

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université des Frères Mentouri Constantine1



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Département de Biologie et Ecologie Végétale

N° d'ordre : 140/DS/2019

N° de série : 08/EV/2019

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Science

Filière: Ecologie végétale

Spécialité: Ecologie végétale

Thème

**Niveau de contamination par les ETM des sédiments
du barrage Béni Haroun et des oueds qui l'alimentent :
transfert vers la faune**

Présenté et soutenu par : Hamssa Djeddi Epouse Bouatia

Devant le jury

Président :

Hamidechi Mohamed Abdelhafid Professeur Université Frères Mentouri Constantine 1.

Rapporteur :

Afri-Mehennaoui F-Zohra Professeur Université Frères Mentouri Constantine 1.

Examineurs :

Meddour Abderrafik	Professeur Université Badji mokhtar	Annaba.
Bensouilah Mourad	Professeur Université Badji mokhtar	Annaba
Bounamous Azzedine	MCA Centre universitaire Abdelhafid Boussouf	Mila.
Sahli Leila	MCA Université Frères Mentouri	Constantine1.

Année universitaire 2018 - 2019

La clef de toutes les sciences est sans contredit le point d'interrogation. Nous devons la plupart des grandes découvertes au « comment ? », et la sagesse dans la vie consiste peut être à se demander, à tout propos, « pourquoi ? ».

Honoré de Balzac.

«Les êtres vivants ne peuvent construire et maintenir leur existence, leur autonomie, leur individualité, leur originalité que dans la relation écologique, c'est-à-dire dans et par la dépendance à l'égard de leur environnement ; d'où l'idée alpha de toute pensée écologisée : l'indépendance d'un être vivant nécessite sa dépendance à l'égard de son environnement ».

Edgar Morin (La Méthode, tome I).

*Mon petit poisson !
Tes écailles cachent des trésors.
Grâce à toi, j'explore plus encore
Les arcanes des plaisirs de l'esprit.
Mon avenir se glisse dans ton sillage :
De belles heures, pleines et entières,
A étudier, à t'étudier.*

Françoise Vignet-Gagnoulet

Remerciements

En tout premier lieu, je remercie le bon Dieu, tout puissant, de m'avoir donné la force pour survivre, ainsi que l'audace pour dépasser toutes les difficultés.

A l'issue de la rédaction de cette recherche, je suis convaincue que la thèse est loin d'être un travail solitaire. En effet, je n'aurais jamais pu réaliser ce travail sans le soutien d'un grand nombre de personnes dont la générosité, la bonne humeur et l'intérêt manifestés à l'égard de ma recherche m'ont permis de progresser dans cette phase délicate de « l'apprenti-chercheur ».

Je tiens à remercier vivement ma directrice de thèse professeur Afri-Mehennaoui F-Zohra pour la confiance qu'elle m'a témoignée en acceptant la direction scientifique de mes travaux. Je suis reconnaissante de m'avoir fait bénéficier tout au long de ce travail de sa grande compétence, de sa rigueur intellectuelle, de son dynamisme, et de son efficacité certaine que je n'oublierai jamais. Soyez assurée de mon attachement et de ma profonde gratitude. Merci aussi de m'avoir laissé une grande liberté de choix et de pensées.

Je suis très honoré à remercier de la présence à mon jury de thèse qui ont consacré une part importante de leurs temps à la lecture et à l'évaluation de ce travail. Je suis très honorée que Monsieur le professeur Hamidechi Mohamed Abdelhafid ait accepté de présider le jury, que les professeurs Meddour Abderrafik et Bensouilah Mourad ainsi que Monsieur Bounamous Azzedine aient accepté d'examiner ce travail. Je tiens également à exprimer ma reconnaissance à M^{elle} Sahli leila pour avoir accepté de juger ce travail ; Mais également pour tout l'intérêt que vous y avez porté et votre contribution. Avec mes remerciements les plus chaleureux.

Cette thèse n'aurait pu voir le jour sans le Laboratoire de Biologie et Environnement (LBE) de l'université Mentouri de Constantine. Je tiens à souligner l'ensemble des moyens considérables, les facilités et la confiance qui m'ont été accordés avec un accès sans réserve aux matériels et aux produits. Pour cela, je suis très reconnaissante au professeur Ameddah Souad (directrice du LBE).

Je suis également très touchée par l'accueil et les facilités accordées lors de la réalisation des dosages des ETM au Centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides Omar el Barnaoui (CRSTRA) et surtout a Madame Benaoun Saliha.

Je tiens à remercier en priorité mon amie et collègue de travail Saliha pour son soutien moral, ses conseils et surtout un grand merci pour toutes les heures passées sur les routes et au bord du barrage.

Pour finir, mes remerciements s'adressent à tous les membres de ma famille (Djeddi et Bouatia) de m'avoir toujours encouragée. En particulier, je remercie mes parents pour tout ce qu'ils m'ont donné, pour leur soutien et leurs encouragements pendant ces longues années d'étude. Je tiens à remercier en priorité : mon père Djeddi Ahcen qui sans lui je n'arrive jamais jusqu'ici. J'espère toujours rester fidèle aux valeurs morales que vous m'avez apprises et ma très chère mère, ma source de tendresse et la femme la plus patiente. Un grand merci à ma sœur, mes frères et mes enfants pour leurs encouragements, leur compréhension et leur grand amour qui m'ont permis de surmonter toutes les difficultés.

Enfin, je remercie mon cher époux pour son soutien quotidien indéfectible et son enthousiasme contagieux à l'égard de mes travaux comme de la vie en général. Notre couple a grandi en même temps que mon projet scientifique, le premier servant de socle solide à l'épanouissement du second.

Si par hasard, je venais à oublier de citer certaines personnes, qu'elles sachent que ma reconnaissance va bien au-delà de ces remerciements.

ملخص

الهدف من هذه الدراسة هو تحديد أهمية التلوث بالمعادن الثقيلة الناتجة عن العوامل البشرية و مدى تأثيرها في النظم البيئية المائية في المنطقة الشمالية الشرقية من الجزائر. لهذا ، اخترنا سد بني هارون ، و الوديان التي تمده بالمياه : وادي الرمال و وادي النجا وكذلك مجرى مصبهما وادي الكبير.

من أجل تحقيق الأهداف المرجوة ، استند هذا العمل إلى نهج ميداني مختلط حيث قمنا بأخذ عينات من الماء والرواسب من 16 نقطة موزعة على منطقة الدراسة خلال ستة فترات و اجراء سلسلة من الاختبارات الفيزيوكيميائية للمياه والرواسب والبيولوجية من خلال حساب المؤشرات الحيوية والبيئية وكذلك تقييم التلوث المعدني لللافقاريات المائية القاعية والأسماك.

إن رواسب سد بني هارون والوديان تعتبر قاعدية ولديها موصلية كهربائية عالية ومحتوى ضئيل من المواد العضوية. وقد بينت النتائج الزمكانية ان ترتيب تراكيز المعادن الثقيلة في الرواسب كان كالآتي: الحديد <الزنك> الرصاص <النحاس < السيلينيوم. حيث كان تركيز الحديد 33400-5920 ميكروغرام / غ ، الزنك 28,50 - 311,35 ميكروغرام / غ ، 2,30 - 115,35 ميكروغرام / غرام للرصاص، 2,25 - 115,35 ميكروغرام / غرام للنحاس و السيلينيوم 0,02-2,69 ميكروغرام/ غ. في الواقع ، إن التوزيع المكاني للمعادن الثقيلة يكشف عن مستويات طبيعية للنحاس و الزنك. ينتشر التلوث بالحديد، السيلينيوم و الزنك على جميع المحطات. اما مؤشر التراكم الأرضي (Igeo) ومعامل التلوث (CF) ، فقد بينا ان هناك تلوث بمجموعة من المعادن مما يشير إلى أن هذه المستويات العالية ناتجة عن التأثيرات البشرية. تؤكد العلاقة الإيجابية الكبيرة التي لوحظت بين العناصر المعدنية النحاس، الرصاص و الزنك P أن هذه المعادن من مصادر مماثلة.

تكشف اللافقاريات المائية التي تم جمعها عن الملوثات المتعددة والتي يهيمن عليها عنصران أو أكثر ، ودراسة تلوث الحيوانات السمكية في سد بني هارون بمختلف المعادن تشهد على وجود المعادن الثقيلة في الأسماك التي تم أخذ عينات منها والتي تتجاوز في عضلة الأسماك الحد الأقصى للمعايير العالمية ، مما يجعل هذه الأسماك غير قابلة للاستهلاك البشري كونها مضرّة بالصحة.

الكلمات المفتاحية : الماء , الرواسب , المعادن الثقيلة , الاسماك , اللافقاريات , سد بني هارون.

Résumé

L'objectif principal de ce travail de thèse est d'évaluer l'impact des activités anthropiques sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques dans la région nord-est d'Algérie. L'évaluation a porté sur les oueds Rhumel et Endja qui drainent des rejets urbains, industriels et diffus et alimentent le barrage Béni Haroun, la plus importante source d'eau potable, d'irrigation et de pêche en Algérie.

Afin d'atteindre notre objectif, ce travail s'est appuyé sur une approche multiple associant le terrain, avec 6 campagnes de prélèvements d'eau et de sédiments sur 16 points répartis sur les oueds et le lac réservoir, une approche analytique par la caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments, une approche biologique et écologiques par le calcul des indices biotiques via la faune macroinvertébrée benthique ainsi que l'évaluation de la biodisponibilité des ETM à travers la contamination métallique des macroinvertébrés et de quatre espèces de poissons *Cyrinus carpio*, *Abramis brama*, *Carassius carassius* et *Barbus callensis*.

Les sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds, légèrement alcalins, présentent une conductivité électrique élevée et des teneurs moyennes en matière organique ainsi que des teneurs élevées en carbonates. Les données spatio-temporelles des teneurs pseudo-totales en ETM des sédiments enregistrent l'ordre d'abondance suivant : Fe > Zn > Pb > Cu > Se. Les concentrations sont de l'ordre de : 5920-33400µg/g pour le Fe ; 28,50-311,35µg/g pour le Zn ; 2,30-115,35 µg/g pour le Pb ; 2,2-41,25µg/g pour le Cu et 0,02-2,69µg/g pour le Se. La répartition spatiale des teneurs en ETM révèle des taux naturels pour le Cu et Zn. La contamination en Fe, Se et Pb est généralisée et touche l'ensemble des stations. Ce résultat a été confirmé par l'indice de géo-accumulation (Igeo) et le facteur de contamination (FC) qui suggèrent que ces taux élevés soient essentiellement d'origine anthropique.

Les macroinvertébrés récoltés révèlent des contaminations polymétalliques dominées par le fer, zinc et plomb. De même les teneurs des ETM des poissons traduisent une contamination de la faune ichtyologique du barrage Béni Haroun. Les teneurs déterminées dans les muscles des quatre espèces de poissons dépassent les valeurs critiques de contamination quelque soit l'élément métallique étudié les rendant impropres à la consommation car elles présentent un risque pour la santé humaine.

Mots clés : Eau, Sédiment, Eléments Traces Métalliques, Poissons, Macroinvertébrés, Barrage Béni Haroun, Oueds.

Abstract

The main goal of this PhD was to evaluate the impact of the anthropogenic activities (urban, industrial or agricultural activities) on aquatic ecosystems in the northeastern region of Algeria. The evaluation focused on the Rhumel and Endja wadis, which drain urban, industrial and diffuse discharges and feed the Beni Haroun dam, the largest source of drinking water, irrigation and fishing in Algeria.

In order to achieve our goal, this work was based on a multiple approach involving the terrain, with 6 campaigns of water and sediment sampling on 16 points spread over the wadis and reservoir lake, an analytical approach through physicochemical characterization of water and sediments, a biological and ecological approach by calculating biotic index via benthic macroinvertebrate fauna, and assessing the bioavailability of trace metals through metallic contamination of macroinvertebrates and four species of fish *Cyrinus carpio*, *Abramis brama*, *Carassius carassius* et *Barbus callensis*.

The sediments of the Béni Haroun dam and wadis are slightly alkaline, have high conductivity and medium organic matter content. The spatio-temporal data of the pseudo-total levels of ETM in the sediments record the following order of abundance: Fe > Zn > Pb > Cu > Se. The concentrations are : 5920-33400 µg/g for Fe, 28,50-311,35µg/g for Zn, 2,30-115,35 µg/g for Pb, 2,25-41,25µg/g for Cu and 0,02-2,69µg/g for Se. Indeed, the spatial distribution of heavy metals content reveals natural levels for Cu and Zn. Contamination by Fe, Se and Pb is widespread and affects all stations. This result has also been confirmed by the geoaccumulation index (Igeo) and the contamination factor (CF), which suggest that these high levels are essentially anthropogenic.

The collected macroinvertebrates reveal polymetallic contaminations dominated by iron, zinc and lead. Similarly, the levels of the fish's TMs reflect contamination of the ichthyological fauna of the Beni Haroun dam. The levels determined in the muscles of the four fish species exceed the critical contamination values regardless of the metals studied, making them unfit for consumption as they pose a risk to human health.

Keywords: Water, Sediments, Heavy metal, Fish, Macroinvertebrates, Béni Haroun Dam, wadis.

