station 1 <i>Ml1</i>	Située sur l'oued el Melah, en amont de la commune d'Ain M'Lila. On y accède par la route secondaire menant vers Fourchi en direction de Batna sur la nationale (RN3). Cette station rend compte de la qualité d'oued el Melah en amont des rejets urbains d'Ain M'lila et des effluents industriels.	35°58'36"65 N 6°37'33"24 E	793 m
Station 2 <i>Ml2</i>	Sur l'oued el Melah, cette station est située en aval d'Ain M'lila. On y accède par la route secondaire menant vers El Roknia en allant vers Batna sur la nationale (RN3). Par analogie à la précédente, elle permet de mettre en évidence l'impact des rejets industriels et urbains de la commune d'Ain M'lila sur les eaux d'oued el Melah puis plus en aval sur oued el Kleb.	36°05'21"32 N 6°35'56"12 E	762 m
Station 3 <i>Kel3</i>	Cette station est située sur oued el Kleb en amont de Sigus et de la confluence el Kleb-Boumerzoug. Elle rend compte de la qualité des eaux d'oued El Kleb en amont des rejets urbains.	36°05'21"29 N 6°35'56"41 E	762 m
Station 4 <i>Kel4</i>	elle se trouve sur oued el Kleb en aval de Sigus en prenant la route vers Oueld Rahmoun et rend compte de l'impact de cette agglomération sur le cours d'eau.	36°10'09"03 N 6°42'32"24 E	700 m
Station 5 <i>Bm5</i>	Située en amont de l'oued Boumerzoug et en aval de la confluence el Maleh-el Kleb. Elle permet d'apprécier la qualité des eaux à la confluence des oueds qui donnent naissance à l'oued Boumerzoug.	36°10'58"42 N 6°41'68"12 E	780 m
Station 6 <i>Bm6</i>	Située sur la rive droite de l'oued Boumerzoug, en aval d'Ouled Rahmoun, en prenant la route vers El Khroub. Elle permet de mettre en évidence l'impact des rejets urbains de la commune d'Ouled Rahmoun.	36°10'29"00 N 6°41'29"00 E	688 m
Station 7 <i>Meh7</i>	Située en amont d'Ain Abid au niveau du vieux pont, sur la rive droite d'Oued Mehiris.	36°13'20"32 N 6°55'19"95 E	720 m
Station 8 <i>Brd8</i>	Sur l'oued Berda, cette station est située sur l'oued Berda en aval de la commune de Bounouara, de NAFTAL, de la zone industrielle d'Ibn Badis et en amont de la confluence Berda-Boumerzoug. Cette station rend compte de l'impact des rejets industriels et urbains sus-cités.	36°013'54"56 N 6°45'08"45 E	646 m
Station 9 <i>Ter9</i>	Elle est située sur la rive droite d'oued Tarf, à proximité d'une carrière, en amont d'Ibn Badis.	36°15'49"51 N 6°45'27"35 E	745 m

Station 10 <i>Ter10</i>	Située en aval d'Ibn Badis et de la zone industrielle.	36°14'37"39 N 6°43'30"42 E	632 m
Station11 <i>Bm11</i>	Située sur la rive gauche de l'oued Boumerzoug en aval de la confluence des Berda-Mehiris.	36°16'29"14 N 6°41'20"12 E	594 m
Station12 <i>Bm12</i>	Située sur l'oued Boumerzoug à proximité de la voie ferrée, au niveau du petit pont qui mène vers El Khroub.	36°15'08"15 N 6°41'20"32 E	586 m
Station13 <i>Fent13</i>	Située la rive gauche d'Oued Fentaria, près d'Ain Nahes en amont du complexe ENPMA/ENPMO.	36°18'25"15 N 6°42'04"57 E	607 m
Station14 <i>Fent14</i>	Située sur l'oued Fentaria en aval du complexe ENPMA/ENPMO.	36°18'21"68 N 6°41'45"65 E	572 m
Station15 <i>Hm15</i>	Située sur la rive gauche d'oued Hamimime, en amont du complexe ENPMA/ENPMO, en prenant la route allant vers El Meridj et en dessous du pont de l'autoroute Constantine-El Khroub. Elle traduit la qualité des eaux avant que l'oued ne reçoive les rejets industriels du complexe.	36°18'20"57 N 6°41'49"54 E	607 m
Station16 <i>Hm16</i>	Sur l'oued Hamimime, cette station est située en aval du complexe ENPMA/ENPMO et en amont de la confluence Hamimime-Boumerzoug. Elle permet, par rapport à la précédente, de mettre en évidence un éventuel impact du complexe.	36°05'21"32 N 6°35'56"12 E	583 m
Station17 <i>Bm17</i>	Située sur la rive gauche de l'oued Boumerzoug, en aval de la confluence Boumerzoug-Hamimime. Elle rend compte de la qualité du milieu après le mélange des eaux des oueds.	36°18'43"78 N 6°39'33"65 E	561 m
Station18 <i>Chi18</i>	Située en amont sur la rive gauche de la « rivière des chiens » au pied du mont Djebel El Ouahch.	36°21'44"54 N 6°39'14"23 E	995 m
Station19 <i>Chi19</i>	Elle est localisée près de l'O.N.A.M.A, avant la confluence de la « rivière des chiens » avec oued Boumerzoug.	36°20'26"58 N 6°37'57"32 E	581 m
Station20 <i>Bm20</i>	Sur l'oued Boumerzoug, cette station est située à l'exutoire de l'oued, en aval de la zone industrielle Boumerzoug et en amont de la confluence Boumerzoug-Rhumel. Le point de prélèvement est localisé au niveau du stade Chahid Hamlaoui (Ex. 17 juin). Cette station rend compte de la qualité du Boumerzoug à son exutoire.	36°18'25"73 N 6°42'04"45 E	531 m

II.3. Prélèvements et analyses physico-chimiques

II.3.1. Compartiment eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents

Pour chaque station, la température de l'air et de l'eau, le pH, la conductivité électrique, la salinité et l'oxygénation (mg/l et % de saturation) de l'eau ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un multi-paramètre (3420-SET-G), excepté pour l'air. L'utilisation de cet appareil consiste

à plonger la sonde appropriée dans l'eau, après calibrage puis attendre quelques secondes jusqu'à la stabilisation de l'affichage sur l'écran avant de relever le résultat de la mesure. Des précautions sont à respecter dans la mesure où les sondes respectives sont plongées dans l'eau loin de la rive et de la surface pour éviter les influences de ces dernières.

II.3.1.1. Température de l'air

La mesure de la température de l'air est indispensable car elle influence celle de l'eau. Elle a été effectuée sur terrain en utilisant un thermomètre gradué aux 1 /10 et en respectant les consignes de [Rodier et al. \(2005\)](#). La mesure est exprimée en degrés Celsius.

II.3.1.2. Température de l'eau

La température de l'eau est mesurée à l'aide d'une sonde unique oxygène/température ConOx du multi-paramètre. Elle est exprimée en degrés Celsius (°C).

II.3.1.3. Potentiel hydrogène (pH) de l'eau

Le potentiel Hydrogène (pH) est le reflet de la concentration d'une eau en ions H⁺. La mesure a été prise à l'aide d'une sonde pH Sentix du multi-paramètre. Les résultats sont exprimés en unité pH.

II.3.1.4. Conductivité électrique de l'eau

La mesure de la conductivité a été effectuée à l'aide d'une sonde de la conductivité électrique du multi-paramètre. Les résultats sont exprimés en µS/cm.

II.3.1.5. Salinité de l'eau

La sonde conductivité électrique du multi-paramètre sert également à la mesure de la salinité. Les résultats sont exprimés en g/l (ou en ‰).

II.3.1.6. Teneur et saturation en oxygène dissous de l'eau

Une sonde unique oxygène/température ConOx du multi-paramètre fournit à la fois les valeurs de la concentration et de la saturation en oxygène dissous qui est fonction de la température de l'eau, de la salinité et de la pression atmosphérique. L'oxygène dissous est exprimé en mg/l et en pourcentage de saturation (% sat).

II.3.2. Compartiment sédiment du Boumerzoug et ses affluents : caractérisation physico-chimique et niveau de la contamination métallique

II.3.2.1. Mode de prélèvements des échantillons de sédiment

Les prélèvements des sédiments ont été effectués selon la méthode de jugement linéaire (Taww Environnement et Ophrys, 2001) soit le long de l'oued. Cette méthode consiste à prélever des échantillons de façon précise aux endroits ou aux zones jugées comme étant les plus pertinentes afin de mieux viser l'objectif de l'étude. Ainsi les stations de prélèvement consistent en des zones d'accumulation des sédiments fins en amont et aval des rejets et des confluences afin d'évaluer leur influence sur l'état de l'oued.

Il existe actuellement de nombreux modes de prélèvements et il est maintenant possible de définir un mode de prélèvement en accord avec les conditions environnementales et l'objectif de l'étude (Environnement Canada, 1994).

Tout au long de cette étude, nous nous intéressons à évaluer la contamination métallique des sédiments qui traduit une pollution récente. De ce fait, le prélèvement des sédiments doit répondre à cet objectif, pour cette raison, nous prélevons, en raclant avec une cuillère en inox, les sédiments fins déposés en surface (profondeur ≤ 5 cm) sur les berges et les endroits où le courant est faible. De telles zones favorisent la sédimentation des particules fines sur lesquelles se fixent les contaminants. Afin d'assurer la représentativité, un échantillon (200 à 500 g) est collecté dans des pots en polyéthylène, au niveau de plusieurs points répartis de façon aléatoire pour chaque site de prélèvement.

➤ Précaution indispensable

Les pots de prélèvements, flacons de conservation des extraits, ainsi que toute la verrerie destinée aux analyses des ETM sont traités au préalable à l'acide nitrique (5 %) où ils sont trempés pendant au moins 24 à 48 heures. Ils sont ensuite rincés à l'eau bidistillée ou déminéralisée, séchés et protégés jusqu'à leur utilisation (Rodier et al. 2005).

II.3.2.2. Préparation des échantillons de sédiment

Dès le retour au laboratoire, les sédiments prélevés sont transvasés dans des cristallisoirs, et placés dans une étuve à 85°C pendant 48 heures, afin d'assurer leur séchage complet jusqu'à poids constant. Après refroidissement, ils sont écrasés légèrement dans un mortier en agate pour casser les agglomérats, puis tamisés selon leurs destinations :

- les échantillons destinés aux analyses physico-chimiques sont tamisés à 2 mm ;

- les échantillons destinés au dosage des éléments traces métalliques sont passés par un tamis en inox de mailles de 63 μm . Diverses études ont montré que les particules de diamètre inférieur à 200 μm (mais surtout 63 μm) concentrent l'essentiel des contaminations métalliques (Förstner, 1982 ; Robbe, 1987). En sédimentologie, les métaux se fixent préférentiellement sur la fraction fine inférieure à 63 μm (Cosson, 1987).

II.3.2.3. Analyses physico-chimiques des sédiments

Sur l'ensemble des échantillons prélevés au niveau des 20 stations que logent l'oued Boumerzoug et ses affluents, plusieurs paramètres de qualité sont déterminés : les ETM qui sont le cœur de ce travail, et des analyses complémentaires concernant le pH, la conductivité électrique (CE), le calcaire total (CaCO_3), la matière organique (MO) et la fraction inférieure à 63 μm . Les techniques d'analyses sont présentées brièvement dans les paragraphes suivants.

II.3.2.3.1. Potentiel hydrogène (pH) des sédiments

Le pH des sédiments, paramètre important par son influence sur l'ensemble des paramètres et sur la mobilité des ETM, est mesuré selon le procédé suivant : dans un bécher, 50 ml d'eau distillée sont ajoutés à 20 g de sédiments secs tamisés à 2 mm dans un rapport 1/2,5. Après agitation pendant 2 minutes, suivie d'une décantation pendant 30 minutes, le pH de l'échantillon est mesuré au niveau du surnageant (Rodier et al. 2005) à l'aide d'un pH mètre modèle WTW HI 8014 étalonné avec des solutions à pH 4,7 et 9 à 20°C (AFNOR, NFT 90-008, 1953). Les lectures sont exprimées en unité pH.

II.3.2.3.2. Conductivité électrique des sédiments

La conductivité électrique est un paramètre qui traduit, par une estimation, la concentration des sels solubles dans un échantillon. Dans un bécher, 50 ml d'eau distillée sont ajoutés à 10 g de sédiments secs broyés et tamisés à 2 mm dans un rapport 1/5. Après agitation pendant 1 heure à la vitesse 6, et après un temps de repos d'environ 30 minutes, l'échantillon est centrifugé à 2000 tours/minute pendant 2 minutes. La mesure de la conductivité électrique est effectuée sur le surnageant après centrifugation, à l'aide d'un conductimètre modèle WTW HI 801. Les résultats sont exprimés en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

II.3.2.3.3. Teneur en calcaire total des sédiments

Le calcaire total est déterminé à l'aide du calcimètre de Bernard selon la méthode décrite par [Duchauffour \(1977\)](#). Cette technique est basée sur le dosage des carbonates dont la quantité est proportionnelle au volume du CO₂ dégagé lors de l'ajout de l'acide chlorhydrique selon la réaction suivante : $\text{CaCO}_3 + 2\text{HCl} \rightarrow \text{CaCl}_2 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$. Les résultats sont exprimés en % de calcaire total (CT %).

II.3.2.3.4. Quantification de la matière organique des sédiments

La teneur de la matière organique des sédiments est évaluée par « la perte au feu » ([Rodier et al. 2005](#)) d'un 1g d'échantillon de sédiments avant et après calcination, dans un four à moufle, à 525°C pendant 4 heures en montant progressivement la température. La pesée est effectuée après refroidissement de l'échantillon calciné, au dessiccateur. Les résultats sont exprimés en % de matière organique (MO %).

II.3.2.3.5. Fraction sédimentaire inférieure à 63 µm

La séparation de la fraction sédimentaire pélitique (limon, argile) des fractions grossières (sable, gravier) est obtenue par passage de l'échantillon sur un tamis de 63 µm ([Rodier, 2005](#)). Un échantillon de 10 g de sédiment est recouvert d'eau et laissé en contact pendant 24 à 48 heures, puis tamisé par voie humide. Le refus du tamis est rincé jusqu'à ce que l'eau soit limpide. Il est alors recueilli dans une capsule préalablement tarée (soit p) et séché à 105°C pendant 24 heures. Après refroidissement au dessiccateur et pesée (soit P'), la fraction inférieure 63 µm (F), exprimée en pourcentage, est calculée à partir de l'expression suivante : $F (\%) = 10 - (P' - p) \times 100/10$.

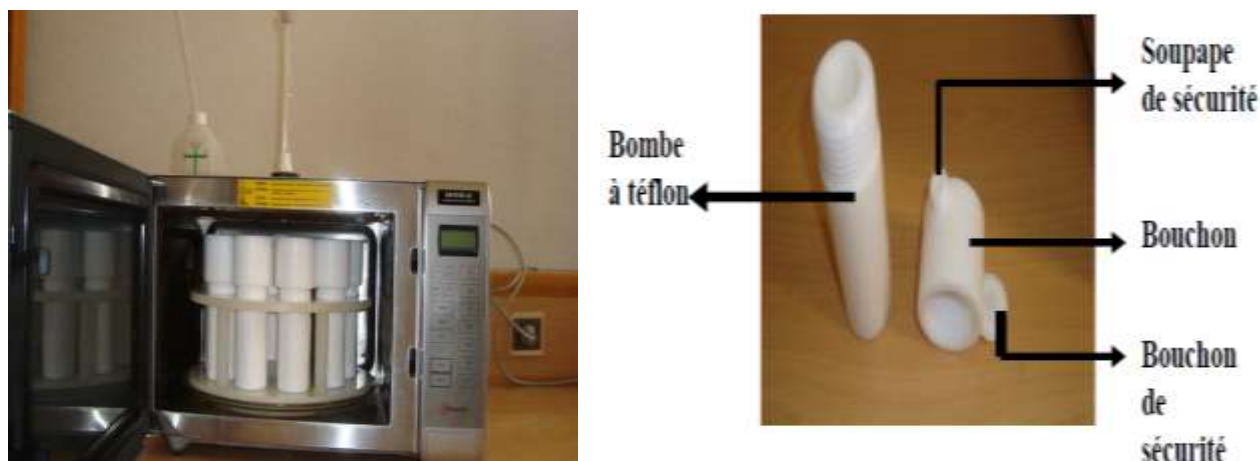
II.3.2.4. Analyses des éléments traces métalliques des sédiments

II.3.2.4.1. Technique d'extraction des éléments traces métalliques des sédiments

La méthode consiste en une digestion humide à l'eau régale (aqua regia), mélange d'acide nitrique (Suprapur 65 %) et d'acide chlorhydrique (Suprapur 37 %) concentrés dans les proportions 1V/3V. Dans des bombes ou réacteurs en téflon, 10 ml d'eau régale sont ajoutés à 1g de sédiments secs tamisés à 63 µm. La technique, inspirée de la norme [NF-ISO 11466 \(1995\)](#), est proposée par le producteur du four micro-ondes BERGHOF. La digestion est effectuée sous pression et à chaud dans un four micro-onde modèle MWS-2 BERGHOF B (fig. 16). Elle est réalisée en trois étapes, selon les conditions décrites dans le tableau 14.

Tableau 14 : Etapes et conditions d'extraction des éléments traces métalliques.

Etape	Temps (mn)	Température (°C)	Puissance (%)
1	5	140	80
2	5	160	85
3	20	175	90

**Figure 16 :** Four à Micro-onde (MWS-2 BERGHOF B) et une bombe en téflon (Photo prise par l'auteur le 3/11/2016).

Après refroidissement complet à température ambiante, le minéralisât est transféré par filtration sur papier Watman 540, dans une fiole de 50 ml où le volume est complété avec de l'eau déminéralisée. Tous les extraits sont conservés, jusqu'à leur analyse, au réfrigérateur à 4°C, dans des flacons en polypropylène préalablement décontaminés pendant 48h (ou plus) dans un bain d'acide nitrique (5N) puis rincés à l'eau distillée et enfin à l'eau déminéralisée.

Après chaque cycle d'extraction, les bombes ou réacteurs en téflon sont minutieusement lavées avec une lessive spéciale (Triton X) et rincées avec de l'eau déminéralisée, avant de les décontaminer avec 5 ml l'acide nitrique concentré (Suprapur 65 %) au four micro-onde en suivant le programme mentionné dans le tableau 15 :

Tableau 15 : Etapes et conditions du lavage des bombes à téflon.

Etape	Temps (mn)	Température (°C)	Puissance (%)
1	5	150	90
2	10	170	90
3	10	Low	0

Ainsi les 20 stations et les 5 campagnes de prélèvements retenues pour l'analyse sédimentaire portent le nombre total d'échantillons à 100 pour rendre compte de

l'investigation relative à la qualité de l'écosystème via le niveau de contamination de ses sédiments.

II.3.2.4.2. Contrôle de l'efficacité de la technique d'extraction des ETM de la matrice sédimentaire

L'efficacité du processus d'extraction, la répétabilité et la reproductibilité de la méthode appliquée au sédiment est contrôlée à l'aide de l'analyse d'un échantillon de référence (matériau de référence certifié). Il s'agit d'un sédiment d'un lac canadien (Lake Sediment Reference Materials, LKSD-1") provenant de CANMET au Canada dont les teneurs certifiées en ETM rapportées ici ont été déterminées après extraction à l'eau régale. Trois répétitions ont été effectuées sur le matériau de référence, en plus de l'essai à blanc, dans les conditions opératoires identiques à celles appliquées aux sédiments de l'oued Boumerzoug. Le tableau 16 présente les résultats obtenus lors du contrôle de la méthode d'extraction pour l'échantillon de référence du sédiment par analogie aux valeurs certifiées ainsi que les pourcentages de récupération pour chaque métal.

Tableau 16 : Résultats de l'analyse des ETM du sédiment référence (LKSD-1) (n=3).

	Valeur certifiée (mg/kg ms)	Valeur observée (mg/kg ms)	Récupération (%)
Cd	1,2	1,2	100
Cr	12	12,37	103,08
Co	9	7,32	81,3
Cu	44	44,02	100,04
Pb	84	84,26	100,3
Mn	460	460,04	100
Ni	11	11	100
Zn	337	337,5	100,14

II.3.2.4.3. Dosage des éléments traces métalliques

Les dosages des ETM sont effectués par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) à flamme (Shimadzu 6800).

Le principe de la méthode SAA à flamme consiste à vaporiser l'échantillon liquide et à le chauffer à l'aide d'une flamme ou d'un four. En mode flamme, l'équipement peut être utilisé en spectrométrie d'absorption et d'émission. La flamme est dirigée vers une lumière émise par une lampe appropriée émettant les longueurs d'onde caractéristiques de l'élément recherché. En traversant la flamme, les ondes lumineuses (dont les longueurs d'onde correspondent à

l'élément dosé) sont absorbées par les ions excités présents dans la flamme. L'absorption est mesurée à l'aide d'un prisme dispersif et d'une cellule photoélectrique : elle est directement proportionnelle à la concentration de l'élément. Lorsque les atomes d'un élément ont été excités, leur retour à l'état fondamental s'accompagne de l'émission de lumière d'une fréquence F bien définie et propre à cet élément. Le même élément dispersé dans une flamme possède la propriété d'absorber tout rayonnement de même fréquence F . Il en résulte une absorption du rayonnement incident lié à la concentration de l'élément considéré.

En mode flamme, la limite de détection est de l'ordre de la ppm. La sensibilité des dosages en mode flamme est limitée par des réactions secondaires (évaporation) et par le temps très court de passage dans la flamme. Pour accroître la sensibilité du dosage, il est nécessaire de réduire ou d'éliminer ces deux facteurs par atomisation. Celle-ci est réalisée dans un four graphite d'un volume réduit sous atmosphère inerte. La limite de détection est alors de l'ordre de la ppb.

II.3.3. Compartiment végétal : Utilisation de *Spinacia oleracea* dans le biomonitoring de la contamination métallique de l'oued Boumerzoug

Le compartiment végétal, producteur primaire dans l'écosystème aquatique, représente un maillon important de la chaîne alimentaire et subit comme les autres organismes les conditions du milieu. Pour suivre la qualité biologique de l'oued Boumerzoug, une plante enracinée présente dans le lit de l'oued a été prélevée (*Spinacia oleracea*). Elle a retenu notre attention et a été choisie comme modèle biologique végétale pour deux principales raisons : elle sert à la fois d'abri, de support et de nourriture pour la faune macroinvertébrée mais surtout car elle est cueillie et présentée sur les étals des marchés. En effet, l'épinard sauvage est très apprécié par de nombreux consommateurs locaux bien plus que l'épinard cultivé. Par son système racinaire, elle se développe au contact des sédiments plus ou moins contaminés. Dans ce sens, notre questionnement porte sur sa capacité à :

- prélever les huit différents ETM de façon similaire ou pas à partir du milieu;
- les transloquer ou pas des racines vers les feuilles soit la partie comestible ;
- les réguler ou à les concentrer ;
- être un maillon de transfert des ETM du milieu vers les consommateurs.

Il faut souligner que *Spinacia oleracea* n'a pas été rencontrée au niveau de toutes les stations préalablement choisies, raison pour laquelle nous ne considérerons, dans cette partie, que les stations où elle a été prélevée.

II.3.3.1. Mode de prélèvement des plantes et traitement des échantillons

Les échantillons de la plante *Spinacia oleracea*, prélevés près des berges et des rives, sont débarrassés du sol sur site, afin d'éviter une contamination secondaire par adhésion de particules de terre. Au laboratoire, les feuilles de la plante sont séparées manuellement des racines. Les deux parties sont bien rincées à l'eau distillée et séchées à l'étuve pendant 48h à 80°C afin de minimiser le taux d'humidité résiduelle et surtout d'en faciliter le broyage par mixer.

II.3.3.2. Technique d'extraction et dosage des éléments traces métalliques du végétal

La technique utilisée est celle décrite par [Perkin Elmer \(1996\)](#). Un gramme de végétal sec pulvérisé est minéralisé dans 10 ml HNO₃ (Suprapur 65 %) pendant une nuit à froid dans un bécher recouvert d'un verre de montre. Le minéralisat est chauffé sur bain de sable jusqu'à apparition de fumées. Après refroidissement, 3 ml d'HClO₄ sont ajoutés puis l'échantillon est chauffé à nouveau et évaporé jusqu'à réduction substantielle du volume de l'acide perchlorique. Le résidu est transféré dans une fiole de 50 ml via des filtres Whatman 540 et complété avec de l'eau déminéralisée.

II.3.3.3. Contrôle de l'efficacité de la méthode d'extraction des ETM de la matrice végétale

L'efficacité du protocole d'extraction des ETM dans le matériel végétal, la répétabilité et la reproductibilité de la méthode appliquée est vérifiée à l'aide de l'analyse d'un échantillon de végétation certifié (Poplar leaves : GBW 07604). Trois répétitions pour l'échantillon de référence, en plus de l'essai à blanc ont été effectuées dans des conditions identiques à celles appliquées aux échantillons de *Spinacia oleracea*.

Le tableau 17 présente les résultats obtenus lors du contrôle de la méthode d'extraction, via la moyenne des trois répétitions pour chaque métal, par analogie à la valeur certifiée et le calcul du pourcentage de récupération.

Tous les extraits de minéralisation des échantillons sont conservés dans des flacons en polypropylène rincés préalablement à l'acide nitrique (5N) et l'eau déminéralisée afin d'éviter les éventuelles contaminations, et conservés au réfrigérateur à 4°C jusqu'à leur analyse.

Tableau 17 : Résultats d'analyse des ETM de l'échantillon de référence certifié (Poplar leaves : GBW 07604) (n=3).

	Valeur certifiée (mg/kg ms)	Valeur observée (mg/kg ms)	Récupération (%)
Cd	0,32	0,33	103,12
Cr	0,55	0,52	94, 5
Co	0,42	0,43	102,4
Cu	9,30	9,31	100,1
Pb	1,50	1,59	106
Mn	45	45	100
Ni	1,90	1,92	101
Zn	37	37,04	100,1

Comme pour les sédiments, le dosage des éléments traces métalliques est effectué par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme (Shimadzu 6800).

Spinacia oleracea a été prélevée dans 14 stations lors des 5 prélèvements ; les plantes séparées en racines et feuilles portent le nombre d'échantillons végétaux à analyser à 140.

II.3.4. Compartiment faune macroinvertébrée

II.3.4.1. Détermination de la qualité écologique de l'oued Boumerzoug par l'indice biotique

En complément à l'analyse physico-chimique qui caractérise les perturbations subies par les écosystèmes aquatiques par leurs causes (présence de pollution), l'approche biocénotique ou biologique les traduit par leurs effets sur les communautés en place. La faune macroinvertébrée offre l'avantage d'être facile à capturer, peu mobile, d'avoir une durée de vie suffisamment longue et d'être identifiable avec des moyens assez simples, pour être un bon indicateur de la qualité du milieu d'où son utilisation fréquente.

La méthode utilisée a été d'abord mise au point par plusieurs laboratoires belges (De Pauw et Vanhooren, 1983), puis elle a fait l'objet d'une normalisation sous le titre : «qualité biologique des cours d'eau : détermination de l'indice biotique se basant sur les macro-invertébrés aquatiques » (NBN T92 402, 1984). Dans le respect de cette norme, les prélèvements sont effectués à l'aide d'un filet troubleau se composant d'un cadre métallique à base plane, d'environ 600 cm² de superficie, sur lequel est fixée une poche à mailles de 300µm minimum et 500 µm maximum, d'une profondeur d'environ 50 cm. Le cadre est relié à un manche léger de longueur variable (fig. 17).

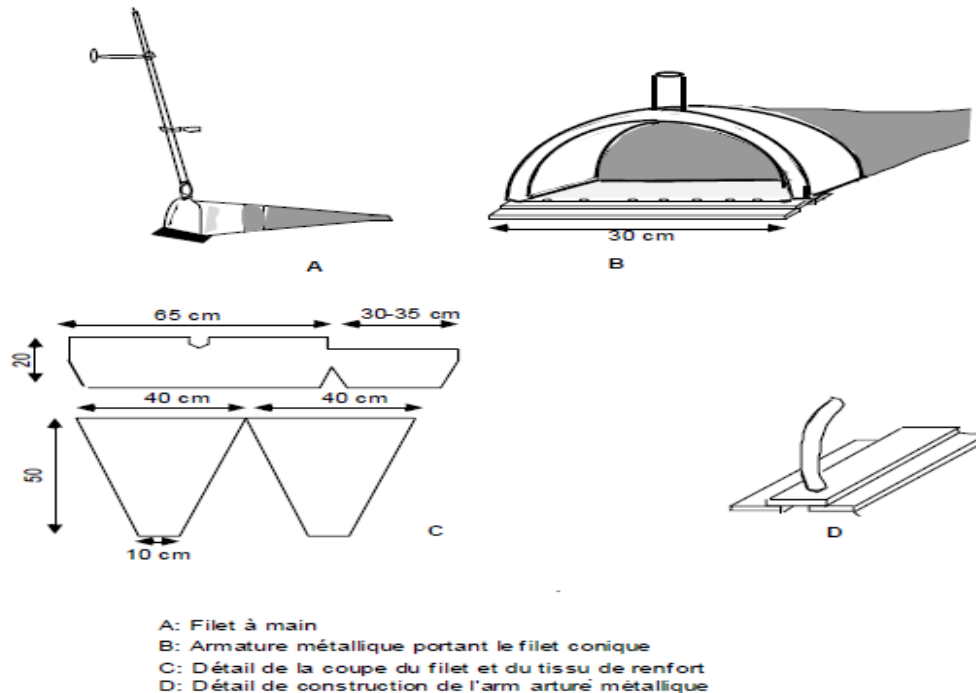


Figure 17 : Structure du filet troubleau (Afri-Mehennaoui, 1998).

II.3.4.1.1. Principe de la méthode de détermination de l'indice biotique

La détermination de l'indice biotique belge se fait en trois étapes comme suit :

- ✓ la collecte des différents taxa de macroinvertébrés vivant dans un tronçon déterminé du cours d'eau examiné;
- ✓ le tri et la détermination des organismes échantillonnés jusqu'au niveau taxonomique requis pour l'évaluation de l'indice biotique;
- ✓ la détermination de l'indice biotique basée sur le tableau standard modifié de [Tuffery et Verneaux \(1968\)](#). Cet indice biotique est fonction, d'une part, du nombre d'unités systématiques et d'autre part, de la sensibilité des groupes faunistiques présents.

II.3.4.1.2. Prélèvement des échantillons de la faune macroinvertébrée

La technique de prélèvement consiste à poser le filet troubleau sur le fond de l'oued ouverture face au courant. L'opérateur, placé à contre-courant, met le sédiment en suspension par le mouvement des pieds et fouille le substrat du fond et des berges pour déloger les organismes qui, entraînés par le courant, sont alors récoltés dans la poche du filet. Il faut également prélever des cailloux et des végétaux et récupérer les organismes qui s'y fixent dans un seau contenant de l'eau de rivière. Le contenu de ce dernier est récupéré à travers le filet.

Les prélèvements sont effectués sur une longueur de rivière variant entre 20 et 30 mètres en explorant tous les micro-habitats, pendant une durée effective de 15 à 30 minutes, en fonction de la largeur du cours d'eau et selon la diversité des biotopes et des micro-habitats (Afri-Mehennaoui, 1998). Comme l'échantillonnage au filet n'est pas toujours applicable à tous les habitats, il faut parfois l'effectuer à la main.

Ainsi les prélèvements de la faune macroinvertébrée ont concerné les 20 stations et les 5 campagnes d'où 100 échantillons faunistiques ont été traités et déterminés.

II.3.4.1.3. Traitement et conservation des échantillons faunistiques

Sur le terrain, il faut autant que possible, débarrasser l'échantillon de feuilles, pierrailles et boues. La boue et le sable sont éliminés par sédimentation après plusieurs rinçages successifs. Les organismes vivants qui flottent en surface sont recueillis dans le filet, ainsi que ceux qui ne flottent pas tel que les Trichoptères à fourreaux, sangsues et mollusques. Les gros débris sont séparés par tamisage sur tamis de grandeur de mailles allant de 20 à 0,5 mm. Les organismes recueillis dans le filet ou sur les différents tamis sont transférés dans des récipients.

Tous les organismes échantillonnés sont ensuite fixés sur place avec la solution de formaldéhyde jusqu'à concentration finale de 4 % (V/V). Certains organismes comme les vers plats et les sangsues) peuvent être identifiés plus facilement en vie et de ce fait, il y a avantage à ne pas fixer les fractions les contenant (Afri-Mehennaoui, 1998).

II.3.4.1.4. Tri des échantillons faunistiques

Le tri proprement dit des organismes s'effectue au laboratoire. L'échantillon est lavé à l'eau sur une colonne de tamis de différentes grandeurs de mailles. Les débris sont écartés et les organismes de chaque tamis sont transférés dans des bacs de tri. Les divers organismes sont triés à vue dans les bacs et classés grosso modo suivant les grands groupes taxonomiques dans des piluliers contenant une solution d'éthanol (70 %).

II.3.4.1.5. Détermination des taxons de la faune macroinvertébrée

La détermination des macro-invertébrés est effectuée au microscope stéréoscopique (10 à 10⁵ de macroscopie) et à l'aide des clés d'identification taxonomique (Tachet et al. 1980 ; Micha et Noiset, 1982 ; De Pauw et Vannevel, 1991). D'autres clés ont été consultées en fonction des besoins (Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010 ; Atlas des macroinvertébrés des eaux douces de l'île de la

Réunion, 2008-2011 ; Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2013).

Il est parfois nécessaire d'utiliser un microscope à plus fort grossissement pour l'examen de certaines structures morphologiques telles que branchies, mandibules, yeux, soies.

Le principal objectif de cette détermination est le dénombrement des unités systématiques (US) présentes dans l'échantillon. Les organismes récoltés sont déterminés jusqu'au niveau genre ou famille comme précisé par le tableau 18. Certains sont notés par leur seule présence. Le nombre total de ces taxa (genres et familles) équivaut au nombre d'unités systématiques. Seuls les taxa représentés par au moins deux individus sont comptés et dans la famille des chironomides, il faut considérer en particulier *Chironomus thummi plumosus*, comme unité systématique supplémentaire.

Tableau 18 : Limites de détermination des groupes faunistiques de la méthode de Tuffery et Verneaux (1968) *in* Micha et Noiset (1982).

Groupe faunistique	Limite de détermination
Plécoptères	Genre
Trichoptères	Famille
Ephéméroptères	Genre
Odonates	Genre
Coléoptères	Famille
Mollusques	Genre
Crustacés	Famille
Mégaloptères	Genre
Hémiptères	Genre
Diptères	Famille
Plathelminthes	Genre
Hirudinées	Genre
Oligochètes	Famille
Némathelminthes	Présence
Hydracariens	Présence

II.3.4.1.6. Détermination de l'indice biotique

La détermination de l'indice biotique se base sur le tableau standard de Tuffery et Verneaux (année) avec double entrée (tab. 19) :

- les lignes horizontales correspondent aux groupes faunistiques observés (rangés de 1 à 7), classés par ordres de sensibilité à la pollution. Les groupes peu résistants tels que les Plécoptères, Ephéméroptères, Trichoptères à fourreaux sont situés en haut du tableau tandis que les groupes plus résistants sont situés en bas du tableau : Tubificidae, *Chironomus thumni*, Eristalinae ;
- les cinq colonnes verticales correspondent au nombre total d'unités systématiques, rangées en classes.

Tableau 19 : Tableau standard de détermination de l'indice biotique modifié (Tuffery et Verneaux, 1968).

Groupes faunistiques classés par ordre de sensibilité à la pollution		Indice biotique en fonction du nombre total d'unités systématiques présentes				
	Nombre d'US dans le groupe faunistique	0-1	2-5	6-10	11-15	≥16
Plecoptera	≥2	-	7	8	9	10
Heptageniidae= Ecdyonuridae	1	5	6	7	8	9
Trichoptera à fourreaux	≥2	-	6	7	8	9
	1	5	5	6	7	8
Ancylidae	≥3	-	5	6	7	8
Ephemeroptera sauf Heptageniidae	≤2	3	4	5	6	7
Aphelocheirus Odonata Gammaridae Mollusca sauf Sphaeridae	≥1	3	4	5	6	7
Asellus Hirudinea Sphaeridae Hemiptera sauf Aphelocheirus	≥1	2	3	4	5	-
Tubificidae Chironomidae <i>thumni; plumosus</i>	≥1	1	2	3	-	-
Eristalinae / Syrphidae	≥1	0	1	1	-	-

L'indice biotique est déterminé par le croisement de la ligne correspondant au groupe faunistique le plus sensible représenté dans l'échantillon et de la colonne correspondant au nombre total d'unités systématiques observé dans le même échantillon.

L'indice biotique varie de 10 à 0. Il est d'autant plus élevé que l'on observe la présence d'un grand nombre d'espèces sensibles à la pollution et d'un grand nombre d'unités systématiques dans le milieu étudiée. L'indice biotique minimal 0 (pollution maximale) est atteint lors de la présence d'Eristalinae, et lorsque tous les autres groupes sont absents (donc seule 1 unité systématique est présente) ou lors de l'absence de tous les groupes faunistiques.

II.3.4.1.7. Interprétation de la qualité écologique du milieu

Les valeurs les plus élevées de l'indice biotique (9-10) indiquent une eau d'excellente qualité, exempte de pollution. (Afri-Mehennaoui, 1998). On considère généralement qu'il y a une altération importante aquatique lorsque la valeur de l'indice est inférieure ou égale à 5. Pour synthétiser les résultats, les indices sont regroupés en 5 classes de qualité d'eau (tab. 20).

Tableau 20 : Correspondance entre valeurs des indices biotiques et classes des niveaux de pollution (NBN T92 402, 1984).

Classe	Indice biotique	Qualité de l'eau	Couleur code
I	10-9	Peu ou pas polluée	Bleu
II	8-7	Peu polluée	Vert
III	6-5	Polluée, situation critique	Jaune
IV	4-3	Très polluée	Orange
V	2-0	Excessivement polluée	Rouge

Remarque : l'absence complète de macro-invertébrée peut éventuellement donner lieu à une représentation cartographique en noir au lieu de rouge.

II.3.4.2. Utilisation de *Physa acuta* dans le biomonitoring de la contamination métallique de l'oued Boumerzoug

Parmi les macro-invertébrés, les mollusques sont une composante importante de la faune benthique et sont connus pour être de bons indicateurs de la contamination par les ETM. Comparativement aux bivalves, les gastéropodes sont rarement étudiés comme des bioindicateurs (Flessas et al. 2000 ; Jurkiewicz-Karnkowska, 2011). Une première investigation a révélé la présence de *Physa ou physelle acuta*, gastéropode pulmoné de la famille des Physidae. Largement répandu dans l'oued Boumerzoug, ce gastéropode d'eau

douce ayant un rôle important dans le fonctionnement de l'écosystème, pourrait-il s'avérer un bon bioindicateur de la contamination métallique du cours d'eau ? Dans ce sens il serait intéressant de se pencher sur sa capacité à concentrer les différents ETM retenus.

Physa acuta a été choisie comme modèle biologique animale pour plusieurs critères liés au mode de vie au contact du sédiment, à la longévité, à la facilité de collecte des échantillons.... En plus, les travaux de recherche concernant les physes sont rares ce qui motive notre intérêt pour cette espèce.

II.3.4.2.1. Prélèvement des gastéropodes et prétraitement des échantillons

Des gastéropodes vivants ont été prélevés dans les stations où ils sont présents à l'aide du filet manuel standard, le troubleau. Après nettoyage et élimination des résidus sédimentaires, les échantillons sont transportés au laboratoire dans des flacons aérés contenant de l'eau de rivière. Les espèces de *P. acuta* ont été triées et leur contenu gastrique a été vidé après un séjour de 48 h dans l'eau désionisée. Pour déceler l'effet de l'âge, estimé par la taille, sur le « pouvoir accumulateur » du gastéropode, les spécimens de *P. acuta* ont été divisés en deux classes. Les sujets sont considérés comme juvéniles (< 6 mm) et adultes (> 6 mm), en fonction de leur taille (Pinel-Alloul et Magnin, 1971) définie par la mesure de la distance séparant les deux extrémités de la coquille de chaque spécimen. En général, dans nos échantillons, la taille des juvéniles varie de 3 à 6 mm et celle des adultes de 6 à 12 mm.

Les gastéropodes ont été extirpés de leur coquille et les tissus mous (chair du gastéropode) puis les coquilles ont été regroupées pour former une masse homogène selon la classe d'âge et la station de prélèvement.

Ainsi pour chacune des 10 stations abritant les physes et pour chacun des 5 prélèvements, 4 échantillons (chair et coquilles) sont collectés portant ainsi le nombre total à 200 échantillons faunistiques à analyser.

II.3.4.2.2. Technique d'extraction et dosage des échantillons animaux

Le protocole de digestion des tissus mous et les coquilles appliqué est celui proposé par le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (2003). Un échantillon sec de 300 mg est introduit dans un contenant en téflon muni d'un couvercle puis additionné de 5ml de HNO₃ concentré (Suprapur 65 %). Après un repos de 30 minutes sous la hotte sans fermeture hermétique, les contenants, sans leurs couvercles, sont enfoncés dans un bain de sable et chauffés à 150±10°C pendant environ une heure, jusqu'à réduction du volume au voisinage de 0,5 à 1 ml. Après l'ajout de 2 ml de H₂O₂ (30 %), le mélange est à moitié

évaporer pendant environ 30 minutes durant lesquelles la vapeur s'échappe avec un léger frémissement. Les contenants sont ensuite fermés et placés dans le bain de sable pendant 1 heure. Par précaution et afin de faire chuter la pression dans les contenants, le couvercle ne doit être ôté qu'au bout d'environ 30 minutes. Après le chauffage d'une heure, la chute de la pression est accélérée en plaçant les récipients en téflon dans de l'eau froide pendant 10 à 15 minutes. Le minéralisât est récupéré via un papier filtre sans cendres (Whatman 540) et le volume ajusté à 25 ml avec de l'eau déminéralisée.

Le dosage des ETM a été effectué comme pour les sédiments et les végétaux par spectroscopie d'absorption atomique à flamme (Shimadzu 6800).

II.3.4.2.3. Contrôle de l'efficacité de la méthode d'extraction des ETM de la matrice animale

L'assurance qualité des analyses de métaux exige la vérification de l'efficacité de la technique d'extraction des ETM de la matrice animale, en l'occurrence ici, les Physes. Dans cette optique, la répétabilité et la reproductibilité de la méthode appliquée a été vérifiée à l'aide d'un matériau de référence certifié (SRM 1577b Foie bovin) comme matrice organique pour *P. accuta*. Trois répétitions pour l'échantillon de référence, en plus de l'essai à blanc ont été effectuées dans des conditions identiques à celles appliquées aux échantillons de physes. Le tableau 21 présente les résultats obtenus lors du contrôle de la méthode d'extraction pour l'échantillon du foie de bovin par analogie aux valeurs certifiées ainsi que les pourcentages de récupération pour chaque métal.

Tableau 21 : Résultats d'analyse des ETM de matériaux de référence certifiés " SRM 1577b Foie bovin " (n=3).

	Valeur certifiée (mg/kg ms)	Valeur observée (mg/kg ms)	Récupération (%)
Cd	0,5 ± 0,03	0,5 ± 0,03	100
Cr	*		
Co	*		
Cu	160 ± 8	160,1 ± 0,07	100,06
Pb	10,5 ± 1,7	10,02 ± 0,56	95,42
Mn	*		
Ni	0,129 ± 0,004	0,130 ± 0,002	100,7
Zn	127 ± 16	125,72 ± 2,48	99

*Aucune référence ou valeur certifiée déterminée.

II.4. Traitement des résultats

II.4.1 Evaluation du niveau de contamination des sédiments *via* le calcul d'indices

Plusieurs indices traduisant d'éventuels enrichissements et/ou pollution par les ETM ont également été calculés, à savoir : Igeo (indice de géoaccumulation), facteur de contamination (FC), degré de contamination (Dc), indice de pollution sédimentaire (IPS), indice de risque écologique potentiel (RI). Les teneurs en ETM ont également été comparées aux guidelines de la SEQ (Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux des cours d'eau) et aux concentrations pouvant induire des effets écotoxicologiques sur les organismes benthiques (TEC : Threshold Effect Concentration et PEC : Probable Effect Concentration).

Les régressions linéaires permettent de mettre en évidence des corrélations entre deux variables et d'établir une liaison significative entre elles.

Nous avons déterminé les corrélations existantes entre :

- les paramètres physico-chimiques et les ETM des sédiments dans un premier lieu ;
- entre les teneurs en ETM dans les sédiments et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* dans un second lieu ;
- entre les teneurs en ETM dans les sédiments et dans les tissus mous et les coquilles de deux classes d'âge dans un troisième lieu.

II.4.2 Traitement statistique

En plus des analyses descriptives et des représentations graphiques, les multiples résultats obtenus sont traités sur un plan statistique en mettant en œuvre l'analyse en composantes principales (ACP), l'analyse de variance à plusieurs facteurs (ANOVA) et les régressions linéaires à l'aide du logiciel STATISTICA 10.

L'ACP permet d'établir les différentes relations entre les sites étudiés d'une part et d'autre part entre les divers paramètres physiques, chimiques et biologiques et les sources communes ou non des ETM pour le compartiment sédiments.

L'ANOVA permet de déceler si des différences significatives existent entre les stations et les campagnes pour diverses variables.

CHAPITRE III

Résultats et discussion

CHAPITRE III. RÉSULTATS ET DISCUSSION

La présentation des résultats et leur discussion est organisée en différentes sections :

- dans la première seront présentés les résultats relatifs aux paramètres physico-chimiques de l'eau (température, pH, CE, salinité, oxygène dissous, % de saturation) et les paramètres relatifs aux sédiments (pH, CE, % de matière organique, fraction inférieure à 63 µm, calcaire total), mesurés pendant 5 campagnes (mai, septembre et décembre 2016, mars et juillet 2017) pour les 20 stations de prélèvements;
- puis seront rapportés les résultats relatifs à l'évaluation du niveau de contamination des sédiments par huit éléments traces métalliques et le calcul des divers indices, permettant leur interprétation ;
- La troisième section se rapportera au biomonitoring des teneurs en éléments traces métalliques *via* un producteur primaire, la plante *Spinacia oleracea* et l'évaluation du transfert des différents ETM du milieu vers le végétal par le biais du calcul de divers facteurs ;
- La quatrième section concerne les résultats relatifs à la diversité de la faune macroinvertébrée et la détermination de la qualité écologique du milieu aquatique via le calcul de l'indice biotique.
- La dernière section portera sur le biomonitoring de la contamination métallique *via* un consommateur, le gastéropode pulmoné *Physa acuta* et l'évaluation de sa capacité à bioconcentrer ou pas les ETM.

III.1. Compartiment eau

III.1.1. Caractérisation physico-chimique de l'eau

La température de l'air et de l'eau, le pH, la conductivité électrique, la salinité, l'oxygène dissous et la saturation en oxygène sont mesurés *in situ* pour l'ensemble des stations lors des cinq campagnes de prélèvement.

Les données statistiques des paramètres définissant la physico-chimie de l'eau des 20 stations de prélèvements sont récapitulées dans le tableau 22. Les indicateurs statistiques déterminés sont : le minimum, le premier décile, le premier quartile, la moyenne, la médiane, le troisième quartile, le neuvième décile, le maximum et l'écart-type.

Tableau 22 : Données statistiques des paramètres physico-chimiques de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

	T (°C) air	T (°C) eau	pH	CE (µS/cm)	Salinité (‰)	O ₂ dissous (mg/l)	Sat. en O ₂ (%)
Minimum	12	9,2	6,8	1087	0,41	0	0
1^{er} décile	15	11,40	7,22	1157	0,7	1,02	13,15
1^{er} quartile	17,5	16,05	7,41	1618	0,8	2,04	21,7
Moyenne	22	20,06	7,67	2128	1,14	4,19	50,13
Médiane	20	21,30	7,73	2000	1	4,39	48,50
3^{ème} quartile	26,50	24,25	7,87	2380	1,2	5,75	71
9^{ème} décile	32	26	8,05	3100	1,95	6,97	84,56
Maximum	36	29,10	8,40	4980	3,52	9,95	130
Ecart-type	6,24	5,20	0,32	796	0,53	2,29	28,59
n	100						

III.1.1.1. Température de l'air et de l'eau

• Température de l'air

La température, paramètre incontournable à prendre en considération, est un facteur écologique de première importance ; elle a une grande influence sur les propriétés physico-chimiques des écosystèmes aquatiques (Ramade, 1993). Les variations de ce facteur affectent diverses propriétés de l'eau telles que la viscosité et la densité, l'évaporation, la solubilité des gaz, la détermination du pH, la conductivité et la vitesse de toutes les réactions chimiques...

La figure 18 permet de constater que la plus basse température de l'air relevée (12°C) en décembre 2016 fut à la station Chi19, et la plus élevée (36 °C) à la station Bm17 en mai 2016 et juillet 2017. Les températures ambiantes sont dépendantes du jour, de l'heure et du lieu de l'échantillonnage. Les amplitudes de variation relevées, allant du simple au triple, sont importantes et influenceront directement la température de l'eau. Les prélèvements de mai 2016 révèlent des journées particulièrement chaudes pour les stations de l'oued Boumerzoug contrairement à ses affluents. Les températures ambiantes de juillet 2017 correspondant à la saison estivale, et comme attendu, se démarquent nettement de celles des autres mois de prélèvements. Les amplitudes de variation des températures pour les échantillonnages de septembre, décembre 2016 et mars 2017 sont relativement moins fluctuantes. La moyenne pour l'ensemble des stations pendant les cinq campagnes de prélèvements est de l'ordre de 22 °C.

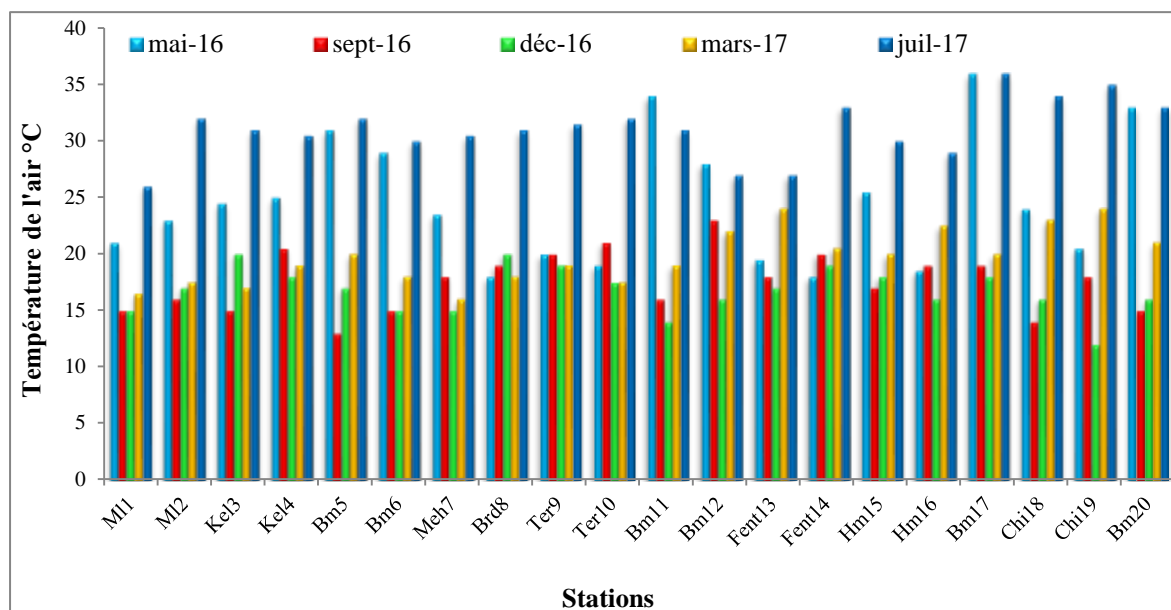


Figure 18 : Variations spatio-temporelles de la température de l'air (°C) près de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Contrairement aux variations spatiales, les fluctuations des températures ambiantes d'une campagne à l'autre sont importantes (fig. 19) ; l'ANOVA a d'ailleurs révélé un effet campagne très significatif ($p < 0,001$). Les boîtes à moustaches relatives à la température de l'air des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents par campagne et par station de prélèvement sont représentées dans les figures 19 et 20.

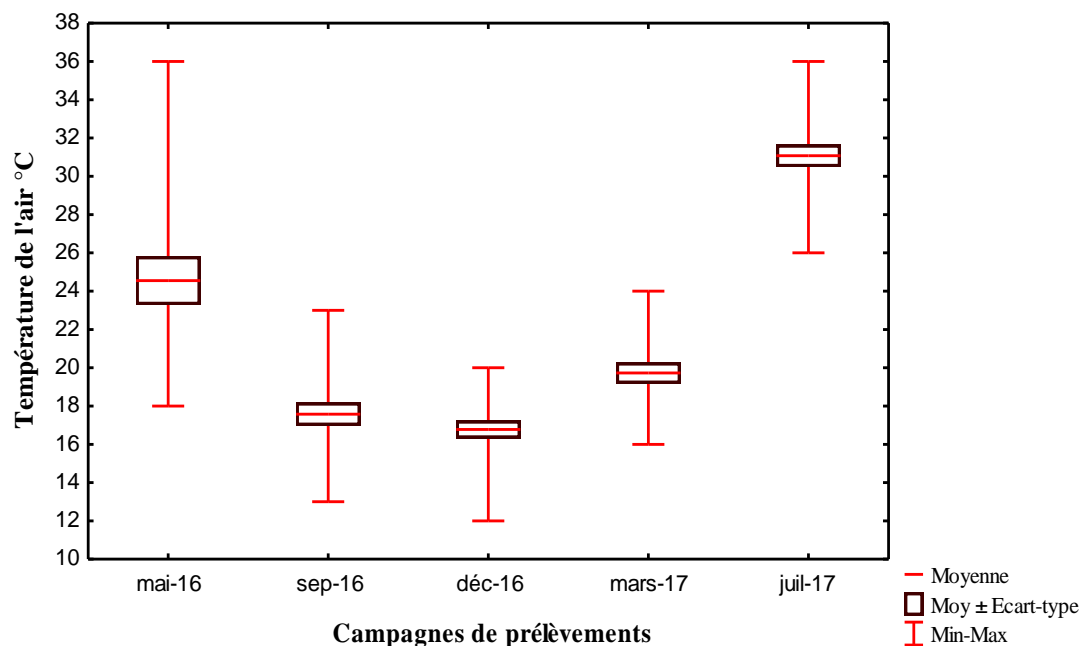


Figure 19 : Boîtes à moustaches de la température de l'air (°C) près de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

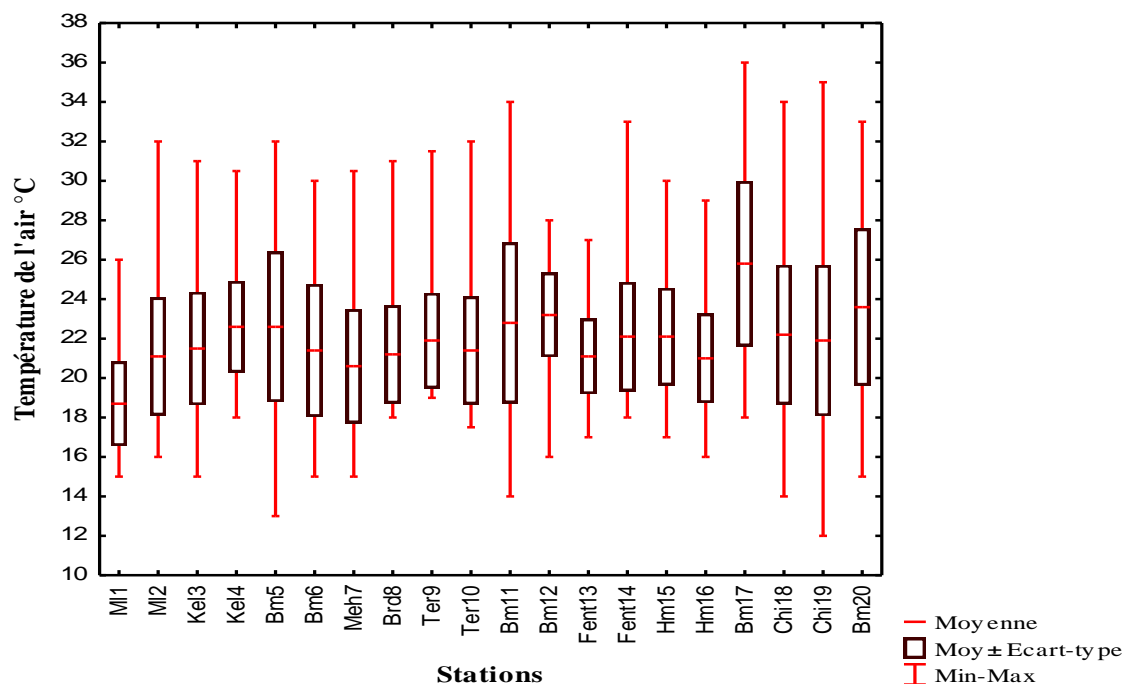


Figure 20 : Boîtes à moustaches de la température de l'air (°C) près de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

• Température de l'eau

La figure 21 représente les variations de la température de l'eau au niveau des 20 stations d'études au cours des 5 campagnes de prélèvements. Les valeurs extrêmes relevées sont de l'ordre de 9,2 °C et 29,1 °C enregistrées en décembre et juillet au niveau des affluents Meh7 et Kel4 respectivement. La moyenne pour l'ensemble des stations pendant les cinq campagnes de prélèvements est 20 °C. L'examen de la figure 21 et du tableau 22 permet de constater que les températures de l'eau sont relativement moins fluctuantes que les températures ambiantes. D'une manière générale, l'eau se réchauffe pour l'ensemble des cours d'eau du sous-bassin Boumerzoug et ses affluents de la période des hautes eaux à la période des basses eaux. Nous constatons un réchauffement dans le temps d'origine saisonnière, ce qui caractérise les régions méditerranéennes.

La température de l'eau est en premier lieu dépendante de la température ambiante et les écarts relevés pour l'eau sont moins prononcés que ceux de l'air. En plus, elle peut être affectée par les rejets de type industriels responsables de réchauffement. En général on constate une élévation de la température de l'amont vers l'aval d'un cours d'eau, mais cet aspect reste peu décelable pour le Boumerzoug.

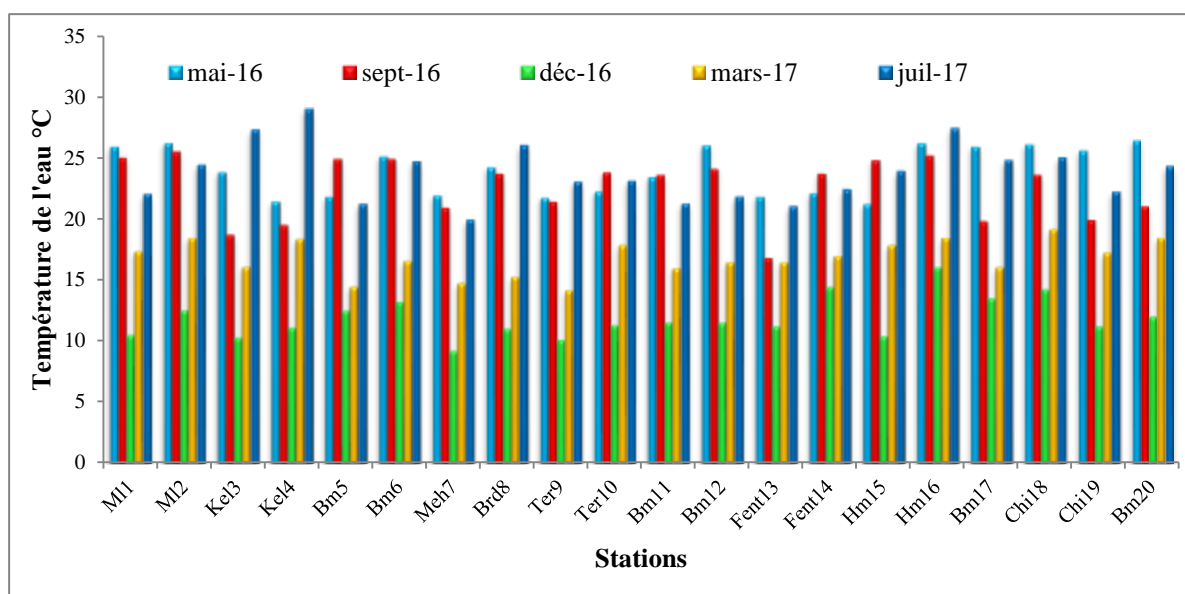


Figure 21 : Variations spatio-temporelles de la température de l'eau (°C) de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Il faut souligner qu'une augmentation de la température de l'eau engendre un déficit en l'oxygène dissous et conduit à une situation critique qui peut se traduire par une accumulation de déchets telle que : SO_2 , CH_4 ,... Ainsi, l'élévation de la température peut faciliter les phénomènes de fermentation avec l'apparition d'odeurs nauséabondes dans les cours d'eau (Brémond et Vuichard, 1973). De même, les basses températures peuvent affecter l'autoépuration des rivières et des cours d'eau car les réactions d'oxydation sont ralenties. Les variations de la température ont des effets sur tous les paramètres physico-chimiques de l'eau telle que la conductivité électrique, le pH, la solubilité des gaz et surtout de l'oxygène et sur toutes les réactions chimiques de dégradation et de minéralisation des matières organiques (ammonification, nitrification, dénitrification...). De trop grandes variations de température peuvent nuire à certaines espèces ou provoquer des déséquilibres des écosystèmes (Angelier, 2003). La faune aquatique est très sensible à la température et les espèces peuvent avoir des intervalles préférentiels hors desquels elles disparaissent (Ramade, 1982). Les températures élevées et les fortes fluctuations pour de longues périodes peuvent devenir létales pour de nombreux organismes aquatiques (Lynch et al. 1984). Elle peut également influencer la disponibilité des ETM en affectant leur spéciation (Tadesse et al. 1991).

Les boîtes à moustaches relatives à la température de l'eau des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents par campagne et par station de prélèvement sont représentées dans les figures 22 et 23. Contrairement aux variations spatiales, les fluctuations des températures de l'eau d'une campagne à l'autre sont très remarquables ; l'ANOVA a d'ailleurs révélé un effet campagne très significatif ($p < 0,001$).

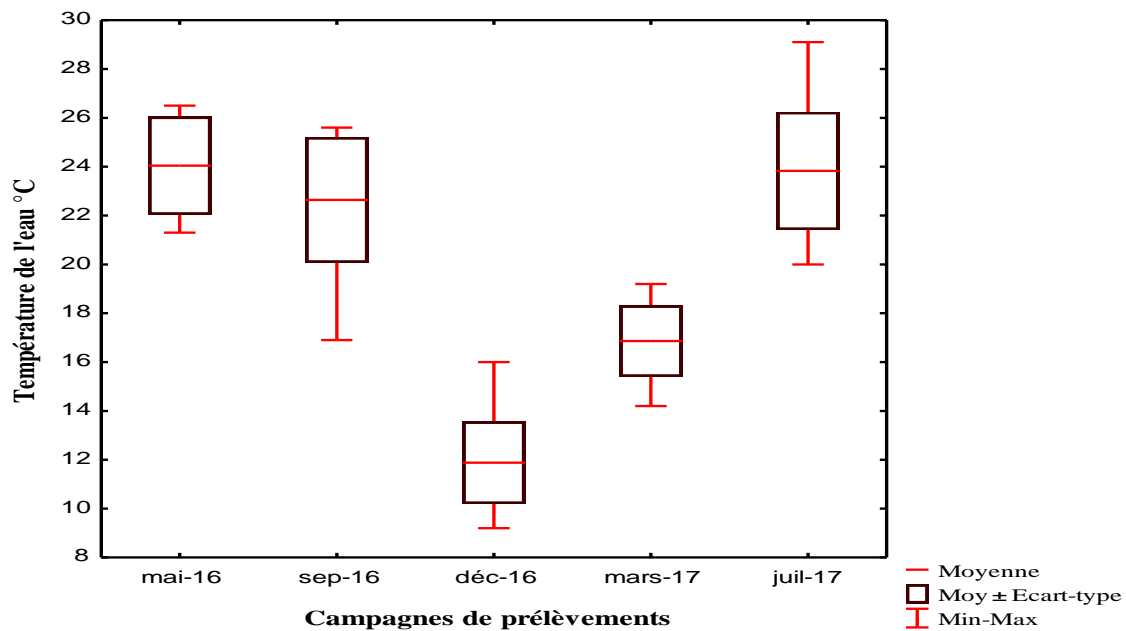


Figure 22 : Boîtes à moustaches de la température de l'eau (°C) près de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

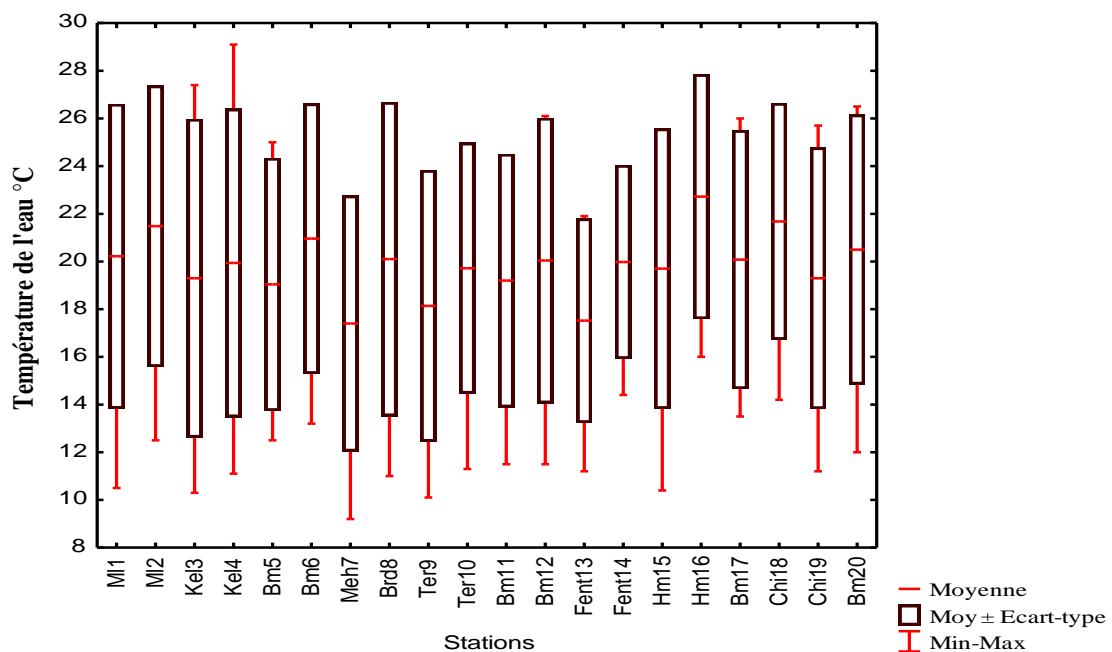


Figure 23 : Boîtes à moustaches de la température de l'eau (°C) près de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvement.

Selon la grille d'appréciation de la qualité des eaux de rivières (Monod ,1989), la température de l'eau traduit une qualité normale (inférieure à 20° C) pendant les prélèvements de décembre et mars. Il n'en est pas de même pour les prélèvements de mai, juillet et septembre où nous avons relevé des températures moyennes atteignant respectivement les 26,3°C, 25,6°C et 29,1°C induisant une qualité médiocre de l'écosystème (tab. 23).

Tableau 23 : Grille d'appréciation de la qualité de l'eau en fonction de la température (Monod, 1989).

Température	Qualité	Classe	Mai 2016	Septembre 2016	Déc 2016	Mars 2017	Juillet 2017
< 20°C	Normale	1A	0 %	Kel3, Kel4, Fent14, Chi18. 20 %	20 Stations 100 %	20 Stations 100 %	0 %
20°C-<22°C	Bonne	1B	Bm5, Brd8, Ter10, Fent14, Hm15. 25 %	Brd8, Ter9, Chi19, Bm20. 20 %	0 %	0 %	Mel1, Bm6, Meh7, Bm11, Bm12, Fen13. 30 %
22°C-<25°C	Moyenne	2	Kel3, Bm5, Brd8, Ter9, Bm11, Fent13. 30 %	Bm5, Bm6, Meh7, Ter10, Bm11, Bm12, Fent13, Hm15, Bm17. 45 %	0 %	0 %	Mel1, Mel2, Bm5, Ter9, Ter10, Fen14, Hm16, Chi18, Chi19, Bm20. 50 %
25°C-<30°C	Médiocre	3	Mel1, Mel2, Bm6, Bm12, Hm16, Bm17, Chi18, Chi19, Bm20. 45 %	Mel1, Mel2, Bm5, Bm6, Hm16. 25 %	0 %	0 %	Kel4, Brd8, Hm15, Bm17. 20 %
≥ 30°C	Mauvaise	4	Kel4, Meh7. 10 %	0 %	0 %	0 %	Kel3. 5 %

Il ressort de cette répartition des stations (tab. 23) que 45 % des stations se sont avérées médiocres en mai contre 25 % en septembre et 20 % en juillet soit durant les saisons printanières et estivales. En revanche, à la saison hivernale, en décembre et au début du printemps, en mars, toutes les stations offrent une qualité normale aux organismes. Ainsi la température interviendrait souvent comme facteur limitant à la bonne qualité de l'écosystème.

III.1.1.2. Potentiel Hydrogène (pH)

Le pH traduit le degré d'acidité ou d'alcalinité du milieu aquatique. Il conditionne les équilibres physico-chimiques dans les solutions (Ramade, 2009). Il joue un grand rôle dans l'absorption et l'accumulation des ETM chez les organismes vivants, qui s'accroît en milieu acide par la plus grande mobilité des métaux.

La figure 24 illustre les variations du pH de l'eau au niveau des 20 stations d'études au cours des 5 campagnes de prélèvements.

L'examen de la figure 24 et du tableau 22 montre que les pH des eaux du Boumerzoug et ses affluents sont faiblement alcalins. Ils oscillent entre 6,80 et 8,4 enregistrés en septembre et juillet au niveau des stations Brd8 et Bm12 respectivement. La moyenne maximale a été enregistrée en juillet ($8 \pm 0,24$), suivi de mai ($7,80 \pm 0,15$), puis septembre ($7,62 \pm 0,28$), et enfin mars et décembre étant de l'ordre de $7,47 \pm 0,28$ (fig. 25). La faible alcalinité des eaux

est sûrement due à la nature géologique à dominance de calcaire et argile-marneuse du lit et du bassin versant du Boumerzoug.

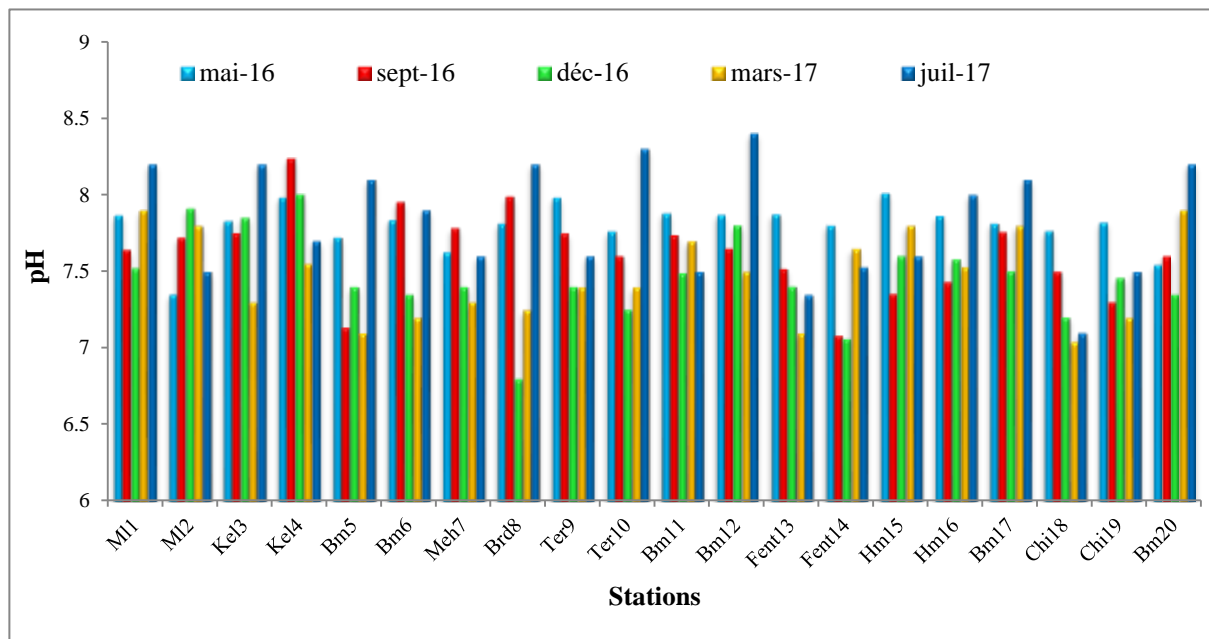


Figure 24 : Variations spatio-temporelles du pH de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

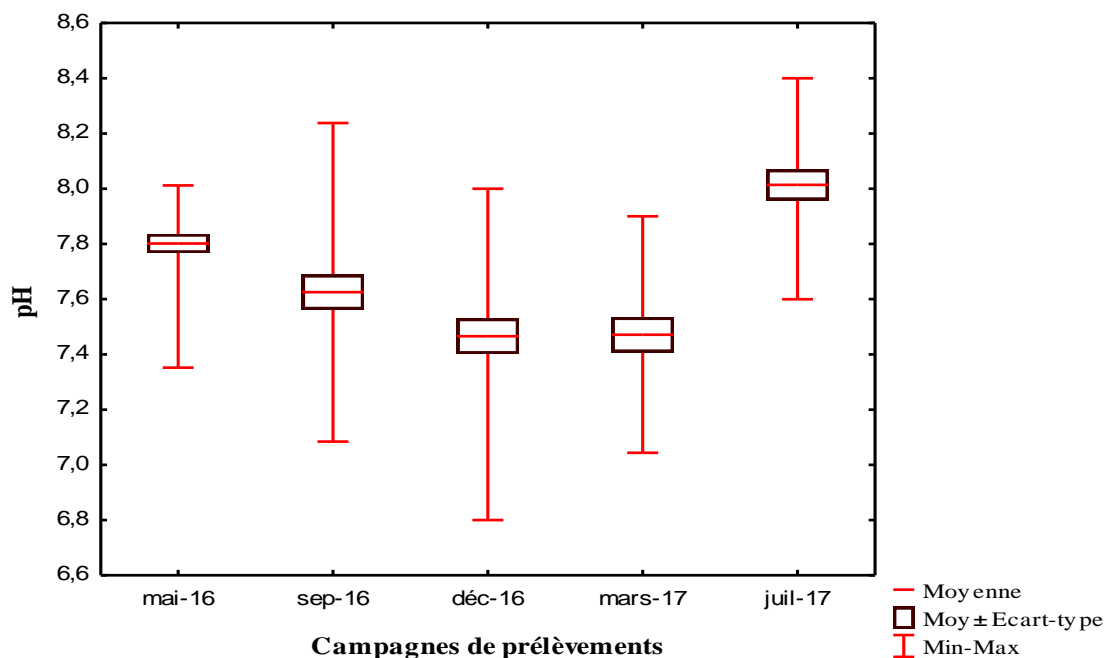


Figure 25 : Boîtes à moustaches du pH de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

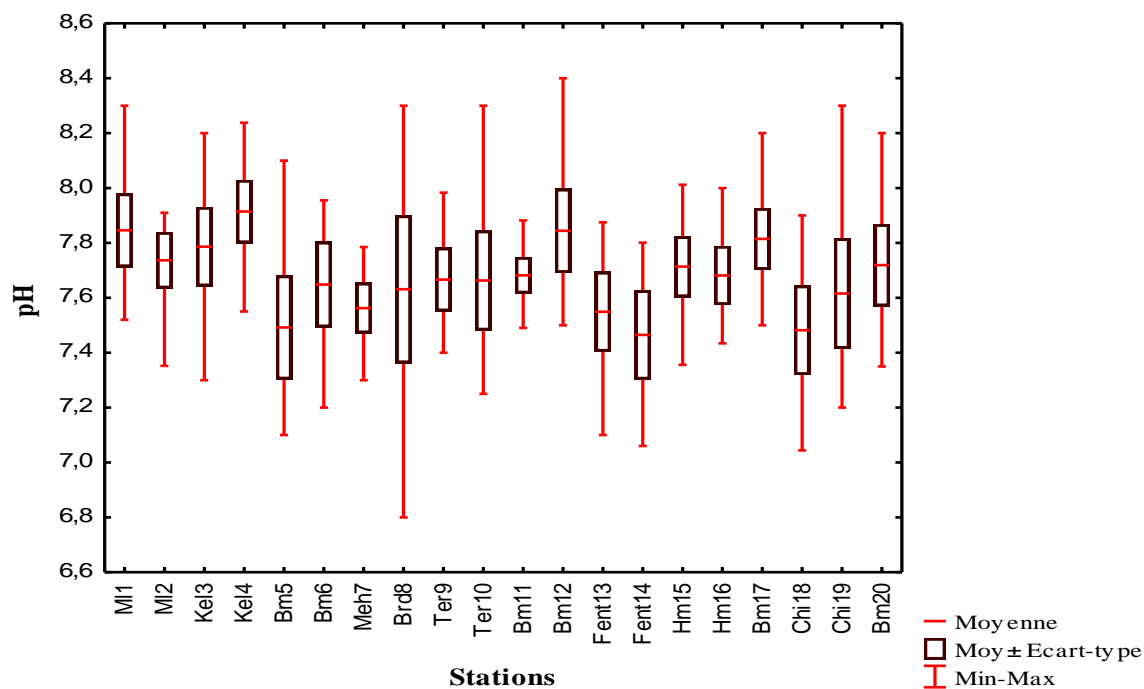


Figure 26 : Boîtes à moustaches du pH de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Les valeurs du pH permettent de qualifier l'oued Boumerzoug et ses affluents comme appartenant à une zone d'alcalinité faible selon la classification établie par Nisbet et Verneaux (1970). Cette observation a été précédemment constatée pour ce cours d'eau (Sahli 2002 ; Afri-Mehennaoui, 2006 ; Sahli, 2012). Dans les eaux naturelles le pH dépend de l'origine de ces eaux, de la nature géologique du lit et du bassin versant du cours d'eau (Afri-Mehennaoui, 1998) et le bassin du Boumerzoug est plutôt à tendance calco-marneuse.

Le pH est un facteur très important sur les cinétiques des réactions chimiques (nitrification, dénitrification...). Une légère alcalinité (8 à 8,5) est nécessaire pour obtenir une vitesse optimale de nitrification (Martin, 1979). La dénitrification est complète lorsque le pH est supérieur à 7 avec une vitesse de réaction optimale au pH 8 à 10.

Les fluctuations du pH dans l'espace sont peu faibles. Le pH reste assez stable et varie peu entre les sites. L'ANOVA n'a pas révélé d'effet station significatif. Contrairement aux fluctuations spatiales, la variation temporelle du pH est remarquable. Ces fluctuations sont confirmées par l'analyse de la variance qui a mis en évidence un effet campagne significatif ($p < 0,001$).

Selon la grille d'appréciation de la qualité générale de l'eau de rivière (Masson, 1988 ; Monod, 1989) les stations dont le pH est compris entre 6,5 et 8,5 ont une qualité normale et sont classées 1A ; c'est le cas des stations de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

Ces résultats sont comparables à ceux enregistrés par [Sahli \(2002\)](#), [Afri-Mehennaoui et al. \(2004\)](#) et [Sahli \(2012\)](#) relevés pour les eaux de l'oued Rhumel, l'oued Boumerzoug et le bassin versant Kebir Rhumel. [Sahli \(2002\)](#) a enregistré un pH allant de 6,81 à 9,3, [Afri-Mehennaoui et al. \(2004\)](#) ont enregistré un pH de l'ordre de $(8,03 \pm 0,68)$ et [Sahli \(2012\)](#) a enregistré un pH allant de 7,01 à 8,92. Les variations du pH ont un impact important sur les organismes et nombreux sont ceux qui ont un préférendum étroit pour ce paramètre.

III.1.1.3. Conductivité électrique (CE)

La mesure de la conductivité est une mesure aisée et rapide qui nous renseigne approximativement sur la salinité et la charge minérale d'une eau ([Bremond et Vuichard, 1973](#)). Pratiquement tous les éléments dissous sont ionisés et contribuent à la conductibilité d'une eau. La connaissance du contenu en sels dissous est importante, dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres ([Merabet, 2010](#)).

La figure 27 représente l'évolution de la conductivité électrique des eaux pour les 20 stations au cours des 5 campagnes de prélèvements. L'examen de la figure 27 et du tableau 22, montre que la conductivité électrique présente des variations importantes. Celles-ci sont irrégulières et s'observent d'une station à l'autre et d'une campagne de prélèvements à l'autre.

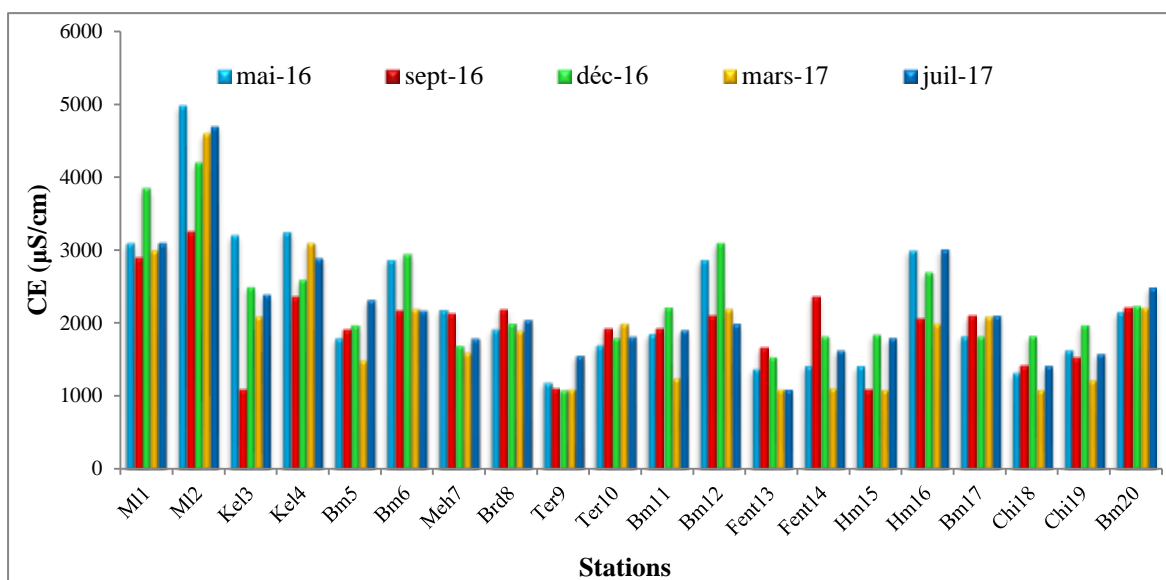


Figure 27 : Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Globalement, nous avons enregistré une conductivité électrique moyenne de l'ordre de $(2128,46 \mu\text{S}/\text{cm})$ pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements. Les valeurs extrêmes varient entre $1087 \mu\text{S}/\text{cm}$ enregistrée en décembre à la station Ter9 et $4980 \mu\text{S}/\text{cm}$

enregistrée en mai à la station M12. Cette variabilité spatiale est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif pour ($p < 0,001$).

Les boîtes à moustaches relatives à la conductivité électrique des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents par station et par campagne de prélèvement sont représentées dans les figures 28 et 29. L'oued el Melah (M11 et M12) se distingue des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus élevées (fig. 29).

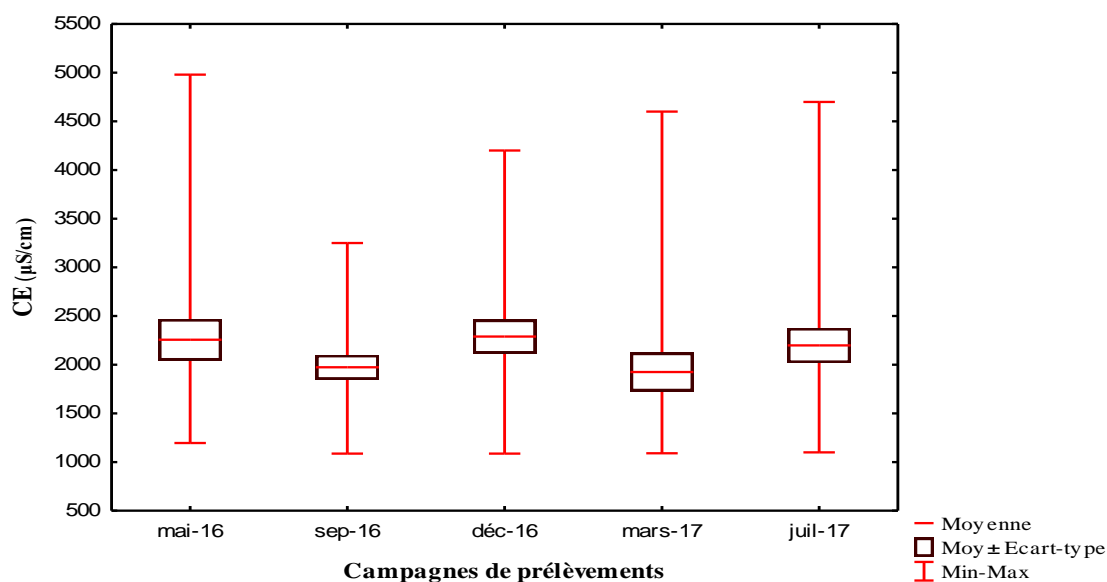


Figure 28 : Boîtes à moustaches de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

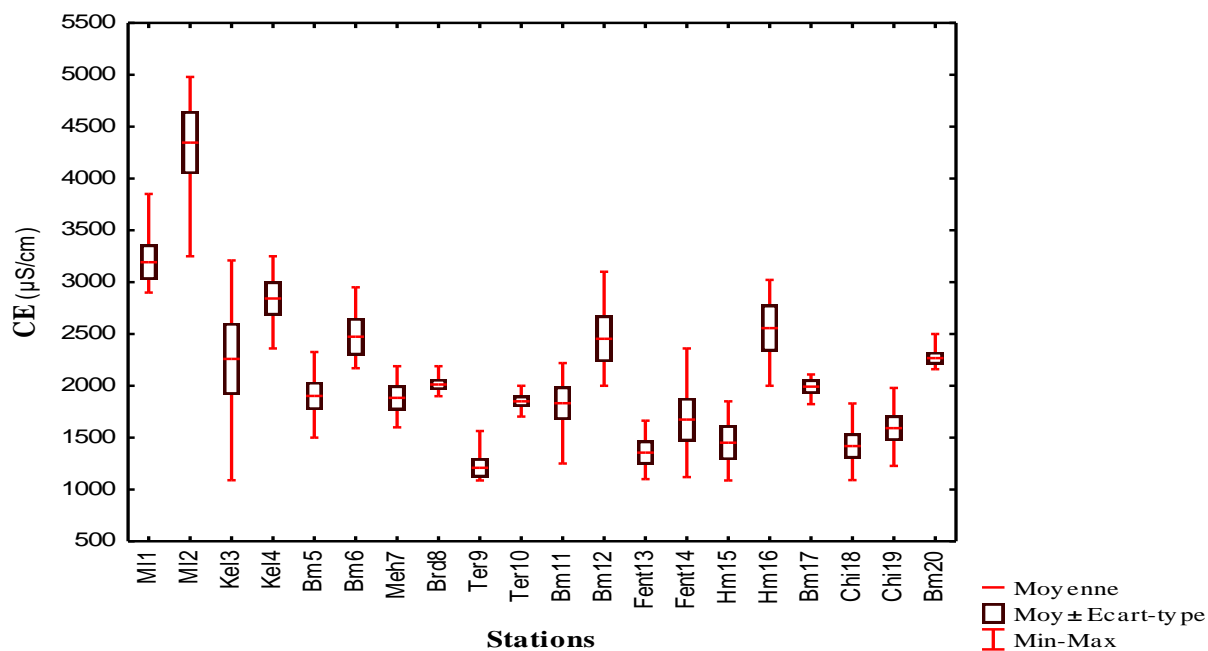


Figure 29 : Boîtes à moustaches de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Les eaux de l'oued Boumerzoug et ses affluents avec une conductivité électrique moyenne de l'ordre de 2128,46 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sont caractérisées par une forte minéralisation selon la classification de Nisbet et Verneaux (1970), ($\text{CE} > 1 \text{ mS}/\text{cm}$). Ceci a été le cas pour l'ensemble des stations. Un tel état des lieux peut être attribué à la nature géologique du sous bassin dont l'origine est argilo-marneuse.

Si habituellement la conductivité électrique croît progressivement de l'amont vers l'aval des rivières (Nisbet et Verneaux, 1970), il n'en est pas de même dans ce cas. L'oued el Melah, en amont du bassin versant, et comme son nom l'indique, révèle les eaux les plus minéralisées. En effet la nature géologique régionale joue un rôle prépondérant. La CE excessive enregistrée au niveau de la station MI2 pendant les cinq campagnes de prélèvements (4980 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en mai, 3250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au septembre, 4200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en décembre, 4600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en mars et 4700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en juillet) peut être attribuée d'une part à la nature salée du sous bassin 10-05 (présence de Sebkhass), et d'autre part aux rejets urbains et industriels de la commune d'Ain M'Lila. Bouteraa et al. (2018) ont constaté que les eaux fortement minéralisées sont surtout rencontrées dans la plaine de Fesguia et Ain Kercha. Ils expliquent la forte conductivité et par conséquent la forte minéralisation en soulignant que l'origine des sels tels que SO_4^{2-} , le Na^+ et Cl^- , est liée essentiellement aux formations argileuses, aux sols salés et à la présence du Trias. Bouteraa et al. (2018) ont relevé une CE maximale de 6660 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les eaux souterraines de la plaine de Fesguia et ils ajoutent que vers Ain Kercha, la mise en place du faciès chloruré et sulfaté calcique est due à la présence des sols salés (sebkha) et des formations gypsifères qui augmentent la teneur en ions Ca^{2+} , Cl^- , et SO_4^{2-} et contribuent ainsi à la forte minéralisation des eaux.

Une CE excessivement élevée est très défavorable pour un équilibre écologique normal des eaux douces. Ces observations ont été déjà constatées pour le Boumerzoug (Afri-Mehennaoui, 1998 ; Sahli, 2002 ; Afri, 2006 ; Sahli, 2012).

Si l'on se réfère à la grille de l'appréciation de la qualité des eaux de rivières de l'Agence du bassin Adour Garonne (Monod, 1989), l'eau est de qualité passable à médiocre (tab. 24).

Tableau 24 : Qualité des eaux en fonction de la conductivité électrique (Monod, 1989).

Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Qualité des eaux	Classe
$\text{CE} < 400$	Bonne	1A
$400 < \text{CE} < 750$	Bonne	1B
$750 < \text{CE} < 1500$	Passable	2
$1500 < \text{CE} < 3000$	Médiocre	3

Tableau 25 : Relation entre la conductivité et la minéralisation (Detay, 1993).

Conductivité en $\mu\text{S/cm}$, à 20 °C	Minéralisation
Inférieure à 100	Eau de minéralisation très faible (terrain granitique)
Comprise entre 100 et 200	Eau de minéralisation faible
Comprise entre 200 et 400	Eau de minéralisation peu accentuée
Comprise entre 400 et 600	Eau de minéralisation moyenne (terrain calcaire)
Comprise entre 600 et 1000	Eau de minéralisation importante
Supérieure à 1000	Eau de minéralisation excessive

La conductivité pour toutes les stations et les cinq campagnes excède 1000 $\mu\text{S/cm}$ (tab. 25) et rend compte d'une minéralisation excessive des eaux du Boumerzoug et particulièrement de son affluent l'oued Melah dont les eaux sont diluées vers l'aval.

III.1.1.4. Salinité

La salinité est la quantité de sel dissous dans une quantité d'eau déterminée exprimée en g/l mais surtout en ‰. Elle a une influence importante sur la faune aquatique surtout si la teneur des sels dissous subit de brusques variations. La relation conductivité-salinité n'est ni linéaire ni univoque (Afri-Mehennaoui, 1998).

La figure 30 illustre les variations de la salinité des eaux des 20 stations d'études au cours des 5 campagnes de prélèvements.

L'examen de la figure 30 et du tableau 22, montre que la salinité présente des variations importantes. Celles-ci sont irrégulières et s'observent d'une station à l'autre.

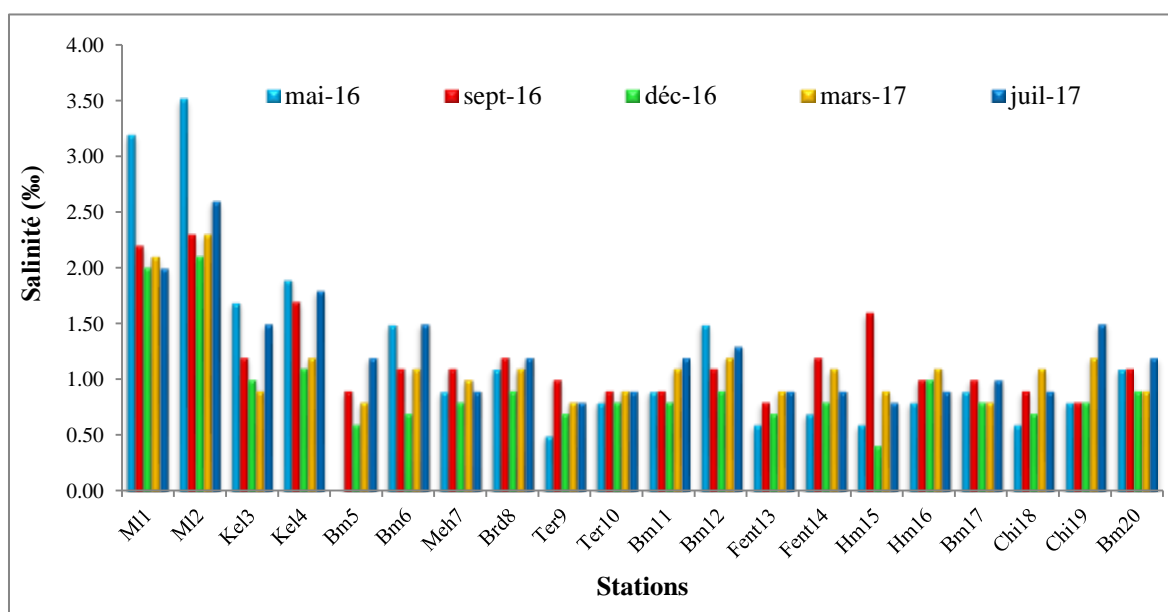


Figure 30 : Variations spatio-temporelles de la salinité de l'eau (‰) de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Globalement, nous avons enregistré une salinité moyenne de l'ordre de ($1,15 \pm 0,53 \text{ ‰}$) pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements. Les valeurs extrêmes varient entre $0,41 \text{ ‰}$ enregistrée en décembre au niveau de la station Hm15, soit oued Hamimime amont et $3,52 \text{ ‰}$ enregistrée en mai au niveau de la station MI2 soit oued Melah aval. Cette variabilité spatiale est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif pour ($p < 0,001$). Cependant, l'effet campagne n'est pas significatif.

Pour les cinq campagnes, la salinité de l'oued Melah (MI1 et MI2) se démarque de celle des autres stations et atteint $3,52 \text{ ‰}$. Pour les cinq campagnes de prélèvements la salinité croît de l'amont vers l'aval, en atteignant $3,52 \text{ g/l}$, cela est dû à la présence de sols salés et de sebkhas dans la région d'Ain M'lila au sud du sous-bassin ainsi qu'aux rejets urbains et industriels.

Il est à constater que la moyenne de la teneur en sel dissous la plus élevée a été enregistrée en juillet ($1,25 \pm 0,46 \text{ ‰}$), suivie de mai avec une moyenne de $1,24 \pm 0,85 \text{ ‰}$, puis septembre ($1,20 \pm 0,43 \text{ ‰}$), de mars ($1,13 \pm 0,39 \text{ ‰}$), ensuite vient décembre avec $0,93 \pm 0,41 \text{ ‰}$ (fig. 31). Ceci s'expliquerait par les crues fréquentes en période hivernale et donc une dilution des eaux engendrées par les apports en eau douce ayant pour origine les précipitations. En mai et juillet, la salinité augmente avec la diminution du débit de l'oued. Si nous comparons nos résultats avec ceux obtenus par [Afri-Mehennaoui, \(1998\)](#) sur oued Boumerzoug on dira qu'il y a une similitude entre les deux.

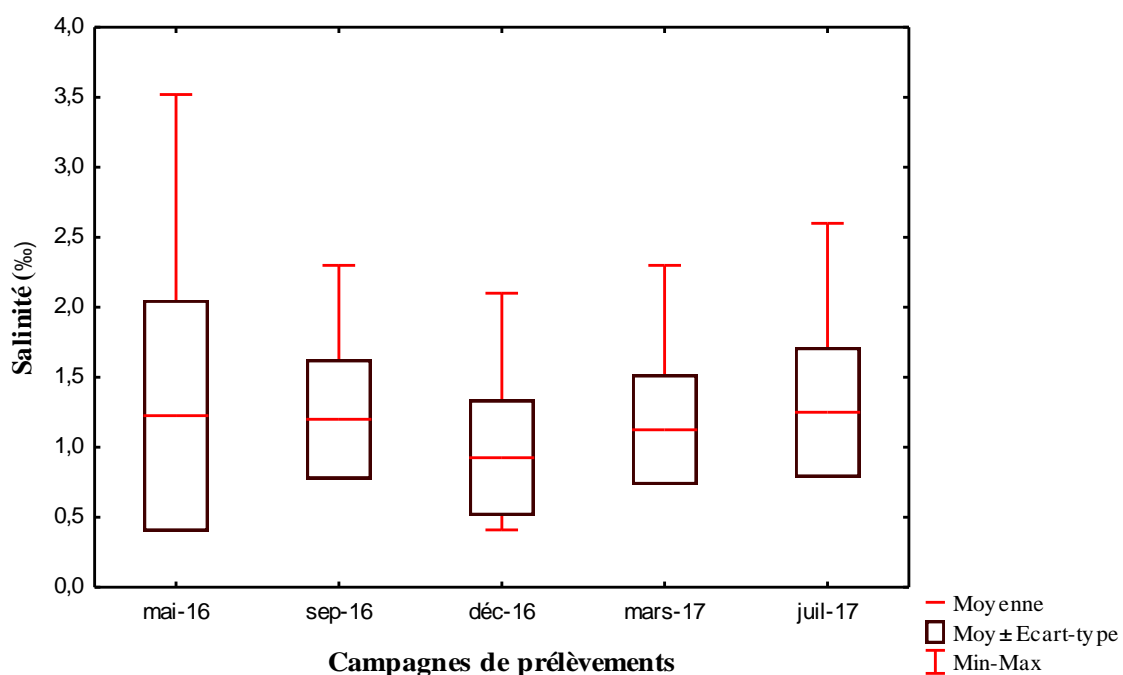


Figure 31 : Boîtes à moustaches de la salinité de l'eau (‰) de l'oued Boumerzoug et ses affluents des cinq campagnes de prélèvement.

Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs de la salinité de l'eau (‰) de l'oued Boumerzoug et ses affluents par station de prélèvement sont représentées dans la figure 32. L'oued el Melah (M11 et 2) comme son nom l'indique, se distingue des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus élevées (fig. 32).

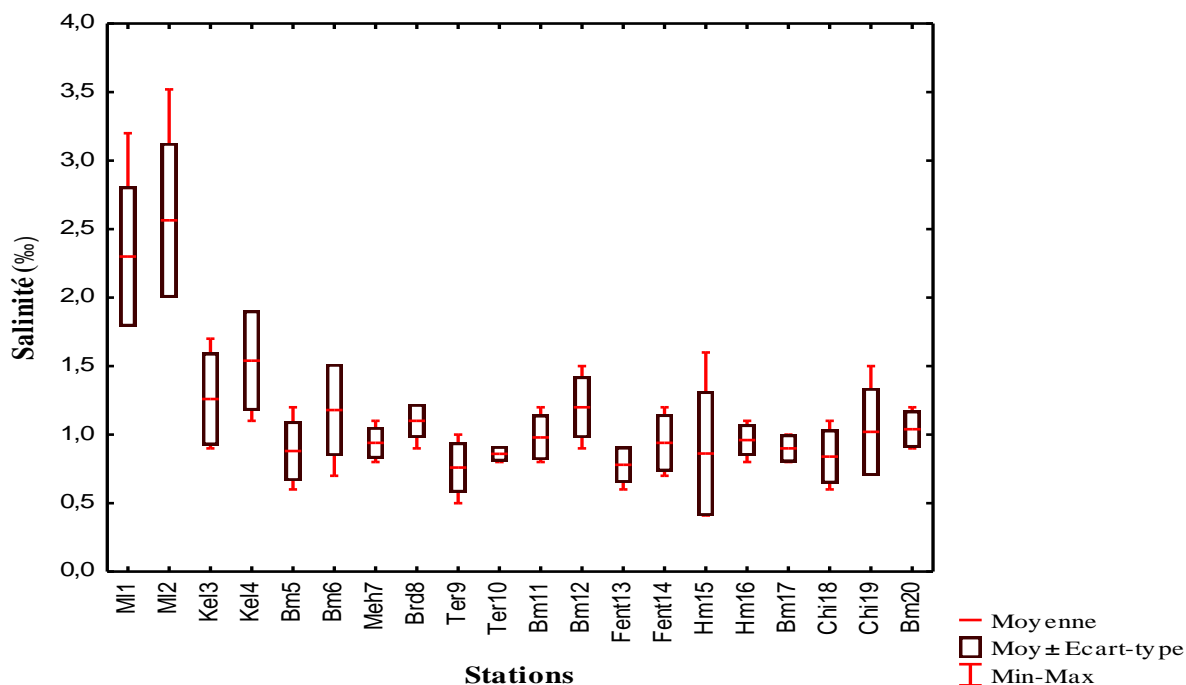


Figure 32 : Boîtes à moustaches de la salinité de l'eau (‰) de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Les valeurs relevées pour l'oued Boumerzoug et ses affluents sont bien supérieures à la salinité moyenne des eaux de surface à l'échelle mondiale qui est de l'ordre de 120 mg/l. L'appartenance du sous bassin Boumerzoug à un étage semi-aride au sud et la présence fréquente de sols salés et de sebkhas en amont contribuent largement à en faire un cours d'eau particulièrement minéralisé ce qui impacterait sa biodiversité floristique et faunistique.

III.1.1.5. Oxygène dissous

L'oxygène dissous est un élément fondamental qui intervient dans la majorité des processus biologiques. Sa détermination joue un rôle écologique plus direct en milieu aquatique qu'en milieu aérien.

La solubilité de l'oxygène dépend essentiellement de la température de l'eau, plus la température est faible, plus la solubilité de l'oxygène est importante (Leynaud et Verrel, 1980). Elle dépend également de la salinité de l'eau et de la pression atmosphérique.

La figure 33 représente l'oxygène dissous des eaux au niveau des 20 stations d'études au cours des 5 campagnes de prélèvements. L'examen de la figure 33 et du tableau 22, montre que l'oxygène dissous présente des variations importantes. Celles-ci sont irrégulières et s'observent d'une station à l'autre.

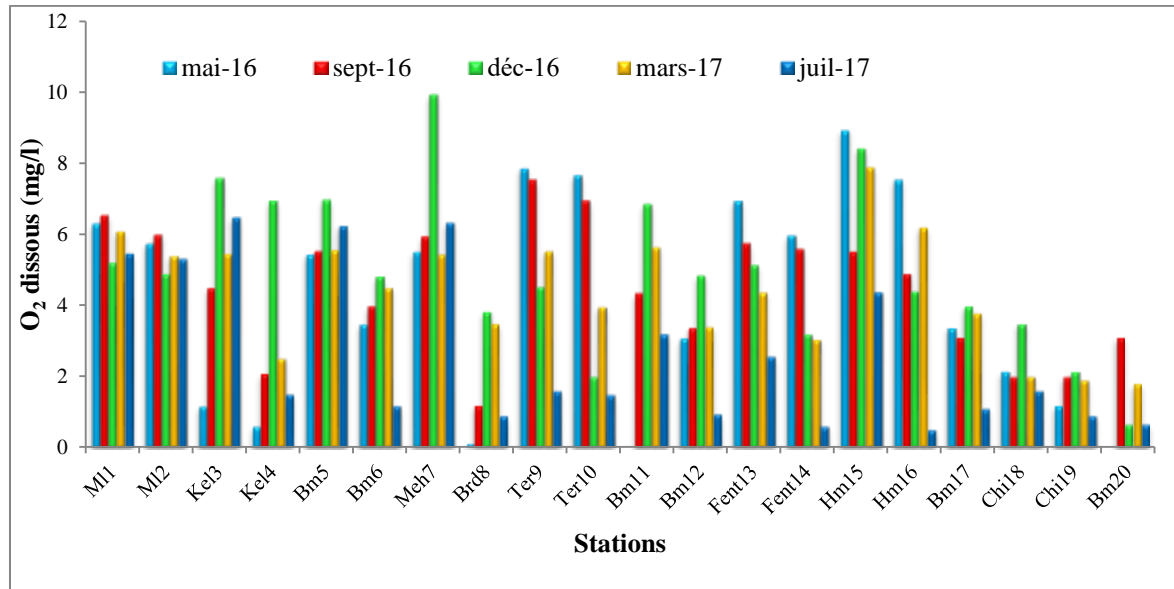


Figure 33 : Variations spatio-temporelles de l'O₂ dissous (mg/l) de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Globalement, nous avons enregistré une teneur moyenne en oxygène dissous de $4,18 \pm 2,31$ mg/l pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements avec une valeur minimale nulle en mai au niveau de la station Bm20 à l'exutoire du Boumerzoug et une valeur maximale 9,95 mg/l en décembre au niveau de la station Meh7. Cette variabilité spatiale est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif pour ($p < 0,001$) et un effet campagne significatif pour ($p < 0,001$).

En tenant compte de la température de l'eau (fig. 21) on constate que la teneur nulle de l'oxygène en mai à la station Bm20 a été relevée pour une température maximale de l'eau de 26,5°C (fig. 21). A La faible solubilité de l'oxygène à cette température s'ajoute une très forte pollution engendrée par les rejets diffus des eaux usées domestiques des quartiers sud de Constantine souvent non reliés au réseau d'assainissement, et parfois industrielles (Z.I chaâbet Ersas). La biodégradabilité de cette pollution consomme tout l'oxygène et rend la situation du cours d'eau critique.

Nous avons noté également que les concentrations de l'oxygène dissous diminuent de l'amont vers l'aval. La concentration maximale en décembre (9,95 mg/l) à la station Meh7 a été relevée parallèlement à la température minimale de l'eau de 9,2°C (fig. 21). La solubilité de l'oxygène dans l'eau augmente avec la diminution de la température.

Les variations de la teneur moyenne de l'oxygène dissous par campagne de prélèvement (fig. 34) montrent la hiérarchie suivante : décembre ($5 \pm 2,28$ mg/l), suivi de septembre ($4,50 \pm 1,38$ mg/l), de mars ($4,40 \pm 1,66$ mg/l), de mai $4,38 \pm 2,91$ mg/l et enfin de juillet ($2,65 \pm 2,19$ mg/l). Les stations Chi18 et Chi19 situées sur la rivière des chiens et la station Bm20 affichent les teneurs en oxygène dissous les plus faibles (fig. 35).

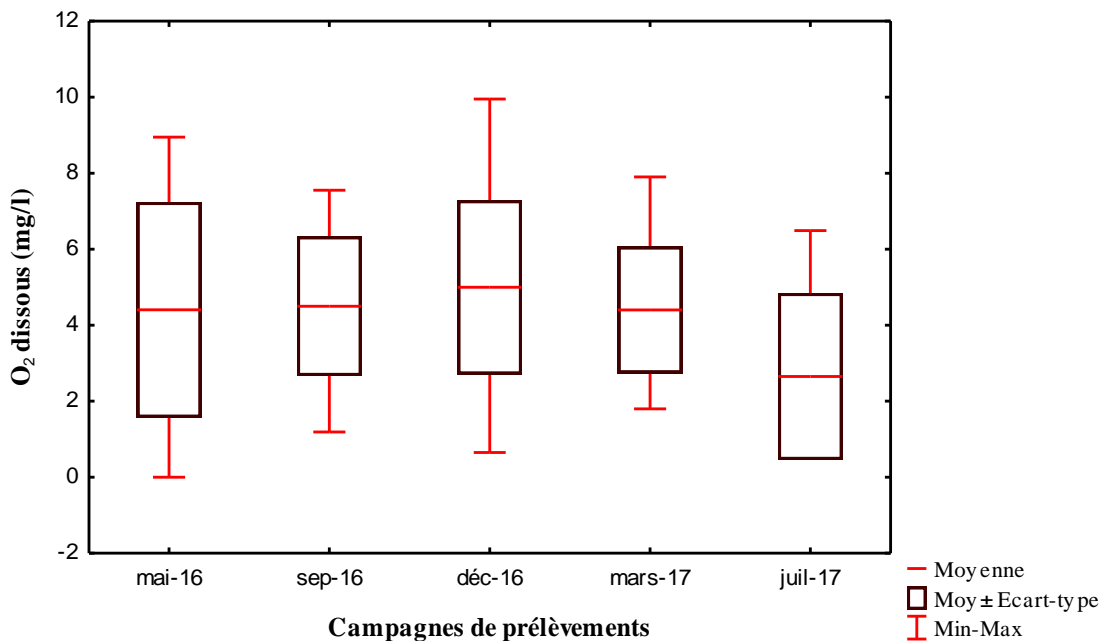


Figure 34 : Boîtes à moustaches de l'O₂ dissous (mg/l) de l'oued Bumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

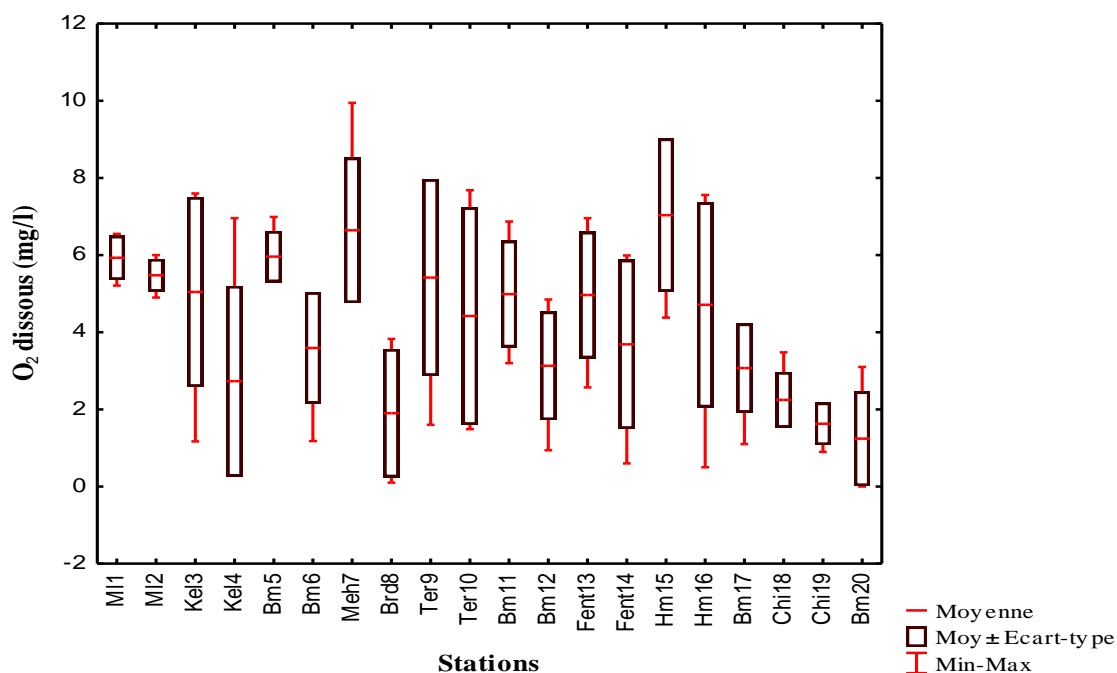


Figure 35 : Boîtes à moustaches de l'O₂ dissous (mg/l) de l'oued Bumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

En effet en période hivernale suite aux intempéries la charge en MO est diluée et les températures basses favorisent la solubilité de l'oxygène (Afri-Mehennaoui, 1998), les rejets urbains diffus contribuent à la diminution de la teneur en oxygène, ce dernier étant consommé par les microorganismes pour dégrader la MO. Mais quand la température est favorable, l'apport de nutriments par les effluents participent d'abord à un effet de sursaturation à la suite du développement de végétaux verts, puis à la fin du cycle végétatif à un déficit qui peut être sévère pour la survie des organismes dont les macroinvertébrés benthiques et par conséquent pour l'équilibre de l'écosystème.

En comparant nos résultats avec ceux de Afri-Mehennaoui (1998) nous constatons que l'oued Boumerzoug et ses affluents ne répond pas aux normes de qualité de base requises pour un cours d'eau au niveau de certaines stations et la situation devient beaucoup plus critique pendant les mois chauds de l'année.

Nous basons sur la grille de classification de la qualité des eaux de surface en fonction de l'oxygène dissous (ABH, 1999) (tab. 26).

Tableau 26 : Qualité des eaux en fonctions de l'O₂ dissous selon la grille de classification de la qualité des eaux de surface (ABH, 1999).

O ₂ dissous	Classe de qualité	Mai 2016	September 2016	Décembre 2016	Mars 2017	Juillet 2017
>7 mg/l	Excelente	Ter9, Ter10, Hm15, Hm16. 20%	0%	Meh7, Hm16 10%	Hm16. 5%	Ter10. 5%
[5- 7 mg/l]	Bonne	Ml1, Ml2, Bm6, Meh7, Fent13, Fent14. 30%	Ml1, Ml2, Kel3, Bm6, Brd8. 25%	Ml2, Kel3, Bm6, Bm11, Fent13. 25%	Ml1, Ml2, Kel3, Bm6, Brd8, Ter9, Bm11, Hm15. 40%	Ml1, Ml2, Bm6, Meh7, Ter9, Fent13, Fent14, Hm15. 40%
[3 -5 mg/l]	Passable	Bm5, Bm11, Bm12, Bm17. 20%	Bm12, Bm17. 10%	Ml1, Bm5, Brd8, Ter9, Bm12, Hm15, Bm17. 35%	Bm5, Meh7, Ter9, Bm12, Fent13, Fent14, Chi18. 35%	Kel3, Bm5, Bm11, Bm12, Hm16, Bm17. 30%
< 3mg/l	Médiocre	Kel3, Brd8, Chi18, Chi19, Bm20. 25%	Kel4, Bm5, Meh7, Ter9, Ter10, Bm11, Fent13, Fent14, Hm15, Bm17, Chi18, Chi19, Bm20. 65%	Kel4, Ter10, Fent14, Chi18, Chi19, Bm20. 30%	Kel4, Bm17, Chi19, Bm20. 20%	Kel4, Brd8, Chi18, Chi19, Bm20. 25%
0 mg/l	Pollution execssive	Bm20 5%	0%	0%	0%	0%

III.1.1.6. Saturation en oxygène (%)

Comme il a été mentionné, la température est un facteur important dans la solubilité de l'oxygène, or le % de saturation en O₂ est plus expressif que la concentration en O₂ en mg/l.

La figure 36 représente le pourcentage de saturation en oxygène des eaux au niveau des 20 stations d'études au cours des 5 campagnes de prélèvements. L'examen de la figure 36 et du tableau 22, montre que le % de saturation présente des variations importantes. Celles-ci sont irrégulières et s'observent d'une station à l'autre.

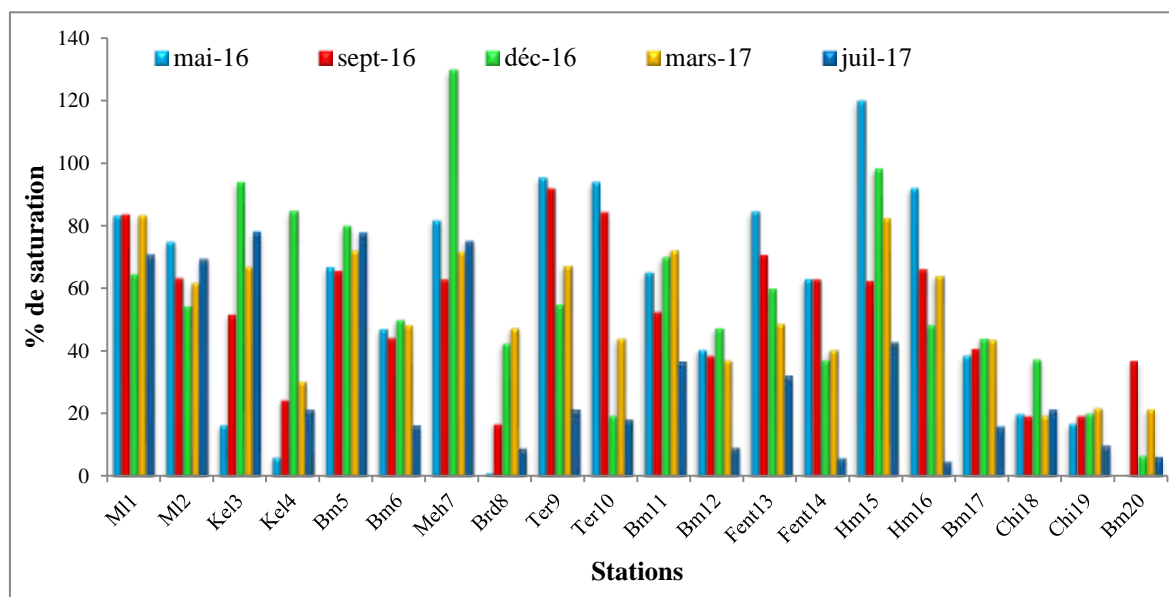


Figure 36 : Variations spatio-temporelles du pourcentage de saturation en oxygène de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

La hiérarchie des moyennes du % de saturation en O₂ est similaire à celle des concentrations ; la plus élevée a été enregistrée en décembre ($57,30 \pm 29,59$ %), suivi de septembre ($55,55 \pm 36,25$ %), de mars ($53,08 \pm 22,47$ %), de mai ($52,38 \pm 20,16$ %), et enfin de juillet ($32,37 \pm 26,96$ %) (fig. 37). Les stations Chi18, Chi19 et Bm20 forment un groupe qui se distingue des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus faibles (fig. 38).

Globalement, nous avons enregistré un % de saturation moyen de $50,13 \pm 28,59$ % pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements. La valeur minimale nulle a été relevée en mai au niveau de la station Bm20 et la valeur maximale, 130 %, en décembre à la station Meh7. Cette variabilité spatiale est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif pour ($p < 0,001$) et un effet campagne significatif pour ($p < 0,001$).

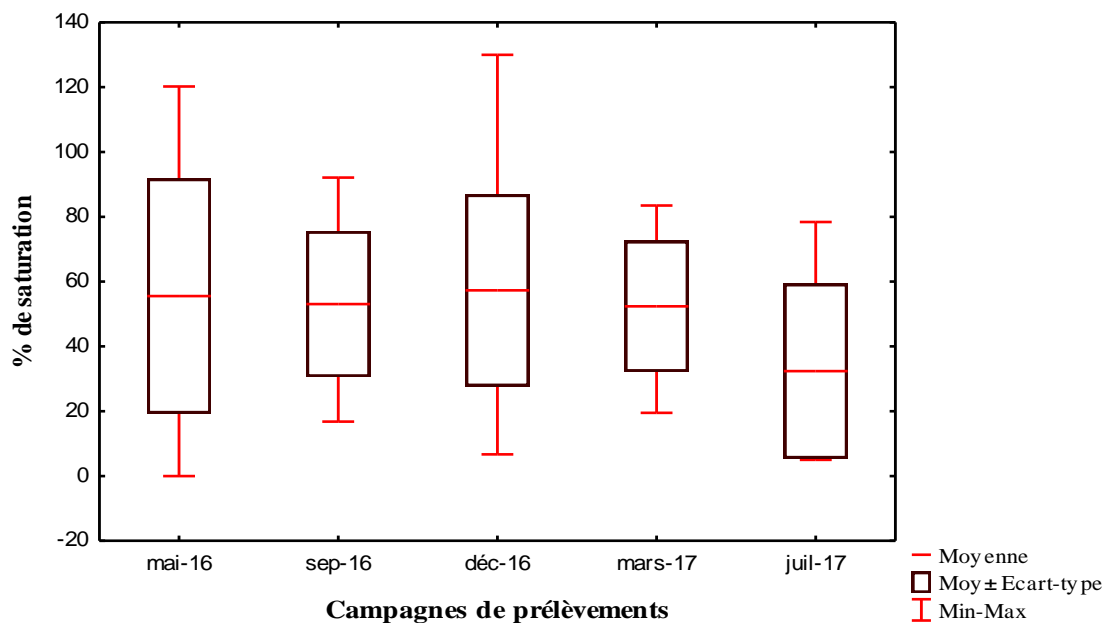


Figure 37 : Boîtes à moustaches du pourcentage de saturation en oxygène de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

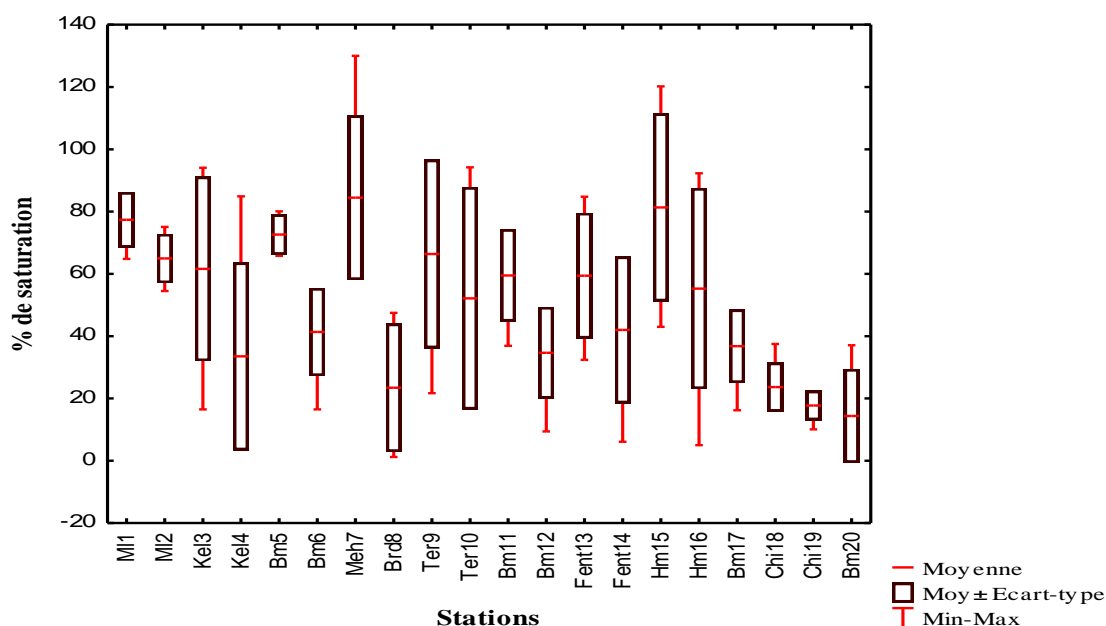


Figure 38 : Boîtes à moustaches du pourcentage de saturation en oxygène de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Nous avons noté aussi que les % de saturations diminuent de l'amont vers l'aval. Cette diminution de la saturation observée pour la station aval à l'exutoire du Boumerzoug serait à imputer aux fortes charges en matières organiques véhiculées par les rejets urbains et industriels susceptibles de diminuer l'oxygénation des eaux. A cela s'ajoute la faible pente des terrains, induisant un écoulement lent qui ne favorise pas le courant et la turbulence. Or ces derniers sont responsables du contact air-eau et favorisent la solubilisation des gaz. Cette observation a déjà été rapportée pour cet oued par [Afri-Mehennaoui \(1998\)](#).

Selon la grille de qualité globale de l'agence de bassin hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue N° 2 (1999) qui tient compte des valeurs minimales du pourcentage de saturation en O₂ on peut classer les stations comme suit (tab. 27) :

Tableau 27 : Qualité des eaux en fonctions du % de saturation minimal en O₂ selon l'Agence de Bassin Hydrographique (ABH, 1999).

% de sat. en O ₂	Classe de qualité	Mai 2016	September 2016	Décembre 2016	Mars 2017	Juillet 2017
> 90	Excellente	Ter9, Ter10, Hm15, Hm16. 20%	Ter9 5%	Kl3, Meh7, Hm15. 15%	0%	0%
70 à 90	Bonne	Ml1, Ml2, Meh7, Fent13. 20%	Ml1, Ter10, Fent13. 15%	Kel4, Bm5, Bm11. 15%	Ml1, Bm5, Meh7, Bm11, Hm15. 25%	Ml1, Kel3, Bm5, Meh7. 20%
50 à 70	Passable	Bm5, Bm11, Fent14. 15%	Ml2, Kel3, Bm5, Fent14, Hm15, Hm16. 30%	Ml1, Ml2, Bm6, Ter9, Bm11, Fent13. 30%	Ml2, Kel3, Ter9, Hm16. 20%	Ml2. 5%
< 50	Médiocre	Kel3, Kel4, Bm6, Brd8, Bm12, Bm17, Chi18, Chi19, Bm20. 45%	Kel4, Bm6, Brd8, Bm12, Bm17, Chi18, Chi19, Bm20. 40%	Brd8, Ter10, Bm12, Fent14, Hm16, Bm17, Chi18, Chi19, Bm20. 45%	Bm6, Bd8, Ter10, Bm12, Fent13, Fent14, Bm17, Chi18, Chi19, Bm20. 50%	Kel4, Bm6, Brd8, Ter9, Ter10, Bm11, Bm12, Fent13, Fent14, Hm15, Hm16, Bm17, Chi18, Chi19, Bm20. 75%
0	Pollution excessive	Bm20 5%	0%	0%	0%	0%

Il est certain que les figures 23 et 24 présentent une grande similitude car les deux expressions de l'oxygène, concentration et pourcentage de saturation, sont dépendantes l'une de l'autre est sont influencées surtout par la température de l'eau. L'oxygène dissous joue un rôle essentiel sur la présence et la distribution de la faune aquatique. Sa déplétion engendre la disparition des espèces sensibles au déficit en oxygène.

III.1.2. Bilan de la qualité physico-chimique de l'eau

Le bilan d'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux de l'oued Boumerzoug et ses affluents a été effectué sur la base des critères du *Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux des cours d'eau (SEQ-Eau, 2003)*. Ce dernier est utilisé depuis 1971 par les agences de l'eau en Europe notamment en France. Il permet d'évaluer la qualité physico-chimique et biologique de l'eau et son aptitude aux usages et aux fonctions naturelles des milieux aquatiques. Différentes classes sont définies :

- ❖ Classe d'aptitude à la biologie,

- ❖ Classe d'aptitude aux usages avec production d'eau potable, loisirs et sports aquatiques, irrigation, abreuvement, aquaculture,
- ❖ Classe et indices de qualité de l'eau par altération.

Tableau 28 : Aptitude à la survie biologique en fonction des paramètres température, pH, CE et O₂ dissous de l'eau (SEQ-Eau, 2003).

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
T (°C)	20	21,5	25	28	> 28
pH	8	8,5	9	9,5	> 9,5
CE (µS/cm)	2500	3000	3500	4000	> 4000
Oxygène dissous (mg/l)	8	6	4	3	< 3
Taux de saturation en O ₂ (%)	90	70	50	30	< 30

Les altérations sont des groupes de paramètres, de même nature ou de même effet, utilisées comme indicateurs et permettant de décrire les types de dégradations de la qualité de l'eau. Cette qualité est appréciée au travers de la mesure de nombreux paramètres, dont les unités et les seuils d'effet sur le milieu sont très différents. A cet effet, le SEQ transforme les concentrations des différents paramètres en indice de qualité. Pour chaque paramètre d'une altération, correspond un indice, variant de 0 (eau de très mauvaise qualité) à 100 (eau de très Bonne qualité). L'indice de qualité est ainsi décomposé en cinq classes de qualité correspondant aux cinq couleurs conventionnelles (tab. 29).

Tableau 29 : Les classes de qualité du SEQ-Eau (ABH-CSM, 1999, SEQ-Eau, 2003).

Indices	Classes	Qualité	Aptitude de l'eau à la biologie et aux usages
100 – 80	Bleu	Très bonne	Très bonne
80 – 60	Vert	Bonne	Bonne
60 – 40	Jaune	Passable	Passable
40 – 20	Orange	Mauvaise	Mauvaise
20 – 0	Rouge	Très mauvaise	Inaptitude

Comparativement aux données de la grille du Système d'Évaluation de la Qualité des cours d'eau (SEQ-Eau, 2003) (tab. 28) :

- La température de l'eau fluctue de 9,2 à 29,1°C et peut avoir un sérieux impact, en terme de qualité, pour la biologie aquatique,
- Le pH de l'eau variant de 6,8 à 8,4 est à tendance alcaline, les eaux sont de bonne qualité et viables d'un point de vue pH,
- La CE des eaux de l'oued Boumerzoug et ses affluents est d'une qualité très bonne. Cependant, les eaux de l'oued Melah sont d'une qualité passable à la station MI1 et d'une qualité très mauvaise à la station MI2 notamment en décembre 2016, en mars et juillet 2017 où ont été enregistrées des CE > 4 mS/cm ; l'eau étant inapte à la biologie et aux usages. Bien que la CE des eaux de l'oued Boumerzoug et ses affluents soit supérieure à la norme internationale qui est (1 mS/cm) définissant une eau de bonne qualité à usage agricole, les eaux continuent à être utilisées en agriculture notamment pour l'irrigation des cultures exploitées sur les rives du Boumerzoug et ses affluents malgré l'interdiction formelle par la législation algérienne.
- L'Oxygène dissous des eaux de l'oued Boumerzoug et ses affluents est d'une qualité bonne à passable excepté les eaux de la station Hm15 où l'eau semble être de très bonne qualité et les eaux des stations Ter10, Fent14 et Hm16 où l'eau semble être de qualité passable. Notons aussi, la qualité très mauvaise des stations Kel4, Brd8, Chi18, Chi19 et Bm20 au niveau desquelles la concentration en oxygène dissous est inférieure à 3 mg/l.
- Le taux de saturation en O₂ des eaux de l'oued Boumerzoug et ses affluents est d'une qualité bonne à passable excepté les eaux de la station Hm15 où l'eau semble être de très bonne qualité et les eaux des stations Bm6, Ter10, Fent14 et Hm16 où l'eau semble être de qualité passable. Les stations Brd8, Chi18, Chi19 et Bm20 sont de qualité très mauvaise où les taux de saturation en O₂ sont inférieurs à 30 %.

III.2. Compartiment sédiment

III.2.1. Caractérisation physico-chimique des sédiments

Les données statistiques des paramètres définissant la physico-chimie des sédiments des 20 stations de prélèvements sont récapitulées dans le tableau 30 où sont indiqués : le minimum, le premier décile, le premier quartile, la moyenne, la médiane, le troisième quartile, le neuvième décile, le maximum et l'écart-type.

Tableau 30 : Données statistiques de la physico-chimie des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

	pHs	CEs ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	CaCO ₃ (%)	MO (%)	Fraction < 63 μm (%)
Minimum	7	147	10	2,47	16,21
1^{er} décile	7,46	324,50	13,41	4,01	12,42
1^{er} quartile	7,66	379	21,75	5,32	29,20
Moyenne	7,97	641,88	28,34	7,47	40,67
Médiane	8,01	488	29,09	6,85	40,97
3^{ème} quartile	8,27	750	35,56	8,62	51,34
9^{ème} décile	8,42	1053	39,72	22,06	59,12
Maximum	8,85	2600	52	20,27	67,50
Ecartype	0,38	432,79	9,82	3,23	13,33
n	100				

III.2.1.1. pH des sédiments

Le pH des sédiments est une donnée essentielle car, l'existence d'une phase minérale, sa spéciation et sa toxicité sont autant de paramètres très liés au pH du milieu (Kribi, 2005).

La figure 39 représente les variations dans l'espace et le temps du pH des sédiments des 20 stations d'études au cours des 5 campagnes de prélèvements.

Le pH des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents varie d'environ 2 unités pH. Il oscille entre 7 (Bm11 en juillet 2017) et 8,85 (Kel4 en mai 2016) avec une moyenne de l'ordre de 7,98 pour l'ensemble des stations et campagnes de prélèvements (tab. 30).

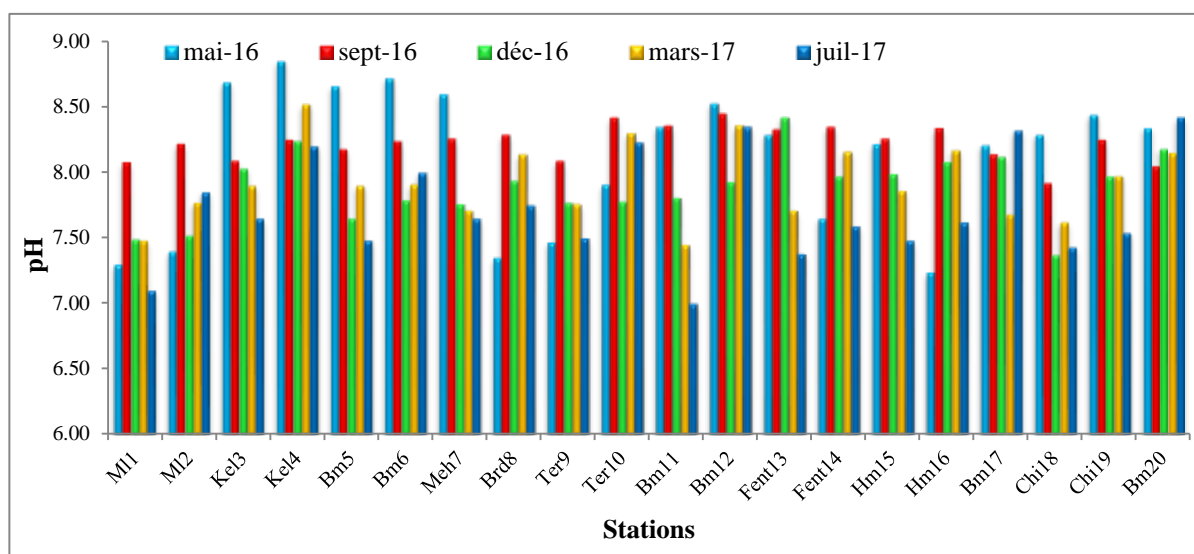


Figure 39 : Variations spatio-temporelles du pH des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Les valeurs enregistrées dans la présente étude indiquent un milieu légèrement alcalin avec une alcalinité légèrement plus importante pour les sédiments des stations (Kel3, Kel4, Bm5 et Bm6) probablement liée à la présence plus importante de carbonates. Ces derniers jouent un rôle important dans le maintien du pH.

Dans les eaux naturelles, non soumises aux rejets industriels et urbains, le pH des sédiments dépend de celui des eaux, de la nature géologique du lit et du bassin versant du cours d'eau (Brémond et Vuichard, 1973). Ceci dit, le pH, légèrement alcalin, que présente le Boumerzoug est naturellement lié à la géologie, la géochimie des roches et à l'activité biologique des sols du bassin qui possèdent une couverture néogène à sédiment continental reposant fréquemment sur une formation carbonatée (Djebbar et al. *in* Afri, 2006).

Les variations du pH dans le temps (effet campagne) sont remarquables ; l'ANOVA a révélé un effet saison significatif ($p < 0,001$). La moyenne maximale a été enregistrée en septembre ($8,23 \pm 0,13$), suivi de mai avec une moyenne de $8,13 \pm 0,53$; mars ($7,93 \pm 0,29$), décembre ($7,89 \pm 0,26$), et enfin juillet ($7,76 \pm 0,39$) (fig.40). Ces variations peuvent être attribuées à une perturbation passagère suite à des rejets industriels et/ou urbains. On peut aussi expliquer ces changements par la précipitation de carbonate, sous l'effet de la photosynthèse étroitement liée à la température de la température.

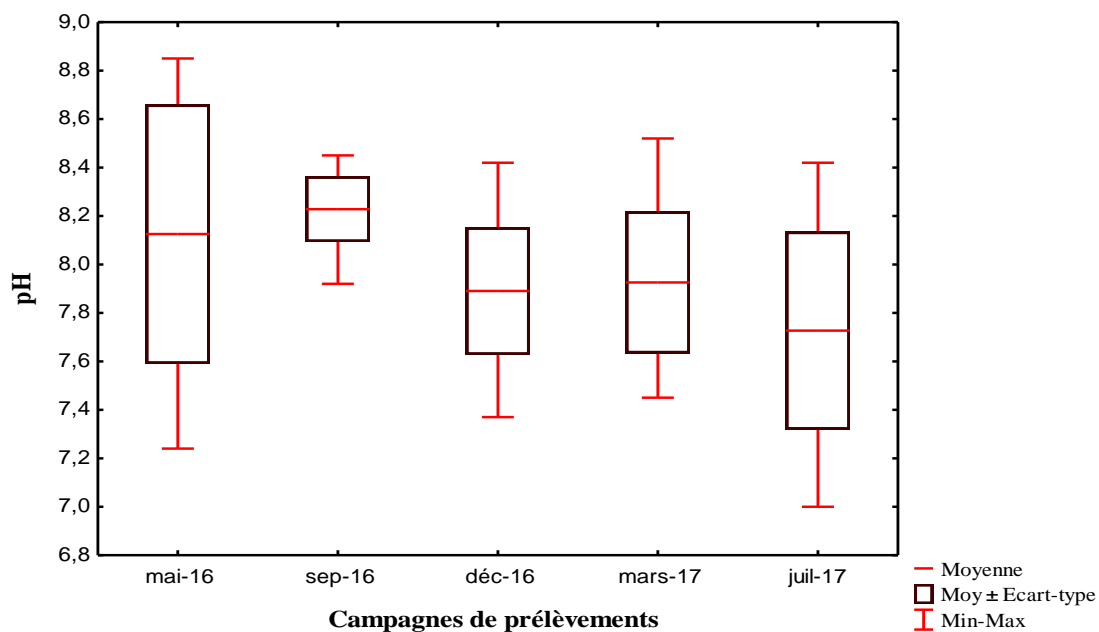


Figure 40 : Boîtes à moustaches du pH des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

Comparativement aux valeurs obtenues par Sahli et al. (2014) nous constatons une similitude des résultats qui confirme que le pH des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses

affluents est légèrement alcalin. En effet, le pH des eaux naturelles est sensible aux perturbations anthropiques. D'ailleurs, il apparaît que les sédiments prélevés au niveau des différentes stations pendant les 5 campagnes de prélèvements présentent des variations considérables d'une station à l'autre (fig. 41). Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif ($p < 0,05$).

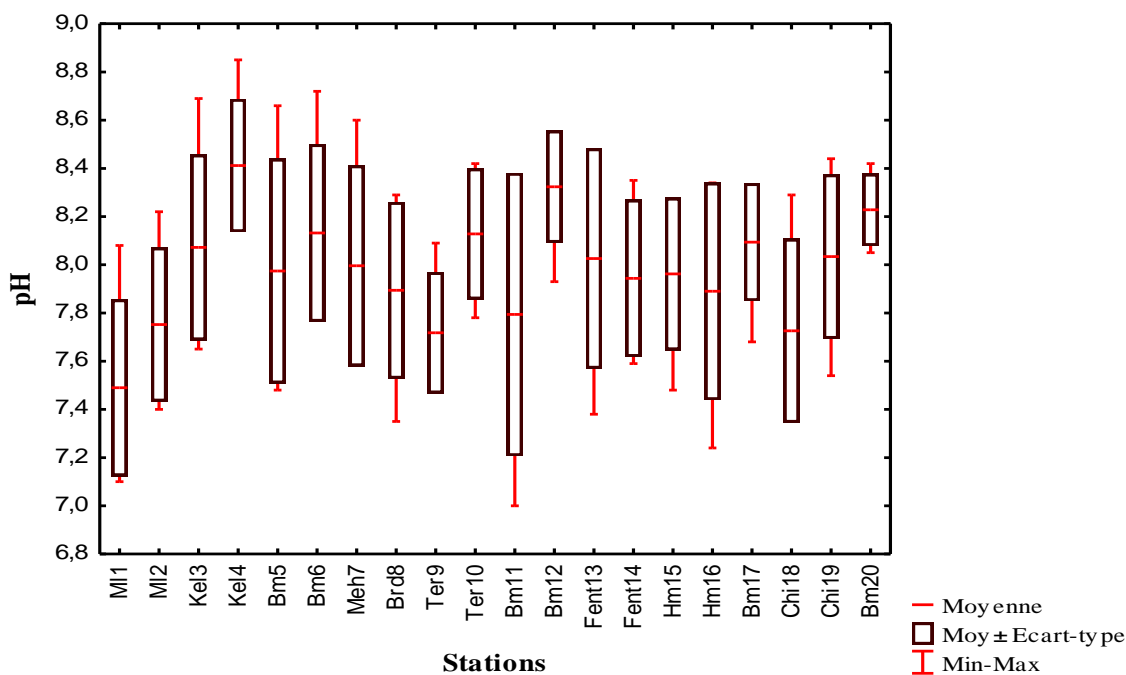


Figure 41 : Boîtes à moustaches du pH des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Le pH des sédiments a une influence considérable sur la biodisponibilité des ETM et par conséquent sur leur écotoxicité. La toxicité de certains ETM décroît avec l'augmentation du pH, simultanément à d'autres paramètres telle que la teneur en matière organique (Lock et al. 2000) et en carbonates. La diminution du pH favorise la mobilité des ETM, notamment par la mise en solution de sels métalliques ou destruction de la phase de rétention. Inversement, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation par formation des composés insolubles ou accroissement de la capacité d'échange cationique (Ramade, 2005).

Un pH alcalin, cas de nos résultats, favorise la sorption des métaux, et inversement, la désorption est favorisée par un pH acide, qui dans le milieu ambiant peut libérer les métaux associés aux sédiments, donc leur biodisponibilité augmente et ils deviennent plus susceptibles d'être toxiques pour les organismes benthiques et aquatiques en général (MDDEP, 2007).

III.2.1.2. Conductivité électrique (CE) des sédiments

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale des eaux des rivières (Brémond et Vuichard, 1973) et des sédiments des bords des oueds, cette mesure est liée à la qualité des sels ionisables dissous.

Les valeurs de la conductivité électrique des sédiments des 20 stations de l'oued Boumerzoug et ses affluents sont représentées par la figure 42. Nous pouvons remarquer que la conductivité électrique des sédiments présente des fluctuations peu prononcées. Celles-ci, s'observent uniquement entre les points de prélèvements ou stations (fig. 43). Ces fluctuations sont confirmées par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif ($p < 0,001$).

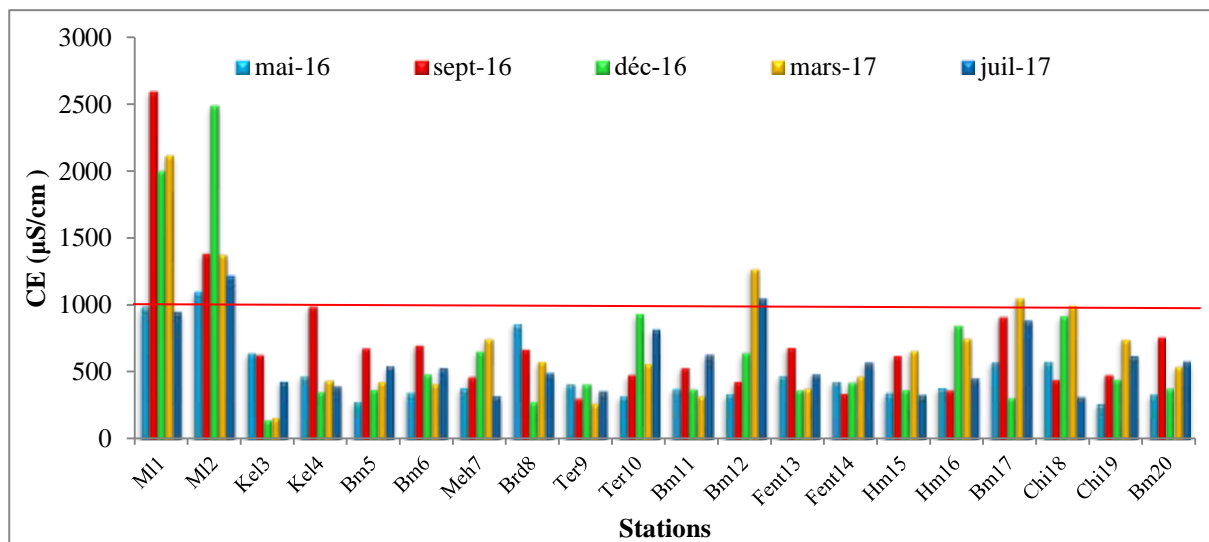


Figure 42 : Variations spatio-temporelles de la CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

La valeur la plus faible est $163,2 \mu\text{S}/\text{cm}$ enregistrée en mars 2017 au niveau de la station Kel3 alors que, la valeur la plus élevée a été enregistrée en septembre 2016 au niveau de la station Ml1 et qui est de l'ordre de $2600 \mu\text{S}/\text{cm}$ (fig. 42). D'une manière générale, ces valeurs enregistrées semblent typiques à la conductivité spécifique aux eaux douces, comprises entre 100 et $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Hébert et Légaré, 2000). La moyenne des 20 stations durant les cinq campagnes est de $641,88 \pm 432,79$, néanmoins, l'effet campagne n'est pas significatif d'après l'analyse de la variance. La CE moyenne maximale a été enregistrée en septembre ($794 \pm 508,71 \mu\text{S}/\text{cm}$), suivi de mars ($756 \pm 462,5 \mu\text{S}/\text{cm}$), puis décembre ($723,5 \pm 587,27 \mu\text{S}/\text{cm}$), de juillet $617,4 \pm 255,6 \mu\text{S}/\text{cm}$ et enfin mai de $514 \pm 234,2 \mu\text{S}/\text{cm}$ (fig. 43). L'oued el Melah (Ml1 et 2) forme un groupe qui se distingue des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus élevées (fig. 44).

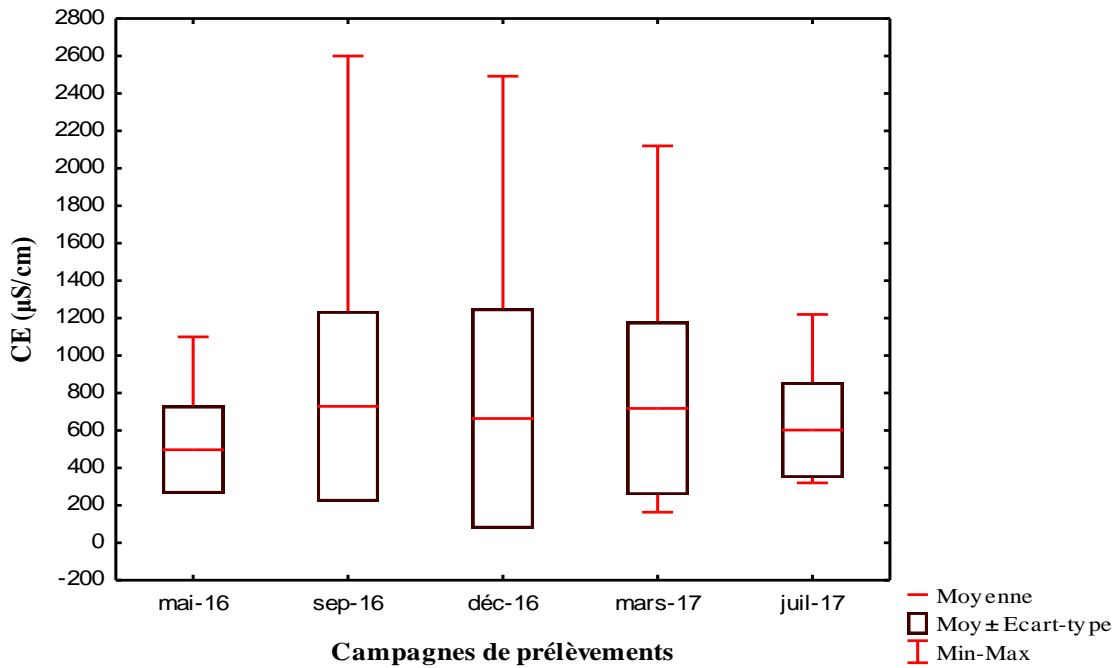


Figure 43 : Boîtes à moustaches de la CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des sédiments de l'oued Boumerzoug lors des cinq campagnes de prélèvement.

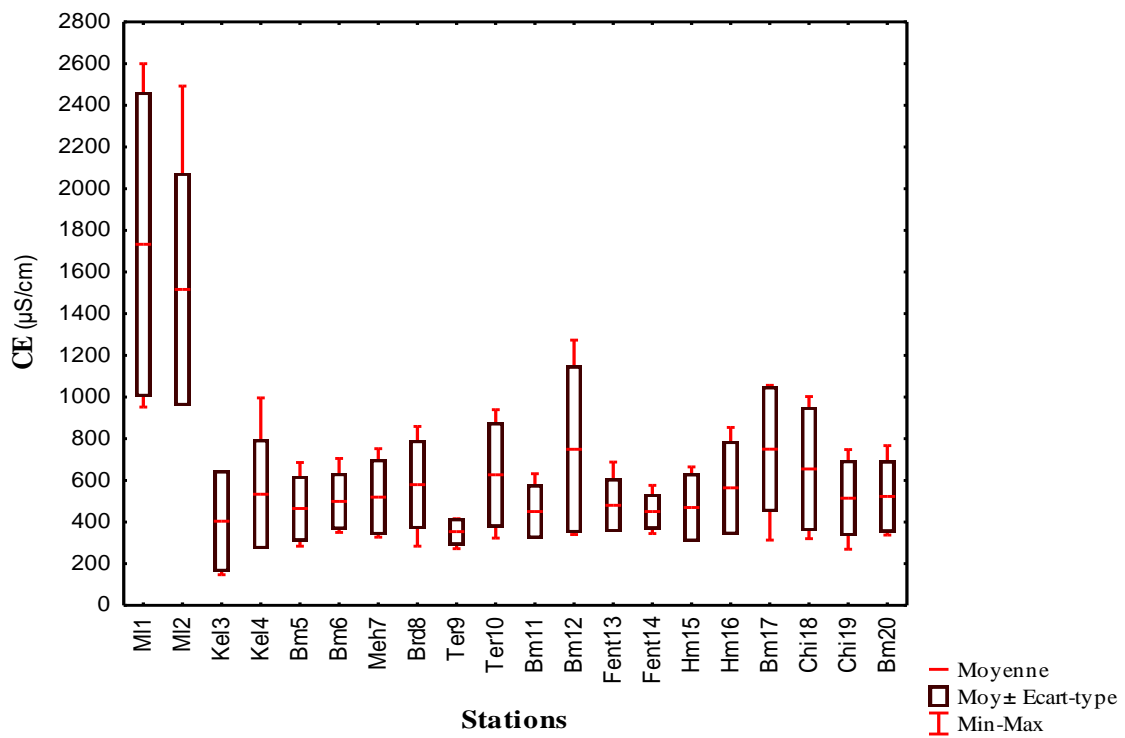


Figure 44 : Boîtes à moustaches de la CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Notons aussi, d'après la figure 42, que certaines valeurs sont relativement plus importantes que d'autres ; elles ont été enregistrées au niveau des stations (MI1 en septembre, décembre, mars et MI2 en décembre), reflétant ainsi, un éventuel enrichissement en sels. Ceci, peut être attribué à une présence de rejets industriels et/ou urbains au niveau de ces stations de

prélèvement ainsi qu'à la nature salée du sud du sous-bassin du Boumerzoug (10-05). En effet, [Song et Müller \(1999\)](#) signalent que la conductivité électrique du sédiment augmente avec le flux ionique dans l'eau.

III.2.1.3. Calcaire total (CaCO_3)

Le calcaire total représente l'ensemble des carbonates de calcium (roche mère, CaCO_3) pouvant représenter une part importante du sédiment : 50 %, voire 70 % du sol en place. Selon [Song et Müller \(1999\)](#), les sols contenant du calcaire ont en général un pH alcalin, car le calcaire neutralise l'acidité produite par la croissance des plantes.

Les teneurs en carbonates des sédiments des 20 stations de prélèvements de l'oued Boumerzoug et ses affluents sont présentées dans le tableau 30 et illustrées par les figures 45 et 46. Les valeurs extrêmes, 10% et 52,60% sont déterminées en mai et décembre 2016 respectivement pour les stations Chi18 et Bm11. Globalement, nous avons enregistré des teneurs moyennes en CaCO_3 de $28,34 \pm 9,82$ % pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements. Ces conditions peuvent être attribuées à la nature du milieu notamment la teneur en carbonates caractérisant la région d'étude.

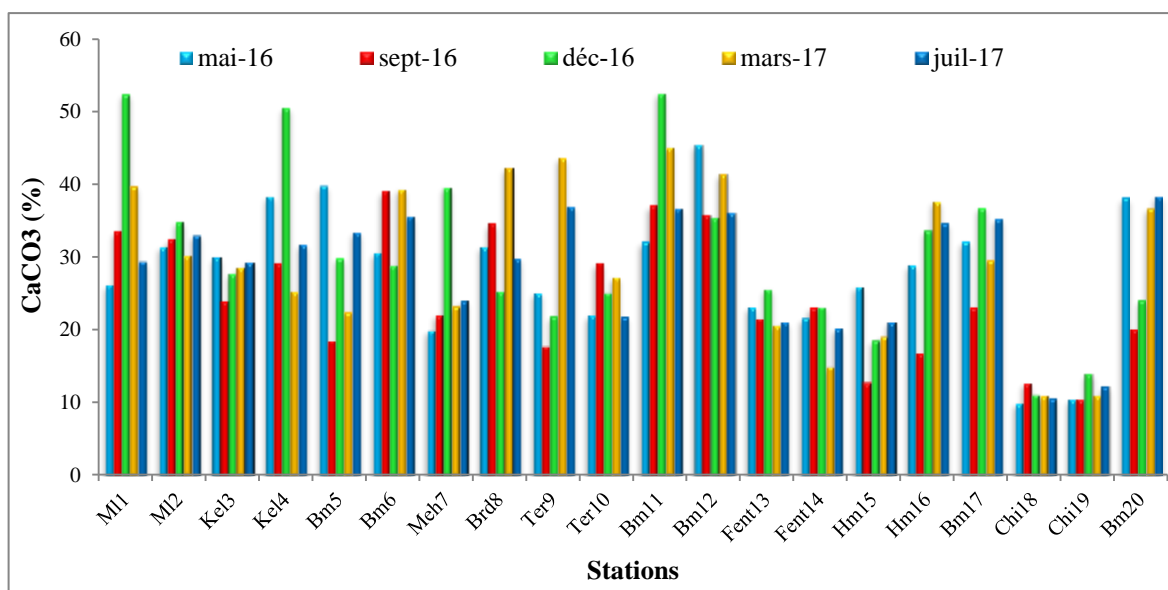


Figure 45 : Variations spatio-temporelles de la teneur en CaCO_3 (%) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Par ailleurs, il apparaît que les sédiments prélevés pendant les différentes campagnes de prélèvements présentent des taux en CaCO_3 très variables d'un point de prélèvement à l'autre (fig. 45). Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif ($p < 0,001$).

En outre et contrairement aux variations spatiales, les fluctuations temporelles ne sont pas significatives. En effet, les fluctuations des taux en carbonates d'une campagne de prélèvement à l'autre sont peu prononcées. La valeur moyenne maximale a été enregistrée en décembre ($30,62 \pm 11,69$), suivi de mars ($29,51 \pm 10,92$), de juillet ($28,64 \pm 8,33$), puis mai ($28,64 \pm 8,33$) et enfin septembre ($24,75 \pm 8,71$) (fig. 46).

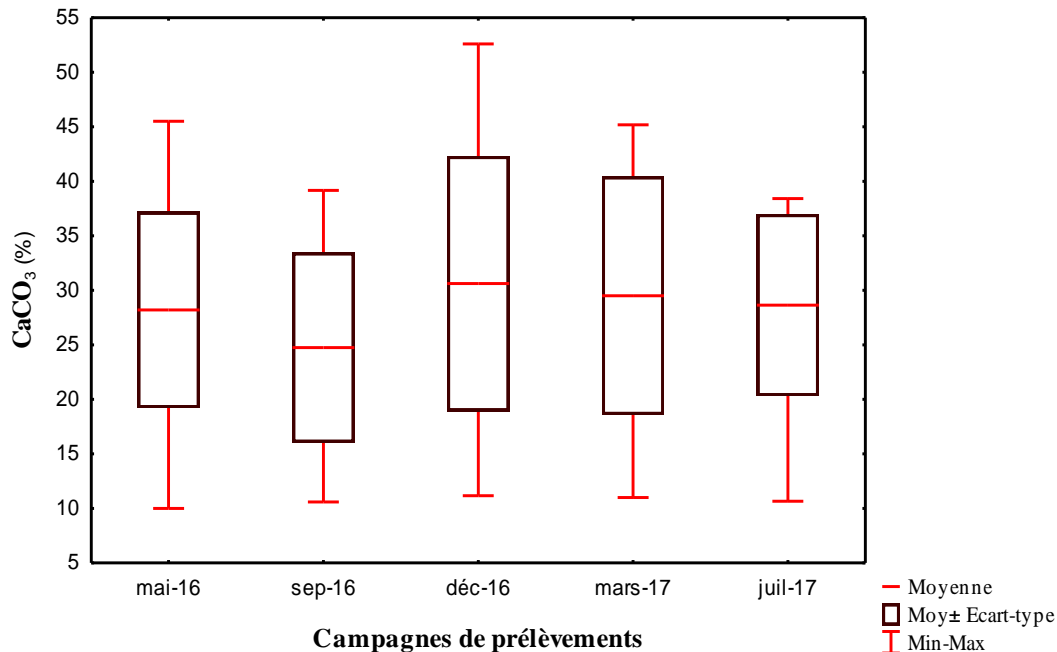


Figure 46 : Boîtes à moustaches de la teneur en CaCO_3 (%) des sédiments de l'oued Boumerzoug lors des cinq campagnes de prélèvement.

D'après la figure 46, nous pouvons observer que les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents présentent des teneurs élevées en calcaire total surtout en période pluvieuse, dont le pouvoir de dilution aura pour conséquent une diminution de la toxicité des ETM.

Les carbonates jouent un rôle important dans les sédiments des écosystèmes aquatiques. En effet leur surface favorise les phénomènes de rétention des ions métalliques par précipitation (smithsonite (ZnCO_3), cérusite (PbCO_3), coprecipitation, absorption et adsorption et par substitutions isomorphes dans le réseau cristallin comme par exemple Cd/Ca (Alloway, 1995).

Les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents sont modérément calcaires, ce qui est dû principalement à la nature géologique de la zone d'étude qui présente d'après Mebarki (1982) une prédominance de formation calcaire-marneuse. A cela s'ajoute la grande part du CaCO_3 qui vient des débris de coquilles souvent très fréquentes dans les sédiments. Les stations Chi18 et Chi19 situées sur la rivière des chiens dont le bassin draine une roche mère gréseuse du Djebel El Ouahch affichent les teneurs les plus faibles (fig.47). Cette observation

est également sensible pour les affluents oueds Mehris (Meh7), Tarf (Ter9, Ter10), Fentaria (Fen13 et Fen14) et pour l'oued Hamimime amont (Hm15) qui draine un bassin versant moins carbonatés.

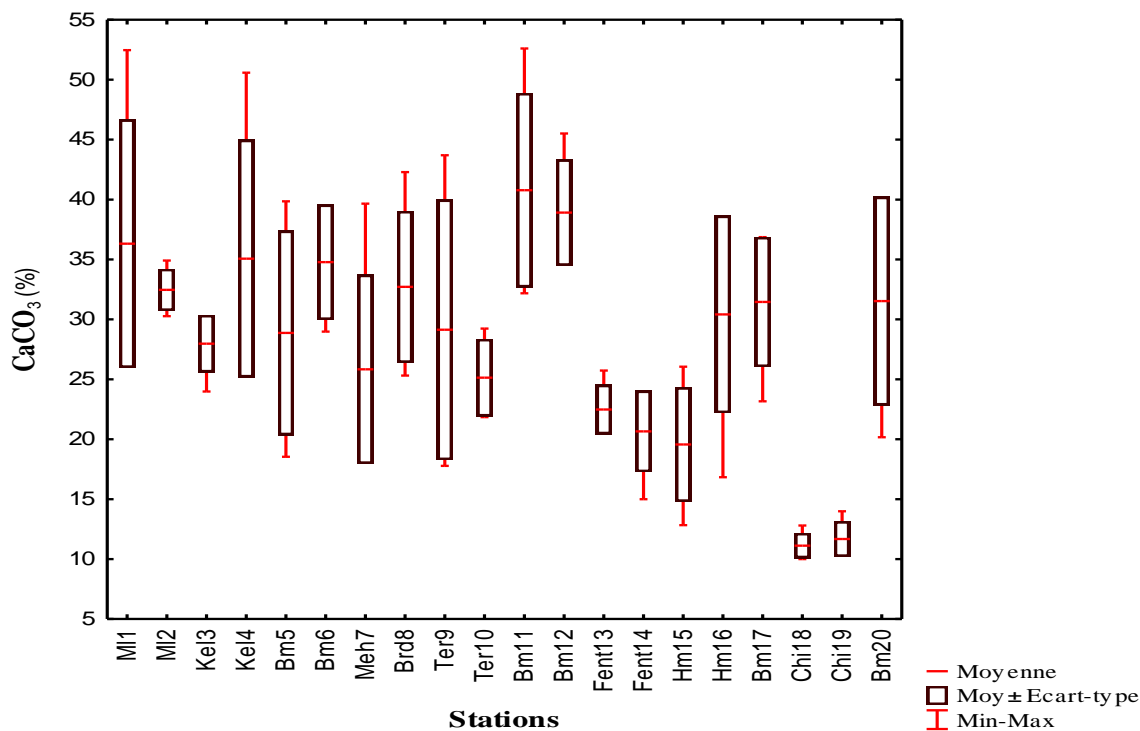


Figure 47 : Boîtes à moustaches de la teneur en CaCO₃ (%) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

III.2.1.4. Matière organique (MO)

Le sédiment est un milieu complexe au sein duquel existent des équilibres et des gradients de contaminants et de matière organique et inorganique d'origine naturelle et anthropique entre le compartiment aqueux (eau interstitielle et eau surnageant) et le compartiment particulaire (Bonnet et Garric, 2003).

Les teneurs en matière organique ou matières volatiles des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents sont estimées par la perte au feu à 525°C (exprimée en pourcentage) du sédiment séché au préalable (tab. 30). Elles fluctuent entre 2,48 % (Bm11 en décembre 2016) à 20,27 % (MI2 en mai 2016) (fig. 48). Le pourcentage moyen de toutes les stations durant les cinq campagnes est de $7,47 \pm 3,23$.

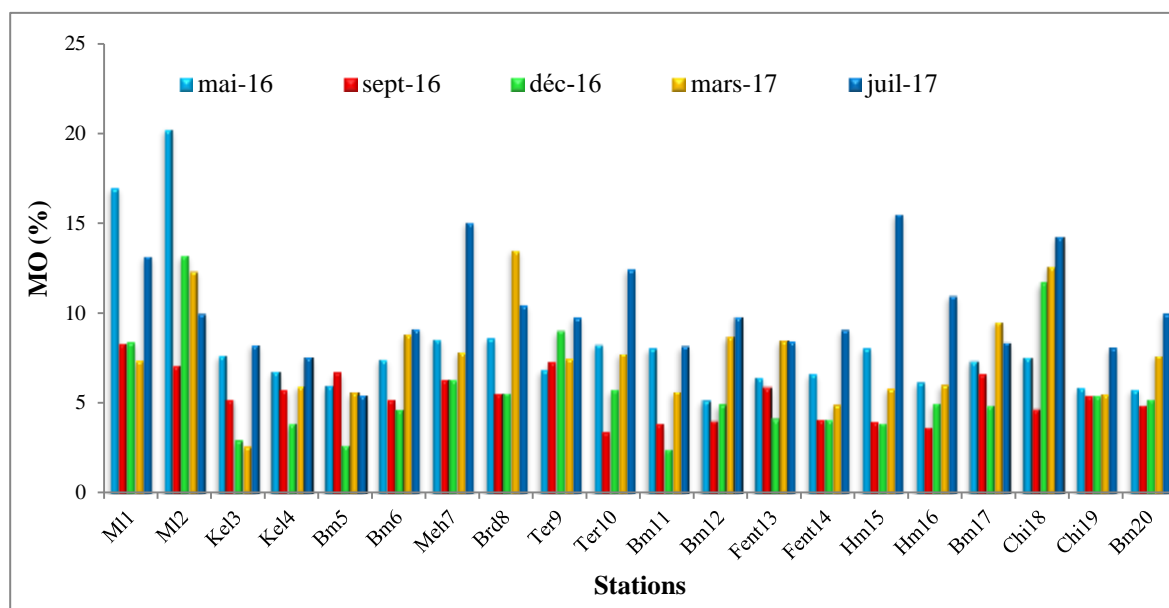


Figure 48 : Variations spatio-temporelles de la teneur en MO des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Par ailleurs, les teneurs en MO présentent des variations considérables. L'amplitude des variations est assez importante d'une station à l'autre et d'une campagne à l'autre.

L'intensité des fluctuations spatio-temporelles est mise en évidence par l'analyse de la variance qui révèle un effet station significatif pour $p < 0,001$ et un effet campagne significatif pour $p < 0,001$. Les stations les plus chargées (fig. 50) sont M11 et M12 (en mai 2016), Mh7, Hm15 et Chi18 (en juillet 2017) ; ces dernières affichent des pics atteignant respectivement 17%, 20,17 %, 15,10 %, 15,35 % et 14,27 %.

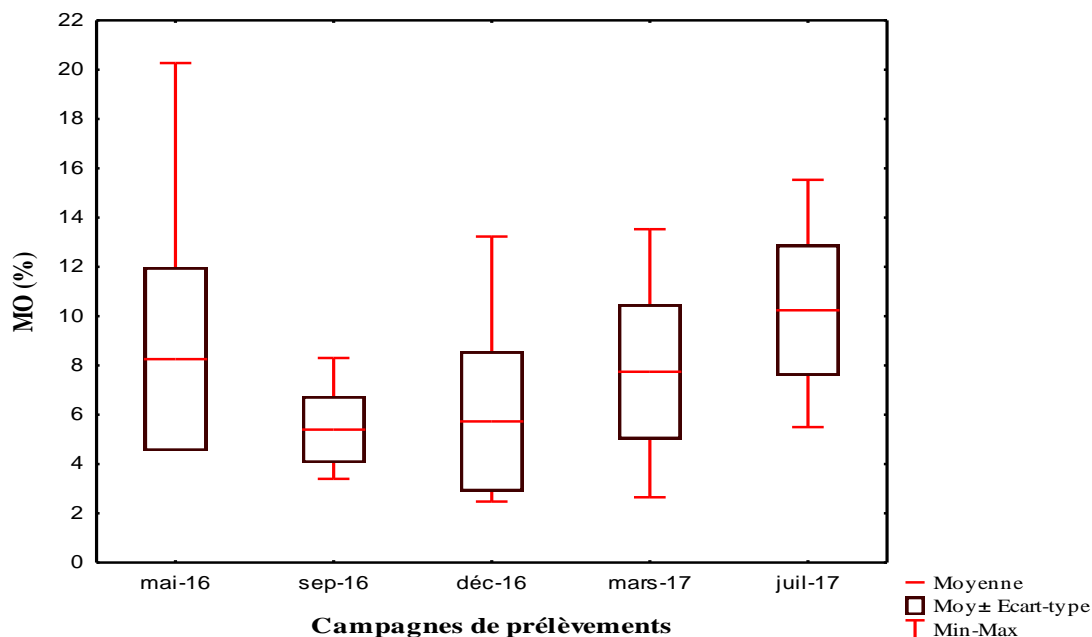


Figure 49 : Boîtes à moustaches de la teneur en MO (%) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

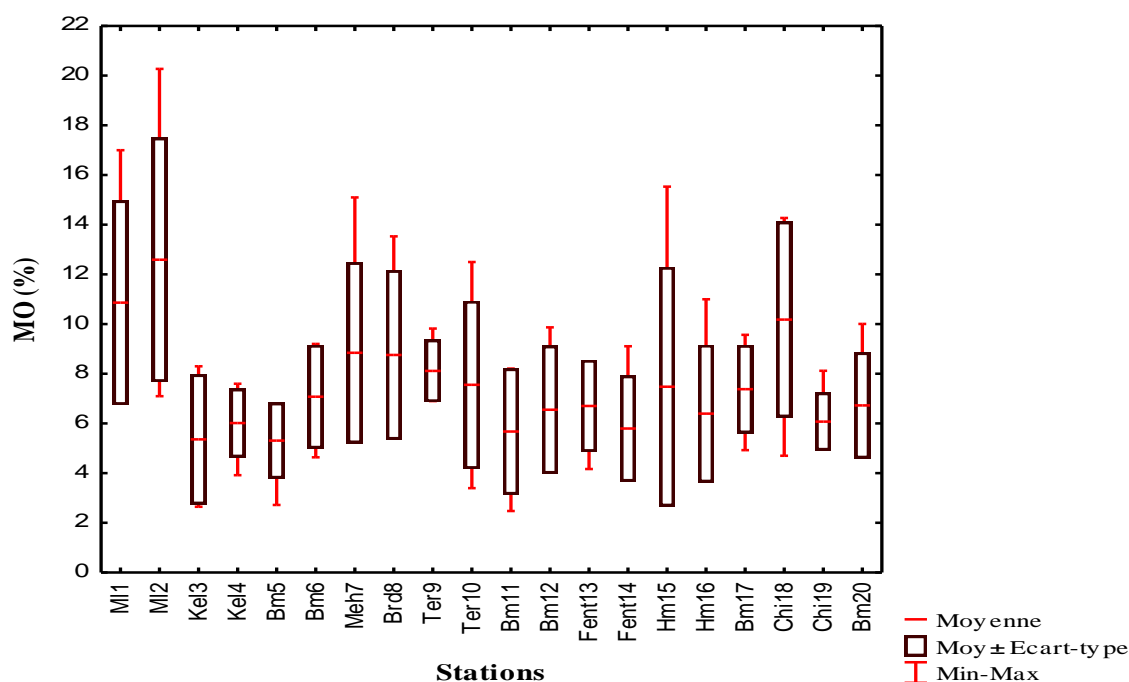


Figure 50 : Boîtes à moustaches de la teneur en MO (%) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Cependant, les teneurs relativement élevées en MO en saison sèche dans les sédiments peuvent s'expliquer par le fait que, cette dernière est favorable au développement du phytoplancton dans les fleuves (Cauwet, 1985) et donc, à la productivité maximale de la matière organique. De plus, le faible débit des oueds qui engendre une concentration de l'ensemble des éléments et par conséquent de la matière organique.

Les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents semblent fortement chargés en matières organiques. Meybeck et al. (1998) qualifient de très forte la proportion de 10 % de matière organique dans les sédiments. Cette dernière est dépassée dans 14 % des cas, traduisant ainsi un enrichissement organique des sédiments étudiés.

Pekey (2006) résume les différents rôles que joue la MO ; elle est une source d'énergie carbonée, de phosphore et d'azote après minéralisation. Elle est également un support des synthèses biologiques, une source de métabolites ou de vitamines, d'éléments chélateurs et joue un rôle inhibiteur ou stimulateur. Les origines de la MO étant multiples, il est difficile de faire la part des influences naturelles et anthropiques sur les niveaux de concentration. Aux rejets directs de contaminants de sources industrielles, agricoles et urbaines (collectés et traités en STEP) s'ajoutent les eaux de pluie altérées au contact des matériaux rencontrés sur leurs parcours : couvert végétal, revêtement urbains et routiers, humus, matériaux superficiels et roches sous-jacentes. Ainsi, aux eaux usées des rejets diffus, non traitées, viennent s'ajouter des eaux de pluie souillées par le ruissellement avant de gagner le Boumerzoug et ses

affluents où les matières organiques sont généralement abondantes. Leur accumulation est favorisée par un écoulement lent de l'oued dû à une pente faible et leur influence sur le comportement des ETM est certaine.

La MO participe efficacement à la rétention des ETM qui peuvent être retenus sous forme échangeable donc assez facilement mobilisable ou à l'état de complexes dans lesquels ils sont plus énergiquement fixés (Perrono, 1999). Dans le sédiment comme dans le sol, des préférences d'affinité de la matière organique ont été rapportées selon la hiérarchie suivante $Pb > Cu > Ni > Co > Zn > Cd > Fe > Mn > Mg$ (Ayrault et al. 2007). Souvent la teneur en MO est sous-estimée en tant que substance polluante. Pourtant de nombreux produits provenant de sa dégradation sont toxiques (NH_3 , NO_2 , Phénols, etc.) et le déficit en oxygène qui en résulte peut avoir des effets néfastes sur l'écosystème (Prygiel et al. 2000).

Des sédiments sableux, très pauvres en MO ont une faible capacité d'adsorption (Gouy et Roulier, 2003). La MO, en complexant ou en adsorbant les contaminants, les rend moins biodisponibles que ceux qui sont moins fortement liés aux particules (Tessier et al. 1979 ; Gobas et Hang, 1994). La taille des particules, qui joue un rôle sur le pouvoir de rétention, ne semble guère intervenir dans la répartition des composés au sein du sédiment pour des valeurs de carbone organique supérieures à environ 0,5 %. Ainsi il apparaît que ce sont surtout les phases de rétention, dont la MO, qui jouent un rôle important vis à vis des ETM alors que les particules servent plutôt de substrat.

Si nous comparons nos résultats avec ceux obtenus par Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004) pour la charge des sédiments de l'oued Boumerzoug en MO, une évolution dans le temps est à souligner, matérialisée par une diminution de la charge organique des sédiments pour nos résultats. Cette observation peut être expliquée par la collecte actuelle des eaux résiduaires et des effluents industrielles dans la banlieue sud de Constantine pour les acheminer vers la STEP ce qui n'était pas encore au point au début des années 2000. Cependant la collecte n'est pas encore totale et il reste des rejets diffus.

III.2.1.5. Fraction sédimentaire inférieure à 63 μm

En sédimentologie, la coupure à 63 μm est une séparation traditionnelle entre les sables d'une part (>63 μm) et la vase (argile et silt) d'autre part (Cosson, 1987 ; Genin et al. 2003). En effet, les métaux se fixent préférentiellement sur la fraction fine inférieure à 63 μm (Cosson, 1987). Thévenot, Meybeck et al. (1998) ont retenu les sédiments tamisés à 100 μm pour déterminer les niveaux naturels des ETM.

La proportion de la fraction inférieure à $63 \mu\text{m}$ est représentée dans le tableau 30 et la figure 51 qui révèlent la valeur minimale de 16,21 % enregistrée en juillet 2017 à la station Hm15 et la plus élevée, 67,50 %, déterminée en décembre 2016 à la station Ml2. La moyenne des 20 stations durant les cinq campagnes est de $40,67 \pm 13,33$.

L'intensité des fluctuations spatio-temporelles est mise en évidence par l'analyse de la variance qui révèle un effet station significatif pour ($p < 0,001$) et un effet campagne significatif pour ($p < 0,01$).

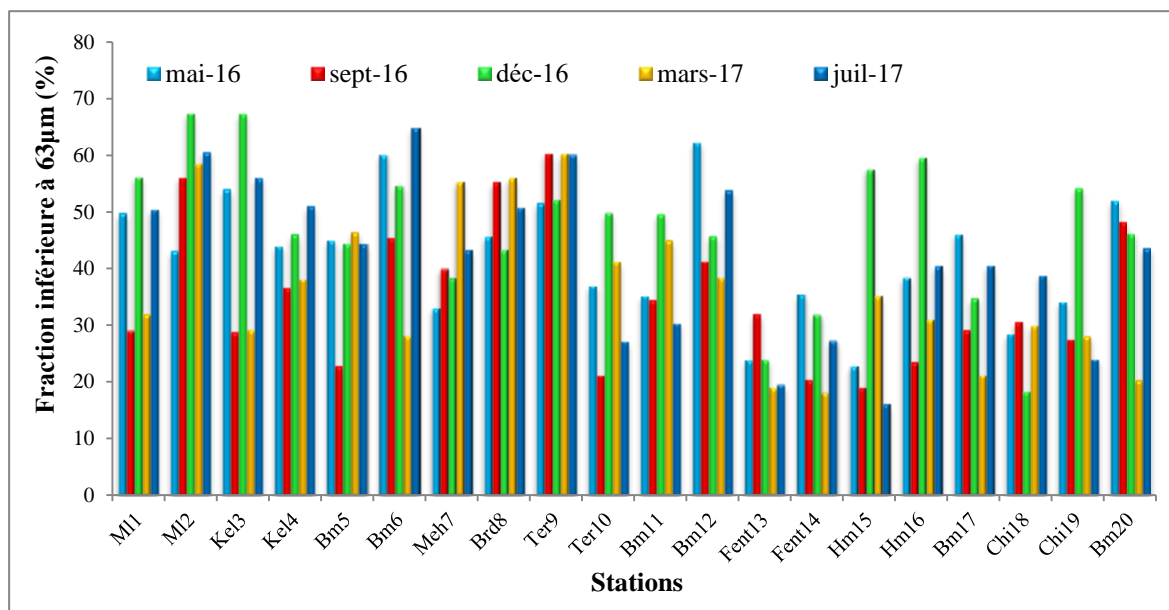


Figure 51 : Variations spatio-temporelles de la proportion de la fraction inférieure à $63 \mu\text{m}$ des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

La figure 52 permet de voir une similitude pour les prélèvements de mai et juillet d'une part, puis entre sept et mars d'autre part, alors que le prélèvement de décembre se démarque par la moyenne la plus élevée et les fluctuations les plus importantes. La teneur de la fraction inférieure à $63 \mu\text{m}$ augmente d'amont en aval pour certaines stations, Ml1 et Ml2, Bm5 et Bm6, Bm11 et Bm12, Hm15 et Hm16. Ainsi, par contre on observe le phénomène inverse pour l'affluent Tarf (fig. 53).

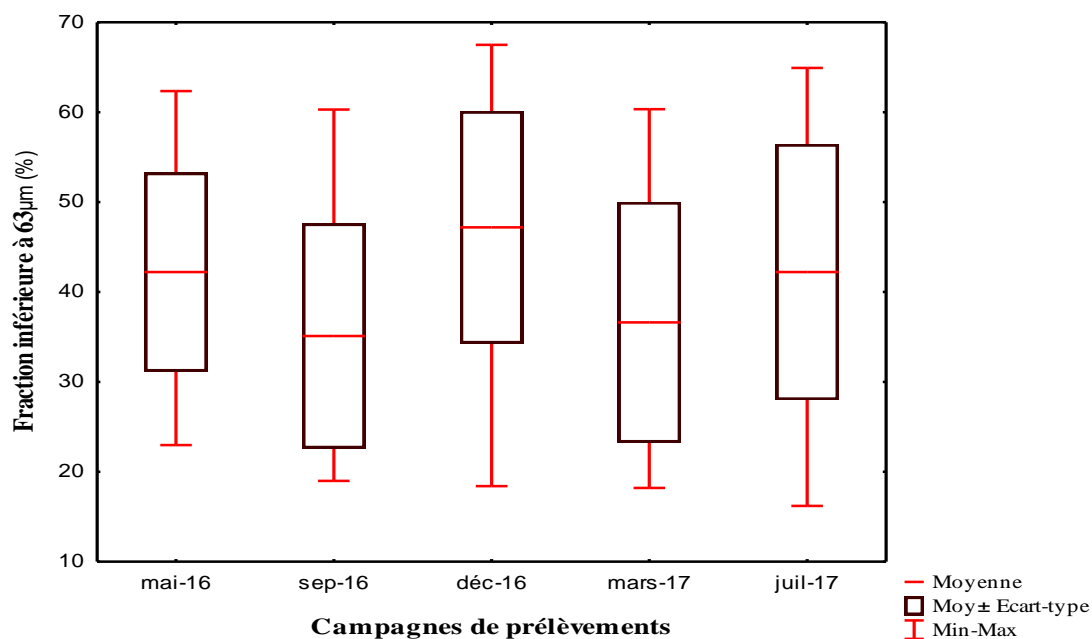


Figure 52 : Boîtes à moustaches de la proportion de la fraction inférieure à 63 µm des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

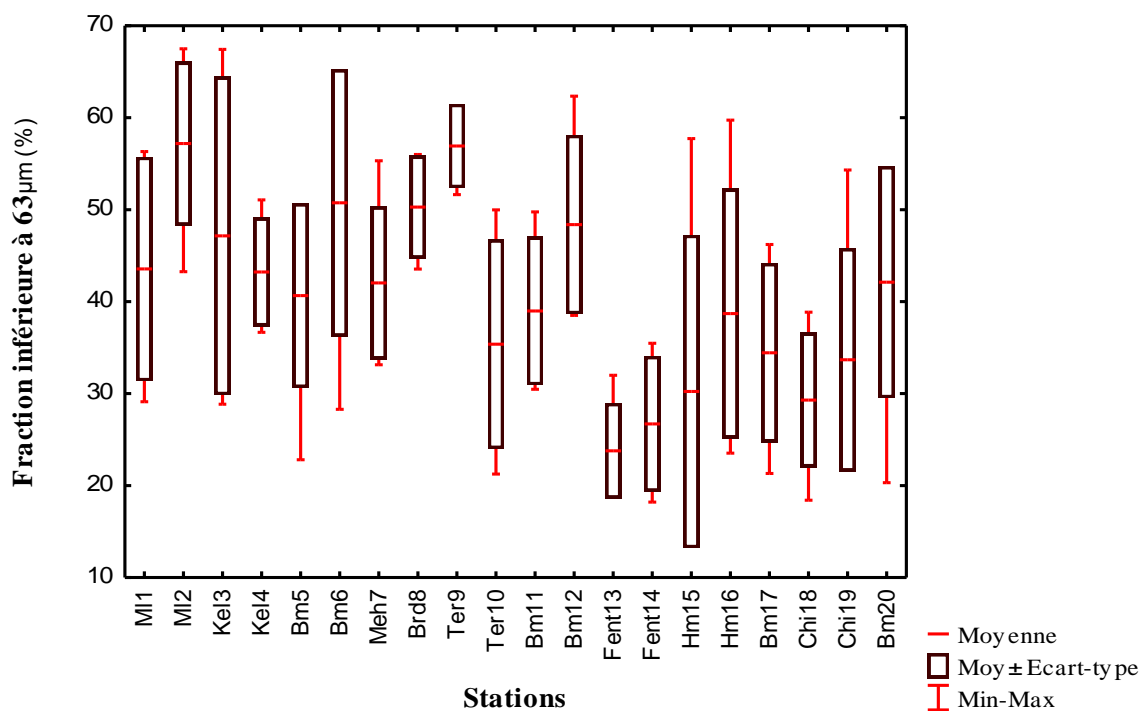


Figure 53 : Boîtes à moustaches de la proportion de la fraction inférieure à 63 µm des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvement.

Par ailleurs, de nombreux auteurs ont montré les relations existantes entre la teneur en éléments traces métalliques et la granulométrie des sédiments ; les teneurs les plus élevées se rencontrent en général dans la fraction la plus fine des sédiments (Baier et Healy, 1977). La fraction grossière (sable) se comporte comme un diluant vis-à-vis des métaux de la fraction fine (Roger, 1988).

En effet, la fraction fine des sédiments ($\emptyset < 63 \mu\text{m}$) joue un rôle important dans le processus d'adsorption des ETM en milieu aquatique, car celle-ci, présente de très grandes surfaces spécifiques comportant de nombreux sites d'adsorption. Les fractions fines peuvent être constituées de composés actifs pour les ETM tels que les hydroxydes ou les matières organiques (Sahli, 2012). Les ions Cr et Pb ont généralement une plus grande affinité pour les colloïdes que les ions Zn, Cd et Ni (Tyler et al. 1984).

Contrairement à la fraction fine, la fraction grossière ($\emptyset > 63 \mu\text{m}$) tant par sa nature géochimique que par sa faible surface spécifique, constitue une phase pauvre en ETM. Les grosses particules agissent comme diluant, d'où l'intérêt d'un tamisage à $63 \mu\text{m}$ séparant la fraction fine de la fraction grossière. Plus les sédiments sont fins, plus ils sont riches en ETM. La granulométrie est ainsi considérée comme l'un des principaux facteurs de variation des teneurs en contaminants dans les sédiments (Robbe, 1981).

La nature des sédiments a été estimée à partir de la classification d'Ibouily (1981) (tab. 31), qui se base sur le contenu en particules fines (inférieures à $63 \mu\text{m}$ de diamètre).

En fonction de la proportion de la fraction pélitique inférieure à $63 \mu\text{m}$ et qui varie dans le temps, on peut classer les stations comme suit (tab. 31) :

Tableau 31 : Classification des sédiments en fonction de la proportion de la fraction fine (Ibouily, 1981).

Pourcentage de particules <63 μm	Nature du sédiment	Mai 2016	September 2016	Décembre 2016	Mars 2017	Juillet 2017
Fraction fine < 10 %	Sables purs	0%	0%	0%	0%	0%
10 % \leq fraction fine < 20 %	Sables peu envasés	0%	Hm15 5%	Chi19. 5%	Fent13, Fent14. 10%	Fent13, Hm15. 10%
20 % \leq fraction fine < 40 %	Sables moyennement envasés	Meh7, Fent13, Fent14, Hm15, Hm16, Chi18, Chi19. 35%	Ml1, Kel3, Kel4, Bm5, Ter10, Bm11, Fent13, Fent14, Hm16, Bm17, Chi18, Chi19. 60%	Fent13, Fent14, Bm17. 15%	Ml1, Kel3, Kel4, Bm6, Bm12, Hm15, Hm16, Bm17, Chi18, Chi19, Bm20. 55%	Ter10, Bm11, Fent14, Chi18, Chi19. 25%
40 % \leq fraction fine < 60 %	Sédiment très envasé à dominante de sables	Ml1, Ml2, Kel3, Kel4, Bm5, Brd8, Ter9, Ter10, Bm11, Bm17, Bm20. 55%	Ml2, Bm6, Meh7, Brd8, Ter9, Bm12, Bm20. 35%	Ml1, Kel4, Bm5, Bm6, Meh7, Brd8, Ter9, Ter10, Bm11, Bm12, Hm15, Hm16, Chi19, Bm20. 70%	Ml2, Bm5, Meh7, Brd8, Ter10, Bm11. 30%	Ml1, Kel3, Kel4, Bm5, Meh7, Brd8, Ter9, Bm12, Hm16, Bm17, Bm20. 55%
60 % \leq fraction fine < 80 %	Sédiment très envasé à dominante de vases	Bm6, Bm12. 10%	Ter9. 5%	Ml2, Kel3. 10%	Ter9 5%	Ml2, Bm6. 10%

III.2.2. Eléments Traces Métalliques (ETM) dans les sédiments

Vu leur pouvoir de fixation des polluants, les sédiments sont étudiés comme indicateurs de contamination du milieu. Plus de 90 % des ETM rejetés dans les écosystèmes sont piégés dans la matrice sédimentaire (Calmano et al. 1993).

Le sous-bassin du Boumerzoug, soumis à des pressions démographiques, industrielles et agricoles relativement élevées, présente une gamme hélas étendue de sources potentielles de métaux toxiques. Nos investigations ont porté sur les principaux d'entre eux : cadmium (Cd), chrome (Cr), cobalt (Co), cuivre (Cu), nickel (Ni), plomb (Pb), zinc (Zn) et le manganèse (Mn) qui caractérise le fond géochimique naturel. Conformément à l'objectif de notre étude, les sédiments de surface ont été prélevés pour évaluer le niveau de contamination récente. Le type de minéralisation choisi (attaque diacide HNO₃ et HCl), ne met pas en solution la matrice siliceuse, car seule la désorption des ETM adsorbés à la surface des particules et susceptibles d'être biodisponibles, nous intéresse (Afri-Mehennaoui, 2006). Les résultats de chaque élément trace seront discutés séparément.

Les données statistiques des teneurs en éléments traces métalliques des sédiments des 20 stations prélèvements ainsi que les teneurs naturelles ou « background level » rapportées dans la littérature sont récapitulées dans le tableau 32. Sont indiqués : le minimum, le premier décile, le premier quartile, la moyenne, la médiane, le troisième quartile, le neuvième décile, le maximum et l'écartype.

Les histogrammes (fig. 54, 57, 60, 63, 66, 69, 72 et 75) illustrent l'évolution spatio-temporelles des concentrations en éléments traces métalliques dans les sédiments du sous-bassin Boumerzoug et ses affluents.

Les boxplots / boîtes à moustaches (fig. 55, 58, 61, 64, 67, 70, 73 et 76) illustrent les variations par campagne et les boîtes à moustaches (fig. 56, 59, 62, 65, 68, 71, 74 et 77) illustrent les variations par station des teneurs en ETM. La juxtaposition des boîtes à moustaches par campagne permet de comparer la distribution des valeurs de concentration selon les 5 ensembles de données (campagnes).

Nous comparerons nos résultats aux valeurs rapportées par (Afri-Mehennaoui, 2006) sur l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug en zone urbaine (Constantine) et à celles publiées par différents auteurs. Les concentrations naturelles des ETM dans les sédiments sont fonction de la roche mère et diffèrent d'un auteur à l'autre en fonction des bassins versant étudiés (tab. 32).

Globalement, les résultats des concentrations pseudo-totales des 8 ETM déterminés dans les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents révèlent la présence du Cd, Cr,

Co, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn dans tous les échantillons de sédiments prélevés sur les 20 stations pendant les cinq campagnes. L'ordre d'abondance des éléments est le suivant :

$$\text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Cd}.$$

Tableau 32 : Données statistiques des teneurs en ETM des sédiments (mg/kg) de l'oued Boumerzoug et ses affluents avec synthèses des bruits de fond géochimique.

	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Minimum	0,04	7,10	26,80	12,04	149,93	17,67	13,88	57,35
1^{er} decile	0,11	9,42	31,95	18,01	186,07	26,55	22,81	85,76
1^{er} quartile	0,22	10,21	38,40	20,18	215,34	29,62	26,98	94,47
Moyenne	0,46	11,79	50,30	43,00	284,36	34,32	36,00	184,05
Médiane	0,36	11,30	43,81	29,94	247,98	32,62	33,73	100,168
3^{ème} quartile	0,65	12,82	56,18	47,96	331,29	36,41	42,46	282,67
9^{ème} décile	1,00	15,21	80,15	98,20	472,15	41,23	49,40	379,34
Maximum	1,23	20,14	128,35	164,72	576,26	77,76	126,98	425,50
Ecartype	0,31	2,40	19,38	34,27	109,81	9,33	15,13	118,15
n	100							
Thomas et Meybeck (1992)	0,30	-	120	50	-	80	40	240
Pardos et al. (2003)	0,22	8,1	30,9	27,4	-	30,8	26,5	86,3
Afri-Mehennaoui (2006)	0,18	-	25	8	-	10	20	60
Thévenot et al. (2007)	0,25	7	40	15	-	16	23	60
Saulnier et Gagnon (2009)	0,31	-	46	20	-	23	15	60

Afin de discerner les informations fournies par les sites de prélèvement, les stations ont été rassemblées en 3 groupes (tab. 33) en fonction de leurs situations géographiques et de leurs apports respectifs au cours d'eau :

- les stations amont des affluents : M11, Kel3, Meh7, Ter9, Fent13, Hm15, Chi18 ;
- les stations aval des affluents : M12, Kel4, Brd8, Ter10, Fent14, Hm16, Chi19 ;
- les stations du Boumerzoug : Bm5, Bm6, Bm11, Bm12, Bm17, Bm20.

Les concentrations moyennes des 8 ETM dans les sédiments ont été calculées pour chaque groupe de stations. Elles permettent de constater qu'il n'existe pas de différence entre les 3 groupes ; l'ANOVA n'a d'ailleurs pas révélé un effet groupe (effet station) significatif ($p > 0,05$).

Tableau 33 : Données statistiques des teneurs en ETM des sédiments (mg/kg) des oueds des affluents amont et aval et du Boumerzoug.

	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Les oueds affluents amont								
Min	0,09	7,32	26,80	15,89	149,94	17,68	17,06	57,36
Max	1,17	16,96	128,35	164,73	576,27	77,77	107,94	425,50
Moy	0,44	11,68	48,11	45,31	268,78	34,91	37,31	198,35
ET	0,31	2,15	20,02	34,36	105,43	12,28	15,95	125,92
Les oueds affluents aval								
Min	0,07	7,10	28,87	12,04	159,50	18,36	13,89	81,83
Max	1,23	17,97	103,61	157,25	545,33	57,66	126,98	420,00
Moy	0,45	12,11	51,75	44,21	299,39	33,97	38,85	173,24
ET	0,25	2,60	20,09	39,07	122,76	7,78	18,03	109,42
Oued Boumerzoug								
Min	0,05	7,83	27,84	16,56	191,09	25,34	19,05	76,77
Max	1,19	20,14	92,78	121,67	525,22	54,32	48,41	415,61
Moy	0,48	11,57	51,17	38,65	285,00	34,05	31,11	179,98
ET	0,37	2,48	18,20	28,44	99,52	7,00	8,15	120,96

Dans le souci de la protection de l'environnement, la détermination des seuils de qualité pour les ETM dans les sédiments a été élaborée dans un premier temps avec deux premiers seuils (Babut, 1997), alors qu'il en existe quatre pour le compartiment eau. La signification des seuils est présentée dans le tableau 34 et les teneurs seuils dans le tableau 35.

Tableau 34 : Correspondance entre seuils et paramètres écotoxicologiques (Babut, 1997).

Seuil de Qualité	Définition des seuils	Risques potentiels en cas de dépassement du seuil
4	La moyenne géométrique des plus basses valeurs fiables aiguës CE ou CL50 pour trois niveaux trophiques (algues/plantes, invertébrés et poissons).	Très grand risque d'effets létaux sur plusieurs espèces ; diminution de l'abondance et de la variété des espèces
3	la plus basse valeur fiable aiguë CE ou CL50 sans facteur de sécurité	Risque d'effets létaux sur les espèces les plus sensibles ; diminution de l'abondance
2	Soit la plus basse concentration chronique fiable sans effet (NOEC) sans facteur de sécurité ou la plus basse valeur fiable aiguë CE ou CL50 avec un facteur de sécurité de 100	Risque d'effets chronique (sublétaux) ; possible réduction de l'abondance ; prédominance d'espèces tolérantes
1	Soit la plus basse concentration chronique fiable sans effet (NOEC) avec un facteur de sécurité de 10 ou la plus basse valeur fiable aiguë CE ou CL50 avec un facteur de sécurité de 1000	Risque d'effets chroniques (sublétaux), pour les espèces les plus sensibles, notamment pour les juvéniles

Tableau 35 : Seuils de qualité pour les ETM dans les sédiments (mg/kg ms) (Babut, 1997).

ETM	Seuils	
	1	2
Cd	0,7	4,2
Cr	5,2	52
Cu	1,9	19
Ni	1,6	16
Pb	4,1	41
Zn	12,4	271

III.2.2.1. Cadmium (Cd)

Les variations spatio-temporelles des teneurs en cadmium des sédiments des 20 stations de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 54). Des fluctuations des concentrations en ETM apparaissent d'une station à l'autre et d'une campagne à l'autre. La concentration moyenne enregistrée est $0,46 \pm 0,31$ mg/kg avec un minimum de 0,05 mg/kg et un maximum de 1,23 mg/kg, (tab. 32). Cette variabilité spatiale des teneurs en cadmium est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif ($p < 0,01$).

