

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

Université Frères Mentouri Constantine1  
Faculté des Science de la Nature et de la Vie  
Département de Biologie et Ecologie Végétale

N° d'ordre : .. / ... / 2020

N° de série : .. / ... / 2020



Thèse  
Présentée pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences  
En Ecologie et Environnement  
Option : Ecotoxicologie

Par :

***HAMZA Imane épouse SMATTI***

**Intitulé :**

**Qualité écologique, niveau de contamination métallique  
du barrage Koudiet Medouar (Timgad)  
et transfert des ETM vers les produits de la pêche**

Soutenue : Le 17/12/ 2020

**Membres du jury :**

<b>Président :</b>	Mr Hamidechi Mohamed Abdelhafid	Professeur UFM Constantine1
<b>Directrice de thèse :</b>	Mme Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra	Professeur UFM Constantine1
<b>Examineurs :</b>	Mme Rached Oualida	Professeur ENSB Constantine 3
	Mr Bensouilah Mourad	Professeur UBM Annaba
	Melle Sahli Leila	MCA UFM Constantine1
	Mr Meradi Salah	MCA ISVSA Batna1

**Année universitaire 2019/2020**

*A mon père, qui m'a toujours soutenu de manière inconditionnelle*

*A ma défunte mère qui n'a pas pu assister à son uceu*

*A mon mari pour son aide, soutien et patience*

*A mes enfants*

*A mes frères et sœurs*

## Remerciements

Il me sera très difficile de remercier tout le monde car c'est grâce à l'aide de nombreuses personnes que j'ai pu mener cette thèse à son terme.

Je voudrais tout d'abord adresser toute ma gratitude à ma directrice de thèse, **Mme Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra**, Professeur à l'université Mentouri de Constantine1, pour la confiance qu'elle m'a témoignée en acceptant le suivi scientifique de mes travaux, qui malgré ses nombreuses occupations, a consacré un temps important à diriger et à orienter mon travail, et m'a fait bénéficier de son expérience personnelle. Je ne peux oublier ses précieux conseils et ses critiques constructives, je lui serais très reconnaissante. Je tiens à lui exprimer ma profonde gratitude de m'avoir accueillie au sein du laboratoire de Biologie et Environnement. Qu'elle soit assurée de mon attachement et de ma profonde satisfaction d'être l'une de ses doctorantes.

Je suis très honorée et je remercie vivement mesdames et messieurs les membres de jury qui ont consacré une part importante de leurs temps à la lecture et à l'évaluation de ce travail.

Je tiens à remercier profondément **Mr Hamidechi Mohamed Abdelhafid**, Professeur, à l'université Frères Mentouri Constantine1, pour l'honneur qu'il m'a fait d'avoir évalué mon travail en tant que président du jury. Qu'il trouve ici toute ma gratitude et l'expression de mon profond respect.

Mes sincères remerciements vont également à **Mme Rached-Mosbah Oualida**, Professeur à l'École Nationale Supérieure de Biotechnologie Constantine 3, qui m'a fait honneur en acceptant de relire ce manuscrit en tant qu'examinatrice.

Qu'il me soit permis ici d'exprimer ma profonde gratitude à **Mr Bensouileh Mourad**, Professeur à l'université Badji Mokhtar département science de la mer, pour m'avoir fait l'honneur d'évaluer ce travail de recherche.

À **Mlle Sahli Leila**, Maitre de conférences à l'université Frères Mentouri Constantine1, qui a accepté d'examiner ce manuscrit. Qu'elle trouve ici l'expression de mes sincères remerciements pour l'intérêt qu'elle a manifesté à l'égard de mes travaux de recherche.

Je remercie également **Mr Meradi Salah**, Maitre de conférences à l'Institut des Sciences Vétérinaire Batna1, je tien à lui exprimer toute ma gratitude pour l'honneur qu'il me fait en évaluant mon travail de recherche.

Je tiens à remercier profondément **Mr Mehennaoui Smail**, Professeur à l'Institut des Sciences Vétérinaire Batna1, de m'avoir accueillie dans son laboratoire d'Environnement, santé et production animale, et pour ses précieux conseils, et de mettre à ma disposition tout le matériel nécessaire à la réalisation de ce travail.

Je tiens aussi à remercier, **Mr Benchouri Y.** Directeur de l'Agence Nationale des Barrages et Transferts de Batna, pour toutes les données dont il a mis à ma disposition, J'adresse aussi mes remerciements à **Mr Drarrja S.** sous-directeur de l'Agence Nationale des Barrages et Transferts de

Batna. Je tiens aussi à ne pas oublier Mr Bensaid H. Directeur de l'Institut National de Formation Supérieure à Batna.

Mes remerciements vont également aux techniciens des laboratoires où j'ai effectué les manipulations à l'université Batna1, Mr Bendaikha A.-W. laboratoire ESPA, Mme Abdessamed-Aissaoui S. laboratoire de zoologie, la défunte Melle Gharib F. laboratoire chimie des sols, Mr Abdou A. et Hadji N. laboratoire de pédologie, Abdessamed F. laboratoire de parasitologie, Mr Ferroudj Y. et Mr Ramdan A. laboratoire traitement des eaux.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à mon Père et mon mari Moetassem qui m'ont soutenue et accompagnée sur le terrain et dans toutes les démarches pour la réalisation de cette thèse. Enfin, j'exprime mes plus vifs remerciements pour ma sœur Lina pour son aide ainsi qu'à toutes les personnes qui ont participé à la réalisation de ce projet surtout Sahli M., Rahmani H. et Chara S.

À tous ces intervenants, je présente mes remerciements, mon respect et ma gratitude. Pardon à ceux que j'aurais malencontreusement oublié !!!

## Sommaire

Remerciements

Résumé

ملخص

Abstract

Liste des abréviations

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des annexes

Introduction.....	1
<b>Chapitre I Synthèse Bibliographique</b>	
<b>I.1. Généralités sur la pollution des eaux et des sédiments.....</b>	<b>6</b>
I.1.1. Sources de pollution des eaux et sédiments.....	6
I.1.1.1. Pollution naturelle due à divers agents.....	6
I.1.1.2. Pollution anthropique.....	8
I.1.2. Différents types de pollution des milieux aquatiques .....	9
<b>I.2. Eléments traces métalliques dans les sédiments.....</b>	<b>9</b>
I.2.1. Rappels généraux sur les éléments traces métalliques .....	10
I.2.2. Effets des éléments traces métalliques sur les êtres vivants.....	13
I.2.3. Géochimie des éléments traces métalliques étudiés.....	14
I.2.3.1 Cadmium.....	14
I.2.3.2 Cobalt.....	14
I.2.3.3 Chrome.....	14
I.2.3.4 Cuivre.....	14
I.2.3.5 Manganèse.....	15
I.2.3.6 Nickel.....	15
I.2.3.7 Plomb.....	16
I.2.3.8 Zinc.....	16
<b>I.3. Répartition et devenir des métaux lourds dans l'environnement aquatique.....</b>	<b>16</b>
I.3.1. Evaluation des métaux dans le système aquatique.....	18
I.3.2. Paramètres influant sur la mobilité des métaux dans l'eau.....	19
I.3.3. Adsorption des métaux par les sédiments.....	21
I.3.3.1 Valeurs de référence et critères de qualité sédiment.....	21
I.3.3.2. Méthodes de calcul.....	22
I.3.3.2.1. Approche géochimique.....	22
I.3.3.2.2. Approche théorique.....	22
I.3.3.2.3. Approche écologique.....	23
I.3.3.2.4. Approche de type triade.....	23
I.3.3.2.5. Approche consensuelle.....	24

<b>I.4.</b>	<b>Bioaccumulation des métaux par les organismes aquatiques.....</b>	<b>25</b>
I.4.1.	Bioconcentration.....	25
I.4.2.	Bioaccumulation.....	25
I.4.3.	Bioamplification.....	26
<b>I.5.</b>	<b>Qu'es qu'un bioindicateur de l'environnement aquatique ?.....</b>	<b>26</b>
I.5.1	Utilisation des macroinvertébrés comme bioindicateurs.....	26
I.5.1.1.	Limite d'identification des macroinvertébrés benthiques selon l'Indice biotique belge.....	29
I.5.1.2.	Synthèse sur les travaux relatifs à la macrofaune benthique en Algérie.....	31
I.5.2	Utilisation du poisson comme indicateur de contamination.....	32
I.5.3.	Notion de biodisponibilité des métaux lourds pour la faune aquatique.....	32
I.5.4.	Mécanisme de la capture des métaux.....	34
I.5.4.1.	Capture des métaux en solution.....	34
I.5.4.2.	Capture des métaux associés aux particules.....	36
I.5.5.	Mécanisme d'excrétion des métaux.....	36
I.5.6.	Mécanisme de séquestration des métaux.....	37
I.5.7.	Facteurs affectant la bioaccumulation des métaux.....	38
<b>Chapitre II Présentation de la zone d'étude</b>		
<b>II.1.</b>	<b>Présentation de la zone d'étude, Barrage de Timgad (Koudiet Medouar).....</b>	<b>40</b>
II.1.1.	Caractéristiques principales et objectifs du barrage.....	41
II.1.2.	Topographie.....	44
II.1.3.	Lithologie.....	45
II.1.4.	Réseau hydrographique.....	48
II.1.5.	Climatologie de la zone d'étude.....	49
II.1.5.1.	Température.....	49
II.1.5.2.	Précipitations.....	50
II.1.5.3.	Neige.....	51
II.1.5.4.	Evaporation.....	51
II.1.6.	Synthèse climatique.....	52
II.1.6.1.	Diagramme ombrothermique.....	52
II.1.6.2.	Climagramme d'Emberger.....	54
II.1.6.3.	Vents.....	55
II.1.6.4.	Occupation de sol.....	55
II.1.7.	Compartiment biotique du barrage Koudiet Medouar.....	57
<b>II.2.</b>	<b>Biodiversité piscicole pêchée dans le barrage de Koudiet Medouar.....</b>	<b>58</b>
II.2.1.	Taxonomie.....	58
II.2.2.	Valeur nutritive des Cyprinidés.....	64
<b>Chapitre III Matériel et méthodes</b>		
<b>III.1.</b>	<b>Choix et description des stations d'échantillonnages.....</b>	<b>66</b>
<b>III.2.</b>	<b>Prélèvement, traitement et analyses des différentes matrices.....</b>	<b>71</b>
III.2.1.	Prélèvement et mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau.....	71

III.2.2.	Prélèvement et mesure des paramètres physico-chimique des sédiments.....	72
III.2.3	Technique d'échantillonnages de la faune macroinvertébrée et des poissons..	74
III.2.3.1	Technique d'échantillonnage des macroinvertébrés.....	74
III.2.3.2	Technique d'échantillonnages des poissons et traitement des organes.....	75
<b>III.3.</b>	<b>Techniques d'extractions et de dosages des ETM dans les sédiments et les organes des poissons.....</b>	<b>76</b>
III.3.1.	Techniques d'extraction des ETM.....	76
III.3.2	Techniques de dosage par la spectrométrie d'absorption atomique à flamme..	77
III.3.3	Etalonnage.....	77
<b>III.4</b>	<b>Traitements statistiques des données.....</b>	<b>79</b>
III.4.1.	Méthodes Statistiques Univariées.....	79
III.4.2.	Méthodes Statistiques Bivariées.....	81
III.4.2.1.	Analyse en composantes principales.....	81
III.4.2.2.	Analyse hiérarchique.....	82
<b>III.5.</b>	<b>Indices de contamination.....</b>	<b>82</b>
<b>Chapitre IV</b>		
<b>IV.1.</b>	<b>Caractéristiques physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des éléments traces métalliques des sédiments .....</b>	<b>84</b>
IV.1.1.	Caractéristiques physico-chimiques des eaux.....	84
IV.1.1.1.	Température de l'eau.....	86
IV.1.1.2.	pH de l'eau.....	87
IV.1.1.3.	Conductivité électrique.....	89
IV.1.1.4.	Oxygène dissous.....	90
IV.1.2.	Caractéristiques physico-chimiques des sédiments.....	91
IV.1.2.1.	pH des sédiments.....	93
IV.1.2.2.	Humidité des sédiments.....	94
IV.1.2.3.	Conductivité électrique des sédiments.....	96
IV.1.2.4.	Matière organique.....	97
IV.1.2.5.	Carbonates.....	100
IV.1.2.6.	Fraction inférieure à 63µm.....	101
IV.1.3.	Eléments Traces Métalliques des sédiments.....	102
IV.1.3.1.	Cadmium.....	105
IV.1.3.2.	Cobalt.....	107
IV.1.3.3.	Chrome.....	108
IV.1.3.4.	Cuivre.....	110
IV.1.3.5.	Manganèse.....	113
IV.1.3.6.	Nickel.....	115
IV.1.3.7.	Plomb.....	119
IV.1.3.8.	Zinc.....	124
<b>IV.2</b>	<b>Analyse statistique des résultats physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des éléments traces métalliques.....</b>	<b>130</b>
IV.2.1	Analyse statistique univariée.....	130
IV.2.1.1.	Test t de Student pour échantillons indépendants.....	130
IV.2.1.2.	Analyse de la variance univariée (ANOVA).....	132
IV.2.1.3.	Méthode de la plus petite différence significative.....	135

IV.2.2.	Analyse statistique bivariée.....	136
IV.2.3.	Résultats des analyses statistiques multivariées.....	137
IV.2.3.1.	Test d'analyse de la variance multivariée.....	137
IV.2.3.2.	Analyse en composantes principales.....	137
IV.2.3.3.	Analyse hiérarchique.....	142
<b>IV.3.</b>	<b>Indices de la contamination métallique et de la toxicité des sédiments...</b>	<b>144</b>
IV.3.1.	Niveau de la contamination métallique par l'indice de géoaccumulation.....	144
IV.3.2.	Evaluation de la contamination métallique par le calcul du facteur de contamination.....	151
IV.3.3.	Evaluation de la contamination métallique par la détermination du PLI.....	157
IV.3.4.	Evaluation de la contamination métallique par le calcul du degré de contamination.....	158
IV.3.5.	Evaluation de la contamination métallique par le calcul de l'indice de pollution sédimentaire.....	161
IV.3.6.	Evaluation de la contamination métallique par le calcul du facteur de risque écologique et indice de risque écologique.....	163
IV.3.7.	Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité.....	165
<b>IV.4.</b>	<b>Analyse des données de la faune macroinvertébrée aquatique.....</b>	<b>172</b>
IV.4.1.	Analyse globale des macroinvertébrés.....	173
IV.4.2.	Indices biotiques et qualité hydrobiologique.....	179
<b>IV.5.</b>	<b>Evaluation de la contamination métallique de la faune piscicole du barrage Koudiet Medouar.....</b>	<b>182</b>
IV.5.1.	Evaluation de la bioaccumulation des éléments traces métalliques dans les différents tissus des poissons.....	183
IV.5.1.1.	Cadmium.....	185
IV.5.1.2.	Cobalt.....	187
IV.5.1.3.	Chrome.....	189
IV.5.1.4.	Cuivre.....	191
IV.5.1.5.	Manganèse.....	193
IV.5.1.6.	Nickel.....	194
IV.5.1.7.	Plomb.....	196
IV.5.1.8.	Zinc.....	198
IV.5.2.	Relation entre les teneurs en ETM des branchies, foie, muscle des poissons et des sédiments.....	203
IV.5.3.	Facteur de bioconcentration des ETM dans les différents organes des poissons.....	205
IV.5.3.1.	Facteur de bioconcentration des branchies.....	205
IV.5.3.2.	Facteur de bioconcentration dans le foie.....	206
IV.5.3.3.	Facteur de bioconcentration dans les muscles.....	207
IV.5.3.4.	Facteur de bioconcentration d' <i>Alburnus alburnus</i> .....	208

## Résumé

Les milieux aquatiques contiennent naturellement des éléments traces métalliques (ETM) provenant directement ou indirectement de l'altération chimique et l'érosion mécanique des roches mères, auxquelles s'ajoute une origine anthropique (agricole, industrielle et ménagère). Les ETM, sous forme dissoute et surtout particulaire peuvent s'accumuler dans le compartiment sédimentaire, véritable puits à polluants, et contaminer les organismes végétaux et animaux peuplant le milieu. Le manque de données sur la santé écologique du barrage Koudiet Medouar a motivé notre intérêt pour son investigation.

L'objectif de la présente étude est d'évaluer le niveau de la contamination récente par les éléments traces métalliques (ETM) des sédiments superficiels du barrage de KM et de son principal affluent Oued Rebaa, et leur transfert vers les produits de la pêche ainsi que la qualité hydrobiologique de cet écosystème. Cette étude est réalisée sur 9 stations dont 6 choisies d'amont en aval d'Oued Rebaa et 3 au niveau du barrage KM. Huit campagnes d'échantillonnage portant sur les mesures physiques *in situ* de l'eau, le prélèvement des sédiments, de la faune macroinvertébrée et piscicole ont été effectuées sur 2 années de septembre 2012 à juillet 2014. L'approche analytique a concerné la caractérisation physico-chimique des sédiments (teneur en eau, matière organique, pH<sub>s</sub>, conductivité électrique et calcaire total, déterminés sur la fraction inférieure à 2 mm) et leurs teneurs en 8 ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn sur la fraction inférieure à 63µm) dosés par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme. Le transfert des ETM a été déterminé dans les branchies, le foie et les muscles de 4 espèces de poissons, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio*, *Barbus sitifensis* et *Alburnus alburnus*. L'approche biologique a visé la biodiversité de la faune macroinvertébrée benthique et le calcul de l'indice biotique (IB) traduisant la qualité écologique du milieu. Les sédiments du barrage KM et de l'oued Rebaa, légèrement alcalins, sont caractérisés par une conductivité électrique élevée, une charge moyenne en matière organique et élevée en carbonates. Les concentrations pseudo-totales en ETM des sédiments affichent l'ordre d'abondance suivant : Mn > Zn > Cr > Cu > Co > Pb > Ni > Cd. La répartition spatio-temporelle des ETM révèle des teneurs naturelles pour le Co, le Pb, le Ni et le Mn. La contamination par le Cd, le Cr, le Cu et le Zn, est mise en évidence et affecte l'ensemble des stations. L'indice de géoaccumulation (Igeo), le facteur de contamination (FC), l'indice de la charge de pollution (PLI), l'indice de pollution sédimentaire (IPS) et le degré de contamination (Dc) révèlent des contaminations polymétalliques dominées par deux ou plusieurs éléments dans les stations où baignent les poissons du barrage ; Cd, Cr, Cu et Zn étant les plus préoccupants. Les mêmes résultats sont confirmés par le facteur de risque écologique (Re), l'indice de risque écologique (IR) et les critères de toxicité (TEC : Threshold Effect Concentration et PEC : Probable Effect Concentration) qui montrent que le Cd, Cr, Cu et Zn sont les éléments concernés par les effets fréquents et/ou occasionnels sur la faune benthique. La qualité hydrobiologique d'Oued Rebaa et du barrage KM, exprimée par l'Indice Biotique traduit une situation de perturbation remarquable, illustrée par un appauvrissement de la biodiversité faunistique et la diminution de l'IB de 10/10 à 2/10 de l'amont vers l'aval.

La qualité des produits de la pêche est évaluée via le niveau de contamination de la faune ichtyologique du barrage de Koudiet Medouar. La hiérarchie des teneurs moyennes en ETM dans *Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio*, et *Alburnus alburnus* est la suivante : Zn > Mn > Cr > Cu > Pb > Co > Ni > Cd. Tandis que *Barbus sitifensis*, l'ordre d'abondance est comme suit : Zn > Mn > Cr > Cu > Co > Pb > Ni > Cd. Les teneurs déterminées dans les branchies du *C. caprio* et *H. molitrix* dépassent les valeurs critiques de contamination par le Zn, alors que le foie de *C. caprio* et *B. setifensis* accumule le Cd. Les valeurs critiques du Cd dans le muscle d'*A. alburnus* et le risque qu'il présente pour la santé humaine le rendent impropre à la consommation. Le niveau d'accumulation des ETM augmente avec l'âge et la taille des poissons.

**Mots clés :** sédiment, éléments traces métalliques, macroinvertébrés, poissons, barrage de Koudiet Medouar, Oued Rebaa

## الملخص

تحتوي البيئات المائية بشكل طبيعي على اثارالعناصر المعدنية الثقيلة (ETM) الناتجة بشكل مباشر أو غير مباشر عن التغير الكيميائية والتآكل الميكانيكي لصخور الام ، والتي يضاف إليها النشاط بشري (زراعية، صناعة ، منزلي). يمكن أن تتراكم ETM ، في صورة مذابة وخاصة الجسيمات ، في المقصورة الرسوبية ، وهو حوض حقيقي للملوثات ، وتلوث الكائنات الحية النباتية والحيوانية التي تعيش في البيئة. حيث الافتقار إلى البيانات المتعلقة بالصحة البيئية لسد كوديت مدور اهتمامنا بالتحقيق فيه. الهدف من هذه الدراسة هو تقييم مستوى التلوث الأخير باثر العناصر المعدنية ETM للرواسب السطحية لسد (ك.م) ورافده الرئيسي واد رباح ، وتحويلها إلى المنتجات السمكية أيضًا. و أيضا التحقق الجودة المائية لهذا النظام البيئي. أجريت هذه الدراسة على 9 محطات ، 6 منها اختيرت عند المنبع والمصب لوادى رباح و 3 في سد. (ك.م) تم إجراء ثماني عمليات لأخذ العينات تركز على القياسات الفيزيائية للمياه في الموقع ، وأخذ عينات من الرواسب ، واللافقاريات الكبيرة ، والحيوانات السمكية على مدى عامين من سبتمبر 2012 إلى حويلية 2014

يتعلق النهج التحليلي في هذه الدراسة بالموصفة الفيزيائي والكيميائي للرواسب (محتوى الماء ، والمواد العضوية ، ودرجات الحموضة ، والتكثيف الكهربائي ، والحجر الجيري الكلي ، المحدد على الجزء الأقل من 2 مم) ومحتوياتها الثمانية ETM ( الكاديوم ،الكوبالت،الكروم،النحاس ،المنغنيز ، النيكل ، الرصاص والزنك على الاجزاء الأقل من 63 ميكرومتر) يعبر بواسطة مطياف الامتصاص الذري باللهب. تم تحديد انتقال ETM في الخراشيم والكبد والعضلات لأربعة أنواع من الأسماك شبوط الشائع وبربيس السطايفي و. كاليلوس الأبيض، الشبوط. ركز المنهج البيولوجي على التنوع البيولوجي لحيوانات اللافقاريات وحساب المؤشر الحيوي (IB) الذي يعكس الجودة البيئية للبيئة. تتميز رواسب سد كوديت مدور ووادى رباحه قاعدية قليلة بتوصيل كهربائي عالي وحمل متوسط في المواد العضوية ونسبة عالية من الكربونات. تُظهر تركيزات إجمالي ETM الزائفة في الرواسب الترتيب التالي للوفرة : المنغنيز،الزنك، كروم نحاس، كوبالت، الرصاص، النيكل، كاديوم. يكشف التوزيع المكاني والزمني لـ ETM المحتويات الطبيعية لـ كوبالت، الرصاص النيكال ،المنغنيز. يتم تمييز التلوث بواسطة كاديوم و كرومومو النحاس و الزنك ويؤثر على جميع المحطات. يكشف مؤشر التراكم الجغرافي (Igeo) ، وعامل التلوث (FC) ، ومؤشر حمل التلوث (PLI) ، ومؤشر تلوث الرواسب (IPS) ودرجة التلوث (Dc) عن وجود تلوثات متعددة الافرازات يسيطر عليها عنصران أو أكثر في المحطات التي تسبح فيها الأسماك في السد ؛ يعتبر الكاديوم والكروم والنحاس والزنك مصدر قلق كبير. تم تأكيد نفس النتائج من خلال عامل الخطر البيئي (Re)، ومؤشر المخاطر البيئية (IR) ومعايير التسمم البيئي (TEC): تركيز تأثير العتبة و PEC: تركيز التأثير المحتمل) والتي تبين أن الكاديوم والكروم والنحاس والزنك هي العناصر المعنية بالتأثيرات المتكررة أو المعرضة على الحيوانات. تعكس الجودة الهيدروبيولوجية لوادى رباح وسد (ك.م) ، التي يعبر عنها المؤشر الحيوي ، حالة من الاضطراب الملحوظ ، يتضح من نقص التنوع البيولوجي للحيوان وانخفاض معدل IB من 10/10 إلى 10/2 من المنبع إلى المصب.

يتم تقييم جودة المنتجات السمكية من خلال مستوى تلوث الحيوانات السمكية في سد كوديت مدور. التسلسل الهرمي لمتوسط محتويات ETM في الشبوط و شبوط الشائع و كاليلوس الأبيض هو كما يلي: الزنك >منغنيز >كروم >النحاس >الرصاص > كوبالت >نيكال >كاديوم بينما وبربيس السطايفي ، فإن ترتيب الوفرة هو كما يلي يلي: زنك >منغنيز >كروم >نحاس > كوبالت >الرصاص >نيكال >كاديوم. تتجاوز المستويات المحددة في خياشيم الكاليلوس الابيض و الشبوط القيم الحرجة للتلوث بالزنك ، في حين أن كبد الشبوط الشائع و بربيس السطايفي تتراكم فيه كاديوم. القيمة الحرجة للكاديوم توجد ف في عضلة الكاليلوس الأبيض. تمثل هذه المعادن المتراكم في السمك خطرا على صحة الإنسان وتجعله غير صالح للاستهلاك. كما يزداد مستوى تراكم ETM مع تقدم عمر الأسماك وحجمه

**الكلمات المفتاحية:** الرواسب ، المعادن الثقيلة ، اللافقاريات ، الأسماك ، سد كوديت المدور ، واد رباح

## Abstract

Trace metals (TM) are ubiquitous contaminants of the aquatic environments, resulting directly or indirectly from the chemical alteration and mechanical erosion of source rocks, to which are added another origins anthropogenic such as: agricultural, industrial and domestic. TM can accumulate in the sedimentary compartment in dissolved or especially in particulate form, a veritable well for pollutants, they contaminate the plant and animal organisms living in the environment. The lack of data on the ecological health of the Koudiet Medouar dam has motivated our interest in its investigation.

The aim of this study is to assess the level of recent contamination by trace metal elements of the surface sediments of the KM dam and its main tributary Oued Rebaa, and their transfer to fishery products, as well as the hydrobiological quality of this ecosystem. This study is carried out on 9 stations, 6 of which are selected from upstream to downstream of Oued Rebaa and 3 at the KM dam. Eight sampling campaigns covering *in situ* physical measurements of water, sediment sampling, macroinvertebrate and fish were carried out over 2 years from September 2012 to July 2014. The analytical approach concerned the physico-chemical characterization of sediments (water content, organic matter, pHs, electrical conductivity and total limestone, determined on the fraction less than 2 mm) and their contents of 8 TMEs (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn on the fraction less than 63 $\mu$ m) determined by Flame Atomic Absorption Spectrophotometry. The transfer of TM was determined in the gills, liver and muscles of 4 fish species, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio*, *Barbus sitifensis* and *Alburnus alburnus*. The biological approach focused on the biodiversity of the benthic macroinvertebrate and the calculation of the biotic index (BI) reflecting the ecological quality of the environment.

The sediments of the KM dam and wadi Rebaa, which are slightly alkaline, are characterized by high electrical conductivity, medium organic matter and high carbonate load. The pseudo-total concentrations of TM in the sediments show the following order of abundance: Mn > Zn > Cr > Cu > Co > Pb > Ni > Cd. The spatial and temporal distribution of TMs shows natural background levels of Co, Pb, Ni and Mn. Contamination by Cd, Cr, Cu and Zn is highlighted and affects all stations. The geoaccumulation index (*I<sub>geo</sub>*), contamination factor (CF), pollution load index (PLI), sediment pollution index (SPI) and degree of contamination (Dc) reveal polymetallic contamination dominated by two or more elements at stations where fish swim through the dam; Cd, Cr, Cu and Zn being of greatest concern. The same results are confirmed by the ecological risk factor (Re), the ecological risk index (IR) and the toxicity criteria (TEC: Threshold Effect Concentration and PEC: Probable Effect Concentration) which show that Cd, Cr, Cu and Zn are the elements concerned by frequent and/or occasional effects on benthic fauna. The hydrobiological quality of wadi Rebaa and the KM dam, expressed by the Biotic Index, reflects a remarkable disturbance situation, illustrated by an impoverishment of the faunal biodiversity and the reduction of the IB from 10/10 to 2/10 from upstream to downstream.

The quality of the fishery products is assessed through the level of contamination of the fish fauna of the Koudiet Medouar dam. The hierarchy of mean TM levels in *Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio*, and *Alburnus alburnus* follow the following sequence: Zn > Mn > Cr > Cu > Pb > Co > Ni > Cd. While *Barbus sitifensis*, the order of abundance is as follows: Zn > Mn > Cr > Cu > Co > Pb > Ni > Cd. Levels determined in the gills of *C. caprio* and *H. molitrix* exceed critical values for Zn contamination, whereas the liver of *C. caprio* and *B. setifensis* accumulates Cd. The critical values for Cd in the muscle of *A. alburnus* and the risk it poses to human health make it unfit for consumption. The level of accumulation of Cd increases with the age and size of the fish.

**Keywords:** sediment, trace metals, macroinvertebrates, fish, Koudiet Medouar dam, wadi Rebaa.

## Liste des abréviations

**Aa** : *Alburnus alburnus*

**ABRMC** : Agence du Bassin du Rhône Méditerranée Corse

**AEAP** : Agence de l'Eau Artois Picardie

**ANBT** : Agence nationale des barrages et transferts

**Afssa** : Agence française de sécurité sanitaire de l'alimentation

**ANRH** : Agence Nationale des Ressources Hydrauliques

**Bs** : *Barbus setifensis*

**CaCO<sub>3</sub>** : Carbonates

**Cc** : *Cyprinus carpio*

**Cd** : Cadmium

**CE** : Conductivité électrique

**CEF** : Concentration d'effets fréquents

**CEO** : Concentration d'effets occasionnels

**CEP** : Concentration produisant un effet probable

**CER** : Concentration d'effets rares

**Cr** : Chrome

**CSE** : Concentration seuil produisant un effet

**Cu** : Cuivre

**Dc** : Degré de contamination

**ECMDDEPQ** : Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec

**ET** : écart-type

**ETM** : Eléments Traces Métalliques

**FAO** : Food and Agriculture Organization

**FBC** : Facteur de bioconcentration

**FC** : Facteur de Contamination

**Hm** : *Hypophthalmichthys molitrix*

**IB** : Indice biologique

**IBB** : Indice biologique Belge

**Igeo** : Indice de géoaccumulation

**INERIS** : Institut national de l'environnement industriel et des risques

**IPS** : Indice de Pollution Sédimentaire

**IR** : Indice de risque écologique

**IRSN** : Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire

**Qm** : Quotient moyen

**LBE** : Laboratoire de Biologie et Environnement

**Morg** : Matière Organique

**Pb** : Plomb

**PCB** : Polychlorobiphényles

**PEC** : Probable Effect Concentration

**PLI** : Pollution load index

**pH** : potentiel d'hydrogène

**Re** : Risque écologique

**TEC** : Threshold Effect Concentration

**U.S.** : Unite systématique

**Zn** : Zinc

**WHO**: World Health Organisation

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1 :</b>	Différents types de pollution physique, chimique et microbiologique.....	9
<b>Tableau 2 :</b>	Les différentes sources de métaux lourds d'origine naturelle et anthropique.....	12
<b>Tableau 3 :</b>	Toxicité des éléments étudiés.....	13
<b>Tableau 4 :</b>	Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les TEC.....	24
<b>Tableau 5 :</b>	Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les PEC.....	24
<b>Tableau 6 :</b>	Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce.....	25
<b>Tableau 7 :</b>	Fiche technique du Barrage Koudiet Medouar.....	41
<b>Tableau 8 :</b>	Caractéristiques morphométriques du Bassin 07-04 Haut plateaux Constantinois.....	48
<b>Tableau 9 :</b>	Moyennes mensuelles des températures de Timgad (2005-2014).....	50
<b>Tableau 10 :</b>	Précipitations mensuelles à Timgad.....	51
<b>Tableau 11 :</b>	L'humidité relative moyenne à Timgad.....	52
<b>Tableau 12 :</b>	Températures moyennes mensuelles et les précipitations mensuelles durant la période d'échantillonnage (2012, 2013, 2014).....	53
<b>Tableau 13 :</b>	La vitesse moyenne du vent m/s (2005-2014).....	55
<b>Tableau 14 :</b>	Occupation du sol dans le bassin versant du barrage de Timgad.....	57
<b>Tableau 15 :</b>	Besoins des poissons en minéraux.....	61
<b>Tableau 16 :</b>	Valeur nutritive de poisson d'eau douce.....	65
<b>Tableau 17 :</b>	Gammes d'étalonnage des huit éléments à analyser.....	78
<b>Tableau 18 :</b>	Résultats d'analyse des ETM du sédiment référence (LKSD-1).....	78
<b>Tableau 19 :</b>	Résultats d'analyse des ETM du foie de bovin référence (SRM 1577b)...	79
<b>Tableau 20 :</b>	Résultats des paramètres physiques et chimiques de l'eau du barrage de Koudiet Medouar et de l'Oued Rebaa.....	85
<b>Tableau 21 :</b>	Aptitude à la biologie en fonction de la température.....	87
<b>Tableau 22 :</b>	Aptitude à la biologie en fonction du pH.....	88
<b>Tableau 23 :</b>	Aptitude à la biologie en fonction de la CE.....	90
<b>Tableau 24 :</b>	Aptitude à la biologie en fonction de l'oxygène dissous.....	91
<b>Tableau 25 :</b>	Résultats des paramètres physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de l'Oued Rebaa.....	92
<b>Tableau 26 :</b>	Teneurs naturelles proposées par différents auteurs.....	103
<b>Tableau 27 :</b>	Résultats des ETM des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de l'Oued Rebaa.....	104
<b>Tableau 28 :</b>	Niveaux de contamination métallique des sédiments de différents écosystèmes aquatiques dans le monde.....	129
<b>Tableau 29 :</b>	Variations des paramètres physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des ETM des sédiments selon l'année de prélèvements.....	131
<b>Tableau 30 :</b>	Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification modèle fixe de comparaison entre stations, des moyennes de chacune des 19 variables pour l'année 2012-2013 de l'ensemble des 12 mois.....	132
<b>Tableau 31 :</b>	Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification modèle fixe de comparaison entre stations, des moyennes de chacune des 19 variables pour l'année 2013-2014 de l'ensemble des 12 mois.....	133

<b>Tableau 32 :</b>	Résultats des analyses de la variance univariée obtenus pour les 19 variables mesurées sur les 9 stations durant 24 mois.....	134
<b>Tableau 33 :</b>	Les groupes de stations homogènes par variables selon la p.p.d.s.....	135
<b>Tableau 34 :</b>	Liste des corrélations significatives, hautement et très hautement significatives entre les différents paramètres physicochimiques de l'eau et sédiments ainsi que les ETM des sédiments d'Oued Rebaa et barrage KM.	136
<b>Tableau 35 :</b>	Résultats des tests de la MANOVA appliquée aux 5 variables.....	137
<b>Tableau 36 :</b>	Résultats du test de la MANOVA appliquée aux 14 Variables.....	137
<b>Tableau 37 :</b>	Valeurs propres et pourcentages de variation totale expliqués par les trois premiers axes principaux et pourcentages cumulés.....	138
<b>Tableau 38 :</b>	Classes définies pour l'indice de géoaccumulation.....	145
<b>Tableau 39 :</b>	Moyennes et [minimum-maximum] des <i>Igeo</i> des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.....	145
<b>Tableau 40 :</b>	Pourcentage des <i>Igeo</i> des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar en fonction des classes <i>Igeo</i> .....	146
<b>Tableau 41 :</b>	Classes du facteur de contamination.....	152
<b>Tableau 42 :</b>	Facteur de contamination des sédiments d'Oued Rebaa et barrage de Koudiet Medouar.....	152
<b>Tableau 43 :</b>	Pourcentage des FC des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar en fonction des classes du FC.....	153
<b>Tableau 44 :</b>	Classes de degrés de contamination.....	159
<b>Tableau 45 :</b>	Degrés de contamination des sédiments pour les neuf stations d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.....	160
<b>Tableau 46 :</b>	Classes de contamination de l'IPS.....	161
<b>Tableau 47 :</b>	L'indice de pollution sédimentaire pour les neuf stations d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.....	162
<b>Tableau 48 :</b>	Classes des risques écologique.....	163
<b>Tableau 49 :</b>	Moyennes des Re dans les sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.....	164
<b>Tableau 50 :</b>	Indice de risque écologique.....	164
<b>Tableau 51 :</b>	Teneurs moyennes en ETM comparées au TEC et PEC-CBSQG et pourcentage d'effets biologiques.....	166
<b>Tableau 52 :</b>	Quotient moyen des caractéristiques des sédiments.....	171
<b>Tableau 53 :</b>	Unités Systématiques, Indices Biotiques et classes de pollution (printemps 2013 et 2014).....	175
<b>Tableau 54 :</b>	Nombre d'Unités Systématiques, Indices biotiques et Classe de pollution des stations de l'oued Rebaa et le barrage Koudiet Medouar.....	180
<b>Tableau 55 :</b>	Taille et poids des quatre espèces de cyprinidés du barrage KM.....	182
<b>Tableau 56 :</b>	Teneur des ETM des différents tissus des cyprinidés du barrage de Koudiet Medouar.....	184
<b>Tableau 57 :</b>	Teneurs en métaux lourds dans différents organes des poissons provenant de différentes régions du monde.....	201
<b>Tableau 58 :</b>	Corrélations significatives entre les teneurs en ETM des tissus des poissons avec la taille, le poids et les teneurs des ETM des sédiments.....	203

## Liste des figures

<b>Figure 1 :</b>	Modèle conceptuel du cycle des métaux traces dans les eaux de surface et les sédiments, présenté en tenant compte des principaux supports de ces métaux...	7
<b>Figure 2 :</b>	Cycle géologique expliquant l'origine des sédiments.....	10
<b>Figure 3 :</b>	Phénomène de complexation des métaux dans l'eau.....	17
<b>Figure 4 :</b>	Devenir des ETM dans un système aquatique.....	18
<b>Figure 5 :</b>	Système d'échange eau-sédiment des métaux traces dans un milieu aquatique...	20
<b>Figure 6 :</b>	Intégrité écologique.....	27
<b>Figure 7 :</b>	Illustration de la notion de biodisponibilité des métaux.....	33
<b>Figure 8 :</b>	Spéciation des métaux et interactions entre les différentes formes chimiques et le biote.....	33
<b>Figure 9 :</b>	Schéma simplifié des mécanismes d'internalisation des ETM à travers la membrane cellulaire.....	34
<b>Figure 10 :</b>	Modèle conceptuel des interactions entre les métaux et les organismes aquatiques.....	35
<b>Figure 11 :</b>	Sources, voies de pénétration et d'élimination des éléments traces métalliques chez les organismes aquatiques.....	36
<b>Figure 12 :</b>	Transfert des polluants dans la chaîne alimentaire aquatique.....	38
<b>Figure 13 :</b>	Localisation du barrage de Timgad dans le bassin versant des Hauts Plateaux Constantinois.....	40
<b>Figure 14 :</b>	Système de transfert de Beni Haroun.....	42
<b>Figure 15 :</b>	Schéma de fonctionnement et d'allocation des ressources .....	43
<b>Figure 16 :</b>	Carte des pentes de la région de Batna.....	44
<b>Figure 17 :</b>	Carte lithologique de la région de Batna.....	45
<b>Figure 18 :</b>	Carte géologique la région de Batna.....	46
<b>Figure 19 :</b>	Carte des réseaux hydrographiques la région de Batna.....	49
<b>Figure 20 :</b>	Répartition spatiale des précipitations dans la région de Batna.....	50
<b>Figure 21 :</b>	Diagramme ombro-thermique de Gaussen (2012, 2013 et 2014) du barrage Koudiet Medouar.....	53
<b>Figure 22 :</b>	Diagramme pluviothermique de la région de Batna (2005-2014).....	55
<b>Figure 23 :</b>	Carte d'occupation du sol du bassin versant de Timgad.....	56
<b>Figure 24 :</b>	Photo de <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> .....	61
<b>Figure 25 :</b>	Photo de <i>Cyprinus carpio</i> .....	62
<b>Figure 26 :</b>	Photo de <i>Barbus sitifensis</i> .....	63
<b>Figure 27 :</b>	Photo de <i>Alburnus alburnus</i> .....	64
<b>Figure 28 :</b>	Zone d'étude et localisation des points de prélèvements sur l'oued Rebaa et le barrage Koudiet Medouar.....	66
<b>Figure 29 :</b>	La station SP1 sur l'oued Rebaa .....	67
<b>Figure 30 :</b>	La station SP2 sur l'oued Rebaa .....	67
<b>Figure 31 :</b>	La station OR1 sur l'oued Rebaa .....	68
<b>Figure 32 :</b>	La station OR2 sur l'oued Rebaa .....	68
<b>Figure 33 :</b>	La station VO1 dans le village Ouled Saada .....	69
<b>Figure 34 :</b>	La station VO2 dans le village Ouled Saada .....	69
<b>Figure 35 :</b>	La station KM1 dans le barrage KM.....	70
<b>Figure 36 :</b>	La station KM2 dans le barrage KM.....	70
<b>Figure 37 :</b>	La station KM3 dans le barrage KM.....	71

<b>Figure 38 :</b>	Evolution spatio-temporelle de température des eaux d'Oued Rebaa et du barrage KM.....	86
<b>Figure 39 :</b>	Evolution spatio-temporelle du $pH_e$ des eaux d'Oued Rebaa et du barrage K....	88
<b>Figure 40 :</b>	Evolution spatio-temporelle de la $CE_e$ des eaux d'Oued Rebaa et du barrage KM	89
<b>Figure 41 :</b>	Evolution spatio-temporelle des teneurs en oxygène dissous des eaux d'Oued Rebaa et du barrage KM.....	90
<b>Figure 42 :</b>	Evolution spatio-temporelle du $pH_s$ des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.....	93
<b>Figure 43 :</b>	Evolution spatio-temporelle de l'humidité des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.....	95
<b>Figure 44 :</b>	Evolution spatio-temporelle de la conductivité électrique des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.....	96
<b>Figure 45 :</b>	Evolution spatio-temporelle de la perte au feu des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.....	98
<b>Figure 46 :</b>	Evolution spatio-temporelle de la matière organique par oxydation des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.....	99
<b>Figure 47 :</b>	Evolution spatio-temporelle du $CaCO_3$ des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.....	100
<b>Figure 48 :</b>	Evolution spatio-temporelle de la fraction inférieure à $63\mu m$ des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.....	101
<b>Figure 49 :</b>	Variations spatio-temporelles des concentrations du cadmium des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.....	105
<b>Figure 50 :</b>	Variations spatio-temporelles des concentrations de cobalt des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.....	107
<b>Figure 51 :</b>	Variations spatio-temporelles des concentrations en chrome des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.....	109
<b>Figure 52 :</b>	Variations spatio-temporelles des concentrations en cuivre des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.....	111
<b>Figure 53 :</b>	Variations spatio-temporelles des concentrations en manganèse des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.....	113
<b>Figure 54 :</b>	Variations spatio-temporelles des concentrations en nickel des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.....	116
<b>Figure 55 :</b>	Variations spatio-temporelles des concentrations en plomb des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.....	120
<b>Figure 56 :</b>	Variations spatio-temporelles des concentrations en zinc des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.....	124
<b>Figure 57 :</b>	Représentation des groupes de stations homogènes selon la méthode de la p.p.d.s.....	135
<b>Figure 58 :</b>	Graphique des valeurs propres en fonction du rang des composantes principale..	138
<b>Figure 59 :</b>	Représentation graphique des 19 variables à l'intérieur du cercle de corrélations du plan factoriel 1-2.....	139
<b>Figure 60 :</b>	Projections des stations dans le plan principal de l'analyse en composantes principales.....	141
<b>Figure 61 :</b>	Sauts d'inertie du dendrogramme.....	142
<b>Figure 62 :</b>	Dendrogramme du regroupement des 9 stations échantillonnées, obtenu à l'aide du saut minimum et de la distance euclidienne.....	143
<b>Figure 63 :</b>	Moyennes des indices de géoaccumulation pour les sédiments d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	146

<b>Figure 64 :</b>	Variations spatio-temporelles <i>Igeo</i> _Cd des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	147
<b>Figure 65 :</b>	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> _Cr des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	148
<b>Figure 66 :</b>	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> Cu des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	149
<b>Figure 67 :</b>	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> _Ni des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	150
<b>Figure 68 :</b>	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> Pb des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	150
<b>Figure 69 :</b>	Variations spatio-temporelles des <i>Igeo</i> _Zn des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	151
<b>Figure 70 :</b>	Variations spatio-temporelles FC-Cd des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	154
<b>Figure 71 :</b>	Variations spatio-temporelles FC-Cr des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	154
<b>Figure 72 :</b>	Variations spatio-temporelles FC-Cu des sédiments des 9 stations de prélèvements lors des 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	155
<b>Figure 73 :</b>	Variations spatio-temporelles FC-Ni des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	156
<b>Figure 74 :</b>	Variations spatio-temporelles FC_Pb des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	156
<b>Figure 75 :</b>	Variations spatio-temporelles FC_Zn des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	157
<b>Figure 76 :</b>	Variation spatiale du PLI dans les 9 stations d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.....	158
<b>Figure 77 :</b>	Degré de contamination des sédiments des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvement d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.....	159
<b>Figure 78 :</b>	Indice de pollution sédimentaire des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvement d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.....	163
<b>Figure 79 :</b>	Indice de risque écologique des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvement d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.....	165
<b>Figure 80 :</b>	Teneurs en cadmium des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	167
<b>Figure 81 :</b>	Teneurs en chrome des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	168
<b>Figure 82 :</b>	Teneurs en cuivre des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	168

<b>Figure 83 :</b>	Teneurs en nickel des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	169
<b>Figure 84 :</b>	Teneurs en plomb des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité. ....	169
<b>Figure 85 :</b>	Teneurs en zinc des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.....	170
<b>Figure 86 :</b>	Quotients moyens des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.....	171
<b>Figure 87 :</b>	Répartition globale en pourcentage des ordres des macroinvertébrés durant les deux campagnes dans les eaux d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar...	174
<b>Figure 88a:</b>	Abondance des macroinvertébrés dans l'eau des 9 stations durant le printemps 2013 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage de KM.....	177
<b>Figure 88b:</b>	Abondance des macroinvertébrés dans l'eau des 9 stations durant le printemps 2014 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage de KM.....	178
<b>Figure 89 :</b>	Evolution spatio-temporelle de l'Indice Biotique durant deux campagnes printanières 2013 et 2014 des eaux d'Oued Rebaa et barrage KM.....	181
<b>Figure 90 :</b>	Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du cadmium dans les branchies, foie et muscles du <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> du barrage Koudiet Medouar	186
<b>Figure 91 :</b>	Organotropisme du cadmium par classe de taille chez <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> ..	187
<b>Figure 92 :</b>	Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du cobalt dans les branchies, foie et muscles du <i>H. molitrix</i> , du <i>C. carpio</i> et du <i>B. sitifensis</i> du barrage de Koudiet Medouar.....	188
<b>Figure 93 :</b>	Organotropisme du cobalt par classe de taille chez <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> .....	189
<b>Figure 94 :</b>	Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du chrome dans les branchies, foie et muscles des <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> du barrage de Koudiet Medouar.....	190
<b>Figure 95 :</b>	Organotropisme du chrome par classe de taille chez <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> .....	190
<b>Figure 96 :</b>	Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du cuivre dans dans les branchies, foie et muscles des <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> du barrage de Koudiet Medouar.....	191
<b>Figure 97 :</b>	Organotropisme du cuivre par classe de taille chez <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> .....	192
<b>Figure 98 :</b>	Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du manganèse dans les branchies, foie et muscles du <i>H. molitrix</i> , du <i>C. carpio</i> et du <i>B. sitifensis</i> du barrage de Koudiet Medouar.....	193
<b>Figure 99 :</b>	Organotropisme du manganèse par classe de taille chez <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> .....	194
<b>Figure 100 :</b>	Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du nickel dans les branchies, foie et muscles des <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> du barrage de Koudiet Medouar.....	195
<b>Figure 101 :</b>	Organotropisme du nickel par classe de taille chez <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> .....	196
<b>Figure 102 :</b>	Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du plomb dans les branchies, foie et muscles des <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> du barrage de Koudiet Medouar.....	197
<b>Figure 103 :</b>	Organotropisme du plomb par classe de taille chez <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> .....	197

<b>Figure 104 :</b>	Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du zinc dans les branchies, foie et muscles des <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> du barrage de Koudiet Medouar.....	199
<b>Figure 105 :</b>	Organotropisme du zinc par classe de taille chez <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> .....	200
<b>Figure 106 :</b>	Facteur de bioconcentration dans les branchies des trois espèces de poissons ( <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> ).....	205
<b>Figure 107 :</b>	Facteur de bioconcentration dans le foie des trois espèces de poissons ( <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> ) .....	206
<b>Figure 108 :</b>	Facteur de bioconcentration dans le muscle des trois espèces de poissons ( <i>H. molitrix</i> , <i>C. carpio</i> et <i>B. sitifensis</i> ) .....	207
<b>Figure 109 :</b>	Facteur de bioconcentration chez <i>A. alburnus</i> .....	208

## Liste des annexes

**Annexe 1:** Protocole de terrain

**Annexe 2:** Standard de détermination de l'Indice biotique belge

**Annexe 3:** Courbes d'étalonnage des ETM

**Annexe 4:** Classification d'Ibouily

**Annexe 5:** Test t de Student pour échantillons indépendants

**Annexe 6:** Matrice de corrélation de Pearson des paramètres physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des éléments trace métalliques dans les sédiments

# **Introduction**

## Introduction

L'eau source de vie, mais aussi d'avenir, dans un monde qui voit doubler tous les ans sa population et multiplier ses risques de pollution de toutes sortes (**Gleize, 2011**). Pour son bien-être, l'homme a appris à contrôler l'eau, mais en même temps il l'a rendue si inadaptée et polluée qu'elle devient, dans ce cas, une menace pour la vie et un obstacle à la santé et au progrès de la population. De nombreux cas de pollution industrielle et urbaine ont été observés, en l'occurrence au niveau des barrages qui sont le réceptacle de rejets extrêmement polluants (**Kherief Nacreddine et al. 2018**). Le jeune âge de ces ouvrages d'emmagasinement en fait, actuellement, des sites de référence car ils peuvent constituer des ateliers pour des travaux scientifiques. Dans le but de rattraper le retard accumulé dans le secteur de l'eau, un programme de mobilisation des ressources en eau a été mis en place au début des années 80 et a duré 20 ans, avec une cadence particulièrement rapide dans la construction de barrages-réservoirs (**Mebarki, 2001**) et de nombreux projets de réalisation sont encore d'actualité.

Une large variété de polluants est introduite dans les systèmes aquatiques à partir de plusieurs sources comme les effluents, les déversements chimiques et l'utilisation des pesticides dans l'agriculture, qui participent à l'accroissement du risque environnemental. Vu la toxicité de ces composés, leur stabilité chimique et leur persistance dans la nature, ils ont suscité un intérêt croissant des sociétés, des gestionnaires et des autorités. Ainsi, le contrôle des polluants est une mesure importante pour la protection de l'environnement et il demeure une priorité indispensable dans une étude en écotoxicologie. En général, la santé humaine est compromise si l'eau dont elle dispose est de mauvaise qualité ou si elle est polluée. Contrairement aux polluants organiques dont certains sont susceptibles de se dégrader, les éléments traces métalliques peuvent être nocifs à la vie aquatique du fait de leur stabilité et de leur persistance dans la nature.

La pollution des eaux par les métaux lourds est un problème d'actualité et fait échec à la protection des écosystèmes aquatiques (**Tessier, 2012**). En effet, dans la plupart des systèmes aquatiques, les sédiments qui jouent un grand rôle dans le cycle hydrologique, emmagasinent significativement plus de métaux lourds que l'eau. C'est pourquoi la détermination du niveau de contamination de ces derniers par les métaux lourds rend compte de la qualité d'un écosystème aquatique et peut permettre d'identifier les sources de pollution. Les sédiments peuvent également être une source différée de pollution pour le milieu aquatique, soit par

dissolution accrue lors de leur remise en suspension, soit tout simplement par la bioturbation liée à l'activité d'organismes fouisseurs (**Montuelle et al. 2003**).

Les métaux sont présents naturellement dans notre environnement. Dans les milieux aquatiques, ils proviennent essentiellement de l'altération chimique et de l'érosion mécanique des roches mères et des matériaux géologiques, des dépôts atmosphériques, poussières et aérosols, puis des activités humaines telles que les déchets ménagers et industriels solides ou liquides et enfin de l'agriculture (**Afri et al. 2009**). Les éléments majeurs (fer, aluminium, silicium et manganèse), exprimés en pourcentage de roche, ont des teneurs élevées. Les moins abondants, dits éléments traces métalliques (ETM) sont exprimés en ug/g (**Meybeck et al. 1998**), et nécessitent une surveillance étroite dans le milieu aquatique vu les effets délétères qu'ils sont susceptibles d'y occasionner.

Dans cette étude pionnière sur le barrage Koudiet Medouar, notre intérêt a porté particulièrement sur les ETM, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, manganèse, nickel, plomb et zinc car ce sont des polluants réfractaires, hautement toxiques (cadmium chrome, cuivre, et plomb) pour les systèmes aquatiques (faune et flore) et que l'on retrouve dans la composition de plusieurs produits d'usage quotidien. Ces métaux ont des propriétés notamment toxicologiques qui dépendent principalement de l'élément et de sa forme chimique. Les métaux libres sont généralement plus réactifs que les métaux liés aux espèces chimiques, minérales ou organiques dissoutes. D'autres facteurs physico-chimiques, comme la teneur en matière organique, peuvent modifier le comportement de ces substances dans les sédiments. La fraction fine des sédiments a une incidence sur la capacité d'adsorption des polluants. De même, le pH, la température, la salinité et la concentration en oxygène sont d'autres facteurs déterminants du devenir et de la toxicité des contaminants (**Meybeck et al. 1998**).

Le barrage de Koudiet Medouar situé dans l'Est de l'Algérie a fait l'objet de très rares études sur la pollution urbaine et industrielle des eaux de surface (**Tiri, 2010**) aussi sur les paramètres hydrochimiques de l'eau du barrage et des oueds qui l'alimentent (**Tiri et al. 2017**) en fin sur l'analyse des métaux lourds de l'eau, sédiment et boue (**Amrane et Bouhidel, 2019**). Par ailleurs différents travaux ont été menés sur les barrages au sein du Laboratoire de Biologie et Environnement (université Constantine 1) sur l'évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques des sédiments de l'oued Aissi et du barrage Taksebt (**Rouibet, 2012**), sur la qualité physico-chimique et écologique des écosystèmes aquatiques et essentiellement sur le du barrage Béni Haroun, sur la physico-chimie de l'eau

(**Melghit et al. 2015**) et sur l'évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques des eaux, des sédiments et leurs transfert vers la faune (**Djeddi et al. 2018 ; Djeddi, 2019**) et la biodiversité algale (**Kherief Nacereddine et al. 2018 ; Kherief Nacereddine, 2019**).

Ce réservoir fait partie du grand système de transfert des eaux du barrage Béni Haroun et a pour objectif d'assurer les besoins en eau potable et industrielle des villes de Batna, Khenchela et Ain Touta ainsi que l'irrigation de plus 15 700 ha de terres agricoles dans les plaines de Batna, Chemora, Ain Touta et El Kantara. L'utilisation excessive d'engrais et de fertilisants dans cette région très agricole ne fait qu'accentuer la pollution et augmente le risque de contamination des eaux de ce barrage. Les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles et l'utilisation d'engrais et de pesticides en agriculture peuvent polluer les eaux de surface ainsi que les eaux souterraines. À court terme, la pollution peut entraîner un risque accru de pénurie d'eau, ce qui signifie qu'il est nécessaire de protéger cette ressource de toute altération et de toute utilisation irrationnelle (**Tiri et al. 2017**). Vu l'inexistence d'une station d'épuration en amont, les déversements des effluents bruts d'eaux usées (domestiques), ainsi que les dépôts sauvages de déchets solides sur les bords des cours d'eau et des routes, transformeront ce barrage, à long terme, en un réceptacle à métaux. Il est à signaler que le barrage de Koudiet Medouar n'a jamais fait l'objet d'étude relative à la qualité et la contamination métallique de ses sédiments et poissons.

A l'instar de nombreux barrages algériens, Koudiet Medouar est également destiné à une activité piscicole suite à desensemencements effectués en 2004 par des alevins provenant de la Hongrie, ensuite en 2008, il a été enrichi avec des alevins produits à Sétif en Algérie, et la population locale pratique la pêche aussi bien comme activité commerciale que comme loisir. Les ETM ne sont pas biodégradables et la plupart d'entre eux a des effets toxiques sur les différents organismes (**Storelli et al. 2005**), ils sont transférés au biote dont les poissons, puis aux animaux piscivores et, en bout de chaîne, à l'homme (**Chen et al. 2000**). Ainsi, les peuplements piscicoles apparaissent désormais comme un élément indispensable d'appréciation de la qualité de l'écosystème et sont susceptibles d'apporter des informations complémentaires à celles qui sont fournies par les autres communautés végétales et animales comme la faune macroinvertébrée benthique. La pollution se manifeste alors comme une modification défavorable du milieu naturel altérant la constitution physico-chimique du milieu naturel et l'abondance des espèces vivantes (**Djeddi et al. 2018**). En plus de la dégradation du milieu qu'ils occasionnent, les polluants altèrent les fonctions biologiques des organismes vivants

exposés soit brutalement à de fortes concentrations ou de manière chronique à de faibles teneurs de contaminants. Les végétaux et animaux ont la capacité d'intégrer les modifications et perturbations du milieu, contrairement aux paramètres physico-chimiques qui rendent compte d'une situation instantanée relative au moment précis de l'échantillonnage. C'est la raison pour laquelle les organismes sont largement utilisés comme bioindicateurs de la qualité écologique de leur environnement

Dans ce contexte, notre travail portera essentiellement, d'une part sur l'évaluation du niveau de contamination métallique des sédiments d'un écosystème aquatique très important pour la région, le barrage de Koudiet Medouar situé à l'Est de la wilaya de Batna, destiné à l'AEP et à l'irrigation ; et d'autre part sur l'oued Rebaa qui constitue l'apport principal qui alimente le barrage. L'évaluation de la qualité écologique du barrage est appréciée grâce à un inventaire de la faune macroinvertébrée benthique récoltée sur substrats artificiels et dont l'abondance et la diversité reflètent l'état de l'écosystème. Il est donc très important d'apporter un grand intérêt sur le devenir des ETM dans les différents compartiments abiotiques et biotiques et d'évaluer leurs transferts, leurs capacités de bioaccumulation et leurs effets toxiques sur les poissons. Pour cela, des extractions sont faites sur des organes potentiellement accumulateurs (branchies, foie et muscles) en vue de déterminer les concentrations des contaminants présumés. La place des poissons comme importante composante du régime alimentaire humain, engendre des préoccupations relatives aux risques sur la santé (**Foxall et al. 2000**). Selon (**Bonzon et Breuil, 1992**), la pêche dans les eaux intérieures constitue une source non négligeable de nourriture.

Cette étude s'inscrit dans les axes de recherche du laboratoire de Biologie et Environnement (université Constantine 1) ainsi que le laboratoire d'environnement, santé et production animale (université Batna 1) en fournissant des informations sur la contamination métallique des différents compartiments de l'écosystème à savoir, les sédiments et les poissons du barrage Koudiet Medouar et son principal affluent qui est Oued Rebaa.

La présentation du présent document s'articule autour de quatre chapitres :

- Le premier est une synthèse bibliographique relative aux différents critères de l'évaluation des paramètres abiotiques et à la présentation du comportement des contaminants métalliques dans un écosystème ainsi que les processus de bioaccumulation et de bioconcentration dans les poissons.

- Le deuxième chapitre est une présentation de la zone d'étude à savoir le bassin versant du barrage de Koudiet Medouar et de ses affluents, en donnant un aperçu sur la situation géographique, le plan lithologique, la géologie, l'hydrologie et la climatologie, et un ensemble de généralités sur la biologie et l'écologie des espèces de poissons étudiées.
- Le troisième chapitre intitulé « matériel et les méthodes », englobe la localisation des stations et les campagnes de prélèvement, puis les techniques utilisées au cours de cette étude, de l'échantillonnage à l'analyse pour atteindre les objectifs visés.
- Le quatrième chapitre regroupe les résultats et la discussion de chaque compartiment de l'écosystème, eau, sédiment, macroinvertébrés et poissons, avec leurs interprétations statistiques en plus des indices de contamination qui ont été calculés, traduisant d'éventuels enrichissements et/ou pollution par les ETM.
- Enfin, une conclusion générale et des perspectives permettront de dresser un bilan et de mettre en relief les principaux résultats de notre étude, et témoigneront de l'état de santé du barrage de Koudiet Medouar en matière de pollution métallique engendrée par les différents apports anthropiques.

# **Chapitre I**

## **Synthèse Bibliographique**

L'objectif principal de cette contribution est d'étudier l'impact des éléments traces métalliques (ETM), ainsi nommés parce qu'ils se trouvent en faibles concentrations dans la croûte terrestre, sur l'environnement. Toutefois, des facteurs anthropiques peuvent générer une augmentation considérable des concentrations en métaux dans les eaux et les sédiments de la région affectée qui sera alors considérée comme contaminée voire polluée.

Dans ce premier chapitre, après l'origine et la source des sédiments, seront présentées les principales sources de pollution, la géochimie des éléments Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn, puis la répartition et le devenir des métaux lourds dans l'environnement aquatique. Enfin seront abordées les notions de bioaccumulation des métaux par les organismes aquatiques et les bioindicateurs de l'environnement aquatique.

## **I.1. Généralités sur la pollution des eaux et des sédiments**

### **I.1.1. Sources de pollution des eaux et sédiments**

Le milieu aquatique serait pollué lorsque son équilibre est modifié de manière durable par l'apport de substances toxiques plus ou moins naturelles ou anthropiques. En milieu aquatique, on ne peut pas parler de pollution de l'eau sans parler de pollution des sédiments. Les sédiments constituent souvent un réservoir de polluants, en particulier pour les ETM, et ils deviennent par la suite une source potentielle de pollution de l'eau (Audry et al. 2010). Il existe de nombreux types de pollution (figure 1), qui peuvent être divisées en deux catégories :

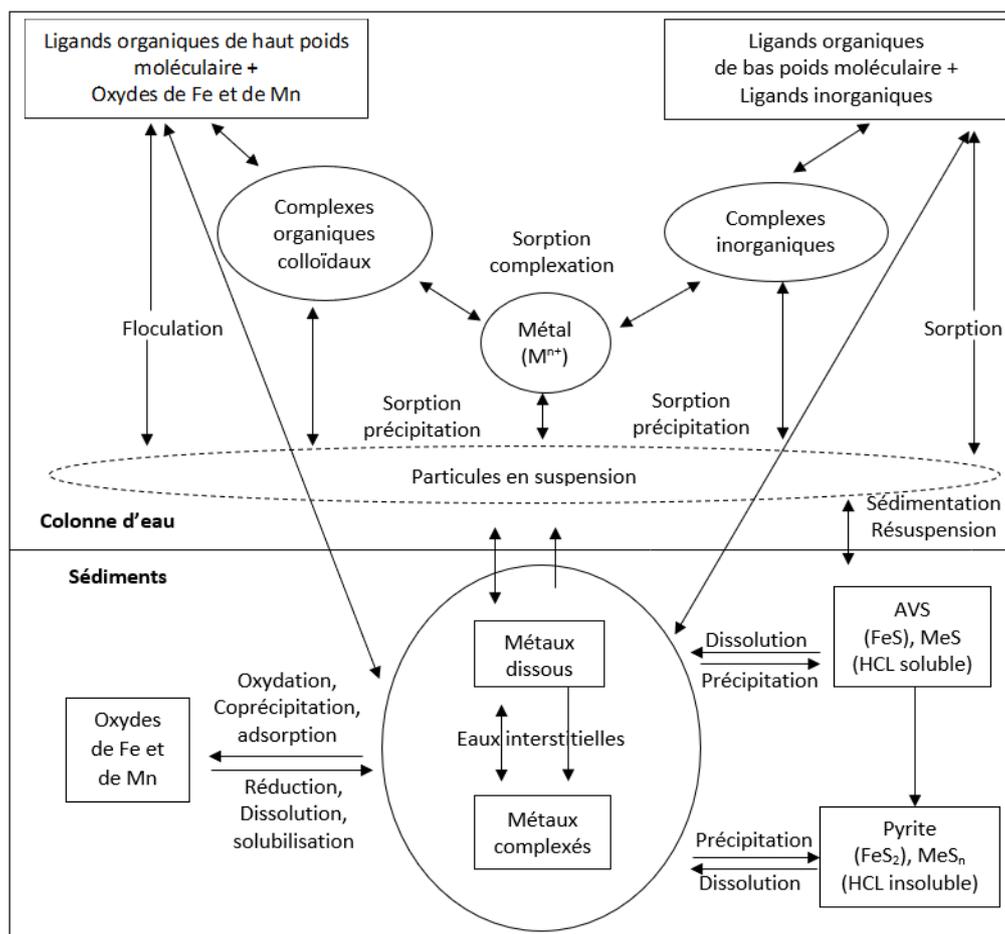
#### **I.1.1.1. Pollution naturelle due à divers agents**

**Agents physiques :** Ce sont des matériaux inertes, insolubles, de différentes tailles qui peuvent être mis en suspension dans l'eau. Ils n'ont aucune activité chimique ou biologique. Qu'il s'agisse de sable, de limon ou d'argile, ces matériaux sont en grande partie le résultat de l'érosion. La pluie, la neige et la glace peuvent désintégrer les roches denses, les sédiments meubles et le sol.

**Agents biologiques :** Les cours d'eaux contiennent une variété d'organismes de différentes tailles, formant une chaîne alimentaire spécifique. Les effets naturels des éléments organiques ou inorganiques peuvent modifier temporairement ou définitivement ces équilibres en favorisant ou en inhibant la croissance de certains organismes.

**Agents chimiques organiques :** Le ruissellement dans la zone couverte de végétation amène diverses matières organiques dans les ruisseaux et les lacs. Ces matières organiques proviennent généralement de la dégradation des matières végétales. Cette pollution colorée organique se traduit généralement par l'apparition de macromolécules acides (comme l'acide humique ou fulvique), ce qui se traduit par une baisse importante du pH.

**Agents chimiques inorganiques :** Lorsque des sols et des formations géologiques sont charriés par les précipitations, des polluants chimiques inorganiques apparaissent dans l'eau. Cette lixiviation entraîne la dissolution des sels constitutifs de la lithosphère et la présence d'ions plus ou moins toxiques dans le drainage. La nature géologique du terrain détermine le type d'ions qui s'y trouvent. La quantité et la qualité des précipitations déterminent l'intensité de ce phénomène. Les oligo-éléments métalliques constituent les polluants inorganiques les plus fréquemment rencontrés dans le milieu aquatique.



**Figure 1 :** Modèle conceptuel du cycle des métaux traces dans les eaux de surface et les sédiments, présenté en tenant compte des principaux supports de ces métaux (Audry, 2003 ; Burdige, 2006)

### I.1.1.2. Pollution anthropique

Les sources de cette pollution sont diverses. La combustion en reste la principale source mais également, l'industrie, le stockage et l'incinération des déchets, l'agriculture et l'élevage.

**Les combustions fossiles et de biomasse :** En raison de la combustion de combustibles fossiles (charbon, pétrole, gaz naturel), des émissions de polluants dans l'atmosphère se produisent dans de nombreux domaines d'activité (transports, activités industrielles et agricoles, etc.). La nature dynamique de l'atmosphère facilite la migration des traces de polluants en elle sous forme d'aérosols (particules et liquides) et de formes gazeuses de leurs sources vers divers écosystèmes par sédimentation atmosphérique (**Bhaskar et al. 2016**). Habituellement, ces polluants finissent par atteindre le milieu aquatique par drainage.

**Les rejets domestiques :** Les déchets ménagers contiennent une variété de produits extrêmement nocifs pour l'environnement, tels que les matières organiques, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les solvants, les produits d'entretien des sols, les organismes pathogènes, etc. Les décharges sont souvent situées près des rivières et se déversent parfois directement en elles. Le lixiviat contient des minéraux et des substances organiques qui, peuvent être rejetés dans l'eau par ruissellement, provoquant une pollution surtout chimiquement et même bactériologique (**Hakkou, 2001**).

**L'agriculture :** En raison du développement de la population dans le monde, l'utilisation d'engrais (nitrates) et de pesticides augmente. L'eau de pluie ou le ruissellement les drainent et les transportent vers la rivière, provoquant des déséquilibres dans le milieu récepteur (pollution diffuse).

**Les sources industrielles :** Les émissions des activités industrielles (mines, cimenteries, usines chimiques, etc.) sont fortement néfastes à l'échelle locale. Ces émissions sont généralement riches en polluants tels que les métaux lourds (plomb, cadmium, etc.), les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les micropolluants organiques. La plupart des émissions sont non biodégradables et parviennent dans les rivières ce qui affecte l'environnement à long terme.

### I.1.2. Différents types de pollution des milieux aquatiques

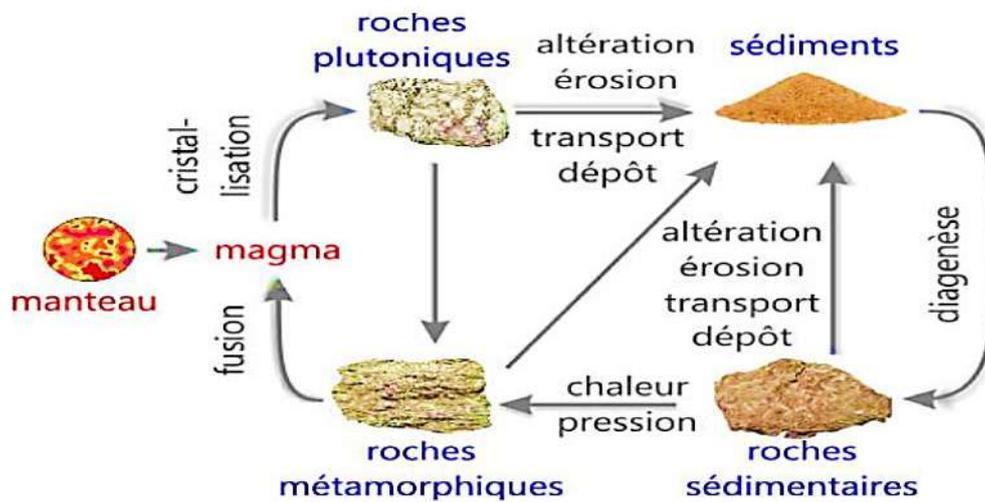
Les principaux types de pollution des milieux aquatiques continentaux (tableau 1) peuvent être de nature physique, chimique, organique, ou microbiologique. La nature des polluants émis dépend de leurs sources (Lévêque, 1996).

**Tableau 1** : Différents types de pollution physique, matière organique, chimique et microbiologique.

TYPES DE POLLUTION	NATURE	SOURCES
<b>Physique</b>		
Pollution thermique	Rejets d'eau chaude	Centrales thermiques
Pollution radioactive	Radio-isotopes	Installations nucléaires
<b>Matière organique</b>		
	Glucides, lipides, protides.	Effluents domestiques, agricoles, agro-alimentaires.
	Ammoniac, nitrates	Elevages et piscicultures
<b>Chimique</b>		
Fertilisants	Nitrates, phosphates	Agriculture, lessives
Métaux et métalloïdes	Mercure, cadmium, plomb, aluminium, arsenic...	Industries, agriculture, pluies acides, combustion.
Pesticides	Insecticides, herbicides, fongicides	Agriculture, industries
Organochlorés	PCB, solvants	Industries
Composés organiques de synthèse	Nombreuses molécules	Industries
Détergents	Agents tensio-actifs	Effluents domestiques
Hydrocarbures	Pétrole et dérivés	Industrie pétrolière, transports
<b>Microbiologique</b>		
	Bactéries, virus, Champignons	Effluents urbains et d'élevage

### I.2. Eléments traces métalliques dans les sédiments

Les sédiments sont les composantes principales des écosystèmes aquatiques, ils sont représentés par des apports allochtones ou autochtones, organiques ou minéraux, arrivant ou se déposant dans un écosystème aquatique sous diverses formes dissoutes et particulaires (Ramade, 2011). Ces deux fractions sont transportées par les cours d'eau et peuvent être déposées dans le milieu (rivière, oued, etc.) avant d'atteindre le bassin de sédimentation (lac, barrage, mer, etc.). Elles sont la conséquence de l'érosion des affleurements rocheux et des sols (figure 2). Ces phénomènes sont regroupés sous le terme de sédimentation (Cauzzi, 2007).



**Figure 2** : Cycle géologique expliquant l'origine des sédiments, (Boulvain, 2007).

D'après **Capilla (2003)**, sur une échelle de temps courte, environ un an, deux types de comportements apparaissent alternativement : en période d'étiage, les faibles courants favorisent le dépôt des sédiments. A l'inverse, lors des périodes de crue, la forte érosion augmente le nombre de particules en suspension. Sur une échelle de temps plus longue, la tendance générale à la sédimentation peut se produire dans les zones à faible vitesse.

Ainsi les barrages constituent un réceptacle des sédiments et en fonction de l'occupation du sol de leur bassin versant ils peuvent subir un sérieux engorgement qui pourra réduire considérablement leur capacité de réservoir, phénomène assez récurrent en Algérie.

### I.2.1. Rappels généraux sur les éléments traces métalliques

A la différence de la plupart des contaminants organiques, les métaux lourds sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux. Ainsi, normalement ces éléments sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces, moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (**Alloway et Ayres, 1997 in Salvarredy, 2008 ; Callender, 2003**). Ces faibles concentrations en métaux lourds constituent le fond géochimique d'un certain environnement. Un impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux de concentrations anormalement élevés par rapport au fond géochimique (**Alloway et Ayres, 1997 in Salvarredy, 2008**).

On appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5g/cm<sup>3</sup> (**Callender, 2003**), ce qui est le cas pour la plupart des métaux de transition. Selon **Baize (1997)**, les éléments traces (ET), sont les 80 éléments

chimiques constituant la croûte terrestre et dont la concentration ne dépasse pas 0,1%. L'ensemble de ces éléments constitue seulement 0,6% du total, tandis que les 12 éléments majeurs, (O ; Si ; Al ; Fe ; Ca ; Na ; K ; Mg ; Ti ; H ; P ; Mn), représentent 99,4 %. L'appellation « élément traces métallique » vient du fait que certains éléments traces sont des métaux tels que Cd, Cr, Zn, Pb, Cu, tandis que d'autres ne sont pas métalliques. Cette appellation est mieux adaptée que "métaux lourds" car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement "lourds" tel que le zinc. De même, certains éléments toxiques ne sont pas des métaux mais des métalloïdes tel que l'arsenic (**Bliefert et Perraud, 2001**).

On distingue 2 catégories d'éléments traces :

- **les éléments traces essentiels** : indispensables aux processus biologiques, mais toxiques à fortes concentrations (ex : cuivre (Cu), Zinc (Zn), Fer (Fe), chrome (Cr)),
- **les éléments traces non-essentiels** : ces éléments n'ont aucune fonction métabolique (ex : Pb, Cd, Hg), ils sont souvent toxiques à un seuil inférieur à celui des éléments essentiels.

Une fois que les métaux lourds ont été libérés dans le milieu par des processus naturels ou anthropiques depuis leur source, ils peuvent être transportés par voie éolienne via des aérosols ou par voie aqueuse via l'eau par les matières en suspensions ou les sédiments de fond des cours d'eau ; leur concentration est un paramètre important pour caractériser l'impact. Il est très important de connaître la disponibilité de leur concentration dans le milieu vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques (**Alloway et Ayres, 1997 in Salvarredy, 2008**). Cette «disponibilité» d'un élément vis-à-vis des organismes est appelée parfois «biodisponibilité». Le degré à partir duquel un métal est adsorbé ou précipité dépend notamment de ses propriétés intrinsèques (état(s) d'oxydation, rayon atomique, etc.), des paramètres physico-chimiques de l'environnement (pH et potentiel d'oxydoréduction), de la nature de l'adsorbant (charge dépendant du pH, du type de complexes ligands, de la surface spécifique), des autres métaux (ou d'autres cations majeurs) présents et de leurs concentrations (**Alloway et Ayres, 1997 in Salvarredy, 2008 ; Sigg et al. 2006**).

En raison de leurs différentes caractéristiques spécifiques, les métaux lourds ont été largement utilisés dans les nouvelles technologies (métallurgiques et électroniques). En conséquence, leurs sources anthropiques sont vastes et leur introduction est très ancienne dans l'environnement (**Callender, 2003**). Globalement, les émissions d'éléments traces métalliques d'origine anthropique restent de loin les plus abondants par rapport à ceux d'origine naturelle. Concernant les métaux lourds qui font l'objet de cette étude, à savoir le Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn, leurs différentes sources potentielles sont mentionnées dans le tableau 2 établi

d'après Dean et al. (1972) ; Rose et al. (1979) ; Fôrstner et Wittmann (1979) et El Hachimi et al. (2007).

**Tableau 2** : Les différentes sources de métaux lourds d'origine naturelle et anthropique

Métal	Origine naturelle	Origine anthropique
Cadmium (Cd)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Greenochite CdS</li> <li>-Sulfures de Zn adsorbés sur la matière organique</li> <li>- Oxydes de Fe et Mn</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Incinération des déchets</li> <li>- Industrie pétrochimique</li> <li>- Engrais</li> <li>- Cimenterie</li> </ul>
Cobalt (Co)	<ul style="list-style-type: none"> <li>-sous 4 états d'oxydation (+1 à +4).</li> <li>-Associé au Ni, Ag, Pb et Cu.</li> <li>-principaux minerais : cobaltite (CoS<sub>2</sub>, CoAs<sub>2</sub>), smaltite (CoAs<sub>2</sub>) et linnéite (Co<sub>3</sub>S<sub>4</sub>).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Industrie métallurgique</li> <li>- Industrie pétrochimique</li> <li>- Engrais</li> <li>- Additifs alimentaires pour animaux</li> <li>-Echappement des véhicules à moteur thermique</li> </ul>
Chrome (Cr)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- trivalent (Cr [III])</li> <li>- parfois à l'état hexavalent: Cr[VI]</li> <li>- rarement à l'état divalent : Cr [II]</li> <li>- minerai le plus important est la chromite (FeCr<sub>2</sub>O<sub>4</sub>).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Industries métallurgique; pétrochimique</li> <li>- Aéronautique ; chimique ; forestière, préservation du bois</li> <li>- Réfractaires (manufacture de briques réfractaires)</li> </ul>
Cuivre (Cu)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sulfures, oxydes, carbonates, sulfates et silicates</li> <li>- Chalcopyrite (CuFeS<sub>2</sub>)</li> <li>- Origine hydrothermale (grès et schistes)</li> <li>- Oxydes de Mn, Limonite</li> <li>- Matière organique</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Extraction et production minière</li> <li>- Raffinage du pétrole</li> <li>- Incinération des déchets</li> <li>- Industrie photographique</li> <li>- Engrais</li> </ul>
Manganèse (Mn)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pyrolusite (MnO<sub>2</sub>)</li> <li>- Rhodocrosite (MnCO<sub>3</sub>)</li> <li>- Braunite</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Métallurgie (aciers, alliages, soudures)</li> <li>- Industrie électrique (électrodes, piles sèches)</li> <li>- Industrie chimique (catalyseurs, colorants)</li> <li>- Industries du verre et de la céramique</li> <li>- Carburants (aditifs organométalliques)</li> </ul>
Nickel (Ni)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Silicates hydratés de Mg et de Ni</li> <li>- Pyrites (sulfures de Fe, Ni et Cu)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Alliages métalliques</li> <li>- Associé au Cd pour la fabrication d'éléments de batteries.</li> <li>- Sert à la fabrication d'ustensiles de cuisine.</li> <li>- Industrie chimique</li> </ul>
Plomb (Pb)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cérusite PbCO<sub>3</sub></li> <li>- Anglésite PbSO<sub>4</sub></li> <li>- Galena (PbS)</li> <li>- Pyromorphite Pb<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>Cl</li> <li>- Plumbojarosite PbFe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>4</sub>(OH)<sub>12</sub></li> <li>- Oxydes de Fe et de Mn</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Extraction et production minière</li> <li>- Raffinage du pétrole</li> <li>- Industrie métallurgique</li> <li>- Combustion des carburants</li> <li>- Incinération des déchets</li> <li>- Engrais</li> </ul>
Zinc (Zn)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sulfates et carbonates de Zn</li> <li>- Blende (ZnS)</li> <li>- Smithsonite (ZnCO<sub>3</sub>)</li> <li>- Zinc Arsenid (ZnAs<sub>2</sub>)</li> <li>- Silicates hydratés</li> <li>- Minéraux argileux</li> <li>- Oxydes de Fe et Mn</li> <li>- Matière Organique</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Extraction et production minière</li> <li>- Raffinage du pétrole</li> <li>- Industrie métallurgique</li> <li>- Utilisation urbaine, toitures, électricité</li> <li>- Huiles</li> <li>- Industrie pétrochimique</li> <li>- Agriculture</li> </ul>

### I.2.2. Effets des éléments trace métalliques sur les êtres vivants

L'impact des métaux pris en compte dans nos recherches sur le milieu vivant varie considérablement. Certains sont nécessaires pour les organismes ils sont dits « essentiels », bien qu'ils puissent être nocifs pour les êtres vivants à des concentrations élevées. Nous avons constaté que l'absence de ces éléments essentiels (micronutriments) peut entraver le fonctionnement de l'organisme ou empêcher son développement, comme le Cu, le Mn et le Zn pour les plantes et les animaux. Par ailleurs, Cr, Co sont essentiels seulement pour les animaux.

Ces éléments constituent des enzymes et des protéines et sont importants dans le métabolisme de l'organisme (Alloway et Ayres, 1997). Cependant, s'ils se trouvent en concentrations élevées, ils peuvent être toxiques pour l'organisme. C'est pourquoi il existe des guides pour la qualité de l'eau et des sédiments.

Ces guides fixent également des limites sur la présence des autres métaux lourds qui ne sont pas considérés comme essentiels. La présence de ces métaux n'est pas rare dans le milieu vivant (Freiberg et al. 1979). Ils ne présentent pas une fonction métabolique, sont connus comme « non essentiels » et généralement ont un seuil de concentration beaucoup plus bas pour devenir toxiques (Freiberg et al. 1979 ; OPS., 1987 ; Alloway et Ayres, 1997 ; Ingersoll et al. 2000). Ces éléments non essentiels sont : As, Cd, Hg, Pb, Pu, Sb, Tl et U. Parmi les éléments traces métalliques rencontrés dans les sédiments, les plus fréquemment analysés pour caractériser la pollution sont, comme cité précédemment, le cadmium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le manganèse, le nickel, le plomb et le zinc. Ces éléments ont des effets néfastes sur la santé humaine (Tableau 3) :

**Tableau 3** : Toxicité des éléments étudiés (Rodier et al. 2009)

Particules	Toxicité
Cadmium	Altérations osseuses, troubles rénaux, augmentation de la tension, cancer
Chrome	Troubles rénaux, ictère, troubles respiratoires
Cobalt	Rare : troubles digestifs, Troubles cardiaques
Cuivre	Jaunisse, hémolyse, troubles intestinaux, anurie, hypotension
Manganèse	Rare : troubles respiratoires, troubles du système nerveux
Nickel	Rare : troubles respiratoires, troubles allergiques (digestif et cutané)
Plomb	Troubles du système nerveux, affections du foie et des reins, intoxications hydriques
Zinc	Neurotoxique, anémie et neutropénie (baisse du nombre de globules blancs)

### I.2.3. Géochimie des éléments traces métalliques étudiés

#### I.2.3.1. Cadmium

Le cadmium du grec, *kadmia*, a été découvert en 1817 (**Rodier et al. 2009**). C'est un élément chalcophile, ce qui favorise son association avec Zn, Hg et dans une moindre mesure avec Pb et Cu (**Bolton et Evans, 1996 ; Deneux-Mustin et al. 2003**). L'abondance naturelle du Cd dans l'écorce terrestre est de 0,11 mg/kg (**Taylor et McLennan, 1985 ; Kabata-Pendias et Pendias, 1992**). Le Cd possède 2 états de valence (0, +II), mais n'est présent dans les eaux naturelles que sous sa forme divalente. Près de 95 % du Cd transporté par les rivières seraient sous forme particulaire et associée à des molécules d'hydratation et des carbonates (**Bourg et loch 1995 ; Turner et al. 1998 ; Gonzalez et al. 1999**).

#### I.2.3.2. Cobalt

Selon **Rodier et al. (2009)**, le cobalt (de l'allemand, *kobold*) fut découvert en 1735. Il est présent dans la croûte terrestre avec une concentration de 12 mg/kg (**Taylor et McLennan, 1985**), souvent associé au nickel, à l'argent, au plomb et au cuivre. Les minerais sulfurés, ou sulfuro-arsénics, représentent les sources principales de cobalt dans l'environnement (**Pichard et al. 2005**). Dans des sols et des sédiments, le cobalt est fortement et rapidement adsorbé sur les oxydes de fer et de manganèse ainsi que sur les argiles et la matière organique (**Adriano, 2001 ; Turner et Millward, 2002**).

#### I.2.3.3. Chrome

D'après le **Rodier et al. (2009)**, le chrome (du grec, *chroma*) a été découvert en 1797. Il se trouve souvent dans les roches magmatiques (ou ignées) où il se substitue facilement au fer qui possède un rayon ionique proche de celui du Cr (III) (**Davis et Leckie, 1978 ; Zachara et al. 1991**). Les roches ultrabasiques (dunites, serpentinites, péridotites) sont les plus riches en chrome où cet élément provient principalement de la chromite ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4(\text{s})$ ) et partiellement de la crocoïte ( $\text{PbCrO}_4$ ), (**Zachara et al. 1991**). La teneur moyenne du chrome dans la croûte terrestre serait de 35 mg/kg (**Taylor et Mc Lennan, 1985 ; Zachara et al. 1991**).

#### I.2.3.4. Cuivre

Le cuivre (du latin classique *aes cyprium*) pourrait bien être le premier métal à avoir été utilisé, étant donné que des pièces datant de 8700 avant J.-C. ont été trouvées (**Rodier et al. 2009**). C'est est un élément chalcophile qui se trouve associé à des sulfures avec le plomb, le

cadmium et le zinc. La composition moyenne de la croûte terrestre en cuivre serait d'environ 14 mg/kg (**Taylor et Mc Lennan, 1985**). Dans les sols et dans les milieux aquatiques, le Cu peut exister sous différentes formes (0, +1, +2), selon les conditions environnementales. Le cuivre est retenu dans les sols et les sédiments par des mécanismes d'échanges et d'adsorption. **Cavallaro et Mc Bride (1978)** ont proposé que la phase minérale argileuse puisse être utilisée comme réserve de cuivre dans les sols non calcaires. Dans des sols calcaires, l'adsorption spécifique du cuivre sur des surfaces de  $\text{CaCO}_3$  peut contrôler les concentrations en cuivre en solution.

#### I.2.3.5 Le Manganèse (Mn)

Le manganèse, selon **Rodier et al. (2009)** (du latin, *magnés*) a été découvert en 1774. Son nom découle des propriétés magnétiques de la pyrolusite, un minéral déjà connu dans l'Antiquité. Le métal et ses ions les plus communs sont paramagnétiques (**Mahan, 1987**). Les états d'oxydation les plus communs sont +2, +3, +4, +6 et +7, bien que tous les états de +1 et +7 soient observés.  $\text{Mn}^{2+}$  est souvent en compétition avec  $\text{Mg}^{2+}$  dans les systèmes biologiques. Les composés de manganèse où celui-ci est en état +7, sont de puissants agents oxydants, par exemple, le permanganate de potassium  $\text{KMnO}_4$ , à la couleur violet sombre bien connue (**Mahan, 1987**). Les minerais les plus abondants sont la pyrolusite ( $\text{MnO}_2$ ), la psilomélane ( $(\text{Ba}, \text{H}_2\text{O})_2\text{Mn}_5\text{O}_{10}$ ) et la rhodochrosite ( $\text{MnCO}_3$ ) (**Hurlbut et Klein, 1982**). Ces minéraux ne sont pas stables dans des conditions acides (**Tessier et al. 1996**).

#### I.2.3.6 Nickel

Selon **Rodier et al. (2009)**, le nickel de l'allemand, *kupfernickel*) été découvert en 1751. Il possède un comportement chalcophile et, en présence d'ions  $\text{HS}^-$ , forme des sulfures, soit en se substituant au  $\text{Fe}^{2+}$  dans la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), soit en co-précipitant avec  $\text{Fe}^{2+}$  dans la pentlandite ( $\text{Fe}, \text{Ni}_9\text{S}_8$ ) et avec  $\text{Fe}^{2+}$  et  $\text{Cu}^{2+}$  dans la chalcopyrite ( $\text{CuFeS}_2$ ) ou sous forme de vaesite ( $\text{NiS}_2$ ) ou de millerite ( $\text{NiS}$ ). La concentration en nickel des roches sédimentaires serait de l'ordre de 20 mg/kg (**Taylor et McLennan, 1985**) et elle dépasserait 100 mg/kg dans les roches volcaniques (**Kerrich et al. 1981 ; Andriambololona, 1999**). Dans les sols, le nickel s'adsorbe sur les argiles, les oxydes de fer et de manganèse ainsi que sur la matière organique. Dans le milieu aqueux, le nickel existe seulement au degré d'oxydation divalent Ni (II). La solubilité des minéraux de nickel est considérablement moins élevée que celle d'autres métaux (**Golightly, 1981 in INERIS, 2006**).

### I.2.3.7. Plomb

C'est l'ETM le plus répandu à la surface de la terre, du latin, *plumbum*, l'un des métaux les plus anciens. Il a été trouvé dans de la peinture recouvrant des tombes préhistoriques (40 000 avant JC), (**Rodier et al. 2009**). Il est concentré dans les gisements de sulfures où il est communément rencontré sous forme de galène (PbS). Il peut également se trouver sous forme d'anglésite (PbSO<sub>4</sub>) et de cérusite (PbCO<sub>3</sub>). La concentration en Pb dans la croûte terrestre est d'environ 17 mg/kg (**Taylor et Mc Lennan, 1985**), mais dans les zones urbaines et industrielles, elle se situe à des teneurs comprises entre 100 et 500 mg/kg (**MEEO, 1995 ; Pichard et al. 2005**). Le Pb est généralement considéré comme étant fortement retenu dans les sols et donc peu mobile, en particulier en conditions réductrices (**Blanc et al. 1999**).

### I.2.3.8. Zinc

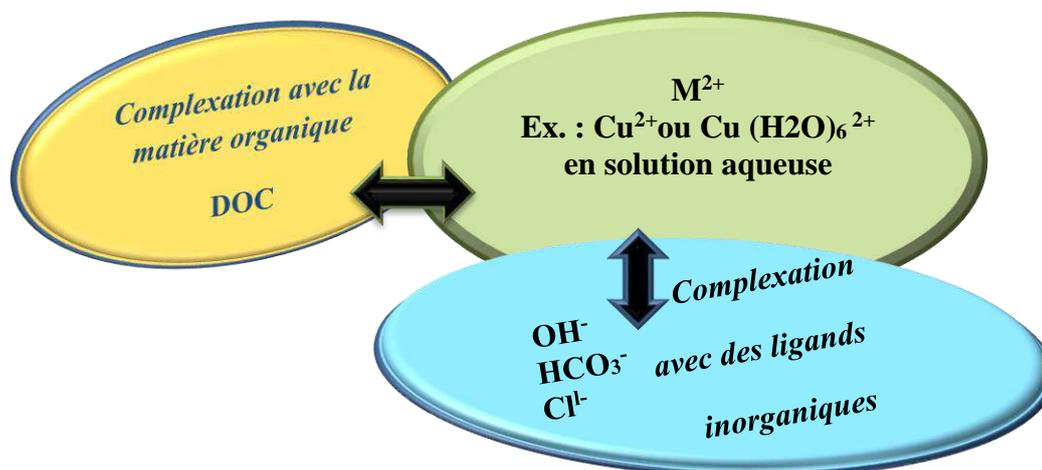
D'après le **Rodier et al. (2009)**, le zinc (de l'allemand, *zink*), découvert au 16<sup>ème</sup> siècle, est rencontré habituellement en association avec le plomb, le cuivre, l'or et l'argent, et il se présente sous forme de sphalérite (sulfure), smithsonite (carbonate), calamine (silicate), et franklinite (zinc, manganèse, oxyde de fer). La concentration en Zn dans la lithosphère est approximativement de 50 mg/kg (**Taylor et Mc Lennan, 1985**), mais dans certaines zones industrielles, des concentrations de quelques milliers à des dizaines de milliers de mg/kg ont été rencontrées dans les sols et des sédiments (**MEEO, 1995 ; Audry et al. 2004 ; Jacquat, 2008**). Le Zn possède 2 états de valence (+I, +II), mais n'est présent dans les eaux naturelles que sous sa forme divalente. Le zinc est facilement adsorbé par les minéraux argileux, les carbonates ou hydroxydes. **Tessier et al. (1996) et Hickey et al. (2006)** ont montré que la plus grande proportion de zinc dans des sols et sédiments contaminés était associée aux oxydes de fer et de manganèse.

## I.3. Répartition et devenir des métaux lourds dans l'environnement aquatique

Une fois dans le milieu aquatique, le métal est réparti entre différents compartiments aquatiques (eau, solides en suspension et sédiments). Dans les milieux aqueux, les métaux lourds existent sous forme de complexes, de particules ou de solutions, qui détermineront leur comportement et leur toxicité dans le milieu aquatique (**Miquel, 2001**). Les sédiments sont des intégrateurs des métaux, ils fournissent une image plus précise de l'étendue de la contamination par les métaux dans le milieu aquatique (**Devez, 2005**). Les substances inorganiques (principalement les anions tels que les carbonates, les chlorures et les hydroxydes) et les

produits chimiques organiques présents dans l'eau, constituent des ligands capables de se complexer avec les ions métalliques. Il a été découvert que la forme chimique d'un métal affecte sa biodisponibilité et sa capacité de transfert vers les écosystèmes. Par exemple, les métaux dissous sont plus facilement absorbés par les plantes et les organismes que les métaux sous forme cristalline. La figure 3 montre schématiquement le phénomène de complexation des métaux dans l'eau.

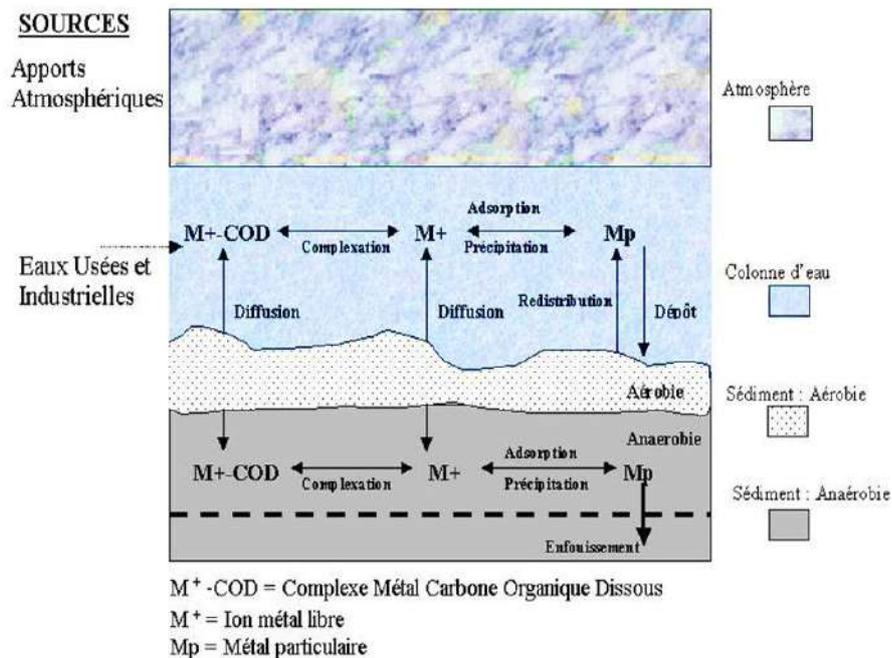
Dans les milieux aqueux, les principaux processus de distribution et de répartition des métaux lourds sont contrôlés par des mécanismes physico-chimiques complexes tels que la dilution, la dispersion, la sédimentation et l'adsorption / désorption. Le comportement et le devenir des métaux lourds, leur distribution, leur complexation avec leurs ligands (organiques et minéraux), leurs interactions et même la distance de leur transport, dépendent de leurs propriétés physiques (solubilité, adsorption ...), de la stabilité chimique, comme des propriétés physiques et chimiques de l'eau (pH, potentiel redox, lumière, température ...) (Calmano et al. 1993). Le ruissellement peut également être responsable de la dissolution et de la suspension des cristaux précipités, du transport des formes dissoutes, de l'érosion des métaux adsorbés sur les particules du sol et de leur désorption (Abollino et al. 2002).



**Figure 3 :** Phénomène de complexation des métaux dans l'eau (INERIS, 2003)

### I.3.1 Evaluation des métaux dans le système aquatique

La contamination des écosystèmes par les métaux lourds est une préoccupation justifiée par les risques que ces éléments constituent pour l'équilibre d'un écosystème, et ceci même à des concentrations très faibles en raison de leurs puissantes activités biologiques et de leurs tendances à s'accumuler dans les organismes vivants. La figure 4 illustre le cycle des ETM dans l'environnement aquatique. Comme le montre la figure, les éléments trace métallique se trouvent répartis sous les mêmes formes dans les sédiments comme dans la colonne d'eau mais certainement avec des concentrations différentes. Plusieurs approches ont été développées pour évaluer ces risques, (Martin et Whitfield, 1983 ; Vernet et al, 1989 ; Afri-Mehennaoui et al, 2009 ; Sahli et al, 2014 ; Bhaskar el al, 2016 ; Djeddi et al, 2018 ; Keddari et al, 2019a et 2019b ; Keddari, 2020).



**Figure 4 :** Devenir des ETM dans un système aquatique (Di Toro et al. 1991)

Les teneurs naturelles en métaux des sédiments sont souvent difficiles à déterminer en raison de leur grande variabilité liée à plusieurs facteurs dont : la granulométrie des sédiments (OMS-IPCS, 1998), la nature géologique du milieu, les caractéristiques physiques et chimiques des eaux et des sédiments.

Cependant, plusieurs méthodes existent pour la détermination de ces teneurs standards par rapport auxquelles sont comparées les teneurs mesurées dans les études d'évaluation du degré

de pollution métallique (**Thomas et Meybeck (1992), Pardos et al. (2003), Thévenot et al. (2007), Afri-Mehennaoui, 2006), Saulnier et Gagnon (2009)**) :

\* La sélection de plusieurs points de prélèvement en amont de toute pollution anthropique, la teneur naturelle d'un élément étant considérée comme celle observée le plus fréquemment pour les échantillons de sédiment, issus de ces points de prélèvement non pollués.

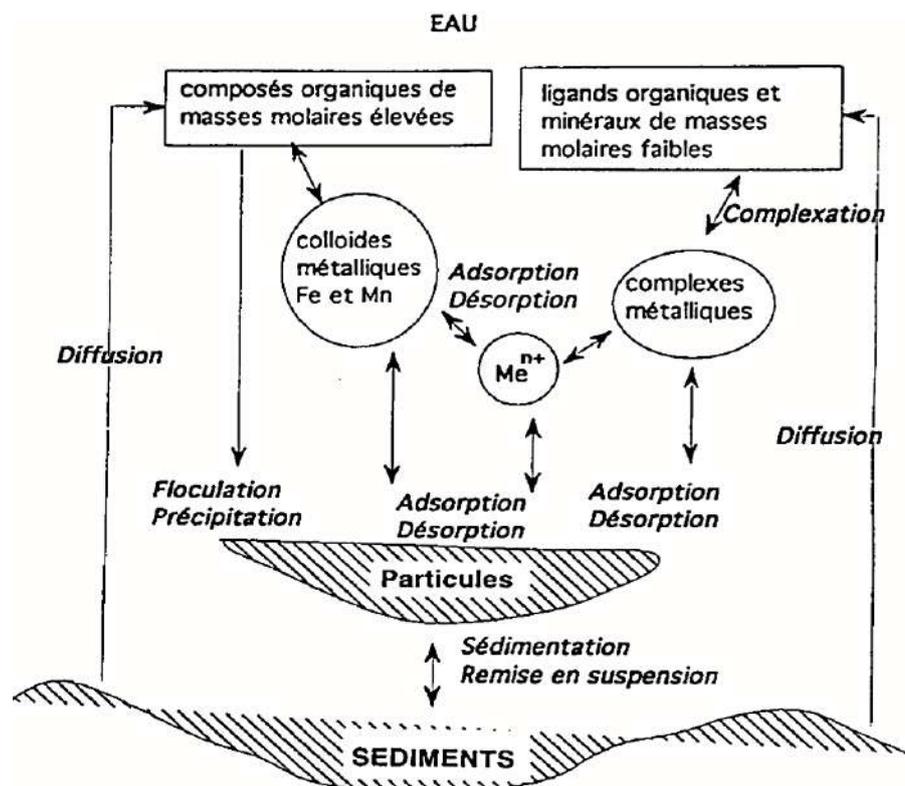
\* Le traitement statistique de l'ensemble des données et la recherche de la première modalité de distribution.

\* Le prélèvement de carottes et analyse de leurs diverses tranches. Les teneurs en métaux varient en général avec la profondeur, pour se stabiliser à une valeur qui correspond à la teneur naturelle. En surface, les teneurs reflètent la pollution actuelle alors qu'en profondeur il sera possible d'obtenir des sédiments correspondant à une époque où la pollution métallique était peu importante ou nulle.

\* L'utilisation des minéralisations sélectives. Cette méthode permet la détermination de la quantité de métal lié à la structure minérale du sédiment.

### **I.3.2. Paramètres influant sur la mobilité des métaux dans l'eau**

La mobilité des métaux dans l'eau entraîne généralement une transition des formes colloïdales et particulaires aux formes dissoutes et vice versa (figure 5). Le pH, la dureté, la teneur en carbone organique, le potentiel redox et la salinité sont les paramètres physiques et chimiques qui affectent ce type de conversion de l'eau (**Förstner et Wittmann, 1979**).



**Figure 5 :** Système d'échange eau-sédiment des métaux traces dans un milieu aquatique (Sigg et al. 1992 in Dechelette et al. 2004).

L'adsorption peut être la première étape pour éliminer les métaux de l'eau. La plupart des métaux libérés dans l'eau sont granuleux et ont tendance à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber sur les matières organiques, les argiles et les oxydes et hydroxydes. L'adsorption dépend dans une large mesure de la taille des particules de la surface exposée et des sédiments. Plus les particules de sédiments sont petites, plus l'interface avec le milieu est grande (INERIS, 2004). Le stockage temporaire ou permanent des métaux se fait dans les sédiments et dans l'eau. Les métaux dissous peuvent précipiter en cas de changements de pH ou de condition redox.

La plupart des métaux forment des hydroxydes peu solubles ou précipités en solution aqueuse. La connaissance de la valeur du pH est essentielle pour savoir si le métal dans l'eau est un cation ou un hydroxyde.

### I.3.3. Adsorption des métaux par les sédiments

L'adsorption est définie comme la fixation de molécules de soluté à une surface solide. Le processus d'adsorption conduit à l'équilibre et la concentration de soluté correspondante a été déterminée (Devez, 2005).

- **Adsorption physique**

Elle se caractérise par une faible énergie de liaison, inférieure à 6 Kcal / mol. En adsorption physique, le temps de rétention de la substance adsorbée est très court, et la surface adsorbée peut être recouverte par les produits adsorbés de plusieurs molécules (Devez, 2005).

- **Adsorption chimique**

Également appelée chimio-sorption, elle implique une énergie élevée, supérieure à 10 Kcal / mol, correspondant à la liaison covalente entre l'adsorbant et la molécule adsorbée (Devez, 2005). En chimio-sorption, le temps de rétention est long, et seule la première couche connectée à la surface de l'adsorbant est chimisorbée, et les autres couches (si présentes) sont retenues par physisorption. Une grande partie des micropolluants rejetés dans l'eau est liée aux sédiments ou aux solides en suspension (MES), (Talidi, 2006).

#### I.3.3.1. Valeurs de référence et critères de qualité sédiment : méthodes de calcul et utilisation

Les normes de qualité sont souvent utilisées pour l'évaluation des risques des sédiments *in situ*. La norme de qualité des sédiments est une valeur de référence utilisée pour comparer les valeurs de concentration mesurées de substances individuelles dans les sédiments. Lorsque ces normes sont dérivées d'études écotoxicologiques, le calcul du quotient entre la valeur mesurée et la valeur standard de qualité peut déterminer le risque de la substance étudiée. Par conséquent, ces normes de qualité visent à protéger les ressources biologiques ou à prévoir les effets nocifs sur ces ressources, ou les deux (Wenning et al. 2005). En d'autres termes, ils fournissent des valeurs limites ou des repères pour évaluer la possibilité d'observer les effets biologiques délétères dans les écosystèmes aquatiques (CCME, 1999). Les critères de qualité peuvent être utilisés pour classer des échantillons de sédiments selon leur potentiel toxique, identifier des contaminants problématiques, mettre des priorités sur des sites basé sur la fréquence et le degré avec lequel les critères sont dépassés. Le recours à des critères de qualité permet une évaluation rapide du risque potentiel du sédiment étudié, d'autant plus que l'efficacité de prédiction du

risque par les critères de qualité a fréquemment été démontrée si on associe les analyses chimiques à des tests écotoxicologiques (**MacDonald et al. 2000 ; Burton, 2002 ; Desrosiers et al. 2008**).

Cependant, différents critères de qualité ont été définis pour une même substance du fait de l'existence de différentes approches pour leur détermination. La compréhension de la méthode de calcul est essentielle afin de tirer les bonnes conclusions sur la qualité du sédiment investigué.

### **I.3.3.2. Méthodes de calcul**

Au fil des années, différentes méthodes de calcul de valeurs de référence ou de critères de qualité ont été proposées. Le choix de la méthode dépend principalement des connaissances disponibles, notamment en termes de données de toxicité sur les organismes benthiques. Il existe quatre principales approches :

#### **I.3.3.2.1. Approche géochimique**

C'est la première approche utilisée. On peut distinguer deux méthodes. Concernant la première, les valeurs de fond géochimique peuvent être utilisées en tant que valeurs de références, en donnant des « concentrations de fond » régionales pour les métaux (**Hakanson 1980 ; Tomlinson et al. 1980 ; Förstner et Wittmann 1981 ; Müller 1969 et 1981 ; Carballeira et al. 1997 in Rubio et al. 2000 ; Long et al. 1995 et 1998 ; MacDonald et al. 1996 et 2000 ; Sutherland, 2000 ; Singh et al. 2002 ; Mugoša et al., 2016 ; Zhang et al., 2016**). De tels critères ne permettent en aucun cas de définir un risque pour les organismes benthiques.

Une deuxième méthode consiste à calculer des critères de qualité à partir de concentrations mesurées dans des sites de référence, présentant « un bon état écologique » et inclus dans des programmes de surveillance des eaux (**ABRMC, 1991 ; Meybeck et al. 2003 ; SEQ EAU 2003 ; Thévenot et al. 2007 ; AEAP 2010**).

#### **I.3.3.2.2. Approche théorique**

Les critères de qualité sédiment peuvent être dérivés à partir de critères de qualité eau, avec l'application de l'hypothèse de l'équilibre de partition. Selon cette théorie, les contaminants sont distribués entre l'eau interstitielle, le sédiment (ou particules en suspension) et le biote (**Di Toro et al. 1991**). La méthode de l'équilibre de partition est souvent utilisée pour calculer

l'exposition aux substances chimiques ainsi que l'effet des produits chimiques sur les organismes à partir de concentrations de la phase aqueuse, lorsque les données de toxicité sur les organismes benthiques font défaut ou sont très limitées (**OCDE, 1992**). Les critères ainsi développés intègrent la notion de biodisponibilité des contaminants. Cette approche empirique demande de disposer de données de relations entre des concentrations de substances et des effets observés sur les organismes benthiques. Des tests réalisés sur sédiment naturel ou sur sédiment chargé permettent de disposer de telles valeurs. À ce jour, le risque toxique des substances est évalué de manière indépendante pour chaque molécule. Le risque de toxicité de mélanges de substances pour le compartiment sédimentaire n'est pas encore évalué. Plusieurs méthodes existent (**OCDE, 1992**).

#### **I.3.3.2.3. Approche écologique**

L'étude des communautés de macroinvertébrés benthiques peut permettre de déterminer des seuils de toxicité *in situ* **Tuffery et Verneaux (1968 et 1978)**, en corrélant les analyses chimiques avec le résultat d'indices biologiques comme : l'Indice de qualité biologique globale (IQBG) et, en 1982, avec l'Indice biologique global (IBG) maintenant appelé l'Indice biologique global normalisé (IBGN), (**Leclercq, 2001 ; Vivien et al. 2011**).

#### **I.3.3.2.4. Approche de type triade**

En associant plusieurs lignes de preuve, comme par exemple la chimie, l'écotoxicologie et des études écologiques sur le terrain, des critères de qualité pertinents peuvent être obtenus. Très récemment, l'agence flamande de protection de l'environnement a proposé des critères de qualité pour les sédiments des eaux douces dont la méthode de dérivation repose sur les résultats d'une approche de type triade effectuée en routine depuis l'année 2000. Deux critères de qualité ont été proposés : une valeur seuil de non-effet, et une valeur seuil d'effets. Pour chacune des valeurs seuils, la moyenne a été faite entre une valeur dérivée par des tests écotoxicologiques, et une valeur obtenue en corrélant les analyses chimiques avec le résultat d'indices biologiques (étude des macroinvertébrés sur le terrain). Comme autre faisceau de preuve pour le calcul de critères de qualité pertinent permettant d'évaluer le risque toxique d'une substance en présence dans un sédiment, il a été suggéré de prendre en compte la bioconcentration qui désigne la capacité des organismes à absorber et concentrer dans tout ou partie de leur organisme certaines substances chimiques (**De Deckere et al. 2011**).

### I.3.3.2.5. Approche consensuelle

Les critères de qualité dérivés par une approche de type consensus sont obtenus en moyennant différentes valeurs seuils d'effet ou de valeurs probables d'effets déjà déterminées par différentes méthodes. Les valeurs consensuelles les plus souvent utilisées sont les concentrations seuils produisant un effet (TEC ou CSE) et les concentrations produisant un effet probable (PEC ou CEP). La TEC dans le tableau 4 correspond à une valeur seuil déclencheur d'effets alors que la valeur PEC dans le tableau 5 prédit des effets probables.

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

ETM (mg/kg sec)	TEC (Threshold Effect Concentration)				
	TEL	ERL	LEL	TEL-HA28	Critère Consensuel
Cadmium	0,59	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

**TEL-HA28** (Threshold Effect Level Hyalella Azteca 28 jours).

En effet, en dessous du seuil TEC, les organismes ne sont pas considérés comme affectés par les différentes substances car les concentrations sont très faibles. Au-dessus du seuil TEC, les organismes les plus sensibles sont possiblement affectés par les substances toxiques, alors qu'au-dessus du seuil PEC, les concentrations sont suffisamment élevées pour produire des effets néfastes sur les organismes (MacDonald et al. 2000).

**Tableau 5 : Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les PEC (Mac Donald et al. 2000)**

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

**PEL-HA28** (Probable Effect Level Hyalella Azteca 28 jours).

Selon **ECMDDEPQ (2007)** le dépassement de la CEP (Concentration produisant un effet probable) indique la pertinence d'entreprendre de telles études. Une valeur de référence plus élevée, soit la CEF (Concentration d'effets fréquents), indique que la restauration du site est souhaitable et que des études de faisabilité doivent être entreprises. La CEP et la CEF constituent les deux valeurs seuils permettant d'orienter les décisions de restauration (tableau 6).

**Tableau 6 : Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce (ECMDDEPQ, 2007)**

Elément	Concentrations (mg/kg)				
	CER	CSE	CEO	CEP	CEF
Cadmium	0,33	0,60	1,7	3,5	12
Cobalt	ND	ND	ND	ND	ND
Chrome	25	37	57	90	120
Cuivre	22	36	63	200	700
Manganèse	ND	ND	ND	ND	ND
Nickel	ND	ND	ND	ND	ND
Plomb	25	35	52	91	150
Zinc	80	120	170	310	770

**CER** : Concentration d'effets rares. **CSE** : Concentration seuil produisant un effet. **CEO** : Concentration d'effets occasionnels. **CEP** : Concentration produisant un effet probable. **CEF** : Concentration d'effets fréquents. **ND** : Valeurs non déterminées.

#### **I.4. Bioaccumulation des métaux par les organismes aquatiques**

##### **I.4.1. Bioconcentration**

La bioconcentration est un cas particulier de la bioaccumulation. Elle est définie comme le processus par lequel une substance est présente dans un organisme vivant à une concentration plus élevée que l'environnement environnant. C'est une augmentation de la concentration d'un contaminant lorsqu'il passe de l'eau à un organisme vivant. Le facteur de bioconcentration (FBC) peut être défini comme une constante qui est dérivée du rapport de la concentration d'une substance dans un organisme en état d'équilibre, à sa concentration dans le biotope (**Veith et al. 1979 ; Ramade, 2011**).

##### **I.4.2. Bioaccumulation**

La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise. Elle désigne la somme des absorptions d'un élément directement absorbé par les animaux (**Ramade, 2011**).

La bioaccumulation est le résultat des processus de contamination, une combinaison des mécanismes d'excrétion vers l'environnement et de biotransformation endogène (**Ribeyre et Boudou, 1989**).

#### **I.4.3. Bioamplification :**

Elle est le processus par lequel le prédateur concentre une substance à un niveau plus élevé que sa proie. Par conséquent, le concept de la bioaccumulation est l'équilibre net des processus de capture, de stockage et d'excrétion d'une substance dans un organisme due à exposition dans l'eau, la nourriture, le sédiment et l'air (**Neff, 2002**). L'infiltration, le stockage dans les organes cibles et la contamination sont sous la dépendance des facteurs abiotiques du milieu, de la nature du contaminant et des caractéristiques physiologiques et biochimiques de l'organisme ou de l'espèce considérée.

#### **I.5. Qu'est-ce qu'un bioindicateur de l'environnement aquatique ?**

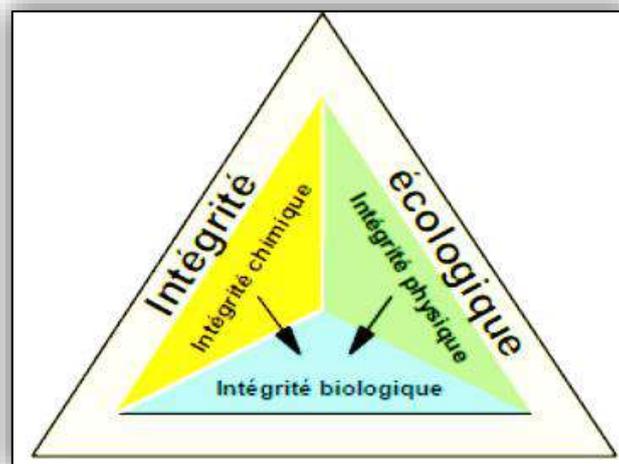
Un bioindicateur est une espèce ou d'un groupe d'espèces qui nous renseignent sur les modifications biotiques ou abiotiques d'un cours d'eau et donc sur les variations de différents facteurs du milieu. Un bon bioindicateur doit avoir des exigences écologiques très spécifiques afin qu'on puisse faire un lien direct entre sa présence/absence et une particularité environnementale (**Leclercq, 2001**). Lors de l'utilisation des méthodes biologiques, on peut faire appel à plusieurs types de bioindicateurs comme les diatomées, les macrophytes, les macroinvertébrés benthiques et les poissons.