Liste des abréviations

AB : *Abramis brama*,
ABH : Agence de bassin hydrographique
ABRMC : Agence du Bassin du Rhône Méditerranée Corse
AEAP : Agence de l'Eau Artois Picardie
APRHM Agence de la Pêche et des Ressources Halieutiques de Mila
BC : *Barbus callensis*.
CaCO₃ : Carbonates
CC : *Cyprinus carpio*,
Cd : Cadmium
CE : Conductivité électrique
CER Concentration d'effets rares
CIPR : Commission Internationale pour la Protection du Rhin
CNRDPA : Centre Nationale de Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture
Cr : Chrome
CrC : *Carassius carassius*,
CSE : Concentration seuil produisant un effet
Cu : Cuivre
DPM : Direction de la Pêche Mila
ETM : Eléments Traces Métalliques
FAO : Food and Agriculture Organization
FBC : Facteur de bioconcentration
FC : Facteur de Contamination
Fe : Fer
GEODE : Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragages et l'Environnement
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
Ib : Indice biologique
Igeo : Indice de Géoaccumulation
LBE : Laboratoire de Biologie et Environnement
MDDEP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MO : Matière Organique
NQE : Normes de Qualité Environnementale
O.A : Ordre d'accumulation
O₂Dis : Oxygène dissous
Pb : Plomb
PCB : Polychlorobiphényles
PEC : Probable Effect Concentration
PNEC : Predicted Non Effect Concentration
PPC : paramètres physico-chimique
PS : Poids sec
RLM : Réseau Littoral Méditerranéen
Se : Sélénium
TEC : Threshold Effect Concentration
UCC : Upper Continental Crust
Zn : Zinc

Liste des figures

Figure 1 : Diagramme illustrant les différentes approches liées à l'évaluation de la qualité environnementale (Amara, 2011).....	10
Figure 2 : Schéma synthétisant les sources d'ETM dans le compartiment aquatique (adapté de Gaillard et al., 2003 in Oursel, 2013).....	16
Figure 3 : Importance des sédiments en Ecotoxicologie aquatique (Ciutat, 2003).....	22
Figure 4 : Spectre des tailles (en mètre) de particules dans le milieu aquatique et schématisation des différentes fractions (Lesven, 2008).....	23
Figure 5 : Représentation de la spéciation métallique à l'interface eau-sédiment (Lesven, 2008 in Zhou, 2009).....	25
Figure 6 : Schéma conceptuel mettant en évidence le rôle des organismes benthiques sur le cycle biogéochimique des métaux au sein des hydrosystèmes continentaux (Lagauzère, 2008).....	26
Figure 7 : Polluants dans la chaîne alimentaire aquatique (CIPR, 2011).....	28
Figure 8 : Représentation schématique des différentes sources et voies d'exposition pouvant contribuer à la bioaccumulation des contaminants chez les organismes aquatiques (Urien, 2015).....	29
Figure 9 : Schéma simplifié des mécanismes d'internalisation des ETM à travers la membrane cellulaire. Exemple chez les invertébrés aquatiques (Luoma et al., 2008 in Urien, 2015).....	30
Figure 10 : Mécanismes d'excrétion des métaux chez les bivalves (George, 1980 in Casas, 2005).....	31
Figure 11 : Différentes étapes de biotransformation des xénobiotiques chez les poissons (Tierney et al., 2014).....	32
Figure 12 : Les grands domaines hydrogéologiques du Kébir-Rhumel (Mebarki & Thomas, 1988).....	36
Figure 13 : Profil en long de l'oued Kébir-Rhumel (Mebarki, 1982 in Mebarki, 2005).....	38
Figure 14 : La zone d'étude vue à travers un modèle numérique de terrain (Benayache, 2014).....	41
Figure 15 : Variation moyenne mensuelle de la température de l'air pendant la période 2009/2017 de la région de Mila (Station Météorologique Aine Tine, 2017).....	43
Figure 16 : Variations des précipitations mensuelles moyennes pendant la période 2009/2017 de la région de Mila (Station Météorologique Aine Tine, 2017).....	43
Figure 17 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausse de la région de Mila (2009-2017) (S.M.M, 2017).....	44
Figure 18 : La pollution industrielle émise par secteur industriel d'activité (Kerdoud, 2006).....	46
Figure 19 : La carpe commune (<i>Cyprinus carpio</i>).....	49
Figure 20 : La Brème (<i>Abramis brama</i>).....	51
Figure 21 : Le Carassin (<i>Carassius carassius</i>).....	52
Figure 22 : Le Barbeau (<i>Barbus callensis</i>).....	53
Figure 23 : La carpe royale (<i>Cyprinus carpio carpio</i>).....	55
Figure 24 : La carpe argentée (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>).....	55
Figure 25 : La carpe à grande bouche (<i>Aristichthys nobilis</i>).....	56

Figure 26 : Zone d'étude et localisation des points de prélèvements.....	60
Figure 27 : Schéma représentant la stratégie de prélèvement (CETMEF, 2011).....	62
Figure 28 : Variation spatiale et saisonnière de la température de l'eau (°C).....	75
Figure 29 : Variation spatiale et saisonnière du pH de l'eau.....	77
Figure 30 : Variation spatiale et saisonnière de la conductivité de l'eau.....	79
Figure 31 : Variation spatiale et saisonnière du taux de saturation en O ₂ dissous de l'eau.....	80
Figure 32 : Groupements de stations obtenus à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques étudiés (T°C, pH, CE et O ₂ .dis).....	86
Figure 33 : Variation spatiale et saisonnière du pH des sédiments.....	87
Figure 34 : Variation spatiale et saisonnière de la CE (µS/cm) des sédiments.....	89
Figure 35 : Variation spatiale et saisonnière de la MO.....	90
Figure 36 : Teneur moyennes en matière organique dans les sédiments.....	92
Figure 37 : Variation spatiale et saisonnière des CaCO ₃ (%) des sédiments.....	93
Figure 38 : Distribution spatiale des concentrations médianes en cuivre dans les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.....	99
Figure 39 : Boîtes à moustaches des teneurs en cuivre des six campagnes.....	100
Figure 40 : Distribution spatiale des concentrations médianes en zinc dans les sédiments du barrage Bén iHaroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.....	101
Figure 41 : Boîtes à moustaches des teneurs en zinc des six campagnes.....	102
Figure 42 : Distribution spatiale des concentrations médianes en plomb dans les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.....	104
Figure 43 : Boîtes à moustaches des teneurs en plomb des six campagnes.....	105
Figure 44 : Distribution spatiale des concentrations médianes en sélénium dans les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.....	107
Figure 45 : Boîtes à moustaches des teneurs en sélénium des six campagnes.....	108
Figure 46 : Distribution spatiale des concentrations médianes en fer dans les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.....	109
Figure 47 : Boîtes à moustaches des teneurs en fer des six campagnes.....	110
Figure 48 : Niveau de pollution avec <i>Igeo</i> des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir.....	115
Figure 49 : Moyennes des indices de géoaccumulation pour les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.....	115
Figure 50 : Moyennes des indices de géoaccumulation pour les sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir.....	117
Figure 51 : Niveau de pollution avec FC des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir.....	119
Figure 52 : Niveau de pollution selon les critères de qualité CER, CSE des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir.....	123
Figure 53 : Représentation des résultats d'analyse en composantes principales pour les sédiments et projection des ETM sur le plan F1-F2.....	124
Figure 54 : Groupements de stations obtenus à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sédiments (pH, CE, MO, CaCO ₃ , Cu, Zn, Pb, Se et Fe).....	126
Figure 55 : Abondance stationnelle dans la première campagne.....	131
Figure 56 : Abondance stationnelle dans la deuxième campagne.....	133
Figure 57 : Richesse spécifique dans les deux campagnes de prélèvement.....	134
Figure 58 : Indice de diversité de Schannon-Weaver dans les deux campagnes.....	135
Figure 59 : Variation spatio-temporelle de l'indice biotique des eaux du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel et Endja.....	137

Figure 60 : Distribution spatio-temporelle de la contamination métallique (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) en $\mu\text{g/g}$ de poids sec des macroinvertébrés benthiques dans le barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel et Endja.....	140
Figure 61 : Niveau du facteur de bioconcentration (FBC) des macroinvertébrés récoltés dans le barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel et Endja.....	144
Figure 62 : Classification hiérarchique ascendante de la contamination métallique des macroinvertébrés en fonction des stations.....	148
Figure 63 : Représentation des résultats d'analyse en composantes principales pour les macroinvertébrés et projection des ETM sur le plan F1-F2.....	149
Figure 64 : Organotropisme de métaux étudiés (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimés en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les organes de poissons <i>Abramis brama</i>	152
Figure 65 : Organotropisme de métaux étudiés (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimés en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les organes de poisson <i>Cyprinus carpio</i>	154
Figure 66 : Organotropisme des métaux étudiés Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimés en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les différents organes chez <i>Carassius carassius</i>	157
Figure 67 : Organotropisme des métaux étudiés exprimés en $\mu\text{g/g}$ du poids frais dans les différents organes chez <i>Barbus callensis</i>	159
Figure 68 : Organotropisme des teneurs métalliques moyennes (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les branchies chez les quatre espèces de poissons étudiées (AB, CC, CrC et BC).....	160
Figure 69 : Organotropisme des teneurs métalliques moyennes (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans le foie chez les quatre espèces de poissons étudiées (AB, CC, CrC et BC).....	161
Figure 70 : Organotropisme des teneurs métalliques moyennes (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les muscles chez les quatre espèces de poissons étudiées (AB, CC, CrC et BC).....	162
Figure 71 : Facteur de bioconcentration dans les branchies chez les quatre espèces de poissons étudiées (AB, CC, CrC et BC).....	163
Figure 72 : Facteur de bioconcentration dans le foie chez les quatre espèces de poissons étudiées (AB, CC, CrC et BC).....	164
Figure 73 : Facteur de bioconcentration dans les muscles chez les quatre espèces de poissons étudiées (AB, CC, CrC et BC).....	165
Figure 74 : Variation saisonnière des teneurs métalliques (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) en $\mu\text{g/g}$ de poids sec chez <i>Abramis brama</i>	166
Figure 75 : Variation saisonnière des teneurs métalliques (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) en $\mu\text{g/g}$ de poids sec chez <i>Cyprinus carpio</i>	167
Figure 76 : Variation saisonnière des teneurs métalliques (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) en $\mu\text{g/g}$ de poids sec chez <i>Carassius carassius</i>	169
Figure 77 : Variation saisonnière des teneurs métalliques (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) en $\mu\text{g/g}$ de poids sec chez <i>Barbus callensis</i>	170
Figure 78 : Classification hiérarchique ascendante de la contamination métallique en fonction des espèces de poissons.....	172
Figure 79 : Représentation des résultats d'analyse en composantes principales pour les poissons et projection des ETM sur le plan F1-F2.....	174

Liste des tableaux

Tableau 1 : Exemple de fond pédogéochimique naturel observé dans la croûte continentale supérieure ([UCC] Wedepohl, 1995), (ABRMC, 1991) et (Thévenot <i>et al.</i> , 2007).....	17
Tableau 2 : Récapitulatif des principales industries du bassin versant Kébir- Rhumel (ABH, 2004).....	40
Tableau 3 : Les différentes opérations d'ensemencement dans le barrage Béni Haroun (APRHM, 2017).....	57
Tableau 4 : Localisation des 16 stations de prélèvement.....	61
Tableau 5 : Campagnes de prélèvement.....	62
Tableau 6 : Résultats d'analyse des ETM du sédiment de référence (LKSD-1) (n=7).....	66
Tableau 7 : Correspondance entre valeurs des indices biotique et classes des niveaux de pollution.....	68
Tableau 8 : Systématique des différents types de poissons étudiés (Direction de la Pêche Mila DPM, 2016).....	70
Tableau 9 : Résultats d'analyse des ETM du foie certifié 1577 b Bovine Liver.....	71
Tableau 10 : Données statistiques des paramètres physico-chimiques de l'eau.....	73
Tableau 11 : Résultats des paramètres physico-chimiques de l'eau (Moyenne ± Ecart-type, [Min – Max]).....	74
Tableau 12 : Qualité des eaux du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir en fonction de leurs teneurs en O ₂ dissous.....	82
Tableau 13 : Le classement piscicole des cours d'eau selon la réglementation européenne	83
Tableau 14 : Les classes de qualité du SEQ-Eau (Agence de l'eau, 1999 ; SEQ-Eau, 2003).....	84
Tableau 15 : Aptitude à la biologie en fonction de température, pH, CE et O ₂ (SEQ-Eau, 2003).....	85
Tableau 16 : Données statistiques de la physico-chimie des sédiments.....	87
Tableau 17 :Grille de diagnostic pour la matière organique des sédiments (RSL, 2013).....	92
Tableau 18 : Données statistiques des teneurs en ETM des sédiments (µg/g).....	95
Tableau 19 : Données statistiques des teneurs en ETM des sédiments (µg/g) (moye±écart-type, médiane, valeurs limites).....	96
Tableau 20 : Teneurs métalliques naturelles dans les sédiments secs et niveaux de contamination (AEAP, 1990) et (RECORD, 2017).....	97
Tableau 21 : Teneurs médianes en ETM comparées au TEC et PEC et pourcentage d'effets biologiques (MacDonald <i>et al.</i> , 2000).....	98
Tableau 22 :Teneurs en ETM des sédiments du barrage Béni Haroun et des Oueds Rhumel, Endja et Kebir et d'autres hydro-systèmes méditerranéens.....	112
Tableau 23 : Classes définies pour l'indice de géoaccumulation (Müller, 1981 ; Coulibaly <i>et al.</i> , 2009).....	114
Tableau 24 : Pourcentage des <i>Igeo</i> des sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir en fonction des classes <i>Igeo</i> (n=96).....	114
Tableau 25 : Classes du facteur de contamination (Rubio <i>et al.</i> ,2000 in Sahli <i>et al.</i> , 2014 ; Belabed <i>et al.</i> , 2017).....	118
Tableau 26 : Pourcentage des FC des sédiments du barrage Béni Haroun et des Oueds Rhumel, Endja et Kébir en fonction des classes du FC (n=96).....	119
Tableau 27 : Classes de qualité des sédiments selon les critères de la SEQ-Eau.....	120
Tableau 28 : Qualité des sédiments selon les critères de la SEQ-Eau.....	120
Tableau 29 : Critères de qualité CER, CSE, NQE et PNEC.....	122

Tableau 30: Matrice de corrélation de Pearson des paramètres physico-chimiques des sédiments.....	125
Tableau 31 : Liste des macroinvertébrés récoltés et calcul de l'indice biotique pour la première campagne.....	128
Tableau 32 : Liste des maroinvertébrés récoltés et calcul de l'indice biotique pour la deuxième campagne.....	129
Tableau 33 : Exemple de classification de la pollution à partir de la valeur de H', dans les habitats sableux/vaseux (d'après Simboura et Zenetos, 2002 in Grall &Coïc, 2006).....	136
Tableau 34 : Résultats des teneurs moyennes en ETM dans les tissus des macroinvertébrés.....	139
Tableau 35: Données statistiques des teneurs en ETM des macroinvertébrés.....	139
Tableau 36 : Résumé des facteurs de bioconcentration des éléments traces des macroinvertébrés.....	144
Tableau 37 : Matrice de corrélation de Pearson des teneurs métalliques des macroinvertébrés.....	150
Tableau 38 : Teneurs en métaux (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en µg/g du poids sec dans les différents organes chez <i>Abramis brama</i> issus du barrage Béni Haroun.....	151
Tableau 39 : Ordre d'accumulation des organes de l'espèce <i>Abramis brama</i> pour les ETM.....	152
Tableau 40 : Teneurs en métaux (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en µg/g du poids sec dans les différents organes chez <i>Cyprinus carpio</i> issus du barrage Béni Haroun.....	153
Tableau 41 : Ordre d'accumulation des organes de l'espèce <i>Cyprinus carpio</i> pour les ETM.....	154
Tableau 42 : Teneurs en métaux (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en µg/g du poids sec dans les différents organes chez <i>Carassius carassius</i>	155
Tableau 43 : Ordre d'accumulation des organes de l'espèce <i>Carassius carassius</i> pour les ETM.....	156
Tableau 44 : Teneurs moyennes en métaux (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimés en µg/g du poids sec dans les différents organes chez <i>Barbus callensis</i> issus du barrage Béni Haroun.....	157
Tableau 45 : Ordre d'accumulation des organes de l'espèce <i>Barbus callensis</i> pour les ETM.....	159
Tableau 46 : Matrice de corrélation Pearson entre les variables chez les espèces de poissons	174
Tableau 47: Concentrations des éléments traces (en µg/g) dans les muscles des poissons étudiées comparées aux normes internationales.....	180
Tableau 48 : Teneurs métalliques dans les branchies, le foie et les muscles chez certaines espèces de poisson.....	178
Tableau 49 : Matrice de corrélation Pearson entre les variables dans les sédiments et les macroinvertébrés.....	183