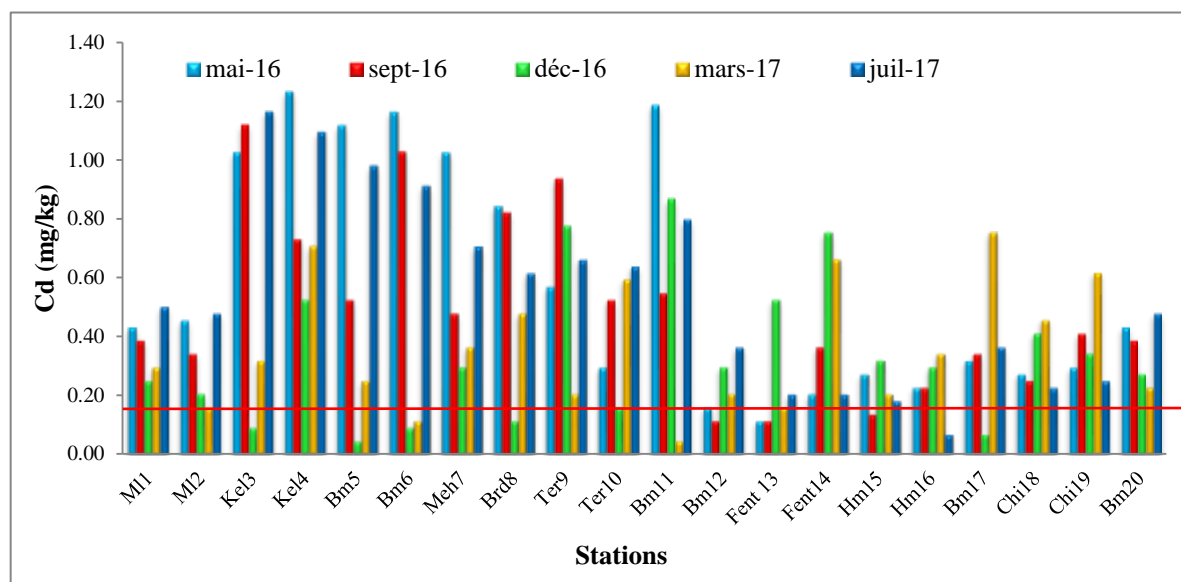


Figure 54 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Cd (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs en cadmium varient également d'une campagne à l'autre. La teneur moyenne la plus élevée a été enregistrée en mai ($0,58 \pm 0,40$ mg/kg), suivi de juillet ($0,55 \pm 0,32$ mg/kg), de septembre ($0,49 \pm 0,30$ mg/kg), de mars ($0,36 \pm 0,21$ mg/kg)

et enfin de décembre avec la teneur moyenne la plus faible ($0,34 \pm 0,24$ mg/kg). Cette variabilité dans le temps est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet campagne significatif ($p < 0,05$).

Aux sources naturelles qui résultent de l'altération chimique et de l'érosion mécanique des roches drainées par les eaux, s'ajoutent des sources anthropiques diverses. Les principaux secteurs d'utilisation du Cd sont les pigments, les stabilisants, la galvanoplastie et les activités métallurgiques. La combustion de produits pétroliers et de charbon et l'incinération d'ordures ménagères sont à l'origine de la contamination de l'atmosphère puis des sols et en fin de parcours, des eaux continentales.

Il est possible de distinguer des contaminations diffuses et d'autres ponctuelles. Les transferts jusqu'aux eaux de surface s'effectuent par le ruissellement sur les sols agricoles qui occupent les berges de l'oued Boumerzoug et ses affluents ; ils sont révélés déjà aux niveaux des stations amont (Bm5, Bm6). De même, le lessivage des sols urbains se répercute sur les stations en ville et en aval de celle-ci (Bm17, Bm20). Il faut y ajouter les sources industrielles, le Cd étant principalement associé au zinc. La teneur du Cd dans les minerais de zinc est évaluée de 0,01 à 0,05 % (Chiffolleau et al. 2001) ; il est donc un sous-produit de la métallurgie de ce dernier mais il est aussi associé au Pb et au Cu. Les complexes industriels susceptibles de contaminer l'environnement sont multiples et variés dans le sous-bassin Boumerzoug dont la production de gaz NAFTAL, SNTA et surtout les importantes entreprises nationales d'industries mécaniques ENPMA, ENPMO de la ZI Oued Hmimime...

Les rejets des eaux usées domestiques, industrielles, les eaux de ruissellement dans les agglomérations, l'élimination des déchets solides, les transports, contribuent tous à la contamination des cours d'eau. Malgré la collecte des eaux usées, beaucoup de rejets de toute nature restent diffus et difficiles à contrôler.

Les eaux et les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents ont un pH faiblement alcalin à alcalin, ce qui favorise la sorption du Cd sur les particules et la formation de précipités, deux mécanismes qui éliminent efficacement le Cd de la colonne d'eau (Stephenson et Mackie, 1988). Le Cd adsorbé sur les particules se précipite sur les sédiments des fonds. Après la décomposition des détritiques organiques par oxydation chimique, le Cd est de nouveau dissous et puis recyclé dans les eaux sus-jacentes. Il peut aussi être immobilisé dans les sédiments anaérobies sous forme de sulfure de Cd. Les facteurs du milieu (pH, teneur en MES, MO, CaCO_3 ,...) déterminent le devenir du Cd dans les eaux douces. Le Cd a tendance à être plus mobile que les autres métaux (Callahan et al. 1979).

Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en cadmium des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents par campagne et par station de prélèvement sont représentées dans les figures 55 et 56. La figure 55, permet de voir une similitude pour les prélèvements de mai et juillet d'une part, puis entre décembre et mars d'autre part, alors que le prélèvement de décembre se démarque par la moyenne la plus faible. Les oueds el Melah (Ml1 et 2), Boumerzoug (Bm12), Fentaria (Fent13) et Hamimime (Hm17 et 16) se distinguent des autres sites de prélèvements par leurs teneurs relativement plus faibles (fig. 56).

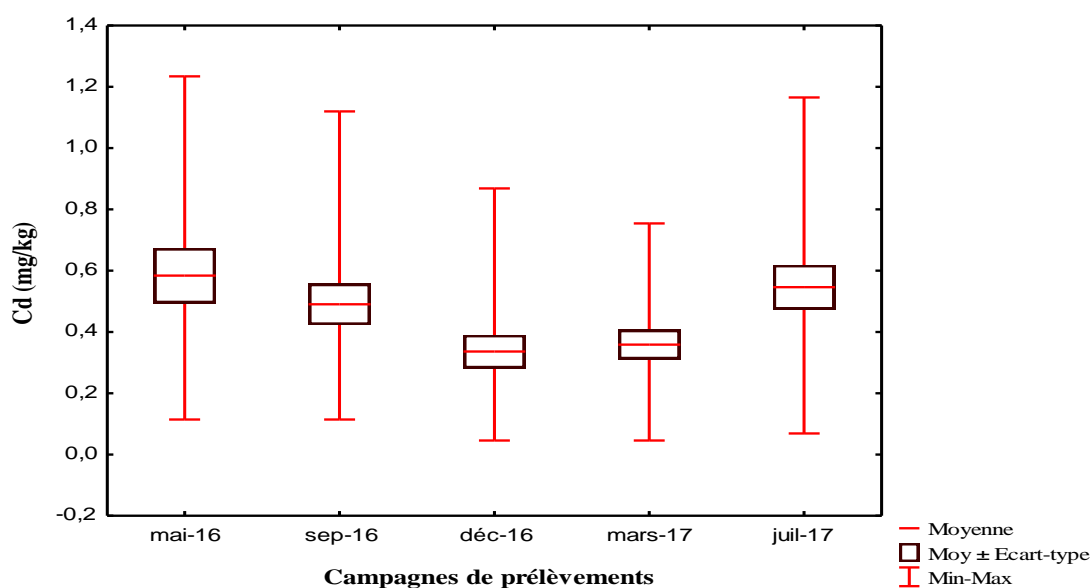


Figure 55 : Boîtes à moustaches des teneurs en Cd (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

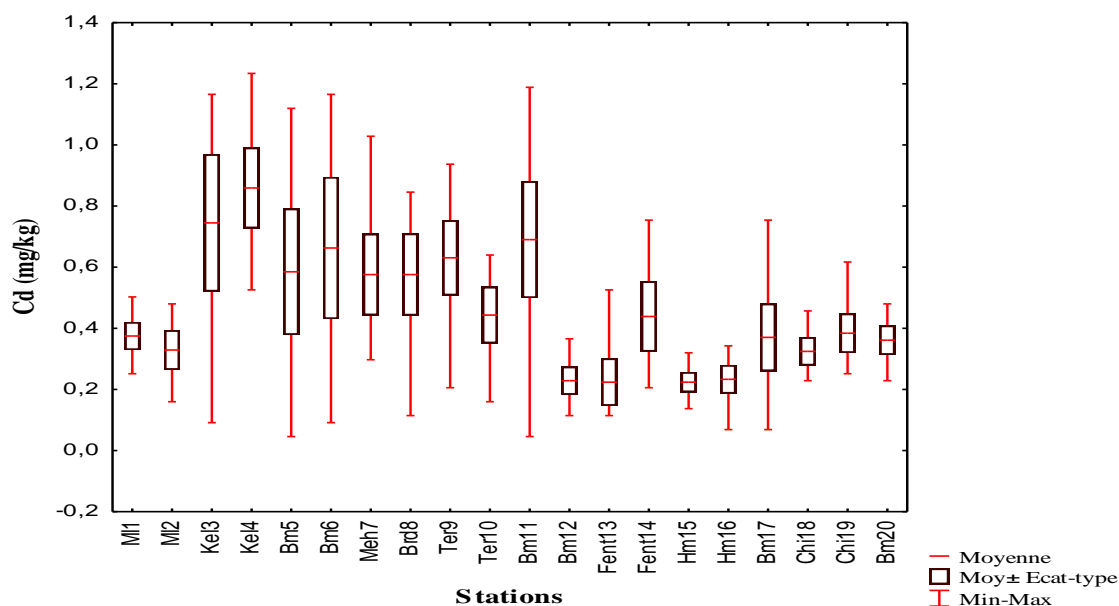


Figure 56 : Boîtes à moustaches des teneurs en Cd (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvement.

Même si le cadmium est présent avec des concentrations relativement faibles, comparativement aux autres éléments, les teneurs traduisent une contamination évidente des sédiments prélevés dans la mesure où elles dépassent les teneurs considérées comme naturelles (tab. 32); la moyenne mondiale étant de 0,3 mg/kg (Thomas et Meybeck, 1992). Thévenot et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) proposent une concentration naturelle en cadmium de l'ordre de 0,2 mg/kg pour les roches carbonatées et les allumino-silicates, Afri-Mehennaoui (2006) propose une concentration naturelle en cadmium de 0,18 mg/kg pour le sous-bassin versant du Rhumel dont les formations carbonatées sont le substrat prédominant ; cette valeur est dépassée dans 88 % de nos échantillons. D'autres background sont également données dans la littérature ; ces derniers sont aux alentours de 0,22 mg/kg pour les grands cours d'eau suisses (Pardos et al. 2003), 0,25 mg/kg pour le bassin de la Seine (Thévenot et al. 2007) et 0,31 mg/kg pour le bassin Saint-Laurent au Canada (Saulnier et Gagnon, 2009), (tab. 32).

Les concentrations en Cd des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents ont été comparées à celles d'autres sites méditerranéens et mondiaux dans le but d'apprécier leur niveau de contamination (tab.32). Les teneurs en cadmium de nos prélèvements ont diminué comparativement à celles des travaux antérieurs rapportés pour les sédiments du bassin versant Boumerzoug (Afri-Mehennaoui et al. 2004, 2006, 2009, Sahli et al. 2014). En effet une prise de conscience a joué en faveur de la réduction des phénomènes de pollution par le contrôle des rejets industriels et une meilleure collecte des eaux usées même si des efforts restent encore nécessaires pour un résultat plus appréciable. Les concentrations restent néanmoins plus élevées que celles des sédiments du bassin versant de Gascogne en France dont les sédiments sont considérés comme étant de bonne qualité (N'guessan et al. 2009), ainsi que celles du lac Oubeira (Belabed et al. 2011), de l'oued Sebou et l'oued Fès au Maroc qui reposent sur un substrat carbonaté (0,01 - 0,95 mg/kg et 0,02 - 1,1 mg/kg, Fekhaoui et al. 1993), à celles de l'oued Tafna en Algérie (0,04 - 0,79 mg/kg, Benabdelkader et al. 2018), et à celles de la rivière Someşu en Roumanie (0,04 - 0,35 mg/kg, Barhoumi et al. 2019).

III.2.2.2. Cobalt (Co)

Les variations spatio-temporelles des teneurs en cobalt des sédiments des 20 stations de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 57). Les teneurs en cobalt des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents présentent des fluctuations spatiales beaucoup moins marquées que celles du cadmium vu précédemment. La concentration moyenne déterminée est $11,80 \pm 2,40$ mg/kg avec un minimum de 7,10 mg/kg et un

maximum de 20,14 mg/kg (tab. 32). Les variations temporelles sont également à peine sensibles, la teneur moyenne la plus élevée a été enregistrée en décembre 2016 ($12,63 \pm 3,43$ mg/kg) et la moyenne la plus faible a été enregistrée en juillet 2017 ($11,43 \pm 1,74$ mg/kg).

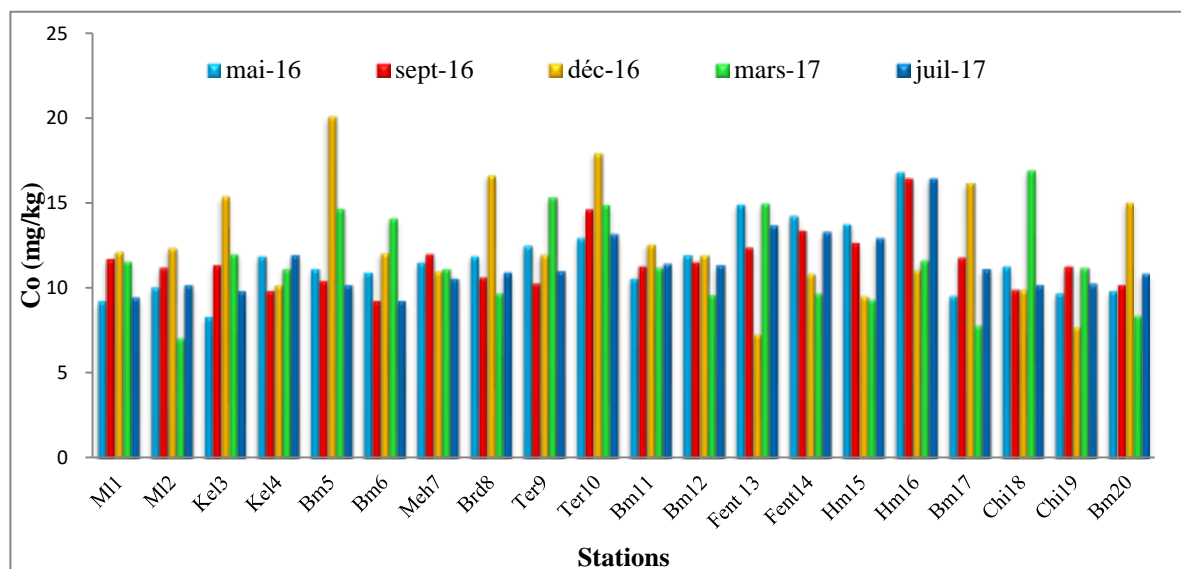


Figure 57 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Co (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Les concentrations en Co sont nettement plus élevées en saison de pluie qu'en saison sèche mettant en exergue l'importance du rôle du ruissellement pour l'enrichissement en cobalt. Cependant, l'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet significatif pour les stations et les campagnes.

La figure 58 permet de voir une similitude pour les prélèvements de mai et juillet d'une part, puis entre septembre et mars d'autre part, alors que le prélèvement de décembre se démarque par la moyenne la plus élevée et les fluctuations les plus importantes.

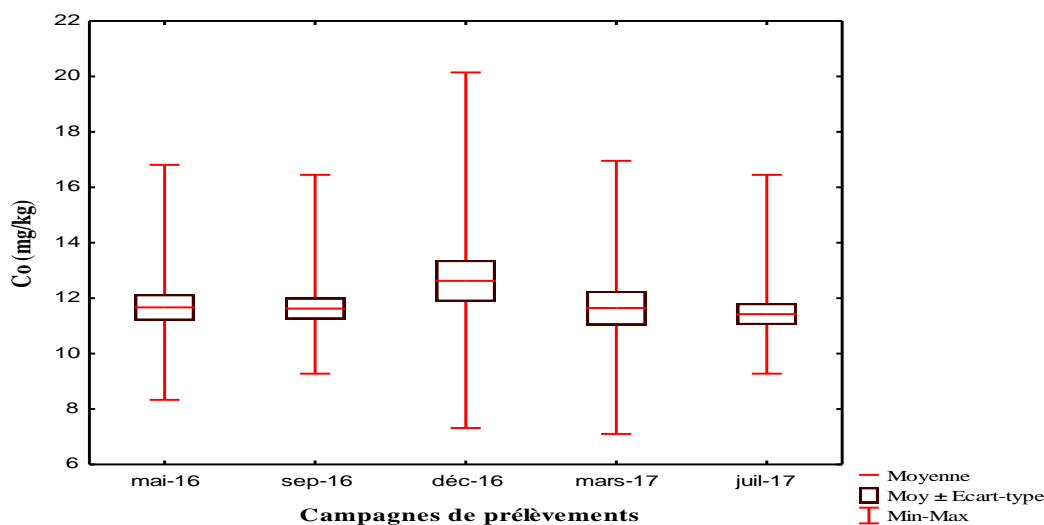


Figure 58 : Boîtes à moustaches des teneurs en Co (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

Les oueds Boumerzoug (Bm5), el Tarf (Ter10) et Hamimime (Hm16) se distinguent des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus élevées (fig. 59). Les fluctuations des teneurs sont différentes d'une station à l'autre. Les stations Kleb aval (Kel4), Mehiris (Meh7) et Boumerzoug (Bm11 et Bm12) affichent des teneurs relativement uniformes par analogie aux autres stations dont les teneurs sont plus ou moins variables et semblent être sous l'influence d'enrichissement par ruissellements ou autres apports.

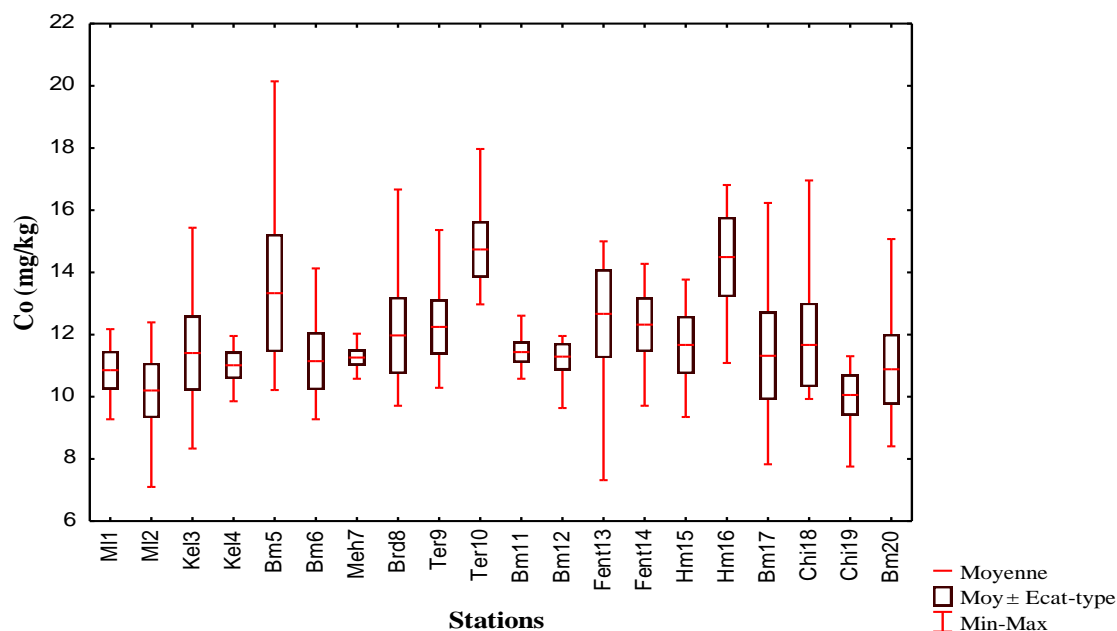


Figure 59 : Boîtes à moustaches des teneurs en Co (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Les teneurs en cobalt de sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents semblent refléter le bruit de fond géochimique de la zone d'étude si on les compare à la moyenne naturelle mondiale (20 mg/kg) proposée par [Thomas et Meybeck \(1992\)](#). Cependant, [Thévenot et al. \(2002\)](#) et [Meybeck et al. \(2003\)](#) proposent une concentration naturelle en cobalt beaucoup plus faible ; elle est de l'ordre de 5 mg/kg pour les roches carbonatées et 8 mg/kg pour les allumino-silicates, substrats prédominants dans le sous-bassin Boumerzoug. Ces valeurs sont dépassées pour la plupart des échantillons (96 %) voir tous les échantillons (100 %) notamment celles spécifiques au substrat carbonaté. D'autres backgrounds sont également donnés dans la littérature ; ces derniers sont aux alentours de 8,1 mg/kg pour les grands cours d'eau suisses ([Pardos et al. 2003](#)), 7 mg/kg pour le bassin de la Seine ([Thévenot et al. 2007](#)).

Les teneurs en cobalt des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents sont faibles par rapport à la moyenne mondiale proposée par [Martin et Whitfield \(1983\)](#) et qui est

de 20 mg/kg, ainsi qu'à celles enregistrées pour la rivière Odiel en Espagne drainant un site minier (36 mg/kg, [Morillo et al. 2002](#)). Plus récemment, [Mariyanto et al. \(2019\)](#) ont communiqué les teneurs comprises entre 10 et 50 mg/kg pour la rivière de Brantas en Indonésie. Les teneurs du Boumerzoug (environ 7 à 20 mg/kg) sont par contre similaires à celles des sédiments de la Garonne considérés comme non pollués où [N'guessan et al. \(2009\)](#) ont enregistré une moyenne de 14 mg/kg et à celles de l'oued Tafna en Algérie ([Benabdelkader et al. 2018](#)).

III.2.2.3. Chrome (Cr)

Les variations spatio-temporelles des teneurs en chrome des sédiments des 20 stations de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 60). Les teneurs en chrome des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents présentent des fluctuations spatio-temporelles considérables pour 60% des stations. Nous avons enregistré une concentration moyenne de $50,30 \pm 19,39$ mg/kg avec un minimum de 26,80 mg/kg et un maximum de 128,35 mg/kg, (tab. 32). Cette variabilité des teneurs entre les stations est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif ($p < 0,01$).

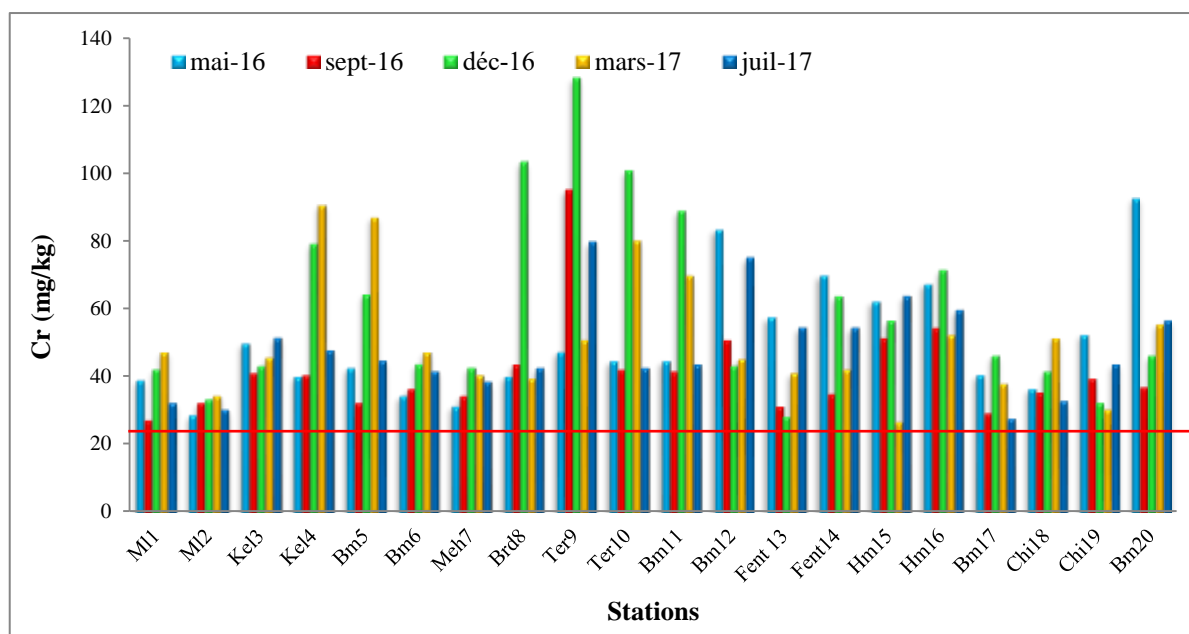


Figure 60 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Cr (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en chrome des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents par campagne et par station de prélèvement sont représentées dans les figures 61 et 62. Des fluctuations moins perceptibles ont été enregistrées pour les

campagnes. La teneur moyenne la plus faible ($41,70 \pm 14,61$ mg/kg) a été enregistrée en septembre 2016 alors que la plus élevée ($60,13 \pm 27,40$ mg/kg) a été enregistrée en décembre 2016 avec la fluctuation la plus marquée (fig. 61). L'ANOVA n'a pas révélé d'effet campagne significatif.

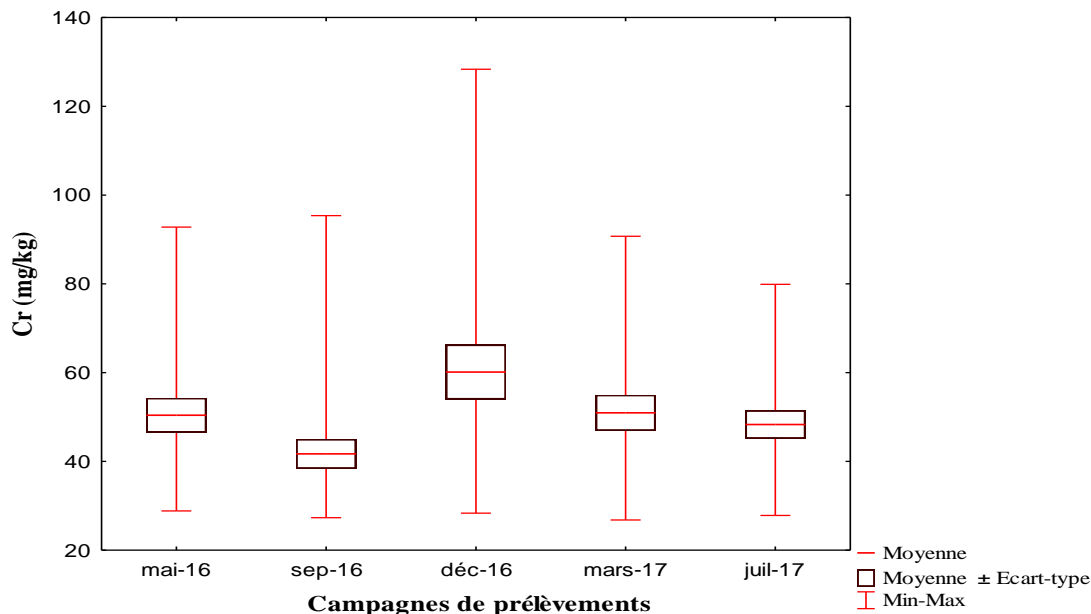


Figure 61 : Boîtes à moustaches des teneurs en Cr (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

Les oueds el Melah (Ml1 et 2) Boumerzoug (Bm6 et 17) FMehiris (FMeh7) Hamimime (Hm17 et 16) et la rivière des chiens (Chi18 et 19) se distinguent des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus faibles (fig. 62).

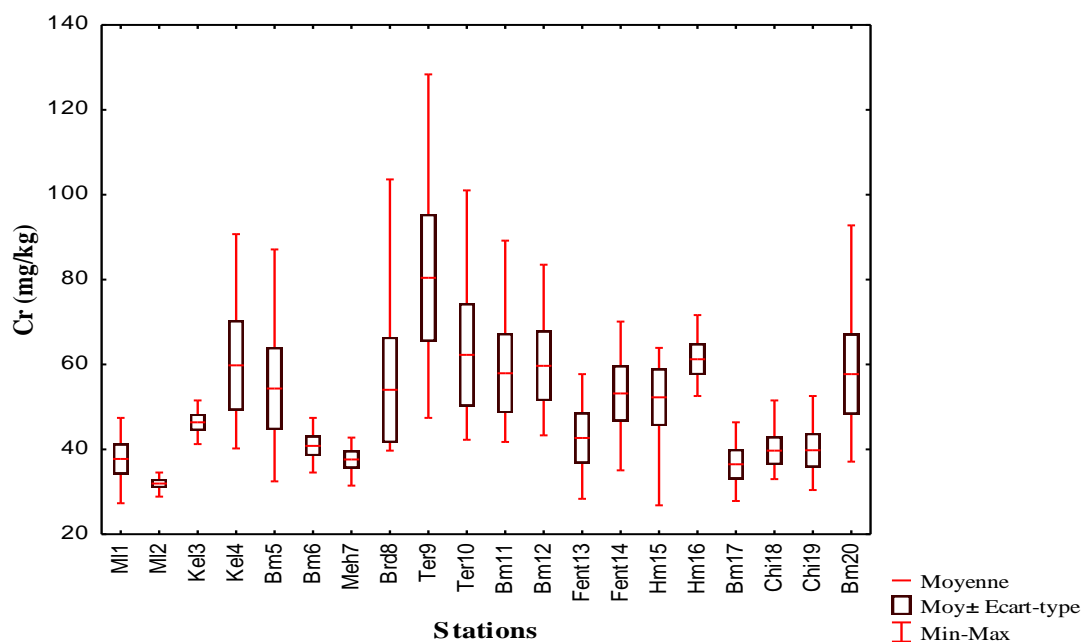


Figure 62 : Boîtes à moustaches des teneurs en Cr (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Les teneurs en chrome reflètent une situation normale pour 99 % des échantillons prélevés si on les compare à la moyenne naturelle mondiale (120 mg/kg), proposée par [Thomas et Meybeck \(1992\)](#). Cependant, [Thévenot et al. \(2002\)](#), [Meybeck et al. \(2003\)](#) et [Afri-Mehennaoui \(2006\)](#) suggèrent une concentration naturelle de 25 mg/kg pour les substrats carbonatés. Cette concentration est dépassée dans 100 % des cas.

Des concentrations naturelles beaucoup plus faibles que la moyenne mondiale sont également rapportées par la littérature. [Pardos et al. \(2003\)](#) propose 30,9 mg/kg pour les grands cours d'eau suisses, [Thévenot et al. \(2007\)](#) propose 40 mg/kg pour le bassin de la Seine, et [Saulnier et Gagnon \(2009\)](#) propose 46 mg/kg pour le bassin du fleuve Saint Laurent au Canada (tab. 32).

La présence du chrome est à la fois d'origine naturelle (altération des roches, précipitations, retombées atmosphériques...) et surtout anthropique (industries, mise en décharge, rejets pétroliers, tanneries...) ([INERIS, 2005](#)). L'enrichissement en chrome des sédiments de l'oued Boumerzoug serait la conséquence de la présence de sources anthropiques, à priori, de rejets diffus et surtout d'effluents industriels implantés dans cette zone très urbanisée et à importantes activités industrielles mécaniques particulièrement le complexe ENPMA & ENPMO qui se trouve en amont de la confluence Hmimime-Boumerzoug (Hm16) et qui contribuent à une pollution surtout par le chrome. En effet, dans ce complexe sont effectués des traitements de chromage des surfaces métalliques des machines agricoles (ENPMA) et des « machines/outils » (ENMPO). La forme hexavalente du chrome, très toxique et aussi très soluble dans l'eau, est la plus problématique. Cette solubilité lui confère une grande mobilité dans les écosystèmes si bien qu'une pollution au chrome (VI), d'abord très localisée, peut concerner ensuite une zone beaucoup plus vaste. Or le complexe ENPMA & ENPMO dispose de sa station d'épuration mais, il est connu que les STEP n'éliminent pas tous les ETM. Les méthodes mises en œuvre actuellement pour traiter les rejets pollués par du chrome (VI), visent généralement à le réduire en chrome (III), afin de diminuer les impacts écotoxicologiques et leurs étendues ([Afri-Mehennaoui et al. 2009](#))

Les teneurs en Cr sont plus élevées que celles enregistrées par [Sahli et al. 2014](#). Ces auteurs ont enregistré une concentration de $46,82 \pm 17,54$ mg/kg pour le bassin du Boumerzoug en 2005/2006. Ainsi, malgré la collecte des eaux usées, nous constatons un enrichissement en chrome des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents. Nous notons que ces teneurs excèdent également les concentrations des sédiments des oueds Bouhamra, Chélif et Tafna en Algérie rapportées respectivement par [Khaled-Khodja et al. \(2016\)](#), [Benkaddour \(2018\)](#) et [Benabdelkader et al. \(2018\)](#) ainsi que celles des sédiments du

bassin de Gabes en Tunisie (0,25-15,3 mg/kg, Dahri et al. 2018) et oued Bou Regreg en Maroc (21,49 mg/kg, Nadem et al. 2015).

Les valeurs du Cr sont par contre plus faibles dans 97 % des cas, à la moyenne mondiale des rivières proposée par Martin et Whitfield (1983) qui est de 100 mg/kg et sont pour la plupart des échantillons (93 %) supérieures à celles des sédiments de la Seine collectés avant dragage (32 mg/kg) (Carpentier et al. 2002a, b). Elles sont inférieures également aux concentrations enregistrées pour le bassin de la Seybouse (Belabed et al. 2017) et plus récemment les concentrations de la rivière de Xiangjiang en Chine (99,61 mg/kg, Fang et al. 2019).

III.2.2.4. Cuivre (Cu)

Les variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre des sédiments des 20 stations de prélèvements de l'oued Boumerzoug et ses affluents sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 63). Elles affichent des fluctuations considérables non seulement dans l'espace mais aussi dans le temps. Nous avons déterminé une concentration moyenne en cuivre de $43 \pm 34,27$ mg/kg avec un minimum de 12,04 mg/kg et un maximum de 164,73 mg/kg (tab. 32). Cette large amplitude des variations d'une station à l'autre est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif ($p < 0,001$).

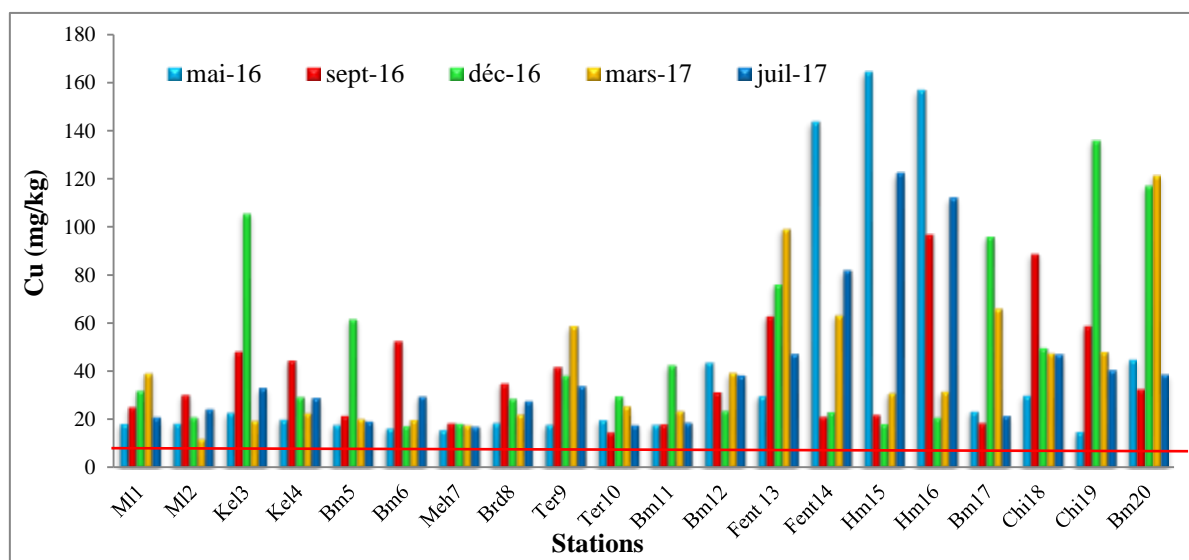


Figure 63 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Cu (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en cuivre des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents par campagne et par station de prélèvement sont représentées dans les figures 64 et 65.

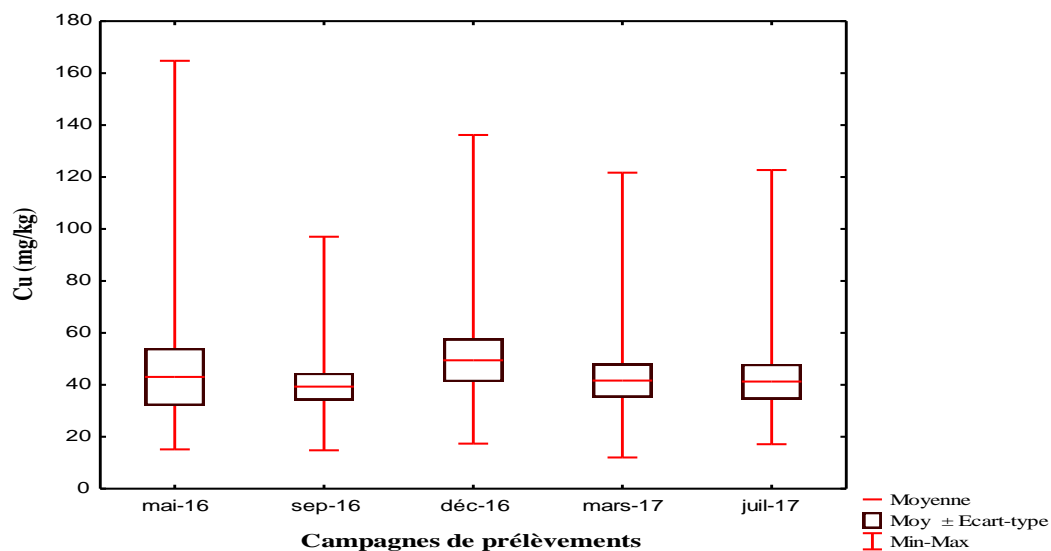


Figure 64 : Boîtes à moustaches des teneurs en Cu (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

La variabilité dans l'espace est moins perceptible d'une campagne à l'autre. La teneur moyenne la plus faible ($39,31 \pm 23,24$ mg/kg) a été enregistrée en septembre 2016 alors que la plus élevée ($49,44 \pm 36,94$ mg/kg) a été enregistrée en décembre 2016 (fig. 64). Les oueds Fentaria (Fent 13 et 14) Hmimime (Hm 15 et 16) la rivière des chiens (Chi18 et 19) et le Boumerzoug aval (Bm17 et Bm20) se distinguent des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus élevées (fig. 65). L'ANOVA n'a pas révélé d'effet campagne significatif.

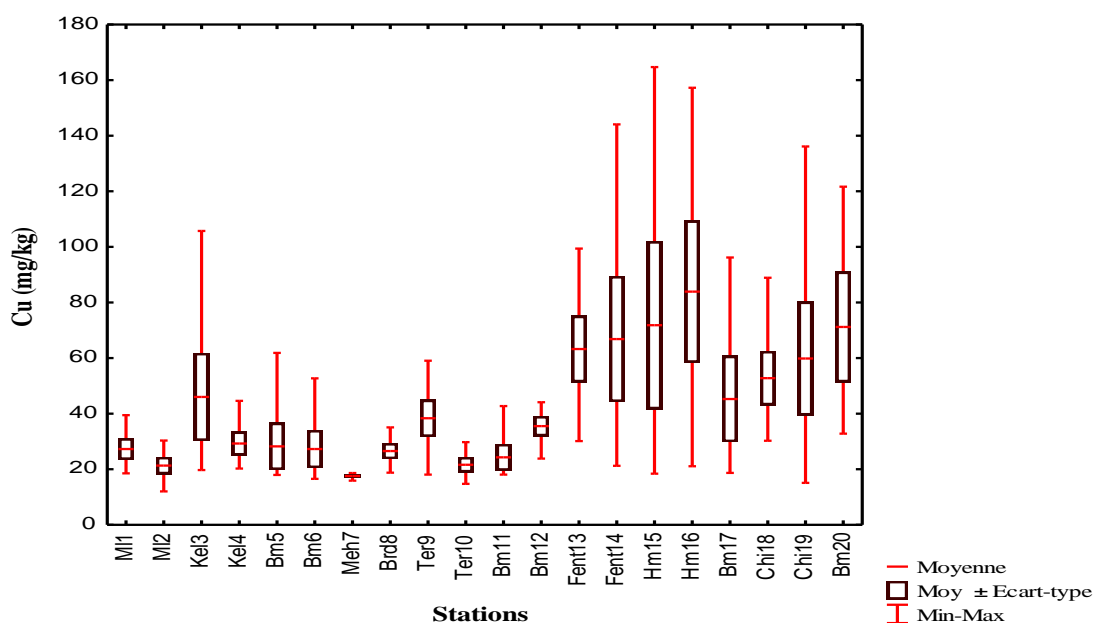


Figure 65 : Boîtes à moustaches des teneurs en Cu (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvement.

L'USEPA et l'autorité des « Great Lakes Water quality Board » (1982), définissent les sédiments comme non pollués si la teneur en Cu est inférieure à 25 mg/kg, modérément pollués si elle est comprise entre 25 et 50 mg/kg et excessivement pollués au-delà de 50 mg/kg. Globalement, les teneurs en cuivre reflètent une contamination évidente pour 23 % des échantillons analysés. La moyenne naturelle mondiale étant de 50 mg/kg (Thomas et Meybeck, 1992). Thévenot et al. (2002), Meybeck et al. (2003) et Afri-Mehennaoui (2006) proposent des concentrations naturelles de 8 mg/kg pour les substrats carbonatés (tab. 32), nature prédominante du bassin versant du Rhumel. Toutes les valeurs enregistrées pour les sédiments du bassin Boumerzoug et ses affluents dépassent cette concentration. Pardos et al. (2003) propose une concentration de 27,4 mg/kg comme bruit de fond pour les grands cours d'eau suisses, Thévenot et al. (2007) propose 15 mg/kg pour le bassin de la Seine et Saulnier et Gagnon (2009) propose 20 mg/kg pour le bassin du fleuve Saint Laurent au Canada (tab. 33). La contamination est perceptible, induite par les différentes activités industrielles, urbaines et principalement aux rejets diffus non collectés qui gagnent les oueds. En effet, dans les eaux résiduaires urbaines, 60 % du Cu est d'origine domestique dont la source majeure est la corrosion des canalisations (Sörme et Lagerkvist, 2002) à laquelle s'ajoutent les eaux de lessivage des sols des berges cultivés et non cultivés.

Le cuivre est extrait d'une grande variété de minerais (chalcopyrite, CuFeS_2 ; chalcosine Cu_2S ; cuprite Cu_2O) et de nombreux autres éléments métalliques (Fe, Ni, Zn, Pb, Co, Mo, Ge, Au, Ag) lui sont souvent associés. Il est utilisé comme conducteur dans l'industrie électrotechnique, pour les conduites de chauffage et de réfrigération, comme matériau pour contenants, comme composant d'alliages. Sous forme de son composé Cu_2O il entre dans la composition de laque anti-corrosive, du composé CuSO_4 (bouillie bordelaise) comme fongicide, algicide et molluscides, de lait de chaux contre le phylloxéra et comme engrais sous forme de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ou Cu_2O . De plus Constantine est réputée pour ses activités artisanales et particulièrement la dinanderie dont les nombreux artisans activent dans des ateliers particuliers et procèdent à des rejets diffus des eaux, souvent acides, du traitement du cuivre.

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs en cuivre des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents ont diminué par analogie aux travaux antérieurs de Sahli et al. (2014), mais elles excèdent encore celles de l'oued Rhumel (Afri-Mehennaoui, 2006). Cependant elles sont similaires à celles rapportées par Ben Bouih et al. (2005) sur oued Fouaret au Maroc. L'amplitude de variation des teneurs en Cu (12,04 à 164,73 mg/kg) des sédiments du sous bassin Boumerzoug et ses affluents excèdent les concentrations des sédiments de l'oued

Bouhamra et oued Chélif en Algérie rapportées respectivement par [Khaled-Khodja et al. \(2016\)](#) et [Benkaddour \(2018\)](#) ainsi que celles des sédiments du bassin de Gabes en Tunisie (0,01-113 mg/kg, [Dahri et al. 2018](#)) et oued Bou Regreg en Maroc (33,48 mg/kg, [Nadem et al. 2015](#)). Ces teneurs excèdent également les teneurs rapportées par ([Benabdelkader et al. \(2018\)](#), 6,16 à 51,77 mg/kg) pour oued Tafna en Algérie et celles de la rivière Someșu en Roumanie (7,22- 65,56 mg/kg, [Barhoumi et al. 2019](#)). Néanmoins ces valeurs n'atteignent pas celle rapportée par [Barakat et al. \(2012\)](#) pour oued Beni-Mellal en Maroc (32,6 à 740,75 mg/kg).

III.2.2.5. Manganèse (Mn)

Les variations spatio-temporelles des teneurs en manganèse des sédiments des 20 stations de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 66). Comme pour l'ensemble des éléments traces quantifiés dans les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents, les teneurs en manganèse présentent aussi des fluctuations remarquables dans l'espace et dans le temps. Nous avons enregistré une concentration moyenne de 284,63 mg/kg avec un minimum de 149,94 mg/kg et un maximum de 576,27 mg/kg, (tab. 32).

Contrairement aux variations temporelles, les fluctuations des teneurs en manganèse d'une station à l'autre sont très remarquables ; l'ANOVA a d'ailleurs révélé un effet station significatif pour ($p = 0,01$). En effet, les fluctuations des teneurs en Mn d'une campagne de prélèvement à l'autre sont remarquables, d'une campagne à l'autre apparaissent des pics remarquables pour 30% des stations, atteignant parfois plus du double de la concentration initiale.

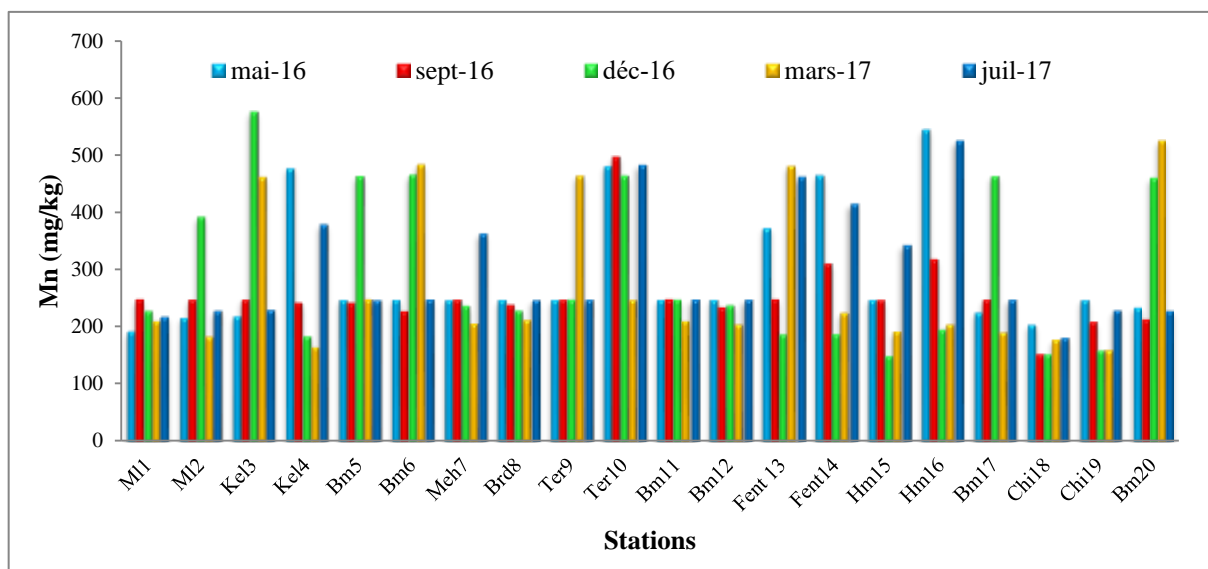


Figure 66 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Mn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

La valeur moyenne maximale a été enregistrée en juillet ($301,68 \pm 101,64$ mg/kg), suivi de décembre ($297 \pm 136,83$ mg/kg), de mai ($293,64 \pm 108,70$ mg/kg), de mars ($273,09 \pm 126,98$ mg/kg), ensuite vient septembre ($256,40 \pm 65,70$ mg/kg) (fig. 67).

Si les moyennes saisonnières restent assez voisines, les écart-types et la figure rendent compte d'importantes fluctuations pour toutes les campagnes qui pourraient être associées à des enrichissements d'origines diverses liés aux activités anthropiques (industrie, agriculture...).

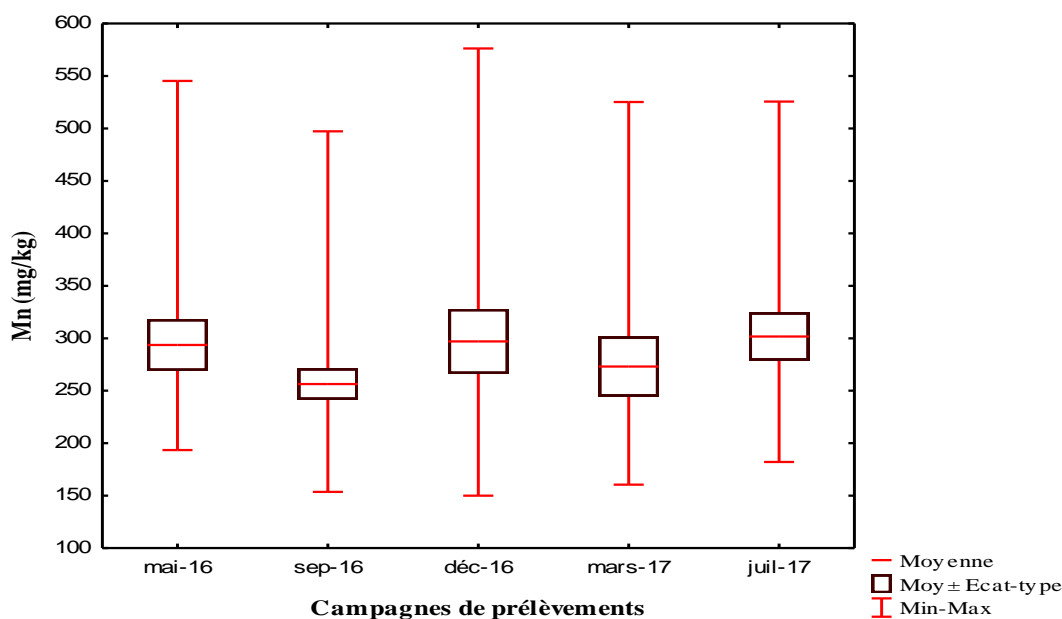


Figure 67 : Boîtes à moustaches des teneurs en Mn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en manganèse des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents par station de prélèvement, représentées par la figure 68, indiquent que les oueds el Melah amont (M11), Berda (Brd8), Boumerzoug (Bm11 et 12) et la rivière des chiens (Chi18 et 19) se distinguent des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus faibles et peu fluctuantes contrairement aux autres stations (fig. 68).

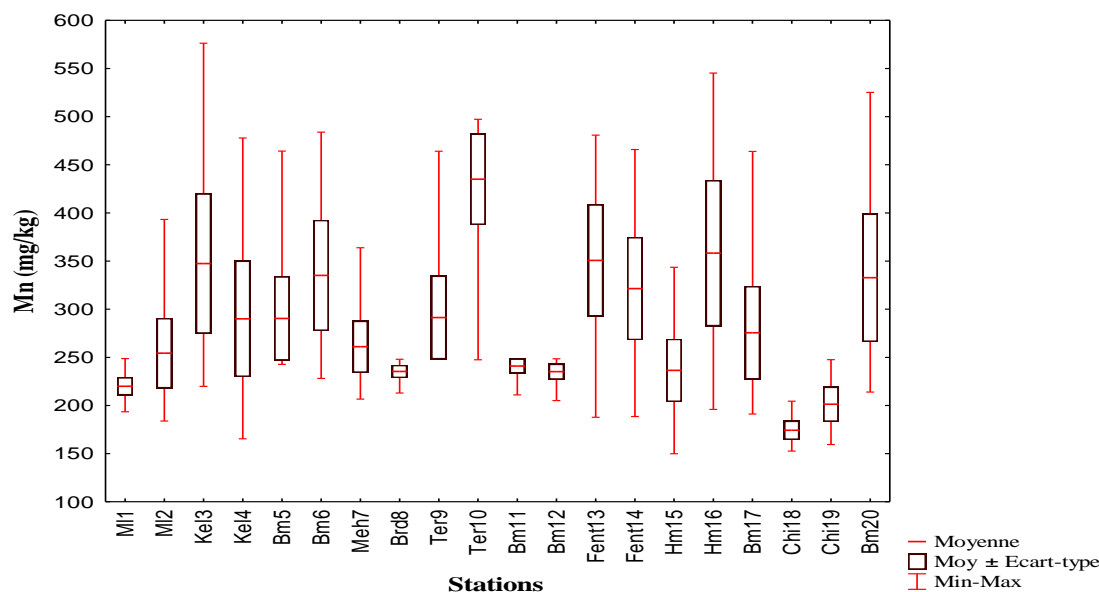


Figure 68 : Boîtes à moustaches des teneurs en Mn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Le manganèse, élément naturel présent dans la croûte terrestre avec une moyenne de 950 mg/kg (Taylor, 1964) est classé comme non toxique (USGS, 1995) et n'existe pas à l'état libre dans la nature. Ses sels, par contre, sont très communs et très largement répandus. Le manganèse (avec le fer et l'aluminium) caractérise le fond géochimique naturel. Le métal et ses sels sont utilisés en métallurgie, pour les batteries dites sèches, en verrerie et céramique, en peinture et vernis, encres et teintures, allumettes et dans l'agriculture pour compenser la déficience des sols (Bremond et Vuichard, 1973). Dans les eaux superficielles, le Mn se rencontre généralement sous sa forme trivalente. Si l'eau a un pH neutre et si elle est bien agitée, il ne se produit pratiquement pas d'oxydation chimique ni de précipitation du Mn, comportement différent de celui du fer (Bremond et Vuichard, 1973).

Les teneurs en manganèse reflèteraient une situation normale pour l'ensemble des échantillons prélevés si on les compare à la moyenne naturelle mondiale des rivières (1050 mg/kg), proposée par Martin et Whitfield (1983). Le manganèse est naturellement présent dans les sédiments et sa teneur, qui peut être relativement élevée, est étroitement dépendante de la nature du substrat ce qui expliquerait les différences entre les stations ; le substrat lithologique diffère d'un sous bassin à l'autre. Un enrichissement lié aux activités anthropiques n'est cependant pas à exclure dans le bassin du Boumerzoug vu les fluctuations constatées et multiples industries mécaniques qui pourraient y contribuer.

Par ailleurs, il apparaît que ces concentrations sont supérieures de celles enregistrées par Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004). Ces auteurs ont enregistré respectivement des concentrations de 112,1-463 mg/g et $207,4 \pm 78$ mg/kg pour l'oued Rhumel et ses

affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine. Ces valeurs sont par contre faibles par rapport à celles enregistrées pour la rivière du Mississippi considérée comme non polluée (1044 mg/kg, [Santschi et al. 2001](#)). Cependant, elles sont beaucoup plus importantes que les teneurs relevées pour les sédiments de la Seine avant dragage (50 mg/kg, [Carpentier et al. 2002a, b](#)), à celles de l'oued Tafna en Algérie ([Benabdelkader et al. 2018](#)). Ces auteurs rapportent des concentrations étonnement très faibles de (0,16-0,87 mg/kg). L'amplitude des variations est proche de celles rapportées par [Sahli \(2012\)](#) (105,6-576,1 mg/kg) et [Belabed et al. \(2017\)](#) pour le bassin de Seybouse (160-509 mg/kg). Le niveau considéré comme référence naturelle des sédiments par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie est de 175 mg/kg. [Mathis et Cummings \(1973\)](#) suggèrent la teneur de 750 mg/kg de Mn comme norme de qualité, valeur qui n'a, en aucun cas, été atteinte par les concentrations de nos échantillons.

III.2.2.6. Nickel (Ni)

Les variations spatio-temporelles des teneurs en nickel des sédiments des 20 stations de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 69). Les teneurs en nickel des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents présentent des fluctuations remarquables non seulement dans l'espace mais aussi dans le temps. Nous avons enregistré une concentration moyenne en nickel de $34,32 \pm 9,33$ mg/kg avec un minimum de 17,68 mg/kg et un maximum de 77,77 mg/kg, (tab. 32).

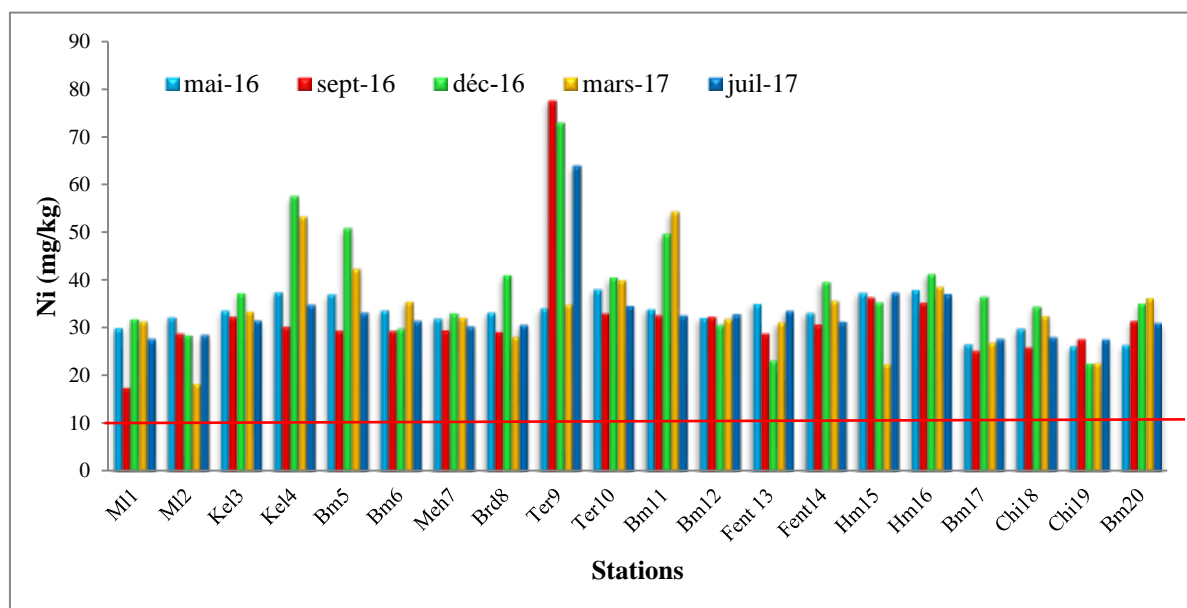


Figure 69 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Ni (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Cependant, l'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet campagne significatif. La teneur moyenne la plus faible ($32,33 \pm 11,42$ mg/kg) a été enregistrée en septembre 2016 alors que la plus élevée ($38,70 \pm 11,89$ mg/kg) a été enregistrée en décembre 2016. Les fluctuations sont plus perceptibles pour les stations ; L'ANOVA a révélé un effet station significatif pour ($p < 0,001$). La station Ter9 de l'oued Tarf amont se démarque nettement des autres stations par 3 pics (en septembre, décembre, mars) et suggère une situation particulière d'enrichissement. La station Kel4 de l'oued Kleb aval semble influencer les teneurs de la station Bm5. Tout comme Bm11, ces 3 stations affichent deux pics en décembre et mars. Probablement des rejets intermittents ou sporadiques viendraient surcharger les sédiments.

La figure 70 illustre les variations temporelles et permet de voir une similitude pour les prélèvements de mai et juillet d'une part, puis entre ceux de septembre et mars d'autre part, alors que le prélèvement de décembre se démarque par la moyenne la plus élevée et les fluctuations les plus importantes comme pour tous les ETM précédents (Cd, Co, Cr, Cu et Mn).

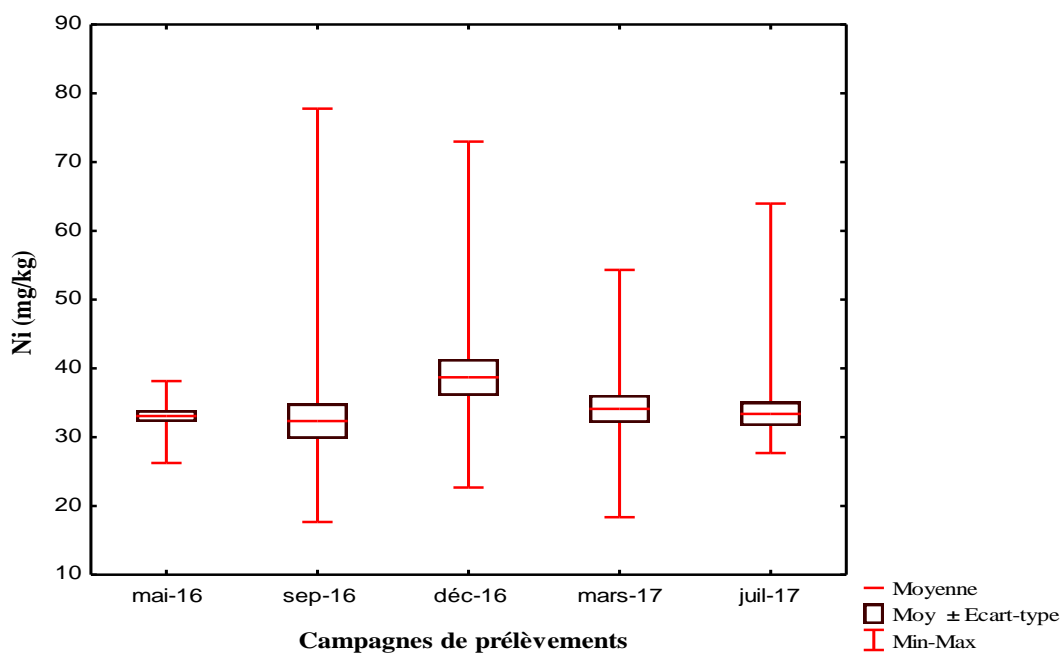


Figure 70 : Boîtes à moustaches des teneurs en Ni (mg/kg) des sédiments de l'oued Bumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

Les oueds el Kleb (Kl4) Boumerzoug (Bm5 et 11) et Tarf (Ter9) se distinguent des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus élevées liées aux pics saisonniers mentionnés précédemment (fig. 71).

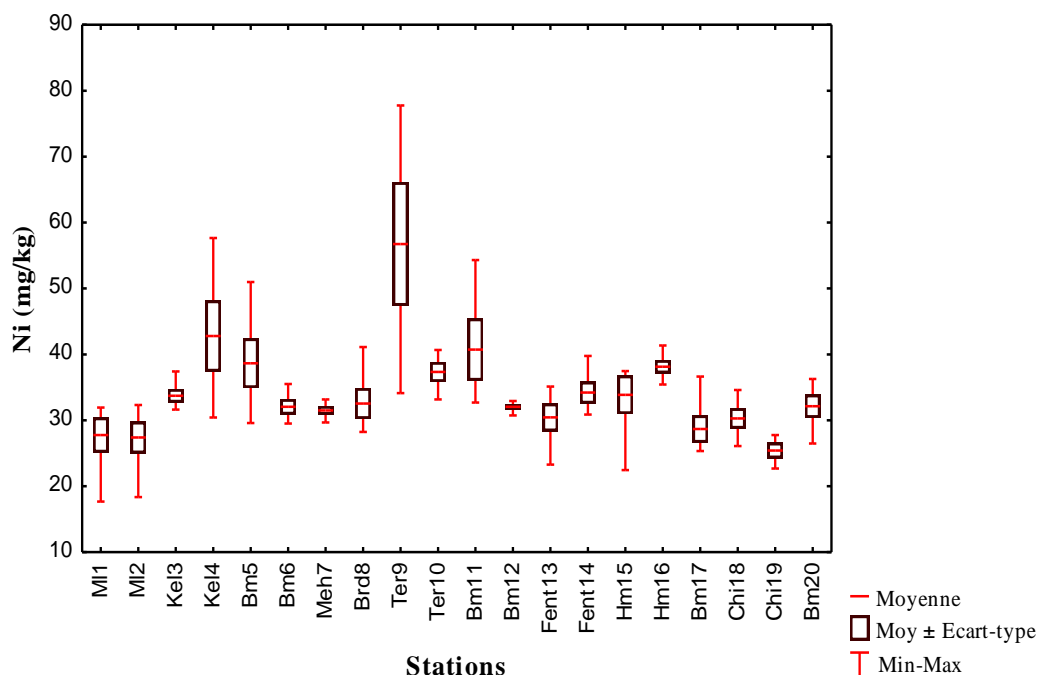


Figure 71 : Boîtes à moustaches des teneurs en Ni (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Le nickel est un élément d'origine naturelle présent en tant que constituant trace d'une grande variété de minéraux, particulièrement ceux qui contiennent beaucoup de fer et de manganèse. Dans l'environnement, son état de valence le plus courant est Ni^{2+} . Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre est d'environ 75 mg/kg. Le nickel et ses 3000 alliages (acier inoxydable qui renferme du nickel, fer-nickel, nickel-cuivre, nickel-chrome...) sont utilisés dans une vaste gamme d'applications industrielles et les composés du nickel sont employés dans divers produits et procédés (revêtement électrolytique, catalyseur pour le durcissement des graisses, couleurs et vernis pour céramique et verre, pièces électriques, opérations métallurgiques, piles nickel-cadmium, bijoux...) (LCPE, 1994).

Les sources naturelles du nickel comprennent l'altération et l'érosion du sous-sol rocheux qui libèrent du nickel dans les eaux superficielles. Parmi les sources anthropiques qui rejettent du nickel sous forme dissoute et sous forme de particules dans les eaux de surfaces, on compte l'extraction, la fonte et l'affinage des métaux communs entraînant le rejet de nickel sous formes d'émissions atmosphériques et d'effluents. A cela s'ajoute la

combustion des combustibles fossiles, deuxième source anthropique. La combustion du pétrole libère davantage de nickel que celle du charbon ou du coke (LCPE, 1994). Des émissions atmosphériques de nickel proviennent également de l'incinération des ordures ménagères et la fabrication du ciment.

Les teneurs en nickel reflètent le fond géochimique de la zone d'étude si on les compare à la moyenne naturelle mondiale (80 mg/kg) proposée par (Thomas et Meybeck, 1992). Par ailleurs, Thévenot et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) suggèrent une concentration naturelle de 25 mg/kg et 30 mg/kg pour les carbonatés et les allumino-silicates respectivement, Afri-Mehennaoui (2006) suggèrent une concentration naturelle de 10 mg/kg pour les substrats carbonatés. Cette concentration est dépassée dans 100 % des cas. Quarante-deux pour cent des valeurs mesurées dépassent le seuil de 25 mg/kg spécifique aux substrats carbonatés. Par ailleurs, Pardos et al. (2003) suggèrent 30,8 mg/kg comme bruit de fond pour les grands cours d'eau suisses, Thévenot et al. (2007) proposent 16 mg/kg pour le bassin de la Seine et Saulnier et Gagnon (2009) proposent 23 mg/kg pour le bassin du fleuve Saint Laurent au Canada (tab. 32).

Par ailleurs, il apparaît que ces concentrations sont proches de celles enregistrées par Afri-Mehennaoui (2006) qui a enregistré des concentrations de $30,14 \pm 13,27$ mg/kg pour l'oued Rhumel et ses affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine. Ces valeurs sont similaires à celles des sédiments de l'oued Fouaret au Maroc (Ben Bouih et al. 2005). Nous notons que ces teneurs excèdent les concentrations des sédiments du bassin versant Kebir-Rhumel en Algérie, oued Bouhamra en Maroc et du bassin de Gabes en Tunisie rapportées respectivement par Sahli (2012), Khaled-Khodja et al. (2016) et Dahri et al. (2018). Elles excèdent également les moyennes enregistrées pour les sédiments de la Garonne considérés comme non pollués (23 mg/kg, N'guessan et al. 2009) et à celles rapportées par Benabdelkader et al. (2018), 6,80 - 27,41 mg/kg pour oued Tafna en Algérie. Ces valeurs sont par contre inférieures à la moyenne (54,32 mg/kg) rapportées par Fang et al. (2019) pour la rivière Xiangjiang en Chine et à la moyenne mondiale des rivières (90 mg/kg) proposée par Martin et Whitfield (1983) et ceci quelles que soient la station et la campagne de prélèvement.

III.2.2.7. Plomb (Pb)

Les variations spatio-temporelles des teneurs en plomb des sédiments des 20 stations de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 72). Les teneurs en plomb des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents présentent des fluctuations de l'ordre

du simple au double non seulement dans l'espace mais aussi dans le temps. Nous avons déterminé une concentration moyenne en plomb de $36 \pm 15,14$ mg/kg avec un minimum de 13,89 mg/kg et un maximum de 126,98 mg/kg (tab. 32) ; La moyenne la plus faible ($27,66 \pm 8,50$ mg/kg) a été enregistrée en décembre 2016 alors que la plus élevée ($42,36 \pm 6,72$ mg/kg) a été enregistrée en juillet 2017.

Contrairement aux variations spatiales, les fluctuations des teneurs en plomb d'une campagne à l'autre sont très remarquables ; l'ANOVA a d'ailleurs révélé un effet campagne significatif ($p < 0,01$).

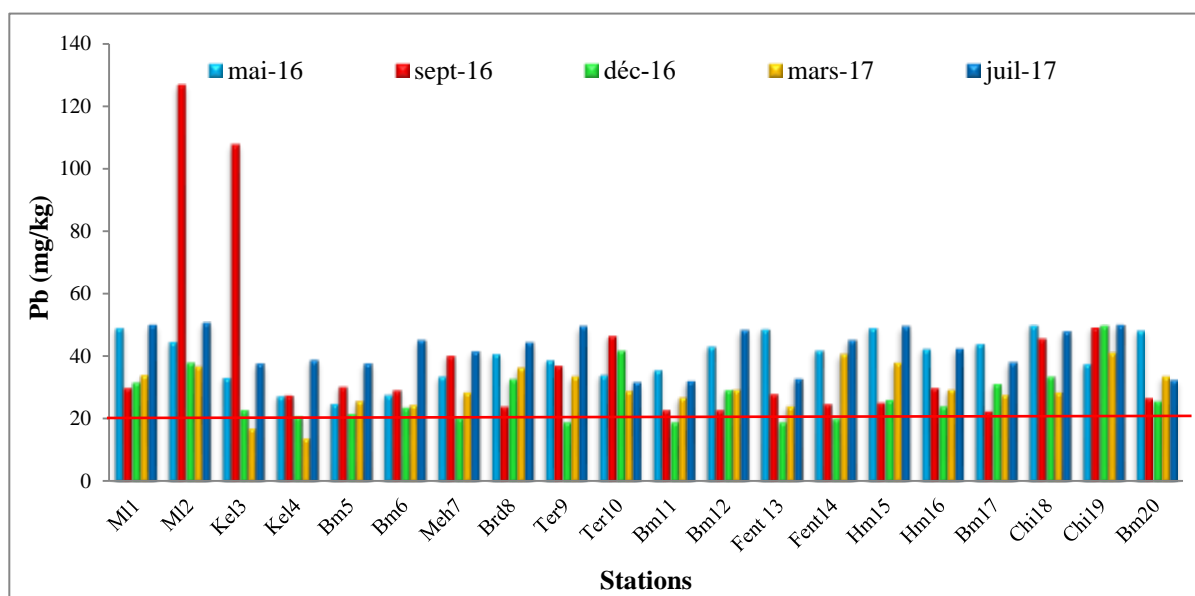


Figure 72 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Pb (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Les fluctuations des charges en plomb des sédiments semblent être liées au régime hydrologique des cours d'eau, ce qui suggère des apports internes (remise en suspension des sédiments des fonds) et/ou externes, notamment ceux des eaux de ruissellement des sols des berges. Notons que la mobilité du plomb dans les sédiments est très faible, il a tendance à s'accumuler dans les horizons de surface riches en matières organiques, ceci pourrait expliquer les concentrations élevées enregistrées en été (Sahli, 2012).

Pendant des dizaines d'années, les oueds du sous bassin Boumerzoug ont hérité des rejets des effluents industriels et des eaux résiduaires industrielles, des déchets liquides de toutes sortes d'activité de production. Les rejets ne sont pas entièrement collectés, une part rejoint les oueds et contribue à la contamination de l'écosystème par le Pb. Le Pb peut parvenir aux oueds par ruissellement. Dans les milieux aquatiques, le Pb a tendance à être éliminé de la colonne d'eau en migrant vers les sédiments par adsorption sur

la matière organique et les minéraux d'argile. Il précipite comme sel insoluble (carbonate, sulfate ou sulfure) et réagit avec les ions hydriques et les oxydes de manganèse, mais la quantité de Pb restant en solution sera fonction du pH (HSDB, 2000).

Les boîtes à moustache permettent de voir une similitude pour les prélèvements de mai et juillet d'une part, puis entre décembre et mars d'autre part, alors que le prélèvement de septembre se démarque par la moyenne la plus élevée et les fluctuations les plus importantes (fig. 73).

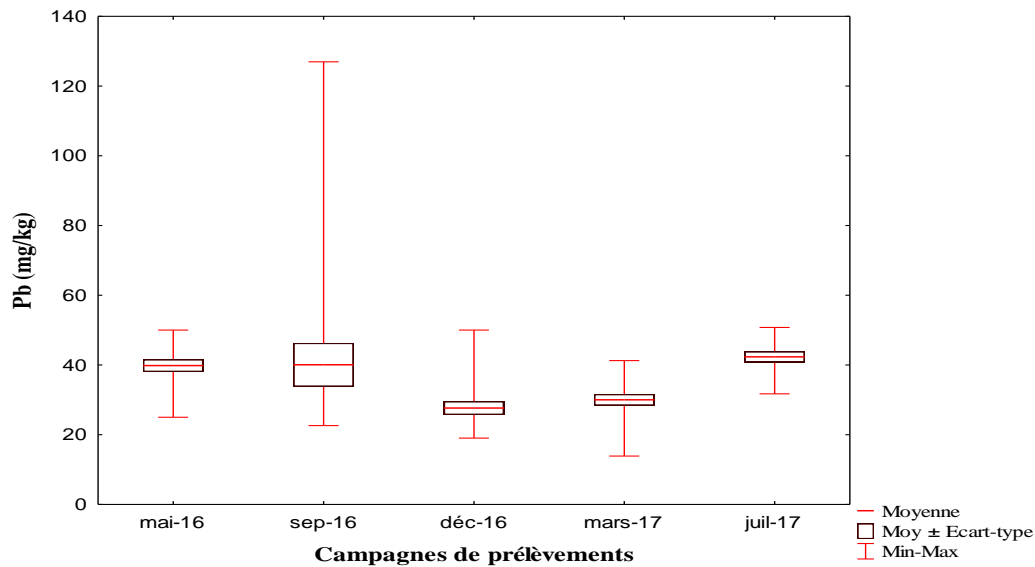


Figure 73 : Boîtes à moustaches des teneurs en Pb (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

Les oueds el Melah (MI2) et el Kleb (Kel3) se distinguent des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus élevées (fig. 74).

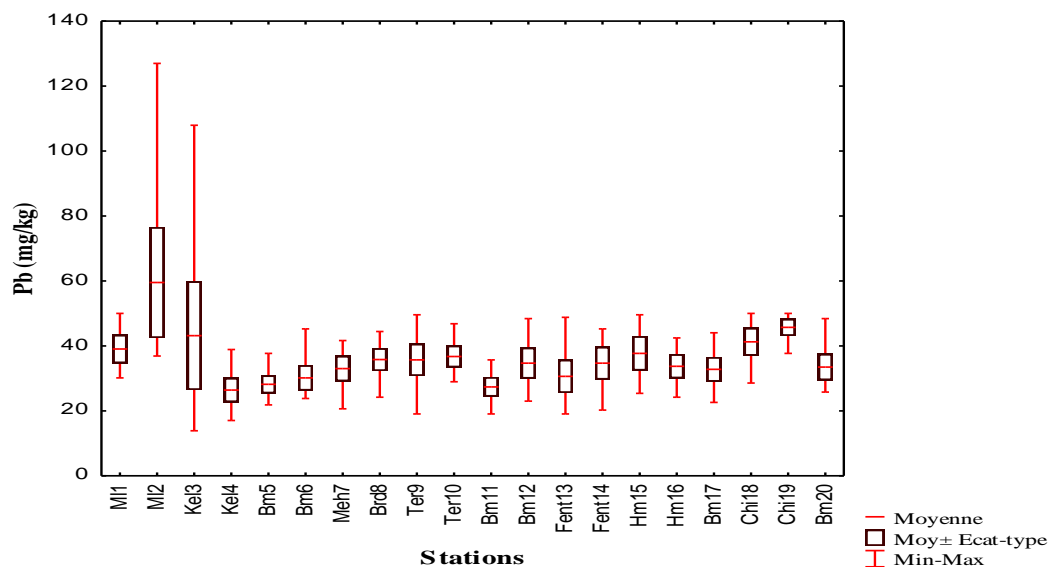


Figure 74 : Boîtes à moustaches des teneurs en Pb (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvements.

Les teneurs en plomb traduisent une contamination évidente. En effet 32 % des sédiments prélevés présentent des teneurs en plomb qui dépassent la concentration considérée comme naturelle ; la moyenne naturelle mondiale étant de 40 mg/kg (Thomas et Meybeck, 1992). Thévenot et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) suggèrent une concentration naturelle de 15 mg/kg pour les substrats carbonatés. Seul un échantillon sur 100 a présenté des teneurs inférieures à cette valeur ; il s'agit de la station KI4 pour laquelle nous avons enregistré une concentration de 13,89 mg/kg en mars 2016. Différents bruits de fonds géochimiques sont également donnés dans la littérature ; Pardos et al. (2003) proposent 26,5 mg/kg pour les grands cours d'eau suisses, Thévenot et al. (2007) rapportent 23 mg/kg pour le bassin de la Seine et Saulnier et Gagnon (2009) proposent 15 mg/kg pour le bassin du fleuve Saint Laurent au Canada, Afri-Mehennaoui (2006) propose des concentrations naturelles de 20 mg/kg pour les substrats carbonatés (tab. 32). Cette concentration est dépassée dans 95 % des cas.

Toutefois, nous pouvons expliquer cette contamination au plomb des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents par la présence de deux principales sources de contaminations auxquelles est exposé notre cours d'eau, à savoir la première source évidente, qui sont les rejets urbains et industriels et à qui ce cours d'eau sert de milieu récepteur (eaux usées, eau chargée d'huile et de graisse, eau chargée de matière organique...etc) d'une autre part, nos stations de prélèvement sont situées près des axes routiers. Le trafic routier constitue une source de contamination non négligeable par les émissions de gaz d'échappement des véhicules utilisant encore l'essence plombée commercialisée jusqu'à nos jours en Algérie (Ouahrani et Gheribi, 2007).

Cependant, nous notons une diminution du niveau de contamination ; les teneurs en Pb sont inférieures à celles rapportées par Afri-Mehennaoui et al. 2009 et Sahli et al. 2014 déterminées plus de dix années auparavant, pour le même cours d'eau. Elles étaient de 68 ± 10 mg/kg (Afri-Mehennaoui et al. 2009) et $66,23 \pm 32,56$ mg/kg (Sahli et al. 2014). Nos résultats sont, en revanche, supérieurs aux teneurs des sédiments du Mississippi où la teneur en plomb est 27 mg/kg (Santschi et al. 2001), puis à celles de l'oued Bou Regreg en Maroc (17 mg/kg, Tahiri et al. 2005), à celles de la Garonne en France, considérées comme étant de bonne qualité (25 mg/kg, Saulnier et al. 2009). Par analogie, Le lac Oubeira est peu chargé en Pb (13-27 mg/kg, Belabed et al. 2011), et les teneurs du Nil en Egypte (0,17 à 1,26 mg/kg, Abdelkhalek et al. 2016) et de l'oued Chélif en Algérie (0-3,6 mg/kg, Benkaddour, 2018) sont très faibles. Saddik et al. (2019) trouvent des teneurs de 2,43 à 75,80 mg/kg, très fluctuantes pour le littoral marocain.

III.2.2.8. Zinc (Zn)

Les variations spatio-temporelles des teneurs en zinc des sédiments des 20 stations de prélèvements sont illustrées par la figure 75.

Les teneurs en zinc des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents sont variables dans l'espace et dans le temps. La concentration moyenne en zinc est $184,05 \pm 118,16$ mg/kg avec un minimum de 57,36 mg/kg et un maximum de 425,50 mg/kg (tab. 32).

Les fluctuations spatio-temporelles atteignent des pics de quatre fois la valeur de base. Cependant cette variabilité entre les stations et les campagnes n'est pas significative d'un point de vue statistique (ANOVA). Les stations dont les teneurs ne présentent pas de pics marqués sont en amont, el Melah M11, M12 et Bm6 ; la teneur de M11 passe néanmoins du simple au double. Toutes les autres stations montrent des pics de teneurs préoccupants qui rendraient compte d'un enrichissement occasionnel ou intermittent de deux, trois et même plus de quatre fois plus, en fonction des points de prélèvement et quelle que soit la saison.

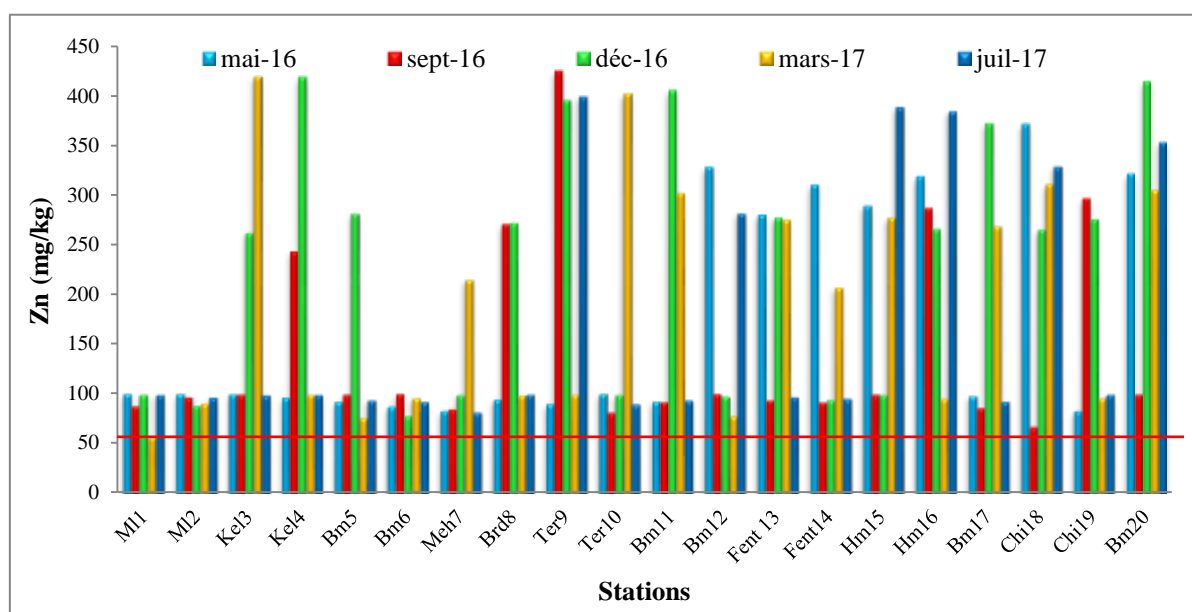


Figure 75 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Zn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

La figure 76 illustre les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en zinc pendant les cinq campagnes de prélèvements. La valeur moyenne maximale a été enregistrée en décembre $234,16 \pm 127,45$ mg/kg), suivi de mars ($194,37 \pm 118,24$ mg/kg), puis juillet ($174,07 \pm 125,02$ mg/kg), mai ($172,14 \pm 110,81$ mg/kg), et enfin septembre ($145,52 \pm 100,21$ mg/kg).

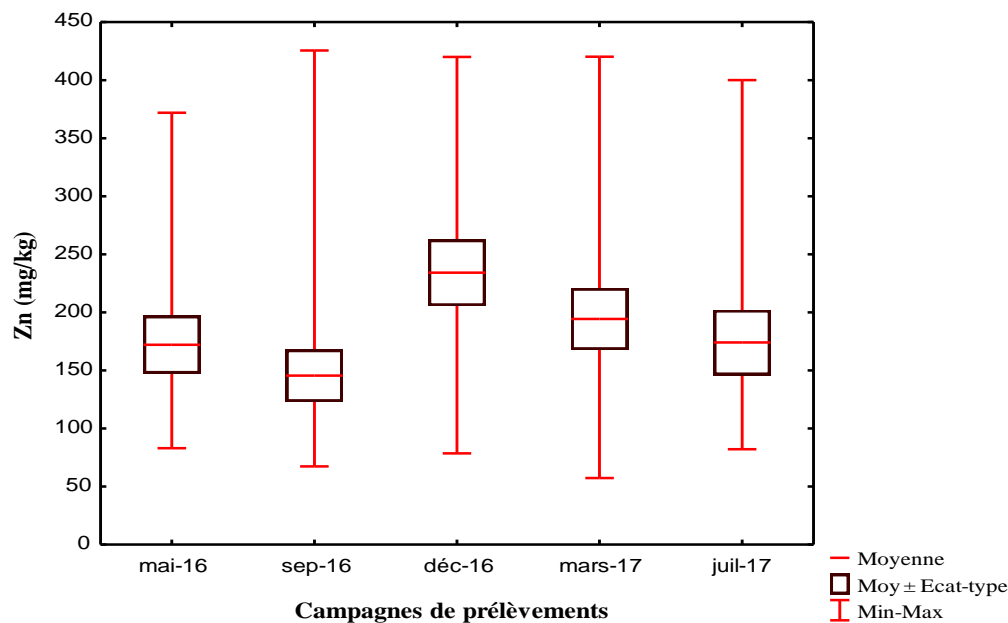


Figure 76 : Boîtes à moustaches des teneurs en Zn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des cinq campagnes de prélèvement.

Les oueds el Melah (M11 et M12) et le Boumerzoug amont (Bm6) se distinguent des autres sites de prélèvement par leurs teneurs relativement plus faibles ; M12 et Bm6 affichent les concentrations les plus homogènes voisines de 100 mg/kg (fig. 77). Les autres stations ont des teneurs très variables et les plus élevées sont notées pour Ter9 et surtout la plus en aval Bm20.

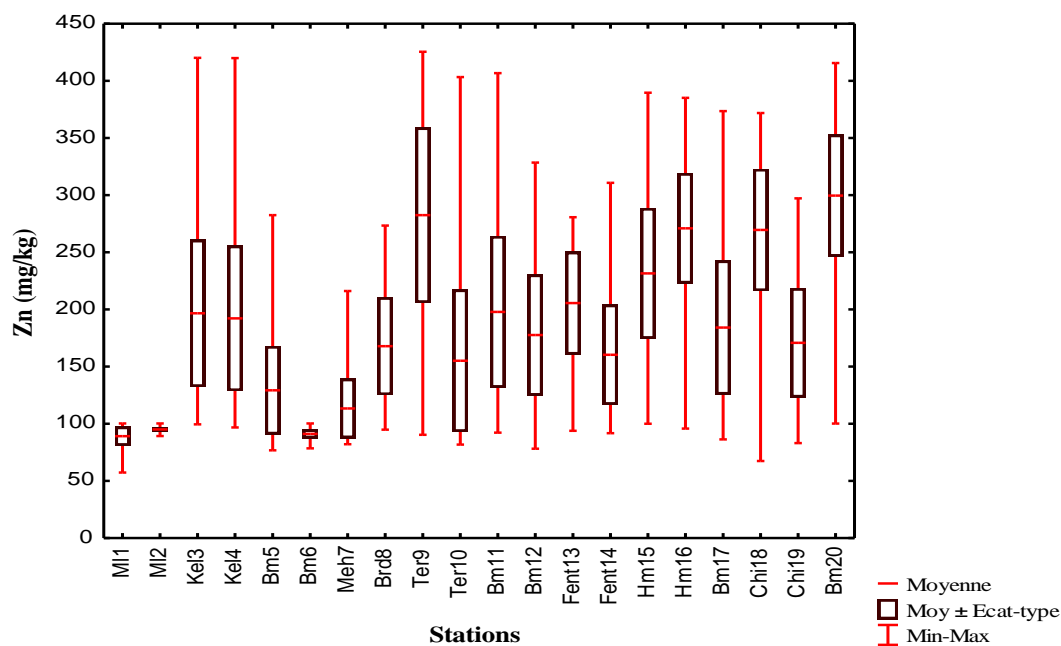


Figure 77 : Boîtes à moustaches des teneurs en Zn (mg/kg) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations de prélèvement.

Le zinc à l'état métallique et les composés organo-zinciques n'existent pas dans la nature. Il n'est présent qu'à l'état divalent (ZnII). La solubilité de l'ion Zn dépend du pH et de l'anion. Le Zn est un élément de transition capable de former des complexes avec divers ligands organiques (EHC 221, 2001). La plupart des roches et de nombreux minéraux renferment du Zinc. Sur le plan commercial, le minerai le plus important est la sphalérite ou blende (ZnS), qui constitue la principale source de Zn pour l'industrie. Le Zinc est le quatrième métal le plus employé dans le monde après le fer, l'aluminium et le cuivre. Il est largement utilisé pour la protection d'autres métaux (zingages, galvanisation dans les complexes ENPMA/ENPMO de Hamimime), en moulage sous pression, dans le BTP et pour la confection d'alliages divers. Les dérivés minéraux du Zn ont des applications diverses, notamment dans la fabrication d'équipements de véhicules, d'accumulateurs et de piles sèches ou encore dans le domaine dentaire, médical ou pour la fabrication de nombreux objets ménagers. Les organo-zinciques sont utilisés comme fongicides, comme antibiotiques pour applications locales et comme lubrifiants (EHC 221, 2001).

Les teneurs mesurées reflètent avant tout la composition de la roche mère. La majeure partie du zinc naturellement présent dans les sédiments de l'oued y est amenée par l'érosion. A ce dernier s'ajoute le zinc d'origine anthropique qui parvient aux cours d'eau soit directement dans les effluents urbains et industriels non connectés au réseau d'assainissement soit de manière diffuse par les eaux de ruissellement notamment celles des sols de berges cultivés, le zinc étant un constituant de base pour de nombreux engrais et pesticides. Le zinc présent dans les écosystèmes aquatiques y parvient également en partie de l'atmosphère où il est essentiellement fixé à des particules d'aérosols. Il s'élimine de ce compartiment en se déposant par voie humide ou par voie sèche (Thévenot et al. 2002).

Les teneurs en zinc déterminées pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents reflètent une contamination évidente dans 38 % des cas alors que la situation semble être normale pour 62 % des échantillons prélevés si on les compare à la moyenne naturelle mondiale qui est de l'ordre de (240 mg/kg, Thomas et Meybeck, 1992), (tab. 33). Cependant, Thévenot et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) propose une teneur naturelle quatre fois moins importante pour les roches carbonatées (60 mg/kg) et les alumino-silicates (50 mg/kg). Afri-Mehennaoui (2006) propose aussi la concentration naturelle de 60 mg/kg pour les substrats carbonatés pour le bassin du Rhumel (tab. 32). De même Thévenot et al. (2007) et Saulnier et Gagnon (2009) proposent 60 mg/kg respectivement pour le bassin de la Seine et pour le bassin du fleuve Saint Laurent au Canada (tab. 32). Les cent prélèvements effectués dans le Boumerzoug et ses affluents dépassent cette concentration dans 99 % des

cas. Pour [Pardos et al. \(2003\)](#) la concentration naturelle pour les grands cours d'eau suisses est de l'ordre de 86,3 mg/kg.

Par ailleurs, les teneurs en zinc des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents sont similaires à la moyenne $181,75 \pm 150,11$ mg/kg enregistrée par [Sahli et al. \(2014\)](#) pour le même cours d'eau. Les teneurs en Zn du Boumerzoug excèdent les concentrations des sédiments des oueds Beni-Mellal et Bouhamra rapportées respectivement par [Barakat et al. \(2012\)](#) et [Khaled-Khodja et al. \(2016\)](#), ainsi que celles des sédiments de lac Tonga et du bassin de Seybousse ([Belabed et al. 2013a](#), [Belabed et al. 2017](#)), et plus récemment les teneurs (1,2-384,6 mg/kg) rapportées par [Dahri et al. \(2018\)](#) pour le bassin de Gabes surtout pour les faibles valeurs. Les teneurs de l'oued Chélif en Algérie (0-3,6 mg/kg, [Benkaddour, 2018](#)) paraissent particulièrement très faibles, alors que [Benabdelkader et al. \(2018\)](#) communiquent les teneurs de 20,59 à 237,17 mg/kg pour oued Tafna en Algérie et [Barhoumi et al. \(2019\)](#) rapportent également, pour la rivière Someșu en Roumanie (42,12 - 236,82 mg/kg), des concentrations inférieures à celles du Boumerzoug.

III.2.3. Evaluation de la contamination métallique et de la toxicité des sédiments

L'évaluation de la pollution par les ETM et l'identification des sources de pollution reposent sur des principes relativement simples de mesure des concentrations, de calcul d'indices et de leur comparaison avec les normes établies qui varient en fonction de la nature de l'élément, de sa toxicité et du milieu récepteur. Les méthodes d'évaluation visent généralement à s'affranchir du bruit de fond naturel. Les études fondamentales ou appliquées normalisent les teneurs en ETM par rapport à celles d'un matériel de référence (*Upper Continental Crust*) qui n'a parfois aucun rapport avec l'environnement immédiat. Ces indices peuvent prendre la forme de l'indice de géoaccumulation ([Müller, 1969](#) ; [Rubio et al. 2000](#) ; [Manjunatha et al. 2001](#)). Une autre manière consiste à présenter l'enrichissement relatif d'un ETM par rapport à un élément immobile non affecté par les activités anthropiques (Al, Th, Ti, Sc) tel que le facteur d'enrichissement et l'indice de pollution métallique ([Meybeck et al. 1998](#)). Ces seuils sont considérés représentatifs d'un niveau acceptable de protection du biote associé au sédiment, et toute concentration supérieure au seuil est jugée inacceptable ([MacDonald et al. 2000](#)). Enfin, certaines études combinent les deux approches en appliquant le Sediment Pollution Index (SPI) ([Singh et al. 2002](#) ; [Rubio et al. 2000](#)) et l'Indicateur de Toxicité Métallique (ITM) ([Meybeck et al. 2003](#)).

Pour estimer l'intensité de la contamination et la qualité toxicologique des sédiments du bassin Boumerzoug, des indices ont été utilisés, leur principe est fondé sur la comparaison des valeurs mesurées par rapport à des valeurs références tel que le bruit de fond, les recommandations pour la qualité des sédiments et les concentrations seuils produisant des effets apparents.

III.2.3.1. Calcul de l'indice de géoaccumulation (*Igeo*)

Un critère d'évaluation de l'intensité de la contamination métallique est l'indice de géoaccumulation (Müller, 1969). Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique. En effet, le coefficient 1,5 rend compte des variations dans les niveaux de background pouvant être causées par des effets de lithologie.

$$Igeo_x = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5 B g_x} \right)$$

- Où :
- *Igeo* : Index de géoaccumulation,
 - \log_2 : logarithme de base 2,
 - *x* : élément considéré,
 - *C* : concentration mesurée pour un élément *x*,
 - *B* : fond géochimique pour un élément *n*,
 - 1,5 : Constante qui permet de prendre en compte à la fois les fluctuations naturelles de la teneur d'une substance donnée dans un environnement ainsi que de faibles influences anthropiques.

L'indice de géoaccumulation, bien que ne faisant pas intervenir une normalisation des concentrations métalliques par rapport à un élément "immobile", a l'avantage d'être associé à une échelle qualitative de pollution. En effet, Müller (1981) a défini une échelle avec six classes d'indice de géoaccumulation. Cette échelle de l'intensité de pollution est comprise entre 0 (pollution nulle) et 6 (pollution très forte), (tab. 36).

Tableau 36 : Classes définies pour l'indice de géoaccumulation (Müller, 1981 ; Ruiz, 2001).

Valeur d'Igeo	classe	Qualité de sédiment
≤0	0	non pollué
0-1	1	non pollué à modérément pollué
1-2	2	modérément pollué
2-3	3	modérément pollué à fortement pollué
3-4	4	fortement pollué
4-5	5	de fortement pollué à extrêmement pollué
>5	6	extrêmement pollué

La simplicité du calcul de cet indice nous permet de comparer facilement avec des données d'autres régions étudiées dans le monde et d'utiliser différents fonds géochimiques pour effectuer de nombreuses comparaisons. Le tableau 37 présente les intervalles de valeurs d'Igeo des éléments étudiés pour les sédiments des 20 stations de prélèvements. Pour le calcul de cet indice, nous avons utilisé comme bruit de fond les concentrations spécifiques aux substrats carbonatés définies par Afri-Mehennaoui (2006) qui n'avait pas proposé de valeur pour le Co et le Mn.