##### **I.5.1. Utilisation des macroinvertébrés comme bioindicateurs**

La santé biologique, dite intégrité biologique, est définie comme étant la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté équilibrée, intégrée et capable de s'adapter aux changements. Une communauté saine aura, pour une région donnée, une composition d'espèces, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'un écosystème naturel (**Karr et Dudley, 1981**). L'intégrité biologique est généralement un bon indicateur de l'intégrité écologique (**US EPA, 2011**).

Ainsi, la surveillance biologique et la surveillance physicochimique des cours d'eau sont considérées comme des outils complémentaires. En général, la surveillance biologique mesure les effets des perturbations sur les communautés biologiques en place. La surveillance physicochimique mesure les agents stressants, en d'autres termes la contamination

environnementale. (Moisan et Pelletier, 2008) La surveillance de la qualité de l'eau basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de tirer des conclusions sur la santé de l'écosystème (figure 6). Elle ne renseigne pas sur la qualité de l'habitat, n'évalue pas l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques, ni les effets synergiques, additifs et antagonistes des différents polluants sur les organismes vivants.



**Figure 6 : Intégrité écologique (Moisan et Pelletier, 2008)**

Les macroinvertébrés benthiques sont aussi utilisés afin d'estimer l'impact de différentes pratiques agricoles sur le milieu aquatique autant que « pour évaluer la pollution provenant des eaux de ruissellement des routes qui contiennent une foule de produits chimiques comme des lubrifiants et de l'essence avec des additifs » (Woodcock et Huryn, 2007). C'est pour ces raisons que les macroinvertébrés benthiques sont utilisés couramment et de différentes façons dans plusieurs pays. Des mesures relatives aux êtres vivants sont souvent nécessaires. La surveillance biologique s'avère donc l'outil principal pour évaluer la santé biologique des milieux aquatiques (US EPA, 2011).

Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes qui vivent dans le fond d'un cours d'eau ou qui ne s'en éloignent que de peu durant la majeure partie de leur vie. Ils colonisent différents supports (ou substrats) pouvant être aussi bien minéraux (blocs, pierres, graviers, sables ...) qu'organiques (végétaux, branchages, litières, racines d'arbres, vases ...) (Mazuer et al. 2007). Dépourvus de colonne vertébrale, ils sont visibles à l'œil nu. On retrouve dans cette catégorie les larves d'insectes aquatiques, quelques insectes aquatiques adultes, les crustacés, les mollusques et les vers. Les principaux ordres d'insectes aquatiques appartenant à

cette catégorie d'organismes sont les suivants : Éphémères, Plécoptères, Trichoptères, Diptères, Coléoptères, Mégaloptères, Hémiptères, Odonates et Lépidoptères (**Gagnon et Pedneault, 2006**), soit près de 95% de tous les macroinvertébrés présents en zone lotique (**Lee et al. 2006**).

Très utilisés dans le monde, les macroinvertébrés sont au cœur de plusieurs méthodes normalisées. Nous retiendrons dans notre étude : l'indice biotique de qualité des eaux établi en fonction du nombre d'organismes récoltés et de leur degré de sensibilité à la pollution. Il permet d'évaluer la qualité biologique de l'eau. Cette technique a certaines limites. Elle trouve un champ d'application sur les cours d'eau peu profonds. De plus, elle mesure essentiellement l'impact des pollutions domestiques, d'établissements agricoles, d'abattoirs, d'industries alimentaires...

La plupart de ces méthodes dérivent du premier indice biotique élaboré par **Verneaux et Tuffery (1967)**. **Verneaux** a, par la suite, apporté quelques modifications à son premier ouvrage, en 1976, avec l'Indice de qualité biologique globale (IQBG), et en 1982 avec l'Indice biologique global (IBG) maintenant appelé Indice biologique global normalisé (IBGN), (**Leclercq, 2001**).

En Belgique, l'Indice biotique belge (IBB) a été approuvé par l'Institut Belge de Normalisation comme méthode standard pour l'évaluation des milieux aquatiques. L'IBB a été élaboré en combinant deux indices biotiques, soit l'indice de **Woodiwiss** et celui de **Tuffery et Verneaux (Gurérard, 2003)**. En France, l'IQBG est normalisé, (**DIREN, 2006**). L'Australie s'est, pour sa part, dotée en 1992 d'une stratégie nationale pour la gestion de la qualité de l'eau (**Chessman, 1995**), et depuis le début des années 90, les macroinvertébrés sont couramment utilisés pour l'évaluation environnementale et la surveillance des cours d'eau du pays (**Metzeling et al. 2003**).

À chaque site, il faut échantillonner plusieurs types d'habitats, puisque les perturbations ne se font pas sentir partout de la même façon. Par exemple, une pollution organique qui s'accompagne d'une accumulation de sédiments affectera d'une façon plus importante la faune qui se trouve dans une zone à débit lent où les sédiments auront tendance à se déposer. Il faut donc pour chaque site, échantillonner tous les types d'habitats majeurs qu'on y retrouve. Les échantillons pris en amont serviront de référence pour évaluer l'état de la dégradation de ceux qui sont pris en aval.

### **I.5.1.1. Limite d'identification des macroinvertébrés benthiques selon l'Indice biotique belge**

Le niveau d'identification requis, qui est majoritairement la famille ou le genre, offre donc la possibilité d'utiliser les macroinvertébrés benthiques de façon efficace, fiable et peu coûteuse afin de déterminer le degré de dégradation de l'eau (**Micha et Noisette, 1982**).

#### **Avantages des macroinvertébrés benthiques**

- a) Les macroinvertébrés benthiques sont présents et abondants dans tous les types de cours d'eau, petits ou grands (**Chessman, 1995 ; Camargo et al. 2004 ; Pelletier, 2013**).
- b) Ce sont des organismes vivants qui intègrent plusieurs composantes du milieu, comme l'habitat et les contaminants, puisqu'ils ont une durée de vie assez longue pouvant varier de quelques mois à deux ou trois ans (**Camargo et al. 2004 ; Pelletier, 2013**). Contrairement aux analyses chimiques, on peut détecter à l'aide des macroinvertébrés benthiques, des perturbations qui ont eu lieu même si elles ne sont plus présentes au moment de l'échantillonnage (**Chessman, 1995**). Les analyses chimiques requièrent un grand nombre d'échantillons durant une longue période de temps pour être vraiment représentatives. À l'opposé, dans plusieurs cas une seule campagne d'échantillonnage, permet d'évaluer avec justesse l'état de la qualité de l'eau d'un cours d'eau. Les macroinvertébrés benthiques reflètent donc de façon significative la dégradation des cours d'eau, autant au niveau d'une pollution organique que chimique (**De Pauw et Vannevel, 1991**).
- c) Ils jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire aquatique puisqu'ils sont la source principale de nourriture pour plusieurs poissons, insectes et amphibiens. Ils doivent donc être présents en quantité suffisante et avec une diversité importante pour maintenir l'écosystème aquatique en équilibre, fonctionnel et en santé (**Chessman, 1995**). Par exemple, les trichoptères, surtout au stade immature, et les éphéméroptères sont une source importante de nourriture pour de nombreux poissons d'eau douce. Les Odonates jouent pour leur part un rôle important au niveau du contrôle des populations de moustiques, de moucheron et autres petits insectes qu'ils consomment abondamment tout au long de leur vie (**Borrer et White, 1999**). Les macroinvertébrés benthique sont donc un élément clé de l'équilibre des écosystèmes aquatiques et même plus, puisque plusieurs espèces se déplacent hors de l'eau pour vivre leur stade mature.
- d) Les macroinvertébrés benthique sont relativement sédentaires, ce qui en fait des bons témoins des conditions locales (**Camargo et al. 2004**). Contrairement aux poissons qui

peuvent fuir une source de pollution, les macroinvertébrés restent exposés aux problèmes qui peuvent survenir dans leur environnement, ce qui peut modifier leur physiologie, leur comportement, leur morphologie, leurs tissus et leur taux de survie.

- e) Les macroinvertébrés benthiques comprennent un grand nombre de taxons dont plusieurs ont un degré de tolérance connu, ce qui facilite l'interprétation des données recueillies. De plus, le grand nombre de taxons existants leur permet de couvrir un large spectre de réponses. Différentes sources de pollution et de dégradation des cours d'eau peuvent donc être détectées grâce à eux (**Chessman, 1995 ; Camargo et al. 2004 ; Pelletier, 2013**).
- f) Ils sont utilisés dans plusieurs pays depuis plusieurs années. Il existe donc plusieurs guides d'identification et leurs exigences écologiques sont assez bien connues (**Camargo et al. 2004 ; Pelletier, 2013**).
- g) Leur taille est adéquate pour l'échantillonnage et l'identification. Ils sont pour la plupart assez gros pour être observés directement sur le site d'échantillonnage. Ils ne sont toutefois pas trop gros, ce qui permet de les cueillir, de les transporter et de les conserver en grande quantité avec un équipement simple et léger (**Chessman, 1995**).

### **Inconvénients des macroinvertébrés benthiques**

- a) La qualité des échantillons recueillis et de l'identification des spécimens est reliée à la compétence du personnel, ce qui peut influencer le degré d'efficacité de la méthode.
- b) Comme ils intègrent plusieurs composantes de leur milieu, il peut être difficile de trouver la cause spécifique d'un problème (**Pelletier, 2013**). Il faut, entre autres, porter une attention particulière afin de déterminer correctement les types d'habitats échantillonnés, afin de permettre une interprétation adéquate des résultats obtenus. Si une méthode rapide a permis la détection d'une zone de dégradation de la qualité de l'eau, il faut ensuite poursuivre avec une étude plus approfondie afin de trouver la source du problème.
- c) Pour pouvoir mettre sur pied des indices biotiques et traduire de façon fiable les résultats en degré de pollution, il faut posséder une bonne banque de références. Il serait donc important de commencer à effectuer une collecte d'informations dans nos régions. On peut facilement déterminer s'il y a une dégradation entre deux zones d'une rivière sans posséder de sites de référence. Mais si on veut interpréter avec certitude un indice en degré de pollution, il faudra posséder les données d'un nombre suffisant de sites de référence qui ne sont pas perturbés ou pollués.

### I.5.1.2. Synthèse sur les travaux relatifs à la macrofaune benthique en Algérie

Les recherches sur les peuplements et l'écologie des invertébrés des écosystèmes aquatiques continentaux d'Algérie sont rares et/ou partielles. Elles se résument, pour la plupart, à la description d'espèces inédites, leur écologie n'est que sommairement abordée (**Eaton, 1868 et 1899; Bedel, 1895 ; Dautzenberg 1895 ; Seurat, 1922 ; Navàs, 1917 et 1929 ; Edwards, 1923; Puri, 1925 ; Lestage, 1925 ; Poisson et Gauthier, 1928 ; Peyerimhoff, 1905, 1919 et 1933...**).

Entre 1920 et 1980, peu d'études exhaustives sont le résultat de récoltes plus étalées dans le temps et dans l'espace : cas des travaux de **Gauthier (1928)** sur la faune des eaux continentales d'Algérie et de Tunisie, **Guignot (1931-1933)** sur les Hydrocanthares de l'Afrique du Nord, **Vaillant (1955)** sur la faune madicole d'Algérie, **Aubert (1956)** sur les Plécoptères, **Bertrand (1972)** sur les Coléoptères ...

En Algérie, après 1980, avec le développement des programmes d'études en écologie, hydrobiologie et zoologie, plusieurs travaux ont été entrepris : les Oligochètes aquatiques **Gagneur et al. (1986)**, recherches hydrobiologiques sur les peuplements d'invertébrés benthiques du bassin de l'oued Aïssi **Lounaci (1987)**, la taxonomie des Trichoptères **Malicky et Lounaci (1987)**, la dérive des macro-invertébrés dans l'oued Aïssi **Ait Mouloud (1988)**, les Simulies **Gagneur et Clergue-Gazeau (1988)**, la connaissance des Ephéméroptères **Gagneur et Thomas (1988)**, peuplements d'invertébrés et de poissons appliquée à l'évaluation de la qualité des eaux et des ressources piscicoles des oueds Mouzaia et Chiffa **Arab (1989)**, étude des peuplements macrobenthiques de la baie de Bou-Ismaïl **Oulmi (1991)**, les Odonates **Samraoui et al. (1993, 2000a, 2000b)**, la faunistique, l'écologie et la biogéographie des insectes aquatiques du réseau hydrographique du Sebou **Lounaci-Daoudi (1996)**, les macrobenthiques de la baie d'Oran **Kherfouf (1997)**, étude des macroinvertébrés de l'Oued-Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents **Mehennaoui-Afri (1998)**, les Odonates **Samraoui et Menai (1999)**, les Diptères **Berchi (1993, 2000)**, diversité sur les macroinvertébrés dans l'oued Sebou **Lounaci et al. (2000a et 2000b)**, étude faunistique, écologie et biogéographie des macroinvertébrés benthiques de trois réseaux hydrographiques de Kabylie **Mebarki (2001)**, biodiversité marine et littorale algérienne **Bakalem (1980 et 2004)**, qualité biologique de l'oued Rumel **Afri-Mehennaoui et al. (2004)**, la faune benthique des réseaux hydrographiques du Chellif et du Mazafran **Arab et al. (2004)**, les Plécoptères de Kabylie **Lounaci et Vinçon**

(2005), évaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de la faune macroinvertébrés de l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine **Afri-Mehennaoui (2006)**, la faune benthique des cours d'eau de Kabylie du Djurdjura **Moubayed-Breil et al. (2007)**, les Diptères **Zerguine et al. (2009)**, biodiversité marine et littorale **Grimes et al. (2004 et 2010)**, les Chironomides **Chaib et al. (2011)**, les Odonates du bassin de la Seybouse **Khelifa et al. (2011)**, les Plécoptères **Yasri et al. (2013a, 2013b)**, Chironomides en kabylie **Moubayed-Breil et Lounaci (2013)**, macroinvertébrés du barrage de Béni Haroun et des oueds qui l'alimentent **Djeddi (2019)**, macroinvertébrés de l'oued Boumerzoug **Keddari et al. (2019a et 2020)**.

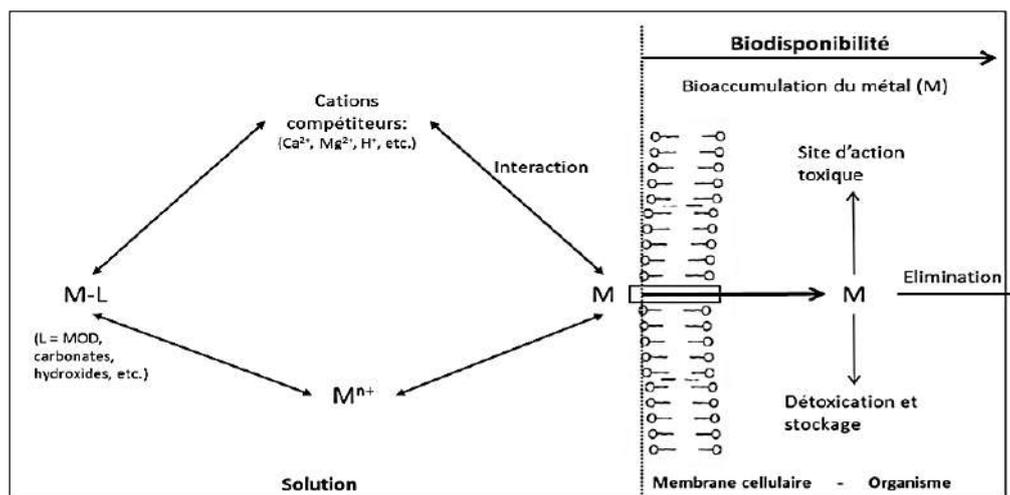
### **I.5.2. Utilisation du poisson comme indicateur de contamination**

Sachant que les différents polluants présents dans les sédiments sont susceptibles d'être éliminés et contaminés de la chaîne alimentaire, l'Agence Nationale des Barrages et transferts a décidé d'analyser un maillon de la chaîne et le choix s'est porté sur le poisson car il est particulièrement important dans le monde animal. Il représente plus de 50% de tous les vertébrés et occupe presque tous les environnements aquatiques, même les plus extrêmes. À l'heure actuelle, les stocks de poissons semblent être un élément essentiel dans l'évaluation de la qualité de l'écosystème et ils peuvent fournir des informations supplémentaires à celles des informations fournies par d'autres communautés (**CSP, 1995**). De plus, les poissons sont pratiquement les seuls organismes aquatiques (d'eau douce) consommables, et s'ils sont contaminés, ils peuvent causer des problèmes de santé chez les êtres humains.

Les micropolluants pénètrent dans l'organisme du poisson par 2 voies principales : une voie respiratoire (branchies, peau ou absorption directe au niveau de la muqueuse intestinale) et une voie digestive ou trophique par ingestion de proies contaminées. Les polluants peuvent cependant être stockés dans l'organisme et généralement dans le foie (**CSP, 1995**).

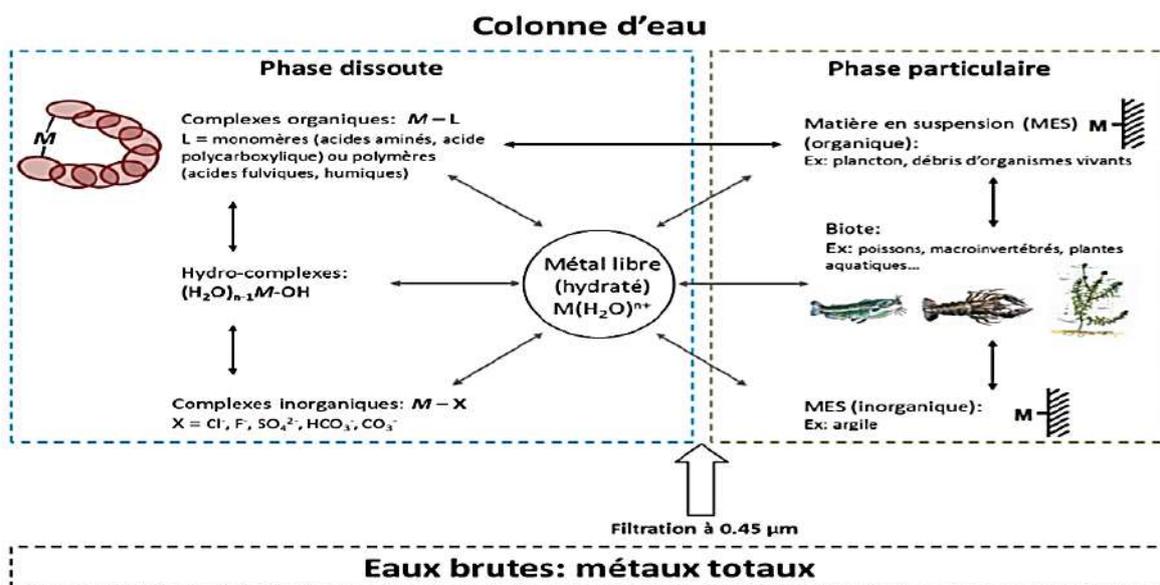
### **I.5.3. Notion de biodisponibilité des métaux lourds pour la faune aquatique**

La biodisponibilité des métaux lourds concerne la fraction instable, c'est-à-dire libre dans l'eau et les sédiments, pouvant être ingérées par les organismes aquatiques. Cette biodisponibilité est définie comme étant la teneur en métaux lourds ingérés par un organisme et transportés vers les sites pour exercer leurs actions (figure 7).



**Figure 7 :** Illustration de la notion de biodisponibilité des métaux (modifié, d’après McGeer, 2007).

Des études ont montré que la teneur totale en métaux lourds n’est pas corrélée avec les effets biologiques (Campbell, 1995 ; Campbell et al. 1998 ; Janssen et al. 2000 ; Di Toro et al. 2001). Cette biodisponibilité dépend non seulement de la teneur en métaux lourds, mais aussi de la physico-chimie de l’eau et des sédiments. Les métaux lourds peuvent être associés à différentes phases solides du sédiment, sous différentes formes chimiques : adsorbés à la surface des composés des particules (argiles, acides humiques, oxyhydroxydes de fer et / ou de manganèse) ; liés à des carbonates, de la matière organique, du sulfure ; et enfin inclus fortement à la matière organique (figure 8).



**Figure 8 :** Spéciation des métaux et interactions entre les différentes formes chimiques et le biote (modifié par Buffle, 1988).

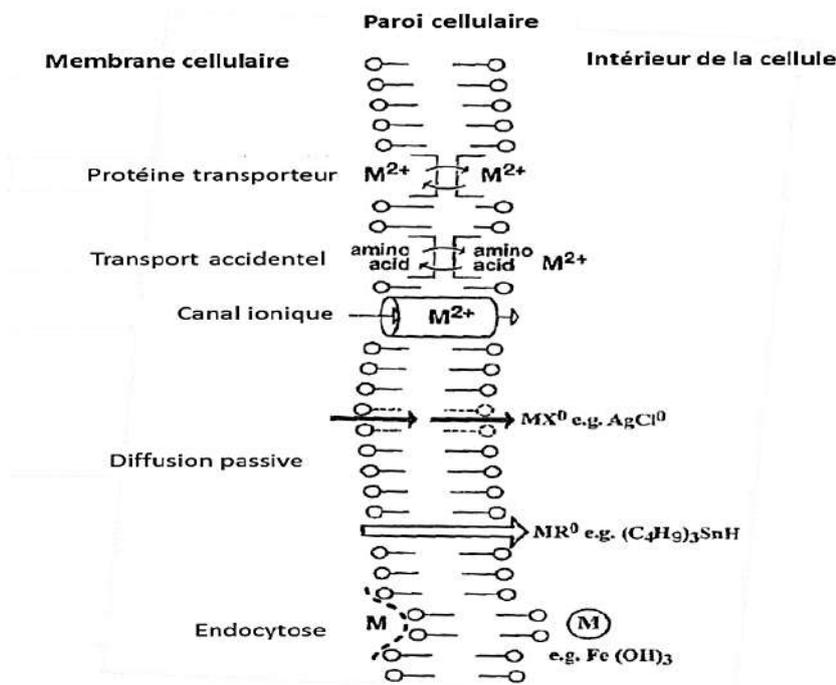
### I.5.4. Mécanisme de la capture des métaux

Lors de tout échange physiologique avec le milieu environnant, des molécules exogènes pénétreront les barrières biologiques, séparant ainsi l'environnement interne de l'organisme du milieu externe. Dans le cas d'une contamination, ces barrières (cutanées et respiratoires pour la contamination directe, et intestinales pour la contamination trophique) présentent des caractéristiques biologiques liées à leur structure et aux conditions physico-chimiques de l'environnement (température, pH, électrolytes), (**Vignat, 2014 ; Urien, 2015 ; Rajesh-kumar et Xiaoyu, 2018**).

#### I.5.4.1. Capture des métaux en solution

Les organismes aquatiques baignent dans des solutions où la concentration de métaux traces varie du  $\text{ng.L}^{-1}$  dans l'océan ouvert, à des niveaux approchant le  $\mu\text{g.L}^{-1}$  dans les écosystèmes aquatiques. La capture de nombreux métaux traces en solution à travers une surface perméable se fait généralement par diffusion passive sans consommation d'énergie (**Luoma, 1983 ; Phillips et Rainbow, 1994 ; Anandraj et al. 2002**).

Par conséquent, les formes métalliques liposolubles ou à polarité réduite (ex.  $\text{HgCl}_2$ ,  $\text{CH}_3\text{HgCl}$ , etc.), peuvent traverser la membrane par diffusion (figure 9).

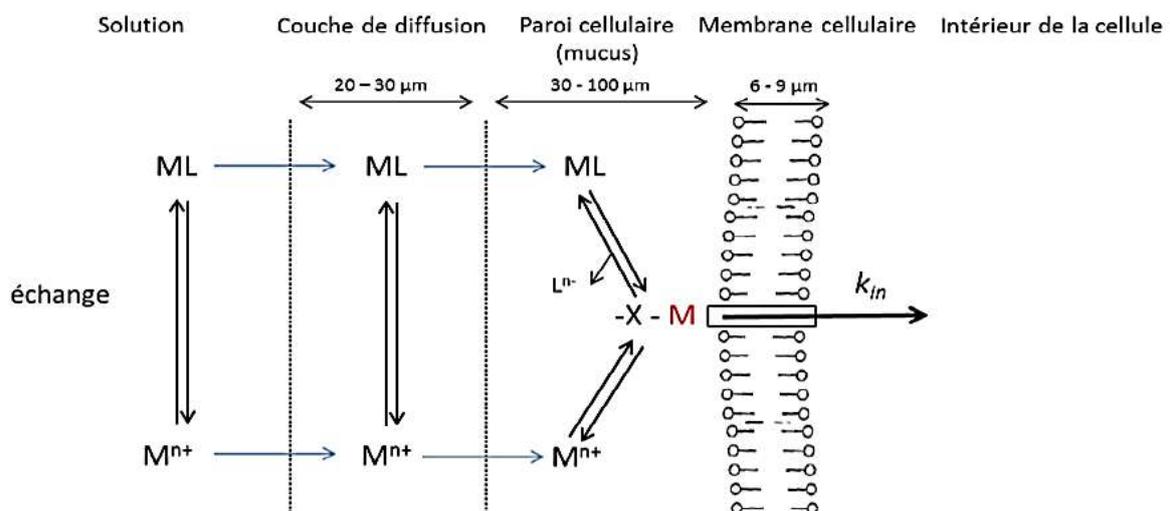


**Figure 9** : Schéma simplifié des mécanismes d'internalisation des ETM à travers la membrane cellulaire. Exemple chez les invertébrés aquatiques (modifié d'après **Luoma et al. 2008**).

Cette diffusion passive (diffusion par gradient de concentration, déplacement dans un champ électrique) peut être facilitée par l'utilisation de transporteurs membranaires. Les processus digestifs jouent aussi un rôle important dans la détermination de capture à partir de la nourriture et de l'eau ingérée (**Tran et al. 2002**). Le clivage enzymatique des protéines pourrait faciliter l'assimilation si les métaux sont transportés avec les acides aminés. Le pH est probablement le facteur le plus important dans le tractus digestif. La concentration de l'ion métallique libre a une grande importance dans le contrôle de la capture métallique à partir des solutions. Le métal sous forme d'ion libre a été proposé comme l'espèce métallique dissoute la plus biodisponible (**Campbell, 1995**). Ce modèle a été mis en place au début des années 80 par **Morel (1983)** cité par **Casas (2005)** et a été appliqué avec succès pour expliquer la toxicité des métaux. Ainsi, le transport de  $\text{Cd}^{2+}$  et  $\text{Pb}^{2+}$  passerait par la voie d'un canal protéique non spécifique sur la membrane cellulaire (Figure 10). Par conséquent, l'assimilation est directement proportionnelle à la concentration d'ions libres ( $\text{M}^{2+}$ ) et non à la concentration totale de métaux dans la solution. Campbell a décrit le modèle en détail et l'a vérifié au moyen d'expériences sur le terrain et de recherches approfondies en laboratoire.

Par conséquent, le modèle FIAM (Free Ion Activity Model) transforme l'interaction des métaux ( $\text{MeZ}^+$ ) dans les organismes vivants en trois étapes consécutives :

- Advection /diffusion du métal à l'équilibre dans la solution « baignant » l'interface entre la membrane biologique et le milieu d'exposition ;
- Réaction de complexation avec un site de surface ;
- Transport à travers la membrane.



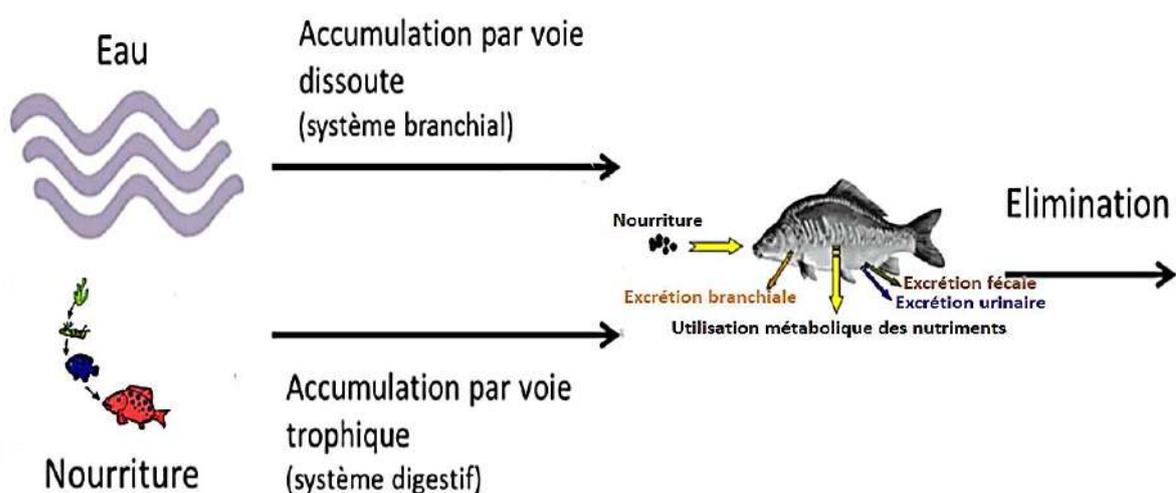
**Figure 10** : Modèle conceptuel des interactions entre les métaux et les organismes aquatiques (modifié d'après **Campbell, 1995**).

### I.5.4.2. Capture des métaux associés aux particules

Les particules présentes dans les eaux naturelles peuvent être inorganiques ou organiques et les métaux sont liés à chacune de ces fractions par différents mécanismes. La capture directe de métaux à partir d'une particule nécessite toujours l'ingestion de celle-ci et leur capture à partir du tractus alimentaire. Il existe d'autres voies qui ne nécessitent pas l'ingestion, comme la pinocytose dans les branchies (**Phillips et Rainbow, 1994**). Les processus de digestion qui relâchent les éléments de la particule matrice sont toujours nécessaires après l'entrée des métaux dans le tractus alimentaire. En effet, la biodisponibilité des métaux ingérés dans la nourriture solide dépend des processus de digestion du consommateur, de la concentration et de la nature chimique du métal dans les aliments. Ceux-ci varient considérablement en fonction du pH digestif et selon l'activité des enzymes digestives en relation avec les substrats présents dans la nourriture.

### I.5.5. Mécanisme d'excrétion des métaux

Parallèlement aux étapes de pénétration et de répartition des contaminants dans l'organisme, de nombreux mécanismes physiologiques et biochimiques contribuent à les éliminer. Tous les organismes aquatiques piègent de grandes quantités de métaux, mais pour de nombreuses espèces, l'excrétion des métaux accumulés n'est pas négligeable. Les quatre processus principaux sont présentés dans la figure 11 : la défécation, la perte via la surface perméable, la désorption passive et les granules d'expulsion (**Phillips et Rainbow, 1994**).



**Figure 11** : Sources, voies de pénétration et d'élimination des éléments traces métalliques (ou des contaminants) chez les organismes aquatiques (**Bruslé et Quignar, 2013**).

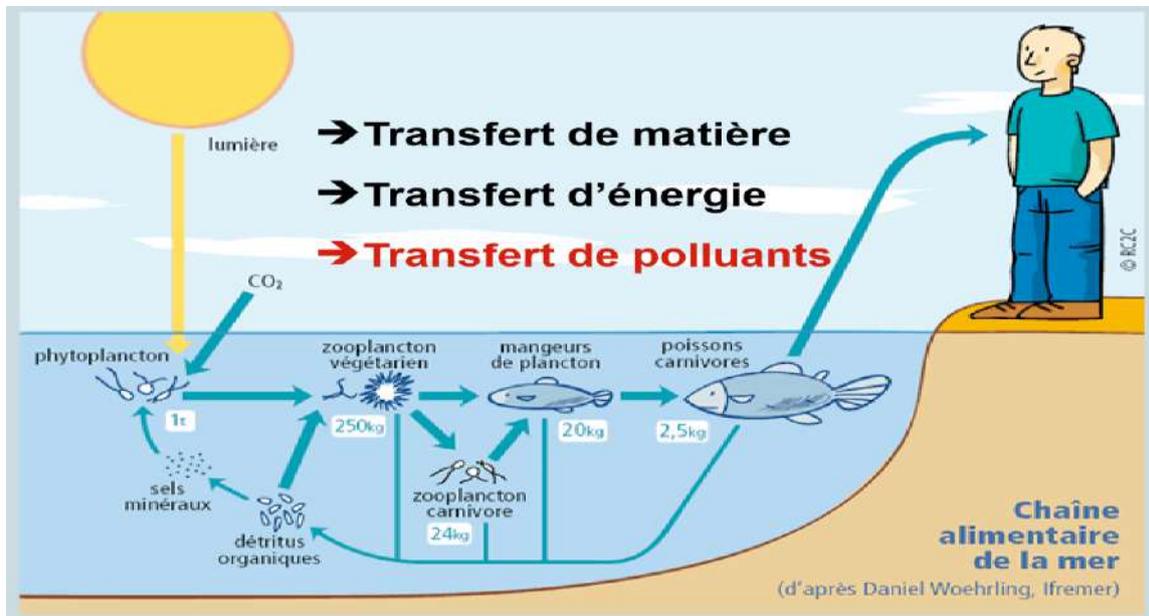
L'organe d'excrétion des métaux est le rein. Les métaux stockés dans les particules peuvent être perdus à travers le tractus alimentaire sous forme de fèces (**Rainbow, 1990 ; Wang et Fisher, 1997**). L'éjection par les fèces est le processus dominant pour la décontamination métallique (**Simkiss et al. 1982 ; Wang et al. 1995**). Ces métaux présents dans les lysosomes ou les sphérocristaux sont excrétés par exocytose du contenu vacuolaire, par épanchement de podocytes rénaux ou encore par diapédèse de granules *in toto* dans le tractus urinaire (**Casas, 2005 ; Belhoucine, 2012 ; Urien, 2015**).

#### **I.5.6. Mécanisme de séquestration des métaux : organotropisme et amplification**

Après la capture et l'excrétion des métaux, le troisième facteur déterminant l'accumulation des éléments traces est la séquestration des métaux absorbés dans les tissus. Plusieurs mécanismes existent incluant les piègeages des métaux et la séquestration d'éléments dans des granules ou dépôts insolubles qui peuvent être ou non associés à des lysosomes (**George et al. 1978 ; George, 1980 ; Amiard-Triquet et Caurant, 1994 ; Phillips et Rainbow, 1994**). Après passage transmembranaire, les métaux sont présents dans les éléments figurés résultant de la phagocytose de vésicules formées lors de l'absorption du métal à l'état particulaire par pinocytose et/ou de la phagocytose d'agrégats protéiniques riches en cations divalents (**George, 1980**). Ces granules ont été étudiées par **Martoja et Martoja (1982)** qui les considère comme des sites d'accumulation pour les déchets métalliques des différents processus physiologiques. Ces contaminants, sous forme libre ou complexe, arrivent aux compartiments de l'organisme. Les processus d'accumulation dans les tissus sont complexes ; de nombreux facteurs vont intervenir tels que la stabilité des liaisons des produits chimiques avec les constituants sanguins, la vascularisation des organes, la structure et les propriétés des membranes cellulaires, la densité et l'accessibilité des sites et la répartition du contaminant dans les différents organes.

Des études ont révélé une augmentation des concentrations de certains polluants au fur et à mesure des différents maillons de la chaîne trophique : la bioamplification (**Chen et al. 2000**). Le prédateur concentre une substance à un niveau supérieur à celui qui se trouve dans sa proie (figure 12). Pour **Ramade (2007)**, la rémanence d'un contaminant associé à des transferts cumulatifs « proies contaminées-prédateurs » est à l'origine de ce processus. La bioamplification des contaminants au sein des structures biocénétiques ne peut être abordée par une approche mono-factorielle. Ce processus est lié à une conjonction de facteurs favorables (**Boudou et al. 1983**) : la concentration du contaminant dans le milieu, la stabilité des conditions, l'aptitude du contaminant à franchir les barrières biologiques, la rémanence de la

molécule à l'égard des mécanismes de dégradation (abiotiques et biotiques), les transferts trophiques, les types de réseaux alimentaires, la durée de vie, etc. En fait, la bioamplification est due à une intégration de l'ensemble de la structure biologique des écosystèmes.



**Figure 12** : Transfert des polluants dans la chaîne alimentaire aquatique (Lampert et Woehrling, 2007).

### I.5.7. Facteurs affectant la bioaccumulation des métaux : transferts et biotransformation

Les processus de contamination et de décontamination sont superposés dans le temps et leur importance relative varie fortement selon :

- les modalités de la contamination (voies d'entrée, doses absorbées, etc.) ;
- les niveaux d'accumulation dans l'organisme et dans les organes ;
- les facteurs physico-chimiques du milieu environnant (Boudou et al. 1983 ; Simkiss et Taylor, 1995).

Les capacités de bioaccumulation, pour un même produit chimique, peuvent varier considérablement selon :

- l'espèce considérée ;
- le stade de développement des individus ;
- les caractéristiques écologiques du système ;
- les propriétés du contaminant (Luoma, 1983).

L'étude de l'interaction entre les contaminants et les barrières biologiques est d'un intérêt considérable pour la compréhension des phénomènes écotoxicologiques, particulièrement la bioaccumulation et les transferts à travers les chaînes trophiques.

Il est connu que les niveaux de concentrations métalliques dans les organismes ne sont pas les seuls résultats de leur biodisponibilité dans l'environnement ; les processus impliqués sont très complexes et sont influencés par :

- le contaminant (taille de la molécule, spéciation chimique, etc.) ;
- l'organisme récepteur (propriétés membranaires, composition chimique, processus actifs) ;
- l'environnement intra et extracellulaire (température, pH, etc.).

Les facteurs biotiques sont, quant à eux, liés aux espèces et surtout à leur :

- anatomie (taille, nature des téguments, surface de contact) ;
- physiologie (respiratoire, digestive, reproductive, etc.) ;
- âge donc leur taille au sein d'une même espèce.

Tous ces paramètres doivent être pris en compte. En effet, les travaux de **Boyden (1977)** ont montré que les concentrations métalliques mesurées chez les espèces marines peuvent varier en fonction de leur taille, donc de leur âge. De nombreux auteurs rapportent la relation nette entre les concentrations de différents contaminants métalliques avec la taille et le poids (**De Mora et Sheikholeslami, 2002 ; Yilmaz, 2009 ; Rohasliney et al. 2014 ; Makedonski et al. 2015 ; Nadzifah et al. 2017 ; Merhaby et al. 2018 ; Diop et al. 2019**).

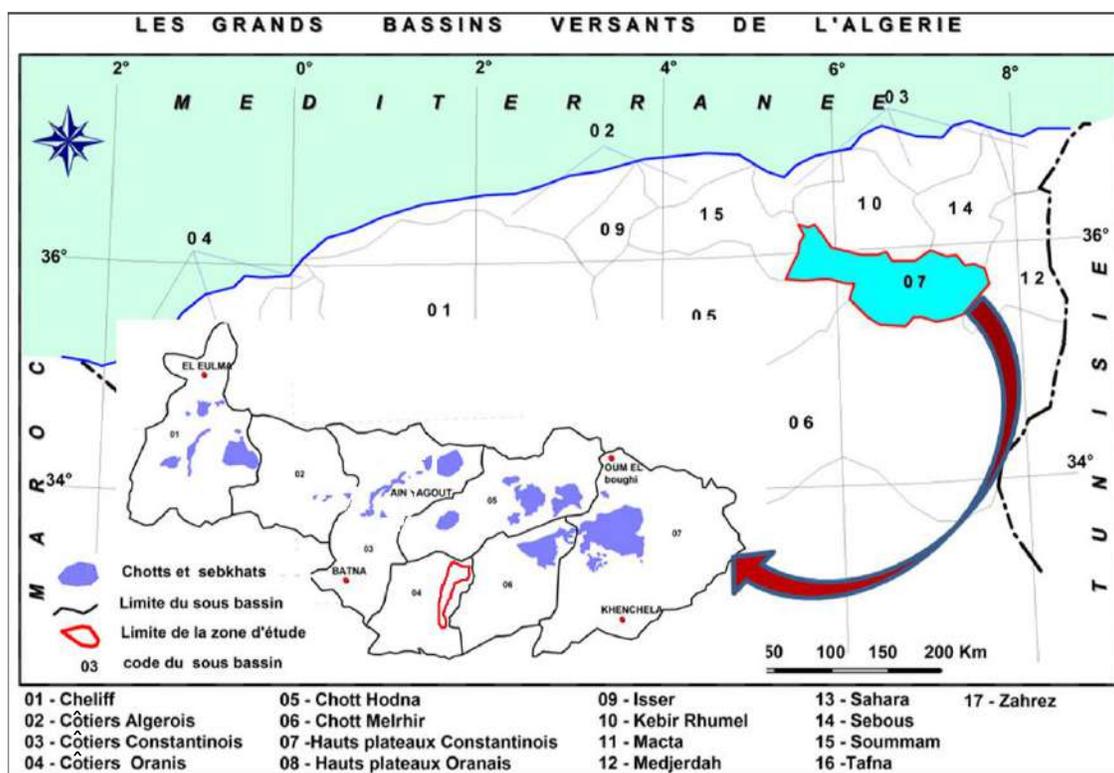
**Chapitre II**

**Présentation de la zone  
d'étude**

Le bassin versant du barrage Koudiet Medouar est principalement occupé par des milieux naturels, des activités agricoles et des pâturages. Ces multiples activités génèrent des nuisances vis-à-vis des écosystèmes aquatiques. Dans cette présentation nous nous limiterons uniquement au barrage Koudiet Medouar et à son principal affluent l'Oued Rebaa.

### II.1. Présentation de la zone d'étude, le barrage de Timgad (Koudiet Medouar)

Le barrage Koudiet Medouar, situé à l'est du pays, est érigé sur l'Oued Rebaa, drainant une superficie de 590 km<sup>2</sup>. Ce barrage fait partie du grand système de Beni Haroun et a pour objectif d'assurer les besoins en eau potable et industrielle des villes de Batna, Khenchela et Ain Touta ainsi que l'irrigation de plus de 15 700 ha de terres agricoles dans les plaines de Batna, de Chemorah et Ain Touta. Il appartient au bassin des Hauts Plateaux Constantinois (07-04) (Figure 13).



**Figure 13 :** Localisation du barrage de Timgad dans le bassin versant des Hauts Plateaux Constantinois selon la répartition de l'ANRH (2009).

Administrativement, le barrage Koudiet Medouar se trouve à 35 Km à l'Est de la wilaya de Batna, et à 7 km au nord-est de la ville historique de Timgad sur l'oued Chemorah. A l'est les collines de grès de Koudiet Medouar en constituent l'appui droit (ANB, 2003). Le barrage Koudiet Medouar est limité par les communes suivantes : Madher et Chemorah au nord ; Toufana à l'est ; Tazoult et Batna à l'ouest et Arris et Ichmoul au sud. Il est situé entre les bassins versants Kebir-Rhumel et Seybouse au nord, Medjerdah à l'est, Chott Hodna et Chott Melghir au sud puis Soummam à l'ouest (Tiri, 2005). Les caractéristiques techniques du barrage sont résumées dans le tableau 7.

**Tableau 7 : Fiche technique du Barrage Koudiet Medouar (ANRH, 2009).**

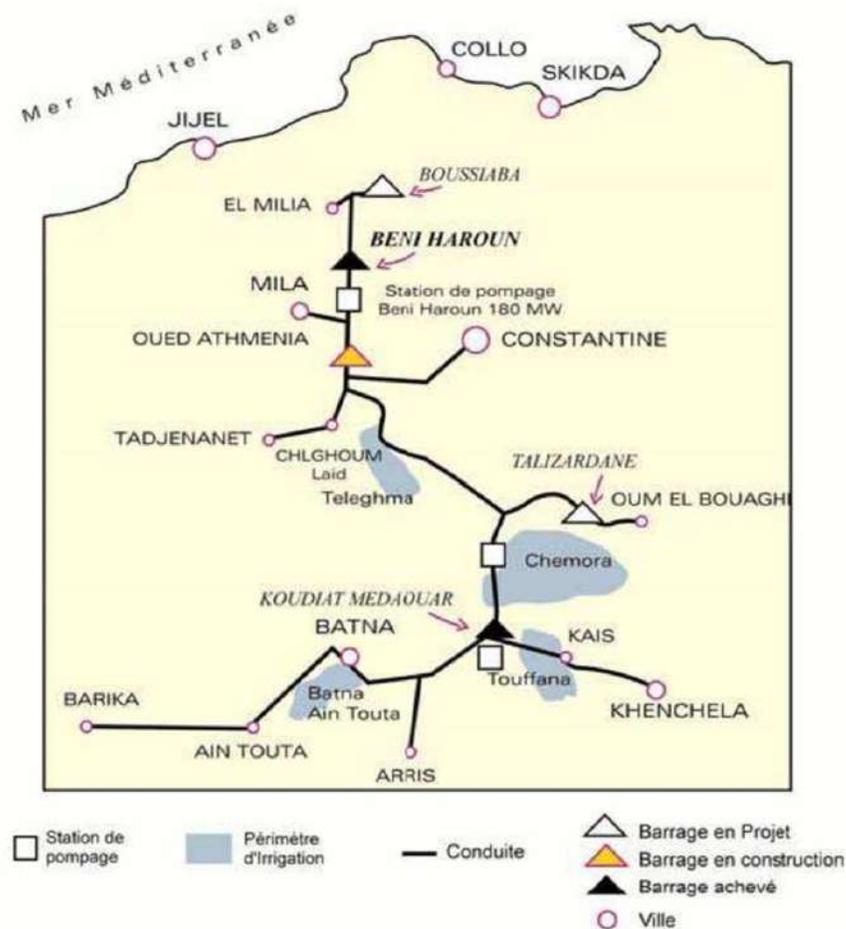
<b>Barrage Koudiet Medouar (W. Batna 7 Km de Timgad)</b>	
Coordonnées	Lat 35° 32' Long 6° 31'
Type	Terre a noyau
Evacuateur de crue	A surface libre 2500 m <sup>3</sup> /s
Vidange de fond	Galerie de vidange
Prise d'eau	Tour de prise
Hauteur (m)	48
NNR (m NGA)	992,50
Niveau de la crête (m NGA)	997,00
Niveau max (m NGA)	995,00
Longueur en crête	2270 m
Largeur en crête	10 m
Capacité initiale (hm <sup>3</sup> )	69
Mise en eau	2003
Destination	Irrigation, AEP

### II.1.1. Caractéristiques principales et objectifs du barrage

Le barrage Koudiet Medouar a été réalisé par l'entreprise nationale COSIDER en 1993 et la mise en terre et l'enrochement/eau ont eu lieu en 2003. C'est un barrage poids qui est construit de matériaux provenant de la roche sur place, dont la masse trapézoïdale est constituée essentiellement de grès et de graviers (Guidoum, 2012). La hauteur de la digue du barrage est de 4 m, constituée par un noyau massif d'étanchéité et par des recharges en graviers et en enrochements. Le barrage a une capacité de 47,324 millions de m<sup>3</sup>. Il a pour objectif principal la mobilisation des ressources hydrauliques de l'Oued Rebaa, afin de contribuer à satisfaire les besoins en eau potable et industrielle de la ville de Batna estimés à 38,10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/an d'une part, et d'autre part, à effectuer la mise en valeur de 15 700 ha de terres agricoles dans les plaines de Batna

et de Chemorah, ainsi que l'alimentation en eau potable et industrielle des localités de Kaïs, Khenchela, Arris, Tazoult, Ain Touta et Barika (**Behloul, 2009**).

Ce barrage fait partie, actuellement, d'un système complexe d'ouvrages de régularisation et de dérivation, connu sous le nom de système de transfert de Béni Haroun (figure 14 et 15). Ainsi en plus de l'apport propre de son bassin versant, ce réservoir reçoit les eaux du barrage de Beni Haroun destinées à l'alimentation en eau potable (AEP) d'un certain nombre de villes de la région des Aurès, et à l'irrigation (**ANBT, 2014**).



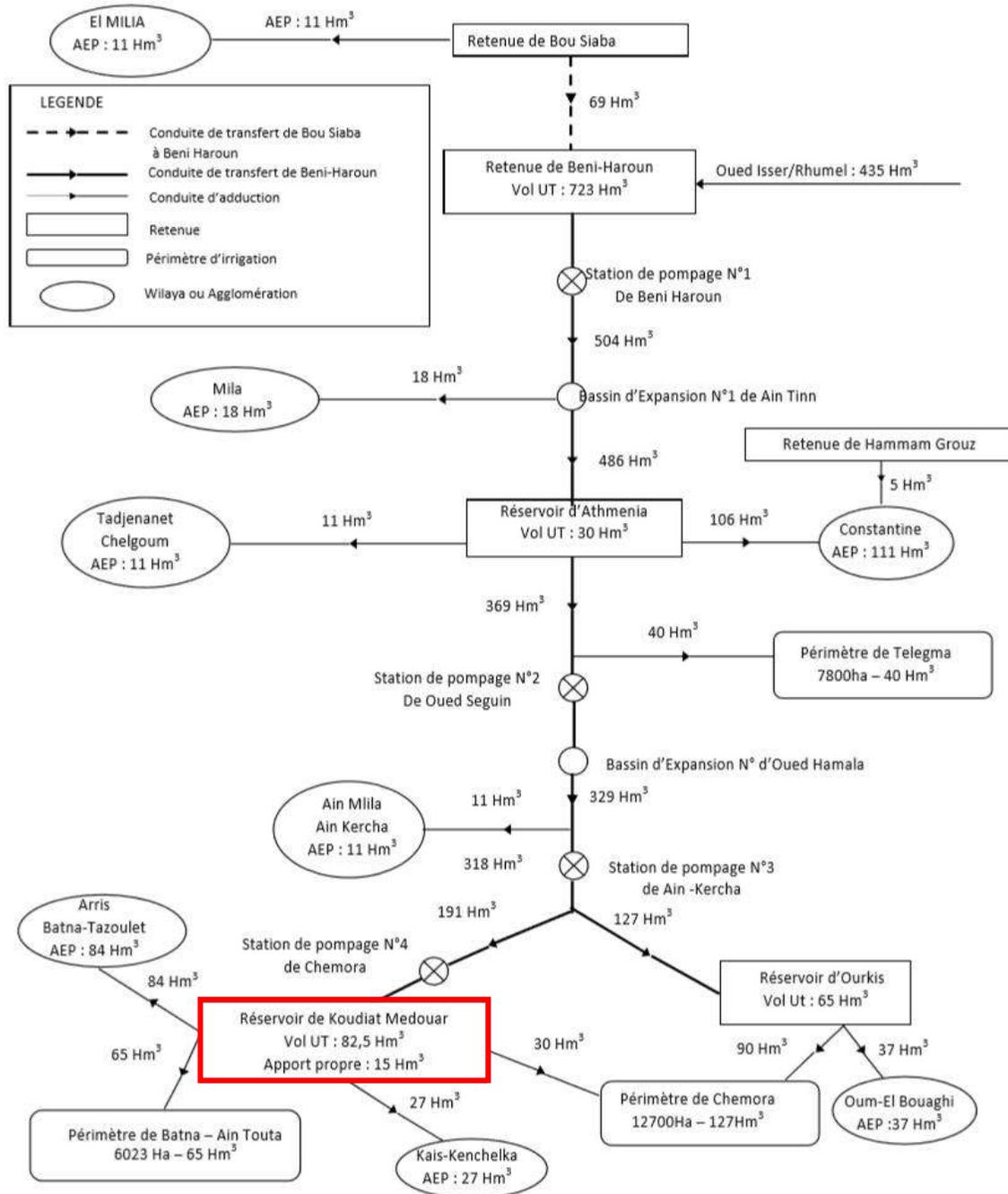
**Figure 14** : Système de transfert de Beni Haroun (**ANBT, 2014**).

La distribution de cette masse d'eau se fait comme suit :

- ↳ Alimentation en eau potable et industrielle des villes de : Batna, Tazoult et Arris : 84 millions de m<sup>3</sup>/an, plus les villes de Khenchela et Kaïs : 27 millions de m<sup>3</sup>/an,

↳ Irrigation des régions de Batna et Ain-Touta : 65 millions de m<sup>3</sup> pour 6,5.10<sup>3</sup> ha.

En plus de ce principal objectif, le barrage Koudiet Medouar constitue une aire de loisirs et donc sujette à une forte fréquentation surtout en période estivale. Ces eaux constituent également un lieu de prédilection pour les amateurs et les professionnels de la pêche.



**Figure 15 :** Schéma de fonctionnement et d'allocation des ressources : Transfert de Béni Harroun (ANBT, 2014).

### II.1.2. Topographie

Le bassin versant du barrage KM présente un faible relief dans sa partie Nord et un relief plus accidenté à son extrémité sud, dû au massif de l'Aurès, ce qui présente un ensemble naturel fortement varié (figure 16). D'après **Guidoum (2012)** ce bassin versant est subdivisé en trois milieux naturels bien distincts :

#### ➤ La plaine

Dans le bassin versant du barrage de Timgad, la plaine est plutôt plate, à relief peu accusé, occupant la plus grande partie du bassin. Avec une superficie de 5 900 ha, ce terrain est utilisé pour les activités agricoles saisonnières.

#### ➤ Les montagnes

Elles sont composées essentiellement des massifs des Aurès qui traversent le sud de bassin, situés entre 35° de latitude nord et 6° de longitude est. Ces reliefs forment une barrière naturelle jouant un rôle climatique et hydrique important. Les différents paramètres climatiques sont fortement influencés par des monticules qui forment une limite entre les influences sahariennes du Sud et celles de la continentalité caractérisant les hautes plaines.

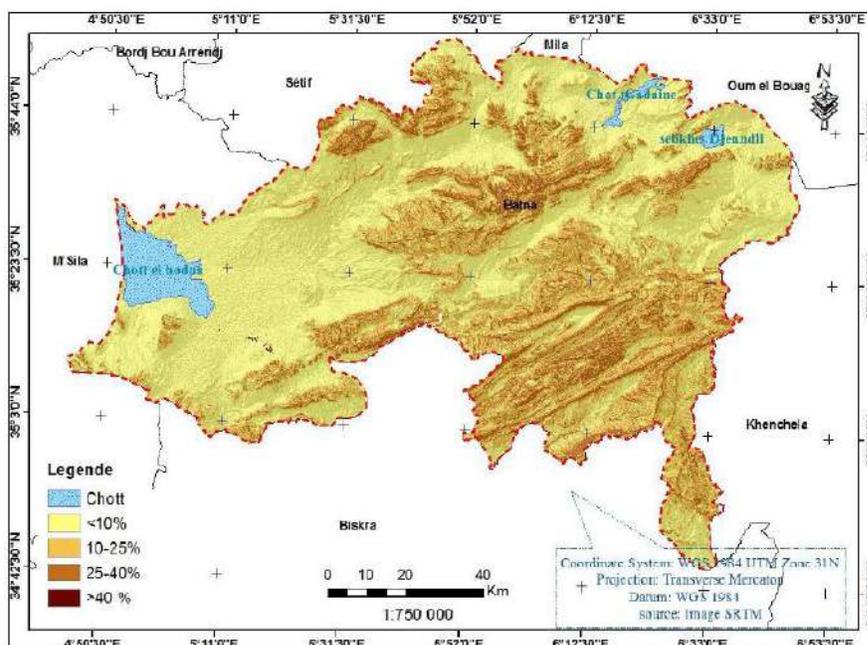


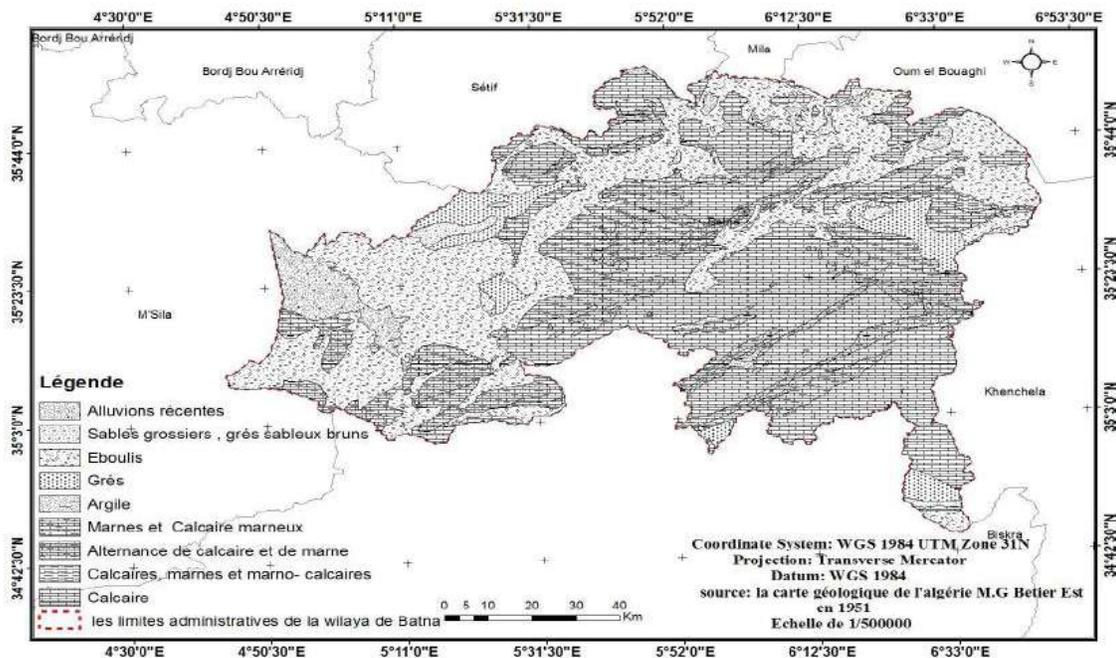
Figure 16 : Carte des pentes de la région de Batna (ANRH, 2009).

### ➤ Les piémonts

Zone de transition entre la montagne et la plaine, elle s'allonge sous forme de collines constituées de dépôts colluviaux qui descendent en pente atténuée vers la plaine. En plus de ces collines, le bassin se caractérise par une série de glacis sous forme de petits reliefs monoclinaux.

### II.1.3. Lithologie

Selon **Lafitte, 1939**, la lithologie dans la wilaya de Batna est très diversifiée, formée par des terrains très variés du point de vue faciès. Ces terrains sont en totalité ou partiellement carbonatés, à perméabilité très élevée par fissuration et une circulation hydrique moyennement importante selon l'importance des apports atmosphériques et en fonction desquels la nappe subit des fluctuations plus ou moins importantes. Il existe des terrains alluvionnaires ou sédimentaires anciens peu ou pas perméables, qui sont associés à ces formations carbonatées perméables (figure 17).



**Figure 17** : Carte lithologique de la région de Batna (ANRH, 2009).

Les différentes formations géologiques formant le bassin versant (figure 18), Trias, Jurassique, Crétacé (inférieur, moyen et supérieur), Eo-Oligocène, Miocène et Plio-Quaternaire.

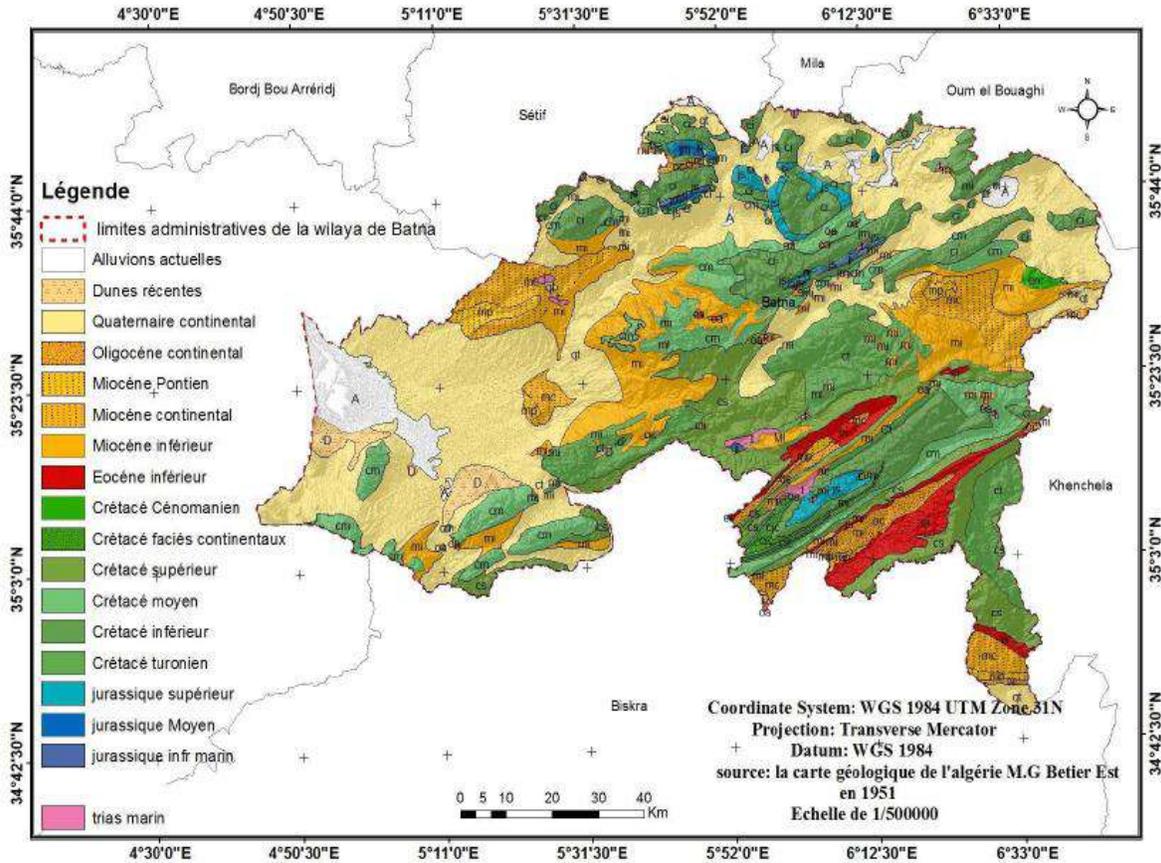


Figure 18 : Carte géologique la région de Batna (ANRH, 2009).

- **Formations du Trias**

Le trias est généralement diapérique et imperméable. Essentiellement marneux, il contient du gypse et des argiles, ainsi que des niveaux de dolomie avec de petites masses de roches vertes **Behloul (2009)**.

- **Formations du Jurassique**

Localisées surtout dans les monts des Aurès, mais elles affleurent exclusivement dans le Djebel Lazreg représentées par une série de formations, marnes, calcaires marneux et calcaire. Elles affleurent aussi dans la partie Nord-Est des Monts de Belezma, formées par une série d'alternances de bancs de calcaires, dolomies, marnes, calcaires et marnes argileuses. Au nord de Belezma, dans les extrémités orientales des monts du Hodna, elles apparaissent sous forme de tâches massives, séparées par des traits de failles avec des épaisseurs **Behloul (2009)**.

- **Formations du Crétacé**

C'est la formation géologique la plus répandue des formations affleurantes, avec tous ses étages géologiques à savoir, l'inférieur, le moyen et le supérieur (**Tihay, 1973**).

- **Crétacé inférieur**

Il affleure dans le Djebel Lazreg, le Djebel Metlili, les monts de Bellezma et de Djebel Bouarif, les limites orientales des Monts du Hodna. L'épaisseur des divers affleurements est généralement importante avec une perméabilité très élevée et ponctuellement moyenne (Monographies 2013 et 2014 de la wilaya de Batna).

- **Crétacé moyen**

S'étendant sur de vastes superficies notamment, sur le Djebel Bellezma, Metlili, Ich Ali, il est caractérisé par des niveaux à prédominance calcaire et des intercalations marneuses (figure 18). Les épaisseurs sont très importantes, avec une bonne perméabilité, à l'exception des flancs de l'anticlinal du Chèlia, où la fraction marneuse est prédominante.

- **Crétacé supérieur**

Dans cet étage de crétacé, il existe deux formations, l'une inférieure à prédominance argilo-marneuse, et l'autre supérieure carbonatée (figure 18). Pour l'inférieure, localisée au sud et à l'est de Ain Touta, elle est représentée par de puissantes couches d'argile et de marnes feuilletées à épaisseur considérable avec une perméabilité nulle. En ce qui concerne la formation supérieure, elle affleure dans les Aurès ; particulièrement, aux Djebels Mahmel, Zellatou, Ahmar Khadou, avec un passage progressif d'un faciès plus carbonaté à un faciès plus marneux du nord vers le sud.

- **Formations de l'Eo-Oligocène**

Les affleurements sont limités au massif des Aurès, notamment à Bouzina et Ghassira (synclinaux), et représentés par des formations marnes calcaires intercalées, avec une variation de faciès de bas en haut, (du marin au continental), d'épaisseur faible, et une perméabilité moyennement basse (**Benchetrite, 1956**).

- **Formations du Miocène**

Localisé presque sur tous les terrains, l'affleurement le plus important est celui de Timgad avec une série prédominante argileuse à intercalations de bancs de calcaire à épaisseurs parfois

importantes. Il est aussi localisé au nord-ouest des Monts du Bellezma ainsi que sur les Monts du Hodna. Ces formations sont considérées comme imperméables (**Bendjamaa, 2000**).

- **Formations du Plio-Quaternaire**

Elles sont localisées essentiellement dans les bassins et cuvettes dont les plus importantes sont celles de Timgad, Hodna et les Chotts au nord-est de la wilaya. Les formations plio-quaternaires sont très variables, et peuvent atteindre des épaisseurs considérables. La perméabilité est donc très variable, (moyenne à nulle) alors que la nappe est généralement alimentée latéralement par filtration à partir des reliefs environnants (**Bendjamaa, 2000**).

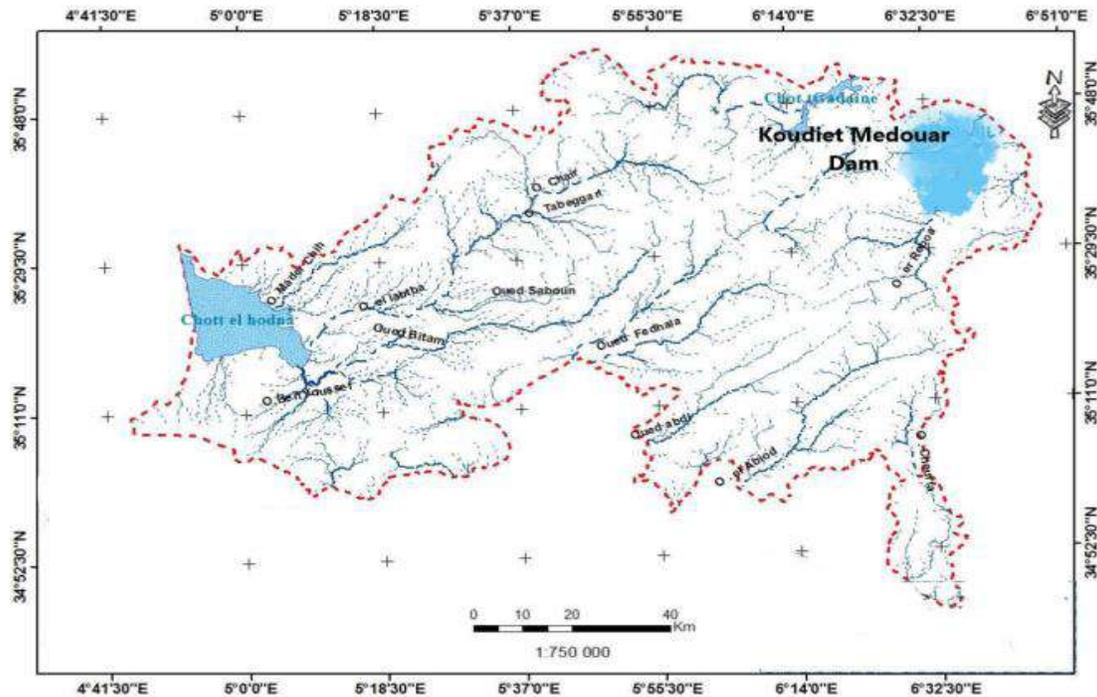
#### II.1.4. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique est l'ensemble des cours d'eau, affluents, et sous affluents, permanents ou temporaires, par lequel s'écoulent toutes les eaux de ruissellement et qui convergent vers un seul point de vidange du bassin versant. Le réseau hydrographique du bassin versant d'Oued Chemorah est dense dans toute sa partie amont pour se relâcher à l'entrée de la cuvette du barrage où plusieurs cours d'eau drainent pour le bassin versant du barrage de Timgad. La principale source est l'Oued Rebaa, il est considéré comme le principal affluent du barrage de KM qui présente des pentes assez fortes (tableau 8) drainées par les massifs montagneux qui prennent naissance à l'amont par la jonction des deux Oueds ; l'Oued Taga et l'Oued Seba Regroud (**Tiri, 2010**).

**Tableau 8** : Caractéristiques morphométriques du Bassin 07- 04 Haut plateaux Constantinois (**ANRH, 2009**).

Paramètres	Unité	Rebaa	Timgad	Morri	Chemorah	Gueiss
Surface du B.V	km <sup>2</sup>	296,00	194	24,50	765	144
Périmètre	km	80	60	24,00	115	48
Longueur d'oued	km	40	28	-	65	19
Indice de compacité		1,31	1,21	1,37	1,17	1,13
Longueur du rectangle équivalent	m	24,34	18,30	8,11	35,08	14,64
Altitude maximale	m	2 321	1 833	1 351	2 321	2 311
Altitude moyenne	m	1 450	1 279	1 143	1 270	1 305
Altitude minimale	m	1 010	1 020	1 000	890	998
Pente de l'oued	m/km	21,87	21,75	29,68	14,86	14,56
Densité de drainage	km/km <sup>2</sup>	2,2	2,4	-	-	2,7
Temps de concentration	heures	4,43	3,41	-	7,25	2,65

De tous ces Oueds, un seul semble être pérenne, l'Oued Chemora qui, sur la partie haute de son cours s'appelle Oued Taga ou Rebaa, cela est dû au moins à la pluviométrie qui est pratiquement la même que celle des autres bassins, qu'à la présence, à l'origine du cours d'eau d'un certain nombre de sources qui l'alimentent (DPAT, 2014) (Figure 19).



**Figure 19** : Carte des réseaux hydrographiques la région de Batna (Tiri, 2010).

La station d'épuration des eaux usées de la ville de Timgad est implantée dans l'amont de l'oued Soultez, ce dernier se trouve juste à côté du village Ouled Sàada à l'entrée du barrage, ce qui permet une réduction importante de la pollution de l'oued de plus (Tiri, 2010).

### II.1.5. Climatologie de la zone d'étude

Pour indiquer le climat de la zone d'étude, nous avons eu recours à l'exploitation des données météorologiques sur une période de 10 ans (2005-2014) : provenant de la station météorologique d'Ain S'khouna (Batna).

#### II.1.5.1. Température

Les températures moyennes mensuelles qui caractérisent la région de Timgad sont représentées dans le tableau 9.

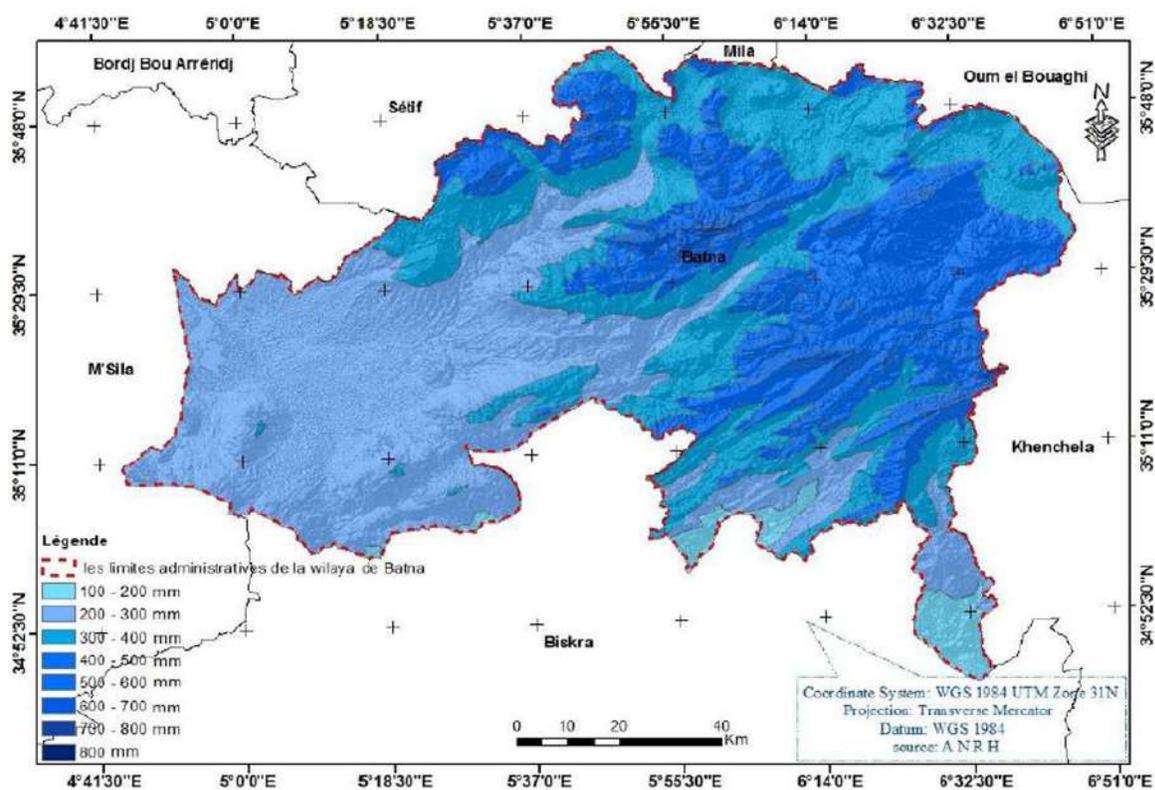
**Tableau 9** : Moyennes mensuelles des températures en (°C) de Timgad (2005-2014) (ANBT, 2014).

Mois	jnv	fev	mar	avr	mai	jun	jul	aot	sep	oct	nov	dec
Moyenne	4,25	4,59	8,32	12,89	16,95	20,65	25,95	25,53	21,23	16,00	10,00	5,83

D'après les données du tableau 9 nous constatons que les températures moyennes mensuelles de l'air sont variables. Durant la décennie 2005-2014, janvier est le mois le plus froid avec une température moyenne de 4,25°C (avec un minimum de 4°C) et juillet est le mois le plus chaud avec une température de 25,95°C (avec un maximum de 40°C).

### II.1.5.2. Précipitations

La répartition spatiale de la pluviométrie mensuelle varie selon les paramètres locaux caractéristiques de chaque région où l'altitude, l'exposition et l'orientation jouent le rôle principal. En général les zones les plus arrosées sont les plus élevées (figure 20).



**Figure 20** : Répartition spatiale des précipitations dans la région de Batna (ANRH, 2009).

D'après le tableau 10 on remarque que les précipitations interannuelles pendant les 10 années sont caractérisées par l'irrégularité d'un mois à l'autre et d'une année à une autre.

**Tableau 10** : Précipitations mensuelles à Timgad en (mm) (ANBT, 2014).

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOT	SEP	OCT	NOV	DEC	P annuelles
2005	5,2	55,1	19,6	41,4	7,7	51,8	0	15,5	16,2	0	4,4	41,7	258,6
2006	0	46,9	5,4	50,8	70,9	52	0	12,3	37,7	5,4	30,1	53,7	365,2
2007	8,1	1,1	29,1	41,1	24,7	41,4	0,5	4,7	50,2	18,3	10,3	39,1	268,6
2008	6,4	5,7	13,5	15,7	79,5	7,2	25,5	46,9	60,6	51,6	25	3,3	340,9
2009	79,9	11,5	44,9	84	72,4	0	25,2	43,2	57,3	15,1	2,7	8,4	444,6
2010	51,1	13	18,2	70,9	50,3	13,1	18,9	6,7	21,8	10,7	43,8	8,9	327,4
2011	13	34	44,7	94,3	66,6	25,5	23,6	15,2	18,9	180,3	11,3	10,6	538
2012	6	34,4	27,1	23,4	4,4	1	0,1	1,3	35,6	1,6	23,9	3	161,8
2013	31,1	6,1	19,3	26,9	11,6	1,6	12,9	7,7	52,8	99,8	43,4	26,6	339,8
2014	29,7	13,9	87,6	2,4	36,2	28,8	2	10,5	29,4	15,5	12,2	14	282,2

Selon les données du tableau 10, la période pluvieuse s'étale de septembre à mai avec un maximum des précipitations en octobre avec 180,3 mm en 2011. Et la période plutôt sèche s'étale de juin à août avec un minimum au mois de juillet (0 mm en 2005 et 2006) correspondant aux basses eaux.

### II.1.5.3. Neige

La zone des Aurès se caractérise par la présence de neige fréquente surtout dans les zones montagneuses avec une corrélation nette entre l'altitude et l'enneigement. En effet les périodes d'enneigement se partagent notamment entre les mois les plus froids (décembre, janvier et février) (Meharzi, 2010).

### II.1.5.4. Evaporation

Elle est très importante surtout quand elle est accentuée par les vents et notamment ceux qui sont chauds comme le sirocco (Benmessaoud, 2009).

**Tableau 11** : L'humidité relative moyenne en % à Timgad (ANBT, 2014).

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOT	SEP	OCT	NOV	DEC
<b>2005</b>	0,195	0,216	0,585	0,656	1,054	1,001	1,357	1,371	0,783	0,524	0,401	0,212
<b>2006</b>	0,185	0,256	0,644	0,850	1,073	1,545	1,537	1,491	0,925	0,917	0,448	0,190
<b>2007</b>	0,317	0,402	0,420	0,483	1,021	1,486	1,701	1,504	0,936	0,718	0,406	0,282
<b>2008</b>	0,439	0,396	0,632	1,040	1,070	1,619	1,624	1,427	0,884	0,425	0,370	0,245
<b>2009</b>	0,214	0,385	0,637	0,582	1,038	1,221	1,479	1,146	0,577	0,479	0,417	0,373
<b>2010</b>	0,314	0,373	0,554	0,520	0,698	0,966	1,068	1,002	0,659	0,518	0,291	0,255
<b>2011</b>	0,175	0,163	0,276	0,443	0,528	0,680	0,990	0,870	0,646	0,324	0,246	0,173
<b>2012</b>	0,169	0,163	0,336	0,553	0,745	1,088	1,218	1,131	0,597	0,461	0,232	0,157
<b>2013</b>	0,147	0,170	0,337	0,434	0,494	0,582	0,579	0,609	0,386	0,395	0,151	0,093
<b>2014</b>	0,103	0,148	0,178	0,398	0,517	0,578	0,744	0,627	0,465	0,330	0,177	0,081

Selon les données du tableau 11, le taux le plus élevé est souvent noté en juillet alors que les plus basses coïncident avec janvier et décembre.

### II.1.6. Synthèse climatique

De nombreux indices et formules ont été élaborés pour caractériser le climat d'une région. Ils font intervenir essentiellement la conjonction température –pluviométrie. Habituellement les climats méditerranéens sont représentés par le diagramme ombrothermique et le climagramme d'Emberger.

#### II.1.6.1. Diagramme ombrothermique

Le diagramme pluviothermique de Gaussen permet de déterminer les périodes sèches et humides de n'importe quelle région à partir de l'exploitation des données des précipitations mensuelles et des températures moyennes mensuelles (Dajoz, 2003).

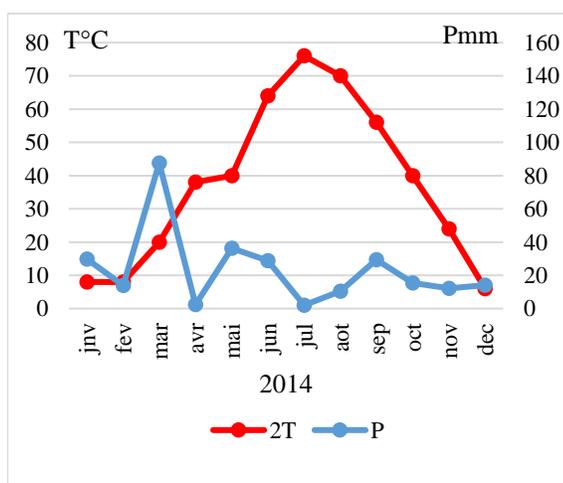
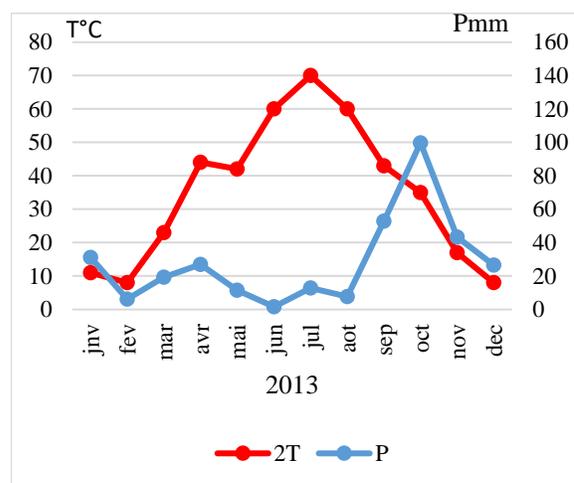
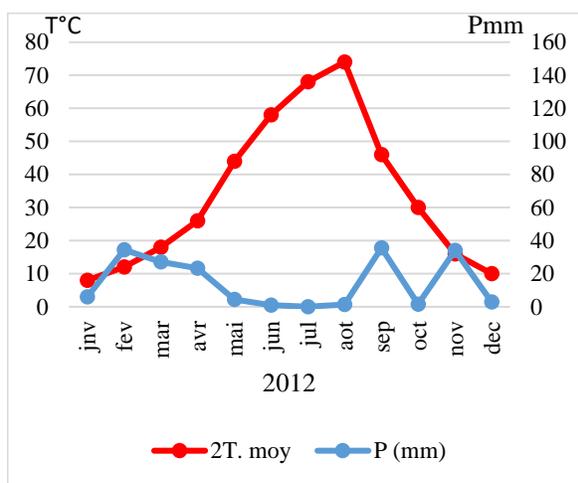
Pour Gaussen, un mois est sec si les précipitations sont inférieures à 2 fois la température moyenne en utilisant la formule suivante :  $P = 2 T$  ou

P : Précipitations mensuelles (mm) et

T : Températures moyennes mensuelles (°C).

**Tableau 12 :** Températures moyennes mensuelles et les précipitations mensuelles durant la période d'échantillonnage (2012, 2013, 2014) (ANBT, 2014).

		jnv	fev	mar	avr	mai	jun	jul	aot	sep	oct	nov	dec
2012	P (mm)	6	34,4	27,1	23,4	4,4	1	0,1	1,3	35,6	1,6	34	3
	T moy	4	6	9	13	22	29	34	37	23	15	8	5
2013	P (mm)	31,1	6,1	19,3	26,9	11,6	1,6	12,9	7,7	52,8	99,8	43,4	26,6
	T moy	5	4	11	22	21	30	35	30	22	17	9	4
2014	P (mm)	29,7	13,9	87,6	2,4	36,2	28,8	2	10,5	29,4	15,5	12,2	14
	T moy	4	4	10	19	20	32	38	35	28	20	12	3



**Figure 21 :** Diagramme ombro-thermique de Gaussen (2012, 2013 et 2014) du barrage KM.

D'après les diagrammes ombro-thermiques (tableau 12, et figure 21) obtenus pour la station de Timgad en fonction de sa situation géographique, nous avons observé deux périodes différentes :

- La période sèche en 2012 a duré de mars à novembre, alors que celle de l'année 2013 à commencer en février et s'est terminée en septembre. Cependant c'est en 2014 qu'on a observé la plus longue période sèche qui a duré 9 mois de mars à décembre.

- La période humide a été très courte en 2012, elle a duré un mois (février). En 2013 la période humide a commencé en septembre et s'est terminée en décembre. Enfin le diagramme ombrothermique en 2014 montre que la période humide débute en février et se termine à la mi-mars.

Pendant la période sèche les cours d'eau ne véhiculent en général que des eaux usées vers le bassin réservoir. De ce fait, divers polluants contenus dans ces eaux usées sont susceptibles de contaminer les eaux de surface.

### II.1.6.2. Climagramme d'Emberger

Le quotient pluviométrique d'Emberger est un indice utile pour déterminer le type de climat de la région étudiée. Selon **Emberger (1955)**, la région méditerranéenne est subdivisée en cinq étages bioclimatiques.

-Les stations de même  $Q$ , peuvent être différenciées par les valeurs de  $m$ .

-Les températures sont exprimées en degrés Kelvin ( $t^{\circ} k = t^{\circ} c + 273.2$ ).

-Les précipitations sont exprimées en millimètres

Ce quotient pluviométrique  $Q_2$  est égal à :

$$Q_2 = \frac{1000 * P}{\left(\frac{M + m}{2}\right)(M - m)}$$

Où :

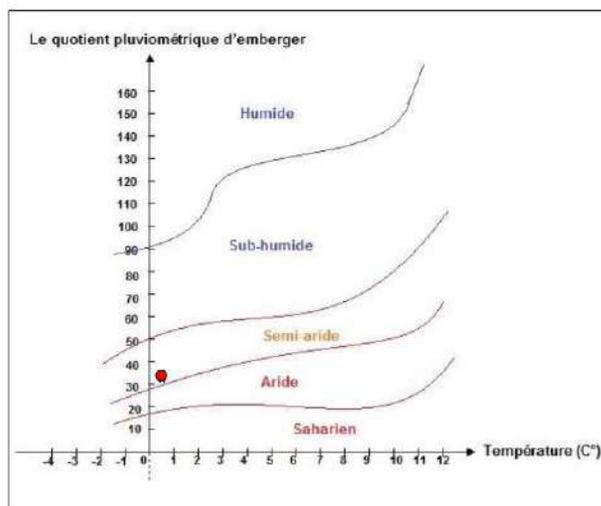
**M** : moyenne des maximas du mois le plus chaud.

**m** : moyenne des minimas du mois le plus froid.

**P** : précipitations moyennes annuelles.

**Q = 31,03**

Donc la station de Batna se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais (Figure 22).



**Figure 22** : Diagramme pluviothermique de la région de Batna (2005-2014).

### II.1.6.3. Vents

Le vent c'est le mouvement de l'air, il se déplace d'une zone de haute pression vers une zone de basse pression. Il participe beaucoup à l'augmentation de l'évapotranspiration. Les vents dans la région de Timgad soufflent généralement en direction nord-est et sud-ouest. Le sirocco reste le vent qui mérite le plus d'attention en raison de l'action nuisible qu'il peut exercer, et plus il augmente, plus il accélère l'évaporation. Il souffle du sud pendant la saison sèche, amenant avec lui sable et poussière (Tiri et al. 2017).

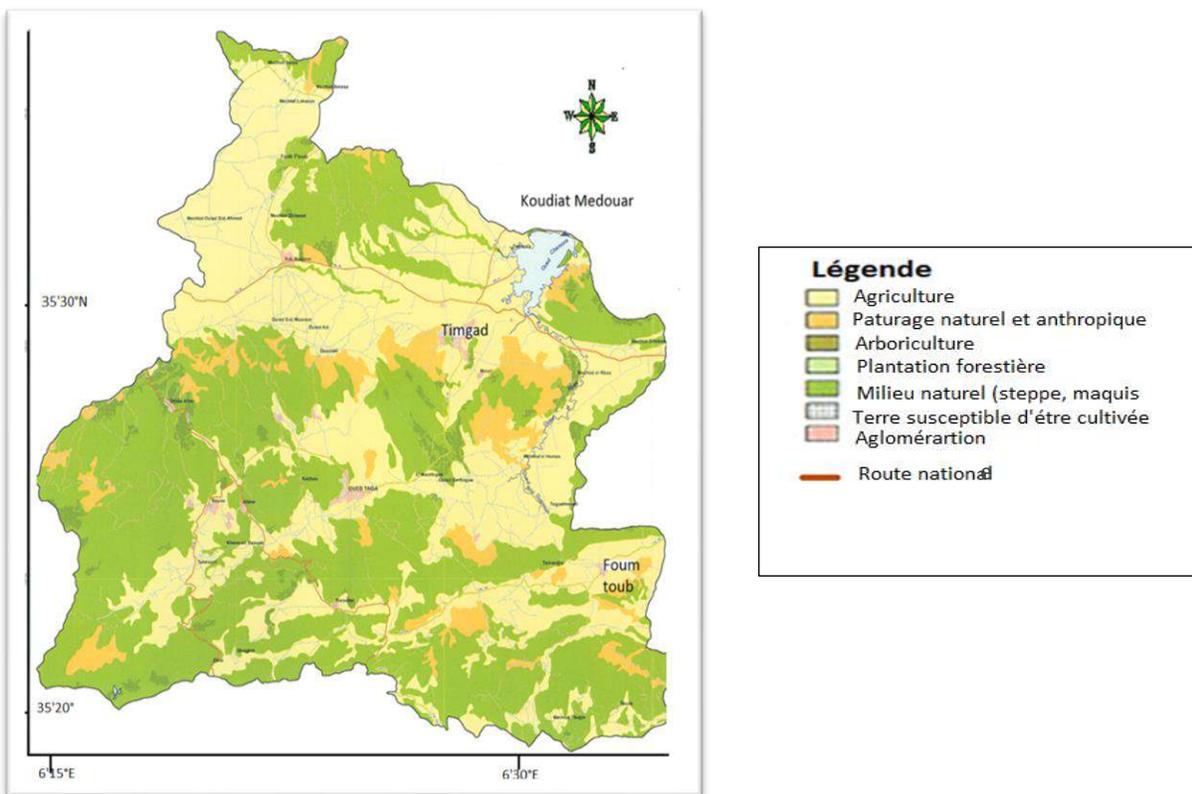
**Tableau 13** : La vitesse moyenne du vent m/s (2005-2014) (ANBT, 2014).

Mois	jnv	fev	mar	Avr	mai	jun	Jul	aot	sep	oct	nov	dec
Moyenne	3,27	3,88	3,86	3,94	3,66	3,93	4,13	3,87	3,46	3,27	3,5	3,2

La vitesse moyenne des vents (tableau 13) la plus élevée durant la période 2005-2014 est de 4,13m/s, enregistrée en juillet.

### II.1.6.4. Occupation de sol

La situation et la configuration géographique confèrent au bassin versant du barrage de Timgad une occupation des sols principalement par des milieux naturels, des activités agricoles et des pâturages (Figure 23).



**Figure 23 :** Carte d'occupation du sol du bassin versant de Timgad (ANRH, 2005).

D'après **Tecsult (2008)**, le bassin versant du barrage de Timgad comprend :

- ↪ des chaînes de hautes montagnes et des collines occupant la plupart du territoire du bassin versant du barrage de Timgad. Elles sont couvertes de forêts denses et de maquis.
- ↪ de vastes zones caractérisées par des activités agricoles. Plus du tiers du bassin versant est affecté à la culture céréalière (blé et orge) et fourragère. Ces terres agricoles couvrent la majeure partie de la région Est du bassin, près du réservoir.
- ↪ de vastes territoires consacrés à l'élevage, principalement en périphérie de l'agglomération de Timgad.

Dans le bassin versant, on trouve aussi plusieurs agglomérations, notamment Timgad, Oued Taga et Foum el Toub. Aucune de celles-ci n'est desservie par une route nationale. Les routes nationales N° 31, 87 et 88 traversent sur le bassin versant respectivement les petites agglomérations de Sidi Maancer, Bayou et Tasoukt. Les superficies des différentes occupations du sol pour les dix communes du bassin versant sont présentées dans le tableau 14.

**Tableau 14** : Occupation du sol dans le bassin versant du barrage de Timgad (**Tecsult, 2008**).

Type d'occupation du sol	Superficie (Km <sup>2</sup> )	Occupation du sol (%)
<b>Agglomération</b>	3,8	0,7
<b>Milieu naturel</b>	297,8	51,5
<b>Zone agricole</b>	235,4	40,7
<b>Zone de pâturage</b>	41,6	7,2

Il ressort que la principale occupation du sol est le milieu naturel (51,5%) où domine la forêt parfois même dense, suivi des activités agricoles (40.7%).

### II.1.7. Compartiment biotique du barrage Koudiet Medouar

Le compartiment biotique relatif à la flore et la faune rencontrées dans le barrage KM sera présenté succinctement, ces détails figurent dans **Houadef et Salem (2007)**, alors que la faune piscicole qui fait l'objet d'un intérêt particulier dans la présente étude sera davantage abordée ainsi que les espèces dont le niveau de contamination a été évalué.

#### ➤ **Flore**

Le barrage de Timgad est caractérisé par une végétation herbacée, 27 espèces appartenant à 11 familles différentes ont été recensées. Les composées, les crucifères, les malvacées et les poacées sont les familles qui représentent le plus grand nombre d'espèces.

#### ➤ **Phytoplancton**

Le barrage de Timgad renferme une très grande richesse en phytoplancton, avec 73 espèces appartenant à 33 familles.

#### ➤ **Oiseaux**

Le barrage de Timgad abrite un peuplement avien riche et diversifié, avec 28 espèces appartenant à 9 ordres et en 12 familles différentes. Les espèces protégées sont au nombre de 5.

### ➤ Invertébrés

L'embranchement des arthropodes est quantitativement le plus important en espèces. La classe des insectes est la mieux représentée dans la zone d'étude avec 97 espèces et les ordres des coléoptères et hyménoptères prédominent.

### ➤ Poissons, amphibiens et reptiles

L'inventaire des poissons, des amphibiens et des reptiles du barrage de Timgad a révélé l'existence de 6 espèces réparties en 3 ordres et en 4 familles différentes.

## II.2. Biodiversité piscicole pêchée dans le barrage de Koudiet Medouar

Les cyprinidés sont un excellent poisson d'élevage, en raison de son caractère économique par rapport aux autres productions. Ils peuvent constituer des communautés piscicoles dans les barrages et être utilisés dans l'élevage pour leurs caractéristiques d'adaptation à une large gamme de températures, à une forte fluctuation d'oxygène dissous et sa courte chaîne trophique.

### II.2.1. Taxonomie

La carpe appartient à l'ordre des Cypriniformes, c'est l'un des ordres les mieux représenté dans le monde avec 5 familles, pour 275 genres et environs 2662 espèces (**Belaud, 1996**).

Règne : Animal

Embranchement : Vertébrés

Classe : Ostéichtyes

Sous Classe : Actinoptérygiens

Famille : Cyprinidés

Super Ordre : Téléostéens

Ordre Cypriniformes (**Berg, 1940**)

Famille : Cyprinidae (**Bonaparte, 1841**)

Genre *Cyprinus*

Espèce *Cyprinus carpio* (**Linnaeus, 1758**)

Espèce *Barbus sitifensis* (**Battandier et Trabut, 1898**)

Espèce *Hypophthalmichthys molitrix* (**Cuvier et Valenciennes, 1844**)

Espèce *Alburnus alburnus* (**Linnaeus, 1758**)

➤ **Super ordre des TELEOSTEENS**

La classification morphologique des Téléostéens adoptée est celle de **Marcel (1980.)** Le super-ordre des téléostéens regroupe les poissons osseux, à écailles. Il s'oppose au super-ordre des chondrichthyens, poissons cartilagineux. Les téléostéens ont la particularité anatomique de présenter deux narines, un intestin sans valvules spirales.

➤ **Ordre des Cypriniformes**

Anatomiquement, l'ordre des Cypriniformes se caractérise par :

- l'existence d'une vessie natatoire en relation directe avec l'intestin par l'intermédiaire du physostome ;
- une connexion osseuse entre la vessie natatoire et l'oreille interne, appelée appareil de Weber ou ostariophyses ;
- des otolithes de la lagena et de l'utricule, respectivement astericus et lapillus, plus volumineux que les autres.

➤ **Sous-ordre des cyprinoïdes**

Les cyprinoïdes se caractérisent anatomiquement par :

- une tête nue, volumineuse ;
- une bouche protractrice équipée de lèvres charnues ;
- des dents pharyngiennes portées par les os mêmes du pharynx ;
- des narines à deux orifices, frontales ;
- des yeux latéraux placés dans des orbites élargies par un os sus-orbitaire ;
- la présence de barbillons ;
- un corps allongé, plus ou moins comprimé latéro-latéralement, recouvert d'écailles cycloïdes ;
- une nageoire dorsale unique ou double soutenue par des rayons cartilagineux mous ;
- l'absence de nageoire adipeuse ;
- une nageoire de type homocercue et fourchue.

➤ **Famille des Cyprinotes (Cyprinidae)**

Elle se caractérise morphologiquement par :

- un bord ventral lisse ;
- un nombre de barbillons allant de 0 à 6, insérés sur le prémaxillaire ;
- une nageoire dorsale unique, à rayons non épineux sauf parfois les deux premiers, et dont l'insertion se fait en avant de la nageoire anale.

Les cyprinotes se caractérisent anatomiquement par :

- le bord de la mâchoire formé uniquement par le prémaxillaire ;
- des dents pharyngiennes peu nombreuses ;
- un processus pharyngien du basi-occipital se rejoignant sous l'aorte et supportant un coussinet corné ou plaque masticatrice ;
- une vessie gazeuse bilobée et asymétrique, partagé par un étranglement transversal.

➤ **Genre des cyprinidés**

Les cyprinidés se caractérisent morphologiquement par :

- une nageoire anale courte (2 à 3 rayons simples et 5-6 rayons ramifiés) chez la carpe, le carassin, le barbeau et le goujon ;
- une nageoire anale moyenne (2 à 3 rayons simples et 7-12 rayons ramifiés) chez la tanche, le vairon, le gardon et la vandoise ;
- une nageoire anale longue (2 à 3 rayons simples et 13 rayons ramifiés) chez la brème et l'ablette.

Le tableau 15 représente les recommandations de la **FAO, 2009** des besoins en minéraux des poissons d'eau douce.

**Tableau 15** : Besoins des poissons en minéraux d'après New (1987) et FAO (2003).

Minéraux	Recommandations
Ca	0,5 %
P	0,7 %
Mg	0,05 %
Na	0,3 - 0,4 %
K	0,1- 0,3 %
S	0,3 - 0,5 %
Cl	0,4 – 0,5 %
Fe	50 – 100 mg/kg
Cu	1 – 4 mg/kg
Mn	20 – 50 mg/kg
Co	5 – 10 mg/kg
Zn	30 – 100 mg/kg
I	100 – 300 mg/kg
Mo	Trace
Cr	Trace
F	Trace

- *Hypophthalmichthys molitrix*

**Figure 24** : photo de *Hypophthalmichthys molitrix*

### Habitat

La carpe argenté (figure 24) vit dans les eaux stagnantes ou à flux lent, elle se trouve aussi dans les lieux de décharge d'eau des grandes rivières. C'est une espèce fondamentalement benthopélagique qui nage juste en dessous de la surface de l'eau et elle est bien connue par ses sauts hors de l'eau quand elle est stressée (FAO, 2009).

### Régime alimentaire

La carpe argentée est planctophage, les branchiospines constituent le principal moyen de filtration elle se nourrit de diatomées, de dinoflagellés, de certaines algues vertes et de cyanobactéries, en plus de, détritux, de conglomérations des bactéries, de rotifères et de petits crustacés (**Barbier, 2001**).

### Reproduction

Dans la nature, *H. molitrix* est potamodrome, migre vers l'amont pour se reproduire en mai-juin. Les œufs et les larves flottent en aval vers les zones inondées (**Bonzon et Breuil, 1992**).

- *Cyprinus carpio* :



**Figure 25** : Photo de *Cyprinus carpio*

### Habitat

La carpe commune (figure 25) fréquente les eaux tièdes ou chaudes stagnantes (lacs, étangs, bras morts, prairies inondées, réservoirs) ou à faible courant, soit la partie inférieure des cours d'eau. Elle recherche les fonds sablonneux ou vaseux et affectionne les habitats riches en végétation. Espèce photophobe, elle sélectionne les habitats à faible intensité lumineuse (**Godin, 2005 ; Attal et Arab, 2013**), et une faible concentration en oxygène avec des valeurs létales inférieures à 1mg/l.

### Alimentation

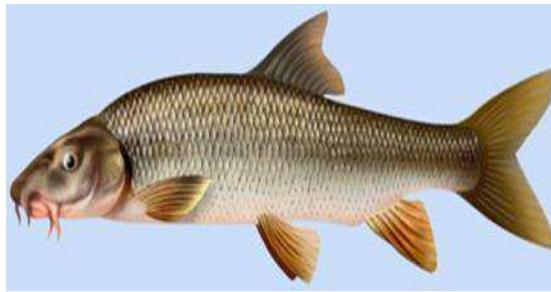
La Carpe est un poisson omnivore à tendance carnivore.

### Reproduction

La carpe est une espèce benthique et migratrice pour sa reproduction, de mœurs plutôt nocturnes. Les mâles atteignent la maturité sexuelle à 2 ans et les femelles à 3 ans. De mai à juillet, les préparatifs à la reproduction se déroulent en sauts qu'elles exécutent sur les bordures d'étang

en faisant énormément de bruit et plus d'un million d'œufs sont alors pondus. Les alevins éclosent en 3 jours à une semaine, dépendant des conditions du milieu et spécialement la température. Plus l'eau sera chaude, plus l'éclosion sera précoce. Une fois éclos, ils restent fixés aux plantes aquatiques. Après deux ou trois jours, les alevins s'approprient leur environnement et commencent à nager activement. Ils commencent également à chercher à se nourrir en mangeant les petits organismes et animaux microscopiques présents dans l'eau. Les alevins ne sont que peu colorés (brun-gris) et vont changer de couleur dans les quatre premiers mois de vie. (Rhouma, 1975 ; Godin, 2005).

- *Barbus sitifensis*



**Figure 26** : Photo de *Barbus sitifensis*

### **Habitat**

Le barbeau (figure 26) fréquente les rivières à courant rapide et aux eaux vives, pures, fraîches et assez bien oxygénées, avec des fonds de roches, de cailloutis et de graviers ou de sable (Philippart et Baras, 1989 et 1999).

### **Régime alimentaire**

Le barbeau est un poisson omnivore à dominance carnée zoophage.

### **Reproduction**

La ponte se déroule en mai-juin jusqu'au début juillet. La femelle creuse ensuite une cavité dans les graviers et dépose, en plusieurs fois, 3000 à 9000 œufs à une faible profondeur. Ils éclosent au bout de 10 à 15 jours. Les alevins dotés d'une vésicule ne se mettent à la recherche de nourriture que quand cette vésicule est résorbée. Ils mangent la toute petite faune du fond. La maturité sexuelle est atteinte après 4 à 5 ans (Ould Rouis et al. 2012).

- *Alburnus alburnus*



**Figure 27** : Photo de *Alburnus alburnus*

### **Habitat**

*Alburnus alburnus* habite les eaux des lacs et des rivières moyennes à grandes (figure 27). L'*A. alburnus* forme de grandes agrégations dans les eaux stagnantes et autres eaux calmes pendant l'hiver (Freyhof et Kottelat, 2007).

### **Régime alimentaire**

L'Ablette se nourrit principalement de plancton, d'insectes ou d'invertébrés, à la surface de l'eau.

### **Reproduction**

La période de fraie a lieu entre les mois d'Avril et Juin et la ponte s'effectue près des rives, au calme. Les œufs (1000 à 2000 par femelle) adhèrent aux plantes et incubent pendant 2 à 3 semaines. Ensuite les alevins se libèrent et commencent à se nourrir de plancton animal. Les alevins restent longtemps groupés (Ducloux, 2004).

## **II.2.2. Valeur nutritive des Cyprinidés**

Les cyprinidés sont d'une excellente source de protéines (tableau 16), mais ce qui en fait un aliment vraiment unique est la quantité importante de tous les autres nutriments qu'ils contiennent (Toppe et al. 2012 ; Weichselbaum et al. 2013). Les poissons sauvages et les poissons d'élevages tel que les cyprinidés sont sains et constituent de meilleurs choix que pratiquement toute autre viande. La composition en nutriments du poisson d'élevage est plus constante que celle du poisson sauvage, dont l'environnement, la nourriture et l'accès à celle-ci varient au cours de l'année (FAO, 2017).

**Tableau 16** : Valeur nutritive de poisson d'eau douce (Cyprinidés) (DPRH, 2006)

Composition	Cyprinidés
Eau (%)	76-77
Protéines (%)	22-21
Lipides (%)	1
Sels minéraux (mg/kg)	1.33

En général, la chair du poisson d'eau douce est une bonne source de vitamines B et également, dans le cas des espèces grasses, de vitamines A et D, les cyprinidés ont une grande activité thiaminase. En ce qui concerne les éléments minéraux, la chair des cyprinidés est considérée comme une source appréciable de calcium et de phosphore en particulier mais également de fer, cuivre et sélénium (Sauvant et al. 2004).

# **Chapitre III**

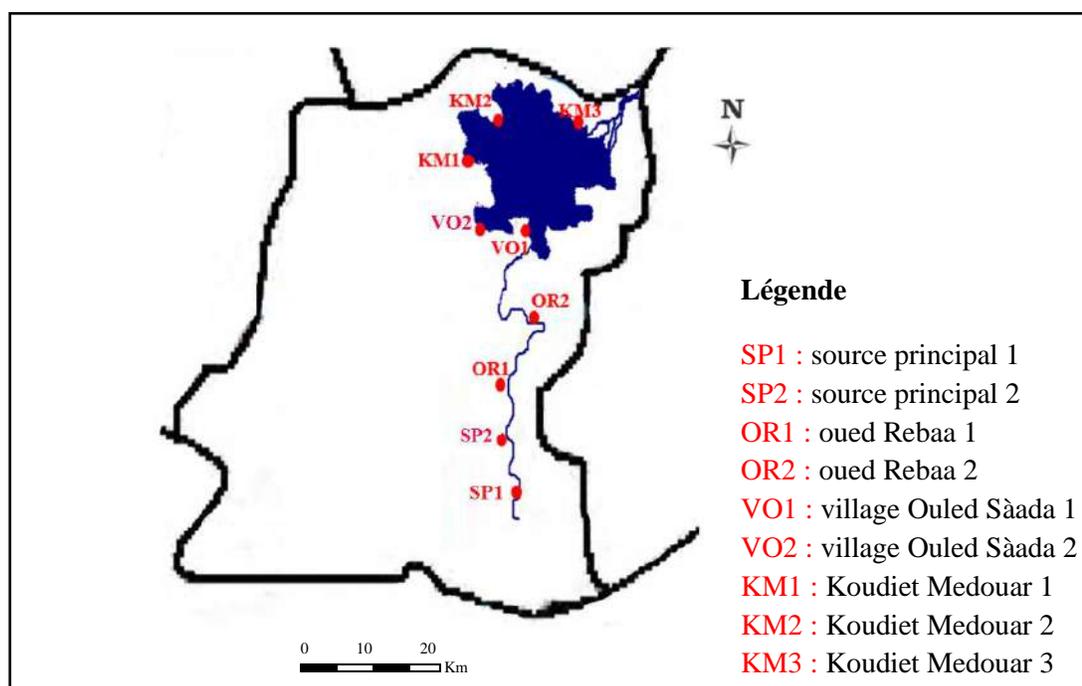
## **Matériel et méthodes**

Dans ce chapitre sont présentées d'abord, les stations d'échantillonnages, puis le matériel et les méthodes de prélèvement et d'analyses sont décrits. Enfin, les différentes approches statistiques, descriptives et analyses bivariées et multivariées sont exposées.

### III.1. Choix et description des stations d'échantillonnages :

L'objectif de cette contribution est l'évaluation de la contamination des sédiments du barrage Koudiet Medouar et de l'oued Rebaa qui l'alimente par les éléments traces métalliques et d'apprécier l'impact sur les poissons pêchés dans le lac et consommés par les populations.

Le site d'étude appartient au sous bassin 07-04. Les stations d'échantillonnage ont été choisies en des points stratégiques sur l'oued et le barrage selon leurs fréquentations et leur exposition aux activités humaines et à leurs animaux. Neuf stations de prélèvement étaient retenues dont quatre d'amont en aval sur l'Oued Rebaa (SP1, SP2, OR1, OR2) (figure 28) et cinq sur le pourtour du barrage (VO1, VO2, KM1, KM2, KM3). Les coordonnées GPS sont mentionnées pour chaque station.



**Figure 28** : Zone d'étude et localisation des points de prélèvements sur l'oued Rebaa et le barrage Koudiet Medouar

**Station SP1 (figure 29) :** (altitude : 1 037 ; latitude : 35,458, longitude : 6,518) ; située à l'aval du village Oued Taga et à l'amont de l'oued Rebaa au voisinage de la source principale, cette station se caractérise par son éloignement de toute activité anthropique et sera de ce fait la station témoin. La vitesse du courant y est moyenne et l'écoulement permanent. La végétation ripisylve est constituée d'arbustes et la végétation aquatique est caractérisée par la présence de mousses et algues.



**Figure29 :** Photo de la station SP1 sur l'oued Rebaa (prise par l'auteur, 2013)

**Station SP2 (figure 30) :** (altitude 1 036 ; latitude : 35,459 ; longitude : 6,517) ; cette station est située sur l'oued Rebaa à proximité de deux habitations, dans une zone à caractère agricole où la céréaliculture est prédominante à 200m de la station SP1. La vitesse du courant est rapide, et l'écoulement permanent. La végétation sur les rives est arbustive. C'est une zone où prédominent des matériaux grossiers, des galets, cailloux, gravier et très peu de sable.



**Figure 30 :** Photo de la station SP2 sur l'oued Rebaa (prise par l'auteur, 2013)

**Station OR1 (Figure 31) :** (altitude : 1 004 ; latitude : 35,408 ; longitude : 6,530) située également sur l'oued Rebaa à 5 km de la précédente station, son lit est formé de gros galets, avec une dominance caillouteuse. La vitesse du courant est moyenne. La végétation aquatique est constituée

d'algues filamenteuses. C'est une station est très fréquentée par les troupeaux d'ovins et caprins qui viennent s'y abreuver et où la présence de déchets solides (sacs et bouteilles en plastique...) est à souligner.



**Figure 31** : Photo de la station OR1 sur l'oued Rebaa (prise par l'auteur, 2013)

**Station OR2** (Figure 32) : Sur l'oued Rebaa, zone plus ou moins fréquentée par des gens, des troupeaux d'animaux et présence de galets. (altitude : 1 005 ; latitude : 35,488 ; longitude : 6,536) localisée sur l'oued Rebaa à 200m de la station OR1, près d'un pont en fer abandonné après que les autorités ont dévié la route. Cette station se distingue par une activité humaine dans les alentours et la présence régulière d'ovins, caprins et chiens. Le substrat benthique est grossier, surtout formé de galets. La végétation sur les rives est composée d'arbres, d'arbustes et d'une strate herbacée dominante et la flore aquatique est caractérisée pratiquement par des algues. La vitesse du courant est moyenne.



**Figure 32** : Photo de la station OR2 sur l'oued Rebaa (prise par l'auteur, 2013)

**Station VO1** (Figure 33) : (altitude : 980,17 ; latitude : 35,515 ; longitude : 6,511) située en aval, à l'exutoire de l'oued Rebaa et à son affluence au barrage à 4 km de la précédente station, elle est caractérisée par une végétation aquatique composée essentiellement de mousses. Des arbustes poussent sur les rives et des débris, des branches, et beaucoup de déchets en plastique (sacs et bouteilles) souillent le site.



**Figure 33** : Photo de la station VO1 dans le village Ouled Saada (prise par l'auteur, 2013)

**Station VO2 (figure 34)** : (altitude : 980 ; latitude : 35,512 ; longitude : 6,505) sise sur la berge du barrage tout près d'une bourgade d'une vingtaine d'habitations, de champs de culture et de pâturages situé à 800m de la station précédente. Cette station est caractérisée par une odeur nauséabonde durant toute l'année, et des sédiments de couleur sombre, verdâtre à grisâtre. Le substrat est caillouteux avec de gros galets. La végétation aquatique est à dominance algale et où la présence constante de déchets en plastique (sacs et bouteilles), et de bois mort est inquiétante.



**Figure 34** : Photo de la station VO2 dans le village Ouled Saada (prise par l'auteur, 2013)

**Station KM1 (figure 35)** : (altitude : 980 ; latitude : 35,533 ; longitude : 6,511) elle se trouve au nord-ouest sur les berges du barrage à 2 km de la station précédente. C'est la station la plus éloignée de la digue et la plus fréquentée par la population locale (pêche, loisirs, pâturage, lavage de voiture...). Elle est caractérisée par la présence d'une végétation aquatique constituée d'algues et des déchets et débris jonchent les rives.



**Figure 35 :** Photo de la station KM1 dans le barrage KM (prise par l’auteur, 2013)

**Station KM2 (figure 36) :** (altitude : 980 ; latitude : 35,533 ; longitude : 6,516) située au nord-ouest du barrage à 2 km de la station KM1, dans une zone rocheuse abritée par un monticule, et plus ou moins fréquentée par des troupeaux d’ovins et par des oiseaux aquatiques. Le lit est à prédominance sableuse où la couche végétale est négligeable.



**Figure 36 :** Photo de la station KM2 dans le barrage KM (prise par l’auteur, 2013)

**Station KM3 (figure 37) :** (altitude : 980 ; latitude : 35,533 ; longitude : 6,518) située au niveau de la digue du barrage Koudiet Medouar à 1,8 km de la station précédente, la zone rocheuse est la plus exposée aux vents et la moins fréquentée par les habitants, elle est caractérisée par l’absence de la végétation aquatique. Cette station est à 2 km du point d’arrivée de l’eau du barrage de Beni Haroun.



**Figure 37** : Photo de la station KM3 dans le barrage KM (prise par l'auteur, 2013)

### **III.2. Prélèvement, traitement et analyses des différentes matrices**

Huit campagnes de prélèvement, de septembre 2012 à juillet 2014 ont permis de recueillir de l'eau, des sédiments (72 échantillons pour chaque compartiment, pour tous les stations) et la faune macroinvertébrée. Concernant les poissons, l'échantillonnage est effectué selon la disponibilité durant les 8 campagnes d'où 34 poissons pêchés. Un protocole de terrain (annexe 1) regroupant tous les renseignements relatifs aux stations et aux échantillons est régulièrement rempli.

#### **III.2.1. Prélèvement et mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau**

Les prélèvements sont effectués, dans la mesure du possible, au milieu du lit de l'oued en plein courant où l'eau n'est pas stagnante, et le plus loin de la berge pour les stations du barrage. L'eau prélevée (un demi-litre environ) est mise dans des bouteilles décontaminées ambrées dans la glacière. Pour chaque station, la température de l'eau, la conductivité électrique et l'oxygène dissous sont mesurés *in situ* alors que le  $\text{pH}_e$  est mesuré au laboratoire.

- **Température de l'eau ( $T^{\circ}\text{C}$ )**

La température relevée à l'aide d'un thermomètre à sonde de terrain, (modèle Eirelec LTD L.E.D digital thermometer Pi-PTC) est exprimée en  $^{\circ}\text{C}$ .

- **Potentiel hydrogène ( $\text{pH}_e$ )**

Le pH est mesuré avec un pH mètre électrométrique (modèle pH-/LF- Messgeräte) selon la méthode NF T 90-008 (AFNOR 1953).

- **Conductivité électrique (CE<sub>e</sub>)**

La conductivité électrique de l'eau est mesurée à l'aide d'un conductimètre de terrain (WTW model LF 191 conductimeter) et les résultats sont exprimés en  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 20 °C, selon la méthode NF T 90-031 (AFNOR, 1973).

- **Concentration en oxygène dissous (O<sub>2</sub>)**

La concentration en oxygène dissous est déterminée par un oxymètre à sonde (modèle HI 9146, dissolved Oxygen Meter). L'oxygène dissous est exprimé en mg/l.