Sommaire

Remerciements

ملخص

Résumé

Abstract

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction..... 1

Chapitre I : Synthèse Bibliographique

I.1. Surveillance de la qualité des milieux aquatiques.....	6
I.1.1. Surveillance chimique.....	6
I.1.1.1. Température.....	7
I.1.1.2. Le pH.....	7
I.1.1.3. La conductivité électrique (CE).....	7
I.1.1.4. L'oxygène dissous (O ₂ . Dis).....	8
I.1.2. Surveillance biologique.....	8
I.1.2.1. L'utilisation des macroinvertébrés benthiques comme bio-indicateur.....	11
I.1.2.2. L'utilisation des poissons comme bioindicateur.....	14
I.2. Pollution métallique des écosystèmes aquatiques.....	14
I.2.1. Définition des métaux lourds.....	15
I.2.2. Sources des ETM.....	16
I.2.3. Argumentaire sur les métaux lourds pris en compte.....	17
I.2.4. Distribution et spéciation des ETM dans les systèmes aquatiques.....	21
I.2.5. Bioaccumulation des ETM par les organismes aquatiques.....	25
I.2.6. Biodisponibilité et transfert des ETM chez les organismes aquatiques.....	29
I.2.6.1. Mécanisme de capture des métaux.....	29
I.2.6.2. Mécanisme d'excrétion des métaux.....	31
I.2.7. Facteurs influençant la biodisponibilité et la toxicité des contaminants pour les organismes aquatiques.....	32

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

II.1. Présentation et description du bassin versant Kébir-Rhumel.....	34
II.1.1. Situation géographique.....	34
II.1.2. Aspect géologique.....	34
II.1.3. Réseau hydrographique.....	36
II.1.4. Agglomérations.....	38
II.1.5. Agriculture.....	39
II.1.6. Industries.....	39

II.2. Présentation du barrage Béni Haroun	41
II.2.1. Situation géographique et intérêt socio-économique du barrage.....	41
II.2.2 Climatologie de la région du bassin versant.....	42
II.2.3. Sources de pollutions.....	45
II.2.4. Agriculture.....	48
II.2.5. Biodiversité piscicole dans le barrage de Béni Haroun.....	48
II.2.6. Le peuplement et le repeuplement en alevins et larves dans le barrage Béni Haroun.....	56

Chapitre III : Matériel et Méthodes

III.1. Choix et localisation des stations de prélèvements	58
III.2. Rythme et Nature des prélèvements	61
III.3. Stratégie de prélèvement	62
III.4. Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau	63
III.4.1. Prise des mesures sur terrain.....	63
III.5. Prélèvement des sédiments, des macroinvertébrés et poissons pour l'analyse des éléments traces métalliques (ETM)	64
III.5.1. Prélèvements des sédiments.....	64
III.5.1.1. Préparation des échantillons.....	64
III.5.1.2. Caractérisation physico-chimiques des sédiments.....	64
III.5.1.3. Extraction des ETM.....	65
III.5.1.4. Contrôle de l'efficacité de la méthode d'extraction des ETM dans les sédiments.....	65
III.5.2. Prélèvement des macroinvertébrés benthiques.....	66
III.5.2.1. Mode de prélèvement.....	66
III.5.2.2. Traitement et conservation des échantillons.....	66
III.5.2.3. Détermination des organismes.....	67
III.5.2.4. Détermination des indices écologiques.....	67
III.5.2.5. Détermination de l'indice biotique (IB).....	68
III.5.2.6. Méthode d'extraction de métaux lourds.....	69
III.5.3. Prélèvement des poissons.....	69
III.5.3.1. Choix des espèces de poissons étudiés.....	70
III.5.3.2. Traitement des échantillons et extraction des ETM.....	70
III.6. Dosage des ETM des différents prélèvements	71
III.7. Calcul et expression des résultats	71
III.8. Traitement des résultats	72

Chapitre IV : Résultats et discussion

IV.1. Caractérisation physico-chimique de l'eau	73
IV.1.1. Température de l'eau (T).....	75
IV.1.2. Potentiel hydrogène (pH).....	76
IV.1.3. Conductivité électrique (CE).....	78
IV.1.4. Oxygène dissous.....	80
IV.1.5. Bilan de la qualité des paramètres physico-chimiques des eaux.....	84
IV.2. Caractérisation physico-chimiques des sédiments	87
IV.2.1. pH.....	88
IV.2.2. La Conductivité Electrique (CE).....	89
IV.2.3. La matière organique (MO).....	90

IV.2.4. Les carbonates (CaCO ₃).....	93
IV.2.5. Les éléments traces métalliques (ETM).....	94
IV.2.6. Evaluation de la contamination métallique et de la toxicité des sédiments.....	113
III.2.7. Analyse et structure typologique (ACP) de la contamination métallique des sédiments.....	123
IV.2.8. Regroupement des stations.....	125
IV.3. Les paramètres biologiques.....	127
IV.3.1. Macroinvertébrés benthiques.....	127
IV.3.1.1. Les indices écologiques.....	130
IV.3.1.2. L'indice biologique (Ib).....	137
IV.3.1.3. Contamination par les ETM.....	138
IV.3.1.4. Évaluation du degré de contamination des macroinvertébrés.....	143
IV.3.1.5. Composition de la communauté benthique vis-à-vis la pollution métallique.....	146
IV.3.1.6. Regroupement des stations.....	147
IV.3.1.7. Analyse et structure typologique (ACP) de la contamination métallique des macroinvertébrés.....	147
IV.3.2. Contamination des poissons.....	150
IV.3.2.1. Variation intra-spécifique des teneurs métalliques chez les poissons étudiés.....	150
IV.3.2.2. Variation interspécifique des teneurs métalliques chez les espèces étudiées.....	159
IV.3.2.3. Facteur de bioconcentration des ETM dans les différents organes chez les espèces étudiées.....	163
IV.3.2.4. Variations temporelles des teneurs métalliques dans les poissons étudiés.....	165
IV.3.2.5. Regroupement des différentes contaminations dans les tissus des organes des poissons étudiés.....	172
IV.3.2.6. Analyse et structure typologique (ACP) de la contamination métallique chez les espèces de poissons étudiés.....	173
IV.3.2.7. Normes des teneurs de certains métaux toxiques.....	177
IV.3.2.8. Comparaison de nos résultats avec ceux de la littérature.....	177
IV.3.2.9. Corrélation des ETM entre les sédiments, macroinvertébrés et poissons.....	180
Conclusion.....	184
Références bibliographiques.....	189

Annexes

Principales publications et communications réalisées dans le cadre de ce travail

Introduction générale

Introduction générale

L'eau est une denrée de plus en plus rare en Algérie et de moins en moins renouvelable. Elle fait actuellement l'objet d'une exploitation concurrentielle entre les besoins de la population, ceux de l'agriculture et de l'industrie qui se disputent une disponibilité limitée.

Afin de combler le retard accumulé dans le domaine hydraulique, un programme de mobilisation des ressources en eau a été mis en œuvre, au début des années 80 et qui a duré 20 ans, avec un rythme particulièrement soutenu en matière de construction de barrages-réservoirs (**Mebarki, 2000**). Parmi les grands projets réalisés, le barrage Béni Haroun au Nord-Est de l'Algérie, constitue actuellement le plus puissant aménagement hydraulique réalisé à travers le pays et le second du continent africain après le barrage d'Al Sed El Ali en Egypte. Il constitue la pièce maîtresse du grand projet structurant de transfert régional d'eau visant l'alimentation en eau potable de pas moins de cinq millions de personnes répartis sur six wilayas : Mila, Constantine, Jijel, Oum El-Bouaghi, Khenchela et Batna et en eau d'irrigation de 40000 hectares à Teleghma, Chemora et Tafouna. La retenue du barrage Béni Haroun est constamment menacée par une série d'influences naturelles et anthropiques, entraînant une pollution des eaux et des sédiments, collectées par les deux bras du barrage oued Rhumel et oued Endja :

L'oued Rhumel, récepteur des rejets industriels les plus importants et les plus nocifs se localisent dans un rayon de 20 km autour de la ville de Constantine ; il s'agit des rejets (en partie traités) des industries de construction mécanique d'Oued Hamimime et d'Ain Smara ainsi que ceux générés par les unités textiles et de produits laitiers de Constantine, par le complexe tabagique et le dépôt d'hydrocarbure d'El Khroub, par la cimenterie du Hamma, par les unités de matériaux de construction, etc...

Les industries localisées autour des agglomérations d'Ain El Kebira (cimenterie, unité boulonnerie-coutellerie-robinetterie), de Mila (briqueterie, vaissellerie), de Ferjioua (matériel électroménager, minoterie), génèrent également des rejets non négligeables déversés dans l'oued Endja (**Mebarki et Bencheik-Lehocine, 1997**). Par ailleurs, l'emploi non raisonnés des fertilisants et d'engrais dans cette région très agricole ne fait qu'accentuer la pollution et augmenter le risque de contamination des eaux de cet oued alimentant le barrage.

La pollution des eaux de surface et souterraines est possible par les rejets d'eaux usées tant domestiques qu'industrielles ainsi que par l'utilisation d'engrais et de pesticides en agriculture. La pollution risque de constituer, à court terme, un risque de pénurie d'eau accentué, imposant la nécessité de protéger cette ressource contre toute altération et utilisation irrationnelle.

Les métaux et métalloïdes sont des éléments qui se trouvent naturellement dans l'environnement. Néanmoins, des concentrations élevées observées dans les sédiments sont généralement associées à des sources anthropiques. Ils sont présents sous différentes formes, avec des toxicités variables dues aux changements de formes moléculaires (spéciation) avec les conditions environnementales (température, oxygène, pH, alcalinité, composés organiques). La disponibilité des métaux traces varie beaucoup en fonction des caractéristiques des sédiments, de la chimie de l'eau, l'hydrographie et les facteurs biologiques (**Gauthier, 1996**). Ces éléments sont non biodégradables, cumulatifs et présentent de fortes capacités d'adsorption dans les sédiments et matières organiques. Ils peuvent être à la fois toxiques lorsqu'ils sont en grande quantité ou indispensables à la vie en faible quantité (cas des oligo-éléments).

L'étude des métaux lourds dans les sédiments est une contribution à la détermination, à la compréhension et à la prévision de la pollution métallique. Cette contribution est d'autant plus importante que ce compartiment peut aussi bien, selon sa nature et ses conditions environnantes, jouer le rôle de réservoir et une source secondaire de contamination à long-terme. La contamination des sédiments existe donc et présente des risques pour l'environnement aquatique car elle peut engendrer des effets négatifs sur la faune et la flore. Ce risque existe aussi pour l'Homme par le biais d'expositions directes et indirectes (par ex. consommation de poissons contaminés). Sa surveillance est donc nécessaire pour protéger l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques (**Flük et al., 2012 ; Abrid et al., 2014 ; Zhang et al., 2017**).

Le biomonitoring, au sens large du terme, permet d'évaluer l'impact des contaminants sur un écosystème (système terrestre ou hydro-système) et sur des organismes. Cette technique repose sur la collecte ou de mesure des données liées aux organismes (densité, cycle de vie, paramètres physiologiques, etc.) afin d'évaluer l'impact des polluants. Il est par exemple possible d'évaluer l'impact des contaminants métalliques dans les écosystèmes aquatiques en utilisant des organismes aquatiques (**Zhou, 2009**).

Une technique, en particulier, repose sur des mesures de la bioaccumulation des métaux par les organismes modèles ou biomoniteurs. Elle permet de faire le lien existant entre la contamination environnementale mesurée et la contamination finale des organismes, l'objectif étant de comprendre les mécanismes gouvernant la bioaccumulation qui conduit à la contamination (**Emourgeon, 2014**).

Les études faunistiques (macroinvertébrés benthiques), écologiques (répartition spatiale, structure des communautés) revêtent d'une importance primordiale dans la compréhension des phénomènes écotoxicologiques et l'interprétation de la bioaccumulation et des transferts à travers les chaînes trophiques. Les macroinvertébrés du benthos sont essentiellement représentés par les mollusques, les oligochètes et les insectes. Les poissons se nourrissant entre autres d'invertébrés benthiques, exposés aux contaminants par contact avec le sédiment, un transfert de la pollution est possible du sédiment au biote avec un risque d'accumulation non négligeable des contaminants le long de la chaîne trophique, touchant les consommateurs secondaires (**Babut, 2011**).

L'apport nutritionnel des poissons a une importance capitale (notion de ration alimentaire) dans les régimes alimentaires. Or il s'est avéré que les poissons sont des vecteurs de contamination aux métaux lourds chez l'homme de sorte que certaines espèces servent aujourd'hui d'outils biologiques (indicateurs biologiques) à l'évaluation de la pollution des eaux par les métaux lourds. Des analyses toxicologiques sont faites sur des organes potentiellement accumulateurs (branchies, foie, muscles...) en vue de déterminer les concentrations des contaminants présumés. Lesquelles concentrations rapportées à des valeurs de référence indiquent le risque sanitaire pour l'homme.

Cependant différents travaux ont été menés au sein du Laboratoire de Biologie et Environnement (LBE-Univ.Constantine) sur la qualité physico-chimique et écologique des écosystèmes aquatiques et essentiellement sur le bassin versant Kébir-Rhumel. Citons celles relatives à la qualité physico-chimique et la diversité des diatomées (**Afri et Pauwels, 1983**), à la pollution organique et son impact sur la faune macro-invertébrée (**Afri-Mehennaoui, 1998**), à l'évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques des eaux, des sédiments des oueds du bassin versant Kébir-Rhumel (**Djeddi & Laouar, 2001 ; Sahli, 2002 ; Afri-Mehennaoui, 2006 ; Afri-Mehennaoui, et al., 2004, 2009 ; Sahli et al., 2011, 2012, 2014**), du barrage Béni Haroun (**Djeddi et al., 2018**) et sur la physico-chimie de l'eau (**Melghit et al., 2015**) et la biodiversité algale (**Kherief Nacereddine et al., 2018 ; Kherief Nacereddine, 2019**).