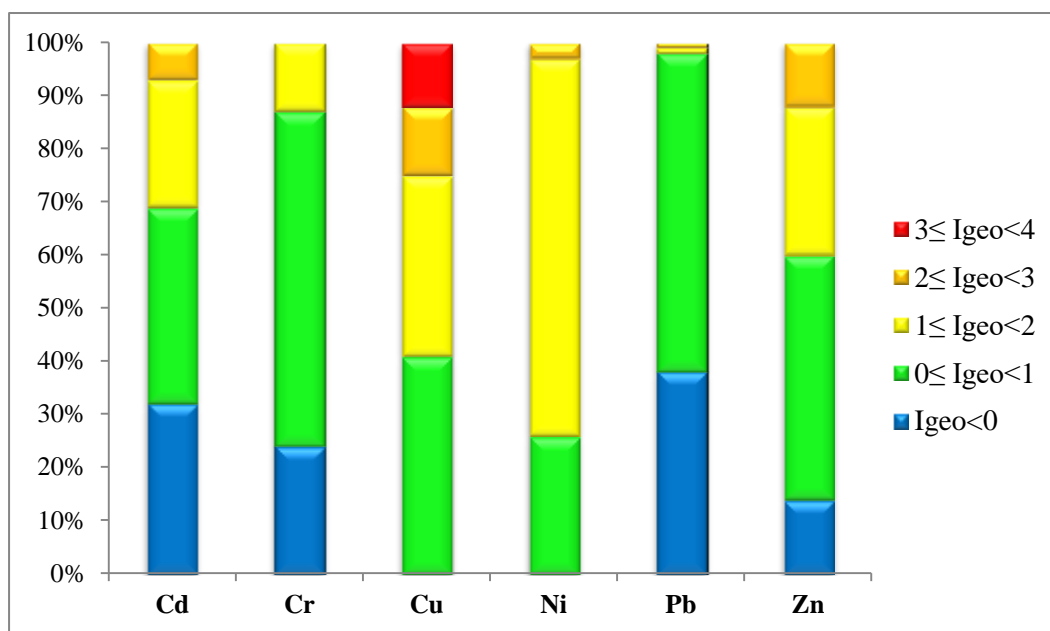
Tableau 37 : Les intervalles des valeurs des Igeo dans les sédiments
De l'oued Boumerzoug et ses affluents

Stations	Indice de géoaccumulation [min-max]					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Ml1	[-0,10-0,90]	[-0,46-0,34]	[0,63-1,72]	[0,24-1,09]	[0,01-0,74]	[-0,65-0,16]
Ml2	[-0,76-0,83]	[-0,38- -0,12]	[0,00-1,34]	[0,29-1,11]	[0,30-2,08]	[-0,01-0,16]
Kel3	[-1,56-2,11]	[0,14-0,46]	[0,72-3,14]	[1,08-1,32]	[-0,81-1,85]	[0,15-2,22]
Kel4	[0,96-2,19]	[0,10-1,27]	[0,76-1,89]	[1,02-1,94]	[-1,11-0,37]	[0,10-2,22]
Bm5	[-2,56-2,0]	[-0,21-1,22]	[0,58-2,37]	[0,98-1,77]	[-0,46-0,33]	[-0,23-1,65]
Bm6	[-1,56-2,11]	[-0,12-0,34]	[0,46-2,14]	[0,97-1,24]	[-0,33-0,59]	[-0,20-0,16]
Meh7	[0,14-1,93]	[-0,25-0,19]	[0,41-0,64]	[0,98-1,14]	[-0,54-0,47]	[-0,13-1,26]
Brd8	[-1,24-1,65]	[0,08-1,47]	[0,65-1,55]	[0,91-1,45]	[-0,31-0,57]	[0,08-1,60]
Ter9	[-0,39-1,79]	[0,34-1,78]	[0,59-2,30]	[1,19-2,37]	[-0,66-0,73]	[0,01-2,24]
Ter10	[-0,76-1,24]	[0,17-1,43]	[0,30-1,31]	[1,14-1,44]	[-0,05-0,64]	[-0,14-2,16]
Bm11	[-2,56-2,14]	[0,15-1,25]	[0,59-1,83]	[1,12-1,86]	[-0,66-0,25]	[0,04-2,18]
Bm12	[-1,24-0,44]	[0,21-1,15]	[0,99-1,72]	[1,03-1,13]	[-0,38-0,69]	[-0,20-1,87]
Fent13	[-1,24-0,96]	[-0,40-0,62]	[1,33-3,05]	[0,63-1,23]	[-0,66-0,70]	[0,06-1,64]
Fent14	[-0,39-1,48]	[-0,10-0,90]	[0,83-2,78]	[1,04-1,41]	[-0,57-0,59]	[0,03-1,79]
Hm15	[-0,98-0,24]	[-0,48-0,77]	[0,62-3,35]	[0,58-1,32]	[-0,24-0,73]	[0,15-2,11]
Hm16	[-1,98-0,34]	[0,49-0,93]	[0,81-3,23]	[1,24-1,46]	[-0,31-0,50]	[0,09-2,10]
Bm17	[-1,98-1,48]	[-0,43-0,31]	[0,64-3,00]	[0,76-1,29]	[-0,41-0,55]	[-0,06-2,05]
Chi18	[-0,24-0,76]	[-0,18-0,46]	[1,33-2,89]	[0,80-1,21]	[-0,07-0,74]	[-0,42-2,05]
Chi19	[-0,10-1,19]	[-0,30-0,49]	[0,33-3,50]	[0,60-0,89]	[0,33-0,74]	[-0,12-1,72]
Bm20	[-0,24-0,83]	[-0,01-1,31]	[1,45-3,34]	[0,82-1,27]	[-0,22-0,69]	[0,15-2,21]

Tableau 38 : Pourcentage des *Igeo* des sédiments du sous bassin Boumerzoug en fonction des classes *Igeo* (n=100).

	% <i>Igeo</i>						
	$I_{geo}<0$	$0 \leq I_{geo}<1$	$1 \leq I_{geo}<2$	$2 \leq I_{geo}<3$	$3 \leq I_{geo}<4$	$4 \leq I_{geo}<5$	$5 \leq I_{geo}$
Cd	32	37	24	7	0	0	0
Cr	24	63	13	0	0	0	0
Cu	0	41	34	13	12	0	0
Ni	0	26	71	3	0	0	0
Pb	38	60	1	1	0	0	0
Zn	14	46	28	12	0	0	0

La Figure 78 illustre le pourcentage des échantillons obtenus pour les différentes classes d'*Igeo*, pour le Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn. Selon l'échelle de Müller, la zone étudiée est sujette à une pollution métallique, avec un large intervalle d'*Igeo* qui varie de la classe 0 à la classe 4.

**Figure 78** : Niveau de pollution par l'*Igeo* des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

Le calcul des *Igeo* a permis d'estimer l'importance de la contamination des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents par les ETM dont les teneurs dépassent le background de la zone d'étude. Les moyennes des indices de géoaccumulation spécifiques aux éléments sont représentées par la figure 79.

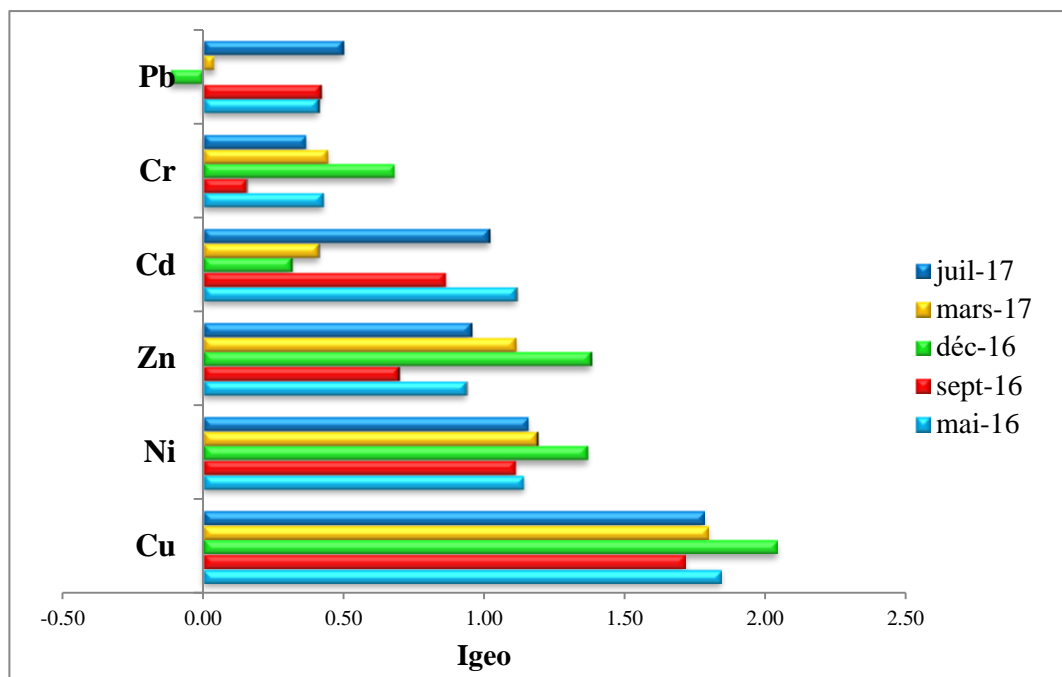


Figure 79 : Moyennes des indices de géoaccumulation pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

Une contamination par le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel et le zinc pendant les 5 campagnes de prélèvements et une contamination par le plomb en mai, septembre 2016 et mars, juillet 2017, sont décelables. L'*Igeo* moyen de Pb en décembre 2017 ne reflète aucun enrichissement ; ce dernier étant négatif. L'ordre d'importance des *Igeo* est la suivant:

$$Igeo_Cu > Igeo_Ni > Igeo_Zn > Igeo_Cd > Igeo_Cr > Igeo_Pb.$$

Par ailleurs, l'analyse des valeurs individuelles des *Igeo* sur la base de l'échelle de pollution proposée par Müller (1981) et Ruiz (2001), permet de faire les constatations suivantes :

✚ Pour le cadmium

Toutes les valeurs d'*Igeo* sont positives à l'exception des stations (Bm12, Fent13, Hm15 et Hm 16) ce qui confirme l'enrichissement par le cadmium de leurs sédiments (fig. 80). Parmi les *Igeo* Cd, 37 % indiquent une contamination absente à faible, 24 % des *Igeo* peuvent être considérés comme légèrement contaminés et 7 % sont moyennement contaminés. Le reste des stations reflètent le background de la zone d'étude montrant un pourcentage de 32 %. Aucun sédiment n'enregistre un *Igeo* proche du seuil de contamination forte à extrême (tab. 37, 38).

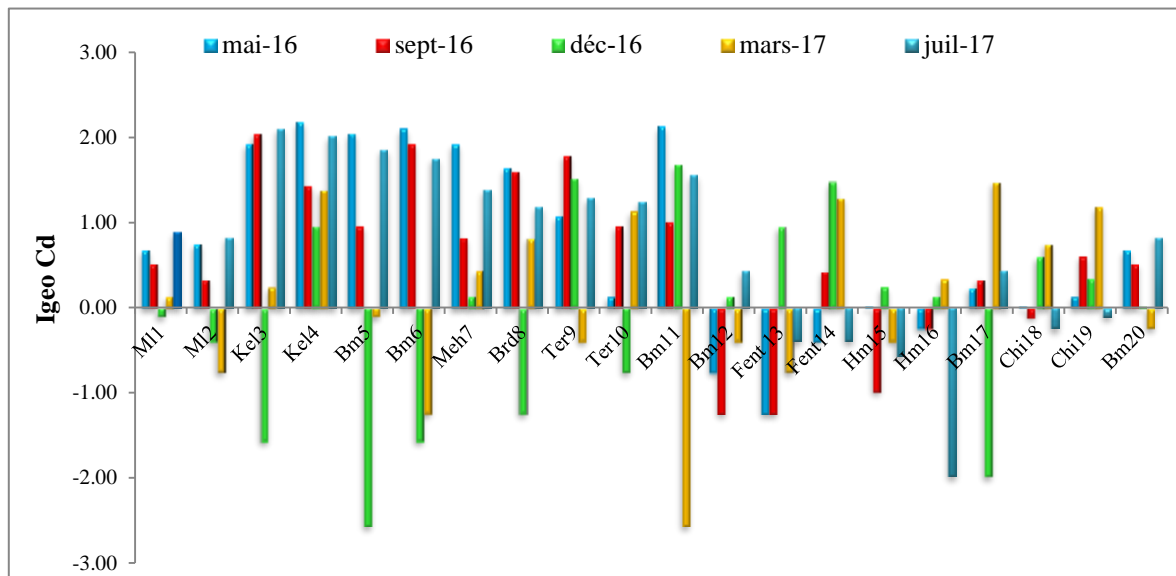


Figure 80 : Variations spatio-temporelles des *Igeo Cd* pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

✚ Pour le chrome

Tous les *Igeo* sont positifs à l'exception de ceux enregistrés au niveau des stations MI2 et Bm17. Les teneurs en chrome semblent, pour 24 %, refléter le fond géochimique de la zone d'étude (fig. 81, tab. 37, 38).

Cependant, 63 % des teneurs traduisent un état non pollué à modérément pollué ($0 \leq Igeo < 1$) et 13 %, un état pollué. Aucun sédiment n'enregistre un *Igeo* proche du seuil de contamination forte à extrême pour cet ETM.

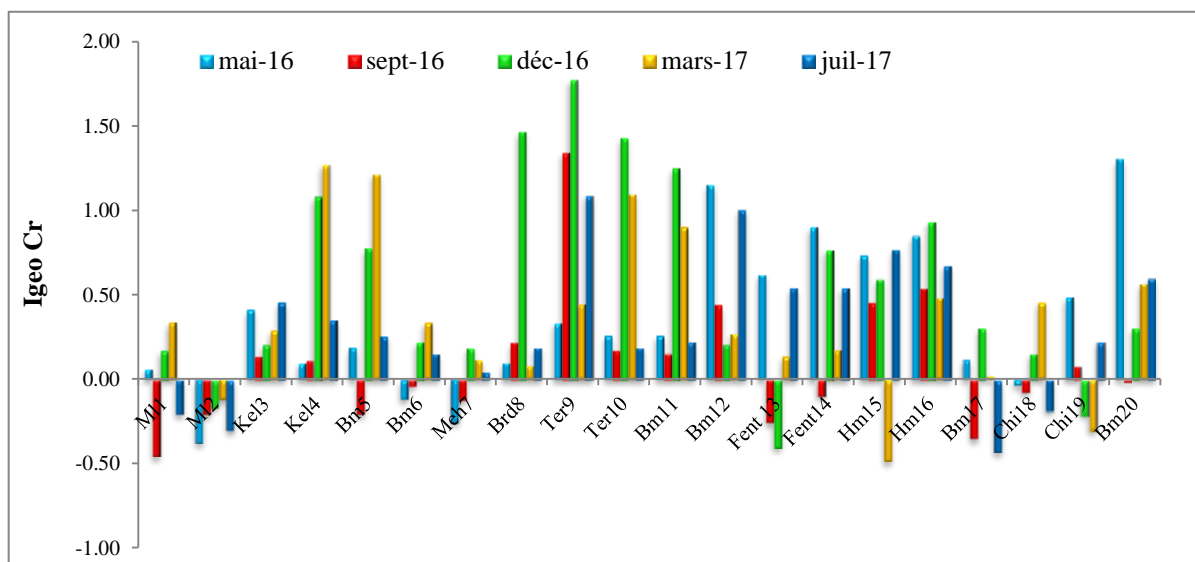


Figure 81 : Variations spatio-temporelles des *Igeo Cr* pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

✚ Pour le cuivre

Toutes les valeurs d'*Igeo* sont positives confirmant ainsi la contamination de tous les échantillons quelle que soit la station et la campagne de prélèvement (fig. 82).

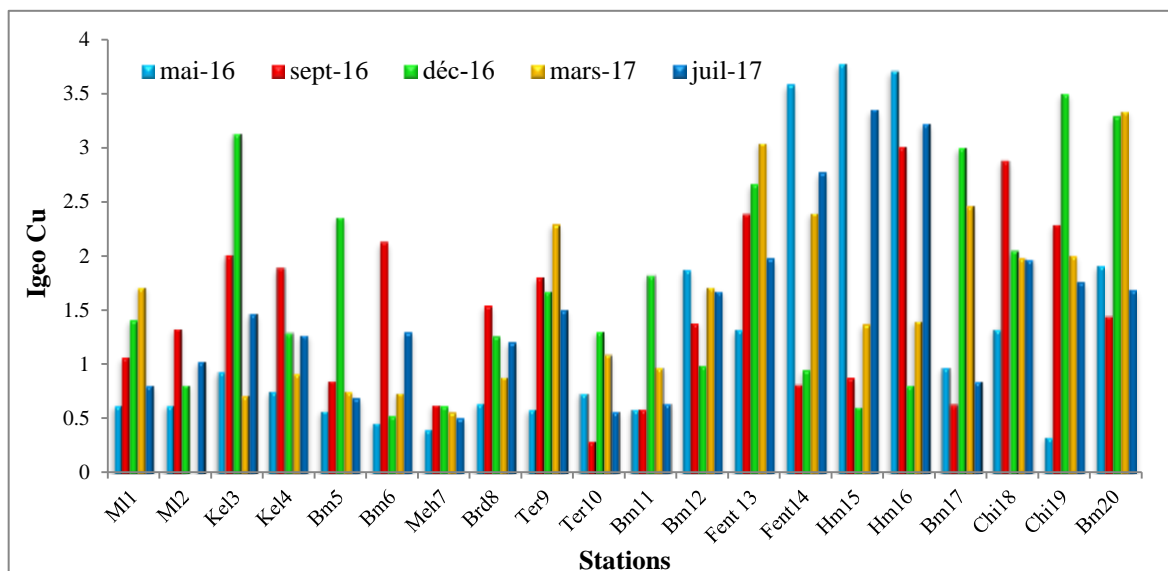


Figure 82 : Variations spatio-temporelles des *Igeo* Cu pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

Les *Igeo* maximaux sont supérieurs à 2. Les stations Fent13, Fent14, Hm15, Hm16, Chi18, Chi19 et Bm20 sont les plus chargées. Parmi les *Igeo* Cu, 41 % indiquent une contamination absente à faible, 34% des *Igeo* peuvent être considérés comme légèrement contaminés, 13 % sont moyennement contaminés et 12 % sont considérés comme fortement contaminés. Aucun sédiment n'enregistre un *Igeo* proche du seuil de contamination extrême (tab. 37, 38).

✚ Pour le nickel

Toutes les valeurs d'*Igeo* sont positives traduisant la contamination de tous les échantillons prélevés (fig. 83). Les concentrations évaluées dans les sédiments du bassin Boumerzoug peuvent être qualifiés de non ou faiblement contaminés pour 26 % des prélèvements, légèrement contaminés ($1 \leq Igeo < 2$) pour 71 % des échantillons et 3 % sont moyennement contaminés. Sur la base de l'*Igeo*, aucune station ne peut être qualifiée de fortement à extrêmement contaminée (tab. 37, 38).

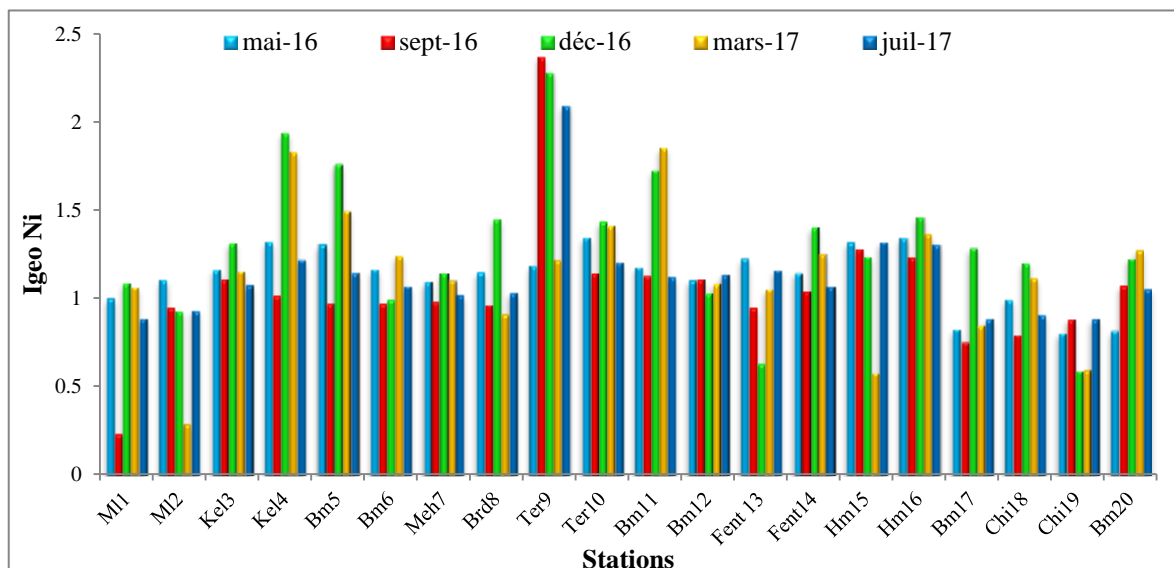


Figure 83 : Variations spatio-temporelles des *Igeo Ni* pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

✚ Pour le plomb

A l'exception des stations Kl4, Bm5 et Bm 11, toutes les valeurs moyennes des *Igeo* sont positives ce qui confirme l'enrichissement par le plomb de leurs sédiments (fig. 84). Parmi les *Igeo Pb*, 60% indiquent une contamination absente à faible, 1% des *Igeo* traduit une légère contamination, 1% expriment une contamination moyenne et 38% reflètent le background de la zone d'étude. Aucune station ne révèle un *Igeo* une contamination forte à extrême (tab. 37, 38).

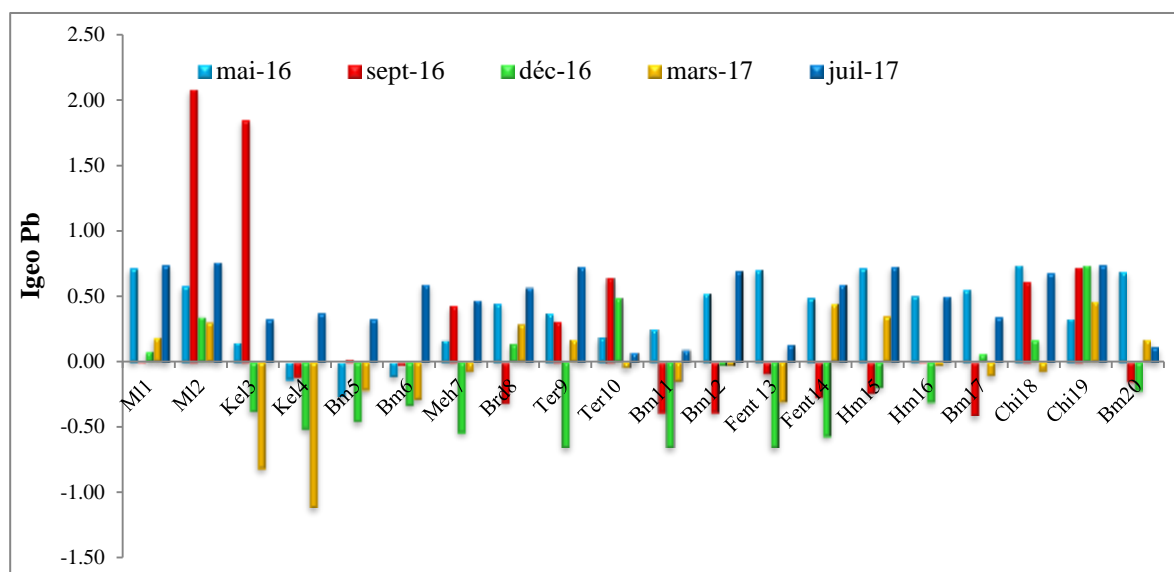


Figure 84 : Variations spatio-temporelles des *Igeo Pb* pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

✚ Pour le zinc

Globalement tous les *Igeo* sont positifs à l'exception de la station M11 (fig. 85, tab. 37, 38). Nous pouvons souligner que les teneurs des sédiments reflètent, dans 14% des échantillons analysés, le background de la zone d'étude ($Igeo < 0$) alors que 46 % révèlent des sédiments non à modérément pollués, 28 % sont modérément pollués et 12 % modérément à fortement pollués. Aucun site ne fournit un *Igeo* exprimant une contamination forte à extrême (tab. 37, 38).

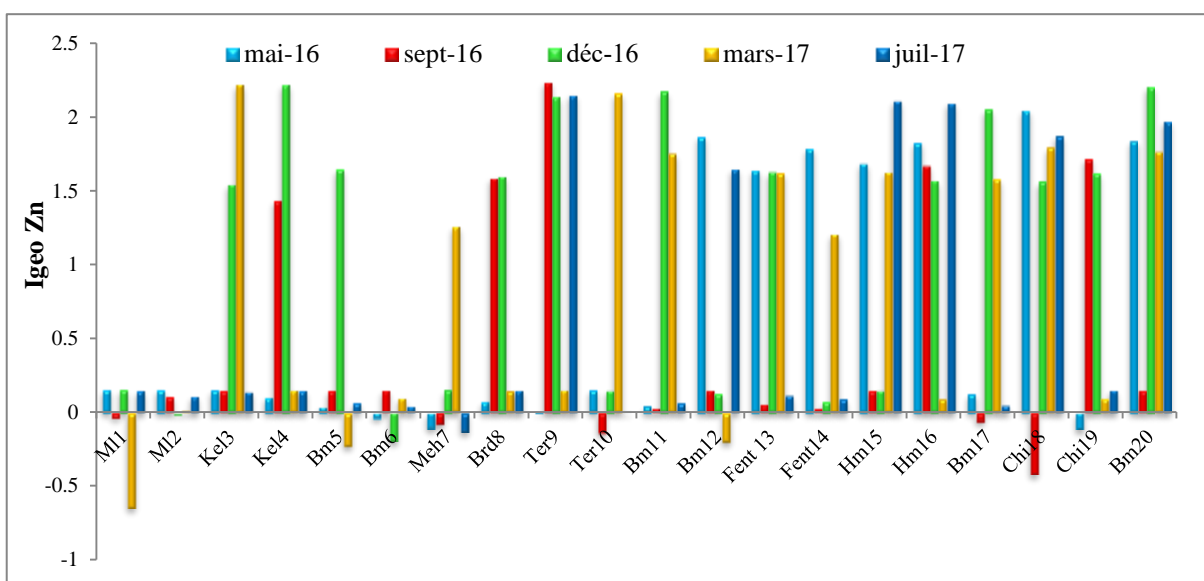


Figure 85 : Variations spatio-temporelles des *Igeo* Zn pour les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

III.2.3.2. Calcul du facteur de contamination (FC), degré de contamination (Dc), indice de pollution sédimentaire (IPS) et indice de risque écologique potentiel (RI)

III.2.3.2.1. Facteur de contamination (FC)

Le facteur de contamination (FC) permet d'évaluer l'intensité d'une pollution métallique en séparant le signal anthropique, du signal naturel. Le calcul de cet indicateur ne peut se définir que par rapport au fond géochimique naturel, correspondant aux teneurs métalliques pré-anthropiques. Nous utilisons toujours comme bruit de fond les concentrations spécifiques aux substrats carbonatés proposées par Afri-Mehennaoui (2006).

Ce facteur de contamination est exprimé par la formule suivante : $FC_x = \left(\frac{C_x}{Bg_x} \right)$

- Où :
- FC : facteur de contamination,
 - x : élément considéré,
 - C_x : concentration mesurée pour un élément x ,
 - Bg : Background pour un élément x .

De même que pour l'Igeo, des classes de contamination sont définies pour le FC (Hakanson, 1980 ; Förstner et al. 1981 ; Carballeira et al. 1997 in Rubio et al. 2000 ; Sahli et al. 2014 ; Belabed et al. 2017 ; Saddik et al. 2019). Ces classes sont données dans le tableau 39.

Tableau 39 : Classes du facteur de contamination
(Hakanson, 1980 ; Förstner et al. 1981 ; Carballeira et al. 1997)

FC	Gradient de contamination
$FC < 1$	Absente à faible
$1 \leq FC < 3$	Modérée
$3 \leq FC < 6$	Considérable
$6 \leq FC$	Très forte

Les résultats de calcul du facteur de contamination pour les 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements sont donnés dans le tableau 40.

Tableau 40 : Facteurs de Contamination (FC) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations pendant les cinq campagnes.

	% FC			
	$FC < 1$	$1 \leq FC < 3$	$3 \leq FC < 6$	$6 \leq FC$
Cd	16	53	24	7
Cr	0	87	13	0
Cu	0	41	34	25
Ni	0	26	71	3
Pb	5	93	1	1
Zn	0	60	28	12

L'examen des tableaux (40 et 41) permet d'interpréter les niveaux de contamination des sédiments pour chaque ETM.

Les sédiments des 20 stations de prélèvements ont des FC moyens en **cadmium** toujours supérieurs à 1, confirmant un enrichissement voire une contamination par cet élément et ceci quelle que soit la station avec un FC maximum de 6,86 calculé au niveau de la station Kel4 et un FC minimum de 0,25 calculé au niveau des stations Bm15 et Bm11 (tab. 41). En effet, 16 % des FC indiquent une contamination absente à faible, 53 % signifient une contamination modérée, 24 % une contamination considérable et 7 % traduisent une très forte contamination par le cadmium, élément considéré comme extrêmement toxique pour la faune benthique.

Tableau 41 : Pourcentage des FC des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents en fonction des classes du FC (n=100).

Stations	Facteur de contamination [min-max]					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Ml1	[1,40-2,79]	[1,09-1,90]	[2,32-4,94]	[1,77-3,19]	[1,51-2,50]	[0,96-1,67]
Ml2	[0,89-2,67]	[1,15-1,38]	[1,51-3,79]	[1,84-3,23]	[1,85-6,35]	[1,49-1,67]
Kel3	[0,51-6,47]	[1,65-2,06]	[2,47-13,22]	[3,16-3,74]	[0,85-5,40]	[1,66-7,00]
Kel4	[2,92-6,86]	[1,61-3,63]	[2,53-5,58]	[3,04-5,77]	[0,69-1,94]	[1,61-7,00]
Bm5	[0,25-6,22]	[1,30-3,48]	[2,24-7,73]	[2,96-5,10]	[1,09-1,88]	[1,28-4,71]
Bm6	[0,51-6,47]	[1,38-1,90]	[2,07-6,59]	[2,95-3,55]	[1,19-2,26]	[1,31-1,67]
Meh7	[1,65-5,71]	[1,26-1,71]	[1,99-2,33]	[2,97-3,32]	[1,03-2,08]	[1,37-3,60]
Brd8	[0,63-4,70]	[1,59-4,14]	[2,35-4,39]	[2,82-4,11]	[1,21-2,22]	[1,58-4,56]
Ter9	[1,14-5,21]	[1,90-5,13]	[2,26-7,39]	[3,41-7,78]	[0,95-2,48]	[1,51-7,09]
Ter10	[0,89-3,55]	[1,69-4,04]	[1,85-3,72]	[3,32-4,07]	[1,45-2,34]	[1,36-6,72]
Bm11	[0,25-6,60]	[1,67-3,57]	[2,26-5,34]	[3,27-5,43]	[0,95-1,79]	[1,54-6,78]
Bm12	[0,63-2,03]	[1,73-3,34]	[2,98-5,52]	[3,07-3,29]	[1,15-2,42]	[1,30-5,48]
Fent13	[0,63-2,92]	[1,13-2,31]	[3,77-12,43]	[2,33-3,51]	[0,95-2,44]	[1,56-4,68]
Fent14	[1,14-4,19]	[1,40-2,80]	[2,66-18,01]	[3,09-3,98]	[1,01-2,26]	[1,53-5,18]
Hm15	[0,76-1,78]	[1,07-2,56]	[2,30-20,59]	[2,25-3,75]	[1,27-2,48]	[1,67-6,49]
Hm16	[0,38-1,90]	[2,10-2,87]	[2,64-19,66]	[3,54-4,14]	[1,21-2,12]	[1,60-6,42]
Bm17	[0,38-4,19]	[1,11-1,86]	[2,34-12,02]	[2,53-3,66]	[1,13-2,20]	[1,44-6,23]
Chi18	[1,27-2,54]	[1,32-2,06]	[3,78-11,11]	[2,61-3,46]	[1,43-2,50]	[1,12-6,20]
Chi19	[1,40-3,43]	[1,22-2,10]	[1,89-17,02]	[2,27-2,78]	[1,88-2,50]	[1,38-4,95]
Bm20	[1,27-2,67]	[1,48-3,71]	[4,10-15,21]	[2,65-3,63]	[1,29-2,42]	[1,67-6,93]

L'enrichissement par le **chrome** est beaucoup plus perceptible ; les FC-Cr sont tous supérieurs à 1 avec un FC maximum de l'ordre (3,22) enregistré au niveau de la station Ter9. Les FC-Cr indiquent une contamination modérée pour 87 % des échantillons et très forte pour 13 % des échantillons. En effet, les FC-Cr ne dépassent en aucun cas le seuil maximal ($6 \leq FC$).

Les enrichissements en **cuivre** et **nickel**, élevés dans certaines stations, sont plus importants que ceux du Pb et Cd. Les FC-Cu et FC-Ni sont tous supérieurs à 1 avec un FC maximum de 10,49 calculé au niveau de la station Hm18 pour le cuivre et un FC maximum de 5,68 enregistré au niveau de la station Ter9 pour le nickel. Tous les FC du Cu et Ni dépassent le seuil de la première classe ($FC < 1$).

Pour le **nickel**, 26 % des valeurs sont comprises entre 1 et 3 indiquant ainsi une contamination modérée alors que 71 % traduisent une contamination considérable et 3% une contamination très forte.

L'enrichissement par le **cuivre** est beaucoup plus perceptible que celui des autres ETM. Les FC-Cu indiquent une contamination modérée dans 41 % des cas, considérable pour 34 % des échantillons et très forte pour 25 % des échantillons.

Pour le **plomb**, la majorité des cas (93%) présente une contamination modérée. Les FC-Pb indiquent une contamination considérable dans 1% des cas, une contamination très

forte également pour 1% des échantillons, le reste des échantillons (5%) étant non contaminés à faiblement contaminés ($FC < 1$).

Quant au **zinc**, les valeurs des FC-Zn sont tous supérieures à 1, indiquant ainsi un enrichissement avec une contamination modérée pour 60 % des prélèvements, une contamination considérable pour 28 % et très forte pour 25 % des échantillons.

La Figure 86 présente le pourcentage des échantillons obtenus pour les différentes classes de FC, pour le Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn. Selon l'échelle de Hakanson en 1980, la zone étudiée est sujette à une pollution métallique, avec un large intervalle de FC qui varie de la classe 1 à la classe 6.

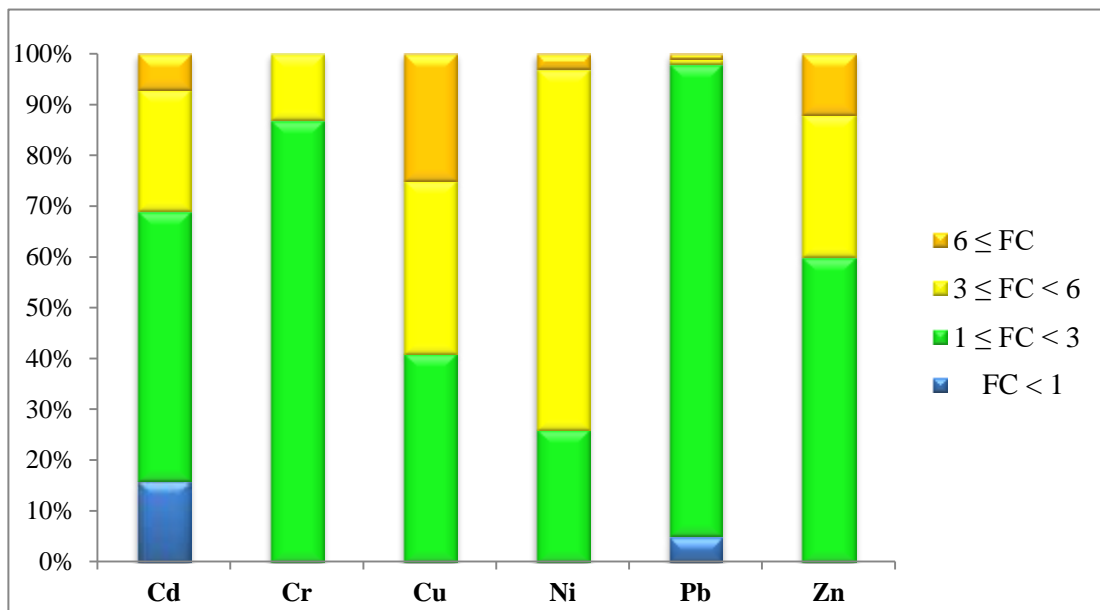


Figure 86 : Niveau de contamination selon les facteurs de contamination (FC) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

III.2.3.2.2. Degré de contamination (Dc)

C'est la somme des FC qui permet d'estimer le degré de contamination pour chaque point de prélèvement. Ce degré de contamination (Dc) est exprimé par la formule suivante :

$$Dc_i = \sum \left(\frac{C_x}{Bg_x} \right)_i$$

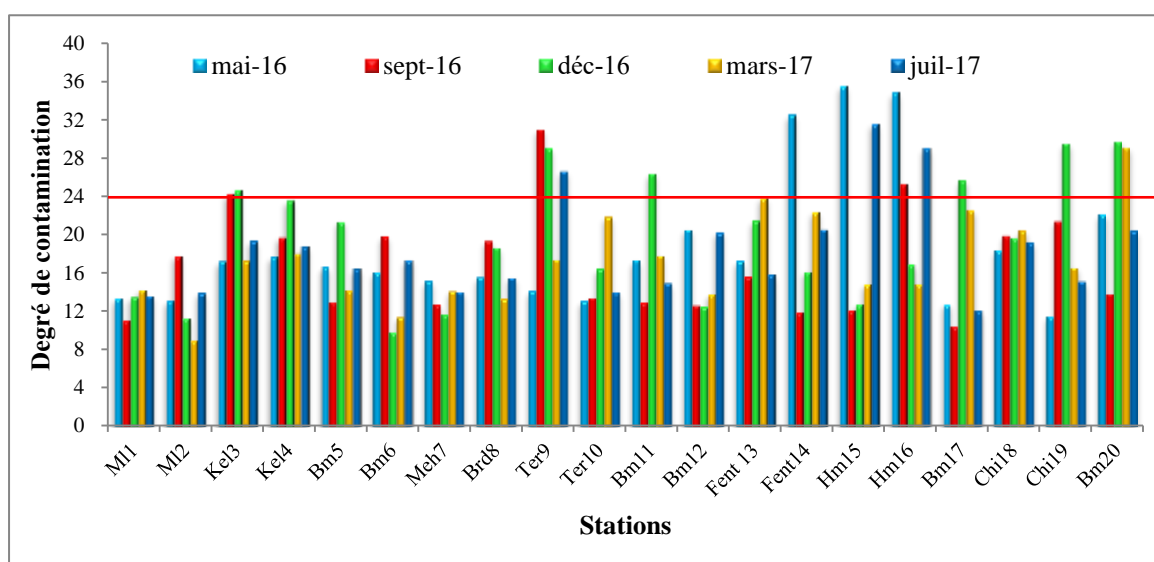
- Où : - Dc_i : degré de contamination,
 - i : point de prélèvement considéré,
 - C_x : concentration mesurée pour un élément x ,
 - Bg_x : Background pour un élément x .

Afin de donner une signification à ce degré de contamination, [Hakanson \(1980\)](#) a défini des classes de degrés de contamination. Ces dernières sont données dans le tableau 42.

Tableau 42 : Classes de degrés de contamination (Hakanson, 1980).

Dc	Degré de contamination
$Dc < 6$	Faible
$6 \leq Dc < 12$	Modéré
$12 \leq Dc < 24$	Considérable
$24 \leq Dc$	Très élevé

Par ailleurs, l'analyse de cette contamination basée sur les degrés de contamination (Dc) spécifiques à chaque point de prélèvement, confirme les premières observations et révèle une contamination polymétallique dominée par deux ou plusieurs éléments. Les degrés de contamination moyens par stations sont donnés dans le tableau 43 et les Dc individuels représentatifs des stations lors des 5 campagnes sont représentés par la figure 87.

**Figure 87** : Degré de contamination des sédiments des 20 stations lors des 5 campagnes de prélèvements.

Globalement, les degrés de contamination témoignent d'un apport dû principalement aux activités humaines. Les Dc moyens ne dépassent jamais le seuil maximal de la troisième classe définie par Hakanson (1980) indiquant une contamination considérable. Le Dc moyen le plus élevé (24,25) est enregistré à la station Hm16 alors que le plus faible (13,07) est calculé pour la station M12 (tab. 43). Il faut souligner que le calcul des moyennes de tous les indices en général ne rend pas compte des variations spatio-temporelles de ces derniers qui ont pourtant une importance écologique capitale et traduisent les pics de pollution dont les conséquences sur l'écosystème et le biote sont très significatives.

Tableau 43 : Degrés de Contamination (Dc) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations et les cinq campagnes.

Stations	Degrés de contamination moyens	Degrés de contamination [min-max]
M11	13,22	[11,15–14,29]
M12	13,07	[8,98–17,86]
Kel3	20,59	[17,28–24,73]
Kel4	19,60	[17,74–23,61]
Bm5	16,39	[13,09–21,46]
Bm6	14,96	[9,93–19,86]
Meh7	13,60	[11,70–15,24]
Brd8	16,52	[13,34–19,38]
Ter9	23,69	[14,20–31,00]
Ter10	15,82	[13,15–21,90]
Bm11	17,93	[12,96–26,44]
Bm12	16,00	[12,55–20,61]
Fent13	18,86	[15,64–23,91]
Fent14	20,75	[11,96–32,56]
Hm15	21,44	[12,18–35,64]
Hm16	24,25	[14,92–34,88]
Bm17	16,76	[10,52–25,72]
Chi18	19,57	[18,47–20,44]
Chi19	18,88	[11,54–29,61]
Bm20	23,10	[13,93–29,79]

Ainsi sur le plan individuel, la situation semble plus inquiétante. En effet, les Dc appartenant à l'intervalle de la quatrième classe ($Dc > 24$) indiquant ainsi une contamination très élevée et concerne 16 % des prélèvements. Ainsi, la figure 87 montre que la station Hm15 enregistre le Dc le plus élevé et qui est de 35,64. Cette valeur critique est principalement due au cuivre, au zinc et au nickel qui représentent respectivement 44,89 %, 19,30 % et 16,93 % de cette valeur. On remarque que cette station (Hm15) révèle les DC les plus élevés en mai et juillet. Par contre Hm16 en aval est en moyenne plus affectée.

Les autres éléments (Cr, Pb, Cd) ne participent respectivement qu'à 10,45 %, 9,42 % et 6,22 % de la valeur du Dc. La forte contamination des stations Hmimime (Hm15 et Hm16) pourrait provenir principalement des activités du complexe ENPMA/ENPMO ainsi que des rejets urbains des quartiers situés en amont.

III.2.3.2.3. Indice de pollution sédimentaire (IPS)

Le calcul du facteur d'enrichissement et du degré de contamination permet d'obtenir des informations sur la contamination des sédiments mais ne prend pas en compte la notion de toxicité liée à chaque métal. Ainsi, Rubio et al. (2000) ont introduit l'indice de pollution sédimentaire. L'approche regroupe plusieurs ETM : Cr, Zn, Ni, Cu, Pb et Cd. L'indice se

défini comme une somme linéaire de FC et prend en compte la toxicité relative des ETM par un facteur pondérateur (W). Il s'agit du poids de chaque métal qui est fonction de sa toxicité relative. Un poids de 1 est assigné au Cr et Zn car ils sont les moins toxiques ; Ni et Cu se voient affecter la valeur 2 ; Pb la valeur 5 et Cd la valeur 300 (Singh et al. 2002 ; Rubio et al. 2000). L'IPS est calculé selon la formule suivante :

$$IPS_x = \left(\frac{\sum FC_x * W_x}{\sum W_t} \right)$$

Où :

- IPS : indice de pollution sédimentaire,
- FC_x : facteur de contamination pour un métal donné,
- W_x : poids affecté au métal considéré,
- W_t : $\sum W_x$.

L'IPS s'accompagne de cinq classes renseignant sur le niveau de pollution des sédiments. Ces dernières s'échelonnent entre un ($0 \leq IPS < 2$) caractérisant un sédiment sain et un ($IPS \geq 20$) caractérisant un sédiment dangereux (tab. 44).

Tableau 44 : Classes de contamination de l'IPS (Singh et al. 2002).

Classes	Gamme des valeurs de l'IPS	Qualité du sédiment
0	$0 \leq IPS < 2$	Sédiment sain
1	$2 \leq IPS < 5$	Sédiment faiblement pollué
2	$5 \leq IPS < 10$	Sédiment moyennement pollué
3	$10 \leq IPS < 20$	Sédiment très pollué
4	$20 \leq IPS$	Sédiment dangereux

Les indices de pollution sédimentaire (IPS) calculés pour les 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme dans la figure 88. Les seuils des classes des IPS (classes 1, 2) sont indiqués sur le graphique (fig. 88).

La valeur de l'indice de pollution sédimentaire des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements est en moyenne égale à 2,75 avec un maximum (6,68) enregistré pour l'échantillon prélevé en mai 2016 au niveau de la station (Kl4) et un minimum (0,33) enregistré en mars 2017 pour l'échantillon prélevé au niveau de la station (Bm11).

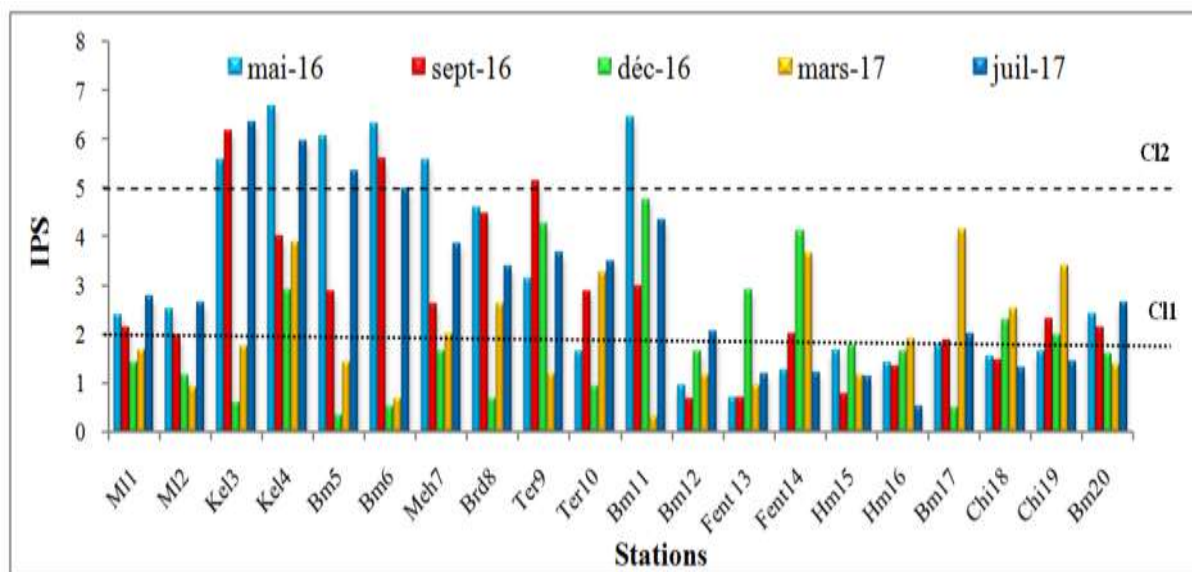


Figure 88 : Indice de pollution sédimentaire des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvement.

Sur le plan individuel et en se basant sur les classes de qualité du sédiment données dans le tableau 43, il apparaît que 47 % des échantillons appartiennent à la classe 0 et peuvent être considérés comme « sains » ; leurs IPS sont compris entre 0 et 2. Les échantillons dont les IPS sont compris entre 2 et 5 représentent 41 % et selon les classes de contamination définies par Singh et al. (2002), ces derniers sont considérés comme « faiblement contaminés ». Le reste des échantillons, 12 %, ont des IPS compris entre 5 et 10 ; ils s'inscrivent dans la classe 2 qualifiée de « moyennement pollués ».

III.2.3.2.4. Indice de risque écologique potentiel (RI)

Un dernier indice peut être utilisé afin d'estimer le risque écologique dû aux éléments métalliques contenus dans les sédiments (Cui et al. 2014 ; Maanan et al. 2015) : l'indice de risque écologique (RI). Cet indice a été adopté pour la première fois par Hakanson (1980), il prend en considération la concentration du polluant, le type de polluant, son degré de toxicité et la réponse environnementale par rapport à cette toxicité. Le RI est calculé à partir de l'équation suivante :

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times C_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times \frac{C^i}{C_u^i}$$

Où :

- E_r^i : est le coefficient de risque écologique potentiel d'un élément,
- T_r^i : est le coefficient de toxicité d'un élément métallique particulier,

- C_r^i : est le facteur de pollution,
- C^i : est la concentration d'un élément dans le sédiment analysé,
- C_u^i : est la concentration du même élément dans la référence.

La référence dans notre cas est celle utilisée pour calculer les autres facteurs (Afri-Mehennaoui, 2006). Les coefficients de toxicité sont (Ni = 5, Cd = 30, Cu = Pb = 5, Cr = 2, Zn = 1) (Hakanson, 1980 ; Zhu et al. 2013). Les valeurs de RI distribuent les sédiments en plusieurs classes selon le risque écologique que peut engendrer leur contamination (tab. 45).

Tableau 45 : Classification de la qualité des sédiments selon RI (Hakanson, 1980).

RI	Qualité de sédiment
$RI < 150$	Faible potentiel écologique
$150 \leq RI < 300$	Potentiel écologique modéré
$300 \leq RI < 600$	Potentiel écologique élevé
$RI \geq 600$	Potentiel écologique sévère

La valeur de l'indice de risque écologique potentiel des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements (tab. 46) est en moyenne égale à 134,18 avec un maximum (263,39) enregistré pour l'échantillon prélevé en septembre 2016 au niveau de la station K13 et un minimum (50,53) enregistré en décembre 2016 pour l'échantillon prélevé au niveau de la station Bm6 (fig. 89).

Sur le plan individuel et en se basant sur les classifications de qualité des sédiments données dans le tableau 45, il ressort que 68% des échantillons dont les RI sont inférieurs à 150 présentent un « faible potentiel écologique » ; 32% correspond à un « risque écologique modéré » avec $150 < RI < 300$ (fig. 89).

Tableau 46 : Valeurs des RI des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents pour les 20 stations pendant les cinq campagnes.

Stations	RI moyen	RI [min–max]
Ml1	107,67	[90,89–127,65]
Ml2	100,90	[56,88–126,55]
Kel3	187,74	[97,33–265,06]
Kel4	197,33	[153,50–248,79]
Bm5	148,04	[87,09–227,61]
Bm6	155,86	[51,84–232,60]
Meh7	135,88	[87,92–209,67]
Brd8	144,92	[78,70–187,81]
Ter9	177,54	[102,84–245,33]
Ter10	122,83	[85,86–155,47]
Bm11	165,36	[66,99–240,41]
Bm12	92,71	[66,48–124,33]
Fent13	106,59	[76,94–158,62]
Fent14	147,62	[100,25–185,12]
Hm15	116,61	[67,10–189,48]
Hm16	128,22	[99,61–176,75]
Bm17	118,54	[90,94–195,15]
Chi18	120,20	[101,23–138,69]
Chi19	131,57	[87,11–173,30]
Bm20	138,73	[112,46–153,75]

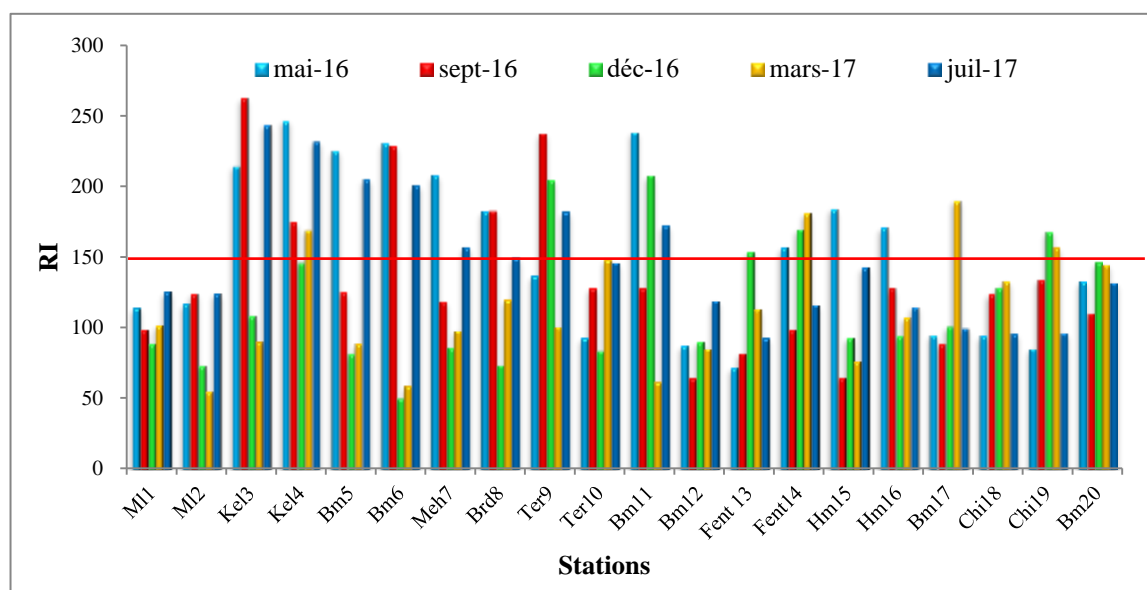


Figure 89 : Indice de risque écologique des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvement.

III.2.3.3. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères SEQ-eau

Un autre moyen d'évaluation de la qualité des sédiments est le SEQ-Eau, les concentrations en ETM des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents ont été comparées aux valeurs seuils définies par le Système d'Evaluation de la Qualité des sédiments (SEQ-Eau, 2003) (tab. 47).

Tableau 47 : Classes de qualité des sédiments selon les critères du SEQ-Eau.

	Très bonne	Bonne	Moyenne	Mauvaise
Micropolluants	Classes de qualité			
Cadmium (mg/kg)	≤ 0,1	0,1-1	1-5	> 5
Chrome (mg/kg)	≤ 4,3	4,3-43	43-110	> 110
Cobalt (mg/kg)	-	-	-	-
Cuivre (mg/kg)	≤ 3,1	3,1-31	31-140	> 140
Manganèse (mg/kg)	-	-	-	-
Nickel (mg/kg)	≤ 2,2	2,2-22	22-48	> 48
Plomb (mg/kg)	≤ 3,5	3,5-35	35-120	> 120
Zinc (mg/kg)	≤ 12	12-120	120-460	> 460

Tableau 48 : Qualité des sédiments selon les critères de la SEQ-Eau (teneur en mg/kg).

stations	Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Ml1	0,25	0,50	27,32	47,42	18,53	39,48	17,68	31,94	30,16	50,00	57,36	100,26
Ml2	0,16	0,48	28,87	34,54	12,04	30,35	18,36	32,32	36,90	126,98	89,30	100,22
Kel3	0,09	1,17	41,24	51,55	19,74	105,73	31,64	37,41	17,06	107,94	99,55	420,18
Kel4	0,53	1,23	40,21	90,72	20,28	44,63	30,42	57,66	13,89	38,89	96,75	420,00
Bm5	0,05	1,12	32,47	87,11	17,95	61,86	29,59	50,99	21,83	37,70	76,77	282,58
Bm6	0,09	1,17	34,54	47,42	16,56	52,73	29,51	35,51	23,81	45,24	78,57	100,26
Meh7	0,30	1,03	31,44	42,78	15,89	18,67	29,67	33,16	20,63	41,67	82,15	216,11
Brd8	0,11	0,85	39,69	103,61	18,80	35,09	28,22	41,12	24,21	44,44	94,87	273,43
Ter9	0,21	0,94	47,42	128,35	18,08	59,09	34,14	77,77	19,05	49,60	90,37	425,50
Ter10	0,16	0,64	42,27	101,03	14,77	29,77	33,16	40,67	28,97	46,83	81,83	403,29
Bm11	0,11	1,19	41,75	89,18	18,08	42,75	32,70	54,32	19,05	35,71	92,23	406,74
Bm12	0,11	0,37	43,00	83,51	23,86	44,14	30,73	32,93	23,02	48,41	78,21	328,51
Fent13	0,11	0,53	28,35	57,73	30,13	99,42	23,29	35,13	19,05	48,81	93,86	280,71
Fent14	0,21	0,75	35,05	70,10	21,26	144,09	30,88	39,76	20,24	45,24	91,82	310,77
Hm15	0,14	0,32	26,80	63,92	18,40	164,73	22,46	37,48	25,40	49,60	100,00	389,66
Hm16	0,05	0,34	52,58	71,65	21,08	157,25	35,43	41,35	24,21	42,46	95,84	385,18
Bm17	0,07	0,75	27,84	46,39	18,71	96,20	25,34	36,65	22,62	44,05	86,33	373,51
Chi18	0,23	0,46	32,99	51,55	30,26	88,90	26,10	34,60	28,57	50,00	67,40	371,92
Chi19	0,25	0,62	30,41	52,58	15,13	136,17	22,69	27,77	37,70	50,00	83,08	297,24
Bm20	0,23	0,48	37,11	92,78	32,81	121,67	26,48	36,27	25,79	48,41	100,17	415,61

Sur la base de la classification SEQ-Eau, les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents appartiennent à la classe de « bonne qualité » qui est dominante vis-à-vis de leur contamination au cadmium. Les stations Hm16 et Bm17 sont même d'une très bonne qualité alors que les stations Kel3, Kel4, Bm5, Bm6, Meh7 et Bm11 sont d'une qualité moyenne (tab. 48).

Le chrome révèle une qualité bonne à moyenne pour toutes les stations, à l'exception de la station Ter9, dont la qualité est mauvaise ; la limite du seuil rouge du SEQ-Eau est dépassée.

Pour le cuivre, les valeurs qui dépassent le seuil rouge sont enregistrées au niveau des stations Fent14, Hm15 et Hm16 ; ces dernières s'avèrent être de qualité mauvaise.

Pour le nickel, la classe de moyenne qualité est dominante. Néanmoins, 4 stations (Kel4, Bm5, Ter9 et Bm11) sont de mauvaise qualité.

Pour le plomb si on se base sur le SEQ-Eau. En effet, une seule station (M12) est d'une qualité mauvaise.

Pour le zinc, les 20 stations sont d'une qualité bonne à moyenne selon le SEQ-Eau.

III.2.3.4. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité

Les "SQGs" (*Sediment Quality Guidelines*) sont parmi les nombreux critères d'évaluation de la qualité et de la toxicité des sédiments. Les premiers seuils de toxicité ont été développés par Long et Morgan (1990), suite à de nombreuses études sur la baie du Puget Sound (USA). A partir des niveaux de contamination des sédiments, des résultats des bioessais et d'études de la structure des communautés benthiques, ils ont défini des seuils de qualité pour de nombreux contaminants (AET : Apparent Effect Threshold, concentrations les plus fortes pour lesquelles aucun effet biologique n'est observé). Plus tard, ces valeurs ont évolué en seuils ERL/ERM (Effect Range Low et Effect Range Medium) définis par Long et al. (1995) et en seuils TEL/PEL (Threshold Effect Level et Probable Effect Level) définis par MacDonalds et al. (1996). MacDonald et al. (2000) à leur tour ont dérivé de nouveaux critères à partir d'au moins trois critères SQGs disponibles (dont les seuils ERL/ERM et TEL/PEL) pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce ; il s'agit des seuils TEC (Threshold Effect Concentration) et PEC (Probable Effect Concentration) donné dans le tableau 48 et utilisé dans la présente étude.

Ces seuils ou critères de toxicité ont été obtenus de manière empirique ; ils résultent du traitement statistique de données d'effets biologiques observés *in situ*, au laboratoire ou *via* la modélisation sur des espèces benthiques marines ou estuariennes, couplés à la physico-chimie des sédiments.

Afin d'évaluer la toxicité potentielle des sédiments du sous bassin Boumerzoug, les concentrations en ETM (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) ont été confrontées aux seuils TEC/PEC validés vis à vis de la sensibilité des espèces d'eau douce par MacDonald et al. (2000), (tab. 49). Trois plages sont définies en fonction de la concentration des contaminants dans les sédiments :

- Plage des concentrations les plus faibles produisant un effet, à l'intérieur de laquelle des effets néfastes sont rarement observés ; il s'agit des concentrations inférieures au TEC produisant des effets néfastes dans moins de 25 % des cas ;
- Plage des effets possibles, à l'intérieur de laquelle des effets néfastes sont occasionnellement observés ; il s'agit des valeurs qui se situent entre TEC et PEC ;
- Plage des effets probables, à l'intérieur de laquelle des effets biologiques néfastes sont fréquemment observés ; il s'agit des concentrations supérieures au PEC produisant des effets néfastes dans plus de 50 % des cas.

Tableau 49 : Teneurs en ETM comparées au TEC et PEC-CBSQG et pourcentage d'effets biologiques (MacDonald et al. 2000).

Eléments	TEC (mg/kg)	PEC (mg/kg)	min-max (mg/kg) (n=100)	% de valeurs < TEC (n=100)	% de valeurs > TEC et < PEC (n=100)	% de valeurs > PEC (n=100)
Cd	0,99	4,98	0,04-1,23	90	10	0
Co	-	-	7,1-20,14	-	-	-
Cr	43,4	111	26,8-128,35	47	52	1
Cu	31,6	149	12,04-164,7	54	44	2
Mn	-	-	149,9-576-2	-	-	-
Ni	22,7	48,6	17-67-77,76	5	87	8
Pb	35,8	128	13,88-126,9	54	46	0
Zn	121	459	57,35-425,5	61	39	0

Les figures (90, 91, 92, 93, 94, 95) illustrent la répartition spatio-temporelle des teneurs en ETM dans les sédiments des 20 sites d'étude au regard des seuils de toxicité. La concentration produisant rarement des effets (TEC) et la concentration produisant fréquemment des effets (PEC) sont indiquées sur les graphiques pour chaque élément. L'examen de ces figures permet de constater ce qui suit :

Les concentrations moyennes en cadmium dans les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents sont inférieures au TEC dans 90 % des cas (tab. 49 et fig. 90). Même si ces concentrations sont supérieures au bruit de fond géochimique, leurs effets sur la faune benthique sont censés être rares. Dix pour cent des échantillons ont des teneurs en cadmium comprises entre TEC et PEC pouvant ainsi produire des effets occasionnels sur les communautés benthiques. Notons qu'aucune concentration ne dépasse le seuil PEC susceptible d'entraîner des nuisances fréquentes chez la faune benthique.

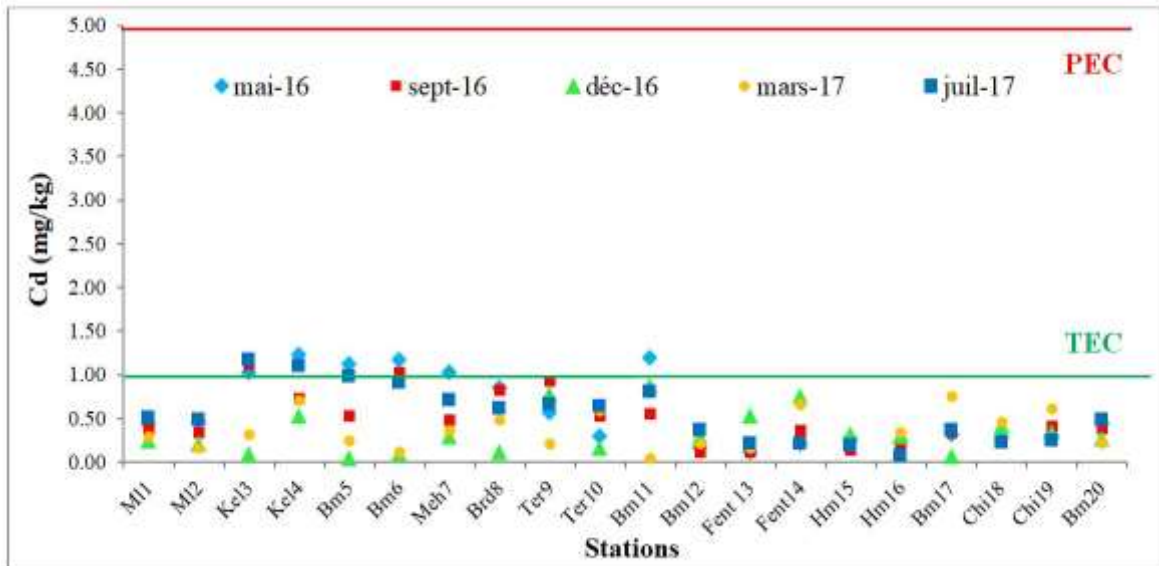


Figure 90 : Teneurs en cadmium des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

Pour le chrome, 54 % des valeurs individuelles déterminées sont en-deçà du TEC provoquant ainsi rarement des effets néfastes sur la faune benthique, 46 % des échantillons peuvent induire occasionnellement des effets sur la faune benthique ; les concentrations étant comprises dans l'intervalle TEC-PEC (fig. 91). Seule la valeur extrême (128,35 mg/kg) enregistrée au niveau de la station Ter9 est supérieure au PEC. Les effets sur la faune benthique au niveau de cette dernière peuvent être fréquents.

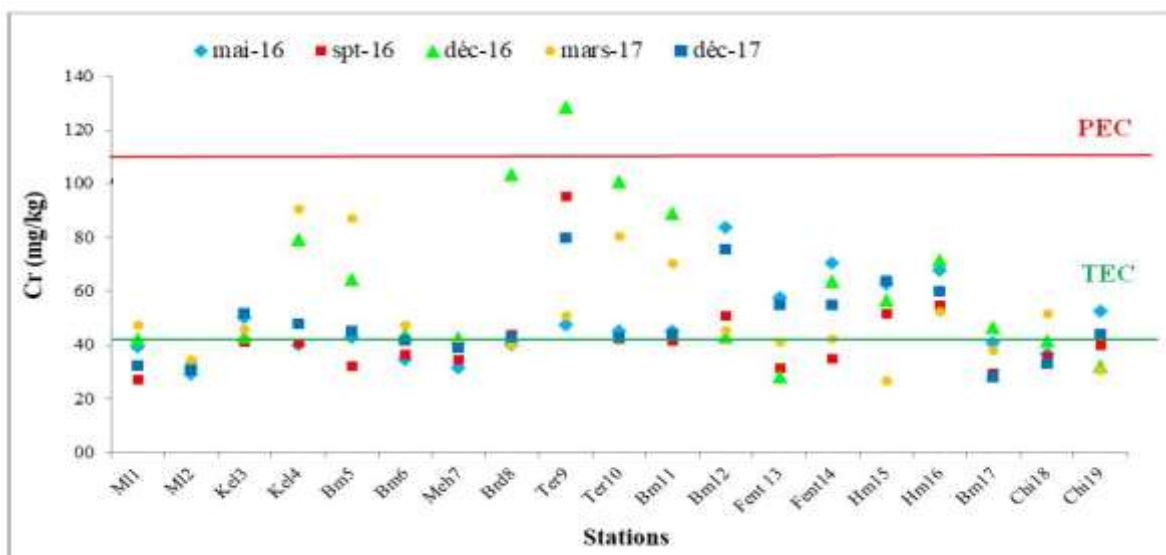


Figure 91 : Teneurs en chrome des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

Pour le cuivre, 47 % des valeurs individuelles déterminées sont en-deçà du TEC provoquant ainsi rarement des effets néfastes sur la faune benthique, 52 % des échantillons peuvent induire occasionnellement des effets sur la faune benthique ; les concentrations étant comprises dans l'intervalle TEC-PEC (fig. 92). Notons qu'aucune concentration ne dépasse le seuil PEC susceptible d'entraîner des nuisances fréquentes chez la faune benthique.

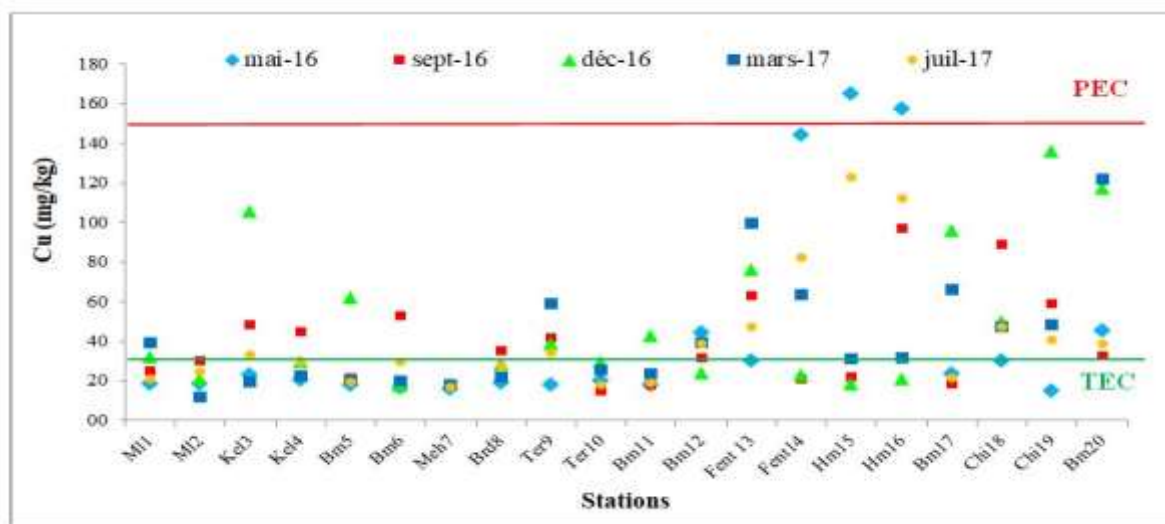


Figure 92 : Teneurs en cuivre des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

Les concentrations en nickel dans les sédiments du sous-bassin Boumerzoug sont comprises entre le TEC et le PEC (fig. 93). Sur le plan individuel, 5 % des échantillons ont des teneurs en nickel en-deçà du TEC, 87 % sont compris dans l'intervalle TEC-PEC et 8 % au-delà du PEC.

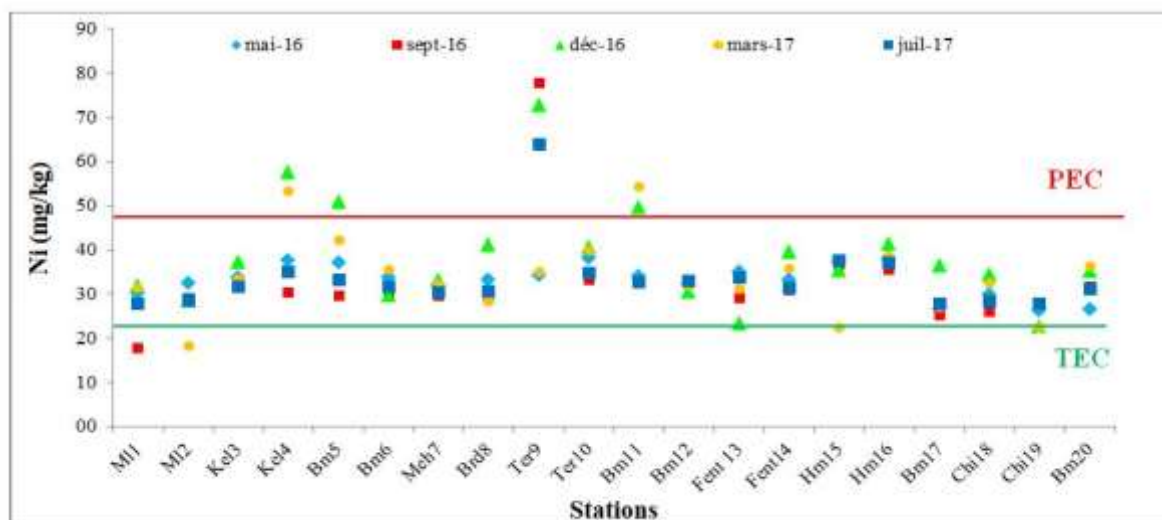


Figure 93 : Teneurs en nickel des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

Les concentrations en plomb dans les sédiments du sous bassin Boumerzoug sont inférieures au TEC dans 54 % des cas (fig. 94). Des échantillons ont des teneurs en plomb comprises entre TEC et PEC (46 %) pouvant ainsi produire des effets occasionnels sur les communautés benthiques. Notons qu'aucune concentration ne dépasse le seuil PEC susceptible d'entraîner des nuisances fréquentes chez la faune benthique.

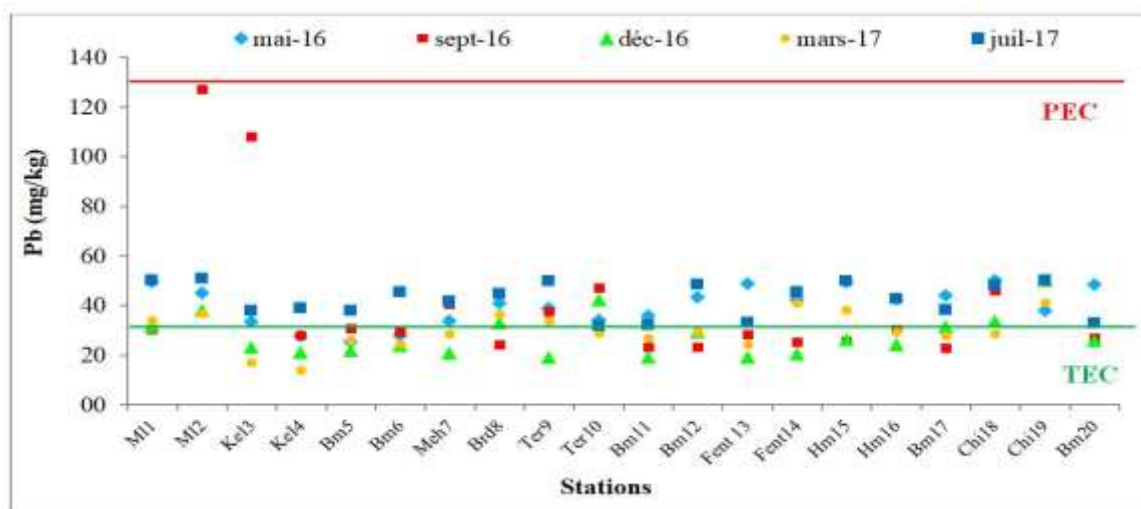


Figure 94 : Teneurs en plomb des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

Pour le zinc, 61 % des valeurs individuelles déterminées sont en-deçà du TEC provoquant ainsi rarement des effets néfastes sur la faune benthique, 39 % des échantillons dont les concentrations étant comprises dans l'intervalle TEC-PEC, peuvent induire occasionnellement des effets sur la faune benthique (fig. 95). Notons qu'aucune concentration ne dépasse le seuil PEC susceptible d'entraîner des nuisances fréquentes chez la faune benthique.

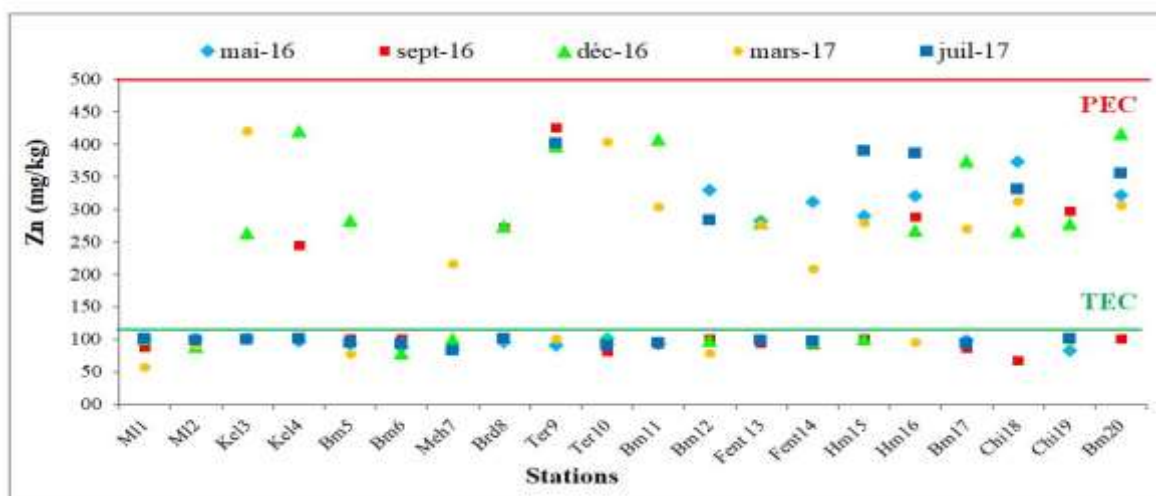


Figure 95 : Teneurs en zinc des 20 stations pendant les 5 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

III.2.4. Relation entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs métalliques

Afin de faire ressortir les différentes relations qui pourraient exister entre les paramètres physico-chimiques du milieu et les teneurs en ETM des sédiments, nous avons effectués des corrélations, d'une part entre les paramètres physico-chimiques et les ETM et d'autre part entre les différents ETM mesurés (tab. 49, tab. 50).

Tableau 50 : Matrice de corrélation de Pearson entre paramètres physico-chimiques du milieu et les ETM des sédiments.

	T°C air	T°C eau	pHe	CEe	% Sat	O ₂ dissous	Salinité	pHs	CEs	MO	Fraction<63 µm	CT
Cd	-	0,32***	0,24**	-	-	-	-	0,23**	-	-	-	-
Co	-	-	-0,30**	-	-	-	-0,28**	-	-	-	-	-
Cr	-	-0,24**	-	-	-	-	-0,28**	-	-0,29**	-	-	-
Cu	-	-	-	-	-	-	-0,28**	-	-0,21*	-	-0,24**	-
Ni	-	-0,22*	-	-	-	-	-0,23*	-	-0,32***	-	-	-
Mn	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,2*	-	-	-
Pb	-	0,32***	0,26**	-	-	-	-0,26**	-	-	0,24**	-	-
Zn	-	-0,22*	-	-0,22*	-	-	-0,32***	-	-0,3**	-	-	-

Une corrélation significative * au niveau 0,05 ; ** au niveau 0,01 ; *** au niveau 0,001

III.2.4.1. Relation entre la physico-chimie du milieu et les teneurs en ETM des sédiments

L'action des paramètres physico-chimiques est probablement à l'origine des distributions spatiales des teneurs en ETM des sédiments. En effet, les corrélations entre la physico-chimie du milieu et les ETM permettent d'établir l'origine des éléments concernés et d'apprécier la représentativité des analyses. Ainsi, les corrélations entre les différents paramètres sont recherchées pour identifier l'influence de la physico-chimie de l'eau et des sédiments sur les concentrations en ETM.

Seules les corrélations significatives qui résument les relations entre la physico-chimie du milieu et les teneurs en éléments traces métalliques sont données dans le tableau 50.

L'examen de ce tableau nous montre que les ETM sont :

- positivement corrélés à la température de l'eau pour le Cd et le Pb, négativement pour le Cr, le Ni et le Zn,
- positivement corrélés au pH de l'eau pour le Cd et le Pb, négativement pour le Co,
- négativement corrélés à la conductivité électrique de l'eau pour le zinc,
- négativement corrélés à la salinité de l'eau exceptée pour le cadmium et le manganèse,
- positivement corrélés au pH des sédiments pour le cadmium,

- négativement corrélés à la conductivité électrique des sédiments excepté le Cd, le Co et le Pb,
- non corrélés à la matière organique des sédiments excepté le plomb,
- négativement corrélés à la fraction inférieure à 63 μm pour le cuivre.

III.2.4.2. Relation entre les ETM des sédiments

Les ETM peuvent être corrélés entre eux pour de multiples raisons : origines naturelles et/ou anthropiques communes, voies de transport identiques, distributions homogènes, comportements identiques vis-à-vis des processus physico-chimiques, fractionnement similaire, influence de l'un sur l'autre, etc. Ces corrélations peuvent être observées sur les échantillons les moins contaminés jusqu'aux plus contaminés. Le tableau 51 résume les principales corrélations entre les 8 ETM étudiés pour les 5 campagnes de prélèvements.

Tableau 51 : Matrice de corrélation de Pearson entre les ETM des sédiments.

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Mn	Pb	Zn
Cd	1							
Co	-0,38***	1						
Cr	-0,05	0,34***	1					
Cu	-0,31**	0,28**	0,1	1				
Ni	0,13	0,27**	0,74***	0,01	1			
Mn	-0,25**	0,62***	0,08	0,35***	0,1	1		
Pb	0,03	-0,09	-0,15	0,1	-0,20*	-0,07	1	
Zn	-0,18	0,22*	0,47***	0,49***	0,43***	0,12	-0,08	1

Corrélation significative * au niveau 0,05 ; ** au niveau 0,01 ; *** au niveau 0,001

Le tableau 51 montre des corrélations positives entre (Cr-Co), (Cu-Co), (Ni-Co), (Mn-Co), (Zn-Co), (Ni-Cr), (Zn-Cr), (Mn-Cu), (Zn-Cu), (Zn-Ni) et négatives entre (Co-Cd), (Cu-Cd), (Mn-Cd), (Pb-Ni). Les coefficients de corrélation significatifs entre les ETM soulèvent l'hypothèse d'une source de contamination commune, d'une distribution homogène, et/ou d'un comportement similaire de ces éléments vis-à-vis des processus physico-chimiques qui se déroulent dans le milieu.

Une analyse en composante principale (ACP) réalisée à partir des données effectuées sur une matrice de données constituée de 100 prélèvements (20 stations x 5 campagnes) pour un total de 20 paramètres (fig. 96), montre qu'il existe une large relation entre ces variables. L'ACP résume 78,12 % de l'information totale (facteurs 1 et 2). La première composante F1 apporte 48,35 % de l'information et la deuxième F2, 29,77 % de l'inertie. Cette analyse

révèle que l'axe F1 exprimerait un phénomène de contamination dans le sens positive. Les paramètres contribuant de manière significative à sa formation sont respectivement : Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Zn, l'oxygène dissous et le % de saturation. La matière organique et la conductivité électrique des sédiments sont inversement proportionnelles au pHs ; en effet, l'oxydation de la matière organique mène vers une diminution du pH. A l'exception du plomb, tous les ETM présentent une mauvaise corrélation avec la matière organique ; cette dernière est par conséquent, peu influente sur l'adsorption et l'accumulation des ETM dans les sédiments analysés.

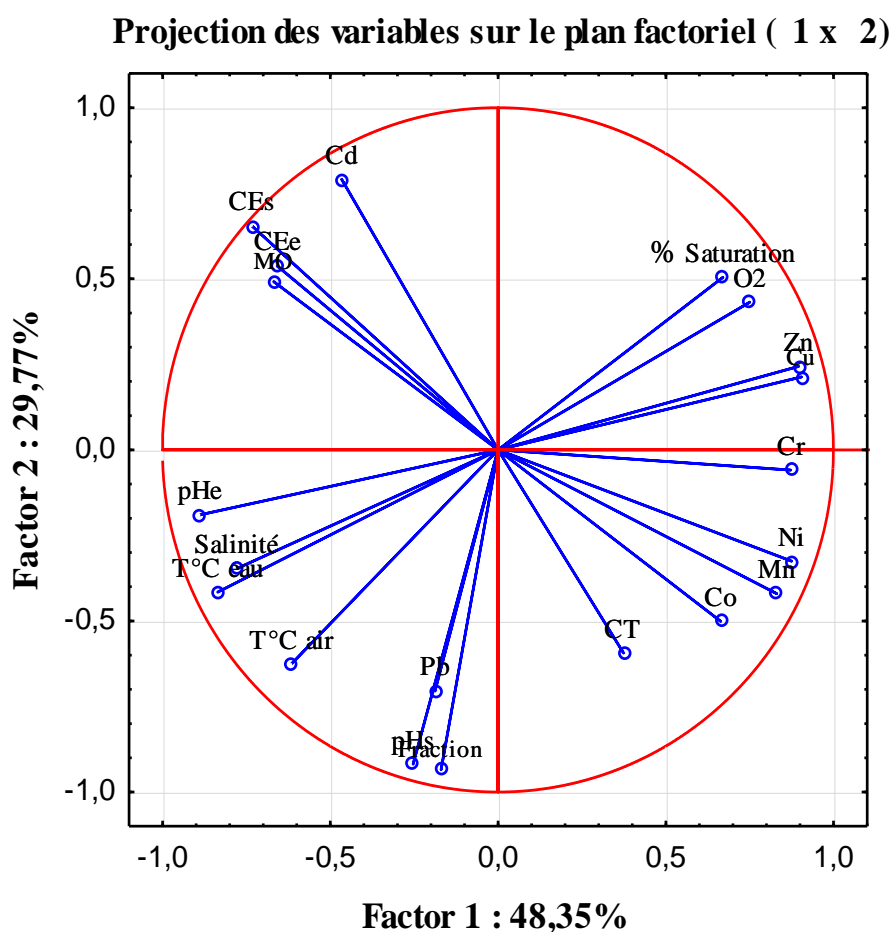


Figure 96 : ACP des paramètres physico-chimiques du milieu et les ETM des sédiments.

La projection des stations lors des cinq prélèvements (fig. 97) n'est pas aisée pour la distinction de la distribution vu le nombre important des points correspondant aux 100 prélèvements. Elle révèle néanmoins une similitude entre certaines stations.

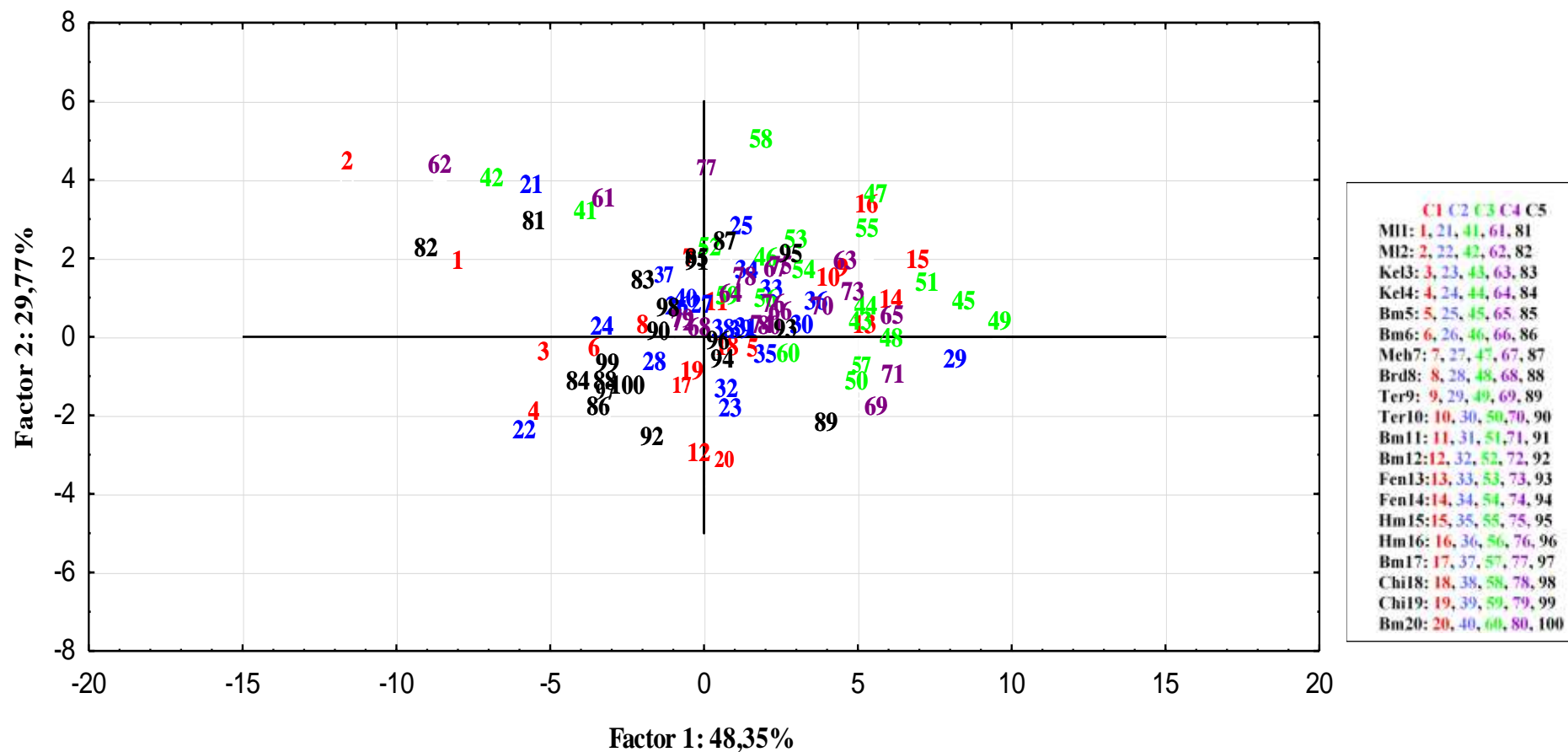


Figure 97 : ACP des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments : répartition des stations/campagnes de prélèvements sur le plan principal.

Du côté négatif du facteur 1 et positif de facteur 2 sont regroupées les stations d'oued el Melah M11 et M12 ; les paramètres qui semblent les distinguer de autres stations seraient avant tout leur salinité traduite par les conductivités aussi bien de l'eau (CEe) que celle des sédiments (CEs) à laquelle s'ajouterait la teneur en Cd et en matière organique (MO). Seule la campagne 2 de la station M12 (22) se distingue de ce groupe et est située du côté négatif du facteur 2 où elle forme un groupe avec les stations d'oued el Kleb.

Du côté positif du facteur 1 et 2, se regroupe les prélèvements des oueds Fenteria et Hmimime avec quelques prélèvements du Boumerzoug, de oued el Kleb ; les paramètres qui les uniraient seraient essentiellement les teneurs en Zn et Cu.

Les différents prélèvements d'oued Taref se regroupent du côté positif du facteur 1 et négatif du facteur 2 ; elles présentent une similitude avec certains prélèvements d'oued Taref aval, d'oued Berda, oued Boumerzoug (Bm17) et leurs points communs seraient les teneurs en Ni, Mn et Co surtout.

La campagne de mai rassemble les stations de Boumerzoug Bm12 et Bm20 avec celle de juillet pour Bm12 par probablement leur teneur en Pb ainsi que la fraction fine et le pH des sédiments.

Les autres stations et leurs différents prélèvements n'affichent pas une distribution liée à un paramètre précis mais plutôt à un ensemble de paramètres et elles se regroupent près de l'intersection des deux facteurs.

III.3. Compartiment végétal

La contamination des écosystèmes aquatiques par les ETM est considérée comme la plus importante, compte tenu du pouvoir cumulatif de ces éléments traces et de leurs effets néfastes sur la vie aquatique.

Dans les environnements aquatiques non contaminés le niveau des concentrations métalliques est faible et reflète le fond géochimique (Müller et al. 1994). Les sédiments sont considérés comme le compartiment qui fixe les éléments traces métalliques. Quand l'environnement aquatique local est sous l'influence des activités humaines, les concentrations des ETM peuvent augmenter et dépasser largement les teneurs naturelles (Meybeck, 1998). La biodisponibilité et la toxicité des ETM pour la flore et pour la faune aquatique dépendent de la nature chimique de l'élément considéré et de l'environnement chimique de l'eau et des sédiments.

Le niveau de contamination par les ETM peut être évalué dans les compartiments abiotiques et/ou biotiques (faune et flore aquatiques) (Afri-Mehennaoui et al. 2004 ; Flessas et al. 2000 ; Samecka-Cymerman et Kempers, 1996, 2001 ; Sawidis et al. 1995 ; Garie et Mcintosh, 1986, Hakanson, 1984). Les plantes aquatiques peuvent absorber à partir de l'eau et/ou des sédiments des polluants ou contaminants et éventuellement les accumuler en plus ou moins grande quantité.

Plusieurs plantes aquatiques sont utilisées comme bioindicateurs de la contamination métallique de leur environnement immédiat (Samecka-Cymerman et al. 2001 ; Zurayk et al. 2001 ; Afri-Mehennaoui et al. 2009a ; Polechońska et al. 2018 ; Baldantoni et al. 2018 ; Hu et al. 2019). L'exposition humaine par voie orale lors de la consommation des aliments est l'une des principales voies d'exposition aux ETM (Khan et al. 2013). Parmi ces plantes *Spinacia oleracea* (L.), appartenant à l'ordre des Caryophyllales, est l'un des légumes verts les plus appréciés pour sa richesse en nutriments essentiels (Tandi et al. 2004). La vitesse de croissance et les taux d'absorption des ETM, relativement élevés, en font une plante de choix pour la caractérisation du transfert des contaminants. *Spinacia oleracea* très fréquente dans le régime alimentaire de la population locale, n'a pas fait l'objet d'études antérieures dans le contexte assez particulier des oueds nord africains et particulièrement algériens soumis à un régime hydrique fluctuant, marqué par la saisonnalité et un déficit estival très accusé.

Dans ce contexte, la présente étude examine *Spinacia oleracea* qui est la seule espèce présente et collectée dans presque toutes les stations d'échantillonnage tout au long de l'oued Boumerzoug et ses affluents. L'évaluation du niveau de contamination des sédiments par les

ETM, leur transfert et leur distribution dans les racines et les feuilles de cette plante, sont les principaux objectifs de cette présente étude.

Nous allons rendre compte des résultats des investigations menées sur quatorze stations au cours des cinq campagnes de prélèvement (mai, septembre et décembre 2016, mars et juillet 2017) et qui concernent conjointement les sédiments et *Spinacia oleracea*.

III.3.1. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments où pousse *Spinacia oleracea*

Nous présenterons les résultats obtenus à cinq reprises pour les quatorze stations où a été prélevée *Spinacia oleracea* en intégrant les paramètres physico-chimiques des sédiments ainsi que les teneurs en ETM déterminées dans les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents (tab. 52) et ce dans le but d'établir des relations entre les caractéristiques des sédiments et le transfert des ETM vers la chénopodiacée.

Les résultats des cinq campagnes de prélèvements stipulent que :

- Le pH des sédiments, oscille entre 7 et 8,72 avec une moyenne de 8. Les valeurs enregistrées indiquent un pH à caractère alcalin tendant parfois vers la neutralité.
- Les valeurs de la conductivité électrique des sédiments présentent d'importantes fluctuations spatio-temporelles de 269 à 1273 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et une moyenne de 534 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Les teneurs en matières organiques (MO), évaluées par la perte au feu à 525°C, montrent que les sédiments sont chargés en MO. Pour l'ensemble des prélèvements, elles varient de 2,47% à 15,53% avec une moyenne de 7%.
- Le pourcentage du calcaire total affiche également des variations sensibles dues en premier lieu à la nature du substrat. Pour l'ensemble des prélèvements, il varie de 10,02% à 52,60% avec une moyenne de 28,02%.
- La fraction des sédiments inférieure à 63 μm fluctue entre 16% et 65% et représente en moyenne 39% des sédiments de surface.

Le niveau des concentrations en ETM dans les sédiments reflète des différences significatives entre les stations et les campagnes avec d'importantes fluctuations. Pour les 14 stations du sous-bassin versant Boumerzoug hébergeant *S. oleracea*, les teneurs suivent la hiérarchie : Mn > Zn > Cr > Cu > Pb > Ni > Co > Cd.

Tableau 52 : Données statistiques des caractéristiques physico-chimiques et des teneurs en ETM (mg/kg ms) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents des 14 stations (n=70)

Paramètres	Min	1 ^{er} décile	1 ^{er} quartile	Moyenne	Et	Médiane	3 ^{ème} quartile	9 ^{ème} décile	Max
pH	7	7,47	7,71	8	0,37	8	8,29	8,42	8,72
CE (µS/cm)	269	324,50	372	534	214,44	473	660	856,50	1273
MO (%)	2,47	4,01	5,2	7	2,64	6,4	8,5	9,84	15,53
CaCO₃ (%)	10,02	15,91	21,63	28,02	9,5	26,67	35,67	39,75	52,6
Fraction<63 µm (%)	16,21	21,28	28,12	39,35	13,23	39,27	50	58,73	64,93
Cd (mg/kg)	0,05	0,11	0,2	0,44	0,3	0,34	0,66	0,92	1,18
Co (mg/kg)	7,32	9,60	10,65	12,27	2,47	11,59	13,69	16,34	20,14
Cr (mg/kg)	26,80	31,95	40,20	52,34	20,32	44,84	62,37	81,95	128,35
Cu (mg/kg)	14,77	17,81	18,84	43,61	36,45	29,25	52,73	98,20	164,73
Mn (mg/kg)	149,94	194,29	229,17	290,59	106,19	248,36	343,59	473,62	545,33
Ni (mg/kg)	22,46	26,82	29,96	35,16	9,85	33,19	37,17	41,81	77,77
Pb (mg/kg)	19,05	22,81	25,79	36,06	9,31	34,93	42,06	48,61	50
Zn (mg/kg)	76,77	84,28	93,27	181,33	115,12	100,12	280,71	379,34	425,5
n	70								

Min =minimum ; Max= maximum ; Et= écart-type ; n=effectifs ; 14 stations où croît *Spinacia oleracea*

Les teneurs moyennes en **Cd** des sédiments sont très variables d'une station à une autre et d'une campagne à une autre. Elles sont comprises entre 0,05 et 1,18 mg/kg avec une valeur moyenne de 0,44 mg/kg pour l'oued Boumerzoug et ses affluents (tab. 52). Dans la chénopodiacée, les concentrations en Cd reflètent le niveau observé dans les sédiments (fig. 98). *Spinacia oleracea* accumule par ordre décroissant dans les racines et les feuilles. Les teneurs moyennes en Cd varient entre 0,21 et 1,17 mg/kg ms dans les racines et entre 0,10 et 0,11 mg/kg ms dans les feuilles. La moyenne la plus élevée en Cd dans la plante entière ($0,63 \pm 0,22$ mg/kg ms) a été enregistrée en mars 2017 alors que la plus faible ($0,39 \pm 0,13$ mg/kg ms) a été enregistrée en juillet 2017. Contrairement aux variations spatiales, les fluctuations des teneurs en cadmium d'une campagne à l'autre sont très remarquables ; l'ANOVA a d'ailleurs révélé un effet campagne significatif ($p < 0,001$).

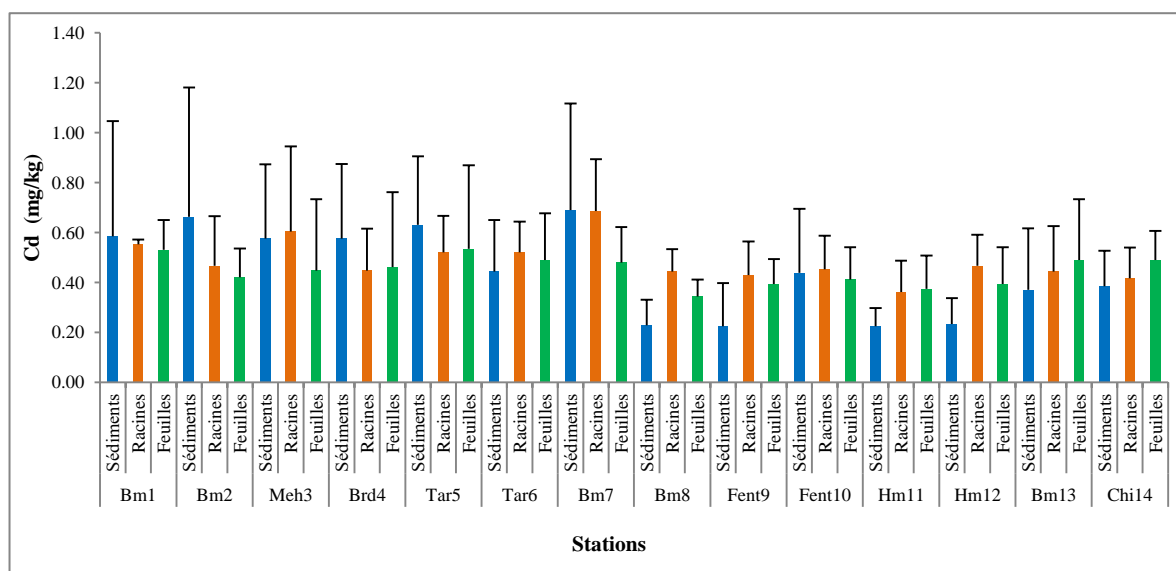


Figure 98 : Variations spatio-temporelles des teneurs en Cd (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Les concentrations moyennes en Co des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents est de 12,27 mg/kg avec un minimum de 7,32 mg/kg et un maximum de 20,14 mg/kg (tab. 52). Dans la plante les teneurs sont comprises entre 0,22 et 9,42 mg/kg ms et sont par ordre décroissant, déterminées dans les racines et les feuilles quelque soit la station ; la répartition des valeurs extrêmes en mg/kg ms est : racines (0,29-9,42) > feuilles (0,22-3,77) (fig. 99). Cependant, les concentrations dans le végétal restent toujours inférieures à celles déterminées dans les sédiments. L'analyse de la variance des teneurs en Co dans *S. oleracea* n'a pas révélé d'effet significatif spatial ainsi que temporel.