### III.2.2. Prélèvement et mesure des paramètres physico-chimique des sédiments

Actuellement, il existe plusieurs modes de prélèvements et il est possible de définir un mode de prélèvement en accord avec les conditions environnementales et l'objectif de l'étude (CCME, 1999).

Via cette étude, nous nous intéressons à évaluer le niveau de contamination métallique récente des sédiments. De ce fait, les sédiments fins fraîchement déposés sont échantillonnés en raclant la surface (<5 cm) à l'aide d'une cuillère en inox, près des berges et des endroits où le courant est faible à nul. Près de 500 g sont récupérés dans des pots en polyéthylène préalablement décontaminés après un séjour de 48h dans de l'HNO<sub>3</sub> à 10% puis dans de l'eau déminéralisée (Rodier et al. 2009). Au laboratoire, les sédiments sont séchés à 105°C, puis broyés et passés sur des tamis en inox de mailles 2 mm et 63  $\mu\text{m}$ , et conservés dans des sacs en papier kraft. La fraction inférieure à 2 mm a permis la mesure du pH<sub>s</sub>, de la conductivité électrique et à l'évaluation du taux d'humidité, de la teneur en matière organique et en carbonate de calcium. La détermination des teneurs en ETM (cadmium, cobalt, chrome, cuivre, nickel, manganèse, plomb et zinc) des sédiments qui constitue l'objectif principal de cette étude, a été réalisée sur la fraction argilo-limoneuse (<63 $\mu\text{m}$ ). En effet, certains auteurs caractérisent la toxicité et la concentration en contaminant dans la fraction argilo-limoneuse (< 63  $\mu\text{m}$ ) et considèrent qu'il s'agit de la fraction la plus importante qualitativement car elle est plus réactive et potentiellement plus toxique (Stone et Dropp, 1996). En sédimentologie, les métaux se fixent préférentiellement sur la fraction fine inférieure à 63  $\mu\text{m}$  (Cosson, 1987).

- **Potentiel hydrogène (pH<sub>s</sub>)**

Le pH des sédiments est mesuré dans le surnageant d'un mélange de sédiments et eau bidistillée dans un rapport 1/2,5 selon la norme NF-T-90008 (AFNOR, 1953) en utilisant un pHmètre de paillasse (modèle pH/LF-Messgeräte). Le pH<sub>s</sub> est un paramètre important par son influence sur l'ensemble des paramètres et sur la mobilité des ETM.

- **Taux d'humidité**

Suivant la norme NF X 31-102 (AFNOR, 1981), les sédiments prélevés sont mis dans des cristallisoirs et passés à l'étuve à 110 °C pendant 24 h où jusqu'à poids constant pour évaluer la teneur en eau par pesée différentielle. Elle est exprimée en pourcentage d'humidité.

- **Conductivité électrique (CE<sub>s</sub>)**

La conductivité électrique est déterminée dans le surnageant d'un rapport 1/5 de sédiment dans de l'eau bidistillée selon la méthode NF ISO X 31-113 (AFNOR, 1986) par un conductimètre (modèle WTW model LF191 conductimeter). La CE<sub>s</sub> traduit la concentration des sels solubles dans les sédiments et elle est exprimée en µS/cm.

- **Matière organique (Morg)**

La matière organique a été déterminée par deux méthodes : par la perte au feu (Rodier et al. 2009) lors de la calcination d'1 g de sédiment, dans un four à moufle, à 525° pendant 4 heures en montant progressivement la température. Puis la matière organique est déterminée aussi par la méthode d'oxydation sulfochromique selon la méthode Walkley-Black modifiée (Walkley and Black, 1934 in CEAQ Québec 2003), Elle consiste en une oxydation de 0,25 g sédiment en milieu sulfurique par un excès de dichromate de potassium puis dosage en retour par le sulfate ferreux ammoniacal ; les résultats sont exprimés en pourcentage.

- **Carbonate de calcium (CaCO<sub>3</sub>)**

La teneur en carbonate de calcium (ou calcaire total) a été mesurée à l'aide du calcimètre de Bernard, par attaque à l'acide chlorhydrique selon la méthode décrite par Duchaufour (1977). Cette méthode est basée sur le dosage des carbonates dont la quantité est proportionnelle au volume du CO<sub>2</sub> dégagé lors de la réaction ; les résultats sont exprimés en pourcentage.

- **Fraction inférieure à 63 $\mu$ m**

La séparation de la fraction pélitique composée de limon et d'argile, des fractions grossières (sable, gravier) est obtenue par le passage de l'échantillon sur un tamis en inox de 63  $\mu$ m préalablement humidifié pendant 24 à 48h selon la méthode décrite par **Rodier et al. (2009)**.

### **III.2.3 Technique d'échantillonnages de la faune macroinvertébrée et des poissons**

L'approche biologique traduit l'effet des paramètres physico-chimiques de l'eau et des sédiments soit les conditions écologiques du milieu sur les communautés sur place.

#### **III.2.3.1 Technique d'échantillonnage des macroinvertébrés**

Les prélèvements des macroinvertébrés s'effectuent toujours de l'aval vers l'amont du cours d'eau afin de ne pas souiller les placettes à prélever. Pour la réalisation des prélèvements deux techniques ont été utilisées : la première technique adaptée par **Mazuer et al. (2007)** qui est une méthode rapide pour les prélèvements de macroinvertébrés en cours d'eau peu profonds et la deuxième technique décrite par **Avit et al. (2012)**, qui ont utilisés une passoire emmanchée, (20 cm de diamètre et 1 mm de vide de maille) a servi à récolter les macroinvertébrés benthiques. De plus différents types de substrats étaient utilisés :

- **un substrat minéral** : galets, graviers, sables et limons...
- **un substrat végétal** : il peut être utilisé comme support inerte et comme ressource trophique.
- **un substrat artificiel** : un morceau de bois et/ou balai à alfa. Ce substrat artificiel déposé pendant une période de 30 jours au fond de chaque station dans le but d'être considérée comme un habitat de la faune macroinvertébrée benthique.

Les organismes sont ensuite déposés délicatement dans une cuvette ou un bac en plastique de couleur claire et manipulés si possible au moyen d'une pince souple, les gros débris sont séparés par tamisage sur un tamis de grandeur de mailles allant de 20 à 0,5 mm. Puis les échantillons collectés sont fixés sur place dans des bouteilles en verre ambré contenant du formol (ou formaldéhyde) à 4% (V/V) en vue d'un tri et d'une identification ultérieure pour déterminer l'Indice Biotique Belge (chapitre I.5.1). Certains spécimens peuvent être identifiés vivants, sur le terrain.

#### ↳ **Tri des échantillons faunistique**

Une fois au laboratoire, les échantillons sont lavés à l'eau sur une colonne de tamis de différentes grandeurs de mailles. Après avoir écartés les débris, les spécimens seront transférés dans des bac de tri et classés suivant les groupes taxonomiques dans des piluliers contenant de l'éthanol à 70%.

#### ↳ **Détermination des taxons de la faune des macroinvertébrés**

La détermination des macroinvertébrés est effectuée au microscope stéréoscopique (10 à 10<sup>5</sup> de macroscopie), en plus des clés d'identification (**Tachet et al. 1980 ; Micha et Noisette, 1982 ; De Paw et Vannevel, 1991**). D'autres clés ont été utilisées (Atlas des macroinvertébrés des eaux douces de l'île de Réunion, **2008** ; Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, **2010** ; Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, **2013**). Le niveau d'identification requis, qui est majoritairement la famille ou le genre comme précisé par le tableau dans l'annexe 2, décrit par **Tuffery et Verneaux (1986) in Micha et Noisette (1982)**.

#### ↳ **Détermination de l'indice biotique**

La détermination de l'indice biotique s'effectue selon le tableau standard de **Tuffery et Verneaux (1968)** avec double entrée (annexe 2) : les lignes horizontales correspondent aux groupes faunistiques observés, classés par ordre de sensibilité à la pollution, les colonnes correspondent au nombre total d'unités systématiques rangées en classes.

#### ↳ **Interprétation de la qualité écologique du milieu**

L'interprétation de la qualité écologique du milieu est basée sur l'indice biotique qui varie de 0 à 10. Les valeurs les plus élevées de l'indice biotique (9-10) indiquent une eau d'excellente qualité, alors que si l'indice est égal ou inférieur à 5, l'eau est de mauvaise qualité. Pour synthétiser les résultats, les indices sont regroupés en cinq classes de qualité d'eau (annexe 2).

### **III.2.3.2 Technique d'échantillonnages des poissons et traitement des organes**

Les poissons proviennent de récoltes effectuées par une pêche aléatoire (indépendamment du sexe et de l'âge) avec l'aide d'un pêcheur professionnel agréé par la direction de pêche (Antenne de Batna). Les poissons ont été pêchés au filet ou avec une nasse dans le lac du barrage Koudiet Medouar, et transportés vivants dans une glacière. Au laboratoire, après les mesures biométriques de la taille et du poids, les poissons sont disséqués. Les branchies, le foie et un morceau de muscle

sont prélevés et séchés à l'étuve à 80°C jusqu'à un poids constant, et enfin conservés (**Chiffolleau et al. 2003**).

### **III.3. Techniques d'extractions et de dosages des ETM dans les sédiments et les organes des poissons**

#### **III.3.1. Techniques d'extraction des ETM**

Les techniques d'extraction des ETM des sédiments varient selon l'objectif de l'étude qui dans ce cas porte sur la fraction pseudo-totale.

La détermination des éléments traces métalliques dans les sédiments et poissons nécessite une minéralisation. La méthode utilisée est celle de la digestion à l'eau régale (aqua regia), (**Chiffolleau et al. 2003**). On mélange deux acides forts et oxydants, l'acide nitrique HNO<sub>3</sub> (63 %) et l'acide chlorhydrique HCl (37 %), dans les proportions 1:3 (1V/3V) suivant la norme NF X 31-151 (**AFNOR, 1993**), assisté par chauffage à reflux. La minéralisation à l'eau régale ne nous permet d'extraire que les métaux piégés à la surface des sédiments, ce qui fait l'objet de notre étude à savoir l'évaluation de la contamination récente des sédiments par les ETM. Cette méthode consiste à prendre 1 g de fraction fine de sédiment séché et tamisé sur un tamis en inox de 63 µm, ainsi 1 gramme environ d'un échantillon (foie, muscle, branchies). On l'introduit les échantillons dans des ballons en pyrex décontaminé. Puis 2,5 ml d'acide nitrique à 65 % et 7,5 ml d'acide chlorhydrique à 37 % sont ajoutés. Après un repos de quelques minutes, les ballons sont chauffés. Au bout de 2heures, la digestion est atteinte. Le chauffage est alors arrêté. Cette minéralisation n'est pas totale car elle ne dissout pas les silicates. La technique est inspirée de la norme NF-ISO 11466 (**1995**), la même technique est utilisée pour les échantillons de poissons. Afin de détecter une éventuelle contamination des réactifs ou de la verrerie, qui est décontaminée au préalable, et dans le but de contrôler la qualité et l'efficacité des dosages, chaque série de mise en solution comporte un essai à blanc (correspondant à des attaques acides sans sédiment) et un échantillon de référence : Référence Lake Sediment (LKSD-1), il s'agit d'un échantillon de sédiment d'un lac canadien, le standard de référence ayant subi la même attaque acide dans les mêmes conditions que les échantillons de sédiments. Les échantillons de foie, branchie et muscle de poissons sont minéralisés selon la méthode appliquée aux sédiments. La validation de la méthode utilisée pour l'extraction des ETM des échantillons de poissons a été réalisée *via* un échantillon de foie certifié,

1577b Bovine Liver, provenant de NIST (National Institute of Standards and Technology, Standard Reference Material U.S. Department of commerce Gaithersburg, MD 20899).

Après la digestion, le résidu est filtré sur papier filtre type (Whatman 540), le volume est ajusté à 50 ml (sédiments) et à 20 ml (foie, branchies et muscle) avec de l'eau bidistillée. Les extraits sont conservés dans des flacons en polypropylène (préalablement traités à l'acide nitrique 5 %) jusqu'au dosage. Le dosage des ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Pb, Zn) des sédiments et des organes des poissons (branchie, foie et muscle) sont effectués par spectrofiguremtrie d'absorption atomique à flamme de type SHIMADZU AA6800. La flamme utilisée correspond à un mélange air-acétylène.

### **III.3.2 Techniques de dosage par la spectrométrie d'absorption atomique à flamme (SAAF)**

L'analyse des métaux traces repose sur un ensemble de techniques basées sur des principes physiques (**Jeannot et al. 2001**). Par SAAF, l'intensité de la source lumineuse émettant le faisceau lumineux à la longueur d'onde de résonance de l'élément à analyser est focalisée dans un milieu contenant des éléments atomiques de l'état fondamental. Cette intensité lumineuse initiale diminue proportionnellement à la concentration atomique. La flamme acétylène-air fournit l'énergie thermique nécessaire pour décomposer les composants chimiques en solution et en atomes libres.

### **III.3.3 Etalonnage**

L'étalonnage est une série d'opérations établies dans des conditions spécifiées. Ces mesures sont la relation entre la valeur de la quantité indiquée par l'appareil de mesure ou le système de mesure ou la valeur représentée par le matériau de référence, et la valeur de taille correspondante par la norme (Norme NF X 07-001, **1994**). Selon **Quevauviller (2006)**, l'étalonnage est l'une des étapes clés du processus d'analyse. Il constitue un élément important de la gestion de la qualité analytique. Les matériaux et méthodes de référence jouent un rôle important dans l'étalonnage. Pour la détermination par spectrofiguremtrie d'absorption atomique, une plage d'étalonnage doit être effectuée pour chaque élément à déterminer et chaque opération de mise à jour (voir courbe d'étalonnage, annexe 3).

Cela nous permettra de déterminer l'absorbance de la concentration de l'élément requise à une longueur d'onde donnée. Afin de réaliser cette gamme, des solutions filles à 100 ml sont préparées au laboratoire à partir d'une solution mère commercialisée, préparée à partir d'un sel ou produit pur à 1000 mg/l pour chaque métal. Les gammes préparées pour chacun des éléments étudiés sont présentées dans le tableau 17. Les valeurs certifiées sont représentées dans les tableaux 18 et 19.

**Tableau 17** : Gammes d'étalonnage des huit éléments à analyser.

Elément	Etalons mg/l (ppm)					
Cd	0,05	0,1	0,5	1		
Co	0,2	0,4	0,6			
Cr	0,05	0,2	0,5	5		
Cu	1	2	5			
Mn	0,5	1	2	5	10	
Ni	0,5	1	2			
Pb	0,2	0,5	1	2	5	10
Zn	0,05	0,2	1	2	4	

**Tableau 18** : Résultats d'analyse des ETM du sédiment référence (LKSD-1).

	Valeur certifiée (mg/kg)	Valeur observée (mg/kg)	Récupération (%)
Cd	1,2	1,26	105
Cr	12	12,1	100,8
Co	7,3	7,42	101
Cu	44	43,02	97,77
Pb	84	85,06	101
Mn	460	447,23	97,22
Ni	11	10,86	93,81
Zn	337	334,77	99,93

**Tableau 19** : Résultats d'analyse des ETM du foie de bovin référence (SRM 1577b).

	Valeur certifiée (mg/kg )	Valeur observée (mg/kg )	Récupération (%)
Cd	0,5±0,03	0,61±0,07	103
Cr	nd	nd	nd
Co	nd	nd	nd
Cu	160±8	155,2±2,8	97
Pb	10,5±1,7	10,22±1,2	98
Mn	nd	nd	nd
Ni	0,129±0,004	0,130±0,002	101
Zn	127±16	129±3,13	102

#### III.4. Traitement statistique des données

Toute étude statistique peut être décomposée en deux phases au moins : le rassemblement ou collecte des données, d'une part, et leur analyse ou leur interprétation, d'autre part. La collecte des données a été traitée précédemment. Quant à l'analyse statistique, elle peut être décomposée en deux étapes, l'une déductive ou descriptive et l'autre inductive.

La statistique descriptive a pour but de mesurer et de présenter les données observées d'une manière telle qu'on puisse en prendre connaissance aisément, par exemple sous la forme de tableaux ou de graphiques.

L'inférence statistique permet d'étudier ou de généraliser dans certaines conditions les conclusions ainsi obtenues, à l'aide de tests statistiques en prenant certains risques d'erreur qui sont mesurés en utilisant la théorie des probabilités.

L'étude statistique des données a été réalisée moyennant le logiciel d'analyse et de traitement statistique des données « Statistica version 10 ».

##### III.4.1. Méthode Statistique Univariée

- **Description des données :**

Pour mieux décrire les différentes caractéristiques obtenues par station pour l'ensemble des 24 mois, certains paramètres statistiques de base ont été calculés tels que la moyenne arithmétique ( $\bar{x}$ ), qui est un paramètre de position et de tendance centrale, l'écart-type ( $\delta$ ) qui mesure la

dispersion des données autour de la moyenne, les valeurs minimales (min) et maximales (max) qui donnent toutes les deux une idée sur l'étendue des données, et enfin l'effectif (n) qui nous renseigne sur l'importance des données traitées.

- **Comparaison entre années, des caractéristiques moyennes : test t de Student pour échantillons indépendants.**

Le test t de Student consiste à comparer les moyennes de deux populations à l'aide des données de deux échantillons indépendants (**Dagnélie, 1970 et 2006**). La réalisation du test t de Student a été faite soit en comparant la valeur observée  $t_{obs}$  avec la valeur théorique  $t_{1-\alpha/2}$  tirée à partir de la table t de Student pour un niveau de signification  $\alpha=0,05$ , et pour un certain nombre de degrés de liberté k, soit en comparant la valeur de la probabilité p avec le niveau  $\alpha=0,05$ . Dans le premier cas on considère qu'il existe des différences significatives entre les deux moyennes si la quantité  $t_{obs}$  était supérieure ou égale à la valeur théorique  $t_{1-\alpha/2}$ , et dans le deuxième cas on considère qu'il existe des différences significatives si la valeur p est inférieure ou égale à la valeur  $\alpha=0,05$ . Les deux méthodes aboutissent aux mêmes résultats. Ce test a été utilisé pour comparer les moyennes entre les deux années, pour chacune des 19 variables étudiées et dans chaque station.

#### **Comparaison, entre stations, des caractéristiques moyennes : test de l'analyse de la variance :**

Pour comparer les neuf stations, les moyennes de chacune des 19 caractéristiques, le test d'analyse de la variance à un critère ou à un facteur de classification modèle fixe a été utilisé. Ce test consiste à comparer les moyennes de plusieurs populations à partir de données d'échantillons aléatoires, simples et indépendants (**Dagnélie, 1970 et 2006**). La réalisation du test se fait, soit en comparant la valeur de  $F_{obs}$  avec la valeur théorique  $F_{1-\alpha}$  correspondante, extraite à partir de la table F de Fisher pour un niveau de signification  $\alpha=0,05$  ou 0,01 ou 0,001 et pour  $k_1$  et  $k_2$  degrés de liberté, soit en comparant la valeur de la probabilité p avec toujours les différentes valeurs  $\alpha=5\%$  ou 1% ou 0,1%. Selon que cette hypothèse d'égalité des moyennes est rejetée au niveau  $\alpha=0,05$ , 0,01 ou 0,001, on dit conventionnellement que l'écart observé entre les moyennes est significatif, hautement significatif ou très hautement significatif. On marque généralement ces écarts d'un, deux ou trois astérisques (**Dagnélie, 1970 et 2006**). Ce test a été utilisé pour comparer, d'une part, entre les 9 stations les moyennes de chacune des 19 variables pour chacune des deux années

séparément et, d'autre part, pour comparer entre les stations, les moyennes des 19 variables pour l'ensemble des deux années d'étude.

### III.4.2. Méthodes statistiques bivariées

La méthode statistique bivariée utilisée consiste essentiellement à calculer le coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson entre les variables prises deux à deux. Ce coefficient donne des indices sur l'évolution simultanée des variables considérées deux à deux. Il mesure la netteté de la liaison existante entre deux séries d'observations pour autant que cette liaison soit linéaire ou approximativement linéaire (**Dagnélie, 2006**). Le coefficient de corrélation est compris entre +1 et -1. Il est positif quand les deux variables augmentent en même temps ou diminuent en même temps, et il est négatif quand l'une augmente et l'autre diminue, et vice-versa. Les corrélations étaient calculées pour les moyennes des 19 variables mesurées pour l'ensemble des 9 stations durant les 24 mois, soit sur la matrice de données de dimensions ( $n = 9$  stations et  $p = 19$  vecteurs moyennes des variables). Le logiciel Statistica fournit chaque fois la valeur du coefficient de corrélation et la valeur de la probabilité  $p$  correspondante afin de tester la signification de la corrélation en question.

#### III.4.2.1. Analyse en composantes principales (ACP).

L'analyse en composante principale (ACP) est une méthode exploratoire et descriptive (**Palm, 1998 ; Dagnélie, 1970, 1986 et 2006**). Elle est utilisée pour interpréter une matrice de données sans structure particulière ne comportant, à priori, aucune distinction, ni entre les variables, ni entre les individus. Elle a pour but de remplacer les  $p$  variables initiales fortement corrélées entre elles en  $p$  variables appelées composantes principales ou axes principaux synthétiques non corrélés entre elles, et de variance progressivement décroissante. Les premières composantes pouvant éventuellement faire l'objet d'une interprétation particulière et les dernières pouvant généralement être négligées (**Dagnélie, 1970, 1986 et 2006**). Selon **Dagnélie (1986)**, cette analyse propose deux tests statistiques pour déterminer le nombre de composantes significatives à prendre en considération. Cependant, dans la pratique, l'expérience montre que ces tests conduisent souvent à considérer comme distinctes un nombre relativement élevé de composantes dont certaines ne possèdent en fait aucun intérêt. Comme, d'autre part, ces tests ne sont applicables que dans des conditions relativement strictes de normalité, notamment, certains auteurs préfèrent utiliser

d'autres règles, les unes plus sommaires que les autres. Parmi celles-ci, citons l'idée de négliger à priori, pour toute la matrice de corrélation, les valeurs propres inférieures à l'unité, c'est-à-dire inférieures à la contribution moyenne des différentes variables (**Dagnélie, 1986**). Cette méthode (ACP), a été appliquée à la matrice de données de dimension 9 x 19, avec n = 9 vecteurs lignes représentant les stations, et p=19 colonnes représentant les vecteurs de moyennes des caractéristiques physicochimiques (eau et sédiments) ainsi que les ETM mesurées pendant les 24 mois de prélèvement.

#### **III.4.2.2. Analyse hiérarchique ou classification hiérarchique (ACH)**

La recherche de groupes ou de classes de stations homogènes peut également se faire par ce qu'on appelle la classification hiérarchique. Plusieurs méthodes sont proposées par **Dagnélie (1986)** pour atteindre ce but. Cette méthode permet de déterminer le niveau de similitude ou de divergence entre les individus (ou stations) et donne une répartition des individus ou stations en groupes ou classes homogènes.

C'est une méthode hiérarchique agglomérative qui utilise la procédure du lien complet et la distance euclidienne, pour classer les 9 stations en classes aussi homogènes que possibles. Elle a été appliquée sur la matrice de données de dimension 9 x 19, avec n = 9 vecteurs lignes (stations) et p = 19 vecteurs moyennes colonnes représentant les 19 variables physico-chimiques mesurées dans les 9 stations durant les 24 mois de prélèvements.

#### **III.5. Indices de contamination**

Les teneurs en ETM ont été comparées aux « backgrounds » régionaux (**Afri, 2006**) et internationaux et aux résultats des différents cours d'eau dans le monde, pollués ou non. Plusieurs indices traduisant d'éventuels enrichissements et/ou pollution par les ETM ont été également calculés, à savoir : Igeo (Indice de Géoaccumulation), Facteur de Contamination (FC), Pollution Load Index (PLI), Degré de contamination (Dc), Indice de Pollution Sédimentaire (IPS). Les teneurs en ETM ont été également comparées aux « guidelines » du **SEQ-Eau 2003** (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), et enfin le Facteur de Risque écologique (Re) et l'Indice de Risque écologique (IR). Par ailleurs, différents graphiques (courbes et/ou histogrammes) ont été

réalisés permettant de mieux visualiser les mesures effectuées pour visualiser les variations des teneurs en ETM en fonction des saisons.

Afin de faire ressortir les différentes relations qui pourraient exister entre les paramètres physico-chimiques du milieu et les teneurs en ETM des sédiments, des corrélations, par sélection de variables ont été effectuées, d'une part entre les paramètres physico-chimiques et les ETM, et d'autre part entre les différents teneurs des ETM déterminées dans les sédiments (compartiment abiotique) et les organes des poissons (compartiment biotique).

# **Chapitre IV**

## **Résultats et Discussion**

La quatrième et dernière partie de ce travail est consacrée essentiellement à la présentation et à la discussion des différents résultats obtenus au moyen des différentes méthodes statistiques. Tout d'abord les résultats de l'analyse statistique univariée seront envisagés, ces résultats sont relatifs à la description des données, à l'application du test t de Student, du test d'analyse de la variance et du test de la plus petite différence significative. Puis les résultats de l'analyse bivariée seront examinés. Enfin, les résultats des méthodes statistiques multivariées seront analysés successivement, notamment l'analyse de la variance multivariée, l'analyse en composantes principales et l'analyse hiérarchique. Par la suite la contamination métallique et la toxicité des sédiments seront évaluées par des indices. Enfin les compartiments biologiques seront présentés.

Dans ce paragraphe, les résultats de la description des données obtenues dans chaque campagne et station pour chacune des variables mesurées sont présentés. Cette description sera commentée et confrontée, d'une part, aux informations récoltées dans la bibliographie et, d'autre part, aux normes internationales et algériennes. A chaque fois les résultats, seront évaluer par figure et tableau.

#### **IV.1. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des éléments traces métalliques des sédiments**

Les résultats obtenus au cours des huit campagnes d'échantillonnages dans les neuf stations d'étude (Moyenne  $\pm$  Ecart-type, Minimum, Maximum) des analyses de certains paramètres physico-chimiques (température, pH, oxygène dissous et conductivité) de 72 échantillons de l'eau, (humidité, matière organique par perte au feu et par oxydation, pH, CaCO<sub>3</sub>, conductivité et fraction < à 63 $\mu$ m), et les teneurs en ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn) de 72 échantillons de sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa, sont consignés dans les tableaux 20, 25 et 26.

##### **IV.1.1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux**

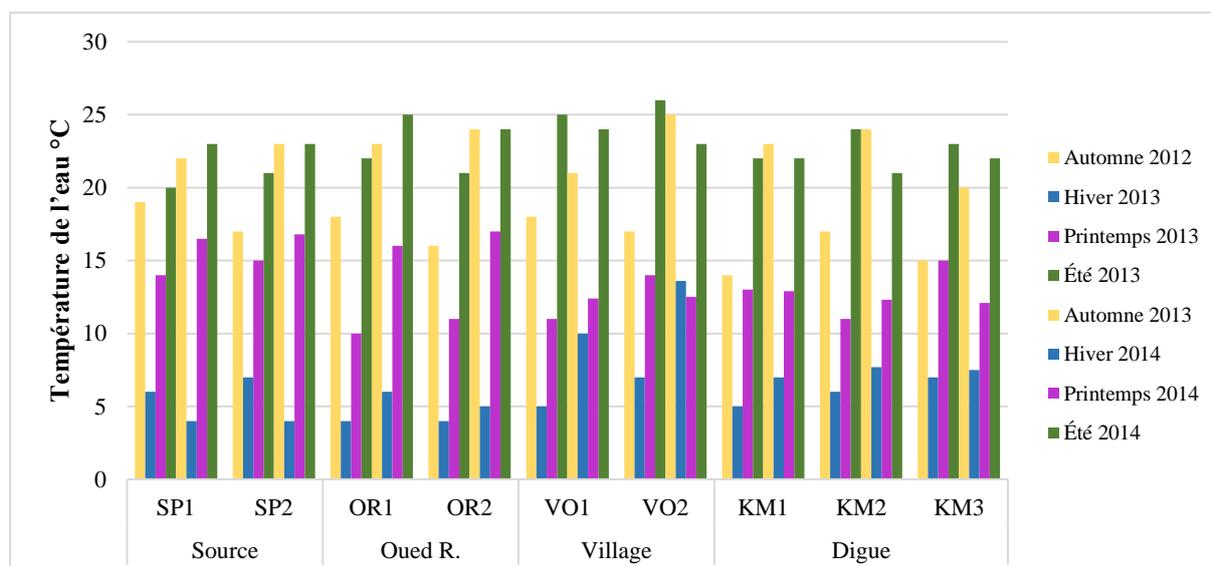
Les résultats des analyses des paramètres physico-chimiques (pH, conductivité, oxygène dissous et température) de l'eau barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa sont consignés dans le tableau 20.

**Tableau 20** : Résultats des paramètres physiques et chimiques de l'eau du barrage de Koudiet Medouar et de l'Oued Rebaa (Moyenne  $\pm$  Ecart-type [Min-Max], des huit campagnes de prélèvements).

Stations Paramètres	Source		Oued Rebaa		Village		Digue		
	SP1	SP2	OR1	OR2	VO1	VO2	KM1	KM2	KM3
<b>Eau (n = 72)</b>									
<b>T°C</b>	15,5 $\pm$ 7,1 [4-23]	15,8 $\pm$ 7,1 [4-23]	15,5 $\pm$ 8 [4-25]	15,2 $\pm$ 8 [4-24]	15,8 $\pm$ 7,2 [5-25]	17,2 $\pm$ 6,7 [7-26]	14,8 $\pm$ 6,9 [5-23]	15,3 $\pm$ 7,1 [6-24]	15,2 $\pm$ 6,1 [7-23]
<b>pH<sub>e</sub></b>	8,12 $\pm$ 0,4 [7,2-8,5]	8,08 $\pm$ 0,5 [7,03-8,5]	8,05 $\pm$ 0,2 [7,6-8,5]	8 $\pm$ 0,2 [7,6-8,2]	7,8 $\pm$ 0,2 [7,8-8,4]	8 $\pm$ 0,3 [7,4-8,7]	8 $\pm$ 0,3 [7,2-8,3]	8 $\pm$ 0,1 [7,9-8,3]	7,9 $\pm$ 0,4 [7,03-8,3]
<b>O<sub>2</sub> mg/l</b>	7,22 $\pm$ 0,6 [6,45-8,21]	7 $\pm$ 0,6 [6,24-8]	6,84 $\pm$ 0,4 [6-7,2]	7,06 $\pm$ 0,3 [6,4-7,4]	5,4 $\pm$ 0,4 [5-6,4]	6 $\pm$ 0,7 [5,2-6,7]	5,98 $\pm$ 0,7 [5,3-7,2]	5,16 $\pm$ 0,3 [4,3-5,3]	5,79 $\pm$ 0,3 [5,4-6,3]
<b>CE<sub>e</sub> <math>\mu</math>S/cm</b>	1051 $\pm$ 141 [934-1360]	1142 $\pm$ 186 [881-1475]	1277 $\pm$ 297 [956-1604]	1191 $\pm$ 232 [934-1470]	1158 $\pm$ 213 [931-1563]	1238 $\pm$ 217 [885-1502]	1029 $\pm$ 168 [910-1386]	1053 $\pm$ 95 [932-1172]	986 $\pm$ 78 [933-1169]

### IV.1.1.1. Température de l'eau

Les fluctuations spatio-temporelles de la température de l'eau sont illustrées par la figure 38. D'une manière générale, l'eau est froide pour les stations des oueds. Les valeurs extrêmes relevées sont de l'ordre de 4 et 26 °C respectivement en janvier et fin aout au niveau des stations SP1, SP2, OR1, OR2 et VO2. Les moyennes calculées pour l'ensemble des prélèvements sont supérieures à 11,8 °C, relevée par **Afri-Mehennaoui et al. (2004)**, pour l'oued Rhumel, alors que **Traore et al. (2014)** ont noté  $32,27 \pm 0,4$  °C, une moyenne très élevée vu qu'il s'agit d'une lagune tropicale (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). Un réchauffement tributaire de la saison estivale est constaté. Un tel résultat n'est pas surprenant et le refroidissement de la température en hiver est une caractéristique du climat aouessien. D'une façon générale, la température des eaux superficielles est influencée par la température de l'air.



**Figure 38 :** Evolution spatio-temporelle de température (°C) des eaux d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Par ailleurs, il apparaît que les températures des eaux présentent des valeurs plus ou moins homogènes d'une station à une autre. Les gradients amont-aval sont peu ou pas remarquables. L'OMS ne recommande aucune valeur guide. Pratiquement, la température de l'eau n'a pas d'incidence directe sur la santé de l'homme. Une augmentation de la température s'accompagne d'une diminution de la densité, de la viscosité, de la solubilité de l'oxygène et de l'augmentation de l'évaporation de l'eau (**Rodier et al. 2009**). De plus, les basses températures affectent l'autoépuration de l'eau ; la réaction de dénitrification s'arrête à 3°C alors qu'elle se poursuit à 5°C (**Merzoug et al. 2010**). Contrairement aux variations spatiales, les fluctuations saisonnières

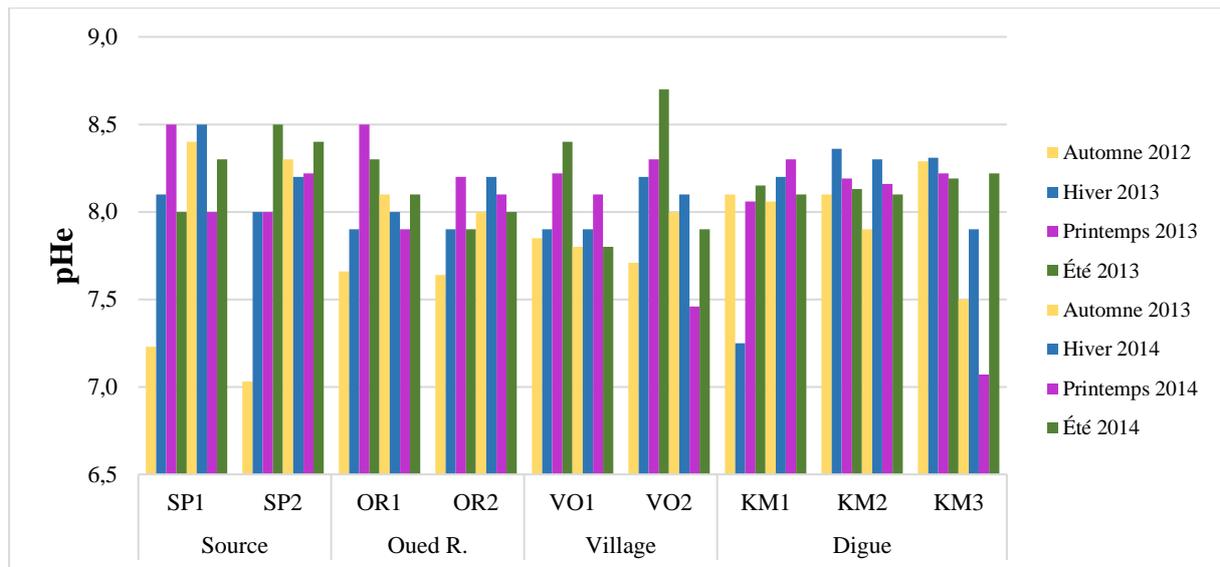
des températures de l'eau sont très appréciables. La moyenne la plus élevée enregistrée en été est 22,5°C, suivie de l'automne (19,9°C), du printemps (13,7°C) et enfin de l'hiver avec 6,2°C. La température estivale est certainement liée aux canicules de plus en plus fréquentes se traduisant par une sécheresse de la région, et inversement les fortes averses caractérisent la saison humide où le débit augmente et l'eau se refroidit. Selon **Ramade (2011)** la température, principal facteur écologique, a une grande influence sur la physico-chimie des écosystèmes aquatiques. et ses fluctuations se traduisent aussi bien par des nuisances que par des effets bénéfiques selon le paramètre envisagé. Les températures des eaux du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa varient de 4 à 26 °C, donc considérées comme "très bonnes" en termes de qualité pour la biologie aquatique (tableau 21). En revanche, certaines températures dépassent les 20 °C, notamment en été due au sirocco.

**Tableau 21** : Aptitude à la biologie en fonction de la température (**SEQ-Eau, 2003**).

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
T (°C)	20	21,5	25	28	> 28

#### IV.1.1.2. pH de l'eau (pH<sub>e</sub>)

L'évolution du pH de l'eau des 9 stations et des 8 campagnes de prélèvements est représentée par la figure 39. L'examen de cette dernière et du tableau 20 montre que le pH des eaux est faiblement alcalin. Il oscille entre 7,03 et 8,7 au niveau des stations SP2, KM3 (automne 2012, printemps 2014) et VO2 (été 2013) respectivement. Les moyennes pour l'ensemble des prélèvements sont voisines de 8 et sont similaires à  $8,03 \pm 0,68$  reportée par **Afri-Mehennaoui et al. (2004)** pour l'oued Rhumel et ses affluents. Cette faible alcalinité serait liée à la nature géologique calcaire du bassin versant des oueds alimentant le barrage Koudiet Medouar. Le pH de l'eau naturelle est lié à la nature du terrain qu'elle traverse. Il intervient dans de nombreux équilibres physico-chimiques et il dépend d'un certain nombre de facteurs, notamment la source de l'eau (**Castany, 1998**).



**Figure 39 :** Evolution spatio-temporelle du  $pH_e$  des eaux d'Oued Rebaa et du barrage KM.

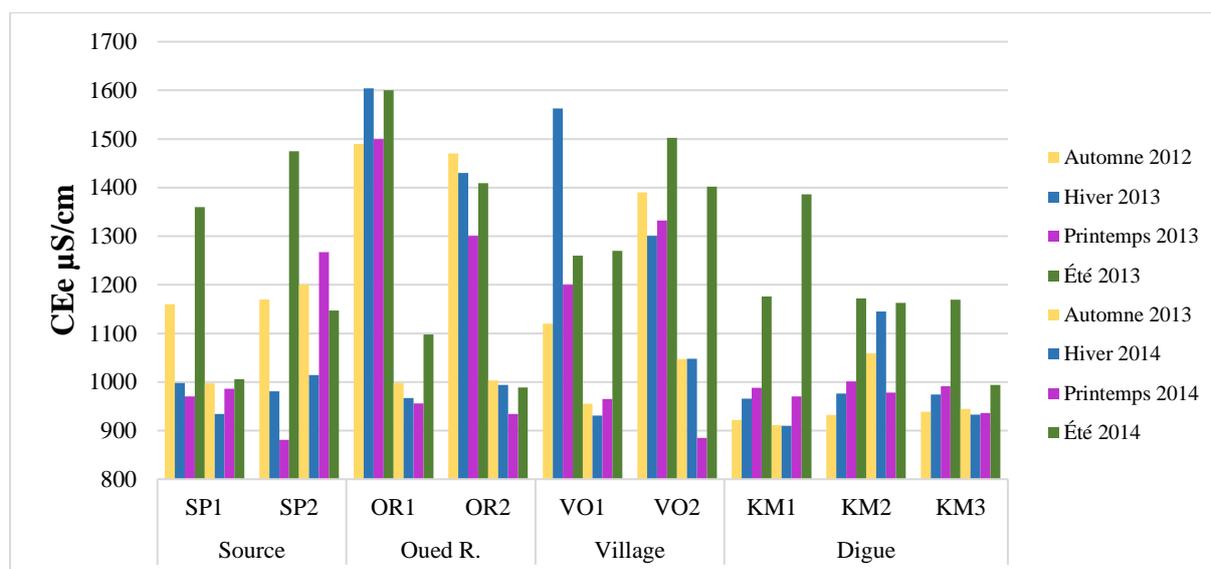
Les fluctuations du pH dans l'espace sont peu prononcées. Il reste assez stable et varie peu entre les stations c'est le cas de deux stations de la source (SP1, SP2) et du barrage (KM1, KM3). Le pH moyen le plus élevé a été enregistré à la station KM2 du barrage, alors pour le cours d'eau, il a été mesuré tout au long de l'oued Rebaa jusqu'à la source principale. Contrairement aux fluctuations spatiales, la variation saisonnière du pH est plus sensible. Les valeurs sont relativement plus importantes en été. La campagne de l'été se détache ainsi avec le pH le plus élevé (8,7) suivie du printemps et de l'hiver (8,5) et enfin de l'automne (7,9). Ces résultats peuvent être attribués à l'abondance de plantes aquatiques au cours de ces saisons, en particulier les macrophytes et le périphyton, générant ainsi une activité photosynthétique plus importante. Cette variabilité est située dans la fourchette des normes de potabilité ( $6,5 < pH < 8,5$ ) (OMS, 2005). Les valeurs de pH comprises entre 5 et 9 confèrent aux eaux la compatibilité avec la vie des poissons (Rodier et al. 2009). Comparativement aux données de la grille (tableau 22) du Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau (SEQ-Eau, 2003), l'eau du barrage de Koudiet Medouar est de qualité bonne à très bonne pour la vie aquatique.

**Tableau 22 :** Aptitude à la biologie en fonction du pH (SEQ-Eau, 2003).

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
pH	8	8,5	9,0	9,5	> 9,5

### IV.1.1.3. Conductivité électrique ( $CE_e$ )

Les variations spatio-temporelles (figure 40) et le tableau 20 permettent d'apprécier l'évolution de la conductivité électrique de l'eau. Les fluctuations sont considérables, les valeurs minimales sont enregistrées au printemps 2014 (881  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) au niveau de la source (SP2) passent au double en hiver 2013, 1604  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (OR1). Selon **Rejsek (2002)**, la conductivité électrique traduit le degré de minéralisation globale de l'eau. **Afri- Mehennaoui et al. (2004)** et **Keddari et al. (2019a)** ont enregistré des CE moyennes de l'eau des oueds Rhumel et Boumerzoug supérieures à celle du barrage KM et de l'Oued Rebaa.



**Figure 40** : Evolution spatio-temporelle de la  $CE_e$  ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) des eaux d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les eaux du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa à l'exception de la station KM3 ont une conductivité électrique moyenne supérieures à 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et sont caractérisées par une forte minéralisation selon la classification de **Nisbet et Verneaux (1970)**. Dans certains cas, l'augmentation de la conductivité de l'amont vers l'aval peut être attribuée aux émissions industrielles et/ou urbaines.

La CE excessive enregistrée au niveau de la station OR1 pendant les huit campagnes de prélèvements (1604  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en hiver, 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  au printemps, 1490  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en automne et 1600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en été) peut être attribuée, d'une part à la nature salée de cette station et d'autre part aux rejets urbains de la commune de l'Oued Taga. Il existe une relation entre la teneur en sels dissous d'une eau et la résistance qu'elle oppose au passage d'un courant électrique. Cette dernière exprimée par la conductivité électrique, est une bonne appréciation de la concentration

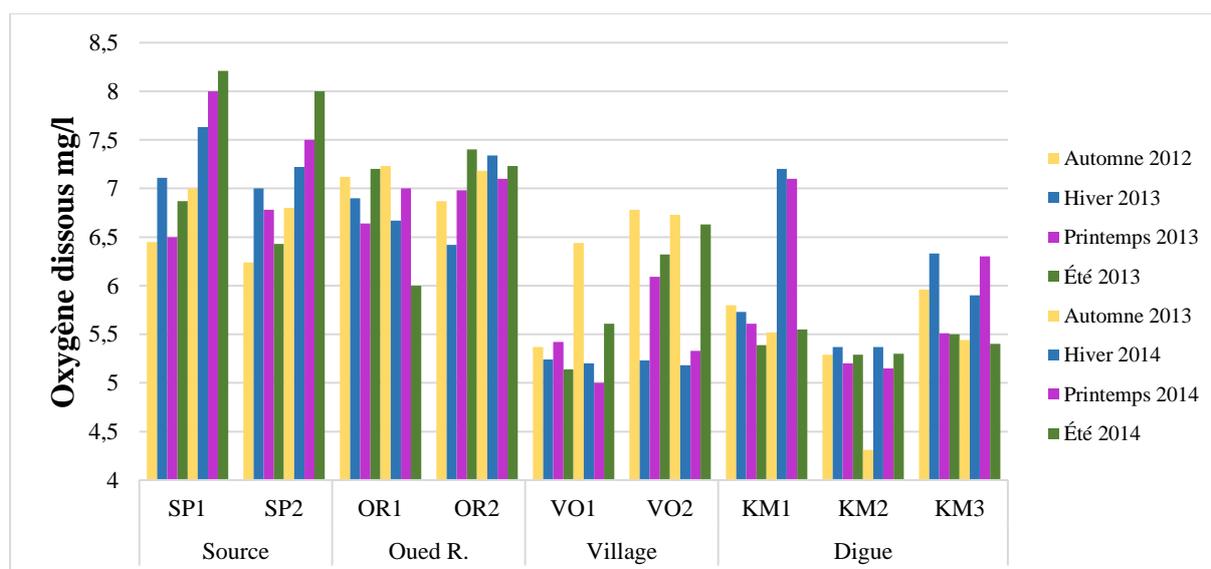
totale en ions dans la solution dans l'eau, et reflète donc la qualité de l'eau. Comparativement aux données de la grille du système d'évaluation de la qualité des cours d'eau (**SEQ-Eau, 2003**), l'eau du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa est d'une très bonne qualité car les valeurs enregistrées se situaient aux alentours de 1124 $\mu$ S/cm (tableau 23).

**Tableau 23** : Aptitude à la biologie en fonction de la CE (**SEQ-Eau, 2003**).

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
CE ( $\mu$ S/cm)	2500	3000	3500	4000	>4000

#### IV.1.1.4. Oxygène dissous (mg/l)

L'examen de la figure 41 et du tableau 20 montre que les teneurs en oxygène dissous diminuent de l'amont à l'aval, elles oscillent entre 4,31 et 8,21mg/l enregistrées au niveau des stations KM2 (automne 2013) et SP1 (été 2014) respectivement. **Melghit et al. (2015)** ont rapporté des valeurs similaires pour l'oued Rhumel. La moyenne la plus élevée du barrage KM ( $5,98 \pm 0,7$  mg/l à KM1) est inférieure à celle notée pour le barrage de Béni Haroun (**Kherief Nacereddine et al. 2018**). L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques. Une concentration de 3 à 6 mg/l constitue la limite inférieure en dessous de laquelle la vie de la flore et de la faune est mise en péril (**Rejsek, 2002**).



**Figure 41** : Evolution spatio-temporelle des teneurs en oxygène dissous (mg/l) des eaux d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les fluctuations de l'oxygène dissous dans l'espace sont remarquables. Il reste assez stable et varie entre les stations, on a noté 8 mg/l (SP1) qui diminue à sa moitié 4,31 mg/l (KM2). Conformément aux fluctuations spatiales, la variation saisonnière de l'oxygène dissous est homogène. Comparativement aux données de la grille du Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau (SEQ-Eau, 2003), l'eau du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa est d'une qualité bonne à passable (tableau 24). Notons aussi, que les eaux des stations qui sont en amont de l'oued Rebaa sont bonnes par rapport à celles des stations en aval qui sont passables.

**Tableau 24** : Aptitude à la biologie en fonction de l'oxygène dissous (SEQ-Eau, 2003).

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
Oxygène dissous mg/l	8	6	4	3	< 3

#### IV.1.2. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments

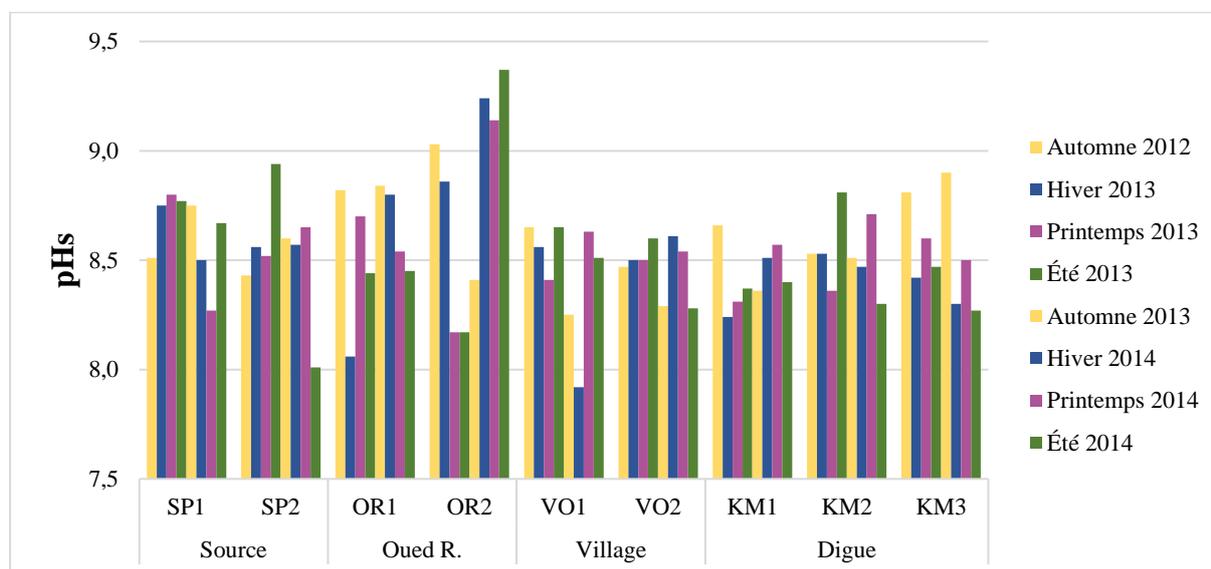
Les résultats obtenus au cours des huit campagnes d'échantillonnages dans les neuf stations d'étude (Minimum, Moyenne  $\pm$  écart-type, Maximum) des analyses de certains paramètres physico-chimiques (humidité, matière organique, perte au feu, matière organique par oxydation, pH, conductivité, carbonate et fraction inférieure à 63  $\mu$ m) des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa sont consignés dans le tableau 25.

**Tableau 25** : Résultats des paramètres physiques et chimiques des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de l'Oued Rebaa (Moyenne  $\pm$  Ecart-type [Min-Max], des huit campagnes de prélèvements).

Stations Paramètres	Source		Oued Rebaa		Village		Digue		
	SP1	SP2	OR1	OR2	VO1	VO2	KM1	KM2	KM3
<b>Sédiments (n = 72)</b>									
<b>pH<sub>s</sub></b>	8,62 $\pm$ 0,2 [8,3-8,8]	8,53 $\pm$ 0,25 [8-8,9]	8,58 $\pm$ 0,26 [8-8,8]	8,8 $\pm$ 0,5 [8,1-9,4]	8,4 $\pm$ 0,2 [7,9-8,6]	8,5 $\pm$ 0,1 [8,3-8,6]	8,4 $\pm$ 0,1 [8,2-8,6]	8,5 $\pm$ 0,1 [8,3-8,8]	8,53 $\pm$ 0,2 [8,3-8,9]
<b>Humidité %</b>	51,5 $\pm$ 6,3 [41,5-59,8]	55,5 $\pm$ 16,4 [33,7-89]	62,6 $\pm$ 15,5 [40,2-84,7]	54 $\pm$ 13,4 [37,6-71,6]	45,3 $\pm$ 24,1 [14,7-90]	46,9 $\pm$ 13,16 [33,6-76,2]	40,2 $\pm$ 14,5 [20,5-63,7]	42,5 $\pm$ 20,7 [24,5-83,3]	44,3 $\pm$ 6,6 [31,7-52,6]
<b>CE<sub>s</sub> <math>\mu</math>S/cm</b>	749 $\pm$ 250 [430-1082]	602 $\pm$ 269 [331-1043]	717 $\pm$ 398 [250-1523]	1041 $\pm$ 428 [318-1298]	746 $\pm$ 328 [354-1289]	646 $\pm$ 376 [305-1530]	831 $\pm$ 494 [325-1609]	622 $\pm$ 340 [182-1148]	615 $\pm$ 220 [405-941]
<b>Morg feu %</b>	12,8 $\pm$ 7,2 [3,4-25,7]	17,4 $\pm$ 9 [5,5-32,1]	14,05 $\pm$ 6 [5,4-20,4]	20,6 $\pm$ 7 [4,8-26]	16,6 $\pm$ 9 [6,2-32,8]	12 $\pm$ 5,3 [5,24-19]	13,7 $\pm$ 5 [8,96-23,76]	14,1 $\pm$ 4 [6,6-20,6]	13,4 $\pm$ 5,4 [6,83-23,6]
<b>Morg oxy %</b>	2,4 $\pm$ 1,4 [0,08-4,45]	3,5 $\pm$ 1,7 [1,15-6,21]	3,12 $\pm$ 0,9 [1,9-4]	4 $\pm$ 1,3 [0,95-5,1]	3,1 $\pm$ 1,7 [1,09-6,23]	2,5 $\pm$ 1 [0,65-3,5]	2,8 $\pm$ 1 [1,37-4,77]	2,9 $\pm$ 0,7 [1,7-4,1]	2,8 $\pm$ 1 [1,44-4,8]
<b>CaCO<sub>3</sub> %</b>	51,5 $\pm$ 6,3 [41,5-60]	55,5 $\pm$ 16,4 [33,6-88,6]	62,6 $\pm$ 15,5 [40,2-84,6]	54 $\pm$ 13,4 [37,6-71,6]	45,3 $\pm$ 24,1 [14,7-89,9]	46,9 $\pm$ 13,1 [33,6-76,1]	40,2 $\pm$ 14,5 [20,6-63,7]	42,5 $\pm$ 20,6 [24,5-83,4]	44,4 $\pm$ 6,6 [31,7-52,6]
<b>Fraction &lt; 63<math>\mu</math>m %</b>	26,5 $\pm$ 7,1 [15-35,8]	24,6 $\pm$ 5,2 [18,8-32,8]	30 $\pm$ 7,6 [22,4-43]	25,1 $\pm$ 7,8 [16,6-36,2]	28,6 $\pm$ 5,1 [23,1-40]	26,5 $\pm$ 4,1 [20,7-32,3]	28,5 $\pm$ 8,6 [19,4-47,2]	31,3 $\pm$ 8,7 [21,6-47,3]	22,4 $\pm$ 4,3 [13,4-27,3]

### IV.1.2.1. pH des sédiments (pH<sub>s</sub>)

Les valeurs moyennes  $\pm$  l'écart-type du pH, ainsi que les minima et maxima des sédiments sont regroupés dans le tableau 25 et les fluctuations spatio-temporelles, elles sont illustrées par la figure 42.



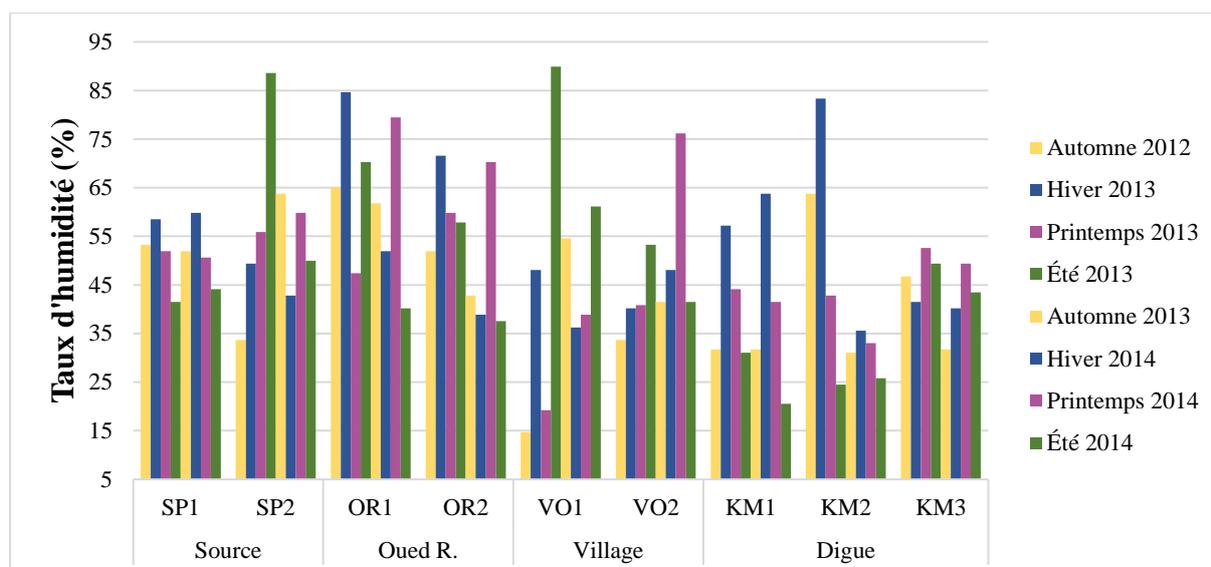
**Figure 42 :** Evolution spatio-temporelle du pH<sub>s</sub> des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les valeurs du pH des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa, oscillent entre 7,9 (VO1) en hiver 2014 et 9,4 (OR2) en été de la même année. Ces valeurs reflètent donc une légère alcalinité des sédiments du bassin versant étudié. Ce pH élevé peut être attribué à la minéralogie des sédiments et la nature de la roche mère, riches en calcaires et argiles. Pour ce qui est des variations saisonnières du pH (Figure 42), les plus faibles valeurs ont été enregistrées durant la saison hivernale pour la majorité des stations avec des valeurs inférieures à 8, alors que les plus élevées ont été enregistrées en automne pour l'ensemble des sédiments. Quant aux variations spatiales du pH, il n'y a pas de grandes fluctuations entre les différentes stations étudiées et elles ne présentent pas de grandes amplitudes saisonnières mise à part OR2 où on a noté une fluctuation de plus d'une unité. Comme nous venons de le constater, la moyenne du pH des sédiments du barrage KM et son affluent principal l'Oued Rebaa, est aux alentours de 8, alcalin ce qui lui confère ainsi un rôle important à propos de la rétention des métaux traces par les sédiments tout en diminuant leur relargage. Cette moyenne est proche de celle citée par **Djeddi et al. (2018)** ( $8,27 \pm 0,4$ ) pour le barrage de Béni Haroun, et **Keddari et al. (2019a)** ( $8 \pm 0,4$ ) pour l'oued Boumerzoug. Une augmentation du pH favorise l'adsorption métallique sur la fraction réductible des sédiments

(oxydes de fer et de manganèse), après échange des cations métalliques avec les ions H<sup>+</sup> sur certains sites de surface. D'après **Serpaud et al. (1994)**, la formation de sulfures, la biodégradation des matières organiques et l'effet de l'acidité des milieux peuvent tous expliquer les formes métalliques et leur biodisponibilité dans les sédiments. La présence de minéraux ou d'ions organiques (humus) en solution peut affecter la désorption et l'adsorption de traces de métaux sur les sédiments (**Calvet et Msaky, 1990 in Serpaud et al. 1994**). Le rôle du pH dans la désorption et l'adsorption des métaux traces est étroitement lié aux matières organiques et à d'autres paramètres physiques et chimiques. Ainsi, lorsque les matières organiques dissoutes sont fortement adsorbées, les cations des métaux traces tels que Cu et Pb apparaissent sous forme d'anions. La solubilité des métaux est contrôlée par la solubilité des matières organiques (**Bourg et Schindler, 1985 in Roulier et Percherancier, 2003**) qui modifie le pH. Il existe aussi une action couplée du pH et du potentiel d'oxydoréduction. Lors du passage de conditions réductrices à oxydantes, la baisse de pH consécutive à l'oxydation de sulfures peut rendre le Pb et le Cu mobiles, alors que le Zn et le Cd le sont déjà en milieu neutre (**Forstner, 1995 in Roulier et Percherancier, 2003**). Pour mieux expliquer l'effet du pH, les résultats des expériences réalisées par **Serpaud et al. (1994)** d'adsorption des métaux sur les sédiments à différentes valeurs de pH (pH= 5, 6, 7 et 8), ont montré que le Cu, Cd et Zn montraient une augmentation du taux d'adsorption du système lorsque le pH augmente.

#### **IV.1.2.2. Humidité des sédiments**

L'humidité moyenne des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa (tableau 25), déterminée à huit reprises de septembre 2012 à juillet 2014 pour les 9 stations de prélèvements varie entre 14,7 % et 90%. Les variations spatio-temporelles de l'humidité des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa, sont représentées par la figure 43. Les valeurs les plus élevées de l'humidité sont notées en juin 2013 (89%, SP2 et 90 %, VO1), janvier 2013 (84,7%, OR1 ; 71,6% OR2 et 83,3% KM2), mars 2014, 2013 (76,2% VO2 et 52,6% KM3) et janvier 2014 (59,8%, SP1 et 63,7% KM1).



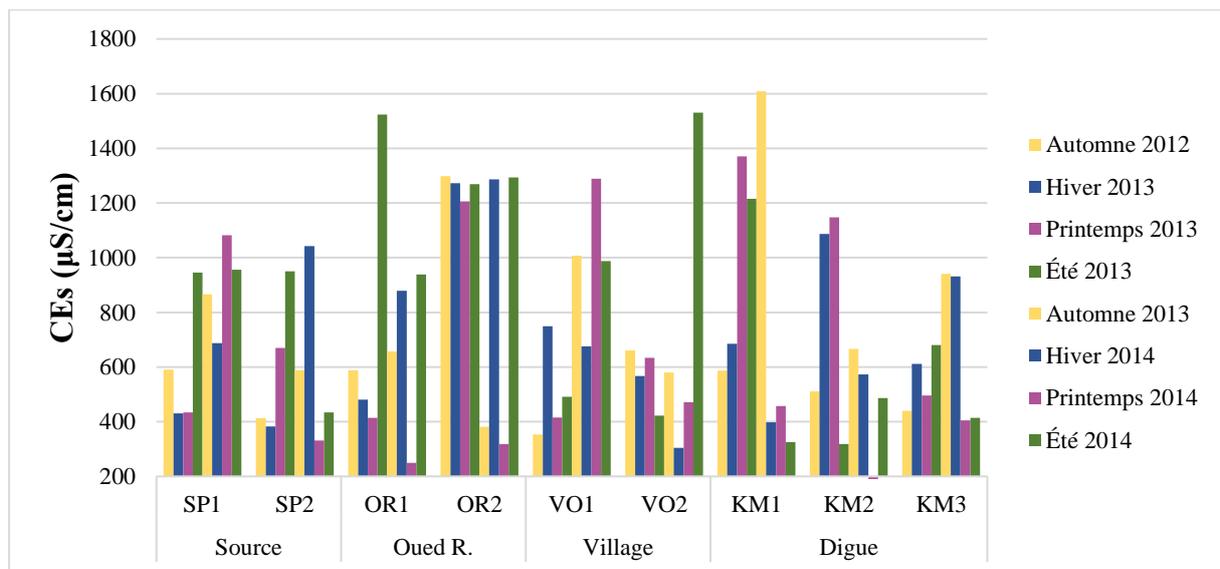
**Figure 43 :** Evolution spatio-temporelle de l'humidité (%) des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les valeurs minimales de l'amont en aval sont obtenues en mars 2013 (41,5% SP1) ; septembre 2012 (33,7% SP2) ; mars 2014 (40,2% OR1 et 37,6% OR2) ; septembre 2012 (14,7% VO1 et 33,6% VO2), juillet 2014 (20,5 % KM1), mars 2013 (24,5% KM2) et septembre 2013 (31,7% noté dans KM3).

Le taux d'humidité d'amont en aval est variable d'une station à l'autre, il diminue de l'hiver à l'automne. Cette importante fluidité de ces sédiments est rencontrée aussi dans le lac Fourat (Maroc) avec une moyenne qui varie de 40 à 80% (**Ben Bouih et al. 2005**). Plusieurs facteurs interviennent dans la teneur en eau des sédiments, tels que la perte de masse lors du séchage des sédiments à 110 °C pendant 24 heures. Cette perte ne correspond pas à la perte d'eau, elle peut également correspondre à l'évaporation de la matière organique volatile susceptible d'intervenir à partir de 60 °C (**Kribi, 2005**). Naturellement, les sédiments fins retiennent plus d'eau que les sédiments grossiers : la teneur en eau varie de 20% pour les sédiments grossiers et jusqu'à 90 % pour les sédiments fins et riches en matières organique (**Pourriot et Meybeek, 1995**). Au cours de l'échantillonnage, les recommandations, pour les cours d'eau, sont précises et préconisent un effort d'échantillonnage au niveau des points où s'accumulent les sédiments fins, tels que les dépressions naturelles, les berges où se déposent les laisses de crues ou particules fines laissées par le retrait des eaux à la suite de chute de pluie ou non, des zones calmes (**Afri, 2006**).

### IV.1.2.3. Conductivité électrique des sédiments (CE<sub>s</sub>)

Les résultats de la conductivité électrique des sédiments sont donnés dans le tableau 25. Les variations spatio-temporelles de ce paramètre sont illustrées par la figure 44. Les valeurs fluctuent entre 182  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (KM2) et 1609  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (KM1). La plus grande amplitude des moyennes des CE (318 et 1298  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) des stations est enregistrée à OR2. La moyenne la plus élevée de la CE des huit campagnes est de  $1041 \pm 428 \mu\text{S}/\text{cm}$ , elle est presque le double de la moyenne citée par **Sahli et al. (2014)**  $617 \pm 460 \mu\text{S}/\text{cm}$  du bassins Boumerzoug.



**Figure 44 :** Evolution spatio-temporelle de la conductivité électrique des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les mesures présentées dans le tableau 25 ainsi que les variations spatio-temporelles (figure 44) révèlent des taux plus importants de sels solubles dans les sédiments de l'oued Rebaa ainsi que dans ceux du barrage de Koudiet Medouar (près de la digue) avec des valeurs respectivement de 1523  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et 1609  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Les valeurs les plus faibles (182  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ont été mesurées dans les sédiments du barrage de Koudiet medouar (près de la digue). Nous constatons également qu'en mars les sédiments présentent une faible salinité dans la plupart des stations du bassin versant, alors que les valeurs maximales ont été relevées au mois d'août traduisant une salinité plus importante. Ceci s'explique probablement par le phénomène de dilution, dû essentiellement au régime d'écoulement des oueds avec des débits plus importants en hiver (période de hautes eaux) et plus faibles en été (période d'étéage). Par ailleurs, **Keddari et al. (2019a)** dans le cas de l'oued Boumerzoug, ont noté une moyenne de  $431 \pm 120 \mu\text{S}/\text{cm}$  (décembre) plus élevée que celle prise en mai ( $378 \pm 103 \mu\text{S}/\text{cm}$ ). Au niveau des stations en

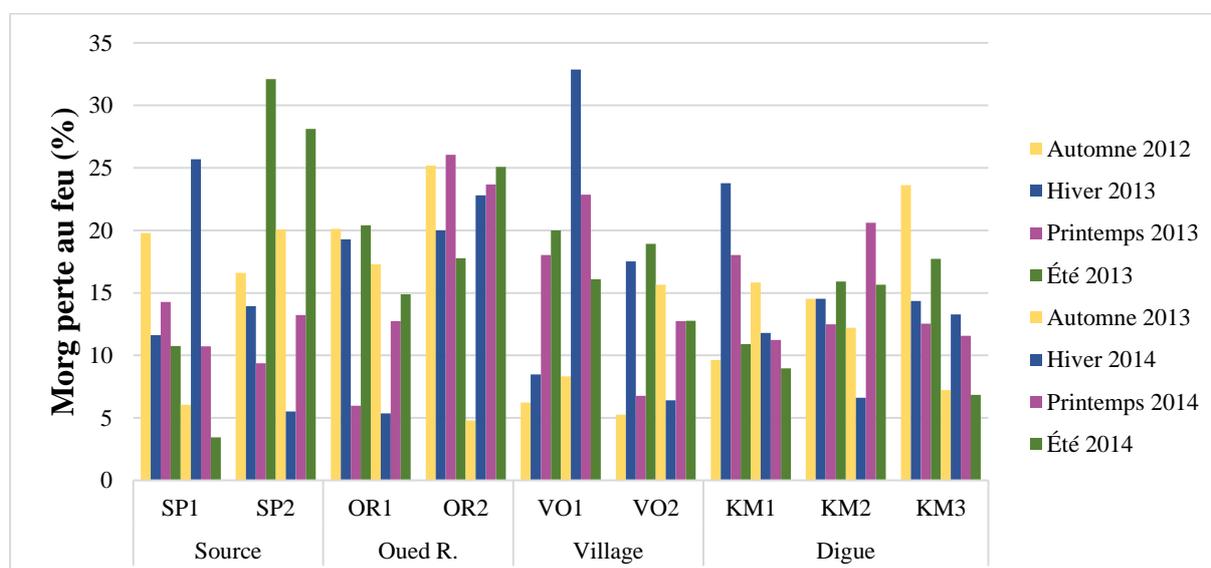
amont de l'oued Rebaa, la conductivité des sédiments devient plus faible qu'à son aval. Les valeurs mesurées excèdent dans 24% des cas celles qui semblent typiques de la conductivité spécifique aux eaux douces comprises entre 100 et 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (**Hébert et Légaré, 2000**). La conductivité électrique est basée sur l'extraction de sels solubles dans l'eau d'échantillons dans des conditions bien définies. Il s'agit d'une mesure qui se rapproche de la concentration de sels solubles présents dans l'échantillon de sédiment analysé. Selon la littérature, la salinité (traduite par la CE) peut avoir un effet sur l'adsorption et la désorption des métaux sur les particules sédimentaires. Les variations de mobilité des métaux se traduisent par le passage de la forme colloïdale et particulaire à la forme dissoute (formes ionisées ou adsorbées) et vice versa. Ces échanges sont influencés par la salinité, le pH, le potentiel redox et la teneur en carbone organique du sédiment (**Burgess et Scott, 1992 in Geffard, 2001**). D'autres travaux (**Lau et Chu, 1999 ; Rasmussen et Andersen, 1999**) cités par **Geffard (2001)** rapportent qu'une augmentation de la salinité entraînera une compétition entre le magnésium et les ions calcium au site de liaison avec d'autres métaux, ce qui entraînera la migration des métaux déposés. Cela a été observé pour le cadmium et le magnésium. Pour le Cu et le Pb, la désorption est beaucoup plus faible car ils sont principalement liés aux matières organiques. Les métaux (mobiles) libérés sont plus ou moins toxiques ; ils peuvent former des chloro-complexes et devenir moins biodisponibles que les ions libres (**Förstner et Whitmann, 1979 ; Ettajani, 1994 in Geffard, 2001**).

#### **IV.1.2.4. Matière organique**

La matière organique est d'origine à la fois animale et végétale. C'est un bon indicateur de la richesse biologique de l'écosystème. Il s'agit du premier maillon de la chaîne alimentaire du cycle biologique. La teneur en matière organique (MO) des sédiments des 9 stations a été déterminée selon deux méthodes : par perte au feu à 525 ° C (figure 45) et par oxydation sulfochromique (figure 46), les résultats présentés dans le tableau 25, semblent être différents. Les résultats obtenus par la méthode d'oxydation semblent être plus cohérents car l'estimation des pertes par combustion pour la quantité de MO est moins stricte, sa teneur augmente dans toutes les substances volatiles. En plus de l'oxydation et de la volatilisation du carbone, les minéraux hydratés, les sulfures et le phosphore organique et l'azote sont oxydés et/ou volatilisés (**Sahli, 2012**). Ces phénomènes entraînent une perte de poids nette supérieure à la MO estimée par oxydation.

- **Matière organique par la perte au feu**

Les taux de matières organiques dans l'ensemble des sédiments varient de 3,44 % (SP1 en juillet) à 32,87 % (VO1 en janvier 2014). En moyenne, les sédiments du barrage de Koudiet Medouar ont une teneur en matière organique très élevée par rapport à  $6,04 \pm 2,22$  % observée dans le barrage de Béni Haroun (**Djeddi et al. 2018**). La proportion de 10 % de matière organique est qualifiée de forte par **Thévenot et al. (1998)** si cette valeur est dépassée dans plus de 50% des prélèvements. Or dans notre cas, 72% de prélèvements dépassent 10% de matière organique. La grande variabilité de ces proportions est directement liée aux conditions hydrauliques, physico-chimiques et biologiques des cours d'eau, et les fortes valeurs peuvent être liées à l'importante végétation présente sur les berges.

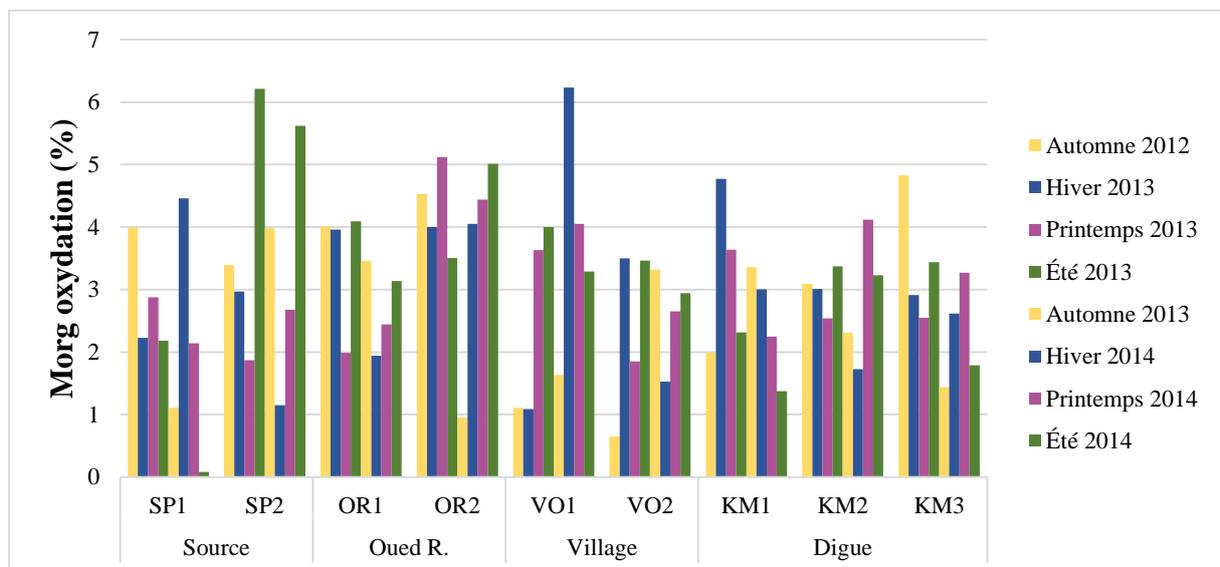


**Figure 45 :** Evolution spatio-temporelle de la perte au feu (%) des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.

Nous constatons de grandes variations de pourcentages de matière organique dans l'ensemble des stations et des saisons car les valeurs basses sont notées en automne et au printemps alors que les valeurs les plus élevées sont en hiver et en été. Les plus importants pics de matière organique sont respectivement 32,1 % et 32,87 % au niveau des stations SP2 (été 2013) et VO1 (hiver 2014). Des valeurs similaires sont données par **Ben Bouih et al. (2005)** des sédiments du lac Fouarat (Maroc) qui varient de 10 à 28%. Quant aux plus faibles taux de perte au feu, ils étaient enregistrés fin mars 2014 et septembre 2013 dans SP1 et OR2 ; les teneurs en MO du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa sont plus élevées que celles enregistrées par **Grumiaux et al. (1997)** par perte au feu dans la région Nord Pas de Calais ( $2\% < MO < 6,5\%$ ) et celles de l'oued Boumerzoug à Constantine par **Keddari et al. (2019a)** ( $6,67 \pm 1,15$ ).

- **Par oxydation**

Les sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa sont moyennement chargés en matières organiques, ils varient de 0,08 % à 6,23%. Ces résultats sont semblables à ceux de **Sahli (2012)** déterminés par oxydation (0,04 %  $< MO < 5$  %). Les sédiments pollués sont généralement riches en matière organique et ils deviennent anoxiques dès les premiers millimètres de profondeur du fait d'une intense activité microbienne. Ils sont périodiquement sujets à des remises en suspension, résultant de phénomènes naturels ou provoqués par l'homme (**Wainright et Hopkinson, 1997**). En milieu oxique, les mécanismes d'adsorption des métaux (sur oxyhydroxydes métalliques, la matière organique) sont des phénomènes dominants, tandis qu'en anoxie, les réactions de précipitation et la formation de sulfures métalliques prévalent ((**Morse et al. 1987 ; Tessier et Campbell, 1988**) in **Roulier et Percherancier, 2003**).



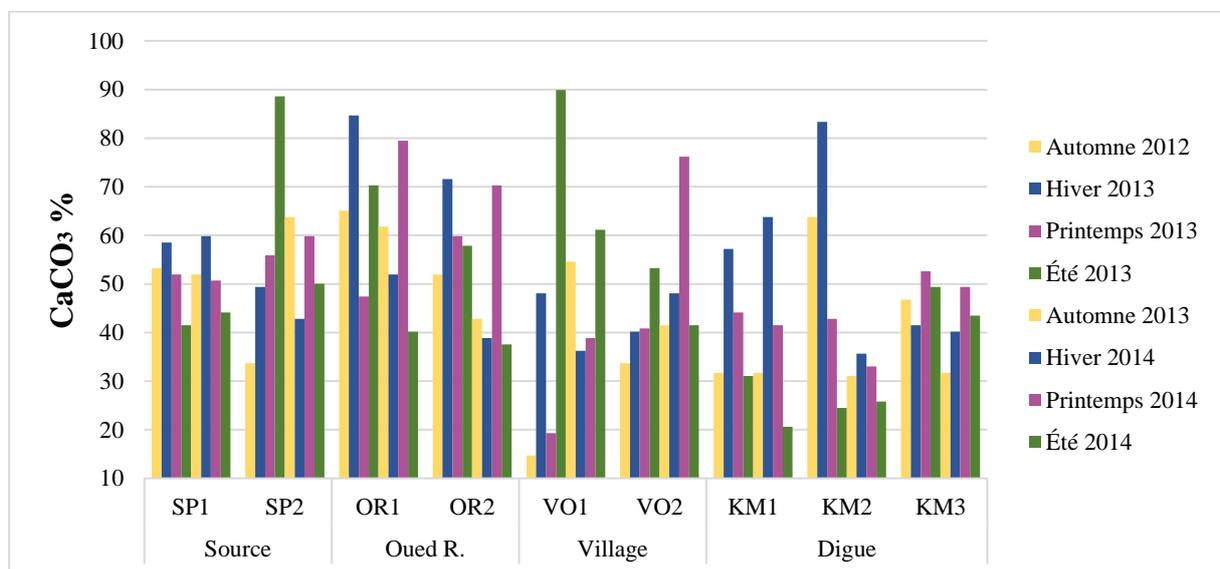
**Figure 46 :** Evolution spatio-temporelle de la matière organique par oxydation des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.

Nous pouvons constater également, d'après les deux figures 45 et 46 que la matière organique a une grande variabilité dans l'espace et dans le temps. Ces fluctuations peuvent être dues à une pollution anthropique, étant donné que la plupart des stations sont exposées à l'activité anthropique, au pâturage et au ruissellement des terres agricoles. Ces fluctuations peuvent être aussi liées à l'agressivité des hautes eaux consécutives aux événements pluvieux qui arrachent les dépôts de sédiments et la vase par « effet de chasse » (**Afri, 2006**). D'après certaines références citées par **Audry (2003)**, la matière organique naturelle joue un rôle

important dans le comportement et le transport des ETM dans les environnements aquatiques (**Benedetti et al. 1995**) en exerçant un contrôle sur leur spéciation (**Tipping, 1994**), leur biodisponibilité et leur toxicité (**Pais et Jones, 2000**). La matière organique peut être présente en grande quantité à la fois dans les phases dissoute, colloïdale et particulaire (**Patel et al. 1999 in Audry, 2003**). Dans le sédiment comme dans le sol, des préférences d'affinité de la matière organique vont pour  $Pb > Cu > Ni > Co > Zn > Cd > Fe > Mn > Mg$  (**Ayrault et al. 2007**).

#### IV.1.2.5. Carbonates ( $CaCO_3$ )

Les teneurs en carbonates des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent principal l'Oued Rebaa sont représentées dans le tableau 25 et la figure 47. La teneur en  $CaCO_3$  des sédiments oscille entre 14,7 % et 89,9 % à la station VO1, enregistrées respectivement en automne 2012 et en été 2013. **Djeddi et al. (2018)** ont noté des valeurs extrêmes similaires pour le barrage de Béni-Haroun et ses oueds (11- 92,3 %). Les stations amont (SP1) et aval (KM3) affichent les moindres fluctuations. La présence des carbonates peut être attribuée à la nature calcaire de la roche mère qui caractérise la zone étudiée. Les ions bicarbonates ( $HCO_3^-$ ) sont un parfait exemple des caractéristiques géologiques que les roches peuvent induire dans l'eau des rivières et en fonction du pH, leur dépôt sous forme de carbonates dans le substrat sédimentaire.



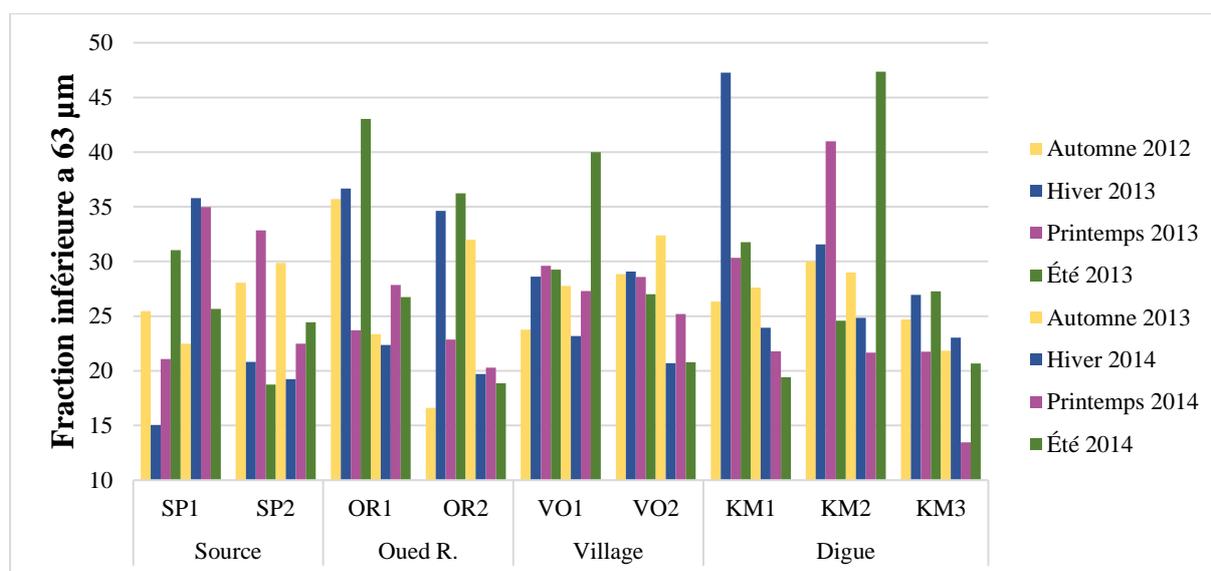
**Figure 47** : Evolution spatio-temporelle du  $CaCO_3$  des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.

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 (figure 47). Les teneurs les plus élevées ont été enregistrées en période hivernale, et les plus

faibles en période automnale. Le carbonate joue un rôle important dans les sédiments des écosystèmes aquatiques. La teneur la plus élevée en carbonate rend les milieux alcalins plus propices à la fixation des cations. Les surfaces carbonatées favorisent la rétention des ions métalliques par précipitation (Ex : smithsonite ( $ZnCO_3$ ), cérusite ( $PbCO_3$ )), coprécipitation et grâce à la substitution isomorphe dans le réseau cristallin, comme par exemple Cd/Ca (**Alloway, 1997**).

#### IV.1.2.6. Fraction inférieure à 63 $\mu$ m

La fraction pélitique ou fraction fine comprend la classe sédimentaire des argiles et des limons, correspondant à une taille des particules inférieure à 63  $\mu$ m. La nature des sédiments était estimée à partir de la classification d'**Ibouily (1981)** cité par **Guyane (2011)**, qui se base sur le contenu en particules fines (inférieures à 63  $\mu$ m de diamètre) voir tableau dans l'annexe 4. D'après les résultats consignés dans le tableau 25, les teneurs de la fraction inférieure à 63 $\mu$ m des 72 échantillons de sédiments prélevés varient entre 13,4 % (printemps 2014, KM3) à 47,3 % (été 2014, KM2).



**Figure 48** : Evolution spatio-temporelle de la fraction inférieure à 63  $\mu$ m des sédiments de l'Oued Rebaa et du barrage KM.

La figure 48 montre également que les sédiments des stations OR1, KM1 et KM2 sont les plus envasés mais les sédiments du barrage KM et de l'oued Rebaa restent néanmoins moins chargés en particules fines que la moyenne enregistrée par **Keddari et al. (2019a)** pour l'oued Boumerzoug (39,35%) et par **Ben Bouih et al. (2005)** (90%) pour les sédiments du lac Fouarat (Maroc).

Selon la classification d'Ibouily, qui ne prend en compte que le pourcentage de la fraction fine ( $<63\mu\text{m}$ ), tous les prélèvements peuvent être qualifiés comme étant à « sédiments moyennement envasés ». D'après la bibliographie, il y aurait une proportionnalité entre la teneur en éléments métalliques d'un sédiment et sa granulométrie : les valeurs les plus élevées se rencontrent en général dans la fraction la plus fine des sédiments (**Griggs et Jahanson, 1978 ; Rouhi et al. 2007 ; Mikulic et al. 2008**). **Ongley et al. (1982) et Lick (2009)** ont montré l'importance, du point de vue géochimique, de la fraction inférieure à  $63\mu\text{m}$ . La mobilité potentielle, les comportements chimiques des éléments traces, et leur toxicité biologique sont avant tout dépendants de leur spéciation (forme chimique et/ou localisation) dans les sédiments. En effet, la fraction fine renseigne mieux sur la capacité de la matrice sédimentaire à fixer des éléments hydrophobes, soit la quasi-totalité des contaminants analysés. La fraction fine a été choisie suivant deux critères :

-Les métaux s'associent le plus à la fraction fine, cette dernière est la plus réactive (**Stone et Droppo, 1996 ; Ben Bouih et al. 2005**).

-Comme pour les ETM, une proportion plus élevée de contaminants organiques est généralement relevée dans la fraction fine et riche en matière organique du sédiment (**Karickhoff, 1981**).

#### **IV.1.3. Eléments Traces Métalliques (ETM) des sédiments**

Avant l'interprétation et la discussion des résultats obtenus dans cette étude, il est nécessaire de comprendre les niveaux naturels dans le monde et les différents paramètres qui affectent ces niveaux, en plus de l'impact des activités humaines. Nous nous intéresserons également aux différentes normes et seuils de qualité des sédiments établis dans la littérature. **Le Goff et Bonnomet (2004)** affirment que les concentrations en ETM sont plus facilement mesurables dans les sédiments que dans l'eau.

En ce qui concerne la source naturelle du métal trace, c'est la roche mère qui est la principale source de métal dans les sédiments, et qui varie d'une zone à l'autre et d'un bassin versant à l'autre. Nous appliquons les plus faibles teneurs enregistrées et proposées (**Afri, 2006**) comme teneurs naturelles en ETM des sédiments des substrats carbonatés et alumino-silicatés prédominants dans le bassin versant de Timgad. Ces valeurs de référence, appelées fond géochimiques ou niveaux de fond, sont enregistrées dans le tableau 26. Les résultats obtenus au cours des huit campagnes d'échantillonnages dans les neuf stations d'étude (minimum, moyenne  $\pm$  écart-type, maximum) des éléments traces métalliques (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb

et Zn) des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et son affluent oued Rebaa sont consignés dans le tableau 27. Nous comparons également nos résultats à ceux rapportés par différents auteurs dans le monde pour des différents cours d'eau pollués et non pollués (tableau 28).

**Tableau 26 :** Teneurs naturelles (*Background level*) proposées par différents auteurs

Régions du monde	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Références
Bassin du Rhône (France)	0,6	-	45	26	400	45	22	88	ABRMC (1991)
Bassin Artois Picardie (France)	1	-	-	15	-	10	40	100	AEAP (1992)
Rivières du monde	0,3	20	120	50	-	80	40	110	Thomas et Meybeck, 1992
Oued Sebou (Maroc)	0,5	-	1,7	40	403	-	19	90	Fekhaoui et al. 1993
<b>Oued Rhumel</b>	<b>0,18</b>	<b>-</b>	<b>25</b>	<b>8</b>	<b>460</b>	<b>10</b>	<b>20</b>	<b>60</b>	<b>Afri, 2006</b>
Bassin du nord de la France	0,53	7,6	44	14,5	-	17,9	42	75,9	Sterckeman et al. 2006
Lacs fluviaux du Saint-Laurent (Canada)	0,4-1	9,6-13	52,9-3	24-41	560-1100	20-28	19-38	100-220	ECMDDEPQ (2007)
Bassin de la Seine (France)	0,22	9	40	15	400	16	23	60	Thévenot et al. 2007
Estuaire Tamaki, Auckland (New Zealand)	0,08	-	-	13,2	-	-	22,4	72,5	Abraham and Parker (2008) (<63µm)
Normes de qualité environnementales (France)	5	0,3	3,4	1,4	50	2,1	0,4	7,8	Rodier et al. 2009
Estuaire de Sydney	0.6	10	40	10	-	15	25	50	Birch et al. 2013 (<63µm)

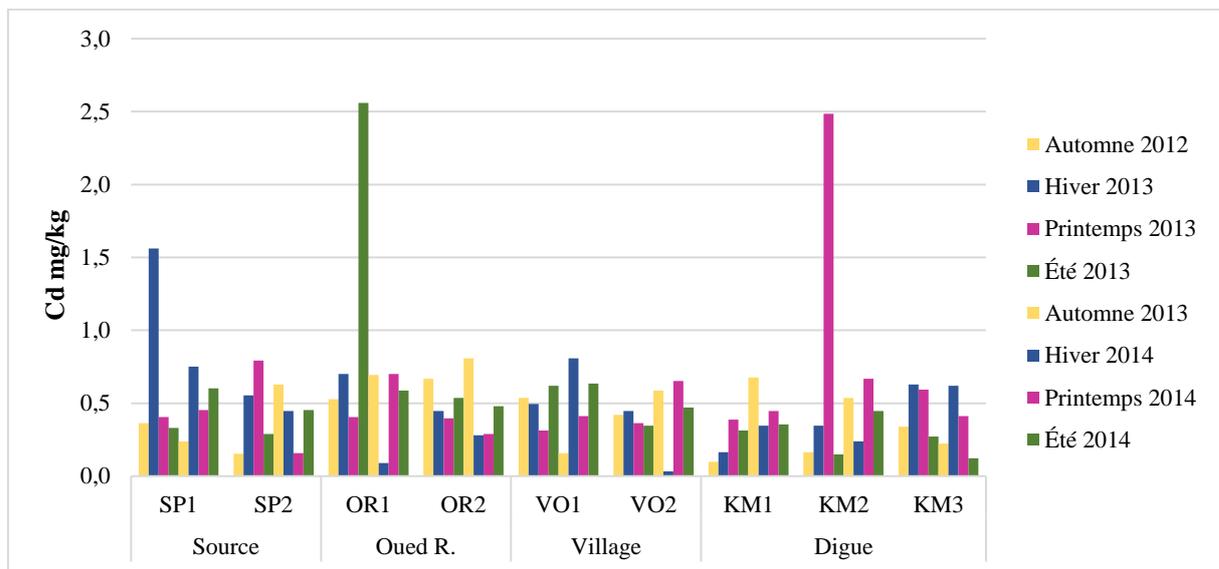
Nos recherches ont porté sur huit éléments traces métalliques (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn). Afin d'atteindre l'objectif principal de la présente étude, des sédiments superficiels ont été recueillis pour évaluer le niveau d'une éventuelle contamination métallique récente. Les résultats obtenus pour chaque élément trace seront discutés séparément ci-dessous. D'après **Thomas et Meybeck (1992)**, si la concentration en ETM du sédiment dépasse un niveau seuil du niveau de référence, il est considéré comme contaminé. Globalement, les résultats des concentrations pseudo-totales obtenues révèlent la présence de tous les ETM dans tous les échantillons de sédiments prélevés sur les 9 stations pendant les huit campagnes. Les ETM dosés dans les sédiments superficiels suivent la séquence suivante : Mn > Zn > Cr > Cu > Co > Pb > Ni > Cd.

**Tableau 27** : Résultats des ETM des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de l'Oued Rebaa (Moyenne  $\pm$  Ecart-type [Min-Max], des huit campagnes de prélèvements).

Stations Paramètres	Source		Oued Rebaa		Village		Digue		
	SP1	SP2	OR1	OR2	VO1	VO2	KM1	KM2	KM3
<b>ETM (n = 72)</b>									
<b>Cd mg/kg</b>	0,58 $\pm$ 0,4 [0,23-1,56]	0,43 $\pm$ 0,2 [0,15-0,8]	0,78 $\pm$ 0,7 [0,09-2,5]	0,48 $\pm$ 0,2 [0,28-0,8]	0,49 $\pm$ 0,2 [0,15-0,8]	0,41 $\pm$ 0,2 [0,03-0,65]	0,34 $\pm$ 0,1 [0,09-0,67]	0,63 $\pm$ 0,7 [0,14-2,48]	0,4 $\pm$ 0,2 [0,12-0,62]
<b>Co mg/kg</b>	19,6 $\pm$ 7,3 [2,07-24,46]	20,1 $\pm$ 7,4 [5,3-26,8]	14,7 $\pm$ 8,7 [2,4-23,9]	14,9 $\pm$ 3,4 [10,8-20,2]	16,1 $\pm$ 4,9 [8,8-22,5]	19,2 $\pm$ 5,3 [12,5-25]	18 $\pm$ 9,6 [0,25-32,8]	20,3 $\pm$ 2,6 [17,3-23,6]	11,4 $\pm$ 7,1 [2-22,2]
<b>Cr mg/kg</b>	49,05 $\pm$ 34 [5,8-107,5]	57,1 $\pm$ 39,4 [11-126]	38,1 $\pm$ 36,6 [5,1-101]	58,9 $\pm$ 39,7 [5,5-115]	59,2 $\pm$ 33,4 [16,4-118]	180 $\pm$ 149 [42,5-470]	54,3 $\pm$ 42,6 [5,82-124]	46,5 $\pm$ 31 [6,8-100]	54,6 $\pm$ 36,8 [7,5-109]
<b>Cu mg/kg</b>	32,3 $\pm$ 5 [26,9-39,2]	40,1 $\pm$ 15,5 [14,3-60,6]	25 $\pm$ 9,6 [9,4-39]	30 $\pm$ 7,4 [18-37,6]	30,1 $\pm$ 10,4 [8,6-44,8]	24 $\pm$ 11,2 [5,7-42,2]	25 $\pm$ 12,3 [4,1-39,5]	28,5 $\pm$ 9 [13,5-39,4]	22 $\pm$ 8,7 [8,4-36,5]
<b>Mn mg/kg</b>	187,3 $\pm$ 88 [88-326]	214 $\pm$ 66 [126-307]	276 $\pm$ 62 [196-400]	341 $\pm$ 117 [212-526]	324 $\pm$ 116 [202-508]	264 $\pm$ 64 [201-394]	284 $\pm$ 112 [168-511]	216 $\pm$ 96 [89-334]	278 $\pm$ 122 [65-425]
<b>Ni mg/kg</b>	15,73 $\pm$ 3,3 [11,7-20,4]	17,1 $\pm$ 2 [15-21,3]	15 $\pm$ 2,3 [10,9-17,5]	16 $\pm$ 2,4 [12,4-19,1]	14,1 $\pm$ 2,8 [10,2-18,3]	16,5 $\pm$ 2,7 [12,6-19,4]	16,2 $\pm$ 1,8 [14,1-19,7]	14,7 $\pm$ 3,2 [11,3-19,6]	13 $\pm$ 2,2 [11-18]
<b>Pb mg/kg</b>	10 $\pm$ 2,4 [5-13]	10,1 $\pm$ 5,8 [2,3-20,6]	10,3 $\pm$ 2,3 [5,5-12,6]	11 $\pm$ 1,7 [8,2-13,6]	8,08 $\pm$ 2,7 [3,9-10,8]	9,5 $\pm$ 4,7 [0,57-17,1]	9 $\pm$ 5,7 [1,72-18]	10,6 $\pm$ 3,5 [3-14,3]	8,65 $\pm$ 5 [0,8-14,3]
<b>Zn mg/kg</b>	110 $\pm$ 17,7 [84-147]	112 $\pm$ 17 [93,7-135]	122 $\pm$ 63 [55-262]	93 $\pm$ 28 [56-146]	101 $\pm$ 17 [47-122]	105 $\pm$ 15 [87-124]	100 $\pm$ 17 [63-117]	101 $\pm$ 16 [86-134]	94 $\pm$ 44,6 [33-184]

### IV.1.3.1. Cadmium

Les teneurs moyennes  $\pm$  les écart-types ainsi que les minima et maxima du cadmium (mg/kg ms) des sédiments prélevés à 8 reprises pour chacune des 9 stations, sont consignés dans le tableau 27. Les variations spatio-temporelles des teneurs en cadmium observées sont illustrées par la figure 49.



**Figure 49 :** Variations spatio-temporelles des concentrations du cadmium des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les teneurs en cadmium (en mg/kg ms) de l'ensemble des prélèvements ( $n=72$ ) des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa (tableau 27 et figure 49) oscillent entre 0,03 (VO2 en janvier 2014) et 2,56 (OR1 en juin 2013). Les teneurs les plus élevées (en mg/kg ms) du cadmium dans les sédiments sont de :

- 1,56 (SP1 en janvier 2013) et 0,79 (SP2 en mars 2013) pour la source principale avec une moyenne de  $0,5 \pm 0,3$  mg/kg ms.
- 2,56 (OR1 en juin 2013) et 0,8 (OR2 en septembre 2013) pour l'Oued Rebaa avec une moyenne de  $0,63 \pm 0,4$  mg/kg ms ;
- 0,8 (VO1 en janvier 2014) et 0,65 (VO2 en mars 2014) pour le village de Ouled Sàada avec une moyenne de  $0,45 \pm 0,2$  mg/kg ms ;
- 0,67 (KM1 en septembre 2013), 2,49 (KM2 en mars 2013) et 0,62 (KM3 en janvier 2013) pour la digue du barrage avec une moyenne de  $0,46 \pm 0,3$  mg/kg ms.

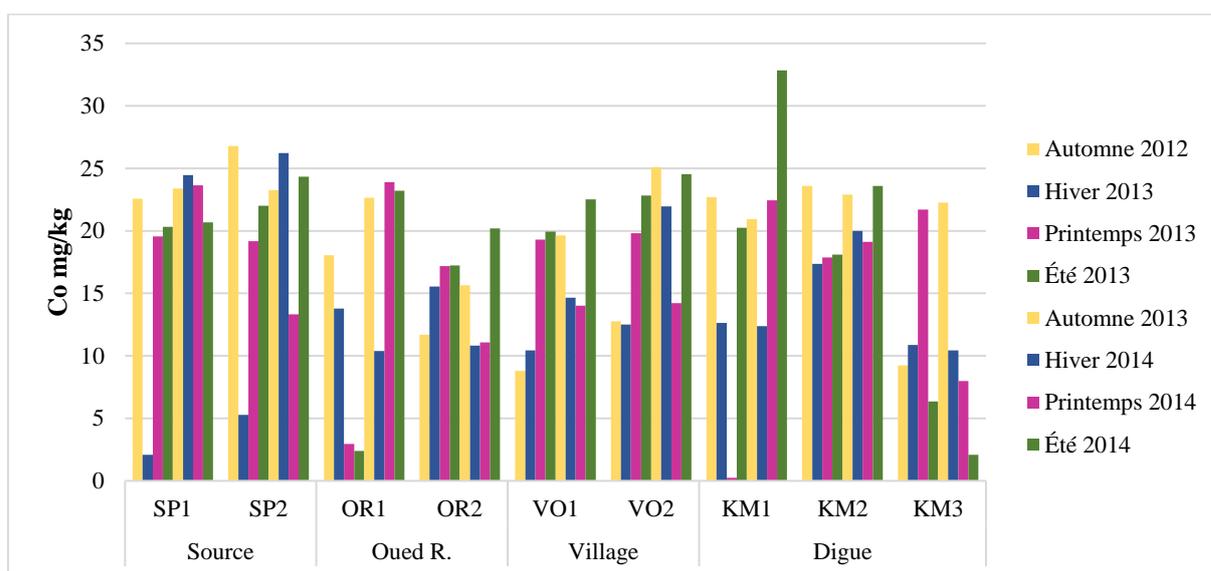
C'est durant la période estivale 2013 qu'a été enregistrée la concentration maximale en cadmium (2,56 mg/kg ms), bien supérieure à la teneur naturelle de 1 mg/kg ms, ainsi on a

enregistré 5% des valeurs qui dépassent la teneur naturelle (**AEAP, 1992**). Cette teneur est plus élevée que la teneur naturelle 0,2 mg/kg ms proposée par **ABRMC (1991)**. La moyenne des huit campagnes du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa est aux alentours de 0,51mg/kg ms avoisinant celles du lac Fourat (**Ben Bouih et al. 2005**), de l'Oued Sebou (**Fekhaoui et al. 1993**), des bassins de Gabès (**Dahri et al. 2018**) et de l'estuaire de Sydney (**Birch et al. 2013**). Les teneurs enregistrées dans le barrage KM et l'Oued Rebaa sont considérées comme "très bonne à moyennement bonne" en termes de qualité des cours d'eau (**SEQ-Eau, 2003**). Nous constatons aussi que les sédiments de la station SP1 ainsi que ceux de OR1 et KM2 ont révélé des pics en Cd avec des teneurs respectives de 1,56, 2,56 et 2,49 mg/kg ms pour différents prélèvements durant la même année 2013. **Khaled-Khodja et al. (2016)** ont observé une valeur extrême similaire (2,59 mg/kg) lors de la campagne estivale. Par ailleurs la station KM1 présente la teneur moyenne la plus faible ( $0,35 \pm 0,18$  mg/kg ms). Ces résultats montrent clairement que la contamination augmente de l'amont vers l'aval. Ces stations, sont localisées dans des zones caractérisées par une activité agricole intense. Ce bilan conduit à l'échelle du bassin, montre une origine agricole du Cd sans doute liée à la contamination par les engrais phosphatés. En effet, les phosphates naturels algériens de Djebel Onk, dans l'Est du pays, sont connus pour leur forte teneur en cadmium, jusqu'à 13 mg/kg (**Van Kauwenbergh, 1997**). Ils contribuent à l'enrichissement des sols et sédiments agricoles. L'utilisation incontrôlée de ces engrais impacte les sols cultivés du bassin versant par des éléments toxiques, et notamment le Cd. De plus, les sols non cultivés des berges des oueds, pourraient être contaminés par diverses activités industrielles telles que la briqueterie et/ou les émissions urbaines. Néanmoins, les teneurs relevées pour le barrage KM restent en deçà des teneurs moyennes communiquées par **Vernet et al. (1989)**, **OFEFP (1995)** et **Wildi (1997)**. Le transfert de polluants des sédiments vers les eaux de surface est affecté par le ruissellement. Le lessivage des terres cultivées et non-cultivées peut entraîner l'enrichissement de l'eau des oueds, en particulier en cadmium, en raison du ruissellement pendant la saison des pluies, particulièrement après application des engrais. Cela pourrait expliquer la teneur élevée en Cd enregistrée pendant la période de hautes eaux. Cette constatation suggère que de grandes quantités de cadmium dans les sédiments en eau peu profonde du bassin de Timgad sont surtout d'origine agricole en plus des diverses émissions incontrôlées des multiples activités anthropiques ce qui pourrait expliquer les taux parfois relativement importants de cadmium dans les sédiments. Les teneurs moyennes obtenues en cadmium du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa ( $0,51 \pm 0,41$  mg/kg) sont inférieures à celles enregistrées par **Afri-Mehennaoui et al. (2004)** (1,5-3,6 µg/g) pour les sédiments superficiels

de l'Oued Rhumel et de ses affluents en zone urbaine, et par **Sahli et al. (2014)** (0,56-3,34  $\mu\text{g/g}$ ) pour l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime, et par **Keddari et al (2019b)** (0,05-1,18) pour l'oued Boumerzoug. **Wang et chen (2006)** affirment que les teneurs élevées en cadmium dans les sols et les sédiments ne pourraient être dues qu'à une pollution anthropique. Ainsi, de telles teneurs en Cd estimées élevées pourrait avoir comme source importante de contamination, des tonnes d'engrais phosphatés riches en Cd.

#### IV.1.3.2. Cobalt

D'après les résultats consignés dans le tableau 27, les teneurs en cobalt fluctuent de 0,25mg/kg ms à 32,83 mg/kg ms respectivement au printemps 2013 et l'été 2014 dans la même station KM1. Les variations spatio-temporelles des teneurs du cobalt des sédiments des 9 stations de prélèvements, sont représentées sous forme d'histogramme (figure 50).



**Figure 50 :** Variations spatio-temporelles des concentrations de cobalt des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les teneurs maximales (en mg/kg ms) de cobalt dans les sédiments sont de :

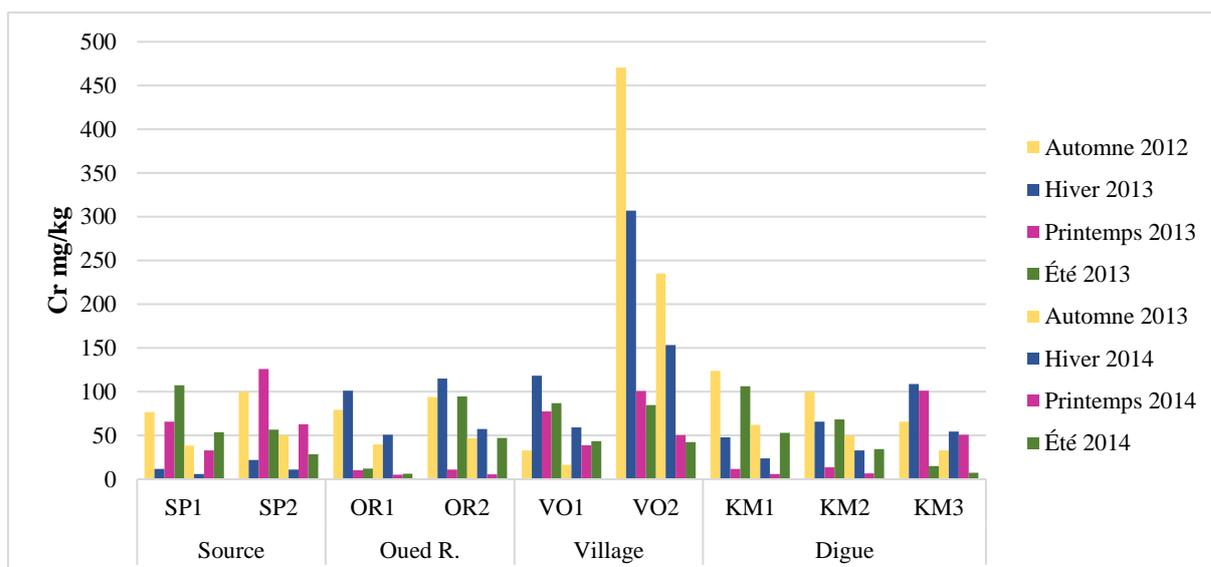
- 24,46 (SP1 en janvier 2014 et 26,79 (SP2 en septembre 2012) pour la source principale avec une moyenne de  $19,82 \pm 7,33$  mg/kg ms.
- 23,89 (OR1 en mars 2014) et 20,18 (OR2 en juin 2014) pour l'Oued Rebaa avec une moyenne de  $14,79 \pm 6$  mg/kg ms ;
- 22,51 (VO1 en juin 2014) et 25,09 (VO2 en septembre 2013) pour le village de Ouled Saada avec une moyenne de  $17,86 \pm 5$  mg/kg ms ;

- 32,83 (KM1 en juin 2014), 23,58 (KM2 en septembre 2012 et juin 2014) et 22,26 (KM3 en septembre 2013) pour la digue du barrage avec une moyenne de  $16,58 \pm 6,5$  mg/kg ms ;

Les moyennes du Co les plus élevées sont rencontrées d'amont en aval à SP1, SP2, VO2, KM1 et KM2 sont respectivement de  $19,6 \pm 7,3$  ;  $20 \pm 7,3$  ;  $19,2 \pm 5,3$  ;  $18 \pm 8,5$  et  $20,3 \pm 2,6$  mg/kg ms, moyennes similaires à celle rencontrées dans le barrage de Mühleberg (**OFEFP, 1995**). Alors qu'on a noté la moyenne la plus faibles dans la station KM3  $11,4 \pm 7,1$  mg/kg ms comme dans le barrage de Klingnau (**Vernet et al. 1989**). Par ailleurs, il apparaît que les teneurs en cobalt varient d'une saison à l'autre : c'est en période estivale, qu'on a observé la moyenne du Co la plus élevée ( $21,5 \pm 8$ ) par opposition à la période hivernale ( $13,1 \pm 4$  mg/kg ms). Globalement, les teneurs en cobalt des sédiments du barrage et de son principal affluent l'Oued Rebaa semblent refléter le bruit de fond géochimique de la zone d'étude si on les compare à la moyenne naturelle mondiale ( $20 \mu\text{g/g}$ ) proposée par **Thomas et Meybeck (1992)**. Cependant, **Thévenot et al. (2002)** et **Abraham et Parker (2008)** proposent une concentration naturelle en cobalt beaucoup plus faible. D'autres backgrounds, aux alentours de  $8,1 \mu\text{g/g}$  sont également fournis dans la littérature, pour les grands cours d'eau suisses (**Pardos et al. 2003**) et  $7 \mu\text{g/g}$  pour le bassin de la Seine (**Thévenot et al. 2007**). Nos résultats sont proches de ceux des sédiments de la Garonne en France (**Semhi et al. 2000**) considérés comme non pollués. **N'guessan et al. (2009)** ont enregistré une moyenne de l'ordre de  $14 \mu\text{g/g}$  dans la région Gascogne en France. Actuellement, au niveau international, le cobalt est plus rarement déterminé dans les sédiments que les autres métaux.

#### IV.1.3.3. Chrome

Les valeurs moyennes  $\pm$  l'écart-type du Cr, ainsi que les minimums, et maximums, des sédiments prélevés à 8 reprises pour chacune des 9 stations, sont notés dans le tableau 27. Quant aux fluctuations spatio-temporelles, elles sont illustrées par la figure 51.



**Figure 51** : Variations spatio-temporelles des concentrations en chrome des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les teneurs en chrome (en mg/kg ms) de l'ensemble des prélèvements (n=72) de sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa (tableau 27 et figure 51) oscillent entre 5,13 (OR1 en mars 2014) et 470,54 (VO2 en septembre 2012). Les teneurs maximale (en mg/kg ms) du chrome dans les sédiments sont de :

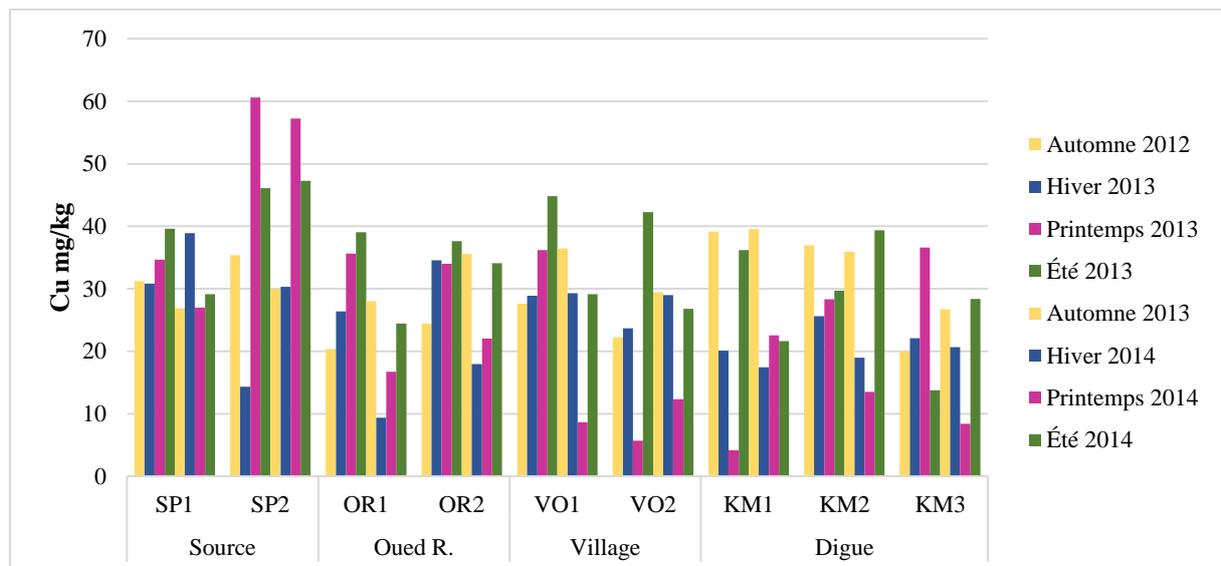
- 107,53 (SP1 en juin 2013) et 126,02 (SP2 en mars 2013) pour la source principale avec une moyenne de  $53,1 \pm 36,74$  mg/kg ms.
- 101,36 (OR1 en janvier 2013) et 115,06 (OR2 en janvier 2013) pour l'Oued Rebaa avec une moyenne de  $48,5 \pm 38,23$  mg/kg ms ;
- 118,49 (VO1 en janvier 2013) et 470,54 (VO2 en septembre 2012) pour la station du village de Ouled Saada avec une moyenne de  $119,9 \pm 91,2$  mg/kg ms ;
- 123,97 (KM1 en septembre 2012), 100 (KM2 en septembre 2012) et 108,9 (KM3 en janvier 2013) pour la digue du barrage avec une moyenne de  $51,8 \pm 36,8$  mg/kg ms ;

La moyenne des teneurs en Chrome du barrage KM et son principal affluent l'Oued Rebaa est de  $66,5 \pm 70,4$  mg/kg ms, moyenne considérée comme "passable" en termes de qualité des cours d'eau (SEQ-Eau, 2003). La teneur la plus élevée des huit campagnes est rencontrée dans la station VO2 (470 mg/kg ms) en septembre 2012, une valeur inquiétante car elle est 15 fois supérieure à la teneur considérée comme naturelle (30 mg/kg AEAP, 1992) et 4 fois supérieure à la moyenne naturelle mondiale (Thomas et Meybeck, 1992).

En plus des constituants géochimiques, cette station (VO2) est affectée par les rejets domestiques mais surtout par les eaux de lavage des véhicules, activité très fréquente à cet endroit du barrage et qui contribueraient à un éventuel enrichissement en chrome. La même observation a été rapportée par **Djeddi et al. (2018)** pour la barrage Béni-Haroun. Par ailleurs, la station OR1 a présenté la plus faible teneur (5,13 mg/kg ms). Les teneurs en chrome reflètent une situation normale pour 91,67 % des échantillons prélevés si on les compare à la moyenne naturelle mondiale (120 µg/g), proposée par **Thomas et Meybeck, 1992**. La contamination est donc faible, non susceptible a priori de causer des nuisances. Les teneurs des huit campagnes sont similaires à celles rapportées par **Xu et al. (2018)**, mais elles sont inférieures à la moyenne (126,78±30 mg/kg ms) déterminée par **Keddari et al. (2019a)** pour l'oued Boumerzoug. D'après la figure 51 il est clair que l'enrichissement des sédiments en chrome durant la période automnale (95,25±98,5mg/kg ms) est deux fois plus important que durant la période estivale (43,14±52,7mg/kg ms), comme c'est le cas pour l'Oued Boumerzoug (**Keddari et al. 2019a**). Du point de vue de la vie aquatique, les organismes inférieurs (limite : 0,05 mg/L en chrome total) sont plus sensibles que les poissons (limite : 1 mg/L en chrome total) (**Rodier et al. 2009**). Selon **Masscheleyn et al. (1992)**, le chrome peut former des complexes stables avec de nombreux ligands organiques en solution ou des dispersions colloïdales. En effet, une fois que le chrome est introduit dans le milieu aquatique, il peut être retiré de l'eau après avoir été adsorbé par des matières en suspension ou des matières organiques.