Ce travail vient compléter l'ensemble des travaux cités précédemment et contribuera à enrichir les données en fournissant plus d'informations sur la contamination métallique du barrage Béni Haroun et des oueds qui l'alimentent. Il est donc très important d'étudier le devenir des ETM dans les différents compartiments abiotiques et biotiques et de définir les mécanismes qui conditionnent leurs transferts, leurs capacités de bioaccumulation et leurs effets toxiques sur les différents niveaux biologiques d'intégration. L'étude de la contamination se heurte en permanence à cette complexité due à la diversité des facteurs abiotiques et biotiques mais surtout à leurs variations et interactions dans l'espace et le temps.

Afin d'évaluer le risque de cette contamination susceptible d'engendrer une dégradation de la santé du barrage, l'état biologique est déterminé grâce aux Indices Biotiques reposant sur le prélèvement d'organismes types qui définissent par leur présence ou non la qualité écologique du milieu. L'état chimique est évalué par le dosage des ETM. Notre objectif vise d'une part sur l'évaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination par les ETM (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) des sédiments superficiels et d'autre part sur la détermination des concentrations de ces métaux traces dans les macroinvertébrés benthique, ainsi que les branchies, le foie et les muscles de quatre espèces de poissons (*Cyrinus carpio*, *Abramis brama*, *Carassius carassius* et *Barbus callensis*) les plus capturés et consommés dans le barrage.

Le manuscrit s'articule autour de trois chapitres :

Le premier chapitre est une synthèse bibliographique des généralités concernant les métaux lourds. Il est divisé en deux parties : La première partie décrit les différents critères de l'évaluation de la qualité des eaux, paramètres physico-chimiques et biologiques. La seconde est consacrée à la présentation du comportement des contaminants métalliques dans l'écosystème aquatique essentiellement les sédiments. Ainsi que les processus de bioaccumulation et de bioconcentration dans les organismes aquatiques.

Le chapitre II décrit la zone d'étude à savoir le bassin versant Kébir-Rhumel et notre site d'étude le barrage Béni Haroun, en donnant un aperçu sur la situation géographique, la géologie, l'hydrologie, la climatologie ainsi que les industries et les agglomérations implantées sur ce bassin, ainsi qu'il présente un ensemble de généralités sur la biologie et l'écologie des espèces de poissons étudiées. Cette description de la zone d'étude permet de comprendre la planification des campagnes de prélèvements et de justifier le plan d'échantillonnage, notamment la localisation des stations de prélèvements.

Le troisième chapitre expose l'intégralité des méthodes et techniques utilisées au cours de cette étude, de l'échantillonnage à l'analyse pour atteindre les objectifs visés : préparation du matériels d'échantillonnage, le mode de prélèvement, les mesures in situ et au laboratoire et le protocole d'extraction des ETM dans les trois compartiments d'étude.

Le quatrième chapitre regroupe les résultats obtenus argumentés par des discussions et des interprétations biologiques, écologiques, et environnementales. Les résultats des paramètres physico chimique, des teneurs métalliques dans les sédiments avec leurs interprétations statistiques forment la première partie. Les données sur les espèces biologiques constituent la deuxième partie. Cette analyse réalisée chez différents maillons de la chaîne trophique, en relation avec leur milieu extérieur (sédiments) permettra de valoriser la capacité de bioaccumulation métallique.

A la fin, une conclusion et des perspectives générales permettront de dresser un bilan de l'état de santé du barrage Béni Haroun, en matière de pollution métallique engendrée par les différents apports anthropiques.

Chapitre I

Synthèse Bibliographique

I.1. Surveillance de la qualité des milieux aquatiques

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

Selon **Hébert & Légaré (2000)**, la qualité d'une eau est caractérisée par les diverses substances qu'elle contient, leur quantité et l'effet qu'elles ont sur l'écosystème et sur l'être humain. C'est la concentration de ces différents éléments qui détermine la qualité d'une eau. D'autres ont signalé que la combinaison de différentes méthodes, comme les paramètres physicochimiques et les indicateurs biologiques, peut fournir une meilleure estimation de la distribution de la pollution (**MDDEP, 2008 ; Barbosa-Vasconcelos, 2018**).

Loin d'être antagonistes, les approches chimiques et biologiques sont très complémentaires via l'information qu'elles dispensent quant à l'état du milieu aquatique suite à une contamination. Globalement, les approches biologiques favorisent l'intégration de l'ensemble des perturbations opérant dans le milieu et leurs variations, les approches chimiques étant indispensables pour identifier et mesurer précisément le niveau de contamination du milieu par certaines substances particulières (**Forbes & Forbes, 1997**).

I.1.1. Surveillance chimique

La mesure de certaines variables de qualité de l'eau peut fournir des informations concernant les types de polluants et leurs impacts sur les eaux de surface (**Moisan & Pelletier, 2008**) ; donc l'appréciation de leurs qualités se base sur la mesure de paramètres physico-chimiques, y compris la température, la conductivité, le pH, l'oxygène dissous, le total des solides en suspension, état de valence et l'adsorption-désorption sur la matière en suspension dont dépendent en partie les cinétiques d'accumulation et d'excrétion des métaux et la présence ou l'absence d'organismes et de micro-organismes aquatiques, indicateurs d'une plus ou moins bonne qualité de l'eau (**Karayucel & karayucel, 2000**). Ces données peuvent être complétées par l'analyse des sédiments (boues), qui constituent une « mémoire » de la vie de la rivière, notamment des épisodes de pollution par les métaux lourds, les polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ou d'autres matières organiques non biodégradables (**Devillers et al., 2005 ; Barbosa-Vasconcelos, 2018**).

I.1.1.1. Température

La température des cours d'eau joue un rôle fondamental dans la dynamique des écosystèmes aquatiques (**Lery, 2009**). C'est un paramètre important car il influence la majorité des autres paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau (**Cocquorez & Iribarne, 2017**). Il est important de la connaître avec une bonne précision car elle joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique et dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels (**Rodier et al., 2009**).

Dans les rivières ou dans les lacs peu profonds, la température de l'eau est en général peu différente de celle de l'air. Dans les lacs profonds, sa distribution dans la masse d'eau est moins homogène (**Lemoalle, 1993**). La valeur de ce paramètre est influencée par la température ambiante mais également par d'éventuels rejets d'eaux résiduelles chaudes. Des changements brusques de température de plus de 3° C s'avèrent souvent néfastes (**Devillers et al., 2005**).

I.1.1.2. Le pH

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau c'est-à-dire de la concentration en ions d'hydrogène (H⁺). L'échelle des pH s'étend en pratique de 0 (très acide) à 14 (très alcalin) ; la valeur médiane 7 correspond à une solution neutre à 25°C. Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons (**Devillers et al., 2005**).

I.1.1.3. La conductivité électrique (CE)

La conductivité de l'eau correspond à la capacité de l'eau à conduire un courant électrique. Elle dépend de la minéralisation. Elle est élevée lorsque la concentration en ions est forte. Sa mesure indique la quantité de substances dissoutes dans l'eau (**Cocquorez & Iribarne, 2017**). La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre.

Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissous qui peuvent être observées par exemple en cas de déversements d'eaux usées (Devillers et al., 2005).

I.1.1.4. L'oxygène dissous (O₂Dis)

La concentration en oxygène dissous dans l'eau est un paramètre déterminant pour la vie aquatique. L'oxygène dissous est à la fois nécessaire pour la respiration de la faune aquatique, et pour l'oxydation de la matière organique. Un cours d'eau s'oxygène naturellement au contact de l'air, et particulièrement dans les zones de remous. Le taux d'oxygène dissous est dépendant de la température de l'eau (Hébert & Légaré, 2000 ; Cocquerez & Iribarne, 2017). C'est un facteur essentiel à la vie aquatique, en particulier aux organismes assurant l'autoépuration des rivières, ce qui fait de cet élément un bon indicateur de pollution d'un cours d'eau et du suivi de son autoépuration (Derwich et al., 2008).

La concentration de l'eau en oxygène dissous, et plus spécialement sa valeur minimale, constitue un facteur limitant très important de la présence des poissons. Ce facteur reflète surtout les influences anthropiques comme l'eutrophisation (Philippart, 1989). Les espèces qui vivent dans les cours d'eau n'ont pas la même tolérance au manque d'oxygène dissous. En dessous d'une concentration de 7 mg/l les salmonidés sont impactés, alors qu'elle est de 5 mg/l pour les cyprinidés. Entre également en compte l'âge des individus, avec une fragilité accrue des juvéniles (alevins) qui se déplacent moins facilement vers les zones plus riches en oxygène (Cocquerez & Iribarne, 2017).

I.1.2. Surveillance biologique

La diversité des sources de pressions sur les milieux aquatiques (chimique et physique) associée aux interactions complexes et souvent mal connues du cumul de ces altérations, ont engendré la nécessité de développer des indicateurs intégrateurs des milieux. Ainsi la connaissance des critères physico-chimiques des eaux n'est pas suffisante et demande à être complétée par la caractérisation de communautés biologiques indicatrices afin de diagnostiquer la qualité de l'eau et des biocénoses a posteriori d'une perturbation (MDDEP, 2008 ; Kenney et al., 2009).

Le concept de biosurveillance (ou biomonitoring) qui repose sur l'étude de la réponse biologique des organismes aux polluants, est aujourd'hui en plein essor. Les effets biologiques des polluants peuvent en effet être assimilés à des indicateurs biologiques de pollution dans le règne animal et végétal (Afri-Mehennaoui, 1998). Ainsi Touzin (2008) définit la biosurveillance comme étant l'utilisation d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes à tous les niveaux d'organisation biologique, moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique et écologique. Donc un bioindicateur peut se définir comme une espèce ou un groupe d'espèces végétales ou animales dont les caractéristiques observées (occurrence, abondance, biomasse, caractéristiques ou « traits » biologiques) fournissent une indication sur le niveau de dégradation du milieu (Reyjol et al., 2013) ; Ces organismes sont surveillés afin de détecter tout changement (biochimique, physiologique ou comportemental) pouvant indiquer un problème au sein de leur écosystème. Les bio-indicateurs peuvent nous renseigner sur les effets cumulatifs des différents polluants dans l'écosystème (Kripa et al., 2013). La bioindication réfère donc à un processus d'analyse de divers indicateurs biologiques (Benoit-chabot, 2014).

A la lecture de la littérature scientifique sur le sujet, notre attention avait été retenue par l'existence de différentes approches pour la bio-surveillance des milieux aquatiques. On peut ainsi distinguer :

- des études *in situ*, soit directes sur des organismes collectés sur le site (bio-indication passive), soit indirectes, sur des organismes transférés sur le site (bio-indication active) ;
- des bio-essais, dans lesquels les espèces vivantes sont exposées au laboratoire à des échantillons prélevés sur un site pollué ;
- des indicateurs biologiques, obtenus par l'étude des communautés vivant en périphérie du site.

Ainsi, il a été montré qu'il existe deux types de bio-indication (Fig. 1):

- Les indicateurs avec un temps de réponse court (heures, jours) mais dont la signification écologique est faible peuvent être utilisés pour émettre des signaux précoces de la perturbation du milieu.

Ces indicateurs (biochimiques, physiologiques ou enzymatiques, appelés également biomarqueurs) réagissent avant que des altérations de l'écosystème soient observables.

- Les indicateurs avec un temps de réponse long (années) mais dont la signification écologique est forte permettent une bonne évaluation des effets à long terme d'une perturbation.

Ces indicateurs sont basés sur l'étude des populations (structure démographique, qualité de la reproduction, etc.) et des peuplements (diversité, assemblages, etc.)(Amara, 2011)

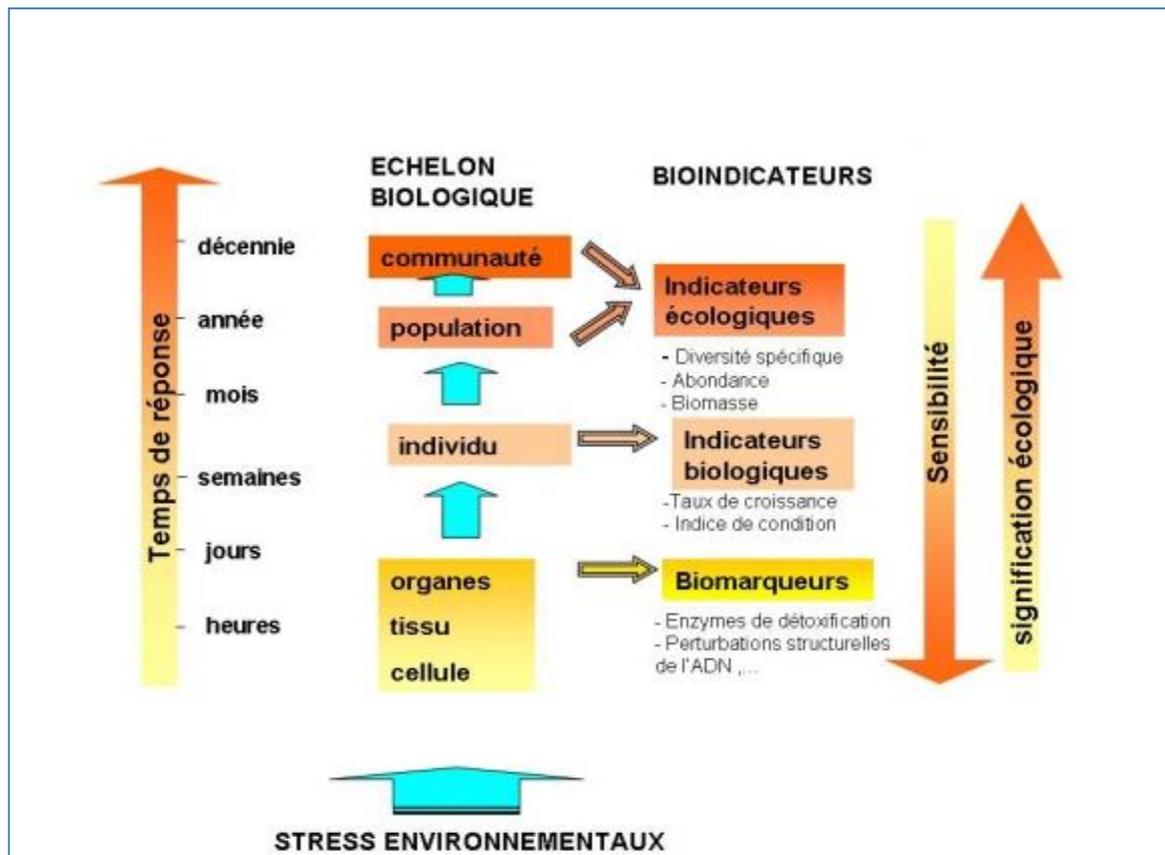


Figure 1. Diagramme illustrant les différentes approches liées à l'évaluation de la qualité environnementale (Amara, 2011).