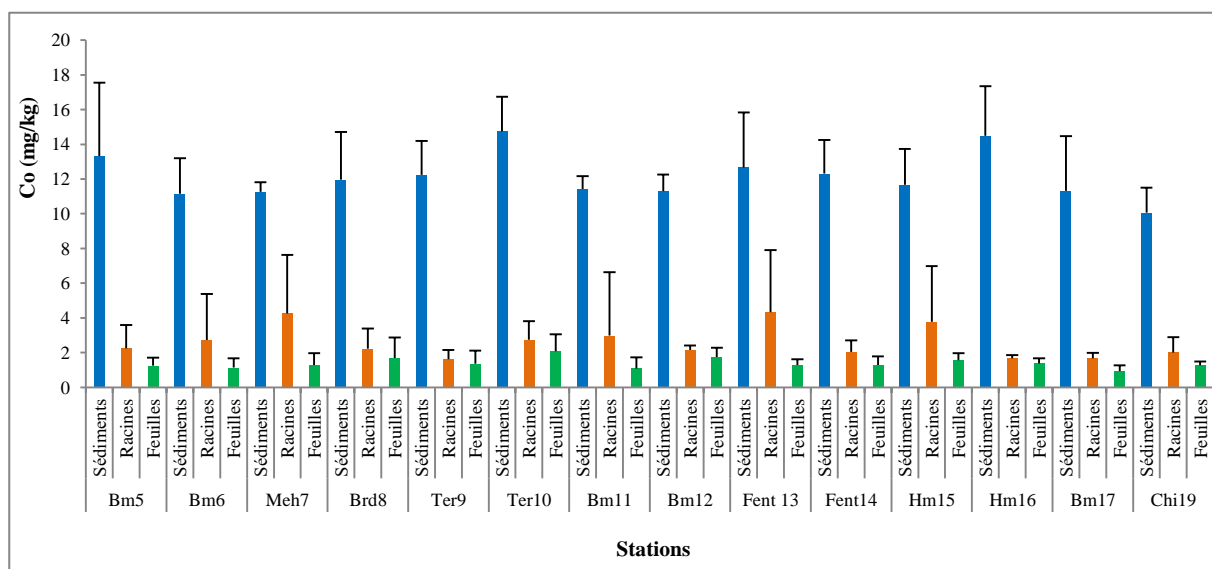


Figure 99 : Variations spatio-temporelles des teneurs en Co (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

La teneur moyenne en **Cr** des sédiments pour les 14 stations du sous-bassin versant Boumerzoug est de 52,34 mg/kg ; la plus élevée a été enregistrée à la station Ter9 (128,35 mg/kg) alors que la plus faible à la station Hm15 (26,80 mg/kg) (fig. 100). Les concentrations du Cr dans les racines de la plante sont les plus élevées (12,43 mg/kg ms) par rapport à celles dans les feuilles (9,77 mg/kg ms) dans toutes les stations et sont inférieures à celles déterminées dans les sédiments. La moyenne la plus faible en chrome dans la chénopodiacée ($8,37 \pm 0,22$ mg/kg ms) a été notée en mai 2016 alors que la plus élevée ($12,88 \pm 3,23$ mg/kg ms) le fut en décembre 2017. Contrairement aux variations spatiales, les fluctuations temporelles des teneurs en Cr sont très remarquables ; l'ANOVA a d'ailleurs révélé un effet campagne très significatif ($p < 0,001$).

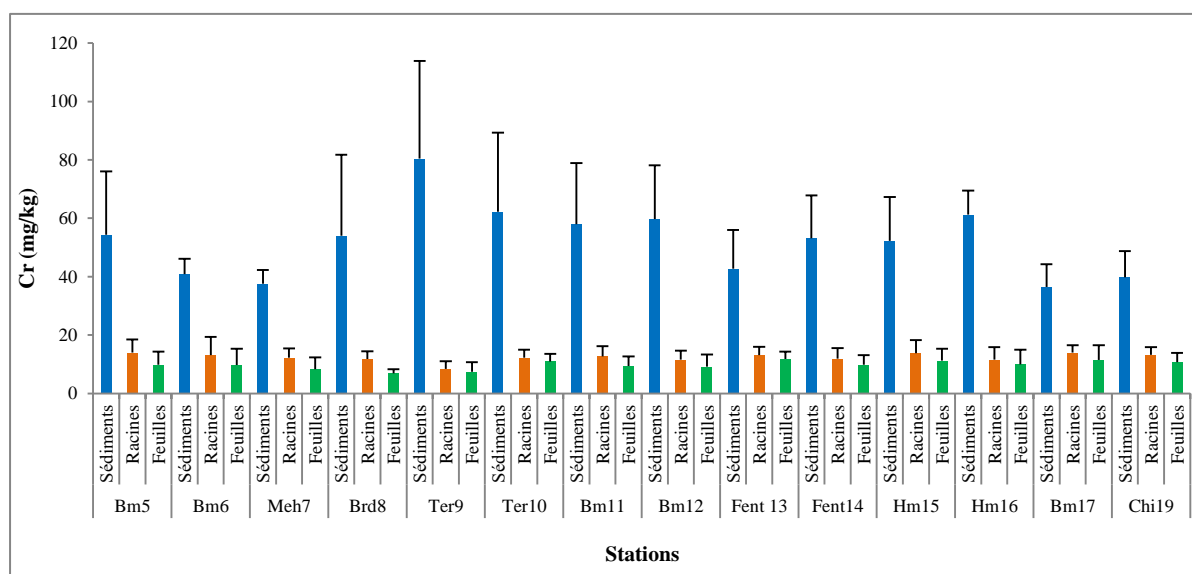


Figure 100 : Variations spatio-temporelles des teneurs en Cr (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

La teneur moyenne en **Cu** des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents est de 43,61 mg/kg. Les niveaux du Cu dans les feuilles (20,95 mg/kg ms) de *Spinacia oleracea* sont inférieurs à ceux des racines (30,37 mg/kg ms) (fig. 101). Cependant les concentrations de la plante restent toujours en deçà de celles des sédiments. La variabilité spatiale des teneurs en cuivre dans la plante est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif avec ($p < 0,05$).

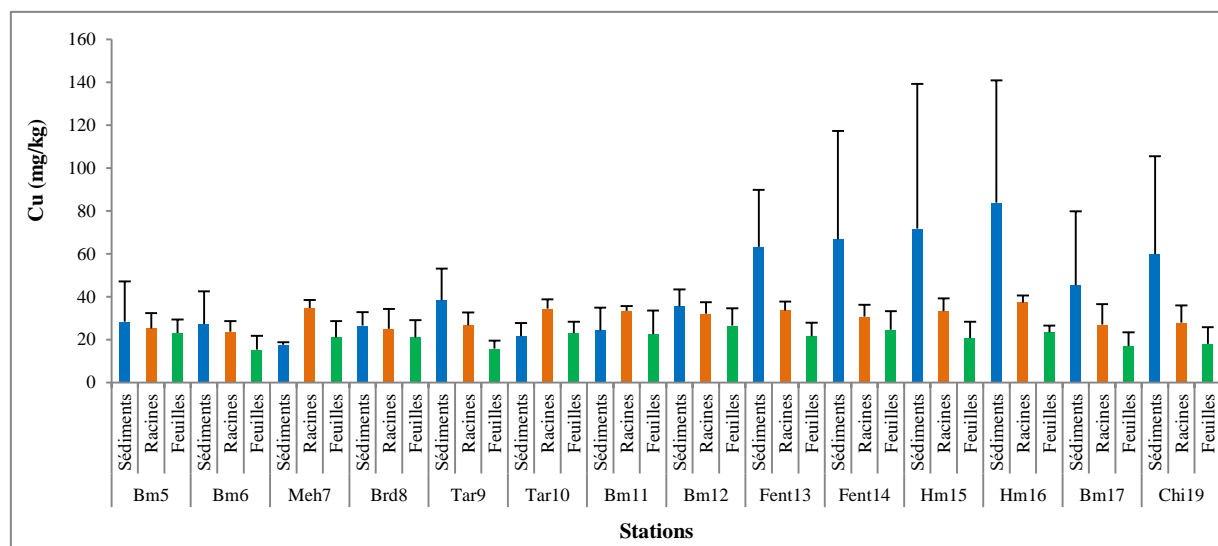


Figure 101 : Variations spatio-temporelles des teneurs en Cu (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

Les teneurs en **Mn** dans les sédiments sont relativement élevées et restent plus ou moins homogènes d'une station à une autre (fig. 102). Les teneurs en manganèse fluctuent énormément selon la partie du végétal analysé. Les teneurs moyennes du Mn sont de 103,18 mg/kg ms dans les racines et de 67,56 mg/kg ms dans les feuilles de *S. oleracea*. La répartition des valeurs extrêmes du Mn dans les différentes parties de la plante, quelle que soit la station, est, en mg/kg ms : racines (24,81-248,92) > feuilles (25,40-126,30). Cependant les concentrations restent toujours inférieures à celles déterminées dans les sédiments (149,94-545,33 mg/kg). La variabilité spatio-temporelle des teneurs en Mn dans la chénopodiacée n'est pas statistiquement (ANOVA) significative.

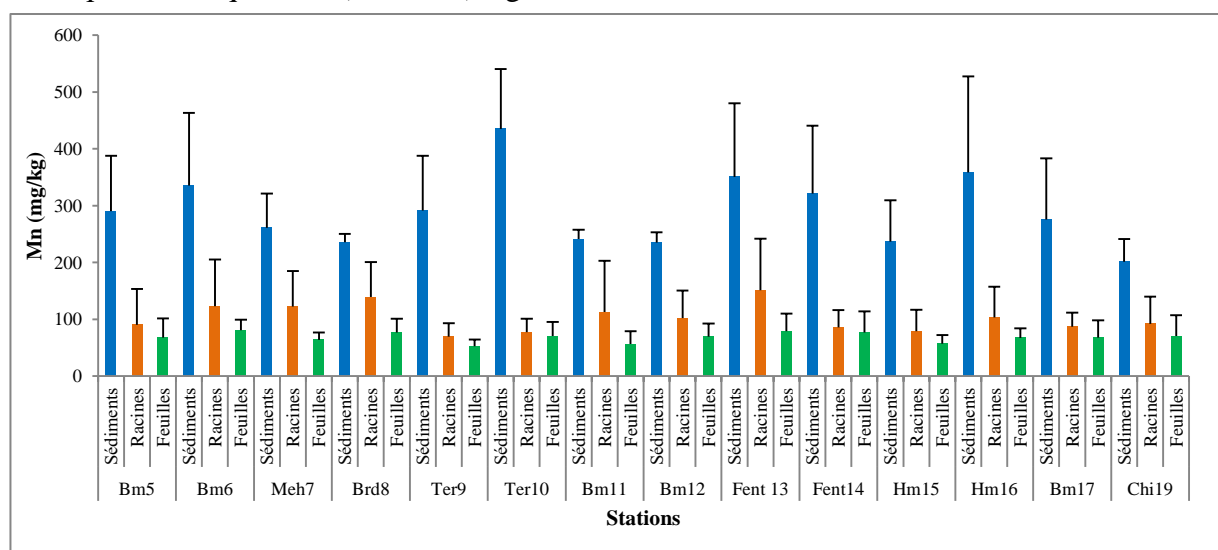


Figure 102 : Variations spatio-temporelles des teneurs en Mn (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

La concentration moyenne en **Ni** des sédiments du sous bassin Boumerzoug est $35,16 \pm 9,85$ mg/kg avec un minimum de 22,46 mg/kg et un maximum de 77,77 mg/kg (tab. 51). La distribution du Ni dans la plante est plus élevée dans les racines (fig. 103). Les teneurs sont deux fois supérieures à celles des feuilles. La répartition du nickel dans les différentes parties de la plante s'inscrit dans l'intervalle suivant (valeurs extrêmes en mg/kg ms) : Racines (1,37-13,96) > Feuilles (0,53-7,74). Quant aux teneurs en Ni dans *S. oleracea*, comme pour le Co et le Mn, l'ANOVA n'a pas révélé d'effet spatio-temporel significatif.

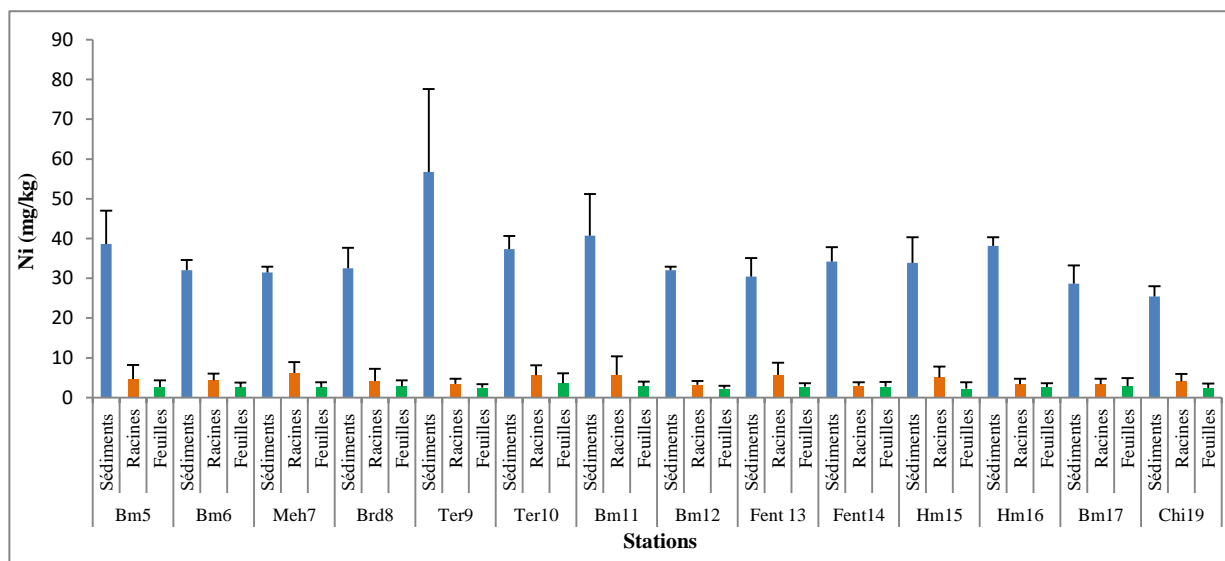


Figure 103 : Variations spatio-temporelles des teneurs en Ni (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

La concentration moyenne en **Pb** des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents est de 36,06 mg/kg avec un minimum de 19,05 mg/kg et un maximum de 50 mg/kg (tab. 51). Dans la chénopodiacée les teneurs sont comprises entre 3,57 et 44,84 mg/kg ms et sont, par ordre décroissant, déterminées dans les racines et les feuilles quelque soit la station (fig. 104). La répartition des valeurs extrêmes (en mg/kg ms) du plomb dans les différentes parties de la plante, quelle que soit la station, est : Racines (6,35-44,84) > Feuilles (3,57-318,25). Les concentrations restent toujours inférieures à celles déterminées dans les sédiments. La variabilité spatiale des teneurs en plomb dans *S. oleracea* est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station très significatif avec $p < 0,001$.

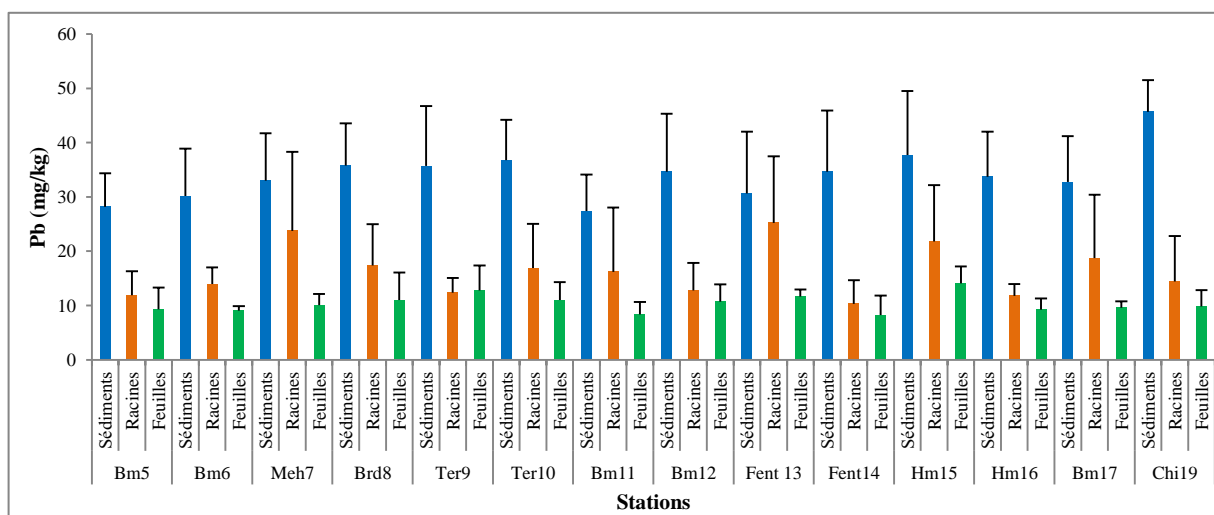


Figure 104 : Variations spatio-temporelles des teneurs en Pb (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

La teneur moyenne en **Zn** des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents est $181,33 \pm 115,12$ mg/kg (fig. 105). La teneur la plus élevée est celle de la station Ter9 ($425,5$ mg/kg) tandis que la plus faible a été relevée à la station Bm5 ($76,77$ mg/kg). La distribution du Zn est, contrairement aux autres ETM, plus élevée dans les feuilles de *Spinacia oleracea* que dans les racines avec les valeurs extrêmes (en mg/kg ms) : feuilles ($365,66 - 61,97$) > racines ($330 - 44,19$). La teneur maximale en Zn dans la plante ($124 \pm 55,82$ mg/kg ms) est celle de septembre 2016 alors que la teneur minimale ($103,29 \pm 45,23$ mg/kg ms) a été enregistrée en décembre 2017. Contrairement aux variations temporelles, les fluctuations spatiales des teneurs en Zn ont d'ailleurs révélé, via l'ANOVA, un effet station significatif ($p < 0,05$).

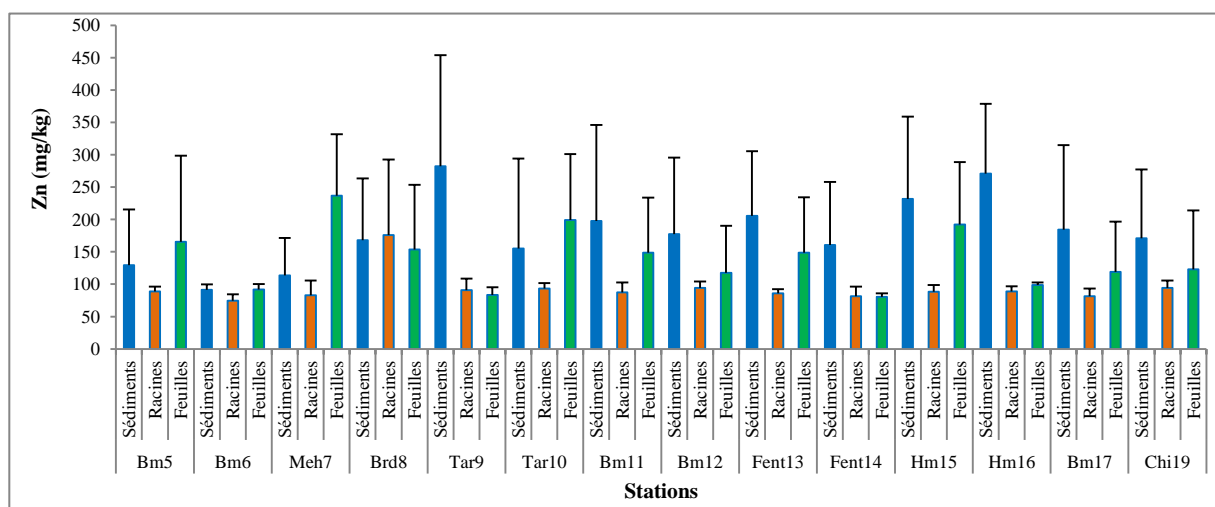


Figure 105 : Variations spatio-temporelles des teneurs en Zn (mg/kg ms) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* de l'oued Boumerzoug et ses affluents lors des 5 campagnes de prélèvement.

III.3.2. Bilan des teneurs en ETM dans la chénopodiacée

Les données statistiques des teneurs en ETM des différentes parties anatomiques (racines et feuilles) de *Spinacia oleracea* prélevées dans 14 stations parmi les 20 explorées, sont récapitulées dans le tableau 53 où sont mentionnés : le minimum, le premier décile, le premier quartile, la moyenne, l'écart-type, la médiane, le troisième quartile, le neuvième décile et le maximum.

Tableau 53 : Données statistiques des teneurs en ETM (mg/kg ms) dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* (n=70).

	Min	1 ^{er} décile	1 ^{er} quartile	Moyenne	Et	Médiane	3 ^{ème} quartile	9 ^{ème} décile	Max	
Racines	Cd	0,21	0,29	0,35	0,49	0,17	0,46	0,59	0,66	1,17
	Co	0,29	1,08	1,44	2,60	2,08	1,95	2,53	5,65	9,42
	Cr	4,12	8,24	9,79	12,43	3,56	12,37	14,94	17,01	21,65
	Cu	12,58	20,18	25,36	30,37	6,89	30,82	36,02	38,80	39,44
	Mn	24,81	46,19	59,34	103,18	56,71	90,06	133,23	178,80	248,92
	Ni	1,37	2,23	2,66	4,43	2,48	3,72	5,42	8,42	13,96
	Pb	6,35	7,93	9,92	16,25	8,95	13,70	19,04	31,54	44,84
	Zn	44,19	72,57	80,38	93,39	38,40	90,06	99,22	100,28	330
Feuilles	Cd	0,11	0,26	0,33	0,45	0,18	0,41	0,53	0,66	1,10
	Co	0,22	0,65	1,01	1,38	0,63	1,30	1,73	2,06	3,77
	Cr	2,06	5,15	6,70	9,77	3,77	9,53	12,88	14,94	18,56
	Cu	7,39	11,50	14,98	20,95	7,23	20,75	26,33	31,04	34,24
	Mn	25,40	37,65	47,92	67,56	24,04	65,62	82,20	99,62	126,30
	Ni	0,53	1,10	1,75	2,67	1,30	2,39	3,57	4,13	7,74
	Pb	3,57	6,74	7,93	10,35	3,21	9,92	12,30	15,07	18,25
	Zn	61,97	73,34	80,29	139,90	85,67	93,75	238,35	274,64	365,66
n	70									

Min =minimum ; Max= maximum ; Et= écart-type ; n=effectifs.

Globalement, les résultats des concentrations des 8 ETM déterminés dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* révèlent la présence du Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn dans tous les échantillons de la plante prélevés sur les 14 stations pendant les cinq campagnes.

La hiérarchie des teneurs moyennes en ETM dans la plante entière est la suivant :

Zn (117 ±70) > **Mn** (85±47) > **Cu** (26± 8) > **Pb** (13,3±7,3) > **Cr** (11,1±4) > **Ni** (3,55±2,16) > **Co** (1,99±1,65) > **Cd** (0,47±0,18) mg/kg ms.

Les facteurs de bioconcentrations dans les racines et les feuilles de *Spiniacia oleracea* sont rassemblés dans le tableau 54. Les FBC définis comme étant les rapports des concentrations dans la plante sur les concentrations dans les sédiments. Il ressort à partir du calcul des facteurs de bioconcentration que la plante entière accumule des concentrations en Cd et en Cu supérieures à celles des sédiments puisque les FBC sont en moyenne de 1,35 et 1,05 respectivement. Pour le Zn, le FBC est 1,32 pour les feuilles et 0,67 pour les racines ; il suggère que la plante entière accumule le Zn dans sa partie aérienne, alors que pour les autres éléments (Co, Cr, Mn, Ni et Pb) le FBC est inférieur à 1.

Tableau 54 : Facteurs de bioconcentration des ETM dans les racines (R) et les feuilles (F) de *Spiniacia oleracea*.

Stations	FBC															
	Cd		Co		Cr		Cu		Mn		Ni		Pb		Zn	
	R	F	R	F	R	F	R	F	R	F	R	F	R	F	R	F
Bm5	1,34	0,91	0,17	0,09	0,26	0,71	1,71	0,82	0,31	0,23	0,22	0,07	0,42	0,33	<u>0,29</u>	1,28
Bm6	1,42	<u>0,63</u>	0,24	0,10	0,32	0,74	1,62	0,56	0,37	0,24	<u>0,24</u>	0,08	0,46	0,30	0,82	<u>1,01</u>
Meh7	1,55	0,78	<u>0,38</u>	0,11	0,33	0,68	<u>1,98</u>	0,98	0,47	0,24	0,20	0,08	0,72	0,31	<u>0,93</u>	<u>2,09</u>
Brd8	1,31	0,80	0,19	0,14	0,22	<u>0,58</u>	<u>1,25</u>	0,79	<u>0,59</u>	0,33	0,13	0,09	0,49	0,31	0,86	1,10
Tar9	1,68	0,85	0,13	0,11	<u>0,11</u>	0,88	1,32	0,41	0,24	0,18	<u>0,06</u>	<u>0,04</u>	0,35	0,36	0,52	1,31
Tar10	1,48	1,10	0,19	0,14	0,20	0,89	1,59	<u>0,99</u>	<u>0,18</u>	<u>0,16</u>	0,15	<u>0,10</u>	0,46	0,30	0,8	1,28
Bm11	1,65	0,80	0,26	0,10	0,22	0,74	1,37	0,93	0,47	0,24	0,14	0,07	0,59	0,30	0,64	1,15
Bm12	1,94	1,50	0,19	<u>0,16</u>	0,20	0,79	1,55	0,75	0,43	0,29	0,10	0,07	0,37	0,31	0,63	1,36
Fent13	1,92	<u>1,76</u>	0,34	0,10	0,31	<u>0,90</u>	1,53	0,34	0,43	0,22	0,19	0,09	<u>0,82</u>	<u>0,38</u>	0,62	1,25
Fent14	<u>1,03</u>	0,94	0,17	0,10	0,22	0,82	1,46	0,37	0,27	0,24	0,09	0,08	<u>0,30</u>	0,24	0,71	1,22
Hm15	1,67	1,61	0,32	0,13	0,26	0,71	1,41	0,29	0,33	0,24	0,15	0,07	0,58	0,37	0,58	1,05
Hm16	<u>2,00</u>	1,69	<u>0,12</u>	0,09	0,19	0,77	1,44	<u>0,28</u>	0,29	0,19	0,09	0,07	0,35	0,27	0,53	1,31
Bm17	1,32	1,20	0,15	<u>0,08</u>	<u>0,38</u>	0,62	1,60	0,37	0,32	0,25	0,12	<u>0,10</u>	0,57	0,29	0,64	1,85
Chi19	1,68	1,27	0,20	0,13	0,33	0,61	1,47	0,30	0,46	<u>0,35</u>	0,16	0,09	0,32	<u>0,22</u>	0,75	1,22
Moy	1,57	1,14	0,22	0,11	0,25	0,75	1,52	0,58	0,37	0,24	0,15	0,08	0,49	0,31	0,67	1,32
ET	0,28	0,39	0,08	0,02	0,07	0,10	0,18	0,28	0,11	0,05	0,05	0,02	0,15	0,05	0,16	0,30

FBC en **bleu** les plus faibles ; en **rouge** les plus élevés ; en **gras** les FBC >1.

Il est intéressant de noter que la chénopodiacée concentre et séquestre dans ses racines tous les ETM sauf le zinc dont la teneur est plus élevée dans les feuilles. Ainsi, les racines semblent constituer une barrière qui réduit le transfert des éléments métalliques vers la partie

aérienne, alors que le zinc, métal essentiel, est transloqué vers les feuilles. [Vesk et al. \(1999\)](#) considèrent que la surface des racines d'une plante aquatique est le site majeur de l'accumulation des métaux mais ils indiquent une différenciation dans la distribution de ces mêmes métaux.

III.3.3. Interprétation des teneurs en ETM dans la chénopodiacée *versus* les sédiments

III.3.3.1. Transfert du cadmium (Cd)

Les concentrations en Cd dans *Spinacia oleracea* prélevées dans 14 stations lors des cinq campagnes permettent de noter une fluctuation spatio-temporelle ainsi qu'entre les racines et les feuilles. Ainsi l'accumulation du Cd s'effectue dans un ordre décroissant en générale des racines vers les feuilles (fig. 98). Les teneurs moyennes en Cd varient de 0,21 à 1,17 mg/kg ms dans les racines et de 0,10 à 1,11 mg/kg ms dans les feuilles, résultats deux fois supérieurs à ceux rapportés par [Kouakou et al. \(2008\)](#) pour la même espèce dont les feuilles enregistrent 0,12 à 0,41 mg/kg ms de Cd. Les facteurs de bioconcentration moyens des racines (FBC = 1,57) et des feuilles (FBC=1,14), traduisent la mobilité et par conséquent la biodisponibilité du Cd. Tous les FBC calculés pour les racines de la chénopodiacée des 14 stations, sont supérieurs à 1. Dans le cas des feuilles, 7 FBC sur 14 sont supérieurs à 1. Ce facteur traduit un transfert et une bioconcentration de ce polluant métallique du sédiment vers les racines puis il migre vers les feuilles de la plante. Le facteur de translocation (FT) est de l'ordre de 0,9, or selon [Deng et al. \(2004\)](#) le FT supérieur à 1, signifie une translocation du métal depuis les racines vers les feuilles ; cependant, le Cd est généralement davantage accumulé dans les racines. Élément non essentiel, le cadmium, très toxique, qui peut être transféré dans les chaînes trophiques aquatiques, affecte la croissance et le métabolisme des plantes ([Divan et al. 2009](#)). Les plantes aquatiques ayant un système racinaire sont beaucoup plus affectées par les ETM contenus dans les sédiments, et par conséquent la bioaccumulation devient plus importante quand les sédiments sont très contaminés par des ETM ([Bonanno et Lo Guidice, 2010](#)). L'UE classe le Cd et ses dérivés dans la catégorie 2 pour ses effets cancérogènes ([INERIS, 2011](#)).

III.3.3.2. Transfert du cobalt (Co)

Les concentrations moyennes en Co varient de 0,29 à 9,42 mg/kg ms dans les racines et de 0,22 à 3,77 mg/kg ms dans les feuilles. Généralement, les concentrations les plus élevées sont remarquées au niveau des sédiments suivies des racines et feuilles (fig. 99). Le FBC moyen de l'ordre de 0,22 pour les racines et seulement 0,11 pour les feuilles, traduit la faible

mobilité et par conséquent la faible biodisponibilité du Co car il y a presque six fois plus de Co dans les sédiments que dans la plante.

Le cobalt est communément rencontré en association avec Ni. Des études ont été menées sur la façon dont la toxicité du Co affecte les microbes et les invertébrés du sol (Lock et al. 2006). Elles ont révélé que le Co est relativement toxique pour les plantes lorsqu'il est administré à des doses élevées (Lago-Vila et al. 2015). Le calcium peut réduire la toxicité du Co pour les plantes en entrant en compétition pour les sites de liaison dans les cellules de la racine (Lago-Vila et al. 2015). Li et al. (2009) ont rapporté que les plantes peuvent accumuler de petites quantités de Co. Son absorption et sa distribution dépendent de l'espèce, elles sont contrôlées par des mécanismes différents (Li et al. 2009).

III.3.3.3. Transfert du chrome (Cr)

Dans le cas du chrome, les teneurs varient de 4,12 à 21,65 mg/kg ms dans les racines et de 2,06 à 18,56 mg/kg ms dans les feuilles. En effet, les racines contiennent des concentrations plus élevées de chrome que les tiges, les feuilles ou les fruits (Williams, 1984). Comme pour de nombreux métaux, le Cr est accumulé en quantité plus élevée dans les racines que dans les pousses (Lago-Vila et al. 2015). Le FBC inférieurs à 1, traduit la faible mobilité et par conséquent la faible biodisponibilité du Cr car il y a presque cinq fois plus de Cr dans les sédiments que dans la plante.

Plusieurs études ont montré que la translocation de chrome aux cellules des plantes et l'absorption de chrome à partir des sols ou de solutions nutritives sont très faibles. Ainsi, les concentrations de chrome dans les portions comestibles des plantes demeurent faibles même lorsqu'elles croissent dans un sol contaminé au chrome (Cunningham et al. 1975). Selon Kabata-Pendias et Pendias (1992), la biodisponibilité du Cr pour les plantes est très limitée.

III.3.3.4. Transfert du cuivre (Cu)

La répartition du Cu dans les différentes parties de nos échantillons d'épinards est la suivante en mg/kg ms: racines (12,58-39,44) > feuilles (7,39-34,24). Ainsi, *S. oleracea* accumule davantage le cuivre dans ses racines ; le facteur de bioconcentration moyen est de 1,52 pour les racines et seulement 0,58 pour les feuilles. Pour toutes les stations explorées, le FBC des racines excède 1 et rend compte de la bioconcentration du Cu. Ces résultats confortent ceux de Siedlecka et al. (2001) et Aksoy et al. (2005a, b) qui concluent que le cuivre tend à s'accumuler au niveau des racines. Nos résultats actuels atteignent des teneurs bien supérieures à celles communiquées par Kouakou et al. (2008) pour la même espèce dont

les feuilles renferment 0,34 à 9,18 mg/kg ms de Cu. Le cuivre, élément essentiel pour la croissance des plantes, est un constituant de nombreuses enzymes des réactions d'oxydoréductions (Kabata-Pendias et Pendias, 1992), il assume des fonctions métaboliques essentielles y compris la structure moléculaire des enzymes (Saber et al. 2015). Il existe peu de risque de contamination de la chaîne alimentaire par le cuivre dans la mesure où l'élément est peu mobile dans la plante, cependant il a des effets toxiques lorsque la concentration dépasse 20 mg/kg ms (Alloway, 1995; Borkert et al. 1998 ; Reeves, 2002).

III.3.3.5. Transfert du manganèse (Mn)

Les concentrations en Mn des sédiments sont les plus élevées par rapport aux autres éléments. Le Mn est considérée comme un élément essentiel d'origine naturelle. Le comportement de cet élément se démarque de celui des autres ETM car ce n'est pas un contaminant mais un élément natif de la roche mère. La plante concentre l'élément Mn dans les racines. Dans ces dernières les teneurs sont supérieures à celles des feuilles pour toutes les stations (fig. 102). Cependant les teneurs restent largement en deçà des teneurs sédimentaires ; elles varient de 149,94 mg/kg à 545,33 mg/kg. La répartition des valeurs extrêmes (en mg/kg ms) du manganèse dans les différentes parties de la plante est : racines (24,81-248,92) > Feuilles (25,40-126,30). Nos résultats montrent donc que la chénopodiacée séquestre presque deux fois plus le Mn dans ses racines par analogie aux feuilles. Le facteur de bioconcentration (FBC) moyen pour les racines (0,37) et pour les feuilles (0,24), traduit la faible mobilité et par conséquent la faible biodisponibilité du Mn car il y a presque trois fois plus de Mn dans les sédiments que dans la plante.

D'une façon générale les plantes semblent fixer, le manganèse qui prend place d'avantage dans les racines. Par contre Vesk et al. (1999) qualifie le Mn d'élément nécessaire. Le Mn est un élément nécessaire à la photosynthèse de la plante et il s'accumule aussi bien dans les racines que dans les tiges et les feuilles.

III.3.3.6. Transfert du nickel (Ni)

La répartition du Ni dans les différentes parties de *S. oleracea* est : racines (1,37-13,96 mg/kg ms) > feuilles (0,53-7,74 mg/kg ms). Ainsi, seule la concentration dans les racines peut être considérée comme dangereuse, or elles ne sont pas consommées. Le facteur de bioconcentration (FBC), de l'ordre de 0,11, traduit la faible mobilité et par conséquent la faible biodisponibilité du Ni car il y a presque dix fois plus de Ni dans les sédiments que dans la plante. Nos résultats restent inférieurs aux données rapportées par Kouakou et al. (2008) :

11,98 à 41,69 mg/kg ms en Ni dans les feuilles de *S. oleracea*. Le nickel, élément essentiel pour les plantes, est néanmoins toxique au-dessus de 5 mg/kg (Allen, 1989). A des concentrations élevées, il entraîne une réduction de croissance, une baisse du rendement et il perturbe le métabolisme et la physiologie des plantes (Papazoglou et al. 2007).

III.3.3.7. Transfert du plomb (Pb)

Spinacia oleracea concentre le plomb dans les racines. Dans ces dernières les teneurs sont plus élevées par rapport aux feuilles pour l'ensemble des stations (fig. 104). Cependant les teneurs restent plus faibles comparativement aux teneurs dans les sédiments ; elles varient de 19 mg/kg à 50 mg/kg. La valeur seuil du Pb dans les plantes aquatiques est de 10 mg/kg (Allen, 1989). La répartition des valeurs extrêmes (en mg/kg ms) du Pb dans les différentes parties de la plante est : racines (6,35-44,84) > feuilles (3,57-18,25). Nos résultats montrent donc que la chénopodiacée séquestre deux fois plus le Pb dans ses racines par analogie aux feuilles. Le facteur de bioconcentration (FBC), de l'ordre de 0,49 pour les racines et 0,31 pour les feuilles, traduit la faible mobilité et par conséquent la faible biodisponibilité du Pb car il y a presque trois fois plus de Pb dans les sédiments que dans la plante. Pour la même chénopodiacée, Kouakou et al. (2008) a dosé les teneurs en Pb moins fluctuantes (8,69 à 17,96 mg/kg ms) dans les feuilles de *S. oleracea*.

III.3.3.8. Transfert du zinc (Zn)

Contrairement au Cd, Cu et Ni, *S. oleracea* révèle des teneurs en Zn plus élevées dans les feuilles que dans les racines (fig. 105) selon la répartition : feuilles (140-366 mg/kg ms) et racines (93,39-330 mg/kg ms). Comme pour le Cu, ces résultats excèdent ceux déterminés par Kouakou et al. (2008) dans les feuilles de *S. oleracea* (225,56 à 299,33 mg/kg ms). La répartition du Zn dans les différentes parties de la plante *Rorippa nasturtium-aquaticum*, collectée de l'oued Rhumel et son affluent le Bumerzoug, suit la même séquence que *S. oleracea*. Les valeurs extrêmes en mg/kg ms : feuilles (61-470) > racines (43-150) (Afri-Mehennaoui et al. 2009).

Il est intéressant de noter que *S. oleracea* séquestre le Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni et Pb dans les racines, alors que le Zn est distribué d'une façon importante dans les feuilles. La teneur dans les plantes reflète la quantité disponible dans le sédiment ou sol. Le FBC est 1,32 pour les feuilles et 0,69 pour les racines ; il suggère que la plante entière accumule le Zn dans sa partie aérienne et contrairement au Cd et au Ni, il montre une mobilité importante sur la base des

quantités transférées dans les parties comestibles de *S. oleracea*. Le facteur de translocation (FT) du Zn des racines vers les feuilles, est supérieur à 1. Cette chénopodiacée se comporte comme les légumineuses qui, en général, montrent une translocation élevée du Zn vers la partie aérienne, raison pour laquelle elles sont proposées pour la « biofortification », processus d'amélioration des cultures (Blair et al. 2013 a, b). Le zinc joue un rôle métabolique essentiel chez les plantes en tant que composant actif d'un grand nombre d'enzymes (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Chez la plupart des êtres vivants, sa concentration *in vivo* est régulée ; cependant il devient toxique à des concentrations de 500-1500 mg/kg (Chaney, 1989).

III.3.4. Normes des teneurs de certains ETM

Au terme de cette étude, il est important de savoir si les teneurs des ETM dans les feuilles d'épinards pourraient engendrer ou pas un risque pour la santé humaine. Malgré la toxicité reconnue des éléments traces, il n'existe pas en Algérie de dispositions réglementaires fixant les teneurs limites des ETM dans les fruits et légumes.

Toutefois, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF, 1996), la FAO et l'OMS (FAO, 2000 et OMS, 2000) et la Commission Européenne (CE, 2001) ont recommandé des concentrations maximales en Cd dans les denrées alimentaires (tab. 55).

Tableau 55 : Teneurs moyennes naturelles en ETM des feuilles d'épinards : données de la littérature.

	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
	(mg/kg [masse sèche])						
CSHPF (1996)	0,2	-	-	-	-	-	-
FAO/OMS (2000)	0,05	1,30	-	500	-	2	-
CE (2001)	0,2	-	-	-	-	-	-
Kabata-Pendias et Pendias (2001)	-	-	20-100	-	10-100	-	100-400
Tremel-Schaub et Feix (2005)	-	0,5	12	-	-	2,36	50

Pour Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn, nous nous sommes référés aux données compilées et publiées pour *S. oleracea* par Kabata-Pendias et Pendias (2001) et Tremel-Schaub et Feix (2005). Les feuilles d'épinards, très appréciées dans le régime alimentaire local, peuvent contribuer à un apport en Cd si leur teneur est élevée ; or nous constatons qu'elles atteignent 5 fois la concentration maximale recommandée par le CSHPF (1996) et la (CE, 2001) et jusqu'à 22 fois celle des FAO/OMS (2000) (tab. 55). Les teneurs du Zn restent comprises dans la fourchette proposée par Kabata-Pendias et Pendias (2001) alors que celles du Cu et Ni restent

inférieures à ces dernières. Le Cu et le Zn peuvent atteindre des teneurs qui excèdent celles suggérées par Tremel-Schaub et Feix (2005). Ainsi, si les épinards sont récoltés sur des sites contaminés, le risque est surtout probable pour le cadmium et le plomb, des ETM exclusivement toxiques. Le Cr et le Pb sont largement supérieurs aux normes rapportées par l'OMS (2000) et nous constatons qu'elles atteignent jusqu'à dix fois celles suggérées par Tremel-Schaub et Feix, (2005) pour le Cr. Par contre les teneurs du Mn sont inférieures aux normes rapportées par l'OMS (2000).

III.3.5. Relation entre les teneurs en ETM dans les sédiments et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea*

Les corrélations entre les teneurs en ETM des sédiments et des différentes parties anatomiques du végétal ont été établies (tab. 56). Les résultats indiquent que les teneurs en ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Pb) dans les racines sont corrélés significativement ($p < 0,001$) avec celles des feuilles (tab. 56). Nous avons observé des faibles corrélations positives entre les concentrations en Mn des sédiments et celles des racines ($r=0,30$; $p < 0,05$) et entre les concentrations en Co des sédiments et celles des feuilles ($r=0,28$; $p < 0,05$). En effet, nous n'avons pas observé des corrélations significatives entre les concentrations en ETM dans les différentes parties de la plante et les paramètres physico-chimiques des sédiments.

Tableau 56 : Matrice de corrélation de Pearson des teneurs en ETM dans les sédiments et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea*.

	Sédiments	Racines	Feuilles
Cd			
Sédiments	1		
Racines	0,062	1	
Feuilles	0,052	0,513^{***}	1
Co			
Sédiments	1		
Racines	-0,280[*]	1	
Feuilles	0,106	0,450^{***}	1
Cr			
Sédiments	1		
Racines	-0,098	1	
Feuilles	0,045	0,828^{***}	1
Cu			
Sédiments	1		
Racines	0,118	1	
Feuilles	0,156	0,472^{***}	1
Mn			
Sédiments	1		
Racines	0,090	1	
Feuilles	0,308[*]	0,502^{***}	1
Ni			
Sédiments	1		
Racines	-0,027	1	
Feuilles	0,012	0,142	1
Pb			
Sédiments	1		
Racines	-0,177	1	
Feuilles	0,201	0,496^{***}	1
Zn			
Sédiments	1		
Racines	-0,112	1	
Feuilles	-0,065	0,03	1

Degré de signification des corrélations :

* significative au niveau 0,05 ;

** significative au niveau 0,01 ;

*** significative au niveau 0,001.

III.4. Compartiment faune macroinvertébrée

Dans cette subdivision seront présentés les résultats des investigations relatives à la qualité écologique de l'écosystème et la diversité des organismes récoltés et identifiés pour le calcul des indices biotiques à cinq reprises (mai, septembre, décembre 2016, mars et juillet 2017).

III.4.1. Faune macroinvertébrée et qualité hydrobiologique

Les macroinvertébrés aquatiques représentent une communauté animale dont les changements reflètent l'éventail complexe des conditions existant dans un cours d'eau et peuvent être considérés comme des bioindicateurs d'un état général de l'eau sans pouvoir fournir des renseignements qualitativement et quantitativement précis sur la nature des polluants, domaine des analyses chimiques. Ces invertébrés (insectes, crustacés, mollusques et vers), relativement faciles à prélever et à identifier, ont une mobilité faible, un temps de génération assez long leur permettant d'enregistrer les situations de leur milieu les plus préjudiciables et sont différemment sensibles aux pollutions.

III.4.1.1. Diversité faunistique

Les résultats des cinq campagnes d'échantillonnage sont présentés dans les tableaux 57, 58, 59, 60 et 61 qui regroupent, pour chaque prélèvement, la liste faunistique rencontrée dans les 20 stations. Le calcul des indices biotiques repose sur deux notions : la diversité faunistique et la sensibilité des US représentées par des taxons indicateurs de la qualité écologique du milieu.

La diversité évaluée par le nombre d'US selon les limites de détermination de [Tuffery et Verneaux \(1968\)](#), est variable d'un prélèvement à l'autre. Nous avons compté, pour l'ensemble des stations, 22 US en mai, 24 US en septembre, 22 US en décembre, 20 US en mars et 19 US en juillet. Le nombre des US le plus élevé est enregistré en septembre 2016, ce qui confirme la suggestion de [De Pauw et Vanhooren \(1983\)](#) qui proposaient le printemps et l'automne pour effectuer des échantillonnages.

Les Unités Systématiques présentes témoignent d'une pauvreté faunistique dont les causes sont multiples. Les nombres les plus élevés d'US correspondent généralement aux stations amont ce qui signifie qu'elles sont relativement moins perturbées. Dans les stations aval le maximum d'US rencontrées est 11 correspondant essentiellement aux oligochètes, et diptères. Les *Chironomidae* sont ubiquistes et quand les conditions du milieu se détériorent, ils résistent et arrivent à vivre dans de la vase très chargée en matière organiques. De ce fait,

ces unités sont considérées comme indicatrices de mauvaises conditions du milieu lorsqu'elles sont, avec les *Syrphidae* les seules à persister.

En plus des conditions écologiques du cours d'eau liées à la pollution, interviennent des paramètres physiques ou biotypologiques qui conditionnent l'occupation des sites par la faune macroinvertébrée tels que la pente, la vitesse du courant, la granulométrie du sédiment, la présence de cailloux et de blocs... D'une campagne à l'autre le nombre des US est variable.

Le prélèvement de mai (tab. 57), pauvre en terme de diversité, a permis de collecter en tout 22 US. Le genre le plus sensible, *Philopotamidae*, a été récolté en aval des stations M11, Bm5. Les stations les plus diversifiées sont M11, Bm5, Meh7, Bm11, Fent13 et Hm16. Ce résultat est révélateur d'un mauvais état écologique.

Les échantillons de septembre (tab. 58) ont permis la détermination de 22 US. La station Bm11 en abrite 17 parmi lesquels 1 genre de *Trichoptera*, 1 genre d'*Ephemeroptera* et 4 genres de mollusques. Les stations aval abritent essentiellement des US tolérantes vis-à-vis de la qualité du milieu tels que les *Chironomides*.

En décembre (tab. 59), 22 US ont été déterminées. Les stations M11, Fent13, Hm15 et Bm17 affichent leur plus grande diversité avec 11 US. Les taxa sensibles sont représentés par 1 famille de Trichoptère dans les stations M1, M12, Bm5 et Meh7. La faune vivant dans ces conditions est généralement constituée des *Chironomidae* possédant de l'hémoglobine. Ces organismes sont adaptés aux faibles concentrations en oxygène pouvant se présenter naturellement dans ce type d'eau courante. Ces organismes sont rencontrés dans toutes les stations à l'exception de la station Chi19 qui ne présente qu'une US (*Syrphidae*) témoignant d'une pauvreté faunistique extrême.

En mars (tab. 60), 20 US se répartissent sur les 20 stations. Les stations M11 et Fent13 affichent leur plus grande diversité avec 12 et 14 US respectivement. Les taxa sensibles sont représentés par 1 famille de Ephéméroptères : *Ephemerera* pour les deux stations. La station M11 abrite 2 genres d'odonates (*Anisoptera* et *Coenagrion*), 2 familles de coléoptères (*Dyticidae* et *Elmidae*), 1 genre de mollusque (*Potamopyrgus*), 1 hétéroptère (*Nepa*), 3 genres de diptères (*Chironomidae*, *Stratiomyidae*, *Syrphidae*) et 2 familles d'oligochètes (*Lumbricidae*, *Haplotaxidae*). La station Fent13 abrite les mêmes US que la station M11 auxquelles s'ajoutent *Physa* et *Lymnea*.

Les résultats obtenus en juillet (tab. 61) sont les plus faibles au nombre d'US. Nous avons compté 19 US dans les 20 stations. Comme pour les campagnes précédentes la station M11 est plus diversifiée avec 13 US.

Tableau 57 : Unités Systématiques, Indices Biotiques et classes de pollution (mai 2016).

Unités Systématiques		M11	M12	Kel3	Kel4	Bm5	Bm6	Meh7	Brd8	Ter9	Ter10	Bm11	Bm12	Fent13	Fent14	Hm15	Hm16	Bm17	Chi18	Chi19	Bm20
Trichoptères	<i>Philopotamidae</i>	+				1															
Ephéméroptères	<i>Ephemera</i>	+				+		+	+	+	+	+				+					
Odonates	<i>Anisoptera</i>		1	+		1		+				+		+		+		+			
	<i>Coenagrion</i>	+	+	+	+	+		+			+		+			+	+				
Coléoptères	<i>Dytiscidae</i>	+	+		+	+	1	+			+		+	+			+				
	<i>Helophoridae</i>	+				+	+	+			+	+	+	+		+	+	+			
	<i>Halplidae</i>						+					+									
	<i>Hydrophillidae</i>											+			1		+				
	<i>Elmidae</i>	+		+	+	+	+	+	+		+	+		+			+				
	<i>Hydraenidae</i>						+								+						
Mollusques	<i>Physa</i>					+	+	+		+		+		+	+	+	+	+			
	<i>Potamopyrgus</i>	+				1			+							1					
Hétéroptères	<i>Nepa</i>	+				+	+	+					+	+	+		+	+			
	<i>Naucoris</i>	+				+		+								+					
Diptères	<i>Chironomidae</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	<i>Tabanidae</i>	+	+												+					+	+
	<i>Stratiomyiidae</i>	+		+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
	<i>Chaoboridae</i>	+			+						+		+	+					+		
	<i>Syrphidae</i>	+	+						+											+	+
Hirudinées	<i>Haemopis</i>	+	+	+	+		+					+			+	+	+	+	+		
	<i>Glossiphonia</i>						1									1					
Oligochètes	<i>Lumbricidae</i>	+	+			+	+	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Nombre d'Unité Systématiques		16	7	6	7	11	9	11	6	4	8	11	8	11	7	10	11	9	5	4	3
Indices biotiques		8	5	5	5	6	5	6	5	4	5	6	5	6	5	5	6	5	2	2	2
Classes de pollution		II	III	III	III	III	III	III	III	IV	III	III	III	III	III	III	III	III	V	V	V

Tableau 58 : Unités Systématiques, Indices Biotiques et classes de pollution (septembre 2016).

Unités Systématiques		M11	M12	Kel3	Kel4	Bm5	Bm6	Meh7	Brd8	Ter9	Ter10	Bm11	Bm12	Fent13	Fent14	Hm15	Hm16	Bm17	Chi18	Chi19	Bm20
Trichoptères	<i>Philopotamidae</i>									1		+				+					
Ephéméroptères	<i>Ephemera</i>	+				+	+		+	+		+		+				+			
Odonates	<i>Anisoptera</i>	+						+		1			1	+		+	+	+	+		
	<i>Coenagrion</i>		+			+				+	+	+	+	+	+			+	+		
Coléoptères	<i>Dyticidae</i>		+			+				+	1	+	+		+	+		+			
	<i>Helophoridae</i>	+	+			+		+		+	+	+		+	+	+		+			
	<i>Halipidae</i>	+									+						+				
	<i>Hydrophillidae</i>	+													+		1				
	<i>Elmidae</i>	+				+			+	+	+	+			+	+		+	+	+	
	<i>Hydraenidae</i>										+					+					
Mollusques	<i>Physa</i>					+	+	+		+		+		+	+	+	+	+			
	<i>Lymnea</i>					+						+		+			+	+			
	<i>Potamopyrgus</i>									1				1							
	<i>Viviparus</i>	+		+				+					+			+				+	+
Hétéroptères	<i>Nepa</i>		+					+		+	+	+			+	+	+	+			
	<i>Naucoris</i>									+		+		+				+			
Diptères	<i>Chironomidae</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	<i>Tabanidae</i>				+							+	+				+				+
	<i>Stratiomyiidae</i>	+	+	+		+	+	+	+	+		+		+	+	+	+		+	+	
	<i>Chaoboridae</i>		+			+		+				+				+				+	
	<i>Syrphidae</i>			+	+				+			+	+								
Hirudinées	<i>Haemopis</i>	+						+		+	+	+	+	+	+		+		+	+	
	<i>Glossiphonia</i>										1			1			+		1		1
Oligochètes	<i>Lumbricidae</i>	+	+	+	+			+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
Nombre d'Unité Systématiques		11	8	5	4	10	4	10	5	11	9	17	8	11	11	13	11	12	7	6	5
Indices biotiques		6	5	4	2	5	4	5	4	6	5	8	5	7	6	7	6	7	5	5	4
Classes de pollution		III	III	IV	V	III	IV	III	IV	III	III	II	III	II	III	II	III	II	III	III	IV

Tableau 59 : Unités Systématiques et Indices Biotiques et classes de pollution (décembre 2016).

Unités Systématiques		MI1	MI2	Kel3	Kel4	Bm5	Bm6	Meh7	Brd8	Ter9	Ter10	Bm11	Bm12	Fent13	Fent14	Hm15	Hm16	Bm17	Chi18	Chi19	Bm20
Ephéméroptères	<i>Baetis</i>	+	+			+		+													
Odonates	<i>Anisoptera</i>	+		+			1									+					
	<i>Coenagrion</i>	+						+		+					+	+	+	+			
	<i>Cordulia</i>	+					+		+							+	+				
Coléoptères	<i>Dyticidae</i>			+				+				+		+	+	+		+			
	<i>Helophoridae</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+				
	<i>Hydrophilidae</i>					1															
	<i>Elmidae</i>			+			+							+	+		+	+			
	<i>Hydraenidae</i>													1	1			1			
	<i>Helodidae</i>								+									+	1		
Mollusques	<i>Physa</i>					+	+	+		+		+		+	+	+	+	+			
	<i>Potamopyrgus</i>												1	1							
Hétéroptères	<i>Nepa</i>	+	+			1	+	+			+			+	+		1	+			
Diptères	<i>Chironomidae</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	<i>Tabanidae</i>															+		+	+		
	<i>Stratiomyidae</i>	+	+			+	+	+		+	+			+			+				+
	<i>Chaoboridae</i>				+								+								
	<i>Syrphidae</i>	+	+	+									+						+		+
	<i>Tibulidae</i>						1					+		+			+	+	+		
Hirudinées	<i>Haemopsis</i>	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+		+	+		
Oligochètes	<i>Lumbricidae</i>				+	+		+	+	+	+		+	+	+	+			+		+
	<i>Haplotaxidae</i>	+				+	+							+		+	+	+	+		+
Nombre d'Unité Systématiques		11	7	7	5	8	9	10	5	7	6	6	6	11	9	11	10	11	6	1	4
Indices biotiques		6	5	5	4	5	5	5	4	5	3	5	3	6	5	6	5	6	3	0	2
Classes de pollution		III	III	III	IV	III	III	III	IV	III	IV	III	IV	III	III	III	III	III	IV	V	V

Tableau 60 : Unités Systématiques et Indices Biotiques et classes de pollution (mars 2017).

Unités Systématiques		M11	M12	Kel3	Kel4	Bm5	Bm6	Meh7	Brd8	Ter9	Ter10	Bm11	Bm12	Fent13	Fent14	Hm15	Hm16	Bm17	Chi18	Chi19	Bm20
Ephéméroptères	<i>Ephemera</i>	+						+						+							
Odonates	<i>Anisoptera</i>	+				+				+		+	+	+							
	<i>Coenagrion</i>	+		+					+					+	+						
Coléoptères	<i>Dyticidae</i>	+	+			+	+						+	+	+	+					
	<i>Helophoridae</i>		+	+		+	+	+		+	+	+				+	+				
	<i>Elmidae</i>	+	+	+		+		+		+	+	+		+	+	+					
	<i>Helodidae</i>						+	+					+								
Mollusques	<i>Physa</i>					+	+	+		+		+		+	+	+	+	+			
	<i>Lymnea</i>					+		+						+	+			+			
Hétéroptères	<i>Potamopyrgus</i>	+	+		+				+					+		1			+	+	
	<i>Nepa</i>	+	1	+			+	+			+		1	+		+	+				
	<i>Naucoris</i>		+	1		+	+	1		1											
Diptères	<i>Chironomidae</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
	<i>Tabanidae</i>		+					+											+	+	+
	<i>Stratiomyiidae</i>	+	+	+		+	+		+	+	+	+		+	+	+					
	<i>Chaoboridae</i>			+					+											+	+
	<i>Syrphidae</i>	+			+			+				+		+							+
Hirudinées	<i>Haemopsis</i>		+	+		+	+	+	+	+		+		+			+				
Oligochètes	<i>Lumbricidae</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+			+	+	+	+
	<i>Haplotaxidae</i>	+		+	+			+						+		+					+
Nombre d'Unité Systématiques		12	10	10	5	11	10	13	6	8	7	7	5	14	9	7	5	5	5	5	5
Indices biotiques		6	5	5	4	6	5	6	5	5	5	5	4	7	5	5	4	4	4	4	2
Classes de pollution		III	III	III	IV	III	III	III	III	III	III	III	IV	II	III	III	IV	IV	IV	IV	V

Tableau 61 : Unités Systématiques et Indices Biotiques et classes de pollution (juillet 2017).

Unités Systématiques		MI1	MI2	Kel3	Kel4	Bm5	Bm6	Meh7	Brd8	Ter9	Ter10	Bm11	Bm12	Fent13	Fent14	Hm15	Hm16	Bm17	Chi18	Chi19	Bm20
Ephéméroptères	<i>Ephemera</i>			+																	
Odonates	<i>Anisoptera</i>	+								+	+		+								
	<i>Coenagrion</i>	+	+									+							+		
coléoptères	<i>Dyticidae</i>	+	+			+					+			+	+	+	+	+			
	<i>Helophoridae</i>	+		+		+	+	+		+		+	+	+	+		+				
	<i>Elmidae</i>	+	+	+		+	+	+		+		+	+	+	+	+	+				
	<i>Helodidae</i>	+		+							+						+				
Mollusques	<i>Physa</i>					+	+	+		+		+		+	+	+	+	+			
	<i>Potamopyrgus</i>				+	1			+												
Hétéroptères	<i>Nepa</i>	+		+		+	+	+			1		+	+	1		+				
	<i>Naucoris</i>			1				1				1		+	+	+	+				
Diptères	<i>Chironomidae</i>	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	<i>Tipulidae</i>	+		+									+		+		+	+			+
	<i>Stratiomyidae</i>	+	+		+	+		+		+		+	+	+	+	+	+				
	<i>Chaoboridae</i>				+			+												+	+
	<i>Syrphidae</i>	+		+					+	+					+						+
Hirudinées	<i>Haemopis</i>		+	+	+		+	+			+	+		+	+	+	+				
Oligochètes	<i>Lumbricidae</i>	+	+	+	+			+	+			+	+	+	+	+	+	+			+
	<i>Haplotaxidae</i>	+		+		+		+	+							+				+	+
Nombre d'Unité Systématiques		13	7	11	6	7	6	11	5	7	5	8	8	11	10	9	12	6	2	3	5
Indices biotiques		6	5	6	5	5	5	6	4	5	4	5	5	6	5	5	6	5	2	2	2
Classes de pollution		III	III	III	III	III	III	III	IV	III	IV	III	III	III	III	III	III	III	V	V	V

La figure 106 illustre la répartition des groupes taxonomiques. La faune macroinvertébrée du Boumerzoug et ses affluents est représentée par 25% de coléoptères, 21% de diptères, 14% de mollusques, 11% d'odonates, 7% d'hirudinées, 7% d'oligochètes, 7% d'hétéroptères, 4% d'éphéméroptères et 4% de trichoptères.

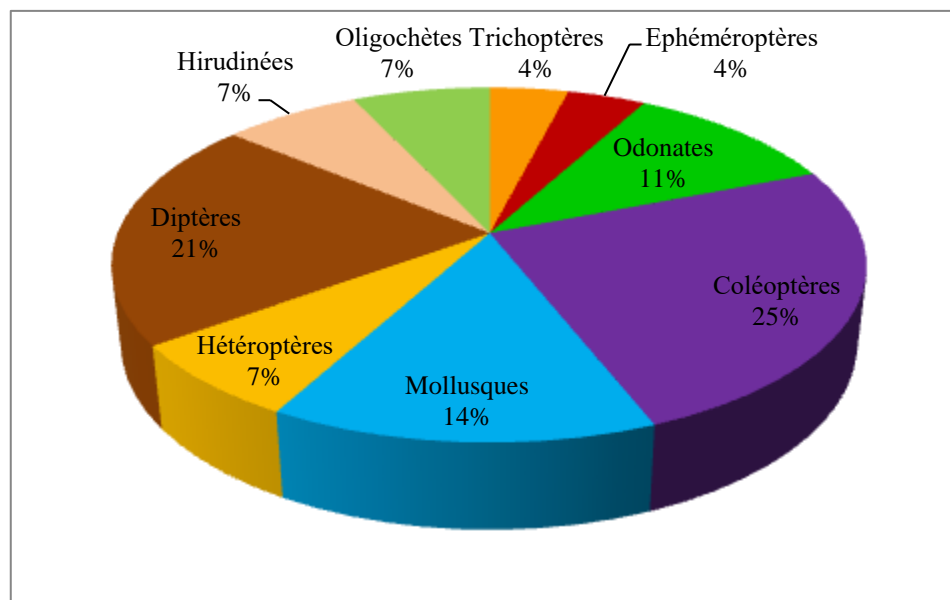


Figure 106 : Répartition globale en pourcentage de la faune dans les eaux de l'oued Boumerzoug et ses affluents.

Pour l'ensemble des stations et des prélèvements, nous avons identifié 28 taxa différents durant les 5 campagnes de prélèvement. [De Pauw et Vanhooren \(1983\)](#) rapportent trois niveaux de biodiversité correspondant à trois cours d'eau belges : 6 à 14 US à Netekanaal, 16 à 22 à Molenbeek et seulement 3 à 5 à Wilborrebeek. [Nelson et Roline \(2003\)](#) ont dénombré 77 taxa dans un cours d'eau du Colorado central. [Abdaoui et Ghamizi \(2005\)](#) ont inventorié 81 taxons dans l'Assif Ait Mizane, cours d'eau du Parc National du Toubkal dans le Haut Atlas marocain. Dans l'estuaire du Douro, au Portugal, [Mucha et al. \(2005\)](#) ont identifié, sur toute la zone d'étude, à peine 20 taxa. [Genin et al. \(2003\)](#) qualifie de bonne qualité hydrobiologique une station abritant 38 taxa et 7 groupes indicateurs. Ils jugent de mauvaise qualité celle où sont dénombrés 12 US et 3 groupes indicateurs. [Afri-Mehennaoui \(2006\)](#) a identifié 55 taxa différents durant un cycle annuel dans le bassin du Rhumel. L'inventaire faunistique de l'oued Boufekrane (Meknes, Maroc) regroupe 124 taxons d'invertébrés benthiques répartis en 74 familles ([Karrouch et al. 2009](#)). [Bouchelouche et al. \(2013\)](#) ont récolté 37556 spécimens répartis sur 40 familles dans oued El Harrach. [Zeybek \(2017\)](#) a identifié 126 taxons dans un cours d'eau en Antalya. [Arifi et al. \(2019\)](#) ont inventorié 3564 individus au cours des 12 campagnes de prélèvement dans le barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah à la confluence avec les eaux de l'oued Grou (Région de Rabat, Maroc). Ainsi ces différents auteurs

rapportent des situations très variées allant de qualité fortement diversifiée à des situations de perturbations écologiques évidentes.

Les invertébrés des eaux courantes sont une importante composante de l'intérêt général porté à la diminution de la biodiversité globale. En effet, à cause du niveau d'altération de l'environnement des eaux courantes, de nombreuses espèces sont ou seront certainement perdues avant d'être scientifiquement connue (Cummins, 1992). Cette réalité a été soulevée depuis quelques décennies déjà, mais une prise de conscience au niveau mondiale et locale sur l'importance de la biodiversité et de la sauvegarde des espèces est incontournable, chaque maillon étant indispensable au bon fonctionnement d'un hydrosystème.

III.4.1.2. Indices biotiques et qualité hydrobiologique

Les unités systématiques identifiées ont permis le calcul des Indices Biotiques qui sont valeurs chiffrées permettant une compréhension plus aisée des résultats plutôt qu'une liste faunistique n'ayant une signification que pour les initiés. Les Indices Biotiques des 20 stations et des cinq campagnes de prélèvement sont réunis dans le tableau 62 et illustrés par la figure 107. L'indice biotique fluctue entre 0 et 8 pour l'oued Boumerzoug et ses affluents.

Tableau 62 : Nombre d'Unités Systématiques, Indices biotiques et Classe de pollution pour l'ensemble des stations et des prélèvements.

Station	Mai			Septembre			Décembre			Mars			Juillet		
	*US	IB	CNP	US	IB	CNP	US	IB	CNP	US	IB	CNP	US	IB	CNP
Ml1	16	8	II	11	6	III	11	6	III	12	6	III	13	6	III
Ml2	7	5	III	8	5	III	7	5	III	10	5	III	7	5	III
Kel3	6	5	III	5	4	IV	7	5	III	10	5	III	11	6	III
Kel4	7	5	III	4	2	V	5	4	IV	5	4	IV	6	5	III
Bm5	11	6	III	10	5	III	8	5	III	11	6	III	7	5	III
Bm6	9	5	III	4	4	IV	9	5	III	10	5	III	6	5	III
Meh7	11	6	III	10	5	III	10	5	III	13	6	III	11	6	III
Brd8	6	5	III	5	4	IV	5	4	IV	6	5	III	5	4	IV
Ter9	4	4	IV	11	6	III	7	5	III	8	5	III	7	5	III
Ter10	8	5	III	9	5	III	6	3	IV	7	5	III	5	4	IV
Bm11	11	6	III	17	8	II	6	5	III	7	5	III	8	5	III
Bm12	8	5	III	8	5	III	6	3	IV	5	4	IV	8	5	III
Fent13	11	6	III	11	7	II	11	6	III	14	7	II	11	6	III
Fent14	7	5	III	11	6	III	9	5	III	9	5	III	10	5	III
Hm15	10	5	III	13	7	II	11	6	III	7	5	III	9	5	III
Hm16	11	6	III	11	6	III	10	5	III	5	4	IV	12	6	III
Bm17	9	5	III	12	7	II	11	6	III	5	4	IV	6	5	III
Chi18	5	2	V	7	5	III	6	3	IV	5	4	IV	2	2	V
Chi19	4	2	V	6	5	III	1	0	V	5	4	IV	3	2	V
Bm20	3	2	V	5	4	IV	4	2	V	5	2	V	5	2	V

*US = Unité Systématique ; IB = Indice Biotique ; CNP = Classe des Niveaux de Pollution.

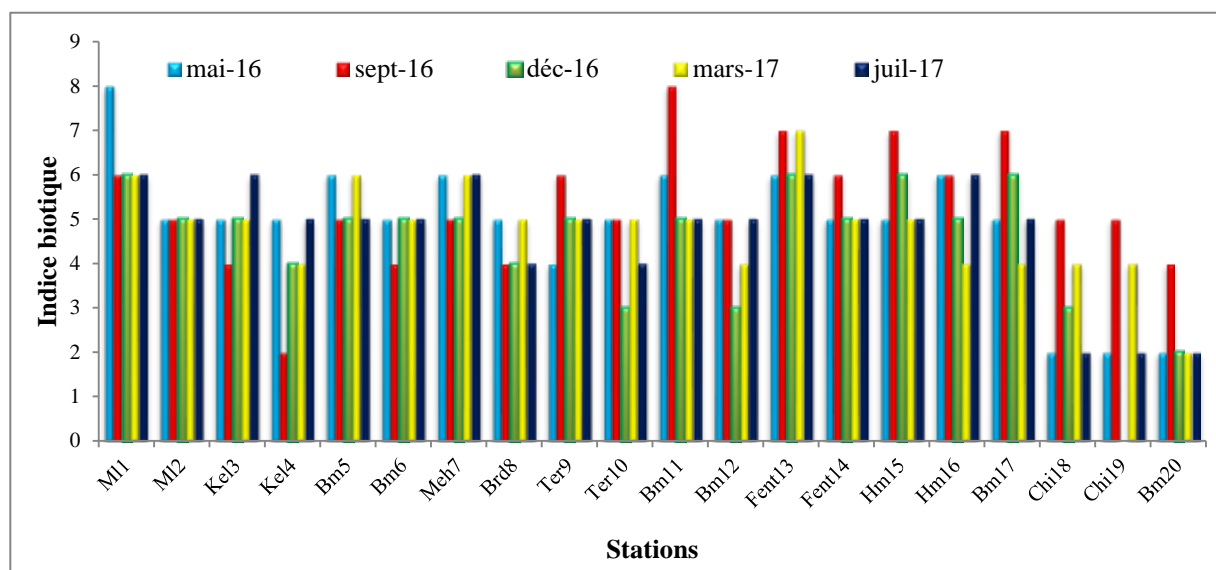


Figure 107 : Evolution spatio-temporelle de l’Indice Biotique de l’oued Boumerzoug et ses affluents.

Selon la classification de [Tuffery et Verneaux \(1968\)](#) on peut répartir nos stations en 4 groupes (tab. 63) :

Tableau 63 : Qualité des eaux en fonctions du l’indice biotique selon la classification de [Tuffery et Verneaux \(1968\)](#).

IB	Classe de qualité	Mai 2016	Septembre 2016	Décembre 2016	Mars 2017	Juillet 2017
7 < IB < 8	Peu pollué	Mel1 5 %	Bm11, Fent13, Hm15, Bm17. 20 %	0 %	Fent13 5 %	0 %
5 < IB < 6	Pollué	Ml2, Kel3, Kel4, Bm5, Bm6, Meh7, Brd8, Ter10, Bm11, Bm12, Fent13, Fent14, Hm15, Hm16, Bm17. 75 %	Ml1, Ml2, Bm5, Meh7, Ter9, Ter10, Hm16, Chi18, Fent14, Chi19. 50 %	Ml1, Ml2, Kel3, Bm5, Bm6, Meh7, Ter9, Bm11, Fent13, Fent14, Hm15, Hm16, Bm17. 65 %	Ml1, Ml2, Kel3, Bm5, Bm6, Meh7, Brd8, Ter9, Ter10, Fent14, Hm15, Bm11. 60 %	Ml1, Ml2, Kel3, Kel4, Bm5, Bm6, Meh7, Ter9, Bm11, Bm12, Fent13, Fent14, Hm15, Hm16, Bm17. 75 %
3 < IB < 4	Très pollué	Kel3, Ter9. 10 %	Kel3, Bm6, Brd8, Bm20. 20 %	Kel4, Brd8, Ter10, Bm12, Chi18. 25 %	Kel4, Bm12, Hm16, Bm17, Chi18, Chi19. 30 %	Brd8, Ter10 10 %
0 < IB < 2	Excessivement pollué	Chi18, Chi19, Bm20. 15 %	Kel4. 5 %	Chi19, Bm20. 10 %	Bm20. 5 %	Chi18, Chi19, Bm20. 15 %

Généralement l'oued Boumerzoug et ses affluents présente une situation critique à très polluée et dans certains cas excessivement polluée pendant les cinq campagnes de prélèvement et sont caractérisées par la présence d'organismes d'un ordre de sensibilité qui varie d'une espèce à une autre.

La présence d'Ephéméroptères, de Trichoptères et d'Odonates qui sont reconnus par leurs préférences pour les eaux courantes assez fraîches et inféodées à des faciès normalement oxygénés, se retrouvent timidement surtout en amont de l'oued avec de médiocres fréquences. Les coléoptères (Helophoridae, Elmidae...) sont omniprésents ; ce groupe thermophile voire potamique est le plus diversifié. Il se caractérise par son adaptation à tout type de biotope (Tachet et al. 1980) d'où leur présence à presque toutes les stations.

Le sous-bassin Boumerzoug dont les eaux sont souvent troubles et le substrat couvert de vases offre des conditions qui permettent la survie d'une faune adaptée. Dans des meilleures conditions, des mollusques (*Physa*), macroinvertébrés intermédiaires quant à leurs sensibilités à la pollution (Persoone et coll, 1979) sont largement représentés en amont d'El Khroub (Cherdouh et al. 1992). Nous notons également surtout l'abondance des espèces polluotolérantes telles que les diptères, qui se distinguent par leur grande diversité tant sur le plan écologique que biogéographique. Ces larves ont une grande capacité à coloniser divers biotopes pollués ou non. Cette adaptation permet aux diptères de se retrouver dans toutes les stations.

Les oligochètes, organismes plutôt résistant à la pollution, occupent tout type d'habitat rhéophile ou limnophile, allant des ruisseaux jusqu'au cours d'eau de plaine (Haouchine, 2011). Ces derniers réapparaissent surtout en (mai et juillet) puisque la température élevée est considérée comme un facteur favorable à la prolifération de ces vers surtout à un stade immature d'où la raison de leur faible présence en hiver. L'augmentation massive de ces populations dans les eaux riches en matière organique a été souvent mentionnée (Echaubard et Neveu, 1975 ; Tourenq, 1975) et les substrats à fond meubles constituent un habitat convenable pour eux.

Les Hirudinées (surtout *Haemopsis* et *Glossiphonia*), taxons plus résistants à la pollution organique (Ward, 1992) se révèlent fréquents dans presque toutes les stations.

Les Hétéroptères (*Nepa*, *Nocauris*), espèces moyennement sensibles à la pollution sont plus communément présentes en été qu'en hiver. Ces derniers retrouvent leurs activités dès que la température s'adoucit. Dethier (1986) signale que les Hétéroptères sont avant tout des insectes d'eau stagnante, en eau courante ils colonisent les zones lénitiques où les biotopes abrités du courant, ce qui explique leurs quasi absences en hiver, saison caractérisée par un

débit relativement plus marqué, sans oublier que l'oued Boumerzoug est un oued de plaine à courant lent.

Nous y notons la prolifération d'organismes adaptés aux conditions écologiques particulières. Dans les vases putrides nous avons déterminé les Oligochètes représentés par des Lumbricidae et Haplotaxidae ainsi que des larves de diptères, espèces eurythermes et eurytopes: Chironomidae et Stratiomyiidae. [Giudicelli et al. \(1980\)](#) ont montré que la pollution se traduit principalement par une augmentation de la densité des communautés des habitats lénitiques (diptères et oligochètes) où se dépose la matière organique. Quand les conditions évoluent vers une situation de zone de décomposition active cela se traduit par la prolifération d'insectes à régime saprophage, pourvus de longs siphons respiratoires tels les Syrphidae retrouvés dans les cinq campagnes de prélèvement.

En revanche, les stations Chi19 et Bm20 tout en aval de l'oued, sont excessivement polluées. La station Chi19 affiche en décembre l'absence des organismes sensibles à la pollution telle que les éphéméroptères, trichoptères et odonates. Néanmoins une seule famille des diptères est présente. Cette détérioration de la qualité est provoquée par l'émission incontrôlée des eaux usées des quartiers Sud de Constantine et celle de la zone industrielle Sud (Chaâbat Erssas) qui regroupe de nombreuses unités de production importantes comme la SONITEX et l'ONALAIT.

En effet, une diminution de la diversité faunistique est à souligner ; les espèces sensibles sont remplacées par des espèces plus résistantes à la pollution telles que les larves des chironomidae qui sont les plus abondantes dans nos stations d'étude. Un nombre peu élevé de ces taxons est généralement liée à une augmentation des perturbations ([Agouridis et al. 2005](#) ; [Touzin, 2008](#)).

D'une manière générale la qualité écologique de l'eau de l'oued Boumerzoug et ses affluents est critique et se dégrade de manière très sensible de l'amont vers l'aval. Ces observations ont déjà été constatées pour l'oued Boumerzoug dans des études précédentes ([Afri-Mehennaoui, 1998](#) ; [Djeddi et Laouar, 2001](#) ; [Sahli, 2002](#) ; [Afri-Mehennaoui, 2006](#)).

L'appréciation de la qualité des milieux aquatiques à l'aide des méthodes biocénétiques est « fondée sur l'application du principe général de causalité à la dynamique des communautés en accordant une influence prépondérante aux facteurs écologiques. Les caractéristiques des milieux sont déduites de la composition des peuplements qu'ils hébergent considérés comme l'expression synthétique des complexes paramétriques » ([Verneaux, 1984](#)).

III.4.2. Éléments traces métalliques dans le gastéropode pulmoné *Physa acuta*

Les études de la bioaccumulation des métaux traces au niveau des organismes qui y sont exposés constituent un moyen important pour l'évaluation de la pollution métallique (Pastor et al. 1994). Ces dernières années les gastéropodes sont de plus en plus utilisés comme espèces bioindicatrices de la pollution aquatique (Mahajan et al. 2015 ; Rehman et al. 2016). Une première investigation a révélé la présence de *Physa* ou *Physella acuta*, gastéropode pulmoné de la famille des Physidae. Largement répandu dans l'oued Boumerzoug, ce gastéropode d'eau douce ayant un rôle important dans le fonctionnement de l'écosystème, pourrait-il servir de bioindicateur de la contamination métallique du cours d'eau ? Dans ce sens il serait intéressant de se pencher sur sa capacité à concentrer les différents ETM retenus. Contrairement à *Lymnea*, gastéropode pulmoné également, les travaux de recherche concernant *Physa acuta* sont rares, raison qui a motivé notre choix et intérêt pour cette espèce.

Dans cette subdivision seront présentés les résultats des investigations relatives aux teneurs des huit ETM dans le gastéropode pulmoné *Physa acuta* prélevés dans dix stations, où elle était présente, pendant cinq campagnes de prélèvements (mai, septembre et décembre 2016, mars et juillet 2017).

Les concentrations de 8 ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn) évaluées dans les tissus mous (chair : Ch) et les coquilles (Cq) de *Physa acuta* répartie en deux classes de taille (juvéniles et adultes), sur dix stations, ont été échantillonnées à cinq reprises dans l'oued Boumerzoug et ses affluents. Les données statistiques des teneurs en éléments traces métalliques des physes sont récapitulées dans le tableau 64. Sont indiqués : le minimum, le premier décile, le premier quartile, la moyenne, la médiane, le troisième quartile, le neuvième décile, le maximum et l'écartype. Les données spatio-temporelles des teneurs en ETM dans *Physa acuta* enregistrent l'ordre d'abondance suivant : Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Co > Cd.

Les teneurs des 8 ETM dans la chair sont plus élevées que celles des coquilles dans les deux classes de taille. Tous les ETM présentent un effet âge significatif (ANOVA, $p < 0,001$) et les teneurs des ETM dans les adultes sont supérieures à celles des juvéniles (tab. 64). Les oligo-éléments présents dans les coquilles sont une forme de détoxification de l'animal qui élimine les polluants métalliques *via* leur exuvie.

Table 64 : Données statistiques des teneurs en ETM (mg/kg ms) dans la chair et les coquilles de *Physa acuta* adultes (A) (>6 mm) et juvéniles (J) (<6 mm).

	Cd		Co		Cr		Cu		Mn		Ni		Pb		Zn	
	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J
Chair																
Minimum	0,27	0,23	1,81	1,21	14,60	9,45	10,82	9,18	68,07	57,45	2,91	1,64	1,98	1,32	31,21	28,04
1 ^{er} décile	0,30	0,26	2,59	1,87	20,61	15,03	12,98	11,07	78,56	73,12	3,98	2,59	2,64	1,98	38,39	32,20
1 ^{er} quartile	0,34	0,30	3,14	2,41	25,77	17,18	17,45	14,92	90,03	83,69	4,55	3,03	3,30	2,64	42,25	35,41
Moyenne	0,51	0,49	3,58	2,70	32,29	25,19	21,25	17,02	99,93	93,56	5,31	3,61	4,07	3,30	46,79	38,94
Médiane	0,49	0,48	3,56	2,65	32,25	25,02	21,48	16,74	99,92	93,12	5,30	3,54	3,96	3,29	46,57	38,61
3 ^{ème} quartile	0,49	0,45	4,10	3,01	36,94	30,92	25,21	20,59	108,30	101,63	6,06	4,29	4,62	3,96	50,84	41,79
9 ^{ème} décile	0,60	0,57	4,58	3,62	40,37	34,79	28,79	22,49	120,80	115,40	6,51	4,74	5,29	4,62	54,61	45,68
Ecart-type	0,15	0,12	0,73	0,66	7,77	7,67	5,49	4,17	16,30	16,73	0,95	0,85	1,23	1,18	5,97	4,93
Maximum	0,76	0,69	4,83	3,99	52,41	38,66	31,18	24,02	142,58	134,95	6,83	5,18	7,41	6,75	57,79	48,39
Coquilles																
Minimum	0,08	0,04	1,33	0,72	5,15	3,44	6,27	6,04	50,02	42,65	1,90	0,63	1,32	0,66	25,14	23,81
1 ^{er} décile	0,12	0,04	1,50	1,08	6,87	5,15	9,58	7,46	56,91	51,56	2,33	1,07	1,32	0,66	28,47	24,92
1 ^{er} quartile	0,11	0,07	1,93	1,20	8,59	6,01	10,66	8,35	60,90	55,43	2,90	1,51	1,98	1,32	31,14	28,00
Moyenne	0,19	0,15	2,28	1,62	11,98	8,08	14,07	10,93	70,01	64,66	3,70	2,32	2,11	1,46	34,09	29,95
Médiane	0,17	0,13	2,28	1,60	11,95	7,73	13,83	9,43	68,12	62,16	3,54	2,27	1,98	1,32	34,27	29,30
3 ^{ème} quartile	0,22	0,22	2,65	1,93	15,46	9,45	17,23	13,50	75,80	71,26	4,55	3,03	2,64	1,98	36,96	31,42
9 ^{ème} décile	0,30	0,26	2,90	2,05	17,18	11,60	19,24	15,36	84,93	78,64	5,00	3,60	2,65	1,99	39,64	34,60
Ecartype	0,08	0,09	0,50	0,42	4,16	3,03	3,87	3,15	11,52	12,13	1,02	0,96	0,86	0,55	4,47	4,13
Maximum	0,34	0,34	3,02	2,29	22,34	20,62	22,61	18,28	100,71	99,16	5,94	4,68	3,70	3,04	46,86	36,22
n	50															

III.4.2.1. Le cadmium dans les physes

Notre étude montre que le cadmium qui est un élément toxique non essentiel peut s'accumuler dans *P. acuta*. Les teneurs moyennes du Cd dans la chair fluctuent entre 0,27 et 0,76 mg/kg ms puis entre 0,08 et 0,34 mg/kg ms dans la coquille pour les adultes et entre 0,23 et 0,96 mg/kg ms puis entre 0,04 et 0,34 mg/kg ms respectivement dans la chair et la coquille des juvéniles (tab. 64). Les teneurs déterminées chez les adultes se démarquent sensiblement de celles des juvéniles.

Contrairement aux variations spatiales, les fluctuations des teneurs en cadmium dans les physes juvéniles et adultes d'une campagne à l'autre sont très remarquables ; l'ANOVA a d'ailleurs révélé un effet campagne significatif ($p < 0,001$). La figure 108 permet de visualiser les teneurs moyennes dans les coquilles et la chair de *Physa acuta* juvéniles et adultes. Elle permet de voir que la chair des physes fixe nettement plus de Cd que les coquilles et les teneurs augmentent timidement avec l'âge du gastéropode.

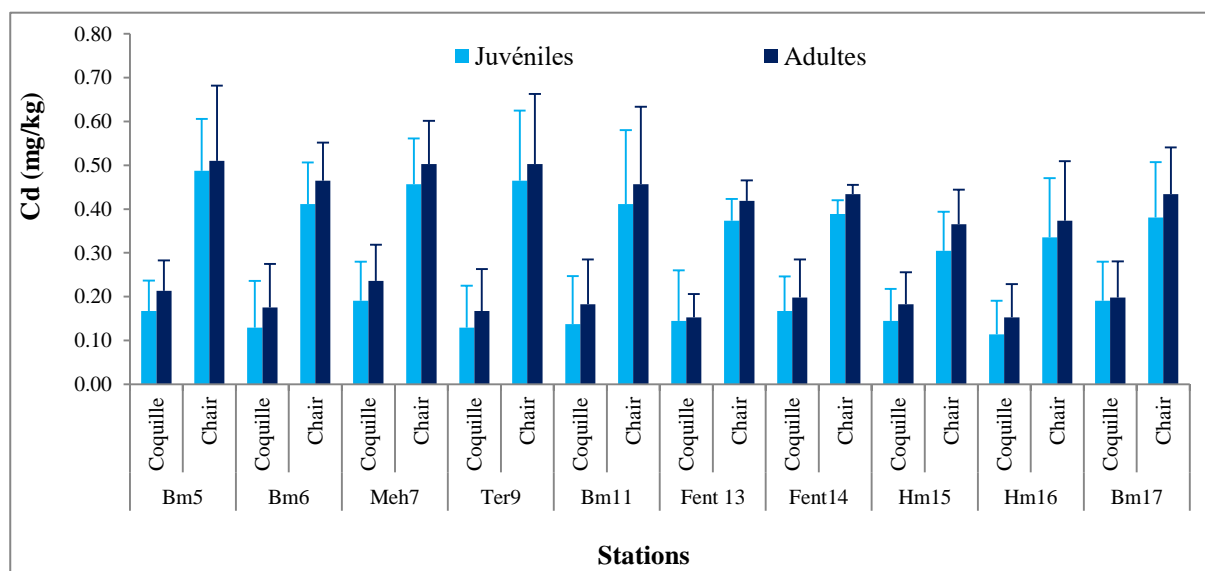


Figure 108 : Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Cd (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de *Physa acuta*.

Les valeurs déterminées dans nos échantillons s'avoisinent aux résultats obtenus à partir des tissus mous de *Lymnae astagnalis* (Jurkiewicz-Karnkowska, 2011). Flessas et al. (2000) rapportent aussi des teneurs en Cd ($0,82 \pm 0,28$ mg/kg ms) dans la chair de *Physa gyrina* collectées dans le lac Saint-Pierre au Canada dans le même ordre de grandeur que nos observations. Il en est de même pour les données communiquées par Mahmoud et al. (2013) ; les concentrations moyennes en Cd dans la chair de *P. acuta* collectées en Egypte varient de $0,87 \pm 0,27$ mg/kg ms et de $0,32 \pm 0,01$ mg/kg ms dans les gouvernorats de Giza et Monufia, respectivement. Par contre des concentrations bien plus élevées en Cd ont été déterminées

dans la chair de *Murex* ($5,33 \pm 0,16$ mg/kg ms) (Ragi et al. 2017). Plusieurs auteurs communiquent également les concentrations en cadmium dans divers gastéropodes ; elles varient de 0,21 à 34 mg/kg ms (Bryan et Hummerstone, 1977 ; Bustamante et al. 2000). Cosson (1987) a également signalé des concentrations en Cd beaucoup plus élevées (165 mg/kg ms) dans le sud de Paris (France), en relation avec la forte accumulation de Cd dans les sédiments du site d'échantillonnage.

III.4.2.2. Le cobalt dans les physes

Les teneurs moyennes du cobalt varient de 1,81 à 4,88 mg/kg ms dans la chair puis de 1,33 à 3,06 mg/kg ms pour la coquille de *P. acuta* pour les adultes et respectivement de 1,21 à 3,99 mg/kg ms puis de 0,72 à 2,29 mg/kg ms pour les juvéniles (tab. 64).

La variabilité temporelle des teneurs en cobalt dans les physes juvéniles et adultes est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet campagne significatif ($p < 0,001$). La figure 109 permet de visualiser les teneurs moyennes dans les coquilles et la chair de *Physa acuta* (juvéniles/adultes). Comme pour le Cd les teneurs dans la chair sont bien supérieures à celles des coquilles.

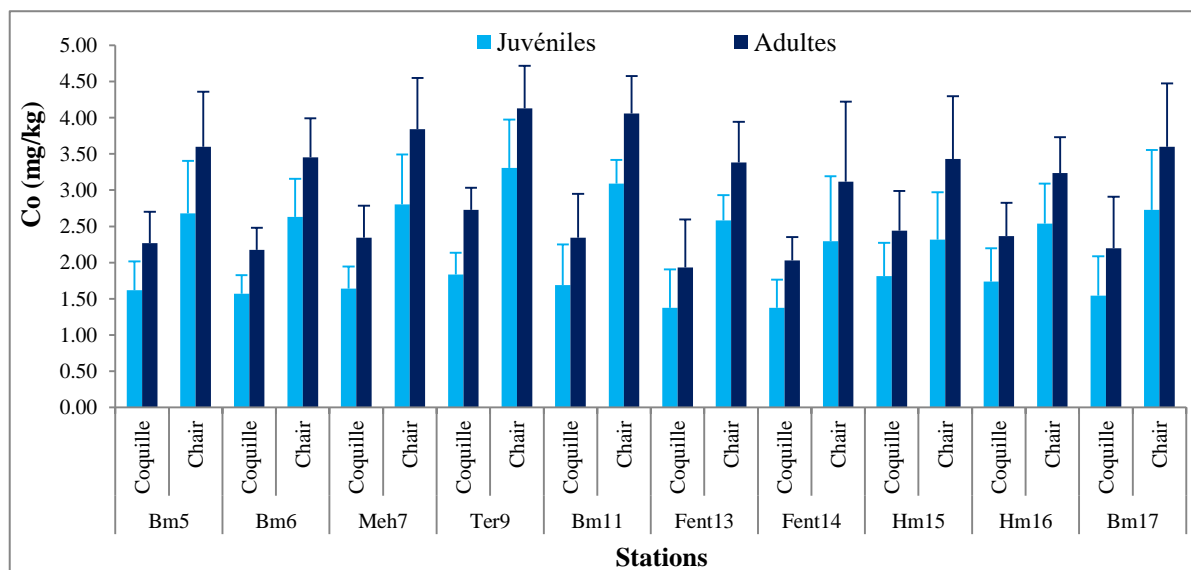


Figure 109 : Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Co (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de *Physa acuta*.

Une distribution similaire de Co a été rapportée dans les tissus mous de *Lanistes carinatus* recueilli dans le lac Manzala en Égypte (Abdel Gawad, 2018). Des résultats de travaux indiquent que les concentrations de Co dans certains gastéropodes varient de 0,6 à 1 mg/kg ms (Bustamante et al. 2000). Via notre étude, nous déterminons des teneurs plus élevées en comparaison avec ceux des gastéropodes collectés dans le sud de l'Inde (Ragi et al.

2017). Ces auteurs ont enregistré une concentration de $0,31 \pm 0,1$ mg/kg ms et de $0,35 \pm 0,2$ mg/kg ms dans les tissus mous de *Bursa spinosa* et *Tibia curta*, respectivement.

III.4.2.3. Le chrome dans les physes

Les concentrations moyennes du Cr varient entre 14,60 et 52,41 mg/kg ms dans la chair puis entre 5,15 et 22,34 mg/kg ms pour la coquille des adultes et de 9,45 à 38,66 mg/kg ms dans la chair puis de 3,44 à 20,62 mg/kg ms dans la coquille des juvéniles (tab. 64).

Contrairement aux variations spatiales, les fluctuations des teneurs en chrome dans les physes juvéniles et adultes d'une campagne à l'autre sont très remarquables confortées par l'ANOVA qui a révélé un effet campagne très significatif ($p < 0,001$). La figure 110 rend compte de la différence entre les teneurs moyennes dans les coquilles et la chair de *P. acuta* juvéniles et adultes.

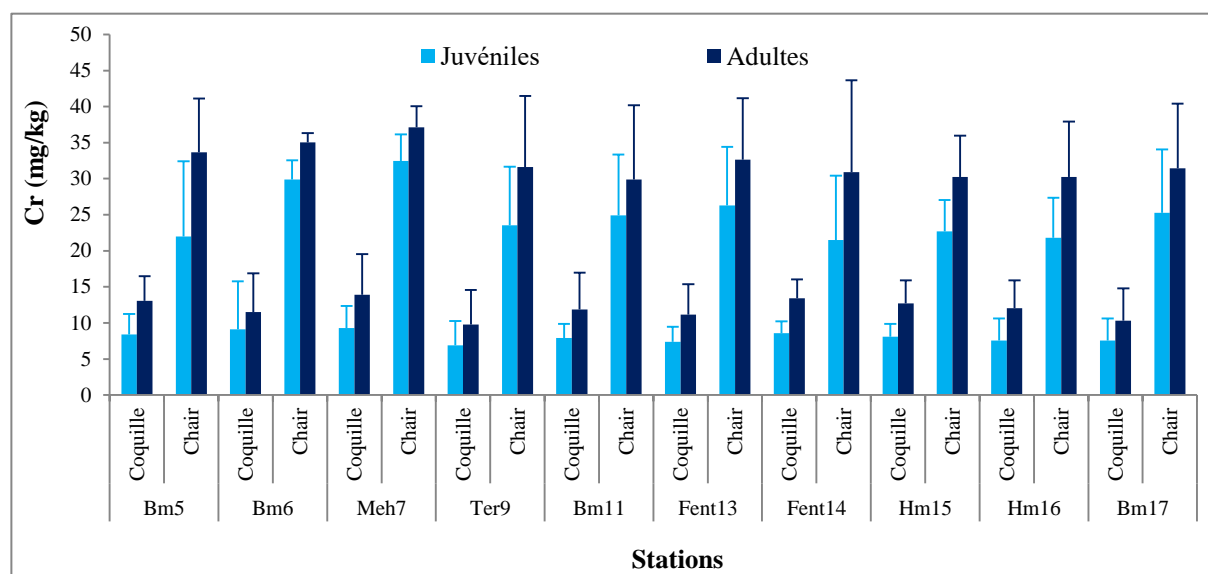


Figure 110 : Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Cr (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de *Physa acuta*.

Nos résultats sont, en revanche, largement supérieurs aux teneurs des gastéropodes collectés dans le sud de l'Inde (Ragi et al. 2017), dans laquelle la teneur en Cr est aux alentours de 2,18 mg/kg ms et de 6,47 mg/kg ms et même de 2,25 mg/kg ms dans les tissus mous de *Bursa spinosa*, *Tibia curta* et *Murex trapa*, respectivement. Les données rapportées par Hamed et Emara (2006) ont montré que les concentrations du chrome dans la chair de *Patella caerulea* varie de 2,34 à 7 mg/kg ms. La compilation de nombreuses études a permis à Bustamante et al. (2000) de rapporter les teneurs (0,94 à 303 mg/kg ms) du Cr déterminées dans divers gastéropodes. D'après Popa (2006), le Cr est un élément trace métallique toxique, dont la limite admissible dans les organismes aquatiques est de 3 à 5 mg/kg ms. La pollution

par le Cr est due au déversement des déchets et surtout aux effluents et résidus industriels mal ou non traités (Chiarelli et Roccheri, 2014) comme c'est le cas dans le sous-bassin du Bumerzoug, où sont développées des entreprises mécaniques et de galvanoplastie à Oued Hmimime.

III.4.2.4. Le cuivre dans les physes

Le cuivre est un élément essentiel pour la physiologie des organismes, dont les teneurs élevées pourraient causer de graves désagréments (ATSDR, 2005 ; Javed et Usmani, 2013). Les concentrations moyennes du Cu oscillent entre 10,82 et 31,18 mg/kg ms dans la chair puis entre 6,27 et 22,61 mg/kg ms dans les coquilles pour les adultes. Elles varient également de 9,18 à 24,02 mg/kg ms dans la chair, puis entre 6,04 et 18,28 mg/kg ms dans les coquilles des juvéniles (tab. 64). La chair concentre davantage de Cu comparativement à la coquille et les adultes plus que les juvéniles.

L'analyse de la variance des teneurs en Cu dans les physes juvéniles et adultes, n'a pas révélé d'effet stations et/ou campagnes significatif. La figure 111 illustre les variations des teneurs moyennes dans les coquilles et la chair de *Physa acuta* chez les juvéniles versus les adultes.

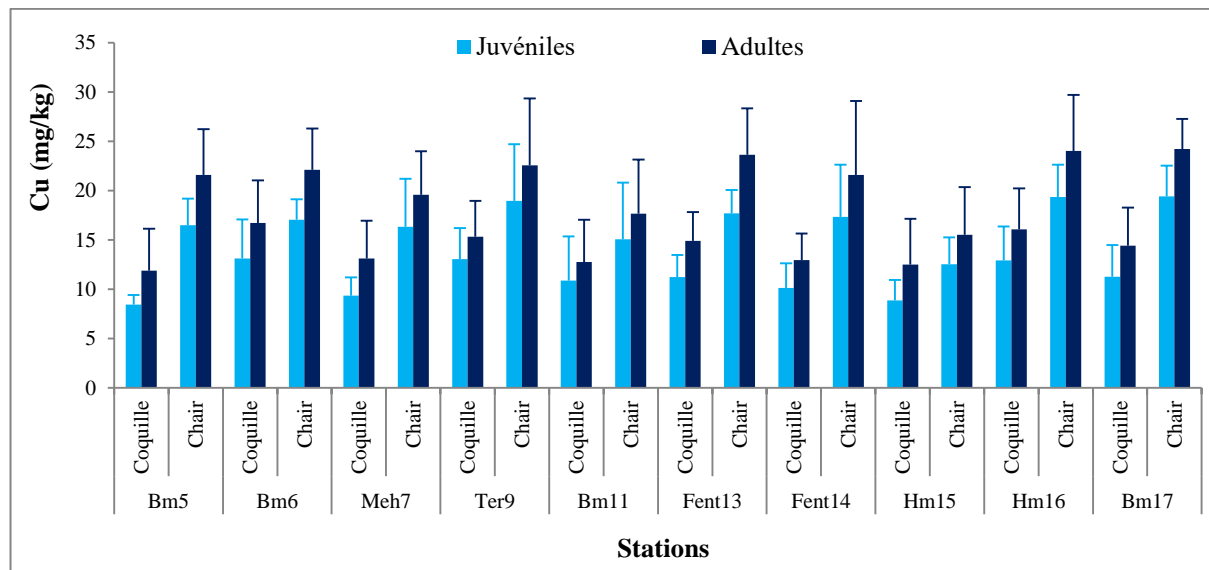


Figure 111 : Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Cu (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de *Physa acuta*.