#### IV.1.3.4. Cuivre

Les valeurs moyennes ± l'écart-type du Cu (mg/kg ms), ainsi que les minimums et maximums des sédiments prélevés à 8 reprises pour chacune des 9 stations, se trouvent dans le tableau 27. Les variations spatio-temporelles de ce paramètre sont illustrées par la figure 52.



**Figure 52 :** Variations spatio-temporelles des concentrations en cuivre des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les teneurs en cuivre (en mg/kg ms) de l'ensemble des prélèvements ( $n=72$ ) des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et oued Rebaa (tableau 27 et figure 52) oscillent entre 4,16 (KM1) et 60,58 (SP2) en mars 2013. Les teneurs les plus élevées (en mg/kg ms) du cuivre dans les sédiments sont de :

- 39,26 (SP1 en juin 2013) et 60,58 (SP2 en mars 2013) pour la source principale avec une moyenne de  $36,2 \pm 10,25$  mg/kg ms.
- 39,05 (OR1 en juin 2013) et 37,61 (OR2 en juin 2013) pour l'Oued Rebaa avec une moyenne de  $27,5 \pm 8,54$  mg/kg ms ;
- 44,81 (VO1 en juin 2013) et 42,25 (VO2 en juin 2013) pour le village de Ouled Saada avec une moyenne de  $27 \pm 10,8$  mg/kg ms ;
- 39,53 (KM1 en septembre 2013), 39,45 (KM2 en juillet 2014) et 36,57 (KM3 en mars 2013) pour la digue du barrage avec une moyenne de  $25,3 \pm 10$  mg/kg ms ;

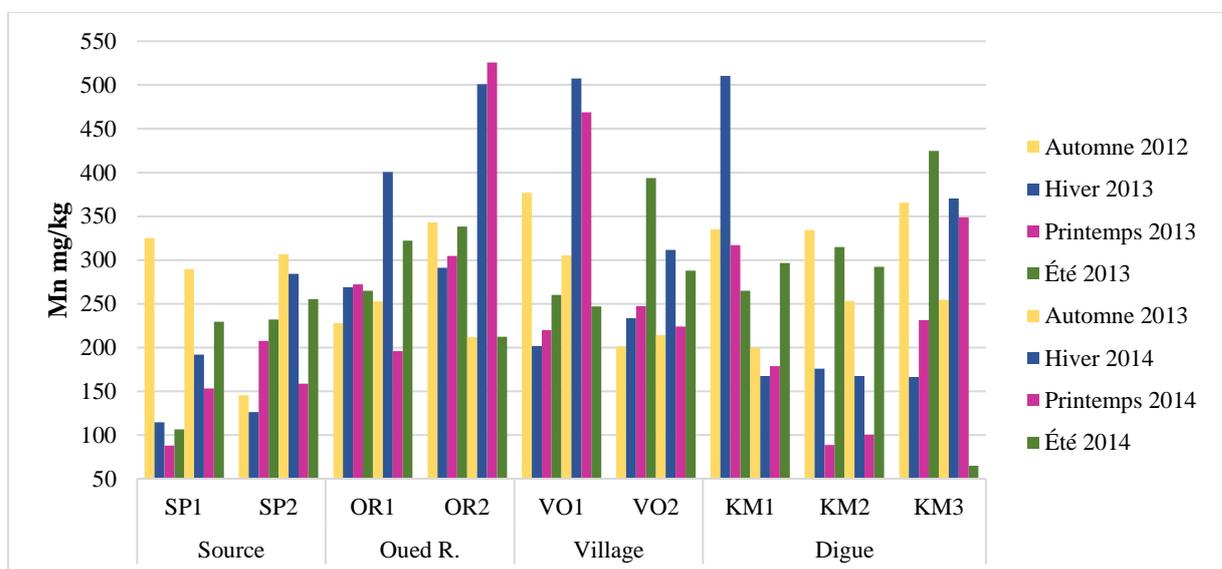
Les teneurs du cuivre sont à 62% inférieures à 31 mg/kg ms et rendent compte d'une bonne qualité selon **SEQ-Eau (2003)**. Par contre, cette moyenne reflète une contamination faible selon **AEAP (1992)** et **ABRMC (1991)** et reste néanmoins supérieure ( $28,58 \pm 11$  mg/kg ms) aux teneurs proposées par ces deux valeurs guides, qui sont respectivement de 15 et 26 mg/kg ms ms, non susceptibles a priori d'entraîner des nuisances. Les teneurs en cuivre sont variables d'une campagne à l'autre. Ainsi, des teneurs assez élevées ont été obtenues au niveau de la station SP2 (Figure 52) riche en cuivre (60,58 mg/kg ms) au mois de mars 2013. Le même mois

et de la même année, la plus petite valeur a été remarquée dans la station KM1 (4,16 mg/kg ms). Globalement, les teneurs en cuivre ne reflètent aucune contamination des échantillons analysés. En général, les teneurs diminuent de l'amont à l'aval jusqu'à la station de la digue. Les stations aval (celles du barrage) paraissent ainsi moins contaminées, ce qui pourrait être favorisé par le phénomène de dilution. Nous constatons également que les sédiments du village Ouled Saada (42,25 et 44,81 mg/kg) sont les plus contaminés en juin 2013, probablement sous l'effet des conditions physico-chimiques (température élevée, forte salinité, anoxie). **Serpaud et al. (1994)** ont démontré qu'une augmentation du pH favorise l'adsorption du cuivre et une augmentation de la température (de 10 à 40°C) diminue le pourcentage du cuivre adsorbé de 79 % à 67,4 %. Pendant la saison des pluies, les faibles concentrations en cuivre des sédiments pourraient s'expliquer probablement par les phénomènes de dilution qui s'opèrent par des apports de sédiments moins ou non contaminés. La moyenne naturelle mondiale est de l'ordre de 50 µg/g (**Thomas et Meybeck, 1992**). En outre, si nous comparons nos résultats avec ceux obtenus par **Teissier 2012, Dahri et al. 2018, Djeddi et al. 2018**, nos stations sont assez chargées en Cu. Comparativement aux données de la grille du Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau (**SEQ-Eau, 2003**), les sédiments du barrage de Koudiet Medouar sont de « qualité bonne ». La comparaison de nos résultats aux valeurs de références **AEAP (1992)**, nous permet de dire que 90% de nos stations de prélèvement révèlent des sédiments dont les teneurs en cuivre sont supérieures à la valeur naturelle (15 mg/kg ms). Cependant, la contamination par le cuivre est absente ou faible, non susceptible a priori d'entraîner des nuisances (N1). La présence du cuivre est attribuée essentiellement au lessivage des terrains et éventuellement aux rejets urbains affectant le barrage. Les concentrations les plus élevées enregistrées au niveau des stations en amont du barrage (SP2, OR2, VO1 et VO2) sont probablement dues aux rejets domestiques souvent très chargés en matières organiques pour lesquelles le cuivre a une grande affinité. Cette ressemblance était constatée par de nombreux auteurs (**CCME, 1999 ; Durand et al. 2004**). Elle résulte de la formation de complexes organiques stables, notamment avec les matières humiques (**Durand et al. 2004**). Dans les eaux naturelles, le cuivre et d'autres métaux sont complexés par des ligands organiques et inorganiques, de sorte que la concentration de l'ion métal libre peut être abaissée de plusieurs ordres de grandeur par rapport à la concentration totale en élément Cu (**INERIS, 2006**). **Wong et al. (2006)** ont constaté dans leur étude que le cuivre était fortement lié à la fraction organique, et aux sulfures. Les teneurs élevées en cuivre sont dues aussi aux nombreuses activités artisanales dans la région d'étude telles l'entretien de véhicules, la pétrochimie, la bijouterie. Selon **El Haite (1991) in Azzaoui et al. (2002)**, les activités artisanales (ateliers de traitement

de l'or et de l'argent) seraient les principales responsables de l'apport en cuivre. Des concentrations en cuivre élevées résulteraient également des garnitures de freins ainsi que des toitures produites par les briqueteries (**Durand et al. 2004**). Il est important de souligner que les fluctuations temporelles des teneurs peuvent jouer un rôle non négligeable sur la toxicité des ETM vis-à-vis des organismes aussi bien végétaux qu'animaux.

#### IV.1.3.5. Manganèse

Les variations spatio-temporelles des teneurs constatées sont illustrées par la figure 53. Les teneurs des sédiments prélevés à 8 reprises pour chacune des 9 stations, sont notées dans le tableau 27.



**Figure 53** : Variations spatio-temporelles des concentrations en manganèse des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les teneurs en manganèse (en mg/kg ms) de l'ensemble des prélèvements ( $n=72$ ) des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de l'Oued Rebaa (tableau 27 et figure 53) oscillent entre 65 (KM3 en août 2014) et 526 (OR2 en mars 2014) avec une moyenne des 9 stations de  $265 \pm 103$  mg/kg, similaire à celle rapportée par **Afri et al. (2004)** ( $207,43 \pm 78$  mg/kg). Les teneurs les plus élevées (en mg/kg ms) du manganèse dans les sédiments sont de :

- 326 (SP1 en septembre 2012) et 307 (SP2 en septembre 2013) pour la source principale avec une moyenne de  $201 \pm 14$  mg/kg ms.
- 400 (OR1 en janvier 2014) et 526 (OR2 en mars 2014) pour l'Oued Rebaa avec une moyenne de  $309 \pm 33$  mg/kg ms ;

- 509 (VO1 en janvier 2014) et 394 (VO2 en juin 13) pour le village de Ouled Saada avec une moyenne de  $294 \pm 30$  mg/kg ms ;
- 510 (KM1 en janvier 2013), 344 (KM2 en septembre 2012), 425 (KM3 en juin 2013) pour la digue du barrage avec une moyenne de  $260 \pm 30$  mg/kg ms ;

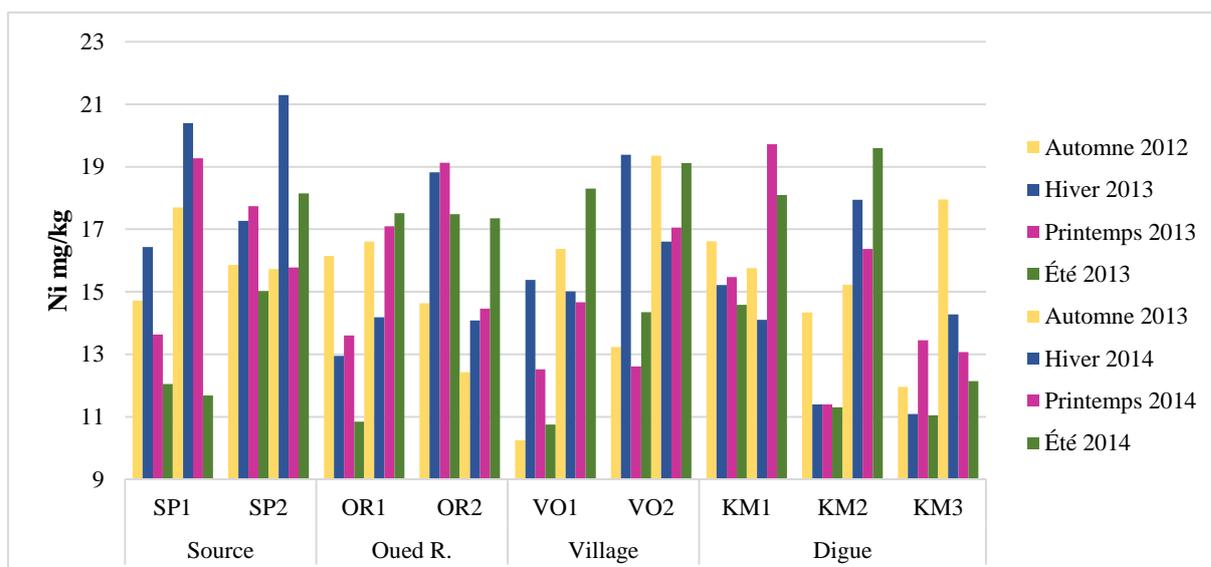
La comparaison des moyennes des concentrations en manganèse entre les stations nous révèle que les sédiments de l'Oued Rebaa sont les plus riches en Mn, viennent ensuite celles du village d'Ouled Saada, puis celles de la digue du barrage et enfin celles de la source principale. Concernant les concentrations moyennes, les stations en amont du barrage (VO1, VO2, OR1, OR2 et SP2) présentent des teneurs plus élevées que celles des stations en aval. On note que la teneur moyenne de la station OR2 est la plus élevée ( $341 \pm 117$  mg/kg ms). Toutes ces concentrations sont dues probablement à la nature géologique des terrains. Dans l'étude de **Azzaoui et al. (2002)**, il est rapporté que le manganèse provient essentiellement des sols riches en fertilisants et des formations géologiques du bassin (calcaires et marnes). Comparée aux teneurs du fond géochimique mondial, la concentration moyenne des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa ( $265 \pm 103$  mg/kg ms) est acceptable. Elle équivaut presque à la moitié des teneurs des sédiments du Sebou au Maroc (430 mg/kg ms) (**Fekhaoui et al. 1993**), des petits bassins de la Seine en France (400 mg/kg ms) (**Thévenot et al. 2007**) et de l'Oued Rhumel (460 mg/kg ms) (**Afri, 2006**).

Selon **Garnier-Laplace et al. (1996)** le mécanisme impliqué dans la sorption du manganèse est l'échange d'ions en raison de la forme dissoute dominante ( $Mn^{2+}$ ). Ce processus est influencé par plusieurs facteurs environnementaux dont : la taille des particules qui est tout à fait classique. De ce fait, le Mn est associé principalement aux matières minérales de la phase particulaire. Selon nos références *op.cit.* concernant les sédiments du Rhône (**ABRMC, 1991**), l'affinité du manganèse pour les matériaux minéraux est observée pour les fractions fines ( $< 20 \mu m$ ) contrairement aux fractions les plus grossières ( $> 63 \mu m$ ), une petite partie du Mn s'associe aux matières organiques, dans notre étude, nous avons remarqué que les teneurs en Mn au mois de mars 2014 sont corrélées avec les pourcentages de matière organique. Le changement des concentrations d'une station à une autre peut avoir aussi une provenance anthropique dont l'impact est indirect. Des composés de manganèse sont utilisés dans les produits tels que les batteries et le verre. Le permanganate de potassium est utilisé comme oxydant pour le nettoyage, le blanchiment et la désinfection.

D'autres composés de manganèse sont utilisés dans les engrais, les fongicides et les vernis et comme compléments alimentaires du bétail (**Aboud et Nandini, 2009**). Les rejets que génère l'ensemble de ces activités industrielles domestiques ont une influence sur les conditions physicochimiques du milieu (pH, matière organique, oxydoréduction) qui vont agir sur le comportement du manganèse. Quant aux fluctuations saisonnières (figure 53), elles indiquent que les fortes concentrations sont, dans la majorité des prélèvements, enregistrées en hiver, automne et été. Elles sont dues à l'activité biologique et la dégradation de la matière organique. Le lien entre oxydation du manganèse et matière organique provient du fait que cet élément constitue un accepteur d'électron lors de l'oxydation biologique de la matière organique qui, de ce fait, peut contrôler la forme chimique et physique du métal (**Chadwick et al., in IRSN, 2005**). Selon **Meybeck et al. (1998)** le manganèse a un comportement spécifique en été et en automne. En basses eaux d'été, ses concentrations sont très élevées. Ceci s'explique par la précipitation des particules riches en manganèse, et quelquefois en fer, carbonates et/ou hydroxydes. Le Mn est présent en grande quantité dans des fractions facilement échangeables et carbonatées ; rejeté dans la colonne d'eau il provient de la fraction carbonate. Des réactions de complexation avec des ligands organiques et/ou inorganiques, ou par des réactions de substitution entre le manganèse inséré dans la calcite et les ions calcium  $\text{Ca}^{2+}$  ou magnésium  $\text{Mg}^{2+}$ , peuvent faciliter leur libération (**Boust et al. 1999**). Les processus d'adsorption du manganèse sont également liés à l'association du métal aux liaisons avec la matière organique (12% en dessous de 63  $\mu\text{m}$ , 6% en dessous de 4  $\mu\text{m}$ ) (**IRSN, 2005**). D'après **Rodier et al. (2009)**, les sels de manganèse, en dehors des permanganates, ne peuvent être considérés comme toxiques pour la vie aquatique, sauf à des teneurs très élevées. Le manganèse présent dans les sédiments n'est généralement pas considéré comme un polluant, mais sa teneur est suffisamment élevée et suffisamment réactive pour affecter le devenir des polluants métalliques (**Boust et al. 1999**). Les oxydes de manganèse jouent un rôle important dans les échangeurs de cations, et ils ont une affinité particulière pour les oligo-éléments tels que Cu, Zn, Ni, Pb, etc. (**Blanchard, 2000**).

#### IV.1.3.6. Nickel

Les teneurs moyennes  $\pm$  les écart-types ainsi que les minimums et maximums du nickel (mg/kg ms), des sédiments prélevés à 8 reprises pour chacune des 9 stations, sont notées dans le tableau 27. Les variations spatio-temporelles des teneurs en nickel observées lors des huit campagnes d'échantillonnage sont illustrées par la figure 54.



**Figure 54** : Variations spatio-temporelles des concentrations en nickel des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les teneurs les plus élevées du nickel en mg/kg ms sont de :

- 20,4 (SP1) et 21,3 (SP2) observé en hiver 2014 pour la source principale avec une moyenne de  $16,4 \pm 2,7$  mg/kg ms.
- 17,5 (OR1 en hiver 2014) et 19,1 (OR2 au printemps 2013) pour l'Oued Rebaa avec une moyenne de  $15,4 \pm 2,4$  mg/kg ms ;
- 18,3 (VO1 en hiver 2014) et 19,4 (VO2 en hiver 2013) pour le village de Ouled Saada avec une moyenne de  $15,3 \pm 2,8$  mg/kg ms ;
- 19,7 (KM1 au printemps 2014) 19,6 (KM2 en été 2014) et 18 (KM2 en automne 2013) pour la digue du barrage avec une moyenne de  $14,7 \pm 2,4$  mg/kg ms.

La comparaison des teneurs moyennes en Ni des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa converge vers une certaine homogénéité à l'échelle du bassin versant. Les variations spatiales (figure 54) nous révèlent que cet élément est caractérisé par une répartition spatiale qui n'est pas très significative d'une station à une autre. Nous avons remarqué des concentrations faibles en général en amont : SP1 en été 2014 (11,7 mg/kg ms) et OR1 en été 2013 (10,9 mg/kg ms), parfois une élévation au niveau des stations intermédiaires comme KM1 (14,1 mg/kg ms) et enfin une diminution des teneurs en aval KM3 (11 mg/kg ms en été 2013).

Comparée à la teneur moyenne d'un bassin proche (le Rhumel à Constantine) avec une valeur de  $30,14 \pm 13,3$  mg/kg ms (Afri, 2006), la teneur moyenne des sédiments du barrage de

Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa est moitié moindre que celle-ci. La concentration moyenne de nos prélèvements ( $15,4 \pm 2,8$  mg/kg ms), comparée aux différentes moyennes de fond géochimique dans le monde (tableau 26), la moyenne du Ni paraît équivaloir à certaines régions. Par exemple, pour les petits bassins de la Seine (France), la teneur de fond géochimique est de 16 mg/kg ms, et à l'estuaire de Sydney, elle est de 15 mg/kg (**Birch et al. 2013**). Une autre valeur légèrement inférieure aux précédentes (10 mg/kg) a été rapportée par l'Agence de l'eau Artois-Picardie (France) (**Noppe, 1996 in Gueguen, 2003**). Si on se réfère à la plus petite teneur (10 mg/kg) des sédiments d'eau douce du bassin versant de l'Oued Rhumel à Constantine (**Afri, 2006**), la moyenne de nos sédiments est légèrement supérieure. Seuls les sédiments du Rhône (France) présentent une teneur de référence (45 mg/kg) trois fois plus élevée par rapport à celle des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa. Les niveaux les plus élevés de certaines stations peuvent être liés à différentes activités anthropiques (agricoles et artisanales). Selon **Sterckeman et al. (2002)**, les engrais (scories de déphosphoration utilisées comme engrais et améliorant du calcium) peuvent être une source de nickel. Le nickel est utilisé principalement combiner avec d'autres métaux et alliages (**Rodier et al. 2009**) caractérisés par leur dureté, leur force et leur résistance à la corrosion et à la chaleur (**Aboud et Nandini, 2009**). Le nickel est également utilisé dans la production d'aciers inoxydables et d'aciers spéciaux, dans la fabrication de pièces de monnaie, d'outils, d'ustensiles de cuisine, ainsi que dans la fabrication de pigments minéraux pour métaux et céramiques, et aussi dans l'industrie des peintures et la préparation d'alliages non ferreux (**Durand et al. 2004 ; Jourdan et al. 2005**).

Cet élément est également intégré dans certains compléments alimentaires contenant plusieurs microgrammes de nickel par comprimé (**Aboud et Nandini, 2009**). Dans son étude géochimique de la lagune de Nador (Maroc), **Bloundi (2005)** a observé que seuls les points limitrophes des décharges sauvages sont enrichis en nickel. D'après cet auteur, il semblerait que les déchets ménagers contribuent plus que l'activité industrielle à l'enrichissement en nickel, du moins dans les sédiments de surface. L'incinération des ordures ménagères pourrait intervenir aussi par des émissions atmosphériques de nickel. Le nickel pourrait avoir une origine naturelle par altération et érosion du sous-sol rocheux (particulièrement lorsqu'il est constitué de roches ultramafiques ou sulfurifères riches en nickel) qui libèrent du nickel dans les eaux superficielles (**Afri, 2006**). Il est présent sous forme de minerais dont les silicates hydratés de magnésium et de nickel, et des pyrites (sulfures de fer, de nickel et de cuivre). Selon **Pourang**

**et al. (2005)**, la concentration de nickel plus élevée dans certains échantillons que dans d'autres, peut être due à la proportion plus élevée de particules fines dans ces sites.

Les plus faibles concentrations en nickel enregistrées aux niveaux des stations aval pourraient être attribuées probablement, selon l'étude **d'Elmouden et al. (2005)**, à un phénomène géochimique d'appauvrissement, et ensuite un phénomène physique de mélange et de dilution. L'évolution temporelle (Figure 54) révèle que les moyennes les plus élevées ont été enregistrées en période hivernale 2014 ( $21,3 \pm 2,8$  mg/kg ms) et les plus faibles en saison automnale 2012 ( $10,25 \pm 2,4$  mg/kg ms), alors que **Khaled-Khodja et al. (2016)** ont observé les valeurs les plus élevées en période estivale (26,72 mg/kg en août 2010) de même **Keddari et al. (2019b)** ont noté les valeurs les plus élevées en période automnale (77,77 mg/kg en septembre 2016). Enfin, les teneurs en Ni dans la région présentent quelques fluctuations saisonnières. Ces fluctuations anarchiques des teneurs en Ni pourraient être dues à l'influence des différents facteurs de l'environnement et au comportement spécifique du nickel face aux variations de ces conditions. En eau douce, la forme particulaire est la plus dominante par rapport à la forme dissoute. D'après l'**IRSN (2002)**, 95% du Ni présent dans l'eau sont associés à de fines particules en suspension formées de complexes d'oxydes de fer, alors qu'environ 5% du Ni sont sous forme soluble (Ni et complexes organiques). Sous cette dernière forme et à un pH inférieur à 8, l'ion  $\text{Ni}^{2+}$  est le plus dominant (**IRSN, 2002 ; INERIS, 2006 ; Aboud et Nandini, 2009**).

La biodisponibilité du nickel varie en fonction du pH, du potentiel d'oxydo-réduction, de la force ionique, du type et de la concentration en ligands et de la présence de surfaces solides tels les oxyhydroxydes de fer et de manganèse pour lesquels le nickel a une forte affinité (**Tissier et al. 1996**). **Audry (2003)** a observé un certain comportement, contrôlé par la concentration et la réduction de ces phases porteuses. Ce dernier auteur a mené une étude à Marcenac et Temple (France), il a rapporté que dans les 3 premiers cm du sédiment, le Ni présentait le même comportement que les autres métaux de transition : solubilisation par dégradation de la matière organique puis soustraction à la phase dissoute par précipitation sous forme de sulfures. Cependant, la concentration de ce métal dans la phase dissoute diminue beaucoup plus rapidement que les autres métaux, ce qui indique que l'incorporation du métal réduit dans la phase particulaire est plus rapide. Selon **Huerta-Diaz et al (1998) in Audry (2003)**, cela peut s'expliquer par la faible complexation du nickel avec des ligands organiques et une faible complexation en présence de sulfures dissous. Plusieurs études de spéciation des métaux dans les sédiments ont démontré que le Ni est associé en grande partie à la fraction résiduelle. Celle-

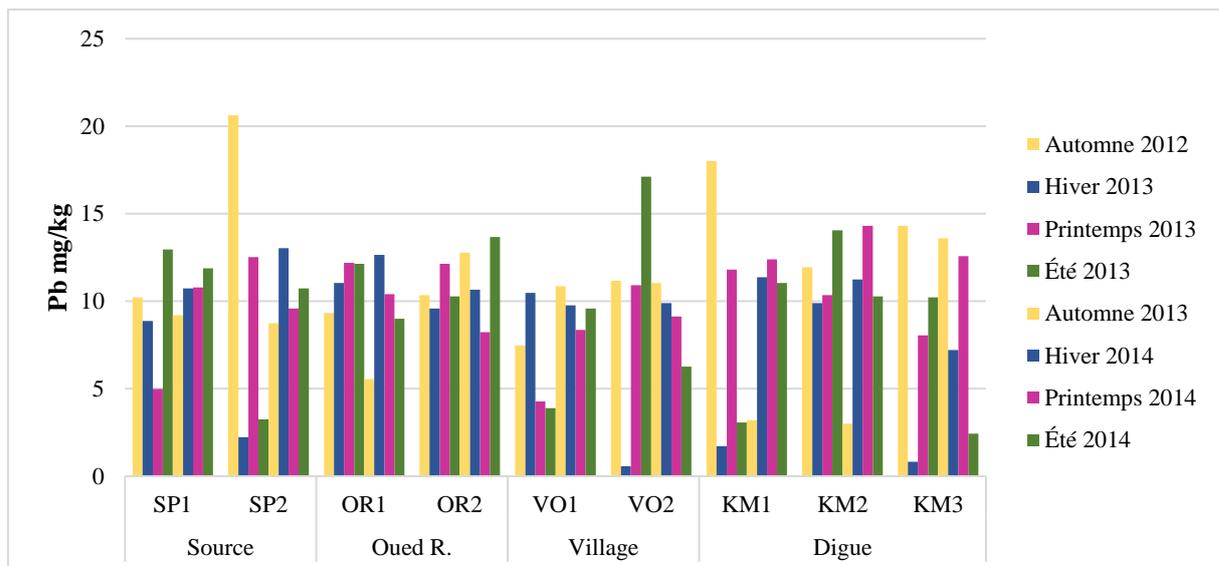
ci est composée essentiellement de minéraux silicatés, ce qui caractérise le Ni par une faible mobilité (Boust et al. 1999 ; Lasheen et Ammar, 2009 ; Nasrabadi et al. 2010). Suivant les normes de qualité définies par l'ECMDDEPQ (2007) (tableau 26) pour l'élaboration des critères d'interprétation et d'évaluation de la qualité des sédiments, nous observons que les concentrations d'effets rares (CER) et concentration seuil produisant un effet (CSE) n'ont pas été définies pour le nickel. Seule la valeur de la concentration d'effets occasionnels (CEO) est de 47 mg/kg. En se basant sur cette valeur, aucun de nos prélèvements n'atteint cette concentration. Ce qui nous amène à dire qu'il n'y aura pas d'effets néfastes appréhendés pour les espèces benthiques. D'après Griffith (1999), des études ont démontré que lorsque le nickel est lié à du carbone organique dans les sédiments et même sous sa forme libre, sa disponibilité pour les animaux diminue, et il est alors considéré comme étant beaucoup moins toxique. Il est important d'en savoir plus sur la complexation du nickel avec le carbone organique sédimentaire pour mieux comprendre la biodisponibilité et la toxicité du Ni dans les sédiments d'eau douce.

#### IV.1.3.7. Plomb

Les teneurs du plomb en (mg/kg ms) dans les sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa, prélevés à 8 reprises pour chacune des 9 stations, sont enregistrées dans le tableau 27. Les variations spatio-temporelles des teneurs en plomb observées lors des huit campagnes d'échantillonnage sont illustrées par la figure 55.

D'après les résultats notés dans le tableau 27 et la figure 55, la teneur moyenne du plomb (en mg/kg ms) pour les 72 prélèvements de sédiments est de  $9,7 \pm 3,9$ . Les teneurs les plus élevées varient entre 0,57 (à la station VO2 en janvier 2013) et 20,63 (SP2 en septembre 2012).

La comparaison des moyennes des teneurs en plomb des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa révèle que les sédiments de l'Oued Rebaa sont les plus chargés, suivis de ceux de la source principale, alors que ceux du village et de la digue présentent des teneurs similaires à celles de la source principale.



**Figure 55** : Variations spatio-temporelles des concentrations en plomb des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les teneurs maximales du plomb (en mg/kg) par stations sont de :

- 13 (SP1 en été 2013) et 20,63 (SP2 en automne 2012) pour la source principale avec une moyenne de  $9,84 \pm 4,1$  ;
- 12,6 (OR1 en hiver 2014) et 13,66 (OR2 en été 2014) pour l'Oued Rebaa avec une moyenne de  $10,6 \pm 2$  ;
- 10,8 (VO1 en automne 2013) et 17,1 (VO2 en été 2013) pour le village de Ouled Saada avec une moyenne de  $8,8 \pm 3,7$  ;
- 18 (KM1 en automne 2012), 14,3 (KM2 au printemps 2013) et 13 (KM3 en automne 2012) pour la digue avec une moyenne de  $9,45 \pm 4,7$ .

En comparant les fluctuations spatiales nous constatons que la station SP2 est la moins stable avec des valeurs allant de 20,63 mg/kg (automne 2012) à 2,23 mg/kg (hiver 2013), la station VO1 présente la moyenne la plus faible ( $8,09 \pm 2,7$  mg/kg). Comme nous l'avons noté précédemment, cette station est située à l'amont de la digue du barrage, alors que OR2 est la station la plus perturbée avec une moyenne la plus élevée ( $10,96 \pm 1,7$  mg/kg), un minimum de 8,2 mg/kg (mars 2014) et un maximum de 13,7 mg/kg (juillet 2014). Normalement, cette station ne devrait pas avoir des teneurs élevées puisqu'elle est située en amont de la petite briqueterie et de la station-service, mais sa position en aval de quelques habitations du village, est probablement à l'origine de cette surcharge en plomb par rapport au reste des stations.

Comparée aux teneurs du fond géochimique mondial (Tableau 26), la teneur moyenne en plomb des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa ( $9,7 \pm 3,4$  mg/kg ms) est inférieure aux valeurs citées dans le tableau 26. Mais la comparaison par prélèvements révèle que seuls les échantillons de la station SP2 ont des teneurs qui dépassent la valeur la plus faible de l'Oued Rhumel (**Afri, 2006**) et de l'Oued Sebou (**Fekhaoui et al. 1993**). Cette différence pourrait être liée à la différence de la nature géologique ainsi qu'à d'autres facteurs anthropiques (population, industrie) sachant que le barrage est un bassin peu urbanisé, à caractère rural, dominé par des activités artisanales. Comme nous l'avons déjà signalé, il est caractérisé par l'installation d'une petite briqueterie en plus d'une petite station-service installées entre les stations (SP1, SP2, OR1, OR2) et (VO1, VO2, KM1, KM2, KM3).

Le plomb est un constituant naturel, largement réparti dans la croûte terrestre, avec des teneurs de l'ordre de 13 mg/kg (**Rodier et al. 2009**). Les sols acides sont généralement moins riches en plomb que les sols alcalins. Le Pb peut être présent sous forme de carbonates (cérusite), de phosphates (pyrophosphite), mais surtout de sulfure (galène). Ce sulfure, très peu soluble, peut cependant se transformer en hydroxyde ou en carbonate après avoir été oxydé en sulfate (**Rodier et al. 2009**). Il peut également produire des composés organométalliques, en particulier le plomb tétraéthyle, qui est la principale source de plomb dans l'atmosphère lorsqu'il est encore utilisé comme agent antidétonant dans l'essence (**CCME, 1999**). On estime qu'environ 160 000 tonnes de plomb sont libérées chaque année dans le monde. Seul 1/6 du plomb est à l'état dissous et le reste est associé aux matières en suspension. Par conséquent, la majeure partie du plomb transporté par les eaux de surface est trouvée dans les sédiments (**Rodier et al. 2009**). Dans l'eau douce on trouve les hydroxydes et les carbonates de  $Pb^{2+}$  ; le plomb dissous forme des complexes avec  $HCO_3$ ,  $CO_3$ , OH et  $(OH)_2$ . Il peut se complexer également par des sulfates (**Lachambre et Fisson, 2007 ; Aboud et Nandin, 2009**). L'utilisation du plomb est très variée : fabrication de tuyauteries, batteries d'automobiles, fabrication de câbles (gainage), inhibiteurs de rouille, munitions (**Lestel, 2002 ; Aboud et Nandin, 2009**). Le Pb est présent aussi dans les produits cosmétiques (teinture pour les cheveux), teinture des textiles, mastics, allumettes, additifs de l'essence (**Jourdan et al. 2005**). D'après **Lestel (2002)**, le plomb dispose de plusieurs dérivés chimiques dont les oxydes, acétates, chromates et carbonates. La majeure partie du Pb qu'on retrouve dans le milieu naturel provient généralement de l'activité routière (gaz d'échappement, huile, usure des moteurs, des pneumatiques et de la route...) (**Petelet-Giraud et al. 2004**). L'essentiel de ce plomb rejeté dans

l'atmosphère retombe à faible distance, ce qui fait que les sols du voisinage des réseaux routiers sont contaminés.

En prenant en considération sur les différentes utilisations du Pb (**Rodier et al. 2009**), les concentrations maximales relevées à nos stations pourraient être liées aux activités anthropiques *via* les rejets de déchets solides et effluents liquides puisque la totalité des effluents du village vont directement dans le barrage. Selon plusieurs auteurs, les activités anthropiques, entre autres les déchets ménagers, l'agriculture, les industries diverses et surtout la pollution atmosphérique par les gaz d'échappements des véhicules, contribuent à l'acheminement du plomb vers les systèmes aquatiques. La part de participation de l'agriculture dans la pollution par le Pb consiste dans les fertilisants. Selon **Azzaoui et al. (2002)**, des fertilisants azotés-phosphatés contiennent jusqu'à 3,5 mg/kg de Pb ainsi que d'autres engrais phosphatés qui en contiennent entre 7 et 92 mg/kg. En plus des déchets ménagers et des produits agricoles, les précipitations peuvent aussi constituer un vecteur de polluants (surtout le plomb) vers les eaux de surface. **Kafi-Benyahia (2006)** a constaté, dans son étude, que les eaux de ruissellement constituent la principale source d'apports en Pb et Zn à l'échelle de tous les bassins versants.

Le plomb présent dans notre région d'étude peut provenir aussi de la gazoline des moteurs des camions et tracteurs qui traversent certains cours d'eau en période sèche, étant donné le caractère rural de la région. L'apport à partir des carburants déversés sur les routes est très probable, surtout que le réseau routier est très proche des cours d'eau. Dans les eaux de surface, la phase dissoute est plus sensible aux apports d'origine anthropique (**Petelet-Giraud et al. 2004**) mais malgré la contribution de l'homme à l'accumulation du plomb dans les sédiments, on ne peut négliger la provenance naturelle par le lessivage des roches. Les fluctuations temporelles (figure 55) révèlent que les sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa, sont chargés en Pb en période automnale 2012/2013, avec des moyennes de  $12,6 \pm 4,3$  mg/kg. Alors que les prélèvements qui affichent les teneurs les plus faibles sont ceux enregistrés lors de la campagne hivernale de la même année ( $6 \pm 4,5$  mg/kg).

Les multiples utilisations du plomb et les conditions environnementales (pH, rapport des matières organiques, redox, propriétés de la roche source) affectent la biodisponibilité du plomb dans les systèmes aquatiques et sa distribution dans les différentes phases des sédiments. **Meybeck et al. (1998)** ont rapporté dans leur étude que dans les bassins sédimentaires non pollués, tous les métaux traces ne sont pas liés aux minéraux de la même façon : le nickel est relié à l'Al, et/ou au Fe et Ti, mais les Cu, Zn, et Pb sont préférentiellement liés à la fraction alumino-silicatée ou organique. **Audry (2003)** suppose qu'une complexation plus importante

de Cu et Pb avec des ligands organiques et/ou inorganiques par rapport à Cd et Zn, est responsable de la rétention de ces métaux dans la phase dissoute, il suppose aussi que ces métaux sont associés aux phases carbonatées. La biodisponibilité du plomb dans les sédiments peut aussi être atténuée par les sulfures (**Environnement Canada, 1998 in CCME, 1999**). D'après **Wallman (1993) in Kribi (2005) et Hickey (2006)**, la mobilité et la biodisponibilité des métaux traces ainsi que leur impact environnemental ne peuvent être déterminées que par la forme chimique sous laquelle se trouvent ces métaux. D'après ses résultats et selon **Kribi (2005)**, il n'y a pas de règles générales qui définissent l'ordre de mobilité des métaux dans les sédiments. Plusieurs paramètres influencent cet ordre : la composition du sédiment, la nature de la pollution, la source de la pollution. Il est généralement admis que la mobilité du plomb dans le sol n'est pas très élevée, en particulier dans les sols riches en matières organiques et/ou en conditions réduites (**CERTU, 2007**). Cependant, sa solubilité augmente rapidement avec la formation de complexes organiques. Le plomb est un métal amphotère, ce qui signifie qu'il est sensible aux changements de pH (**Blanchard, 2000**). **Wong et al. (2006)** ont signalé qu'une baisse du pH des sédiments a entraîné une solubilité accrue et une biodisponibilité potentielle du plomb dans les rivières.

Le plomb est également affecté par les réactions redox. Dans le milieu réducteur, sa solubilité est limitée par la précipitation du sulfure de plomb (galène). Dans des conditions oxydantes, le plomb est évidemment plus soluble et précipite dans le milieu carbonaté sous forme de sulfate de plomb (anglésite) ou de carbonate de plomb (cérusite). Il forme des complexes avec les ions carbonate, augmentant leur solubilité à pH élevé. Les complexes organométalliques formés en raison de l'affinité du Pb pour les substances organiques sont très toxiques et peuvent ainsi favoriser leur mobilité. Bien que les formes inorganiques de plomb (sulfures, carbonates, sulfates) soient les plus abondantes dans les sédiments, elles ont une faible solubilité dans l'eau naturelle (**John et Leventhal, 1995**).

En évaluant les teneurs en Pb obtenues dans notre étude par référence aux valeurs définies par **ECMDDEPQ (2007)** (tableau 26), on s'aperçoit que seule la teneur observée dans la station SP2 (20,63 mg/kg ms) est proche du CER (25 mg/kg). Le reste de tous les échantillons est en dessous de ce niveau, donc aucun effet n'est appréhendé sur le biote aquatique pour ce métal. La concentration seule n'est pas suffisante pour vraiment évaluer le degré de toxicité du plomb dans les sédiments. La forme de Pb trouvée dans le milieu aquatique, les paramètres physiques et chimiques et la durée d'exposition des espèces sont les paramètres à considérer dans cette évaluation. Le plomb existe principalement sous des formes inorganiques mais sous des formes

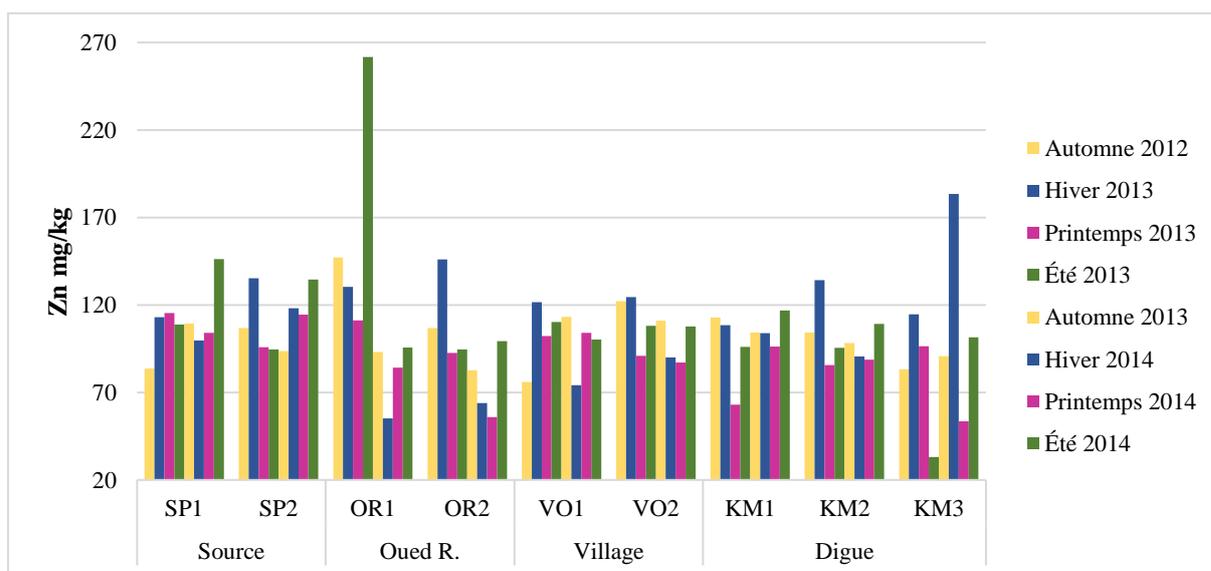
organiques, en particulier le plomb tétraéthyle (généralement issu de la combustion des carburants) qui est le plus toxique pour les organismes aquatiques (El Bouhali et al. 2008). Le niveau de toxicité des formes organiques de plomb est directement proportionnel au degré d'alkylation, et le plomb tétra-alkyle est le plus toxique (CCME, 1999).

#### IV.1.3.8. Zinc

Les teneurs moyennes  $\pm$  les écart-types ainsi que les minimums et maximums du zinc (mg/kg ms), des sédiments prélevés à 8 reprises pour chacune des 9 stations, sont consignés dans le tableau 27. Les variations spatio-temporelles des teneurs en zinc observées lors des huit campagnes d'échantillonnage sont illustrées par la figure 56.

Les résultats nous révèlent que les teneurs (en mg/kg ms) de zinc dans les sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa fluctuent entre 33,12 (KM3 en juin 2013) et 262 (OR1 en juin 2013). Ces concentrations sont assez similaires à celles rapportées par Djeddi et al. (2018) (20,5-272,75 mg/kg) pour le barrage Beni-Haroun. La teneur moyenne des 72 prélèvements est de  $105 \pm 30$  mg/kg.

La comparaison des teneurs moyennes en zinc du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa nous indique que les sédiments en aval de l'Oued Rebaa (OR2) affichent la moyenne la plus basse avec une concentration de  $93 \pm 28$  mg/kg, alors que les trois stations qui sont en amont de la station OR2 ont des teneurs similaires et plus élevées avec des moyennes respectives de  $110 \pm 18$  (SP1),  $112 \pm 17$  (SP2) et  $123 \pm 63$  (OR1) mg/kg.



**Figure 56 :** Variations spatio-temporelles des concentrations en zinc des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage KM.

Les teneurs maximales (en mg/kg) du zinc dans les sédiments de chaque station oscillent entre :

- 147 (SP1 en été 2014) et 136 (SP2 en hiver 2013) pour la source principale avec une moyenne de  $111 \pm 17,3$  ;
- 262 (OR1 en été 2013) et 146 (OR2 en hiver 2013) pour l'Oued Rebaa avec une moyenne de  $108 \pm 45,3$  ;
- 122 (VO1) et 125 (VO2) en hiver 2013 pour le village d'Ouled Saada avec une moyenne de  $103 \pm 15,7$  ;
- 117 (KM1 en été 2014), 135 (KM2 hiver 2013) et 184 (KM3 en hiver 2014) pour la digue avec une moyenne de  $99 \pm 25,6$  ;

D'après les variations spatiales des teneurs en zinc (figures 56 et tableau 27), l'analyse des fluctuations par stations montre qu'elles sont plus accentuées dans les stations SP1, SP2 et OR1 avec des moyennes respectives en mg/kg de  $110 \pm 18$ ,  $112 \pm 17$ , et  $123 \pm 63$  mg/kg ms. De ce fait on constate que les stations qui affichent les teneurs moyennes les plus faibles et les fluctuations les plus accentuées sont celles en aval de l'Oued Rebaa et précisément la dernière station du barrage (OR2, VO1, VO2, KM1, KM2 et KM3) avec respectivement les moyennes de  $92 \pm 28$ ,  $100 \pm 17$ ,  $105 \pm 14$ ,  $100 \pm 16$ ,  $100 \pm 15$  et  $94 \pm 44$  mg/kg ms. Les concentrations élevées rencontrées dans la partie en amont du barrage seraient dues à la nature de la roche mère et la dominance de la dilution à l'aval des cours d'eau où les débits sont plus importants et la vitesse d'écoulement plus lente. Par conséquent, des niveaux aussi élevés de zinc dans certains sites de la zone d'étude peuvent être attribués aux effets des rejets domestiques et de l'agriculture. Plusieurs études dans la littérature ont démontré cet effet sur l'apport de zinc dans les systèmes aquatiques. La propagation des dépôts sauvages de déchets domestique le long des rivières et des oueds provoque une pollution des sols qui, à son tour, polluera les eaux de surface par ruissellement (**Jourdan et al. 2005**).

Les variations temporelles des concentrations du zinc des sédiments (figure 56) montrent que les moyennes minimales sont enregistrées en mars 2013 et 2014 pour quatre stations (OR2 affiche  $93 \pm 28$  mg/kg ; OR2,  $105 \pm 15$  mg/kg ; KM1,  $101 \pm 17$  mg/kg ; et KM2  $101 \pm 16$  mg/kg). Les teneurs maximales sont affichées par la campagne hivernale en janvier 2013 avec les valeurs respectives de  $112 \pm 17$  mg/kg ;  $93 \pm 28$  mg/kg ;  $263 \pm 83$  mg/kg, pour SP2, OR2, VO1, VO2 et KM2, de même **Keddari et al. (2019b)** ont noté les valeurs les plus élevées en

période hivernale (425,5 mg/kg en décembre 2016). Cependant, **Khaled-Khodja et al. (2016)** ont observé des valeurs plus élevées en période estivale (185,96 mg/kg).

Il existe également des explications aux variations saisonnières des concentrations de zinc dans les sédiments. Certains auteurs rapportent que même si les émissions industrielles et domestiques restent constantes, la richesse des sédiments en zinc pendant la période des basses eaux peut être due à de faibles débits durant cette saison (**Fekhaoui et al. 1993**). D'autre part, les sédiments de la station KM3 (dernière station), à l'inverse de son principal affluent l'Oued Rebaa, affichent un minimum de concentrations au mois de juin 2013 avec une teneur de 33,12 mg/kg, alors que le maximum est enregistré en janvier 2014 avec une valeur de 183 mg/kg. Nous constatons qu'en moyenne, les sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son affluent l'Oued Rebaa sont plus riches en Zn en période hivernale et estivale et ils s'appauvrissent en période printanière et automnale. En comparant la moyenne de nos échantillons avec ceux de la littérature (tableau 26) pour d'autres régions dans le monde, nous pouvons constater que la teneur moyenne en zinc des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa ( $105 \pm 30$  mg/kg) s'inscrit dans la moyenne mondiale de 110 mg/kg (**Thomas et Meybeck, 1992**) et reste quelque peu inférieure à 120 mg/kg (**SEQ-eau, 2003**). Cependant, en se référant aux niveaux observés par station et par prélèvement, il en ressort que la moyenne mondiale n'excède que 2% des échantillons.

La moyenne obtenue par notre étude est proche des valeurs rapportées par les agences de l'eau de Seine Normandie et Artois Picardie, allant de 48 à 100 mg/kg. La moyenne de référence du Sebou marocain est également inférieure à notre moyenne : 90 mg/kg pour le Moyen Sebou. En revanche, selon **Ben Bouih et al. (2005)**, la valeur moyenne du lac de Fouarat au Maroc est plus élevée avec une valeur de 219 mg/kg. Le niveau du zinc est comparable aux teneurs rapportées pour la lagune de Ghar El Melh en Tunisie (**Azzaoui, 1993**) et pour les lacs du delta du Nil (**Saad et al. 1985**). L'analyse des variations spatio-temporelles des concentrations de zinc dans les sédiments du barrage et de l'Oued Rebaa indique que cela peut être dû à l'origine du zinc dans le système aquatique, et aux rejets domestiques. Les fluctuations dans le temps et l'espace peuvent également être attribuées à l'intervention de plusieurs paramètres environnementaux, à savoir la nature de la roche mère, les différentes phases porteuses de cet élément dans le sédiment et les conditions physico-chimiques de l'environnement qui affectent la morphologie du Zn et sa mobilité entre les phases solide et liquide. Le zinc est l'un des principaux polluants métalliques émis, il peut donc provenir des gaz d'échappement, des plaquettes de frein, de l'usure des pneus et de l'huile moteur (**Delmas-Gadras, 2000 ; Durand**

**et al. 2004**). Selon l'**INERIS, (2006)**, la diversité de l'utilisation du zinc et ses origines naturelles et anthropiques peuvent être à l'origine de sa présence excessive dans les sédiments. C'est un élément essentiel (oligo-élément) du métabolisme biologique et n'a qu'un état d'oxydation. Dans l'eau, le zinc se présente sous différentes formes : ions hydratés ( $\text{Zn}(\text{H}_2\text{O})^{2+}$ ), zinc complexé avec des ligands organiques (acides fulvique et humique), zinc adsorbé sur matière solide, oxyde de zinc, etc. Dans les sédiments, ces derniers se présentent principalement sous forme de sulfures, en raison des conditions hypoxiques prévalant lorsqu'ils sont immergés dans les sédiments. Même dans les sédiments contaminés, le zinc et d'autres métaux (comme le cadmium) se trouvent souvent sous forme de sulfures (**Panfili, 2004**). En milieu neutre, lorsque le pH est de 7, il se présente sous plusieurs formes libres ( $\text{Zn}^{++}$ ),  $\text{ZnH}_2\text{PO}_4^{4+}$  et  $\text{Zn}(\text{CH}_3\text{CO}_2)^+$ , principalement sous forme de  $\text{ZnHPO}_4$  (**Serpaud et al. 1994**).

L'origine du Zn dans les sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de l'Oued Rebaa pourrait être naturelle ou anthropique. Des études ont montré que la distribution des métaux liés aux sédiments dans une rivière peut être affectée par la source et la forme des apports primaires, les caractéristiques physico-chimiques de la rivière, la nature et la granulométrie du sédiment. D'ailleurs, on a noté une très forte corrélation positive entre le Zn et la fraction fine (inférieure à 63  $\mu\text{m}$ ), les apports des sédiments à partir des affluents, la teneur en matière organique des sédiments et la composition minéralogique du sédiment (**Bouabdli et al. 2005**). L'analyse chimique a montré que le zinc associé aux fractions oxydables (sulfures et organiques) se mobilisait rapidement après l'aération des sédiments et que sa liaison avec la phase porteuse était moins efficace (carbonates, oxyhydroxydes) (**Förstner et al. 1986 ; Zoumis et al. 2001 in Panfili, 2004**). En général, une attention particulière est portée aux niveaux élevés de Zn dans les parties échangeables et carbonatées des sédiments, car le Zn dans ces fractions peut être facilement converti en une forme dissoute ou soluble, ce qui le rend facile à déplacer et facilement biodisponible (**Tessier et al. 1979 ; Wong et al. 2006 ; Tessier, 2012**).

Selon **Meybeck et al. (1998)**, les teneurs observées reflètent généralement la composition de la roche mère, par exemple les teneurs moyennes en Zn sont de 40  $\mu\text{g/g}$  pour les sédiments déposés argilo-sableux et crayeux, les bassins marneux en contiennent 60, alors que les bassins calcaires atteignent 120 et c'est notre cas, et finalement, les bassins cristallins avec 375  $\mu\text{g/g}$ . Le zinc s'infiltré dans les systèmes aquatiques par les particules du sol en suspension dans l'air, l'éruption volcanique, les incendies de forêt ou les dépôts atmosphériques de ruissellement (**CCME, 1999 ; Casas, 2005**). En raison de sa forte affinité pour les particules aquatiques (en particulier avec les oxydes de fer et de manganèse et les matières organiques), il se combine

avec ces matériaux et les dépôts en arrière-plan (**Campbell et Tessier, 1996 in CCME, 1999**). Cette étude nous montre également l'impact des engrais sur le sol et sa contribution à l'approvisionnement en zinc des milieux aquatiques. En effet, les engrais utilisés dans l'agriculture peuvent en être la cause. Les travaux de **Mermut et al. (1996)** cités par **Ben Bouih et al. (2005)** ont montré que les engrais phosphore-azote peuvent contenir jusqu'à 84 mg de zinc mg/kg d'engrais. D'ailleurs **Meybeck et al. (1998)** ont également rapporté que des différences significatives de zinc ont été observées dans 20% des bassins versants agricoles et ruraux étudiés, avec des niveaux variant de 2 à 10 fois la moyenne sous la forêt.

Concernant l'évaluation de la qualité des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de l'Oued Rebaa par rapport au Zn, comme pour les autres ETM, nous nous référons aux critères d'évaluation de la qualité des sédiments et au seuil d'interprétation **ECMDDEPQ (2007)** pour l'évaluation de la qualité des sédiments. La comparaison de nos résultats aux teneurs seuils définies par **ECMDDEPQ (2007)** (tableau 26), nous permet de constater que 13 % des prélèvements ont des concentrations inférieures à la CER (80 mg/kg) ce qui se traduit par l'absence d'effets. Alors que 85 % des prélèvements affichent des concentrations en Zn supérieures à la CER et inférieures à la CSE (120 mg/kg), c'est-à-dire que des effets néfastes peuvent être appréhendés pour plusieurs espèces benthiques. Pour la concentration d'effets occasionnels (CEO=170 mg/kg), seulement 2 % des échantillons présentent des concentrations qui dépassent ce seuil, il s'agit des stations OR1, KM3 en juin 2013 et janvier 2014. Pour la vie aquatique, le zinc présente une certaine toxicité en fonction de la minéralisation de l'eau et de l'espèce considérée. La toxicité pour le poisson s'exerce à partir de quelques milligrammes par litre (**Rodier et al. 2009**). Les auteurs de **l'environnement Canada, 1998 in CCME, 1999**, suggèrent que les effets biologiques néfastes du zinc réduisent la diversité et l'abondance des invertébrés benthiques, et provoquent une mortalité accrue et des changements de comportement. **Le CCME (1999)** a signalé que des effets néfastes ont été observés dans divers groupes d'eau douce et marins, y compris les gastéropodes, les amphipodes, les chironomidés, les échinodermes et les annélides. Les teneurs de zinc observées dans le barrage de Koudiet Medouar et l'Oued Rebaa, indiquent des sédiments de bonne qualité selon **SEQ-Eau (2003)** car seules 13% dépassent 120 mg/kg ms, alors que 55% des valeurs dépassent la teneur naturelle (100 mg/kg) proposée par **AEAP (1992 et 2010)**.

**Tableau 28** : Niveaux de contamination métallique des sédiments de différents écosystèmes aquatiques dans le monde

Régions du monde	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Références
Barrage Klingnau (Switzerland)	0.9	11	-	52	-	41	46	239	Vernet et al. 1989
Barrage Mühleberg (Berne, la Suisse)	1,1	21.9	-	42.3	-	43,3	61,7	270	OFEFP (1995)
Barrage Wettingen (Genève, la Suisse)	2,6	9.1	-	81.9	-	52,6	138,8	344.1	Wildi (1997)
Lac Fouaret (Morocco)	0,4	-	73,9	45,5	407	33,2	64,16	219	Ben Bouih et al. 2005
Oued Rhumel (Constantine, Algérie)	2,05±1,2	-	31±17	13,3±9,9	215±80	30±13	64±36	141±78	Afri-Mehennaoui (2006)
Oued Rhumel (Algeria)	2,7±0,7 1,6-3,6	-	-	-	-	-	-	148 ± 53 73-204	Afri-Mehennaoui et al. 2004
Oued Boumerzoug (Algeria)	2,4±0,5 1,5-2, 9	-	-	-	-	-	68 ± 10 88-50	124 ± 75 34-346	Afri-Mehennaoui et al. 2009
Barrage Sidi Chahed (Marroc)	1,27-3,04	-	19,05-79,07	2,9-22,8	148,22- 259,25	-	4,8-48	29,17- 58,85	Abrid et al. 2013
Basin du Boumerzoug (Algeria)	1,19±0,68 0,56- 3,34	-	46,82±17,54 14,93-87,6	52,19±79,15 9,59-446	-	24,19±5,02 12-34	66,23±32,56 11-166,7	181,57±150,11 55,41-641	Sahli et al. 2014
Oued Bouhamra (Annaba, Algérie)	0,44-2,59	-	22,01- 104,4	5,76- 35,97	254,87- 403,86	11,11- 26,72	16,62- 45,2	45,47- 185,96	Khaled-Khodja et al. 2016
Bassin de Gabès (Tunisie)	0,68 0-5,62	-	3,1 0,25-15.3	-	-	2,94 1,24-7,4	28,12 0,13-162,7	59 1,2-384,6	Dahri et al. 2018
Barrage de Béni Haroun (Mila, Algérie)	/	/	-	6,15-19,7	-	-	2,26- 91,86	20,5-272,75	Djeddi et al. 2018
Oued Boumerzoug (Constantine, Algérie)	-	-	85-172,14	38	-	-	31,66-64,16	-	Keddari et al. 2019a
Oued Boumerzoug (Constantine, Algérie)	0,05-1,18	-	-	14,77- 164,73	-	22,46- 77,77	-	76,77- 425,5	Keddari et al. 2019b

## IV.2. Analyse statistique des résultats physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des éléments traces métalliques

### IV.2.1. Analyse statistique univariée

#### IV.2.1.1 Test t de Student pour échantillons indépendants

Les variations annuelles significatifs des paramètres physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des teneurs en ETM des sédiments sont rassemblées dans le tableau 29. L'analyse statistique par le test T Student a été mise en œuvre et a permis de révéler des différences significatives en fonction de l'année et de prélèvements (annexe 5).

Ainsi il est possible de souligner les différences significatives entre les années de prélèvements pour les paramètres de la station :

- ✓ SP1, il existe des différences très hautement significatives entre les années, pour l'O<sub>2</sub> dissous et significatives pour la conductivité des sédiments (CE<sub>s</sub>) ;
- ✓ SP2, seul l'O<sub>2</sub> donne des différences significatives entre les deux années ;
- ✓ ORI, des différences très hautement significatives pour la conductivité de l'eau et significatives pour la fraction < 63 μm, Co, Ni et Zn ;
- ✓ OR2, il existe des différences très hautement significatives pour la conductivité de l'eau (CE<sub>e</sub>), des différences significatives pour les 2 métaux Ni et Zn ;
- ✓ VO1, il existe des différences hautement significatives pour la conductivité du sédiment (CEs) et des différences significatives pour les teneurs en Cr et Ni ;
- ✓ VO2, une différence significative, uniquement pour la conductivité de l'eau (CE<sub>e</sub>) ;
- ✓ KM1 près de la digue, des différences significatives pour la fraction inférieure à 63 μm, pour le Cd et le Mn ;
- ✓ KM2, il existe aucune différence hautement significative pour le Ni ;
- ✓ KM3, des différences significatives pour la matière organique par perte au feu, pour la fraction < 63 μm et le pH de l'eau.

Sur la base des résultats de ce test statistique, on peut conclure que, d'une manière générale, le barrage de Koudiet Medouar et son affluent Oued Rebaa, présentent quelques variations importantes sur la qualité physico-chimique des eaux et des sédiments au cours des deux années d'étude.

**Tableau 29 : Variations des paramètres physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des ETM des sédiments selon l'année de prélèvements (Test t Student)**

Paramètres		Stations année	Station 1 SP1	Station 2 SP2	Station 3 OR1	Station 4 OR2	Station 5 VO1	Station 6 VO2	Station 7 KM1	Station 8 KM2	Station 9 KM3
Eau	T ° C	A1 A2									
	pHe	A1 A2									8,25 7,67 *
	O2 (mg/l)	A1 A2	6,73 7,71 **	6,61 7,83 *							
	CEe (µS/cm)	A1 A2			1549 1005 ***	1403 980 ***	1286 1031 *	1382 1096 *			
Sédiments	Humidité %	A1 A2									
	Perte au feu%	A1 A2									17,05 9,72 *
	MO oxy %	A1 A2									
	pHs	A1 A2									
	CEs µS/cm	A1 A2	600 898 *				503 990 **				
	CaCO3 %	A1 A2									
	Frac < 63 µm %	A1 A2			34,77 25,07 *				33,91 23,18 *		25,15 19,75 *
ETM des sédiments	Cd mg/kg	A1 A2							0,24 0,45 *		
	Co mg/kg	A1 A2			9,29 20,03 *						
	Cr mg/kg	A1 A2					78,93 39,46 *				
	Cu mg/kg	A1 A2									
	Mn mg/kg	A1 A2							356,88 210,42 *		
	Ni mg/kg	A1 A2			13,38 16,34 *	17,51 14,57 *	12,22 16,08 *			12,10 17,28 **	
	Pb mg/kg	A1 A2									
	Zn mg/kg	A1 A2			162,61 82,05 *	109,99 75,47 *					

\* $p \leq 0,05$  : différences significatives ; \*\* $p \leq 0,01$  : différences hautement significatives ; \*\*\* $p \leq 0,001$  : différences très hautement significatives ; A1 : moy de 2012-2013 ; A2 : moy de 2013-2014.

### IV.2.1.2. Analyse de la variance univariée ANOVA

Les résultats du test d'analyse de la variance univariée modèle fixe appliquée à chacune des 19 variables mesurées, figurent dans le tableau 30 pour les années 2012-2013 et 2013-2014, dans le tableau 31. Il s'agit de comparer, entre les neuf stations, les moyennes de chaque caractéristique mesurée, pour chacune des deux années d'étude. L'examen des résultats du tableau 30, montre l'existence de différences très hautement significatives entre les 9 stations pour chacune des variables suivantes : O<sub>2</sub>, CE<sub>e</sub>, Cd, Co, Mn et Pb ; des différences hautement significatives pour les variables Cr et Zn, des différences significatives entre les stations pour le cuivre ; et aucune différence significative entre les 9 stations pour chacune des variables Humidité, Matière organique par perte au feu et oxydation, CE<sub>s</sub>, CaCO<sub>3</sub>, Frac < 63µm, T°C, pH<sub>e</sub> et Ni.

**Tableau 30** : Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification modèle fixe de comparaison entre stations, des moyennes de chacune des 19 variables pour l'année 2012-2013 de l'ensemble des 12 mois.

Variables	Sources de variations	ddl	SCE	CM	F <sub>obs</sub>	P
T°C	Stations	8	28,38	3,54	0,06	0,99
pH <sub>e</sub>	Stations	8	0,71	0,08	0,62	0,75
O <sub>2</sub> mg/l	Stations	8	14,64	1,83	15,32	<b>0,000***</b>
CE <sub>e</sub> µS/cm	Stations	8	1 251 485	156 436	7,45	<b>0,000***</b>
Humidité %	Stations	8	2 539,5	317,44	0,08	0,99
Morg feu %	Stations	8	294,83	36,85	0,10	0,99
Morg oxy %	Stations	8	11,72	1,46	0,10	0,99
pH <sub>s</sub>	Stations	8	0,22	0,02	0,00	0,99
CE <sub>s</sub> µS/cm	Stations	8	1 916 312	239 539	0,31	0,95
CaCO <sub>3</sub> %	Stations	8	2 539,5	317,44	0,08	0,99
Frac 63µm	Stations	8	527,36	65,92	0,06	0,99
Cd mg/Kg	Stations	8	5 277,25	659,65	15,53	<b>0,000***</b>
Co mg/Kg	Stations	8	13 703,89	1 712,99	6,17	<b>0,000***</b>
Cr mg/Kg	Stations	8	134 676,5	16 834,6	3,24	<b>0,01**</b>
Cu mg/Kg	Stations	8	1 961,08	245,14	2,56	<b>0,03*</b>
Mn mg/Kg	Stations	8	326 855	40 857	5,55	<b>0,000***</b>
Ni mg/Kg	Stations	8	175,30	21,91	1,68	0,14
Pb mg/Kg	Stations	8	34 641,85	4 330,23	74,49	<b>0,000***</b>
Zn mg/Kg	Stations	8	32 215,5	4 026,9	3,38	<b>0,008**</b>

p > α = 0,05 : (ns) différences non significatives

p ≤ α = 0,05 : (\*) différences significatives

p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives

p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives

ddl : degrés de libertés

SCE : somme des carrés des écarts

CM : carré moyen

F<sub>obs</sub> : valeur F de Fisher.

Cependant, l'examen des résultats du tableau 31, montre l'existence de différences très hautement significatives entre les 9 stations pour chacune des variables suivantes : O<sub>2</sub>, Cd, Mn, Pb et Zn; des différences hautement significatives pour les variables pH<sub>e</sub> et Cr ; des différences significatives entre les stations pour le pH<sub>s</sub>, Co et Ni ; et l'inexistence de différences significatives entre les 9 stations pour chacune des variables Humidité, Matière organique par perte au feu et oxydation, CE<sub>s</sub>, CaCO<sub>3</sub>, Frac < 63µm, T°C , CE<sub>e</sub> et Cu.

**Tableau 31** : Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification modèle fixe de comparaison entre stations, des moyennes de chacune des 19 variables pour l'année 2013-2014 de l'ensemble des 12 mois

Variables	Sources de variations	ddl	SCE	CM	F <sub>obs</sub>	P
T°C	Stations	8	26,96	3,37	0,05	0,99
pH <sub>e</sub>	Stations	8	1,33	0,16	3,26	<b>0,009**</b>
O <sub>2</sub> mg/l	Stations	8	26,45	3,30	9,26	<b>0,000***</b>
CE <sub>e</sub> µS/cm	Stations	8	140 094	17 512	1,03	0,43
Humidité %	Stations	8	2 242,91	280,36	1,71	0,14
Morg feu %	Stations	8	420,31	52,5	0,97	0,47
Morg oxy %	Stations	8	12,32	1,54	0,78	0,62
pH <sub>s</sub>	Stations	8	1,35	0,169	2,51	<b>0,03*</b>
CE <sub>s</sub> µS/cm	Stations	8	766 758	95 845	0,61	0,75
CaCO <sub>3</sub> %	Stations	8	2 242,91	280,36	1,71	0,14
Frac 63µm	Stations	8	442,23	55,28	1,39	0,24
Cd mg/Kg	Stations	8	5 898,11	737,26	36,85	<b>0,000***</b>
Co mg/Kg	Stations	8	1 837,81	229,73	2,63	<b>0,02*</b>
Cr mg/Kg	Stations	8	33 606,17	4 200,77	3,24	<b>0,01**</b>
Cu mg/Kg	Stations	8	1 099,18	137,40	1,69	0,14
Mn mg/Kg	Stations	8	363 219	45 402	4,54	<b>0,001***</b>
Ni mg/Kg	Stations	8	153,03	19,13	2,27	<b>0,05*</b>
Pb mg/Kg	Stations	8	39 518,48	4 939,81	120,26	<b>0,000***</b>
Zn mg/Kg	Stations	8	88 785,7	11 098,2	11,08	<b>0,000***</b>

$p > \alpha = 0,05$  : (ns) différences non significatives

$p \leq \alpha = 0,05$  : (\*) différences significatives

$p \leq \alpha = 0,01$  : (\*\*) différences hautement significatives

$p \leq \alpha = 0,001$  : (\*\*\*) différences très hautement significatives

ddl : degrés de libertés

SCE : somme des carrés des écarts

CM : carré moyen

F<sub>obs</sub> : valeur F de Fisher.

D'autre part, les résultats du test d'analyse de la variance univariée modèle fixe obtenus pour chacune des 19 variables mesurées pour l'ensemble des 2 années, sont présentés dans le tableau 32. Le but était de comparer, entre les neuf stations, les moyennes de chaque paramètre mesuré. L'examen des résultats du tableau 32, montre l'existence de différences très hautement significatives entre les 9 stations pour chacune des variables suivantes : O<sub>2</sub> mg/l et Cr mg/Kg ; des différences significatives pour les teneurs moyennes en Cu, Mn mg/Kg et CE<sub>e</sub> µS/cm ; enfin

l'inexistence de différences significatives pour les variables restantes. Les différences significatives constatées sont liées à la nature de la roche mère et aux activités anthropiques de la région. Pour les métaux lourds (Cd, Co, Ni, Pb et Zn), l'absence de différences significatives entre les 9 stations, est due aux différentes variations de ces variables chimiques dans le milieu naturel (absorption par les organismes vivants, combinaison avec d'autres éléments plus complexes à détecter, évaporation ou précipitation) (Bliefret et Perraud, 2001 ; Quevauviller, 2006 ; Rodier et al. 2009). Les résultats obtenus par le test d'ANOVA aboutissent aux mêmes conclusions que ceux obtenus sur les deux années de prélèvement. Concernant les variables pour lesquelles le test d'analyse de la variance a rejeté l'hypothèse d'égalité des moyennes, la question se pose alors de rechercher ces inégalités ou en d'autres termes de rechercher les groupes de moyennes susceptibles d'être homogènes. La réponse à cette question sera traitée dans le paragraphe qui suit.

**Tableau 32** : Résultats des analyses de la variance univariée obtenus pour les 19 variables mesurées sur les 9 stations durant 24 mois.

Variables	Sources de variations	ddl	SCE	CM	F <sub>obs</sub>	P
T°C	Stations	8	29,98	3,75	0,07	0,99
pH <sub>e</sub>	Stations	8	0,26	0,033	0,29	0,96
O <sub>2</sub> mg/l	Stations	8	37,58	4,698	16,84	<b>0,000***</b>
CE <sub>e</sub> µS/cm	Stations	8	648 230	81 029	2,19	<b>0,03*</b>
Humidité %	Stations	8	3 323,4	415,4	1,72	0,10
Morg feu %	Stations	8	475,17	59,40	1,34	0,24
Morg oxy %	Stations	8	14,89	1,86	1,14	0,34
pH <sub>s</sub>	Stations	8	0,80	0,10	1,56	0,15
CE <sub>s</sub> µS/cm	Stations	8	1 247 583	155 948	1,23	0,29
CaCo <sub>3</sub> %	Stations	8	3 323,4	415,4	1,72	0,10
Frac 63µm	Stations	8	498,37	62,30	1,36	0,22
Cd mg/Kg	Stations	8	1,18	0,148	0,85	0,55
Co mg/Kg	Stations	8	600,47	75,06	1,69	0,11
Cr mg/Kg	Stations	8	120 061,3	15 007,7	4,08	<b>0,000***</b>
Cu mg/Kg	Stations	8	1 926,93	240,87	2,26	<b>0,03*</b>
Mn mg/Kg	Stations	8	166 786	20 848	2,23	<b>0,03*</b>
Ni mg/Kg	Stations	8	101,64	12,70	1,89	0,07
Pb mg/Kg	Stations	8	57,15	7,14	0,43	0,89
Zn mg/Kg	Stations	8	5 494,5	686,8	0,74	0,65

$p > \alpha = 0,05$  : (ns) différences non significative

$p \leq \alpha = 0,05$  : (\*) différences significatives

$p \leq \alpha = 0,01$  : (\*\*) différences hautement significatives

$p \leq \alpha = 0,001$  : (\*\*\*) différences très hautement significatives

ddl : degrés de liberté

SCE : somme des carrés des écarts

CM : carré moyen

F<sub>obs</sub> : valeur F de Fisher.

### IV.2.1.3. Méthode de la plus petite différence significative (p.p.d.s)

L'application de la méthode de la plus petite différence significative p.p.d.s à chacune des 5 variables, pour lesquelles le test d'analyse de la variance univariée a montré l'existence de différences significatives entre les 9 stations, a permis de distinguer les groupes de stations homogènes qui sont présentés sur la figure 57.

Les stations sont classées de gauche à droite dans un ordre croissant des moyennes de la dite variable. Chaque soulignement indique un groupe de stations homogènes. L'examen de la figure 57, montre que le nombre de groupes de stations varie de 1 à 4 groupes selon la variable considérée. Ces groupes sont d'ailleurs repris par le tableau 33. L'analyse des résultats de la p.p.d.s nous permet de conclure que, pour la plupart des variables étudiées, ce sont les stations SP1, SP2, OR1, qui influent beaucoup sur la qualité des eaux des stations du barrage (village de Ouled Saada et digue).

**Tableau 33:** Les groupes de stations homogènes par variables selon la p.p.d.s. (test Duncan)

Variables	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4
<b>O<sub>2</sub> mg/l</b>	OR1 SP2 OR2 SP1	KM3 KM1 VO2	KM2 VO1	VO1 KM3
<b>CE<sub>e</sub> µS/cm</b>	SP2 KM3 KM2 VO2 OR1 VO1 SP1 KM1	VO2 OR1 VO1 SP1 KM1 OR2		
<b>Cr mg/Kg</b>	OR1 KM2 SP1 KM1 KM3 SP2 OR2 VO1	VO2		
<b>Cu mg/Kg</b>	KM3 VO2 OR1 KM1 KM2 OR2 VO1 SP1	OR2 VO1 SP1 SP2		
<b>Mn mg/Kg</b>	SP1 SP2 KM2 VO2 OR1 KM3 KM1	SP2 KM2 VO2 OR1 KM3 KM1 VO1	VO2 OR1 KM3 KM1 VO1 OR2	

- **O<sub>2</sub> mg/l**  
OR1 SP2 OR2 SP1    KM3 KM1 VO2    KM2 VO1    KM3

- **CE<sub>e</sub> µS/cm**  
SP2 KM3 KM2 VO2 OR1 VO1 SP1 KM1    OR2

- **Cr mg/Kg**  
OR1 KM2 SP1 KM1 KM3 SP2 OR2 VO1    VO2

- **Cu mg/Kg**  
KM3 VO2 OR1 KM1 KM2 OR2 VO1 SP1    SP2

- **Mn mg/Kg**  
SP1 SP2 KM2 VO2 OR1 KM3 KM1    VO1    OR2

**Figure 57 :** Représentation des groupes de stations homogènes selon la méthode de la p.p.d.s.

#### IV.2.2. Analyse statistique bivariée

Les corrélations linéaires obtenues pour les 19 variables prises deux à deux, ainsi que les valeurs des probabilités p correspondantes, figurent dans le tableau (Annexe 6) qui montre qu'il existe des corrélations positives et des corrélations négatives. Parmi ces corrélations on observe des corrélations justes significatives, des corrélations hautement significatives et des corrélations très hautement significatives. Le tableau 34 suivant synthétise l'essentiel des corrélations obtenues entre les 19 variables.

**Tableau 34 :** Liste des corrélations significatives, hautement et très hautement significatives entre les différents paramètres physicochimiques de l'eau et sédiments ainsi que les ETM des sédiments d'Oued Rebaa et barrage KM.

Corrélations positives			Corrélations négatives		
Significatives	Hautement significatives	Très hautement significatives	Significatives	Hautement significatives	Très hautement significatives
pH <sub>e</sub> et Cu	T°C et Cu	T°C et Co	Cd et Mn		pH <sub>s</sub> et Frac<63µm
CE <sub>e</sub> et Cr	CaCO <sub>3</sub> et Morg oxy	CE <sub>e</sub> et Zn	Mn et Zn		
CE <sub>s</sub> et Cd	Morg oxy et Mn	Cd et Zn	Pb et Cd		
CE <sub>s</sub> et Zn	Frac<63µm et Cd	Co et Ni			
CE <sub>e</sub> et Cu	Frac<63µm et Zn	Morg feu et Morg oxy			
CE <sub>e</sub> et Frac<63µm	Co et Cu				
	Cu et Zn				
	O <sub>2</sub> et Hum				
	O <sub>2</sub> et CaCO <sub>3</sub>				
	Hum et Morg feu				
	Hum et Morg oxy				
	Morg feu et Mn				
	Morg feu et CaCO <sub>3</sub>				

### IV.2.3. Résultats des analyses statistiques multivariées

#### IV.2.3.1. Test d'analyse de la variance multivariée (MANOVA)

Le test d'analyse de la variance multivariée a été appliqué, d'une part, à la matrice de données de dimensions  $n \times p = 9 \times 5$ , où sont représentées les 9 stations et  $p$  les 5 variables et, d'autre part, à la matrice de dimensions  $9 \times 14$  avec  $n =$  les 9 stations et  $p =$  les 14 variables n'ayant pas donné de différences significatives lors de l'analyse de la variance univariée. Les résultats obtenus pour chacune des deux matrices de données sont reportés dans les tableaux 35 et 36.

**Tableau 35** : Résultats des tests de la MANOVA appliquée aux 5 variables.

Tests	Valeur observée du test	F <sub>obs</sub>	P
Wilks'	0,11	4,19	<b>0,000***</b>
Lawley-Hotelling	1,52	3,45	<b>0,000***</b>
Pillai's	3,45	4,95	<b>0,000***</b>

$p \leq \alpha = 0,001$  : (\*\*\*) différences très hautement significatives.

**Tableau 36** : Résultats du test de la MANOVA appliquée aux 14 Variables.

Tests	Valeur observée du test	F <sub>obs</sub>	P
Wilks'	0,147	1,12	0,228 ns
Lawley-Hotelling	1,612	1,13	0,207 ns
Pillai's	2,327	1,10	0,255 ns

$p > \alpha = 0,05$  : (ns) différences non significatives.

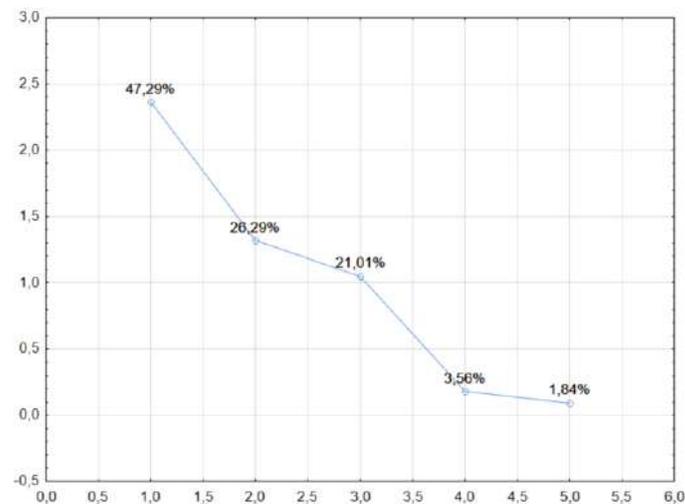
#### IV.2.3.2. Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales a été appliquée à la matrice des corrélations obtenues à partir des 19 variables physico-chimiques prises deux à deux. Les calculs réalisés avec le logiciel statistica 10 donnent les caractéristiques des 5 axes principaux, dont les 3 premiers possèdent chacun une valeur propre supérieure à l'unité, soit à la contribution moyenne des différentes variables c'est-à-dire à la moyenne arithmétique de toutes les valeurs propres. Ces trois premiers axes sont retenus et serviront par la suite à l'étude de la distribution des individus (stations) et des variables dans des plans à deux dimensions. Le tableau 37 donne les valeurs propres, les pourcentages de variation expliqués par chacun des 3 axes retenus, ainsi que les pourcentages cumulés. On voit que le premier axe explique à lui seul 47,29% de la variation totale des variables initiales ; les deux premiers axes en expliquent ensemble 73,58% ; et enfin les trois premiers axes en expliquent 94,59%. Donc ces trois axes, ou indices synthétiques, résument au mieux l'information apportée par les 19 variables physicochimiques initiales.

**Tableau 37** : Valeurs propres et pourcentages de variation totale expliqués par les trois premiers axes principaux et pourcentages cumulés.

Paramètres	Axe 1	Axe 2	Axe 3
Valeur propre	2,36	1,31	1,05
Pourcentage expliqués en %	47,29	26,29	21,01
Pourcentages cumulés en %	47,29	73,58	94,59

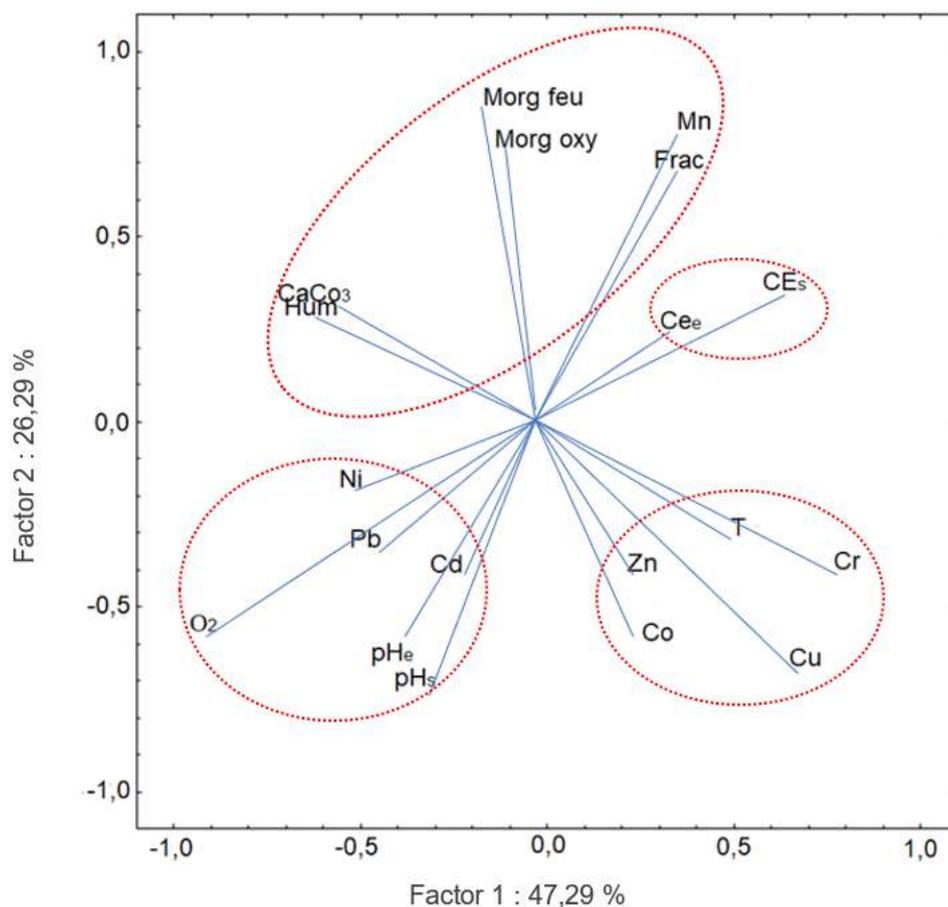
Le logiciel statistica 10 fournit également, en figure 58, le graphique des valeurs propres en fonction du rang de toutes les composantes principales.



**Figure 58** : Graphique des valeurs propres en fonction du rang des composantes principales.

#### - Analyse du nuage de points-variables : cercles des corrélations

Les cercles des corrélations sont des graphiques visant à représenter géométriquement les variables initiales dans le nouveau système de coordonnées. Ainsi donc, la représentation des 19 variables initiales dans le plan formé par les axes 1 et 2 est appelée premier plan factoriel et est utile, compte tenu de l'importance de ces deux axes dans la reconstitution des variables initiales (soit 73,58% de la variation totale) (figure 59).



**Figure 59** : Représentation graphique des 19 variables à l'intérieur du cercle de corrélations du plan factoriel 1-2.

Ces cercles de corrélations permettent parfois de donner une interprétation physique à certaines composantes principales. Ainsi l'examen de la figure 59, fait apparaître une opposition entre la conductivité de l'eau avec le Cr et le Zn ; la température de l'eau avec les teneurs du Co et Cu ; la fraction inférieure à 63  $\mu\text{m}$  avec le Zn ; enfin les teneurs du Cu avec le Co et le Zn, d'une part (corrélations positives avec l'axe 1) et la fraction inférieure à 63  $\mu\text{m}$  (frac) avec le pH du sédiments ( $\text{pH}_s$ ), d'autre part (corrélations négatives avec l'axe 1). L'ACP indique une association entre ces paramètres, traduisant un certain niveau de pollution métallique.

L'interprétation du deuxième axe marque de fortes corrélations positives de la matière organique par perte au feu avec les carbonates, le taux d'humidité des sédiments et le manganèse ; la matière organique par oxydation avec le taux d'humidité et la matière organique par perte au feu en plus avec les carbonates, l'humidité et le manganèse, car la nature du sédiment joue un rôle essentiel dans la répartition spatiale des micropolluants, en l'occurrence les ETM. Des corrélations avec l'axe 2 du plomb (Pb mg/kg) avec le cadmium (Cd mg/kg) ; le cobalt (Co mg/kg) ; le cuivre (Cu mg/kg) ; le nickel (Ni mg/kg) et enfin le zinc (Zn mg/kg). Ces

derniers évoluent dans le même sens négatif, ce qui peut traduire leur origine commune, ces six variables sont associées entre elles. Elles présentent une certaine similitude dans leur comportement et traduisent la charge globale en ETM des sédiments.

On distingue donc 4 groupes de variables (figure 59) :

- Le premier groupe est constitué du taux d'humidité (hum%), de carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ), en teneur de Mn, la fraction inférieure à  $63 \mu\text{m}$  (frac), la matière organique par oxydation (Morg. oxy) et perte au feu (Morg. feu).
- Le deuxième groupe assemble les deux conductivités ( $\text{CE}_e$  et  $\text{CE}_s$ ).
- Le troisième groupe réunit les cobalt, chrome, cuivre, zinc, la température de l'eau.
- Enfin, le quatrième groupe comprend l'oxygène dissous, le cadmium, le nickel, le plomb ainsi que les deux pH ( $\text{pH}_e$  et  $\text{pH}_s$ ).

#### - Analyse du nuage de point-stations

Sachant que le premier plan factoriel 1-2 explique à lui seul un fort pourcentage (73,58%) de l'inertie totale, on va donc tout naturellement représenter graphiquement les individus (stations) dans ce plan. Les coordonnées de chaque point station sont les valeurs des axes 1 et 2 (figure 60). La figure 60 illustre la répartition dans l'espace des stations en fonction de leur niveau de pollution métallique. Vu la masse de données, il n'est pas évident de séparer les groupes de stations, cependant nous pouvons constater un regroupement de toutes les stations à l'exception du VO2 (indiquées par les chiffres 6, 15, 42), qui est caractérisé beaucoup plus par l'enrichissement du chrome, en automne 2012, en hiver 2013 et automne 2013.

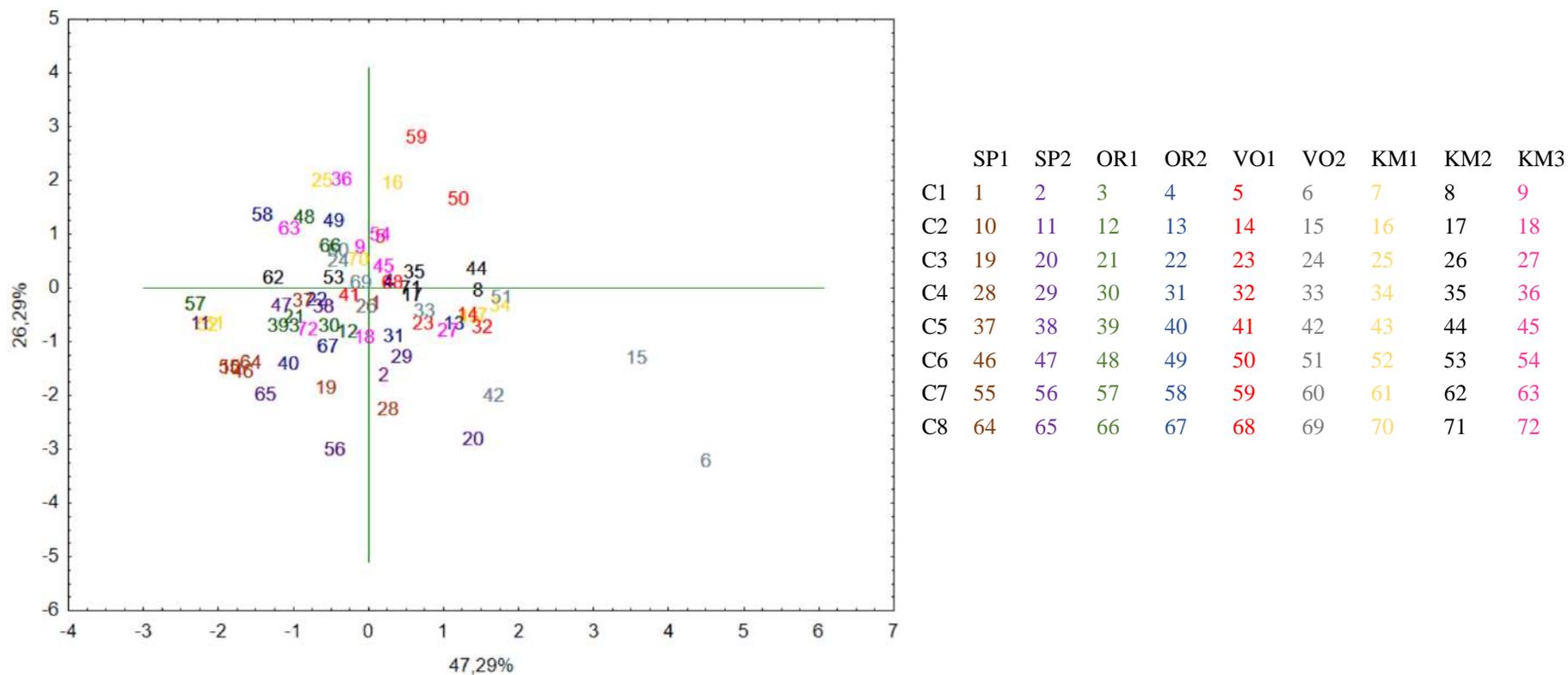
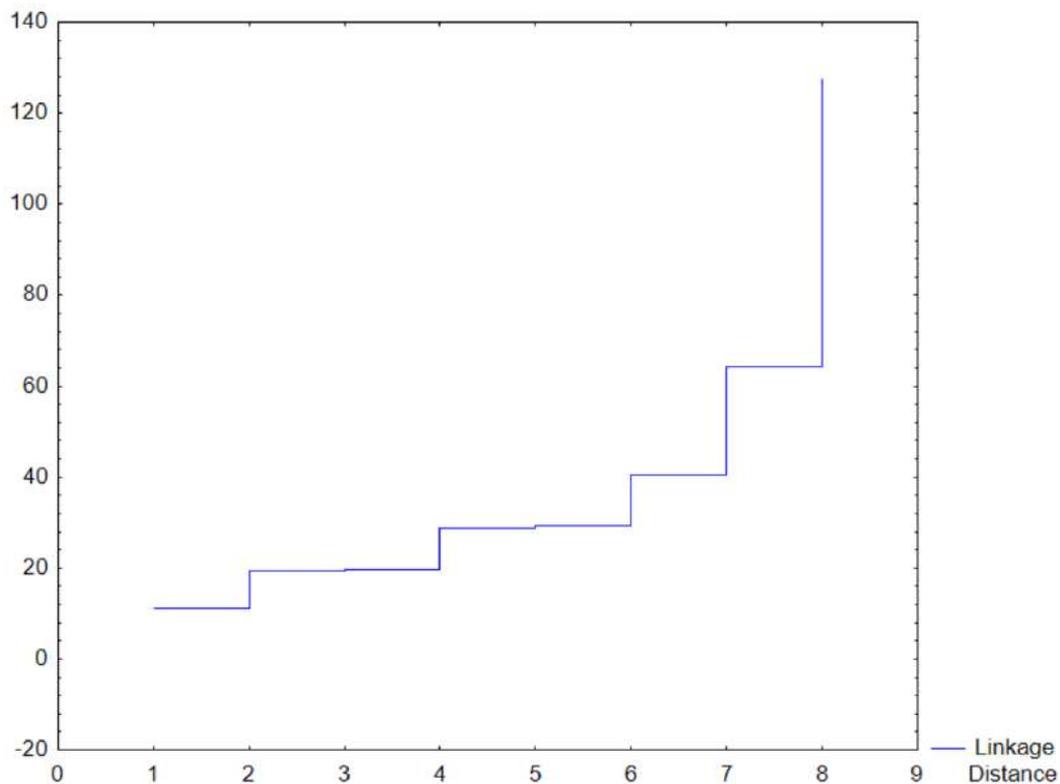


Figure 60 : Projections des stations dans le plan principal de l’analyse en composantes principales

### IV.2.3.3. Analyse hiérarchique (ACH)

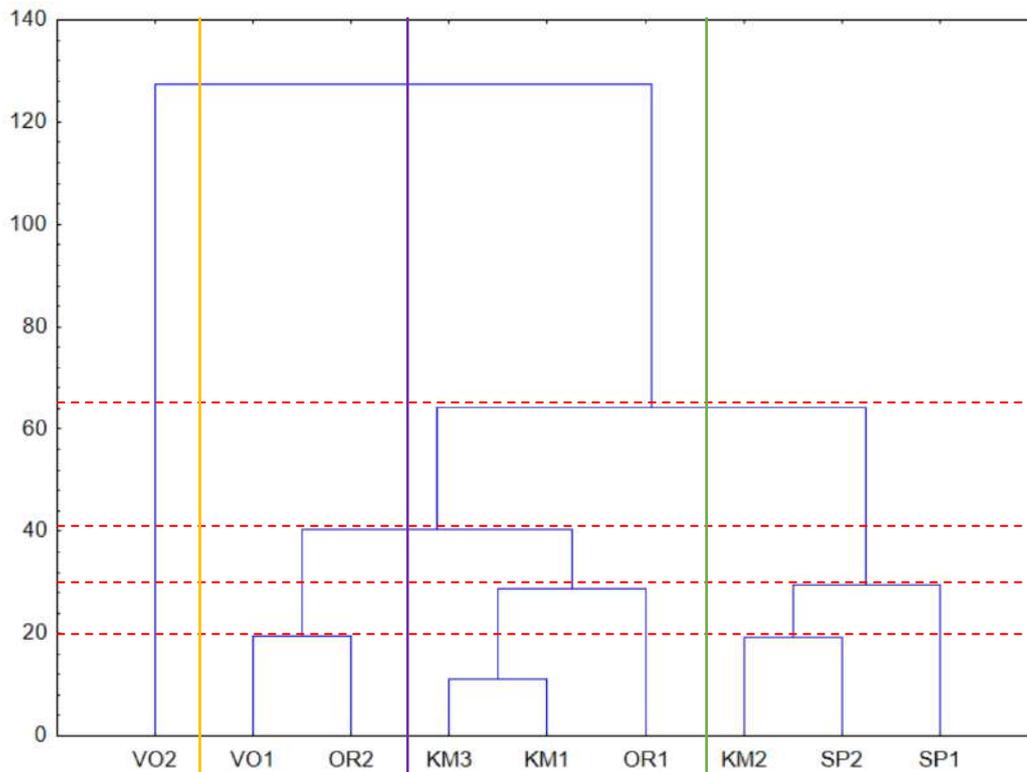
L'utilisation des méthodes de classification numérique, en complément à l'analyse de la variance, est peu courante (**Dagnélie, 2006**). La bibliographie qui concerne cette approche est d'ailleurs relativement limitée (**Cox et Cowpertwait, 1992 ; El Kherrak, 1993 ; Bautista et al. 1997 ; Di Rienzo et al. 2002 ; Lebart et al. 2006**). Ces méthodes de regroupement des moyennes sont très nombreuses et très diversifiées. Mais il apparaît heureusement qu'en matière de classification de moyennes, les résultats obtenus sont, dans l'ensemble, peu dépendants des méthodes utilisées (**Dagnélie, 2006**). Le regroupement des 9 stations d'échantillonnage en fonction des éléments traces métalliques analysées, au moyen d'un dendrogramme à l'aide du saut minimum ou "single linkage" et de la distance euclidienne, permet de distinguer quatre groupes homogènes distincts qui sont les suivants (figure 61 et 62).



**Figure 61** : Sauts d'inertie du dendrogramme.

- Un premier groupe composé de trois stations au niveau de la source principale de l'oued Rebaa en amont de toutes les stations (SP1 et SP2) qui sont regroupées avec la station KM2. Ces points sont caractérisés par des stations moins fréquentées par les humains et les animaux.
- Un second groupe rassemble le point OR1 et (KM1 et KM3).

- Un troisième groupe relatif au point OR2 relié à VO1, qui se situe à l'embouchure du barrage donc juste en aval de la station OR2. Entre ces deux stations se trouvent la briqueterie et la station-service.
- Enfin, le dernier groupe concerne le point VO2 au village de Ouled Saada, dont les eaux se caractérisent par une influence anthropique remarquable.



**Figure 62** : Dendrogramme du regroupement des 9 stations échantillonnées, obtenu à l'aide du saut minimum et de la distance euclidienne.

### IV.3. Indices de la contamination métallique et de la toxicité des sédiments

L'évaluation de la pollution par les éléments traces métalliques et la détermination des sources de pollution reposent sur des principes relativement simples, à savoir la mesure des concentrations, le calcul des indicateurs et la comparaison avec les normes établies, qui varient en fonction de la nature de l'élément (Sahli et al. 2014). Les méthodes d'évaluation visent généralement à s'affranchir du bruit de fond naturel. Par rapport aux matériaux de référence, la recherche (fondamentale ou appliquée) normalise généralement le contenu de l'ETM, qui est parfois indépendant du milieu environnant.

Afin d'évaluer l'intensité de la contamination d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar ainsi que la qualité toxicologique des sédiments, des indices ont été calculés. Le principe est basé sur la comparaison des valeurs mesurées avec des valeurs de référence telles que le background.

#### IV.3.1. Niveau de la contamination métallique par l'indice de géoaccumulation (*Igeo*)

Le critère d'évaluation de l'intensité de la pollution par les métaux est l'indice d'accumulation géologique (Müller, 1969). L'indice empirique compare une concentration donnée avec une valeur considérée comme un fond géochimique. En fait, un facteur de 1,5 explique les changements dans les niveaux de fond qui peuvent être causés par des effets lithologiques.

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

où :

*Igeo* : Index de géoaccumulation,

log2 : logarithme de base 2,

x : élément considéré,

C : concentration mesurée pour un élément x,

B : fond géochimique pour un élément n,

1.5 : facteur de correction du fond géochimique, dont la fonction est de prendre en compte les fluctuations naturelles du fond géochimique, causées par des effets lithologiques.

Bien que la normalisation des concentrations de métaux par rapport aux éléments "fixes" ne soit pas impliquée, l'indice de géoaccumulation présente des avantages liés à l'échelle qualitative de pollution. En fait, Müller (1981) a défini une échelle avec six types d'indices d'accumulation géologique. Le niveau d'intensité de la pollution est compris entre 0 (pollution nulle) et 6 (pollution très élevée) (tableau 38).

**Tableau 38** : Classes définies pour l'indice de géoaccumulation (Müller, 1981 ; Ruiz, 2001)

Valeur de l'index ( <i>Igeo</i> )	Classes <i>Igeo</i>	Intensité de la pollution des sédiments
$Igeo < 0$	0	Non pollué
$0 \leq Igeo < 1$	1	Non pollué à légèrement pollué
$1 \leq Igeo < 2$	2	Légèrement pollué à moyennement pollué
$2 \leq Igeo < 3$	3	Moyennement pollué
$3 \leq Igeo < 4$	4	Moyennement pollué à fortement pollué
$4 \leq Igeo < 5$	5	Fortement pollué
$5 \leq Igeo$	6	Extrêmement pollué

La facilité avec laquelle l'indice est calculé nous permet de le concevoir avec des données provenant d'autres parties du monde et de faire de nombreuses comparaisons en utilisant différents milieux géochimiques. Pour le calcul de cet indice, nous avons utilisé comme bruit de fond les plus faibles concentrations des substrats carbonatés, déterminées sur 10 campagnes de prélèvements des sédiments de l'oued Rhumel par Afri-Mehennaoui (2006) par analogie aux valeurs du bruit de fond géochimique proposées par la littérature ; elle n'avait pas proposé des valeurs pour le Co et Mn. Ce choix est motivé par la proximité des bassins versants et la similitude de la nature des roches. Les résultats du calcul des *Igeo* sont présentés dans le tableau 39.

**Tableau 39** : Moyennes et [minimum-maximum] des *Igeo* des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar (n=72).

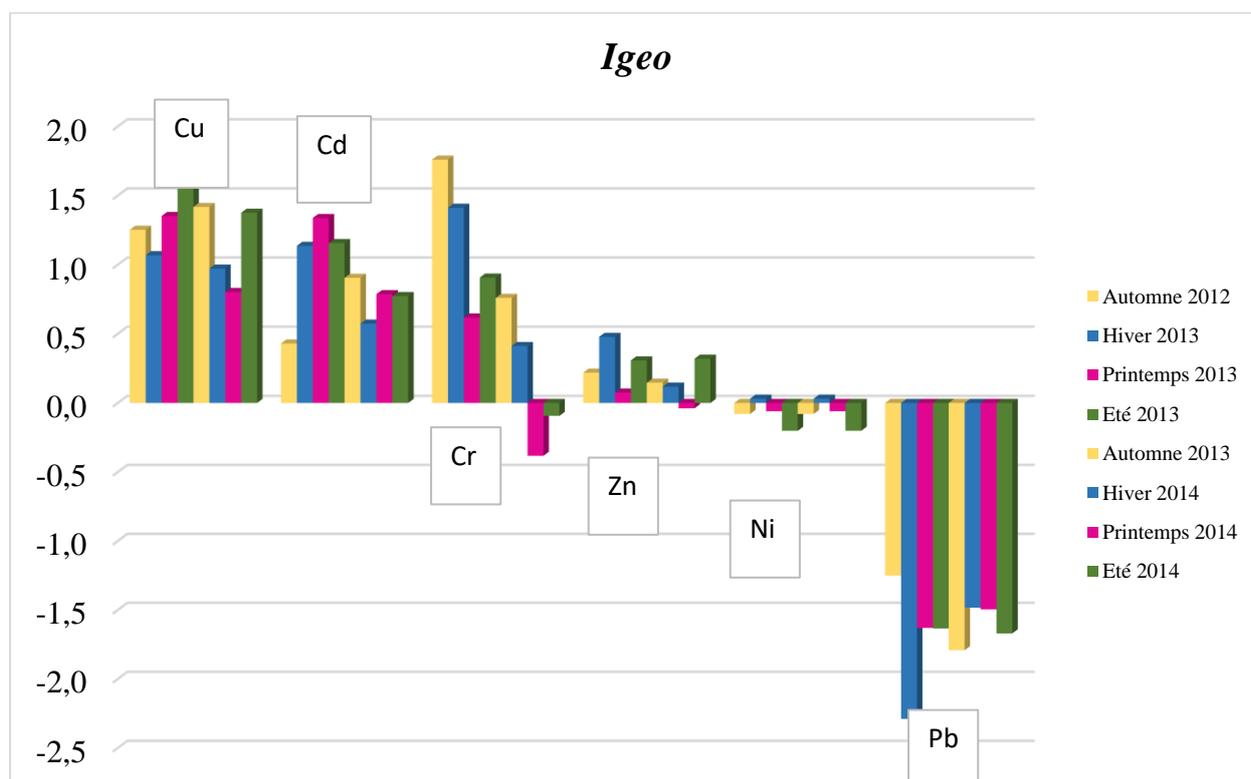
	<i>Igeo_Cd</i>	<i>Igeo_Cr</i>	<i>Igeo_Cu</i>	<i>Igeo_Ni</i>	<i>Igeo_Pb</i>	<i>Igeo_Zn</i>
<b>SP1</b>	1,12 [-0,17-2,53]	0,39 [-2,69-1,52]	1,43 [1,16-1,72]	0,07 [-0,36-0,44]	-1,59 [-2,59- -1,21]	0,29 [-0,11-0,70]
<b>SP2</b>	0,68 [-0,82-1,55]	0,61 [-1,77-1,75]	1,74 [0,26-2,34]	0,19 [0,00-0,51]	-1,57 [-3,75- -0,54]	0,31 [0,06-0,59]
<b>OR1</b>	1,53 [-1,57-3,24]	0,02 [-2,87-1,43]	1,06 [-0,36-1,70]	-0,01 [-0,47-0,22]	-1,54 [-2,43- -1,25]	0,44 [-0,70-1,54]
<b>OR2</b>	0,85 [0,06 -1,58]	0,65 [-2,77-1,62]	1,32 [0,58-1,65]	0,10 [-0,27-0,35]	-1,45 [-1,86- -1,13]	0,04 [-0,69-0,70]
<b>VO1</b>	0,87 [-0,78-1,58]	0,66 [-1,19-1,66]	1,33 [-0,47-1,90]	-0,08 [-0,55-0,29]	-1,89 [-2,95- -1,47]	0,16 [-0,28-0,43]
<b>VO2</b>	0,62 [-3,03-1,27]	2,27 [0,18-3,65]	1,00 [-1,08-1,82]	0,13 [-0,25-0,37]	-1,66 [-5,71- -0,81]	0,22 [-0,05-0,47]
<b>KM1</b>	0,36 [-1,45-1,33]	0,53 [-2,69-1,73]	1,06 [-1,53-1,72]	0,11 [-0,09-0,39]	-1,72 [-4,12- -0,74]	0,15 [-0,51-0,38]
<b>KM2</b>	1,22 [-0,86-3,20]	0,31 [-2,45-1,42]	1,25 [0,17-1,71]	-0,03 [-0,41-0,39]	-1,50 [-3,32- -1,07]	0,16 [-0,07-0,58]
<b>KM3</b>	0,57 [-1,12-1,22]	0,54 [-2,32-1,54]	0,88 [-0,51-1,61]	-0,19 [-0,44-0,26]	-1,79 [-5,18- -1,07]	0,07 [-1,44-1,03]

Le calcul des *Igeo* a permis d'estimer l'importance de la contamination des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar par les ETM dont les teneurs dépassent le background de la zone d'étude.

Le tableau 40 présente les intervalles de valeurs d'*Igeo* des six éléments étudiés pour les sédiments des 9 stations de prélèvements. Selon l'échelle de Müller, la zone étudiée est sujette à une pollution métallique, avec un intervalle d'*Igeo* qui varie de la classe 0 à la classe 4.

**Tableau 40** : Pourcentage des *Igeo* des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar en fonction des classes *Igeo* (n=72).

	<i>Igeo</i>						
	$Igeo < 0$	$0 \leq Igeo < 1$	$1 \leq Igeo < 2$	$2 \leq Igeo < 3$	$3 \leq Igeo < 4$	$4 \leq Igeo < 5$	$5 \leq Igeo$
<i>Igeo_Cd</i>	18	49	29	1	3	0	0
<i>Igeo_Cr</i>	33	35	26	3	3	0	0
<i>Igeo_Cu</i>	7	25	65	3	0	0	0
<i>Igeo_Ni</i>	44	56	0	0	0	0	0
<i>Igeo_Pb</i>	100	0	0	0	0	0	0
<i>Igeo_Zn</i>	21	76	3	0	0	0	0



**Figure 63** : Moyennes des indices de géoaccumulation pour les sédiments d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

Les moyennes, par campagne, des indices de géoaccumulation spécifiques aux éléments, sont représentées par la figure 63 qui met en exergue une contamination par le cuivre pendant

les huit campagnes de prélèvements et une contamination par le cadmium en hiver, au printemps et en été de la même année 2013, en plus d'une contamination par Cr en automne 2012 et en hiver 2013.

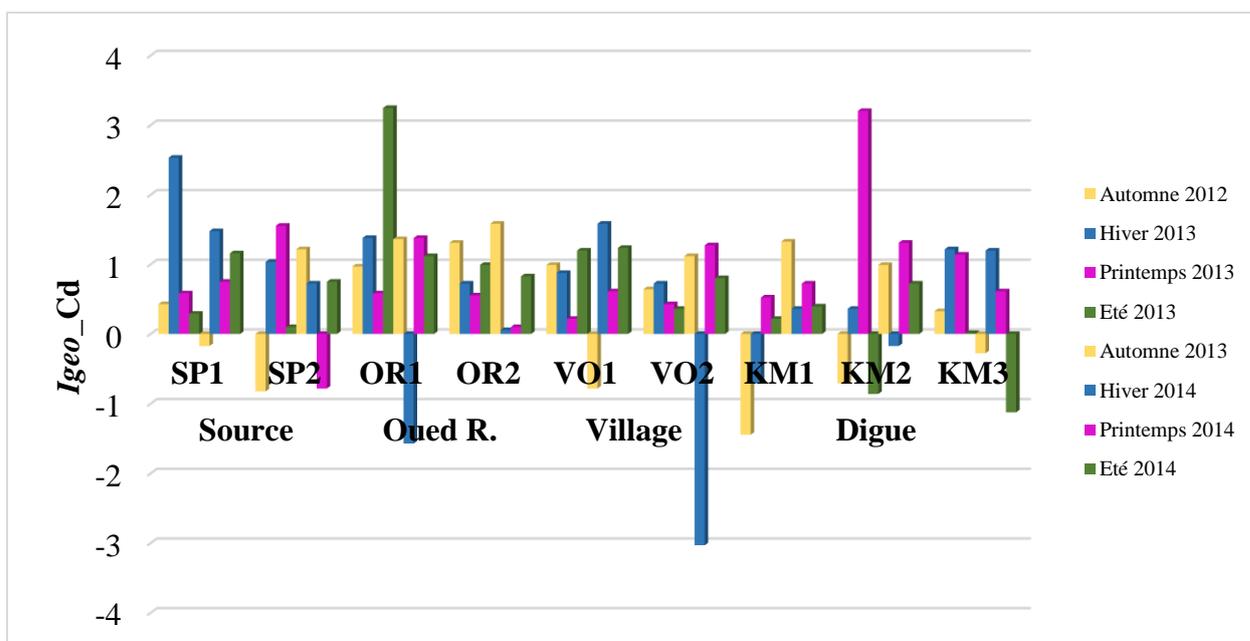
Les *Igeo* moyens négatifs du Cd (automne 2012 et 2013, hiver 2014, printemps 2014 et été 2014), du Cr (printemps 2013 et 2014, été 2013 et 2014, automne 2013, hiver 2014), du Zn, Ni et Pb (8 campagnes) traduisent l'absence d'enrichissement. L'ordre d'importance des *Igeo* est la suivant :  $Igeo\_Cu > Igeo\_Cd > Igeo\_Cr > Igeo\_Zn > Igeo\_Ni > Igeo\_Pb$ .

**Djeddi et al. 2018** ont observés des valeurs d'*Igeo\_Pb* élevé seulement pour deux stations dans le barrage Béni Haroun. Par ailleurs, les valeurs de l'*Igeo\_Cu* et *Igeo\_Zn* sont inférieures à 0. L'ordre d'accumulation de ces trois éléments cités par ces auteurs a été comme suit :  $Igeo\_Pb > Igeo\_Zn > Igeo\_Cu$ .

De plus, l'analyse des différentes valeurs d'*Igeo* sur la base de l'échelle de pollution proposée par **Müller (1981)** et **Ruiz (2001)** peut conduire aux conclusions suivantes :

#### ➤ Pour le cadmium

D'après la figure 64 on constate que 82% des valeurs d'*Igeo* sont positives, ce qui confirme la contamination de presque la totalité des échantillons. On observe aussi que la station OR2 présente des valeurs positives quelle que soit la campagne.

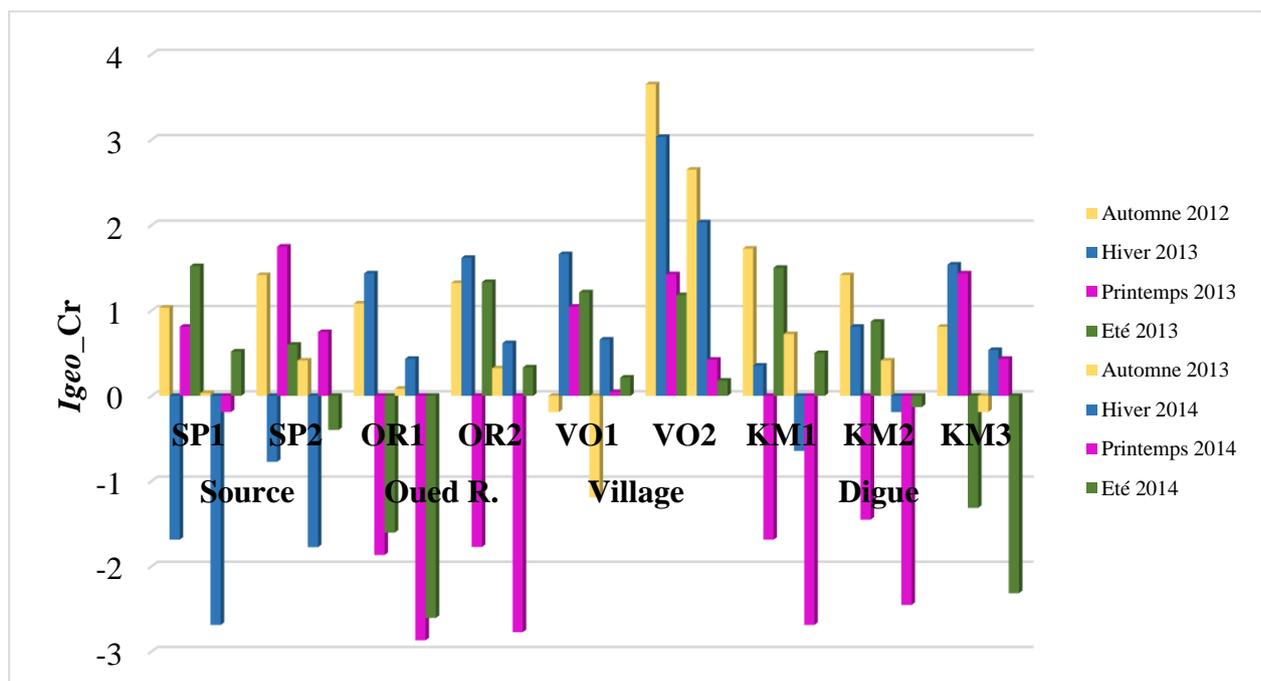


**Figure 64** : Variations spatio-temporelles *Igeo\_Cd* des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

Parmi les *Igeo\_Cd*, 49% indiquent une contamination absente à faible, 29% des *Igeo* peuvent être considérés comme légèrement contaminés, 1% sont moyennement contaminés et 3% sont moyennement contaminés à fortement pollués. Aucun sédiment n'enregistre un *Igeo* proche du seuil de contamination forte à extrême (tableau 39 et 40).

### ➤ Chrome

De même que pour le cadmium, plus de la moitié des valeurs d'*Igeo* sont positives (67%) ; ce qui confirme la contamination de presque tous les échantillons par le chrome ou toutes les valeurs sont supérieures à zéro, notamment celles de VO2, la station la plus chargée en automne et hiver 2013 (figures 63 et 65). Parmi les *Igeo Cr*, 35% indiquent une contamination absente à faible ; 26% des *Igeo* peuvent être considérés comme légèrement contaminés ; 3% moyennement contaminés et 3% moyennement contaminés à fortement pollués ; et 33% reflètent le background de la zone d'étude (tableaux 39 et 40).