Ces indicateurs biologiques sont également des organismes de niveau trophique inférieur, tels que les algues ou macroinvertébrés benthiques, ainsi que des espèces du niveau trophique supérieur, telles que le poisson (Kenney et al., 2009).

I.1.2.1. L'utilisation des macroinvertébrés benthiques comme bioindicateur

Parmi ces indicateurs animaux, les macroinvertébrés qui sont à la base de différents indices biotiques pour la plupart basés sur l'abondance ou la richesse d'un certain nombre de groupes taxonomiques indicateurs (Tachet *et al.*, 2006 ; Ben moussa *et al.*, 2014) ; donnent une vision synthétique de l'état des cours d'eau (Dumontier & Dethier, 1993).

La biodiversité des macroinvertébrés benthiques présents dans un écosystème aquatique, et leurs abondances relatives, aident à faire des inférences sur la charge de pollution, puisqu'ils sont de bons indicateurs des altérations de l'habitat/hydro-morphologie (Benetti *et al.*, 2012 ; Tenkiano, 2017 ;Barbosa-Vasconcelos, 2018) ; de même ces organismes aquatiques réagissent à toutes les altérations physico-chimiques et la biocénose garde longtemps la trace d'une pollution même passagère (Beauger, 2008 ; Karrouche *et al.*, 2009).

Les macroinvertébrés constituent un groupe taxonomique très hétérogène regroupant plusieurs Phylums. Cette grande diversité de formes confère à ce groupe une grande diversité de réponses potentielles aux perturbations, et de ce fait, de bons candidats pour la bio-évaluation (Tachet *et al.*, 2006 ; Archambault & Dumont, 2010). Ce groupe de grande diversité et importance écologique constituée d'invertébrés de taille macroscopique, normalement plus de 1 mm, vivant en permanence ou à certaines périodes de leur cycle de vie liés au milieu aquatique (Benetti *et al.*, 2012). Ce sont des organismes aquatiques dépourvue de colonne vertébrale, visibles à l'œil nu tels que les insectes, les crustacés, les annélides, les mollusques, sangsues et les vers qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs ou des mousses et algues qui le tapissent (Tachet *et al.*, 2006 ; Boissonneault, 2006; Touzin, 2008 ; Moisan, 2010 ;MDDEFP, 2013 ; Agouridis *et al.*, 2015).

Ces organismes présentent l'avantage d'être le plus souvent tributaires d'un milieu, de répondre rapidement aux stress et de constituer un des premiers maillons de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques, puisqu'ils sont une source de nourriture primaire pour plusieurs espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux (Pelletier, 2013; MDDEFP, 2013 ; Agouridis *et al.*, 2015 ; Koudenoukpo *et al.*, 2017 ; Tenkiano, 2017). Avec un large éventail de niveaux trophiques (Kripa *et al.*, 2013). De nombreux macroinvertébrés se nourrissent de matières organiques telles que les feuilles et les algues (Agouridis *et al.*, 2015).

Les filtreurs suspensivores et les fouisseurs benthiques se nourrissent principalement de particules organiques (phytoplancton, débris de plantes terrestres et d'organismes aquatiques, fèces, résidus de produits pétroliers, etc.) (**Pelletier, 2013**).

En raison de leurs cycles de vie courts (généralement une année dont la majeure partie est passée dans l'eau) et de leur relative immobilité, les macroinvertébrés aquatiques sont de bons indicateurs de la santé des cours d'eau. Leur survie est directement liée à leur habitat. Aux fins de l'évaluation, l'avantage d'un cycle de vie court signifie que les changements récents dans la qualité de l'eau sont reflétés dans la population de macroinvertébrés. Une immobilité relative signifie que la relocalisation est difficile. Les macroinvertébrés aquatiques ne peuvent pas passer rapidement à un autre cours d'eau si celui dans lequel ils vivent se pollue. Cette vie plutôt stationnaire crée une opportunité d'utiliser des macroinvertébrés aquatiques pour évaluer les conditions des cours d'eau localisés (**Bernardet, 2013 ; Agouridis et al., 2015**).

En effet, ils sont relativement sédentaires (comparés à certains poissons), et pour beaucoup d'entre eux, inféodés à certains types de substrats. Pour la plupart, dans des conditions normales, ils ont une mobilité réduite sur les supports aquatiques (quelques mètres). Certains compensent toutefois ce handicap par des capacités de dérive active (mise en suspension dans le courant), souvent rythmés, pour se disperser ou quitter un environnement qui ne répond plus à leurs besoins (respiration, nourriture, nymphose). Face à des perturbations ou des pollutions majeures, mis à part cette possibilité de dérive, ils ne peuvent que subir ou mourir. Cette vie plutôt stationnaire crée une opportunité d'utiliser des macroinvertébrés aquatiques pour évaluer des conditions environnementales d'un milieu donné (**Grall & Coïc, 2006 ; Archaimbault & Dumont, 2010 ; Agouridis et al., 2015**).

En outre, leurs sensibilités sont variables et différenciées face aux différents types de polluants, et leurs réactions sont généralement rapides. Ainsi, leurs communautés sont capables de présenter un gradient caractéristique de réponses selon l'intensité et la nature du stress. De plus, leur durée de vie est suffisamment longue (quelques mois à quelques années) pour fournir un enregistrement intégré de la qualité environnementale. Enfin, les macroinvertébrés dans leur ensemble sont ubiquistes dans les réseaux hydrographiques. Même si certains se rencontrent plus spécifiquement dans certains types d'habitats, tous les habitats sont potentiellement colonisés par les macroinvertébrés. Ils sont abondants et relativement faciles à collecter.

De plus, leur prélèvement a peu d'effets nuisibles sur le biote résident. Leur identification n'est pas aussi difficile que celle des micro-organismes et du plancton, et de nombreux ouvrages de détermination sont disponibles (**Archaimbault & Dumont, 2010 ; MDDEFP, 2013 ; Koudenoukpo et al., 2017**).

La qualité de l'eau est l'un des principaux facteurs contrôlant la composition des espèces aquatiques de macroinvertébrés dans un cours d'eau. Différents macroinvertébrés aquatiques se sont adaptés pour vivre dans différents habitats. Chaque type de macroinvertébrés aquatique a un niveau de tolérance à la pollution différent. Certains macroinvertébrés sont très sensibles aux changements de la qualité de l'eau et ne peuvent survivre que dans des cours d'eau peu pollués, avec des températures fraîches et des eaux très oxygénées. D'autres types de macroinvertébrés aquatiques peuvent tolérer des eaux polluées (**Linares et al., 2013 ; Agouridis et al., 2015 ; Tenkiano, 2017**). L'absence d'espèces sensibles et la présence d'espèces tolérantes indiquent une détérioration de la qualité de l'eau (**Kripa et al., 2013**).

Les macroinvertébrés benthiques ont fait l'objet d'un certain nombre d'études sur des régions méditerranéennes concernant leur diversité (**Elliot & Décamp, 1973 ; Castellato et al., 1980 ; Poulicek, 1984 ; Dopagne & Dethier, 2000 ; Jourdan & Petit, 2000 ; Berryman et al., 2003 ; Crose et al., 2004 ; Gnohossou, 2006 ; Grall & Coïc, 2006 ; Mocq, 2007 ; Beauger, 2008 ; Ngera et al., 2009 ; Karrouch & Chahlaoui, 2009 ; Kenney et al., 2009 ; Korbaa et al., 2009 ; Archaimbault & Dumont, 2010 ; Sharma & Chowdhary, 2011 ; Benetti et al., 2012 ; Bouchelouche et al., 2013^a ; Biotop, 2014 ; Agouridis et al., 2015**). Leur utilisation comme biomarqueur (**Prygiel & Billon, 2013**), comme bioindicateur (**Lang, 2009 ; Kripa et al, 2013 ; Fergani & Arab, 2013 ; Reyjol et al., 2013 ; Ménetrey, 2015 ; Renou et al., 2015 ; Koudenoukpo et al., 2017**). Ainsi que leur contamination par le mercure (**Bouchelouche et al., 2013^b**) et par d'autres éléments métalliques (**Afri- Mehennaoui, 1998 ; Djeddi & Laouar, 2001 ; Sahli, 2002 ; Afri- Mehennaoui, 2006**) et enfin comme guide de surveillance biologique (**Moisan & Pelletier, 2011 ; MDDEFP, 2013**).

Il nous a semblé donc intéressant d'entamer une étude sur la diversité et la bioaccumulation des éléments trace métalliques aussi de détecter le niveau de contamination de ce maillon très important dans la chaîne alimentaire au niveau du barrage Béni Haroun.

Ces macroinvertébrés benthiques n'ont jamais été utilisés comme bio-indicateur de la pollution de ce barrage à ce jour d'où l'intérêt de leur choix afin d'apporter un complément aux études déjà réalisées visant les sédiments et les poissons seulement (**Melghit, 2012 ; Habila, 2018**).

I.1.2.2. L'utilisation des poissons comme bioindicateur

Les poissons peuplent la quasi-totalité des milieux aquatiques et occupent de vastes aires de répartition et des habitats très diversifiés. Leur degré d'évolution et leur niveau avancé dans les réseaux trophiques leur confèrent des propriétés intégratives des paramètres fluctuants de l'environnement et les rendent particulièrement intéressants en tant que modèle biologique et écologique ; il apparaît donc comme un très bon indicateur de l'ensemble des perturbations du milieu (**Amara, 2011 ; Renou et al., 2015**). De plus, les poissons ont une durée de vie plus longue et donc intègrent les signaux de la pollution à la différence des mesures ponctuelles de la chimie de l'eau (**Amara, 2011**).

Les poissons sont particulièrement vulnérables car ils ne peuvent pas échapper aux effets néfastes des polluants. En outre, les poissons sont considérés comme une espèce clé pour étudier la contamination par les métaux, car ils explorent librement les différents niveaux trophiques de l'écosystème aquatique (**Agah et al, 2009 ; Nawaz et al., 2010 ; Mahboob et al., 2016 ; Abdel Khalek et al., 2016**). Ils sont plus sensibles à la contamination par les métaux que toute autre faune aquatique en raison de la quantité importante qu'ils bioaccumulent (**El-Ishaq et al., 2016**).

I.2. Pollution métallique des écosystèmes aquatiques

La pollution par les métaux lourds est un problème d'actualité qui préoccupe toutes les communautés soucieuses de maintenir leur patrimoine hydrique à un certain degré de qualité (**Abrid et al., 2014**). Cette pollution est devenue un problème mondial ces dernières années, car ils ne se dégradent pas et la plupart d'entre eux ont des effets toxiques sur les organismes. Parmi les polluants environnementaux, les métaux sont particulièrement préoccupants en raison de leur effet toxique potentiel et de leur capacité de bioaccumulation dans les écosystèmes aquatiques (**Fernandes et al., 2008**).

L'évaluation de la pollution par les Eléments Trace Métalliques (ETM) et l'identification des sources de pollution reposent sur des principes relativement simples de mesure des concentrations, de calcul d'indices et de leur comparaison avec les normes établies qui varient en fonction de la nature de l'élément, de sa toxicité et du milieu récepteur. Les méthodes d'évaluation visent généralement à s'affranchir du bruit de fond naturel (**Sahli et al., 2014**).

I.2.1. Définition des métaux lourds

On appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels caractérisés par une masse volumique élevée, supérieur à 5g par cm³ (**Callender, 2003**). Ils présentent une rémanence environnementale importante du fait de leurs aptitudes à se fixer en grande quantité dans les sols, les sédiments, et les êtres vivants (**Beck, 2011**).

L'appellation « élément traces métallique (ETM) » est mieux adaptée que « métaux lourds ». Elle vient du fait que certains éléments traces sont des métaux, tels que Cd, Cr, Pb et Cu, tandis que d'autres ne sont pas particulièrement « lourds » tels que le zinc et l'arsenic qui est un métalloïde (**Picot, 2002 ; Elazhari, 2013**). Ces éléments métalliques ou métalloïdes sont dits « traces » car ils sont présents en faibles concentrations dans la croûte terrestre ou les organismes vivants (**Dauget et al., 2011**). Les ETM sont des polluants pour les écosystèmes aquatiques du fait de leur toxicité et leur capacité de s'accumuler dans le biote. En outre ils sont non biodégradables et leur concentration dans les environnements aquatiques s'accroît considérablement (**Coulibaly et al., 2009 ; Dauget et al., 2011 ; Emad et al., 2012 ; Singh & Singh, 2014 ; Belabed et al., 2017 ; Merhaby et al., 2018**).

Les ETM sont distribués dans tous les compartiments abiotiques (eau, sédiments) et biotiques (flore et faune) et se trouvent dans des composants solubles, colloïdaux et particulaires; principalement sous forme de cations métalliques (**Du Laing et al., 2009 ; Singh & Singh, 2014**). Ils désignent des oligo-éléments indispensables aux processus biologiques, mais toxiques à des teneurs élevées (fer, zinc, cuivre, sélénium, chrome, molybdène, nickel, cobalt, vanadium, manganèse, chrome, arsenic et titane). D'autres ETM, tels que plomb, cadmium, mercure et antimoine, dont le caractère essentiel pour les être vivants n'est pas démontré, sont considérés comme des contaminants stricts et sont toxiques pour les êtres vivants à de très faibles concentrations (**Belabed et al., 2008 ; Dauget et al., 2011 ; Belabed et al., 2017**).

I.2.2. Sources des ETM

Les ETM sont parmi les polluants environnementaux les plus courants et leur présence dans les eaux et le biote indique la présence d'une contamination naturelle ou anthropique (**Bartoli et al, 2012**). **Oursel (2013)** confirme que dans les écosystèmes aquatiques, les ETM ont diverses origines, qui peuvent être regroupées en deux catégories : naturelle et anthropique (Fig.2).