Les teneurs de Cu dans la présente étude sont similaires aux valeurs obtenues pour *Physa acuta* collectée à Monufia (Mahmoud et al. 2013) et *Bursa spinosa* collectée dans le sud de l'Inde (Ragi et al. 2017). Flessas et al. (2000) citent des concentrations élevées de Cu dans la chair de *Physa gyrina* collectée dans le lac Saint-Pierre au Canada (195 ± 52 mg/kg ms).

Les teneurs de Cu dans la chair de *Physa sp* recueilli dans le sud de Paris (France) fluctuaient entre 9,9 et 57,6 mg/kg ms (Cosson, 1987). Ainsi en fonctions des sites de prélèvement, les teneurs du Cu dans les gastéropodes sont très variables.

III.4.2.5. Le manganèse dans les physes

Le manganèse est le métal le plus abondant dans les physes ; ses teneurs moyennes s'inscrivent dans l'intervalle 68,07 et 142,58 mg/kg ms dans la chair puis dans celui de 50,02 et 100,71 mg/kg ms pour les coquilles des adultes ; de même elles appartiennent à la fourchette 57,45 et 134,95 mg/kg ms dans la chair puis 42,65 et 99,16 mg/kg ms pour les coquilles des juvéniles (tab. 64).

Concernant les teneurs en Mn dans les physes juvéniles et adultes, comme pour le Cu, l'ANOVA n'a pas révélé d'effet stations et/ou campagnes significatif. La figure 112 rend compte de la différence entre les teneurs dans les coquilles et la chair de *P. acuta* juvéniles et adultes.

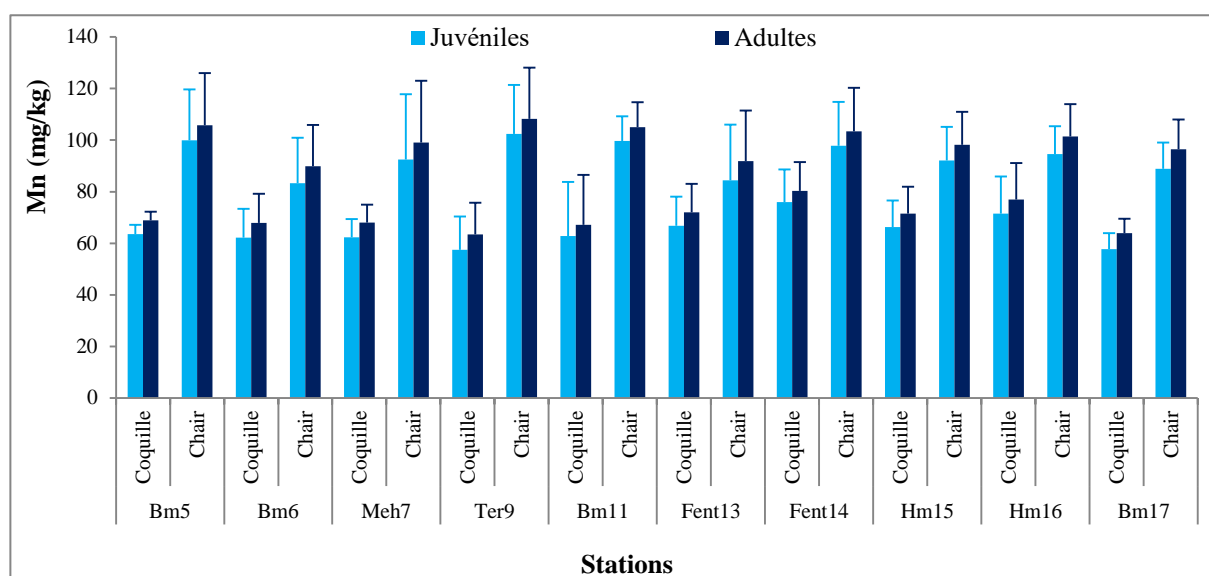


Figure 112 : Variation spatiale (moyenne ± écart-type) des teneurs en Mn (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de *Physa acuta*.

Les teneurs en Mn rapportées dans la littérature, sont bien plus élevées que celles des résultats de la présente étude. Jurkiewicz-Karnkowska (2011) communique les teneurs de 636,9 mg/kg ms et 304,9 mg/kg ms dans respectivement la chair et la coquille de *Lymnaea stagnalis*. Par contre Abdel Gawad (2018) rapporte une faible distribution du manganèse dans *Lanistes carinatus* collectées dans le lac Manzala en Égypte soit $24,90 \pm 31,66$ mg/kg ms dans la chair et $5,68 \pm 0,53$ mg/kg ms pour la coquille. Le Mn, comme le Zn et le Cu, est un

élément essentiel pour la plupart des organismes vivants et la limite admise dans les mollusques est de 100 mg/kg (OMS, 1993).

III.4.2.6. Le nickel dans les physes

Les teneurs moyennes du nickel dans la chair et la coquille varient respectivement entre 2,91 et 6,83 mg/kg ms puis entre 1,90 et 5,94 mg/kg ms pour les adultes et entre 1,64 et 5,18 mg/kg ms puis entre 0,63 et 4,68 mg/kg ms pour les juvéniles (tab. 64). La chair des physes fixe nettement plus de Ni que la coquille. Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés par Ahmed et al. (2015) qui ont déterminé la teneur de $5,75 \pm 2,40$ mg/kg ms de Ni dans la chair de *Indoplanorbis exustus* collecté dans la rivière Buriganga au Bangladesh. Ragi et al. (2017) suggèrent également des données similaires. En revanche, des concentrations sensiblement plus élevées en Ni ont été dosées dans la chair ($6,19 \pm 2,78$ mg/kg ms) et la coquille ($13,63 \pm 1,74$ mg/kg ms) de *Lanistes carinatus* collecté dans le lac Manzala en Égypte (Abdel Gawad, 2018).

Le nickel est un métal essentiel qui atteindrait aussi un seuil de toxicité, mais actuellement les études relatives à la relation entre la concentration en nickel et les effets toxiques sur l'organisme sont encore rares (Griffitt et al. 2008 ; Khan et al. 2012).

La variabilité temporelle des teneurs en nickel dans les physes juvéniles et adultes est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet campagne significatif ($p < 0,01$). La figure 113 permet de visualiser les teneurs moyennes dans les coquilles et la chair de *Physa acuta* juvéniles et adultes.

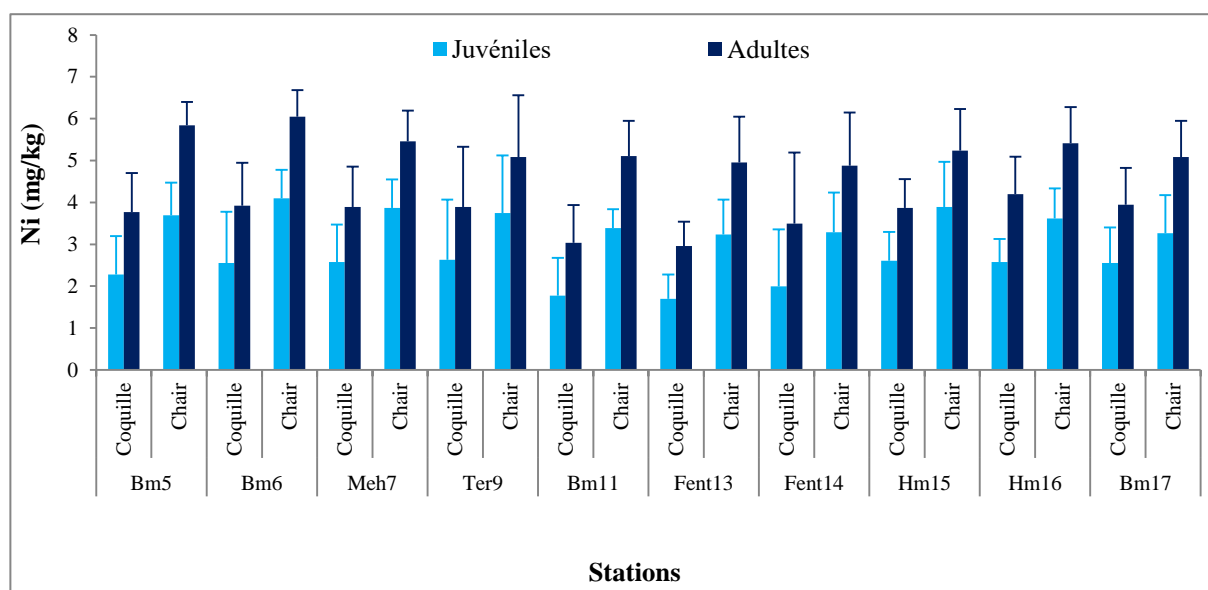


Figure 113 : Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Ni (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de *Physa acuta*.

III.4.2.7. Le plomb dans les physes

Le Pb, élément non essentiel est hautement toxique. Les composés organiques du Pb sont plus toxiques pour les organismes aquatiques que les composés inorganiques. Les concentrations moyennes du Pb oscillent entre 1,98 et 7,41 mg/kg ms dans la chair puis entre 1,32 et 3,70 mg/kg ms dans la coquille pour les adultes et entre 1,32 et 6,75 mg/kg ms dans la chair puis entre 0,66 et 3,04 mg/kg ms dans la coquille pour les juvéniles (tab. 64). Ragi et al. (2017) citent des teneurs moyennes de $2,64 \pm 0,48$ et de $2,16 \pm 0,38$ mg/kg ms dans la chair de *Tibia curta* et *Murex trapa* respectivement. Des concentrations comparativement plus faibles de Pb ont été observées dans la chair de *Lymnea accuminata* (1,54 mg/kg ms) du barrage de Malangaon en Inde (Waykar et Petare, 2013) et dans la chair et la coquille de *Lanistes carinatus* collecté dans le lac Manzala en Égypte (Abdel Gawad, 2018). Flessas et al. (2000) ont déterminé des concentrations bien plus élevées et fluctuantes de Pb dans la chair de *Physa gyrina* ($26,3 \pm 35,9$ mg/kg ms) prélevée dans le lac Saint-Pierre au Canada.

De nombreux organismes aquatiques absorbent et accumulent des fortes concentrations en plomb (Pain, 1995). Les effets du Pb sur la faune aquatique varient en fonction de l'espèce, de la durée de l'exposition, du développement d'une capacité de tolérance, de la concentration du Pb et des facteurs environnementaux tels que la dureté et le pH qui influencent la solubilité.

Contrairement aux variations spatiales, les fluctuations des teneurs en plomb dans les physes juvéniles et adultes d'une campagne à l'autre sont très remarquables ; l'ANOVA a révélé un effet campagne significatif ($p < 0,01$). La figure 114 rend compte de la différence entre les teneurs dans les coquilles et la chair de *P. acuta* juvéniles et adultes. La teneur dans la chair est nettement plus élevée que celle des coquilles et elle augmente pour les deux compartiments avec l'âge du gastéropode.

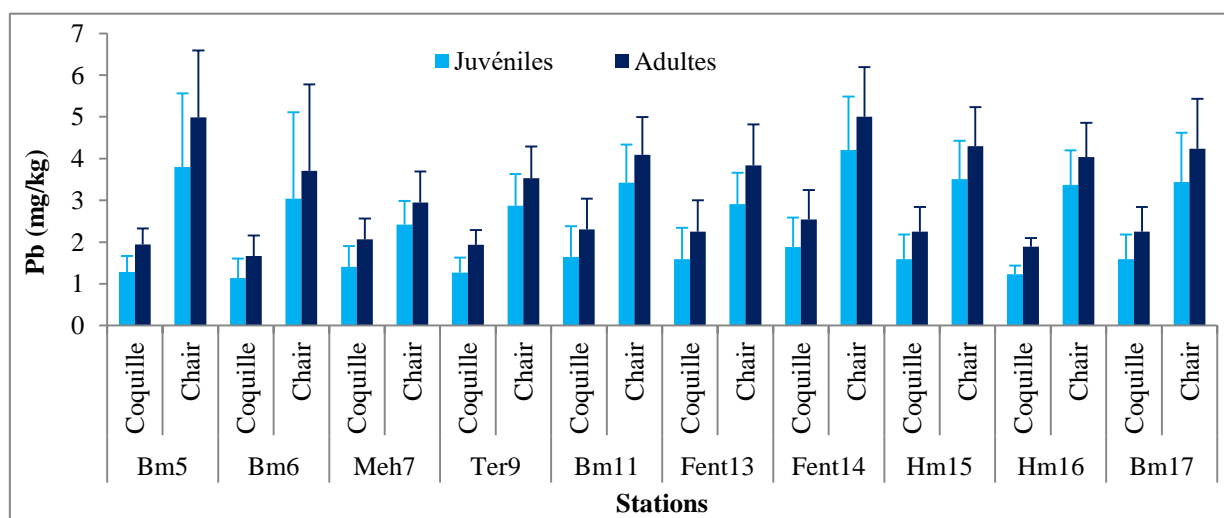


Figure 114 : Variation spatiale (moyenne ± écart-type) des teneurs en Pb (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de *Physa acuta*.

III.4.2.8. Le zinc dans les physes

Le zinc, le deuxième élément le plus abondant aussi bien dans les sédiments que dans la biote de notre étude. Les teneurs moyennes du Zn et varient entre 31,21 et 57,79 mg/kg ms dans la chair puis entre 25,14 et 46,86 mg/kg ms dans la coquille des adultes et respectivement entre 28,04 et 48,39 mg/kg ms puis entre 23,81 et 36,22 mg/kg ms pour les juvéniles (tab. 64).

Les fluctuations des teneurs en zinc dans les physes juvéniles et adultes d'une campagne à l'autre sont remarquables ; l'analyse de la variance a d'ailleurs révélé un effet campagne significatif ($p < 0,01$). Les teneurs moyennes du Zn dans les coquilles et la chair de *Physa acuta*, à la fois juvéniles et adultes, sont illustrées par la figure 115. Même si la différence est moins marquée, les teneurs dans la chair excèdent celles des coquilles et les sujets âgés fixent davantage de Zn dans les 2 compartiments.

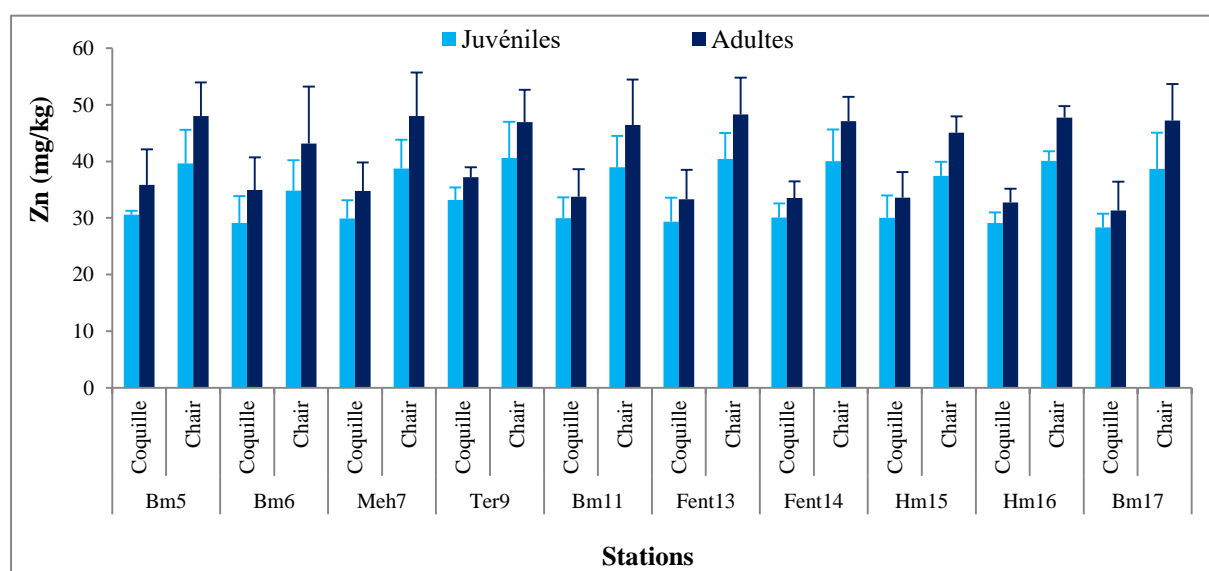


Figure 115 : Variation spatiale (moyenne \pm écart-type) des teneurs en Zn (mg/kg ms) par classe de taille dans les coquilles et la chair de *Physa acuta*.

Les résultats obtenus dans la présente investigation corroborent les données rapportées par divers chercheurs. [Ragi et al. \(2017\)](#) ont eux aussi déterminé la valeur la plus élevée de Zn dans la chair de *Tibia curta* (113,64 mg/kg ms), *Murex trapa* (89,05 mg/kg ms) et *Bursa spinosa* (68,16mg/kg ms). De même, [Cosson \(1987\)](#) a rapporté des teneurs plus ou moins élevées ; la distribution du Zn dans la chair de *Physa sp* collectée au sud de Paris (France), varie de 29,4 à 93,5 mg/kg ms. En revanche, les résultats rapportés par [Vukašinović-Pešić et al. \(2017\)](#) stipulent une faible fixation du zinc dans les coquilles de *Viviparus mamillatu* (1,8 mg/kg ms) collectées dans les rivières Zeta, Skadar et Matica au Monténégro.

Les coefficients de variation (CV) des teneurs des 8 ETM, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn dans la chair sont inférieures à ceux des coquilles aussi bien chez les adultes que les juvéniles de *P. acuta* (tab. 65). De même généralement le CV des teneurs chez les adultes traduit une dispersion moins marquée que celle des juvéniles. Yap et al. (2003), préconisent que les faibles degrés de variabilité de la concentration en métal dans les tissus spécifiques des organismes traduisent une plus grande précision pour l'utilisation de ces derniers dans le biomonitoring des ETM. Les moindres dispersions des teneurs autour de la moyenne sont notées pour le Zn puis le Mn, éléments essentiels doués probablement d'une capacité de régulation par *Physa acuta*. En revanche les CV les plus élevés sont enregistrés pour le Cd, le Pb, le Cr dans la chair et les coquilles et pour le Ni dans les coquilles, mettant en évidence une plus grande dispersion des teneurs impactées probablement par les concentrations environnementales et des capacités de régulations limitées surtout pour les toxiques strictes (Cd et Pb). Il faut néanmoins souligner que malgré les différences relevées, tous les CV sont élevés, mettant en évidence des fluctuations relatives importantes des teneurs des ETM dans les deux compartiments de *P. acuta* investigués.

Tableau 65 : Coefficients de variation (%) des concentrations en ETM dans la chair et les coquilles des juvéniles et adultes de *Physa acuta*.

ETM dans les physes	CV(%)		
	N	Juvéniles	Adultes
Cd-chair	50	24,48	29,41
Cd-coquille	50	57,09	42,75
Co-chair	50	24,31	20,38
Co-coquille	50	25,86	21,86
Cr-chair	50	30,46	24,06
Cr-coquille	50	37,47	34,70
Cu-chair	50	24,49	25,84
Cu-coquille	50	28,86	27,48
Mn-chair	50	17,88	16,31
Mn-coquille	50	18,76	16,45
Ni-chair	50	23,44	17,90
Ni-coquille	50	41,16	27,71
Pb-chair	50	35,90	30,30
Pb-coquille	50	37,67	40,75
Zn-chair	50	12,66	12,76
Zn-coquille	50	13,76	13,10

III.4.3. Bioconcentration des ETM dans les physes

Pour chaque prélèvement le rapport entre la teneur dans les physes et la teneur dans les sédiments a été calculé et exprimé par le facteur de bioconcentration (FBC). Les moyennes ont été calculées pour chaque station (tab. 66).

Tableau 66 : Facteurs de bioconcentration des ETM dans *Physa acuta* adultes et juvéniles.

Stations	Ch/ Cq	FBC															
		Cd		Co		Cr		Cu		Mn		Ni		Pb		Zn	
		A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J
Bm5	Ch	1,23	1,02	0,27	0,20	0,62	0,40	0,76	0,58	0,36	0,34	0,15	0,10	0,18	0,13	0,37	0,31
	Cq	1,44	1,35	0,17	0,12	0,24	0,15	0,42	0,30	0,24	0,22	0,10	0,06	0,07	0,05	0,28	0,24
Bm6	Ch	1,22	1,07	0,31	0,24	0,86	0,73	0,81	0,62	0,27	0,25	0,19	0,13	0,12	0,10	0,47	0,38
	Cq	1,38	1,28	0,20	0,14	0,28	0,22	0,61	0,48	0,20	0,19	0,12	0,08	0,06	0,04	0,38	0,32
Meh7	Ch	1,07	1,04	0,34	0,25	0,99	0,86	0,98	0,93	0,38	0,35	0,17	0,12	0,09	0,07	0,42	0,34
	Cq	1,44	1,35	0,21	0,15	0,37	0,25	0,74	0,53	0,26	0,24	0,12	0,08	0,06	0,04	0,31	0,26
Tar9	Ch	1,03	1,00	0,34	0,27	0,39	0,29	0,59	0,49	0,37	0,35	0,09	0,07	0,10	0,08	0,17	0,14
	Cq	1,28	1,21	0,22	0,16	0,12	0,09	0,40	0,34	0,22	0,20	0,07	0,05	0,05	0,04	0,13	0,12
Bm11	Ch	1,02	1,00	0,35	0,27	0,52	0,43	0,73	0,62	0,44	0,41	0,13	0,08	0,15	0,13	0,23	0,20
	Cq	1,31	1,23	0,20	0,15	0,20	0,14	0,52	0,45	0,28	0,26	0,07	0,04	0,08	0,06	0,17	0,15
Fent13	Ch	2,23	2,10	0,27	0,20	0,76	0,62	0,37	0,28	0,26	0,24	0,16	0,11	0,13	0,09	0,23	0,20
	Cq	1,68	0,65	0,15	0,11	0,26	0,17	0,24	0,18	0,21	0,19	0,10	0,06	0,07	0,05	0,16	0,14
Fent14	Ch	1,32	1,18	0,25	0,19	0,58	0,40	0,32	0,26	0,32	0,30	0,14	0,10	0,14	0,12	0,29	0,25
	Cq	1,60	0,51	0,16	0,11	0,25	0,16	0,19	0,15	0,25	0,24	0,10	0,06	0,07	0,05	0,21	0,19
Hm15	Ch	1,63	1,36	0,29	0,20	0,58	0,43	0,22	0,17	0,42	0,39	0,15	0,11	0,11	0,09	0,19	0,16
	Cq	0,82	0,65	0,21	0,16	0,24	0,15	0,17	0,12	0,30	0,28	0,11	0,08	0,06	0,04	0,14	0,13
Hm16	Ch	1,60	1,44	0,22	0,18	0,49	0,36	0,29	0,23	0,28	0,26	0,14	0,09	0,12	0,10	0,18	0,15
	Cq	0,65	0,49	0,16	0,12	0,20	0,12	0,19	0,15	0,21	0,20	0,11	0,07	0,06	0,04	0,12	0,11
Bm17	Ch	1,17	1,05	0,32	0,24	0,86	0,69	0,53	0,43	0,35	0,32	0,18	0,11	0,13	0,10	0,26	0,21
	Cq	1,53	0,71	0,19	0,14	0,28	0,21	0,32	0,25	0,23	0,21	0,14	0,09	0,07	0,05	0,17	0,15
Moy	Ch	1,33	1,08	0,24	0,18	0,45	0,34	0,47	0,38	0,29	0,27	0,13	0,08	0,10	0,07	0,24	0,21
ET	Cq	0,35	0,38	0,07	0,05	0,26	0,23	0,24	0,21	0,07	0,07	0,03	0,02	0,04	0,03	0,10	0,08

A : adultes ; J : juvéniles ; Ch : chair ; Cq : coquille.

Les résultats montrent que la chair révèle des valeurs de FBC plus élevées que celles des coquilles pour juvéniles et les adultes de *Physa acuta*. Pour rappel, le tube digestif des physes a été vidé (cf chap II), mais pas extrait, vu la petite taille des organismes. Ainsi, les ETM déterminé dans la chair des physes sont assimilés dans le muscle et les viscères. Les métaux présents dans les coquilles contribuent à la détoxification à laquelle ont recours les organismes à squelette externe telles que les coquilles, les carapaces...Diverses formes de détoxifications sont employées par les animaux pour réduire les teneurs des métaux dans leurs organes. De ce fait, la bioaccumulation n'implique pas nécessairement une augmentation de la concentration d'un polluant lorsqu'il passe du biotope à l'organisme en question (Ramade, 2011). La bioaccumulation est donc le processus d'assimilation et de concentration de métaux lourds

dans le corps. En outre, la bioaccumulation est directement liée à la contamination biodisponible, car elle intègre tous les paramètres biologiques et physico-chimiques pouvant influencer la biodisponibilité (Phillips et Rainbow, 1993).

Le cadmium, métal très toxique, est le seul de notre investigation à présenter les valeurs du FBC >1 dans la chair de *P. acuta* adultes et juvéniles (tab. 66). Par contre pour les coquilles, les FBC-Cd restent inférieurs à 1. Le FBC-Cd varie de 1,02 à 2,23 dans la chair des adultes et de 1 à 2,10 dans la chair des juvéniles. Les tissus mous peuvent être classés en tant que micro-concentrateurs (Franklin 2010 ; Shirneshan et Bakhtiari 2012) pour le Cd (FBC = 1,31 pour les adultes et FBC = 1,08 pour les juvéniles). Pour certaine station (Fent13), la chair peut être classée en tant que macro concentrateur pour le Cd (FBC > 2). Ainsi malgré sa relative faible concentration dans les sédiments, le Cd s'avère être le plus biodisponible des ETM pour le gastéropode.

Quant aux autres ETM, le Co, le Cr, le Cu, le Mn, le Ni, le Pb et le Zn, les FBC sont inférieurs à 1 dans la chair et les coquilles des physes adultes et juvéniles. Néanmoins pour le Cr et Cu les FBC calculés pour la station de l'oued Mehiris (Meh7) sont très proches de 1. Malgré les faibles FBC, le Zn aussi affiche les valeurs la plus élevées pour la même station. Par opposition au Cd, le métal ayant les plus faibles FBC est le Pb dans la coquille puis dans la chair.

Les sédiments constituent l'ultime réservoir des particules qui parviennent aux milieux aquatiques, et les organismes benthiques sont les plus directement affectés par les métaux précipités. Cependant l'effet toxique peut être réduit par la présence de composés organiques et acides humiques (Allard et Moreau, 1984) et l'adsorption par la concentration en calcium. Les invertébrés, sources de nourriture pour les poissons et autres maillons de la chaîne trophique, absorbent les ETM à partir des sédiments (Bryan, 1983 ; Bryan et Hummerstone, 1992) et les rendent sources d'exposition pour les poissons.

Comme une caractéristique écologique, dans la nature, les organismes s'adaptent, avec le temps, aux concentrations biodisponibles des polluants dans leurs écosystèmes et développeraient même parfois une certaine tolérance vis-à-vis de certains éléments. Cependant les interférences humaines, causant un rapide changement des concentrations dans l'environnement, altèrent cette adaptation. Les organismes benthiques, en tant que groupe, sont les meilleurs indicateurs globaux de la toxicité des sédiments vue leur contact direct avec le sédiment solide et l'eau interstitielle. Le facteur de bioconcentration (FBC > 1) pour le Cd suggère la possibilité de l'utilisation des tissus mous de *P. acuta* comme bioindicateur de la pollution par le Cd.

III.4.4. Relation entre les teneurs en ETM dans les sédiments et les tissus des physes

Les corrélation entre les concentrations des ETM dans les sédiments, la chair et la coquille de *P. acuta* adultes et juvéniles, ont été calculées et présentées dans le tableau 67.

Tableau 67 : Relations entre les concentrations des ETM dans les sédiments, la chair et la coquille de *P. acuta* adultes et juvéniles.

Adulte	Sédiment	Chair	Coquille	Juvenile	Sédiment	Chair	Coquille
Cd				Cd			
Sédiment	1			Sédiment	1		
Chair	0,835**	1		Chair	0,534**	1	
Coquille	0,069	0,409***	1	Coquille	0,001	0,377***	1
Co				Co			
Sédiment	1			Sédiment	1		
Chair	0,057	1		Chair	0,007	1	
Coquille	-0,159	0,519***	1	Coquille	0,081	0,556***	1
Cr				Cr			
Sédiment	1			Sédiment	1		
Chair	0,067	1		Chair	0,010	1	
Coquille	-0,138	0,457***	1	Coquille	-0,092	0,305***	1
Cu				Cu			
Sédiment	1			Sédiment	1		
Chair	-0,041	1		Chair	0,138	1	
Coquille	0,137	0,564***	1	Coquille	0,032	0,595***	1
Mn				Mn			
Sédiment	1			Sédiment	1		
Chair	-0,131	1		Chair	-0,115	1	
Coquille	0,081	0,656***	1	Coquille	0,085	0,563***	1
Ni				Ni			
Sédiment	1			Sédiment	1		
Chair	0,164	1		Chair	0,178	1	
Coquille	0,221	0,626***	1	Coquille	0,230	0,696***	1
Pb				Pb			
Sédiment	1			Sédiment	1		
Chair	-0,239	1		Chair	-0,238	1	
Coquille	-0,274	0,407***	1	Coquille	-0,262	0,412***	1
Zn				Zn			
Sédiment	1			Sédiment	1		
Chair	0,266	1		Chair	0,197	1	
Coquille	0,143	0,540***	1	Coquille	0,248	0,526***	1

Degré de signification des corrélations : * significative au niveau 0,05 ; ** significative au niveau 0,01 ; *** significative au niveau 0,001.

Nous n'avons pas observé des corrélations significatives entre les concentrations en ETM dans les tissus de *P. acuta* et les sédiments, sauf pour le Cd. Lau et al. (1998) qui ont suggéré que les facteurs liés aux habitudes alimentaires (Mance, 1990), l'âge et le taux de croissance peuvent affecter la bioaccumulation des métaux dans les organismes aquatiques (Pentreath, 1976), ainsi que la biodisponibilité des métaux en fonction du pH et de la dureté de l'eau (Besser et al. 1996).

Les résultats montrent qu'il y a une corrélation significative entre les concentrations du Cd dans la chair de *P. acuta* des adultes et des juvéniles puis les sédiments (fig. 116). Le coefficient de corrélation est plus élevé (0,83 ; $p < 0,01$) pour les adultes que pour les juvéniles (0,53 ; $p < 0,01$). Le Cd dans les mollusques gastéropodes est lié aux métallothionéines des tissus mous (Engel, 1999 ; Apeti et al. 2005) qui peuvent servir de biomarqueurs d'exposition et/ou d'effet.

Les concentrations des ETM dans la chair (tab. 67) sont significativement corrélées ($p < 0,001$) aux ETM contenus dans les coquilles de *P. acuta* adultes et juvéniles pour l'ensemble des prélèvements. D'après Flessas et al. (2000), les mollusques gastéropodes sont capables de réguler les métaux essentiels. Par conséquent, les concentrations des éléments traces non essentiels tels que le cadmium dans les tissus mous de *P. acuta* est mieux liés aux concentrations des métaux dans l'environnement. Nos observations vont dans le même sens que celles de Bryan (1983) qui a proposé l'escargot marin *Littorina* comme un bon indicateur de la contamination par le Cd dans l'environnement. Le gastéropode pulmoné *Physa acuta* pourrait être un bioindicateur fiable pour le biomonitoring de la contamination cadmique des milieux aquatiques, en l'occurrence, des oueds.

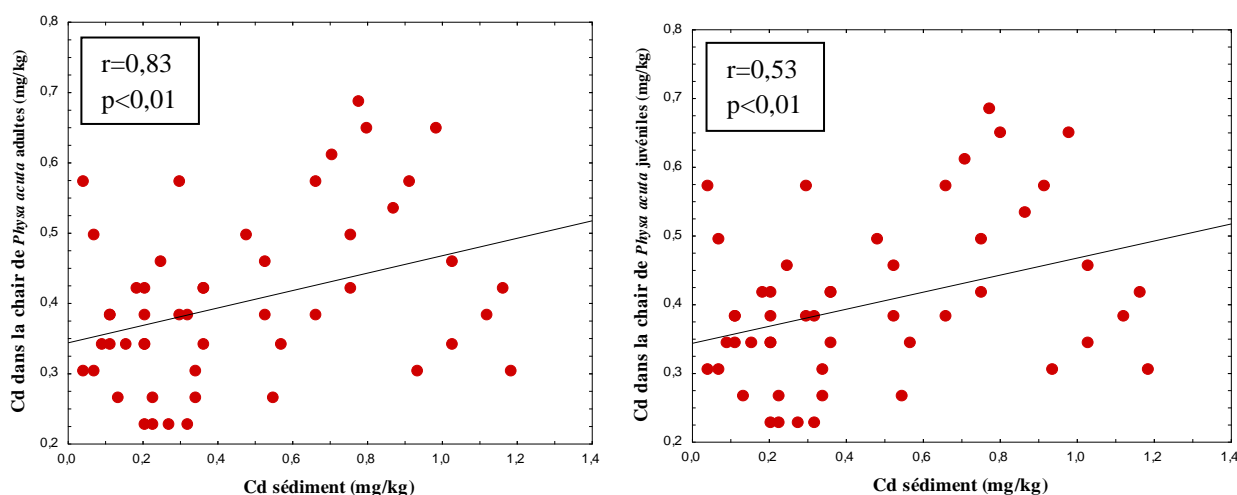


Figure 116 : Relation entre les teneurs en cadmium des sédiments et les teneurs dans la chair de *Physa acuta* adultes et juvéniles.

Conclusion et perspectives

Ce travail de thèse s'inscrit dans les axes de recherche du Laboratoire de « Biologie et Environnement » et contribuera à enrichir les données en fournissant plus d'informations sur la contamination métallique de différents compartiments de l'oued Boumerzoug et ses principaux affluents constituant ainsi un écosystème atelier pour l'étude entreprise.

Des approches multiples de biomonitoring ont été mises en œuvre pour l'évaluation : du niveau de contamination par les ETM des sédiments de surface, de la qualité écologique via l'étude de la faune macroinvertébrée et le calcul de l'indice biotique, et de l'estimation du transfert et de la bioconcentration des ETM dans une espèce végétale « *Spinacia oleracea* » et une espèce animale « *Physa* ou *Physella acuta* ».

Pour cela, des démarches d'échantillonnage et analytique ont été mises en place pour obtenir les résultats les plus représentatifs possibles sur l'état des lieux au niveau des compartiments naturels (eau, sédiments, végétation et faune macroinvertébrée) des oueds du sous bassin Boumerzoug étudié. Vingt stations réparties sur l'oued et ses affluents ont été échantillonnées lors de cinq campagnes saisonnières. À l'issue de cette étude, les principales conclusions peuvent être résumées ainsi :

1. L'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux du sous-bassin versant Boumerzoug montre une évolution de l'amont vers l'aval qui se traduit comme suit :

- La température de l'air est saisonnière et elle détermine celle de l'eau qui reste dans un intervalle généralement viable pour la faune macroinvertébrée,
- La température de l'eau fluctue de 9,2 à 29,1°C et peut avoir un sérieux impact, en terme de qualité, pour la biologie aquatique,
- le pH de l'eau variant de 6,8 à 8,4 est à tendance alcaline, les eaux sont de bonne qualité et viables d'un point de vue pH,
- Les eaux peuvent être considérées comme excessivement minéralisées (CE >1 mS/cm) reflétant une qualité passable à mauvaise voire très mauvaise notamment pour l'oued Mellah dont l'eau est considérée souvent comme inaptes à la vie biologique,
- Le taux de salinité élevé justifié par l'appartenance du sous-bassin à un étage semi-aride et surtout à la fréquence des sols salés dans le sud du sous bassin. La salinité est un facteur limitant important pour la colonisation des milieux par les organismes,
- L'oxygène dissous des eaux est d'une qualité bonne pour les stations amont des affluents à passable pour leurs stations en aval et elle se dégrade à très mauvaise pour les stations aval des oueds el Kleb, Berda, « Rivière des Chiens » et à l'exutoire du Boumerzoug au

niveau desquelles la concentration en oxygène dissous est inférieure à 3 mg/l. Le % de saturation en O₂ des eaux rend compte des mêmes observations,

- Dans l'ensemble la qualité de l'eau, assez moyenne se dégrade d'amont en aval.

La caractérisation physico-chimique des sédiments montre que :

- Le pH des sédiments indique un milieu faiblement basique probablement liée à la présence de carbonates ;
- Les CE mesurées semblent typiques de la conductivité observée dans les milieux des eaux douces comprises entre 100 et 1000 µS/cm. Certaines stations reflètent une forte minéralisation pouvant être attribuée à des rejets industriels et/ou urbains ainsi qu'à la nature salée du sous bassin 10-05 ;
- Les importantes teneurs en carbonates (CaCO₃) peuvent être attribuées à la couverture néogène à sédimentation continentale du sous bassin Boumerzoug qui repose directement sur une formation carbonatée ;
- Les sédiments sont riches en matière organique notamment ceux prélevés dans les stations à proximité des rejets urbains et/ou industriels et ceux prélevés en période d'étiage ;
- La fraction inférieure à 63 µm est variable et peut atteindre plus de 50% des sédiments.

L'évaluation du niveau de contamination des sédiments par les ETM montre que :

- Les teneurs en ETM des sédiments enregistrent l'ordre hiérarchique suivant : **Mn** (149,93 - 576,26) > **Zn** (57,35 - 425,50) > **Cr** (26,80 - 128,35) > **Cu** (12,04 - 164,72) > **Pb** (13,88 - 126,98) > **Ni** (17,67 - 77,76) > **Co** (7,10 - 20,14) > **Cd** (0,04-1,23) mg/kg. Les teneurs des ETM varient dans l'espace et le temps et s'avèrent parfois inquiétantes.

L'évaluation du niveau de contamination par le calcul des indices montre que :

- L'indice de géoaccumulation "*I_{geo}*", traduit une contamination par le cadmium, chrome, cuivre, nickel et zinc pendant les 5 campagnes de prélèvements et une contamination par le plomb en mai, septembre 2016 et mars, juillet 2017. L'*I_{geo}* moyen de Pb en décembre 2017 ne reflète aucun enrichissement ; ce dernier étant négatif.
- Les facteurs de contamination "*FC*" traduisent une contamination évidente pour tous les ETM. La contamination est moins perceptible pour le Pb ; les FC calculés dépassent rarement le seuil indiquant une contamination considérable, en aucun cas pour le Cr, dans 1 % des cas pour le Pb, 3 % des cas pour le Ni, 7 % des cas pour le Cd, 12 % des cas pour le Zn et 25 % des cas pour le Cu.

- Les degrés de contamination "*Dc*" spécifiques à chaque point de prélèvement, confirment les premières observations et révèlent une contamination polymétallique dominée par deux ou plusieurs éléments, cuivre, zinc et nickel étant les plus préoccupants.
- Les indices de pollution sédimentaire "*IPS*" montrent que 47 % des échantillons peuvent être considérés comme étant sains, 41 % considérés comme faiblement contaminés et 12 % des sédiments moyennement contaminés.
- Les indices de risque écologique potentiel "*RI*" montrent que 68 % des échantillons présentent un faible potentiel écologique et 32 % correspond à un risque écologique modéré.
- L'évaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité (TEC/PEC) montre que les éléments concernés par les effets fréquents sur la faune benthique sont le nickel (8 %), le cuivre (2 %) et le chrome (1 %), et les éléments pouvant avoir des effets occasionnels sont le cadmium (10 %), le cuivre (46 %), le nickel (87 %), le plomb (46 %) et le zinc (39 %).

2-L'approche écotoxicologique a été appréciée *in situ* sur les compartiments végétal et animal soumis aux conditions de leur milieu de vie. Les épinards et les physes sont prélevés dans différentes stations et à différentes saisons. Dans un premier temps a été évalué le transfert et la capacité de bioconcentration/ bioaccumulation des ETM dans la chénopodiacée et le gastéropode traduisant ainsi leur biodisponibilité. Dans un deuxième temps a été évalué l'impact de la qualité du milieu dans son ensemble sur les populations de macroinvertébrées *via* leur présence/absence et leur abondance en réponse aux conditions environnementales.

• **Évaluation du niveau de contamination de *Spinacia oleracea* par les ETM :**

La chénopodiacée concentre et séquestre dans ses racines tous les ETM sauf le zinc dont la teneur est plus élevée dans les feuilles. Ainsi, les racines semblent constituer une barrière qui réduit le transfert des éléments métalliques vers la partie aérienne, alors que le zinc, métal essentiel, est transloqué vers les feuilles. La hiérarchie des teneurs moyennes en ETM dans les épinards est la suivant :

- Pour les racines : Mn > Zn > Cu > Pb > Cr > Ni > Co > Cd.

- Pour les feuilles : Zn > Mn > Cu > Pb > Cr > Ni > Co > Cd.

Le facteur de bioconcentration (FBC>1) pour le cadmium et le cuivre suggère la possibilité de l'utilisation des racines de *S. oleracea* comme bioindicateur de la pollution par le Cd et le Cu ainsi que l'utilisation des feuilles de *S. oleracea* comme bioindicateur de la pollution par le

Zn donc l'épinard peut être utilisé dans le biomonitoring des écosystèmes aquatiques d'eau douce.

• **Évaluation du niveau de contamination de *Physa acuta* par les ETM :**

Les données spatio-temporelles des teneurs en ETM dans *Physa acuta* enregistrent l'ordre hiérarchique suivant : Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Co > Cd. Les teneurs des 8 ETM dans la chair sont plus élevées que celles des coquilles. Tous les ETM présentent un effet âge significatif ($p < 0,001$) et les teneurs des ETM dans les adultes sont supérieures à celles des juvéniles. Le facteur de bioconcentration (FBC>1) pour le Cd suggère la possibilité de l'utilisation des tissus mous de *P. acuta* comme bioindicateur de la pollution par le Cd.

• **Évaluation de la qualité écologique de l'oued Boumerzoug et ses affluents via les macroinvertébrés :**

L'incidence de la pollution sur les invertébrés benthiques, exprimée par le calcul de l'Indice Biotique (IB), a permis d'apprécier non seulement une pauvreté générale mais en plus une diminution de la diversité faunistique de l'amont vers l'aval pour toutes les campagnes d'échantillonnage. Les taxons sensibles à la pollution organique et/ou métallique disparaissent du site au profit d'espèces plus tolérantes. L'indice Biotique chute de l'amont (IB= 6 à 8 en M11) vers l'aval pour atteindre des valeurs inquiétantes (IB=0 à 5 en Chi19) révélatrices d'un état de dégradation de l'écosystème.

Par analogie aux décennies précédentes, la situation s'améliore très peu malgré la collecte des eaux usées et ce cours d'eau reste dans un état écologique très inquiétant surtout en aval. Son impact sur l'oued Rhumel où il afflue et donc sur le barrage Béni-Haroun, demeure préoccupant.

Les résultats obtenus via la présente évaluation montrent la complexité du système étudié et permettent d'envisager des investigations complémentaires dans l'avenir telles que :

- Les essais d'évaluation de la toxicité des sédiments et de l'eau interstitielle par le biais de tests écotoxicologiques.
- Le transfert des ETM vers les organismes végétaux est à approfondir en explorant d'autres espèces pour cerner le comportement des épinards vis à vis des polluants métalliques. De même, il serait intéressant d'évaluer et de surveiller le transfert des ETM chez d'autres plantes aquatiques et la qualité des légumes et fruits irrigués par les eaux de l'oued Boumerzoug et qui permettraient d'aboutir à des conclusions

relatives aux phénomènes de bioconcentration et ainsi apprécier le danger qu'ils présentent pour les consommateurs.

- Pour la faune macroinvertébrée, le dosage des ETM dans les différentes unités systématiques, en fonction de leur rang dans la chaîne trophique, permettrait de comprendre les phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification pour chacun des ETM afin de mettre en évidence les espèces indicatrices de telle ou telle pollution.
- Envisager une extraction séquentielle des ETM pour mieux cerner la mobilité des ETM au sein d'un sédiment pour la compréhension de la biodisponibilité des métaux et l'impact de certains ETM sur la flore et la faune benthique et leur utilisation dans le biomonitoring.
- Évaluer la contamination du sous-bassin Boumerzoug par d'autres polluants (ex. HAP, PCB, pesticides, ...) pour avoir un bilan plus complet du problème de pollution.
- Par ailleurs, dans une optique de gestion de l'environnement et afin de prendre en compte de façon efficace la problématique des rejets d'ETM dans les cours d'eau, il convient d'accroître la précision des inventaires d'émission. Pour ce faire, une hybridation des sources de données (listing des rejets directs industriels, mesures des rejets urbains, estimation des rejets naturels et des retombées atmosphériques...) et des méthodes (établissement de listes, outils d'aide à la décision, modélisation...) mériteraient d'être encouragés.

Références bibliographiques

- Abdaoui A. et Ghamizi M., 2005.** Impact des activités anthropiques sur les macroinvertébrés d'un cours d'eau du Parc National du Toubkal (Haut Atlas, Maroc), Deuxième Congrès Méditerranéen, WATMED 2, Marrakech, 14-17 novembre.
- Abdel Gawad S.S., 2018.** Concentrations of heavy metals in water, sediment and mollusk gastropod, *Lanistes carinatus* from Lake Manzala, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, **44**, 77-82. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.05.001>.
- Abdel Kader A., Y Osman G., Mohamed A., Gharieb M., M M Ismail N., Abdel-motleb A., 2016.** Bioaccumulation of heavy metals in freshwater snails in relation to lining of water courses in Egypt. *Journal of Bioscience and Applied Research*, **2**, 561-573.
- Abdel-Khalek A.A., Elhaddad E., Mamdouh S. et Saed Marie M.A., 2016.** Assessment of Metal Pollution around Sabal Drainage in River Nile and its Impacts on Bioaccumulation Level, Metals Correlation and Human Risk Hazard using *Oreochromis niloticus* as a Bioindicator. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **16**, 227-239. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v16_2_02.
- Abraham J., 1991.** Sensibilité des vitamines aux agressions physico-chimique. *Cah. Nutr. Diet.*, **25**, 1, 15-18.
- AFNOR., 1953.** Essais des eaux. Mesure électrochimique du pH avec l'électrode de verre. NF-T 90-008.
- Afri-Mehennaoui F.Z., 1998.** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister en Ecologie. Université de Constantine, 238 p.
- Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L. et Mehennaoui S., 2004.** Assessments of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel River by using multivariate analysis. *Environmetrics*, **15**, 435-446. <https://doi.org/10.1002/env.686>.
- Afri F.Z., 2006.** Evaluation du niveau de contamination par les ETM de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiments, faune macroinvertébrée, macrophytes) de l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine Constantine ; Thèse de doctorat en sciences, Université Mentouri, Constantine, 267 p.
- Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L. et Mehennaoui S., 2009a.** Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc de l'eau, des sédiments de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug, et leur transfert vers une plante semi-aquatique: *Rorippa nasturtium aquaticum*. *Sciences & Technologie*, **29**, 45-55.

- Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L., Zeriref N. et Mehennaoui S., 2009b.** Niveau de contamination par les éléments traces métalliques (ETM), des sédiments des oueds Rhumel et Sakiet Roum, dans la zone industrielle du complexe de l'Entreprise Nationale des Machines des Travaux Publics (ENMTP) et à Constantine (Algérie). Actes du Colloque International « Environnement et Transports dans des contextes différents », Ghardaïa, 16-18 février, Vol 2, 80- 88, Ed. Kerbachi, R., Joumard, R., Boughedaoui, M., et Goger, T.
- Agence du Bassin Hydrographique Constantinois -Seybousse- Mellegue., 1999.** Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M. n°2.
- Agence du Bassin Hydrographique (ABH)., 2004.** Les Cahiers de l'Agence N° 8. Le Bassin du Kébir-Rhumel. Agence de Bassin Hydrographique Constantinois-Seybousse-Mellegue, Ministère des Ressources en Eau, 44 p.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR., 2005.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Division of Toxicology, Clifton Road, Atlanta.
- Agouridis C.T., Edwards D.R., Workman S.R., Bicudo J.R., Koostra B.K., Vanzant E.S. et Taraba J.L., 2005.** Streambank erosion associated with grazing practices in the humid region. Trans. ASAE, **48**, 181-190.
- Ahmed M.K., Abdul Baki M., Islam M.S., Kundu G.K., Al-Mamun M.H., Sarkar S.K. et Muzammel Hossain M., 2015.** Human health risk assessment of heavy metals in tropical fish and shellfish collected from the river Buriganga, Bangladesh. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **22**, 15880-15890. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4813-z>.
- Aksoy A., Demirezen D. et Duman F., 2005a.** Bioaccumulation detection and analyses of heavy metal pollution in Sultan Marsh and its environment. *Water Air and Soil Pollution*, **164**, 241-255. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-3538-x>.
- Aksoy A., Duman F. et Sezen G., 2005b.** Heavy metal accumulation and distribution in Narrow-Leaved Cattail (*Typhaangus tifolia*) and commonreed (*Phragmites australis*). *Journal of Freshwater Ecology*, **20**, 783-785. <https://doi.org/10.1080/02705060.2005.9664806>.
- Allard M. et Moreau G., 1984.** Influence d'une acidification expérimentale en milieu lotique sur la dérive des invertébrés benthiques. Verh. Internat. Verein. Lol., **22**, 1793-1800.
- Allen S.E., 1989.** Chemical analysis of ecological material 2nd edition. Blackwell Scientific Publications, London, 368 p.

- Alloway B.J., 2013.** Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. *In* Alloway B.J. (ed.): Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. 3th Ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). pp. 11-50. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>.
- Alloway B.J. et Ayres D.C., 1997.** Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Profesional, an imprint of Chapman and Hall, London, 394 p.
- Alloway J.B., 1995.** Soil Pollution and land contamination. *In* pollution: Causes, Effects and Control, Eds. R. M. Harrison. Cambridge. The Royal Society of Chemistry. 318 p.
- Angelier E., 2003.** Ecologie des eaux courantes. Technique et documentation. Lavoisier, Paris. 199 p.
- Apeti D.A., Johnson E. et Robinson L., 2005.** A model for bioaccumulation of metals in *Crassostrea virginica* from Apalachicola Bay, Florida. *Am. J. Environ. Sci.*, **1**, 239-248. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2005.239.248>.
- Archaimbault V. et Dumont B., 2010.** L'indice biologique global normalisé (IBGN): principes et évolution dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau. Sciences Eaux & Territoires, IRSTEA, pp. 36-39.
- Arifi K., Tahri L., Hafiane F.Z., Elblidi S., Yahyaoui A. et Fekhaoui M., 2019.** Diversité des macroinvertébrés aquatiques de la retenue du barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah à la confluence avec les eaux de l'oued Grou et bioévaluation de la qualité de ses eaux (Région de Rabat, Maroc). *Entomologie Faunistique - Faunistic Entomology*, **72**, 13-20.
- Artigan D. et Cottard F., 2003.** Eléments à prendre en compte pour l'évaluation des impacts environnementaux dans l'élaboration d'un plan de prévention des risques miniers (PPRM). Rapport BRGM/52049-FR, 46 p.
- Atlas des Macroinvertébrés des eaux douces de l'île de la Réunion Maxence. Forcellini C.M. et Merigoux S., 2008-2011.** Convention de recherche et développement. Programme d'étude et de recherche Conception d'indices de bio-évaluation de la qualité écologique des rivières de l'Île de la Réunion à partir des poissons et macrocrustacés et des invertébrés benthiques. Office de l'Eau de la Réunion - CNRS. 137 p.
- Atli G. et Canli M., 2011.** Essential metal (Cu, Zn) exposures alter the activity of ATPases in gill, kidney and muscle of tilapia *Oreochromis niloticus*. *Ecotoxicology*, **20**, 1861-1869. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0724-z>.

- Aubert H. et Pinta M., 1971.** Les éléments traces dans les sols, Trav. doc. O.R.S.T.O.M 11, paris, 97 p.
- Auld J. R. et Relyea R.A., 2010.** Inbreeding depression in adaptive plasticity under predation risk in a freshwater snail. *Biology letters*, **6**, 222-224.
- Auld J.R., Jarne P., Sarda V., Jourdan-Pineau H., Lamy T., Pelissie B. et David P., 2014.** Evaluating the contributions of change in investment and change in efficiency to age-related declines in male and female reproduction. *Journal of evolutionary biology*, **27**, 1837-1848. <https://doi.org/10.1111/jeb.12435>.
- Ayrault S., Clochiatti R., Carrot F., Daudin L. et Bennett J., 2007.** Factors to consider for trace element deposition biomonitoring surveys with lichen transplants. *Science of The Total Environment*, **372**, 717-727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.032>.
- Babut M., 1997.** Etude interagences « Seuils de qualité pour les micropolluants organiques et minéraux dans les eaux superficielles », Synthèse ; Direction des Agences de l'eau et du ministère de l'aménagement du territoire et de l'Environnement, Water Reseach center (Angleterre), 11 p.
- Baier R.W. et Healy M.L., 1977.** Partitioning and transport of lead in lake Washington. *J. Environ. Qual.*, **6**: 291–296. *In* : El Morhit M., 2009. Hydrochimie, éléments traces 47 métalliques et incidence écotoxicologique sur les différentes composantes d'un écosystème estuarien (Bas Loukkos). Thèse de doctorat, Univ. Mohammed V, Rabat, Maroc, 212 p.
- Baise D. et Tomassone R., 2003.** Modélisation empirique du transfert du cadmium et du zinc des sols vers les grains de blé tendre. *Étude et Gestion des Sols*, **4**, 219-238.
- Baize D., 2009.** Cadmium in soils and cereal grains after sewage-sludge application on French soils. A review. *Agronomy for Sustainable Agriculture*, **29**, 175-184. <https://doi.org/10.1051/agro:2008031>.
- Baldantoni D., Bellino A., Lofrano G., Libralato G., Pucci L. et Carotenuto M., 2018.** Biomonitoring of nutrient and toxic element concentrations in the Sarno River through aquatic plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **148**, 520-527. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.063>.
- Barakat A., El Baghdadi M., Rais J. et Nadem S., 2012.** Assessment of Heavy Metal in Surface Sediments of Day River at Beni-Mellal Region, Morocco. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, **4**, 797-806.

- Barbosa-Vasconcelos A., Mendes Â., Martins F., Lopes E., Machado A., Bordalo A.A., Vaz-Pires P., Vieira N., Martins da Costa P. et Bessa L.J., 2018.** River water analysis using a multiparametric approach: Portuguese river as a case study. *Journal of Water and Health*, **16**, 991-1006. <https://doi.org/10.2166/wh.2018.047>.
- Barhoumi B., Beldean-Galea M.S., Al-Rawabdeh A.M., Roba C., Martonos I.M., Bălc R. et Baciuc C., 2019.** Occurrence, distribution and ecological risk of trace metals and organic pollutants in surface sediments from a Southeastern European river (Someșu Mic River, Romania). *Science of The Total Environment*, **660**, 660-676. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.428>.
- Beauchamp J., 2005.** Sédiments et roches sédimentaires, cours de sédimentologie. Site: <http://www.u-picardie.fr/beauchamp/cours-sed/sed-1.htm>.
- Beauger A., 2008.** Bio-évaluation de la qualité de l'eau: établissement d'un protocole d'échantillonnage simplifié, basé sur la collecte des macroinvertébrés benthiques sur les seuils des rivières à charge de fond graveleuse. Biodiversité et Ecologie. Université Blaise Pascal -Clermont-Ferrand II; Université d'Auvergne -Clermont-Ferrand I, Français. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00730658/document>.
- Belabed B.E., Bendjema A., Boudjelida H., Djabri L. et Bensouilah M., 2011.** Evaluation of the metal contaminations in the surface sediments of the Oubeira lagoon, national park of El Kala, Algeria. *Arch. Appl. Sci. Res.*, **3**, 51-62.
- Belabed B.E., Frossard V., Dhib A., Turki S. et Aleya L., 2013a.** What factors determine trace metal contamination in Lake Tonga (Algeria)? *Environ. Monit. Assess.*, **185**, 9905-9915. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3300-6>.
- Belabed B.E., Meddour A., Samraoui B. et Chenchouni H., 2017.** Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environ. Monit. Assess.*, **189**, 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5968-5>.
- Bellair P. et Pomerol C., 1977.** *Eléments de géologie*. Armand Colin, Paris, France, 528 p.
- Ben Bouih H., Nassali H., Leblans M. et Srhiri A., 2005.** Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc). *Afrique SCIENCE 01*, **1**, 109-125. <https://doi.org/10.4314/afsci.v1i1.35403>.
- Benabdelkader A., Taleb A., Probst J.L., Belaidi N. et Probst A., 2018.** Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): A

- multi-indices approach. *Science of The Total Environment*, **626**, 899-914. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.107>.
- Benkaddour B., 2018.** Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chélif (Algérie). Université de Perpignan via Domitia, France et Université de Mostaganem Préparée au sein de l'école doctorale ED 305, 193 p.
- Berryman D., St-Onge J., Gendron A. et Brochu C., 2003.** L'impact d'ancien parc a résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eutis et Capel, Québec, ministère de l'environnement, Direction du suivi de l'état de L'environnement, 47 p.
- Besser J.M., Ingersoll C.G. et Giery J.P., 1996.** Effects of spatial and temporal variation of acid-volatile sulphide on the bioavailability of copper and zinc in freshwater sediment. *Environ. Techno. Chem.*, **15**, 286-293. <https://doi.org/10.1002/etc.5620150310>.
- Besser J.M., Brumbaugh W.G., Brunson E.L. et Ingersoll C.G., 2005.** Acute and chronic toxicity of lead in water and diet to the amphipod *Hyaella azteca*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **24**, 1807-1815. <https://doi.org/10.1897/04-480R.1>.
- Biney C., Amuzu A.T., Calamari D., Kaba N., Mbome I.L., Naeve H. Ochumba O., Osibanjo O., Radeconde V. et Saad M.A.H., 2000.** Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain : Etude des métaux lourds. Archives de documents de la FAO, Département de pêches. Rome.
- Blair M.W., 2013a.** Mineral Biofortification Strategies for Food Staples: The Example of Common Bean. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **61**, 8287-8294. <https://doi.org/10.1021/jf400774y>.
- Blair M.W., Izquierdo P., Astudillo C. et Grusak M.A., 2013b.** A legume biofortification quandary: variability and genetic control of seed coat micronutrient accumulation in common beans. *Frontiers in Plant Science*, **4**, 1-14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00275>.
- Bonanno G. et Lo Giudice R., 2010.** Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological Indicators*, **10**, 639-645. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.11.002>.
- Bonnet C., 2000.** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèses de doctorat, Université de Metz : 326 p.

- Bonnet C. et Garric J., 2003.** Évaluation de la toxicité des sédiments d'eau douce par des biotests de laboratoire, chapitre VIII. In B. Montuelle, 2003 : Qualité et gestion des sédiments d'eau, 232 p.
- Borkert C.M., Cox F.R. et Tucker M.R., 1998.** Zinc and copper toxicity in peanut soybean rice and corn in soil mixtures. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **29**, 2991-3005. <https://doi.org/10.1080/00103629809370171>.
- Bouabdli A., Saidi N., M'rabet S., Escarre J. et Leblanc M., 2005.** Oued Moulouya : vecteur de transport des métaux lourds (Maroc). *Revue des sciences de l'eau*, **18**, 2,199-213.
- Bouchelouche D., Derradji N. et Arab A., 2013.** L'utilisation des méthodes biologiques pour l'estimation de la qualité de l'eau du réseau hydrographique d'oued El Harrach (wilayates de Blida et d'Alger). USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems" "CIPCA4" TAGHIT (Bechar) ALGERIA, 19-21 November, 2013, pp. 239-245.
- Boullard B., 2001.** Plantes Médicinales Du Monde : *Croyances Et Réalités*. Ed. Estem, 636 p.
- Boulvain F., 2007.** Une introduction aux processus sédimentaires : <http://www2.ulg.ac.be/geolsed/processus/processus.htm>.
- Boulvain F., 2011a.** Eléments de sédimentologie et de pétrologie sédimentaire : <http://www2.ulg.ac.be/geolsed/sedim/sedimentologie.htm>.
- Bourgeault A., Gourlay-Francé C. et Tusseau-Vuillemin M.H., 2010.** Modeling the effect of water chemistry on the bioaccumulation of waterborne cadmium in zebra mussels. *Environ. Toxicol. Chem.*, **29**, 2182-2189.
- Bousset L., Pointier J.P., David P. et Jarne P., 2014.** Neither variation loss, nor change in selfing rate is associated with the worldwide invasion of *Physa acuta* from its native North America. *Biological invasions*, **16**, 1769-1783. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0626-5>.
- Bouterraa O., Mebarki A., Nouaceur Z. et Laignel B., 2018.** Hydrogéochimie, et variations spatio-temporelles de la qualité des eaux souterraines dans le bassin versant de Boumerzoug -Nord Est Algérie-. *Sciences & Technologie D*, **47**, 31-41.
- Boysan Canal S., Bozkurt M.A. et Kipçak S., 2018.** The effects of organic amendments on cadmium uptake of spinach (*Spinacia oleracea L.*) and plant growth under cadmium toxicity. *Fresenius Environmental Bulletin*, **27**, 3174-3179.

- Bremond R. et Vuichard R., 1973.** Les paramètres de la qualité de l'eau. ed. La documentation française. Paris, 173 p.
- Bryan G.W. et Hummerstone L.G., 1977.** Indicators of heavy metal contamination in the Looe estuary, Cornwall, with particular regard to silver and lead. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.*, **57**, 75-92. <https://doi.org/10.1017/S002531540002124X>.
- Bryan G.W., 1983.** Brown seaweed, *Fucus vesiculosus*, and the gastropod, *Littorina littoralis*, as indicators of trace-metal availability in estuaries. *Sci. Total Environ.*, **28**, 91-104. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(83\)80010-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(83)80010-2).
- Buffle J., 1988.** Complexation reactions in aquatic systems : An analytical approach. New York, Ellis Horwood, John Wiley and Sons. 692 p.
- Bustamante P., Grigioni S., Boucher-Rodoni R., Caurant F. et Miramand P., 2000.** Bioaccumulation of 12 trace elements in the tissues of the nautilus *Nautilus macromphalus* from New Caledonia. *Mar. Pollut. Bull.*, **40**, 688-696. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00005-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00005-9).
- Callahan M.A., Slimak M.W., Gabel N.W., May I.P. et Fowler C.F., 1979.** Water-related Environmental fate of 129 Priority Pollutants, Volume 1: Introduction and Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides and PCBs. EPA-440/4-79-0229a, US Environmental Protection Agency, Office of Water Planning and Standards, Washington, DC.
- Callender E., 2003.** Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67-100.
- Calmano W., Förstner U. et Hong J., 1994.** Mobilization and scavenging of heavy metals following resuspension of anoxic sediments from the Elbe River, American Chemical Society, Washington D.C. ACS Symp. Ser., **550**, 298-321. <https://doi.org/10.1021/bk-1994-0550.ch021>
- Campbell P.G.C., 1995.** Interactions between Trace Metals and Aquatic Organisms: A Critique of the Free-Ion Activity Model. In: Tessier, A. and Turner, D.R., Eds., *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*, John Wiley & Sons, London, pp. 45-102.
- Campbell D. E., et Newell C.R., 1998.** MUSMOD, a production model for bottom culture of the blue mussel, *Mytilus edulis* L. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **219**, 171-203. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00180-9](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00180-9).

- Camusso M., Balestrini R. et Binelli A., 2001.** Use of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) to assess trace metal contamination in the largest Italian subalpine lakes. *Chemosphere*, **44**, 263-270. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(00\)00169-7](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(00)00169-7).
- Capilla X., 2005.** Dynamique du transfert du cadmium et du zinc au sein de dépôts de sédiments et de curage végétalisés. Thèse de doctorat d'état es Sci. Agr., Inst. Nat. Poly. De Lorraine, Ecole Nat. Sup. d'Arg. Et des Ind. Alim., Lorraine, France, 182 p.
- Carballeira A., Carral E., Puente X.M. et Villares R., 1997.** Estado de Conservación de la Costa de Galicia. Nutrientes y Metales pesados en sedimentos y organismos intermareales. Universidad de Santiago de Compostela. Xunta de Galicia, Consellería de Pesca, Marisqueo y Acuicultura, 107 p.
- Cardwell A.J., Hawker D.W. et Greenway M., 2002.** Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland Australia. *Chemosphere*, **48**, 653-663. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00164-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00164-9).
- Carpentier S., Moilleron R., Beltran C., Hervé D. et Thévenot D., 2002a.** Quality of dredged materials in the river Seine basin (France)-I. Physico-chemical properties. *The Science of the Total Environment*, **295**, 101-113. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(02\)00055-4](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(02)00055-4).
- Carpentier S., Moilleron R., Beltran C., Hervé D. et Thévenot D., 2002b.** Quality of dredge material in the river Seine basin (France). II. Micropollutants. *Science of Total Environment*, **299**, 57-72. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00278-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00278-4).
- Casado-Martínez M.C., Smith B.D., DeValls T.A. et Rainbow P.S., 2009.** Pathways of trace metal uptake in the lugworm *Arenicola marina*. *Aquat. Toxicol.*, **92**, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.12.010>.
- Casierra Posada F., Ulrichs C. et Pérez C., 2012.** Growth of spinach plants (*Spinacia oleracea* L.) exposed to excess zinc and manganese. *Agronomia Colombiana*, **30**, 344-345.
- Cauwet G., 1985.** Dynamique de la matière organique dans les milieux halin et polyhalins: son rôle dans les processus géochimiques aux interfaces. Thèse d'Etat, Université de Perpignan, 178 p.
- CE (Commission Européenne), 2000.** Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal officiel des Communautés européennes L 327, pp. 1-73.

- CE., 2001.** Commission Européenne Règlement. N° 466/2001 de la commission du 08 mars 2001 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. Journal officiel des communautés européennes du 16 mars 2001, 13 p.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec., 2003.** Méthode d'analyse Détermination des métaux dans les tissus animaux : méthode par spectrométrie d'émission au plasma d'argon après minéralisation acide, MA. 207-Mét 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec, p 19.
- Chaney R.L., 1989.** Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food chains, In: Bar-Yosef B. Barrow N.J. Goldshmid J. (Eds) Inorganic Contaminants in the Vadose Zone. Springer-Verlag Berlin, pp. 141-158.
- Cherdouh A., Mejitna R. et Ziad S., 1992.** Evaluation de la qualité de l'eau de l'Oued Boumerzoug par deux indices : chimique et biologique. Mémoire d'ingénieur d'état en écologie et environnement. Université de Constantine, 65 p.
- Chiarelli R. et Roccheri M.C., 2014.** Marine invertebrates as bioindicators of heavy metal pollution. *Open J. Met.*, **4**, 93-106. <https://doi.org/10.4236/ojmetal.2014.44011>.
- Chiffolleau J.F., Claisse D., Cossa D., Ficht A., Gonzalez G., Guyot T., Michel P., Miramand P., Oger C. et Petit F., 2001.** La contamination métallique. Programme scientifique Seine-Aval. Plouzané (France) : Eds IFREMER, 39 p.
- Christelle F.C., 2006.** Devenir du Zn, Pb, et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude. Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux. Thèse à l'Institut National d'Agronomie Paris-Grignon, 171 p.
- Cosson R.P., 1987.** Influence des pratiques agricoles sur la contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds : Approche écotoxicologique. Thèse de Doctorat en Sciences naturelles, université de Paris-Sud, centre d'Orsay, 275 p.
- Couplan F., 2009.** Le régal végétal, plantes sauvages comestibles. Ed. Ellebore, 527 p.
- Courteau R., 2009.** La pollution de la Méditerranée: état et perspectives à l'horizon 2030. Rapport N°652 du SENAT français, Site : www.Senat.fr/rap/r10-652/html.
- Cowart J.B. et Burnett W.C., 1994.** The distribution of Uranium and Thorium decay-series radionuclides in the environment : a review. *Journal of Environmental Quality Abstract*, **23**, 651-662. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300040005x>.
- CRAAQ., 2010.** Guide de référence en fertilisation. 2^{ème} édition. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 519 p.

- CSHPF., 1996.** Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque. Tec et Doc Lavoisier, France, 237 p.
- Cui Y.J., Zhu Y.G. et Smith F.A., 2004.** Cadmium uptake by different rice genotypes that produce white or dark grains. *Journal of Environmental Sciences*, **16**, 962-967.
- Cui J., Zang S., Zhai D. et Wu B., 2014.** Potential ecological risk of heavy metals and metalloid in the sediments of Wuyuer river basin, Heilongjiang province, China. *Ecotoxicology*, **23**, 589-600. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1182-1>.
- Cummins K.W., 1992.** Catchment characteristics and river ecosystems. In: Boon, P.J., Calow P., Petts G.E. Eds. River conservation and management. John Wiley and Sons, New York, pp. 125-135.
- Cunningham J.D., Keeney D.R. et Ryan J.A., 1975.** Phytotoxicity and uptake of metals added to soils as inorganic salts or in sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, **4**, 460-462.
- Daas T., Hamdi L., Daas-Maamcha O. et Scaps p., 2011.** Biomarqueurs de pollution chez l'annélide polychète perinereis cultrifera de la côte est Algérienne. *Bull. Soc. Zool. Fr.*, **136**, 117-130.
- Dahri N., Atoui A., Ellouze M. et Abida H., 2018.** Assessment of streambed sediment contamination by heavy metals: The case of the Gabes Catchment, South-eastern Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, **140**, 29-41. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.12.033>.
- David P., Pujol B., Viard F., Castella V. et Goudet J., 2007.** Reliable selfing rate estimates from imperfect population genetic data. *Molecular Ecology*, **16**, 2474-2487.
- Davies O.A., Allison M.E. et Uyi H.S., 2006.** Bioaccumulation of heavy metals in water, sediment and periwinkle (*Tympanotonus fuscatus* var *radula*) from the Elechi Creek, Niger Delta. *African Journal of Biotechnology*, **5**, 968-973. <https://doi.org/10.5897/AJB05.387>.
- De Pauw N. et Vanhooren G., 1983.** Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, **100**, 153-168. <https://doi.org/10.1007/BF00027428>.
- De Pauw N. et Vannevel R., 1991.** Macroinvertebrates and water quality. Identification keys for freshwater macroinvertebrates and methods for water quality assessment, Dossier No. 11, Stichting Leefmilieu, Antwerpen, 316 p.

- Decho A.W. et Luoma S.N., 1996.** Flexible digestion strategies and trace metal assimilation in marine bivalves. *Limnol. Oceanogr.*, **41**, 568-572.
- Delmas-Gadras C., 2000.** Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier, Thèse de Doctorat, Université de Pau et des pays de l'Adour, 192 p.
- Deng H., Ye Z.H. et Wong M.H., 2004.** Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environ. Pollut.*, **132**, 29- 40. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.030>.
- Detay M., 1993.** Le Forage D'eau ; Réalisation, Entretien Et Réhabilitation. Masson, 379 p.
- Dethier M., 1986.** Introduction pratique a la systématique des organismes des eaux continentale française. Insecte. Héétéroptère aquatique et ripicole (genre et principale espèces). Association française de limnologie, 40 p.
- Di Toro D.M., Allen H.E., Bergman H.L., Meyer J.S., Paquin P.R. et Santore R.C., 2001.** Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **20**, 2383-2396.
- Dillon R.T., 2000.** The ecology of freshwater molluscs. Cambridge University Press, 509 p.
- Dillon R.T., Wethington A.R., Rhett J. M. et Smith T.P., 2002.** Populations of the European freshwater pulmonate *Physa acuta* are not reproductively isolated from American *Physa heterostropha* or *Physa integra*. *Invertebrate Biology*, **121**, 226-234. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7410.2002.tb00062.x>.
- Dillon R.T.J. et Mccullough T.E. 2005.** Estimates of natural allosperm storage capacity and self-fertilization rate in the hermaphroditic freshwater pulmonate snail, *Physa acuta*. *Invertebrate*, **47**, 111-115.
- Diogon T., 2002.** Isolement et caractérisation de messagers codants pour des peroxydases chez *Spinacia oleracea* L. Thèse de doctorat en sciences. Université de Genève, Suisse, 150 p.
- Diop C., 2014.** Étude de la contamination, de la spéciation et de la biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les eaux et sédiments côtiers et estuariens au Sénégal : Évaluation de la toxicité potentielle. Thèse de doctorat, Univ. Lille, France, 199 p.
- Divan Junior A.M., De Oliveira P.L., Perry C.T., Atz V.L., Azzarini Rostiola L.N. et Raya Rodriguez M.T., 2009.** Using wild plant species as indicators for the accumulation of emissions from a thermal power plant Candiota South Brazil. *Ecological Indicators*, **9**, 1156-1162.

- Djebbar M., Bencheikh-Lehocine M., Bakalowicz M. et Meniai A.H., 2004.** Identification hydrogéochimique du karst hydrothermal constantinois (Algérie nordorientale). *Sciences et Technologie*, **22**, 133-140.
- Djeddi H. et Laouar H., 2001.** Pollution métallique et qualité biologique par les macro-invertébrés de l'oued Rhumel dans la zone urbaine de Constantine : étude préliminaire. Mémoire d'ingénieur d'état. Université des Frères Mentouri, Constantine, 106 p.
- Djeddi H., Kherief Nacereddine S., Keddari D. et Afri-Mehennaoui F.Z., 2018.** Teneurs des éléments traces métalliques Cu, Zn et Pb des sédiments du barrage Béni Haroun (Nord- Est de l'Algérie). *European Scientific Journal*, **15**, 1857-7431.
<https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n15p269>.
- Du Laing G., Rinklebe J., Vandecasteele B., Meers E. et Tack F.M.G., 2009.** Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. *The Science of the Total Environment*, **407**, 3972-3985. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.025>.
- Dubois V., 2006.** Etude du comportement physico mécanique et caractérisation environnementale des sédiments marins-Valorisation en technique routière. Douai: Thèse de doctorat à l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Douai, 190 p.
- Duchauffour P., 1977.** Pédologie I. Pédogénèse et classification. Ed. Masson, Paris, 477 p.
- Echaubard M. et Neveu A., 1975.** Perturbations qualitative et quantitative de la faune benthique d'un ruisseau a truite, la Couse Pavin (Pouy de Dome), dues aux pollutions agricoles et urbaines. Lab, de zool, biologie animale et écologique. INA-INRA, 24 p.
- Eggleton J. et Thomas K.V., 2004.** A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, **30**, 973-980.
- EHC 221., 2001.** Environmental Health Criteria N° 221, for zinc, WHO, Genève, 264 p.
- Engel D.W., 1999.** Accumulation and cytosolic partitioning of metals in the American oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Environ. Res.*, **47**, 89-102.
[https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(97\)00100-1](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(97)00100-1).
- Environnement Canada., 1994.** Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physico-chimique et d'essais biologiques, Environnement Canada, Ottawa, 134 p.
- MDDEP., 2007.** Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration, 39 p.

- Escobar J.S, Epinat G., Sarda V. et David P., 2007.** No correlation between inbreeding depression and delayed selfing in the freshwater snail *Physa acuta*. *Evolution*, **61**, 2655-2670. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2007.00223.x>.
- Escobar J.S., Facon B., Jarne P., Goudet J. et David P., 2009.** Correlated evolution of mating strategy and inbreeding depression within and among populations of the hermaphroditic snail *Physa acuta*. *Evolution*, **63**, 2790-2804. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2009.00760.x>.
- Escobar J.S., Auld J.R., Correa A.C., Alonso J.M., Bony Y.K., Coutellec M.A. et David P., 2011.** Patterns of mating system evolution in hermaphroditic animals: correlations among selfing rate, inbreeding depression, and the timing of reproduction. *Evolution*, **65**, 1233-1253. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2011.01218.x>.
- Fang X., Peng B., Wang X., Song Z., Zhou D., Wang Q. et Tan C., 2019.** Distribution, contamination and source identification of heavy metals in bed sediments from the lower reaches of the Xiangjiang River in Hunan province, China. *Science of the Total Environment*, **689**, 557-570. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.330>.
- FAO et OMS., 2000.** Report on the 32nd session of the Codex Committee on Food Additives and Contaminants, Beijing People's Republic of China, 20-24 March 2000, 72 p.
- Fekhaoui M., Abou Zaid H. et Foutlane A., 1993.** Etude de la contamination métallique des sédiments et des algues de l'oued Sebou soumis aux rejets de la ville de Fès (Maroc). *Bulletin de l'Institut des Sciences, Rabat*, **17**, 13-20.
- Fergani H. et Arab A., 2013.** Utilisation des macroinvertébrés benthiques comme bioindicateurs de pollution d'Oued El Harrach. USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems" "CIPCA4" TAGHIT (Bechar)-ALGERIA, 19-21 November, 2013.
- Flessas C., Couillard Y., Pinel-Alloul B., St-Cyr L. et Campbell P.G.C., 2000.** Metal concentrations in two freshwater gastropods (Mollusca) in the St. Lawrence River and relationships with environmental contamination. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **57**, 126-137. <https://doi.org/10.1139/cjfas-57-S1-126>.
- Flück R., 2012.** Surveillance de la qualité des sédiments en suisse : état actuel des méthodes disponibles et mise en place de recommandations. Centre suisse d'écotoxicologie appliquée, Centre Ecotox Eawag/EPFL, Suisse, 34 p.

- Forbes V.E. et Forbes T.L., 1997.** Ecotoxicologie - Théorie et applications. Paris : INRA Eds, 256 p.
- Forrow D.M. et Maltby L., 2000.** Toward a mechanistic understanding of contaminant-induced changes in detritus processing in streams: Direct and indirect effects on detritivore feeding. *Environ. Toxicol. Chem.*, **19**, 2100-2106. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190820>.
- Förstner U. et Wittmann G.T.W., 1981.** Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York, 486 p.
- Förstner U., 1987.** Sediment-Associated Contaminants – An overview of Scientific Bases for Developing Remedial Options. *Hydrobiologia*, **149**, 221-246. <https://doi.org/10.1007/BF00048663>.
- Franklin E.B., Yap C.K. et Ahmad I., 2010.** Bioaccumulation and Distribution of Heavy Metals (Cd, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn) in the Different Tissues of *Chicoreus capucinus* Lamarck (Mollusca: Muricidae) Collected from Sungai Janggut, Kuala Langat, Malaysia. *Environment Asia*, **3**, 65-71. <https://doi.org/10.14456/ea.2010.10>.
- Gabelle C., 2006.** Étude de la contamination des sédiments par les métaux dans les canaux et rivières du nord de la France. Thèse de doctorat, Université des sciences et technologies de Lille 1, 219 p.
- Garie H.C. et McIntosh A., 1986.** Distribution of benthic macro invertebrates in a stream exposed to Urban Runoff. *Water Resources*, **22**, 447-455.
- Garret R.R., 2000.** Natural sources of metals to the environment. *Human and Ecological Risk Assessment*, **6**, 945-963. <https://doi.org/10.1080/10807030091124383>.
- Gauthier N., 1996.** L'impact des polluants métalliques (As, Hg, Pb) sur les invertébrés d'eau douce. DESS en Informatique documentaire. Université Claude Bernard. Lyon I, 48 p.
- Genin B., Chauvin C. et Menard F., 2003.** Cours d'eau et indices biologiques, Pollution - Méthodes -IGBN ; 2eme Ed. Educagri Ed, 221 p.
- Giudicelli J., Dia A. et Legier R., 1980.** Etude hydrobiologique d'une rivière de région méditerranéenne, l'Argens (Var, France) : habitats, hydrochimie, distribution de la faune benthique. *Bijdr. Dierk.*, **50**, 303-341.
- Gnossou M.P., 2006.** La faune benthique d'une lagune ouest africaine (le lac Nokoué au Bénin), diversité, abondance, variations temporelles et spatiales, place dans la chaîne trophique. Thèse de Doct, Institut National Polytechnique de Toulouse, France, 184 p.

- Gobas F.A.P.C. et Hang X., 1994.** Interactions of organic pollutants with particulate and dissolved organic matter in the aquatic environment. pp 83-92. *In* Hamelink, J.L., Landrum P.F., Bergman H.L., Benson W.H. eds. Bioavailability: Physical, Chemical, and Biological Interactions. Lewis Publishers, Boca Raton, LA, 239 p.
- Golding L.A., Borgmann U. et George Dixon D., 2013.** Cadmium bioavailability to *Hyalella azteca* from a periphyton diet compared to an artificial diet and application of a biokinetic model. *Aquat. Toxicol.*, **126**, 291-298. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.09.016>.
- Gouy V. et Roulier J.L., 2001.** Partage eau/sédiments des micropolluants 291-327. *In* Montuelle B. Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. Eléments physicochimiques et biologiques. CEMAGREF Ed, 332 p.
- Gouy V. et Roulier J.L., 2003.** Partage eau/sédiments des micropolluants. p 291-327. *In* Montuelle B., Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. Eléments physicochimiques et biologiques. CEMAGREF Ed, 332 p.
- Griffitt R.J., Luo J., Gao J., Bonzongo J.C. et Barber D.S., 2008.** Effects of particle composition and species on toxicity of metallic nanomaterials in aquatic organisms. *Environ. Toxicol. Chem.*, **27**, 1972-1978. <https://doi.org/10.1897/08-002.1>.
- Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec., 2013.** Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2^{ème} édition, 89 p.
- Gundacker C., 1999.** Tissue-specific heavy metal (Cd, Pb, Cu, Zn) deposition in a natural population of the zebra mussels (*Dreissena polymorpha Pallas*). *Chemosphere*, **38**, 3339- 3356. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00567-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00567-0).
- Gunou C., 2008.** Mobilité des éléments traces métalliques dans les sédiments couplage et comparaison des approches chimique et microbiologique, Thèse de Doctorat, Université Paris 12- Val De Marne, 314 p.
- Hakanson L., 1984.** Metals in fish and sediments from the river Kolbäcksan water system, Sweden. *Arch. Hydrobiol.*, **101**, 373-400.
- Hamed M.A. et Emara A.M., 2006.** Marine molluscs as biomonitors for heavymetal levels in the Gulf of Suez, Red Sea. *J. Mar. Syst.*, **60**, 220-234.
- Haouchine S., 2011.** Recherche sur la faunistique et l'écologie des macroinvertébrés des cours d'eau de Kabylie. Mémoire de Magister. Univ Mouloud Mammeri de Tizi ousou, Algérie, 116 p.

- Hébert S. et Légaré S., 2000.** Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, n° ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, Québec.
- Henry P.Y., 2002.** Dynamique des populations et evolution du systeme de reproduction. Etude chez le gasteropode hermaphrodite *Physa acuta* (Pulmone). PhD thesis. Universite des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, France, 105 p.
- Henry P.Y., Bousset L., Sourrouille P. et Jarne P., 2005.** Partial selfing, ecological disturbance and reproductive assurance in an invasive freshwater snail. *Heredity*, **95**, 428-436. <https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6800731>.
- HSDB., 2000.** Plomb, Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.
- HSDB., 2002b.** Cobalt. Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine. Disponible sur : <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.
- Hu C., Yang X., Gao L., Zhang P., Li W., Dong J., Li C. et Zhang X., 2019.** Comparative analysis of heavy metal accumulation and bioindication in three seagrasses: Which species is more suitable as a bioindicator? *Science of The Total Environment*, **669**, 41-48. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.425>.
- Ibouily G., 1981.** Etude sédimentologique de la rade de Marseille (Bouches du Rhône). Thèse 3ème Cycle Aix-Marseille II, 130 p.
- Ibrahim N.K. et Abu El-Regal M.A., 2014.** Heavy metals accumulation in marine edible molluscs, Timsah Lake, Suez Canal, Egypt. *ARNP Journal of Science and Technology*, **4**, 282-288.
- INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), 2004.** Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique. Paris: INERIS. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Direction de l'Eau. Unité "Evaluation des Risques Ecotoxicologiques", 85 p.
- INERIS., 2005.** Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances Chimiques. Chrome et ses dérivés. BLMDRC-05-456720-FFik/JI- 0548.
- INERIS., 2011.** Cadmium et derives. Fiche de donnees toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 82 p.
- Ingersoll C.G., Dillon T. et Biddinger G.R., 1997a.** Ecological risk assessment of contaminated sediments, SETAC Pellston Workshop on Sediment Ecological Risk Assessment, 23 au 28 avril 1995, Pacific Grove (Californie), Pensacola (Floride),

- SETAC Pr., 390 p.
- Janssen C.R., Schamphelaere D., Heijerick K., Muysen D., Lock B., Bossuyt K., Vangheluwe B., Van M. et Sprang P., 2000.** Uncertainties in the Environmental Risk Assessment of Metals. *Human and Ecolog. Risk Assess.*, **6**, 1003-1018.
<https://doi.org/10.1080/10807030091124257>.
- Jarne P., Perdieu M.A., Pernot, A.F., Delay, B. et David, P., 2000.** The influence of self-fertilization and grouping on fitness attributes in the freshwater snail *Physa acuta* : population and individual inbreeding depression. *Journal of Evolutionary Biology*, **13**, 645-655.
- Javed M. et Usmani N., 2013.** Haematological indices of *Channa punctatus* as an indicator of heavy metal pollution in waste water aquaculture pond, Panethi, India. *Afr. J. Biotech.*, **12**, 520-525. <https://doi.org/10.5897/AJB12.2115>.
- Jia Y., Wang L., Qu Z. et Yang Z., 2017.** Distribution, contamination and accumulation of heavy metals in water, sediments, and freshwater shellfish from Liuyang River, Southern China. *Environmental Science and Pollution Research*, **25**, 7012-7020.
<https://doi.org/10.1007/s11356-017-1068-x>.
- Joao C., Perez-Bilbao A. et Garrido J., 2012.** Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality in Running Waters: 10 Years of Research in Rivers with Different Degrees of Anthropogenic Impacts. Ecological Water Quality-Water Treatment and Reuse. University of Vigo Spain, 30 p.
- Julien P.Y., 2010.** Erosion and sedimentation. Cambridge University Press, 371 p.
- Jurkiewicz-Karnkowska E., 2011.** Accumulation of heavy metals in selected Gastropod species lower Bug river and its floodplain water bodies. *Ochr. Środ. Zas. Nat. Nr.*, **48**, 316-323.
- Kabata Pendias A. et Pendias H., 1992.** Traces elements in soil and plants, 2nd Eds. Boca Raton, Florida, CRC presse, Inc. USA, 365 p.
- Kabata Pendias A. et Pendias H., 2001.** Trace elements in soils and plants, Boca Raton, Fla, CRC Press, Inc. USA, 413 p.
- Kabata Pendias A. et Mukherjee A.B., 2007.** Trace Elements from Soil to Human, Springer, Verlag, Berlin, 550 p.
- Kamau J.N., 2002.** Heavy metal distribution and enrichment at Port Reitz Creek, Mombasa. Western Indian Ocean. *J. Mar. Sci.*, **1**, 65-70.

- Kang S.G., Choi M.S., Oh I.S., Wright D.A. et Koh C.H., 1999.** Assessment of metal pollution in Onsan Bay, Korea using Asian periwinkle *Littorina brevicula* as biomonitor. *Sci. Total Environ.*, **234**, 127-137. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00168-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00168-0).
- Karrouch L. et Chahlaoui A., 2009.** Bio-évaluation de la qualité des eaux de l'oued Boufekrane (Meknès, Maroc). *Biomatec Echo Journal*, **3**, 6-17.
- Kashimbo Kalala S., Lukens L., Mbikayi E., Kazadi Kanyama P. et Ngoy Shutcha M., 2015.** Intoxication alimentaire aux éléments traces métalliques (ETM) de trois espèces maraichères cultivées sur le sol du bord de la rivière Lubumbashi (Lubumbashi-KATANGA / R.D. CONGO). *International Journal of Innovation and Scientific Research*, **15**, 102-112.
- Kenny J.F., Barber N.L., Hutson S.S., Linsey K.S., Lovelace J.K. et Maupin M.A., 2009.** Estimated use of water in the United States in 2005: U.S. Geological Survey Circular 1344, 52 p.
- Khaled-Khodja S., Samar M. et Durand G., 2016.** Contamination métallique de l'eau et du sédiment d'Oued Bouhamra. *Rev. Sci. Technol. Synthèse*, **32**, 135-146.
- Khan S.A., Ansari K.G. et Lyla P.S., 2012.** Organic matter content of sediments in continental shelf area of southeast coast of India. *Environ. Monit. Assess.*, **184**, 7247-7256. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2494-8>.
- Khan M.U., Malik R.N. et Muhammad S., 2013.** Human risk from heavy metal via food crops consumption with wastewater irrigation practices in Pakistan. *Chemosphere*, **93**, 2230-2238. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.07.067>.
- Khereif Nacereddine S., Djeddi H., Benayache Y. et Afri-Mehennaoui, F.Z., 2018.** Dynamique des éléments nutritifs et du phytoplancton dans le Barrage Béni-Haroun dans l'est algérien. *European Scientifique Journal*, **12**, 1857-7431. <https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n12p111>.
- Kim H. et Kim J.G., 2006.** Heavy Metal Concentrations in the Mollusc Gastropod, *Cipangopaludina chinensis malleata* from Upo Wetland Reflect the Level of Heavy Metals in the Sediments. *J. Ecol. Field Biol.*, **29**, 453-460. <https://doi.org/10.5141/JEFB.2006.29.5.453>.
- Korte N.E., Skopp J., Fuller W.H., Niebla E.E. et Alesil B.A., 1976.** Trace element movement in soils: influence of soil physical and chemical properties. *Soils Sciences*, **122**, 350-359.

- Kouakou K.J., Bekro Y.A., Sika A.E., Baize D., Dogbo D.O., Bounakhla M., Zarhy F. et Macaigne P., 2008.** Diagnostic d'une contamination par les éléments traces métalliques de l'épinard (*Spinacia oleracea*) cultivé sur des sols maraîchers de la ville D'abidjan (Côte D'ivoire) amendés avec de la fiente de volaille. *European Journal of Scientific Research*, **21**, 471-487.
- Koudenoukpo Z.C., Chikou A., Adandedjan D., Hazoume R., Youssao I., Mensah G.A. et Laleye A.P., 2017.** Caractérisation physico-chimique d'un système lotique en région tropicale : la rivière Sô au Sud-Bénin, Afrique de l'Ouest. *J. Appl. Biosci.* **113**, 11111-11122.
- Koumba M., Mipounga H.K., Koumba A.A., Koumba C.R.Z., Mboye B.R., Liwouwou J.F., Mbega J.D. et Mavoungou J.F., 2017.** Diversité familiale des macroinvertébrés et qualité des cours d'eau du Parc National de Moukalaba Doudou (sud-ouest du Gabon). *Entomologie Faunistique- Faunistic Entomology*, **70**, 107-120. <https://doi.org/10.25518/2030-6318.3719>.
- Kribi S., 2005.** Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Thèse de doctorat. Institut national des Sciences Appliquées de Lyon, 223 p.
- Krika A. et Krika F., 2018.** Assessment of Heavy Metals Pollution in Water and Sediments of Djendjen River, North Eastern Algeria. *Pollution*, **4**, 495-502. <https://doi.org/10.22059/poll.2018.249394.367>.
- Kumar V., Chopra A. et Srivastava S., 2016.** Assessment of Heavy Metals in Spinach (*Spinacia oleracea* L.) Grown in Sewage Sludge-Amended Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **47**, 2-16. <https://doi.org/10.1080/00103624.2015.1122799>.
- Lacoste S., 2014.** Ma bible de la phytothérapie : Le guide de référence pour se soigner avec les plantes. Leduc.s Éditions, 648 p.
- Lago-Vila M., Arenas-Lago D., Rodriguez-Seijo A., Andrade-Couce M.L. et Vega F.A., 2015.** Cobalt, chromium and nickel contents in soils and plants from a serpentinite quarry. *Solid Earth*, **6**, 323-335. <https://doi.org/10.5194/se-6-323-2015>.
- Lamhasni N., Chillasse L., Abba H., Haouat S. et El Madani M., 2013.** Typologie des eaux de surface du bassin du Sebou par multiapproche : corrélation entre indice biologique global des réseaux de contrôle et de surveillance (IBG-RCS) et l'approche physicochimique et microbiologique. *Afrique Science*, **9**, 35-49.

- Larrose A., Coynel A., Schäfer J., Blanc G., Masse L. et Maneux E., 2010.** Assessing the current state of the Gironde Estuary by mapping priority contaminant distribution and risk potential in surface sediment. *Appl. Geochem.*, **25**, 1912-1923.
- Lau S., Mohamed M., Tan Chi Yen A. et Suut S., 1998.** Accumulation of heavy metals in freshwater molluscs. *Sci. Total Environ.*, **214**, 113-121.
- LCPE: Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement., 1994.** Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation. Le cadmium et ses composés. ISBN 0-662-99805-7, National Printers, Ottawa, 106 p.
- LCPE: Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement., 1994.** Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation. Le chrome et ses composés. ISBN 0-662-98806-5, National Printers, Ottawa, 106 p.
- LCPE: Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement., 1994.** Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation. Le nickel et ses composés. ISBN 0-662-99255-5, National Printers, Ottawa, 106 p.
- Leynaud G. et Verrel J.L., 1980.** Modification du milieu aquatique sous l'influence des pollutions. In : La pollution des eaux continentales, P. PESSON, Gauthier-Villars, Paris, pp. 1-28.
- Li H.F., Gray C., Mico C., Zhao F.J. et McGrath S.P., 2009.** Phytotoxicity and bioavailability of cobalt to plants in a range of soils. *Chemosphere*, **75**, 979-986.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.12.068>.
- LIFE., 2002.** « Méthodes de gestion et de réutilisation des sédiments pollués », Projet européen LIFE réalisé par In Vivo, l'Agence de l'eau Artois Picardie, le Pôle de Compétence des sites et sols pollués. Source : Agence de l'eau Artois Picardie.
<http://www.eau-artois-picardie.fr>.
- Lindsey H., Defew L.H., Mair J.M., Guzman H. M., 2005.** An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. *Marine Pollution Bulletin*, **50**, 547-552.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.11.047>.
- Lisk D.J., 1972.** Trace metals in soils, plants, and animals. *Adv. Agron.*, **24**, 267-325.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60637-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60637-9).
- Lock K., Janssen C.R. et De Coen W.M., 2000.** Multivariate test designs to assess the influence of zinc and cadmium bioavailability in soils on the toxicity to *Enchytraeus albidus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**, 2666-2671.

- Lock K., De Schamphelaere K.A.C., Becaus S., Criel P., Van Eeckhout H. et Janssen C.R., 2006.** Development and validation of an acute biotic ligand model (BLM) predicting cobalt toxicity in soil to the potworm *Enchytraeus albidus*. *Soil Biol. Biochem.*, **38**, 1924-1932. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.12.014>.
- Long E.R. et Morgan L.G., 1990.** The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52, National Oceanographic and Atmospheric Administration, Seattle, WA, 175 p.
- Long E., Macdonald D., Smith S. et Calder F., 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, **19**, 81-97. <https://doi.org/10.1007/BF02472006>.
- Lynch J.A., Rishel G.B. et Corbet E.S., 1984.** Thermal alteration of streams draining clearcut watersheds: quantification and biological implications. *Hydrobiologia*, **111**, 161-169.
- Maanan M., Saddik M., Maanan M., Chaibi M., Assobhei O. et Zourarah B., 2015.** Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators*, **48**, 616-626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.034>.
- MacDonald D.D., Carr R.S., Calder F.D., Long E.R. et Ingersoll C.G., 1996.** Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, **5**, 253-278.
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G. et Berger T.A., 2000.** Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **39**, 20-31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>.
- Macfarlane G.B et Burchett M.D., 2000.** Cellular distribution of Cu, Pb and Zn in the Grey Mangrove *Avicennia marina* (Forsk). *Vierh Aquatic Botanic*, **68**, 45-49.
- Macfarlane G.R et Buchett M.D., 2001.** Photosynthetic Pigments and Peroxidase Activity as Indicators of Heavy Metal Stress in the Grey Mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) *Vierh. Mar. Poll. Bull.*, **42**, 233-240. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00147-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00147-8).
- Magdaliniuk S., Pisano C., Vermersch M., Imbert T. et Allard V., 2002.** Enlèvement des sédiments-guide méthodologique-Evaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments de curage. Rapport technique Agence de l'Eau Artois-Picardi, 148 p.

- Mahajan P.R., 2015.** Lead bioaccumulation in whole body tissues of freshwater gastropod snail, *Bellamya bengalensis* after chronic lead intoxication. *Ciotech Journal of Bio-Protocols*, **4**, 15-18.
- Mahmoud K.M.A. et Abu Taleb H.M.A., 2013.** Fresh water snails as bioindicator for some heavy metals in the aquatic environment. *Afr. J. Ecol.*, **51**, 193-198. <https://doi.org/10.1111/aje.12019>.
- Mance G., 1990.** Pollution threat of heavy metal in aquatic environments. New York, Elsevier Applied Science, 372 p.
- Manjunatha B.R., Balakrishna K., Shanker R. et Mahalingam T.R., 2001.** Geochemistry and assessment of metal pollution in soils and river India. Components of a monsoon-dominated environment near Karwar, southwest Coast of India. *Environmental Geology*, **40**, 1462-1470. <https://doi.org/10.1007/s002540100342>.
- Mappa D., 2010.** Les productions légumières. Educagri éditions, dijon, 163 p.
- Marchand C., Lallier-Verges E., Baltzer F., Alberic P., Cossa D. et Baillif P., 2006.** Heavy metals distribution in mangrove sediments along the mobile coastline of French Guiana. *Marine Chemistry*, **98**, 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2005.06.001>.
- Mariyanto M., Amir M.F., Utama W., Hamdan A.M., Bijaksana S., Pratama A. et Sudarningsih S., 2019.** Heavy metal contents and magnetic properties of surface sediments in volcanic and tropical environment from Brantas River, Jawa Timur Province, Indonesia. *Science of The Total Environment*, **657**, 632-641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.244>.
- Martin G., 1979.** Le problème de l'azote dans les eaux. Ed. Technique et Documentation, Paris, 279 p.
- Martin J.M. et Whitfield M., 1983.** The significance of the river input of chemical elements to the ocean. In Trace metals in sea water. Wong C.S., Boyle E., Bruland K.W., Burton J.D. and Goldberg E.D. Eds. New York: Plenum, pp. 265-296.
- Martoja M. et Martoja R., 1984.** La bioaccumulation de métaux, processus physiologique normal et conséquence de la pollution. *Le courrier du CNRS*, **54**, 32-37.
- Mathis B.J. et Cummings T.T., 1973.** Selected metals in sediments, water and biota of Illinois River. *JWPCF*, **45**, 1573-1583.
- Mazlani S., Maarouf A., Rada A., El Meray M. et Pihan J.C., 1994.** Étude de la contamination par les métaux lourds du champ d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech (Maroc). *Revue des sciences de l'eau*, **7**, 55-68.