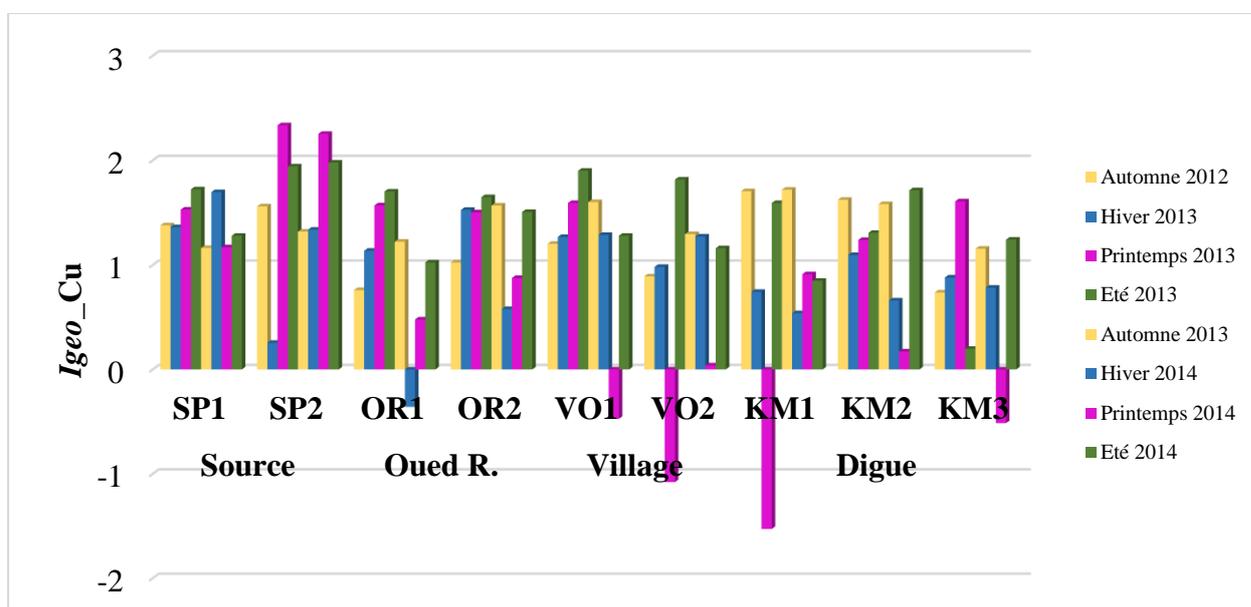


**Figure 65** : Variations spatio-temporelles des *Igeo\_Cr* des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

### ➤ Pour le cuivre

De même que pour le cadmium et le Chrome, 94% des *Igeo\_Cu* sont positifs ; ce qui confirme l'enrichissement par le cuivre des sédiments surtout à la station SP2 (figure 66) qui est légèrement à moyennement polluée ( $1 \leq Igeo < 2$ ). Le reste des stations sont légèrement à

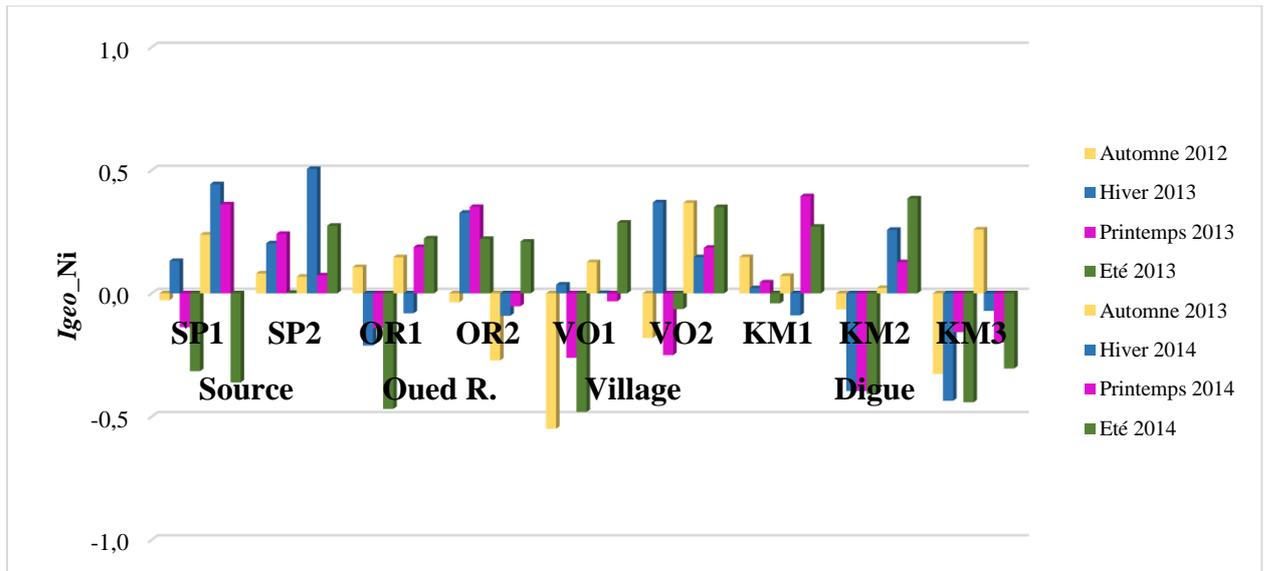
moyennement polluées. Notons que globalement, 65% des *Igeo* Cu indiquent une contamination légère ; 25% montrent que les sédiments sont non pollués à légèrement pollués ; et 7% reflètent le background de la zone d'étude (tableaux 39, 40).



**Figure 66 :** Variations spatio-temporelles des *Igeo* Cu des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

#### ➤ Pour le nickel

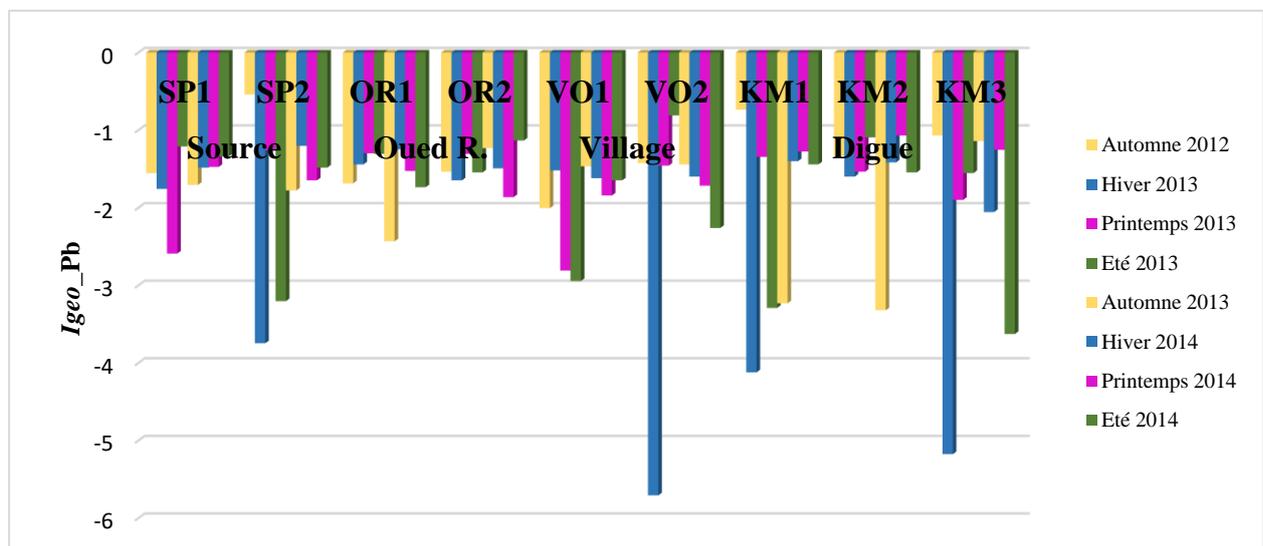
Les concentrations mesurées dans les 9 stations semblent refléter le fond géochimique de la zone d'étude ( $Igeo < 0$ ) avec un pourcentage de l'ordre de 44% (figure 67), à l'exception de la stations SP2 qui semble être enrichie par cet élément car toutes les valeurs sont supérieures à 0 mais inférieures à 1, ce qui nous amène à dire que cette station est non polluée à légèrement polluée.



**Figure 67 :** Variations spatio-temporelles des *Igeo\_Ni* des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d’Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

➤ **Pour le plomb**

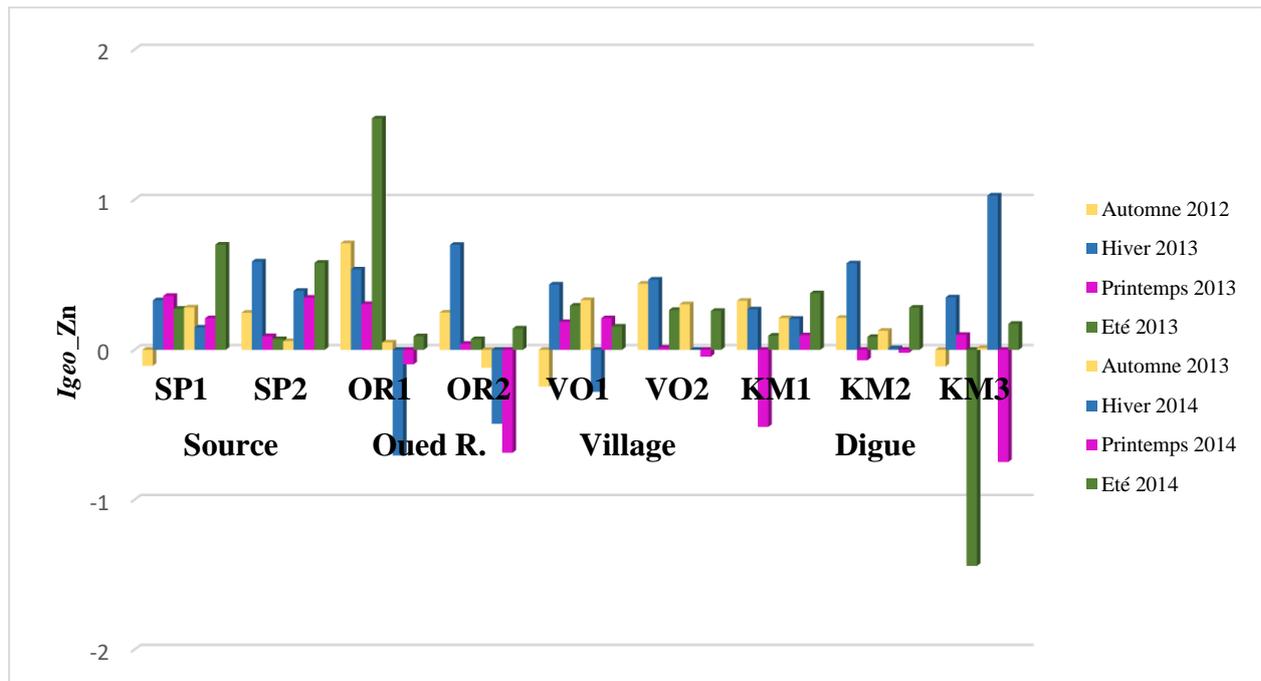
Tous les *Igeo* sont négatifs. Globalement, les teneurs en plomb semblent refléter le fond géochimique de la zone d’étude ; les *Igeo\_Pb* moyens étant négatifs (figure 68, tableaux 39, 40) et à 100%, cet indice reflète le background de la zone d’étude.



**Figure 68 :** Variations spatio-temporelles des *Igeo Pb* des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d’Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

### ➤ Pour le zinc

Globalement les *Igeo* sont très faibles voire négatifs, enregistrés au printemps 2014 (figure 69, tableaux 39, 40). Nous pouvons remarquer les teneurs des sédiments prélevés au niveau de toutes les stations considérées comme non polluées à légèrement polluées ( $0 \leq Igeo < 1$ ). Ces derniers représentent 76% du total des échantillons analysés.



**Figure 69 :** Variations spatio-temporelles des *Igeo\_Zn* des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

#### IV.3.2. Evaluation de la contamination métallique par le calcul du facteur de contamination (FC)

L'indice *Igeo* établit la classification des sédiments en fonction de la concentration des contaminants métalliques. Cependant, un facteur de 1,5 qui prend en compte l'hétérogénéité des sédiments a priori pose un problème car il ne représente pas nécessairement la réalité. En effet, l'ETM est principalement lié aux particules sédimentaires. Par conséquent, il est nécessaire d'exprimer la concentration d'ETM en tant que paramètre lié à la nature des sédiments. Cette normalisation consiste à exprimer le rapport de la teneur d'une substance donnée au facteur de normalisation. Les valeurs utilisées sont les mêmes que pour l'indice précédent (**Afri-Mehennaoui (2006)**), de sorte que le facteur de pollution "FC" pour un oligo-élément donné dans les sédiments puisse être déterminé selon la formule suivante :

$$FC_x = \left( \frac{C_x}{Bg_x} \right)$$

Ou :

FC : facteur de contamination,

x : élément considéré,

Cx : concentration mesurée pour un élément x,

Bg : Background pour un élément x.

Comme l'indice de géoaccumulation, les classes de niveau de pollution sont définies pour le FC (tableau 41).

**Tableau 41** : Classes du facteur de contamination  
(Hakanson, 1980 ; Förstner et Wittmann 1981 ; Carballeira et al. 1997).

FC	Gradient de contamination
FC < 1	Absente à faible
1 ≤ FC < 3	Modérée
3 ≤ FC < 6	Considérable
6 ≤ FC	Très forte

**Tableau 42** : Facteur de contamination des sédiments d'Oued Rebaa et barrage de Koudiet Medouar.

	Facteur de contamination moyenne [min-max] %					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<b>SP1</b>	3,27 [1,33-8,67]	1,96 [0,23-4,30]	4,03 [3,36-4,95]	1,57 [1,17-2,04]	0,50 [0,25-0,65]	1,83 [1,39-2,44]
<b>SP2</b>	2,41 [0,85-4,40]	2,29 [0,44-5,04]	5,02 [1,79-7,57]	1,71 [1,50-2,13]	0,50 [0,11-1,03]	1,86 [1,56-2,25]
<b>OR1</b>	4,35 [0,50-14,22]	1,53 [0,21-4,05]	3,12 [1,17-4,88]	1,49 [1,08-1,75]	0,51 [0,28-0,63]	2,04 [0,92-4,36]
<b>OR2</b>	2,71 [1,56-4,50]	2,36 [0,22-4,60]	3,75 [2,24-4,70]	1,60 [1,24-1,91]	0,55 [0,41-0,68]	1,55 [0,93-2,43]
<b>VO1</b>	2,76 [0,87-4,50]	2,37 [0,66-4,74]	3,77 [1,08-5,60]	1,42 [1,02-1,83]	0,40 [0,19-0,54]	1,67 [1,24-2,03]
<b>VO2</b>	2,30 [0,18-3,62]	7,22 [1,70-18,82]	2,99 [0,71-5,28]	1,65 [1,26-1,94]	0,48 [0,03-0,86]	1,75 [1,45-2,07]
<b>KM1</b>	1,94 [0,55-3,76]	2,17 [0,23-4,96]	3,14 [0,52-4,94]	1,62 [1,41-1,97]	0,45 [0,09-0,90]	1,67 [1,05-1,95]
<b>KM2</b>	3,50 [0,83-13,81]	1,86 [0,27-4,00]	3,57 [1,69-4,92]	1,47 [1,13-1,96]	0,53 [0,15-0,72]	1,68 [1,43-2,24]
<b>KM3</b>	2,23 [0,69-3,49]	2,18 [0,30-4,36]	2,76 [1,05-4,57]	1,31 [1,10-1,80]	0,43 [0,04-0,72]	1,58 [0,55-3,06]

Les sédiments des 9 stations de prélèvements ont des FC en Cd, Cr, Cu, Ni et Zn toujours supérieurs à 1, confirmant un enrichissement voire une contamination par ces éléments et ceci quelle que soit la station et quelle que soit la campagne. Le chrome montre une contamination forte, avec des FC atteignant une valeur de 7,22 qui dépasse ainsi le seuil maximal défini par **Hakanson (1980) ; Förstner et Wittmann (1981) ; Carballeira et al. (1997) in Rubio et al. (2000)**. 6% des FC-Cr indiquent une très forte contamination par ce métal considéré comme extrêmement toxique pour la faune benthique.

**Tableau 43 :** Pourcentage des FC des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar en fonction des classes du FC (n=72).

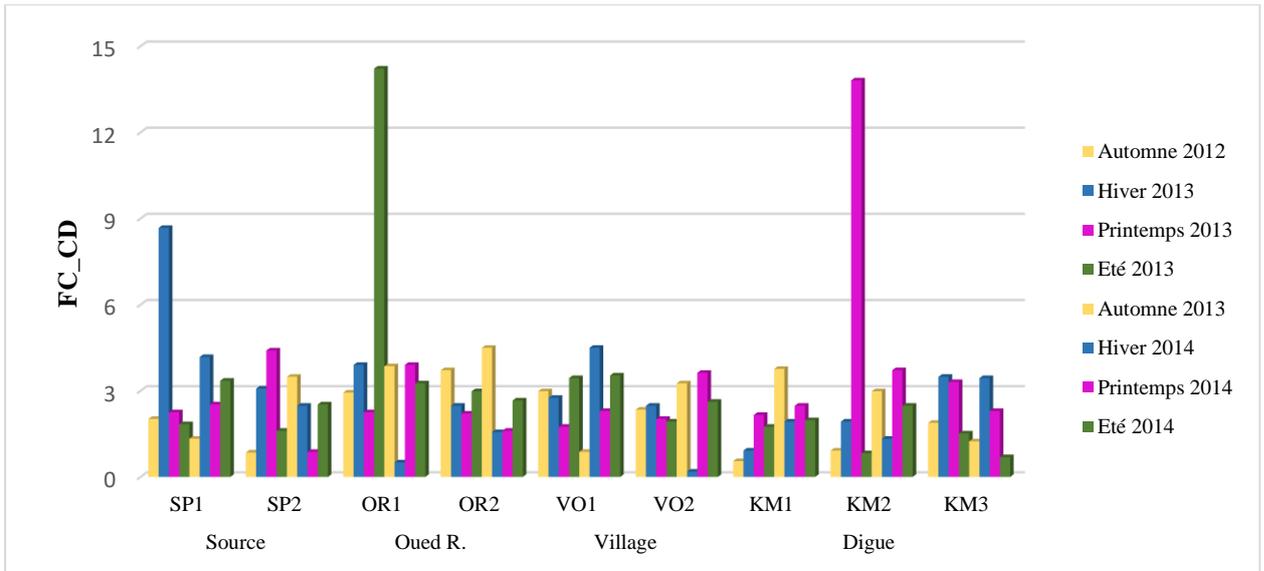
	FC%			
	FC<1	1≤FC<3	3≤FC<6	6≤FC
FC_Cd	14	53	29	4
FC_Cr	25	43	26	6
FC_Cu	3	29	65	3
FC_Ni	0	100	0	0
FC_Pb	100	0	0	0
FC_Zn	6	92	3	0

Les FC-Zn ne dépassent en aucun cas le seuil maximal ( $6 \leq FC$ ) ; 5% des FC indiquent une contamination absente à faible ; 92% une contamination modérée ; et 3% une contamination importante. Cette dernière classe concerne surtout les sédiments prélevés au niveau d'Oued Rebaa « OR1 » et la digue du barrage Koudiet Medouar « KM3 ». Les enrichissements en Cu et Cr bien que élevés dans certaines stations, sont moins importants que ceux du Pb et surtout du Cd. Comparés aux deux éléments précédents, le FC-Ni et Pb sont caractérisés par des enrichissements plus faibles. La valeur maximale du FC-Pb est 1,03 observée au niveau du SP2 qui se trouve en aval du barrage KM, 99% des valeurs du FC-Pb qui restent sont inférieurs à 1 indiquant ainsi une contamination absente à faible. Cependant, **Djeddi et al 2018**, ont noté un enrichissement par le plomb des sédiments du barrage Béni Haroun. L'enrichissement par le nickel est beaucoup plus perceptible ; les FC-Ni sont tous supérieurs à 1, de l'ordre de 2,13 enregistrés au niveau de la station SP1. Les FC-Ni indiquent une contamination modérée pour 100 % des échantillons. Contrairement aux 4 éléments précédents, les enrichissements en plomb et en nickel sont faibles. Les FC-Cr dépassent le seuil de la quatrième classe dans 6% des échantillons indiquant une contamination très forte, alors qu'ils sont supérieurs au seuil de la troisième classe dans 26% des échantillons, traduisant une contamination considérable et

43% révèlent une contamination modérée, le reste des échantillons étant non contaminés à faiblement contaminés ( $FC < 1$ ).

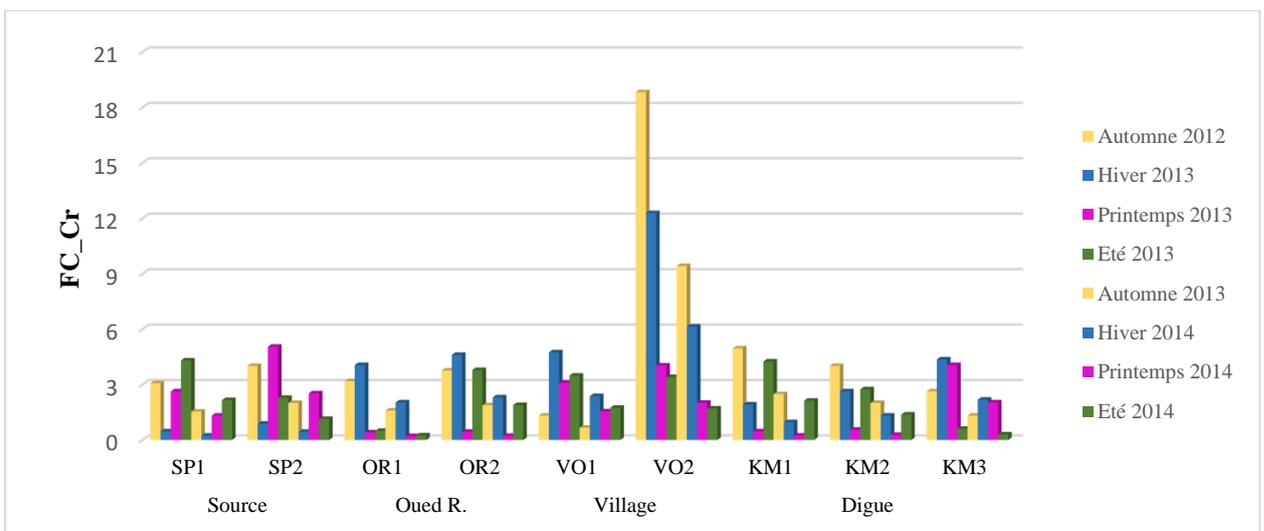
❖ **Cadmium**

L'évaluation du facteur de contamination du cadmium révèle que 14% des valeurs sont inférieures à 1, ce qui traduit une faible contamination alors, que 4% révèlent une très forte contamination aux stations SP1, OR1 et KM2, cela durant des campagnes différentes de la même année 2102/2013 (figure 70).



**Figure 70** : Variations spatio-temporelles FC-Cd des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

❖ **Chrome**

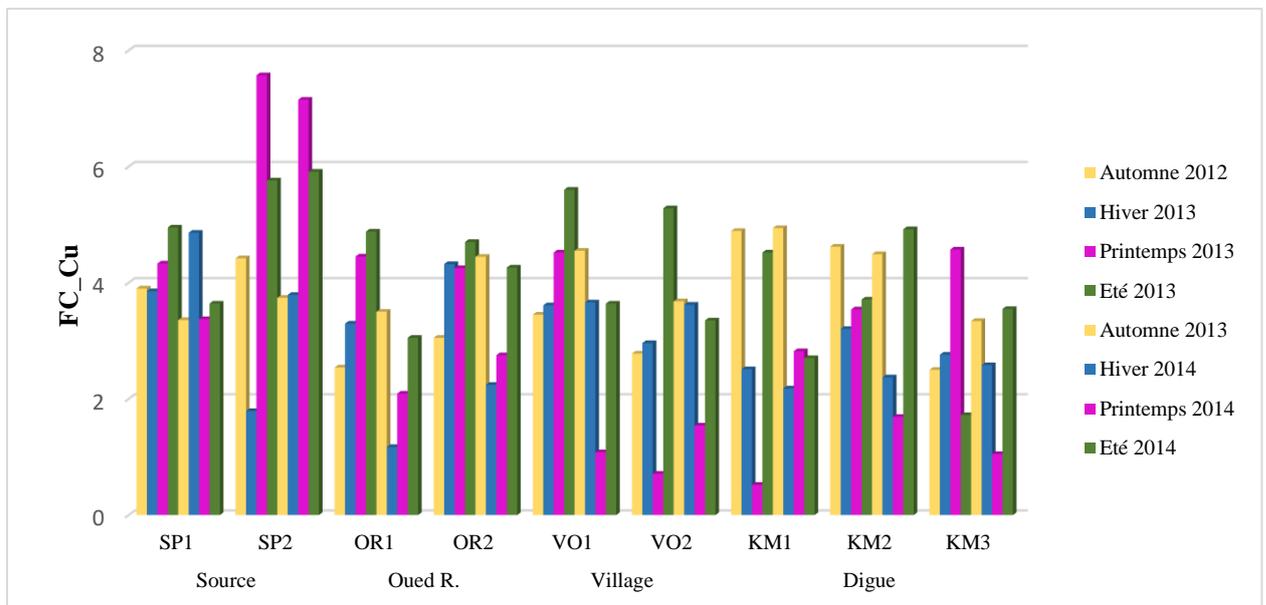


**Figure 71** : Variations spatio-temporelles FC-Cr des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

En ce qui concerne le facteur de contamination du chrome (figure 71), la station VO2 qui se trouve à la bordure du barrage montre un enrichissement très élevé en automne et hiver des deux années, car c'est la station VO2 est la plus fréquenté par l'homme, loisir, lessivage des voitures etc, des valeurs inquiétantes qui ont dépassé 18, sachant que les stations en amont de cette station montrent une faible contamination.

#### ❖ Cuivre

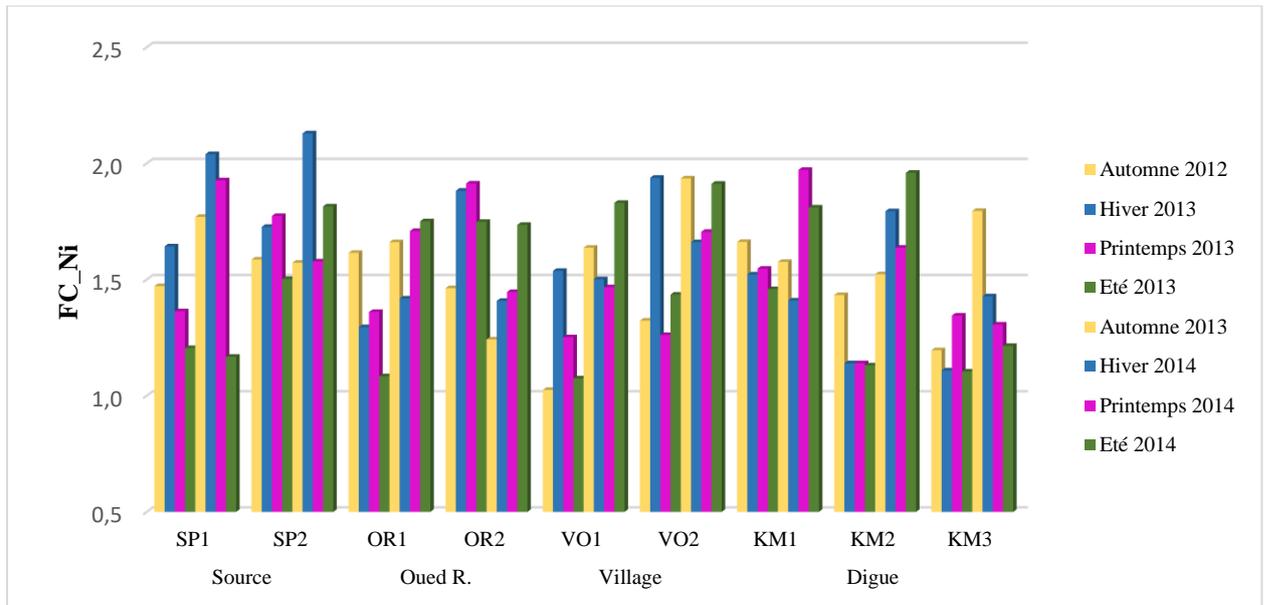
La figure 72 illustre le facteur de contamination du cuivre des 9 stations durant les 8 campagnes. Nous y constatons que 3% des valeurs révèlent une contamination très forte, 65% une contamination considérable, 29% une contamination modérée et 3% une contamination très faible voire nulle. La station SP2 se démarque par ses FC les plus élevés, certainement due aux ateliers qui fabriquent de l'or qui se trouve en aval de cette station dans la commune d'Oued Taga.



**Figure 72 :** Variations spatio-temporelles FC-Cu des sédiments des 9 stations de prélèvements lors des 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

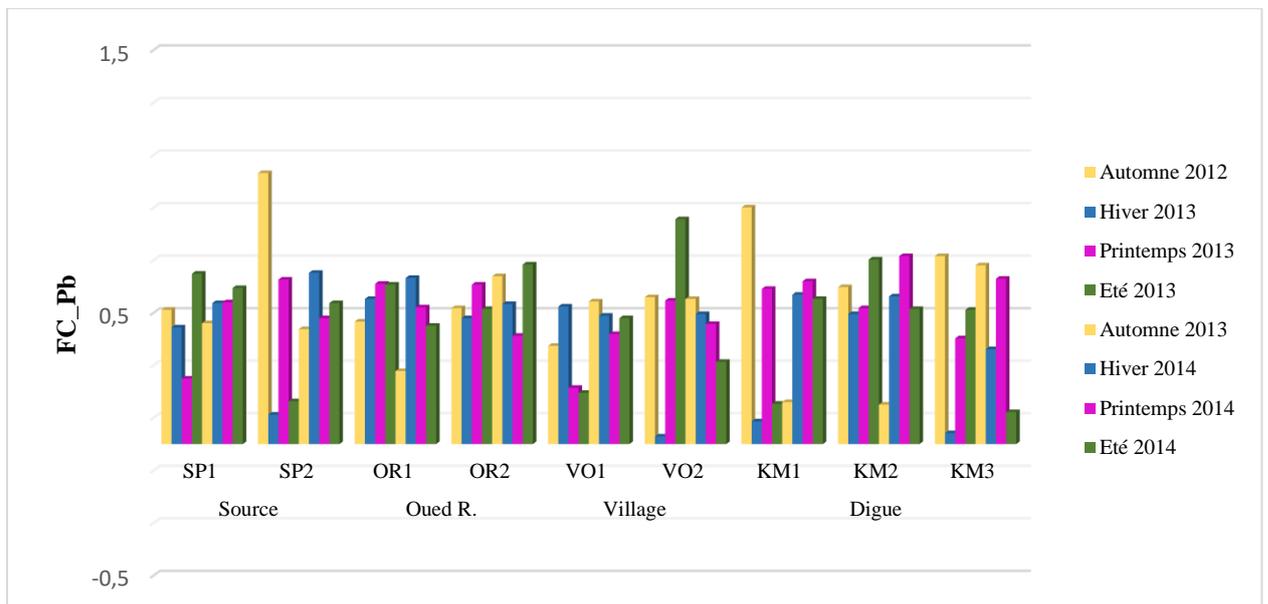
#### ❖ Nickel

La figure 73 témoigne que 100% des valeurs démontrent une contamination passable quelle que soit la station et quelle que soit la campagne.



**Figure 73 :** Variations spatio-temporelles FC-Ni des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d’Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

❖ **Plomb**

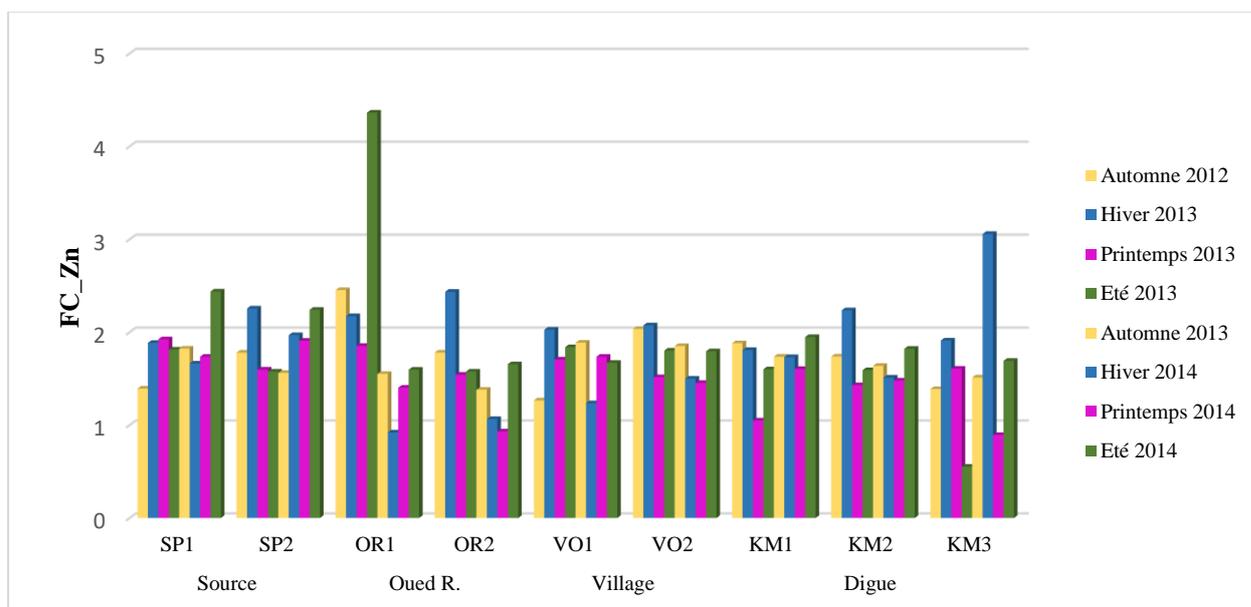


**Figure 74 :** Variations spatio-temporelles FC\_Pb des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d’Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

Le facteur de contamination du plomb dévoile que seulement 1% des valeurs traduit une contamination modérée dans la station SP2 en automne 2012 (figure 74), le reste des stations ont des valeurs inférieures à 1, ce qui traduit une faible contamination voire absente.

### ❖ Zinc

L'estimation spatio-temporelle du FC-Zn (Figure 75) montre que 92% des valeurs sont dans l'intervalle [1,3[ ce qui prouve l'existence d'une contamination modérée, 3% sont dans l'intervalle [3,6[ (contamination considérable), alors que les 5% restant ne présentent aucune contamination.



**Figure 75** : Variations spatio-temporelles FC\_Zn des sédiments des 9 stations de prélèvements durant les 8 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

#### IV.3.3. Evaluation de la contamination métallique par la détermination du PLI

**Tomlinson et al. (1980)** estiment que la charge polluante ou Pollution Load Index (PLI) d'un échantillon donne une estimation quantitative du niveau de pollution des éléments chimiques dans un échantillon donné. Il a pour expression :

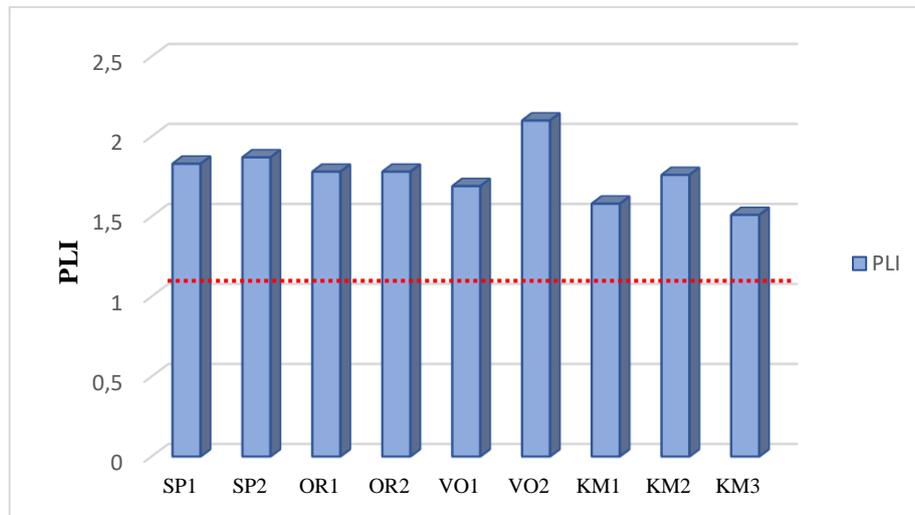
$$PLI = \sqrt[n]{C_f^1 \times C_f^2 \times C_f^3 \times \dots \times C_f^n}$$

Avec

CF : facteur de contamination ;  
n : nombre de métaux.

Cette méthode dégage deux niveaux de pollution de l'échantillon. Ainsi, pour  $PLI \approx 1$  : pas de pollution et pour  $PLI > 1$  : présence de pollution (**Tomlinson et al. 1980**). L'analyse de la figure 76, traduisant la variation du PLI dans les 9 stations d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar, montre des valeurs de PLI toutes supérieures à 1 ( $PLI > 1$ ). Ainsi, les sédiments

d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar présentent une charge polluante. La charge la plus élevée se situe dans la station VO2 avec une valeur de 2,1.



**Figure 76 :** Variation spatiale du PLI dans les 9 stations d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.

#### IV.3.4. Evaluation de la contamination métallique par le calcul du degré de contamination (Dc)

La somme des CF permet d'estimer le degré de contamination dans chaque point de prélèvement (contamination polymétallique). Ce degré de pollution (Dc) s'exprime par la formule suivante :

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

où :

Dci : degré de contamination,

i : point de prélèvement considéré,

C<sub>x</sub> : concentration mesurée pour un élément x,

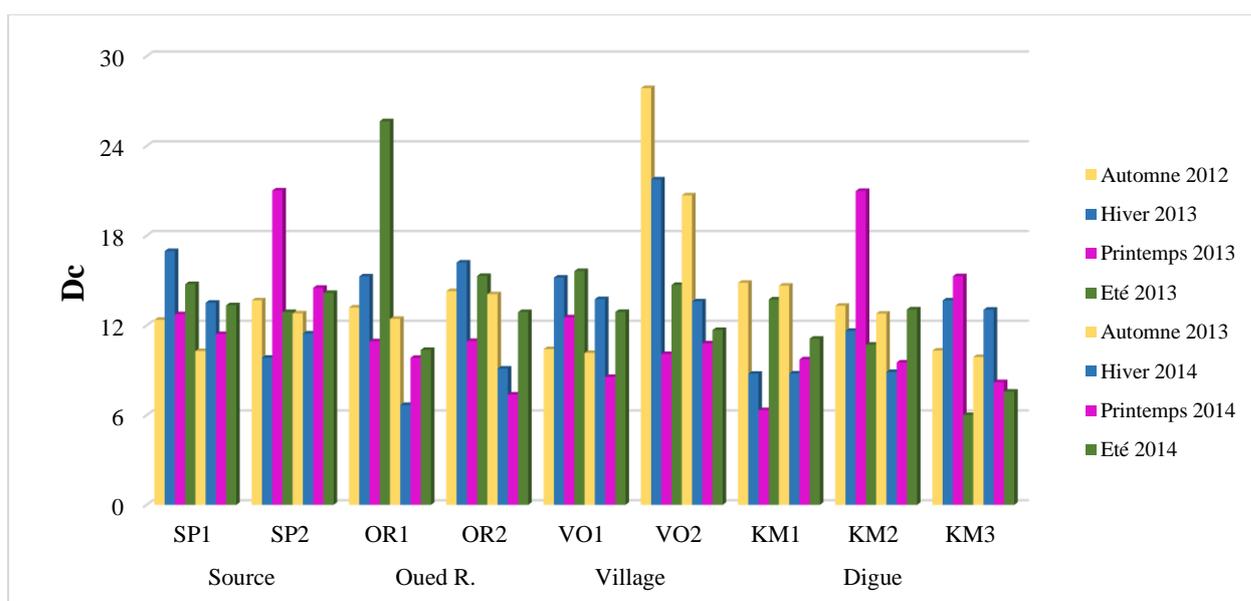
Bg<sub>x</sub> : Background pour un élément x,

Pour donner un degré à ce niveau de pollution, **Hakanson (1980)** définit des catégories de niveaux de pollution. Celles-ci sont données dans le tableau 44.

**Tableau 44** : Classes de degrés de contamination (selon **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 station sont donnés dans le tableau 45 et les Dc individuels représentatifs des stations pendant les 8 campagnes de prélèvements sont illustrés par la figure 77.

**Figure 77** : Degré de contamination des sédiments des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvement d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

Globalement, les degrés de contamination témoignent d'un apport dû principalement aux activités anthropiques. Les DC moyens dépassent en VO2 et OR1 en automne 2012 et en été 2013, respectivement le seuil maximal de la quatrième classe définie par **Hakanson (1980)** indiquant une contamination très élevée. D'après le tableau 45, le Dc le plus élevé (16,93) est enregistré au niveau du VO2 alors que le plus faible (10,49) est celui du KM3. Sur le plan individuel, la situation semble plus compliquée. En effet, les Dc se situent dans l'intervalle de

la deuxième et troisième classe, indiquant ainsi une contamination modérée à considérable. Ainsi, la figure 77 montre que la station "VO2" enregistre le Dc le plus élevé et qui est de l'ordre de 27,86. Cette valeur critique est principalement due au chrome et au cuivre qui représentent respectivement 68% et 10% de cette valeur. Les autres éléments (Cd, Zn, Ni, Pb) ne participent respectivement qu'à 8%, 7%, 5% et 2% de la valeur du DC.

**Tableau 45 :** Degrés de contamination des sédiments pour les neuf stations d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.

	DC		
	moy	min	max
<b>SP1</b>	13,17	10,28	16,96
<b>SP2</b>	13,79	9,83	21,01
<b>OR1</b>	13,04	6,67	25,65
<b>OR2</b>	12,52	7,37	16,20
<b>VO1</b>	12,39	8,54	15,63
<b>VO2</b>	16,39	10,08	27,86
<b>KM1</b>	10,99	6,33	14,84
<b>KM2</b>	12,61	8,88	20,98
<b>KM3</b>	10,49	6,00	15,28

Les stations KM1 et KM3 enregistrent respectivement des DC de l'ordre de 10,99 et 10,49 pour le cuivre et le chrome. Le cuivre contribue avec 55% et le chrome avec 41% des valeurs des DC pour les 2 stations. Les stations OR1, VO1 et KM2 présentent des DC de l'ordre de 12,52 ; 12,39 et 12,61, qui sont essentiellement représentatifs d'une contamination induite par le cuivre ; celui-ci représente respectivement 30 %, 30,5% et 28,5 % des valeurs des DC. Les stations SP1 et SP2 présentent aussi des DC qui dépassent légèrement le seuil maximal de la 2ème classe et enregistrent respectivement des valeurs de l'ordre de 13,17 et 13,79, révélant une contamination induite principalement par le cuivre.

Ces deux teneurs représentent respectivement 30,5%, 36,5% des valeurs des DC. Contrairement à ces deux stations, le DC enregistré au niveau de la station OR1, bien qu'il soit dans le même intervalle, indique un enrichissement par le cadmium ainsi que le cuivre qui contribuent respectivement avec 33,5% et 24% de la valeur du DC. La pollution dans ces stations est le résultat d'une teneur élevée en cadmium, cuivre et zinc, ce qui montre clairement qu'elle est due principalement au ruissellement des sols agricoles ; le cadmium, le cuivre et le zinc sont souvent utilisés comme pesticides ou engrais, en particulier les engrais phosphatés

riches en cadmium. Pour ce qui est de l'origine du chrome, il est dû à la manufacture de briques réfractaires ainsi qu'au le lessivage des voitures tout près du barrage.

#### IV.3.5. Evaluation de la contamination métallique par le calcul de l'indice de pollution sédimentaire (IPS)

Le calcul du degré de contamination a permis d'obtenir des informations sur la contamination des sédiments, mais sans considérer la notion de toxicité associée à chaque métal. **Rubio et al. (2000)** ont introduit l'indice de pollution des sédiments. Cette méthode regroupe plusieurs ETM : Cr, Zn, Ni, Cu, Pb et Cd. L'indice est défini comme la somme linéaire des facteurs de contamination et prend en compte la toxicité relative des ETM via un facteur pondérateur (W). Le poids de chaque métal en fonction de sa toxicité relative est comme suit : le Cr et le Zn sont les moins toxiques, donc le poids est 1. Les valeurs du Ni et du Cu sont fixées à 2 ; celle du Pb est de 5 celle du Cd est de 300 (**Rubio et al. 2000 ; Singh et al. 2002**). L'IPS est calculé selon la formule suivante :

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

où :

IPS : indice de pollution sédimentaire,

FC<sub>x</sub> : facteur de contamination pour un métal donné,

W<sub>x</sub> : poids affecté au métal considéré,

W<sub>t</sub> :  $\sum W_x$

L'IPS est accompagné de cinq classes qui fournissent des informations sur le degré de contamination des sédiments. Ce degré se situe entre la première classe ( $0 \leq IPS < 2$ ) caractérisant les sédiments sains et ( $IPS \geq 20$ ), la dernière classe caractérisant les sédiments dangereux (tableau 46).

**Tableau 46** : Classes de contamination de l'IPS (**Singh et al. 2002**).

Classes	Gamme des valeurs de l'IPS	Qualité du sédiment
0	$0 \leq IPS < 2$	Sain
1	$2 \leq IPS < 5$	Faiblement pollué
2	$5 \leq IPS < 10$	Moyennement pollué
3	$10 \leq IPS < 20$	Très pollué
4	$20 \leq IPS$	Dangereux

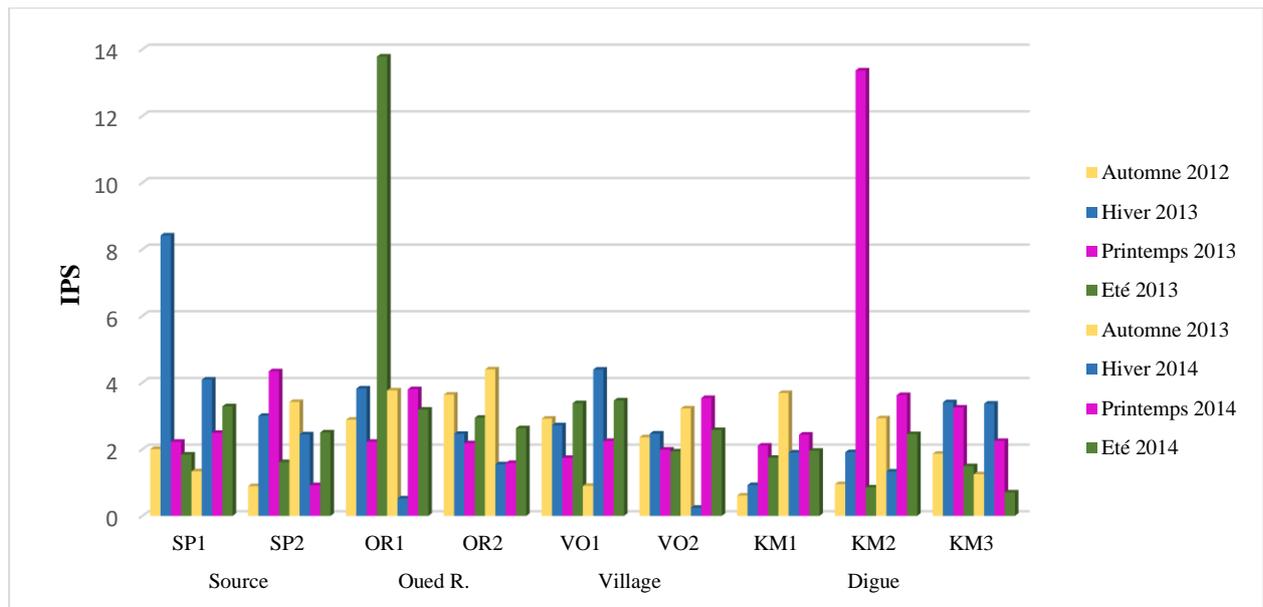
Les indices de pollution sédimentaire calculés pour les neuf stations pendant les 8 campagnes de prélèvements sont présentés dans le tableau 47 et aussi sous forme d'histogramme dans la figure 78. Les seuils des classes des IPS (classes 0, 1, 2 et 3) sont indiqués sur le graphique.

**Tableau 47** : L'indice de pollution sédimentaire pour les neuf stations d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.

Stations	Indice de pollution		
	Moy	Min	max
<b>SP1</b>	3,21	1,33	8,41
<b>SP2</b>	2,39	0,89	4,34
<b>OR1</b>	4,25	0,52	13,78
<b>OR2</b>	2,67	1,55	4,39
<b>VO1</b>	2,72	0,90	4,39
<b>VO2</b>	2,29	0,24	3,53
<b>KM1</b>	1,92	0,61	3,69
<b>KM2</b>	3,43	0,85	13,36
<b>KM3</b>	2,20	0,70	3,41

Les valeurs de l'indice de pollution sédimentaire des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements varient de 13,78, enregistré pour l'échantillon prélevé durant la période estivale 2013 à la station OR1, à 0,24 enregistré en période hivernale 2014 pour l'échantillon de la station VO2. Sur le plan individuel et en se basant sur les classes de qualité du sédiment données dans le tableau 47, il apparaît que 36% des échantillons peuvent être considérés comme étant sains, les IPS étant compris entre 0 et 2.

Quarante-trois échantillons sur un total de 72 présentent des IPS compris entre 2 et 5, selon les classes de contamination définies par **Singh et al. (2002)**. Ils sont considérés comme faiblement contaminés. Les autres échantillons se répartissent entre la classe 2 (moyennement pollués) et la classe 3 (très pollués). En effet, 1% des échantillons a des IPS compris entre 5 et 10 caractérisant des sédiments moyennement pollués, et 3% ont des IPS compris entre 10 et 20 caractérisant des sédiments très pollués. Cette dernière catégorie concerne les sédiments prélevés aux stations OR1 (été 2013) et KM2 (printemps 2013). Cette valeur critique est principalement due au cadmium qui représente 99,5% de cette valeur pour les stations suscitées. Notons qu'aucun sédiment n'est dangereux, tous les IPS étant inférieurs à 20 (classe 4).



**Figure 78 :** Indice de pollution sédimentaire des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvement d’Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.

**IV.3.6. Evaluation de la contamination métallique par le calcul du facteur de risque écologique (Re) et indice de risque écologique (IR)**

Chaque métal (i) dans les sédiments a son facteur de réponse toxique (Ti) vis-à-vis des organismes, qui peut être exprimé par une valeur qui reflète son risque pour l'organisme, par rapport à d'autres éléments de l'environnement (exemples de valeurs de Ti : Cd = 30, As = 10, Ni = Cu = Pb = 5, Cr = 2 et Zn = 1). Le facteur de risque écologique (Re) pour un métal donné est défini comme suit :

$$Re = (C \text{ échantillon} / C \text{ background}) * T_i$$

Ainsi pour estimer le risque écologique **Hakanson (1980)** a défini 4 intervalles (tableau 48).

**Tableau 48 :** Classes des risques écologique.

Re	Risque écologique
Re <40	Risque faible pour les organismes
40 < Re <80	Risque considérable
80 < Re <160	Risque modéré
160 < Re	Risque élevé.

Les valeurs du facteur Re sont inférieures à 40 pour la plupart des métaux dans les neuf stations (Tableau 49) indiquant un faible risque pour les organismes sauf pour le Cd, 45% (valeurs comprises entre 40 et 80) ce qui représente un risque considérable pour les organismes. Enfin le Cd présente un risque modéré dans 55% des stations. Le risque que représente le Cd est élevé ( $80 < Re < 160$ ) pour les stations suivantes d'amont à l'aval : SP1, OR1, OR2, VO1 et KM2.

**Tableau 49 :** Moyennes des Re dans les sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar (n=72).

	Re_Cd	Re_Cr	Re_Cu	Re_Ni	Re_Pb	Re_Zn
SP1	98,04	3,92	20,17	7,87	2,49	1,83
SP2	72,32	4,57	25,09	8,55	2,52	1,86
OR1	130,55	3,05	15,62	7,43	2,57	2,04
OR2	81,36	4,72	18,77	8,02	2,74	1,55
VO1	82,91	4,74	18,83	7,08	2,02	1,67
VO2	69,15	14,45	14,96	8,23	2,38	1,75
KM1	58,14	4,35	15,68	8,10	2,27	1,67
KM2	104,92	3,72	17,85	7,35	2,66	1,68
KM3	66,91	4,37	13,80	6,56	2,16	1,58

La somme du risque écologique (Re) de plusieurs métaux dans la même station d'échantillonnage détermine l'indice de risque écologique (IR). Cet indice permet d'évaluer le risque écologique de plusieurs oligo-éléments métalliques pour les organismes vivants (Mugoša et al. 2016 ; Zhang et al. 2016). L'indice de risque écologique est déterminé comme suit :

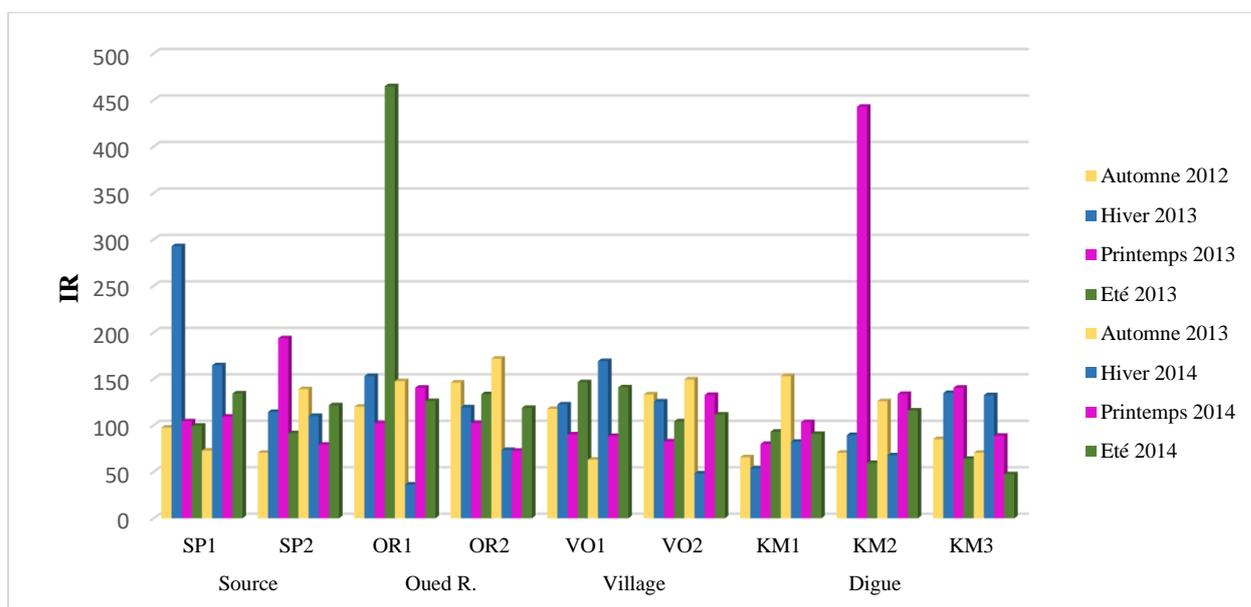
$$IRe = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times C_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times \frac{C^i}{C_u^i}$$

Le risque écologique est indiqué en fonction de la valeur de l'indice IR (Mugoša et al. 2016 ; Zhang et al. 2016) (tableau 50), comme suit :

**Tableau 50 :** Indice de risque écologique

IRe	Indice de risque écologique
$IRe < 150$	Risque faible
$150 \leq IRe < 300$	Risque modéré
$300 < IRe$	Risque élevé

Selon l'indice IR, la figure 79 montre que le risque est élevé pour 3% des résultats représentés dans deux stations, OR1 et KM2 où baignent les poissons du barrage. Les stations SP1, SP2, OR2 et VO1 s'ajoutent à ces deux-là pour un risque modéré de 10%. L'indice de risque est faible pour le reste des valeurs avec un taux de 87%.



**Figure 79** : Indice de risque écologique des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvement d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.

#### IV.3.7. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité

L'un des nombreux critères d'évaluation de la qualité et de la toxicité des sédiments est le SQG (Sediment Quality Guidelines). **Long et Morgan (1990)** ont développé le premier seuil de toxicité après des recherches approfondies dans la baie de Puget Sound (USA). Sur la base de l'étude des niveaux de polluants dans les sédiments, des résultats des tests biologiques et de la structure des organismes benthiques, ils ont déterminé les seuils de qualité de nombreux polluants (AET : concentrations les plus fortes pour lesquelles aucun effet biologique n'est observé). Ces valeurs ont évolué plus tard vers les seuils ERL / ERM (Effect Range Low et Effect Range Medium) définis par **Long et al. (1995)** et en seuils définis TEL / PEL (Threshold Effect Level et Probable Effect Level) **MacDonald et al. (1996)**. **MacDonald et al. (2000)** ont à leur tour dérivé de nouvelles normes d'au moins trois normes SQG disponibles (y compris les seuils ERL / ERM et TEL / PEL) pour évaluer la qualité des sédiments d'eau douce ; ce sont les TEC indiqués dans les tableaux 4 et 5 (Threshold Effect Concentration) et PEC (Probable Effect Concentration) et utilisés dans cette étude. Ces seuils ou normes de toxicité sont obtenus empiriquement ; c'est le traitement statistique des données d'effet biologique observées sur le

terrain, au laboratoire ou par modélisation d'espèces benthiques marines ou d'estuaires, couplés à la physicochimie des sédiments.

Afin d'évaluer la toxicité potentielle des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar, les concentrations moyennes 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)**, (tableau 51). Trois plages sont définies en fonction de la concentration des contaminants dans les sédiments :

- La plage de concentration la plus basse, dans laquelle les effets nocifs sont rarement observés : dans moins de 25% de ces cas, ces concentrations sont inférieures au TEC qui produit l'effet nocif.
- La plage des effets possibles, à l'intérieur de laquelle des effets nocifs sont occasionnellement observés, ce sont les valeurs entre TEC et PEC.
- La plage des effets probables, dans laquelle des effets biologiques nocifs sont souvent observés : dans plus de 50% des cas, ces concentrations supérieures à la CEE peuvent provoquer des effets nocifs.

**Tableau 51 :** Teneurs moyennes en ETM comparées au TEC et PEC-CBSQG et pourcentage d'effets biologiques (**MacDonald et al. 2000**).

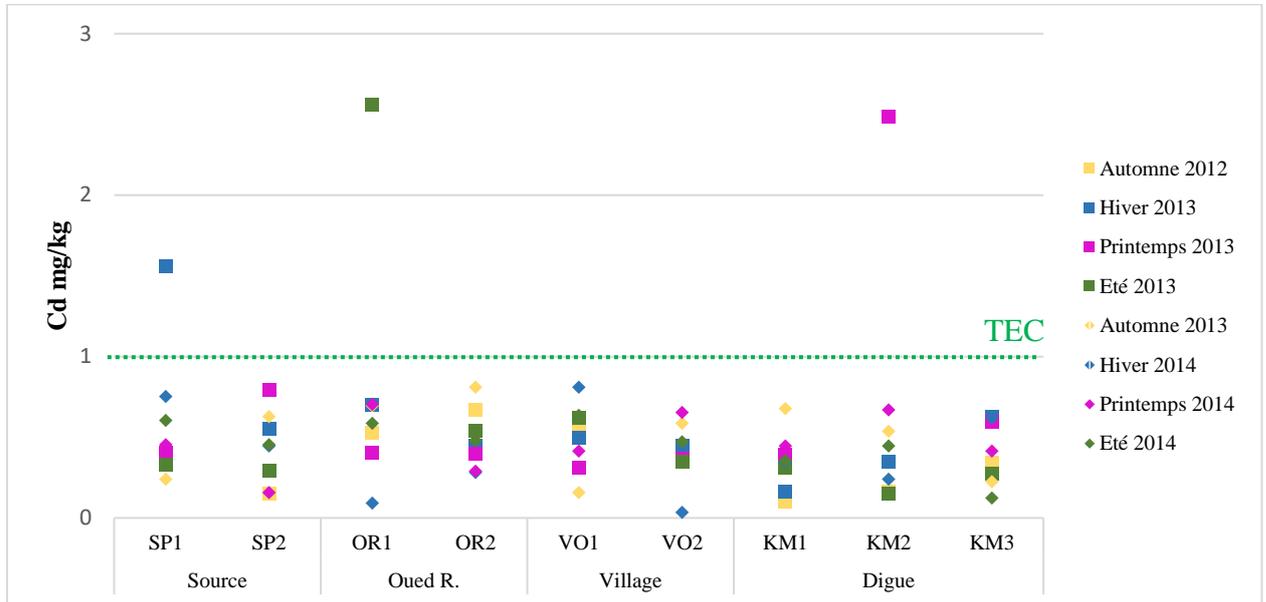
Eléments	TEC (µg/g)	PEC (µg/g)	Moyenne (mg/kg) (présente étude) (n=72)	% de valeurs < TEC (n=72)	% de valeurs > TEC et < PEC (n=72)	% de valeurs > PEC (n=72)
<b>Cd</b>	0,99	4,98	0,5	96	4	0
<b>Co</b>	-	-	-	-	-	-
<b>Cr</b>	43,4	111	66,5	39	56	5
<b>Cu</b>	31,6	149	28,6	62	38	0
<b>Mn</b>	-	-	-	-	-	-
<b>Ni</b>	22,7	48,6	15,4	100	0	0
<b>Pb</b>	35,8	128	9,7	100	0	0
<b>Zn</b>	121	459	104,2	83	17	0

TEC (Threshold Effect Concentration) et PEC (Probable Effect Concentration).

Les figures 80 à 85 illustrent la répartition spatiale des teneurs moyennes en ETM dans les sédiments des 9 stations. 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 :

### ❖ Cadmium

Les concentrations moyennes en cadmium dans les sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar sont inférieures au TEC dans 96% des cas (tableau 51 et figure 80).

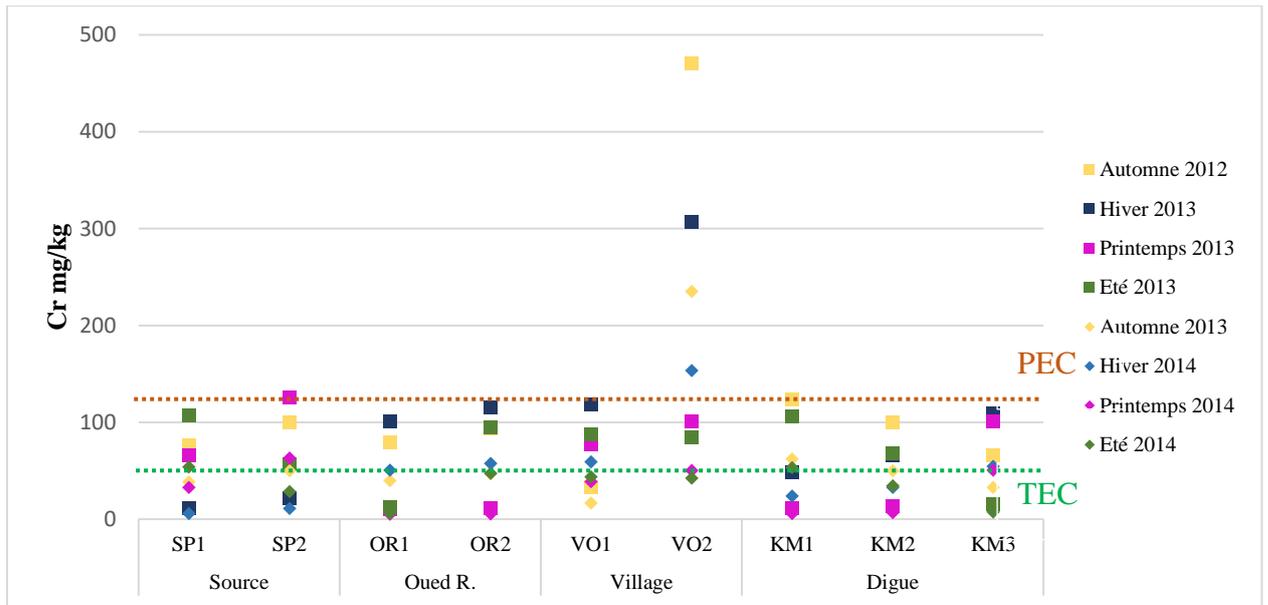


**Figure 80** : Teneurs en cadmium des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

Même si ces concentrations sont supérieures au background, leurs effets sur la faune benthique sont rares. 4% des échantillons ont des teneurs en cadmium comprises entre TEC et PEC pouvant avoir un effet néfaste sur les communautés benthiques. Notons qu'aucune concentration ne dépasse le seuil PEC. Les sédiments pour lesquels les teneurs en cadmium présentent des effets fréquents ( $>$  TEC) sont ceux qui se trouvent en amont du barrage, il s'agit des stations (SP1 et OR1) et dans le barrage (KM2).

### ❖ Chrome

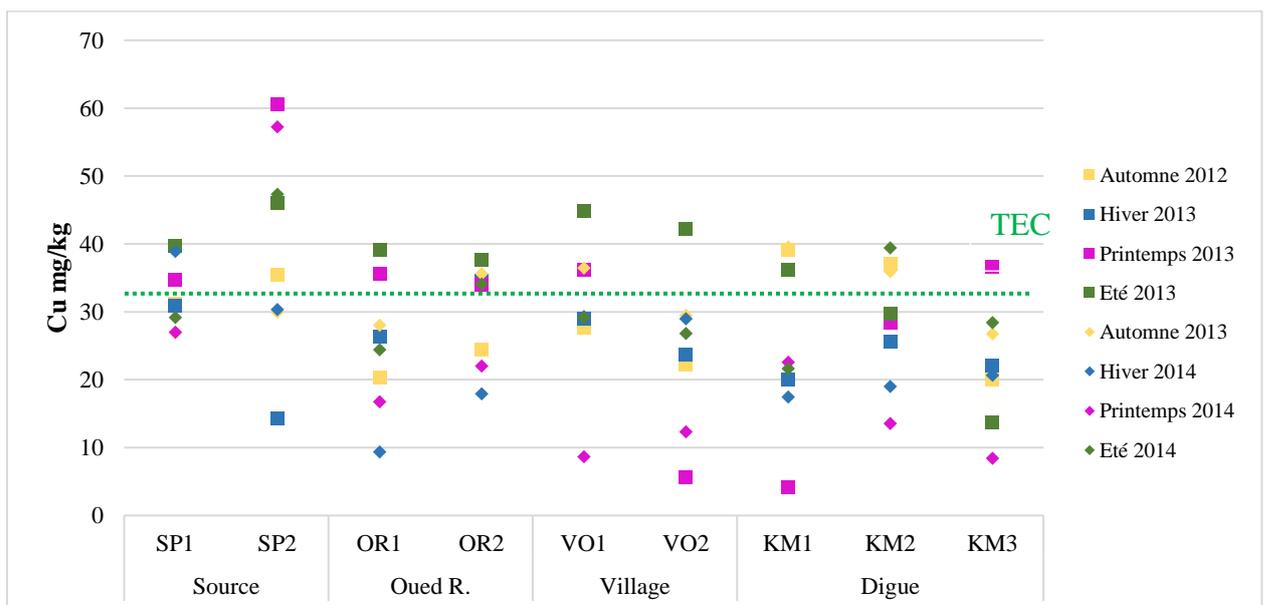
Pour le chrome, 39% des valeurs déterminées sont en-dessous du TEC, donc provoquant rarement des effets néfastes sur la faune benthique ; 56% des échantillons peuvent induire occasionnellement des effets sur la faune benthique, les concentrations étant comprises dans l'intervalle TEC-PEC (figure 81). Pratiquement les valeurs extrêmes enregistrées au niveau de la station VO2 sont supérieures au PEC. Les effets sur la faune benthique au niveau de cette dernière peuvent être fréquents.



**Figure 81 :** Teneurs en chrome des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

❖ **Cuivre**

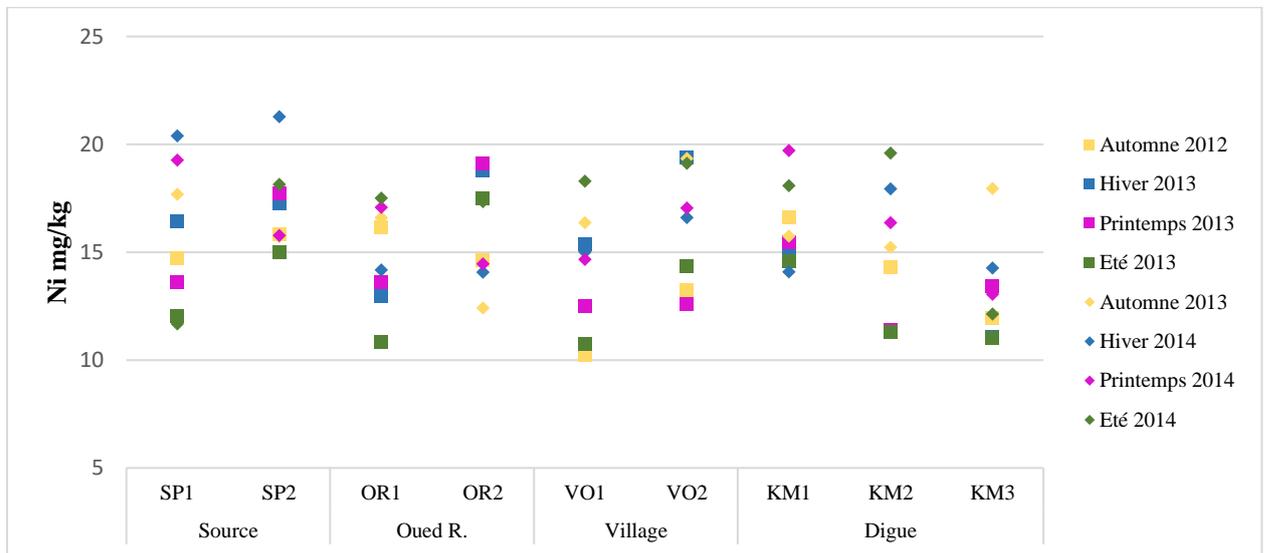
Les concentrations en cuivre dans les sédiments d’Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar, sont présentées dans la figure 82. Sur le plan individuel, 62% des échantillons ont des teneurs en cuivre en-dessous du TEC, 38% sont compris dans l’intervalle TEC-PEC et 0% au-delà du PEC. Les sédiments pouvant induire un effet probable sont surtout la station SP2.



**Figure 82 :** Teneurs en cuivre des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

❖ Nickel

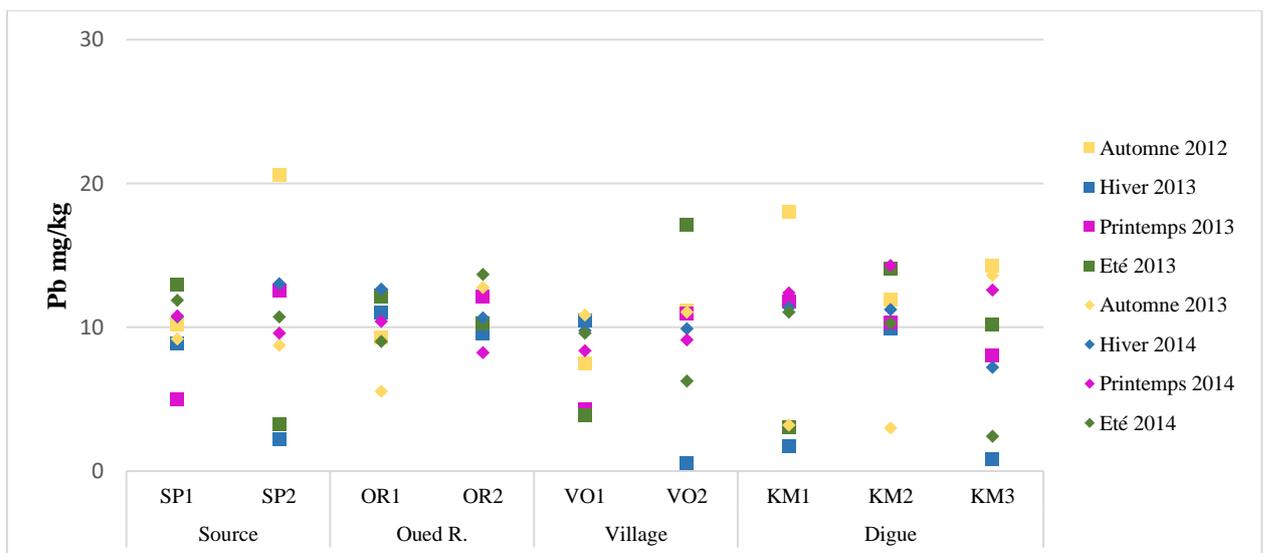
Aucune teneur individuelle en nickel ne dépasse le seuil TEC au-delà duquel les effets sur la faune benthique sont faibles (figure 83), à l'intérieur de laquelle des effets néfastes sont rarement observés.



**Figure 83 :** Teneurs en nickel des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

❖ Plomb

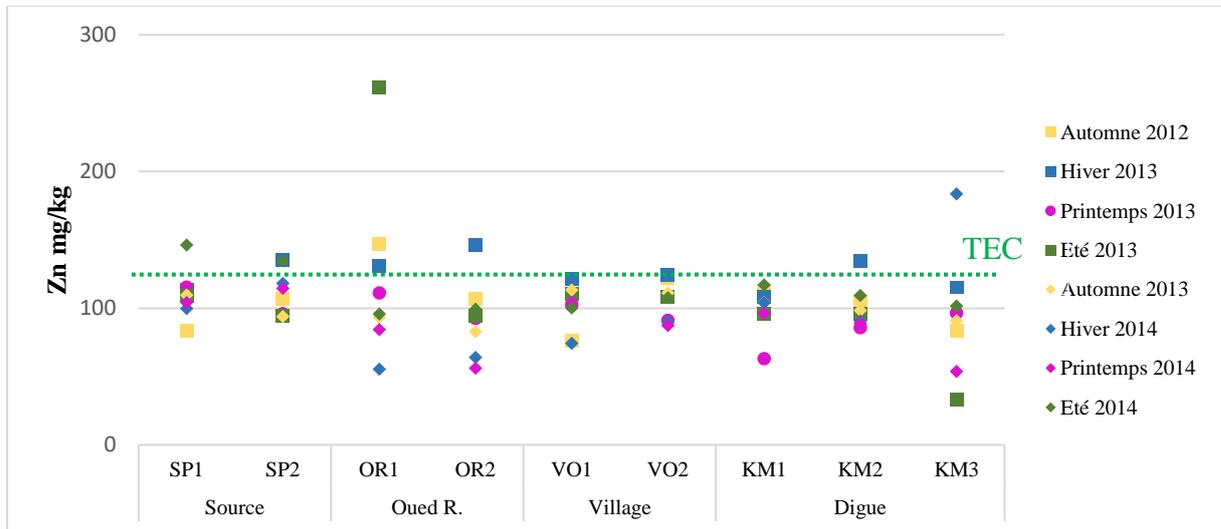
Les concentrations en plomb dans les sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar sont toutes inférieures à la valeur guide TEC pouvant induire occasionnellement des effets sur la faune benthique (figure 84, tableau 51).



**Figure 84 :** Teneurs en plomb des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

### ❖ Zinc

Les teneurs en zinc présentent des effets possibles, où des effets néfastes sont occasionnellement observés dans 17% des cas (figure 85). Il s'agit principalement des échantillons prélevés au niveau de la station OR1, et 83% des échantillons sont censés ne présenter que rarement des effets.



**Figure 85 :** Teneurs en zinc des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements au regard des seuils de toxicité.

Cependant, les sédiments dont les polluants dépassent les PEC doivent être traités, puis la restauration de l'environnement doit être envisagée, en particulier sur les sites présentant des niveaux de chrome (VO2) problématiques. En ce qui concerne les sédiments du barrage Béni Haroun, présentent un risque élevé pour le zinc et plomb (Djeddi et al, 2018). Long et al. (1998) et MacDonald et al. (2000) ont proposé de simplifier et de standardiser ces seuils en calculant des coefficients (QERL / QTEC et QERM / QPEC). Par conséquent, pour chaque ETM, le rapport de concentration dans les sédiments sur le PEL est déterminé. Le PEC est utilisé pour l'analyse plutôt que la TEC, et la toxicité des sédiments est le plus souvent observée à des valeurs proches de la PEC. Pour les matrices pluri-contaminées, le quotient moyen est déterminé comme suit :

$$Q_m = \sum \left( \frac{C_i}{PEC_i} \right) / n$$

où :

Q<sub>m</sub> : quotient moyen,

C<sub>i</sub> : concentration mesurée pour un élément i,

PEC<sub>i</sub> : Probable Effect Concentration pour un élément i,

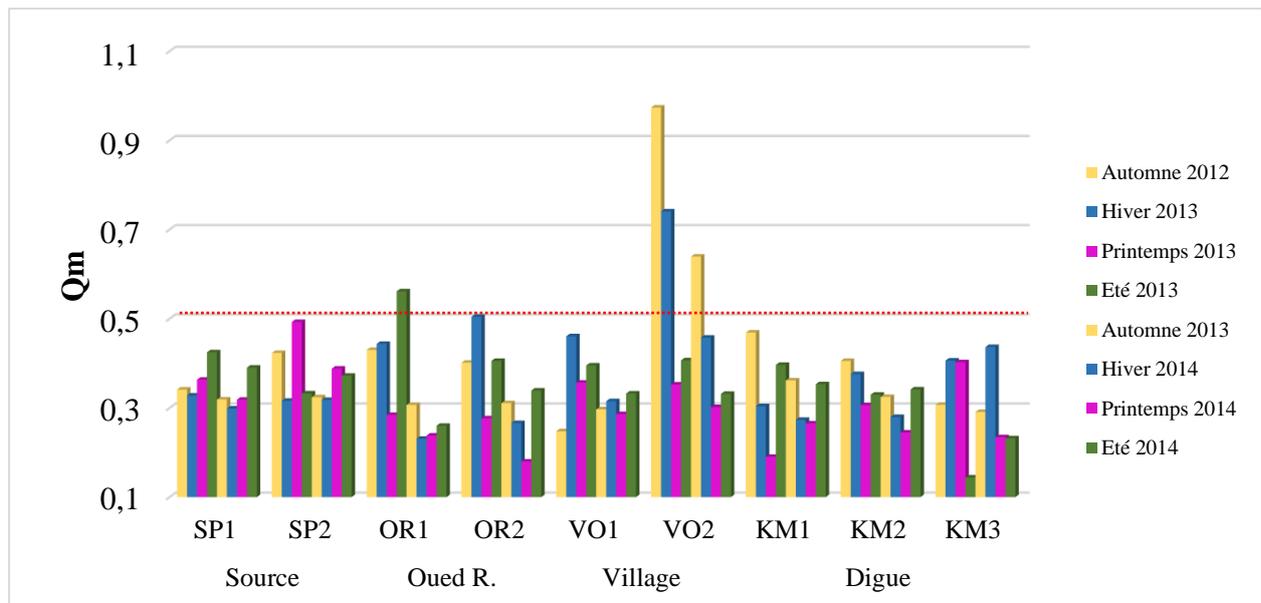
n : nombre de quotients calculés.

La normalisation prend en compte les effets du mélange de polluants et de nombreuses caractéristiques des sédiments. **Long et al. 1998** et **Ingersoll et al. (2000)** ont également confirmé cette hypothèse ; ils ont démontré que ces seuils sont prédictifs de la toxicité des sédiments. Pour cela ils ont établi deux niveaux du quotient moyen (tableau 52).

**Tableau 52** : Quotient moyen des caractéristiques des sédiments. (**MacDonald et al. (2000)** ; **Ingersoll et al. (2001)**)

Niveau	Qm	Caractéristique des sédiments
Niveau 1	Qm < 0,10	Sédiments non toxiques
Niveau 2	Qm > 0,50	Sédiments potentiellement toxiques.

Les résultats des Qm pour chaque station durant les huit campagnes sont représentés sous forme d'histogramme dans la figure 86.



**Figure 86** : Quotients moyens des 9 stations pendant les 8 campagnes de prélèvements des sédiments d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar.

Au regard des quotients Qm représentés dans la figure 86, aucun sédiment ne peut être considéré comme non toxique : les Qm sont tous supérieurs à 0,1 et ceci quelle que soit la campagne des prélèvements. Les sédiments de la station "SP2" prélevés au printemps 2013, ainsi que les stations OR1 et OR2 prélevés en été 2013 et en hiver 2013, enfin ceux de la station VO2 prélevés en automne 2012, en hiver 2013 et en automne 2013, sont définis comme potentiellement toxiques pour les organismes constituant les écosystèmes aquatiques étudiés. En effet, les Qm calculés pour ces stations sont supérieurs à 0,5. Pour cet ensemble, le Qm le

plus élevé (0,97) a été enregistré au niveau de la station "VO2", au cours de la première campagne alors que le plus faible (0,14) a été enregistré au niveau de la station "KM3" lors de la campagne 4. En général, l'évaluation de la qualité écotoxicologique des sédiments semble reposer sur une méthode de prédiction basée sur des critères biostatistiques (**Babut et Perrodin, 2001**). Elle permet de discerner les échantillons pour lesquels le risque toxique est élevé comparativement à ceux à risque nul.

#### **IV.4. Analyse des données de la faune macroinvertébrée aquatique**

Les communautés des macroinvertébrés sont très sensibles à la variabilité environnementale. Par conséquent, la diversité des espèces présentes et leur abondance peut apporter des indications importantes sur la qualité du milieu aquatique. L'utilité des macroinvertébrés benthiques est de deux ordres. On peut les utiliser pour effectuer une étude quantitative en les identifiant jusqu'au niveau de l'espèce et ce dans le cadre de l'évaluation de la biodiversité faunistique d'un écosystème. D'autre part, on peut aussi les utiliser dans le cadre d'une évaluation rapide de la qualité écologique d'un milieu, qui demande un niveau d'identification moins précis (**Mazuer et al. 2012**), cas de cette étude. Cette technique permet de rendre compte de l'état de santé des écosystèmes aquatiques et de détecter la présence de sites écologiquement perturbés. Donc les macroinvertébrés benthiques (insectes, gastéropodes et vers...), facile à prélever et à identifier, ont une mobilité faible, un temps de génération assez long leur permettant d'enregistrer les situations les plus préjudiciables, et peuvent être considérés comme des bioindicateurs d'un état général du milieu sans pouvoir fournir des renseignements sur la nature des perturbations. Des études supplémentaires plus approfondies peuvent élucider les causes de la dégradation afin d'y remédier (**Chessman, 1995 ; Pelletier, 2013**). Pour cela, l'Indice Biotique Belge (IBB) a été retenu pour cette évaluation sur la base de la simplicité de son utilisation et de sa fiabilité.

Dans la présente étude, sur les huit campagnes de prélèvements, la saison printanière offre la plus grande biodiversité faunistique, raison pour laquelle ne seront présentés que les résultats du printemps 2013 et 2014. D'ailleurs, **De Pauw et Vanhooren (1983)** proposent le printemps et/ou l'automne pour effectuer des échantillonnages. Or le climat semi-aride de la région impacte le débit des cours d'eau et certaines stations peuvent se retrouver à sec en été et parfois en automne également. A l'issue de cette approche biologique, nous avons établi une répartition globale de tous les spécimens échantillonnés, suivant l'ordre de sensibilité et la classification des unités systématiques (US) (annexes 2). Bien que des travaux taxonomiques existent pour

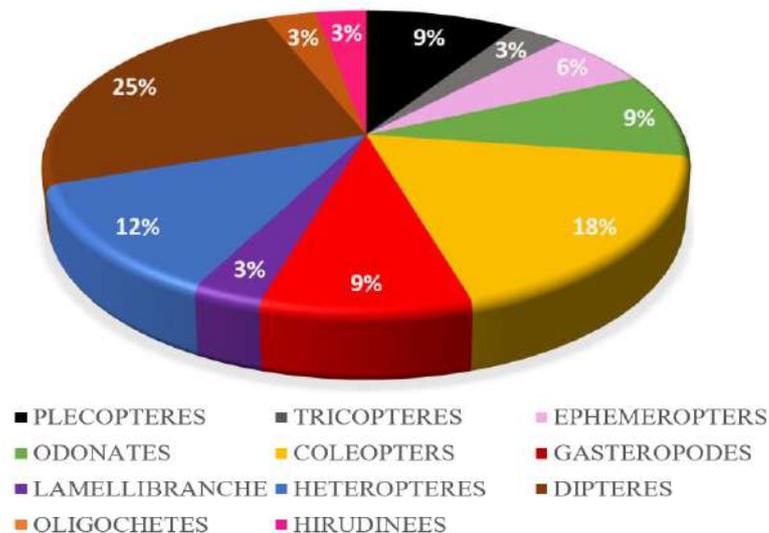
déterminer la faune aquatique d'Algérie, les clefs disponibles n'ont pas permis d'identifier tous les organismes. Le niveau d'identification requis, qui est majoritairement la famille ou le genre comme précisé par le tableau dans l'annexe 2. Bien que l'identification jusqu'à l'espèce soit souhaitable, pour l'IBB, l'identification jusqu'au niveau de la famille et du genre s'avère suffisante.

#### **IV.4.1. Analyse globale des macroinvertébrés**

L'étude faunistique de l'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar a permis de recenser 33 US d'invertébrés benthiques au printemps 2013, et 30 US au printemps 2014. Les résultats des deux campagnes d'échantillonnage sont regroupés dans le tableau 53 et illustrés par la figure 87. La première observation est relative à la pauvreté faunistique de l'écosystème aux sites visités dont les causes seraient multiples. Il est possible de citer les activités agricoles et pâturages, les effluents domestiques ainsi que le lessivage de polluants induit par le lavage très fréquent de véhicules. Dans la région de Timgad, les écosystèmes aquatiques sont très fragiles et les ressources en eau douce menacées par les activités humaines qui représentent l'une des causes majeures du stress affectant les oueds et réservoirs.

En fonction des stations, le nombre d'unités systématiques varie de l'amont vers l'aval. Un tableau a été présenté pour faire une comparaison entre les deux campagnes : printemps 2013 et printemps 2014, qui regroupent, la liste faunistique rencontrée dans les neuf 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 figure 87 montre que la répartition globale des groupes taxonomiques révèle que : les groupes les mieux représentés sont les insectes (81%), groupe le plus riche en taxons, dont 24,24% de Diptera, 18,18% de Coléoptera, 12,12% d'Hétéroptera, 9,09% de Plécoptera, 9,09% d'Odonata, 6,06% d'Ephéméroptera et 3,03% de Trichoptera. Certains ordres d'insectes comme les Coléoptères, les Diptères, les Hémiptères sont difficiles à appréhender car ils possèdent à la fois des représentants terrestres et des représentants aquatiques. Certaines familles possèdent quelques spécimens dont seule la phase larvaire est aquatique (Curculionidae, Chrysomelidae ...). D'autres sont strictement aquatiques (Elmidae, Dytiscidae, Hydraenidae ...). Les mollusca (12%) sont dominées par les Gastéropodes (9,09%) et 3,03% de Lamellibranches. Les Annélides sont faiblement représentés avec 3,03% d'Oligochaeta et 3,03% d'Hirudinea.



**Figure 87** : Répartition globale en pourcentage des ordres des macroinvertébrées durant les deux campagnes dans les eaux d'Oued Rebaa et du barrage Koudiet Medouar.

Le tableau 53 et la figure 87, permettent de distinguer que l'oued Rebaa est relativement le plus diversifié avec 25 et 26 US pour OR1 et OR2 respectivement en 2013 et 23 US pour les mêmes stations en 2014. Cette richesse spécifique observée en amont du cours d'eau dans les zones de moyenne montagne supporte l'hypothèse selon laquelle la biodiversité est accrue par l'hétérogénéité spatio-temporelle des conditions du milieu qui procure un large éventail de possibilités de développement (Lounaci et Vinçon, 2005). En effet, ces portions du cours d'eau, sont caractérisées par un substrat hétérogène, un écoulement rapide à moyen, et des températures maximales ne dépassant pas 25°C pour les huit campagnes et 17°C pour le printemps (2013 et 2014) et à la relative moindre influence des activités humaines.

Par ailleurs, la réduction des débits et l'impact anthropique ont causé l'allongement de la durée de l'assèchement des cours d'eau, la destruction des biotopes, la réduction spatio-temporelle des milieux de vie aquatique et les variations dans la composition faunistique. Certaines espèces ont totalement disparu dans cette région tel que les Gammaridae, d'autres sont présentes en amont d'Oued Rebaa est absentes en aval, telles que les Plecopteres et Tricopteres, indicateurs de bonnes conditions du milieu. La fréquence stationnelle de certaines espèces a diminué de 3 US de 2013 à 2014. L'appauvrissement de la faune dû à la qualité écologique des biotopes est une menace de la dégradation des écosystèmes d'intérêt biologique majeur.

**Tableau 53 :** Unités Systématiques, Indices Biotiques et classes de pollution (printemps 2013 et 2014).

Unités Systématiques		Printemps 2013									Printemps 2014								
		SP1	SP2	OR1	OR2	VO1	VO2	KM1	KM2	KM3	SP1	SP2	OR1	OR2	VO1	VO2	KM1	KM2	KM3
PLECOPTERES	<i>Isoperla</i>	+	+																
	<i>Chloroperla</i>	+	+	+	+							+	+						
	<i>Neoperla</i>	+	+	+	+														
TRICOPTERES	<i>Limnephylidae</i> (à fourreau)			+	+							+	+	+	+				
EPHEMEROPTERES	<i>Caenis</i>	+	+	+	+	+		+	+			+	+	+	+		+	+	
	<i>Ephemera</i>	+	+	+	+	+						+	+	+	+	+			
ODONATES	<i>Aschna</i>			+	+	+							+	+					
	<i>Sympetrum</i>		+	+	+							+	+	+	+				
	<i>Libellula</i>	+	+	+	+							+	+	+	+				
COLEOPTERES	<i>Dysticidae</i>	+	+	+	+							+	+	+	+				
	<i>Elmidae</i>	+	+	+	+	+		+	+			+	+	+	+	+	+	+	
	<i>Hydrophilidae</i>	+	+	+	+	+		+	+			+	+	+	+	+	+	+	
	<i>Carabidae</i>			+	+								+	+					
	<i>Hydraenidae</i>	+	+	+	+								+	+	+				
	<i>Halplidae</i>	+	+	+	+								+	+	+	+			
GASTEROPODES	<i>Planorbis</i>	+	+	+	+							+	+	+	+				
	<i>Lymnaea</i>	+	+	+	+							+	+	+	+				
	<i>Physa</i>			+	+								+	+					
LAMELLIBRANCHES	<i>Unio</i>					+	+		+					+	+		+		
HETEROPTERES	<i>Corixa</i>			+	+							+		+	+				
	<i>Nepa</i>			+	+								+	+					
	<i>Plea</i>					+	+	+	+	+				+	+	+	+		
	<i>Mesovelgia</i>			+	+								+	+					
DIPTERES	<i>Syrphidae</i>					+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	
	<i>Chironomidae</i>					+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	
	<i>Ceratopogonidae</i> (larve)			+	+								+	+					
	<i>Tipulidae</i> (larve)					+		+	+	+						+	+	+	
	<i>Athrecidae</i> (larve)	+	+									+	+						
	<i>Empididae</i> (larve)		+	+	+			+	+	+		+	+	+	+		+	+	
	<i>Limoniidae</i> (larve)			+	+	+	+						+	+	+				
	<i>Culicidae</i>			+	+								+	+					
OLIGOCHETES	<i>Haplotaxidae</i>	+	+	+	+	+						+	+	+	+		+	+	
HIRUDINEES	<i>Haemopsis</i>	+	+		+														
<b>Nombre d'U.S</b>		16	18	25	26	12	5	8	9	5	16	16	23	23	7	4	9	10	5
<b>Indice Biotique</b>		10	10	10	10	6	4	5	5	4	9	9	8	8	4	4	5	5	2
<b>Classe de pollution</b>		I	I	I	I	III	IV	III	III	IV	I	I	II	II	IV	IV	III	III	V

Les nombres les plus élevés d'US correspondent aux stations amont de l'Oued Rebaa SP1, SP2, OR1 et OR2, ce qui signifie qu'elles sont relativement moins perturbées. Dans les stations en aval de l'Oued Rebaa (VO1, VO2) et les stations du barrage (KM1, KM2 et KM3) le maximum d'US rencontrées est de 12 (printemps 2013) et 10 (printemps 2014) correspondant essentiellement aux hétéroptères, 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 organique. De ce fait, ces unités sont considérées comme indicatrices de mauvaises conditions du milieu lorsqu'elles sont, avec les *Syrphidae* les seules à persister. Pour l'ensemble de ces stations nous constatons une dégradation entre les deux années. Au printemps 2013, il a été noté que les *Haplotaxidae*, sont surtout présents dans les stations en amont de l'Oued Rebaa (SP1, SP2, OR1 et OR2). Par ailleurs, lors de l'année suivante, leur présence a aussi été observée près de la digue du barrage KM (KM1, KM2 et KM3) en plus des autres stations déjà citées. Les US rencontrées sont les Hirudinées, trois genres de Gastéropodes (*Planorbis*, *Lymnea*, *Physa*) et un genre de Lamellibranches (*Unio*). Les US les plus sensibles sont les Ephéméroptères (*Caenis*, *Ephemerella*), les Trichoptères (*Limnephylidae*) et les Plécoptères (*Neoperla*, *Chloroperla*, *Isoperla*) rencontrées en amont de l'Oued Rebaa. Dans les stations aval de l'Oued Rebaa, sont dénombrés des *Hirudinae* (*Haemopsis*), des *Heteroptera* (*Nepa*, *Mesovelina* et *Corixa*), ainsi que les Gastéropodes, alors que les Plécoptères, Trichoptères et Odonates y sont absents. En plus des conditions écologiques du cours d'eau liés 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 présence de cailloux et de blocs, la vase... Ainsi, d'une année à une autre, le nombre des US est variable. Nos résultats montrent que les stations en aval de l'Oued Rebaa abritent essentiellement des US tolérantes vis-à-vis de la qualité du milieu. Mais la diversité diminue ; de la station VO1 (12 taxa) à la station VO2 où il n'existait plus que 5 taxa en printemps 2013. Par contre en 2014, la dégradation s'est faite ressentir ; de la station SP2 (23 taxa) à la station VO1 où il n'existait plus que 7 taxa, traduisant ainsi une importante dégradation des conditions du milieu. La station VO1 est caractérisée par un sable moyennement envasé. La faune vivante dans ces conditions est généralement constituée de vers de vase (*Syrphidae*) et des *Chironomidae*. Ces organismes sont adaptés aux faibles concentrations en oxygène pouvant se présenter naturellement dans ce type d'eau courante.

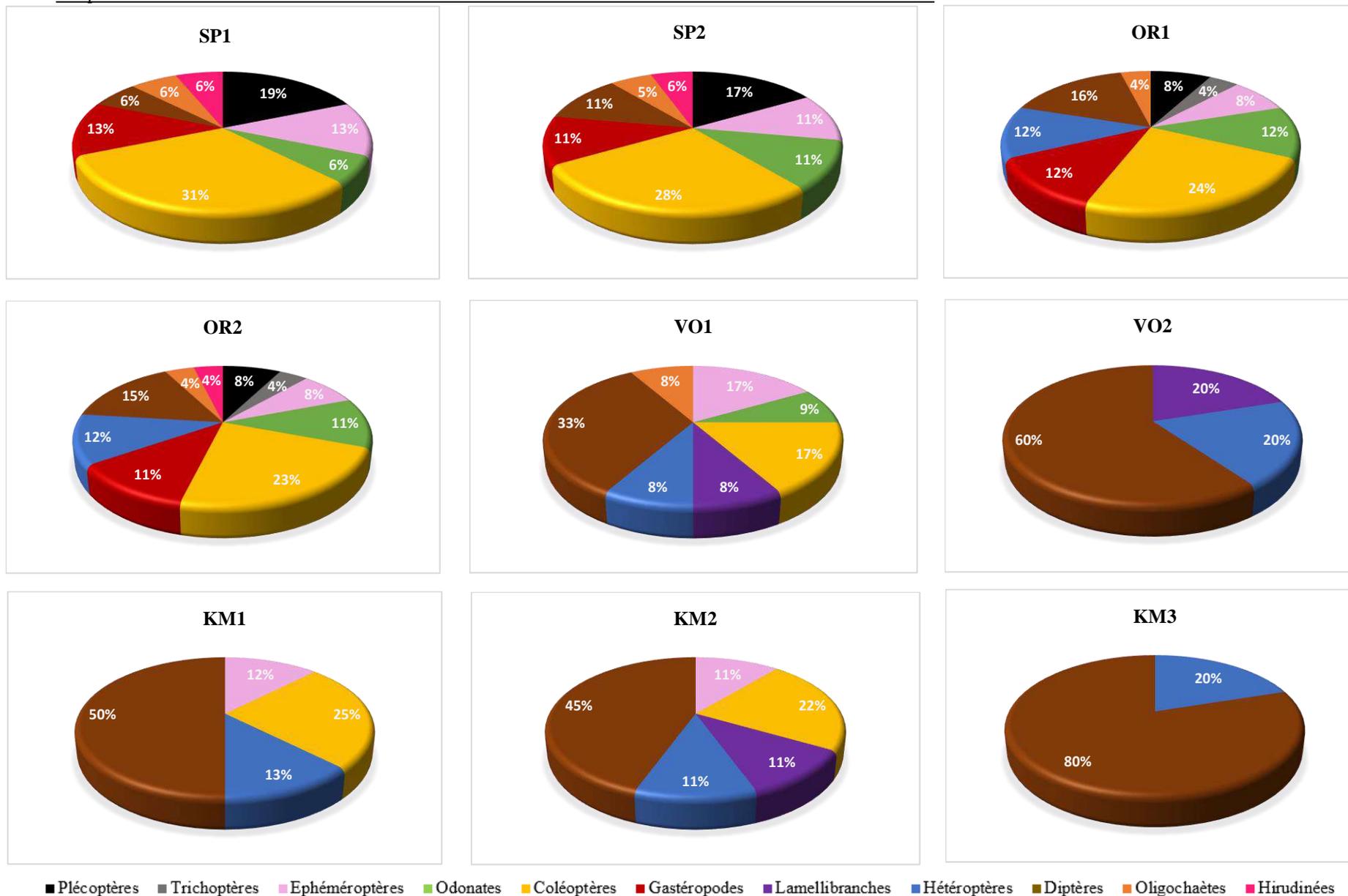


Figure 88a : Abondance des macroinvertébrés dans l'eau des 9 stations durant le printemps 2013 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage de KM.

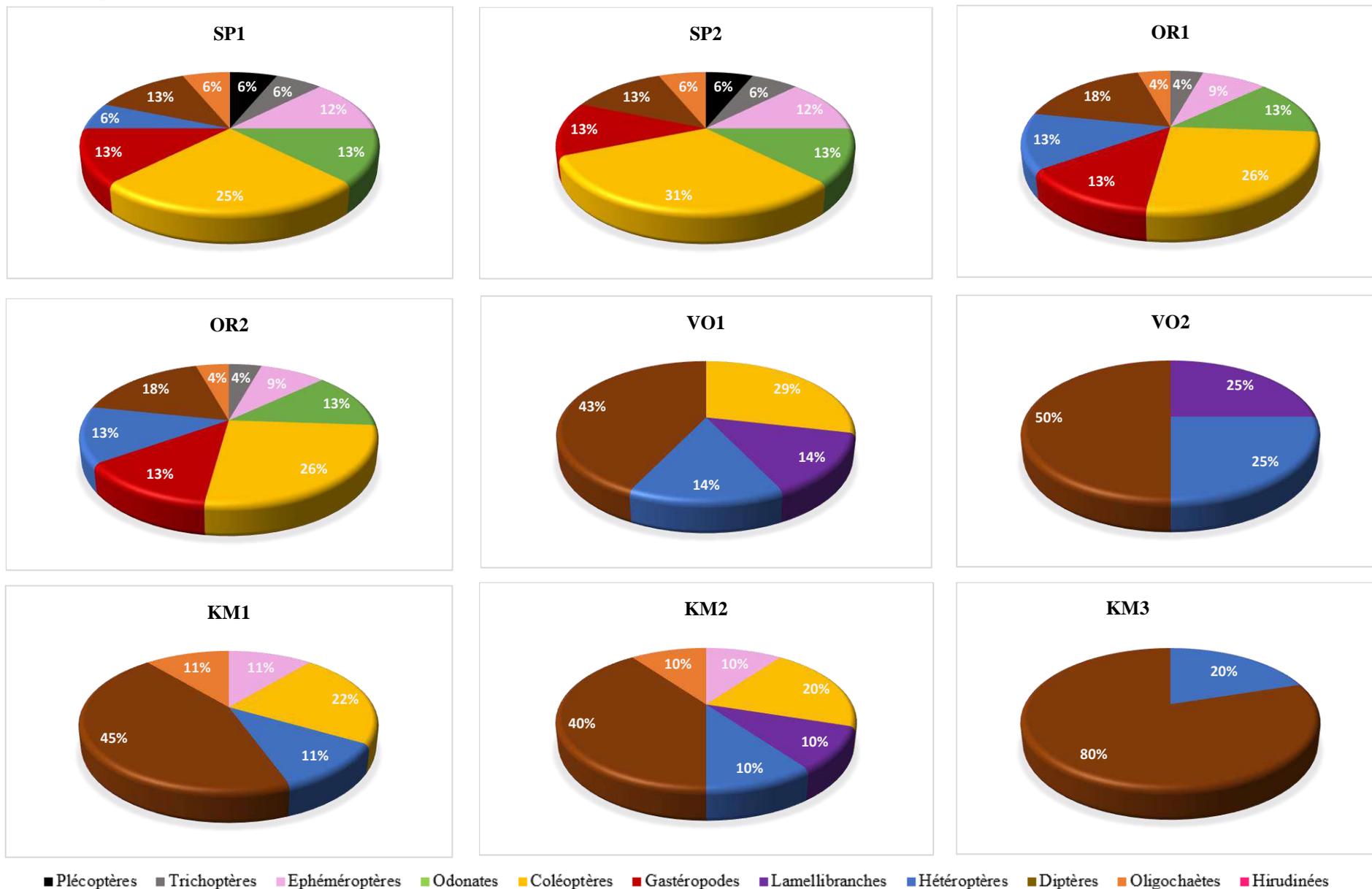


Figure 88b : Abondance des macroinvertébrés dans l'eau des 9 stations durant le printemps 2014 campagnes d'Oued Rebaa et du barrage de KM.

La figure 88 (a et b) illustre l'abondance des macroinvertébrés des 9 stations durant les 2 campagnes (printemps 2013 et printemps 2014). Il est clair que les invertébrés des eaux courantes d'Oued Rebaa (milieu lotique) est plus riche que ceux des eaux calmes du barrage KM (milieu lentique). Le maximum d'US identifiées en 2013 est 26 taxa pour l'Oued Rebaa et 12 taxa pour le barrage KM *versus* la campagne 2014 avec 23 taxa pour l'Oued Rebaa et 10 taxa pour le barrage KM traduisant une relative chute de la diversité. Pour une situation similaire, **Djeddi (2019)** a recensé 30 taxa dans le barrage de Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent (Constantine, Algérie) au cours des deux campagnes de prélèvements. Ainsi le barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel et Endja semblent plus diversifiés que le barrage KM. **Keddari (2020)** également a dénombré 28 taxa durant cinq campagnes dans l'oued Boumerzoug (Constantine, Algérie). **Afri-Mehennaoui (2006)** a identifié 55 taxa durant un cycle annuel dans le Rhumel en zone urbaine (Constantine, Algérie). Néanmoins la biodiversité reste très en deçà de celle rapportée par **Abdaoui et Ghamizi (2005)** qui ont inventorié 81 taxons dans un cours d'eau de montagne (Assif Ait Mizane) au Maroc et par **Zeybek (2017)** qui a identifié 126 taxons dans les cours d'eaux en Antalya (Turquie).

#### IV.4.2. Indices biotiques et qualité hydrobiologique

Les macroinvertébrés occupent une place très importante pour le calcul de nombreux indices biotiques (IB). Ce sont d'excellents témoins de la qualité de l'hydrosystème qu'ils occupent. L'intégration se fait à moyen ou à long terme, ces organismes ayant des durées de vie très variables (quelques mois à 1-2 ans) (**Karrouch et Chahlaoui, 2009**).

Les valeurs de l'IB permettent de classer l'eau des stations SP1 et SP2 d'excellente qualité durant les deux campagnes. Les valeurs très élevées de l'IB sont expliquées par la présence de taxons indicateurs d'une très bonne qualité écologique, et par la variété taxonomique importante (tableau 53 et la figure 88 a et b) conséquences de l'absence de perturbation. Les stations OR1 et OR2 sont classées parmi les points d'eau de qualité excellente à bonne. Par ailleurs les stations VO1, VO2 en aval d'Oued Rebaa et KM1, KM2 et KM3 au sein du barrage dont les  $IB \leq 6$  ont des eaux appartenant à la classe médiocre à mauvaise qualité. Ces faibles valeurs pourraient s'expliquer par la présence de groupes indicateurs d'une moindre qualité et de la faible diversité taxonomique dans ces stations, résultant de la dégradation de la qualité des eaux, limitant ainsi la recolonisation du milieu.

L'indice IB utilisé dans la présente étude varie de 0, soit très mauvaise qualité à 10 ou excellente qualité. Les résultats du tableau 54 montrent via les couleurs code que la qualité des eaux des 4 stations amont de l'Oued Rebaa est similaire lors de la première campagne, puis elle varie faiblement pour la seconde campagne d'une station à l'autre de l'Oued Rebaa (SP1=9, SP2=9, OR1=8 et OR2=8). En aval de la station VO1 (embouchure du barrage) la diminution des valeurs de l'IB est remarquable. Les deux stations VO2 et KM3 sont caractérisées par la présence d'une légère dégradation de la qualité des eaux par rapport aux stations VO1, KM1 et KM2. En effet, la station VO2 est bordée par une aire de jeux et de loisirs qui pourrait avoir un impact négatif sur le milieu aquatique. Quant à la station KM3, une dégradation est mise en évidence par l'évolution de l'IB = 4 en 2013, à IB = 2 en 2014. Il y a lieu de mentionner le transfert de l'eau du barrage Beni Haroun en 2013, qui aurait pu avoir une influence sur la faune.

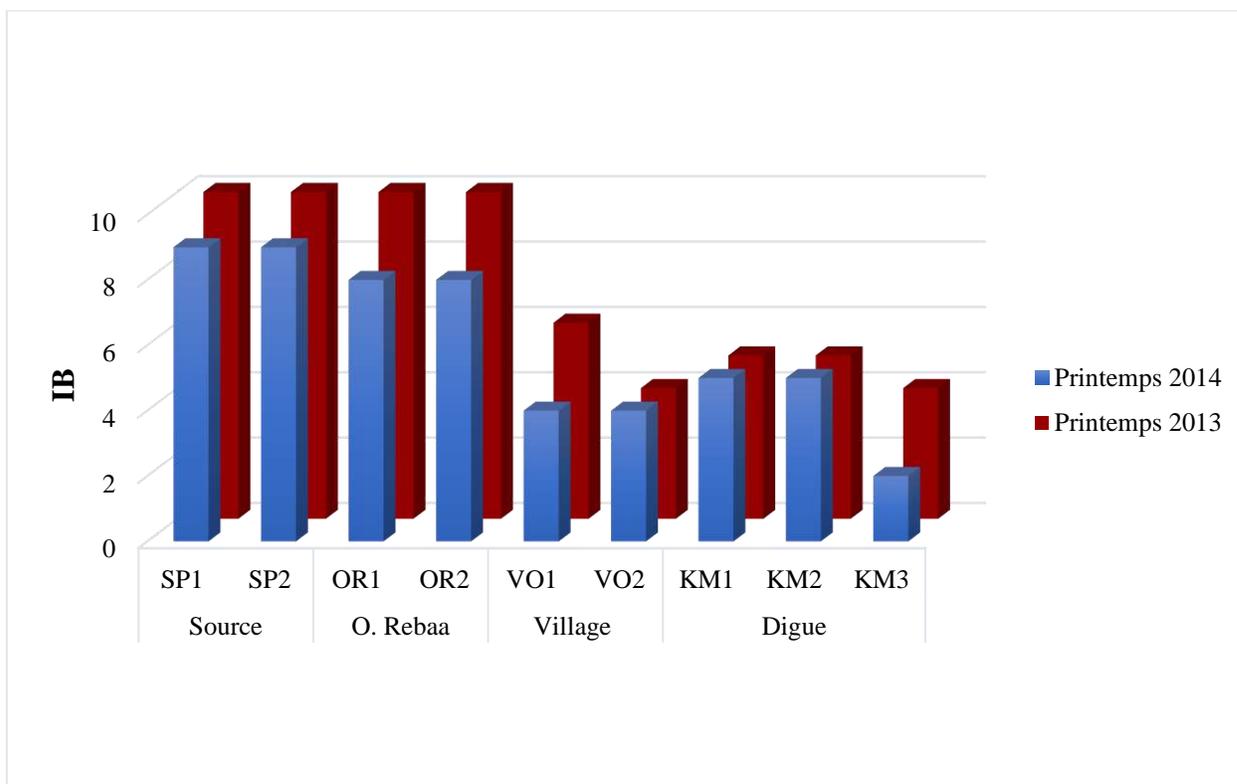
Les résultats de cette étude révèlent donc une dégradation, de l'amont vers l'aval, de la qualité écologique de l'écosystème du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa, due à une pollution d'origine anthropique provenant de l'agglomération et des activités agricoles avoisinantes.

**Tableau 54 :** Nombre d'Unités Systématiques, Indices biotiques et Classe de pollution des stations de l'oued Rebaa et le barrage Koudiet Medouar.

Stations	Printemps 2013			Printemps 2014		
	Nombre D'U.S	Indice biotique	Classe de pollution	Nombre D'U.S	Indice Biotique	Classe de pollution
SP1	16	10	I	16	9	I
SP2	18	10	I	16	9	I
OR1	25	10	I	23	8	II
OR2	26	10	I	23	8	II
VO1	12	6	III	7	4	IV
VO2	5	4	IV	4	4	IV
KM1	8	5	III	9	5	III
KM2	9	5	III	10	5	III
KM3	5	4	IV	5	2	V

Les Indices Biotiques des 9 stations et des deux campagnes de prélèvement sont réunis dans le tableau 54 et illustrés par la figure 89. L'indice biotique fluctue entre 4 et 10 (printemps 2013)

puis entre 2 et 9 (printemps 2014). Les stations SP1 et SP2 sont dotées des IB 9 à 10 les plus élevés pour chacune des années d'échantillonnage, alors que pour les deux stations OR1 et OR2, l'IB fluctue entre 8 et 10. Les deux stations du village ont un IB inférieur par rapport aux stations précédentes. La signification des IB (tableau 54) permet de voir que VO1 évolue d'une situation critique, polluée (IB= 4, classe IV) en printemps 2013, vers un état peu pollué (IB=6, classe III). La station VO2 présente un état très pollué (IB= 4, IV) au cours des deux années. Les stations qui se trouvent près de la digue du barrage (KM1, KM2 et KM3) sont classées comme excessivement polluées (IB = 2, classe V). Dans les meilleures conditions, elles sont qualifiées de très polluées (IB = 4, IV à 5, III). C'est au cours de la première année que les trois stations du barrage KM ont atteint la classe III comme son meilleur état écologique. D'après ces résultats, la qualité écologique d'Oued Rebaa et du barrage de Koudiet Medouar se détériore de l'amont vers l'aval.



**Figure 89 :** Evolution spatio-temporelle de l'Indice Biotique durant deux campagnes printanières 2013 et 2014 des eaux d'Oued Rebaa et barrage KM.

Les macroinvertébrés des eaux sont un élément important de l'intérêt général porté à la diminution de la biodiversité globale. En raison de l'altération de l'environnement des eaux

courantes et/ou calmes, de nombreuses espèces sont ou seront perdues avant d'être scientifiquement identifié. Cette réalité a été constatée depuis des décennies, mais l'importance de la biodiversité et de la protection des espèces doit être reconnue aux niveaux mondial et local, chaque maillon étant essentiel pour le bon fonctionnement d'un hydrosystème (**Cummins, 1992**).

#### IV.5. Evaluation de la contamination métallique de la faune piscicole du barrage Koudiet Medouar

La détermination des concentrations en éléments traces métalliques au niveau des différents tissus des poissons, constitue un moyen important pour l'évaluation de la surveillance des eaux douces. En particulier le suivi au niveau du muscle comestible est considéré comme prioritaire pour l'évaluation des risques associés à la consommation de poisson (**Lwanga et al. 2003**). Cependant, il peut être aussi intéressant d'analyser d'autres tissus du fait de leurs différences d'accumulation vis-à-vis des ETM (**Foxall et al. 2000**). Au niveau des branchies elle peut donner une idée sur leurs teneurs dans le plan d'eau alors que les concentrations au niveau du foie représentent le taux des ETM stockés dans le corps du poisson (**Farkas et al. 2003**). Ainsi les branchies et le foie sont généralement recommandés comme tissus cibles lors de la surveillance des concentrations en ETM dans l'environnement aquatique (**Henry et al. 2004**). Les principales voies d'absorption des ETM dans les poissons sont le tractus gastro-intestinal (alimentation, ingestion des proies contaminés) et les branchies (contact direct avec l'eau) (**CSP, 1995**). Les ETM sont dans la fenêtre étroite entre leur essentialité (comme Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Se, Zn) et la toxicité (comme Cd Hg, Pb) (**Aanand et al. 2010**). Le tableau 55 regroupe les paramètres biologiques de la faune piscicole du barrage KM analysé.

**Tableau 55** : Taille et poids des quatre espèces de cyprinidés du barrage KM moy±Et [min-max].

Espèce	Taille (mm)	Poids (g)
<i>H.molitrix</i>	297±152 [150-649]	1028±1038 [188-3650]
<i>C. Carpio</i>	323±89 [214-435]	497 ±355 [154-1200]
<i>B. sitifensis</i>	40±5 [33-44]	826±188 [188-1022]
<i>A. alburnus</i>	11±2 [9-13]	10±3 [6-14]

Pour mieux évaluer l'organotropisme des ETM dans les organes des poissons, deux classes de taille ont été choisies. Les sujets sont considérés comme petites [15,35] et grandes [35, 65], ont fonction de leurs taille (**Kayalto et al. 2014 ; Allalguia et al. 2015**), afin de voir si la taille joue un rôle dans l'accumulation des ETM dans les organes. Les résultats de cette étude ont été comparés à ceux rapportés par différents auteurs dans le monde pour des différents cyprinidés (tableau 57).

#### **IV.5.1. Evaluation de la bioaccumulation des éléments traces métalliques dans les différents tissus des poissons**

L'évaluation des teneurs des ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn) au niveau des tissus (branchies, foie et muscles) des cyprinidés (*H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*) sont représentés dans le Tableau 56. Vu la petite taille d'*A. alburnus*, l'analyse a porté sur le poisson entier, vidé de son contenu digestif. D'après le tableau 56 l'ordre d'accumulation des ETM de chaque espèce est le suivant :

***H.molitrix*** : Zn> Mn> Cr> Cu> Pb> Co> Ni> Cd.

***C.carpio*** : Zn> Mn> Cr> Cu> Pb> Co> Ni> Cd.

***B. sitifensis*** : Zn> Mn> Cr> Cu> Co> Pb> Ni> Cd.

***A. alburnus*** : Zn> Mn> Cr> Cu> Pb> Co> Ni> Cd.

Les moyennes des teneurs métalliques dans les trois organes, muscle, foie et branchies de l'espèce *C. carpio* sont plus élevées (tableau 56) à l'exception du cobalt, du nickel et du plomb dans le muscle du *B. sitifensis*. Ces résultats corroborent certaines études qui ont montré que les concentrations en ETM les plus élevées se trouvent en général au niveau du foie et des branchies du *Catostomus commersoni* (**Bendellyoung et al. 1986**) ; des carpes et gardons (**Reynders et al. 2008**) et du *Squalius cephalus* (**Duman et Kar, 2012**). Toutefois malgré des teneurs en ETM relativement faibles dans le muscle, l'étude de ce tissu est primordiale puisqu'il est consommé par l'être humain (**Lwanga et al. 2003**).