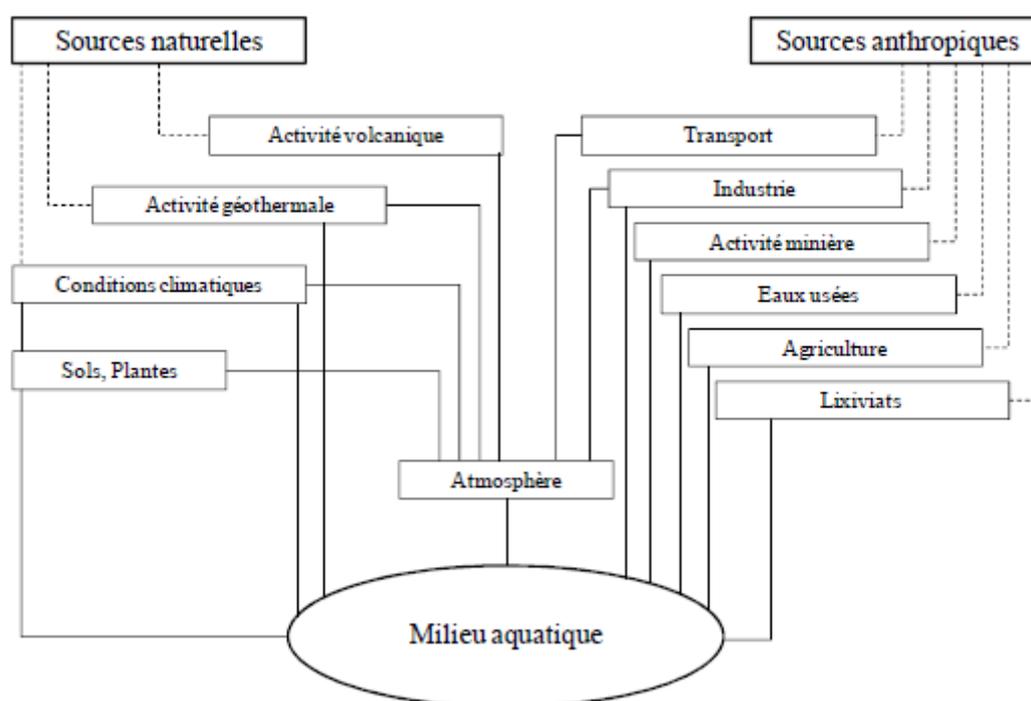


Figure 2: Schéma synthétisant les sources d'ETM dans le compartiment aquatique (adapté de Gaillardet et *al.*, 2003 in **Oursel, 2013**).

L'entrée d'éléments métalliques traces dans les habitats aquatiques peut également résulter soit de rejets directs dans les écosystèmes marins et d'eau douce en raison de certains rejets de sources ponctuelles, comme des usines ou d'autres activités humaines, soit de voies indirectes comme les sites d'enfouissement humides ou secs (**Belabed et al., 2017**). Ils sont introduits dans un système aquatique par l'intermédiaire de phénomènes naturels tels que l'érosion mécanique ou chimique des roches, les éruptions volcaniques ou les dépôts atmosphériques (**Centre d'expertise Québec, 2003 ; Emad et al., 2012 ; Bartoli et al., 2012 ; Singh & Singh, 2014 ; Emourgeon, 2014 ; Merhaby et al., 2018**). Ainsi, la colonne d'eau et les sédiments de fond contiennent une certaine concentration naturelle d'éléments traces qui correspond au « fond géochimique » naturel (Tab.1).

Il peut être régional ou local en fonction de la superficie prise et peut fortement varier d'une région à l'autre en fonction de la nature du matériau parental des roches érodées, de la géologie locale, ou des processus pédogéniques (**Oursel, 2013 ; Hayzoun, 2015**).

Tableau 1 : Exemple de fond pédogéochimique naturel observé dans la croûte continentale supérieure ([UCC] **Wedepohl, 1995**) et (**ABRMC, 1991**).

ETM	Fond géochimique naturel UCC (µg/g)	Fond géochimique naturel ABRMC (µg/g)
Cu	14,3	26
Zn	52	88
Pb	17	28
Fe	30890	2000
Se	0,083	0,7

La contamination des sédiments résulte principalement d'activités anthropiques qui libèrent des métaux lourds dans des bassins hydrographiques à prédominance humaine (**Dahri et al., 2018**). En effet, il existe une forte et longue histoire d'association entre les métaux et le développement social (**Merhaby et al., 2018**). Les activités anthropiques produisant des ETM sont diverses et principalement liées à l'urbanisation, l'intensification agricole et les activités industrielles (**Belabed et al., 2017**). En outre, ces émissions proviennent des activités métallurgiques et minières, de l'incinération d'ordures ménagères, de la combustion des matériaux fossiles et des carburants, de l'agriculture (amendements et engrais commerciaux), des effluents domestiques et industriels, etc. (**Hayzoun, 2015**).

I.2.3. Argumentaire sur les éléments traces métalliques pris en compte

Dans cette étude, cinq métaux ont été choisis (le cuivre, le zinc, le fer, le sélénium et le plomb). Pourquoi distinguer ces cinq métaux ? Les quatre premiers sont indispensables au déroulement des processus biologiques et deviennent toxiques au-delà d'un certain seuil. En revanche le plomb est un élément très toxique pour les êtres vivants à faibles concentrations.

I.2.3.1. Le cuivre (Cu)

Le cuivre, le 29^{ème} élément et le premier du groupe IB du tableau périodique (M:63,546), possède 4 niveaux d'oxydation: CuO (cuivre métallique), Cu⁺ (ion cuivreux), Cu²⁺ (ion cuivrique) et Cu³⁺ (cuivre trivalent). C'est un métal de transition, rouge-brun, malléable et ductile, excellent conducteur électrique et thermique, relativement résistant à la corrosion, il réagit à chaud avec les acides oxydants, le chlore, le soufre et le phosphore. Il est oxydé à froid par l'air humide contenant du gaz carbonique ce qui donne le vert-de-gris.

Il fournit des composés toxiques sous l'action des acides faibles, en particulier de l'acide acétique (vinaigre). Il ne réagit, ni avec l'oxygène de l'air, ni avec l'eau (**Vinot, 2004 ; Beck, 2011**).

Le Cuivre est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et particulièrement de sa conductibilité électrique et thermique. Il est très largement employé dans la fabrication de matériels électriques (fils, enroulements de moteurs, dynamos, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie. Le cuivre fait l'objet d'une importante activité artisanale, la dinanderie, qui fait la réputation de la ville de Constantine et sa région. Présent dans l'environnement, sa concentration dans l'écorce terrestre est estimée à environ 70 ppm (30 à 100 ppm) (**INERIS, 2004**). Les formes CuSO₄, CuOH₂ et CuCl₂ sont solubles dans l'eau, son comportement est influencé par de nombreux paramètres : complexation avec des ligands organiques ou minéraux, adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulières... (**Fauconnier et al., 2011**).

L'absorption du Cu ingéré par l'organisme est de l'ordre de 50%. La pénétration se fait aussi par voie respiratoire ; sa fixation est surtout hépatique. Après passage de la bile et reprise dans un cycle entérohépatique, l'élimination a lieu par voie digestive et accessoirement par l'urine et la sueur (**Viola & Botta, 2007**).

I.2.3.2. Le zinc (Zn)

Le zinc a été découvert par Andreas Marggraf (Allemagne) en 1746. La dénomination du zinc vient étymologiquement de l'allemand zink. C'est un élément métallique de numéro atomique 30, de masse atomique M:65,37 et de symbole Zn; il appartient au groupe II b de la classification périodique des éléments. Le zinc représente environ 0,02 % de la lithosphère; il est donc relativement abondant.

Le zinc est un métal bleu-gris qui se travaille bien aux températures normales ; il est ductile et malléable entre 100 et 150°C. Le zinc est un métal très réducteur qui réagit avec les bases et les acides (**Vinot, 2004**). Les différentes sources anthropiques de pollution sont l'épandage agricole d'effluents d'élevage ou de boues urbaines, les activités urbaines et le trafic routier (**Qasim, 2015**).

Le zinc est un oligoélément entrant dans la composition de nombreuses métallo-enzymes. Il se distribue surtout dans le foie, le rein, les muscles, les os. Sa liaison avec la métallothionéine constitue une forme de stockage hépatique. Son élimination est essentiellement fécale, secondairement urinaire et sudorale (**Viola & Botta, 2007**).

I.2.3.3. Le plomb (Pb)

Ce métal est présent dans l'eau douce sous différentes formes : une forme ionisée (forme minérale) dans les eaux acides et douces et sous forme tétra-alkylée (forme organique). De façon générale, les sels de plomb sont peu solubles et se complexent rapidement dans les sols et les sédiments ou précipitent même dans l'eau en présence de certains ions (**Beck, 2011**).

Pendant la première moitié du siècle, le plomb a été utilisé dans l'industrie, l'imprimerie et les peintures. Dans la seconde moitié du siècle, l'utilisation dominante était liée aux carburants automobiles, le plomb étant ajouté à l'essence comme antidétonant. Cette utilisation est aujourd'hui prohibée (**Miquel, 2001**). Il a une toxicité aiguë sur les organismes à partir de 0,1mg/l; il se concentre de plus le long de la chaîne alimentaire (**Gaujous, 1995**).

Les composés liquides du plomb sont extrêmement volatils et pénètrent facilement dans l'organisme par la voie respiratoire mais aussi par la peau. Comme ils sont très liposolubles, ils passent immédiatement dans le sang et, par leur capacité de bioaccumulation, ils vont, dans un premier temps, se stocker dans le foie. Pour s'en débarrasser, le foie va leur retirer, grâce à des enzymes d'oxydation, un de leurs quatre groupements alkyles. Ainsi, le plomb tétraéthyle va conduire au plomb triméthyle qui, grâce au sang, va se répartir dans tout l'organisme et se stocker préférentiellement dans le cerveau où il va entraîner des processus inflammatoires très graves qui vont aboutir à une encéphalite parfois mortelle (**Bendada, 2011**).

I.2.3.4. Le fer (Fe)

Le fer du latin « *ferrum* », est un élément métallique blanc argenté, de symbole Fe, magnétique et malléable. C'est un élément de transition le plus abondant, de numéro atomique 26, constituant 4.7% en masse de la croûte terrestre avec une densité 7.86 g/cm³ et un point de fusion de 1537°C (Levesque, 1979 ; Bliefert & Perraud, 2001). Il est classé au quatrième rang des éléments de la croûte terrestre par ordre d'abondance, sa présence dans l'eau peut avoir diverses origines : lessivage des terrains avec dissolution des roches et des minerais contenus dans le sous-sol ; rejets industriels (pollutions minières, métallurgiques, sidérurgiques) ; corrosion des canalisations métalliques (en fonte ou en acier) ou existence de dépôts antérieurs. Le fer se trouve généralement à l'état divalent dans les eaux qui ne se trouvent pas en contact avec l'air, par contre dans les eaux superficielles exposés à l'air, le fer est entièrement ou partiellement à l'état ferrique (Fe⁺³) (Gunnar et al., 2007).

Son comportement benthique est beaucoup plus complexe que celui du manganèse car il intervient dans un grand nombre de cycles géochimiques et sous de nombreuses formes. La diversité des oxydes et oxyhydroxydes de Fe, des sulfures et des silicates de Fe complique les choses (Lagauzère, 2008).

I.2.3.5. Le sélénium (Se)

Le sélénium (symbole Se, numéro atomique 34) est un métalloïde qui appartient au groupe VI (oxygène, soufre, polonium, tellurium) du tableau périodique.

Il ressemble étroitement au soufre (S) par ses propriétés chimiques telles que taille atomique, énergies de liaison, potentiels d'ionisation et principaux degrés d'oxydation (Fournier, 2005). Il existe dans l'environnement sous différentes formes, la forme élémentaire, les formes oxydées (les sélénites Se (IV) et les sélénates Se (VI)) et des formes réduites qui comprennent des formes organiques méthylées volatiles et inorganiques. Dans les milieux aquatiques, le Se existerait principalement sous deux états d'oxydation: sélénite Se (IV) et séléniate Se (VI). Il peut être soit absorbé par les organismes, soit former des complexes avec la matière particulaire et les sédiments de surface ou être dissous en solution (Ouedraogo, 2012).

Le sélénium peut pénétrer dans l'organisme par toutes les voies. Il peut être stocké par le foie, le rein, la rate et les muscles. L'élimination est d'abord rapide puis très lente ; elle se fait majoritairement par voie urinaire, accessoirement par voies digestive et pulmonaire (Viola & Botta, 2007).

I.2.4. Distribution et spéciation des ETM dans les systèmes aquatiques

Dans les écosystèmes aquatiques, les ETM peuvent être sous forme dissoute, colloïdale et particulaire. Sous cette dernière forme, ils peuvent se déposer au fond de la colonne d'eau et s'accumuler dans les sédiments (**Hayzoun, 2015**). Les ETM peuvent exister sous des formes chimiques variées (espèces) : libre, complexé avec un ligand « simple » organique ou inorganique, complexé avec un colloïdal ou macromoléculaire, adsorbé ou incorporé à des particules en suspension, adsorbé ou assimilé par un organisme vivant (**Oursel, 2013 ; Hamzeh et al., 2014**). Du point de vue toxicité, l'influence d'un ETM sur l'environnement n'est pas la même selon sa forme chimique.

Par conséquent, l'analyse de la spéciation d'un ETM est la base de la compréhension de son devenir dans un milieu aquatique. La spéciation chimique d'un ETM correspond à l'ensemble de ses formes/espèces chimiques présentes dans un écosystème donné (**Oursel, 2013 ; Urien, 2015**). Cette spéciation conditionne son devenir et son transfert dans le milieu ainsi que sa biodisponibilité et sa toxicité dans l'environnement (**Hamzeh et al., 2014**).

I.2.4.1. Compartiment sédimentaire

Le sédiment constitue un compartiment dynamique et essentiel dans les écosystèmes aquatiques. Il joue un rôle important pour de nombreux animaux et végétaux en tant qu'habitat ou site de ponte (**Milenkovic et al., 2005**). Les sédiments superficiels, situés dans les premiers décimètres sous l'interface eau/sédiment, représentent un écosystème fortement structuré et dynamique (**Lagauzère, 2008**). Cependant, il présente la caractéristique d'adsorber des polluants, pouvant être toxiques pour les organismes et agissant alors comme un réservoir et une source secondaire de contamination à long-terme (**Babut & Perrodin, 2001**).

Selon la morphologie de la rivière et les conditions hydrologiques, les particules en suspension et les contaminants connexes peuvent se décanter le long du cours d'eau et faire partie des sédiments du fond (Fig.3), souvent à plusieurs kilomètres en aval des sources chimiques (**Milenkovic et al., 2005**). Sa surveillance est donc nécessaire pour protéger l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques. La contamination des sédiments existe donc et présente des risques pour l'environnement aquatique car elle peut engendrer des effets négatifs sur la faune et la flore. Ce risque existe aussi pour l'homme par le biais d'expositions directes et indirectes (**Flük et al., 2012**).