- Mazoyer M., 2002.** Larousse agricole, le monde paysan au XXI^e siècle. Ed. Lavoisier, Paris, 770 p.
- MDDEP., 2014.** Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec- Cours d'eau peu profonds à substrat meuble, Direction du suivi de l'état de l'environnement, MDDEP, 39 p.
- Mebarki A., 1982.** Le bassin du Kébir-Rhumel (Algérie). Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau, thèse doctorat de 3^{ème} cycle, Université de Nancy II, 304 p.
- Mebarki A., 1984.** Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin du Kebir Rhumel (Algérie). Doctorat troisième cycle. Office des Publications Universitaires. Alger, 302 p.
- Medeiros R.J., Dos Santos L.M.G., Freire A.S., Santelli R.E., Braga A.M.C., Krauss T.M. et Jacob S.D.C., 2012.** Determination of inorganic trace elements in edible marine fish from Rio de Janeiro State, Brazil. *Food Control*, **23**, 535-541.
<https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2011.08.027>.
- Melghit M., Afri-Mehennaoui F.Z. et Sahli L., 2015.** Impact of wastewaters on the physico-chemical quality of waters: case study of the Rhumel river, Hammam Grouz and Beni Haroun dams. *Journal of Environmental Science and Engineering B*, **4**, 625-630.
<https://doi.org/10.17265/2162-5263/2015.12.001>.
- Menétréy N., 2009.** Élaboration d'une méthode d'évaluation de la qualité écologique des petits plans d'eau basée sur les communautés de macroinvertébrés. Thèse de doctorat : Univ. Genève, no. Sc. 4064, 170 p.
- Merabet S., 2010.** Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux brutes et Distribuées du barrage réservoir de beni Haroun. Mémoire de magister chimie analytique. Université Mentouri de Constantine, 92 p.
- Meybeck M., 1998.** Surface water quality: global assessment and perspectives. In: International conference on world water resources at the beginning of the 21st century (UNESCO, Paris, 3-6 June 1998). Zebidi - UNESCO (ed.) Paris, pp. 173-185.
- Meybeck M., 1998.** Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated by the river Seine basin. *Hydrobiologia*, 373-374, 1-20.
- Meybeck M., De Marsily G. et Fustec E., 1998.** La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé, Elsevier, 750 p.

- Meybeck M., Guéguen Y., Dürr H., Grosbois C., Lachartre L., Bacq N., Théry S. et Horowitz A., 2003.** Vers un système expert pour réaliser le bilan de la contamination métallique du réseau hydrographique. Rapport PIREN-Seine 2002, thème "Transferts des contaminants".
- Meybeck M., Lestel L., Bonte P., Moillon R., Colin J.I., Rousselot O., Herve D., De Ponteves C., Grosbois C. et Thevenot D., 2007.** Historical perspectives of heavy metal contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine river basin (France) following a DPSIR approach (1950-2005). *Sci. Total Environnement*, **375**, 204-231.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.017>.
- Micha J.C et Noiset J.L., 1982.** Evaluation biologique de la pollution des ruisseaux et rivières par les invertébrés aquatiques. Probio-revue. Ed. Publication trimestrielle. Vol.5 - n° I Mars 1982, 13 p.
- Miquel G., 2001.** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, Moffett and Brand, 1996, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 360 p.
- Mobambo K., 2008.** Cultures maraîchères et fruitières. Notes de cours. Premier grade Phytotechnie, faculté des sciences agronomiques, UNILU. Inédit.
- Moisan J., 2010.** Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 82 p.
- Moisan J. et Pelletier L., 2011.** Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, Cours d'eau peu profonds à substrat meuble 2011. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 39 p.
- Mombo S., Foucault Y., Deola F., Gaillard I., Goix S., Shahid M., Schreck E., Pierart A. et Dumat C., 2015.** Management of human health risk in the context of kitchen gardens polluted by lead and cadmium near a lead recycling company. *Journal of Soils and Sediments*, **16**, 1214-1224. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1069-7>.
- Monod J., 1989.** Mémento technique de l'eau, tome I, 9^{ème} Ed. Dégremont, Paris.
- Morel F.M.M., 1983.** Principles of aquatic chemistry. Wiley: New York, 446 p.
- Morillo J., Usero J. et Gracia I., 2002.** Partitioning of metals in sediments from the Odiel River (Spain). *Environment International*, **28**, 263-271.

- Mugivhisa L.L. et Olowoyo J.O., 2017.** Accumulation pattern of trace metals in *Spinacia oleracea* harvested from soil treated with urine in comparison with other soil amendments in Pretoria, South Africa. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, **6**, 133-141. <https://doi.org/10.1007/s40093-017-0161-y>.
- Müller G., 1969.** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geology Journal*, **2**, 109-118.
- Müller G., 1981.** The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemical Zeitung*, **105**, 157-164.
- Müller H.W., Schwaighofer B. et Kalman W., 1994.** Heavy metal contents in river sediments. *Water Air Soil Pollut*, **72**, 191-203. <https://doi.org/10.1007/BF01257124>.
- Munro D.B. et Small E., 1998.** Les légumes du Canada. Ed. Nrc Research Press, 436 p.
- Muyssen B.T., Brix K.V., DeForest D.K. et Janssen C.R., 2004.** Nickel essentiality and homeostasis in aquatic organisms. *Environ. Rev.*, **12**, 113-131. <https://doi.org/10.1139/a04-004>.
- Nadem S., El-Baghdadi M., Rais J. et Barakat A., 2015.** Evaluation of heavy metal contamination of sediments of the estuary of the Bouregreg (Atlantic Coast, Morocco). *Journal of Materials and Environmental Science*, **6**, 3338-3345.
- Naimo T.J., 1995.** A Review of the Effects of Heavy Metals on Freshwater Mussels. *Ecotoxicology*, **4**, 341-362. <https://doi.org/10.1007/BF00118870>.
- Naz A., Khan S., Qasim M., Khalid S., Muhammad S. et Tariq S., 2013.** Metal toxicity and its bioaccumulation in purslane seedlings grow in controlled environment. *Natural Science*, **5**, 573-579. <https://doi.org/10.4236/ns.2013.55073>.
- Naz A., Khan S., Muhammad S., Khalid S., Alam S., Siddique S., Ahmed T. et Scholz M., 2015.** Toxicity and Bioaccumulation of Heavy Metals in Spinach (*Spinacia oleracea*) Grown in a Controlled Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **12**, 7400-7416. <https://doi.org/10.3390/ijerph120707400>.
- NBN, Norme Belge T92-402., 1984.** Qualité biologique des cours d'eaux. Détermination de l'Indice Biotique se basant sur les macro-invertébrés aquatiques. Institut belge de Normalisation 11.
- Nelson S.M. et Roline R.A., 2003.** Effects of multiple stressors on hyporheic invertebrates in a lotic system. *Ecological Indicators*, **3**, 65-79. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(03\)00012-8](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(03)00012-8).

- Newman M.C. et Jagoe C.H., 1994.** Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. Bioavailability: physical, chemical and biological interactions. J. M. Heamlink, P. F. Landrum, H. L. Bergman and W. H. Benson. Boca Raton, USA, Lewis Publishers.
- NF ISO 11466., 1995.** Qualité du sol-Extraction des éléments en traces solubles dans l'eau régale in AFNOR (1999). Qualité des sols. Volume 1. AFNOR Paris, 566 p.
- N'guessan Y.M., Probst J.L., Bur T. et Probst A., 2009.** Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): Where do they come from? *Science of Total Environment*, **407**, 2939-2952.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.12.047>.
- Nisbet M. et Verneaux J., 1970.** Composantes chimiques des eaux courantes : discussion et proposition de classes en tant que bas d'interprétation des analyses chimique. *Ann. De limnologie*. Tome 6, n° : 161-190 p.
- Nolting R. et Helder W. 1990.** Distribution of nickel in sediment and pore water in the Golfe du Lion (Mediterranean Sea). Water Pollution Research Report 20. EROS 2000. M.J.M.B.H. Eds.
- Novotny V., 1995.** Diffuse Sources of Pollution by Toxic Metals and Impact on receiving Waters. In : Heavy Metals, (Ed.by S. Verlag), Berlin, Allemagne. p. 33-52.
- Otitoloju A.A. et Don-pedro K.N., 2004.** Integrated laboratory and field assessments of heavy metals accumulated in edible periwinkle, *Tympanotonus fuscatus var radula* (L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **57**, 354-362.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.09.002>.
- Ouahrani G. et Gheribi-Aoulmi Z., 2007.** Apport des lombriciens à l'estimation des éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols bordant l'oued Rhumel (Constantine). *Ecologia mediterranea*, **12**, 73-84.
- Pain D.J., 1995.** Lead in the Environment. In Hoffman D.J., Rattner B.A., Burton G.A.Jr., Cairns J. Jr., Handbook of Ecotoxicology. Ed Lewis Publishers, 356-391.
- Pandit T.K., Naik S.K., Patra P.K. et Das D.K., 2017.** Influence of Organic Manure and Lime on Cadmium Mobility in Soil and Uptake by Spinach (*Spinacia oleracea* L.). *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **21**, 419-433.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2016.1261886>.

- Papazoglou E.G., Serelis K.G. et Bouranis D.L., 2007.** Impact of high cadmium and nickel soil concentration on selected physiological parameters of *Arundodonax L.* *European Journal of Soil Biology*, **43**, 207-215. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.02.003>.
- Paraense W. et Pointier, J.P., 2003.** *Physa acuta* Draparnaud, 1805 (Gastropoda: Physidae): a study of topotypic specimens. *Memórias Do Instituto Oswaldo Cruz*, **98**, 513-517. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762003000400016>.
- Pardos M., Dominik J. et Houriet J.P., 2003.** Micropolluants dans les sédiments. Métaux et micropolluants organiques dans les matières en suspension et sédiments superficiels des grands cours d'eau suisses. Cahiers de l'environnement n° 353. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, 58 p.
- Pekey H., 2006.** Heavy metals pollution assessment in sediments of the Izmit Bay, Turkey. *Environ. Monit. Assess.*, **123**, 219-231.
- Péna G. et Picot B., 1991.** Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne : Sédiments Métaux lourds. *Oceanologica Acta*, **14**, 459-472.
- Pentreath R.J., 1976.** The accumulation of organic mercury from sea water by the plaice, *Pleuronectes platessa*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **24**, 121-132.
- Perrono P., 1999.** Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. Mém. D.U.E.S.S., D.E.P., Univ. Picardie, Amiens.
- Persoone G. et De paw N., 1979.** Systems of biological indicators for waters quality assessment In: biological aspects of fresh water pollution. Ed O. RAVERA. PERGAMON PRESS. Oxford and New York, pp. 39-75.
- Phillips D.J.H., 1980.** Quantitative aquatic biological indicators: Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Applied Science Publishers Ltd, London.
- Phillips, D.J.H., Rainbow, P.S, 1993.** The Biomonitoring of Trace Metals and Radionuclides. In : Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants, Springer, Netherlands, pp.79-132.
- Pinel-Alloul B. et Magnin E., 1971.** Cycle vital et croissance de *Bithynia tentaculata* L. (Mollusca, Gastropoda, Prosobranchia) du lac Saint-Louis près de Montréal. *Can. J. Zool.*, **49**, 759-766. <https://doi.org/10.1139/z71-111>.
- Polechońska L., A. Klink, M. Dambiec et Rudecki A., 2018.** Evaluation of *Ceratophyllum demersum* as the accumulative bioindicateur for trace metals. *Ecological indicators*, **93**, 274-281. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.020>.
- Pomerol C., Renard M., Lagabrielle Y., 2000.** Eléments de géologie. Dunod.

- Popa M.O., 2006.** Chromium impact on marine ecosystem. Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. *Vet. Med.*, **63**, 379-384. <https://doi.org/10.15835/buasvmcnvm:63:1-2:2516>.
- Power E.A. et Chapman, P.M., 1992.** Assessing sediment quality, Sediment Toxicity Assessment, Lewis, MI, USA *In Burton, GAJ* (Eds), pp.1-18.
- Praveena PE, Periasamy S., Kumar A.A. et Singh N., 2010.** Cytokine profiles, apoptosis and pathology of experimental *Pasteurella multocida* serotype A1 infection in mice. *Res. Vet. Sci.*, **89**, 332-339. <https://doi.org/10.1016/j.rvsc.2010.04.012>.
- Prygiel J., Rosso-Darmet A., Lafont M., Lesniak C., Durbec A. et Ouddane B., 2000.** Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological risk in fine sediment of rivers and canals of the Artois-Picardie water basin (France). *Hydrobiologia*, **410**, 25-37. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2163-9_4.
- Quantin C., 2001.** Incidence de la biodégradation des matières organiques sur le devenir des métaux et des contaminants organiques dans un sol nicklifère et un sédiment de rivière. Thèse de Doctorat, Université Henry Poincaré- Nancy1, France. 251p.
- Ragi A.S., Leena P.P., Cheriyan E. et Nair S.M., 2017.** Heavy metal concentrations in some gastropods and bivalves collected from the fishing zone of South India. *Mar. Pollut. Bull.*, **118**, 452-458. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.029>.
- Rainbow P.S., 1995.** Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, **31**, 183-192. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00116-5](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00116-5).
- Rainbow P.S., 2007.** Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. *Environ. Int.*, **33**, 576-582. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.007>.
- Raju K., Vijayaraghavran K., Seshachalam S. et Muthumanickam J., 2010.** Impact of anthropogenic input on physiochemical parameters and trace metals in marine surface sediments from the Ayeyarwady (Irrawaddy) continental shelf, northern Andaman Sea. *Marine Chemistry*, **111**, 137-150.
- Ramade F., 1982.** *Éléments d'écologie: Ecologie Appliquée*. Ed. Mc Graw-Hill, Paris, 449 p.
- Ramade F., 1993.** *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. Ed. Science International. Paris, 822 p.
- Ramade F., 2002.** *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. Paris : Dunod. 1075 p.
- Ramade F., 2005.** *Éléments d'écologie. Ecologie appliquée*. Ed. Dunod, Paris. 864 p.
- Ramade F., 2009.** *Éléments d'écologie, écologie fondamentale*. Ed. Dunod, Paris, 689 p.

- Ramade F., 2011.** La civilisation industrielle moderne pollue par émission dans l'air, les eaux, et les sols, de substances chimiques naturelles en grandes quantités, mais aussi par rejet d'un nombre croissant de composés de synthèse parfois très toxiques pour le monde vivant, 828 p.
- Rand G.M., Wells P.G. et Carthy a L. S. Mc. 1995.** Introduction to Aquatic Toxicology. Effects, environmental fate and risk assessment, Taylor and Francis. London, pp. 3-67.
- Reeves R.D., 2002.** Metal tolerance and metal accumulating plant exploration and exploitation. 9th New Phytologist Symposium on Heavy metals and plants, Philadelphia.
- Rehman H.U., Ullah Khan R., Sajed M., Ui Akbar N., Rehman J.U., Awais S., Ahmad I., Maqbool S., Ullah N. et Andaleeb H., 2016.** Estimation of Heavy Metal of Mollusca Shell, Water and Soil Collected from Darmalak Dam, Tehsil Lachi District Kohat. *World Journal of Zoology*, **11**, 01-05. <https://doi.org/10.5829/idosi.wjz.2016.11.1.101219>.
- Ribera D., Labrot F. et Tisnerat G., 1996.** Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. *Reviews in Environmental Contamination and Toxicology*, **146**, 53-89. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8478-6_3.
- Robbe D., 1981.** Pollution métallique du milieu naturel. Guide méthodologique de leur étude à partir des sédiments. Rapport bibliographique. Rapport de recherche LPC 104. Ministère de l'urbanisme et du logement. Ministère des transports Nantes, France, 88 p.
- Robbe D., 1984.** Interprétation des teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments. Rapport des laboratoires, série Environnement et Génie urbain EG-1, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 149 p.
- Rodier J., Bazin C., Broutin, J.P., Chambon P., Champsaur H. et Rodi L., 2005.** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8ème Ed. DUNOD. Paris, 1383 p.
- Roditi H.A., Fisher N.S. et Sañudo-Wilhelmy S.A., 2000.** Field testing a metal bioaccumulation model for zebra mussels. *Environ. Sci. Technol.*, **34**, 2817-2825. <https://doi.org/10.1021/es991442h>.
- Roux M., Servant-Vildary S. et Servant M., 1991.** Inferred ionic composition and salinity of a Bolivian quaternary lake, as estimated from fossil diatom flora in the sediments. *Hydrobiologia*, **210**, 3-18. <https://doi.org/10.1007/BF00014319>.

- Rubio B., Nombela M.A. et Vilas F., 2000.** Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ría de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin*, **40**, 968-980. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00039-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00039-4).
- Ruiz F., 2001.** Trace metals in estuarine sediments from the southwestern Spanish Coast. *Marine Pollution Bulletin*, **42**, 482-490. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(00\)00192-2](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(00)00192-2).
- Saber S., Benkhoubi N., Lebkiri A., Rifi E., Elfahime E. et Khadmaoui A., 2015.** Bioaccumulation des éléments traces chez les cultures fourragères (cas de Bersim: *Trifolium alexandrinum*). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **12**, 525-532.
- Saddik M., Fadili A. et Makan A., 2019.** Assessment of heavy metal contamination in surface sediments along the Mediterranean coast of Morocco. *Environmental Monitoring and Assessment*, **3**, 191-197. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7332-4>.
- Saher N.U. et Siddiqui A.S., 2016.** Comparison of heavy metal contamination during the last decade along the coastal sediment of Pakistan: multiple pollution indices approach. *Mar. Pollut. Bull.*, **105**, 403-410.
- Sahli L., 2002.** Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb, le chrome et le manganèse dans les sédiments, les macroinvertébrés et une plante aquatique (*Roripa nasturtium aquaticum*) dans l’oued Rhumel et son affluent l’oued Boumerzoug en zone urbaine. Mémoire de Magistère, Université Mentouri-Constantine, 126 p.
- Sahli L., Afri-Mehennaoui F.Z., El Hadeff El Okki M., Ferard J.F. et Mehennaoui S., 2012.** Assessment of sediment quality and pore water ecotoxicity in Kebir Rhumel basin (NE-Algeria): a combined approach. *Water Science & Technology*, **65**, 393-401. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.802>.
- Sahli L., 2012.** Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. Thèse de doctorat, Université Mentouri Constantine, 262 p.
- Sahli L., El Hadeff El Okki M. et Afri-Mehennaoui F.Z., 2014.** Utilisation d’indices pour l’évaluation de la qualité des sédiments : cas du bassin Boumerzoug (Algerie). *European Scientific Journal*, **10**, 333-343.
- Salomons W. et Förstner U., 1984.** Metals in the hydrocycle (Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokyo), 379 p.
- Samecka-Cymerman A. et Kempers A.J., 1996.** Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macrophytes around Wroclaw, Poland. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **35**, 242-247.

- Samecka-Cymerman A. et Kempers A.J., 2001.** Bioindication of heavy metals with aquatic macrophytes: the case of a stream polluted with power plant sewages in Poland. *J. Toxicol. Environ. Health*, **62**, 57-67. <https://doi.org/10.1080/00984100050201677>.
- Santschi P.H., Presley B.J., Wade T.L., Garcia-Romero B. et Baskaran M., 2001.** Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi river delta, Galveston bay and Tampa bay sediment cores. *Marine Environmental Research*, **52**, 51-79. [https://doi.org/10.1016/s0141-1136\(00\)00260-9](https://doi.org/10.1016/s0141-1136(00)00260-9).
- Saulnier I. et Gagnon C., 2009.** Background Levels of Metals in St. Lawrence River Sediments: Implications for Sediment Quality Criteria and Environmental Management. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **2**, 126-141. <https://doi.org/10.1002/ieam.5630020205>.
- Sawidis T., Chettri M.K., Zachariadis G.A., Stratis J.A., 1995.** Heavy metals in aquatic plants and sediments from water systems in Macedonia, Greece. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **32**, 73-80. <https://doi.org/10.1006/eesa.1995.1087>.
- Schneider G., 2001.** Le curage des sédiments des cours d'eau. Rapport INRA, Disponible sur : <http://www.inra.fr/dpenv/curage.htm>.
- SedNet., 2006.** Sediment Management – an essential element of River Basin Management Plans. Report on the SedNet Round Table Discussion. Venice, 22-23 Nov, 27 p.
- Seigneurin-Berny D., 2000.** Recherche de nouveaux systèmes de transport à travers l'enveloppe du chloroplaste : caractérisation de nouvelles protéines hydrophobes. Thèse de doctorat en Biologie. Université Joseph Fourier, Grenoble, France, 191 p.
- Sellam N., Vinolas A., Zouggaghe F. et Moulai R., 2016.** L'utilisation des Coléoptère, Ephéméroptère et Diptère comme bio indicateurs de la qualité des eaux de quelques oueds en Algérie. *Butletti de la Institucio Catalana d'Historia Natural*, **80**, 47-56.
- SEQ-Eau., 1999.** Les outils d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Les études des Agences de l'Eau n°72.
- SEQ-Eau. Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'Eau., 2003.** Version 2. Agences de l'Eau/Min. Envir. Développement Durable, Paris, 106 p.
- Sharma K.K. et Chowdhary S., 2011.** Macroinvertebrate assemblages as biological indicators of pollution in a central Himalayan River, Tawi (J&K). *Int. J. Biodivers. Conserv.*, **3**, 167-174.
- Shirneshan G. et Bakhtiari A.R., 2012.** Accumulation and distribution of Cd, Cu, Pb and Zn in the soft tissue and shell of oysters collected from the northern coast of Qeshm Island,

- Persian Gulf, Iran. *Chemical Speciation and Bioavailability*, **24**, 129-138. <https://doi.org/10.3184/095422912X13394368814321>.
- Sigg L., Behra P. et Stumm W., 2001.** Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris, 567 p.
- Sigg L., Behra P. et Stumm W., 2006.** Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 4e Eds. Paris: Dunod, 564 p.
- Singh M., Müller G. et Singh I.B., 2002.** Heavy Metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanisation of the Ganga Plain, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, **141**, 35-54. <https://doi.org/10.1023/A:1021339917643>.
- Singh J., Singh Rawat K. et Kumar A., 2013.** Mobility of Cadmium in Sewage Sludge Applied Soil and its Uptake by Radish (*Raphanus sativus L*) and Spinach (*Spinacia oleracea*). *International Journal of Agriculture and Food Science Technology*, **4**, 291-296.
- Smatti-Hamza I., Afri-Mehennaoui F-Z., Keddari D. et Mehennaoui S., 2019.** Niveau de contamination par les éléments traces métalliques cadmium, cobalt, cuivre et zinc de deux cyprinidés et des sédiments du barrage Koudiet Medouar (Batna, Algérie). *Journal of Applied Biosciences*, **143**, 14606-14621.
- Smith K.S. et Huyck H.L.O., 1998.** An Overview of the abundance, Relative Mobility, bioavailability, and Human Toxicity of Metals, in *The Environmental geochemistry of Mineral Deposits–Part A : Processes, Techniques and Health Issues, Reviews in Economic Geology*, vol. 6A, p. 29-70.
- Sörme L. et Lagerkvist R. 2002.** Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of The Total Environment*, **298**, 131-145. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(02\)00197-3](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(02)00197-3).
- Spencer K.L. et MacLeod C.L., 2002.** Distribution and partitioning of heavy metals in estuarine sediment cores and implications for the use of sediment quality standards. *Hydrology and Earth System Sciences*, **6**, 989-998. <https://doi.org/10.5194/hess-6-989-2002>.
- Sprovieri M., Feo M.L., Prevedello M.L., Manta D.S., Sammartino S. et Tamburrino Marsella E., 2007.** Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in surface sediments of the Naples harbour (southern Italy). *Chemosphere*, **67**, 998-1009. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.055>.

- Srarfi F., Sahli H., Tlig S. et Slim Shimi N., 2010.** Tinja : un chenal de transition hydrologique et géochimique entre lagune de Bizerte et Garaet Ichkeul (Ne Tunisien). *Larhyss Journal*, **9**, 73-82.
- Stephenson M. et Mackie G.L., 1988.** Total cadmium concentration in the water and littoral sediments of central Ontario lakes, *Water Air Soil Pollution*, **38**, 121-136.
<https://doi.org/10.1007/BF00279591>.
- Szymanowska A., Samecka-Cymerman A. et Kempers A.J., 1999.** Heavy metals in three lakes in West Poland. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **43**, 21-29.
<https://doi.org/10.1006/eesa.1998.1747>.
- Tachet H., Bournaud M. et Richoux PH., 1980.** Introduction a l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (systématique élémentaire et aperçu écologique) association française de limnologie, 150 p.
- Tadesse W., Shuford J.W., Taylor R.W., Adriano D.G. et Sajwan K.S., 1991.** Comparative availability to wheat of metals from sewage sludge and organic salts. *Water air and soil pollution*, **55**, 397-408.
- Tahiri L., Bennasser L., Idrissi L., Fekhaoui M., El Abidi A. et Mouradi A., 2005.** Contamination métallique de *Mytilus galloprovincialis* et des sédiments au niveau de l'estuaire de Bouregreg (Maroc). *Water Quality Research Journal of Canada*, **40**, 111-119. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2005.011>.
- Tandi N.K., Nyamangara J. et Bangira C., 2004.** Environmental and potential health effects of growing leafy vegetables on soil irrigated using sewage sludge and effluent: A case of Zn and Cu. *Journal of Environmental Science and Health*, **39**, 461-471.
<https://doi.org/10.1081/PFC-120035930>.
- Tauw Environnement et Ophrys., 2001.** Guide méthodologique de la caractérisation des sédiments, projet de curage et surveillance des sédiments. Version 1, 410 p.
- Taylor S.R., 1964.** Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **28**, 1273-1285.
[https://doi.org/10.1016/0016-7037\(64\)90129-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90129-2).
- Tercier Waeber M.L., Stoll S. et Slaveykova V., 2012.** Trace metal behavior in surface waters: emphasis on dynamic speciation, sorption processes and bioavailability. *Arch. Sci.*, **65**, 119-142.
- Tessier A., Campbell P.G.C. et Bisson M., 1979.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, **51**, 844-851.

- Tessier A. et Turner D.R., 1995.** Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. John Wiley & sons, Chichester.
- Tessier E., 2012.** Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/metalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Thèse de doctorat d'état, Univ. Du Sud Toulon Var, France, 272 p.
- Thévenot D., Meybeck M., Chesterikof A., Chevreuil M., Huang W.W., Estebe A., Idlafkih Z., Jairy A., Bussy A.L., Garnaud S., Mouchel J.M., 1998.** La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé ; Meybeck M., de Marsily G. Fustec E. (Eds), Elsevier, Paris, 749 p.
- Thévenot D.R., Meybeck M. et Lestel L., 2002.** Rapport de Synthèse, Métaux lourds : des bilans en mutation. Programme PIREN-Seine 1998-2001. 78 p.
- Thévenot D.R., Moilleron R., Lestel L., Gromaire M.C., Rocher V., Cambier P., Bonté P., Colin J.L., De Ponteves C. et 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. Human activity and material fluxes in a regional river basin. *The Seine River watershed-Seine Special Issue*, **375**, 180-203.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.008>.
- Thomas R. et Meybeck M., 1992.** The use of particulate material, *In* Chapman D. Eds. Water Quality Assessments. A guide to the use of Biota sediments and Water in environmental monitoring. Chapman & Hall Ltd. London. pp. 121-170.
- Tóth T., Kopernická M., Stanovič R., Musilová J., Bajčan D., Slávik M., Harangozo L. et Zupka S., 2014.** Content of mercury and lead in leaves of spinach (*Spinacia oleracea* L.). *Journal of microbiology, biotechnology and food sciences*, **3**, 298-299.
- Toure N., Kouadio K.P., Yoboue k.E. et Yao Kouame A., 2015.** Evaluation des métaux traces, pesticides et plastifiants dans les produits maraichers (gombo, corète potagère, épinard et aubergine) dans la vallée du Nieki, Sud-Est de la Cote D'ivoire. *European Scientific Journal*, **11**, 183- 196.
- Tourenq J.N., 1975.** Recherche écologique sur les chironomidae (diptera) de campagnes. Thèse Doctorat, 424 p.
- Touzin D., 2008.** Utilisation des macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec. Université Laval, Canada, pp.15-28.

- Tózsér D., Tóthmérész B., Harangi S., Baranyai E., Lakatos G., Fülöp Z. et Simon E., 2019.** Remediation potential of early successional pioneer species *Chenopodium album* and *Tripleurospermum inodorum*. *Nature Conservation*, **36**, 47-69.
<https://doi.org/10.3897/natureconservation.36.32503>.
- Tran N.T., 2009.** Valorisation de sédiments marins et fluviaux en technique routière. Douai: Thèse de doctorat à l'école des Mines de Douai, France, 187 p.
- Tremel Schaub A. et Feix I., 2005.** Contamination des sols : Transferts des sols vers les plantes. EDP Sciences, ADEME, 416 p.
- Tsitrone A., Jarne, P. et David P., 2003.** Delayed selfing and resource reallocations in relation to mate availability in the freshwater snail *Physa acuta*. *American Naturalist*, **162**, 474-88. <https://doi.org/10.1086/376889>.
- Tuffery G. et Verneaux J., 1968.** Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. C.E.R.A.F.E.R. (Ministère de l'agriculture), 25 p.
- USGS., 1995.** Contaminants in the Mississippi River, U.S. Geological Survey Circular 1133, Reston, Virginia, Ed. Meade R.H.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA)., 1997.** Special report on environmental endocrine disruption : An effects assessment and analysis. EPA/630/R-96/012. Risk Assessment Forum, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- USEPA., 2001.** Methods for collection, storage and manipulation of sediment for chemical and toxicological analyses : Technical manual. EPA-823-B-01-002. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, USA.
- Verboost P.M., Rooij J.V., Flik G., Lock R. a. C. et Bonga S.E.W., 1989.** The movement of cadmium through freshwater trout branchial epithelium and its interference with calcium transport. *J. Exp. Biol.*, **145**, 185-197.
- Verneaux J., 1984.** Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bull. Ecol.*, **15**, 47-55.
- Vesk P.A., Nockolds C.E. et Allaway W.G., 1999.** Metal localization in water hyacinth roots from an urban wetland. *Plant Cell and Environ.*, **22**, 149-158.
- Vukašinović-Pešić V., Blagojević N., Vukanović S., Savić A. et Pešić V., 2017.** Heavy Metal Concentrations in Different Tissues of the Snail *Viviparus mamillatus* (Küster, 1852) from Lacustrine and Riverine Environments in Montenegro. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **17**, 557-563.

- Wadaan M., 2007.** The Fresh Water Growing Snail *Physa acuta*: A Suitable Bioindicator 632 for Testing Cadmium Toxicity. *Saudi Journal of Biological Sciences*, **14**, 185-190.
- Wang W.X. et Fisher N.S., 1997b.** Modeling metal bioavailability for marine mussels. *Environ. Contam. Toxicol.*, **151**, 39-65. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1958-3_2.
- Ward J.V., 1992.** Aquatic insect ecology. I. Biology and habitat. Ed. John Wiley and sons. Inc. USA, 438 p.
- Waykar B. et Petare R., 2013.** Bioaccumulation of heavy metals in freshwater snails *Bellamya bengalensis*, and *Lymnea accuminata* from Malangaon wetland of Dhule district (Maharashtra) India. *The Bioscan*, **8**, 1043-1047.
- Wethington A.R. et Dillon R.T., 1996.** Gender choice and gender conflict in a non-reciprocally mating simultaneous hermaphrodite, the freshwater snail, *Physa*. *Animal Behaviour*, **51**, 1107-1118. <https://doi.org/10.1006/anbe.1996.0112>.
- Wethington A.R. et Lydeard C., 2007.** A molecular phylogeny of Physidae (Gastropoda : Basommatophora) based on mitochondrial DNA sequences. *Journal of Molluscan Studies*, **73**, 241-257. <https://doi.org/10.1093/mollus/eym021>.
- World Health Organization WHO., 1993.** Evaluation of certain food additives and contaminants (forty first report of joint FAO/WHO Expert committee on food additives). WHO Technical Report Series No. 837, Geneva.
- WHO., 2005.** Manganese and its compounds: environmental aspects. Concise International Chemical Assessment Document-CICAD-63. Genève (CH), 63 p.
- Williams K., Green D. et Pascoe D., 1984.** Toxicity testing with freshwater macroinvertebrates: methods and application in environmental management. pp. 81-91. *In: Freshwater biological monitoring*. Pascoe D. & Edwards R.W. (Eds). Pergamon Press, Oxford.
- Woods A.M., 2009.** Tracing the distribution of heavy metals in the sediments of the Pearl River Estuary. M. Sc. Thesis. Durham University, 129 p.
- Xiong T.T., Leveque T., Austruy A., Goix S., Schreck E., Dappe V. et Dumat C., 2014.** Foliar uptake and metal (loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter. *Environmental Geochemistry and Health*, **36**, 897-909. <https://doi.org/10.1007/s10653-014-9607-6>. Epub 2014 Apr 13.

- Yap C.K., Ismail A., Tang S.G. et Rahim Ismail A., 2003.** Can the shell of the green-lipped mussel *Perna viridis* from the west coast of Peninsular Malaysia be a potential biomonitoring material for Cd, Pb and Zn? *Estuarine Coastal Shelf Science*, **57**, 623-630. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00401-8](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00401-8).
- Yi Y., Yang Z. et Zhang S., 2011.** Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environ. Pollut.*, **159**, 2575-2585. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.011>.
- Zeybek M., 2017.** Macroinvertebrate-based biotic indices for evaluating the water quality of Kargi Stream (Antalya, Turkey). *Turkish Journal of Zoology*, **41**, 476-486.
- Zhu X., Ji H., Chen Y., Qiao M. et Tang L., 2013.** Assessment and sources of heavy metals in surface sediments of Miyun Reservoir, Beijing. *Environmental Monitoring and Assessment*, **185**, 6049-6062. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-3005-2>.
- Zouggaghe F., Mouni L. et Tafer M., 2014.** Qualité biologique du réseau hydrographique du bassin versant de la Soummam (Nord de l'Algérie). *Larhyss Journal*, **17**, 21-33.
- Zubrod J.P., Englert D., Rosenfeldt R.R., Wolfram J., Lüderwald S., Wallace D., Schnetzer N., Schulz R. et Bundschuh M., 2015.** The relative importance of diet-related and waterborne effects of copper for a leaf-shredding invertebrate. *Environ. Pollut.*, **205**, 16-22. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.05.015>.
- Zurayk R., Sukkariyah B. et Baalbaki R., 2001.** Common hydrophytes as bioindicators of Nickel, Chromium and Cadmium pollution. *Water Air Soil Pollution*, **127**, 373-388.

Annexes

Annexe 1 : Protocole de terrain
--

Cours d'eau : Station :
 Date : Heure :
 Temps : T° de l'air :
 T° de l'eau :
 Couleur de l'eau :

Macrohabitat :

Type :	Crénon (source)	Rhithron (en montagne)	Potamon (en plaine)
Largeur :	< 1	1-2	2-3
Profondeur moyenne :	0,1	0,1-0,5	0,5-1
Pente :	< 1	1-3	3-7
Vitesse du courant :	Très rapide	Rapide	Modéré
			Lent Stagnant

Type de substrat :**Dominants :**

Blocs-Cailloux (< 20 mm)

Accessoires :

Blocs-Cailloux

Gravier (2 -20 mm)
 Sable (0,2- 2 mm)
 Vase-Boue (< 0,2 mm)

Gravier
 Sable
 Vase-Boue

Conditions du substrat :	Pur	Recouvert de MO	Feuilles	Autres
Transparence :	Clair	Trouble	Très trouble	
Couverture :	Couvert	A moitié couvert		

Type de paysage :

Zone naturelle
 Prairie
 Champ de culture
 Agglomération Zone
 industrielle

Faune et flore :

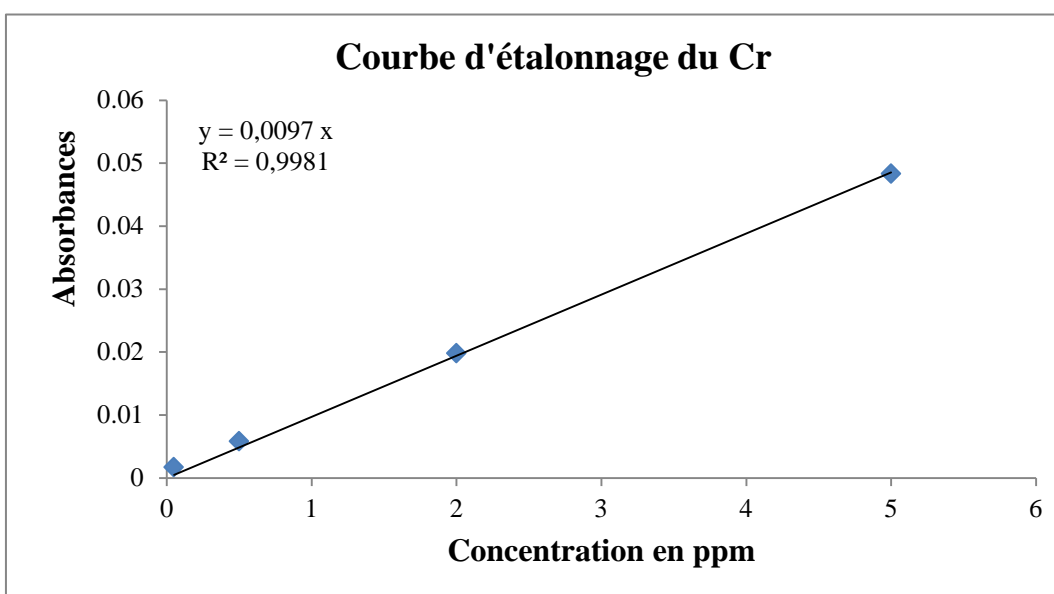
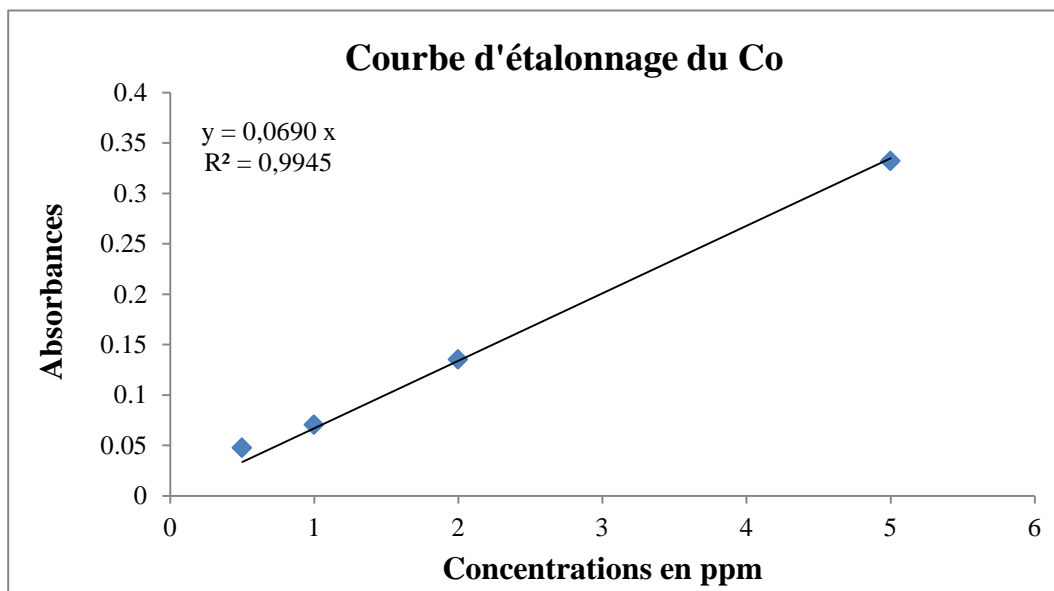
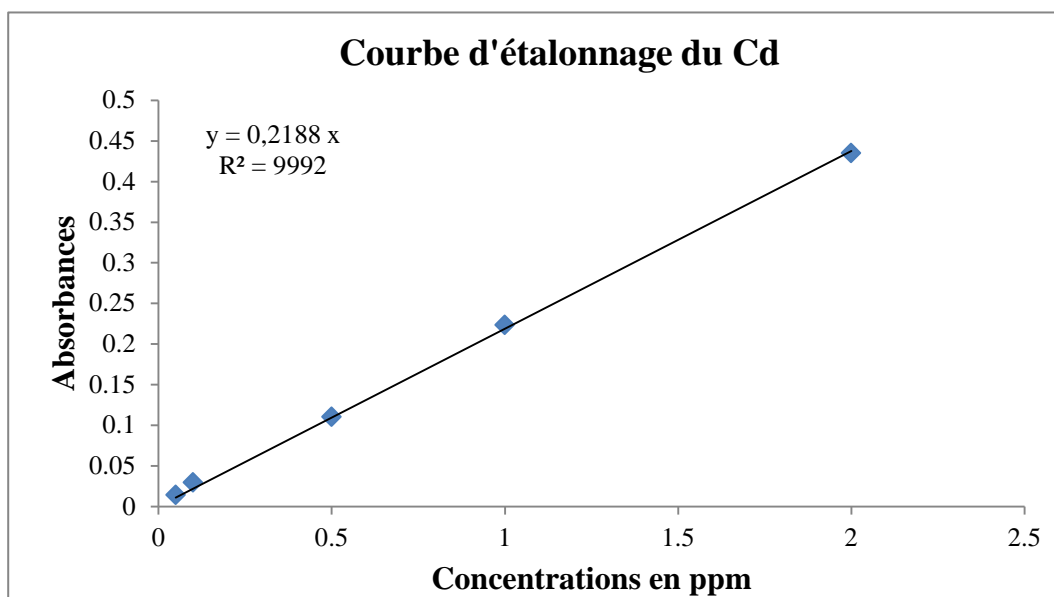
Macroinvertébrés : Denses Moyens Rares Absents
 Spécificités de la flore :

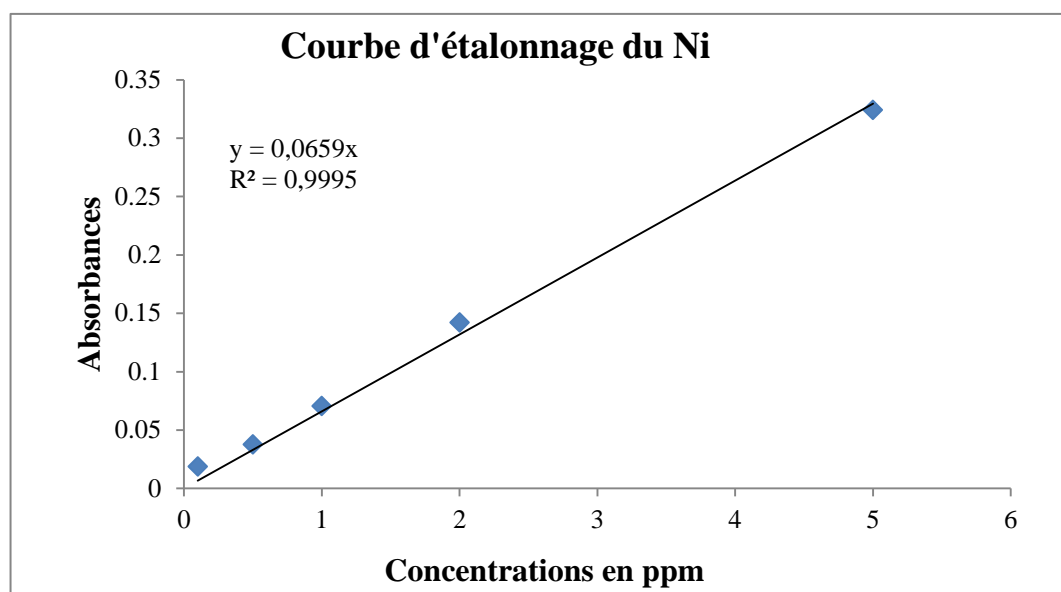
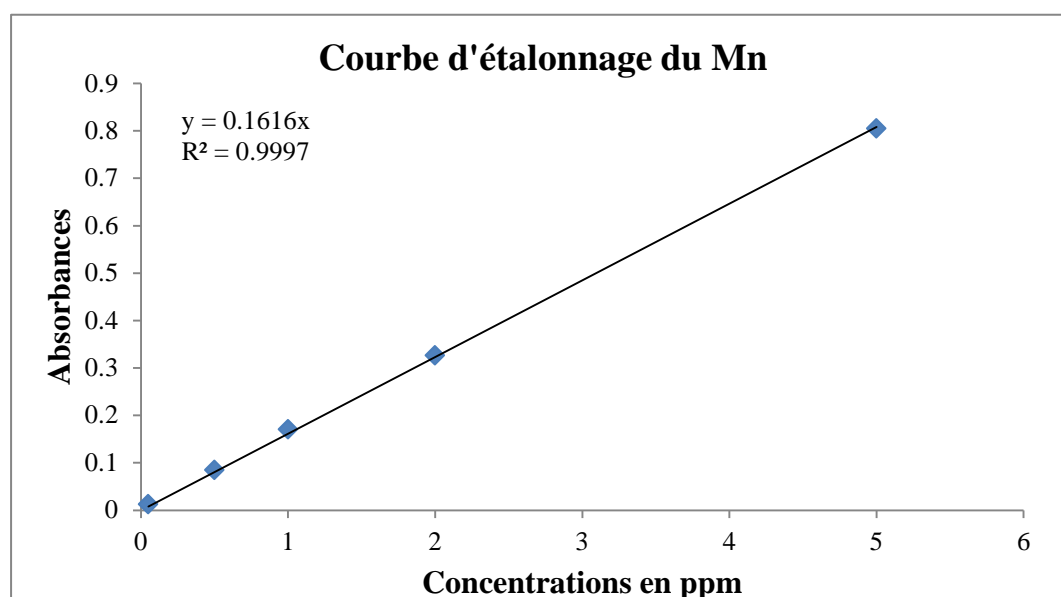
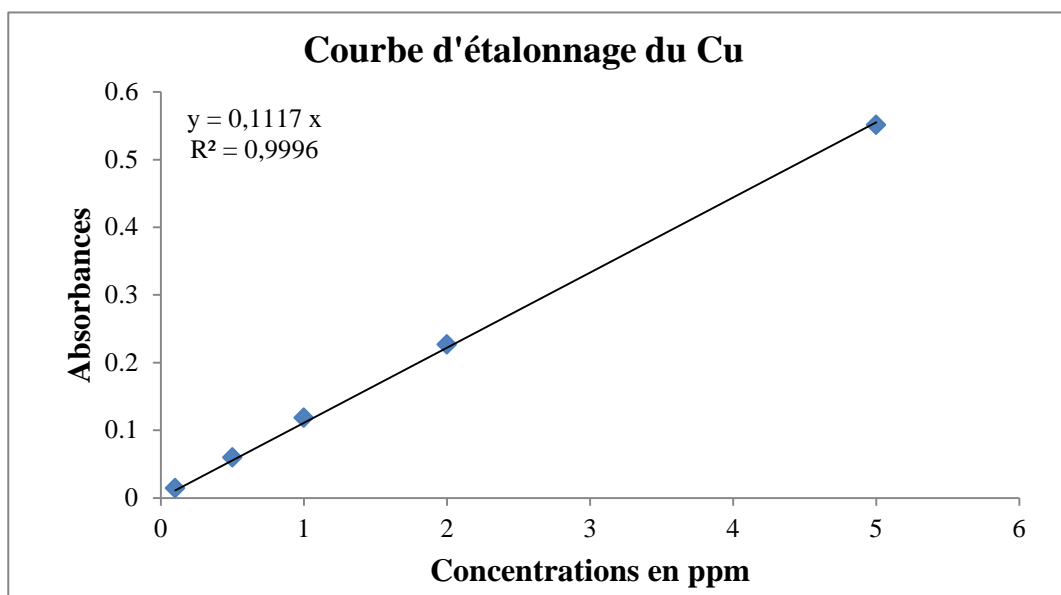
Spécificités de l'échantillonnage :

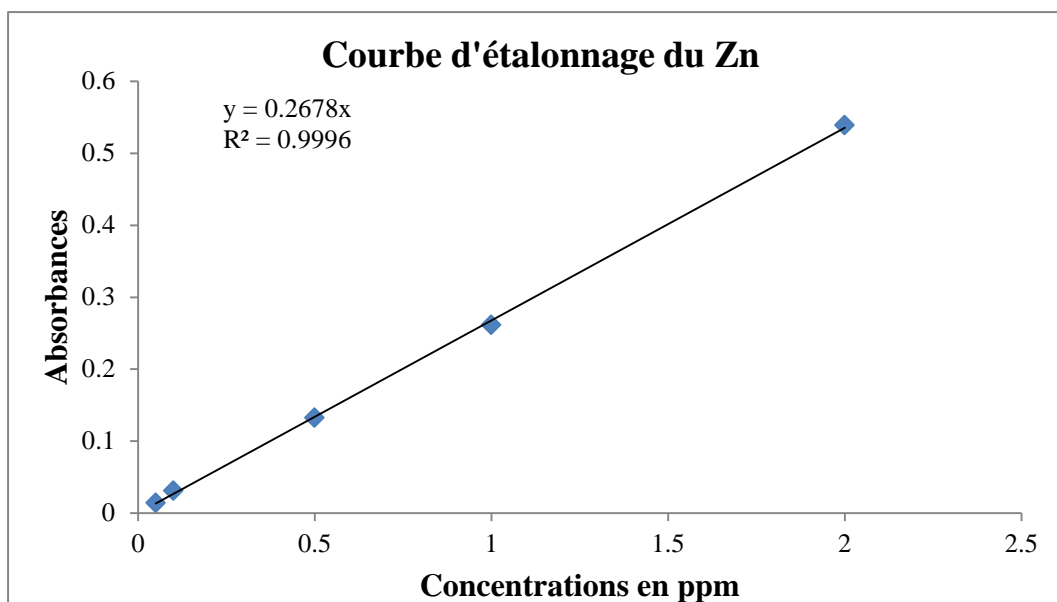
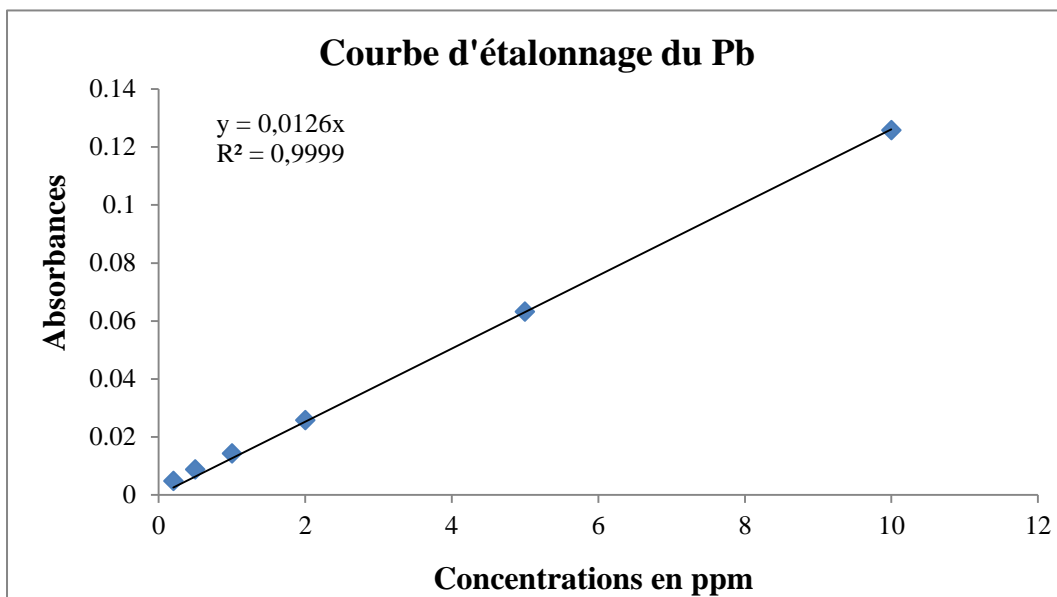
Méthode d'échantillonnage :
 Durée de l'échantillonnage :
 Surface échantillonnée :
 Substrat échantillonné :

Autres :

Annexe 2 : Courbes d'étalonnage des ETM



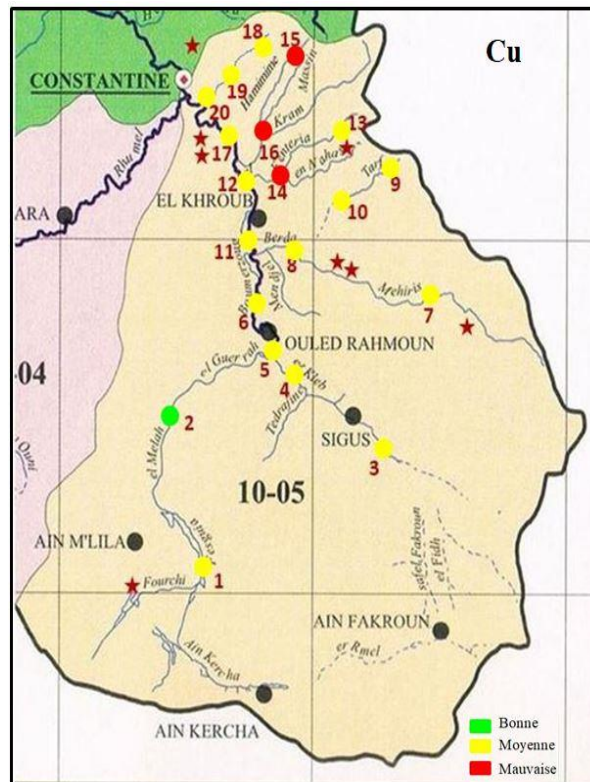
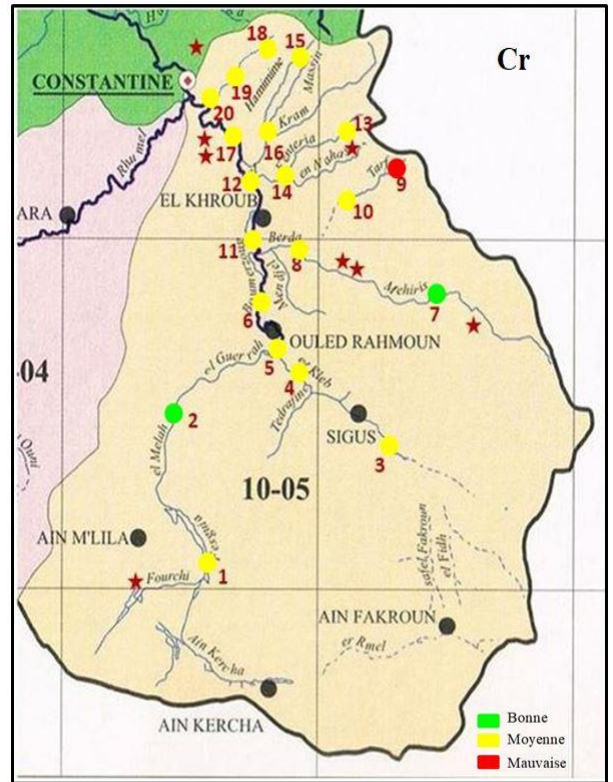
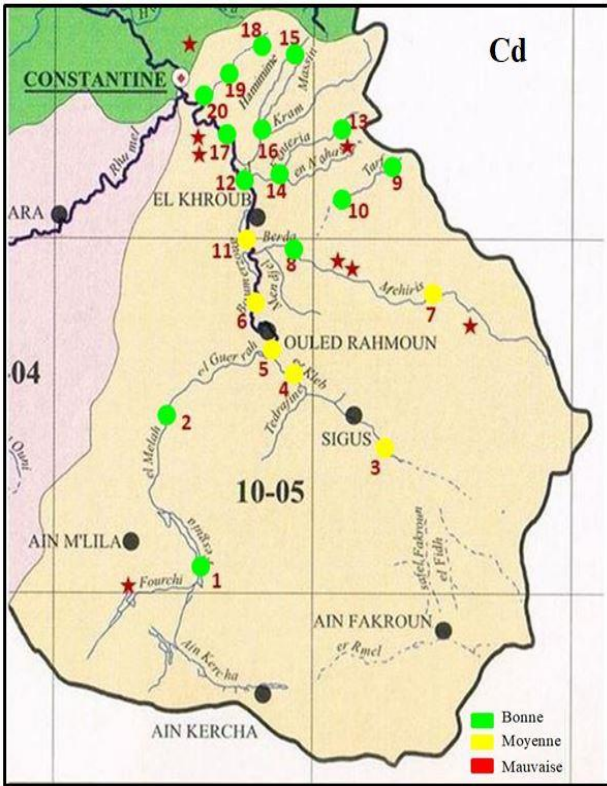


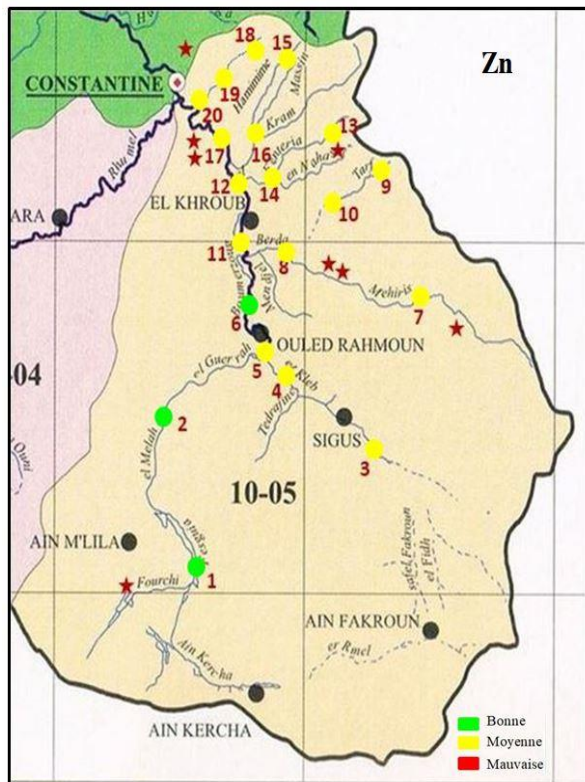
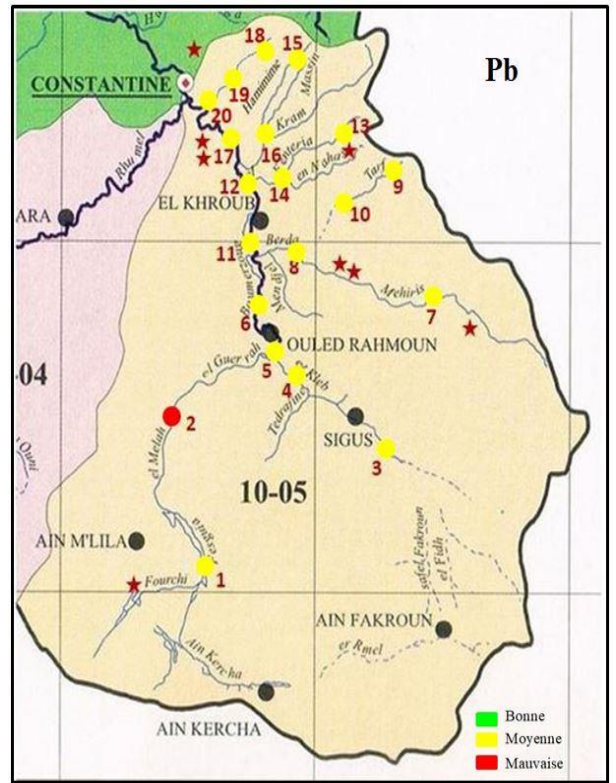
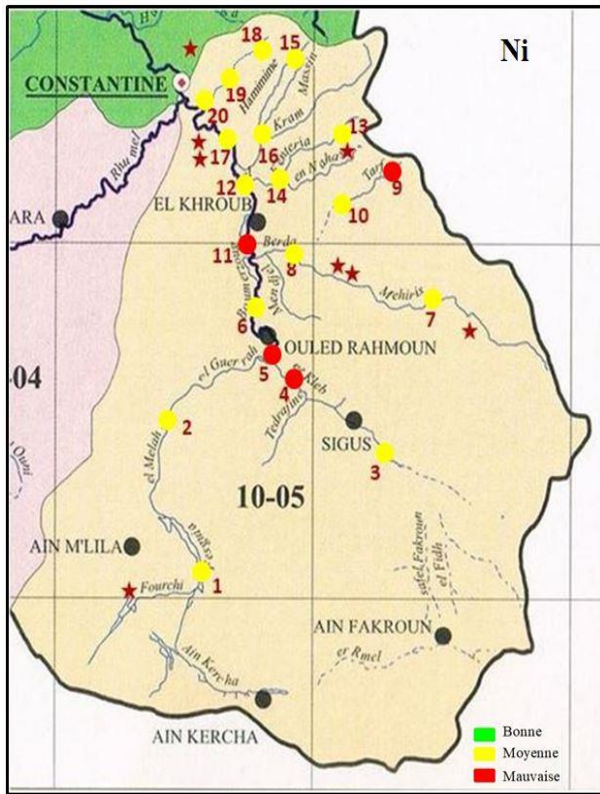


Annexe 3 : Matrice de corrélation de Pearson des paramètres physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des éléments traces métalliques (ETM) dans les sédiments

	T°C air	T°C eau	pHe	CEe (µS/cm)	% Sat	Salinité (‰)	O ₂ dissous (mg/l)	pHs	CEs (µS/cm)	MO (%)	F (%)	CT (%)	Cd	Co	Cr	Cu (mg/kg)	Ni	Mn	Pb	Zn	
T°C air	1																				
T°C eau	0,53***	1																			
pHe	0,49***	0,46***	1																		
CEe (µS/cm)	-0,03	0,10	0,20*	1																	
% Sat	-0,32**	-0,23*	-0,10	0,03	1																
Salinité (‰)	0,08	0,29**	0,20*	0,73***	0,02	1															
O ₂ dis. (mg/l)	-0,37***	-0,27**	-0,14	0,01	0,98***	-0,13	1														
pHs	-0,15	0,14	0,001	-0,02	-0,15	-0,12	-0,16	1													
CEs (µS/cm)	-0,18	-0,03	0,11	0,49***	0,03	0,59***	0,26	-0,20*	1												
MO (%)	0,38***	0,27**	0,21*	0,29**	-0,1	0,46***	-0,14	-0,42***	0,32***	1											
F (%)	0,38	-0,10	0,20*	0,42***	0,02	0,27**	0,01	-0,03	0,09	0,07	1										
CT (%)	0,04	-0,11	0,21*	0,42***	0,11	0,24**	0,10	0,04	0,19	-0,03	0,43***	1									
Cd	0,15	0,32***	0,24**	0,04	-0,09	0,13	-0,13	0,23**	-0,10	0,03	0,15	0,10	1								
Co	-0,11	-0,15	-0,30**	-0,17	0,10	-0,28**	0,12	-0,11	-0,16	-0,18	-0,12	-0,03	-0,38***	1							
Cr	-0,01	-0,24**	-0,20	-0,18	-0,02	-0,28**	-0,01	-0,01	-0,29**	-0,17	0,19	0,14	-0,05	0,34***	1						
Cu	-0,07	-0,07	0,08	-0,17	-0,04	-0,28**	-0,10	-0,11	-0,21*	-0,07	0,24**	-0,20	-0,31**	0,28**	0,10	1					
Ni	-0,60	-0,22*	-0,10	-0,19	0,16	-0,23*	-0,04	-0,04	-0,32***	-0,13	0,18	0,15	0,13	0,27**	0,74***	0,01	1				
Mn	0,02	-0,03	0,01	0,004	0,19	-0,18	-0,07	-0,07	-0,20*	-0,07	-0,09	0,09	-0,25**	0,62***	0,08	0,35***	0,10	1			
Pb	0,16	0,32***	0,26**	0,04	-0,08	-0,26**	-0,10	-0,10	0,14	0,24**	0,05	-0,10	0,03	-0,09	-0,15	0,10	-0,20*	-0,07	1		
Zn	-0,05	-0,22*	-0,10	-0,22*	-0,08	-0,32***	-0,03	-0,03	-0,30**	-0,08	-0,02	-0,01	-0,18	0,22*	0,47***	0,49***	0,43***	0,12	-0,08	1	

Annexe 4 : Cartographie de la distribution spatiale des teneurs maximal en ETM dans les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents selon les critères de la SEQ-Eau (teneur en mg/kg).





Annexe 5 : Photos de quelques Unités Systématiques déterminées dans l'oued Boumerzoug et ses affluents

Ephéméroptères : *Baetis*



Trichoptères : *Philopotamidae*



Mollusque : *Physa*



Coléoptères

Helophoridae



Dytiscidae



Hydraenidae



Odonates

Coenagrion



Cordulia



Anisoptera



Diptères

Chironomidae



Chaoboridae



Tabanidae



Syrphidae



Tipulidae



Hétéroptères

Naucoris



Nepa



Oligochètes

Haplotaxidae



Lumbricidae



Hirudinées

Glossiphonia



Haemopsis



Publications

Qualité écologique via la faune macro-invertébrée benthique et devenir du niveau de contamination par le Cr et le Pb des sédiments de l'oued Boumerzoug (Constantine, Algérie)

D. Keddari^{1*}, F-Z. Afri-Mehennaoui¹, L. Sahli¹ et S. Mehennaoui²

¹Laboratoire Biologie et Environnement, Université Frères Mentouri Constantine 1, Algérie.

²Laboratoire ESPA, Université H. Lakhdar, Batna 1, Algérie.

*Corresponding author: dounia.keddari@umc.edu.dz

ARTICLE INFO

Article History:

Received : 27/11/2018

Accepted : 20/02/2019

Mots-Clés :

Sédiment ;
Éléments traces métalliques ;
Macroinvertébrés
benthiques ;
Indice Biotique ;
Pollution.

Key Words:

Sediment;
Metalic trace elements;
Benthic macroinvertebrates;
Biotic index;
Pollution.

ABSTRACT/RESUME

Résumé: Malgré toute l'importance que nous reconnaissons à l'eau pour notre santé et pour celle de l'environnement, de la faune et de la flore, nous contribuons, par toutes les activités industrielles de notre société, à la polluer et à en dégrader la qualité. Dans cette étude, notre intérêt a porté sur la qualité écologique de l'oued Boumerzoug et sur l'impact des rejets de Constantine. La première investigation a concerné la caractérisation physico-chimique des eaux (température, pH, conductivité électrique, salinité et oxygène dissous) et biologique (inventaire des macroinvertébrés benthiques et calcul de l'indice biotique). L'incidence de la pollution sur la faune invertébrée benthique, exprimée par l'indice biotique, se manifeste par une chute de ce dernier et la disparition des espèces sensibles au profit d'espèces plus tolérantes. L'objet de la deuxième investigation est d'évaluer le niveau de contamination du cours d'eau par les éléments traces métalliques (Cr et Pb) déterminés dans la matrice sédimentaire. Par analogie aux décennies précédentes, la situation s'améliore très peu malgré la collecte des eaux usées et ce cours d'eau reste dans un état écologique très inquiétant surtout en aval. Son impact sur l'oued Rhumel où il afflue et donc sur le barrage Béni-Haroun, demeure préoccupant.

Abstract: Despite all the importance we recognize for water, for our health and for the environment, the fauna and flora, we contribute, through all the industrial activities of our society, to pollute and degrade its quality. In this study, our interest focused on the ecological quality of the wadi Boumerzoug and the impact of the discharges of Constantine. The first investigation concerned the water physicochemical (temperature, pH, conductivity, salinity and dissolved oxygen) and biological characterization (inventory of benthic macroinvertebrates and calculation of the biotic index). The impact of pollution on the benthic invertebrate fauna expressed by biotic index is manifested by a fall of the latter and the disappearance of sensitive species in favor of more tolerant species. The subject of the second investigation is to evaluate the contamination level of the watercourse by the metallic trace elements chrome (Cr) and lead (Pb) determined in the sedimentary matrix. By analogy in the previous decades, the situation improves very little despite collection and treatment of wastewater and this watercourse stays in a very worrying environmental state especially downstream. His impact on the Rhumel in which it rushes, and on the dam, remains worrying.

I. Introduction

Surnommée "l'or bleu", l'eau représente 70% de la planète terre et constitue la source naturelle la plus indispensable mais aussi la plus menacée par les activités humaines. En effet, la pollution des écosystèmes aquatiques, problème environnemental majeur, touche un grand nombre de pays, particulièrement, les pays africains dont l'Algérie, qui est fortement impactée par les divers et multiples rejets d'effluents auxquels s'ajoute le problème crucial du déficit en eau.

Il faut souligner que les cours d'eau sont parmi les écosystèmes dynamiques les plus complexes. Ils jouent des rôles essentiels dans la conservation de la biodiversité et le fonctionnement des organismes. En Algérie la qualité des eaux de surface a le plus souvent été appréciée par des analyses microbiologiques mais aussi physico-chimiques et biologiques [1, 2, 3, 4]. Ces dernières se complètent et sont d'une importance capitale.

Au cours des dernières décennies, la lutte contre la pollution de l'eau représente le cœur des discussions et des débats mondiaux [5, 6, 7]. Plusieurs approches sont utilisées pour évaluer la contamination des écosystèmes aquatiques par plusieurs polluants. Parmi ces approches, des enquêtes sur le terrain sont souvent menées car elles intègrent des facteurs abiotiques et biotiques. La méthode idéale de surveillance de la qualité écologique d'un écosystème combine des aspects physiques, chimiques et biotiques [8].

Parmi les principaux polluants de l'eau, on peut citer les éléments traces métalliques (ETM) dont les origines sont diverses. En réalité, ces derniers sont des constituants normaux de la biosphère mais de multiples activités anthropiques favorisent leur dispersion [9] et augmentent leurs teneurs initiales. Les ETM émis dans l'environnement, parviennent aux écosystèmes aquatiques sous différentes formes physico-chimiques, dont une grande partie se trouve piégée dans les sédiments [10] responsables ainsi d'une pollution différée. Ces derniers sont alors souvent utilisés pour évaluer le degré de contamination ou de pollution des milieux aquatiques [11, 12, 13].

Le présent travail porte sur «l'oued Boumerzoug» affluent de l'oued Rhumel, cours d'eau très important dans le Constantinois. Nous avons sélectionné six points de prélèvement de l'amont vers l'aval. Deux campagnes de prélèvements des échantillons ont été réalisées en mai et décembre 2016. Cette étude consiste en l'évaluation et le suivi de la qualité physico-chimique et biologique de l'oued Boumerzoug par analogie et en complément aux précédents travaux sur l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug [3, 4, 14, 15, 16, 17, 18], qui ont été menés alors que les eaux usées, dont la

collecte était partielle, alimentaient encore l'oued. Actuellement ces dernières sont collectées dans un réseau d'assainissement unitaire longeant l'oued et sont acheminées vers la STEP Ibn Ziad qui traite les eaux usées de Constantine et sa banlieue.

La qualité physico-chimique de l'eau a été appréciée par la température de l'eau, le pH, la conductivité, la salinité et l'oxygène dissous. En complément, la qualité biologique a été évaluée via l'utilisation d'organismes macro-invertébrés benthiques. Cette dernière a conduit au calcul d'un Indice Biotique.

Dans un second volet, l'investigation a porté également sur l'évaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination des sédiments superficiels par le plomb (Pb) et le chrome (Cr). Le choix de ces ETM est motivé par la présence de l'industrie de galvanoplastie et de traitement des surfaces métalliques dans la zone d'étude. En effet, en plus du réseau routier, l'oued draine la zone d'activité Boumerzoug, au sud de Constantine, qui regroupe diverses industries et des petites et moyennes entreprises. Les questions qui se posent alors sont: dans quelle mesure toutes ces activités contribueraient-elles à une éventuelle contamination métallique des sédiments de l'oued par le Pb et le Cr et quel est l'effet de la collecte et des eaux usées après plus d'une décennie de nos précédentes observations [14, 15, 18]?

II. Matériel et méthodes

II.1. Présentation et description de la zone d'étude

Avec une superficie de 8815 km² environ, le bassin versant 10 Kébir-Rhumel déborde largement les limites géographiques du Constantinois (figure 1): il s'étend entre la mer Méditerranée au nord et les marges septentrionales des Hautes Plaines des sebkhas (lacs salés) au sud, présentant ainsi des caractères physiques nettement contrastés, d'où son originalité. L'oued Rhumel, long de 150 km reçoit son principal affluent, l'oued Boumerzoug s'écoulant sur 50 km. Constantine, troisième ville d'Algérie habite en son sein la confluence des deux oueds [15]. Au sud-est, le sous-bassin 10-05 de l'oued Boumerzoug, s'étend sur une superficie de 1832 km² et compte plus de 858800 habitants [19]. L'oued traverse plusieurs agglomérations: Ain Mlila, El Guerrah, Ouled Rahmoun, El Khroub avant d'atteindre le Rhumel à Constantine.

Les unités industrielles du sous-bassin Boumerzoug sont réparties en plusieurs zones, concentrées autour des grandes agglomérations. Les types d'activités industrielles sont multiples: production de gaz, production des machines et outils (ENPMO), production de tabac et allumettes, industries alimentaires et tanneries [19].

II.2. Localisation et choix des stations de prélèvements

Six stations ont été sélectionnées en des lieux stratégiques en fonction des observations faites sur le terrain (rejets, sources de pollution...) afin d'évaluer le niveau d'une éventuelle contamination métallique au sein du compartiment sédimentaire. Les six stations (Bm1, Bm2, Bm3, Bm4, Bm5, Bm6) sont localisées en aval de la confluence oued

Melah-Boumerzoug et en amont de la confluence Boumerzoug-Rhumel: Bm1 et Bm2 localisées en amont, Bm3 et Bm4 à mi-chemin et les deux dernières Bm5 et Bm6 en aval de l'oued Boumerzoug. Deux à deux, elles traduisent l'amont et l'aval d'effluents et sont présentées dans le tableau 1 et sur la figure 1. L'échantillonnage a été réalisé selon la méthode de jugement linéaire [20].

Tableau 1. Coordonnées géographiques des six stations de prélèvement de l'oued Boumerzoug.

Stations Code	Coordonnées géographiques	Altitude
Station 1 Bm1	36° 10'58,42"N 6° 41'68,12"E	780 m
Station 2 Bm2	36° 10'29,00"N 6° 41'29,00"E	688 m
Station 3 Bm3	36° 16'29,14"N 6° 41'20,12"E	594 m
Station 4 Bm4	36° 15'08,15"N 6° 41'20,32"E	586 m
Station 5 Bm5	36° 18'43,78"N 6° 39'33,65"E	561 m
Station 6 Bm6	36° 18'25,73"N 6° 42'04,45"E	531 m

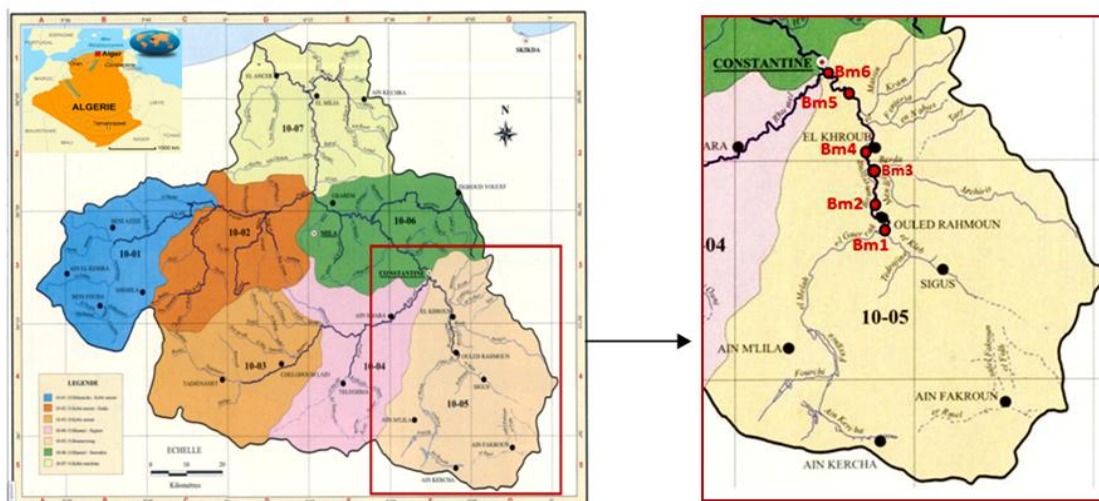


Figure 1. Zone d'étude et localisation des stations de prélèvement des échantillons.

II.3. Paramètres physico-chimiques de l'eau

La température de l'air est prise au thermomètre à alcool. Les paramètres, température de l'eau, pH, conductivité, salinité, teneur en oxygène dissous et % de saturation en O₂ de l'eau sont mesurés *in situ*, à l'aide du multi-paramètres de type 3420-SET-G.

L'utilisation de cet appareil consiste à plonger les sondes appropriées dans l'eau, après calibrage, puis à attendre la stabilisation de l'affichage sur l'écran avant de relever le résultat des différentes mesures. Par précaution, lors de l'échantillonnage, les sondes sont immergées loin de la rive et de la surface pour éviter les influences de ces dernières.

II.4. Détermination du niveau de contamination des sédiments par les ETM

La contamination récente par les éléments traces métalliques Cr et Pb est déterminée dans les sédiments de surface (5 cm). Environ 500g de sédiments sont prélevés en plusieurs points de la station. Au laboratoire ils sont séchés à 80°C jusqu'à poids constant, broyés et tamisés. Pour le compartiment sédiment, le pH, la conductivité électrique, la teneur en matière organique (ou perte au feu à 525°C), et le calcaire total sont déterminés sur la fraction 2 mm. La fraction inférieure à 63µm a été évaluée et servira au dosage des ETM qui s'y fixent préférentiellement.

La technique d'extraction des ETM consiste en une digestion humide à l'eau régale (aqua regia), mélange d'HNO₃ et d'HCl, dans les

proportions respectives 1V/3V. La technique, inspirée de la norme NF-ISO 11466 (1995), est proposée par le constructeur du four micro-ondes BERGHOF MWS-2. Le programme de la minéralisation à chaud et sous pression des sédiments est consigné dans le tableau 2. Les dosages du chrome et du plomb, sont effectués par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) à flamme de type Chimadzu 6800. L'efficacité du processus d'extraction est contrôlée à l'aide de l'analyse d'un échantillon de référence certifié (sédiment d'un lac canadien: Lake sediment LKSD-1 N°1065). Les teneurs déterminées vs les valeurs certifiées et les % de récupération sont: 12,12 vs 12 mg/kg pour Cr (101%) et 84,26 vs 84 mg/kg pour Pb (100,3 %).

Tableau 2. Etapes et conditions d'extraction des ETM au four micro-ondes.

Etapes	Temps (mn)	Température (°C)	Puissance (%)
1	5	140	80
2	5	160	85
3	20	175	90

II.5. Analyses biologiques

Les analyses physico-chimiques ont été complétées par des analyses biologiques relatives à la faune macroinvertébrée benthique. L'incidence des perturbations physiques ou chimiques sur la faune invertébrée benthique est exprimée par le calcul d'un indice biotique (de 0 à 10), ou expression chiffrée du niveau de la qualité écologique de l'écosystème. Cette méthode combine à la fois la diversité (nombre d'unités systématiques (US) collectées), et la présence de taxons bioindicateurs dont les plus sensibles disparaissent quand les conditions du milieu se dégradent au profit des unités plus tolérantes qui investissent le milieu.

La faune macroinvertébrée benthique a été échantillonnée à l'aide d'un filet troubleau, triée et déterminée selon les limites de la méthode de Tuffery et Verneaux [21] en se basant principalement sur les clés de détermination de Micha et Noiset [22] pour définir les unités systématiques (US). La diversité, exprimée par le nombre d'US, et la présence de taxons indicateurs de qualité permettent de calculer un Indice Biotique (IB) qui varie de 10 si la qualité écologique est excellente à 0 si l'eau est excessivement polluée [23, 24].

III. Résultats et discussion

Les résultats de l'ensemble des analyses physico-chimiques de l'eau et des sédiments sont présentés

dans le tableau 3 et ceux des analyses biologiques sont rapportés dans le tableau 4.

III.1. Paramètres physico-chimiques de l'eau

L'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux de l'oued Boumerzoug faite sur la base des critères du SEQ-Eau [25] montre que la température de l'air est saisonnière et elle détermine celle de l'eau qui reste dans un intervalle viable pour la faune macroinvertébrée. De même, les valeurs du pH reflètent une faible alcalinité compatible avec la survie des organismes. La conductivité, généralement élevée, est influencée par la nature carbonatée du bassin versant, à laquelle s'ajoutent des effluents diffus engendrant une eau excessivement minéralisée. L'appartenance du sous-bassin à un étage semi-aride et surtout la fréquence des sols salés au sud, confèrent à l'eau une salinité élevée qui est un facteur limitant important pour la colonisation des milieux par les organismes. La teneur en oxygène dissous, facteur vital pour la survie de la faune macroinvertébrée benthique, est faible et diminue de l'amont vers l'aval où il devient rare, voire nul à la suite de l'augmentation de la charge organique causée par des effluents domestiques et agricoles incontrôlés. Cette carence est le signe d'un déséquilibre écologique qui se répercute sur la diversité faunistique et seuls survivront les taxons tolérants à un déficit en oxygène.

Tableau 3. Résultats des analyses physico-chimiques (moy ± écart-type et valeurs extrêmes) de l'eau et des sédiments de 6 stations de l'oued Boumerzoug pendant 2 campagnes de prélèvements (mai et décembre 2016).

Paramètres eau	Campagne mai	Campagne décembre
T air (°C)	31,83 ± 3,06 [28 -36]	16 ± 1,41 [14 -18]
T eau (°C)	24,73 ± 1,68 [21,9 -26,1]	12,36 ± 0,85 [11,5 -13,5]
pH	7,77 ± 0,12 [7,54 -7,88]	7,47 ± 0,20 [7,21 -7,77]
CE (µS/cm)	2231 ± 514 [1800 -2875]	2386 ± 521 [1824 -3100]
Salinité (g/l)	1,13 ± 0,29 [0,9 -1,5]	0,85 ± 0,15 [0,62 -1,2]
O ₂ mg/l	3,08 ± 1,90 [0 -5,45]	4,69 ± 2,31 [0,65 -6,99]
O ₂ %Sat	43,33 ± 24,54 [0 -67]	49,8 ± 25,41 [6,7 -80,1]
Paramètres sédiment	Campagne mai	Campagne décembre
pH	8,46 ± 0,20 [8,21 -8,72]	7,91 ± 0,20 [7,65 -8,18]
CE (µS/cm)	378 ± 103 [284 -578]	431 ± 120 [313 -647]
Calcaire total (%)	36,43 ± 5,76 [30,66 - 45,51]	34,67 ± 9,91 [24,15 -52,60]
Matière organique (%)	6,67 ± 1,15 [5,20 -8,10]	4,32 ± 0,99 [2,72 -5,24]
Fraction < à 63 µm (%)	50,24 ± 10,17 [35,28 - 62,35]	46,00 ± 6,59 [34,86 -54,77]
Plomb (mg/kg)	54,72 ± 5,75 [50 -64,16]	39,16 ± 4,80 [31,66 -45,83]
Chrome (mg/kg)	119,28 ± 35,88 [85 -172,14]	134,28 ± 24,12 [105,7-170,7]

III.2. Caractérisation des sédiments et niveau de contamination par les ETM

La caractérisation physico-chimique des sédiments de l'oued Boumerzoug a révélé que ces derniers présentent un pH légèrement alcalin, une conductivité électrique typique de celle observée dans les milieux des eaux douces, comprise entre 100 et 1000 µS/cm, de fortes teneurs en calcaire total, des charges moyennes en matière organique si l'on se réfère à Meybeck [26] qui qualifie de très forte la proportion de 10 % de matière organique dans les sédiments. Directement visée par la méthode d'échantillonnage car elle fixe préférentiellement les ETM, la fraction des sédiments fins, inférieure à 63µm, représente environ 50% des sédiments de surface. Les teneurs pseudo-totales en chrome des sédiments, sont supérieures à celles du plomb. Elles varient de 85 à 172 mg/kg avec une moyenne de 127±30 mg/kg pour le Cr et de 31,6 à 64,2 et une moyenne de 47±5,5 mg/kg pour le Pb.

Les teneurs en chrome traduisent une contamination évidente (tableau 3 et figure 2). En effet, plus de la

moitié des sédiments prélevés en mai et décembre (soit 7 sur 12 échantillons) présentent des teneurs en Cr supérieures à la concentration moyenne naturelle mondiale, de l'ordre de 120 mg/kg [27]. Ces teneurs en Cr dépassent également 50 mg/kg, valeur de référence pour la Seine [28] ainsi que 25 mg/kg, seuil standard pour le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, défini en 1986 [29]. Sept échantillons ont présenté des teneurs supérieures à cette valeur, il s'agit des stations Bm4 et Bm6 pour lesquelles nous avons enregistré des concentrations respectives de 154,28 mg/kg et 172,14 mg/kg, en mai et les stations Bm1, Bm2, Bm3, Bm5, Bm6 avec les teneurs respectives de 155,71 ; 120,71 ; 170,71 ; 127,24 ; 125,71 mg/kg en décembre (figure 2). La présence du chrome est à la fois d'origine naturelle (altération des roches, précipitations, retombées atmosphériques...) et surtout anthropique (industries, mise en décharge, rejets pétroliers, tanneries...) [30]. C'est à de fortes concentrations que le chrome devient toxique pour le biote aquatique [31], ce qui a d'ailleurs été observé au niveau des stations Bm5 et Bm6 qui

présentent des teneurs anormalement élevées durant les deux campagnes (figure 2).

Cet enrichissement en chrome pourrait être dû à la présence de sources anthropiques, à priori, de rejets diffus et surtout d'effluents industriels implantés dans cette zone très urbanisée et à importantes activités industrielles mécaniques particulièrement le complexe ENPMO qui se trouve en amont de la confluence Hmimime-Boumerzoug et qui contribue à une pollution surtout par le chrome. En effet, dans ce complexe sont effectués des traitements de chromage des surfaces métalliques. La forme hexavalente du chrome, très toxique et aussi très soluble dans l'eau, est la plus problématique. Cette solubilité lui confère une grande mobilité dans les écosystèmes si bien qu'une pollution au chrome (VI), d'abord très localisée, peut concerner ensuite une zone beaucoup plus vaste. Or le complexe ENPMO dispose de sa station d'épuration mais, il est connu que les STEP n'éliminent pas tous les ETM. Les méthodes mises en œuvre actuellement pour traiter les rejets pollués par du chrome (VI), visent généralement à le réduire en chrome (III), afin de diminuer les impacts écotoxicologiques et leurs étendues [15]. Nous notons que ces concentrations sont beaucoup plus élevées que celles enregistrées par Sahli et al [18]. Ces auteurs ont enregistré une concentration de l'ordre de $46,82 \pm 17,54$ mg/kg pour le bassin du Boumerzoug en 2005/2006. Ainsi, malgré la collecte des eaux usées, nous constatons un enrichissement en chrome des sédiments l'oued Boumerzoug.

Les teneurs en plomb traduisent également une contamination évidente (tableau 3 et figure 2). La

majorité des sédiments prélevés pendant les deux campagnes (soit 8 échantillons sur 12) présentent des teneurs en plomb qui dépassent la concentration moyenne naturelle mondiale de l'ordre de $40 \mu\text{g/g}$ [27]. Seuls 4 échantillons ont des teneurs inférieures à cette valeur; il s'agit des stations Bm2, Bm3, Bm4, Bm5, pour lesquelles nous avons enregistré des teneurs en mg/kg de : 37,5; 39,16; 38,33 et 31,66 respectivement, en décembre (figure 2). Toutefois, nous pouvons expliquer cette contamination au plomb des sédiments des six stations de l'oued Boumerzoug par la présence de deux principales sources de contaminations auxquelles est exposé notre cours d'eau. La première source, évidente, est l'impact des rejets urbains et industriels auxquels ce cours d'eau sert de réceptacle malgré la collecte des eaux usées (eaux usées diffuses, eaux chargées en huiles et graisses, eaux chargées de matière organique ...etc). D'autre part, les six stations de prélèvement sont situées près des axes routiers où la circulation et les eaux de ruissellement engendrent une pollution au Pb vu que l'essence plombée est encore commercialisée en Algérie. Cependant, nous notons une diminution du niveau de contamination; les teneurs sont inférieures à celles rapportées par [15,18] déterminées plus de dix années auparavant, pour le même cours d'eau. Elles étaient de l'ordre de 68 ± 10 mg/kg [15] et $66,23 \pm 32,56$ mg/kg [18]. Nos résultats sont, en revanche, supérieurs aux teneurs des sédiments de la Garonne en France, considérés comme étant de bonne qualité (25 mg/kg) [32].

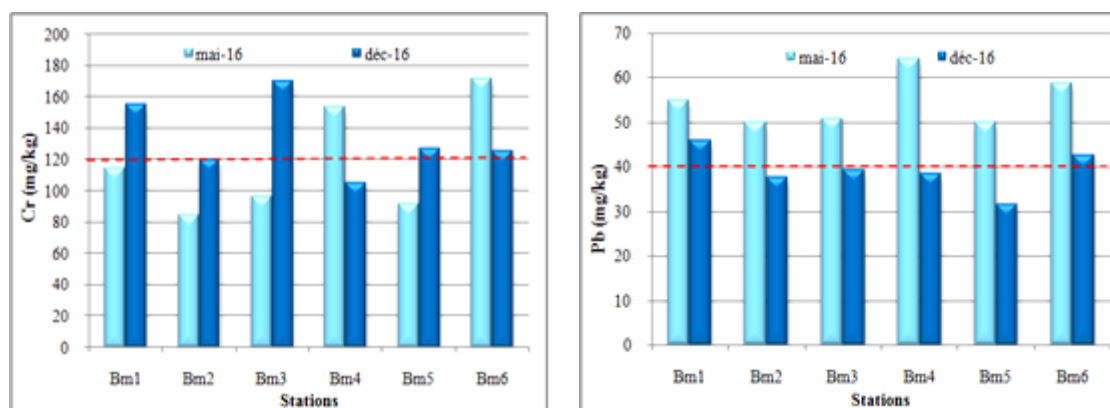


Figure 2. Variations spatio-temporelles des teneurs en chrome et plomb des sédiments de l'oued Boumerzoug.

III.3. Analyses biologiques

Le nombre d'unités systématiques (US) de la faune macroinvertébrée benthique et l'Indice Biotique (figure 3) montrent une nette évolution de l'amont vers l'aval. Nous avons capturé 22 et 21 unités systématiques et les indices biotiques calculés sont [6 à 2] et de [5 à 2] respectivement en mai et décembre pour l'ensemble des sites (tableau 4). L'indice biotique (IB) permet une expression numérique de la

diversité faunistique et de la sensibilité des macroinvertébrés benthiques. Le tableau 4 regroupe toutes les valeurs des indices biotiques (IB), le nombre d'unités systématiques et les classes de niveau de pollution (CNP) et la figure 3 illustre les variations de l'IB dans l'espace et dans le temps. En période estivale l'indice biotique varie de 6 (Bm1 et Bm3) à 2 en aval de l'oued à la station Bm6. En hiver les stations Bm1, Bm2, Bm3, et Bm5 révèlent

Tableau4. Résultats biologiques : Indice Biotique (IB), nombre d'unité systématiques (US) et classes de niveau de pollution (CNP) de l'oued Boumerzoug en mai et décembre 2016.

Station	Mai-16			Décembre-16		
	IB	Nombre d'US	CNP	IB	Nombre d'US	CNP
Bm1	6	11	III	5	8	III
Bm2	5	9	III	5	9	III
Bm3	6	11	III	5	6	III
Bm4	5	8	III	4	5	IV
Bm5	5	8	III	5	9	III
Bm6	2	3	V	2	4	V

l'indice le plus élevé de cette campagne (IB=5), pour diminuer à la station Bm6 et atteindre l'indice le plus faible (IB = 2). La station à l'aval de ce cours d'eau affiche le plus faible indice biotique en mai et décembre.

Évidemment les 6 stations échantillonnées lors des 2 campagnes appartiennent à différentes classes de niveau de pollution (tableau 4). En amont de l'oued, au mois de mai, la station Bm1 et Bm3 habitent 11 unités systématiques et appartiennent à la classe III tout comme les stations Bm2, Bm4 et Bm5 alors que ces dernières offrent une diversité moindre (9 et 8 US). Par la suite on a noté une dégradation et la station la plus en aval (Bm6) est classée V avec seulement 3 US. Cet appauvrissement se traduit par la disparition des US sensibles telles que les éphéméroptères et les trichoptères qui seront remplacés par des espèces plus tolérantes comme les chironomides et les tubificides.

En décembre les 4 stations (Bm1, Bm2, Bm3 et Bm5) sont aussi classées III et l'oued voit son état se détériorer de la classe III à la classe IV (station Bm4) puis la classe V à la station Bm6 tout en aval. Chaque classe de pollution correspond à un état écologique. En se basant sur la classification de Tuffery et Vernaux [21] on peut conclure que lors des deux campagnes la qualité biologique de Bm1, Bm2, Bm3, Bm4 et Bm5 est dans une situation critique. Nous assistons ensuite à une dégradation en décembre à la station Bm4 qui devient très polluée. Enfin en aval (Bm6), la qualité se détériore davantage et la station est excessivement polluée aussi bien en mai qu'en décembre. L'impact des perturbations et des pollutions se traduit surtout par une croissance de la conductivité et de la salinité et une raréfaction de l'oxygène dissous, ainsi qu'une diminution de la diversité faunistique.

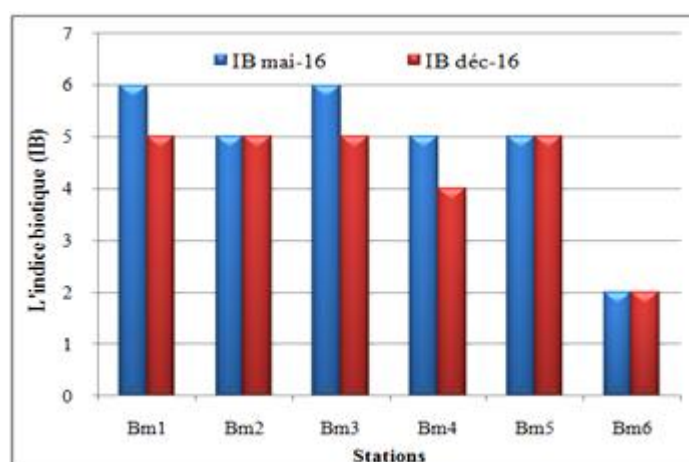


Figure 3. Variations spatio-temporelles de l'indice biotique de l'oued Boumerzoug.

IV. Conclusion

Les résultats de cette étude montrent que la qualité de l'eau en aval de l'oued est loin d'être indemne de pollution, essentiellement par les apports dus aux activités anthropiques. Les résultats spatio-temporels des teneurs pseudo-totales en ETM des sédiments révèlent une contamination de l'écosystème par les deux métaux et que la teneur en Cr a augmenté alors que celle du Pb a diminué en une décennie. Les sédiments constituent ainsi un puits de pollution différée, sachant que les éléments traces métalliques, peu ou pas dégradables, ont la capacité de s'accumuler au fond des écosystèmes aquatiques et peuvent être libérés par bioturbation du sédiment ou lors des hautes eaux et des crues. L'étude du compartiment faune met en exergue, la faible diversité et un appauvrissement faunistique d'amont en aval. Ce dernier se manifeste par une élimination de toutes les unités systématiques sensibles à la pollution organique et/ou métallique. Cette détérioration de la qualité serait provoquée, en partie, par les émissions diffuses domestiques et agricoles qui s'ajoutent aux dépôts atmosphériques, aux effluents industriels et aux multiples activités artisanales.

V. Références

1. Khereif Nacereddine, S.; Djeddi, H.; Benayache, Y.; Afri-Mehennaoui, F.Z. Dynamique des éléments nutritifs et du phytoplancton dans le Barrage Béni-Haroun dans l'est algérien. *European Scientific Journal* 12(2018) 1857-7431.
2. Djeddi, H.; Kherief Nacereddine, S.; Keddari, D.; Afri-Mehennaoui, F.Z. Teneurs des éléments traces métalliques Cu, Zn et Pb des sédiments du barrage Béni Haroun (Nord-Est de l'Algérie). *European Scientific Journal* 15 (2018) 1857- 7431.
3. Melghit, M.; Afri-Mehennaoui, F.Z.; Sahli, L. Impact of wastewaters on the physico-chemical quality of waters: case study of the Rhumel river, Hammam Grouz and Beni Haroun dams. *Journal of Environmental Science and Engineering* B4 (2015) 625-630.
4. Afri-Mehennaoui, F.Z.; Sahli, L.; Mehennaoui, S. Assessments of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel River by using multivariate analysis. *Environmetrics* 15(2004) 435-446.
5. Tarras-Wahlberg, N.H.; Flachier, A.; Lane, S.N.; Sangfors, O. Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *Science of the Total Environment* 278 (2001) 239-261.
6. Cheng, S. Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control. *Environmental Science and Pollution Research* 10 (2003) 192-198.
7. Chasek, P.S.; Downie, D.L.; Brown, J.W. *Global environmental politics*, 7th ed.; Taylor & Francis Group, Oxford, UK, (2016) 482.
8. Metcalfe, I.J. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate history and present status in Europe. *Environment Pollution* 60 (1989) 101-159.
9. Swarnalatha, K.; Nair, A.G. Assessment of sediment quality of a tropical lake using sediment quality standards. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 22 (2017) 65-73.
10. Sin, S.N.; Chua, H.; Lo, W.; Ng, L.M. Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. *Environment International* 26 (2001) 297-301.
11. Pekey, H. The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream. *Marine Pollution Bulletin* 52(2006) 1197-1208.
12. Buggy, C.J.; Tobin, J.M. Seasonal and spatial distribution of metals in surface sediment of an urban estuary. *Environment Pollution* 155 (2008) 308-319.
13. Belabed, B.E.; Meddour, A.; Samraoui, B.; Chenchouni, H. Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environmental Monitoring Assessment* 189 (2017) 265-284.
14. Afri-Mehennaoui, F.Z. Evaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiment, faune macroinvertébrée, macrophyte) de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). Thèse de doctorat en science, Université Mentouri de Constantine (2006).
15. Afri-Mehennaoui, F.Z.; Sahli, L.; Mehennaoui, S. Evaluation de la contamination par le Cadmium, le Plomb et le Zinc de l'eau, des sédiments de l'Oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug et leur transport vers une plante semi-aquatique : *Rorippa Nastrutium-aquaticum* (L.). *Science & Technologie C* 29(2009) 45-55.
16. Sahli, L.; Afri-Mehennaoui, F.Z.; El-Hadef-El-Okki, M.; Blaise, C.; Mehennaoui, S. Spatial, seasonal variations and ecological significance of sediment trace metal concentrations in Kébir-Rhumel basin (Northeast of Algeria). *Water Science & Technology* 64(2011) 1759-1766.
17. Sahli, L.; Afri-Mehennaoui, F.Z.; El Hadeif El Okki, M.; Ferard, J.F.; Mehennaoui, S. Assessment of sediment quality and pore water ecotoxicity in Kebir Rhumel basin (NE-Algeria): a combined approach. *Water Science & Technology* 65 (2012) 393-401.
18. Sahli, L.; El Hadeif El Okki, M.; Afri-Mehennaoui, F.Z. Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments : cas du bassin Boumerzoug (Algerie). *European Scientific Journal* 35 (2014) 333-343.
19. Agence du Bassin Hydrographique (ABH). Les Cahiers de l'Agence N° 8. Le Bassin du Kébir-Rhumel. Agence de Bassin Hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue, Ministère des Ressources en Eau (2004).
20. Tauw Environnement et Ophrys. Guide méthodologique de la caractérisation des sédiments, projet de curage et surveillance des sédiments (2001).