**Tableau 56 :** Teneur des ETM des différents tissus des cyprinidés du barrage de Koudiet Medouar (Moyen  $\pm$  écart-type [min-max]) exprimée en mg/kg ms (matière sèche) (n= 94).

	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>			<i>Cyprinus caprio</i>			<i>Barbus sitifensis</i>			<i>Alburnus alburnus</i>
	branchies	foie	muscle	branchies	Foie	Muscle	branchies	foie	muscle	
<b>Cd</b> mg/kg	0,29 $\pm$ 0,19 [0,01-0,34]	0,31 $\pm$ 0,18 [0,06-0,63]	0,16 $\pm$ 0,13 [0,06-0,65]	0,24 $\pm$ 0,22 [0,05-0,19]	0,55 $\pm$ 0,53 [0,03-2,08]	0,28 $\pm$ 0,14 [0,05-0,46]	0,28 $\pm$ 0,15 [0,07-0,50]	0,32 $\pm$ 0,25 [0,09-0,78]	0,27 $\pm$ 0,22 [0,01-0,62]	0,51 $\pm$ 0,26 [0,03-0,94]
<b>Co</b> mg/kg	0,74 $\pm$ 0,79 [0,01-2,08]	0,74 $\pm$ 0,78 [0,01-1,96]	1,83 $\pm$ 2,62 [0,01-8,49]	1,20 $\pm$ 0,85 [0,04-3,22]	1,15 $\pm$ 0,40 [0,49-1,76]	1,25 $\pm$ 0,61 [0,40-2,64]	6,73 $\pm$ 9,35 [0,09-8,86]	1,22 $\pm$ 0,83 [0,09-2,16]	2,93 $\pm$ 1,36 [1,21-4,73]	1,71 $\pm$ 0,92 [1,45-1,90]
<b>Cr</b> mg/kg	10,24 $\pm$ 11,87 [0,09-30,73]	9,90 $\pm$ 11,87 [0,54-31,23]	6,49 $\pm$ 9,22 [0,01-27,39]	14,62 $\pm$ 5,63 [4,65-23,83]	11,93 $\pm$ 4,71 [3,01-19,17]	11,88 $\pm$ 4,47 [5,78-22,46]	14,36 $\pm$ 8,22 [1,91-23,83]	13,41 $\pm$ 6,67 [5,20-22,32]	10,64 $\pm$ 4,58 [6,84-19,45]	16,65 $\pm$ 4,17 [14,42-18,5]
<b>Cu</b> mg/kg	2,45 $\pm$ 3,33 [0,01-10,89]	3,21 $\pm$ 4,27 [0,01-13,71]	3,13 $\pm$ 2,80 [0,06-8,94]	3,69 $\pm$ 2,52 [0,70-9,10]	6,28 $\pm$ 4,08 [0,70-10,78]	3,27 $\pm$ 2,69 [0,12-9,28]	2,63 $\pm$ 1,69 [0,09-5,05]	5,89 $\pm$ 2,66 [2,17-9,28]	2,93 $\pm$ 1,36 [1,21-4,73]	8,58 $\pm$ 2,33 [7,4-9,67]
<b>Mn</b> mg/kg	17,13 $\pm$ 12,09 [4,87-44,98]	11,91 $\pm$ 10,72 [3,40-34,70]	10,84 $\pm$ 5,49 [4,53-20,08]	27,03 $\pm$ 15,07 [4,87-53,84]	20,49 $\pm$ 22,26 [3,84-66,90]	20,23 $\pm$ 20,46 [2,47-59,80]	17,77 $\pm$ 12,37 [6,54-40,82]	17,01 $\pm$ 16,10 [5,09-42,78]	11,79 $\pm$ 3,67 [7,80-18,39]	26,83 $\pm$ 20,45 [6,47-72,6]
<b>Ni</b> mg/kg	0,34 $\pm$ 0,32 [0,01-0,97]	0,69 $\pm$ 1,10 [0,01-3,75]	0,29 $\pm$ 0,35 [0,01-1,09]	0,93 $\pm$ 0,52 [0,04-2,07]	0,97 $\pm$ 0,42 [0,44-2,07]	0,79 $\pm$ 0,54 [0,20-2,10]	2,63 $\pm$ 3,36 [0,09-7,67]	0,85 $\pm$ 1,35 [0,09-3,53]	0,57 $\pm$ 0,48 [0,07-1,34]	1,58 $\pm$ 0,44 [1,28-2,24]
<b>Pb</b> mg/kg	1,85 $\pm$ 1,38 [0,05-3,67]	2,07 $\pm$ 1,45 [0,02-4,13]	2,01 $\pm$ 1,42 [0,01-4,13]	1,63 $\pm$ 1,43 [0,25-4,13]	2,55 $\pm$ 1,23 [0,71-3,93]	2,75 $\pm$ 0,92 [0,81-4,08]	3,01 $\pm$ 0,96 [1,22-3,67]	2,89 $\pm$ 0,99 [1,43-3,98]	2,27 $\pm$ 0,40 [1,78-2,75]	3,96 $\pm$ 0,23 [0,58-4,09]
<b>Zn</b> mg/kg	69,36 $\pm$ 37,32 [21,87-116]	73,18 $\pm$ 36,89 [23,67-120]	77,39 $\pm$ 31,66 [36,03-115]	104,82 $\pm$ 29,27 [14-118,4]	93,77 $\pm$ 31,66 [23,16-120]	77,69 $\pm$ 24,98 [33,12-115]	62,47 $\pm$ 46,74 [18-119,5]	69,51 $\pm$ 48,63 [20-119,5]	69,16 $\pm$ 47,47 [20,1-114]	100,2 $\pm$ 43,80 [20,6-128]

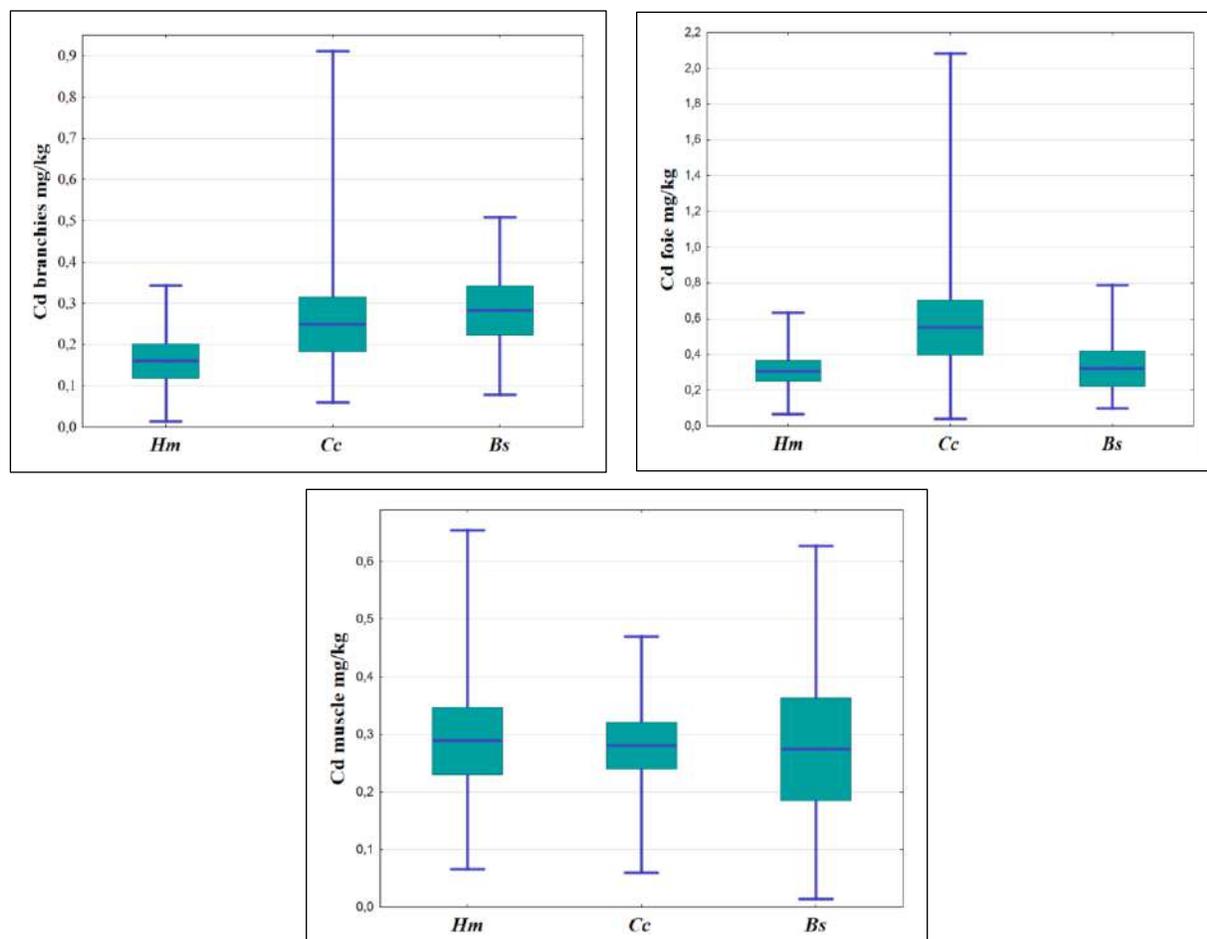
Les analyses métalliques révèlent tous les ETM au niveau de tous les organes explorés. Les concentrations plus élevées sont décelées pour les branchies et le foie plutôt que dans les muscles.

Il est à souligner que la concentration du plomb dans tous les organes des quatre espèces excède la norme de  $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}\text{ms}$  (FAO, 2012). Les concentrations du zinc atteignent plus du double de la norme de  $40 \text{ mg.kg}^{-1}\text{ms}$  (FAO, 2012). Même la teneur du cadmium pour les quatre espèces de poissons, ne répond pas à la norme de  $0,1 \text{ mg.kg ms}$  (CFHG, 1994). A l'heure actuelle au niveau international, le cobalt dans les aliments ainsi que dans les eaux de boisson et l'air, n'est pas réglementé. Néanmoins l'Agence française de sécurité sanitaire de l'alimentation (Afssa) a proposé, en 2010, une dose journalière tolérable (DJT) de  $1,6$  à  $8 \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$  de cobalt, sur la base des travaux de l'Afssa (INERIS, 2010).

#### IV.5.1.1. Cadmium

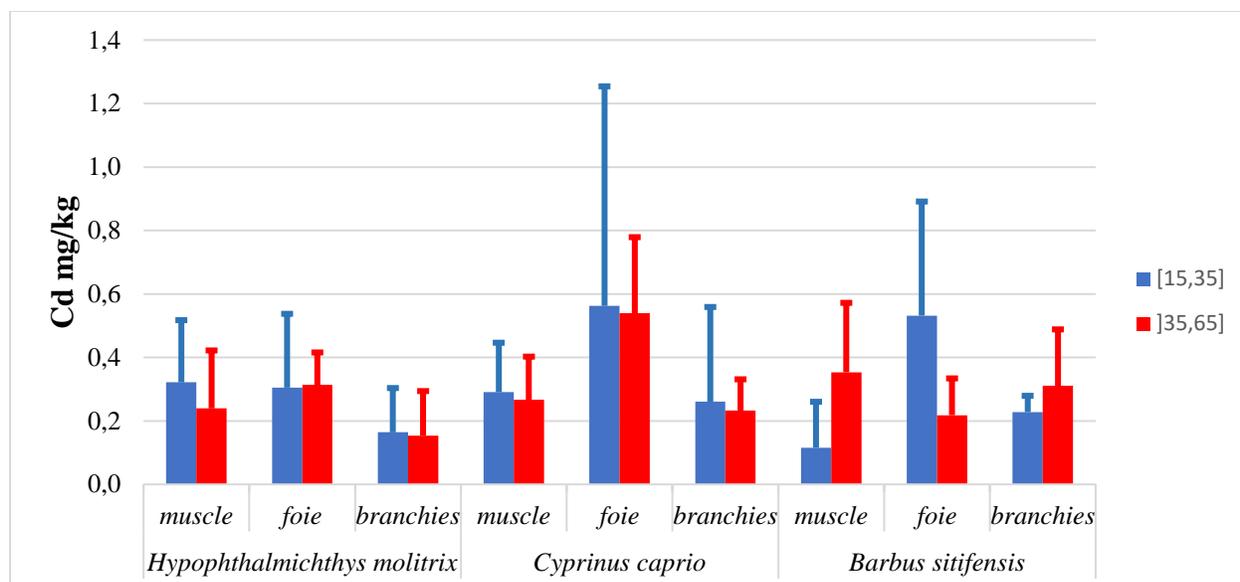
Les concentrations les plus élevées ont été détectées au niveau du foie du *C. carpio* et *A. alburnus* qui sont respectivement de  $0,55 \pm 0,53$  et  $0,51 \pm 0,26 \text{ mg/kg}$  (tableau 56, figure 90 et 91). Cette moyenne a été notée dans les deux classes de taille alors que le muscle est l'organe qui stocke moins le cadmium pour les trois espèces. La même observation a été rapportée par **Canbek et al. 2007, Uysal et al. 2009, Maurya et al. 2019**.

L'ordre d'accumulation du Cd de chaque organe des trois espèces est le suivant : chez *H. molitrix* et *B. sitifensis* : foie > branchies > muscle ; chez *C. carpio* : foie > muscle > branchies. Les moyennes du Cd ne dépassent pas les normes **FAO, 2012** ( $0,5 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ ms}$ ) sauf pour le foie des *C. carpio* ( $0,55 \pm 0,53 \text{ mg/kg ms}$ ).



**Figure 90 :** Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du cadmium dans les branchies, foie et muscles du *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis* du barrage Koudiet Medouar.

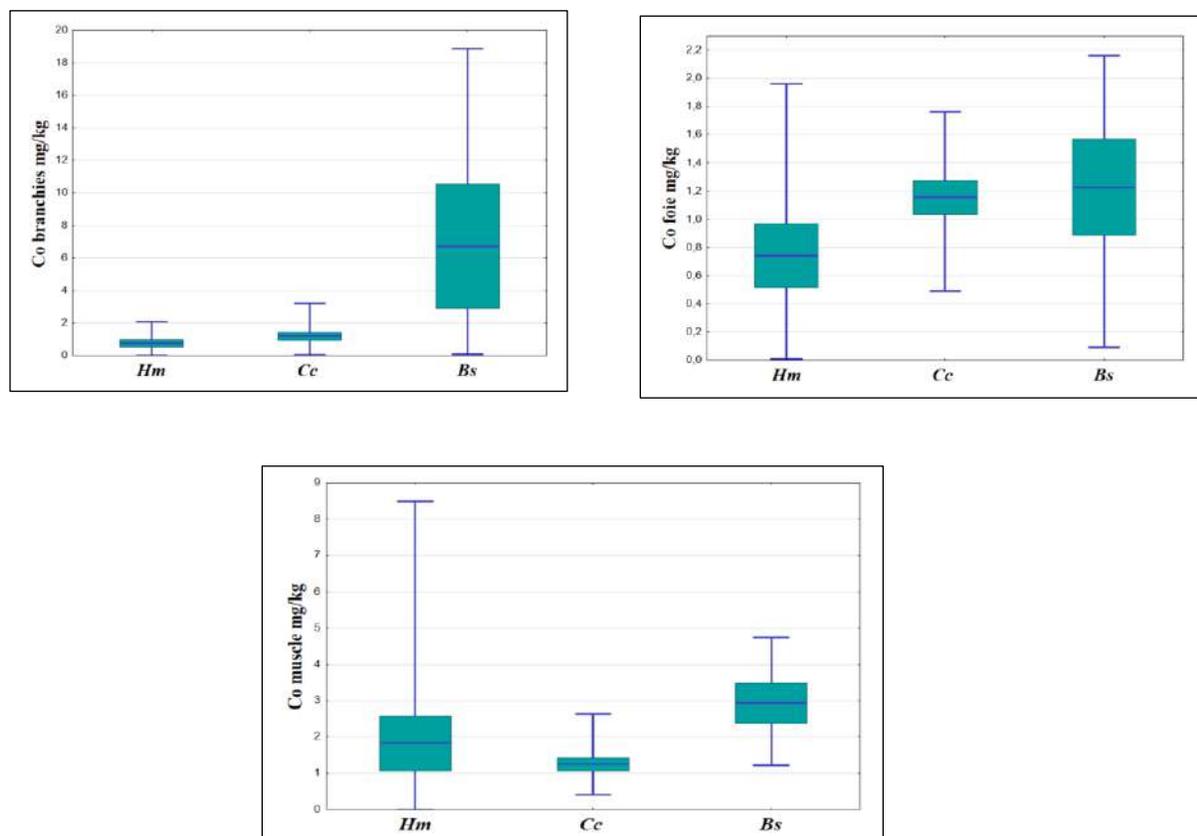
Les concentrations moyennes en cadmium d'*A. alburnus*, *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*, s'avèrent supérieures à celles des poissons du barrage Eko-Ende (Adeyeye et Ayoola, 2013), à celles des poissons du lac Taihu (Rajesh-Kumar et Li, 2018), du lac Pulicat (Parabhu et al. 2015), des poissons de la mer Noire (Makedonski et al. 2015) et ceux de la mer Caspienne (De Mora et Sheikholeslami, 2002). Par contre Uysal et al. (2009) ont observé des valeurs supérieures pour deux espèces (*Carassius carassius* et *Alburnus alburnus*) du barrage d'Enne en Turquie. Les tissus cibles du Cd comprennent les barrières biologiques (branchies, tractus digestif) et les organes de détoxification (rein et foie), le muscle n'apparaît pas comme un site de stockage de cet élément (Veron, 1990). Chez les poissons, le cadmium peut perturber l'équilibre ionique en altérant la perméabilité des membranes cellulaires (Chiffolleau, 2001).



**Figure 91** : Organotropisme du cadmium (moyenne±écart-type) par classe de taille chez *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*.

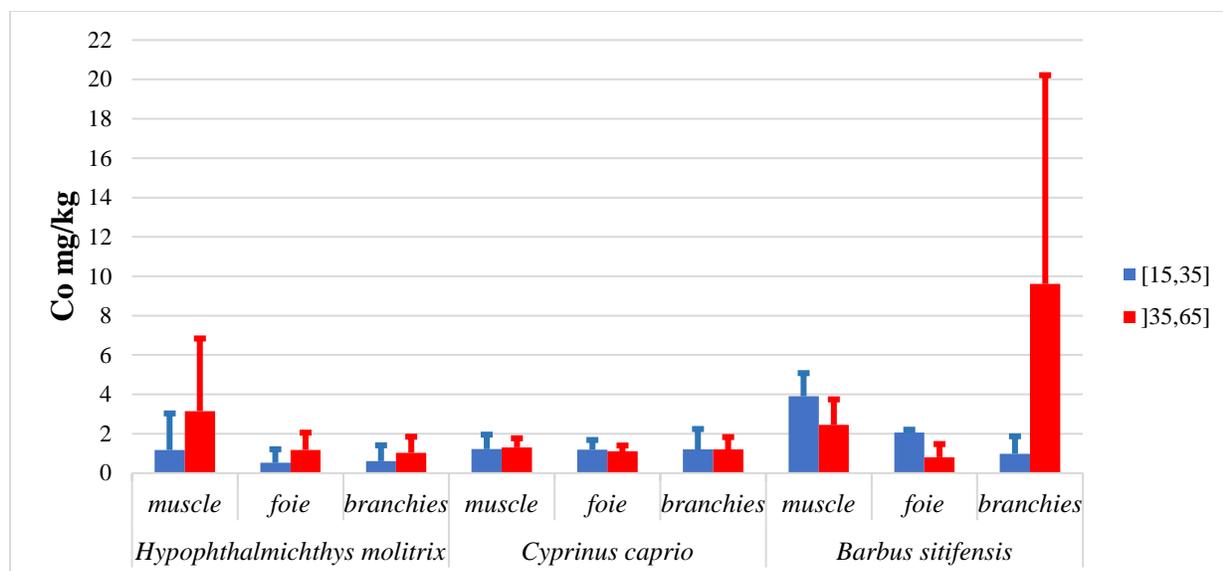
#### IV.5.1.2. Cobalt

Il est détecté dans les trois organes avec des concentrations variables (tableau 56, figure 92). La plus forte accumulation est enregistrée au niveau des branchies du *B. sitifensis* ( $6,73 \pm 9,35$  mg/kg), et est observée dans la grande classe de taille ( $]35,65] = 9,61 \pm 10,61$  mg/kg) (figure 93). Par ailleurs il semble que le foie du *C. carpio* accumule moins le cobalt ( $1,15 \pm 0,4$  mg/kg). L'ordre d'accumulation du Co de chaque organe des trois espèces est le suivant : chez *H. molitrix* et *C. carpio* : muscle > branchies > foie ; chez *B. sitifensis* : branchies > muscle > foie.



**Figure 92 :** Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du cobalt dans les branchies, foie et muscles du *H. molitrix*, du *C. carpio* et du *B. sitifensis* du barrage de Koudiet Medouar

Il apparait que le cobalt est détecté dans les trois organes avec des concentrations entre un maximum de 18.86 mg/kg enregistré dans les branchies du *B. sitifensis* et un minimum de 0,01 mg/kg obtenue dans les trois organes du *H. molitrix*, mais il reste inférieur à celles des poissons de la mer Caspienne (De Mora et Sheikholeslami, 2002 ; Agah, 2009) et même aux teneurs extrêmes noté dans les branchies du *Carassius carassius* du barrage Enne (Uysal et al. 2009). Selon Adam et al. (2001) le Co est retrouvé essentiellement dans les organes externes (peau, branchies), puis le foie et les reins ; le muscle étant le tissu le moins contaminé (Marion, 2010).

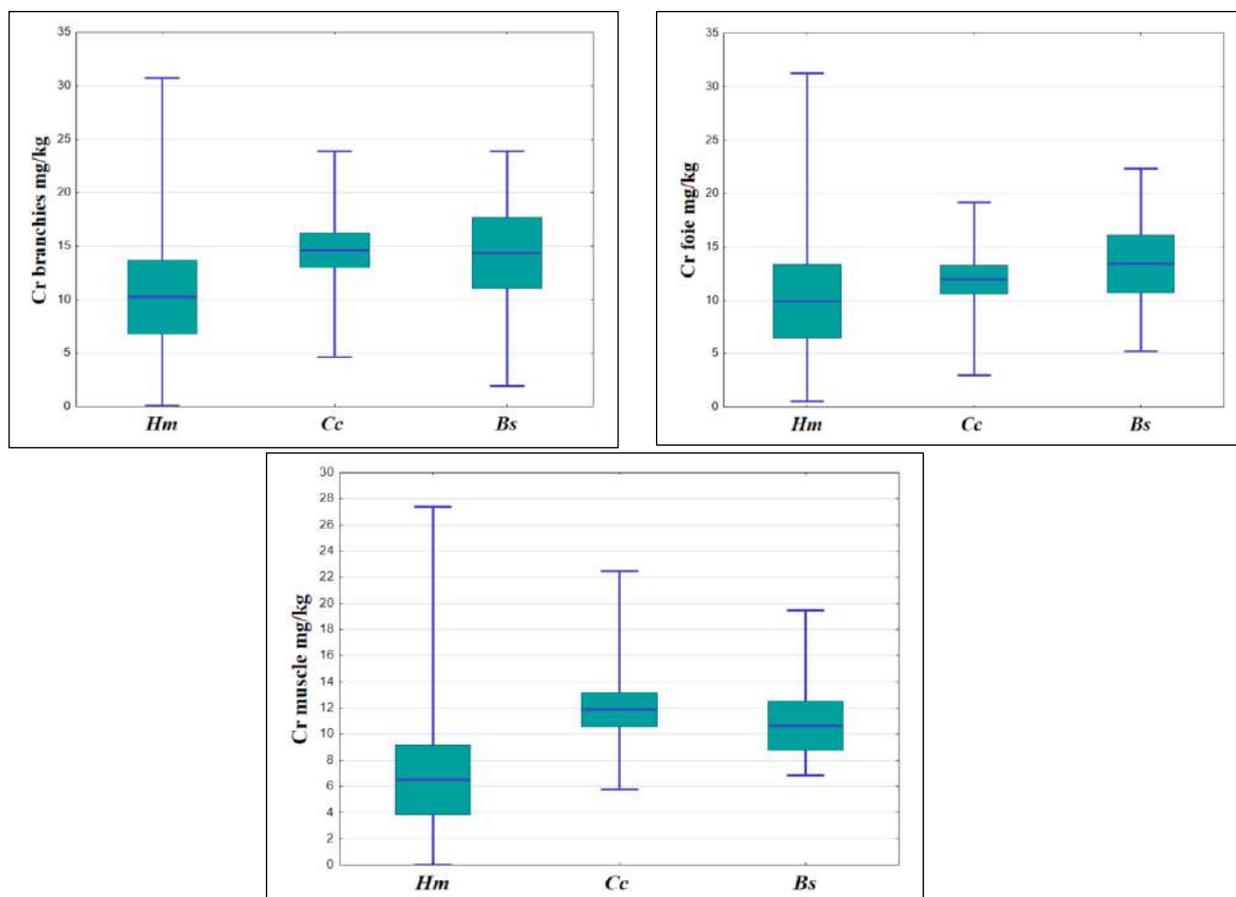


**Figure 93 :** Organotropisme du cobalt (moyenne±écart-type) par classe de taille chez *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*.

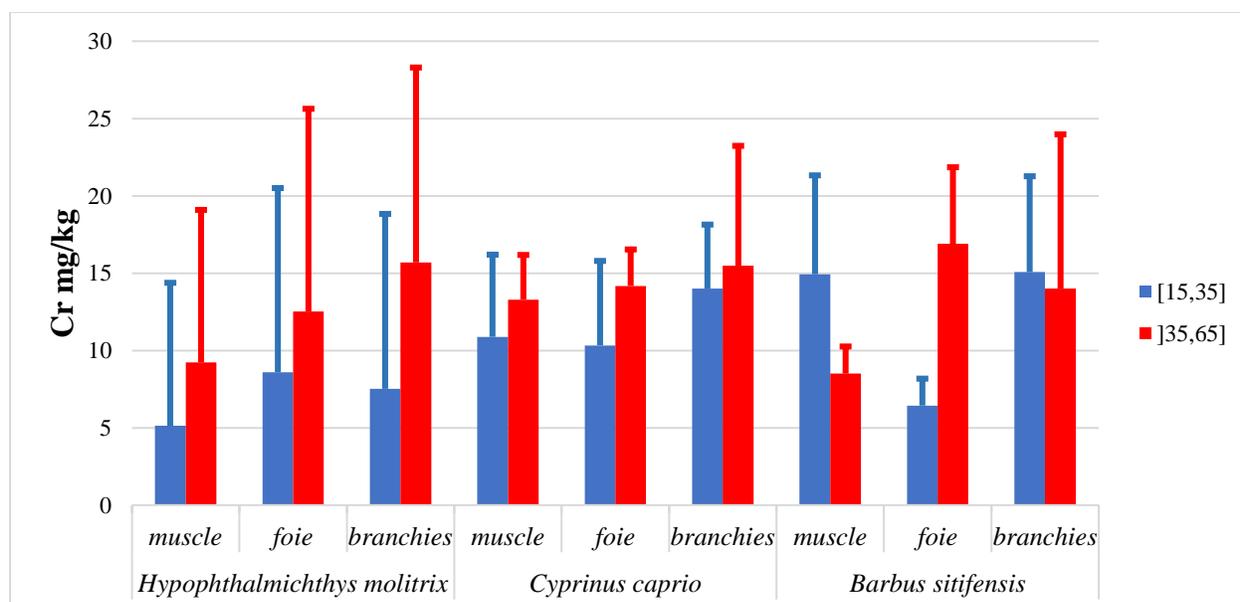
#### IV.5.1.3. Chrome

Les teneurs en chrome les plus élevées sont observées au niveau des branchies des trois espèces (tableau 56, figure 94). Cette concentration élevée est notée dans les deux classes de taille pour *C. carpio* et *B. sitifensis* (figure 95). Cependant *H. molitrix* affiche la plus grande concentration accumulée dans les branchies de la grande taille ( $15,70 \pm 12,6$  mg/kg) soit le double de celle de la petite classe ( $7,52 \pm 11,31$  mg/kg). 38% des teneurs enregistrées au niveau des 3 espèces dépassent 15 mg/kg, norme proposée par **US EPA (2011)**. L'ordre d'accumulation du Cr de chaque organe est le même pour les trois espèces (*H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*) comme suit: branchies > foie > muscle.

L'accumulation du chrome est 10 fois plus élevée que celle rapportée par **Uysal et al. (2009)** pour les muscles de *Carassius carassius* pêché dans le barrage Enne, et 40 fois supérieure que celle déterminée par **Liu et al. (2012)** au niveau de *Ctenopharyngodon idellus* prélevé dans différentes rivières en Chine.



**Figure 94 :** Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du chrome dans les branchies, foie et muscles des *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis* du barrage de Koudiet Medouar.

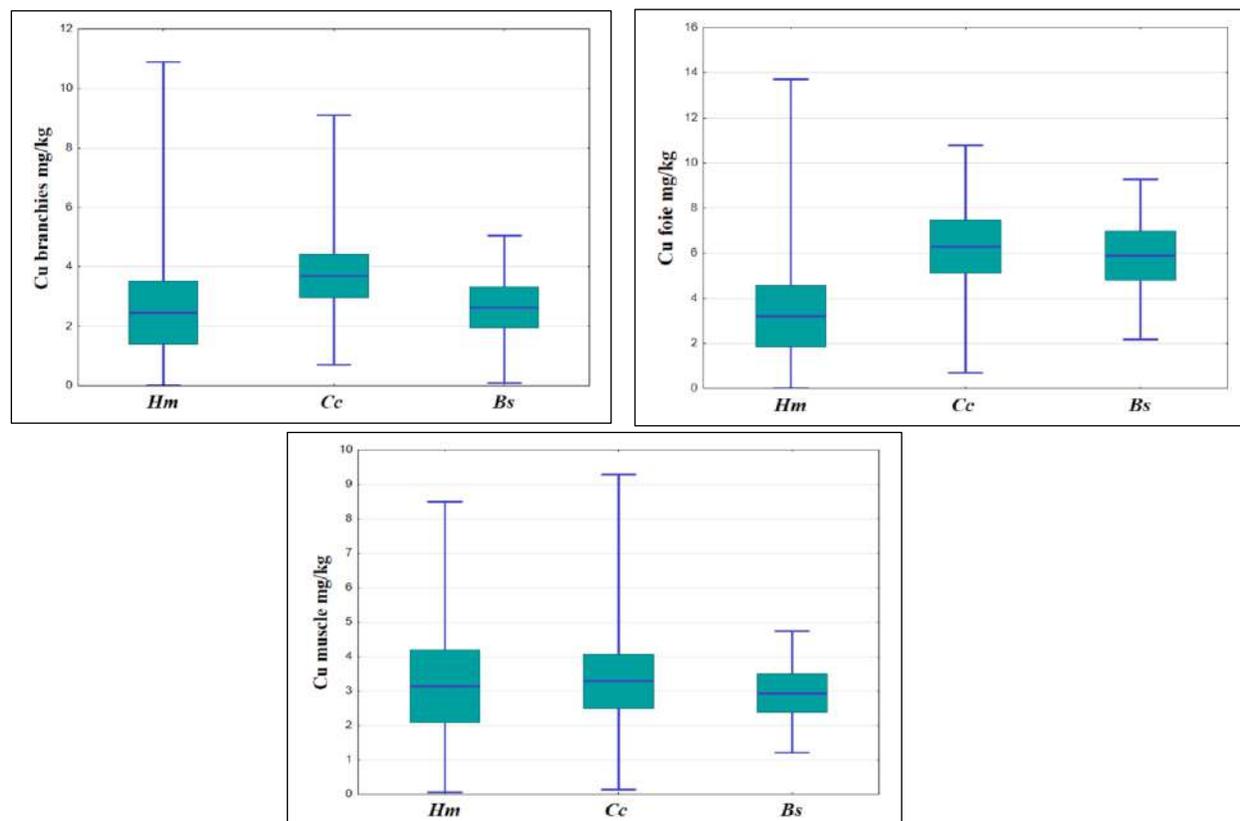


**Figure 95 :** Organotropisme du chrome (moyenne±écart-type) par classe de taille chez *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*

Les concentrations moyennes en Cr au niveau du muscle sont comparables à celles communiquées par Aktar et al. (2011) au niveau du muscle de *Channa marulius* et *Aorichthys seengala* prélevées dans la rivière Ganges (Bengale occidental) ; elles sont de l'ordre de 6,09 et 7,45 mg Kg<sup>-1</sup> respectivement. Ceci peut être attribué au fait que les poissons sont capables d'éliminer le chrome de leur organisme, et la charge corporelle au niveau des poissons adultes est généralement plus faible (Dara, 1995) c'est le cas des branchies et muscle du *Barbus sitifensis* (figure 94).

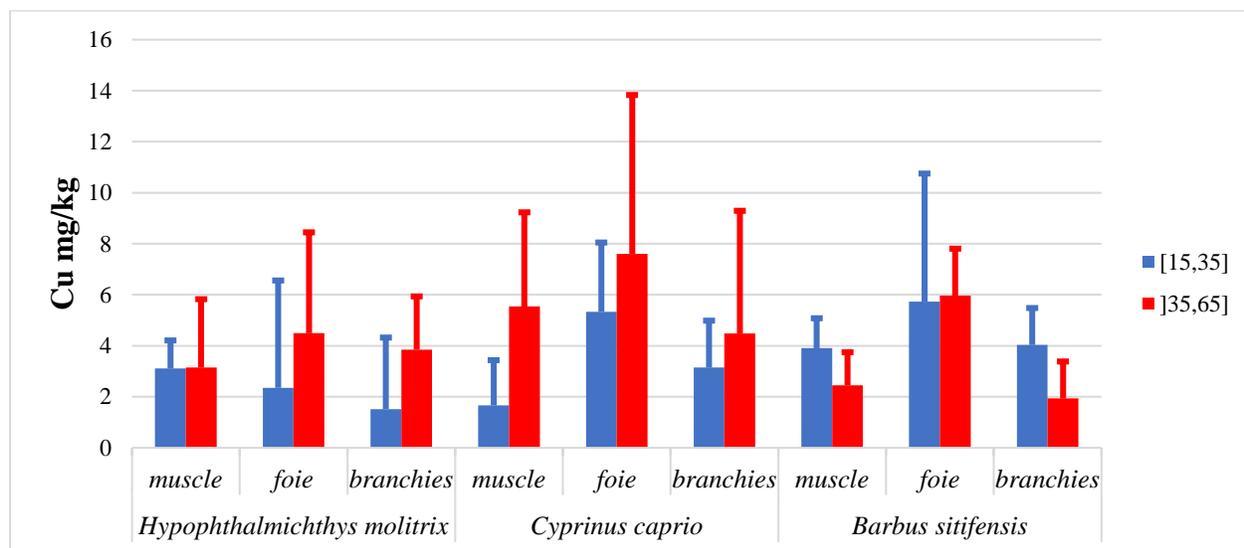
#### IV.5.1.4. Cuivre :

Les teneurs des quatre espèces étudiées n'excèdent pas la limite de la régulation homéostatique de 30 mg.kg<sup>-1</sup> ms (FAO, 2012). L'A, *alburnus* affiche la valeur la plus élevée (8,58 ± 2,33 mg/kg), (tableau 56). Le foie des deux classes de taille des espèces *C. carpio* et *B. sitifensis* révèle la plus forte accumulation soit respectivement de 6,28 ± 4,09 et 5,89 ± 2,66 mg/kg (figure 96 et 97).



**Figure 96 :** Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du cuivre dans dans les branchies, foie et muscles des *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis* du barrage de Koudiet Medouar.

Les branchies accumulent le cuivre avec une faible concentration :  $2,25 \pm 3,33$  mg/kg (*H. molitrix*) et  $2,63 \pm 1,69$  mg/kg (*B. sitifensis*). Cependant chez *C. carpio* c'est le muscle qui accumule faiblement le cuivre ( $1,66 \pm 1,7$  mg/kg) par rapport aux branchies et au foie. L'ordre d'accumulation du Cu de chaque organe des trois espèces est le suivant : chez *H. molitrix* et *B. sitifensis* : foie > muscle > branchies et chez *C. carpio* : foie > branchies > muscle.

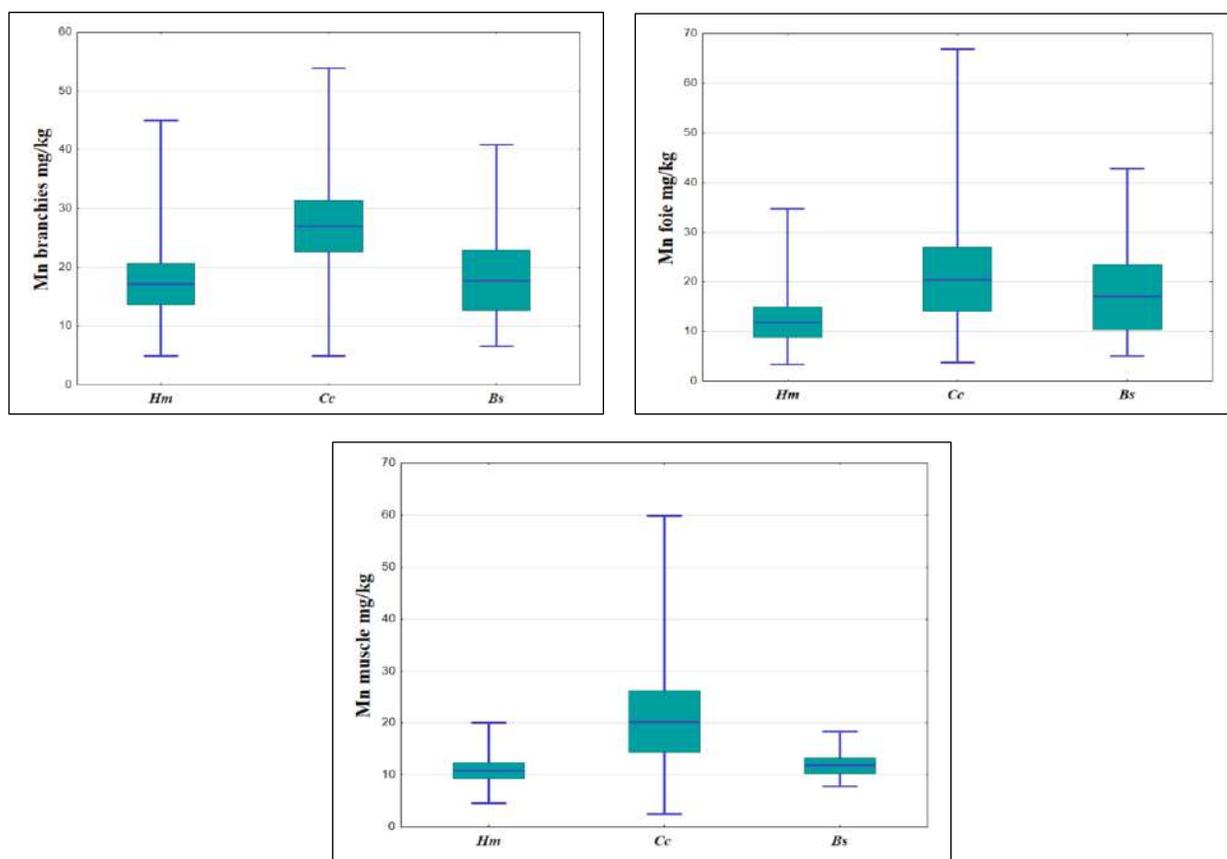


**Figure 97** : Organotropisme du cuivre (moyenne±écart-type) par classe de taille chez *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*.

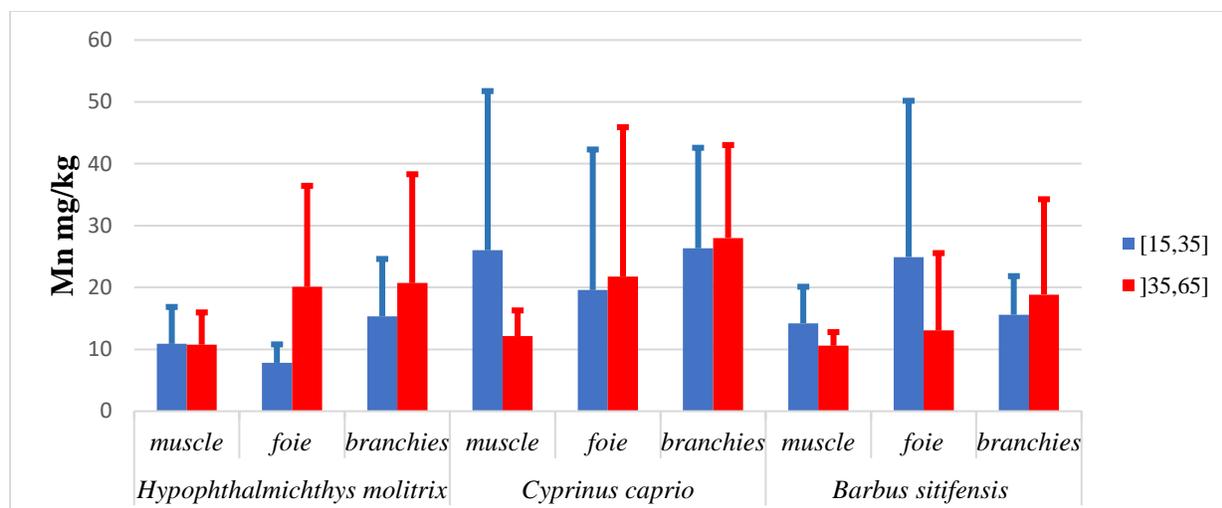
La concentration en cuivre des poissons du barrage de Koudiet Medouar est inférieure à celle des poissons du Lac Mugla (Yilmaz, 2009), mais similaire aux teneurs des barbeaux du barrage Béni Haroun (Djeddi, 2019) dans la région de Mila. Cependant les *Cyprinus carpio* du lac Taihu sont moins contaminés (Rajesh-Kumar et Li, 2018) tout comme ceux du lac Pulicat (Prabhu et al. 2015) et du lac Bafa (Aydin-Onen et al. 2015). Plusieurs auteurs affirment que la chair des poissons présente habituellement un faible potentiel d'accumulation des métaux lourds, tandis qu'il est plus élevé dans le foie et les branchies (Adeyeye et Ayoola, 2013). En effet les branchies sont en contact direct avec l'eau (Storelli et al. 2005). L'accumulation du cuivre dans le foie et les branchies par rapport aux muscles peut s'expliquer par la grande activité métabolique de ces deux organes. Les faibles concentrations en cuivre au niveau du muscle peuvent être le fait d'un mécanisme de régulation pour les éléments essentiels propres au poisson (Firat et Kargin, 2010; Sandor et al, 2001).

#### IV.5.1.5. Manganèse

Les espèces *A. alburnus* et *C. carpio* accumulent davantage le manganèse que *H. molitrix* et *B. sitifensis* (tableau 56), avec les teneurs  $26,83 \pm 20,45$  mg/kg (*A. alburnus*) et  $27,03 \pm 15,07$  mg/kg (branchies des *C. carpio*) (figure 98). D'après la figure 99, la grande taille accumule plus que la petite pour tous les organes d'*H. molitrix*, les branchies et le foie du *C. carpio*, enfin les branchies des *B. sitifensis*. La plus faible teneur apparaît dans le foie d'*H. molitrix* de petite taille soit  $7,82 \pm 2,98$  mg/kg (figure 99). Les valeurs extrêmes chez *A. alburnus* pêché dans le barrage KM sont inférieure à celles des poissons du barrage Enne (Uysal et al. 2009). Dans le barrage d'Eko-Ende, Adeyeye et Ayoola (2013) ont observé des teneurs en Mn chez *Clarias gariepinus* inférieures à celles des quatre espèces de poissons du barrage KM. Les valeurs rapportées par De Mora et Sheikholeslami, (2002) pour les poissons *Pampus argenteus* sont très élevées par analogie aux teneurs des poissons du barrage KM. L'ordre d'accumulation du Mn de chaque organe des trois espèces est le même comme suit : branchies >foie >muscle.



**Figure 98** : Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du manganèse dans les branchies, foie et muscles du *H. molitrix*, du *C. carpio* et du *B. sitifensis* du barrage de Koudiet Medouar.



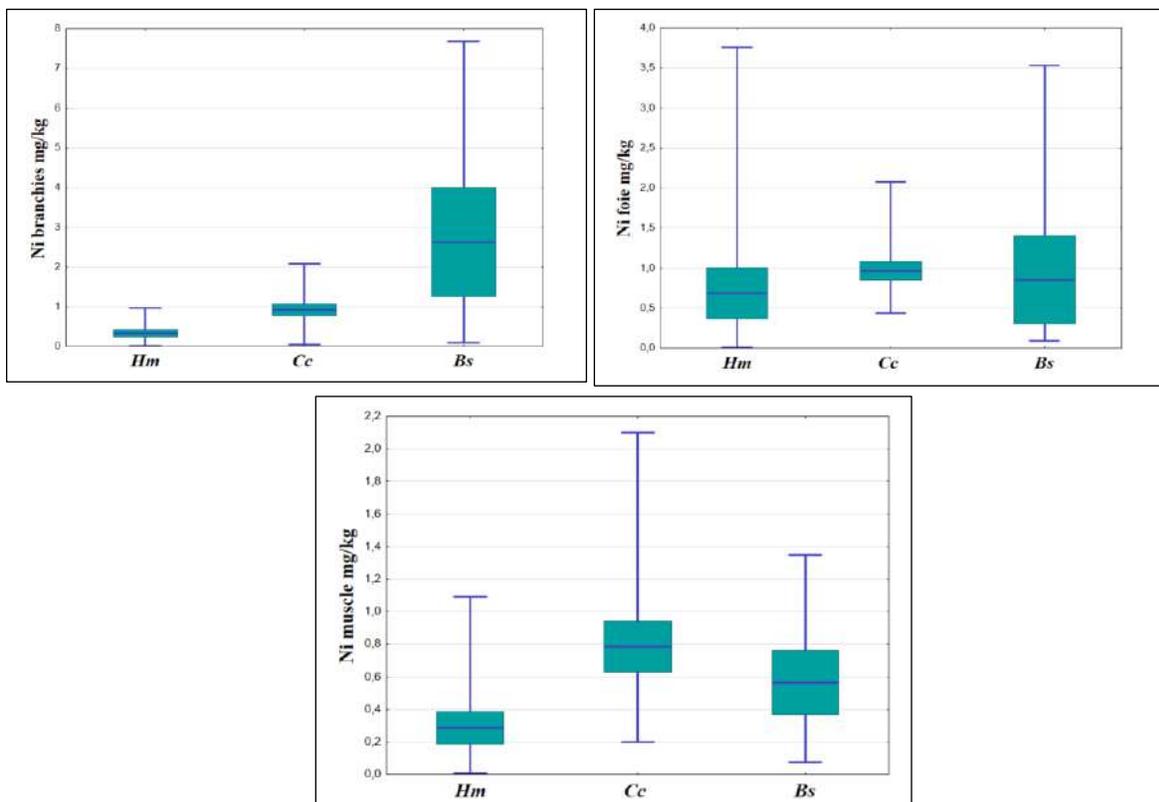
**Figure 99 :** Organotropisme du manganèse (moyenne ± écart-type) par classe de taille chez *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*.

Le manganèse est un élément important car il entre dans de nombreux processus métaboliques y compris le fonctionnement des flavoprotéines et la synthèse des mucopolysaccharides du cholestérol et de l'hémoglobine (DWAFF, 1995). La toxicité du manganèse ne dépend pas seulement de la concentration totale en manganèse mais de la concentration en manganèse oxydé disponible. La forme biodisponible du manganèse est le Mn (II) et les fortes teneurs du manganèse dans les branchies peuvent dériver d'une forte pénétration du métal via les opercules (Rouleau et al. 1995 ; Garnier-Laplace et al. 2000 ; WHO 2005). En outre quelle que soit la voie de transfert, le muscle ne présente que 10 à 15% du manganèse total (Chevreuil et al. 1995 ; Adams, 1997), ce qui est vérifié pour les poissons du barrage KM, dont les plus faibles teneurs sont celles du muscle. En effet en tant qu'espèce benthique, les cyprinidés sont étroitement associés à la surface du sédiment et leur régime alimentaire est constitué des nombreux détritiques et autres organismes benthiques (avec probablement une grande teneur en ETM). Les branchies sont donc exposées à des concentrations élevées en ETM (Allen-Gil et al. 1997).

#### IV.5.1.6. Nickel

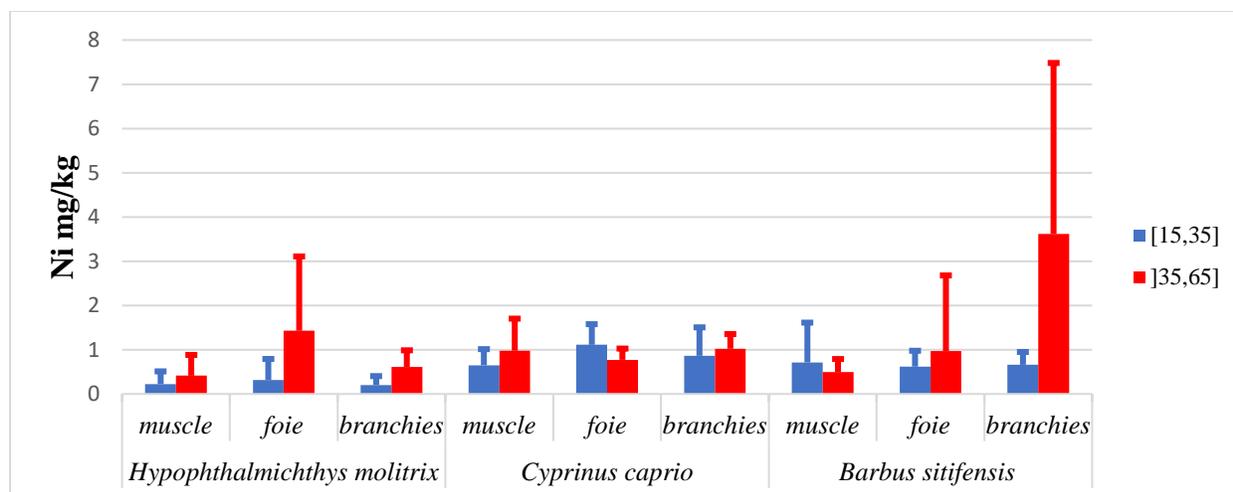
Il se démarque par ses faibles teneurs ne dépassant pas 1 mg/kg à l'exception des branchies du *B. sitifensis* et du *A. alburnus* qui affichent respectivement 2,63±3,36 et 1,58±0,44 mg/kg (tableau 56, figure 100).

L'ordre d'accumulation du Ni de chaque organe des trois espèces est le suivant : chez *H. molitrix* et *C. carpio* : foie > branchies > muscle ; chez *B. sitifensis* branchies > foie > muscle.



**Figure 100 :** Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du nickel dans les branchies, foie et muscles des *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis* du barrage de Koudiet Medouar.

L'organotropisme du nickel dans les deux classes de taille (figure 101) laisse apparaître une relative accumulation dans les sujets de grande taille, à l'exception du foie du *C. carpio* et le muscle du *B. sitifensis*.

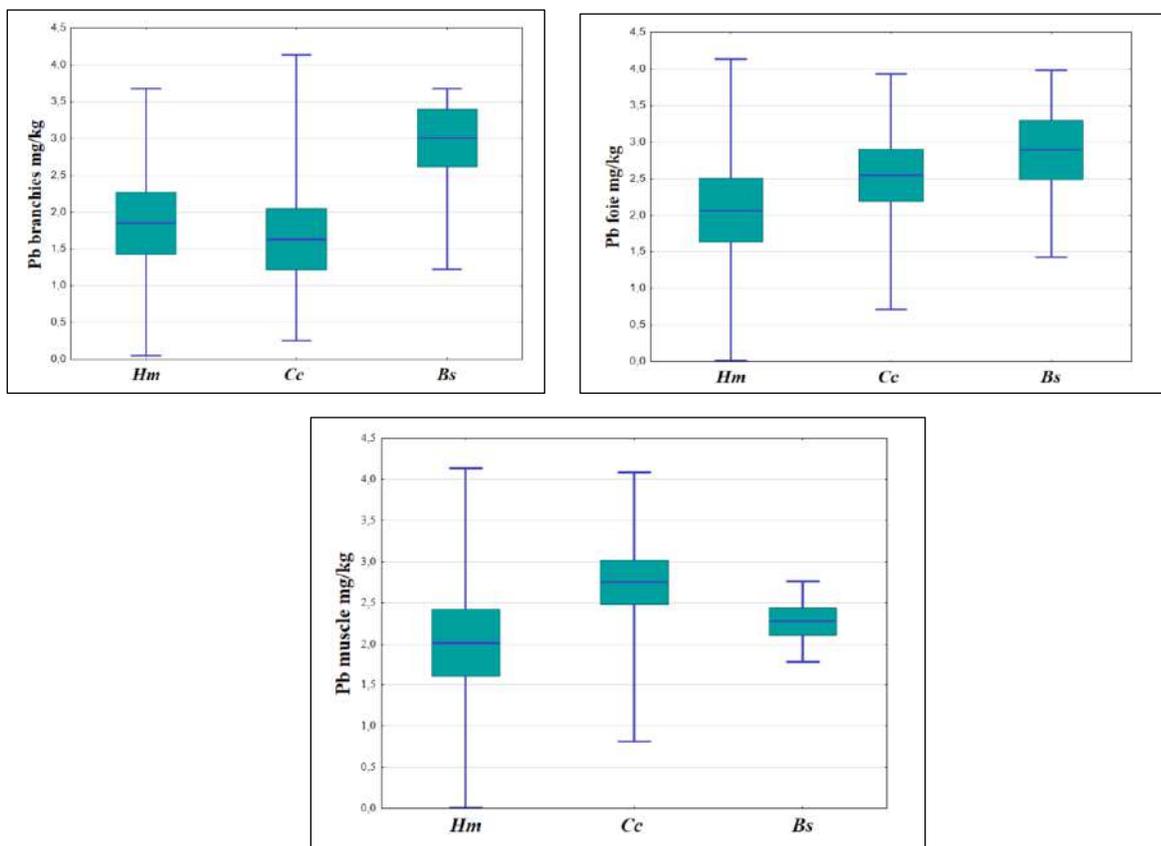


**Figure 101 :** Organotropisme du nickel (moyenne  $\pm$  écart-type) par classe de taille chez *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*.

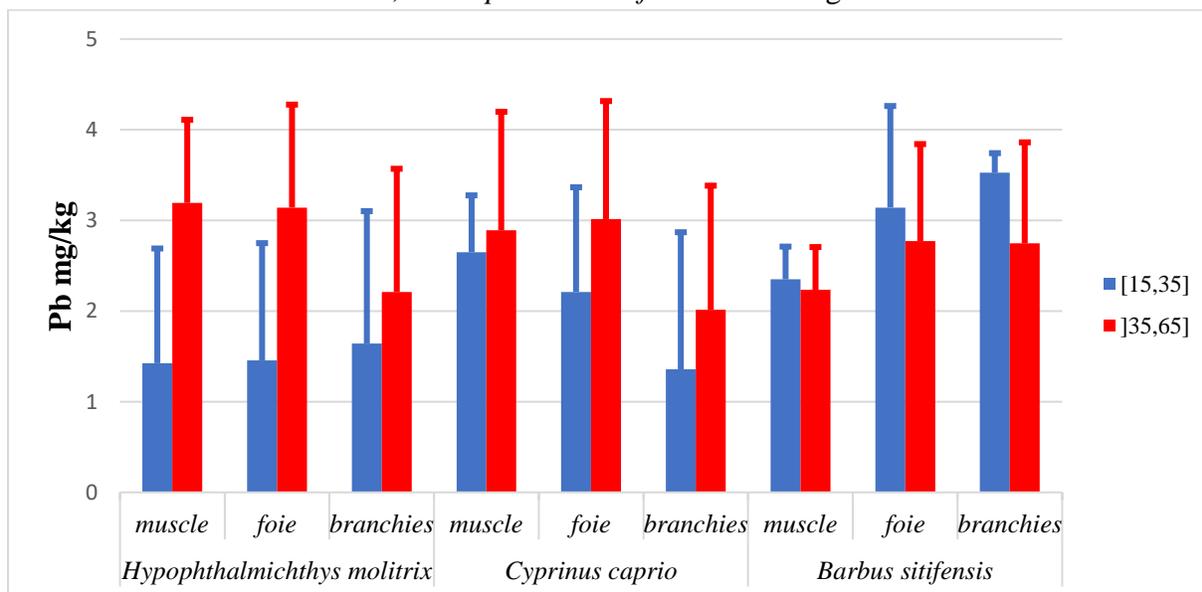
Les teneurs en nickel relevées dans la présente étude restent inférieures à celles communiquées sur les cyprinidés de la rivière de Porsuk (**Canbek et al. 2007**) et sur les poissons des eaux douces de la rivière Galas (**Baharoma et Ishaka, 2015**). **Uysal et al. (2009)** n'ont pas détecté le nickel dans les deux espèces du barrage d'Enne. Par contre **Laxmi et al. (2011)** puis **Taweel et al. (2011)** ont déterminé des valeurs supérieures à celles du barrage de KM.

#### IV.5.1.7. Plomb

Les teneurs moyennes en plomb des poissons excèdent la valeur 0,5 mg/kg ms préconisée par la **FAO (2012)** et la plus faible concentration déterminée dans les branchies du *C. carpio* ( $1,63 \pm 1,43$  mg/kg ; tableau 56, figure 102) est trois fois plus élevée que la norme. *C. carpio* et *H. molitrix* de grande taille accumulent davantage que les petits, à l'inverse pour *B. sitifensis*, les petits accumulent plus que les grands de taille et ce pour les trois organes (figure 103). Avec une teneur de  $3,96 \pm 0,23$  mg/kg (tableau 56), *A. alburnus* se démarque par sa capacité d'accumulation du plomb par analogie aux trois autres espèces. L'ordre d'accumulation du Pb de chaque organe des trois espèces est différent, chez *H. molitrix* : foie > muscle > branchies ; chez *C. carpio* : muscle > foie > branchies ; chez *B. sitifensis* branchies > foie > muscle.



**Figure 102 :** Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du plomb dans les branchies, foie et muscles des *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis* du barrage de Koudiet Medouar.

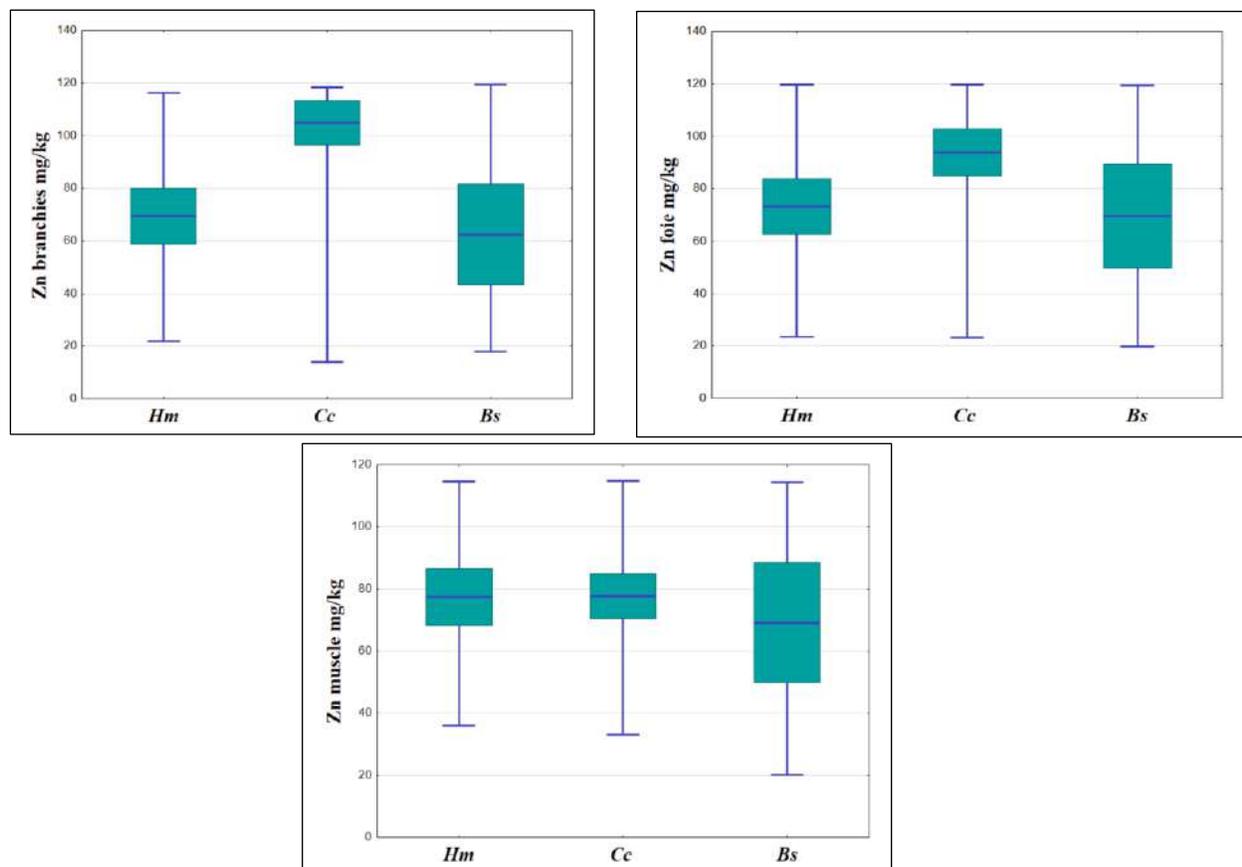


**Figure 103 :** Organotropisme du plomb (moyenne ± écart-type) par classe de taille chez *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*.

Les concentrations moyenne en plomb d'*A. alburnus*, *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*, s'avèrent supérieures à celles des poissons de la rivière Sungai Kelantan (**Yaakub et al. 2017**), à celles des poissons du lac Taihu (**Rajesh-kumar et Li 2018**), et de la rivière Porsuk (**Canbek et al. 2007**). **Parahbu et al. (2015)** et **Maurya et al. (2019)** ont enregistré des valeurs, pour les poissons pêchés dans le lac Pulicat et la retenue de Ganga, similaires à celles des poissons du barrage KM, alors que **Djeddi (2019)** a noté des moyennes plus élevées pour les branchies, foie et muscles des deux espèces, *Cyprinus carpio* et *Barbus callensissus*, du barrage Béni Haroun. Elle rapporte également que les branchies du *Barbus callensissus* accumulent davantage Pb comme pour *Barbus sitifensis* dans le barrage KM. **Has-Schön et al. (2007)** constatent aussi une accumulation du Pb au niveau des branchies des poissons. En effet ce métal, exclusivement toxique, est plus abondant dans les branchies que le Cd car il est naturellement plus fréquent dans les écosystèmes aquatiques. Tous deux n'ont aucun rôle physiologique, mais ils agissent comme des perturbateurs pour les organismes vivants.

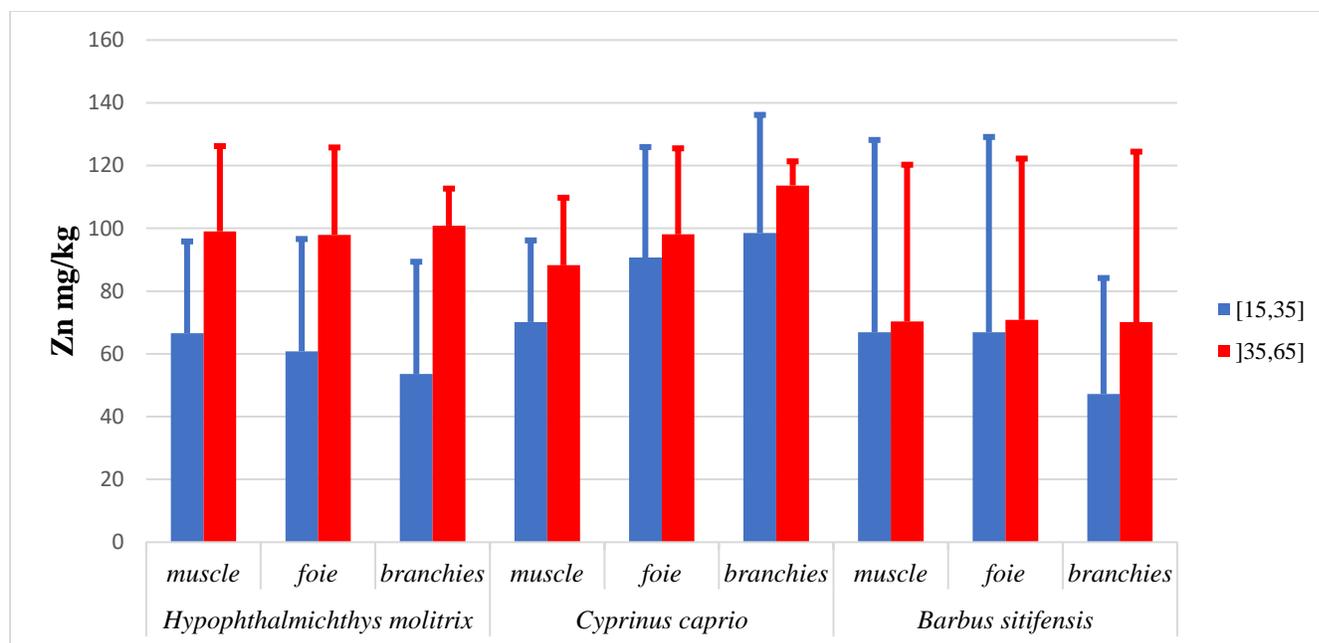
#### IV.5.1.8. Zinc

Elément le plus abondant des ETM, le zinc excède en moyenne la limite de 40 mg/kg (**FAO, 2012**). Les plus fortes teneurs sont décelées dans les branchies de *C. carpio* et *A. alburnus* avec respectivement de  $104,82 \pm 29,27$  et  $100,2 \pm 43,8$  mg/kg (tableau 56, figure 104). L'ordre d'accumulation du Zn de chaque organe des trois espèces est différent, chez *H. molitrix* : muscle >foie > branchies ; chez *C. carpio* : branchies >foie >muscle ; chez *B. sitifensis* : foie > muscle >branchies.



**Figure 104 :** Boîtes à moustaches des teneurs moyennes du zinc dans les branchies, foie et muscles des *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis* du barrage de Koudiet Medouar.

De plus, la figure 105 permet de voir que les teneurs moyennes des deux classes de taille sont supérieures à la norme **FAO (2012)**, et les poissons de grande taille accumulent, dans les trois compartiments organiques, davantage que les petits et cette différence est plus marquée chez *H. molitrix*. Les concentrations des métaux traces métalliques ont tendance à accroître avec l'augmentation de la taille du poisson (figure 105). Cette situation est probablement à mettre en relation avec l'activité physiologique bien plus intense par rapport à la reproduction des poissons, donc ils concentrent plus de métaux dans les tissus (**Mahe et al. 2005 et 2007**).



**Figure 105 :** Organotropisme du zinc (moyenne  $\pm$  écart-type) par classe de taille chez *H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*

Les teneurs en zinc évaluées par la présente étude restent bien supérieures à celles communiquées sur le mulot (**Laxmi et al., 2011**), sur *Clarias gariepinus* du barrage Eko-Ende et sur les poissons du Sungai Kelantan (**Yaakub et al. 2017**). Des concentrations élevées sont aussi rapportées par **Yilmaz (2009)** sur l'*Anguilla anguilla*, le *Mugil cephalus* et l'*Oreochromis niloticus*, et par **Djeddi (2019)** chez les cyprinidés du barrage de Béni Haroun. Les concentrations en Zn du muscle des *C. carpio* sont inférieures à celles des autres organes, ce qui suggère son contrôle au niveau du muscle par la régulation homéostatique **Miller et al. (1992)**. En effet, des faibles concentrations en Zn dans le muscle sont aussi rapportées chez *Mugil cephalus* (**Aydin-Onen et al., 2015**). **Parabhu et al. (2015)** ont montré que les teneurs en zinc du muscle de deux espèces *Labeo rohita* et *Cirrhina mrigala* issues de sites pollués sont comparables à celles des sites de référence. Ainsi, les poissons régulent activement les concentrations en Zn dans les tissus. Par conséquent, les teneurs tissulaires en zinc ne reflètent pas nécessairement les changements de concentration en zinc dans l'environnement (**Phillips, 1980 ; Rejomon et al. 2010**).

**Tableau 57 :** Teneurs en métaux lourds dans différents organes des poissons provenant de différentes régions du monde (moyenne  $\pm$  écart-type, si disponibles) et/ou (min – max) exprimée en mg/kg ms.

Localisation (Espèces)	Organes	Concentration du métal (mg/kg)								Référence
		Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	
The Caspian Sea- Iran <i>Pampus argenteus</i>	Total	0,2-0,3	0,7-24	2-103	1-58	45-1111	2-35	1-29	1-146	De Mora et Sheikholeslami, 2002
Rivière de Porsuk, (Turquie) <i>Barbus plebejus</i>	Muscle Foie	0,04 $\pm$ 0,04 0,06 $\pm$ 0,11	/	0,14 $\pm$ 0,03 0,02 $\pm$ 0,00	0,08 $\pm$ 0,08 0,23 $\pm$ 0,16	0,23 $\pm$ 0,16 0,38 $\pm$ 0,45	0,42 $\pm$ 0,25 0,74 $\pm$ 0,34	0,14 $\pm$ 0,12 0,12 $\pm$ 0,01	8,27 $\pm$ 1,34 10,61 $\pm$ 0,66	Canbek et al. 2007
The Caspian Sea- Iranian borders <i>Pampus argenteus</i>	Total	0.11-0.17	11-17	0,3-11	13-27	4-24	1-12,8	0,8- 2,1	46-75	Agah (2009)
Barrage Enne (Kütahya / Turquie) <i>Carassius carassius</i>	Muscle Foie Branchies	0,16-43,2 0,02-5,4 0,17-45,9	nd nd 0,54-108	0,01-0,39 nd nd	1,51-503,3 7,04-2346 1,51-503	0,48-480 3,18-8180 20,7-20700	nd nd nd	/ / /	30,06-1366 76,78-3490 166,75- 7579,5	Uysal et al. 2009
<i>Alburnus alburnus</i>	Muscle Branchies	0,05-13,5 0,07-18,9	nd nd	nd nd	nd nd	nd 10,98- 10980	nd nd	/ /	21,1-959,09 74,99-959,09	
Lac Mugla (Turquie) <i>Oreochromis niloticus</i>	Muscle Foie Branchies	0.48 $\pm$ 0.11 3.32 $\pm$ 1.23 0.37 $\pm$ 0.03	/ / /		6.34 $\pm$ 2.56 749.76 $\pm$ 123.45 25.4 $\pm$ 5.65				98.6 $\pm$ 10.38 402.61 $\pm$ 68.91 394.4 $\pm$ 96.78	Yilmaz (2009)
Lac Pulicat (Inde) <i>Mugil cephalus</i>	Muscle Foie Branchies	0.77 $\pm$ 0.04 1.10 $\pm$ 0.11 0.63 $\pm$ 0.03	/ / /	2,17 $\pm$ 0,10 10,58 $\pm$ 0,17 4,75 $\pm$ 0,12	2,72 $\pm$ 0.17 11.20 $\pm$ 0.48 8.46 $\pm$ 0.31	/ / /	4,55 $\pm$ 0,15 6,95 $\pm$ 0,10 6,73 $\pm$ 0,13	10,25 $\pm$ 0,15 15,45 $\pm$ 0,39 13 $\pm$ 0,34	11.02 $\pm$ 0.28 16.49 $\pm$ 0.16 13.90 $\pm$ 0.08	Laxmi et al. 2011
Lac Engineering (Malaysia) <i>Oreochromis niloticus</i>	Muscle Foie Branchies	0,04 $\pm$ 0,01 0,36 $\pm$ 0,06 0,02 $\pm$ 0,00	/ / /	/ / /	1,01 $\pm$ 0,07 809,3 $\pm$ 70,6 1,72 $\pm$ 0,11	/ / /	3,86 $\pm$ 0,32 17,79 $\pm$ 1,24 4,34 $\pm$ 0,71	0,53 $\pm$ 0,12 1,27 $\pm$ 0,19 0,43 $\pm$ 0,10	24,22 $\pm$ 4,92 79,10 $\pm$ 8,54 52,83 $\pm$ 4,30	Taweel et al. 2011
Southeast China <i>Ctenopharyngodon idellus</i>	Muscle Foie Branchies	nd 0,215 $\pm$ 0,13 1 0,050 $\pm$ 0,04 6	/ / /	0,052 $\pm$ 0,02 5 0,025 $\pm$ 0,01 9 0,077 $\pm$ 0,02 8	1,60 $\pm$ 0,18 35,4 $\pm$ 13,1 4,12 $\pm$ 1,69	0,32 $\pm$ 0,16 2,59 $\pm$ 0,78 6,83 $\pm$ 4,18	0,015 $\pm$ 0,00 9 0,039 $\pm$ 0,02 4 0,101 $\pm$ 0,06 4	0,128 $\pm$ 0,04 2 0,085 $\pm$ 0,05 7 0,196 $\pm$ 0,09 1	4,87 $\pm$ 0,67 42,4 $\pm$ 7,83 21,4 $\pm$ 3,82	Liu et al. 2012

Barrage Eko-Ende (Nigeria) <i>Clarias gariepinus</i>	Muscle Foie Branchies	nd 0,03±0,01 0,02±0,01	/	/	0,15±0,05 0,88±0,25 0,68±0,08	0,24±0,04 0,55±0,18 0,45±0,06	/	nd nd nd	0,80±0,05 1,92±0,18 1,45±0,16	Adeyeye et Ayoola, 2013
Lac Bafa (Greece) <i>Mugil cephalus</i>	Muscle	0,009–0,038	/	0,03-0,58	0,71–1,8	/	/	0,60-1,2	12,9–16,9	Aydin-Onen et al. (2015)
Galas River, Kelantan (Malaysia) <i>Cyclocheilichthys apogon</i>	Total	nd	/	/	0,012	0,021	0,058	0,010	0,260	Baharoma et Ishaka, 2015
La côte nord-est de la mer Noire (Bulgarie) <i>Mugil cephalus</i>	Muscle Branchies	0,012±0,002 0,013±0,002	/	/	0,34±0,02 0,96±0,2	/	0,009±0,001 0,014±0,002	0,05±0,01 0,07±0,01	5,2±0,3 7,3±0,1	Makedonski et al. (2015)
Pulicat Lake, India	Muscle Foie Branchies	0,12 0,13 0,09	/	0,02 0,26 0,06	0,022 nd nd	/	/	1,46 4,23 1,32	0,20 0,17 0,44	Parabhu et al. (2015)
Sungai Kelantan (Malysie) <i>Barbonymus schwanefeldii</i>	Muscle Branchies	/	/	/	0,013±0,011 0,015±0,009	/	/	0,021±0,007 0,024±0,005	/	Yaakub et al. 2017
Taihu Lake fish samples (Chine) <i>Cyprinus carpio</i>	Muscle Foie Branchies	0,12 0,12 0,12	/	0,34 0,35 0,16	0,21 1,45 0,24	/	/	0,61 0,60 0,49	/	Rajesh-Kumar et Li, 2018
Barrage de Beni Haroun <i>Cyprinus carpio</i>  <i>Barbus callensissus</i>	Muscle Foie Branchies  Muscle Foie Branchies	/	/	/	6,64±12,24 4,00±2,39 5,06±2,95  2,77±1,40 4,04±4,10 4±2,54	/	/	11,20±2,62 21,10±13,6 7 16,60±9,94  18,25±13,9 1 18,79±6,54 26,64±27,9 9	111,16±63,4 516,62±207,4 676,37±48,9 4  91,52±62,19 132,16±84,6 4 102,91±86,0 7	Djeddi (2019)
Le bassin de la rivière Ganga <i>Cirrhinus reba</i>	Muscle Foie Branchies	0,32±0,07 0,68±0,11 0,54±0,03	/	0,28±0,03 0,33±0,02 0,83±0,20	0,58±0,09 2,55±0,85 0,85±0,05	/	/	3,89±0,41 1,54±0,06 4,77±0,34	13,25±1,22 8,28±1,22 10,54±2,60	Maurya et al. 2019
Normes : <b>WHO 2005</b> <b>US EPA 2011</b> <b>FAO 2012</b>		1 0,5		15	30 40 30			1,5 4 0,5	30 40	

Nd : non déterminé / : l'élément n'a pas été dosé

#### IV.5.2. Relation entre les teneurs en ETM des branchies, foie, muscle des poissons et des sédiments

Des questions se sont imposées concernant les relations qui pourraient exister entre les teneurs en ETM des différents organes des poissons selon la taille et le poids puis les concentrations des métaux dans les sédiments. D'après le tableau 58 où ne figurent que les corrélations significatives, il est aisé de distinguer qu'avec l'augmentation du poids des poissons, il y a une bioaccumulation du cobalt dans le foie des *H. molitrix* puis du cadmium, du chrome et du cuivre dans les différents organes de *C. carpio*. De plus l'accumulation du Cd, Co, Mn, Ni et Zn dans les tissus des différentes espèces est due à la même source de pollution des sédiments.

**Tableau 58 :** Corrélations significatives entre les teneurs en ETM des tissus des poissons avec la taille, le poids et les teneurs des ETM des sédiments.

Poissons	1 <sup>ère</sup> variable	2 <sup>ème</sup> variable	r	p
<i>H. molitrix</i>	Co foie	Poids	0,58	0,01**
	Mn foie	Mn sédiments	-0,65	0,04*
	Cu muscle	Poids	0,87	0,001***
<i>C. carpio</i>	Cu muscle	Taille	0,73	0,008**
	Cr foie	Taille	0,75	0,007**
	Cd branchies	Poids	0,66	0,03*
	Cr foie	Poids	0,68	0,04*
	Cd branchies	Cd sédiments	0,65	0,04*
	Ni foie	Taille	-0,71	0,02*
	Ni foie	Poids	-0,70	0,02*
	Mn branchies	Mn sédiments	-0,66	0,03*
	Co foie	Co sédiments	-0,65	0,04*
	Ni muscle	Ni sédiments	-0,65	0,04*
<i>B. sitifensis</i>	Zn branchies	Zn sédiments	-0,64	0,04*
<i>A. alburnus</i>	Co	Taille	-0,75	0,01**
	Cd	Cd sédiments	-0,65	0,04*

\*  $p \leq \alpha = 0,05$  : différences significatives ;

\*\*  $p \leq \alpha = 0,01$  : différences hautement significatives ;

\*\*\*  $p \leq \alpha = 0,001$  : différences très hautement significatives.

Les corrélations négatives et/ou positives entre les ETM évalués dans les tissus et la taille et le poids des poissons ont été évoquées dans la littérature. **Widianarko et al. (2000)** ont étudié la relation entre la concentration de métal (Pb, Zn, Cu) et la taille du *Poecilia reticulata*, ainsi ils ont constaté qu'il y avait une baisse significative des concentrations de plomb avec l'augmentation de la taille, alors que les concentrations de cuivre et de zinc ne dépendaient pas du poids. **Liang et al. (1999)** ont étudié les concentrations de métaux (Zn, Cu, Cd, Cr, Pb, Ni) dans diverses espèces de poissons d'élevages et ont constaté que les métaux dans les viscères du poisson ont été corrélés négativement (sauf le Zn dans les viscères de la carpe commune), cependant les tissus des *C. carpio* du barrage KM ont été corrélés positivement avec la taille et le poids. De même, **(Douben, 1989)** a estimé que les niveaux de cadmium chez *Noemacheilus barbatulus* ont atteints un état d'équilibre chez les poissons âgés, alors qu'il n'existe pas des corrélations avec la taille des poissons et les concentrations de plomb, c'est le même cas des poissons du barrage KM.

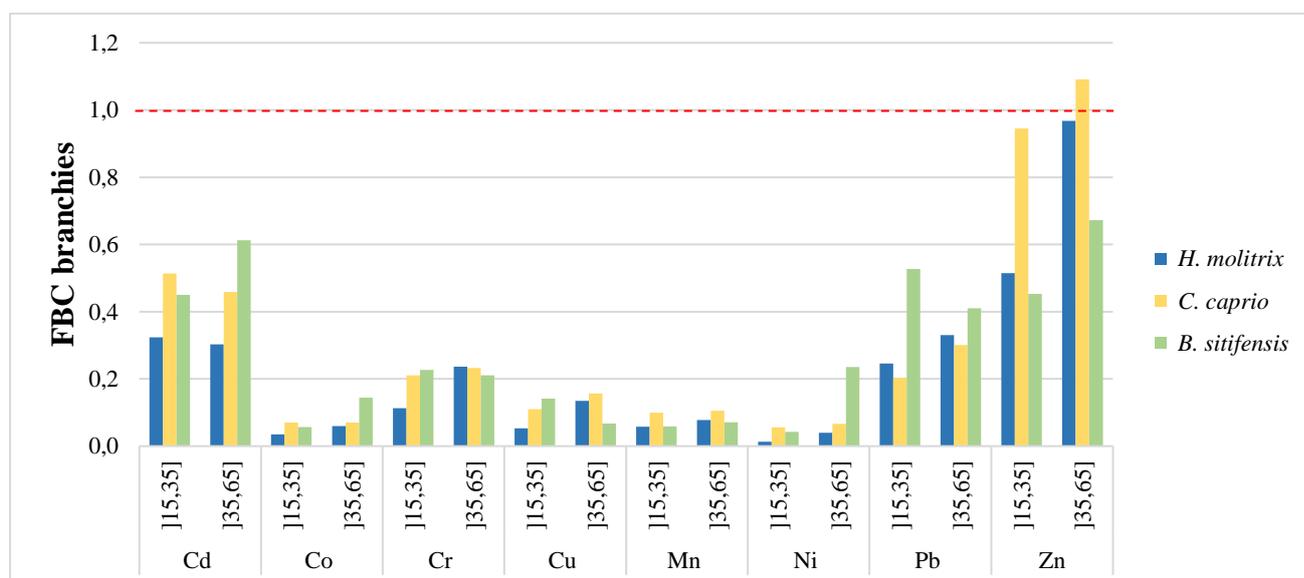
Il est bien connu que l'un des facteurs les plus importants dans l'accumulation des métaux lourds chez les animaux aquatiques est l'activité métabolique, elle est plus élevée chez les jeunes poissons que celle des plus âgés (**Langston, 1990 ; Roesijadi et Robinson, 1994 ; Widianarko et al. 2000 ; Cani et Atli, 2003**). Les corrélations négatives entre les concentrations de métaux et la taille observée dans cette étude peuvent être dues à la différence de l'activité métabolique entre les jeunes poissons et les plus âgés. L'accumulation nette des métaux lourds dans un organisme résulte de la différence entre l'absorption et la dépuración et c'est le facteur le plus important de l'accumulation des métaux (**Cani et Atli, 2003**). Cependant, la dilution des concentrations des ETM dans les tissus est due à la croissance et/ou à une activité métabolique réduite chez le poisson âgé peut ne pas être observée si les concentrations des ETM dans l'eau sont supérieures à la capacité de ces facteurs. Dans ce cas, une accumulation continue de métaux peut se produire et des relations positives peuvent être observées entre la taille de l'animal et les concentrations des ETM dans les tissus. Une concentration élevée des éléments traces métalliques dans l'eau peut retarder le développement du poisson, entraînant d'éventuelles altérations de sa taille (**Friedmann et al. 1996**). **Weis et Weis (1989)** ont indiqué que le développement du poisson peut être affecté par la présence des ETM (essentiels et non essentiels) dans l'eau et en particulier aux premiers stades de la vie tel que le moment d'éclosion, le développement larvaire et la croissance des juvéniles, vu qu'ils sont plus sensibles que les stades matures.

### IV.5.3. Facteur de bioconcentration des ETM dans les différents organes des poissons

Le facteur de bioconcentration (FBC) est calculé pour chaque métal dans les espèces *H. molitrix*, *C. carpio*, *B. sitifensis* et *A. alburnus*, comme étant le rapport de la concentration du métal dans les organes étudiés par rapport à celle des sédiments.

#### IV.5.3.1. Facteur de bioconcentration des branchies

Le facteur de bioconcentration des ETM dans les branchies (figure 106), montre un enrichissement voire une bioconcentration du zinc dans ce tissu, car il a dépassé le seuil de 1. Cet élément retenu dans les branchies du *C. carpio* provient probablement des sédiments, avec un FBC de l'ordre de 1,09 observé pour les poissons de grande taille. Le reste des éléments présente des valeurs de FBC inférieures à 1, ce qui a permis de dire qu'il n'y a pas eu une bioaccumulation de ces métaux dans les branchies de *H. molitrix* et de *B. sitifensis*.



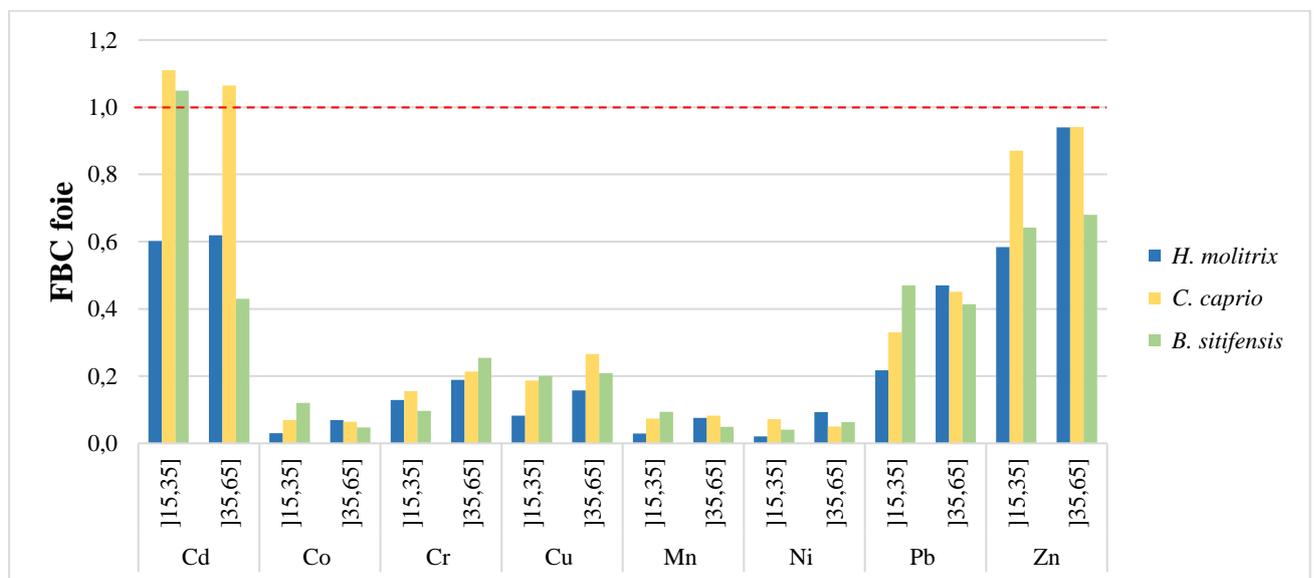
**Figure 106 :** Facteur de bioconcentration dans les branchies des trois espèces de poissons (*H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*).

Les branchies sont les principales cibles d'une contamination directe, car elles jouent un rôle important dans l'absorption des métaux, dans le stockage et éventuellement dans le transfert vers les compartiments internes par le sang (Barhoumi et al. 2008). Les concentrations relativement élevées de métaux lourds dans les branchies ont également été signalées chez *Cyprinus carpio*, *Barbus capito* dans le Seyhan en Turquie (Canali et Kalay, 1998), chez *Cyprinus carpio* au barrage de Keban (Kucukbay et Orun, 2003).

L'accumulation des métaux dans les branchies peut être due à des éléments qui réagissent avec les carboxylates de l'oxygène, groupe des amines, dont la concentration est la plus élevée dans les branchies (Al-Yousuf et al. 2000). Les branchies sont en contact direct avec l'eau et jouent un rôle indispensable dans les phénomènes respiratoires chez les poissons. En cas de pollution, les processus respiratoires risquent d'être perturbés (Canli et Furness, 1993). Certains auteurs ont montré que l'accumulation métallique dans les branchies reflète mieux l'importance respective des différents métaux présents dans l'environnement. En effet, elles ont été choisies comme tissus convenable pour la surveillance des métaux dans l'environnement (Chaffai, 1993).

#### IV.5.3.2. Facteur de bioconcentration dans le foie

Le facteur de bioconcentration du cadmium est beaucoup plus perceptible dans le foie de *C. carpio* et *B. sitifensis* (figure 107). Il est de l'ordre de 1,11 pour les animaux de petite taille et 1,06 pour les plus grands chez *Cyprinus carpio* ; et 1,05 pour les petits *Barbus sitifensis*. Chez les autres espèces, les FBC restent inférieurs à 1 quel que soit l'élément métallique considéré.



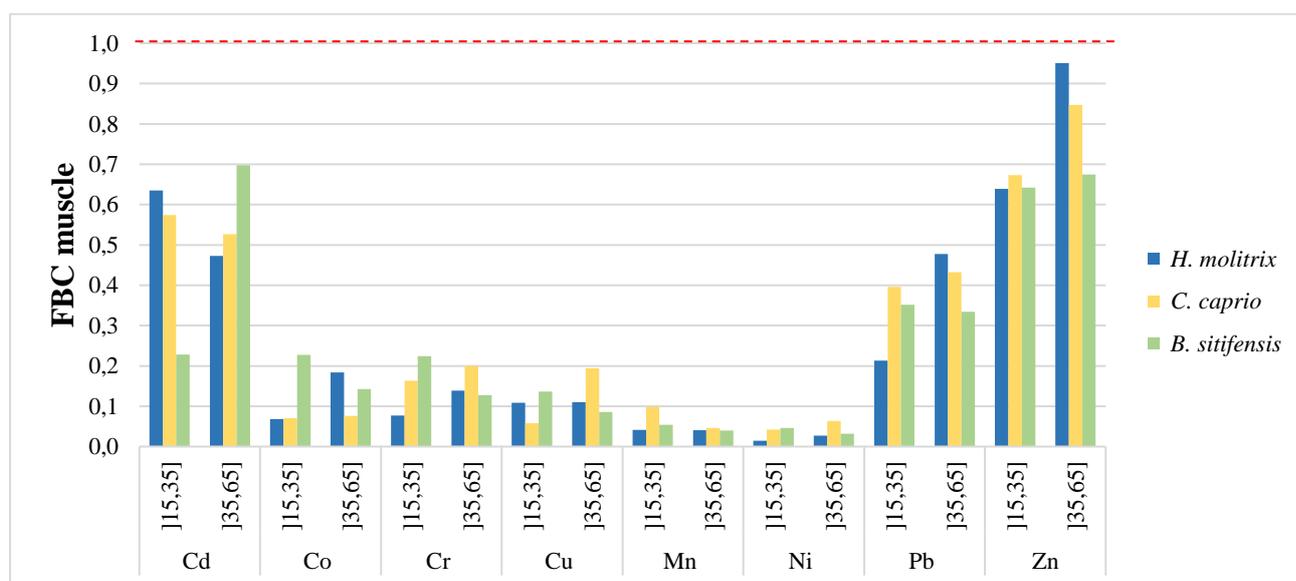
**Figure 107 :** Facteur de bioconcentration dans le foie des trois espèces de poissons (*H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*).

Plusieurs études ont montré que les métaux traces s'accumulent principalement dans les organes sièges d'importants métabolismes. Parmi ces organes, le foie qui a une nature cumulative des micropolluants (Ronald, 1998), c'est le cas du foie des *C. carpio* et la grande taille du *B. sitifensis* qui ont accumulé le Cd. Karaded et al. (2004) ainsi que Atli et Canli (2008) ont décrit ce phénomène pour six espèces différentes de poissons. Certains auteurs ont

démonstré que le foie est un organe de détoxification par production de métallothionéines (Capene et Vag ak, 1989 ; Hogstand et Haux, 1990 ; Evoglu et al. 2005 ; Linde et al. 2005 ; Atli et Canli, 2008). Ce sont des protéines spécialisées dans la chélation des métaux, et elles ont un rôle à jouer dans l'homéostasie des ions métalliques divalents.

#### IV.5.3.3. Facteur de bioconcentration dans les muscles

Les muscles des poissons présentent des FBC inférieurs à 1 (figure 108), pour toutes les espèces étudiées.



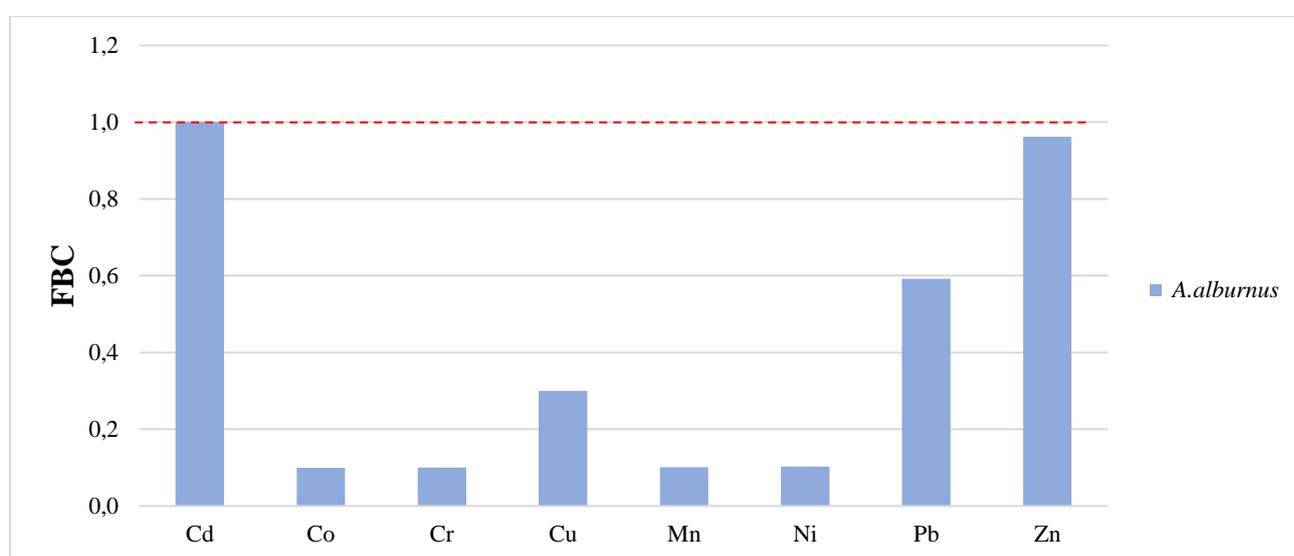
**Figure 108 :** Facteur de bioconcentration dans le muscle des trois espèces de poissons (*H. molitrix*, *C. carpio* et *B. sitifensis*).

D'un point de vue toxicologique, le foie et le muscle sont les organes les plus importants puisqu'ils jouent un rôle dans le métabolisme et l'accumulation. En traversant la paroi de l'intestin ou des branchies, le métal gagne le sang ; à ce moment-là il est immobilisé dans les globules rouges, ou sur les protéines (l'hémoglobine). Les métaux ainsi fixés sont transportés par le « flux sanguin », mais la fixation des métaux sur les molécules d'hémoglobine est réversible, ce qui peut donc expliquer la rapidité de la contamination de ces organes (Christensen et al. 2013). La distribution, la localisation et la bioaccumulation des éléments métalliques dans les tissus ne peuvent être révélées par un seul mécanisme. En effet, la quantité de métal transféré dépend de la capacité de l'organe considéré, à être rincé et fixé par voie intracellulaire. L'importance relative de ces deux paramètres détermine les organes cibles de la bioaccumulation des ETM (Langston et al. 2002). Cependant, les teneurs enregistrées au niveau de ces organes (branchies, foie et muscle) sont le résultat d'un apport équilibré, et leur importance est liée aux échanges entre le sang, les organes et l'élimination. L'augmentation des

teneurs en métaux est due à une élimination plus lente que la prise. La présence des métaux peut aussi résulter d'un simple transfert via la chaîne trophique et traduire alors une bioaccumulation et pas forcément d'un prélèvement dans le biotope que ce soit l'eau ou les sédiments qui correspond dans ce cas à la bioconcentration de l'élément. Selon **Ramade (2000)**, la bioaccumulation conduit au mieux à une concentration égale à celle à laquelle le métal se rencontre dans le biotope concerné.

#### IV.5.3.4. Facteur de bioconcentration d'*Alburnus alburnus*

L'espèce *A. alburnus* bioaccumule le cadmium dans son corps avec un FBC égal à 1, les FBC du zinc et le plomb sont aussi élevés, mais restent inférieurs à 1 (figure 109).



**Figure 109 :** Facteur de bioconcentration chez *A. alburnus*.

L'absorption des contaminants par les organismes aquatiques peut se faire par différentes voies. Les voies majeures sont l'ingestion et la respiration. **Fiedler et al. (2000)** suggèrent que la source des métaux traces dans les échantillons des stations d'élevages peut être d'origine environnementale et ou nutritionnelle. La bioconcentration puis éventuellement la bioaccumulation dépendent donc de la disponibilité des métaux dans le milieu dont la contamination reste tributaire aussi de plusieurs facteurs environnants (**Dalman et al. 2006**). Toutefois, il faut noter que le concept de bioaccumulation résulte de plusieurs mécanismes agissant simultanément ou avec un décalage dans le temps. La bioconcentration, pour un même produit chimique, peut varier considérablement selon l'espèce considérée, le stade de développement des individus, le sexe, le régime alimentaire, les caractéristiques du biotope, le pH, la salinité et la température, les propriétés du contaminant, etc. (**Casas, 2005**).

# **Conclusion et perspectives**

## Conclusion et perspectives

Le barrage Koudiet Medouar a Timgad est destiné à alimenter en eau potable et d'irrigation la région de Batna et comme de nombreux réservoirs en Algérie, il est aussi le siège d'une activité piscicole dont les produits de la pêche sont commercialisés. Malheureusement cet écosystème est très peu connu du point de vue qualité écologique. Dans un souci de la préservation de la santé des consommateurs, l'objectif de la présente étude est d'évaluer le niveau de contamination des différentes espèces de poissons élevées dans le barrage. Ce but est atteint par l'étude du transfert des éléments traces métalliques (ETM) du biotope vers différents compartiments organiques de quatre espèces de poissons. La détermination du niveau de contamination du milieu a visé la qualité des sédiments du barrage de Koudiet Medouar et de son principal affluent l'Oued Rebaa par huit métaux (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn) car ces derniers, véhiculés par l'eau sont généralement adsorbés sur les particules et se déposent avec ces dernières. Ainsi les sédiments constituent un puit à polluants transportés par les oueds et finissant au fond des barrages. De ce fait l'eau reste un mauvais indicateur du niveau de contamination métallique d'un écosystème aquatique. La connaissance de ce milieu aquatique s'est traduite par l'exploration des compartiments eau, sédiments, faune macroinvertébrée et contamination métallique de la faune piscicole.

La qualité physico-chimique de l'eau montre une évolution de l'amont d'Oued Rebaa vers l'aval et jusqu'au réservoir. La température de l'eau, tributaire de celle de l'air, est saisonnière. Même si les amplitudes thermiques, sur un cycle annuel, sont importantes, ce paramètre reste viable pour le biote de l'oued Rebaa et du barrage KM. De même, l'eau a tendance légèrement alcaline est favorable à la productivité biotique. Cependant sa minéralisation élevée amoindrie sa qualité qui n'est que passable pour la vie aquatique. L'autre paramètre qui dégrade la qualité du milieu est l'important déficit en oxygène dissous à l'aval de l'oued Rebaa et surtout dans le lac reflétant ainsi une situation de déséquilibre de l'écosystème, sachant que la qualité écologique est surtout impactée par le paramètre le plus déficient.

L'approche physico-chimique des sédiments a permis d'appréhender leurs compositions diverses *via* leur teneur en eau qui est variable. Ils sont faiblement alcalins en conformité avec la nature du substrat riche en carbonates et argiles. Comme pour l'eau la conductivité des sédiments est relativement élevée mettant en exergue, en plus de la présence d'effluents polluants diffus, une

probable présence de sols salés. La teneur élevée en matière organique, surtout aux abords du village Ouled Saada, rend compte d'apports de déchets domestiques et agricoles. La présence de carbonates en proportions importantes reflète encore une fois la nature carbonatée du substrat. Leur présence a un effet bénéfique pour le milieu de part leur rôle de diluant d'une éventuelle pollution métallique. La fraction sédimentaire fine susceptible de fixer les métaux atteint le quart voire la moitié des sédiments prélevés.

Les **teneurs en ETM des sédiments** superficiels évoluent différemment d'un métal à l'autre ; elles permettent d'apprécier un enrichissement récent pour le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel et le zinc, contrairement au plomb dont les concentrations demeurent faibles. La hiérarchie des teneurs métalliques dans les sédiments est :  $Cd < Ni < Pb < Co < Cu < Cr < Zn < Mn$ . La présence et le niveau de contamination par les métaux témoignent de l'impact des effluents domestiques originaires du village de Ouled Saada situé aux abords du barrage, auxquels s'ajoutent ceux des différentes activités artisanales pratiquées dans la région de Timgad (peintures et céramiques, bijouteries, tanneries, etc.). De plus, la station de service et la briqueterie sont probablement à l'origine du chrome et du cuivre. La nature lithologique de la région et la large utilisation de matériaux galvanisés contribuent forcément aux teneurs relativement élevées en zinc et manganèse.

La comparaison des paramètres physico-chimiques, pour les deux années d'investigation, suggèrent que la qualité des eaux et sédiments restent relativement inchangées. L'utilisation du modèle linéaire généralisé ou l'analyse de la variance à un critère **ANOVA**, que ce soit pour les données annuelles séparément ou pour l'ensemble de données des deux années, fait apparaître des différences très hautement significatives entre les stations, pour l'oxygène dissous et le chrome, d'une part, et des différences significatives, pour la  $CE_e$ , Cu et Mn d'autre part. Les paramètres restants ne révèlent pas des différences significatives entre les stations. L'absence de différences significatives entre les stations pour les autres métaux, n'exclue pas que certaines de ces variables peuvent avoir des teneurs dangereuses et nuisibles pour les organismes aquatiques, comme le cadmium et plomb par exemple. Les différences significatives décelées via les tests statistiques, permettent de conclure que les stations situées en amont d'Oued Rebaa, influent sur la qualité des eaux et des sédiments des stations du barrage.

Le niveau de contamination des sédiments par les ETM, évalué différents indices pourra être synthétisé comme suit : l'indice de géoaccumulation "*Igeo*" traduit un enrichissement par le cadmium, le cuivre, le chrome, le nickel et le Zn. Par contre les *Igeo* négatifs du Pb, suggèrent l'absence d'enrichissement. Les facteurs de contamination "**FC**" mettent en exergue une forte contamination pour le Cr, considérable pour le Cd et le Cu dans la majorité des stations, cependant elle est moins perceptible pour le Ni et le Zn et elle est faible voire absente pour le Pb. La détermination de la charge polluante "**PLI**" a permis de déduire que le village d'Ouled Saada est le plus chargé par les ETM. Les degrés de contamination "**Dc**" spécifiques à chaque point de prélèvement, confirment les premières observations du PLI et révèlent une contamination polymétallique dominée par deux ou plusieurs éléments. Le cadmium, le cuivre et le chrome sont les plus préoccupants. L'indice de pollution sédimentaire "**IPS**" conduit à l'existence de valeurs critiques dues principalement au cadmium. L'estimation de la contamination métallique par le calcul du facteur de risque écologique "**Re**", révèle un risque modéré pour la moitié des stations. Par ailleurs, l'indice de risque écologique (**IR**) est élevé pour les stations du barrage soit où vivent les poissons.

L'évaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité (**TEC/PEC**) montre que l'élément ayant des effets fréquents sur la faune benthique est le chrome, et les éléments pouvant avoir des effets occasionnels sont le cadmium, le chrome, le cuivre et le zinc. Alors que le quotient moyen des caractéristiques des sédiments (**Qm**) discerne la potentielle toxicité des sédiments au voisinage du village Ouled Saada sur la vie aquatique. Ces déductions suggèrent que la situation de l'écosystème traduit les influences directes des apports dérivés des activités anthropiques tels que la station-service, la briqueterie, l'artisanat et le village situé à proximité du barrage de KM.

L'incidence de la qualité du milieu 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 les deux campagnes d'échantillonnage. Les valeurs inquiétantes de l'IB révèlent ainsi un état de dégradation de l'écosystème. Du point de vue richesse faunistique, l'Oued Rebaa héberge la plus grande biodiversité taxonomique, alors que la faune du barrage est relativement moins diversifiée, car les

conditions environnementales et le substrat benthique offrent moins de micro-habitats favorables à la présence de certains taxons.

Le troisième volet de l'étude a porté sur l'évaluation du niveau de contamination des produits de la pêche du barrage KM. L'investigation menée sur la bioaccumulation des ETM au niveau des différents tissus, branchies, foie et muscles des quatre espèces de poissons (*Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio*, *Barbus sitifensis* et *Alburnus alburnus*,) a permis de déterminer un ordre d'accumulation des ETM variant d'un tissu à un autre. Les branchies représentent le principal site d'accumulation des ETM vu leur contact direct avec l'eau et indirectement avec les sédiments. En deuxième position vient le foie, principal organe des réactions métaboliques, et enfin les muscles accumulent de faibles teneurs en ETM. L'organotropisme chez les quatre espèces piscicoles révèlent que les teneurs des ETM sont dans l'ordre croissant suivant : pour *Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio* et *Alburnus alburnus* : Zn > Mn > Cr > Cu > Pb > Co > Ni > Cd. Cependant, l'ordre d'abondance pour *Barbus sitifensis* est comme suit : Zn > Mn > Cr > Cu > Co > Pb > Ni > Cd. Les branchies confirment leurs rôle bio-accumulateur en zinc, elles présentent un FBC supérieur à 1. Il a été confirmé également le rôle bioaccumulateur du foie pour le Cd, alors que le muscle ne présente aucune accumulation. Les différentes analyses effectuées confirment que l'âge a une influence sur le niveau d'accumulation ; de ce fait il a été mis en évidence que les poissons de grande taille donc plus âgés accumulent davantage que ceux de petites tailles, à l'exception du cadmium où les petits poissons accumule plus que les âgés. Ainsi il apparait que la contamination d'un compartiment abiotique d'un écosystème aquatique par les ETM peut engendrer la contamination du compartiment biotique. Sur le plan écologique, cette pollution peut perturber l'équilibre biologique de cet écosystème et rend son état très inquiétant surtout en aval. Le barrage Koudiet Medouar, expose les consommateurs de l'eau et les produits de la pêche à un risque de toxicité chronique. Quelque soit la teneur de cette dernière, il faut tenir compte des conséquences de l'accumulation des ETM.

Il est à signaler que la présente étude est la première et la seule, à notre connaissance, dans la région concernant la contamination des sédiments et des poissons par les métaux lourds. Cette contribution pourra être considérée comme une référence préliminaire pour les futurs travaux sur le suivi de la qualité écologique du barrage de Koudiet Medouar. Les résultats obtenus amènent

de nouvelles questions qu'il serait judicieux de traiter dans l'avenir et parmi les principales perspectives, il serait incontournable d'élucider :

- le devenir des éléments traces métalliques dans la colonne d'eau et les sédiments sur une durée plus longue ;
- leurs transferts vers les différents types de végétaux aquatiques et leur capacité à décontaminer l'eau et les sédiments ;
- le transfert des ETM vers les taxons faunistiques dont les différents macroinvertébrés et surtout vers les mollusques bivalves, présents dans le réservoir ;
- la capacité de bioaccumulation des différents métaux dans les maillons de la chaîne trophique ;
- l'impact des ETM sur la santé publique via les différentes utilisations de l'eau en agriculture, eau potable et les produits de la pêche ;
- des investigations relatives à la qualité écologique du barrage et ses affluents vis-à-vis d'autres polluants organiques tels que les hydrocarbures et les pesticides vu leur large utilisation dans la région.

Enfin, nous tenons à ajouter que, le rapprochement et la collaboration entre universitaires, organismes de contrôle et industriels doit se poursuivre afin de trouver et de proposer des solutions concrètes et applicables sur le terrain, pour la préservation et la sauvegarde de cette ressource indispensable pour le développement durable de la région.

# **Références bibliographiques**

- Aanand S., Purushothaman C.S., Pal A.K. et Rajendran K., 2010.** Toxicological studies on the effect of copper lead and zinc on selected enzymes in the adductor muscle and intestinal diverticula of the green mussel *Perna viridis*. *Indian J. Mar. Sci.*, 39, 299-302.
- 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.
- Abollino O., Aceto M., Malandrio M., Mentasti E., Sarzanini C. et Barberis R., 2002.** Distribution and mobility of metals in contaminated sites, Chemometric investigation of pollutants profiles. *Environ. Pollut.*, 119, 177-193.
- Aboud S. et Nandini N., 2009.** Heavy Metals Analysis and Sediment Quality Values in Urban Lakes. *American J. of environ. Sc* 5 (6), 678-687.
- Abraham G.M.S. et Parker R.J., 2008.** Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environ. Monit. Assess.* 136, 227-238.
- Abrid D., EL Hmaidi A., Abdallaoui A. et Essahlaoui A., 2013.** Variation spatiale des concentrations en éléments traces métalliques dans les sédiments de la retenue du barrage Sidi Chahed (Meknès, Maroc). *European Journal of Scientific Research*, 106, 503-511.
- ABRMC., 1991.** Pollution du Rhône. Synthèse des connaissances ministère de l'environnement français, 7 (71470), 26p.
- Adam C., Baudin J P. et Garnier-Laplace J., 2001.** Kinetics of  $^{110m}\text{Ag}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{54}\text{Mn}$  bioaccumulation from water and depuration by the crustacean *Daphnia magna*. *Water Air Soil Poll.*, 125, 171-188.
- Adams S.M., Shorey C.D. et Byrne M., 1997.** An ultrastructural and microanalytical study of metal-ion content in granular concretions of the freshwater mussel *Hyridella depressa*. *Micron*, 28, 1-11.
- Adeyeye A. et Ayoola PB., 2013.** Heavy metal concentrations in some organs of african catfish (*Clarias gariepinus*) from Eko-Ende dam, Ikirun, Nigeria. *Continental J. Applied Sciences*, 8, 1, 43-48. doi:10.5707/cjappls.2013.8.1.43.48.
- Adriano D.C., 2001.** Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. Springer-Verlag, New York, 866p.
- AEAP., 1992.** Annuaire de la qualité des sédiments du Bassin Artois Picardie (1985-1990). Agence de l'Eau Artois Picardie, France, 148p.
- AEAP., 2010.** Agence de l'Eau Artois Picardie. Annuaire de la qualité des sédiments du Bassin Artois Picardie. Guide Technique, pollution toxique et écotoxicologie. 112p.
- AFNOR., 1953.** Essais des eaux. Mesure électrochimique du pH avec l'électrode de verre. NF- T 90-008.

- AFNOR., 1973.** Essais des eaux. Détermination de la résistivité ou de la conductivité électrique. NF- T 90-031.
- AFNOR., 1981.** Qualité des sols. Détermination de l'humidité résiduelle d'échantillons de sols préparés pour analyse. NF X 31-102.
- AFNOR., 1986.** Qualité des sols. Détermination de la conductivité électrique d'un extrait aqueux de terre. NF X 31-113.
- AFNOR., 1993.** Qualité des sols. Sols, sédiments, boues de station d'épuration - Mise en solution d'éléments métalliques en traces (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) par attaques acides. NF X 31-151.
- Afri-Mehennaoui F Z., Sahli L., Mehennaoui S., 2004.** Assessments of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel River by using multivariate analysis. *Environmetrics.*, 15 ,435-446. doi : 10.1002/env.686
- Afri-Mehennaoui F.Z., 2006.** Evaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiments, faune macroinvertébrés, macrophytes) de l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). Thèse de Doctorat en Sciences. Université Mentouri- Constantine. 276p.
- Afri-Mehennaoui F Z., Sahli L., Mehennaoui S., 2009.** 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*, 29, 45-55.
- Agah H. Leermakers M. Elskens M. Rez-Fatemi M. et Baeyens W., 2009.** Accumulation of trace metals in the muscle and liver tissues of five fish species from the Persian Gulf. *Environ Monit Assess*, 157, 499–514. doi 10.1007/s10661-008-0551-8.
- Ait Mouloud S., 1988.** Essais de recherches sur la dérive des macroinvertébrés dans l'oued Aïssi: faunistique, écologie et biogéographie. Thèse Magister. Université d'Alger. 118p.
- Aktar M.W., Sengupta D. et Chowdhury A., 2011.** Occurrence of heavy metals in fish: a study for impact assessment in industry prone aquatic environment around Kolkata in India. *Environ. Monit. Assess*, 181, 51-61.
- Allalgua A., Guerfi S., Kaouachi N., Boualleg C., Boucenna I., Barour C., Menasria A. et Bensouilah M., 2015.** L'infestation de *Cyprinus carpio* (Cyprinidés) peuplant le barrage Foum El-Khanga (Souk Ahras, Algérie) par les Monogènes parasites. *Bull. Soc. zool. Fr.*, 140, 3, 217-232.
- Allen-Gil S.M., Gubala C.P., Landers D.H., Lasorsa B.K., Crecelius E.A. et Curtis L.R., 1997.** Heavy metal accumulation in sediment and freshwater fish in US Arctic lakes. *Environ. Toxicol. Chem*, 16, 733-741.

- Alloway B.J., et Ayres D.C., 1997.** Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman and Hall. *In* : Salvarredy, M., 2008. Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers : Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. These de doctorat. Univ. Toulouse, 379 p.
- Al-Yousuf M.H., El-Shahawi M.S., & Al-Ghais S.M., 2000.** Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *Sci. Total. Environ.*, 256, 87-94.
- Amiard-Triquet., C. et Caurant F., 1994.** Les formes physicochimiques de stockage des métaux chez les organismes marins. *Analisis Magazine*, 22, 1, 24-26.
- Amrane C. et Bouhidel K.E., 2019.** Analysis and speciation of heavy metals in the water, sediments, and drinking water plant sludge of a deep and sulfate-rich Algerian reservoir. *Environ Monit Assess*, 191, 73. doi.org/10.1007/s10661-019-7222-9.
- Anandraj A., Marshall D.J., Gregory A. et McClurg T.P., 2002.** Metal accumulation, filtration and O<sub>2</sub> uptake rates in the mussel *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia) exposed to Hg<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup>. *Comp. Biochem. Physiol Part C: Toxicology & Pharmacology*, 132, 3, 355-363.
- ANB., 2003.** Agence national des barrages. 2011-N 14184- el moudjahid- ISSN 1111-0287.
- ANBT., 2014.** Agence Nationale des Barrages et de Transfert, Fiche technique : projet du barrage Ouled Mellouk, 6p.
- Andriambololona D., 1999.** Répartition et comportement des éléments de transition dans les roches volcaniques, 23p.
- ANRH., 2005.** Agence Nationale des Ressources Hydriques. Carte du réseau hydro-climatologique et de la surveillance de la qualité des eaux, 1/500 000, Alger, 95p.
- ANRH., 2009.** Agence Nationale des Ressources Hydriques. Étude d'impact des changements climatiques sur les ressources en eau, Alger, 135 p.
- Arab A., 1989.** Etude des peuplements d'invertébrés et de poissons appliquée à l'évaluation de la qualité des eaux et des ressources piscicoles des oueds Mouzaia et Chiffa. Mémoire de magistère. Université d'Alger. 139p.
- Arab A., Lek S., Lounaci A. et Park Y.S., 2004.** Distribution patterns of benthic macroinvertebrates in an intermittent river. *Annls. Limnol*, 40, 4, 317-327.
- Atli G. et Canli M., 2008.** Responses of metallothionein and reduced glutathione in a freshwater fish *Oreochromis niloticus* following metal exposures. *Environmental Toxicology and Pharmacologie*, 25, 33-38.