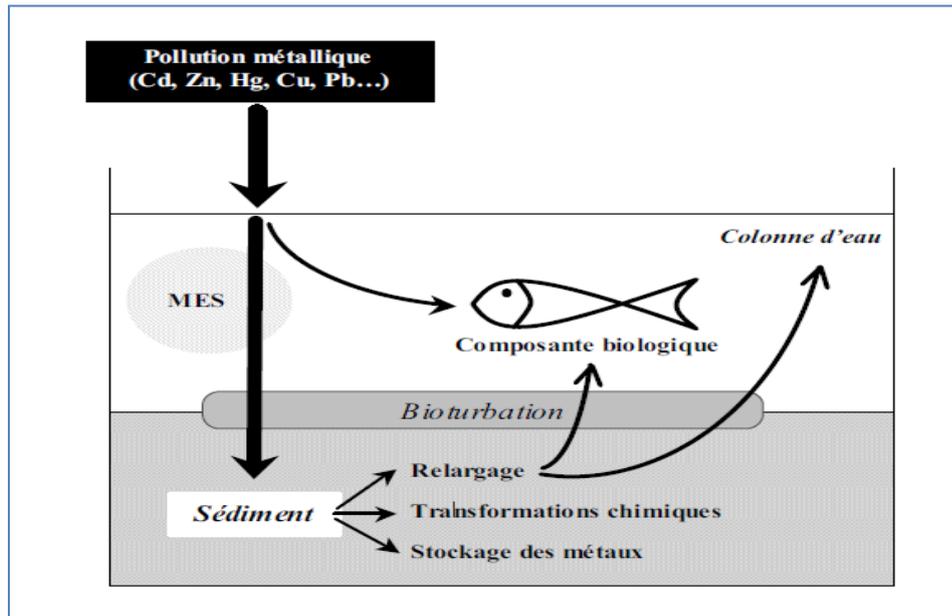


Figure 3 : Importance des sédiments en Ecotoxicologie aquatique (Ciutat, 2003).

- **Définition, origine et formation des sédiments**

Le processus global de sédimentation débute par la chute des particules organiques et minérales dans la colonne d'eau, se poursuit par leur transformation biogéochimique dans la zone benthique et leur enfouissement pour constituer le sédiment et devenir à plus long terme de la roche sédimentaire (Lagauzère, 2008).

Les sédiments 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. 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 (Elazhari, 2013).

- **Composition physique des sédiments**

Selon Forstner (1986) le sédiment présente principalement 3 composantes:

- Eau interstitielle : correspond à l'eau qui occupe l'espace entre les particules sédimentaires et représente une fraction importante du sédiment ;
- Phase inorganique : Elle est formée de minéraux provenant de l'érosion de l'écorce terrestre et de débris coquilliers. Composée principalement d'argiles, de carbonates et de silicates.
- Phase organique : Elle n'occupe qu'un faible volume du sédiment (quelques %) et régule la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants.

Les particules solides qui constituent les sédiments peuvent être d'origine naturelle ou anthropique (AEAP, 2000) :

- Origine naturelle : les particules peuvent être soit endogènes ou exogènes au cours d'eau :

-Les particules endogènes sont principalement constituées de matière organiques essentiellement des organismes aquatiques appartenant aux règnes animal ou végétal (plancton, plantes, algues,...) ;

- Les particules exogènes sont principalement des particules minérales provenant d'une part de l'érosion éolienne des sols et d'autre part de l'érosion hydrique du bassin versant et des phénomènes de ruissellement. Les particules exogènes peuvent également être de nature organique, principalement des feuilles d'arbres transportées par le vent dans le canal.

- Origine anthropique : les particules peuvent être de nature organique ou minérale et proviennent des activités industrielles, urbaines et agricoles.

- **Composition granulométrique des sédiments**

Selon les régions géographiques, les sédiments peuvent avoir des granulométries très différentes. On distingue les argiles de taille inférieure à 2 μm , les limons de 2 à 50 μm et les sables de 50 μm à 2 mm (Fig.4).

Suivant l'AEAP (2000), les pourcentages des différentes fractions dépendent de la région et de la nature du milieu aquatique (rivières, estuaires, zones côtières, ...).

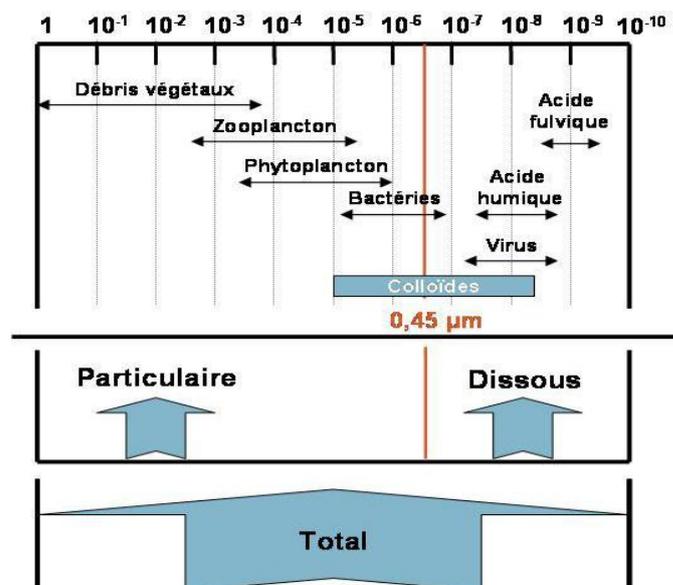


Figure 4 : Spectre des tailles (en mètre) de particules dans le milieu aquatique et schématisation des différentes fractions (Lesven, 2008).

- **Interactions entre les métaux lourds et les sédiments**

L'étude des métaux lourds dans les sédiments est une contribution à la détermination, à la compréhension et à la prévision de la pollution métallique. Le choix de sédiment réside dans le fait qu'il constitue un milieu propice d'accumulation, reflète la pollution du milieu aquatique et donne un historique sur les polluants (**Abrid et al., 2013**). Les sédiments sont des mélanges de différents composants d'espèces minérales ainsi que de débris organiques, se sont un important vecteur de métaux lourds dans le milieu aquatique (**Emad et al., 2012**), qui représentent un puits ultime pour ces derniers par l'érosion et l'altération de leurs sources (**Seklaoui et al., 2016**).

Plus de 90 % de la charge en métaux traces dans les écosystèmes aquatiques est associée aux particules en suspension et aux sédiments par sédimentation, adsorption aux particules, précipitations et/ou coprécipitations, échange d'ions et complexation avec les matières organiques (**Fernandes et al., 2008 ; Merhaby et al., 2018**), où ils sont accumulés et peuvent atteindre des concentrations plus élevées que celles de la colonne d'eau (**Milenkovic et al., 2005**).

Les concentrations totales d'éléments traces dans les sédiments sont d'une utilité limitée pour prédire l'occurrence d'impacts environnementaux, car ces contaminants peuvent être présents sous plusieurs formes dont certaines (ex. associés à la matière organique ou aux sulfures) ne sont pas disponibles pour les êtres vivants (**Luoma 1989 ; Bartoli et al., 2012**). Certains métaux d'importance environnementale (Ag, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) ont une forte affinité pour le soufre et, par conséquent, leurs concentrations dans les eaux interstitielles sont contrôlées par des réactions de précipitation avec ce composé. L'argent (Ag), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) ayant des produits de solubilité plus faibles que celui du FeS amorphe, ont tendance à déplacer le Fe dans le FeS pour ainsi former des sulfures insolubles. Donc, d'après cette approche, tant qu'il y aura des sulfures disponibles pour que ces métaux puissent s'y lier, ceux-ci n'exerceront pas de toxicité chez les organismes qui vivent dans les sédiments (**Proulx & Hare, 2010**).

Ainsi, de nombreux processus entraînent l'oxydation des sédiments anoxiques (Fig.5), en commençant par l'oxydation microbienne des sédiments du fond, la bioturbation, la dégradation intense des matières organiques et les gradients géochimiques.

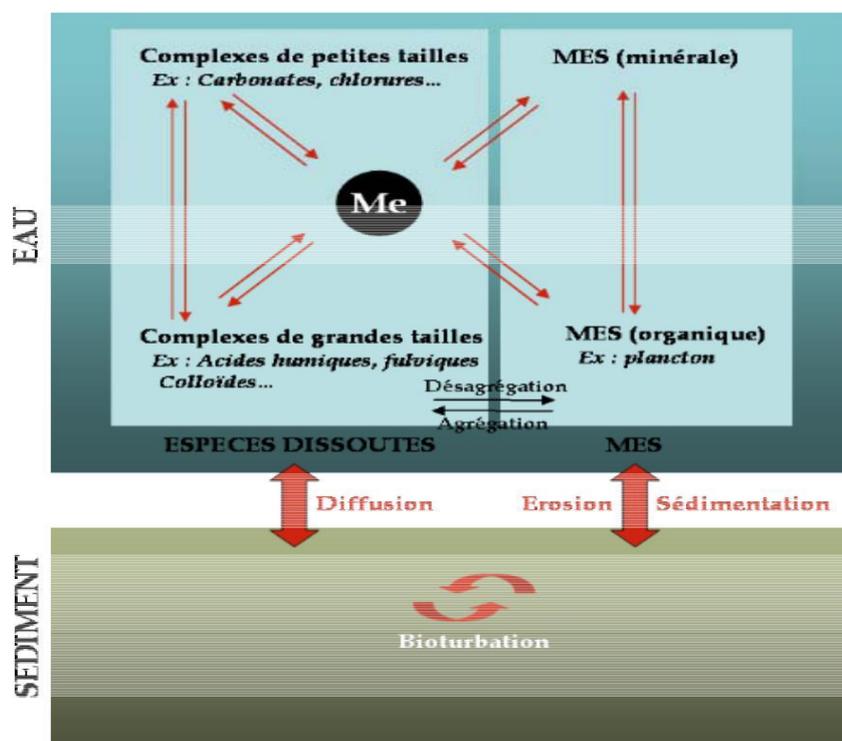


Figure 5 : Représentation de la spéciation métallique à l'interface eau-sédiment (Lesven, 2008).

La spéciation des ETM dissous est donc influencée par un grand nombre de facteurs physico-chimiques (pH, salinité, force ionique, ...) qui peuvent être soumis à des variations importantes, notamment dans des zones de mélange tels que les estuaires. Les molécules organiques présentes dans les systèmes aquatiques ont donc une importance primordiale de par leurs fortes affinités vis-à-vis des ETM (Oursel, 2013 ; Hamzeh *et al.*, 2014)

I.2.5. Bioaccumulation des ETM par les organismes aquatiques

Les métaux ont des effets divers sur les organismes aquatiques en fonction du métal et de l'organisme considéré (Gilbin, 2001). Les caractéristiques recherchées chez les bioindicateurs pour analyser la pollution par les métaux lourds sont soit une forte résistance aux effets des métaux lourds accompagnée d'une capacité de bioaccumulation de ces métaux, soit une sensibilité importante face à ceux-ci engendrant la disparition de ces espèces sensibles au profit d'espèces résistantes (Benoit-Chabot, 2014).

La mesure de la bioaccumulation, c'est-à-dire des concentrations en contaminants dans un organisme, est une mesure intégrant les fluctuations spatio-temporelles de la contamination dans un milieu donné. De plus, la bioaccumulation est directement liée à la contamination biodisponible, car elle intègre tous les paramètres biologiques et physicochimiques qui peuvent influencer la biodisponibilité (Rainbow & Phillips, 1993).

La bioaccumulation regroupe tous les processus par lesquels un contaminant va pouvoir entrer dans un organisme, être modifié par les phénomènes de métabolisation, puis être stocké ou excrété dans l'environnement (Belhoucine, 2012). Elle n'implique pas obligatoirement un accroissement de concentration d'un polluant quand il passe du biotope dans l'organisme considéré (Ramade, 2011). Donc la bioaccumulation est le processus d'assimilation et de concentration des métaux lourds dans l'organisme (Fig.6).

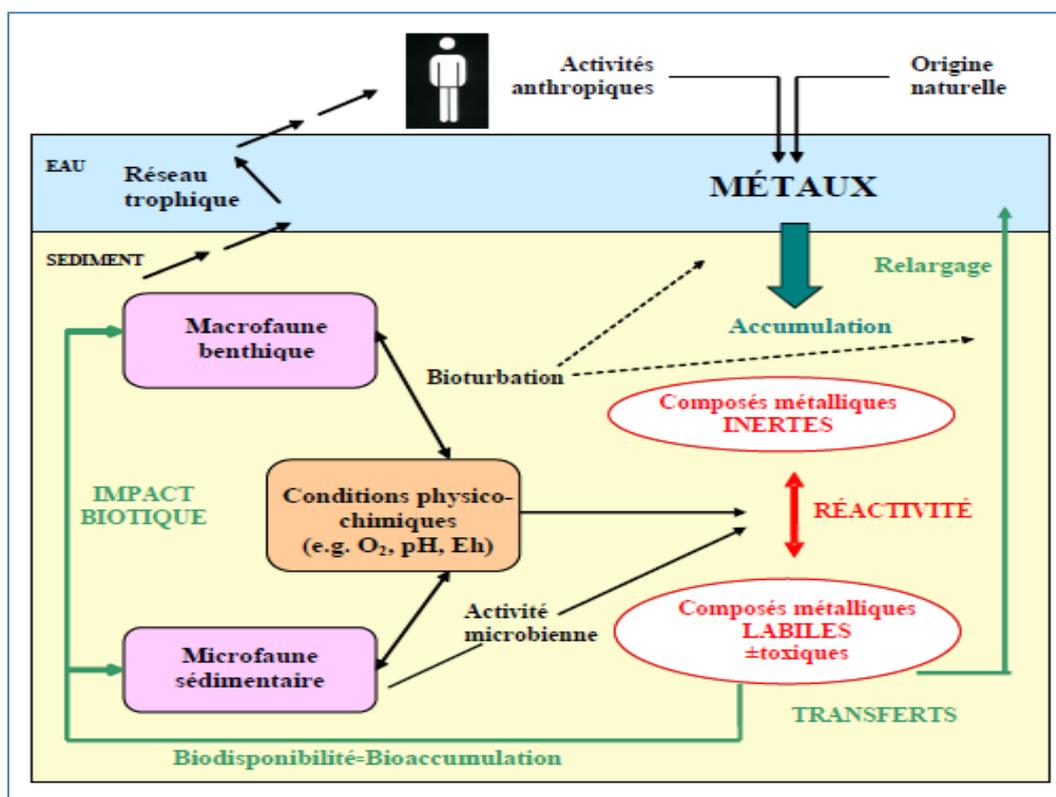


Figure 6 : Schéma conceptuel mettant en évidence le rôle des organismes benthiques sur le cycle biogéochimique des métaux au sein des hydrosystèmes continentaux (Lagauzère, 2008).

Le processus se déroule en trois temps : l'assimilation, la bioaccumulation par l'individu (bioconcentration), et la bioaccumulation entre individus (bioamplification).

I.2.5.1.L'assimilation

L'exposition aux polluants peut être réalisée à travers deux voies principales : la voie externe, par contact (par l'air ou l'eau...) qui provoque un phénomène d'adsorption (la substance toxique reste à la surface), et la voie interne par assimilation ou absorption.

Toute absorption d'un polluant n'est pas nécessairement dangereuse, cela dépend, d'une part des concentrations du polluant et d'autre part, de la fraction soluble biodisponible. La partie soluble biodisponible, assimilable, se concentre dans certains organes ou organotropisme.

Parmi les organes d'accumulation des polluants, le foie, siège de métabolisation (transformation des xénobiotiques), ou le rein, siège de l'excrétion.