21. Tuffery, G. ; Verneaux, J. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. *C.E.R.A.F.E.R.*(1967)23.
22. Micha, J.C; Noiset, J.L. *Evaluation biologique de la pollution des ruisseaux et rivières par les invertébrés aquatiques*, 2^{ème}ed: Probio-revue: Publication trimestrielle, Belgique (1982)13-16.
23. DE Pauw, N.; Vanhooren, G. Method for biological quality assessment of water courses in Belgium. *Hydrobiologia*100 (1983)153-168.
24. NBN ; Norme Belge T92-402. Qualité biologique des cours d'eau. Détermination de l'Indice Biotique se basant sur les macro-invertébrés aquatiques. *Institut belge de Normalisation*11(1984).
25. SEQ-Eau. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Version 2. MEED&Agences de l'Eau. *Développement Durable*, Paris (2003) 40.
26. Meybeck, M. Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated by the river Seine basin. *Hydrobiologia* (1998) 1-20.
27. Thomas, R.; Meybeck, M. *Water Quality Assessments. A guide to the use of Biotasediments and Water in environmental monitoring*, The use of particulate material: In Chapman D. Eds Chapman & Hall Ltd, London, (1992)121-170.
28. Thévenot, D.; Meybeck, M.; Chesterikof, A.; Chevreuil, M.; Huang, W.W.; Estèbe, A.; Idlafkih, Z.; Jairy, A.; Bussy, A.L.; Gamaud, S.; Mouchel, J.M. Pourquoi tant de métaux? In Meybeck, M. de Marsily, G. Fustec E. (Eds), *La Seine en son bassin* Elsevier, Paris, (1998) 749.
29. Genin, B. ; Chauvin, C. ; Menard, F. Cours d'eau et indices biologiques, Pollution - Méthodes -IGBN, 2^{ème}ed ; Educagri Ed, Paris, (2003) 221.
30. INERIS, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances Chimiques. Chrome et ses dérivés. *BLMDRC-05-456720-FF lk/JI- 0548*(2005).
31. CCME. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments: protection de la vie aquatique-chromedans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, *Winnipeg le Conseil* (1999).
32. Saulnier, I.; Gagnon, C. Background Levels of Metals in St. Lawrence River Sediments: Implications for Sediment Quality Criteria and Environmental Management. *Integrated Environmental Assessment and Management* 2 (2009) 126-141.

Please cite this Article as:

Keddari D., Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L., Mehennaoui S., Qualité écologique via la faune macro-invertébrée benthique et devenir du niveau de contamination par le Cr et le Pb des sédiments de l'oued Boumerzoug (Constantine, Algérie), **Algerian J. Env. Sc. Technology**, 5:2 (2019) 990-998

ÉVALUATION DU NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES (CADMIUM, CUIVRE, NICKEL ET ZINC) DES SÉDIMENTS DE L'OUED BOUMERZOUG ET SES AFFLUENTS, ET LEUR TRANSFERT VERS LA CHÉNOPODIACÉE *SPINACIA OLERACEA* (L.)

Assessment of the contamination level by trace metal (cadmium, copper, nickel and zinc) of sediments in the Boumerzoug wadi and its tributaries, and their transfer to the Chenopodiaceae Spinacia oleracea (L.)

DOUNIA KEDDARI^{*}, FATIMA-ZOHRRA AFRI-MEHENNAOUI¹, IMANE SMATTI-HAMZA^{1,2}, HAMSSA DJEDDI¹,
LEILA SAHLI¹, SMAIL MEHENNAOUP²

¹Laboratoire de Biologie et Environnement, Université Frères Mentouri Constantine 1, 25000 Constantine, Algérie

²Laboratoire ESPA, Université Hadj Lakhdar Batna 1, 05000 Batna, Algérie

Reçu le 2 avril 2019, accepté le 8 octobre 2019

RÉSUMÉ

L'objectif de la présente étude est d'évaluer la distribution de quatre éléments traces métalliques (ETM), cadmium, cuivre, nickel et zinc, dans les différentes parties anatomiques (racines et feuilles) d'une chénopodiacée *Spinacia oleracea* (L.), en lien avec le niveau de contamination des sédiments où elle pousse, de l'oued Boumerzoug et ses affluents. Localisé dans le Constantinois au nord-est de l'Algérie, l'oued draine un bassin versant de 1 832 km² avec ses zones urbaines et industrielles. Cette étude inclut 14 stations, 5 situées sur l'oued Boumerzoug et 9 sur ses affluents, sélectionnées en des lieux stratégiques et échantillonnées cinq fois au mois de mai, septembre et décembre 2016, ainsi qu'en mars et juillet 2017. Les teneurs moyennes des ETM des sédiments sont de 0,44 ± 0,30 mg·kg⁻¹ (masse sèche) pour Cd, 43,61 ± 36,45 mg·kg⁻¹ (ms) pour Cu,

35,16 ± 9,85 mg·kg⁻¹ (ms) pour Ni et 181,33 ± 115,12 mg·kg⁻¹ (ms) pour Zn. Le transfert des ETM a été étudié chez l'épinard *S. oleracea* dont les différentes parties accumulent différemment les métaux. Les concentrations des ETM dans les sédiments et la chénopodiacée sont très variables aussi bien dans l'espace que dans le temps. Nos résultats montrent que la chénopodiacée séquestre dans ses racines le Cd, le Cu et le Ni, alors que le Zn est transloqué vers les feuilles. La hiérarchie des teneurs moyennes en métaux dans les épinards (Zn > Cu > Ni > Cd) est similaire à celle des sédiments.

Mots-clés : éléments traces métalliques, sédiment, *Spinacia oleracea*, contamination, oued Boumerzoug.

ABSTRACT

The aim of this study is to assess the distribution of four trace metals (TM): cadmium, copper, nickel and zinc in roots and leaves of a Chenopodiaceae *Spinacia oleracea* (L.) in relation to the contamination level of the sediments of the Boumerzoug wadi and its tributaries. Located in the Constantinois in Northeast Algeria, the wadi drains a watershed of 1 832 km² with its urban and industrial areas. A total of 14 stations, 5 in Boumerzoug wadi and 9 in its tributaries, were selected in strategic points and sampled at five occasions in May, September, and December 2016, as well as in March and July 2017. The mean TM levels in the sediments are 0.44 ± 0.30 mg·kg⁻¹ (dry weight) for Cd, 43.61 ± 36.45 mg·kg⁻¹ (dw) for Cu, 35.16 ± 9.85 mg·kg⁻¹ (dw) for Ni and 181.33 ± 115.1 mg·kg⁻¹ (dw) for Zn. The transfer of trace metals was studied in spinach. The different parts of *S. oleracea* accumulate trace metals differently. Trace metals concentrations in the sediments and the chenopodiaceae are highly variable both spatially and temporally. Our results indicate that *S. oleracea* concentrates and sequesters Cd, Cu, and Ni in its roots, whereas Zn is translocated to leaves. The hierarchy of mean TM level in spinach (Zn > Cu > Ni > Cd) is similar to that of sediments.

Key words: trace metals, sediment, *Spinacia oleracea*, contamination, Boumerzoug wadi.

1. INTRODUCTION

Les milieux aquatiques d'eaux douces, écosystèmes les plus complexes et les plus dynamiques, jouent un rôle essentiel dans la conservation de la biodiversité, le fonctionnement des organismes et les cycles des matières organique et minérale (SAHLI *et al.*, 2012; BARHOUMI *et al.*, 2019). Dans les pays d'Afrique du Nord, en particulier l'Algérie, les eaux de surface, utilisées pour les besoins de l'agriculture, de l'alimentation des populations et de l'industrie, voient leur demande s'accroître sans cesse (FAO et OMS, 2000). Des investissements considérables ont été consacrés à la construction de barrages, notamment dans l'Est du pays. Sous climat semi-aride, ces eaux de surface sont vulnérables et sont souvent de qualité médiocre face aux diverses pollutions. Elles peuvent contenir des quantités non négligeables de matières organiques naturelles (WANG et CHEN 2006), telles que les substances humiques, mais aussi des composés organiques issus de divers rejets polluants ou de pratiques agricoles intensives (EGGLETON et THOMAS, 2004). Parmi les cours d'eau représentatifs dans le Nord-Est algérien, l'oued Rhumel, principal cours d'eau du bassin Kébir-Rhumel, est un écosystème aquatique très important compte tenu de son débit et de son impact économique sur la région de Constantine. Il a suscité un intérêt

particulier comme « bassin atelier » pour la recherche sur la qualité écologique et le niveau de contamination organique et métallique (AFRI-MEHENNAOUI *et al.*, 2004; AFRI-MEHENNAOUI, 2006; AFRI-MEHENNAOUI *et al.*, 2009a, 2009b; SAHLI *et al.*, 2011, 2012, 2014; DJEDDI *et al.*, 2018), sur la physicochimie de l'eau (MELGHIT *et al.*, 2015) et la biodiversité algale (KHERIEF NACEREDDINE *et al.*, 2018). Les stratégies de surveillance de l'environnement sont au cœur des préoccupations de groupes d'étude émanant d'instances internationales, à travers de nombreux programmes scientifiques qui assurent le suivi de divers contaminants métalliques et organiques dans l'eau, le sédiment et la matière vivante. Le concept de biosurveillance, aujourd'hui en plein essor, repose sur l'étude des réponses biologiques des organismes exposés aux divers polluants. Les éléments traces métalliques (ETM) font partie des substances chimiques qui constituent un danger pour l'environnement et la santé des êtres vivants, en particulier dans les milieux aquatiques (WU *et al.*, 2013a, 2013b; KHEMIS *et al.*, 2017). Ces éléments, largement utilisés dans les secteurs industriels et agricoles, sont relativement toxiques (BISONE, 2012; CHANG *et al.*, 2014; PRADHAN et KUMAR, 2014). Certains métaux sont purement toxiques pour les êtres vivants en raison de leur capacité de bioaccumulation et de leur persistance dans l'environnement, en particulier dans les sédiments des hydrosystèmes, vu leur faible biodégradation (LARROSE *et al.*, 2010; DIOP, 2014; SAHER et SIDDIQUI, 2016). L'accumulation de résidus métalliques chez les producteurs aquatiques et les micro-organismes affecte les réseaux trophiques et peut provoquer une toxicité à différents niveaux des chaînes alimentaires, ce qui accroît la vulnérabilité de la flore et de la faune (YI *et al.*, 2011; MEDEIROS *et al.*, 2012). La détermination des teneurs en ETM chez les êtres vivants et dans le milieu (eau et sédiments) demeure une étape indispensable dans les études écotoxicologiques.

Les plantes aquatiques sont utilisées comme des bio-indicateurs de la contamination métallique de leur environnement immédiat (SAMECKA CYMERMAN et KEMPERS, 2001; ZURAYK *et al.*, 2001; AFRI-MEHENNAOUI *et al.*, 2009a; POLECHOŃSKA *et al.*, 2018; BALDANTONI *et al.*, 2018; HU *et al.*, 2019). À cet effet, la capacité de certaines plantes à accumuler des métaux en fait de bons candidats pour la phytoremédiation des milieux aquatiques et/ou des sols pollués (MAHAR *et al.*, 2016; GHOSH et MANCHANDA, 2019). La contamination peut également affecter les cultures sur des sols pollués. L'exposition humaine par voie orale lors de la consommation des aliments est l'une des principales voies d'exposition aux ETM (KHAN *et al.*, 2013). *Spinacia oleracea* (L.), appartenant à l'ordre des Caryophyllales, est l'un des légumes verts les plus appréciés pour sa richesse en nutriments essentiels (TANDI *et al.*, 2004). La vitesse de croissance et les taux d'absorption des ETM, relativement élevés, en font une plante de choix pour

la caractérisation du transfert des contaminants. Récemment, en raison de ces caractéristiques uniques, *S. oleracea* et d'autres espèces de l'ordre des Caryophyllales ont été étudiées dans un certain nombre de travaux scientifiques pour observer leurs réactions de croissance et de toxicité aux contaminants métalliques (KOUAKOU *et al.*, 2008; CASIERRA POSADA *et al.*, 2012; SINGH *et al.*, 2013; NAZ *et al.*, 2013; TÓTH *et al.*, 2014; NAZ *et al.*, 2015; KASHIMBO KALALA *et al.*, 2015; TOURE *et al.*, 2015; KUMAR *et al.*, 2016; PANDIT *et al.*, 2017; MUGIVHISA et OLOWOYO, 2017; BOYSAN CANAL *et al.*, 2018; TÓZSÉR *et al.*, 2019). Dans ce contexte nous avons évalué la qualité physico-chimique et le niveau de contamination des sédiments de l'oued Boumerzoug et de ses affluents par quatre métaux (cadmium, cuivre, nickel et zinc) ainsi que leur transfert et leur distribution dans les racines et les feuilles de *S. oleracea* très fréquente dans le régime alimentaire de la population locale. *S. oleracea* n'a pas fait l'objet d'études antérieures dans le contexte assez particulier des oueds nord-africains et particulièrement algériens soumis à un régime hydrique fluctuant, marqué par la saisonnalité et un déficit estival très accusé.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. Sites d'étude et localisation des stations

Le sous-bassin du Boumerzoug occupe le sud-est du bassin du Kébir-Rhumel. L'oued Kébir résulte de la jonction de deux cours d'eau importants : l'oued Rhumel et l'oued Endja. Ils alimentent le plus grand barrage d'Algérie, le Béni-Haroun, mis à l'eau en 2003, d'où l'importance de la qualité des cours d'eau qui y convergent. L'oued Boumerzoug, affluent de l'oued Rhumel, situé en amont et au sud de Constantine, troisième ville d'Algérie, draine un bassin versant de 1 832 km² qui se présente comme une cuvette d'effondrement, dominée par des reliefs en horst isolés et abrupts. Long de 50 km, il naît de la confluence d'oued El Kleb et oued Meleh à environ 25 km au sud de Constantine; il traverse plusieurs agglomérations : Ain Mlila, Ouled Rahmoun, El Guerrah, El Khroub avant d'atteindre le Rhumel à Constantine ville. Le Boumerzoug reçoit plusieurs affluents sur son parcours dont le plus important est l'oued Hamimime. Les unités industrielles du sous-bassin de l'oued Boumerzoug (10-05, Figure 1) sont réparties en plusieurs zones, concentrées autour des grandes agglomérations et le long du cours d'eau. Parmi les multiples industries figurent la production du gaz (NAFTAL), les importantes entreprises nationales de production de matériels agricoles (ENPMA) et de production de machines-outils (ENPMO), la Société nationale de production du tabac et allumettes (SNTA), diverses industries alimentaires, des tanneries, etc. (ABH, 2004).

La localisation des stations de prélèvements des échantillons est présentée dans la figure 1 et le tableau 1. Dans cette contribution, nous rapporterons les résultats de 14 stations où *S. oleracea* est présente sur les berges immergées de l'oued; 5 sont situées sur l'oued Boumerzoug proprement dit et 9 sur ses affluents. Elles ont été sélectionnées en des lieux stratégiques en fonction des observations effectuées sur le terrain (rejets et sources de pollution) afin de déceler une éventuelle contamination métallique.

2.2. Nature des prélèvements

Cinq séries de prélèvements ont été réalisées en mai, septembre et décembre 2016, mars et juillet 2017. L'échantillon des sédiments doit rendre compte d'une pollution récente et en sédimentologie, il est connu que les métaux se fixent préférentiellement sur la fraction fine, inférieure à 63 µm. Ainsi, les sédiments fins, fraîchement déposés en surface, sont échantillonnés à l'aide d'une cuillère en inox à une profondeur inférieure à 5 cm, sur les berges immergées et les endroits où le courant est faible, en plusieurs points afin d'être représentatifs de la station. Environ 500 g sont collectés dans des pots en polyéthylène, préalablement décontaminés après un séjour de 24 à 48 h dans de l'acide nitrique (5N) puis dans de l'eau déminéralisée (RODIER *et al.*, 2009). Ce traitement a été appliqué à toute la verrerie et récipients utilisés lors des prélèvements, analyses et conservation des échantillons, afin d'éviter toute contamination. Les sédiments sont séchés dans une étuve à une température de 80 °C pendant environ 48 h jusqu'à poids constant. Après refroidissement, les échantillons sont broyés et tamisés à 2 mm et 63 µm.

S. oleracea a été échantillonnée dans les 14 stations, près des berges, aux mêmes endroits que les sédiments. Les plantes prélevées sont lavées *in situ* dans l'oued afin d'éviter une contamination secondaire par adhésion des particules sédimentaires. Au laboratoire, les deux parties de la plante, racines et feuilles, sont séparées manuellement, bien rincées à l'eau déminéralisée afin d'éliminer les éventuels ETM adsorbés en surface afin que les teneurs déterminées correspondent à celles absorbées par la plante. Les racines et les feuilles sont séchées à l'étuve à 80 °C pendant environ 48 h jusqu'à poids constant, puis pulvérisées.

2.3. Caractérisation des sédiments

Les analyses physico-chimiques des paramètres pH, conductivité électrique (CE), matière organique (MO), calcaire total (CT) sont effectuées sur les sédiments homogénéisés et tamisés sur tamis en inox de mailles de 2 mm. La fraction fine destinée au dosage des métaux est tamisée à 63 µm. Le pH des sédiments a été déterminé selon la norme AFNOR

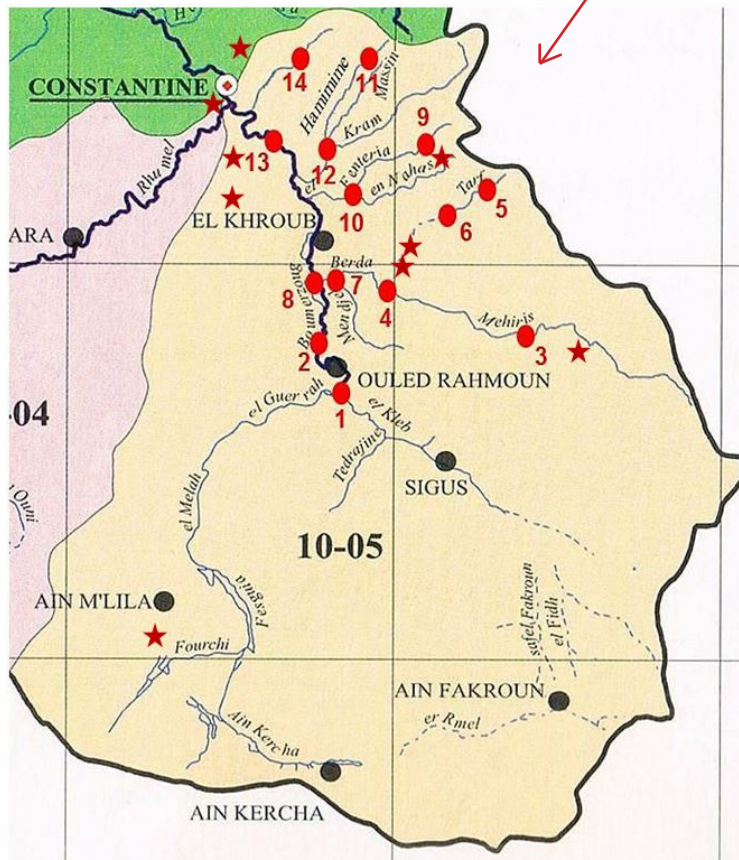
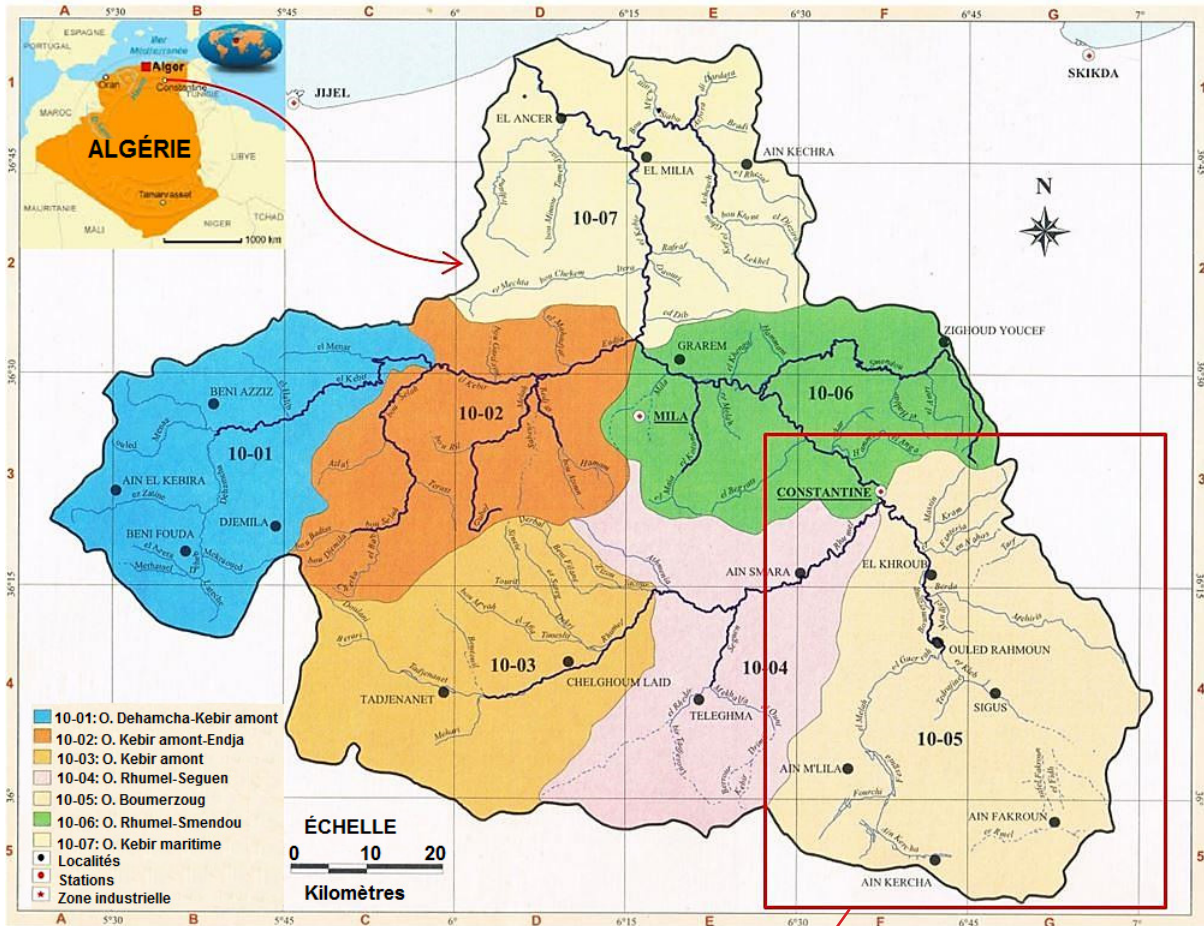


Figure 1. Site d'étude et localisation des stations de prélèvement dans le sous-bassin Boumerzoug. *Study site and location of sampling stations in the Boumerzoug sub-basin.*

Tableau 1. Coordonnées géographiques des 14 stations de prélèvement de l'oued Boumerzoug et ses affluents.**Table 1. Geographical coordinates of the 14 sampling stations of the Boumerzoug wadi and its tributaries.**

Nom de l'oued	Station	Code	Coordonnées GPS		Altitude (m)
Boumerzoug	1	Bm1	36°10'58"42 N	6°41'68"12 E	780
Boumerzoug	2	Bm2	36°10'29"00 N	6°41'29"00 E	688
Mehiris	3	Meh3	36°13'20"32 N	6°55'19"95 E	720
Berda	4	Brd4	36°13'54"56 N	6°45'08"45 E	646
Tarf	5	Tar5	36°15'49"51 N	6°45'27"35 E	745
Tarf	6	Tar6	36°14'37"39 N	6°43'30"42 E	632
Boumerzoug	7	Bm7	36°16'29"14 N	6°41'20"12 E	594
Boumerzoug	8	Bm8	36°15'08"15 N	6°41'20"32 E	586
Fenteria	9	Fent9	36°18'25"15 N	6°42'04"57 E	607
Fenteria	10	Fent10	36°18'21"68 N	6°41'45"65 E	572
Hamimime	11	Hm11	36°18'20"57 N	6°41'49"54 E	607
Hamimime	12	Hm12	36°05'21"32 N	6°35'56"12 E	583
Boumerzoug	13	Bm13	36°18'43"78 N	6°39'33"65 E	561
Des chiens	14	Chi14	36°20'26"58 N	6°37'57"32 E	581

NF T90-008 (AFNOR, 1953). La mesure de la conductivité électrique est déterminée à l'aide d'un conductimètre sur le surnageant obtenu après centrifugation du mélange sédiment/eau déminéralisée, dans un rapport 1/5 (RODIER *et al.*, 2009). La teneur en matières organiques (MO) a été déterminée en utilisant la méthode de la perte au feu selon la norme XP P 94-047 (AFNOR, 1998), le calcaire total au calcimètre de Bernard selon la norme NF ISO 10693 (AFNOR, 1995) et la fraction inférieure à 63 µm selon la méthode décrite par RODIER *et al.* (2009).

2.4. Dosage des éléments traces métalliques (ETM)

Les teneurs en ETM (Cd, Cu, Ni, Zn) des sédiments ont été déterminées dans la fraction argilo-limoneuse inférieure à 63 µm. Elle constitue la fraction la plus importante quantitativement et la plus réactive (STONE et DROPPA, 1996). La technique d'extraction des ETM des sédiments consiste en une digestion humide à l'eau régale (aqua regia), mélange d'HNO₃ (Suprapur 65 %) et d'HCl (Suprapur 37 %) dans les proportions 1V/3V. La technique, inspirée de la norme NF ISO 11466 (AFNOR, 1995), est proposée par le producteur du four micro-ondes BERGHOF MWS-2. La digestion à chaud sous pression de 1 g de sédiment dans 10 mL d'eau régale a été effectuée en trois étapes : étape 1 (puissance 80 %, 140 °C, 5 min), étape 2 (puissance 85 %, 160 °C, 5 min) et étape 3 (puissance 90 %, 175 °C, 20 min). Après refroidissement, le minéralisât est filtré sur papier Whatman 540 et le volume est complété à 50 mL avec de l'eau déminéralisée.

La méthode d'extraction du matériel végétal est celle décrite par PERKIN-ELMER (1996). Un gramme de végétal sec pulvérisé est minéralisé dans 10 mL HNO₃ (Suprapur 65 %) pendant une nuit à froid dans un bécher recouvert d'un verre de montre. Le minéralisât est chauffé sur bain de sable jusqu'à apparition de fumées. Après refroidissement, 3 ml d'HClO₄ (Suprapur 70 %) sont ajoutés puis chauffés à nouveau et évaporés jusqu'à réduction substantielle du volume de l'acide perchlorique. Le résidu est transféré dans une fiole de 50 mL par filtration sur papier Whatman 540 et complété à 50 mL avec de l'eau déminéralisée. Tous les extraits sont conservés dans des flacons en polypropylène au réfrigérateur à 4 °C jusqu'à leurs analyses. Les dosages du cadmium, du cuivre, du nickel et du zinc sont effectués par spectrométrie d'absorption atomique à flamme (Shimadzu 6800).

L'efficacité du protocole d'extraction des ETM dans les sédiments est vérifiée à l'aide de l'analyse d'un échantillon de référence certifié (sédiment d'un lac canadien : lake sediment LKSD-1 N° 1065 provenant de CANMET [Canada Centre for Mineral and Energy Technology]). Pour le matériel végétal, la validité de la méthode a été contrôlée via un échantillon de végétation certifié (poplar leaves : GBW 07604). Les concentrations moyennes en métaux (mg·kg⁻¹) obtenues dans les échantillons de référence (nombre de répétitions = 3) par rapport aux valeurs certifiées sont rapportées dans le tableau 2.

2.5. Analyses statistiques

En plus des statistiques descriptives, pour le traitement des résultats, nous avons effectué une analyse en composantes

Tableau 2. Teneurs des éléments traces métalliques (ETM) des échantillons de sédiment (LKSD-1) et de végétation (GBW 07604) de référence.**Table 2. Trace metals levels of reference sediment (LKSD-1) and vegetation (GBW 07604) samples.**

Échantillon de référence	Valeur	Cd	Cu	Zn	Ni
Sédiment (lake sediment LKSD-1)	Valeur certifiée (mg.kg ⁻¹)	1,2	44	337	11
	Valeur observée (mg.kg ⁻¹) (n = 3)	1,2	44,02	337,5	11
	Récupération (%)	100	100,04	100,14	100
Végétation (poplar leaves GBW 07604)	Valeur certifiée (mg.kg ⁻¹)	0,32	9,3	37	1,9
	Valeur observée (mg.kg ⁻¹) (n = 3)	0,33	9,31	37,04	1,92
	Récupération (%)	103,1	100,1	100,1	101,05

principales (ACP), qui est une méthode statistique multivariée de l'analyse des données, basée sur la corrélation entre les variables. Les relations entre les éléments analysés ont été testées en utilisant le coefficient de Pearson avec une signification statistique fixée à $p < 0,05$ à l'aide du logiciel STATISTICA 10.

2. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les données statistiques des caractéristiques physico-chimiques, des teneurs en ETM des sédiments puis des feuilles et racines de *S. oleracea* sont présentées dans les tableaux 3 et 4 respectivement où nous rapportons les indicateurs statistiques suivants : minimum, 1^{er} quartile, moyenne, médiane, 3^e quartile, maximum et écart-type.

Le tableau 3 montre que le pH des sédiments mesuré à cinq reprises pour les 14 stations oscille entre 7 et 8,72 avec une moyenne de 8. Les valeurs enregistrées indiquent un pH à caractère alcalin tendant parfois vers la neutralité. L'alcalinité reflète la nature des sédiments, dominée par une roche mère calcaire et des sols argilo-limoneux. La conductivité électrique des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents présente d'importantes fluctuations spatio-temporelles de 269 à 1 273 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Elle reste néanmoins assez conforme à la conductivité des sédiments des eaux douces malgré quelques pics excédant 1 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Les valeurs traduisent une minéralisation parfois élevée pouvant être attribuée aux rejets industriels et/ou urbains en plus de la présence de sebkhas et de marais salants en amont du sous-bassin dans la région d'Ain M'lila. Les fluctuations temporelles résulteraient de l'influence directe des phénomènes de concentration et de dilution liés au débit et aux conditions climatiques saisonnières. Les teneurs en matière organique (MO), évaluées par la perte au feu à 525 °C, montrent que les sédiments sont chargés en MO et en particules fines qui vont jouer un rôle primordial dans la fixation des éléments traces métalliques (ETM). Pour l'ensemble des prélèvements, elles varient de 2,47 à 15,53 % avec une moyenne de 7 %. MEYBECK et BERTRU (1998) qualifient de très

forte la proportion de 10 % de MO dans les sédiments. Les teneurs élevées de MO notamment pour les sédiments prélevés dans les stations à proximité des rejets urbains et/ou industriels et ceux échantillonnés en période d'étiage, sont le résultat de plusieurs facteurs, tel que les apports anthropiques par les effluents et l'intensité de la productivité biologique qui est un facteur non négligeable. Le pourcentage du calcaire total (CT) affiche également des variations sensibles dues en premier lieu à la nature du substrat. La présence de CaCO_3 dans les sédiments implique un bon effet de dilution conduisant à une diminution de la toxicité des ETM (TESSIER *et al.*, 1982). Selon SONG et MÜLLER (1999), les sédiments contenant du calcaire ont en général un pH alcalin, car le calcaire neutralise l'acidité produite par la croissance des plantes. Directement visée par la méthode d'échantillonnage, car elle fixe préférentiellement les ETM, la fraction des sédiments inférieure à 63 μm fluctue entre 16 et 65 % et représente en moyenne 39 % des sédiments de surface. Les éléments traces métalliques ont généralement une grande affinité pour les sédiments à granulométrie fine (CROUDACE et CUNDY, 1995). En effet, plus le pourcentage en particules fines est important, plus la capacité du sédiment à adsorber les contaminants est forte. ROMONT et DHAINAUT-COURTOIS (1997) confirment que les micropolluants tels que les ETM se fixent préférentiellement sur les particules fines et sont corrélés avec cette fraction.

La contamination en éléments traces métalliques a été évaluée dans les sédiments sur la fraction inférieure à 63 μm . Les résultats obtenus pour l'oued Boumerzoug et ses affluents, consignés dans le tableau 3 et la figure 2, révèlent l'ordre d'abondance suivant : $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cd}$. Les variations spatio-temporelles des concentrations en ETM des sédiments (mg.kg⁻¹ [ms]) affichent une distribution dissymétrique des valeurs du cadmium, cuivre et zinc, avec une tendance vers les valeurs élevées. Les moyennes sont très influencées par les valeurs atypiques (suspectes et extrêmes) et 75 % des valeurs restent inférieures à 0,66 mg.kg⁻¹ (ms) pour Cd, à 52,73 mg.kg⁻¹ (ms) pour Cu et à 280,71 mg.kg⁻¹ (ms) pour Zn (3^e quartile). Les concentrations en nickel oscillent de 22,46 mg.kg⁻¹ (ms) à 77,77 mg.kg⁻¹ (ms) avec 75 % de valeurs inférieures à 37,17 mg.kg⁻¹ (ms) (3^e quartile). Pour cet élément, on constate

Tableau 3. Données statistiques des caractéristiques physicochimiques et des teneurs en éléments traces métalliques (ETM) des sédiments (70 échantillons traités pour chaque paramètre) avec synthèse des bruits de fond géochimique dans le monde.**Table 3. Statistical data of the physicochemical characteristics and trace metals levels of sediments (70 samples processed for each parameter) with a synthesis of backgrounds levels in the world.**

Statistique descriptive	pH	CE ^a ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	MO ^b (%)	CT ^c (%)	Fraction <63 μm (%)	Cd	Cu ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [masse sèche])	Zn	Ni
Minimum	7,00	269	2,47	10,02	16,21	0,05	14,77	76,77	22,46
1 ^{er} quartile	7,71	372	5,20	21,63	28,12	0,20	18,84	93,27	29,96
Moyenne	8,00	534	7,00	28,02	39,35	0,44	43,61	181,33	35,16
Médiane	8,00	473	6,40	26,67	39,27	0,34	29,25	100,12	33,19
3 ^e quartile	8,29	660	8,50	35,67	50,00	0,66	52,73	280,71	37,17
Maximum	8,72	1273	15,53	52,60	64,93	1,18	164,73	425,50	77,77
Écart-type	0,37	214,44	2,64	9,50	13,23	0,30	36,45	115,12	9,85
Bruit de fond géochimique selon									
THOMAS et MEYBECK (1992)						0,30	50,00	240,00	80,00
PARDOS <i>et al.</i> , 2003						0,22	24,70	86,30	30,80
THEVENOT <i>et al.</i> , 2007						0,25	15,00	60,00	16,00
SAULNIER et GAGNON (2009)						0,31	20,00	60,00	23,00

^a CE : conductivité électrique^b MO : matière organique par la perte au feu^c CT : calcaire total**Tableau 4. Données statistiques des teneurs en éléments traces métalliques (ETM) dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* (70 échantillons traités pour chaque paramètre).****Table 4. Statistical data of trace metal contents in the roots and leaves of *Spinacia oleracea* (70 samples processed for each parameter).**

Statistique descriptive	Racines (masse sèche) ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)				Feuilles (masse sèche) ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)			
	Cd	Cu	Zn	Ni	Cd	Cu	Zn	Ni
Minimum	0,21	12,58	44,19	1,37	0,11	7,39	61,97	0,53
1 ^{er} quartile	0,35	25,36	80,38	2,66	0,33	14,98	80,29	1,75
Moyenne	0,49	30,37	93,39	4,43	0,45	20,95	139,90	2,67
Médiane	0,46	30,82	90,06	3,72	0,41	20,75	93,75	2,39
3 ^e quartile	0,59	36,02	99,22	5,42	0,53	26,33	238,35	3,57
Maximum	1,17	39,44	330,00	13,96	1,10	34,24	365,66	7,74
Écart-type	0,17	6,89	38,40	2,48	0,18	7,23	85,67	1,30

peu de dispersion des teneurs, vu la similarité de la moyenne et la médiane. Ainsi, la moyenne peut être considérée comme peu influencée par les valeurs atypiques.

Les teneurs en Cd traduisent une contamination des sédiments dans la mesure où elles dépassent les teneurs considérées comme naturelles (Tableau 3). Ces dernières varient de 0,3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ comme teneur naturelle moyenne mondiale (THOMAS et MEYBECK, 1992), 0,22 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour les grands cours d'eau suisses (PARDOS *et al.*, 2003), 0,25 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour le bassin de la Seine (THEVENOT *et al.*, 2007) et 0,31 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour le bassin Saint-Laurent au Canada (SAULNIER et GAGNON, 2009). Malgré sa relative faible présence dans les écosystèmes aquatiques, le cadmium est un

élément trace très toxique par effet cumulatif; il agit même à de faibles concentrations. Comparées à des valeurs dites de « références », nos données traduisent une situation normale selon l'AEAP (1990). En effet, 93 % des teneurs sont inférieures à la valeur estimée naturelle (1 ppm). Les stations affichant les teneurs plus élevées (Bm1, Bm2, Meh3, Bm7 en mai et Bm2 en septembre) sont affectées par les rejets domestiques et industriels des villes de Constantine et El Khroub. Selon la classification de l'AEAP (1990), les sédiments de l'oued Boumerzoug se classent d'une manière générale au niveau N1, traduisant une contamination absente ou faible, non susceptible à priori de nuisances. Selon la grille du système d'évaluation de la qualité des cours d'eau (SEQ-EAU, 2003), les sédiments de l'oued Boumerzoug peuvent être qualifiés de « bonne qualité ». Une

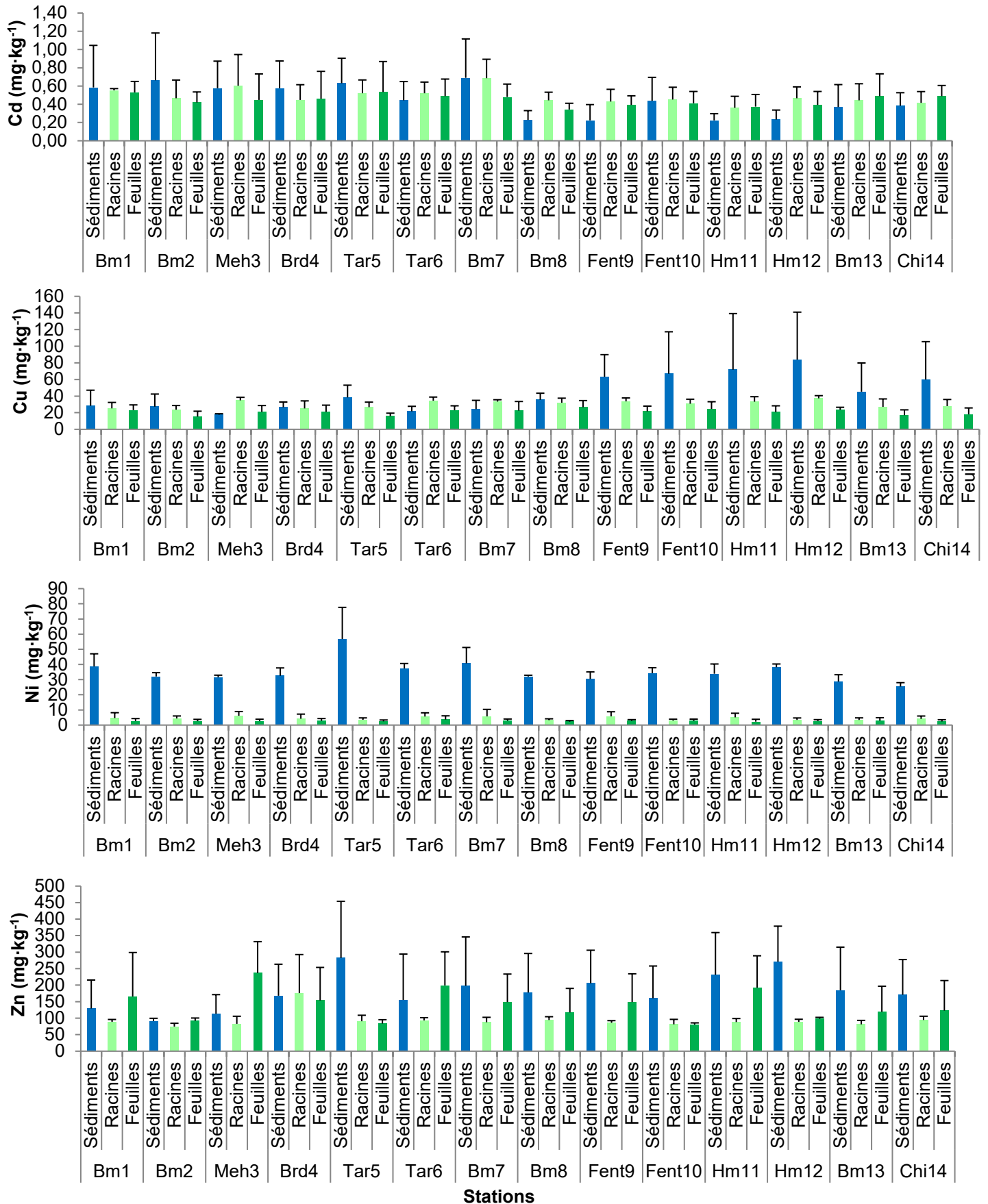


Figure 2. Variations spatio-temporelles des teneurs en Cd, Cu, Ni et Zn (masse sèche) dans les sédiments, et dans les racines et les feuilles de *Spinacia oleracea* de l'oued Boumerzoug et ses affluents.
 Spatial and temporal variations in Cd, Cu, Ni and Zn concentrations (dry weight) in the sediments and in the roots and leaves of *Spinacia oleracea* of the Boumerzoug wadi and its tributaries.

telle conclusion peut être confirmée par comparaison de nos résultats au seuil d'effet probable (*probable effect level* [PEL]) du Cd = 3,53 mg·kg⁻¹, seuil au-delà duquel la concentration en Cd est susceptible de provoquer un effet toxique (SMITH *et al.*, 1996; MACDONALD *et al.*, 2000). Ainsi l'ensemble de nos résultats restent inférieurs à ce seuil. Cependant ce constat soulève la question inquiétante relative, d'une part, à l'effet cocktail des polluants présents simultanément et d'autre part à l'exposition chronique des organismes même à de faibles concentrations de micropolluants dans un écosystème aquatique, qui restent encore peu connus.

Globalement, les teneurs en cuivre reflètent une contamination évidente pour 26 % des échantillons analysés. La moyenne naturelle mondiale étant de l'ordre de 50 mg·kg⁻¹ (THOMAS et MEYBECK, 1992). PARDOS *et al.* (2003) proposent une concentration de l'ordre de 27,4 mg·kg⁻¹ comme bruit de fond pour les grands cours d'eau suisses, alors qu'il est de 15 mg·kg⁻¹ pour le bassin de la Seine (THEVENOT *et al.*, 2007) et 20 mg·kg⁻¹ pour le bassin du fleuve Saint-Laurent au Canada (SAULNIER et GAGNON, 2009) (Tableau 3). La contamination est perceptible, induite par les différentes activités industrielles, urbaines et principalement aux rejets diffus non collectés qui gagnent les oueds. En effet, dans les eaux résiduaires urbaines, 60 % du Cu est d'origine domestique dont la source majeure est la corrosion des canalisations (SÖRME et LAGERKVIST, 2002) à laquelle s'ajoutent les eaux de lessivage des sols des berges cultivés et non cultivés. Les teneurs moyennes en Cu (43,61 mg·kg⁻¹) de l'oued Boumerzoug témoignent d'une situation anormale. En effet, toutes les valeurs sont supérieures à 15 mg·kg⁻¹, norme suggérée par l'AEAP (1990), conduisant néanmoins à classer les sédiments d'une manière générale au niveau N1, révélant une très faible contamination non susceptible d'entraîner des nuisances. De même, comparativement aux données de la grille du SEQ-EAU (2003), les sédiments de l'oued Boumerzoug seraient de qualité passable et le PEL Cu (197 mg·kg⁻¹) (SMITH *et al.*, 1996; MACDONALD *et al.*, 2000), n'a jamais été atteint. De ce fait, les sédiments de ce cours d'eau ne présentent apparemment pas de risque toxique pour les organismes aquatiques.

Les teneurs en nickel sont toutes inférieures à la moyenne naturelle mondiale (80 mg·kg⁻¹) rapportée par THOMAS et MEYBECK (1992). Par ailleurs, MEYBECK *et al.* (2003) et THEVENOT *et al.* (2007) suggèrent une concentration naturelle de 25 mg·kg⁻¹ pour les carbonates et 30 mg·kg⁻¹ pour les alumino-silicates, substrats prédominants dans le bassin versant Boumerzoug. En effet, 94 % des concentrations déterminées dépassent le seuil de 25 mg·kg⁻¹, spécifique aux substrats carbonatés. Par analogie, pour les grands cours d'eau suisses la teneur 30,8 mg·kg⁻¹ est proposée comme bruit de fond par PARDOS *et al.* (2003), alors qu'il n'est que 16 mg·kg⁻¹ pour le bassin de la Seine (THEVENOT *et al.*, 2007) et 23 mg·kg⁻¹ pour le bassin du fleuve Saint-Laurent au Canada (SAULNIER

et GAGNON, 2009) (Tableau 3). Le nickel dissous et sous forme particulaire s'introduit dans le milieu aquatique par l'intermédiaire d'effluents et de lixiviats ainsi que par dépôt à partir de l'atmosphère à la suite d'activités anthropiques. Les effluents industriels susceptibles de renfermer du nickel sont surtout au niveau des importantes entreprises nationales de production de matériels agricoles (ENPMA) et de production de machines-outils (ENPMO) qui se trouvent en amont de la confluence Hamimime-Boumerzoug. À ceux-ci s'ajoutent les différents effluents de diverses unités industrielles (NAFTAL, SNVI, unité de production de céramique sanitaire et dalles de sol, etc.) de la zone industrielle du même nom Boumerzoug, le long de l'oued au sud de Constantine. L'AEAP (1990) n'a pas défini de seuil pour le nickel, alors que l'application de la grille du SEQ-EAU (2003) permet de qualifier de « passable » la qualité des sédiments de l'oued Boumerzoug. Le PEL Ni (36 mg·kg⁻¹) suggéré par (SMITH *et al.*, 1996; MACDONALD *et al.*, 2000) nous amène à considérer que 30 % de nos prélèvements affichent des teneurs supérieures à ce seuil et sont ainsi susceptibles d'être toxiques pour les organismes aquatiques.

Le zinc présente des concentrations relativement élevées dans les sédiments par rapport aux autres éléments (Cd, Cu, Ni); il est naturellement plus fréquent dans la croûte terrestre. Les teneurs déterminées pour les sédiments de l'oued Boumerzoug reflètent une contamination évidente dans 37 % des cas, alors que la situation semble être normale pour 63 % des échantillons prélevés, si on les compare à la moyenne naturelle mondiale qui est de l'ordre de 240 mg·kg⁻¹ (THOMAS et MEYBECK, 1992) (Tableau 3). Plus récemment, les teneurs naturelles sont revues à la baisse (Tableau 3); elles sont de 86,3 mg·kg⁻¹ pour les grands cours d'eau suisses (PARDOS *et al.*, 2003), et seulement 60 mg·kg⁻¹ à la fois pour le bassin de la Seine (THEVENOT *et al.*, 2007) et pour le bassin du Saint-Laurent au Canada (SAULNIER et GAGNON, 2009). Les teneurs moyennes en Zn (181,33 mg·kg⁻¹) de l'oued Boumerzoug témoignent d'une situation anormale. En effet 40 % des valeurs sont supérieures à la norme 100 mg·kg⁻¹ AEAP (1990), il ne fait pas de doute que les fortes concentrations du zinc dans les sédiments analysés sont le résultat d'une pollution industrielle et urbaine. Cependant, ces teneurs ne dépassent jamais le seuil (N3), au-delà duquel les sédiments sont considérés contaminés selon les critères de l'AEAP, alors que la grille du SEQ-EAU (2003) permet de qualifier les sédiments de l'oued Boumerzoug de qualité passable. D'après BAIZE (2000), les teneurs élevées en zinc dans le sol peuvent être dues à des anomalies naturelles, entraînant quelques valeurs extrêmes. En effet, ces teneurs en zinc seraient beaucoup plus d'origine géochimique et liées à la fraction limoneuse du sol. La fraction argilo-limoneuse, de 40 % en moyenne, a atteint 65 % dans les sédiments de certaines stations, mais aucune corrélation entre ces deux paramètres n'a été établie. La toxicité du Zn dépend des conditions environnementales et de la nature des

biotopes, de sorte que toute évaluation du risque relatif aux effets potentiels de cet élément sur les êtres vivants doit tenir compte de l'écologie locale (OMS, 2001). Les teneurs en Zn ont atteint un pic de $425 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ms) et 86 % d'entre elles restent inférieures au PEL Zn ($315 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (AEAP, 1990), seuil susceptible de provoquer un effet toxique sur le biote.

Les concentrations en ETM des plantes de *S. oleracea* (Tableau 4) prélevées dans les mêmes sites que les sédiments permettent de noter une fluctuation spatio-temporelle entre les racines et les feuilles. Ainsi, l'accumulation du Cd s'effectue dans un ordre décroissant en général des racines vers les feuilles (Figure 2). Les teneurs moyennes en Cd varient de $0,21$ à $1,17 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ms) dans les racines et de $0,10$ à $1,11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ms) dans les feuilles, résultats deux fois supérieurs à ceux rapportés par KOUAKOU *et al.* (2008) pour qui les concentrations en Cd dans les feuilles de *S. oleracea* étaient de l'ordre de $0,12$ à $0,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ms). Le facteur de bioconcentration (FBC = 1,35) traduit la mobilité et par conséquent la biodisponibilité du Cd. Ce facteur traduit un transfert et une éventuelle concentration de ce polluant métallique du sédiment vers les racines et les feuilles de la plante. Le facteur de translocation (FT) est de l'ordre de 0,89, or, selon DENG *et al.* (2004) le FT supérieur à 1 signifie une translocation du métal depuis les racines vers les feuilles ce qui n'est pas constaté dans notre cas où le Cd est généralement davantage accumulé dans les racines. Élément non essentiel, le cadmium, très toxique, affecte la croissance et le métabolisme des plantes (DIVAN JUNIOR *et al.*, 2009). Les plantes aquatiques ayant un système racinaire sont beaucoup plus affectées par les ETM contenus dans les sédiments, et par conséquent la bioaccumulation devient plus importante quand les sédiments sont très contaminés par des ETM (BONANNO et LO GUIDICE, 2010).

Le cuivre, élément essentiel pour la croissance des plantes, est un constituant de nombreuses enzymes des réactions d'oxydoréductions (KABATA-PENDIAS et PENDIAS, 1992). Cependant, il a des effets toxiques lorsque la concentration dépasse $20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ms) (ALLOWAY, 1995; BORKERT *et al.*, 1998; REEVES, 2002), cas des racines et feuilles de nos échantillons. Nos résultats actuels atteignent des teneurs bien supérieures à celles communiquées par KOUAKOU *et al.* (2008) pour la même espèce, dont les feuilles renferment $0,34$ à $9,18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ms) de Cu. La répartition du Cu dans les différentes parties de nos échantillons d'épinards est la suivante : racines ($12,58$ - $39,44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [ms]) > feuilles ($7,39$ - $34,24 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [ms]). Ainsi, *S. oleracea* accumule davantage le cuivre dans ses racines; le facteur de bioconcentration est de l'ordre de 1,05. Ces résultats confortent ceux de SIEDLECKA *et al.* (2001) et AKSOY *et al.* (2005a, 2005b) qui concluent que le cuivre tend à s'accumuler au niveau des racines.

Le nickel, élément essentiel pour les plantes, est néanmoins toxique au-dessus de $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ALLEN, 1989). À des

concentrations élevées, il entraîne une réduction de croissance, une baisse du rendement et il perturbe le métabolisme et la physiologie des plantes (PAPAZOGLU *et al.*, 2007). La répartition du Ni dans les différentes parties de *S. oleracea* est : racines ($1,37$ - $13,96 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [ms]) > feuilles ($0,53$ - $7,74 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [ms]). Ainsi, seule la concentration dans les racines peut être considérée comme dangereuse, or elles ne sont pas consommées. Le facteur de bioconcentration (FBC) de l'ordre de 0,11 traduit la faible mobilité et par conséquent la faible biodisponibilité du Ni car il y a presque dix fois plus de Ni dans les sédiments que dans la plante. Nos résultats restent inférieurs aux données rapportées par KOUAKOU *et al.* (2008) : $11,98$ à $41,69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ms) en Ni dans les feuilles de *S. oleracea*.

Le zinc joue un rôle métabolique essentiel chez les plantes en tant que composant actif d'un grand nombre d'enzymes (KABATA-PENDIAS et MUKHERJEE, 2007). Chez la plupart des êtres vivants, sa concentration *in vivo* est régulée; cependant il devient toxique à des concentrations de 500 - $1\ 500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (CHANEY, 1989). Contrairement au Cd, Cu et Ni, *S. oleracea* révèle des teneurs en Zn plus élevées dans les feuilles que dans les racines (Figure 2) selon la répartition : feuilles (140 - $366 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [ms]) et racines ($93,39$ - $330 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [ms]). Comme pour le Cu, ces résultats excèdent ceux déterminés par KOUAKOU *et al.* (2008) dans les feuilles de *S. oleracea* ($225,56$ à $299,33 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [ms]). Il est intéressant de noter que *S. oleracea* séquestre le Cd, Cu et Ni dans les racines, alors que le Zn est distribué d'une façon importante dans les feuilles. La teneur dans les plantes reflète la quantité disponible dans le sédiment ou sol. Le FBC proche de 1 suggère que la plante entière accumule le Zn et contrairement au Cd et au Ni, il montre une mobilité importante sur la base des quantités transférées dans les parties aériennes de *S. oleracea*. Le facteur de translocation (FT) du Zn des racines vers les feuilles, partie consommée de la plante, est supérieur à 1. Cette chénopodiacée se comporte comme les légumineuses qui, en général, montrent une translocation élevée du Zn vers la partie aérienne, raison pour laquelle elles sont proposées pour la « biofortification », processus d'amélioration des cultures (BLAIR, 2013; BLAIR *et al.*, 2013).

Au terme de cette étude, il est important de savoir si les teneurs des métaux traces dans les feuilles d'épinards pourraient poser un risque pour la santé humaine. Malgré la toxicité reconnue des éléments traces, il n'existe pas en Algérie de dispositions réglementaires fixant les teneurs limites des ETM dans les fruits et légumes. Toutefois, le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF, 1996), l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et l'Organisation mondiale de la santé (FAO et OMS, 2000) et la Commission européenne (CE, 2001) ont recommandé des concentrations maximales en Cd dans les denrées alimentaires (Tableau 5). Pour Cu, Ni et Zn, nous nous sommes référés aux données compilées et publiées pour *S. oleracea* par KABATA-PENDIAS et PENDIAS (2001) et TREMEL-SCHAUB et

Tableau 5. Teneurs moyennes naturelles en éléments traces métalliques (ETM) des feuilles d'épinards : données de la littérature.*Table 5. Natural average trace metal contents of spinach leaves: data from the literature.*

Référence proposant les teneurs en ETM	Cd	Cu (mg.kg ⁻¹ [masse sèche])	Ni	Zn
CSHPF (1996)	0,2	–	–	–
FAO/OMS (2000)	0,05	–	–	–
CE (2001)	0,2	–	–	–
KABATA-PENDIAS et PENDIAS (2001)	–	20-100	10-100	100-400
TREMEL-SCHAUB et FEIX (2005)	–	12	–	50

FEIX (2005). Les feuilles d'épinards, très appréciées dans le régime alimentaire local, peuvent contribuer à un apport en cadmium si leur teneur est élevée; or nous constatons qu'elles atteignent cinq fois la concentration maximale recommandée par le CSHPF (1996) et la CE (2001) et jusqu'à 22 fois celle de FAO et OMS (2000) (Tableau 5). Les teneurs du Zn restent comprises dans la fourchette proposée par KABATA-PENDIAS et PENDIAS (2001), alors que celles du Cu et Ni restent inférieures à ces dernières. Le Cu et le Zn peuvent atteindre des teneurs qui excèdent celles suggérées par TREMEL-SCHAUB et FEIX (2005). Ainsi, si les épinards sont récoltés sur des sites contaminés, le risque est surtout probable pour le cadmium, élément exclusivement toxique.

Afin d'établir des relations entre les quatre ETM dans les racines et feuilles de *S. oleracea*, en relation avec le niveau de contamination des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents, une matrice de corrélation a été réalisée. Selon les coefficients de corrélation de Pearson présentés dans le tableau 6, une corrélation positive très hautement significative existe entre les éléments métalliques Zn, Cu et Ni, alors qu'une corrélation négative a été observée entre le Cu et le Cd des sédiments. Cette observation pourrait suggérer l'origine commune du Cu, Zn et Ni surtout industrielle et urbaine. Le Cd aurait, en plus des origines précitées, une origine agricole; les engrais superphosphates exploités et utilisés en Algérie sont très riches en Cd. Le lessivage diffus du bassin versant agricole drainé par l'oued Boumerzoug et ses affluents contribuerait à un enrichissement en cadmium des sédiments.

Une analyse en composantes principales (ACP) réalisée à partir des données effectuées sur une matrice de données constituée de 70 prélèvements (14 stations/5 campagnes) pour un total de 17 paramètres montre qu'il existe une large relation entre ces variables (Figure 3a). L'ACP résume 68,90 % de l'information totale (facteurs 1 et 2). La première composante F1 apporte 44,01 % de l'information et la deuxième F2, 24,89 % de l'inertie. Cette analyse révélerait que l'axe F1 exprimerait un phénomène de contamination dans le sens positif. Les paramètres contribuant de manière significative à sa formation sont respectivement : Cus ($r = 0,9$) > Zns ($r = 0,61$)

et dans le sens négatif on trouve le Nis ($r = -0,6$) > Cds ($r = -0,9$). Cette forte corrélation reflèterait la source commune du Cu et Zn d'une part puis du Cd et Ni d'autre part, ainsi que leurs comportements similaires dans le sédiment. La matière organique est inversement proportionnelle au pH; en effet, l'oxydation de la matière organique mène vers une diminution du pH. Les teneurs métalliques de *S. oleracea* en Cd, Cu, Zn et Ni ne présentent aucune corrélation avec les paramètres physico-chimiques des sédiments (Tableau 6). En revanche, il existe des corrélations de ces métaux entre les différentes parties anatomiques de la plante (feuilles et racines). Nous avons constaté qu'il existe une corrélation très hautement significative ($r = 0,51$) entre le cadmium des feuilles et des racines (Cd_f et Cd_r) et hautement significative ($r = 0,47$) entre le cuivre des feuilles et des racines (Cu_f et Cu_r). La projection des stations lors des cinq prélèvements (Figure 3b) montre une certaine similitude entre les stations. Celles qui s'opposent dans le sens positif et négatif de l'axe 2 sont les affluents oueds Fenteria et Mehiris respectivement formés par la contribution de calcaire total dans le sens positif et des teneurs en cadmium et zinc dans le sens négatif. Les points communs entre les stations liées aux conditions du milieu expliqueraient la présence de *S. oleracea* dans ces dernières.

4. CONCLUSION

Les résultats de cette étude montrent que les teneurs du Cd, Cu, Ni et Zn révèlent un enrichissement métallique des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents, particulièrement par le zinc qui présente ainsi des concentrations relativement élevées dans les sédiments par rapport aux autres éléments, Cd, Cu et Ni qui révèlent néanmoins une contamination de ce compartiment. Ces teneurs peuvent être attribuées à un apport anthropique industriel et urbain auquel s'ajoutent les engrais superphosphates pour le Cd. La hiérarchie des teneurs métalliques des sédiments pour l'ensemble des stations et campagnes de prélèvement, s'établit comme suit : Zn > Cu > Ni > Cd. Le transfert des ETM étudié chez *S. oleracea*

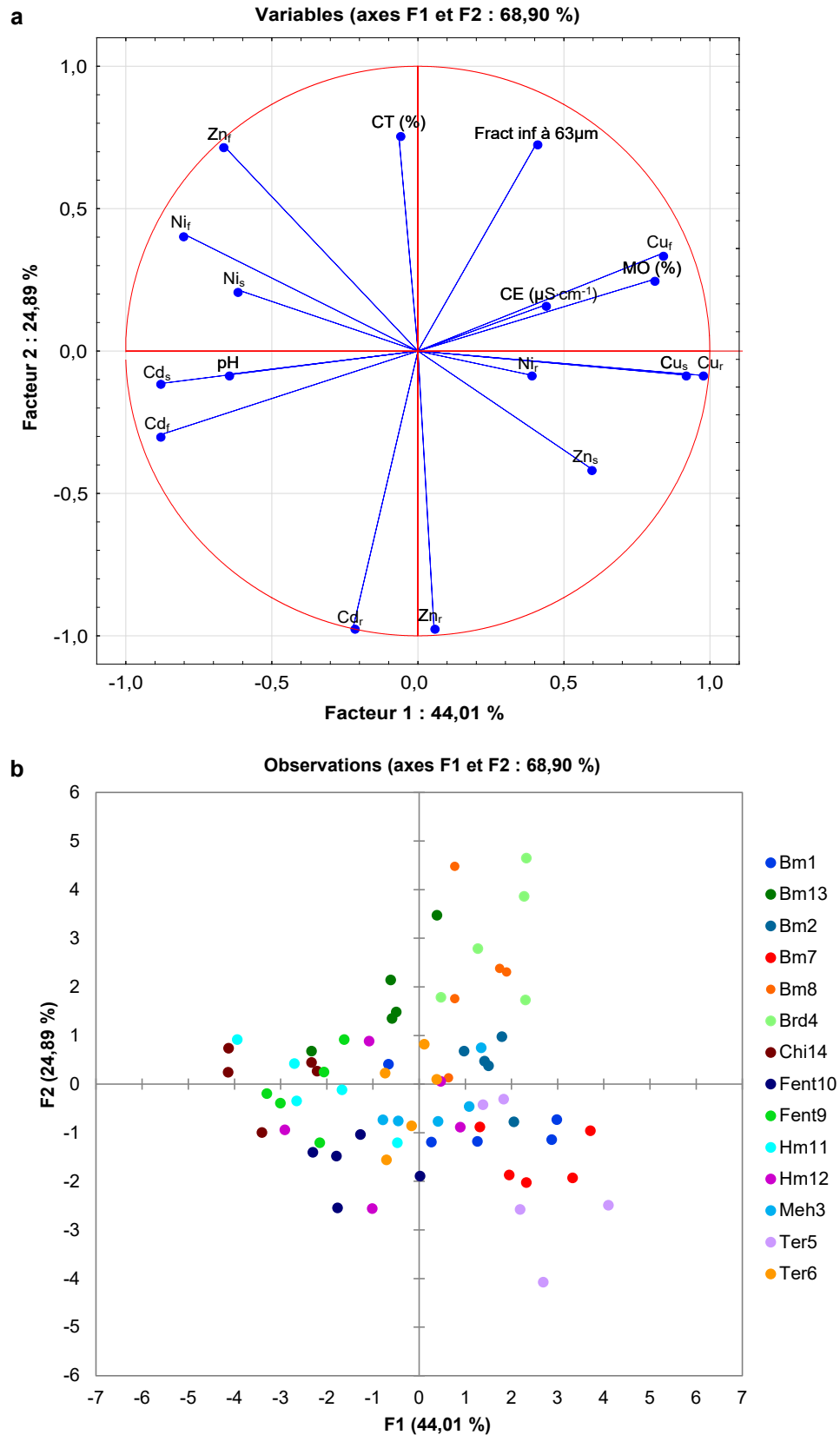


Figure 3. Analyse en composantes principales (ACP) pour les paramètres des sédiments (s) et *Spinacia oleracea* (f : feuilles et r : racines) : a) projection des variables (CE : conductivité électrique; MO : matière organique; CT : calcaire total) sur le plan F1-F2 et b) projection des stations et des prélèvements dans le plan principal de l'ACP. *Principal Component Analysis (PCA) for sediment and Spinacia oleracea (leaves and roots) parameters: a) projection of variables on the F1-F2 plane and b) projections of stations and samples in the PCA plan.*

Tableau 6. Matrice de corrélation de Pearson des paramètres physico-chimiques des sédiments et des éléments traces métalliques (ETM) dans les sédiments et les racines et feuilles de *Spinacia oleracea*.Table 6. Pearson correlation matrix of physicochemical parameters of sediments, and of trace metal concentrations in sediments, roots and leaves of *Spinacia oleracea*.

Paramètres ^a	pH	CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	MO (%)	F (%)	CT (%)	Cd _s	Cu _s	Ni _s	Zn _s	Cd _f	Cd _r	Cu _r	Ni _r	Zn _r	Zn _f	Zn _r
pH	1															
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	-0,179	1														
MO (%)	-0,296 ^b	0,128	1													
F (%)	0,016	-0,043	0,008	1												
CT (%)	0,067	0,098	0,017	0,433 ^{***}	1											
Cd _s	0,101	-0,007	0,120	0,209	0,112	1										
Cu _s	-0,196	-0,200	0,068	-0,247 [*]	-0,172	-0,312 ^{**}	1									
Ni _s	-0,120	-0,297 ^{***}	-0,002	0,305 ^{**}	0,144	0,112	0,174	1								
Zn _s	-0,108	-0,242 [*]	0,012	0,094	0,033	-0,140	0,537 ^{***}	0,500 ^{***}	1							
Cd _f	0,089	0,022	0,047	0,070	0,063	0,051	-0,119	-0,007	-0,052	1						
Cd _r	0,055	-0,032	-0,014	0,109	0,156	0,062	-0,191	0,126	0,010	-0,513 ^{***}	1					
Cu _r	-0,046	0,091	-0,069	-0,001	0,026	0,083	0,155	-0,184	-0,002	0,046	0,011	1				
Cu _f	-0,116	0,192	0,078	-0,131	-0,053	-0,043	0,117	-0,117	0,020	-0,215	-0,057	0,472 ^{**}	1			
Ni _r	0,084	-0,025	-0,168	0,106	-0,050	0,154	-0,112	0,011	-0,176	0,069	0,017	0,332 ^{**}	0,123	1		
Ni _f	0,109	0,032	-0,087	0,104	0,029	-0,062	-0,147	-0,298	-0,012	0,084	0,318 ^{**}	-0,023	0,067	0,157	1	
Zn _r	-0,001	0,115	0,139	-0,052	-0,171	0,112	-0,054	-0,161	-0,064	0,108	0,222	0,159	0,647 ^{**}	0,050	0,204	1
Zn _f	-0,155	0,077	0,085	0,122	0,035	0,153	-0,058	-0,093	-0,112	0,026	-0,059	0,248 [*]	0,066	0,255 [*]	-0,035	0,031

^a CE : conductivité électrique; MO : matière organique par la perte au feu; F : fraction des sédiments inférieure à 63 μm ; CT : calcaire total; s : sédiments; f : feuilles; r : racines^b Degré de signification des corrélations : *, 0,05 ; **, 0,01 ; ***, 0,001

montre que les différentes parties anatomiques les accumulent différemment. Il est intéressant de noter que la chénopodiacée concentre et séquestre dans ses racines, le cadmium, le cuivre et le nickel. Ainsi, les racines semblent constituer une barrière qui réduit le transfert des éléments métalliques vers la partie aérienne, alors que le zinc, métal essentiel, est transloqué vers les feuilles. La hiérarchie des teneurs moyennes en ETM dans les épinards est similaire à celle des sédiments : Zn > Cu > Ni > Cd.

En une décennie, nous constatons une sensible diminution des teneurs moyennes des ETM à la suite du contrôle des effluents industriels et de la collecte et traitement des eaux usées urbaines, se traduisant par une amélioration de la qualité des sédiments. Néanmoins, il reste des efforts à consentir pour une meilleure collecte des eaux usées. La relative amélioration constatée ne nous permet pas de négliger le risque potentiel de la pollution engendrée par la croissance démographique, l'amplification des activités humaines et le développement industriel dans la zone industrielle longeant le cours d'eau. Il s'avère donc, nécessaire de cerner les teneurs en métaux dans les différentes espèces de la ripisylve de l'oued Boumerzoug et ses affluents. De même, la surveillance de la qualité des cultures exploitées sur les berges de l'oued Boumerzoug pourrait contribuer à comprendre les éventuels phénomènes de bioaccumulation et à appréhender les impacts sur la santé des consommateurs.

REMERCIEMENTS

Cette étude est réalisée dans le cadre des Projets de Recherche de Formation universitaire (PRFU), sous l'égide du Ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche scientifique, de la Direction générale de la Recherche scientifique et technologique (DGRST) et de l'Agence Thématique de la Recherche en Sciences de la Nature et de la Vie (ATRSNV) algériens.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFRI-MEHENNAOUI F.Z., L. SAHLI et S. MEHENNAOUI (2004). Assessments of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel River by using multivariate analysis. *Environmetrics*, 15, 435-446.
- AFRI-MEHENNAOUI F.Z. (2006). *Évaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiment, faune macroinvertébrée, macrophyte) de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug en zone urbaine (Constantine)*. Thèse de doctorat, Univ. Mentouri de Constantine, Algérie, 267 p.
- AFRI-MEHENNAOUI F.Z., L. SAHLI et S. MEHENNAOUI (2009a). Évaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc de l'eau, des sédiments de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug et leur transport vers une plante semi-aquatique : *Rorippa Nasturtium-aquaticum* (L.). *Sci. Tech. C*, 29, 45-55.
- AFRI-MEHENNAOUI F.Z., L. SAHLI, N. ZERIREF et S. MEHENNAOUI (2009b). Niveau de contamination par les éléments traces métalliques (ETM), des sédiments des oueds Rhumel et Sakiet Roum, dans la zone industrielle du complexe de l'Entreprise nationale de matériaux de travaux publics (ENMTP) et à Constantine (Algérie). *Actes du Colloque International « Environnement et transports dans des contextes différents »*, 16-18 février 2009, Ghardaïa, Algérie, pp. 181-187.
- AGENCE DU BASSIN HYDROGRAPHIQUE (ABH) (2004). *Le Bassin du Kébir-Rhumel*. Les cahiers de l'agence N° 2. ABH Constantinois-Seybouse-Mellegue, Ministère des Ressources en Eau, Algérie, 44 p.
- AGENCE DE L'EAU ARTOIS PICARDIE (AEAP) (1990). *Annuaire de la qualité des sédiments du Bassin Artois Picardie (1985-1990)*. AEAP, France.
- AKSOY A., D. DEMIREZEN et F. DUMAN (2005a). Bioaccumulation detection and analyses of heavy metal pollution in Sultan Marsh and its environment. *Water Air Soil Pollut.*, 164, 241-255.
- AKSOY A., F. DUMAN et G. SEZEN (2005b). Heavy metal accumulation and distribution in Narrow-Leaved Cattail (*Typha angustifolia*) and commonreed (*Phragmites australis*). *J. Freshwater Ecol.*, 20, 783-785.

- ALLEN S.E. (1989). *Chemical analysis of ecological material*. 2^e édition, Blackwell Scientific Publications, London, Royaume-Uni, 368 p.
- ALLOWAY B.J. (1995). The mobilisation of trace elements in soils. Dans : *Contaminated Soils. Third International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, 15-19 mai 1995. PROST R. (éd.), Institut national de la recherche agronomique, Paris, France, pp. 133-145.
- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION (AFNOR) (1953). *Essais des eaux. Mesure électrochimique du pH avec l'électrode de verre*. Norme AFNOR NF T90-008, avril 1953, France.
- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION (1995). *Qualité du sol. Détermination de la teneur en carbonate. Méthode volumétrique*. Norme AFNOR NF ISO 10693, juin 1995, France.
- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION (1995). *Qualité du sol. Extraction des éléments en traces solubles dans l'eau régale*. Norme AFNOR NF ISO 11466, juin 1995, France.
- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION (1998). *Sols : reconnaissance et essais. Détermination de la teneur pondérale en matières organiques d'un matériau. Méthode par calcination*. Norme AFNOR XP P 94-047, décembre 1998, France.
- BAIZE D. (2000). Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français. Résultats généraux du programme Aspitet. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 39, 39-54.
- BALDANTONI D., A. BELLINO, G. LOFRANO, G. LIBRALATO, L. PUCCI et M. CAROTENUTO (2018). Biomonitoring of nutrient and toxic element concentrations in the Sarno River through aquatic plants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 148, 520-527.
- BARHOUMI B., M.S. BELDEAN-GALEA, A.M. AL-RAWABDEH, C. ROBA, I.M. MARTONOS, R. BĂLC et C. BACIU (2019). Occurrence, distribution and ecological risk of trace metals and organic pollutants in surface sediments from a Southeastern European river (Someșu Mic River, Romania). *Sci. Total Environ.*, 660, 660-676.
- BISONE S. (2012). *Décontamination de sols contaminés par du cuivre du zinc et des HAP provenant de déchets métallurgiques*. Thèse de doctorat, Institut national de la recherche scientifique, Univ. du Québec, Canada, 254 p.
- BLAIR M.W. (2013). Mineral biofortification strategies for food staples: The example of common bean. *J. Agric. Food Chem.*, 61, 8287-8294.
- BLAIR M.W., P. IZQUIERDO, C. ASTUDILLO et M.A. GRUSAK (2013). A legume biofortification quandary: variability and genetic control of seed coat micronutrient accumulation in common beans. *Front. Plant Sci.* DOI: 10.3389/fpls.2013.00275
- BONANNO G. et R. LO GIUDICE (2010). Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecol. Indic.*, 10, 639-645.
- BORKERT C.M., F.R. COX et M.R. TUCKER (1998). Zinc and copper toxicity in peanut soybean rice and corn in soil mixtures. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 29, 2991-3005.
- BOYSAN CANAL S., M.A. BOZKURT et S. KIPÇAK (2018). The effects of organic amendments on cadmium uptake of spinach (*Spinacia oleracea* L.) and plant growth under cadmium toxicity. *Fresenius Environ. Bull.*, 27, 3174-3179.
- CASIERRA POSADA F., C. ULRICHS et C. PÉREZ (2012). Growth of spinach plants (*Spinacia oleracea* L.) exposed to excess zinc and manganese. *Agron. Colomb.*, 30, 344-345.
- CHANG C.Y., H.Y. YU, J.J. CHEN, F.B. LI, H.H. ZHANG et C.P. LIU (2014). Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta, South China. *Environ. Monit. Assess.*, 168, 1547-1560.
- CHANEY R.L. (1989). Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food chains. Dans : *Inorganic contaminants in the vadose zone*. BAR-YOSEF B., N.J. BARROW et J. GOLDSHMID (éd.) Springer-Verlag, Berlin, Allemagne, pp.141-158.
- COMMISSION EUROPÉENNE (CE) (2001). *Règlement N° 466/2001 de la commission du 08 mars 2001 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires*. JO L 77 du 16 mars 2001, 26 p.
- CONSEIL SUPÉRIEUR D'HYGIÈNE PUBLIQUE DE FRANCE (CSHPF) (1996). *Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque*. Tec et Doc Lavoisier, France, 237 p.

- CROUDACE I.W. et A.B. CUNDY (1995). Heavy metal and hydrocarbon pollution in recent sediments from Southampton water, southern England: a geochemical and isotopic study. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1288-1296.
- DENG H., Z.H. YE et M.H. WONG (2004). Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environ. Pollut.*, 132, 29-40.
- DIOP C. (2014). *Étude de la contamination, de la spéciation et de la biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les eaux et sédiments côtiers et estuariens au Sénégal : Évaluation de la toxicité potentielle*. Thèse de doctorat, Univ. Lille, France, 199 p.
- DIVAN JUNIOR A.M., P.L. DE OLIVEIRA, C.T. PERRY, V.L. ATZ, L.N. AZZARINI ROSTIROLA et M.T. RAYA RODRIGUEZ (2009). Using wild plant species as indicators for the accumulation of emissions from a thermal power plant Candiota South Brazil. *Ecol. Indic.*, 9, 1156-1162.
- DJEDDI H., S. KHERIEF NACEREDDINE, D. KEDDARI et F.Z. AFRI MEHENNAOUI (2018). Teneurs des éléments traces métalliques Cu, Zn et Pb des sédiments du barrage Béni Haroun (Nord-Est de l'Algérie). *Eur. Sci. J.*, 15, 1857-7431.
- EGGLETON J. et K.V. THOMAS (2004). A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environ. Int.*, 30, 973-980.
- GHOSH A. et N. MANCHANDA (2019). Phytoremediation of heavy metals from water of Yamuna River by *Tagetes patula*, *Bassica scoparia*, *Portulaca grandiflora*. *Asian Plant Res. J.*, 2, 1-14.
- HU C., X. YANG, L. GAO, P. ZHANG, W. LI, J. DONG, C. LI et X. ZHANG (2019). Comparative analysis of heavy metal accumulation and bioindication in three seagrasses: Which species is more suitable as a bioindicator? *Sci. Total Environ.*, 669, 41-48.
- KABATA-PENDIAS A. et H. PENDIAS (1992). *Traces elements in soil and plants*. 2^e édition, CRC Press, Boca Raton (FL), États-Unis, 365 p.
- KABATA-PENDIAS A. et H. PENDIAS (2001). *Trace elements in soils and plants*. 3^e édition, CRC Press, Boca Raton (FL), États-Unis, 413 p.
- KABATA-PENDIAS A. et A.B. MUKHERJEE (2007). *Trace elements from soil to human*. Springer-Verlag, Berlin, Allemagne, 550 p.
- KASHIMBO KALALA S., L. LUKENS, E. MBIKAYI, P. KAZADI KANYAMA et M. NGOY SHUTCHA (2015). Intoxication alimentaire aux éléments traces métalliques (ETM) de trois espèces maraichères cultivées sur le sol du bord de la rivière Lubumbashi (Lubumbashi-Katanga/RD Congo). *Int. J. Innov. Sci. Res.*, 15, 102-112.
- KHAN M.U., R.N. MALIK et S. MUHAMMAD (2013). Human risk from heavy metal via food crops consumption with wastewater irrigation practices in Pakistan. *Chemosphere*, 93, 2230-2238.
- KHEMIS I.B., N.B. ARIDH, N. HAMZA, M. M'HETLI et S. SADOK (2017). Heavy metals and minerals contents in pikeperch (*Sander lucioperca*), carp (*Cyprinus carpio*) and flathead grey mullet (*Mugil cephalus*) from Sidi Salem reservoir (Tunisia): health risk assessment related to fish consumption. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 24, 19494-19507.
- KHERIEF NACEREDDINE S., H. DJEDDI, N.Y. BENAYACHE et F.Z. AFRI-MEHENNAOUI (2018). Dynamique des éléments nutritifs et du phytoplancton dans le Barrage Béni-Haroun dans l'est algérien. *Eur. Sci. J.*, 12, 1857-7431.
- KOUAKOU K.J., Y.A. BEKRO, A.E. SIKA, D. BAIZE, D.O. DOGBO, M. BOUNAKHLA, F. ZARHY et P. MACAIGNE (2008). Diagnostic d'une contamination par les éléments traces métalliques de l'épinard (*Spinacia oleracea*) cultivé sur des sols maraichers de la ville D'abidjan (Côte d'Ivoire) amendés avec de la fiente de volaille. *Eur. J. Sci. Res.*, 21, 471-487.
- KUMAR V., A. CHOPRA et S. SRIVASTAVA (2016). Assessment of heavy metals in spinach (*Spinacia oleracea* L.) grown in sewage sludge-amended soil. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.*, 47, 2-16.
- LARROSE A., A. COYNEL, J. SCHÄFER, G. BLANC, L. MASSE et E. MANEUX (2010). Assessing the current state of the Gironde Estuary by mapping priority contaminant distribution and risk potential in surface sediment. *Appl. Geochem.*, 25, 1912-1923.
- MACDONALD D.D., C.G. INGERSOLL et T.A. BERGER (2000). Development and evaluation of consensus based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Con. Tox.*, 39, 20-31.

- MAHAR A., P. WANG, A. ALI, M.K. AWASTHI, A.H. LAHORI, Q. WANG, R. LI et Z. ZHANG (2016). Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 126, 111-121.
- MEDEIROS R.J., L.M.G. DOS SANTOS, A.S. FREIRE, R.E. SANTELLI, A.M.C. BRAGA, T.M. KRAUSS et S.D.C. JACOB (2012). Determination of inorganic trace elements in edible marine fish from Rio de Janeiro State, Brazil. *Food Control*, 23, 535-541.
- MELGHIT M., F.Z. AFRI-MEHENNAOUI et L. SAHLI (2015). Impact of wastewaters on the physico-chemical quality of waters: Case study of the Rhumel River, Hammam Grouz and Beni Haroun dams. *J. Environ. Sci. Eng. B*, 4, 625-630.
- MEYBECK M. et G. BERTRU (1998). Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated by the river Seine basin. *Hydrobiologia*, 373-374, 1-20.
- MEYBECK M., Y. GUEGUEN, H. DÜRR, C. GROSBOIS, L. LACHARTRE, N. BACQ, S. THERY et A. HOROWITZ (2003). *Vers un système expert pour réaliser le bilan de la contamination métallique du réseau hydrographique*. Piren Seine : Rapport d'activité 2002, Axe thématique 4 : mécanismes des émissions et transferts de micropolluants, France, 32 p.
- MUGIVHISA L.L. et J.O. OLOWOYO (2017). Accumulation pattern of trace metals in *Spinacia oleracea* harvested from soil treated with urine in comparison with other soil amendments in Pretoria, South Africa. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.*, 6, 133-141.
- NAZ A., S. KHAN, M. QASIM, S. KHALID, S. MUHAMMAD et S. TARIQ (2013). Metal toxicity and its bioaccumulation in purslane seedlings grow in controlled environment. *Nat. Sci.*, 5, 573-579.
- NAZ A., S. KHAN, S. MUHAMMAD, S. KHALID, S. ALAM, S. SIDDIQUE, T. AHMED et M. SCHOLZ (2015). Toxicity and bioaccumulation of heavy metals in spinach (*Spinacia oleracea*) grown in a controlled environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12, 7400-7416.
- ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE (FAO) et ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ (OMS) (2000). *Report on the 32nd session of the Codex Committee on food additives and contaminants*. 20-24 mars 2000, Beijing, Chine, FAO et OMS, 72 p.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ (OMS) (2001). *Environmental health criteria 221. Zinc*. OMS, Genève, Suisse, 146 p.
- PANDIT T.K., S.K. NAIK, P.K. PATRA et D.K. DAS (2017). Influence of organic manure and lime on cadmium mobility in soil and uptake by spinach (*Spinacia oleracea* L.). *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 21, 419-433.
- PAPAZOGLU E.G., K.G. SERELIS et D.L. BOURANIS (2007). Impact of high cadmium and nickel soil concentration on selected physiological parameters of *Arundo donax* L. *Eur. J. Soil Biol.*, 43, 207-215.
- PARDOS M., J. DOMINIK et J.P. HOURIET (2003). *Micropolluants dans les sédiments. Métaux et micropolluants organiques dans les matières en suspension et sédiments superficiels des grands cours d'eau suisses*. Cahiers de l'environnement, Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, Berne, Suisse, 58 p.
- PERKIN-ELMER (1996). *Analytical methods for atomic absorption spectroscopy*. The Perkin-Elmer Corporation, Philadelphie (PA), États-Unis, 310 p.
- POLECHOŃSKA L., A. KLINK, M. DAMBIEC et A. RUDECKI (2018). Evaluation of *Ceratophyllum demersum* as the accumulative bioindicateur for trace metals. *Ecol. Indic.*, 93, 274-281.
- PRADHAN J.K. et S. KUMAR (2014). Informal e-waste recycling: environmental risk assessment of heavy metal contamination in Mandoli industrial area, Delhi, India. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21, 7913-7928.
- REEVES R.D. (2002). Metal tolerance and metal accumulating plant exploration and exploitation. *9th New Phytologist Symposium, Heavy metals and plants - from ecosystems to biomolecules*, septembre-octobre 2002, Philadelphia (PA), États-Unis, pp. 193-229.
- RODIER J., B. LEGUBE, N. MERLET et R. BRUNET (2009). *L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer*. 9^e édition, Dunod, Paris, France, 1529 p.
- ROMONT R. et N. DHAINAUT-COURTOIS (1997). Indicateurs écologiques et bioaccumulateurs en milieu marin : Invertébrés benthiques des zones estuariennes et portuaires de la région Nord/Pas-de-Calais. Dans : *Contaminated soils. 3rd International conference on the biogeochemistry of trace elements*, PROST R. (éd.), Institut national de la recherche agronomique (INRA), Paris, France, 525 p.

- SAHER N.U. et A.S. SIDDIQUI (2016). Comparison of heavy metal contamination during the last decade along the coastal sediment of Pakistan: multiple pollution indices approach. *Mar. Pollut. Bull.*, 105, 403-410.
- SAHLI L., F.Z. AFRI-MEHENNAOUI, M. EL HADEF EL OKKI, C. BLAISE et S. MEHENNAOUI (2011). Spatial and seasonal variations and ecotoxicological significance of sediment trace metal concentrations in Kebir-Rhumel basin (Northeast of Algeria). *Water Sci. Technol.*, 64, 1759-1766.
- SAHLI L., F.Z. AFRI-MEHENNAOUI, M. EL HADEF EL OKKI, J.F. FERARD et S. MEHENNAOUI (2012). Assessment of sediment quality and pore water ecotoxicity in Kebir Rhumel basin (NE-Algeria): a combined approach. *Water Sci. Technol.*, 65, 393-401.
- SAHLI L., M. EL HADEF EL OKKI et F.Z. AFRI-MEHENNAOUI (2014). Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments: cas du bassin Boumerzoug (Algérie). *Eur. Sci. J.*, 35, 333-343.
- SAMECKA CYMERMAN A. et A.J. KEMPERS (2001). Bioindication of heavy metals with aquatic macrophytes: the case of a stream polluted with power plant sewages in Poland. *J. Toxicol. Environ. Health*, 62, 57-67.
- SAULNIER I. et C. GAGNON (2009). Background levels of metals in St. Lawrence River sediments: Implications for sediment quality criteria and environmental management. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 2, 126-141.
- SYSTÈME D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU (SEQ-EAU) (2003). *Grilles d'évaluation SEQ-Eau. Version 2*. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, Agences de l'eau, Paris, France, 40 p.
- SIEDLECKA A., A. TUKENDORF, E. SKÓRZYN'SKA-POLIT, W. MAKSYMIEC, M. WÓJCIK, T. BASZYN'SKI et Z. KRUPA (2001). Angiosperms (Asteraceae Convolvulaceae Fabaceae and Poaceae; other than Brassicaceae). Dans : *Metals in the Environment. Analysis by biodiversity*. PRASAD M.N.V. (éd.), CRC Press, Taylor & Francis Group, New York (NY), États-Unis, Chap. 7, pp. 171-217.
- SINGH J., K. SINGH RAWAT et A. KUMAR (2013). Mobility of cadmium in sewage sludge applied soil and its uptake by radish (*Raphanus sativus* L.) and spinach (*Spinacia oleracea*). *Int. J. Agric. Food Sci. Technol.*, 4, 291-296.
- SMITH S.L., D.D. MACDONALD, K.A. KEENLEYSIDE, C.G. INGERSOLL et J. FIELD (1996). A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *J. Great Lakes Res.*, 22, 624-638.
- SONG Y. et M. MÜLLER (1999). *Sediment-water interactions in anoxic freshwater sediments. Mobility of heavy metals and nutrients*. Springer, Berlin, Allemagne, 111 p.
- SÖRME L. et R. LAGERKVIST (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Sci. Total Environ.*, 298, 131-145.
- STONE M. et I.G. DROPPA (1996). Distribution of lead, copper and zinc in size-fractionated riverbed sediment in two agricultural catchment of southern Ontario, Canada. *Environ. Pollut.*, 93, 353-362.
- TANDI N.K., J. NYAMANGARA et C. BANGIRA (2004). Environmental and potential health effects of growing leafy vegetables on soil irrigated using sewage sludge and effluent: A case of Zn and Cu. *J. Environ. Sci. Health*, 39, 461-471.
- TESSIER A., P.G.C. CAMPBELL et M. BISSON (1982). Particulate trace metal speciation in stream sediments and relationships with grain size: Implications for geochemical exploration. *J. Geochem. Explor.*, 16, 77-104.
- THEVENOT D.R., R. MOILLERON, L. LESTEL, M.C. GROMAIRE, V. ROCHER, P. CAMBIER, P. BONTE, J.L. COLIN, C. DE PONTEVES et M. MEYBECK (2007). Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994-2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn. *Sci. Total Environ.*, 375, 180-203.
- THOMAS R. et M. MEYBECK (1992). The use of particulate material. Dans : *Water quality assessments. A guide to the use of biota sediments and water in environmental monitoring*. CHAPMAN D. (éd.), UNESCO, World Health Organisation, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, London/New York, Chap. 4, pp. 127-174.
- TÓTH, M. KOPERNICKÁ, R. STANOVIČ, J. MUSILOVÁ, D. BAJČAN, M. SLÁVIK, L. HARANGOZO et S. ZUPKA (2014). Content of mercury and lead in leaves of spinach (*Spinacia oleracea*, L.). *J. Microbiol. Biotechnol. Food Sci.*, 3, 298-299.

- TOURE N., K.P. KOUADIO, K.E. YOBOUE et A. YAO KOUAME (2015). Évaluation des métaux traces, pesticides et plastifiants dans les produits maraichers (gombo, corète potagère, épinard et aubergine) dans la vallée du Niéki, Sud-Est de la Côte d'Ivoire. *Eur. Sci. J.*, 11, 183-196.
- TÓZSÉR D., B. TÓTHMÉRÉSZ, S. HARANGI, E. BARANYAI, G. LAKATOS, Z. FÜLÖP et E. SIMON (2019). Remediation potential of early successional pioneer species *Chenopodium album* and *Tripleurospermum inodorum*. *Nat. Conserv.*, 36, 47-69.
- TREMEL-SCHAUB A. et I. FEIX (2005). *Contamination des sols : Transferts des sols vers les plantes*. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME), EDP Sciences, France, 416 p.
- WANG J. et C. CHEN (2006). Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: a review. *Biotechnol. Adv.*, 24, 427-451.
- WU H., X. ZHANG, Q. WANG, L. LI, C. JI, X. LIU et X. YIN (2013a). A metabolomic investigation on arsenic-induced toxicological effects in the clam *Ruditapes philippinarum* under different salinities. *Ecotox. Environ. Safe.*, 90, 1-6.
- WU H., X. LIU, X. ZHANG, C. JI, J. ZHAO et J. YU (2013b). Proteomic and metabolomic responses of clam *Ruditapes philippinarum* to arsenic exposure under different salinities. *Aqua. Toxicol.*, 136, 91-100.
- YI Y., Z. YANG et S. ZHANG (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environ. Pollut.*, 159, 2575-2585.
- ZURAYK R., B. SUKKARIYAH et R. BAALBAKI (2001). Common hydrophytes as bioindicators of nickel, chromium and cadmium pollution. *Water Air Soil Pollut.*, 127, 373-388.

Nom : KEDDARI Prénom : Dounia	Date de soutenance : 2020																				
N° d'ordre : 11/D3C/2020 N° de série : 02/ECO/2020																					
Thème : Évaluation du risque de contamination des sédiments de l'oued Boumerzoug par les éléments traces métalliques sur la faune macroinvertébrée benthique et via la pertinence des bioindicateurs <i>Spinacia oleracea</i> (L.) et <i>Physa acuta</i> (D.)																					
<p>Résumé</p> <p>Notre étude s'inscrit dans le cadre de l'approfondissement de nos connaissances sur un écosystème lotique, l'oued Boumerzoug, l'un des principaux affluents de l'oued Rhumel. Il contribue, avec ce dernier, à alimenter le plus grand réservoir d'Algérie, le barrage Béni-Haroun. Ce cours d'eau et ses affluents ont fait l'objet de différentes approches complémentaires pour caractériser sa qualité physico-chimique, biologique et écotoxicologique.</p> <p>Le présent travail a pour objectif d'évaluer le niveau de contamination des compartiments abiotique et biotique de l'écosystème par les éléments traces métalliques (ETM) dont l'origine anthropique s'ajoute aux teneurs naturelles du bruit de fond géochimique. Vingt stations de prélèvements ont été investiguées lors de 5 campagnes réparties sur 15 mois. Parmi les ETM déterminés, certains sont essentiels aux fonctions physiologiques des organismes tels que Cu, Cr, Co, Ni, Zn, d'autre sont exclusivement toxiques, le Cd et le Pb et le Mn est un élément surtout naturel sans conséquences évidentes pour les êtres vivants. La hiérarchie des teneurs pseudo-totales des ETM dosés dans les sédiments superficiels par extraction diacide est : Mn > Zn > Cr > Cu > Pb > Ni > Co > Cd.</p> <p>L'étude du compartiment faune macroinvertébrée met en exergue un appauvrissement de la biodiversité faunistique suite à la disparition des espèces sensibles à la pollution organique et/ou métallique, la méthode ne permettant pas d'identifier la nature du stress. La qualité hydrobiologique du cours d'eau, exprimée par l'Indice Biotique (IB) chiffré traduit une situation de perturbation appréciable, illustrée par la chute l'IB de l'amont vers l'aval.</p> <p>Le transfert des ETM vers les racines et les feuilles de <i>Spinacia oleracea</i> a permis de mettre en évidence que la chénopodiacée concentre et séquestre dans ses racines tous les ETM sauf le zinc dont la teneur est plus élevée dans les feuilles. Ainsi, les racines semblent constituer une barrière qui réduit le transfert des éléments métalliques vers la partie aérienne, alors que le zinc, métal essentiel, est transloqué vers les feuilles. La hiérarchie des teneurs moyennes en ETM dans les épinards est la suivante : Zn > Mn > Cu > Pb > Cr > Ni > Co > Cd.</p> <p>Le transfert des huit ETM dans les tissus mous et les coquilles de deux classes d'âge, juvéniles et adultes, d'un gastéropode pulmoné, <i>Physa</i> (ou <i>Physella</i>) <i>acuta</i> traduit la biodisponibilité de l'élément considéré. Les teneurs métalliques des deux compartiments de <i>Physa acuta</i> révèlent l'ordre d'abondance suivant : Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Co > Cd quelle que soit la classe d'âge. Les teneurs des 8 ETM dans la chair suggèrent une capacité de fixation des tissus mous supérieure à celle des coquilles qui participent à la détoxification des métaux. Tous les ETM présentent un effet âge significatif ($p < 0,001$) et les teneurs métalliques des adultes sont supérieures à celles des juvéniles. L'accumulation des ETM n'a été mise en évidence que pour le Cd (FBC>1) dont le facteur de bioconcentration suggère la possibilité de l'utilisation des tissus mous de <i>P. acuta</i> comme bioindicateur de la pollution cadmique.</p> <p>La présente étude fournit des données et des informations sur les teneurs de 8 ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Mn) dans les sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents et leurs transferts vers le biote végétal et animal. Elle permettra de disposer d'une base de données et de connaissances qui pourraient fournir de nouvelles informations pour toute future étude de biosurveillance et de biomonitoring des écosystèmes aquatiques d'eau douce.</p>																					
Mots clés : Éléments Traces Métalliques, Sédiment, Contamination, Biomonitoring, <i>Spinacia oleracea</i> , <i>Physa acuta</i> , Faune macroinvertébrée benthique, Oued Boumerzoug.																					
Laboratoire : Biologie et Environnement Département de Biologie Végétale et Ecologie Université Frères Mentouri Constantine 1 Constantine																					
Devant le jury composé de : <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 15%;">Président</td> <td style="width: 15%;">Mr</td> <td style="width: 30%;">Hamidechi Mohamed Abdelhafid</td> <td style="width: 40%;">Professeur, Université Frères Mentouri Constantine 1</td> </tr> <tr> <td>Directrice de thèse</td> <td>Mme</td> <td>Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra</td> <td>Professeur, Université Frères Mentouri Constantine 1</td> </tr> <tr> <td>Co-directrice de thèse</td> <td>Melle</td> <td>Sahli Leila</td> <td>MCA, Université Frères Mentouri Constantine 1</td> </tr> <tr> <td>Examinatrice</td> <td>Mme</td> <td>Rached-Mosbah Oualida</td> <td>Professeur, ENSB, Constantine 3</td> </tr> <tr> <td>Examineur</td> <td>Mr</td> <td>Touati Laid</td> <td>MCA, Université Frères Mentouri Constantine 1</td> </tr> </table>		Président	Mr	Hamidechi Mohamed Abdelhafid	Professeur, Université Frères Mentouri Constantine 1	Directrice de thèse	Mme	Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra	Professeur, Université Frères Mentouri Constantine 1	Co-directrice de thèse	Melle	Sahli Leila	MCA, Université Frères Mentouri Constantine 1	Examinatrice	Mme	Rached-Mosbah Oualida	Professeur, ENSB, Constantine 3	Examineur	Mr	Touati Laid	MCA, Université Frères Mentouri Constantine 1
Président	Mr	Hamidechi Mohamed Abdelhafid	Professeur, Université Frères Mentouri Constantine 1																		
Directrice de thèse	Mme	Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra	Professeur, Université Frères Mentouri Constantine 1																		
Co-directrice de thèse	Melle	Sahli Leila	MCA, Université Frères Mentouri Constantine 1																		
Examinatrice	Mme	Rached-Mosbah Oualida	Professeur, ENSB, Constantine 3																		
Examineur	Mr	Touati Laid	MCA, Université Frères Mentouri Constantine 1																		