- Attal M. et Arab A., 2013.** Estimation de la croissance de la population de *Cyprinus carpio* (Poisson Cyprinidae) du barrage de Ghrib (W. Ain Defla). 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, 143-148.
- Aubert J., 1956.** Contribution à l'étude des Plécoptères d'Afrique du Nord. Mitt. Schweiz. Ent. Ges., 33 (4): 213-222.
- Audry S., 2003.** Bilan géochimique du transport des éléments traces métalliques dans le système fluvial anthropisé Lot-Garonne-Gironde. Thèse de doctorat. Université Bordeaux 1, 413pp.
- Audry S., Schäfer J., Blanc G., Bossy C. et Lavaux G., 2004.** Anthropogenic components of heavy metal (Cd, Zn, Cu, Pb) budgets in the Lot-Garonne fluvial system (France). Appl Geochem, 19, 769-786.
- Audry S., Grosbois C., Bril H., Schäfer J., Kierczak J. et Blanc G., 2010.** Post-depositional redistribution of trace metals in reservoir sediments of a mining/smelting-impacted watershed (the Lot River, SW France). Applied Geochemistry, 25, 778-794.
- Avit J.B., Bony K., Kouassi N., Konan K., Assemian O. et Allouko J., 2012.** Conditions écologiques de production de fingerlings de *Oreochromis niloticus* (Linné, 1758) en association avec le riz WITA 12 en étang. Journal of Applied Biosciences, 59, 4271-4285.
- Aydin-Onen S., Kucuksezgin F., Kocak F. et Açik S., 2015.** Assessment of heavy metal contamination in *Hediste diversicolor* (OFMüller, 1776), *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758), and surface sediments of Bafa Lake (Eastern Aegean). Environ. Sci. Pollut. Res, 22, 11, 8702-8718. doi.org/10.1007/s11356-014-4047-5.
- Ayrault S., Priadi C., Robin E. et Bonte P., 2007.** Méthodologie de caractérisation des phases particulières porteuses de métaux en Seine et résultats préliminaires. Programme PIREN-Seine : Phases porteuses de métaux, 17 p.
- Azzaoui S., 1993.** Géochimie de certains métaux lourds dans les sédiments de la lagune de Ghar El Melh. DEA dissertation. University of Tunis II, Tunisia. 100p
- Azzaoui S., El Hanbali M. et Leblanc M., 2002.** Cuivre, plomb, fer et manganèse dans le bassin versant du Sebou ; Sources d'apport et impact sur la qualité des eaux de surface. Water Qual. Res. J. Canada, 37, 4, 773-784.
- Babut M., et Perrodin Y., 2001.** Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragages (I) : Présentation et justification de la démarche. Rapport final Cemagref-ENTPE pour CETMEF et VNF 22/12/2000, Compiègne, France vol, 160, 47p.
- Baharoma Z.S. et Ishaka M.Y., 2015.** Determination of heavy metal accumulation in fish species in Galas River, Kelantan and Beranang mining pool, Selangor. Procedia Environmental Sciences, 30, 320-325.

- Baize D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Editions Quae, 408p.
- Bakalem A., 1980.** Aménagement du littoral ouest : problème de pollution marine –étude préliminaire de la zone Arzew –mers el Hadjadj cahiers géographiques de l’ouest ,5, 6, 115-149.
- Bakalem A., 2004.** Sédimentologie sous-marine. In Grimes et al. 2004. Biodiversité marine et littorale algérienne. Ed Sonatrach, Algérie, 19-22.
- Barbier B., 2001.** Carpe argentée. L’atlas des poissons d’eau douce de France. Keith P. et Allardi J. (coordinateurs). Patrimoines Naturels, 47, Paris, SPN / IEGB / MNHN, 178179.
- Barhoumi S., Messaoudi I., Deli T., Said K. et Kerkeni A., 2008.** Cadmium bioaccumulation in three benthic fish species, *Salaria basilisca*, *Zosterisessor ophiocephalus* and *Solea vulgaris* collected from the Gulf of Gabes in Tunisia. Journal of Environmental Sciences, 21, 7, 980-984. doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62371-2
- Battandier J.-A. et Trabut L., 1898.** L’Algérie -Le sol et les habitants- (flore, faune, géologie, anthropologie, ressources agricole et économiques), 368p.
- Bautista M.G., Smith D.W. et Steiner R.L., 1997.** A cluster-based approach to means separation. J. Agric. Biol. Environ. Stat, 2, 2, 198-211.
- Bedel L., 1895.** Catalogue raisonné des Coléoptères du Nord de l’Afrique (Maroc, Algérie, Tunisie et Tripolitaine) avec notes sur la faune des Iles Canaries et de Madère. Première partie. Soc. Ent. Fr. Paris, 402p.
- Behloul S., 2009.** Évaluation de la matière organique dans l’eau du Barrage de Timgad, mémoire de magister en chimie. Université de Batna, 134p.
- Belaud A., 1996.** Oxygénation de l’eau en aquaculture intensives. Cépaduès-Éditions, Toulouse, France. 207p.
- Belhoucine F., 2012.** Etude de la biologie de la croissance et de la reproduction d’un poisson téléostéen le Merlu (*Merluccius merluccius* L., 1758) et son utilisation comme indicateur biologique de la pollution par les métaux lourds (Zinc, Plomb et Cadmium) dans la baie d’Oran (Algérie). Thèse de Doctorat. Université d’Oran, 275p.
- Ben Bouih H., Nassali H., Leblans M. et Srhiri A., 2005.** Trace metal contamination of Lake Fouarat sediments (Morocco). Afrique Science, 1, 109-125. doi.org/10.4314/afsci.v1i1.35403
- Benchetrite M., 1956.** Les sols d’Algérie. In Revue de géographie alpine, 44, 4.
- Bendellyoung L., Harvey H. et Young J., 1986.** Accumulation of Cadmium by White Suckers (*Catostomus commersoni*) in Relation to Fish Growth and Lake Acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci, 43, 806-811.

- Bendjamaa F., 2000.** Etude géomorphologique de la terminaison occidentale des amonts de Bellezma (Algérie orientale). Mémoire de Magistère. Inst. D'aménagement, université de Constantine, 275p.
- Benedetti M.F., Milne C.J., Kinniburgh D.G., Riemsdijk W.H. et Koopal L.K., 1995.** Metal-ion binding to humic substances-Application of the nonideal competitive adsorption model. Environ Sci Technol, 29, 446-457.
- Benmessaoud H., 2009.** Etude de la vulnérabilité à la désertification par des méthodes quantitatives numériques dans le massif des Aurès (Algérie). Thèse de Doctorat en Science. Hadj Lakhdar, 227p.
- Berchi S., 1993.** Les phlébotomes (Insecta, Diptera, Phlebotomidae), vecteurs de leishmanioses dans l'est algérien. Bull. Soc. Zool. de France, 118, 341-349.
- Berchi S., 2000.** Bioécologie de *Culex pipiens* L. (Diptera, Culicidae) dans la région de Constantine et perspectives de lutte. Thèse Doc. es-Sciences, université de Constantine. 133p.
- Berg L.S., 1940.** Classification of fishes, both recent and fossil. Trav. Inst. Zool. Acad. Sci. USSR, 5, 3, 87-345, figs. 1-190. In Russian.
- Bertrand H., 1972.** Larves et nymphes des Coléoptères aquatiques du globe. Paillart F., imp. Paris, 804p.
- Bhaskar J., Saikia G., Parthasarathy R., Borah R. et Borthakur R. 2016.** Raman and FTIR Spectroscopic Evaluation of Clay Minerals and Estimation of Metal Contaminations in Natural Deposition of Surface Sediments from Brahmaputra River. International Journal of Geosciences, 7, 873-883.
- Birch G.F., Chang C.-H., Lee J.-H. et Churchill L.J., 2013.** The use of vintage surficial sediment data and sedimentary cores to determine past and future trends in estuarine metal contamination (Sydney estuary, Australia). Sci. Total Environ, 454, 542-561.
- Blanc G., Lapaquellerie Y., Maillet N. et Anschutz P., 1999.** A cadmium budget for the Lot-Garonne fluvial system (France). Hydrobiologia, 410, 331-341.
- Blanchard C., 2000.** Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse de doctorat, Sciences et Techniques du Déchet. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 241 p.
- Bliefert C. et Perraud R., 2001.** Chimie de l'environnement. Air, Eau, Sol, Déchets. De Boeck. Bruxelles, 477 p.
- Bloundi M. K., 2005.** Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental) : Impacts des facteurs anthropiques. THESE de Doctorat, Sciences de la Terre et de l'Univers Univ Mohamed V- Agdal, 215 p.
- Bolton K.A., et Evans L.J., 1996.** Cadmium adsorption capacity of selected Ontario soils. Can. J Soil Sci, 76, 183-189.

- Bonaparte C.L., 1841-** Iconografia della Fauna Pesci, III Roma, 1832-1841. Catalogo metodico dei Pesci europei. Napoli, 112p.
- Bonzon, A. et Breuil, C. 1992.** Propriétés pour l'aménagement et la planification du développement des pêches continentales dans la région du sahel. FAO. Rapp sur la pêche, 133p.
- Borrer D.J. et White R.E., 1999.** Le guide des insectes du Québec et de l'Amérique du Nord, Les guides Peterson, Québec, Canada. Éditions Broquet, Canada, 408 p.
- Bouabdli A., Saidi N., M'rabt S., Escarre J. et Leblanc M., 2005.** Oued Moulouya : vecteur de transport des métaux lourds (Maroc). Rev. Sci. Eau, 18, 2, 199-213.
- Boudou, A., Georgescauld D., et Desmazes J. P., 1983.** Ecotoxicological role of the membrane barriers in transport and bioaccumulation of mercury compounds. Aquatic Toxicology. J. O. Nriagu. New York, J. Wileyland Sons, 118-136.
- Boulvain F., 2007.** Une introduction aux processus sédimentaires : cours en ligne. Université Liège, département de Géologie. <http://www.geolsed.ulg.ac.be/processus/processus.htm>. Page visitée le 12/03/2012.
- Bourg A.C.M. et Loch J.P.G., 1995.** Mobilization of heavy metals as affected by pH and redox conditions. In Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments: Risk Assessment of delayed and non-linear responses, Ed. Salomons W. and Stigliani W.M., Berlin, Allemagne: Springer, 247-307.
- Boust D., Fischer Jc., Ouddane B., Petit F. et Wartel M., 1999.** Fer et manganèse : Réactivités et recyclages. Ifremer, Brest, 39 p.
- Boyden C.R., 1977.** Effect of size up on metal content of shellfish. J. Mar. Biol. Ass. UK, 675-714.
- Brulé J. et Quignar J.P., 2013.** Biologie des Poissons d'eau douce européens. 2<sup>ème</sup> édition. Lavoisier, Paris. 740p.
- Buffle J., 1988.** Complexation reactions in aquatic systems. An analytical approach, 692p.
- Burdige J.D., 2006.** Geochemistry of marine sediments. Princeton university press. Princeton and Oxford, 609 p.
- Burton J.G.A., 2002.** Sediment quality criteria in use around the world. Limnology, 3, 65-76.
- Callender E., 2003.** Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. US Geological Survey, Westerly, RI, USA, 67-100.
- Calmano W., Hong J. et Forstner U., 1993.** Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. Water Sciences and Technology, 28, 223-235.

- Camargo J.A., Alonso A., et Puente M., 2004.** Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Publishers*, 96, 233-249.
- 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.
- Campbell P.G.C., 1995.** Interactions between trace metals and organisms: critique of the free-ion activity model. *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems.* Tessier A. et Turner D.R., Wiley J. & Sons, Chichester, UK, 45-97.
- Canali M. et Kalay M., 1998.** Levels of heavy metals (Cd, Pb, Cu, Cr and Ni) in tissue of *Cyprinus Carpio*, *Barbus capito* and *Chondrostoma regium* from the Seyhan river, Turkey. *Tr. J. Zool.*, 22, 149-157.
- Canbek M., Ali Demir T., Uyanoglu M., Bayramoglu G., Emiroglu Ö., Arslan N. et Koyuncu O., 2007.** Preliminary Assessment of Heavy Metals in Water and Some Cyprinidae species from the Porsuk River, Turkey. *Journal of Applied Biological Sciences*, 1, 3, 91-95.
- Cani M. et Atli G., 2003.** – The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental pollution*, 121, 129-136.
- Canli M. et Furness R.W., 1993.** Toxicity of heavy metals dissolved in sea water and influences of sex and size on metal accumulation and tissue distribution in the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Marine Environmental Research*, 14, 819-828.
- Capene E., et Vag ak M., 1989.** Hepatic metallothionein from goldfish (*Carassius auratus* L.) Comparative biochemistry and physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology, 92, 3, 463-468.
- Capilla X., 2003.** 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 Conservacion de la Costa de Galicia. Nutrientes y Metales pesados en sedimentos y organismos intermareales. Universidad de Santiago de Compostela. Conselleria de Pesca, Marisqueo y Acuicultura, 107p.
- Casas S., 2005.** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces ´ Hg, Cd, Pb, Zn et Cu chez la moule *Mytilus galloprovincialis* en milieu Méditerranéen. Thèse doctorat, en Océanologie biologique, Environnement marin, Université du Sud Toulon Var. 301 p.
- Castany G., 1998.** Hydrogéologie : principes et méthodes. Ed. Dunod. Paris, 236p.
- Cauzzi N., 2007.** Evaluation de l'éco-compatibilité de sédiments contaminés, traités ou non par un procédé physico-chimique, dans le cadre d'un scénario de dépôt en gravière. Etude en microcosmes aquatiques. Thèse de doctorat. Sciences et Techniques du Déchet/Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 341p.

- Cavallaro N., et McBride M. B., 1978.** Copper and cadmium adsorption characteristics of selected acid and calcareous soils. *Soil Sci. Soc.*, 42, 4, 550.
- CCME, 1999.** Conseil canadien des ministres de l'environnement. Division des critères et standards. Environnement Canada. Winnipeg, Manitoba, CAN, 18p.
- CEAE., 2003.** Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec et ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec. Détermination de la matière organique par dosage du carbone organique dans les sols agricoles : méthode Walkley-Black modifiée, MA. 1010 – WB 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec, 10 p.
- CERTU., 2007.** Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques, mobilité et biodisponibilité des contaminants présents dans les sols aux abords des infrastructures et impact sur la santé. Utilisation de CALTOX pour la dispersion multimédia. Rapport intermédiaire. 84 p.
- CFHG, Chinese Food Health Criteria., 1994.** GB 15201-94 for Cd, GB 15199-94 for Cu, GB 14935-94 for Pb 446 and GB 13106-91 for Zn[S]. Ministry of Health of People's Republic of China, 320p.
- Chaffai A., 1993.** Etude de la bioaccumulation métallique et des méthotionneines chez les poissons de la côte de Sfax pour le sud Tunisie, 157 p.
- Chaib N., Samraoui B., Marziali L. et Rossaro B., 2011.** Chironomid taxocenosis in a South Mediterranean wadi, the Kebir-East (Algeria). *Studi Trent. Sci. Nat.*, 89, 29-34.
- Chen C.Y., Stemberger R.S., Klaue B., Blum J.D., Pickhardt C. et Folt C.L., 2000.** Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 45, 7, 1525-1536.
- Chessman B.C., 1995.** Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. *Australian journal of ecology*, 20, 122-129.
- Chevreuil M., Carru A.M., Chesterikoff A., Boët P., Tales E. et Allardi J., 1995.** Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd Cr Cu Fe Mn Pb and Zn) micropollutants. *Sci. Total Environ.*, 162, 31-42.
- Chiffolleau, J.C., 2001.** La contamination métallique, région haute Normandie, (Programme Scientifique Seine Aval), Ifremer, 8, 39p.
- Chiffolleau J.F., Auger D., Chartier E. et Grouhel A., 2003.** Dosage de certains métaux traces dans les organismes marins par absorption atomique. Plouzane, Ifremer, 36p.
- Christensen V., Guenette S., Heymans J.J., Walters, C.J., Watson R., Zeller D. et Pouly D., 2003.** Hundred –year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and fisheries*, 4, 124 p.

- Cosson R.P., 1987.** Influence des pratiques agricoles sur la contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds : approches écotoxicologiques. Thèse de Doctorat en Sciences naturelles, université de Paris-Sud, centre d'Orsay, 275p.
- Cox T.F. et Cowpertwait P.S.P., 1992.** Clustering population means under heterogeneity of variance. *Statistician*, 41, 5, 591-598.
- CSP., 1995.** Conseil supérieur de la pêche, réseau hydrobiologique et piscicole et mesures de la contamination des poissons du bassin Artois-Picardie : Campagne 1994. Rapport intermédiaire. Convention d'étude Agence de l'Eau 1992. Douai, 150p.
- Cummins K.W., 1992.** Invertebrates, 234-250. *In the River Handbok, hydrological and ecological principles*. Ed. P. Calow and G.E. Petts, Vol.2. Blackwell Scientific Publications. 526p.
- Cuvier G. et Valenciennes A., 1844.** Original taxonomic description. Global Names Architecture. <https://doi.org/10.15468/pwn0bl>.
- Dagnélie P., 1970.** Théorie et méthodes statistiques : applications agronomiques, vol, 2. Gembloux, Pesses agronomiques, 451 p.
- Dagnélie P., 1986.** Analyse statistique à plusieurs variables. Gembloux, Pesses agronomiques, 362 p.
- Dagnélie P., 2006.** Statistique théorique et appliquée. Tomme 2 : Inférences à une et à deux dimensions. Bruxelles-université De Boeck et Larcier, 659 p.
- 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.
- Dajoz R., 2003.** Précis d'écologie. 7 ème édition. 204-205.
- Dalman O., Demirak A. et Balci A., 2006.** Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the Southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. *Food Chem.*, 95, 157-162.
- Dara S., 1995.** Environmental Chemistry and Pollution Control. New Delhi India: S. Chand and Company, 521p.
- Dautzenberg PH., 1895.** Mollusques recueillis sur la côte de Tunisie et de l'Algérie (Campagne de la Melita, 1892). *Mém. Soc. Zool., France*, 8, 363 - 365, 371 - 372.
- Davis J.A. et Leckie J.O., 1978.** Effect of adsorbed complexing ligands on trace metal uptake by hydrous oxides. *Environmental Science and Technology*, 12, 1309-1315.
- Dean J.G., Bosqui F.L. et Lanouette V.H., 1972.** Removing heavy metals from wastewater. *Environ. Sci. Technol., Nature*, 6, 518-522.

- De Deckere E., De Cooman W., Leloup V., Meire P., Schmitt C. et Vonder-Ohe P.C., 2011.** Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *J Soil Sed*, 11, 504-517.
- 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. univ De Pau et des Pays de L'Adour. Chimie et microbiologie de l'eau, 191 p.
- De Mora S.D., Sheikholeslami M.R., 2002.** ASTP: Contaminant screening program: Final report: Interpretation of Caspian Sea sediment data, Caspian Environment Program, 127p.
- Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J., Garnier-Laplace J. et Leyval C., 2003.** Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. Tec & Doc, Paris, France, 282.
- De Pauw N. et Vanhooren G., 1983.** Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100, 153-168.
- De Pauw N. et Vannevel R., 1991.** Macro-invertebraten en waterkwaliteit: determineersleutels voor zoetwatermacro-invertebraten en methoden ter bepaling van de waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu, 2ème ed. 316p.
- Desrosiers M., Gagnon C., Masson S., Martel L. et Babut M.P., 2008.** Relationships among extractable and reactive metals and metalloid in the St. Lawrence River sediment: Bioaccumulation by chironomids and implication for ecological risk assessment. *Sci Total Environ*, 389, 101-114.
- Devez A., Gomez E., Gilbin R., Elbaz P.F., Persin F., Andrieux P. et Casellas C., 2005.** Assessment of copper bioavailability and toxicity in vineyard runoff waters by DPASV and algal bioassay. *Science of total Environment*, 348, 1-3, 82-92.
- Diop C., Diatta A., Ndiaye A., Cabral M., Toure A. et Fall M., 2019.** Teneurs en métaux traces des eaux et poissons de cinq étangs de Dakar et risques pour la santé humaine. *Journal of Applied Biosciences*, 137, 13931-13939.
- DIREN., 2006.** L'Indice biologique global normalisé des Pays de la Loire. Page visitée le 28 février 2011, [http://www.pays-deloire.ecologie.gouv.fr/rubrique.php3?id\\_rubrique=29/](http://www.pays-deloire.ecologie.gouv.fr/rubrique.php3?id_rubrique=29/).
- Di Rienzo J.A., Guzman A.W. et Casanoves F., 2002.** A multiple-comparison method based on the distribution of the root node distance of binary tree. *J. Agric. Biol. Environ. Stat*, 7, 2, 129-142.
- Di Toro D.M., Zarba D.J., Hansen W.J., Berry R.C., Swartz C.E., Cowan S.P., Pavlou H.E., Allen N.A. et Paquin P.R., 1991.** Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals by using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem*, 10, 1541-1583.

- Di Toro D.M., Matheu C.D., Paquin R. et Winfield R.P., 2001.** The persistence and availability of metals in aquatic environments. ICME (International Council on Metal and the Environment), 67p.
- Djeddi H., Kherief-Nacereddine S., Keddari D., AfriMehennaoui 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.
- Djeddi H., 2019.** Niveau de contamination par les ETM des sédiments du barrage de Béni Haroun et des oueds qui l'alimentent : transfert vers la faune. Thèse de Doctorat en Sciences. Université Mentouri- Constantine, 245p.
- Douben P.E., 1989.** Lead and cadmium in stone loach (*Noemacheilus barbatulus L.*) from three rivers in Derbyshire. Ecotox. Environ. Safe, 18, 35–58.
- DPAT., 2014.** Direction de la planification et de l'aménagement du territoire. Monographie de la wilaya de Batna, Année 2014.
- DPRH, 2006.** Direction de la Pêche et des Resource Halieutique, des wilayas et interwilayas, 64p.
- Duchauffour P., 1977.** Pédologie I. Pédogénèse et classification. Ed. Masson, Paris, 477p.
- Ducloux D., 2004.** Guide du pêcheur à la mouche. Paris, Artémis, 320p.
- Duman F., Kar M., 2012.** Temporal Variation of Metals in Water Sediment and Tissues of the European Chup (*Squalius cephalus L.*). Bull. Environ. Contam. Toxicol, 89 ,428-433.
- Durand C., Ruban V. et Legret M., 2004.** Caractérisation physico-chimique des sédiments de deux bassins de retenue des eaux pluviales : Wissous (urbain) et Ronchin (routier). Bulletin des laboratoires des ponts et chaussées, 252-253, 119-134.
- DWAF., WRC., 1995.** South African water quality management series. Procedures to Assess Effluent Discharge Impacts. WRC Report No. TT 64/94. Department of Water Affairs and Forestry and Water Research Commission, Pretoria. 374p.
- Eaton A.E., 1868.** Trans. Entomo. Soc. London, 279p.
- Eaton A.E., 1899.** Ent. Month. Marg, 35, 4.
- ECMDDEPQ., 2007.** Environnement Canada et ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec, critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. 39 p.
- Edwards F.W., 1923.** New and old observations on Ceratopogonidae midges attacking other insects. Annals of Tropical Medicine and Parasitology, 17, 19-29.
- El Bouhali B., Bennasser L., Nasri I., Gloaguen V. et Mouradi A., 2008.** Contamination métallique de *Gambusia holbrooki* au niveau du lac Fouarat et de l'estuaire Sebou dans la région du Gharb (Maroc). Afrique Science, 4, 3, 410-425.

- El Hachimi M.L., El Founti L., Bouabdli A., Saïdi N., Fekhoui M., et Tassé N., 2007.** Pb et As dans des eaux alcalines minières : contamination, comportement et risques (mine abandonnée de Zeïda, Maroc). *Revue des sciences de l'eau*, 20, 1, 1-13.
- El Kherrak H., 1993.** Etude des méthodes de comparaisons multiples et de classification des moyennes en expérimentation agronomique. Gembloux, faculté des sciences agronomiques, 196 p.
- Elmouden A., Bouchaou L., Snoussi M. et Wildi W., 2005.** Comportement des métaux et fonctionnement d'un estuaire en zone sub aride : cas de l'estuaire du Souss (côte atlantique marocaine). *Estudios Geol*, 61, 25-31.
- Emberger L., 1955.** Une classification biogéographique des climats. *Rev. Trv. Lab. Bot. Montpellier*, 7, 3-43.
- Evoglu K., Atli G. et Canli M., 2005.** Effects of metal (Cd, Cu, Zn) interactions on the profiles of metallothionein-like proteins in the Nile fish *Oreochromis niloticus* *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 75, 309-399.
- FAO., 2003.** Le rôle de l'aquaculture dans l'amélioration de la nutrition : possibilités et défis. Saint-Pétersbourg (Fédération de Russie). 9p.
- FAO., 2009.** *Cyprinus carpio*. In *Cultured aquatic species fact sheets*. Text by Peteri, A. Edited and compiled by Valerio Crespi and Michael New. 12p.
- FAO., 2012.** Food and Agriculture Organization. From Heavy Metal Regulations Faolex, 8p. <http://faolex.org/docs/pdf/eri42405.pdf>.
- FAO., 2017.** Cultured Aquatic Species Information Programme *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) Fishery and Aquaculture Department disponible en ligne le 15/08/2017 sur [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Cyprinus\\_carpio/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Cyprinus_carpio/en). 17p.
- Farkas A., Salánki J. et Specziár A., 2003.** Age-and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama L.* populating a low-contaminated site. *Water Res*, 37, 959-964.
- 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.
- Fiedler H., Hutzin Ger O., Welsch Pausch K. et Schmiedinger A., 2000.** Evaluation of the Occurrence of PCDD/PCDF and POPs in Wastes and Their Potential to Enter the Food chain. Final Report Coordination by the Joint Research Centre, Environment Institute, Soil & Waste Unit, Dr. Gunther Umlauf, on behalf of DG ENV E.1 Study on behalf of the European Commission, DG Environment, 145p.
- Firat O. et Kargin F., 2010.** Individual and combined effect of heavy metals on serum biochemistry of Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, 58, 151-157.

- Förstner U. et Wittmann G.T.W., 1979.** Métal pollution in the aquatic environment. Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg. New York, 487p.
- Förstner U., et Wittmann G.T.W., 1981.** Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York, 486 p.
- Förstner U., Aslf W., Calmano W., Kersten M. et Salomons W., 1986.** Mobility of heavy metals in degraded harbour sediments. *In Sediments and Water interactions*, Sly-Peter-Ged. Springer-Verlag New York, United States, 371-380.
- Foxall C., Chale R., Bailey-Watts A. Patterson G. et West K., 2000.** Les pesticides et les métaux lourds dans les poissons et les mollusques du Lac Tanganyika. *Etude Spécialisée de Pollution*. 16p.
- Freiberg L., Nordberg G.F. et Vouk B., 1979.** Handbook on the toxicology of metals. North Holland Biomedical Press, Amsterdam, New York, Oxford. 975p.
- Friedmann A.S., Watzin M.C., Brinck-Johnsen T. et Leiter J.C., 1996.** Low levels of dietary methylmercury inhibit growth and gonadal development in juvenile walleye (*Stizostedion vitreum*). *Aquat. Toxicol*, 35, 265-278.
- Freyhof J. et Kottelat M., 2007.** Review of the *Alburnus mento* species group with description of two new species (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 18, 3, 213-225.
- Gagneur J., Giani N., et Martinez-Ansemil E., 1986.** Les Oligochètes aquatiques d'Algérie. *Bull. Soc. Hist. Nat., Toulouse*, 122, 119-124.
- Gagneur J., et Clergue-Gazeau M., 1988.** Les Simulies d'Algérie (Diptera: Simuliidae). I. Premières données biogéographiques et écologiques sur les espèces de l'ouest algérien. *Annls. Limnol.*, 24, 3, 275-284.
- Gagneur J., et Thomas A.G.B., 1988.** Contribution à la connaissance des Ephéméroptères d'Algérie. Répartition et écologie (1ère partie) (Insecta, Ephemeroptera). *Bull. Soc. Hist. Nat., Toulouse*, 124, 213-223.
- Gagnon É., et Pedneault J., 2006.** Sur Vol Benthos, guide du volontaire, programme de surveillance volontaire des petits cours d'eau. CVRB, Québec. Canada, 32p.
- Garnier-Laplace J., Fournier-Bidoz V. et Baudin J.P., 1996.** État des connaissances sur les échanges entre l'eau, les matières en suspension et les sédiments des principaux radionucléides rejetés en eau douce par les centrales nucléaires. *Radioprotection*, 32, 1, 49-71.
- Garnier-Laplace J., Adam C., Lathuillière T., Baudin J. et Clabaut M. 2000.** A simple fish physiological model for radio ecologists exemplified for <sup>54</sup>Mn direct transfer and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* W.). *J. Environ. Radioact*, 49, 35-53.
- Gauthier H., 1928.** Recherches sur la faune des eaux continentales de l'Algérie et de la Tunisie. *Minerva*, Alger, 149p.

- Geffard O., 2001.** Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : Evaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. Thèse de Doctorat, Ecotoxicologie. Univ Bordeaux I, 351p.
- George S.G., Carpena E., et Coombs T.L., 1978.** The effect of salinity on the uptake of cadmium by the common mussel, *Mytilus edulis* (L.). Physiology and behaviour of marine organisms. McLusky D.S. et Bary A.J. Oxford, Pergamon Press. 189-193.
- George S.G., 1980.** Correlation of metal accumulation in mussels with the mechanisms of uptake, metabolism and detoxification. *Thalassia Jugoslavica*, 16, 2-4, 347-365.
- Gleize E., 2011.** Les visages de l'eau à Réallon ? Richesse ? Calamité ? Édité par Fournel. 208p.
- Godin J., 2005.** Les espèces animales invasives des milieux aquatiques et humides du Bassin Artois-Picardie. Agence de l'eau Artois-Picardie. 56p.
- Gonzalez J.L., Chiffolleau J.F., Miramand P. et Thouvenin B., 1999.** Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire, Programme scientifique Seine Aval, Editions Ifremer, Plouzané, France, 31p.
- Griffith J., 1999.** Spéciation des métaux : Une étude sur le nickel pourrait révéler les secrets des substances toxiques métalliques. Nouvelles du RCCT : Hive1999. [http://www.uoguelph.ca/cntc/publicat/cntc\\_news/1999/fre\\_news\\_w99.shtml](http://www.uoguelph.ca/cntc/publicat/cntc_news/1999/fre_news_w99.shtml). Page visité : 10/02/2012.
- Griggs G.B. et Jahanson S., 1978.** – Bottom sediment contamination in the bay of Naples, Italy *Mar. Pollut. Bull*, 9, 208-214.
- Grimes S., Boutiba Z., Bakalem A., Bouderbala M., Boudjellal B., Boumaza S., Boutiba M., Guedioura A., Hafferssas A., Hemida F., Kaidi N., Khelifi H., Kersabi F., Merzoug A., Nouar A., Sellali B., Sellalimerabtime H., Semroud R., Seridi H., Taleb M Z. et Touabria T., 2004.** Biodiversité marine et littorale-Ed. SONATRACH-Ed. DIWAN, Alger-362p.
- Grimes S., Ruellet T. et Dauvin J.C., 2010.** Ecological Quality Status of the soft-bottom communities from the Algeria coast: general patterns and diagnostic. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 1969-1977.
- Grumiaux F., Demuynck S., Lepretre A. et Dhainaut-Courtois N., 1997.** Teneurs métalliques et organiques dans les sédiments et effets sur les communautés benthiques dans deux cours d'eau représentatifs de la région Nord/Pas-de-Calais. *In: Contaminated soils. Third International Conference on the Biogeochemistry of trace elements.* Eds., INRA, CD-Rom, Paris.
- Gueguen Y., 2003.** Réalisation d'un système expert pour le bilan de la contamination métallique du réseau hydrographique de la Seine. DEA HHGG. Univ Pierre et Marie Curie, Univ Paris-Sud, 47p.
- Guidoum A., Abdelmalek N., Jarno-Druaux A. et Marin F., 2012.** Modélisation cartographique et statistique de l'érosion hydrique dans la région des Aurès (Algérie). *TSM* numéro, 21-30.

- Guignot F., 1931-1933.** Les Hydrocanthares de la France continentale avec notes sur les espèces de la Corse et de l'Afrique du Nord française: Hygrobiidae, Haliplidae, Dytiscidae et Gyrinidae. *Miscellanea Entomologica* (Ed.), Toulouse, 558p.
- Guyane., 2011.** Development Research Institute, IRD. DCE 2010 campaign of benthic macrofauna of soft substrates. CREOCEAN, Cayenne dossier 1-10000 E, 56p.
- Hakanson L., 1980.** Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14, 5, 975-1001.
- Hakkou R., 2001.** La décharge publique de Marrakech : caractérisation des lixiviats, étude de leur impact sur les ressources en eau et essais de leur traitement. Thèse de doctorat d'état en Sci., Univ. Cadi ayyad, Fac. Sci. Thec., Marrakech, Maroc, 134 p.
- Has-Schön E., Bogut I., Kralik G., Bogut S., Horvatić J. et Čačić I., 2007.** Heavy metal concentration in fish tissues inhabiting waters of Buńko Blato reservoir (Bosnia and Herzegovina). *Environ. Monit. Assess*, 144, 15-22.
- 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 F., Amara R., Courcot L., Lacouture D. et Bertho M.L., 2004.** Heavy metals in four fish species from the French coast of the Eastern English Channel and Southern Bight of the North Sea. *Environ. Int*, 30, 675-683.
- Hickey J.P., Batterman S.A. et Chernyak S.M., 2006.** Trends of chlorinated organic contaminants in great lakes trout and walleye from 1970 to 1998. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, 50, 97-110.
- Hogstand C. et Haux C., 1990.** Metallothionein as an indicator of heavy metal exposure in two subtropical fish species. *J. Exp. Mar. Ecol*, 138, 69-84.
- Houadef R. et Salem D., 2007.** Monographie écologique de la zone humide du barrage Koudiat M'daouar (Timgad, Batna) Faculté des science Université El Hadj Lakhdhar (BATNA). 103p.
- Hurlbut Jr C.S. et Klein C., 1982.** *Manual de Mineralogía de Dana*. Editorial Reverté, Barcelona, 564 p.
- INERIS., 2003.** Approches analytiques pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux dans les milieux aquatiques. Rapport technique, 89p.
- INERIS., 2004.** Utilisation d'une technique de biosurveillance pour évaluer les retombés des métaux lourds, cas d'un site de seconde fusion du plomb. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 66p.
- INERIS., 2006.** Eléments traces métalliques Guide méthodologique. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport final. DRC-06-66246/DESP-R01a, 119 p.

- INERIS., 2010.** Principaux paramètres de caractérisation de la pollution des eaux et de leurs incidences sur l'environnement, 104p. page visité le 20/04/2018. Disponible sur : <http://www.bassenormandie.developpement-durable.gouv.fr/principaux-parametres-dea187.html>
- Ingersoll C.G., MacDonald D.D., Wang N., Crane J.L., Field L.J., Haverland P.S., Kemble N.E., Lindskoog R.A., Severn C. et Smorong D.E., 2000.** Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines, (USEPA), Great lakes national program office, Chicago, 33p. Disponible sur: <http://www.cerc.usgs.gov/pubs/center/pdfdocs/91126.pdf>.
- Ingersoll C.G., MacDonald D.D., Wang N., Crane J.L., Field L.J., Haverland P.S., Kemble N.E., Lindskoog R.A., Severn C. et Smorong D.E., 2001.** Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 41, 8-21.
- IRSN – Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire., 2002.** Fiche radionucléide, Nickel 63 et environnement. Direction de l'environnement et de l'intervention – Service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes, 11p.
- IRSN– Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire., 2005.** Fiche radionucléide. Manganèse 54 et environnement. Direction de l'environnement et de l'intervention – Service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes. 20p.
- Jacquat O., 2008.** Long term fate of zinc in contaminated soils: zinc speciation by synchrotron spectroscopy and chemical extractions. Diss. ETH Zurich 17992, 12p.
- 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, 6, 1003-1018.
- Jeannot R., Lemiere B. et Chiron S., 2001.** Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. Éditions BRGM, 83p.
- John D.A. et Leventhal J.S., 1995.** Bioavailability of metals. P 10-18 in Du Bray E A., Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models. U.S. Department of the interior. U.S. Geological Survey, 272p.
- Jourdan B., Piantone P., Lerouge C. et Guyonnet D., 2005.** Atténuation des métaux à l'aval de sites de stockage de déchets. Synthèse bibliographique. Rapport BRGM/RP-54417-FR, 109 p.
- Kabata-Pendias A., et Pendias H., 1992.** Traces elements in soil and plants, 2nd Eds CRC, 365p.
- Kafi-Benyahia M., 2006.** Variabilité spatiale de caractéristiques et des origines des polluants de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien. Thèse de Doctorat de l'école nationale des ponts et chaussées. Sciences et Techniques de l'Environnement, 500p.

- Karaded H., Oymak S.A., et Unlu E., 2004.** Heavy metals in mullet, *Liza abu* and catfish, *Siilurus triostregus*, from the Ataturk dam lake (Eupharates), Turkey. Environ. Int, 30, 183-188.
- Karickhoff S., 1981.** Semiempirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. Chemosphere, 10, 833-846.
- Karr J.R. et Dudley D.R., 1981.** Ecological perspective on water quality goals. Environmental Management, 5, 55-68.
- Karrouch L. et Chahlaoui A., 2009.** Bio-évaluation de la qualité des eaux de l'oued Boufekrane (Meknes, Maroc). Biomatec Echo, 3, 6-17.
- Kayalto B., Mbofung C., Tchatchueng J.-B. et Ahmed A., 2014.** Contribution à l'évaluation de la contamination par les métaux lourds de trois espèces de poissons, des sédiments et des eaux du Lac Tchad. Int. J. Biol. Chem. Sci, 8, 2, 468-480.
- Keddari D., Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L., Mehennaoui S., 2019a.** 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, 990-998.
- Keddari D., Afri-Mehennaoui F.Z., Smatti-Hamza I., Djeddi H., Sahli L., Mehennaoui S., 2019b.** 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.). Revue des Sciences de l'Eau, 32, 3, 255-273.
- Keddari D., 2020.** Evaluation 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 *Spinacia oleracea* et *Physa acuta*. Thèse de Doctorat en Sciences. Université Mentouri- Constantine, 245p.
- Kerrick R., Fryer B. J., Milner K. J., et Peirce M. G., 1981.** The geochemistry of gold-bearing chemical sediments, Dickenson Mine, Red Lake, Ontario: a reconnaissance study. Can. J. Earth Sci, 18, 624-637.
- Khaled-Khodja S., Samar M. et Durand G., 2016.** Contamination métallique de l'eau et du sédiment d'Oued Bouhamra. Rev. Sci. Technol., 32, 135-146.
- Khelifa R., Youcefi A., Kahlerras A., Alfarhan A., Al Rasheid K., et Samraoui B., 2011.** L'odonatofaune (Insecta : Odonata) du bassin de la Seybouse en Algérie : intérêt pour la biodiversité du Maghreb. Rev. Écol., 66, 1, 55-66.
- Kherfouf A., 1997.** Etude des peuplements macrobenthiques de la baie d'Oran. Mémoire de magistère, ISMAL (Alger), 174p.
- Kherief Nacereddine S., Djeddi H., Benayache N.Y. et Afri-Mehennaoui F.Z., 2018.** Dynamique des éléments nutritifs et du phytoplancton dans le Barrage Béni-Haroun dans l'est algérien. Eur. Sci. J., 12, 1857-7431.

- Kherief Nacereddine S., 2019.** Etude de l'évolution de la qualité écologique des eaux et inventaire de la microflore aquatique du barrage de Béni-Haroun. Université Frères Mentouri Constantine1, 246p.
- 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 : chimie Lyon (chimie, procédé, environnement). Science et Technique du Déchet, 216p.
- Kucukbay F. et Orun I., 2003.** Cooper and zinc accumulation in tissues of the freshwater fish *Cyprinus carpio L.* 1758 collected from the Karakaya dam lake, Malatya (Turkey). Fres en. Environ.bull, 12, 1, 62-66.
- Lachambre M. et Fisson C., 2007.** La contamination chimique : Quel risque en estuaire de Seine? Fiche substance : Plomb. GIP Seine-Aval, 11 p.
- Lafitte R., 1939.** Structure et relief de l'Aurès (Algérie). *In*: Bulletin de l'Association de géographes français, 119, 34-40. <https://doi.org/10.3406/bagf.1939.7028>
- Lampert L. et Woehrling D., 2007.** Proposition pour une nouvelle stratégie de surveillance de la CNPE de PENLY dès 2008. Rapport RST, LERN 07/11. Ifremer, 23p.
- Langston, W.J., 1990.** Toxic effects of metals and the incidence of marine ecosystems. *In*: Furness R.W., Rainbow P.S. (Eds.), Heavy Metals in the Marine Environment. CRC, New York, 101-122.
- Langston WJ., Chesman B.S., Burt G.R., Pope N.D. et McEvoy J. 2002.** Metallothionein in liver of eels *Anguilla anguilla* from the Thames Estuary: an indicator of environmental quality. Mar Environ Res, 53, 3, 263-93.
- Lasheen M. R. et Ammar N. S., 2009.** Speciation of some heavy metals in River Nile sediments. Cairo, Egypt. Environmentalist, 29 ,8-16.
- Laxmi Priya S., Senthilkumar B., Hariharan G., Paneer Selvam A., Purvaja R. et Ramesh R., 2011.** Bioaccumulation of heavy metals in mullet (*Mugil cephalus*) and oyster (*Crassostrea madrasensis*) from Pulicat lake, south east coast of India. Toxicol. Ind. Health, 27, 2,117-126. <https://doi.org/10.1177/0748233710381892>.
- Lebart L., Piron M. et Morineau A., 2006.** Statistique exploratoire multidimensionnelle - 4ème édition, DUNOD, 480p
- Leclercq L., 2001.** Intérêt et limites des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau. Station scientifique des Hautes-Fagnes, Belgique, 57p.
- Lee S.J., Park J.H. et Ro T.H., 2006.** Ephemeropteran community structure and spatial stability of local populations of the major species group in the Keumho River. Entomological Research, 36, 98-106.
- Le Goff F. et Bonnomet V., 2004.** Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport Technique-INERIS. Paris, 85 p.

- Lestage J.A., 1925.** Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères recueillis en Algérie par Guathier M.H. et liste des espèces connues actuellement de l'Afrique du Nord. Bull. Soc. Hist. Nat. Afrique Nord, 16, 8-18.
- Lestel L., 2002.** Bilan de l'évolution des usages du Pb de 1955 à 2000, 57-59. In Thévenot D.R., Meybeck M., Lestel L., 2002. Métaux lourds : des bilans en mutation. Paris, PIREN-Seine, 78 p.
- Lévêque C., 1996.** Ecosystèmes aquatiques, Paris, Hachette, 160 p.
- Liang Y., Cheung R.Y.H. et Wong M.H., 1999.** Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: bioaccumulation of trace metals in fish. Water Research, 33, 2690-2700.
- Lick W., 2009.** Sediment and contaminant transport in surface waters. 13, 978-1-4200-5987-8 (Hardcover), Taylor and Francis group, 400p.
- Linde A.R., Klein D. et Summer K.H., 2005.** Phenomenon of hepatic overload of copper in *Mugil cephalus*: role of metallothionein and patterns of copper cellular distribution. Basic. Clin. Pharmacol. Toxicol, 97, 230-235.
- Linnaeus, C. 1758.** Nature Système au moyen des trois règnes de la nature, selon les classes, ordres, genres, espèces, avec les caractères, les différences, les synonymes, les lieux. Le volume I. dixième formé. Stockholm, 824 p.
- Liu F., Ni H.-G., Chen F., Luo Z.-X., Shen H., Liu L. et Wu P., 2012.** Metal accumulation in the tissues of grass carps (*Ctenopharyngodon idellus*) from fresh water around a copper mine in Southeast China. Environ. Monit. Assess, 184, 4289-4299.
- 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, 175p.
- Long ER., 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.
- Long E.R., Field L.J., et MacDonald D.D., 1998.** Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. Environmental Toxicology and Chemistry, 17, 4, 714-727.
- Lounaci A., 1987.** Recherches hydrobiologiques sur les peuplements d'invertébrés benthiques du bassin de l'oued Aïssi (Grande Kabylie). Mémoire de Magistère, Université d'Alger, 133 p.
- Lounaci A., Brosse S., Ait Mouloud S., Lounaci-Daoudi D., et Mebarki M., 2000a.** Current knowledge of benthic invertebrate diversity in an Algerian stream : a species check-list of the Sebaou River bassin (Tizi-Ouzou). Bull. Soc. Hist. Nat., Toulouse, 136, 43-55.

- Lounaci A., Brosse S., Thomas A.G.B., & Lek S., 2000b.** Abundance, diversity and community structure of macroinvertebrates in a Algerian stream: the Sebaou wadi. *Annls Limnol.*, 36, 2, 123-133.
- Lounaci A. et Vinçon G., 2005.** Les Plécoptères de la Kabylie du Djurdjura (Algérie) et biogéographie des espèces d'Afrique du Nord (Plecoptera), *Ephemera*, 6, 2, 109-124.
- Lounaci-Daoudi D., 1996.** Travaux sur la faunistique, l'écologie et la biogéographie des insectes aquatiques du réseau hydrographique du Sébaou. Mémoire de Magistère, Université de Tizi-Ouzou, 152p.
- Luoma S.N., 1983.** Bioavailability of trace metals to aquatic organisms. *Sci. Total. Environ*, 28, 1-22.
- Luoma S.N., Rainbow P.S., 2008.** Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management. Cambridge University. 573p.
- Lwanga M.S., Kansime F., Denny P. et Scullion J., 2003.** Heavy metals in Lake George Uganda with relation to metal concentrations in tissues of common fish species. *Hydrobiologia*, 499, 83-93.
- 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, 4, 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. *Archives of Environmental Contamination and Toxicity*, 39, 20-31.
- Mahan B.H., 1987.** Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano S.A. 42p
- Mahé K., Destombes A., Coppin F., Koubbi P., Vaz S., le Roy D., Carpentier A., 2005.** Le rouget barbet de roche *Mullus surmuletus* (L. 1758) en Manche orientale et mer du Nord. Rapport de contrat IFREMER/CRPMEM Nord-pas-de calais, 187 p.
- Mahé K., Amara R., Bryckaert T., Kacher M. et Brylinski J.M., 2007:** Ontogenetic and spatial variation in the diet of hake (*Merluccius merluccius*) in the bay of Biscay and the Celtic Sea. *ICES J Mar. Sci.*, 64, 1210-1219.
- Makedonski L., Katya-Peycheva K. et Stancheva M., 2015.** Determination of some heavy metal of selected black sea fish species. *Food Control*, 1-6.
- Malicky H., et Lounaci A., 1987.** Beitrag zur taxonomie und faunistik der köcherfliegen von Tunesien, Algerien und Morokko (Trichoptera). *Opusc. Zool. Flumin.*, 14, 1-20.
- Marcel J., 1980.** Pisciculture d'étang en Pologne. *Pisciculture française*, 58, 42-64.
- Marion C., 2010.** Dynamique et bilans des transferts particuliers de radioéléments d'origine anthropique et naturelle dans le Golfe du Lion : cas particulier des apports rhodaniens. Thèse de doctorat, université de Perpignan Via Domitia, 436p.

- 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, 265-296.
- Martoja M. et Martoja R., 1982.** La bioaccumulation des métaux, processus physiologique normal et conséquence de la pollution. Le Courrier de CNRS, 54 ,32-37.
- Masscheleyn P., Pardue J., Delaune R. et Patrick W., 1992.** Chromium Redox Chemistry in a Lower Mississippi Valley Bottomland Hardwood Wetland. Environ. Sci. Technol, 26, 1217-1226.
- Maurya P. K., Malika D.S., Yadav K. K., Kumar A., Kumar S. et Kamyab H., 2019.** Bioaccumulation and potential sources of heavy metal contamination in fish species in River Ganga basin: Possible human health risks evaluation. Toxicology Reports, 6, 472-481. doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.05.012
- Mazuer P., Sophie Kieffer., Matte J.L. et Heudre D., 2007.** Comparaison de deux pratiques d'échantillonnage des macroinvertébrés aquatiques en rivière (agitation et récolte du support). Direction Régionale de l'Environnement. Service régional de l'eau et des milieux aquatiques, 25p.
- Mazuer P., Matte J.-L., Heudre D. et Moreau L., 2012.** Méthode Rapide de Prélèvement de Macro-invertébrés en cours d'eau peu profonds pour une recherche de Diversité. DREAL Lorraine. Service Ressources et Milieux Naturels, 18p.
- McGeer J.C., Nadella S., Alsop D.H., Hollis L., Taylor L.N., McDonald D.G. et Wood C.M., 2007.** Influence of acclimation and cross-acclimation of metals on acute Cd toxicity and Cd uptake and distribution in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquat. Toxicol, 84, 190-197. doi:10.1016/j.aquatox.2007.03.023
- Mebarki M., 2001.** Etude hydrobiologique de trois réseaux hydrographiques de Kabylie (Parc National du Djurdjura, oued Sébaou et oued Boghni) : faunistique, écologie et biogéographie des macroinvertébrés benthiques. Mémoire de Magistère, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, 178 p.
- MEEO (Ministère de l'environnement et de l'énergie de l'ontario), 1995.** Qualité des sols, 8p.
- Meharzi MKE., 2010.** Forêts, géosystèmes et dynamique du milieu : Le cas de l'Aurès. Thèse de Doctorat. Université des frères Mentouri faculté des sciences de la terre, de la géographie, 258p.
- Mehennaoui-Afri F.Z., 1998.** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'Oued-Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents, Magistère en Ecologie, Université de Constantine, 237p.
- 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. J. Environ. Sci. Eng. B, 4, 625-630.

- Merhaby D., Ouddane B., Net S. et Halwani J., 2018.** Assessment of trace metals contamination in surficial sediments along Lebanese Coastal Zone. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 881-890.
- Merzoug D., Khiari A., Aït Boughrous A. et Boutin C., 2010.** Faune aquatique et qualité de l'eau des puits et sources de la région d'Oum-El-Bouaghi (Nord-Est algérien). *Hydroécol. Appl.*, 17, 77-97. DOI : 10.1051/hydro/2010001.
- Metzeling L., Chessman B., Hardwick R., et Wong V., 2003.** Rapid assessment of river using macroinvertebrates: the role of experience, and comparisons with quantitative methods. *Hydrobiologia*, 510, 39-52.
- Meybeck M., De Marsily G., 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 : Rapport 2002 Axe 4. Micropolluants Action, 4.1.1. , 32p.
- Micha, J.C et Noiset, J.L., 1982.** Evaluation biologique de la pollution des ruisseaux et rivières par les invertébrés aquatiques, 2<sup>ème</sup> ed ; Probio-revue : Publication trimestrielle, Belgique, 13p.
- Mikulic N., Orescanin V., Elez L., Pavicic L., Pezelj D., Lovrencic I. et Lulic S., 2008.** Distribution of trace elements in the coastal sea sediments of Maslinica Bay, Croatia. *Environ Geol*, 53, 1413-1419.
- Miller P., Munkittrick K. et Dixon D., 1992.** Relationship Between Concentrations of Copper and Zinc in Water Sediment Benthic Invertebrates and Tissues of White Sucker (*Catostomus commersoni*) at Metal-Contaminated Sites. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*, 49, 978-984.
- Miquel G., 2001.** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques n° 2978, 365p.
- Moisan J., & Pelletier L., 2008.** Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, 86p.
- Montuelle B., 2003.** Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. Eléments physico-chimiques et biologiques. Ed. Cemagref, Lyon, 332 p.
- Moubayed-Breil J., Lounaci A., et Lounaci-Daoudi D., 2007.** Non-biting midges from Algeria, North Africa [Diptera: Chironomidae]. *Ephemera*, 6, 2, 93-99.
- Moubayed-Breil., et Lounaci A., 2013.** *Orthocladius (Euorthocladius) kabylianus* sp. n., a crenophilous element inhabiting karstic helocrenes and temporary streams in Algeria [Diptera: Chironomidae]. *Ephemera*, 14, 1, 25-34.

- Mugoša B., Đurović D., Nedović-Vuković M., Barjaktarović-Labović S. et Vrvic M., 2016.** Assessment of Ecological Risk of Heavy Metal Contamination in Coastal Municipalities of Montenegro. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13, 4, 393. <https://doi.org/10.3390/ijerph13040393>
- 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.
- 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.
- Nadzifah Y., Muhammad N.A.R., Muhamad N.H., Aishatul A.A.H. et Mazira M., 2017.** Determination of Cadmium and Zinc Concentration in Fish and Water from Sungai Kelantan. *World Applied Sciences Journal*, 35, 9, 1808-1815.
- Nasrabadi T., Nabi Bidhendi G., Karbassi A. et Mehrdadi N., 2010.** Partitioning of metals in sediments of the Haraz River (Southern Caspian Sea basin). *Environ Earth Sci*, 59, 5, 1111-1117.
- Navas L., 1917.** Algunos insectos Neurópteros de la Argentina. Serie 1. *Physis*, 3, 186-196.
- Navas L., 1929.** Algunog insectos de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat*, 33, 326-334.
- Neff J.M., 2002.** Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of contaminants from oil well produced water. Elsevier Sciences Publishers, Amsterdam. 468p.
- New M.B., 1987.** Feed and feeding of shrimp and fish. *Aquac. Develop. And Coord. Prog.*, UNEP-FAO, ADCP/REP/87/26, FAO, Rome :274p.
- 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.* Paris, 566p.
- NF X 07-001., 1994.** Métrologie - Essais - Métrologie dans l'entreprise - Constat de vérification des moyens de mesure. Complète la norme NF X 07-010 qui distingue l'opération d'étalonnage et l'opération de vérification et les documents qui en résultent, 12p.
- Nisbet M. et Verneaux J., 1970.** Composantes chimiques des eaux courantes ; discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, 6, 2, 161-190.
- OCDE 2018.,** Guidline for testing of chemicals. Fish, Acute Toxicity Test. 30p.

- OFEFP., 1995.** Le dragage de sédiments lacustres dans les ports et voies navigables. Informations concernant la protection des eaux. L'environnement pratique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, 19, 5p.
- OMS., 2005.** Minimum water quantity needed for domestic use in emergencies, Technical Notes for Emergencies, 9, 4p.
- OMS-IPCS., 1998.** Environmental Health Criteria: copper, World Health Organisation, International Programme on chemical safety, 200. <http://www.inchem.org/fullest.htm> page visitée le 20/08/2015.
- Ongley E.D., Bynoe M.C. et Percival J.B., 1982.** Physical and geochemical characteristics of suspended solids, Wilton Creek, Ontario. Sediment/freshwater interaction. Proceedings of the 2nd International Symposium, Kingston, Ontario, Sly P.G. et Junk W., editors, Springer Verlag, La Haye, Boston, London, 41-57.
- OPS, 1987.** Guías para la Calidad del Agua Potable. Criterios relativos a la salud y otra información de base. Organización Panamericana de la Salud, Washington, 350 p.
- Ould Rouis S., Ould Rouis A., Micha J.C. et Arab A., 2012.** Biologie de la reproduction du Cyprinidae, *Barbus callensis* dans le lac de barrage Hamiz (Algérie). Tropicultura, 30, 2, 88-93.
- Oulmi Y., 1991.** Contribution à l'étude des peuplements macrobenthiques de la baie de Bou-Ismaïl: le secteur Ouest. Mémoire de Magistère en océanographie Biologique, ISMAL, 170p.
- Pais I., Jones J.B., 2000.** The Handbook of Trace Elements. St. Luice Press Florida. 240p.
- Palm R., 1998.** L'analyse en composantes principales : Principes et applications. Notes stat. Inform. Gembloux, 2, 33 p.
- Panfili F., 2004.** Etude de l'évolution de la spéciation du zinc dans la phase solide d'un sédiment de curage contaminé, induit par phytostabilisation. Thèse de doctorat, Géochimie de l'environnement, Univ de Provence Aix-Marseille I, 210p.
- Parabhu D.B.B., Kamala K.S. et Krishnamurthy R.R., 2015.** Heavy metals accumulation in two fish species (*Labeo rohita* and *Cirrhina mrigala*) from Pulicat Lake, North of Chennai, Southeast Coast of India. J. Chem. Pharm, 7, 3, 951-956.
- 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. Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, Berne, 353, 58p.
- Pauw N., et Vanhooren G., 1983.** Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. Hydrobiologia, 100, 153-168.
- Pelletier É., 2013.** Projet de restauration des sédiments du port de Gaspé, Québec. Protocole pour le suivi biologique des mollusques. Université du Québec, 24p.

- Petelet-Giraud E., Négrel P., Luck J.-M. et Ben Othman D., 2004.** Transport de métaux lourds sous forme particulaire et dissoute dans le bassin versant de l'Hérault : identification des origines par les isotopes du plomb. *La Houille Blanche*, 2, 43-48.
- Peyerimhoff P., 1905.** Nouveaux coléoptères du nord-Africain (première note) : faune cavernicole du Djuradjura). *Bulletin de la société Entomologique de France*, 229-230.
- Peyerimhoff P., 1919.** Un nouveau type d'Insectes Strepsiptères. *Bulletin de la Société Entomologique de France*, 162-173.
- Peyerimhoff P., 1933.** Les larves des Coléoptères d'après Böving A. et Craighead F.C. et les grands critères de l'ordre. *Annales de la Société entomologique de France*, 102, 77-106.
- Philippart J.C. et Baras E., 1989.** Application du radiopistage à l'étude éco-éthologique du barbeau fluviatile (*Barbus barbus*), problèmes Stratégies et premiers résultats. *Cah Ethol. Appl.*, 9, 467-494.
- Philippart J.C. et Baras E., 1999.** Comparison of tagging and tracking studies to estimate mobility patterns and home range in *Barbus barbus*. *Underwat Biotelemetry*, 3-12.
- Phillips D.J.H., 1980.** Quantitative aquatic biological indicators: Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. *Applied Science Publishers, London*, 120p.
- Phillips D.J.H. et Rainbow P.S., 1994.** Biomonitoring of trace aquatic contaminants. *Environmental management series. Oxford*, 371p.
- Pichard A., Bisson M. et Houeix N., 2005.** Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS. Cuivre et ses dérivés, 66p.
- Poisson R. et Gauthier H., 1926.** Hémiptères aquatiques d'Algérie et de Tunisie. *Bull. soc. Hist. Nat. Afr. Nord*, 17, 264-273.
- Pourang N., Nikouyan A. et Dennis J.H., 2005.** Trace element concentrations in fish, surfacial sediments and water from northern part of the Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*, 109, 293-316.
- Pourriot R. et Meybeck M., 1995.** Limnologie générale. Collection d'écologie 25, Masson, Paris, 956p.
- Puri I.H., 1925.** On the life history and structure of the early stages of Simuliidae. *Parasitology*, 18, 295-369.
- Quevauviller P., 2006.** Métrologie en chimie de l'environnement. 2<sup>ème</sup> Ed Tec & Doc, Lavosier,
- Rainbow P.S., 1990.** Heavy metal levels in marine environment. *Heavy metals in the marine environments. Furness R.W., Rainbow P.S., Boca Raton*, 68-79.
- Rajesh-kumar S. et Li X., 2018.** Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology Reports*. 5, 288-295.

- Ramade F., 2000.** Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Edisciences international. Paris, 690p.
- Ramade F., 2007.** Introduction à l'écotoxicologie. Fondements et applications. Paris : Lavoisier, TEC et DOC. 618 p.
- Ramade F., 2011.** Introduction à l'écochimie les substances chimiques de l'écosphère à l'homme. Lavoisier. Paris, 828p.
- Rejomon G., Nair M. et Joseph T., 2010.** Trace metal dynamics in fishes from the southwest coast of India. Environ. Monit. Assess, 167, 243-255.
- Rejsek F., 2002.** Analyse des eaux -aspects réglementaire et techniques-. Scérén, 110p.
- Reynders H., Bervoets L., Gelders M., De Coen W.M. et Blust R., 2008.** Accumulation and effects of metals in caged carp and resident roach along a metal pollution gradient. Sci. Total Environ, 391, 82-95.
- Rhouma A., 1975.** L'élevage de la carpe en Tunisie. Quelques aspects de sa biologie. Bull. Inst. Natl. Set. Tech. Océanogr. Pêche Salammbô, 4, 1, 97-113.
- Ribeyre F., et Boudou A., 1989.** Trophic chains and experimental ecosystems: study of bioaccumulation and transfer processes. Aquatic Ecotoxicology Fundamental Concepts and Methodologies. Boca Raton, 1, 3-46
- Rodier J., Bernard L et Nicole M., 2009.** L'analyse de l'eau. 9<sup>ème</sup> édition Dunod, Paris, 1529p.
- Roesijadi G. et Robinson W.E., 1994.** Metal regulation in aquatic animals: mechanism of uptake, accumulation and release. In: Malins D.C., Ostrander G.K. Aquatic Toxicology, Molecular, Biochemical and Cellular, Lewis Publishers, London. 539p.
- Rohasliney H., Tan H.S., Noor M., Zuhartini M.D. et Tan P.Y., 2014.** Determination of Heavy Metal Fishes from the lower reach of Kelantan River, Kelantan, Malaysia. Tropical Life Sciences Research, 25, 21-39.
- Ronald J.R., 1998.** Pathologie du poisson. Maloine. Paris, 317p.
- Rose A.W., Hawkes H.E. et Webb J.S., 1979.** Geochemistry in mineral exploration. In: Geochemistry in mineral exploration, 2009. Second Edition. 18, 195 p.
- Rouhi A., Sif J., Ferssiwi A. et Chemaa A., 2007.** Bioaccumulation de quelques éléments métalliques par deux espèces d'Annélides Polychètes du littoral de Jorf Lasfar (région d'El Jadida, Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie, 29, 1-2.
- Rouibet O., 2012.** Evaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques des sédiments de l'Oued Aissi et du barrage Taksebt. Mémoire de magistère. Université Tizi Ouzou, 167p.
- Rouleau C., Tjalve H., Gottofrey J. et Pelletier E., 1995.** Uptake Distribution and Elimination of Mn-54(II) in the Brown Trout (*Salmo trutta*). Environ. Toxicol. Chem, 14, 483-490.

- Roulier J.L. et Percherancier H., 2003.** Comportement des métaux durant une remise en suspension de sédiment et après redéposition, 151-192. *In* Montuelle B., Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. Eléments physico-chimiques et biologiques. CEMAGREF, 332 p.
- 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.
- Ruiz F., 2001.** Trace metals in estuarine sediments from the southwestern Spanish Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 42, 482-490.
- Saad M.A., Mc Comas S.R. et Eisenreich S.J., 1985.** Metals and chlorinated hydrocarbons in surficial sediments of three Nile Delta lakes, Egypt. *Water Air Soil Pollut*, 24, 1, 27-39. doi.org/10.1007/BF00229517.
- 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. Pollution et Ecotoxicologie. Université Mentouri Constantine, 250p.
- Sahli L., El HadeF-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, 35, 333-343.
- Samraoui B., Benyakoub S. et Dumont H.J., 1993.** Afrotropical libellulids (Insecta: Odonata) in the lake district of El Kala, North-East Algeria, with a rediscovery of *Urothemis edwardsi* (Selys) et *Acisoma panorpoides ascalaphoides* (Rambur). *Odonatologica*, 22, 3, 365-372.
- Samraoui B. et Menai R., 1999.** A contribution to the study of Algerian Odonata. *Int. J. Odonatology*, 2, 2, 145-165.
- Samraoui B. et Corbet P.S., 2000a.** The Odonata of Numidica. Part I: Status and distribution. *Int. J. Odonatology*, 3, 1, 11-25.
- Samraoui B. et Corbet P.S., 2000b.** The Odonata of Numidica. Part II: Seasonal ecology. *Int. J. Odonatology*, 3, 1, 27-39.
- Sandor Z.S., Csengeri I., Oncsik M., Alexis M.N. et Zubcova E., 2001.** Trace metal levels in freshwater fish, sediment and water. *Environmental Science and Pollution Research*, 8, 4, 265-268.
- 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, 2, 126-141.
- Sauvant D., Perez J.-M. et Tran G., 2004.** Tables de composition et de valeurs nutritive des matières premières destinées au poisson d'élevage. INRA, 74-90.
- SDDA (Sous-Direction de la Documentation et des archives), 2004.** Catalogue des cartes topographiques en Algérie, 101p.

- SEQ-Eau.,** **Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'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.
- Semhi K., Suchet P.A., Clauer N. et Probst J.L. 2000.** Impact of nitrogen fertilizers on the natural weathering-erosion processes and fluvial transport in the Garonne basin. *Applied Geochemistry*, 15, 865-878.
- Serpaud B., Al-Shukry R., Casteignau M. et Matejka G., 1994.** Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau : rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Rev. Sci. Eau*, 7, 343-365.
- Seurat L., 1922.** Faune des Eaux continentales de la Berbérie. Travaux du Laboratoire de Zoologie Appliquée, Faculté des Sciences, Université d'Alger, 66 p.
- Sigg L., Stumm W. et Berha P., 1994.** Chimie des milieux aquatiques. *In* : Dechelette M., et Palvadeau S. – Mise en place d'une compagnie de prélèvement : projet ecodyn. Maitrise de chimie, Univ. Toulon et du Var, Fac. Sci. Tech., France, 2004, 28 p.
- Sigg L., Behra P., et Stumm W., 2006.** Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 4<sup>ème</sup> 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. (doi: 10.1023/a:1021339917643)
- Simkiss K., Taylor M. et Mason A.Z., 1982.** Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs. *Mar. Biol*, 3, 197-201.
- Simkiss K. et Taylor M.G., 1995.** Transport of Metals across Membranes. *In* Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Tessier A. et Turner D.R., Wiley, 3, 2-39.
- Sterckeman T., Douay F., Fourrier H. et Proix N., 2002.** Référentiel pédogéochimique du nord pas de calais. Rapport final. INRA, Paris, 130p.
- Sterckeman T., Douay F., Baize D., Fourrier H., Proix N. et Schwartz C., 2006.** Trace elements distributions in soils developed in loess deposits from northern France. *Euro J Soil Sci*, 57, 392-410.
- Stone M., et Droppo I.G., 1996.** Distribution of lead, copper and zinc in size-fractionated river bed sediment in two agricultural catchment of southern Ontario, Canada. *Environmental Pollution*, 93, 353-362.
- Storelli M.M., Giacomini-Stuffler R., Storelli A. et Marcotrigiano G.O., 2005.** Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 993-1018.
- Sutherland R. et Tack F.M., 2000.** Metal phase associations in soils from an urban watershed, Honolulu, Hawaii. *Sci. Tot. Env*, 256, 103-113.

- Tachet H., Bournaud M. et Rio-Toux P., 1980.** Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique). Ass. franç. Limnol., Paris, 155 p.
- Talidi A., 2006.** Etude de l'élimination du chrome et du bleu de méthylène en milieux aqueux par adsorption sur la pyrophyllite traitée et non traitée. Thèse de doctorat, Université Mohammed V-Agdal Rabat, 141p.
- Taweel A., Shuhaimi-Othman M. et Ahmad A.K., 2011.** Heavy metals concentration in different organs of tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from selected areas of Bangi, Selangor, Malaysia. African Journal of Biotechnology, 10, 55, 11562-11566.
- Taylor S.R. et McLennan S.M., 1985.** The continental crust its composition and evolution. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 312p.
- Tecsult., 2008.** Etude de la protection des bassins-versant des barrages Foug El Gherza, Fontain des Gazelles, Foug El Gueiss, Babar, Kouliat Medouar, K'sob et Ain Zada phaseII – Description du milieu – In Remini B., Bensafia D., 2016. Envasement des barrages dans les régions arides. Exemples algériens. Larhyss Journal, 27, 63-90.
- Teissier E., 2012.** Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Thèse de doctorat en science. Université de Toulon, 292p.
- Tessier A., Campbell P.G.C. et Bisson M., 1979.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem., 51, 844-850.
- Tessier A., Fortin D., Belzile N., DeVitre R.R. et Leppard G.G., 1996.** Metal sorption to diagenetic iron and manganese oxyhydroxides and associated organic matter narrowing the gap between field and laboratory measurements. Geochim. Cosmochim. Acta., 60, 387-404.
- Tessier E., 2012.** Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Thèse de doctorat en science à l'université de Toulon, 292p.
- Thevenot D.R., Meybeck M., Chesterikof A., Chevreuil M., Huang W.W., Estebe A., Idlafkih Z., Jairy A., Bussy A.L., Garnaud S., Mouchel J.M., 1998.** Pourquoi tant de métaux ? pp 11.1-11.44 in Meybeck M., de Marsily G. Fustec E. La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé ; 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, 78p.
- 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, 375, 180-203.

- 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. London, 121-170.
- Tihay J.P., 1973.** Note sur quelques paléofformes « périglaciaires » observées en Algérie orientale Méditerranée, 37-47.
- Tipping E., 1994.** WHAMC—A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Comput. Geosci*, 20, 973-1023. doi:10.1016/0098-3004(94)900388
- Tiri A., 2005.** Etude spatio-temporelle des écoulements de surface et leur qualité biochimique, cas du bassin versant de l'oued Reboa à Koudiat Medouar. Mémoire de magistère. En hydraulique. Université de Batna, 180p.
- Tiri A., 2010.** Pollution Urbaine et Industrielle des Eaux de Surface du barrage de Koudiet Medouar Est Algérien. Thèse de Doctorat, Université de Batna, Algeria 234p.
- Tiri A., Lahbari N. et Boudoukha A., 2017.** Assessment of the quality of water by hierarchical cluster and variance analyses of the Koudiet Medouar Watershed, East Algeria, *Applied Water Science*, 7, 4197- 4206. doi.org/10.1007/s13201-014-0261-z
- Tissier C., Morvan C., Bocquené G., Grossel H., James A. et Marchand M., 2005.** Les substances prioritaires de la directive cadre sur l'eau (DCE). Fiches de synthèse. Ifremer, 89p.
- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R. et Jeffrey D.W., 1980.** Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33, 566-575. (doi: 10.1007/bf02414780)
- Toppe J., Bondad-Reantaso M.G., Hasan M.R., Josupeit H., Subasinghe R.P., Halwart M. et James D., 2012.** Aquatic biodiversity for sustainable diets: The role of aquatic foods in food and nutrition security, dans: Sustainable diets and biodiversity, FAO, 94-101.
- Tran D., Boudou A. et Massabuau J.C., 2002.** Relationship between feeding-induced ventilatory activity and bioaccumulation of dissolved and algal-bound cadmium in the asiatic clam *Corbicula fluminea*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 327-333.
- Traore A., Soro G., Ahoussi K.-E., Bamba B.-S., Soro N., et Biemi J., 2014.** Niveau de contamination en métaux lourds des sédiments d'une lagune tropicale : la lagune Aghien (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Afrique Science*, 10, 3, 73-88.
- Tuffery G. et Verneaux J., 1968.** Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. CERAFER, 23p.
- Turner A., Nimmo M. et Thuresson K.A., 1998.** Speciation and sorptive behaviour of nickel in an organic-rich estuary (Beaulieu, UK). *Marine Chemistry*, 63, 105-118.
- Turner G.E.M. et Millward C., 2002.** Suspended particles: Their role in estuarine biogeochemical cycles. *Estuar. Coast. Shelf Sci*, 55, 857-883.

- Urien N., 2015.** Modélisation de la bioaccumulation des métaux par voie dissoute chez le genre *Gammarus* : influence des facteurs environnementaux et de l'histoire de vie des organismes. Ecologie, Environnement. Université Claude Bernard - Lyon I, 241p.
- US EPA., 2011.** United States Environmental Protection Agency of drink water, drinking water contaminants. Washington, DC. <http://water.epa.gov/drink/contaminants/index.cfm#List>. Page visité le 10/09/2015.
- Uysal K., Köse E., Bülbül M., Dönmez M., Erdogan Y., Koyun M., Ömeroglu Ç. et Özmal F., 2009.** The comparison of heavy metal accumulation ratios of some fish species in Enne Dame Lake (Kütahya/Turkey). *Environ Monit Assess*, 157, 355-362.
- Vaillant F., 1955.** Recherches sur la faune madicole de France, de Corse et d'Afrique du Nord. *Mem. Mus. Hist. Nat. Zool. Paris*, 11, 258p.
- Van Kauwenbergh S.J., 1997.** Cadmium and other minor elements in world resources of phosphate rock. *Proceedings No. 400*. London, The Fertilizer Society. UK, 40p.
- Veith G.D., Defoe D.L., et Bergstedt B.J., 1979.** Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. *J. Fish. Res*, 36, 1040-1048
- Verneaux J. et Tuffery G., 1967.** Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. *Indices biotiques. Ann. Sc. Univ. Besançon*, 3, 79-89.
- Verneaux J. et Tuffery G., 1978.** Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. *CERAFER*, 25p.
- Vernet J.P., Favarger P.Y. et Dominik J., 1989.** Chronological evolution of heavy metal contamination of Klingnau basin sediments (Aar watershed, Switzerland). *In: Vernet J.P. (ed.): Heavy metals in the environment*. Edinburgh, 234-238.
- Veron J., 1990.** New Scleractinia from Japan and other Indo-West Pacific Countries. *Galaxea*, 9, 95-173.
- Vignet C., 2014.** Altération de la physiologie des poissons exposés à des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) : comportement et reproduction. *Sciences agricoles*. Université de La Rochelle, 360p.
- Vivien D., Gauberti M., Montagne A., Defer G. et Touze E., 2011.** Impact of tissue plasminogen activator on the neurovascular unit: from clinical data to experimental evidence. *J. Cereb. Blood Flow Metab*, 31, 11, 2119–2134. doi : 10.1038/jcbfm.2011.127.
- Wainright S.C. et Hopkinson J.C.S., 1997.** Effects of sediment resuspension on organic matter processing in coastal environments: a simulation model. *Journal of Marine Systems*, 11, 353-368.
- Walkley A. et Black C. A, 1934.** An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposal modification of the chromic acid titration method, *Soil Science*, 37, 29-38.

- Wang J. et Chen C., 2006.** Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: a review. *Biotechnol. Adv.*, 24, 427-451.
- Wang W.X., Fisher N.S. et Luoma S.N., 1995.** Assimilation of trace elements ingested by the mussel *Mytilus edulis*: Effects of algal food abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 129, 165-176.
- Wang W.X. et Fisher N.S., 1997.** Modeling metal bioavailability for marine mussels. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 151, 39-65.
- Weichselbaum E., Coe S., Buttriss J. et Stanner S., 2013.** Fish in the diet: A review, *Nutrition Bulletin*, 38, 128-177.
- Weis J.S. et Weis, P., 1989.** Effects of environmental pollutants on early fish development. *Rev. Aquat. Sci.*, 1, 45-73.
- Wenning R.J., Batley G.E., Ingersoll C.G. et Moore D.W., 2005.** Use of sediment quality guidelines (SQGs) and related tools for the assessment of contaminated sediments. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Pensacola, 783p.
- WHO., 2005.** World Health Organization. Manganese and its compounds: environmental aspects. Genève, 70p.
- Wildi W., 1997.** Le site naturel de Genève. Broillet P., ed: Les monuments d'art et d'histoire du Canton de Genève. Tome 1 : La Genève sur l'eau. Soc. de l'Art en Suisse, Ed. Wiese, Bâle, 3-13.
- Widianarko B., Van Gestel C.A.M., Verweij R.A. et Van Straalen N.M., 2000.** Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. *Ecotox. Environ. Safe*, 46, 101-107.
- Wong C.S.C., Wu S.C., Duzgoren-Aydin N.S., Aydin A. et Wong M.H., 2006.** Trace metal contamination of sediments in an e-waste processing village in China. *Environmental Pollution*, 1-9. doi:10.1016/j.envpol.2006.05.017
- Woodcock T.S. et Huryn A.D., 2007.** The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream. *Freshwater biology*, 52, 177-196.
- Xu J., Chen Y., Zheng L., Liu B., Liu J. et Wang X., 2018.** Assessment of Heavy Metal Pollution in the Sediment of the Main Tributaries of Dongting Lake, China. *Water*, 10, 1008-1060.
- Yaakub N., Abd Raoff M.N., Haris M., Abdul Halim A.A. et Mansor M., 2017.** Determination of Cadmium and Zinc Concentration in Fish and Water from Sungai Kelantan. *World Applied Sciences Journal*, 35, 9, 1808-1815.
- Yasri N., Vinçon G. et Lounaci A., 2013a.** A new Amphinemura from Central Maghreb (Algeria, Tunisia): *A. berthelemyi* sp. n. (Plecoptera: Nemouridae). *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft. Bull. Soc. Entomol. Suisse*, 86, 25-33.

- Yasri N., Vinçon G. et Lounaci A., 2013b.** A review of the Algerian Leuctridae with the description of *Leuctra dhyae* sp. n. from central Algeria (Plecoptera: Leuctridae). *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*. Bull. Soc. Entomol. Suisse, 86, 175-188.
- Yilmaz F., 2009.** The comparison of heavy metal concentrations (Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn) in tissues of three economically important fish (*Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus* and *Oreochromis niloticus*) inhabiting Koycegiz Lake-Mugla (Turkey). *Turk. J. Sci. Technol*, 4, 1, 7-15.
- Zachara J.M., Cowan C.E. et Resch C.T., 1991.** Sorption of divalent metals on calcite. *Geoch. Cosmoch. Acta*, 55, 1549-1562.
- Zeybek M., (2017).** Macroinvertebrate-based biotic indices for evaluating the water quality of Kargı stream (Antalya, Turkey). *Turk J Zool* 41:476–486. <https://doi.org/10.3906/zoo-1602-10>
- Zhang Z., Juying L., Mamat Z. et Qing Fu Y., 2016.** Sources identification and pollution evaluation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River, Northwest China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126, 94-101. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.025>
- Zerguine K., Samraoui B., et Rossaro B., 2009.** A survey of Chironomids from seasonal ponds of Numidia, northeastern Algeria. *Boll. Zool. agr. Bachic.Se*, 41, 3, 167-174.

# **Annexes**

**Annexe 1 : Protocole de terrain****Date :** ...../...../.....**Cours d'eau :** Oued Rebaa  Village Ouled Saada  Barrage Koudiet Medouar **Station :** .....**Date et heure :** .....**Climat :** .....**T° de l'air :** .....**T° de l'eau :** .....**O<sub>2</sub> dissous :** .....**Couleur de l'eau :** .....**Type des sédiments :**Blocs-Cailloux  Blocs-Cailloux Gravier  Gravier Sable Sable Vase-Boue  Vase-Boue  Boue **Substrat :**Morceau de bois  cailloux  passoire **Type de paysage :**Zone naturelle  Bourgade  Champs de culture **Faune :**-Macroinvertébrés : Denses  Moyens  Rares  Absents **Durée de l'échantillonnage :** .....-Poissons : Vivants  Morts **Autres :**

## Annexe 2 : Standard de détermination de l'Indice biotique belge (IBB)

GROUPES	NOMBRE TOTAL D'UNITES SYSTEMATIQUES PRESENTES				
	1 U.S.	de 2 à 5 U.S.	de 6 à 10 U.S.	de 11 à 15 U.S.	plus de 16 U.S.
1 a : Plus d'1 U.S. Plécoptères Ecdyonuridae.		7	8	9	10
1 b : 1 U.S. Plécoptères Ecdyonuridae.	5	6	7	8	9
2 a : Plus d'1 U.S. Trichoptères à fourreau.		6	7	8	9
2 b : 1 U.S. Trichoptères à fourreau.	5	5	6	7	8
3 a : Plus d'1 U.S. Ancyilidae Ephéméroptères. (sauf Ecdyonuridae)		5	6	7	8
3 b : 1 U.S. Ancyilidae Ephéméroptères. (sauf Ecdyonuridae)	3	4	5	6	7
4 : Aphelocheirus Odonates Gammaridae Mollusques (sauf Sphaeridae)	3	4	5	6	7
5 : Asellus Hirudinées Sphaeridae Hemiptères (Sauf Aphelocheirus)	2	3	4	5	
6 : Tubificidae Chironomidae	1	2	3		
7 : Syrphidae	0	1	1		

Source : Tuffery et Verneaux (1986) in Micha et Noisette (1982).

## Niveau d'identification pratique des unités systématiques

Groupe taxonomique	Niveau d'identification
Plathelminthes	Genre
Oligochaeta	Famille
Hirudinea	Genre
Mollusca	Genre
Crustacea	Famille
Plecoptera	Genre
Ephemeroptera	Genre
Trichoptera	Famille
Odonata	Genre
Megaloptera	Genre
Hemiptera	Genre
Coleoptera	Famille
Diptera	Famille
	<i>Chironomidae thummi-plumosus</i>
	<i>Chironomidae non- thummi-plumosus</i>
Hydracarina	Présence

Source : De Pauw et Vanhooren, 1983.

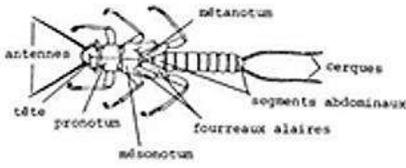
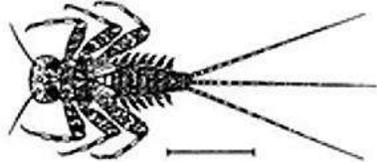
Grille de Tuffery et Verneaux simplifiée par M. Hilbert. Les cases en bleu indiquent une rivière polluée.

On respectera les conventions suivantes si l'on désire réaliser des cartes :

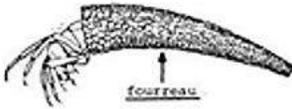
INDICES 1-2-3 Classe 1 Pollution très élevée Couleur rouge	INDICES 3-4 Classe 2 Pollution élevée Couleur orange	INDICES 5-6 Classe 3 Pollution moyenne Couleur jaune	INDICES 7-8 Classe 4 Pollution faible Couleur verte	INDICE 9-10 Classe 5 Pollution nulle Couleur bleue
---	---	---	--	---

Source : Tuffery et Verneaux, 1968.

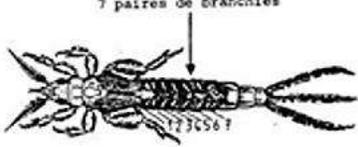
**GROUPE NUMERO UN a et b (le plus sensible à la pollution)**

	<p><b>Plécoptère (larve de perle)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☒ 2 cerques</li> <li>☒ Pas de branchies abdominales.</li> <li>☒ Antennes relativement longues</li> <li>☒ Tarses à 2 ongles.</li> </ul>
	<p><b>Ecdyonuridés</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☒ Souvent 3 cerques (parfois 2)</li> <li>☒ Fortement aplati.</li> <li>☒ Yeux dorsaux (n'atteignent pas le bord latéral de la tête).</li> </ul>

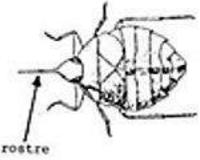
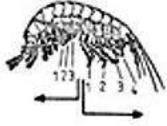
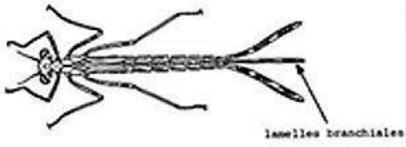
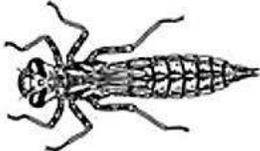
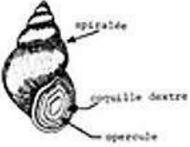
**GROUPE NUMERO DEUX a et b**

	<p><b>Trichoptères à fourreau</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☒ Dernier segment abdominal toujours pourvu d'une paire de fausses pattes armées d'1 ou 2 crochets.</li> <li>☒ Abdomen mou, non sclérifié.</li> <li>☒ Larves vivant dans un fourreau protecteur.</li> </ul>
---	--

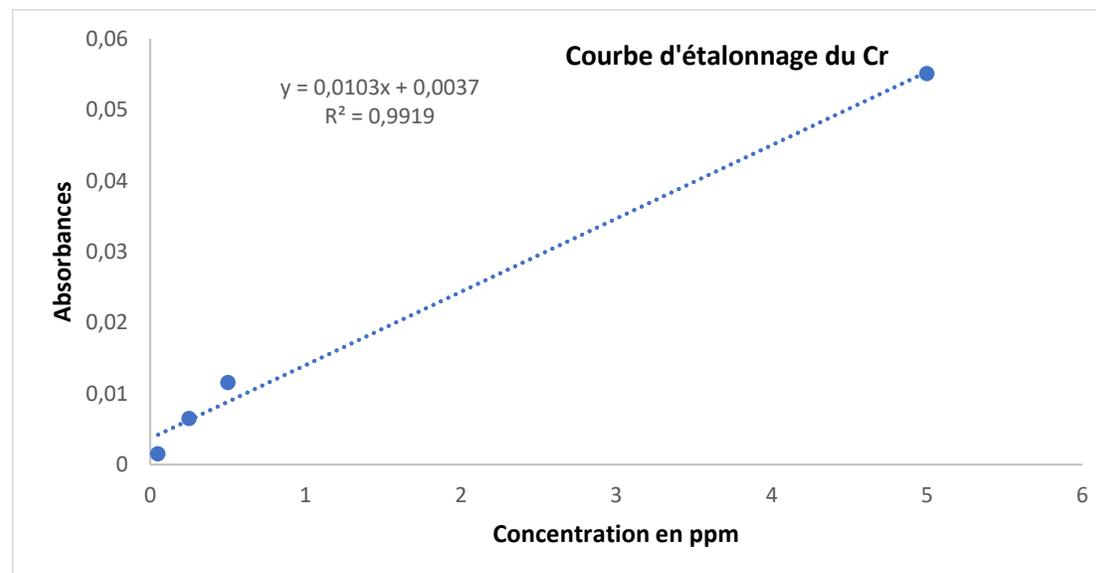
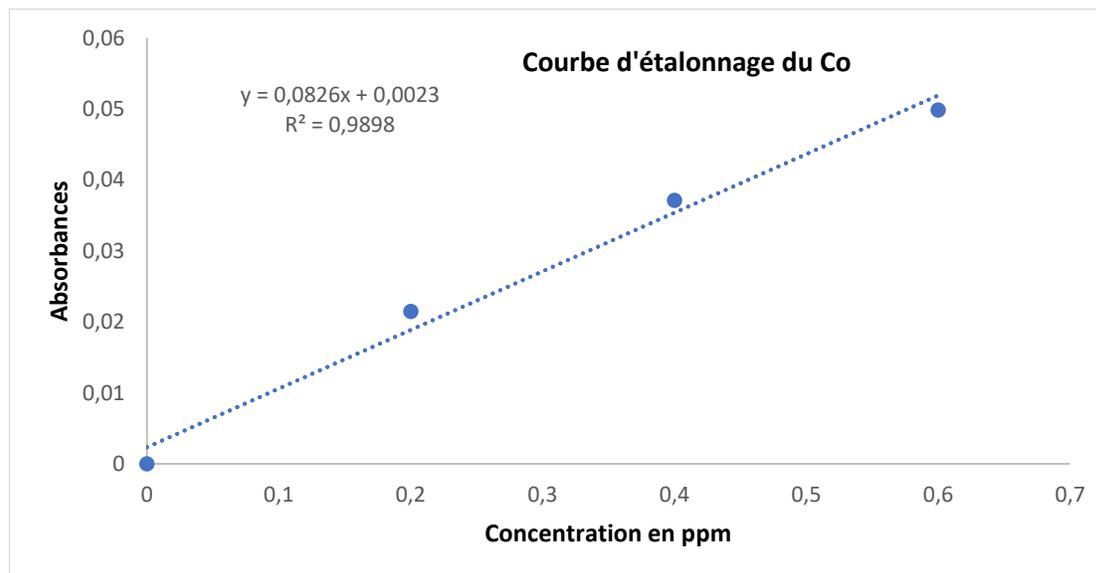
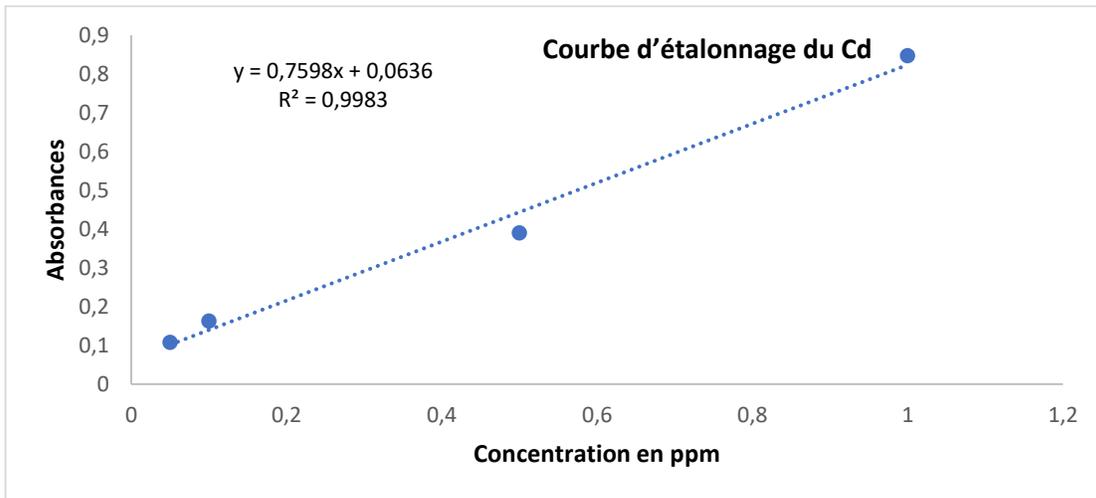
**GROUPE NUMERO TROIS a et b**

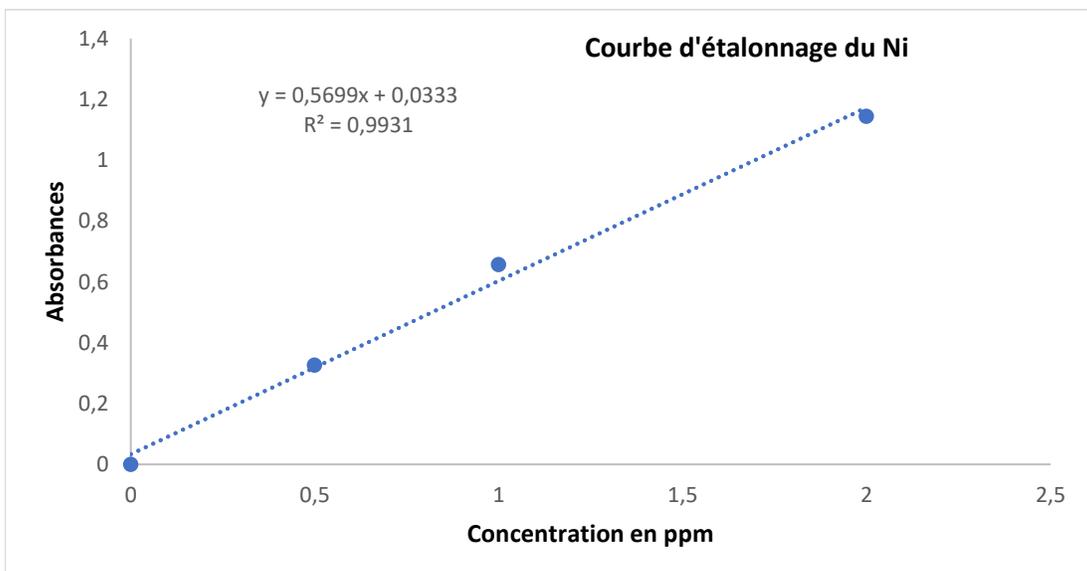
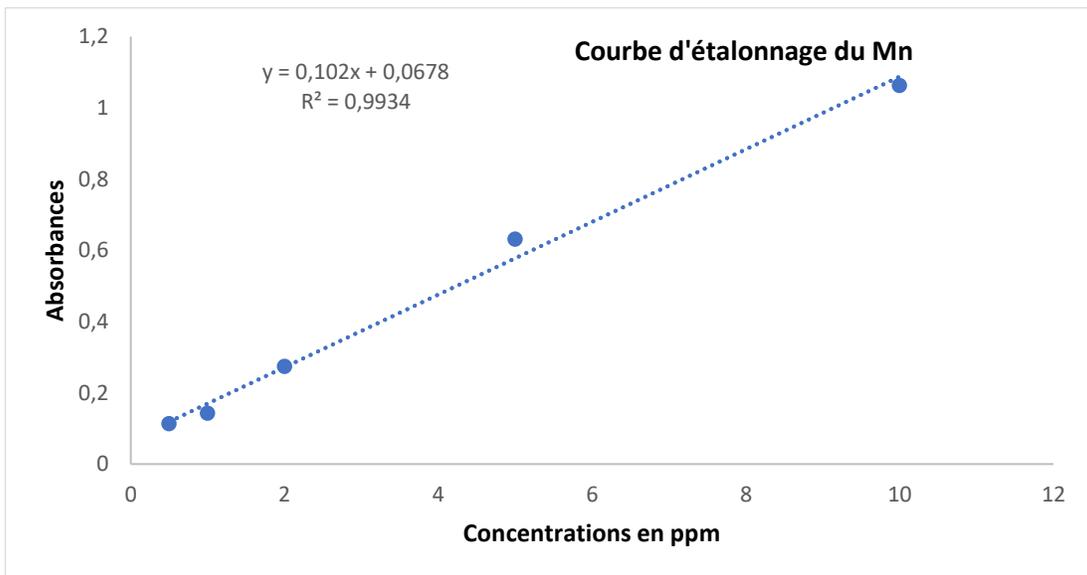
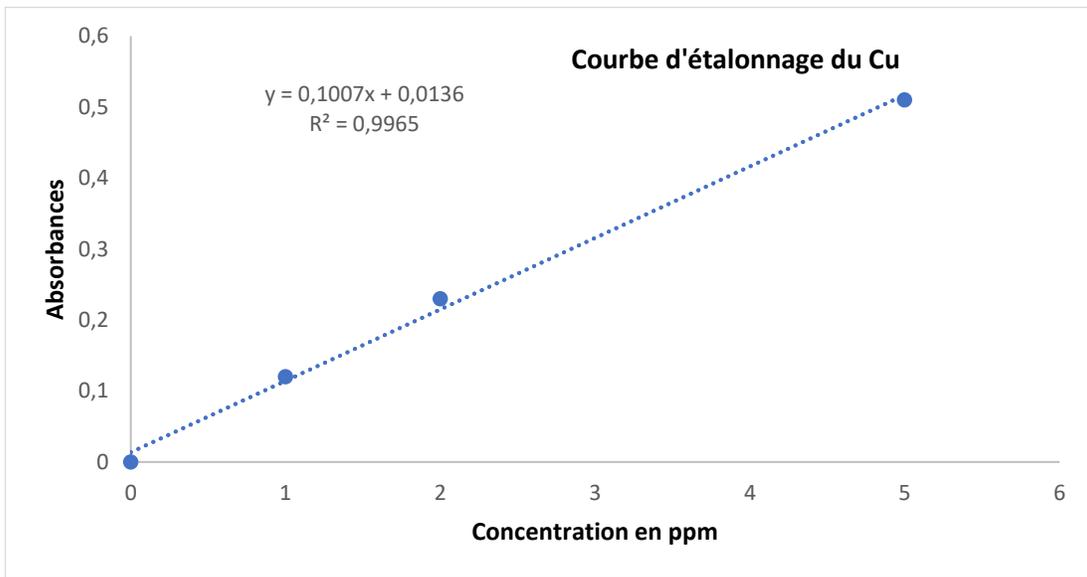
	<p><b>Ancyliidés (ancyle)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☒ Coquille en forme de capuchon et non de spirale.</li> </ul>
	<p><b>Ephéméroptères sauf Ecdyonuridés</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☒ En général 3 cerques (parfois 2)</li> <li>☒ Branchies présentes sur les segments abdominaux.</li> <li>☒ Antennes relativement courtes.</li> <li>☒ Tarse à un ongle.</li> </ul>

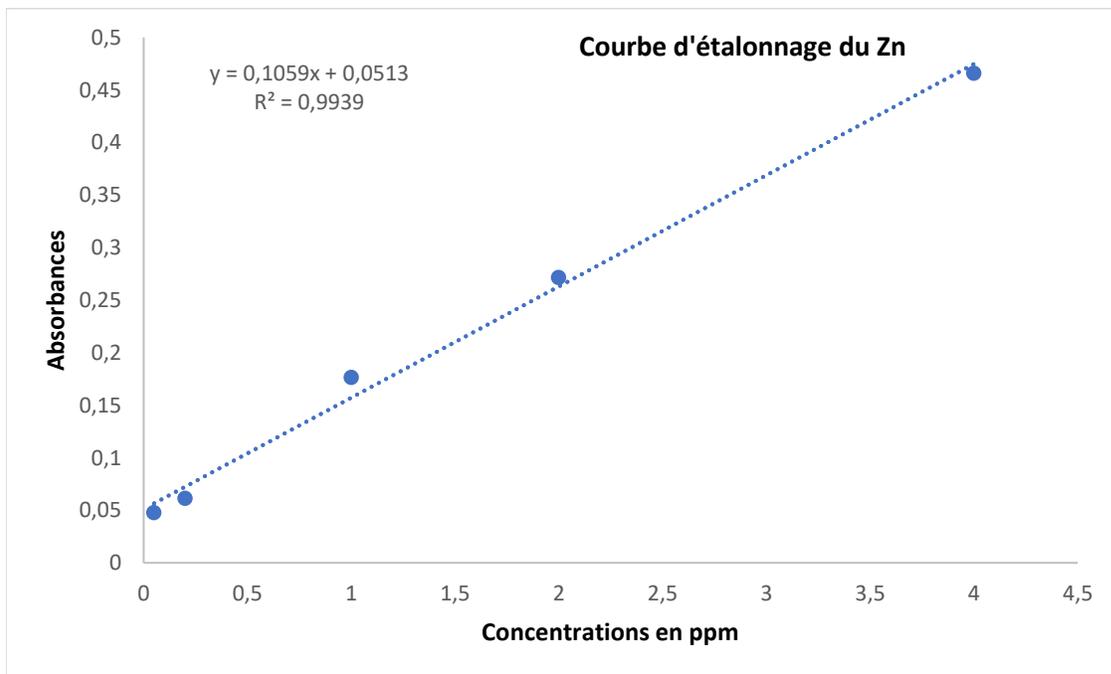
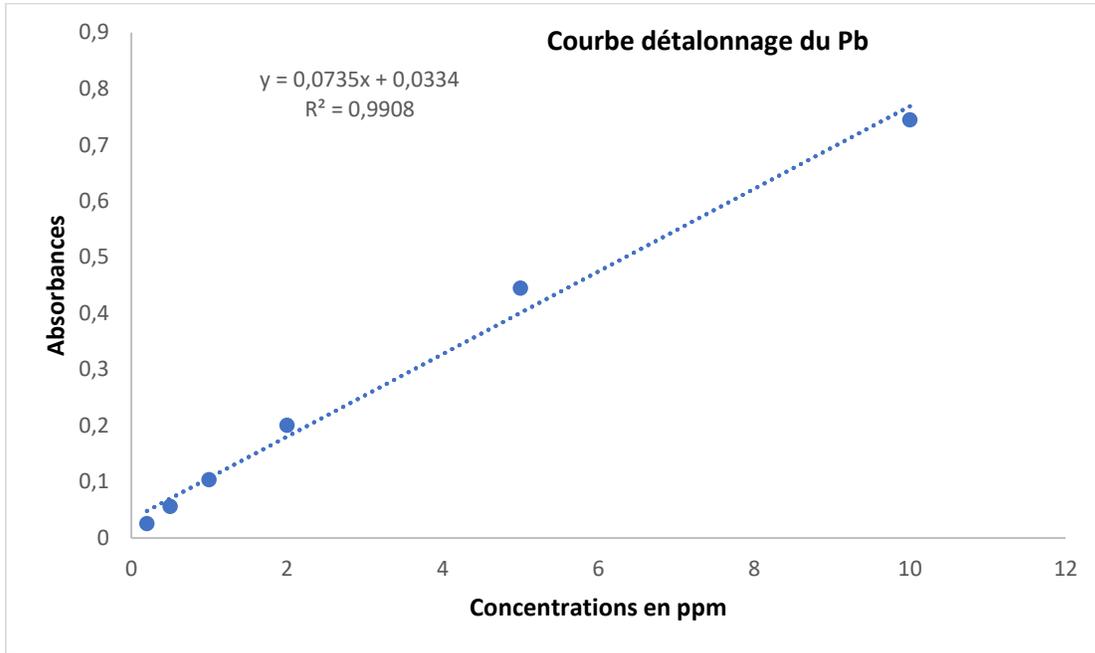
## GROUPE NUMERO QUATRE

 <p>rostre</p>	<p><b>Hémiptères (Aphelocheirus)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☒ Tête aussi longue que large, terminée par un rostre allongé, atteignant la base des pattes postérieures.</li> <li>☒ Insecte généralement sans ailes.</li> </ul>
	<p><b>Gammaridés (Gammare)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☒ Corps comprimé (aplatis latéralement), souvent recourbé.</li> <li>☒ 7 paires de pattes thoraciques divisées en 2 groupes : 4 vers l'avant, 3 vers l'arrière.</li> </ul>
 <p>lamelles branchiales</p>	<p><b>Odonates Zygoptères</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☒ Corps mince et allongé.</li> <li>☒ Abdomen terminé par 3 lamelles branchiales de forme variable.</li> <li>☒ Les larves nagent par ondulation latérale de leur abdomen.</li> </ul>
   <p>siphon coquille droite opercule</p>  <p>siphon</p>	<p><b>Odonates Anisoptères</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☒ Corps trapu, épais.</li> <li>☒ Extrémité de l'abdomen dépourvu de lamelles branchiales.</li> <li>☒ Les larves nagent par « réaction » en expulsant de l'eau.</li> </ul> <p><b>Mollusques</b> (Planorbe, Lymnée, Lamellibranches ....)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>☒ Tous les organismes pourvus d'une coquille sauf celui des Sphaeridés.</li> </ul>

## Annexe 3 : Courbes d'étalonnage des ETM







**Annexe 4 : Classification d'Ibouily (1981) (en % de fractions fines <63 $\mu$ m) cité par Guyane (2011)**

<b>Classe</b>	<b>Typologie</b>
< 10 %	Sables purs
[10% ; 20% [	Sables peu envasés
[20% ; 40% [	Sables moyennement envasés
[40% ; 60% [	Sédiment très envasé à dominance de sables
[60% ; 80% [	Sédiment très envasé à dominance de vases
$\geq$ 80%	Vases pures

## Annexe 5 : Test t de Student pour échantillons indépendants

Résultats du test t de Student concernant la comparaison, entre années, moyennes de chacune des 19 caractéristiques, pour l'ensemble des 12 mois de chaque année pour la station SP1.

	Variables	Moyennes par année		Paramètres statistiques	
		A1	A2	t <sub>obs</sub>	P
<b>Eau</b>	<b>T°C</b>	14,75	16,37	0,30	0,774
	<b>pH<sub>e</sub></b>	7,95	8,30	1,19	0,277
	<b>O<sub>2</sub> mg/l</b>	6,73	7,71	3,17	<b>0,009**</b>
	<b>CE<sub>e</sub> µS/cm</b>	1 122	981	1,54	0,172
<b>Sédiments</b>	<b>Humidité %</b>	51,31	51,64	0,06	0,947
	<b>Morg feu %</b>	14,10	11,47	0,49	0,641
	<b>Morg oxy %</b>	2,81	1,94	0,84	0,428
	<b>pH<sub>s</sub></b>	8,70	8,54	1,27	0,248
	<b>CE<sub>s</sub> µS/cm</b>	600	898	2,83	<b>0,04*</b>
	<b>CaCo<sub>3</sub> %</b>	51,31	51,64	0,06	0,947
	<b>Frac 63µm</b>	23,15	29,72	1,38	0,215
<b>ETM</b>	<b>Cd mg/Kg</b>	0,66	0,51	0,47	0,648
	<b>Co mg/Kg</b>	16,13	23,05	1,44	0,199
	<b>Cr mg/Kg</b>	65,41	32,70	1,46	0,193
	<b>Cu mg/Kg</b>	34,07	30,46	1,02	0,343
	<b>Mn mg/Kg</b>	158,47	216,04	0,91	0,395
	<b>Ni mg/Kg</b>	14,20	17,26	1,42	0,205
	<b>Pb mg/Kg</b>	9,25	10,64	0,79	0,457
	<b>Zn mg/Kg</b>	105,20	114,86	0,74	0,483

p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives,  
p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives,  
A1 : moyennes de l'année 2012-2013,  
A2 : moyennes de l'année 2013-2014.

Résultats du test t de Student concernant la comparaison, entre années, moyennes de chacune des 19 caractéristiques, pour l'ensemble des 12 mois de chaque année pour la station SP2.

	Variables	Moyennes par année		Paramètres statistiques	
		A1	A2	t <sub>obs</sub>	P
<b>Eau</b>	<b>T°C</b>	15	16	0,31	0,761
	<b>pH<sub>e</sub></b>	7,88	8,28	1,27	0,248
	<b>O<sub>2</sub> mg/l</b>	6,61	7,83	2,52	<b>0,04*</b>
	<b>CE<sub>e</sub> µS/cm</b>	1 127	1 157	0,21	0,837
<b>Sédiments</b>	<b>Humidité %</b>	56,87	54,09	0,22	0,831
	<b>Morg feu %</b>	18	16,73	0,18	0,860
	<b>Morg oxy %</b>	3,60	3,35	0,19	0,855
	<b>pH<sub>s</sub></b>	8,61	8,45	0,82	0,440
	<b>CE<sub>s</sub> µS/cm</b>	604	599	0,02	0,981
<b>ETM</b>	<b>CaCo<sub>3</sub> %</b>	56,87	54,09	0,22	0,831
	<b>Frac 63µm</b>	25,12	24	0,28	0,787
	<b>Cd mg/Kg</b>	0,44	0,42	0,14	0,886
	<b>Co mg/Kg</b>	18,31	21,79	0,63	0,547
	<b>Cr mg/Kg</b>	76,19	38,09	1,47	0,189
	<b>Cu mg/Kg</b>	39,09	41,19	0,17	0,864
	<b>Mn mg/Kg</b>	177,69	251,07	1,78	0,124
	<b>Ni mg/Kg</b>	16,47	17,73	0,86	0,418
<b>Pb mg/Kg</b>	9,65	10,52	0,19	0,851	
<b>Zn mg/Kg</b>	108,10	115,18	0,56	0,595	

p ≤ α = 0,05 : (\*) différences significatives,  
p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives,  
p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives,  
A1 : moyennes de l'année 2012-2013,  
A2 : moyennes de l'année 2013-2014.

Résultats du test t de Student concernant la comparaison, entre années, moyennes de chacune des 19 caractéristiques, pour l'ensemble des 12 mois de chaque année pour la station OR1.

	Variables	Moyennes par année		Paramètres statistiques	
		A1	A2	t <sub>obs</sub>	P
Eau	T°C	13,5	17,5	0,67	0,522
	pH <sub>e</sub>	8,09	8,02	0,33	0,751
	O <sub>2</sub> mg/l	6,96	6,72	0,81	0,447
	CE <sub>e</sub> µS/cm	1 549	1 005	12,14	<b>0,000***</b>
Sédiments	Humidité %	66,84	58,34	0,75	0,481
	Morg feu %	16,44	12,57	0,89	0,407
	Morg oxy %	3,51	2,74	1,25	0,256
	pH <sub>s</sub>	8,50	8,65	0,78	0,460
	CE <sub>s</sub> µS/cm	752	681	0,23	0,823
	CaCO <sub>3</sub> %	66,84	58,34	0,75	0,481
	Frac 63µm	34,77	25,07	3,28	<b>0,04*</b>
ETM	Cd mg/Kg	1,04	0,51	1,00	0,353
	Co mg/Kg	9,29	20,03	3,21	<b>0,04*</b>
	Cr mg/Kg	50,85	25,42	0,97	0,366
	Cu mg/Kg	30,34	19,62	1,79	0,122
	Mn mg/Kg	258,48	292,79	0,75	0,478
	Ni mg/Kg	13,38	16,34	3,23	<b>0,04*</b>
	Pb mg/Kg	11,17	9,40	1,08	0,318
	Zn mg/Kg	162,61	82,05	3,29	<b>0,04*</b>

p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives,  
p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives,  
A1 : moyennes de l'année 2012-2013,  
A2 : moyennes de l'année 2013-2014.

Résultats du test t de Student concernant la comparaison, entre années, moyennes de chacune des 19 caractéristiques, pour l'ensemble des 12 mois de chaque année pour la station OR2.

	Variables	Moyennes par année		Paramètres statistiques	
		A1	A2	t <sub>obs</sub>	P
Eau	T°C	13	17,5	0,78	0,464
	pH <sub>e</sub>	7,91	8,07	1,32	0,231
	O <sub>2</sub> mg/l	6,91	7,21	1,42	0,204
	CE <sub>e</sub> µS/cm	1 403	980	10,73	<b>0,000***</b>
Sédiments	Humidité %	60,30	47,39	1,47	0,189
	Morg feu %	22,24	19,08	0,60	0,564
	Morg oxy %	4,28	3,61	0,69	0,513
	pH <sub>s</sub>	8,55	9,04	1,54	0,173
	Ce <sub>s</sub> µS/cm	1 262	820	1,62	0,156
	CaCO <sub>3</sub> %	60,30	47,39	1,47	0,189
	Frac 63µm	27,58	22,71	0,86	0,421
ETM	Cd mg/Kg	0,51	0,46	0,34	0,741
	Co mg/Kg	15,40	14,43	0,37	0,717
	Cr mg/Kg	78,59	39,29	1,52	0,178
	Cu mg/Kg	32,65	27,40	1,00	0,354
	Mn mg/Kg	319,25	362,75	0,49	0,638
	Ni mg/Kg	17,51	14,57	3,02	<b>0,04*</b>
	Pb mg/Kg	10,58	11,33	0,56	0,591
	Zn mg/Kg	109,99	75,47	3,18	<b>0,04*</b>

p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives,  
p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives,  
A1 : moyennes de l'année 2012-2013,  
A2 : moyennes de l'année 2013-2014.

Résultats du test t de Student concernant la comparaison, entre années, moyennes de chacune des 19 caractéristiques, pour l'ensemble des 12 mois de chaque année pour la station VO1.

	Variables	Moyennes par année		Paramètres statistiques	
		A1	A2	t <sub>obs</sub>	P
<b>Eau</b>	<b>T°C</b>	14,75	16,85	0,38	0,714
	<b>pH<sub>e</sub></b>	8,09	7,90	1,29	0,244
	<b>O<sub>2</sub> mg/l</b>	5,29	5,56	0,83	0,438
	<b>CE<sub>e</sub> µS/cm</b>	1 286	1 031	3,03	<b>0,04*</b>
<b>Sédiments</b>	<b>Humidité %</b>	42,97	47,71	0,25	0,804
	<b>Morg feu %</b>	13,18	20,04	1,10	0,313
	<b>Morg oxy %</b>	2,45	3,80	1,08	0,319
	<b>pH<sub>s</sub></b>	8,56	8,32	1,43	0,201
	<b>Ce<sub>s</sub> µS/cm</b>	503	990	3,19	<b>0,01**</b>
	<b>CaCO<sub>3</sub> %</b>	42,97	47,71	0,25	0,804
	<b>Frac 63µm</b>	27,80	29,55	0,45	0,667
<b>ETM</b>	<b>Cd mg/Kg</b>	0,49	0,50	0,07	0,939
	<b>Co mg/Kg</b>	14,62	17,70	0,86	0,418
	<b>Cr mg/Kg</b>	78,93	39,46	3,01	<b>0,03*</b>
	<b>Cu mg/Kg</b>	34,37	25,87	1,18	0,281
	<b>Mn mg/Kg</b>	265	383	1,58	0,163
	<b>Ni mg/Kg</b>	12,22	16,08	2,72	<b>0,03*</b>
	<b>Pb mg/Kg</b>	6,52	9,64	1,91	0,103
	<b>Zn mg/Kg</b>	102,54	97,90	0,36	0,730

p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives,  
 p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives,  
 A1 : moyennes de l'année 2012-2013,  
 A2 : moyennes de l'année 2013-2014.

Résultats du test t de Student concernant la comparaison, entre années, moyennes de chacune des 19 caractéristiques, pour l'ensemble des 12 mois de chaque année pour la station VO2.

	Variables	Moyennes par année		Paramètres statistiques	
		A1	A2	t <sub>obs</sub>	P
<b>Eau</b>	<b>T°C</b>	16	18,52	0,49	0,636
	<b>pH<sub>e</sub></b>	8,22	7,86	1,46	0,193
	<b>O<sub>2</sub> mg/l</b>	6,10	5,96	0,26	0,802
	<b>CE<sub>e</sub> µS/cm</b>	1 382	1 096	2,42	<b>0,02*</b>
<b>Sédiments</b>	<b>Humidité %</b>	41,99	51,80	1,06	0,328
	<b>Morg feu %</b>	12,11	11,89	0,05	0,957
	<b>Morg oxy %</b>	2,36	2,61	0,30	0,767
	<b>pH<sub>s</sub></b>	8,51	8,43	0,97	0,366
	<b>CE<sub>s</sub> µS/cm</b>	571	722	0,53	0,610
	<b>CaCO<sub>3</sub> %</b>	41,99	51,80	1,06	0,328
	<b>Frac 63µm</b>	28,37	24,77	1,29	0,243
<b>ETM</b>	<b>Cd mg/Kg</b>	0,39	0,43	0,29	0,779
	<b>Co mg/Kg</b>	16,98	21,44	1,24	0,260
	<b>Cr mg/Kg</b>	240,75	120,37	1,17	0,285
	<b>Cu mg/Kg</b>	23,46	24,38	0,10	0,917
	<b>Mn mg/Kg</b>	268,94	259,35	0,19	0,851
	<b>Ni mg/Kg</b>	14,89	18,03	1,85	0,112
	<b>Pb mg/Kg</b>	9,94	9,08	0,24	0,817
	<b>Zn mg/Kg</b>	111,39	98,97	1,26	0,252

p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives,  
 p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives,  
 A1 : moyennes de l'année 2012-2013,  
 A2 : moyennes de l'année 2013-2014.

Résultats du test t de Student concernant la comparaison, entre années, moyennes de chacune des 19 caractéristiques, pour l'ensemble des 12 mois de chaque année pour la station KM1.

	Variables	Moyennes par année		Paramètres statistiques	
		A1	A2	t <sub>obs</sub>	P
<b>Eau</b>	<b>T°C</b>	13,5	16,22	0,52	0,616
	<b>pH<sub>e</sub></b>	7,89	8,16	1,24	0,259
	<b>O<sub>2</sub> mg/l</b>	5,63	6,34	1,49	0,185
<b>Sédiments</b>	<b>CE<sub>e</sub> µS/cm</b>	1 013	1 043	0,24	0,814
	<b>Humidité %</b>	41,01	39,37	0,14	0,887
	<b>Morg feu %</b>	15,58	11,95	1,00	0,351
	<b>Morg oxy %</b>	3,17	2,49	0,87	0,414
	<b>pH<sub>s</sub></b>	8,93	8,46	0,62	0,555
<b>ETM</b>	<b>CE<sub>s</sub> µS/cm</b>	965	698	0,73	0,487
	<b>CaCO<sub>3</sub> %</b>	41,01	39,37	0,14	0,887
	<b>Frac 63µm</b>	33,91	23,18	2,99	<b>0,03*</b>
	<b>Cd mg/Kg</b>	0,24	0,45	2,91	<b>0,03*</b>
	<b>Co mg/Kg</b>	13,96	22,15	1,24	0,258
	<b>Cr mg/Kg</b>	72,43	36,21	1,24	0,258
	<b>Cu mg/Kg</b>	24,88	25,88	0,04	0,967
	<b>Mn mg/Kg</b>	356,88	210,42	2,94	<b>0,02*</b>
	<b>Ni mg/Kg</b>	15,47	16,91	1,10	0,312
	<b>Pb mg/Kg</b>	8,65	9,49	0,19	0,853
	<b>Zn mg/Kg</b>	95,08	105,27	0,84	0,430

p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives,  
 p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives,  
 A1 : moyennes de l'année 2012-2013,  
 A2 : moyennes de l'année 2013-2014.

Résultats du test t de Student concernant la comparaison, entre années, moyennes de chacune des 19 caractéristiques, pour l'ensemble des 12 mois de chaque année pour la station KM2.

	Variables	Moyennes par année		Paramètres statistiques	
		A1	A2	t <sub>obs</sub>	P
<b>Eau</b>	<b>T°C</b>	14,5	16,25	0,32	0,757
	<b>pH<sub>e</sub></b>	8,19	8,11	0,78	0,459
	<b>O<sub>2</sub> mg/l</b>	5,28	5,03	1,02	0,342
<b>Sédiments</b>	<b>CE<sub>e</sub> µS/cm</b>	1 021	1 087	0,97	0,367
	<b>Humidité %</b>	53,60	31,36	1,72	0,136
	<b>Morg feu %</b>	14,36	13,75	0,20	0,847
	<b>Morg oxy %</b>	3,00	2,84	0,28	0,786
	<b>pH<sub>s</sub></b>	8,55	8,49	0,47	0,649
<b>ETM</b>	<b>CE<sub>s</sub> µS/cm</b>	767	477	1,24	0,258
	<b>CaCO<sub>3</sub> %</b>	53,60	31,36	1,72	0,136
	<b>Frac 63µm</b>	31,78	30,71	0,16	0,878
	<b>Cd mg/Kg</b>	0,78	0,47	0,54	0,605
	<b>Co mg/Kg</b>	19,22	21,39	1,19	0,278
	<b>Cr mg/Kg</b>	61,98	30,99	1,55	0,171
	<b>Cu mg/Kg</b>	30,15	26,95	0,47	0,652
	<b>Mn mg/Kg</b>	228,36	203,20	0,34	0,740
	<b>Ni mg/Kg</b>	12,10	17,28	4,29	<b>0,005**</b>
	<b>Pb mg/Kg</b>	11,55	9,70	0,72	0,498
	<b>Zn mg/Kg</b>	104,91	96,73	0,71	0,501

p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives,  
 p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives,  
 A1 : moyennes de l'année 2012-2013,  
 A2 : moyennes de l'année 2013-2014.

Résultats du test t de Student concernant la comparaison, entre années, moyennes de chacune des 19 caractéristiques, pour l'ensemble des 12 mois de chaque année pour la station KM3.

	Variables	Moyennes par année		Paramètres statistiques	
		A1	A2	t <sub>obs</sub>	P
Eau	T°C	15	15,40	0,08	0,935
	pH <sub>e</sub>	8,25	7,67	3,31	<b>0,05*</b>
	O <sub>2</sub> mg/l	5,82	5,76	0,22	0,831
	CE <sub>e</sub> µS/cm	1 019	952	1,24	0,260
	Humidité %	47,55	41,17	1,45	0,194
	Morg feu %	17,05	9,72	2,91	<b>0,04*</b>
	Morg oxy %	3,43	2,27	1,78	0,125
Sédiments	pH <sub>s</sub>	8,57	8,49	0,48	0,643
	CE <sub>s</sub> µS/cm	557	673	0,71	0,498
	CaCO <sub>3</sub> %	47,55	41,17	1,45	0,194
	Frac 63µm	25,15	19,75	3,15	<b>0,02*</b>
	Cd mg/Kg	0,45	0,34	0,80	0,452
	Co mg/Kg	12,04	10,69	0,25	0,810
	Cr mg/Kg	72,77	36,83	1,51	0,179
ETM	Cu mg/Kg	23,10	21,04	0,31	0,765
	Mn mg/Kg	296,99	259,56	0,40	0,696
	Ni mg/Kg	11,88	14,36	1,77	0,126
	Pb mg/Kg	8,34	8,95	0,15	0,879
	Zn mg/Kg	81,85	107,30	0,78	0,463

p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives,  
p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives,  
A1 : moyennes de l'année 2012-2013,  
A2 : moyennes de l'année 2013-2014.

**Annexe 6 : Matrice de corrélation de Pearson des paramètres physico-chimiques de l'eau, des sédiments et des éléments trace métalliques (ETM) dans les sédiments**

Paramètres	Eau			Sédiments						ETM (mg/kg ms)									
	T (°C)	pH <sub>e</sub>	O <sub>2</sub> mg/l	CE <sub>e</sub> (µs/Cm)	Hum (%)	pH <sub>s</sub>	CE <sub>s</sub> (µs/Cm)	CaCo <sub>3</sub> (%)	Morg feu (%)	Morg oxy (%)	Frac <63µm (%)	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
<b>Eau</b>	1																		
T (°C)	1																		
pH <sub>e</sub>	0,042	1																	
O <sub>2</sub> mg/l	0,020	0,105	1																
CE <sub>e</sub> (µs/Cm)	0,138	0,066	0,085	1															
Hum(%)	-0,121	0,085	0,305**	0,161	1														
pH <sub>s</sub>	0,016	0,098	0,140	-0,035	0,083	1													
CE <sub>s</sub> (µs/Cm)	0,049	-0,020	0,106	0,134	0,023	0,009	1												
CaCo <sub>3</sub> (%)	-0,121	0,085	0,305**	0,161	0,097	0,083	0,023	1											
Morg feu (%)	-0,010	0,038	0,055	0,132	0,303**	0,043	0,162	0,303**	1										
Morg oxy (%)	-0,026	0,015	0,034	0,113	0,322**	0,013	0,134	0,321**	0,975***	1									
Frac <63µm (%)	0,044	-0,066	-0,092	0,210*	0,135	-0,402***	0,186	0,135	0,091	0,078	1								
<b>Sédiments</b>																			
Cd	-0,022	0,095	0,101	0,102	0,157	-0,131	0,237*	0,157	0,103	0,076	0,310**	1							
Co	0,374***	0,032	0,019	-0,030	-0,098	-0,062	-0,028	-0,098	-0,015	-0,055	0,094	-0,203	1						
Cr	-0,013	-0,141	-0,090	0,268*	-0,116	-0,034	-0,067	-0,116	-0,123	-0,156	0,115	-0,145	0,058	1					
Cu	0,334**	0,243*	0,165	0,212*	0,111	-0,060	0,013	0,111	0,103	0,067	0,183	0,095	0,334**	0,080	1				
Mn	-0,001	-0,156	-0,118	-0,010	-0,027	0,057	0,152	-0,027	0,337**	0,316**	-0,020	-0,240*	-0,121	-0,063	-0,215	1			
Ni	-0,069	-0,083	0,221	-0,073	-0,073	-0,103	0,117	-0,029	0,065	0,050	-0,004	-0,156	0,460***	-0,037	0,095	-0,075	1		
Pb	0,044	-0,120	0,226	0,038	-0,093	0,121	-0,066	-0,093	-0,111	-0,113	-0,041	-0,270*	0,174	-0,053	0,016	0,06	0,085	1	
Zn	-0,030	0,128	0,204	0,370***	0,162	-0,141	0,206*	0,162	-0,008	-0,039	0,298**	0,400***	-0,036	0,134	0,279**	-0,256*	0,004	-0,070	1
<b>ETM (mg/kg ms)</b>																			

p ≤ α = 0,05 : (\*) différences significatives.

p ≤ α = 0,01 : (\*\*) différences hautement significatives.

p ≤ α = 0,001 : (\*\*\*) différences très hautement significatives.

# **Production scientifique**

## Communications

### Nationale

- **Smatti-Hamza Imane**, Keddari Dounia, Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra et Mehennaoui Smail. Évaluation du niveau de contamination par le chrome et le cuivre des Cyprinidés du barrage Koudiet Medouar dans la région de Timgad (Algérie). 1<sup>ère</sup> Conférence Nationale sur La Protection de l'Environnement et les Energies Renouvelables CNPEER1-18. Batna 10 Mai 2018.

### Internationales

- **Smatti-Hamza Imane**, Keddari Dounia, Djeddi Hamssa et Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra. Diversité de la faune macro-invertébré et qualité écologique des eaux de l'oued Rebaa « Timgad », Algérie. VIII<sup>ème</sup> Journées Internationales des Oiseaux d'eau et Zones Humides. Khénifra, Maroc, 19-20 Mai 2017.
- **Smatti-Hamza Imane**, Keddari Dounia, Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra et Mehennaoui Smail. Bio-évaluation de la qualité des eaux d'oued Rebaa (Timgad, Algérie). 3<sup>ème</sup> congrès international de la société africaine de physiologie et physiopathologie. Constantine, Algérie, 9 au 11 avril, 2018.
- **Smatti-Hamza Imane**, Keddari Dounia, Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra et Mehennaoui Smail. Contamination par le cadmium et le plomb des sédiments et de la faune ichthyenne du barrage Koudiat Medouar, Algérie. Colloque internationale Bio-ressources Economie bleue et verte. Hammamet, Tunisie. 26-29 avril 2018.
- **Smatti-Hamza Imane**, Keddari Dounia, Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra et Mehennaoui Smail. Evaluation de la contamination par le cuivre et le chrome des sédiments du barrage Koudiat Madouar de Timgad (Algérie). IV<sup>th</sup> International Conférence on Energy, materials, applied Energetics and Pollution (ICEMAEP'18). Constantine, Algérie, 29<sup>th</sup> - 30<sup>th</sup> April 2018.
- **Smatti-Hamza Imane**, Keddari Dounia, Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra et Mehennaoui Smail. Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques de l'eau et des sédiments du barrage Koudiat Medouar et ses affluents (Nord-est de la wilaya de Batna). 3<sup>ème</sup> conférence internationale sur l'hydrologie des grands bassins africains. Alger, Algérie, 6-8 mai 2018.
- **Smatti-Hamza Imane**, Keddari Dounia, Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra et Mehennaoui Smail. (Evaluation du niveau de contamination par le nickel et le manganèse des poissons d'eau douce *Hypophthalmichthys molitrix* et *Cyprinus carpio* du barrage Koudiet Medouar, Timgad, Algérie). Séminaire International Environnement et Toxicologie "SINENTOX", Constantine, Algérie, 18 et 19 février 2019.

## Publications



## 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)

Smatti-Hamza Imane<sup>\*1,2</sup>, Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra<sup>1</sup>, Keddari Dounia<sup>1</sup> et Mehennaoui Smail<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratoire Biologie et Environnement, Université Frères Mentouri Constantine1, Algérie.

<sup>2</sup>Laboratoire ESPA, Université Hadj Lakhdar, Batna1, Algérie.

\*Auteur correspondant Email: [smail.mehennaoui@univ-batna.dz](mailto:smail.mehennaoui@univ-batna.dz), [imane.hamza@umc.edu.dz](mailto:imane.hamza@umc.edu.dz), [mehennaoui.afri.fatima.zohra@umc.edu.dz](mailto:mehennaoui.afri.fatima.zohra@umc.edu.dz), [dounia.keddari@umc.edu.dz](mailto:dounia.keddari@umc.edu.dz)

Original submitted in on 9<sup>th</sup> October 2019. Published online at [www.m.elewa.org/journals/](http://www.m.elewa.org/journals/) on 30<sup>th</sup> November 2019  
<https://dx.doi.org/10.4314/jab.v143i1.1>

### RÉSUMÉ

**Objectif :** Les éléments traces métalliques retiennent l'attention des scientifiques et gestionnaires du fait de leur persistance dans l'environnement et le danger qu'ils présentent pour les écosystèmes aquatiques et la santé humaine. Cette étude porte sur l'évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (cadmium, cobalt, cuivre et zinc) des sédiments et des poissons (*Hypophthalmichthys molitrix* et *Cyprinus carpio*) du barrage Koudiet Medouar, situé à 35 km à l'est de Batna. Elle vise à caractériser la variation spatio-temporelle de la contamination, par les éléments traces métalliques (ETM), de deux espèces de cyprinidés utilisées comme bioindicateurs, présentes dans le barrage.

**Méthodologie et Résultats :** Cinq stations de prélèvement ont été choisies sur le pourtour du barrage afin de déterminer les paramètres physico-chimiques de l'eau et des sédiments, ainsi que le niveau de contamination des sédiments de surface et des organes, branchies, foie et muscle, des cyprinidés par le cadmium, le cobalt, le cuivre, et le zinc. Les résultats ont été analysés par les méthodes d'Analyse en Composantes Principales (ACP) et le modèle linéaire global (MLG). Les sédiments se révèlent légèrement pollués par le cadmium, et les concentrations du zinc dans les deux espèces de poissons excèdent les valeurs standards internationales.

**Mots clés :** eau douce, Cyprinidés, barrage, sédiments, éléments traces métalliques.

**Level of contamination by metallic trace elements cadmium, cobalt, copper and zinc from two cyprinids and sediments from the Koudiet Medouar dam (Batna, Algeria)**

### ABSTRACT

**Objective:** Heavy metals are a danger for aquatic ecosystems and human health. This study focused on the assessment of heavy metal pollution in the Koudiet Medouar dam, located 35 km east of Batna, using a multi-compartment approach (water-sediment-biota). The aim of the study is to describe the spatiotemporal variation of trace metal contamination (TM) of two cyprinid fish species used as bioindicator,

*Hypophthalmichthys molitrix* and *Cyprinus carpio* living in the dam, in relationship with the sediment contamination.

**Methodology and results:** Five stations around the dam were sampled to determine the physicochemical parameters of water and sediments, and the contamination of surface sediments and cyprinids organs, gills, liver and muscular by cadmium, cobalt, copper and zinc. The sediments were classified as lightly polluted by cadmium however the zinc concentrations in both species exceeded the international standards values.

**Keywords:** freshwater, Cyprinids, dam, sediments, trace metal.

## INTRODUCTION

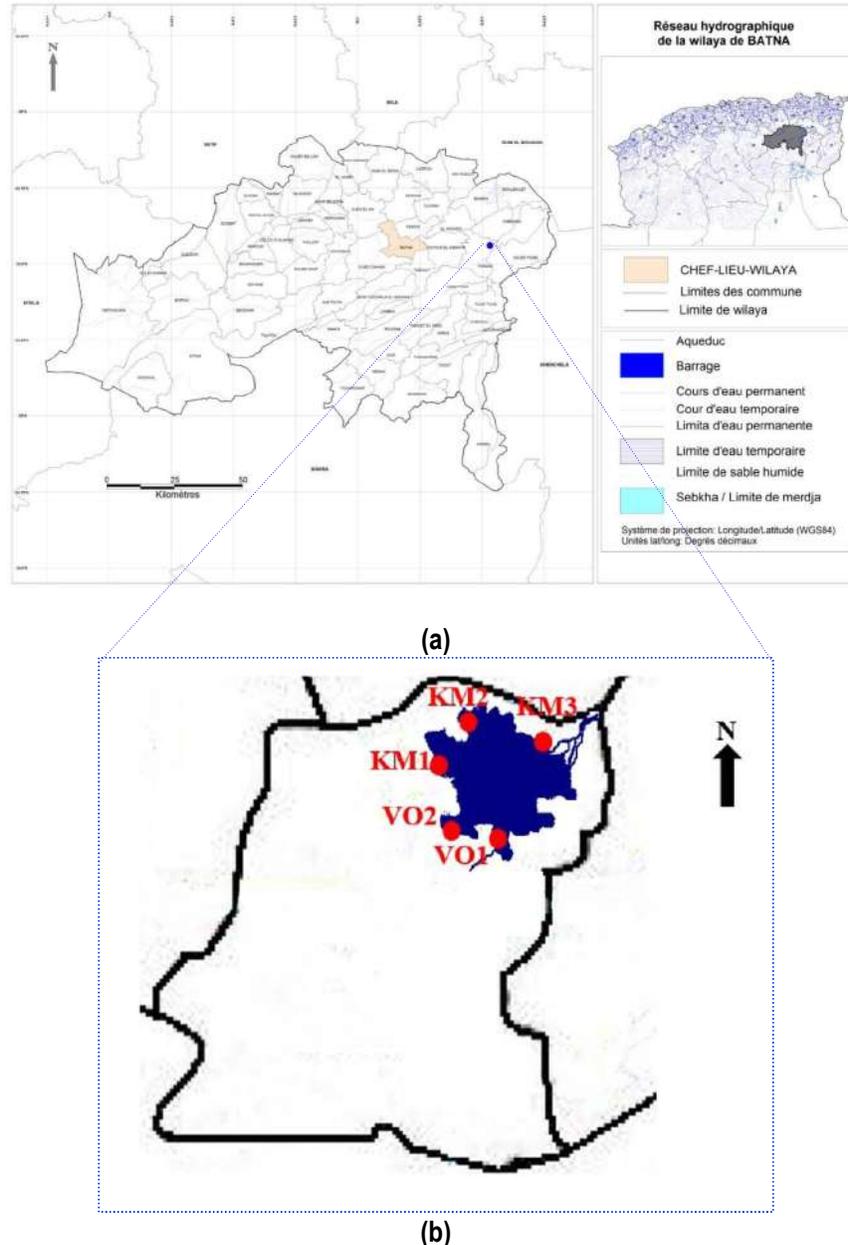
Les activités humaines telles que l'industrialisation, l'urbanisation, l'agriculture, etc., sont la source d'une production de résidus à l'origine de plusieurs types de pollutions dont la dispersion dans l'environnement suscite un grand intérêt de la communauté scientifique mondiale. Parmi ces impuretés, les métaux lourds, présents dans la croûte terrestre, sont libérés par l'altération et l'érosion des roches (Elder, 1988). A l'échelle de la planète, les émissions anthropiques de la plupart des métaux lourds dépassent les flux naturels dans l'environnement (Ramade, 2007). Dans les écosystèmes aquatiques, ils sont transférés au biote dont les poissons, puis aux animaux piscivores et, en bout de chaîne, à l'homme (Chen *et al.*, 2000). Ainsi les ETM peuvent affecter les organismes directement en s'accumulant dans leurs corps ou indirectement par transfert via la chaîne alimentaire (Barnabas *et al.*, 2014). La place des poissons comme importante composante du régime alimentaire humain, engendre des préoccupations relatives aux risques sur la santé (Foxal *et al.*, 2000). Selon (Bonzon *et al.*, 1992), la pêche dans les eaux intérieures constitue une source non négligeable de nourriture. A cette fin, l'appréciation du niveau de contamination des écosystèmes aquatiques par les ETM peut être évaluée dans l'eau, mais surtout dans les sédiments (Martin et Whitfield, 1983 ; Vernet *et al.*, 1989 ; Afri-Mehennaoui *et al.*, 2009 ; Sahli *et al.*, 2014 ; Bhaskar *et al.*, 2016 ; Djeddi *et al.*, 2018 et Keddari *et al.*, 2019) qui constituent un puits à polluants et le transfert vers les organismes aquatiques vivants aussi bien végétaux qu'animaux (Ghrefat et Yusuf, 2006). Les ETM ne sont pas biodégradables et la plupart d'entre eux a

des effets toxiques sur les différents organismes (Macfarlane et Burchett, 2000 ; Storelli *et al.*, 2005). Ils s'accumulent dans la chair des poissons qui peuvent être consommés par l'homme (De Mora et Sheikholeslami, 2002 ; Yilmaz, 2009 ; Rohasliney *et al.*, 2014 ; Makedonski *et al.*, 2015 ; Nadzifah *et al.*, 2017 ; Merhaby, 2018 et Diop *et al.*, 2019). Compte tenu de cette importance, nous avons ciblé notre travail sur le barrage Koudiet Medouar (Batna) qui a été érigé pour renforcer l'activité agricole dans les hauts plateaux de l'Est algérien, la production d'eau potable pour Batna et les villes voisines ainsi que le développement du programme d'aquaculture (Afri-Mehennaoui et Mehennaoui, 2005). Dans ce contexte nous avons évalué le niveau de contamination des sédiments et des organes (muscle, foie et branchies) de deux espèces de poissons (*Hypophthalmichthys molitrix* et *Cyprinus carpio*) peuplant le barrage Koudiet Medouar par quatre métaux (cadmium, cobalt, cuivre et zinc). L'origine de ces métaux dans le barrage est avant tout naturelle, accentuée par les activités anthropiques au sein du bassin versant. Si les oligoéléments, cuivre, zinc et cobalt ont un rôle physiologique connu chez les organismes vivants, le cadmium par contre est exclusivement toxique. Il est important de souligner que le barrage Koudiet Medouar, relativement jeune, constitue une incontournable réserve d'eau douce dans la région de Batna. Il n'a jamais fait l'objet d'étude publiée relative au niveau de la contamination métallique des sédiments et de la faune ichthyenne d'où l'intérêt de la présente investigation, vue l'importance économique et écologique que représente ce barrage pour Batna et sa région.

## MATÉRIEL ET METHODES

**Zone d'étude :** A l'Est de l'Algérie, le barrage Koudiet Medouar, érigé sur l'oued Rebaa, appartient au bassin versant des « Hauts Plateaux Constantinois (07-04) ».

Administrativement, il est localisé à 35 km à l'Est de la wilaya de Batna et à 7 km au Nord-Est de la ville historique de Timgad (figure 1).



**Figure 1.** (a) Carte de la wilaya de Batna (Arour, 2015).  
(b) Localisation des stations de prélèvement sur le pourtour du barrage Koudiet Medouar (Timgad).

Mis à l'eau en 2003, le barrage a une capacité globale de 74 millions m<sup>3</sup> (ANRH, 2015) et draine une superficie de 590 km<sup>2</sup>. A l'Est, les collines de grès de Koudiet Medouar constituent son appui droit (ANB, 2003). Ce réservoir fait partie du grand système de

transfert de Béni Haroun et a pour objectifs d'assurer les besoins en eau potable et industrielle des villes de Batna, Khenchela et Ain Touta ainsi que l'irrigation de plus 15700 ha de terres agricoles dans les plaines de Batna, Chemora, Ain Touta et El Kantara. L'aquaculture

y a débuté en 2004 par un ensemencement avec des alevins provenant de Hongrie puis en 2008 il a été enrichi avec des alevins produits à Sétif en Algérie. Les sites de prélèvement sur les berges du barrage sont sélectionnés en fonction de la fréquentation des lieux par les habitants locaux et leurs animaux. L'eau, les sédiments et les poissons du lac sont échantillonnés sur cinq stations à huit reprises saisonnières entre 2012 et 2014. Les paramètres physico-chimiques de l'eau, température, oxygène dissous, pH et conductivité électrique, sont mesurés *in situ* alors que ceux des sédiments et des poissons sont effectués au laboratoire. Les paramètres, pH, conductivité et matière organique par oxydation, des sédiments sont déterminés sur la fraction inférieure à 2 mm. La fraction inférieure à 63  $\mu\text{m}$  est appréciée, car l'affinité des sédiments fins pour les polluants métalliques est connue, et elle sert à la l'extraction des ETM.

**Prélèvements et traitement des sédiments :** Les sédiments fins fraîchement déposés sont échantillonnés, en raclant la surface (<5 cm) à l'aide d'une cuillère en inox, près des berges et des endroits où le courant est faible à nul. Près de 500 g sont récupérés dans des pots en polyéthylène préalablement décontaminés après un séjour de 48h dans de l' $\text{HNO}_3$  à 10% puis dans de l'eau déminéralisée. Les sédiments sont séchés à 105°C, puis broyés et tamisés à 2 mm et 63  $\mu\text{m}$  et conservés dans des sacs en papier kraft. Le pH des sédiments est mesuré dans le surnageant d'un mélange de sédiments et eau distillée selon un rapport 1/2,5 (AFNOR NF T 90-008, Avril 1953) en utilisant un pH mètre (modèle pH-/LF-Messgeräte). La conductivité électrique (CE) est déterminée dans le surnageant d'un rapport 1/5 de sédiment dans de l'eau distillée par un conductimètre (modèle WTW model LF191 conductimeter) (AFNOR NF ISO X 31-113, 1986). La teneur en matières organiques (Morg) a été déterminée par la méthode d'oxydation sulfochromique (NF ISO 14235. 1998). La séparation des fractions pélitiques (limon, argile) des fractions grossières (sable, gravier) est obtenue par le passage de l'échantillon sur un tamis de 63  $\mu\text{m}$  selon la méthode décrite par Rodier *et al.*, (2009). Les teneurs en ETM, cadmium, cobalt, cuivre et zinc, des sédiments ont été déterminées dans la fraction argilo-limoneuse (<

63 $\mu\text{m}$ ), la plus réactive telle que décrite par Stone *et al.*, (1996).

**Prélèvements et traitement de l'eau :** Les paramètres physiques de l'eau sont mesurés *in situ*. La température, exprimée en °C, est relevée à l'aide d'un thermomètre à sonde de terrain modèle (Eirelec LTD L.E.D digital thermometer Pi-PTC). Le pH est mesuré avec un pH mètre électrométrique (modèle pH- / LF-Messgeräte), (AFNOR NF T 90-008. Avril, 1953). La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'un conductimètre de terrain (WTW model LF 191 conductimeter), les résultats sont exprimés en  $\mu\text{S.cm}^{-1}$  à 20 °C, (AFNOR NF T 90-031. Février, 1973). La concentration en oxygène dissous est déterminée par un oxymètre à sonde (modèle HI 9146, dissolved Oxygen Meter).

**Prélèvements et traitement des poissons :** Les poissons sont pêchés au filet ou nasse et transportés dans une glacière à 4°C. Au laboratoire, après les mesures biométriques de la taille et du poids, les poissons sont disséqués et les organes frais, les branchies, le foie et un morceau du muscle sont séchés à l'étuve à 80°C jusqu'à poids constant et conservés.

**Extraction (des sédiments et poissons) et dosage des ETM :** L'extraction des ETM est effectuée par digestion à l'eau régale (Chiffolleau *et al.*, 2003). La méthode à reflux est utilisée pour la minéralisation diacide des échantillons de sédiments et de poissons dans un mélange de deux acides forts : l'acide nitrique  $\text{HNO}_3$  (63 %) et l'acide chlorhydrique  $\text{HCl}$  (37 %) dans les proportions 1V/3V (AFNOR NF X31-151, 1993). Le dosage des ETM est effectué par Spectrométrie d'Absorption Atomique à flamme de type Shimadzu 6800.

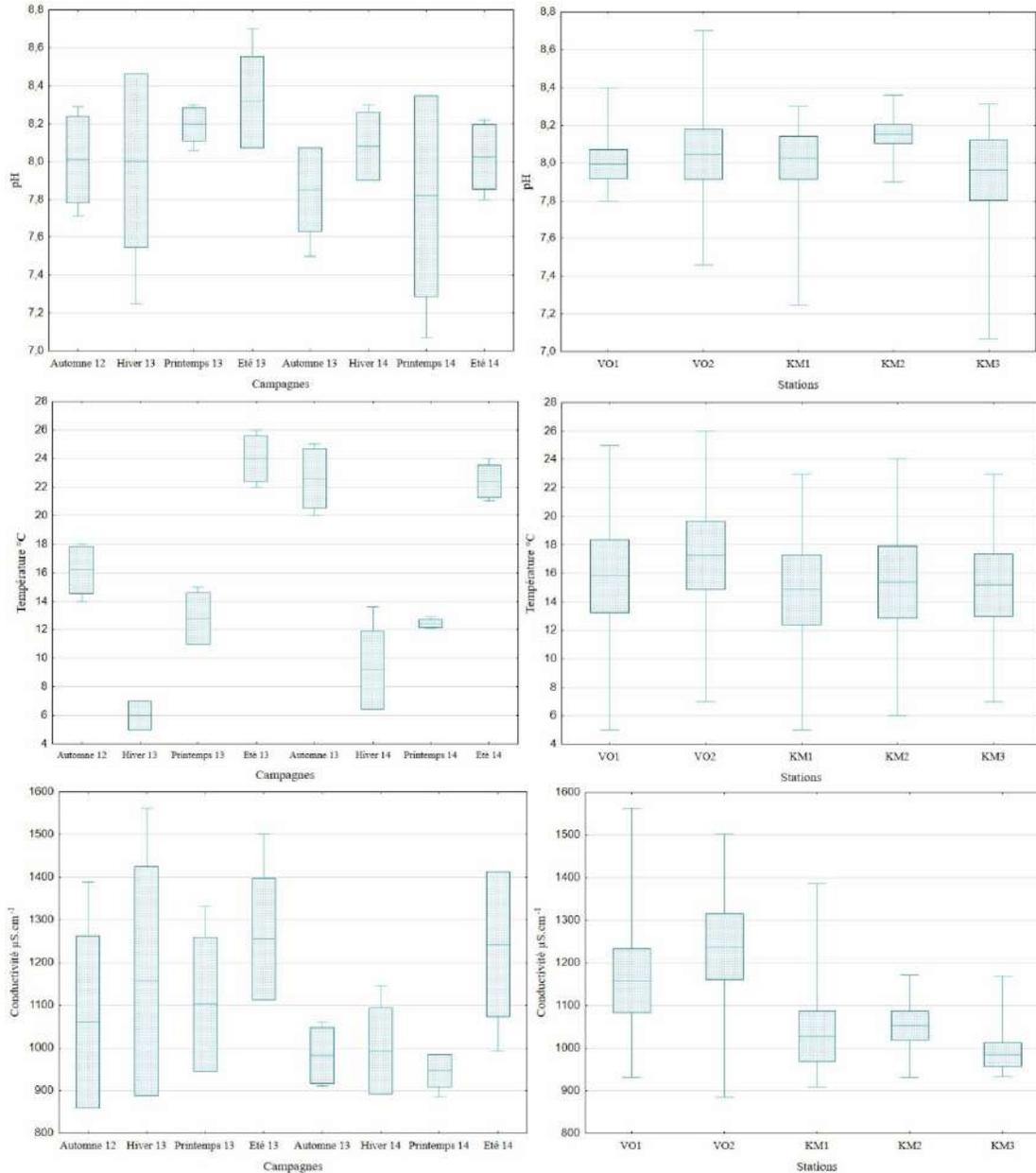
**Analyse statistique :** Afin de faire ressortir les éventuelles relations qui pourraient exister entre les paramètres physico-chimiques du milieu et les teneurs en ETM, des corrélations et des régressions linéaires multiples (MLG) ont été établies. Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été mise en œuvre afin de déceler et d'établir des relations entre les stations d'une part et d'autre part entre les différents paramètres mesurés et analysés, moyennant le logiciel Statistica version 10.

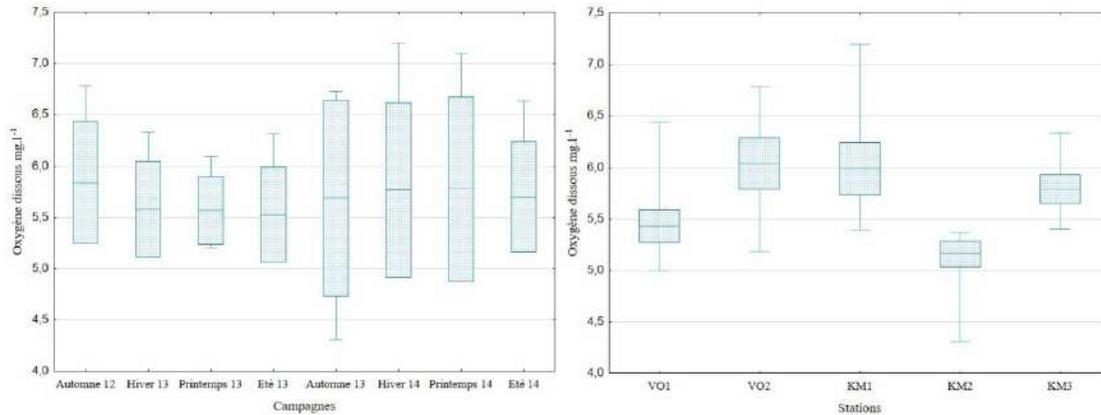
## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### Paramètres physico chimiques

**Eau :** Les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques de l'eau du barrage Koudiet Medouar des huit campagnes et des cinq stations sont

illustrées par la figure 2. L'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux du barrage Koudiet Medouar repose sur la base des critères du SEQ-Eau (2003).



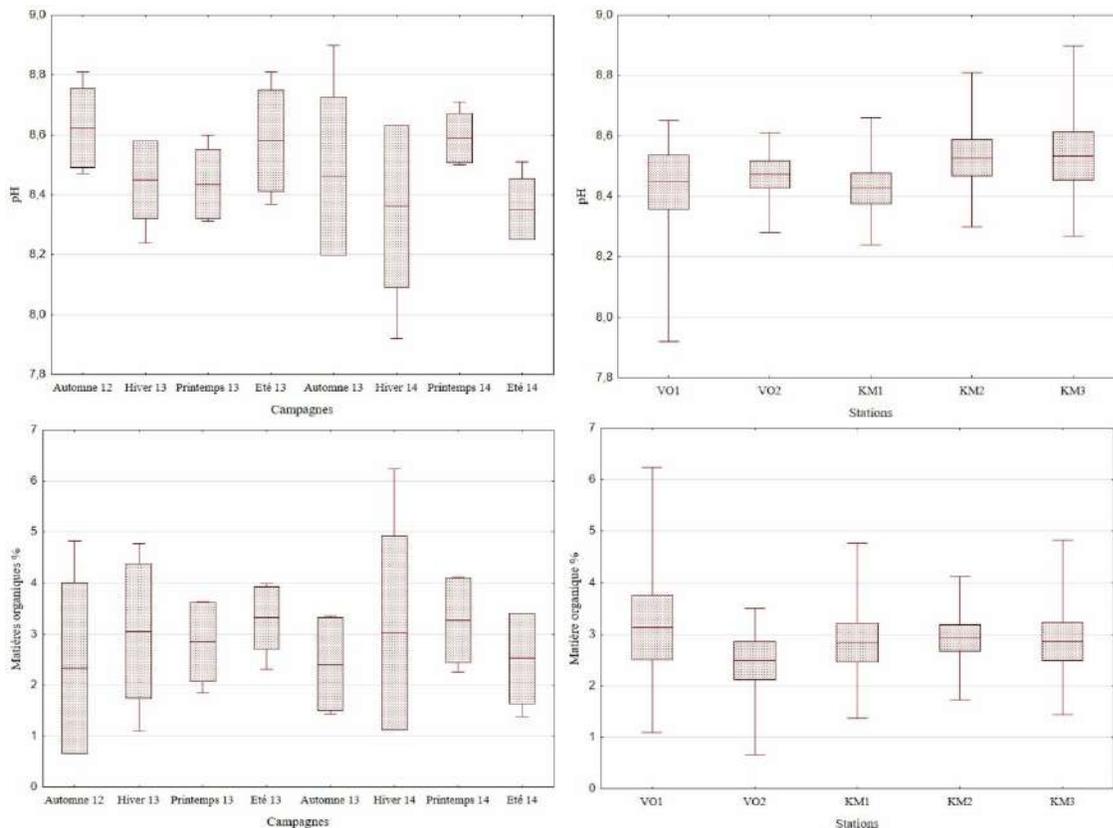


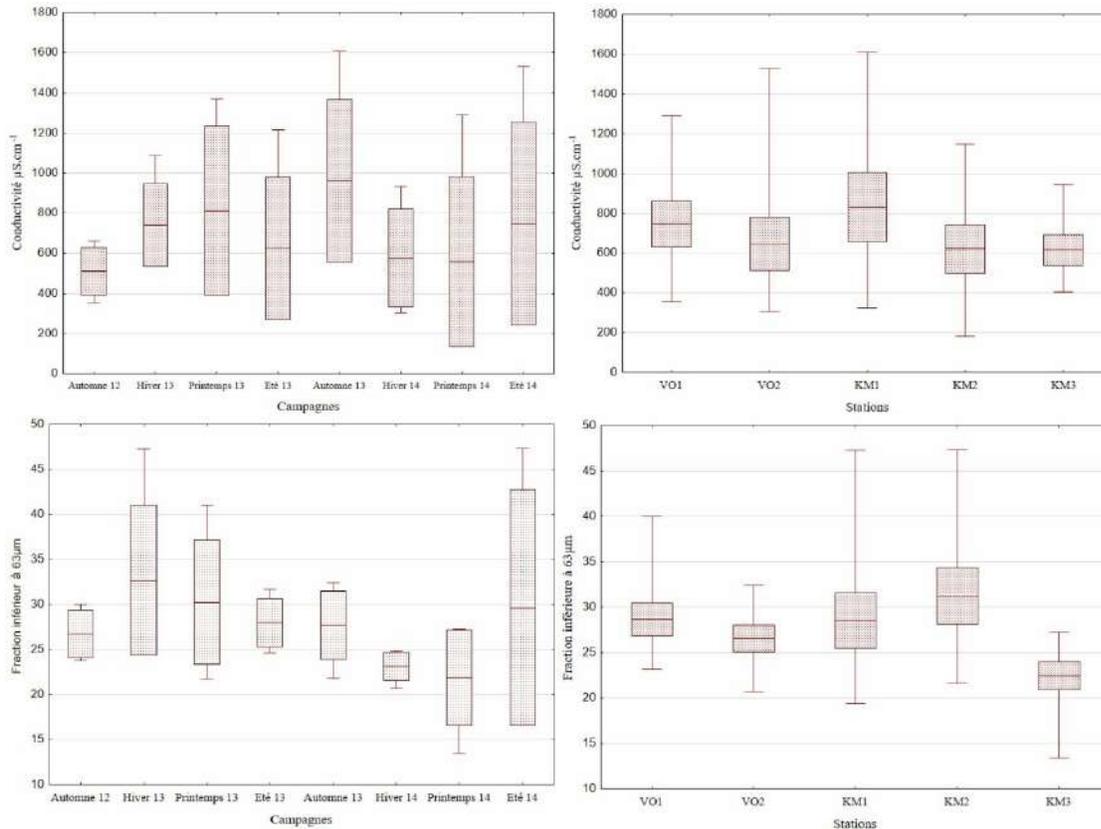
**Figure 2 :** Boîtes à moustaches montrant les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques de l'eau du barrage Koudiet Medouar.

La température de l'eau avec une moyenne de  $15,7\pm 6,2$  °C, fluctue entre 5 °C, enregistrée en hiver 2013 aux stations VO1 et KM1 et 26 °C relevée en été 2013 au point VO2. Elle est saisonnière et reste viable pour les poissons. Le pH faiblement alcalin révèle une très bonne qualité avec une moyenne de  $8,03\pm 0,3$  compatible avec la survie des organismes. La conductivité, généralement élevée, révèle néanmoins une eau de très bonne qualité ; elle est variable dans l'espace et dans le temps, avec une moyenne de

$1092\pm 182$   $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  traduisant une minéralisation élevée. La teneur en oxygène dissous, facteur vital pour la survie des poissons, révèle une aptitude plutôt bonne avec une moyenne de  $5,7\pm 0,6$   $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ; elle varie de 4,3 à 7,2  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (KM2 et KM1) respectivement en août 2013 et hiver 2014.

**Sédiments :** Les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques des sédiments du barrage Koudiet Medouar des huit campagnes et des cinq stations sont illustrées par la figure 3.





**Figure 3 :** Boîtes à moustaches montrant les variations saisonnières et spatiales des paramètres physico-chimiques des sédiments du barrage Koudiet Medouar.

Le pH des sédiments oscille entre 7,9 et 8,9 aux stations VO1 et KM3 et respectivement aux campagnes hiver 2014 et automne 2013, avec une moyenne de  $8,48 \pm 0,2$ . Légèrement alcalin, le pH traduit la nature des sédiments formés sur un substrat carbonaté et argilo-marneux du bassin versant. L'augmentation du pH favorise les groupements carboxyles de la matière organique, hydroxyde des oxydes et des minéraux argileux (Gould, 1978 ; Godfrin, 1990 ; Stone, 1996). La conductivité des sédiments fluctue entre 180 à 1610  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  sous l'effet des apports du ruissellement. La moyenne enregistrée, 692  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , est deux fois plus élevée que celle relevée par Djeddi *et al.*, (2018) pour le barrage Béni-Haroun. Ces valeurs reflètent, ainsi, une forte minéralisation due certainement aux effluents urbains ainsi qu'à la présence d'affleurements de sols relativement salés dans la région ; elle est remarquable à la station KM1 en automne 2013 avec une valeur de 1609  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Les teneurs en matières organiques évaluées par oxydation sulfochromique montrent que les sédiments du barrage peuvent être considérés comme fortement chargés en matière organique notamment ceux prélevés dans les stations à proximité

des rejets urbains, cas de la station VO1 avec 6,3 %. Meybeck (1998) qualifie la proportion de 10 % étant une très forte concentration en matière organique dans les sédiments. En effet, des fluctuations observées au niveau des stations entre la période de crue et la période d'étiage sont peut-être dues au lessivage important des sols par les eaux de pluies et par le retour des eaux d'irrigation des bourgades avoisinant le barrage, riches en substances organiques. Les taux de la fraction sédimentaire inférieure à 63  $\mu\text{m}$  au niveau du barrage Koudiet Medouar fluctuent entre 13,45% pour la station KM3 à 47,34 % pour la station KM1 et KM2. Selon la classification d'Ibouily (COPRAMEX, 2010), la station KM3 est de type « sables moyennement envasés » alors que la station KM1 et KM2 est de type « sédiment très envasé à dominance de sable ». On note un enrichissement en matière organique et en particules fines qui vont jouer un rôle primordial dans la fixation des éléments traces métalliques (ETM). Le modèle linéaire global (MLG) des paramètres physico-chimiques de l'eau et des sédiments (tableau 1), révèle une importante variation spatiale de la conductivité électrique, l'oxygène dissous

et la température de l'eau alors que les autres paramètres (pH eau et sédiment, conductivité des sédiments, fraction < 63µm, matière organique) ne montrent aucune différence entre sites. En revanche, pour la variation saisonnière des paramètres étudiés, les MLG indiquent des différences très hautement significatives pour la température et hautement

significatives pour la conductivité électrique de l'eau. En ce qui concerne l'effet de l'interaction « sites × saisons », aucune différence significative n'a été constatée. Les MLG ont confirmé l'hétérogénéité des paramètres des sédiments dans tous les sites et la période d'étude, sauf pour le taux de la fraction inférieure à 63 µm qui affiche une différence significative entre les stations.

**Tableau 1 :** Variations spatiales et saisonnières des paramètres physico-chimiques de l'eau et des sédiments du barrage Koudiet Medouar testées via le Modèle Linéaire Global (MLG).

Variables	SCE	ddl	F	P	Sig	SCE	ddl	F	P	Sig
	<b>Température</b>					<b>pH de l'eau</b>				
Campagnes	1587,7	7	102,01	0,000	***	0,94	7	1,40	0,24	ns
Stations	28,06	4	3,15	0,02	*	0,17	4	0,44	0,77	ns
Campagnes* Stations	62,25	28	0,99	0,52	ns	2,69	28	0,98	0,52	ns
Résiduels	9859,6	1				2584,05	1			

Variables	SCE	ddl	F	P	Sig	SCE	ddl	F	P	Sig
	<b>Conductivité de l'eau</b>					<b>Oxygène dissous</b>				
Campagnes	487084	7	4,17	0,002	**	0,44	7	0,17	0,98	ns
Stations	341755	4	5,12	0,003	**	4,54	4	3,20	0,02	*
Campagnes* Stations	467070	28	0,99	0,60	ns	9,93	28	0,94	0,71	ns
Résiduels	47757546	1				1290,8	1			

Variables	SCE	ddl	F	P	Sig	SCE	ddl	F	P	Sig
	<b>pH des sédiments</b>					<b>Conductivité des sédiments</b>				
Campagnes	0,38	7	1,74	0,13	ns	799761	7	0,84	0,56	ns
Stations	0,07	4	0,57	0,86	ns	281201	4	0,51	0,72	ns
Campagnes* Stations	0,87	28	0,99	0,53	ns	3804601	28	0,98	0,68	ns
Résiduels	2877,7	1				19150408	1			

Variables	SCE	ddl	F	P	Sig	SCE	56ddl	F	P	Sig
	<b>Matière organique</b>					<b>Fraction &lt; 63µm</b>				
Campagnes	5,13	7	0,46	0,85	ns	452,97	7	1,73	0,14	ns
Stations	1,71	4	0,27	0,89	ns	342,71	4	3,02	0,04	*
Campagnes* Stations	44,04	28	0,98	0,66	ns	1044,5	28	0,99	0,56	ns
Résiduels	324,3	1				30249,4	1			

(SCE: somme des carrées des écarts, ddl : degrés de liberté, F : F-statistiques, P : valeur de probabilité, Sig.: signification statistique.) \*\*\* P < 0,001. \*\* P < 0,01. \* P < 0,05. ns P>0,05.

### Niveau de contamination par les ETM

**Sédiments :** Les concentrations des ETM des sédiments (tableau 2) affichent des fluctuations saisonnières irrégulières. Elles oscillent entre 0,01 et 2,5 mg.kg<sup>-1</sup>ms pour le cadmium, 0,2 et 32,8 mg.kg<sup>-1</sup>ms pour le cobalt, 4,2 et 45 mg.kg<sup>-1</sup>ms pour le cuivre et entre 33,1 et 183,4 mg.kg<sup>-1</sup>ms pour le zinc. C'est au printemps 2013 qu'a été enregistrée la concentration maximale en cadmium (2,5 mg.kg<sup>-1</sup>ms), bien supérieure

aux teneurs naturelles de 1 mg.kg<sup>-1</sup>ms (AEAP, 1990) et 0,2 mg.kg<sup>-1</sup>ms (ABRMC, 1991). Ces résultats avoisinent ceux du lac Fouarat au Maroc (Ben Bouih et al, 2005). Les teneurs du cobalt fluctuent de 0,2 mg.kg<sup>-1</sup>ms à 32,8 mg.kg<sup>-1</sup>ms respectivement au printemps 2013 et l'été 2014, avec une moyenne des huit campagnes de 17±6,8 mg.kg<sup>-1</sup>ms. Pour l'instant au niveau international, le cobalt dans les sédiments est plus rarement déterminé que les autres métaux. Les

teneurs du cuivre sont à 72% inférieures à 31 mg.kg<sup>-1</sup>ms et rendent compte d'une bonne qualité selon SEQ-Eau (2003) en revanche cette moyenne reflète une contamination faible selon AEAP (1990) et ABRMC (1991) et restent néanmoins supérieures aux valeurs proposées par ces deux valeurs guides, qui sont respectivement 15mg.kg<sup>-1</sup>ms et 26 mg.kg<sup>-1</sup>ms, non susceptible à priori d'entraîner des nuisances. Pour le

zinc, les teneurs traduisent des sédiments de bonne qualité selon SEQ-Eau (2003) car seules 13% dépassent 120 mg.kg<sup>-1</sup>ms, alors que 55% des valeurs dépassent la teneur naturelle proposée par AEAP (1990). Le niveau du zinc est comparable aux teneurs rapportées pour la lagune de Ghar El Melh en Tunisie (Azzaoui, 1993) et pour les lacs du delta du Nil (Saad *et al.*, 1985).

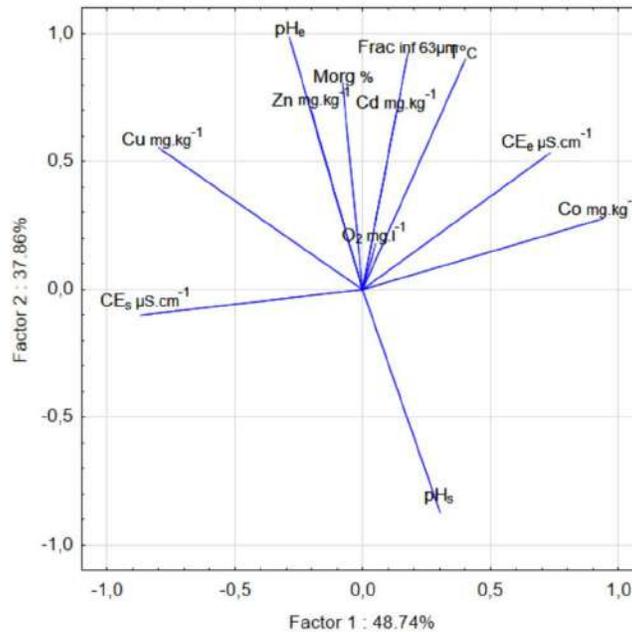
**Tableau 2 :** Teneurs des ETM des sédiments du barrage Koudiet Medouar (moyen ± écart-type) exprimées en mg.kg<sup>-1</sup>.ms (matière sèche).

ETM	Valeurs	Campagnes							
		Automne 2012	Hiver 2013	Printemps 2013	Été 2013	Automne 2013	Hiver 2014	Printemps 2014	Été 2014
Cd	Moy±Et	0,3±0,2	0,4±0,1	0,8±0,9	0,3±0,1	0,4±0,2	0,4±0,3	0,5±0,1	0,4±0,2
	Min-max	0,01-0,5	0,16-0,6	0,3-2,5	0,14-0,6	0,15-0,6	0,03-0,8	0,4-0,6	0,12-0,6
Cu	Moy±Et	29,2±8,6	24,1±3,4	22,2±16,1	33,3±12,4	33,6±5,3	23,1±5,6	13,1±5,7	29±6,4
	Min-max	20-39,1	20-28,9	4,2-36	13,7-45	26,7-39,5	17,4-29,3	8,4-22,5	21,6-39,3
Co	Moy±Et	15,4±7,2	12,7±2,7	15,8±8,8	17,5±6,4	22,1±2,1	15,9±4,9	15,5±5,5	21,1±11,4
	Min-max	8,8-23,6	10,4-17,3	0,2-21,7	6,3-22,8	19,6-25,1	10,4-21,9	7,9-22,4	2,1-32,8
Zn	Moy±Et	99,7±19,5	120,6±9,7	87,6±15,1	88,6±31,7	103,4±9,2	108,4±43,2	85,9±19,3	107,1±6,7
	Min-max	75,9-122,1	108,5-134,1	63-102,3	33,1-110,3	90,7-113,2	74,1-183,4	53,5-104,1	100,2-116,8

La distribution quantitative des teneurs en ETM des sédiments du barrage Koudiet Medouar, suit la hiérarchie suivante : Zn > Cu > Co > Cd. La relative contamination est favorisée par les conditions physico-chimiques du milieu. En effet, le pH alcalin des eaux favorise la précipitation des ETM et limite leur libération dans les eaux, ce qui induit un enrichissement en ETM des sédiments. Les faibles concentrations de métaux observées en saison sèche peuvent s'expliquer par la diffusion de chaque élément dans la phase dissoute, en raison des conditions physico-chimiques (température élevée) et le relargage du matériel particulaire sous l'action des courants (Keumean *et al.*, 2013). Les faibles concentrations pendant la saison pluvieuse pourraient s'expliquer certainement par les phénomènes de dilution qui s'opèrent par des apports de sédiments moins ou non contaminés (Yao *et al.*, 2009 *in* Keumean *et al.*, 2013). Néanmoins, les teneurs déterminées traduiraient une bonne qualité des sédiments, aptes à la vie biologique, selon les classifications de l'AEAP (1990) et du SEQ-Eau (2003). Globalement les résultats relatifs au barrage Koudiet Medouar sont inférieurs à ceux rapportés pour l'oued Rhumel (Afri-Mehennaoui *et al.*, 2006) et oued Boumerzoug (Afri-Mehennaoui *et al.*, 2009). En revanche, les teneurs

déterminées pour le barrage Koudiat Medouar sont supérieures à celles du barrage Sidi Chahed (Abrid *et al.*, 2013). Afin d'établir des relations entre les paramètres physico-chimiques et les métaux et de vérifier la similarité de la source des métaux dans les sédiments du barrage Koudiet Medouar, une matrice de corrélation a été réalisée. Selon les coefficients de corrélation de Persan présentés dans la matrice de corrélation, une corrélation positive très hautement significative entre les éléments métalliques Cu et Co a été constatée, qui reflèterait une éventuelle source commune de ces éléments ainsi que leurs comportements similaires dans le sédiment. De même, une corrélation positive hautement significative entre le Cu et la température d'une part puis entre le Co et la température d'autre part a été notée. La conductivité du sédiment est corrélée négativement et significativement au pH des sédiments. Dans le but de connaître les mécanismes d'enrichissement des sédiments du lac Koudiet Medouar par les ETM et leurs relations avec les paramètres physico-chimiques, nous avons procédé à une analyse en composantes principales (ACP). Cette dernière est effectuée sur une matrice des données constituées de 40 prélèvements (5 stations x 8 campagnes) au cours desquels 12 paramètres ont été

mesurés. La figure 4 représente la projection des variables sur le plan principal F1/F2 qui représente 86,6% de l'information.



**Figure 4 :** Représentation des résultats de l'Analyse en Composantes Principales pour les sédiments et l'eau : Projection des variables (ETM et propriétés physico-chimique) sur le plan F1-F2.

Cette analyse montre que les paramètres qui contribuent le plus à l'édification de l'axe F1 (48.74 % de la variance) sont le Co et la conductivité de l'eau (CEe) en plus de la conductivité électrique des sédiments (CEs) et le Cu qui montrent une corrélation négative significative. L'axe F2 représentant 37,86 % de la variance, exprime un axe de pollution métallique très marqué dans le sens positif et les variables qui contribuent de manière significative à sa formation sont le Zn ( $r = 0,75$ ) > Cd ( $r = 0,73$ ) > Cu ( $r = 0,60$ ) > Co ( $r = 0,45$ ). Ces derniers évoluent dans le même sens positif, ce qui peut traduire leur origine commune. Ils sont également bien corrélés à la fraction sédimentaire fine et à la présence de matière organique, car la nature du sédiment joue un rôle essentiel dans la répartition spatiale des micropolluants, en l'occurrence les ETM. Par ailleurs, l'oxygène est le paramètre qui contribue le moins à la formation des axes. Le pH des sédiments (pHs) s'oppose négativement aux éléments Cu, Zn, Co et Cd sur l'axe F2, ce qui confirme le rôle très important que joue ce dernier dans l'augmentation des teneurs en ETM et leur accumulation dans le sédiment. La matière organique est inversement proportionnelle au pHs, en effet, l'oxydation de la matière organique mène vers une diminution du pHs. Nous avons constaté que le Cd et Zn présentent une

corrélation avec la matière organique ; cette dernière est par conséquent, peu influente sur l'adsorption et l'accumulation du Cu et Co dans les sédiments analysés. En effet, la complexation de ces éléments avec la matière organique tend à augmenter leur solubilité et par la suite, diminuer leur accumulation au sein du sédiment (Ujevic et al, 2000). Cunha et al, (2007) ont affirmé que les facteurs chimiques, mécaniques, biologiques, anthropiques ou naturels, favorisent l'accumulation des ETM dans les écosystèmes aquatiques. Ces ETM sont souvent dépendants des activités agricoles et industrielles (Henry et al, 1989).

**Poissons :** Afin d'apprécier la qualité écologique du barrage, une approche complémentaire reposant sur une analyse biologique est menée. Pour cela deux espèces de cyprinidés pêchées dans le barrage Koudiet Medouar sont utilisées comme bioindicateurs du transfert des ETM vers *Hypophthalmichthys molitrix* et *Cyprinus carpio*. Les mesures biométriques et les teneurs des ETM des branchies, foie et muscle de *C. carpio* et *H. molitrix* sont présentées dans le tableau 3. La taille moyenne la plus élevée est notée chez *C. carpio* et inversement, le poids moyen le plus élevé est relevé chez *H. molitrix*.

**Tableau 3 :** Concentration des ETM (moyenne  $\pm$  écart-type) exprimée en mg.kg<sup>-1</sup> ms des organes de *C. carpio* et *H. molitrix* prélevées dans le barrage Koudiet Medouar et limites admissibles pour les poissons d'eau douce.

	Taille (mm) Moy $\pm$ écart- type	Poids (mg) Moy $\pm$ écart- type		ETM (mg.kg <sup>-1</sup> ms)			
				Moy $\pm$ écart-type			
	(min-max)	(min-max)		Cadmium	Cobalt	Cuivre	Zinc
<i>C. carpio</i>	323 $\pm$ 89 (214-435)	497 $\pm$ 355 (154-1200)	Muscle	0,28 $\pm$ 0,14	1,25 $\pm$ 0,61	3,27 $\pm$ 2,69	77,68 $\pm$ 24,98
			Foie	0,55 $\pm$ 0,53	1,15 $\pm$ 0,40	6,28 $\pm$ 4,08	93,77 $\pm$ 31,05
			Branchies	0,24 $\pm$ 0,22	1,20 $\pm$ 0,85	3,69 $\pm$ 2,52	104,82 $\pm$ 29,27
<i>H. molitrix</i>	297 $\pm$ 152 (150-649)	1028 $\pm$ 1038 (188-3650)	Muscle	0,24 $\pm$ 0,20	1,83 $\pm$ 2,62	1,82 $\pm$ 2,62	77,39 $\pm$ 31,66
			Foie	0,25 $\pm$ 0,20	0,74 $\pm$ 0,78	2,67 $\pm$ 4,06	73,18 $\pm$ 36,89
			Branchies	0,13 $\pm$ 0,13	0,74 $\pm$ 0,79	2,04 $\pm$ 3,15	69,36 $\pm$ 37,32
<b>Limites admissibles dans le poisson (mg.kg<sup>-1</sup> ms)</b>							
<b>World Health Organization (2006).</b>				/	/	3	/
<b>European Union (2001, 2008).</b>				/	/	1	/
<b>Malaysian Food Act (1983).</b>				1	/	30	100
<b>Food and Agriculture Organization (2012).</b>				0,5	/	30	40

Les résultats des analyses métalliques montrent que tous les ETM, Cu, Zn, Cd et Zn sont détectés au niveau des organes, branchies, foie, muscle. L'ordre d'accumulation du Cu, Zn, Cd et Co de chaque organe des deux espèces est le suivant :

\***cadmium** chez *C. carpio* et *H. molitrix* : foie > muscle > branchies ;

\***cobalt** chez *C. carpio* et *H. molitrix* : muscle > branchies > foie.

\***cuivre** chez *C. carpio* et *H. molitrix* : foie > branchies > muscle ;

\***zinc** chez *C. carpio* : branchies > foie > muscle et *H. molitrix* : muscle > foie > branchies.

Nos résultats ont montré que sauf la teneur du cadmium dans le foie du *C. carpio* ne répond pas à la norme de 0,5 mg.kg<sup>-1</sup>ms (FAO, 2012). A l'heure actuelle au niveau international, le cobalt dans les aliments ainsi que dans les eaux de boisson et l'air, n'est pas réglementé. Néanmoins l'Agence française de sécurité sanitaire de l'alimentation (Afssa, actuellement Anses) a proposé, en 2010, une dose journalière tolérable (DJT) de 1,6 à 8  $\mu$ g.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> de cobalt, sur la base des travaux de l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (Efsa). Nous soulignons que la concentration du cuivre dans tous les organes de *C. carpio* excède la norme de 3 mg.kg<sup>-1</sup>ms (WHO, 2006). Dans les organes des deux espèces de poissons, les concentrations du zinc atteignent plus du double de la norme 40 mg.kg<sup>-1</sup>ms (FAO, 2012). Le niveau de contamination ou d'accumulation des ETM par les poissons a retenu l'attention de plusieurs auteurs vu l'éventuel impact sanitaire qu'il peut induire.

\***Les concentrations moyennes en cadmium** de *H. molitrix* et *C. carpio*, s'avèrent supérieures à celles des

poissons du lac Taihu (Rajesh-Kumar et Li, 2018), à celles des poissons du Sungai (Nadzifah *et al.*, 2017), les poissons de la mer Noire (Makedonski *et al.*, 2015) et ceux de la mer Caspienne (De Mora et Sheikholeslami, 2002). Les tissus cibles du Cd comprennent les barrières biologiques (branchies, tractus digestif) et les organes de détoxification (rein et foie). Le muscle n'apparaît pas comme un site de stockage de cet élément (Veron, 1990). Chez les poissons, le cadmium peut troubler l'équilibre ionique en modifiant la perméabilité des membranes cellulaires (Ifremer, 2003).

\***Le cobalt** est détecté dans les trois organes avec des concentrations variables mais elles restent inférieures à celles des poissons de la mer Caspienne (De Mora et Sheikholeslami, 2002 ; Homira, 2011). Selon Adam *et al.*, (2001), le cobalt est retrouvé essentiellement dans les organes externes (peau, branchies), puis le foie et les reins ; le muscle étant le tissu le moins contaminé.

\***La concentration en cuivre** des carpes du barrage Koudiet Medouar est inférieure à celle des poissons du Koycegiz Lac-Mugla (Yilmaz, 2009), mais similaire aux teneurs des tilapias de la région Bangi, (Taweel *et al.*, 2011). Plusieurs auteurs affirment que la chair de poissons présente habituellement un faible potentiel d'accumulation des métaux lourds, tandis qu'il est plus élevé dans le foie et les branchies (Adeyeye et Ayoola, 2013). En effet les branchies sont en contact direct avec l'eau (Storelli *et al.*, 2005). Or l'accumulation du cuivre dans le foie et les branchies par rapport aux muscles peut s'expliquer par la grande activité métabolique de ces deux organes. Les teneurs moyennes n'excèdent pas les limites de la régulation homéostatique qui sont de l'ordre de 50  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>ms (Pyle

*et al.*, 2005). Les faibles concentrations en cuivre au niveau du muscle peuvent être le fait d'un mécanisme de régulation pour les éléments essentiels propre au poisson (Sandor *et al.*, 2001 ; Firat et Kargin, 2010).

\*Les teneurs en zinc enregistrées dans la présente étude restent bien supérieures comparativement à celles communiquées sur le mulot (Laxmi *et al.*, 2011) et sur les poissons du Sungai (Nadzifah *et al.*, 2017). Les concentrations en Zn du muscle des *C. carpio* sont inférieures à celles des autres organes, ce qui évoquera son contrôle au sein du muscle par la régulation homéostatique (Miller *et al.*, 1992). Ainsi, les poissons régulent activement les concentrations en Zn dans les tissus. Par conséquent, les teneurs tissulaires en zinc ne reflètent pas nécessairement les changements de concentration en zinc dans l'environnement (Philips, 1980 ; Rejomon *et al.*, 2010). La matrice de corrélation (nuage de point, figure 5) effectuée entre le poids et la taille des poissons ainsi que la concentration des ETM dans leurs organes,

nous montre respectivement deux corrélations positives hautement significatives ( $r = 0,80$ ,  $p = 0,001$ ) et ( $r = 0,73$ ,  $p = 0,008$ ) entre le cuivre mesuré dans le muscle des *C. Carpio* avec le poids et la taille. En plus une corrélation positive significative ( $r = 0,58$ ,  $p = 0,04$ ) entre le cobalt mesuré dans le foie des *H.molitrix* et leurs poids. Cela signifie que, lorsque le poids des carpes augmente, il y a bioaccumulation du cuivre dans le muscle des *C. Carpio* et cobalt dans le foie des *H.molitrix*. Les tendances sont inversées chez *H. molitrix*, qui comportait le plus gros poisson de notre étude (2,750 kg). La concentration des métaux diminuait dans les organes avec l'âge, cette aptitude à la diminution de la concentration des métaux lourds, dans les gros poissons, a été soulignée dans les travaux de Pourang *et al.*, (2005). Ces auteurs expliquent cette observation par l'effet de dilution avec la croissance et l'échange d'ions dans les milieux du poisson.

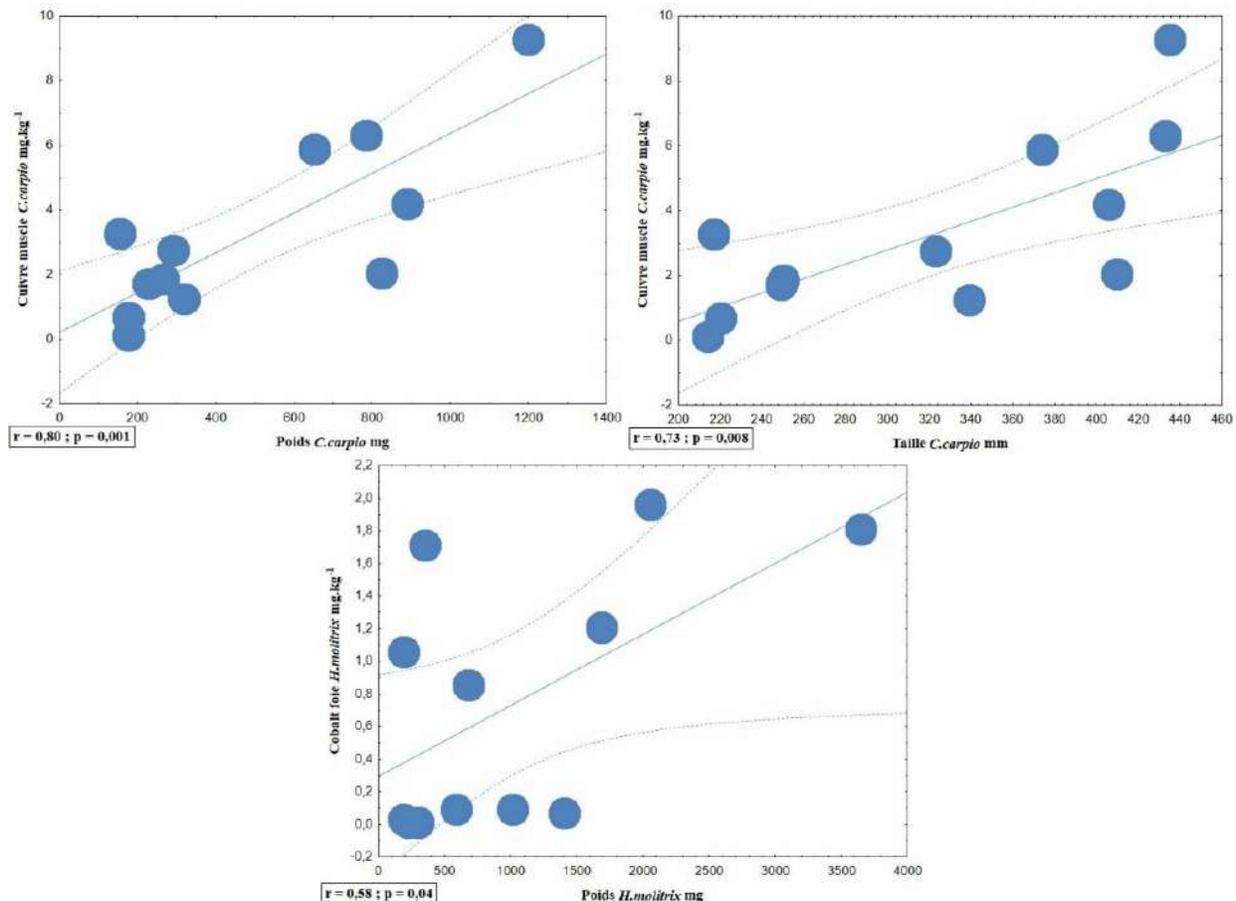


Figure 5 : Nuage de point des concentrations des métaux (cuivre et zinc mg/kg) avec le poids (mg) et taille (mm) des *C. Carpio* et *H.molitrix*.

## CONCLUSION

Les niveaux des ETM détectés dans le foie, muscle et branchies suggèrent que les poissons sont capables de concentrer les métaux dans leur corps à partir du milieu aquatique. Les sédiments du Lac Koudiet Medouar sont contaminés par le zinc qui est transféré aux poissons, *C. carpio* et *H. molitrix* révélant des niveaux excédant la norme FAO, mais inversement, les teneurs restent en dessous des normes EU, WHO, et MFA. Chez *H. molitrix* l'accumulation des ETM diminue avec l'âge. Le muscle ou chair des poissons étant la partie comestible s'avère être relativement la moins contaminée par le cadmium, le cuivre, le zinc et le cobalt alors que le foie et les branchies sont éliminés avec les viscères. La contamination par les ETM des sédiments du barrage Koudiet Medouar est surtout d'origine anthropique

## REMERCIEMENTS

Cette étude est réalisée dans le cadre des Projets de Recherche de Formation Universitaire (PRFU) (DOOL02UN 250120180001). Les auteurs remercient le laboratoire de Biologie et Environnement de

provenant de l'agglomération et des activités agricoles avoisinantes. La contamination des poissons *Hypophthalmichthys molitrix* et *Cyprinus carpio*, très appréciés et consommés par les populations locales pourrait exposer les consommateurs à des nuisances sanitaires dues au risque d'accumulation de ces métaux dans l'organisme. Le risque ne se limite pas à l'homme mais également aux animaux à régime piscivore car ces plans d'eau attirent de nombreux oiseaux endémiques et occasionnels. L'Algérie est connue pour ses nombreux couloirs de passage des oiseaux migrateurs se déplaçant de l'Afrique vers l'Europe et la région Est, riche en zones humides, attire de nombreuses espèces.

## RÉFÉRENCES

- Abrid D, El Hmaidi A, Abdallaoui A, Essahlaoui A, 2013. Variation spatiale des concentrations en éléments traces métalliques dans les sédiments de la retenue du barrage Sidi Chahed (Meknès, Maroc). *European Journal of Scientific Research*. **106** : 503-511.
- ABRMC, 1991. Pollution du Rhône. Synthèse des connaissances ministère de l'environnement français. **7** (71470), 26 pp.
- Adam C, Baudin J P, Garnier-Laplace J, 2001. Kinetics of <sup>110</sup>mAg, <sup>60</sup>Co, <sup>137</sup>Cs and <sup>54</sup>Mn bioaccumulation from water and depuration by the crustacean *Daphnia magna*. *Water Air Soil Poll.* **125**: 171-188.
- Adeyeye A, Ayoola P B, 2013. Heavy metal concentrations in some organs of african catfish (*Clarias gariepinus*) from Eko-Ende dam, Ikirun, Nigeria. *Continental J. Applied Sciences*. **8**(1) : 43-48. doi:10.5707/cjappls.2013.8.1.43.48.
- AEAP, 1990. Annuaire de la qualité des sédiments du Bassin Artois Picardie (1985-1990). Agence de l'Eau Artois Picardie France.
- AFNOR, 1953. Essais des eaux. Mesure électrochimique du pH avec l'électrode de verre. NF- T 90-008.
- AFNOR, 1973. Essais des eaux. Détermination de la résistivité ou de la conductivité électrique. NF-T 90-031.
- AFNOR, 1986. Qualité des sols. Détermination de la conductivité électrique d'un extrait aqueux de terre. NF X 31-113, (Septembre, 1986).
- AFNOR, 1993. Qualité des sols. Sols, sédiments, boues de station d'épuration - Mise en solution d'éléments métalliques en traces (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) par attaques acides. NF X 31-151, (Juin, 1993).
- Afri-Mehennaoui, F.Z., Mehennaoui, S. 2005. Qualité écologique des cours d'eau dans l'est algérien : cas de l'oued Rhumel dans le Constantinois. Deuxième Congrès Méditerranéen : Ressources en eau dans le Bassin Méditerranéen : WATMED 2. Marrakech, Maroc. 14-17 Novembre, Proceeding CD-Rom.
- Afri-Mehennaoui F Z, Sahli L, Mehennaoui S, 2006. Assessments of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel River by using multivariate analysis. *Environmetrics*. **15** : 435-446.
- Afri-Mehennaoui F Z, Sahli L, Mehennaoui S, 2009. 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 nasturtiumaquaticum*. Sciences & Technologie. **29** (7) : 45-55.
- ANB, 2003. Agence nationale des barrages. El moudjahid - ISSN 1111-0287- 2011, N°14184.
- Arour E, 2015. [En ligne] URL : <http://decoupageadministratifalgerie.blogspot.com/2015/01/reseau-hydrographique-BATNA.html>, consulté le 10/08/2018 à 08 :00 pm.
- Azzaoui S, 1993. Géochimie de certains métaux lourds dans les sédiments de la lagune de Ghar El Melh. DEA dissertation. University of Tunis II, Tunisia.
- Ben Bouih H, Nassali H, Leblans M, Shiri A, 2005. Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc). Afrique Sci. **1** (1) : 109-125. doi.org/10.4314/afsci.v1i1.35403.
- Bhaskar J, Saikia G, Parthasarathy R, Borah R, Borthakur R, 2016. Raman and FTIR Spectroscopic Evaluation of Clay Minerals and Estimation of Metal Contaminations in Natural Deposition of Surface Sediments from Brahmaputra River. International Journal of Geosciences. **7** : 873-883.
- Bonzon A, Breuil C, 1992. Propriétés pour l'aménagement et la planification du développement des pêches continentales dans la région du sahel. FAO. Rapp sur la pêche, 133p.
- Chen C Y, Stemberger R S, Klau B, Blum J D, Pickhardt C, Folt C L, 2000. Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. Limnol. Oceanogr. **45** (7) : 1525-1536.
- Chiffolleau J F, Auger D, Chartier E, Grouhel A, 2003. Dosage de certains métaux traces dans les organismes marins par absorption atomique. Plouzane. Ifremer, 36p.
- COPRAMEX, 2010. Suivi du milieu marin et impact sanitaire du Rejet de la station d'épuration de martigues. Avril. rapp finale, 27p.
- Cunha D G F, Helena F C, Maria D C C, Adriana C P M, Roseli F B, 2007. Comparison between some trace and heavy metals concentration in sediments of a river and a natural wetland system in Ribeira do Igape basin, Sao Polo State, Brazil. Engenharia Ambiental - Espirito Santo do Pinhal. **4**: 032-053.
- De Mora S D, Sheikholeslami M R, 2002. ASTP: Contaminant screening program: Final report: Interpretation of Caspian Sea sediment data, Caspian Environment Program (CEP), pp 1-27.
- Diop C, Diatta A, Ndiaye A, Cabral M, Toure A, Fall M, 2019. Teneurs en métaux traces des eaux et poissons de cinq étangs de Dakar et risques pour la santé humaine. Journal of Applied Biosciences **137**: 13931 - 13939.
- Djeddi H, Kherief-Nacereddine S, Keddari D, 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.
- Elder J F, 1988. Metal Biogeochemistry in Surface-Water system- A review of Principles and Concepts. 1013, United States Geological Survey, 50p.
- European Union (EU), 2001. Commission Regulation as Regards Heavy Metals, Directive, 2001/22/EC, 466.
- European Union (EU), 2008. Setting maximum levels for certain contaminants in food stuffs. Official Journal of the European Union L 173. Commission Regulation (EC), 629.
- FAO (Food and Agriculture Organization), 2003. From Heavy Metal Regulations Faolex. Retrieved 2012. Disponible à <http://faolex.org/docs/pdf/eri42405.pdf>.
- Firat O, Kargin F, 2010. Individual and combined effect of heavy metals on serum biochemistry of Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. **58**: 151-157.
- Ghrefat H, Yusuf N, 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. Chemosphere. **65** (11) : 2114-2121.
- Godfrin J M, Bladel R V, 1990. Influence du pH sur l'adsorption du cuivre et du zinc par les sols. Sci du sol. **28**: 15-26.
- Gould M S, Genetelli E J, 1978. Heavy metal complexation behaviour in anaerobically digested sludges. Water Res. **12**: 505- 512.
- Henry J L, Mac-Gibbon S, Davis G, Mackay R M, Moldan G S, 1989. Heavy metals, carbon, and hydrocarbons in the sediments of Table Bay Harbour. Special report. Republic of South Africa. Department of Environment Affairs. Sea Fisheries Research Institute, pp 1-26.

- Homira A, Mehry H, Willy B, 2011. Trace Metals Analysis in the Sediments of the Southern Caspian Sea. *Journal of the Persian Gulf (Marine Science)*. **2** (6): 1-12.
- Keddari D, Afri-Mehennaoui F Z, Sahli L, Mehennaoui S, 2019. 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) : 990-998.
- Keumean K N, Bamba S B, Soro G, Soro N, Metongo B S, Biemi J, 2013. Concentration en métaux lourds des sédiments de l'estuaire du fleuve Comoé à Grand-Bassam (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*. **61**: 4530-4539.
- Makedonski L, Katya-Peycheva K, Stancheva M, 2015. Determination of some heavy metal of selected black sea fish species. *Food Control*, pp 1-6.
- Martin J M, 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.
- Merhaby D, Ouddane B, Net S, Halwani J, 2018. Assessment of trace metals contamination in surficial sediments along Lebanese Coastal Zone. *Marine Pollution Bulletin*. **133**: 881-890.
- Meybeck M, 1998. Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated by the river Seine basin. *Hydrobiologia*. **1** (20): 373-374.
- MFA, 1983. *Malaysian Food Act, Malaysian Food and Drug*. MDC Publishers Printer Sdn. Bhd. Kuala Lumpur.
- Miller W J, Hagemann S, Reiter E, Pinsker W, 1992. P-element homologous sequences are tandemly repeated in the genome of *Drosophila guanche*. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* **89** (9): 4018-4022.
- Nadzifah Y, Muhammad N A R, Muhamad N H, Aishatul A A H, Mazira M, 2017. Determination of Cadmium and Zinc Concentration in Fish and Water from Sungai Kelantan. *World Applied Sciences Journal*. **35** (9) : 1808-1815.
- NF ISO 14235, 1998. Qualité du sol. Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique.
- Philips D J H, 1980. Quantitative biological indicators: their use to monitor trace metal and organochlorine pollution, Applied Science Publishers, London, pp 412-455.
- Pourang N, Nikouyan A, Dennis J H, 2005. Trace element concentrations in fish, surficial sediments and water from northern part of the Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*. **109**: 293-316. doi:10.1007/s10661-005-6287-9.
- Pyle G G, Rajotte J W, Couture P, 2005. Effects of industrial metals on wild fish populations along a metal contamination gradient. *Ecotoxicol Environ. Saf.* **61**: 287-312.
- Rajesh-kumar S, Li X, 2018. Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology Reports*. **5** : 288-295.
- Ramade F, 2007. *Introduction à l'écotoxicologie. Fondements et applications*. Paris : Lavoisier, TEC et DOC, 618p.
- Rejomon G, Nair M, Joseph T, 2010. Trace metal dynamics in fishes from the southwest coast of India. *Environ. Monit. Assess.* **167** :243-255.
- Rodier J, Legube B, Merlet N, Col, 2009. *L'Analyse de l'eau*. Eds. Dunod. Paris. 9ème Eds, p. 1579
- Rohasliney H, Tan H S, Noor M, Zuhartini M D, Tan P Y, 2014. Determination of Heavy Metal Fishes from the lower reach of Kelantan River, Kelantan, Malaysia. *Tropical Life Sciences Research*. **25**: 21-39.
- Saad M A, Mc Comas S R, Eisenreich S J, 1985. Metals and chlorinated hydrocarbons in surficial sediments of three Nile Delta lakes, Egypt. *Water Air Soil Pollut.* **24** (1) : 27-39. doi.org/10.1007/BF00229517.
- Sahli L, El HadeF-El Okki M, 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** (35): 333-343.
- Sandor Z S, Csengeri I, Oncsik M, Alexis M N, Zubcova E, 2001. Trace metal levels in freshwater fish, sediment and water. *Environmental Science and Pollution Research*. **8** (4): 265-268.
- SEQ-Eau, 2003. *Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau*. Version 2. MEED & Agences de l'eau. Développement Durable Paris. 40 p.
- Stone M, Droppo I G, 1996. Distribution of lead, copper and zinc in size fractionated river bed sediment in two agricultural catchments of

- southern Ontario, Canada. Environmental Pollution. **93**: 353-362.
- Storelli M M, Giacomini-Stuffler R, Storelli A, Marcotrigiano G O, 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. Marine Pollution Bulletin. **50**: 993-1018.
- Taweel A, Shuhaimi-Othman M, Ahmad A K, 2011. Heavy metals concentration in different organs of tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from selected areas of Bangi, Selangor, Malaysia. African Journal of Biotechnology. **10** (55): 11562-11566.
- Ujevic I, Odzi N, Baric A, 2000. Trace metal accumulation in different grain size fractions of the sediments from a semi- enclosed bay heavily contaminated by urban and industrial wastewaters. Wat. Res. **34** (11): 3055-3061.
- Vernet J P, Favarger P Y, Dominik J, 1989. Chronological evolution of heavy metal contamination of Klingnau basin sediments (Aar watershed, Switzerland). In: J. P. Vernet (ed.): Heavy metals in the environment. CEP Consultants. Edinburgh, pp 234-238.
- Veron J, 1990. New Scleractinia from Japan and other Indo-West Pacific Countries. Galaxea. **9**: 95-173.
- World Health Organisation (WHO), 2006. Guidelines for Drinking Water Quality, Recommendation. Geneva 1, 130 p.
- Yilmaz F, 2009. The comparison of heavy metal concentrations (Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn) in tissues of three economically important fish (*Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus* and *Oreochromis niloticus*) inhabiting Koycegiz Lake-Mugla (Turkey). Turk. J. Sci. Technol. **4** (1): 7-15.

## Evaluation du niveau de contamination par le Cuivre et le Chrome des sédiments du barrage Koudiat Medouar de Timgad Batna (Algérie)

I. Smatti-Hamza<sup>\*1,2</sup>, F-Z. Afri-Mehennaoui<sup>1</sup>, D. Keddari<sup>1</sup>, S. Mehennaoui<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratoire Biologie et Environnement, Université Frères Mentouri Constantine1, Algérie.

<sup>2</sup> Laboratoire ESPA, Université Hadj Lakhdar, Batna1, Algérie.

\*Corresponding author: hamza.imane@yahoo.fr; Tel.: +213 00 00 00 ; Fax: +21300 00 00

### ARTICLE INFO

#### Article History :

Received : 27/11/2018

Accepted : 01/07/2019

#### Key Words:

Metallic trace elements; sediment; fresh water; physicochemical parameters; pollution.

#### Mots Clés :

Éléments traces métalliques ; sédiment ; eau douce ; paramètres physicochimiques ; pollution.

### ABSTRACT/RESUME

**Abstract:** The objective of the present study is to evaluate the distribution of two metallic trace elements (MTE) of Koudiat Medouar dam sediments; it was located in the east of the Batna city in Algeria. This study concerned five stations, selected at strategic locations on the banks of the dam and sampled four times during 2012 and 2013. We have determined parameters, pH, electrical conductivity, organic matter and fraction less than 63 $\mu$ m. Then we have also evaluated the contamination level of the dam by copper and chrome in the sedimentary matrix. Copper (Cu) and chromium (Cr) average concentrations in sediments vary widely from one station to another and from one campaign to another, with chromium and copper values of 108 $\pm$ 104 mg/kg and 27.2 $\pm$ 11,2 mg/kg, respectively. The statistical treatment of the data reveals that there is no correlation between the two elements Cu and Cr.

**Résumé :** L'objectif de la présente étude est d'évaluer la distribution de deux éléments traces métalliques (ETM) des sédiments du barrage Koudiat Medouar localisé à l'est de la wilaya de Batna en Algérie. Cette étude a concerné cinq stations, sélectionnées en des lieux stratégiques sur les berges du barrage et échantillonnées à quatre reprises au cours des années 2012 et 2013. Les paramètres, pH, conductivité électrique, teneur en matière organique et fraction inférieure à 63 $\mu$ m, des sédiments ont été déterminés. Puis le niveau de contamination du barrage par le cuivre et le chrome, a été déterminé dans la matrice sédimentaire. les teneurs moyennes des sédiments sont très variables d'une station à l'autre et d'une campagne à l'autre, les valeurs du chrome et cuivre sont respectivement 108 $\pm$ 104 mg/kg et 27,2 $\pm$ 11,2 mg/kg. Le traitement statistique des données révèle l'absence de corrélation entre les deux éléments Cu et Cr.

### I. Introduction

L'eau, élément vital, constitue une source indispensable à de multiples usages. Son importance demande pour l'économie ne cesse de croître alors que son approvisionnement devient de plus en plus difficile à acquérir [1].

En Algérie, de nombreuses infrastructures hydrauliques (barrages, réseaux de raccordement et d'assainissement...) ont été conçues. Cependant la disponibilité de l'eau par habitant risque d'être de plus en plus réduite si une partie de ces ressources est rendue inutilisable par les pollutions. De ce fait, il s'avère indispensable de veiller sur sa qualité qui

peut être évaluée par des analyses physiques, chimiques et biologiques [2].

La santé publique exige un contrôle rigoureux de la qualité de l'eau car celle-ci est susceptible d'engendrer des altérations catastrophiques des écosystèmes terrestres, aquatiques et même sur la santé des populations. Dans les systèmes aquatiques, les sédiments sont étudiés pour leur rôle d'indicateur de contamination du milieu, vu leur pouvoir d'ancrage des polluants, particulièrement les éléments traces métalliques (ETM), et engendrent alors un réservoir voire une source importante de contamination pour les eaux [3].

La pollution de l'environnement aquatique par les substances toxiques, est l'un des problèmes majeurs auxquels doivent faire face les sociétés. Ces

polluants, tels que les ETM, contaminent les systèmes aquatiques à partir de sources ponctuelles et/ou diffuses (eaux de drainage, eaux usées, lessivages des routes et terres agricoles) [4, 5].

Le constat aujourd'hui est dramatique en particulier pour les écosystèmes aquatiques. Il existe en effet des échanges très importants entre les différentes phases (aqueuse, solide et biotique) du milieu aquatique ce qui favorise la distribution des ETM entre l'eau, les sédiments et les organismes vivants. Les contaminants qui atteignent ces milieux constituent toujours un problème environnemental majeur. En effet, la concentration de la plupart de ces contaminants (ETM) s'élève parfois jusqu'à des niveaux qui sont toxiques pour la vie aquatique tant dans l'eau que dans les sédiments [6].

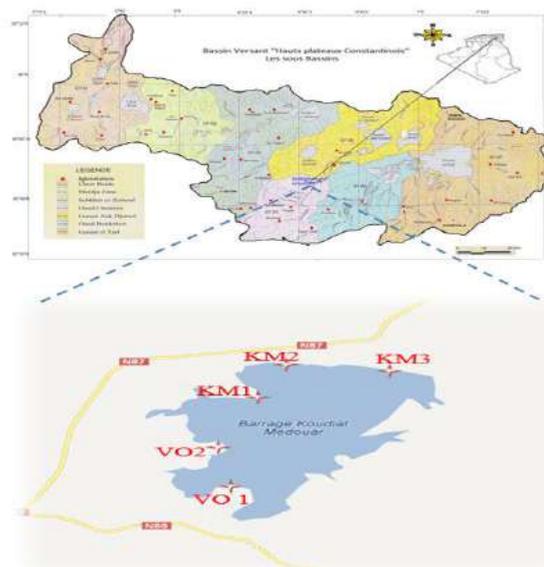
Il est donc très important d'étudier le sort des ETM dans les différents compartiments abiotiques et biotiques et de déterminer les mécanismes qui conditionnent leurs propagations, leurs capacités de bioaccumulation et leurs dangereux effets sur les différents niveaux biologiques.

L'utilité des eaux des barrages réside principalement dans leurs multiples usages domestiques, agricoles et industriels etc. Ainsi le contrôle de leur qualité et de leur état de pollution s'avère incontournable [7]. Les oueds et barrage du bassin de Koudiat Medouar, sont principalement affectés par effluents des activités humaines (pratiques agricoles, activités industrielles, rejets domestiques...). Vu l'importance de ces ressources hydriques dans la région, nous avons porté notre intérêt au barrage Koudiat Medouar de Timgad (wilaya de Batna) qui a été édifié pour renforcer l'agriculture dans les hauts plateaux de l'Est algérien et pour la production d'eau potable destinée à la ville de Batna et ses voisins (Khenchela, Oum el Bouaghi et Biskra). Il est à signaler que le barrage Koudiat Medouar n'a jamais fait l'objet d'étude publiée relative à la qualité et la contamination métallique de ses sédiments.

## II. Matériel et méthodes

### II.1. Présentation de la zone d'étude

Le barrage Koudiat Medouar est situé à 35 km de Batna et à 7 km au nord-est du site historique de Timgad (ruines romaines). Ses coordonnées Lambert sont : longitude 06°24'E et latitude 35°3'N définissant un point sur le barrage où la côte de l'oued est à environ 956 m d'altitude. Le barrage présente des pentes assez fortes drainées par les massifs montagneux qui prennent naissance à l'amont à la jonction de deux oueds : Oued Taga et Oued Seba Regroud. Mis à l'eau officiellement, en 2003, avec une capacité initiale de 69 hm<sup>3</sup>, le barrage a pour objectif principal, la mobilisation des ressources hydriques du bassin d'oued Chemorah, afin de contribuer à satisfaire les besoins en eau potable. En plus de ce principal objectif, le barrage de Timgad constitue un aire de loisirs; il est donc sujet à une forte fréquentation surtout en période estivale. Les eaux du barrage constituent également un lieu préféré pour les amateurs de la pêche. Les sédiments et l'eau du barrage ont été échantillonnés sur cinq stations à quatre reprises en 2012-2013 et analysés.



**Figure 1.** Localisation du barrage Koudiat Medouar (Timgad) dans le bassin versant des Hauts Plateaux Constantinois (ABH-CSM, 2010) [8] et des stations de prélèvement des échantillons

### II.2. Description des stations:

Le choix des points d'échantillonnage repose sur leur variable fréquentation par les habitants des localités avoisinantes et leurs animaux :

KM1 : zone de végétation et sable (plus ou moins fréquentée par l'homme et les animaux).

KM2 : zone plus ou moins rocheuse (faiblement fréquentée par les humains et les animaux).

KM3 : située près de la digue (la moins fréquentée par l'homme).

VO1 : embouchure du barrage (arrivée des eaux de l'oued Rebaa, source principale du barrage, c'est une station plus ou moins fréquentée par l'homme et les animaux).

VO2 : rivage du barrage (le plus fréquenté par les humains et plus ou moins fréquenté par les animaux, présence de champs de cultures).

Outre les ETM, principal objectif de cette étude, des analyses complémentaires sont entreprises pour cerner la physico-chimie du milieu dans sa globalité. Préalablement aux analyses, les sédiments ont été séchés à 105°C jusqu'à poids constant, puis broyés dans un mortier en porcelaine et tamisés à 2 mm et 63 µm. Sur la fraction inférieure à 2 mm des sédiments, nous avons déterminé le pH, la conductivité électrique (CE), la matière organique par oxydation (MO). Les teneurs en chrome et cuivre des sédiments ont été évaluées dans la fraction argilo-limoneuse (<63 µm). Cette fraction, la plus importante quantitativement et la plus réactive [6], a été appréciée car les sédiments fins fixent préférentiellement les polluants métalliques. L'extraction des ETM a été effectuée par digestion humide à l'eau régale (3V HCl + 1V HNO<sub>3</sub>) par la méthode de chauffage à reflux. Le dosage des ETM a été effectué par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) à flamme de type Shimadzu 6800.

La reproductibilité du protocole d'extraction des ETM dans les sédiments a été vérifiée à l'aide de l'analyse de standards internationaux (Lake Sediment Reference Materials, LKSD-1 N°1065).

Les valeurs trouvées sont comprises dans des niveaux certifiés par CCRMP (Projet Canadien de Matériaux de Référence).

**Tableau 1.** Résultats de l'analyse des ETM du sédiment de référence (LKSD-1)

	Valeur certifiée (mg/kg)	Valeur déterminée (mg/kg)	Taux de récupération (%)
Cr	12	12	100
Cu	44	43	98

### II. 3. Analyses statistiques

Pour le traitement statistique des résultats nous avons procédé à des corrélations entre les différents paramètres. Les relations entre les éléments analysés ont été testées en utilisant le coefficient de Pearson avec une signification statistique fixée à  $p < 0,05$  par le logiciel Statistica 10.

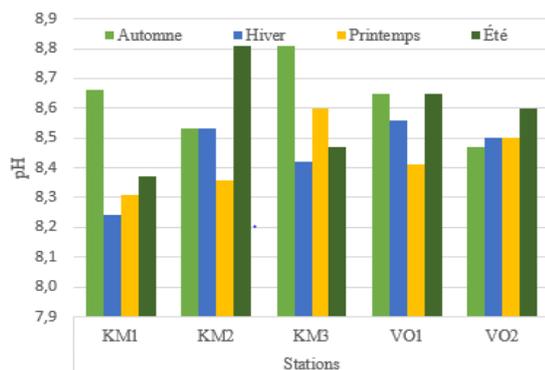
### III. Résultats et discussion

#### III.1. Paramètres physico-chimiques des sédiments

Les résultats des analyses physico-chimiques sont présentés dans le Tableau 2. Les variations spatio-temporelles des 5 stations et 4 campagnes de prélèvement sont illustrées par les Figures 2 à 7.

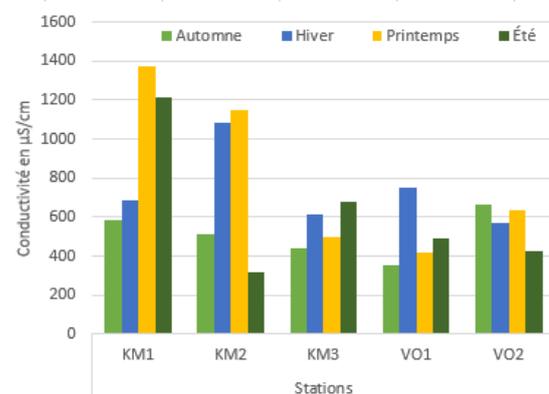
**Tableau 2.** Résultats des analyses physico-chimiques (moyenne, écart-type, minimum et maximum, médiane) des sédiments des cinq stations du barrage Koudiat Medouar lors des quatre campagnes de prélèvement.

	min	Moy ±ET	max	med
pH	8,2	8,5±0,1	8,8	8,5
Ce (µS/cm)	319	672±300	1370	599
M.O (%)	0,6	2,9±1,1	4,8	3
Frac <63µm(%)	21,7	29,4±5,7	47,2	28,8
Cu (mg/kg)	4,2	27,2±11,2	44,8	30
Cr (mg/kg)	11,6	108±104	471	86



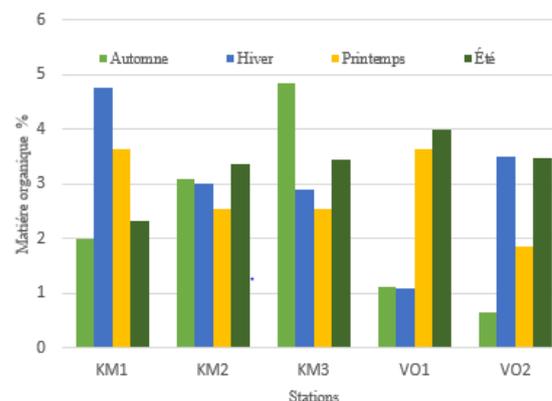
**Figure 2.** Variation spatiale et saisonnière du pH des sédiments du barrage Koudiat Medouar.

Le pH des sédiments du barrage Koudiat Medouar, légèrement alcalin (Figure 2), traduit bien la nature des sédiments, dominée par les terrains calcaires et argileux. Les variations du pH ne dépassent pas l'unité au cours des 4 campagnes de prélèvement, et reflètent le pouvoir tampon des sédiments. L'augmentation du pH favorise les groupements carboxyles de la matière organique, hydroxyde des oxydes et des minéraux argileux [9, 10, 11]. Le pH des sédiments est comparable aux résultats rapportés par Keddari et al [12] pour l'oued Boumerzoug, et Djeddi et al pour le barrage Béné-Haroun [13].



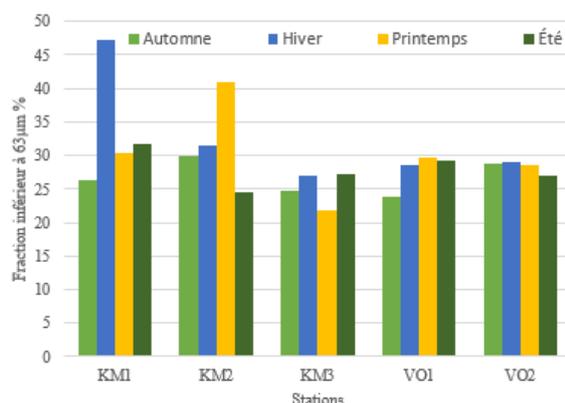
**Figure 3.** Variation spatiale et saisonnière de la conductivité électrique des sédiments du barrage Koudiat Medouar

La conductivité des sédiments du barrage Koudiat Medouar oscille entre 319 et 1370 µS/cm (Figure 3). Notons, que des valeurs relativement importantes ont été enregistrées au niveau des stations KM1 et KM2 reflétant ainsi une forte minéralisation. Ceci peut être attribué aux rejets urbains auxquels s'ajoute la salinité des sols drainés par les eaux de l'oued Rebaa. Par ailleurs, la conductivité électrique varie considérablement d'une campagne de prélèvement à l'autre, surtout pour KM1 et KM2, sous l'effet des apports du ruissellement et de l'évaporation qui concentre les eaux.



**Figure 4.** Variation spatiale et saisonnière des teneurs en matière organique des sédiments du barrage Koudiat Medouar.

Les teneurs en matière organique des sédiments (Figure 4) restent faibles à moyennes. Dans l'ensemble des prélèvements, elles varient de 0,65 % (VO2 en automne) à 4,83 % (KM3 en automne). La matière organique naturelle joue un rôle important dans le comportement et le transport des ETM dans les environnements aquatiques [14]. Les teneurs de la matière organique dans les sédiments 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. Cette dernière peut avoir lieu par des apports en éléments nutritifs favorables pour la productivité du phytoplancton, ajouté à cela un faible hydrodynamisme et/ou une faible hauteur de la colonne d'eau qui favorise le dépôt de la matière organique [15] après la mort des organismes végétaux et animaux. Nos résultats montrent qu'ils existent des fluctuations saisonnières; ces dernières peuvent être liées aussi à l'agressivité des hautes eaux résultantes aux événements pluvieux qui arrachent les dépôts de sédiments et vase par « effet de chasse » [16].



**Figure 5.** Variation spatiale et saisonnière de la fraction inférieure  $63\mu\text{m}$  des sédiments du barrage Koudiat Medouar

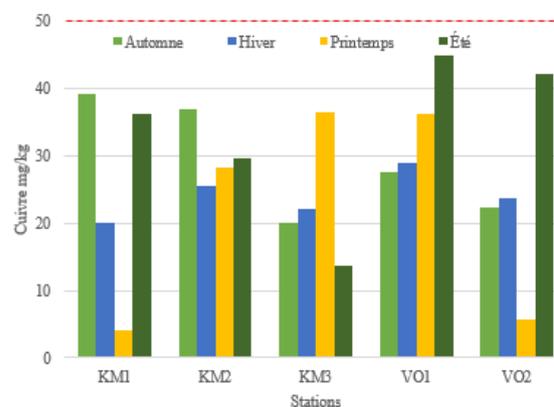
Les valeurs enregistrées de la fraction péltique ( $<63\mu\text{m}$ ) au niveau du barrage Koudiat Medouar fluctuent entre 21,74% déterminées pour la station KM3 à 47,26% pour la station KM1. On note de faibles fluctuations saisonnières à l'exception de l'hiver et printemps dans KM1 et KM2 respectivement. Cette hausse est probablement liée aux différences de la morphologie, de la nature de la roche mère, et des types d'occupation des sols de chaque bassin des oueds alimentant le barrage. Selon la classification d'Ibouily (en % de fractions fines  $<63\mu\text{m}$ ) la station KM3 est de type « sables moyennement envasés » alors que la station KM1 est de type « sédiment très envasé à dominance de sable ». On note l'enrichissement en matière organique et en particules fines qui vont jouer un rôle primordial dans la fixation des éléments traces métalliques.

### III. 2. Niveau de contamination des sédiments par les éléments trace métalliques

#### \*Cuivre

Les teneurs en cuivre sont variables d'une campagne à l'autre. Ainsi, des teneurs assez élevées ont été obtenues au niveau la station VO1 (Figure

6) riche en cuivre (45 mg/kg) par rapport aux autres stations de prélèvement. Globalement, les teneurs en cuivre ne reflètent aucune contamination des échantillons analysés. La moyenne naturelle mondiale étant de l'ordre de (50  $\mu\text{g/g}$ ) [17]. En outre, si nous comparons nos résultats avec ceux obtenus par [3, 13], ces stations sont assez chargées en Cu. Comparativement aux données de la grille du Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau (SEQ-Eau), les sédiments du barrage Koudiat Medouar sont de « qualité bonne » [19]. La comparaison de nos résultats aux valeurs de références [20], nous permet de dire que 85% des stations de prélèvement révèlent des sédiments dont les teneurs en cuivre sont supérieures à la valeur naturelle (15  $\mu\text{g/g}$ ). Cependant, la contamination par le cuivre est absente ou faible, non susceptible à priori d'entraîner des nuisances (N1). La présence du cuivre est attribuée essentiellement au lessivage des terrains et éventuellement aux rejets urbains affectant le barrage.

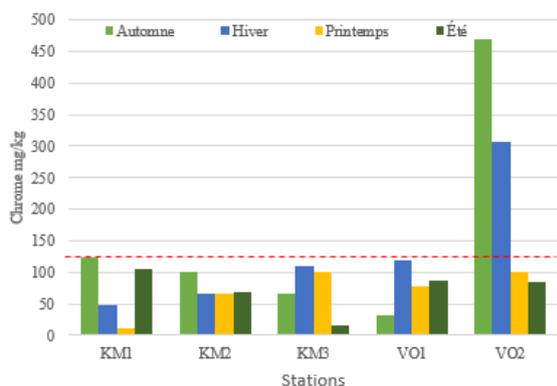


**Figure 6.** Variation spatiale et saisonnière des teneurs en cuivre des sédiments du barrage Koudiat Medouar

#### \*Chrome

Les teneurs en chrome reflètent une situation normale pour 85 % des échantillons prélevés si on les compare à la moyenne naturelle mondiale (120  $\mu\text{g/g}$ ), proposée par Thomas et Meybeck en 1992 [17]. La moyenne du chrome (108 mg/kg) est considérée comme "passable" en termes de qualité des cours d'eau (SEQ-Eau) [19]. Comparativement à la classification de l'AEAP (1990) [20], les sédiments analysés se classent au niveau N1. La contamination est donc faible, non susceptible à priori de causer des nuisances [20]. Les teneurs des quatre campagnes sont similaires à celles rapportées par [18] mais elles sont inférieures à celles déterminées par [12].

Cependant la teneur en chrome des sédiments de la station VO2 atteint la valeur inquiétante de 471 mg/kg (Figure 7) lors de la campagne estivale. Elle est 15 fois supérieure à la teneur considérée comme naturelle (30  $\mu\text{g/g}$  [20]) et 4 fois supérieure à la moyenne naturelle mondiale [17]. En plus des constituants géochimiques, cette station (VO2) est affectée par les rejets domestiques mais surtout par les eaux de lavage des véhicules très fréquent à cet endroit du barrage et qui contribueraient à un éventuel enrichissement en chrome [13].



**Figure 7 :** Variation spatiale et saisonnière des teneurs en chrome des sédiments du barrage Koudiat Medouar

Les teneurs des deux ETM sont préoccupantes car selon les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce au Québec [22], les teneurs en cuivre enregistrées sont classées comme CSE : Concentration seuil produisant un effet ; tandis que les valeurs du chrome sont CEF : Concentration d'effets fréquents sur les organismes aquatiques.

La comparaison des concentrations en métaux obtenues dans les échantillons de sédiments du barrage Koudiat Medouar, montre que les concentrations les plus importantes se trouvent dans les stations VO1 pour le cuivre et VO2 pour le chrome. La distribution quantitative des teneurs en Cr est supérieure à celle du Cu. D'après les variations spatio-temporelles des concentrations en cuivre et en chrome, les fortes valeurs en période estivale et début automnale sont dues probablement à la décantation et au piégeage dans les sédiments de ces éléments véhiculés par les rejets d'effluents domestiques et les activités anthropiques, accentués par le faible débit des cours d'eau en cette période. Cependant les quelques faibles teneurs en cuivre et en chrome peuvent être expliquées par la diffusion des deux éléments dans la phase dissoute, en raison des conditions physico-chimiques du milieu (température élevée, forte salinité, anoxie) [23]. Des corrélations ont été réalisées afin d'établir des relations entre les différents paramètres et de vérifier la similarité de la source des métaux dans les sédiments du barrage Koudiat Medouar. Selon le coefficient de corrélation de Pearson, une corrélation positive hautement significative ( $r=0,47$  ;  $p < 0,05$ ) existe entre la fraction péloïdique et la conductivité. Une corrélation négative, hautement significative existe entre la conductivité et le pH ( $r=-0,63$  ;  $p < 0,05$ ) et très hautement significative entre la fraction fine et le pH ( $r = -0,71$  ;  $p < 0,001$ ). Par contre, il n'existe pas de corrélation entre les teneurs du Cu et Cr, suggérant que leurs origines ne sont pas communes.

#### IV. Conclusion

La contamination, localisée en fonction du point de prélèvement, du barrage Koudiat Medouar par le Cu et le Cr est induite par les diverses et multiples activités anthropiques au sein du bassin versant. Les effluents domestiques, les activités industrielles, le transport, l'agriculture et autres sources, vont engendrer des pollutions par le Cu, le Cr ou les deux ETM dont les sources diffèrent. Les métaux dissous ne traduisent pas clairement le niveau de pollution par les ETM car ces derniers, en présence de particules minérales et organiques migrent vers le fond et se déposent dans les sédiments, véritable réservoir pour les polluants les plus divers. Ils jouent alors un rôle dans le stockage puis la propagation spatiale et temporelle des contaminants lors de leur remise en suspension.

Les informations fournies par les teneurs métalliques seules restent insuffisantes pour évaluer l'impact environnemental sur les systèmes aquatiques puisque les ETM sont présents sous différentes formes chimiques dans les sédiments. Dans ce sens, des examens biologiques complémentaires permettraient d'apprécier le niveau de transfert des ETM vers les organismes vivants d'où leur biodisponibilité et d'en évaluer les conséquences écotoxicologiques.

#### V. Références

1. Kettab, A. ; Mitiche, R. ; Bennaçar, N. De l'eau pour un développement durable : enjeux et stratégies. *Revue des sciences de l'eau* 21(2008) 247-256.
2. Afri-Mehennaoui, F.Z.; Mehennaoui, S. Qualité écologique des cours d'eau dans l'est algérien : cas de l'oued Rhumel dans le Constantinois. *Deuxième Congrès Méditerranéen Ressources en eau dans le Bassin Méditerranéen WATMED 2, Marrakech, Maroc, 14-17 Novembre, (2005)*.
3. Teissier, E. Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. *Thèse de doctorat en science à l'université de Toulon, (2012)* 292.
4. Abdel-Khalek, A.; Elhaddad, I.; Mamdouh, S.; Saed Marie, M. 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 (2016) 227-239.
5. Dahri, N.; Atoui, A.; Ellouze, M.; Abida, H. Assessment of streambed sediment contamination by heavy metals: The case of the Gabes Catchment, South-eastern Tunisia. *Journal of African Earth Sciences* 140 (2018) 29-41.
6. Sahli, L.; El Hadeif El Okki, M.; Afri-Mehennaoui, F.Z.; Mehennaoui, S. Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments : cas du bassin Boumerzoug (Algerie). *European Scientific Journal* 35 (2014) 333-343.
7. 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.
8. Agence du bassin hydrographique Constantinois-Seybousse-Mellegue. Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M. 14 (2010).
9. Stone, M.; Droppo, I.G. Distribution of lead, copper and zinc in size fractionated river bed sediment in two agricultural catchments of southern Ontario, Canada. *Environmental Pollution* 93 (1996) 353-362.

10. Gould, M.S.; Genetelli, E.J. Heavy metal complexation behavior in anaerobically digested sludges. *Water Res* 12 (1978) 505- 512.
11. Godfrin, J.M.; Bladel, R.V. Influence du pH sur l'adsorption du cuivre et du zinc par les sols. *Sci du sol* 28 (1990) 15-26.
12. Keddari, D.; Afri-Mehennaoui, F.-Z.; Sahli, L.; Mehennaoui, S. Evaluation de la qualité Biologique et de la contamination par le plomb et le chrome des sédiments de l'oued Boumerzoug (Constantine, Algérie). *Fourth International Conference on Energy, Materials, Applied Energetics and Pollution. Proceeding ICEMAEP* 2018, April 29-30.
13. Kadja, M.; Zaatri, A.; Chemani, H.; Bessaih, R.; Benissaad, S.; Talbi, K. (Eds.). Constantine, Algeria. (2018) 1045-1052.
14. 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.
15. Benedetti, M.F.; Milne, C.J.; Kinniburgh, D.G.; Riemsdijk, W.H.; Koopal, L.K. Metal-ion binding to humic substances-Application of the nonideal competitive adsorption model. *Environ Sci Technol* 29 (1995) 446-457.
16. COPRAMEX. Suivi du milieu marin et impact sanitaire du Rejet de la station d'épuration de martigues. Avril (2010) rapport finale p.27.
17. Afri 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, Univ Mentouri, Constantine, (2006) 267.
18. Thomas R. et Meybeck M. *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, (1992)121-170.
19. Xu, J.; Chen, Y.; Zheng, L.; Liu, B.; Liu J.; Wang, X. Assessment of Heavy Metal Pollution in the Sediment of the Main Tributaries of Dongting Lake, China. *Water* 10 (2018) 1008-1060.
20. SEQ-Eau. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Version 2. MEED & Agences de l'eau. *Développement Durable Paris* (2003) 40.
21. AEAP, Annuaire de la qualité des sédiments du Bassin Artois Picardie (1985-1990). *Agence de l'Eau Artois Picardie France* (1990).
22. Weng, H.; Zhang, X.; Chen, X.; Wu N. The stability of the relative content ratios of Cu, Pb and Zn in soils and sediments. *Environ Geol* 45 (2003) 79-85.
23. Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. (2008) 39.
24. Van Den Berg, M.G. Complex formation and the chemistry of selected trace elements in estuaries. *Estuaries* 16 (1993) 512-520.

**Please cite this Article as:**

Smatti-Hamza I., Afri-Mehennaoui F.-Z., Keddari D., Mehennaoui S. Evaluation de la contamination par le Cuivre et le Chrome des sediments du Barrage Koudiat Medouar de Timgad, Batna (Algerie), *Algerian J. Env. Sc. Technology*, 6:2 (2020) 1348-1353

<b>Nom : Hamza Ep Smatti</b> <b>Prenom : Imane</b>	<b>Date de soutenance : 2020</b>	
<b>N°d'ordre : .....</b> <b>Série : .....</b>		
<b>Thème :</b> <b>Qualité écologique, niveau de contamination métallique</b> <b>du barrage Koudiet Medouar (Timgad)</b> <b>et transfert des ETM vers les produits de la pêche</b>		
<b>Résumé</b> <p>Les milieux aquatiques contiennent naturellement des éléments traces métalliques (ETM) provenant directement ou indirectement de l'altération chimique et l'érosion mécanique des roches mères, auxquelles s'ajoute une origine anthropique (agricole, industrielle et ménagère). Les ETM, sous forme dissoute et surtout particulaire peuvent s'accumuler dans le compartiment sédimentaire, véritable puits à polluants, et contaminer les organismes végétaux et animaux peuplant le milieu. Le manque de données sur la santé écologique du barrage Koudiet Medouar a motivé notre intérêt pour son investigation.</p> <p>L'objectif de la présente étude est d'évaluer le niveau de la contamination récente par les éléments traces métalliques (ETM) des sédiments superficiels du barrage de KM et de son principal affluent Oued Rebaa, et leur transfert vers les produits de la pêche ainsi que la qualité hydrobiologique de cet écosystème. Cette étude est réalisée sur 9 stations dont 6 choisies d'amont en aval d'Oued Rebaa et 3 au niveau du barrage KM. Huit campagnes d'échantillonnage portant sur les mesures physiques <i>in situ</i> de l'eau, le prélèvement des sédiments, de la faune macroinvertébrée et piscicole ont été effectuées sur 2 années de septembre 2012 à juillet 2014. L'approche analytique a concerné la caractérisation physico-chimique des sédiments (teneur en eau, matière organique, pHs, conductivité électrique et calcaire total, déterminés sur la fraction inférieure à 2 mm) et leurs teneurs en 8 ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn sur la fraction inférieure à 63µm) dosés par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme. Le transfert des ETM a été déterminé dans les branchies, le foie et les muscles de 4 espèces de poissons, <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>, <i>Cyprinus carpio</i>, <i>Barbus sitifensis</i> et <i>Alburnus alburnus</i>. L'approche biologique a visé la biodiversité de la faune macroinvertébrée benthique et le calcul de l'indice biotique (IB) traduisant la qualité écologique du milieu.</p> <p>Les sédiments du barrage KM et de l'oued Rebaa, légèrement alcalins, sont caractérisés par une conductivité électrique élevée, une charge moyenne en matière organique et élevée en carbonates. Les concentrations pseudo-totales en ETM des sédiments affichent l'ordre d'abondance suivant : Mn &gt; Zn &gt; Cr &gt; Cu &gt; Co &gt; Pb &gt; Ni &gt; Cd. La répartition spatio-temporelle des ETM révèle des teneurs naturelles pour le Co, le Pb, le Ni et le Mn. La contamination par le Cd, le Cr, le Cu et le Zn, est mise en évidence et affecte l'ensemble des stations. L'indice de géoaccumulation (Igeo), le facteur de contamination (FC), l'indice de la charge de pollution (PLI), l'indice de pollution sédimentaire (IPS) et le degré de contamination (Dc) révèlent des contaminations polymétalliques dominées par deux ou plusieurs éléments dans les stations où baignent les poissons du barrage ; Cd, Cr, Cu et Zn étant les plus préoccupants. Les mêmes résultats sont confirmés par le facteur de risque écologique (Re), l'indice de risque écologique (IR) et les critères de toxicité (TEC : Threshold Effect Concentration et PEC : Probable Effect Concentration) qui montrent que le Cd, Cr, Cu et Zn sont les éléments concernés par les effets fréquents et/ou occasionnels sur la faune benthique. La qualité hydrobiologique d'Oued Rebaa et du barrage KM, exprimée par l'Indice Biotique traduit une situation de perturbation remarquable, illustrée par un appauvrissement de la biodiversité faunistique et la diminution de l'IB de 10/10 à 2/10 de l'amont vers l'aval.</p> <p>La qualité des produits de la pêche est évaluée via le niveau de contamination de la faune ichtyologique du barrage de Koudiet Medouar. La hiérarchie des teneurs moyennes en ETM dans <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>, <i>Cyprinus carpio</i>, et <i>Alburnus alburnus</i> est la suivante : Zn &gt; Mn &gt; Cr &gt; Cu &gt; Pb &gt; Co &gt; Ni &gt; Cd. Tandis que <i>Barbus sitifensis</i>, l'ordre d'abondance est comme suit : Zn &gt; Mn &gt; Cr &gt; Cu &gt; Co &gt; Pb &gt; Ni &gt; Cd. Les teneurs déterminées dans les branchies du <i>C. caprio</i> et <i>H. molitrix</i> dépassent les valeurs critiques de contamination par le Zn, alors que le foie de <i>C. caprio</i> et <i>B. setifensis</i> accumule le Cd. Les valeurs critiques du Cd dans le muscle d'<i>A. alburnus</i> et le risque qu'il présente pour la santé humaine le rendent impropre à la consommation. Le niveau d'accumulation des ETM augmente avec l'âge et la taille des poissons.</p>		
<b>Mots clés :</b> sédiment, éléments traces métalliques, macroinvertébrés, poissons, barrage de Koudiet Medouar, Oued Rebaa		
<b>Laboratoire de Biologie et Environnement</b> <b>Département de Biologie Végétale et Ecologie</b> <b>Université Frères Mentouri Constantine 1</b>		
<b>Présenté devant le jury :</b>		
<b>Président</b>	Mr Hamidechi Mohamed Abdelhafid	Professeur, UFM Constantine1
<b>Directrice de Thèse</b>	Mme Afri-Mehennaoui Fatima-Zohra	Professeur, UFM Constantine 1
<b>Examinatrice</b>	Mme Rached Oualida	Professeur, ENSB Constantine 3
<b>Examineur</b>	Mr Bensouilah Mourad	Professeur, UBM Annaba
<b>Examinatrice</b>	Melle Sahli Leila	MCA, UFM Constantine 1
<b>Examineur</b>	Mr Meradi Salah	MCA, ISVSA Batna1