L'assimilation diffère selon la nature des métaux, le cadmium, par exemple, se concentre presque exclusivement dans le tube digestif, le foie et les reins. Le plomb diffuse également dans la peau, les muscles, la colonne vertébrale. Le mercure, dans sa forme organique, diffuse dans le système nerveux et le fœtus (**Miquel, 2001 ; Baghdadi-Mazini, 2012 ; Chahid, 2016**).

I.2.5.2. La bioaccumulation par l'individu : Bioconcentration

Ce processus de bioaccumulation s'exprime par un ratio entre la concentration du composé étudié dans le milieu et la concentration dans l'organisme. Ce ratio porte le nom de facteur de bioconcentration (BCF). Les organismes vivants concentrent beaucoup plus les métaux que l'eau et l'air. L'analyse des transferts met en évidence une hiérarchie entre les espèces, classées selon leur proportion à concentrer les métaux lourds (**Baghdadi-Mazini, 2012**).

Chahid (2016) rapporte que les fruits de mer, mollusques et crustacés, et dans une moindre mesure, certains poissons sont d'excellents « capteurs de polluants ». Les concentrations de cadmium et de plomb chez les poissons sont de deux à dix fois inférieures à celles des mollusques et crustacés mais concentrent beaucoup le mercure, notamment le méthylmercure. Certains éléments dans certaines espèces induisent des protéines « les métallothionéines » dont l'un des rôles est de « détoxifier » les métaux toxiques.

I.2.5.3 La bioaccumulation entre individus : Bioamplification

Les transferts de métaux entre individus suivent un processus classique, dit « transfert trophique ». Le polluant, présent dans les algues et les microorganismes est ingéré par un herbivore, lui-même proie pour un carnivore, lui-même proie d'un super carnivore, animal ou homme. En bout de chaîne, on se trouve donc avec un consommateur final ayant bioaccumulé les formes solubles des métaux. Les concentrations augmentent au fur et à mesure que l'on progresse dans la chaîne trophique (**Viard, 2004 ; Baghdadi-Mazini, 2012 ; Chahid, 2016**). Par ailleurs, les métaux lourds qui sont bioaccumulés dans les organismes à la base du réseau trophique sont bioamplifiés à chaque échelon de la chaîne alimentaire. De ce fait, les grands prédateurs comme les poissons et les oiseaux constituent également des bons bioindicateurs de la présence de ces métaux lourds dans le milieu à l'étude (Fig.7) (**Bélanger, 2009**).

Toutefois, il faut souligner que les effets sont souvent visibles à long terme, compte tenu du fait que le phénomène de bioamplification à travers les échelons du réseau trophique se produit sur une échelle de temps plus grande (Benoit-Chabot, 2014).

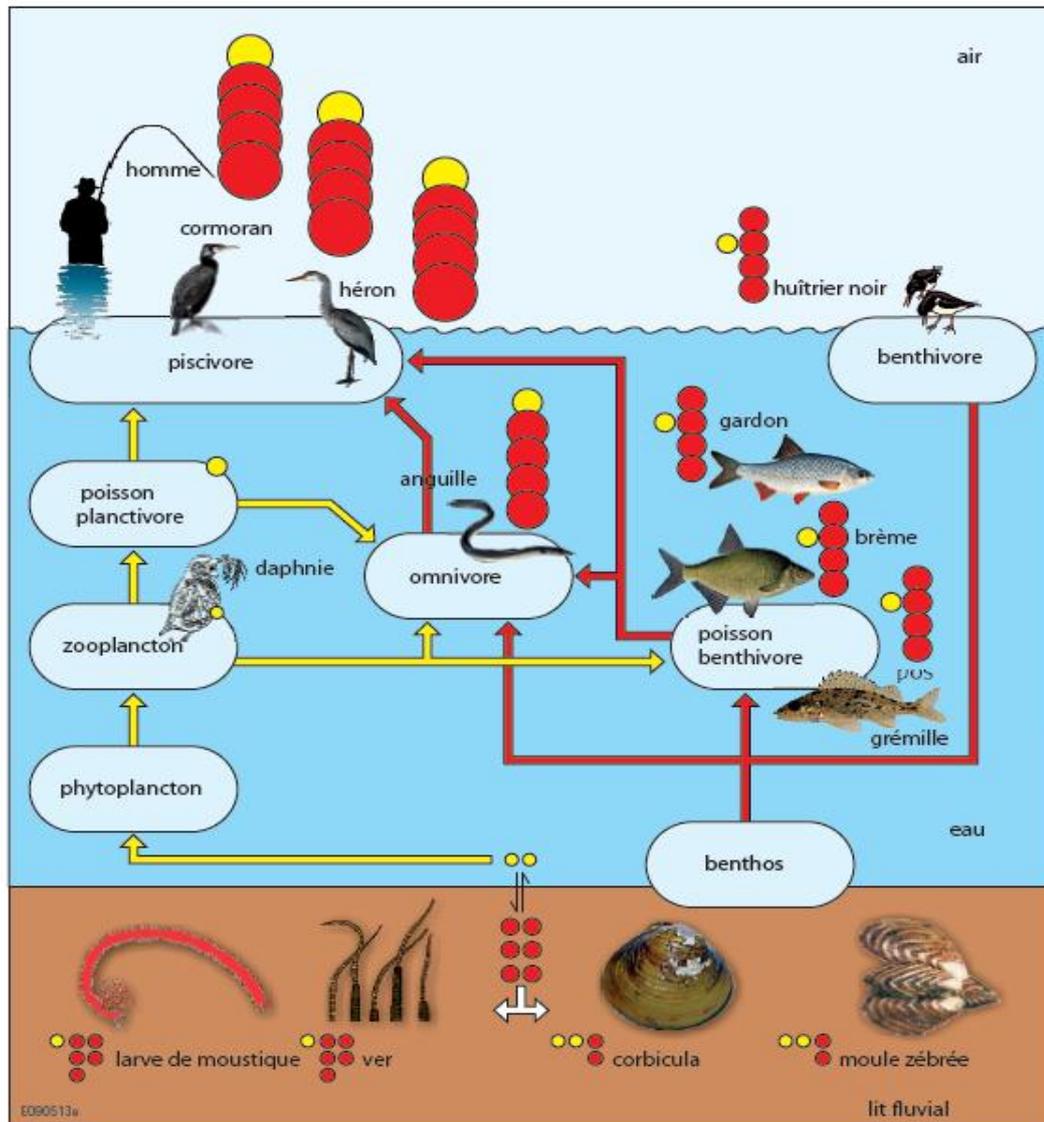


Figure 7 : Polluants dans la chaîne alimentaire aquatique (CIPR, 2011).

Cycle alimentaire simplifié de l'anguille. Les cercles rouges symbolisent l'exposition à une contamination par le biais des sédiments. Les cercles jaunes symbolisent l'exposition par le biais de l'eau. Le nombre de cercles indique le rapport entre l'absorption par les sédiments et l'absorption via l'eau. Ce rapport varie et dépend de la substance contaminante. Plus le nombre de cercles est élevé et plus le cercle est grand, plus la concentration du polluant est élevée. Les polluants s'accumulent aux niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire, notamment chez les principaux prédateurs (parmi eux les poissons carnassiers et les oiseaux, mais aussi l'homme), déclenchant un processus de bioamplification.

I.2.6. Biodisponibilité et transfert des ETM chez les organismes aquatiques

La biodisponibilité d'un contaminant désigne sa capacité à être adsorbé à la surface de l'organisme et être internalisé, transférée, stockée et métabolisée par ce dernier. En d'autres termes, tout ce qui est accumulé par l'organisme est *de facto* biodisponible (**Ramade, 2011 ; Urien, 2015**). Elle correspond au caractère assimilable d'un contaminant par les organismes vivants. La biodisponibilité d'un élément métallique est directement liée à sa mobilité (**Viard, 2004**). Il est par ailleurs important de noter que la notion de biodisponibilité est relative à un organisme donné : ce qui est biodisponible pour l'un ne l'est pas nécessairement pour l'autre (**Urien, 2015**).

I.2.6.1. Mécanisme de capture des métaux

Les termes « bioaccumulation » et « bioconcentration » signifient précisément l'accumulation nette du métal dans l'organisme, respectivement via le biais de tous les compartiments d'exposition (air, eau, sédiment, réseau trophique) ou par capture directe à partir de l'eau uniquement (**Belhoucine, 2012**). Les ETM peuvent interagir avec les organismes et être accumulés dans leurs tissus. Dans le milieu aquatique, il existe deux voies d'internalisation : la voie dissoute (contact avec le métal en solution) et la voie trophique (ingestion de nourriture contaminée) qui mène les contaminants rapidement dans l'estomac et les intestins (Fig.8) (**Vignet, 2014 ; Urien, 2015 ; Rajeshkumar & Xiaoyu, 2018**). L'incorporation dans les cellules par l'une ou l'autre des voies va suivre les mêmes règles que pour un organisme unicellulaire : adsorption à la surface puis transport et diffusion à travers la membrane (**Gilbin, 2001**).

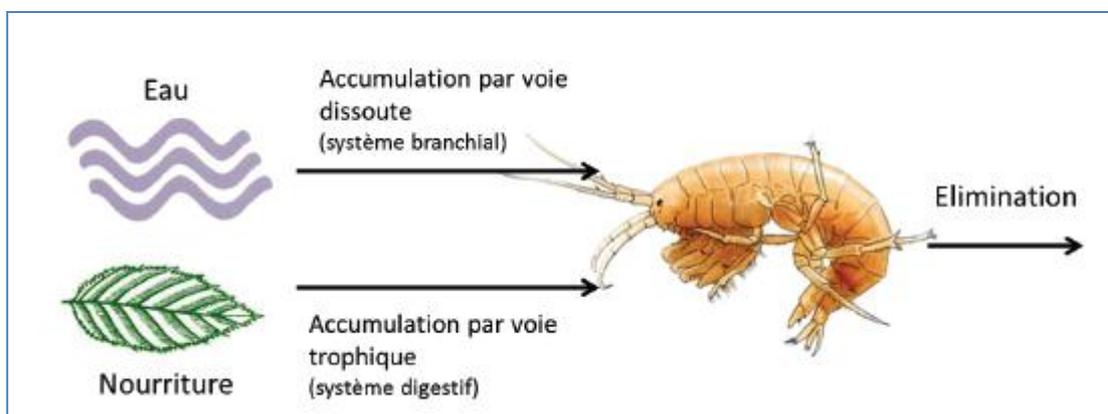


Figure 8 : Représentation schématique des différentes sources et voies d'exposition pouvant contribuer à la bioaccumulation des contaminants chez les organismes aquatiques (**Urien, 2015**).

Les métaux peuvent traverser les membranes plasmiques par (Fig.9):

- diffusion passive pour les formes ioniques ou complexées ;
- transport facilité par des ligands ;
- pinocytose pour les complexes organométalliques ;
- endocytose pour les formes particulières (Giamberini, 1993 ; Vinot, 2004).

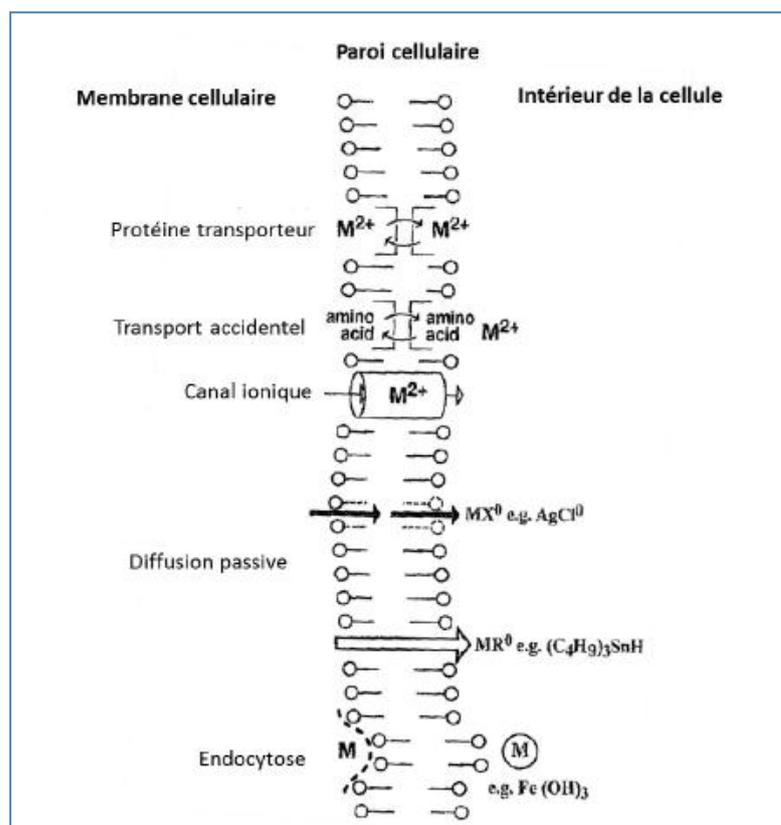


Figure 9 : Schéma simplifié des mécanismes d'internalisation des ETM à travers la membrane cellulaire. Exemple chez les invertébrés aquatiques (Luoma, 1983).

La pénétration des métaux traces nécessite donc le franchissement de structures biologiques spécifiques comme le revêtement extérieur et surtout l'épithélium branchial pour les contaminants présents dans l'eau, et l'ensemble du tractus digestif pour les métaux associés aux particules ou contenus dans les proies ingérées. Toutes ces voies sont possibles pour un même métal et leur importance relative est fonction de la forme chimique sous laquelle le métal est dans le milieu. C'est la coexistence de ces mécanismes et la dynamique de la spéciation qui rend si complexe la notion de biodisponibilité (Casas, 2005).

Par ailleurs les branchies apportent une information essentielle quant à la contribution de la voie directe (respiration) dans la contamination de l'individu. De même, l'analyse du tractus gastro-intestinal peut apporter des informations sur la contribution de la nourriture (voie indirecte) dans l'exposition du poisson. Enfin, les éléments traces présentent peu d'affinité pour les muscles (**Belhoucine, 2012**).

I.2.6.2. Mécanisme d'excrétion des métaux

Parallèlement aux étapes de pénétration et de répartition des contaminants au sein de l'organisme, de nombreux mécanismes physiologiques et biochimiques contribuent à les éliminer. Tous les organismes aquatiques piègent des métaux en quantités importantes mais pour beaucoup d'espèces, l'excrétion des métaux accumulés n'est pas négligeable. Les quatre processus principaux sont : la défécation, la perte via la surface perméable, la désorption passive et les granules d'expulsion. L'organe d'excrétion est le rein (Fig.10). Les métaux stockés dans les granules peuvent être perdus à travers le tractus alimentaire sous forme de fèces (**Casas, 2005 ; Belhoucine, 2012 ; Urien, 2015**).

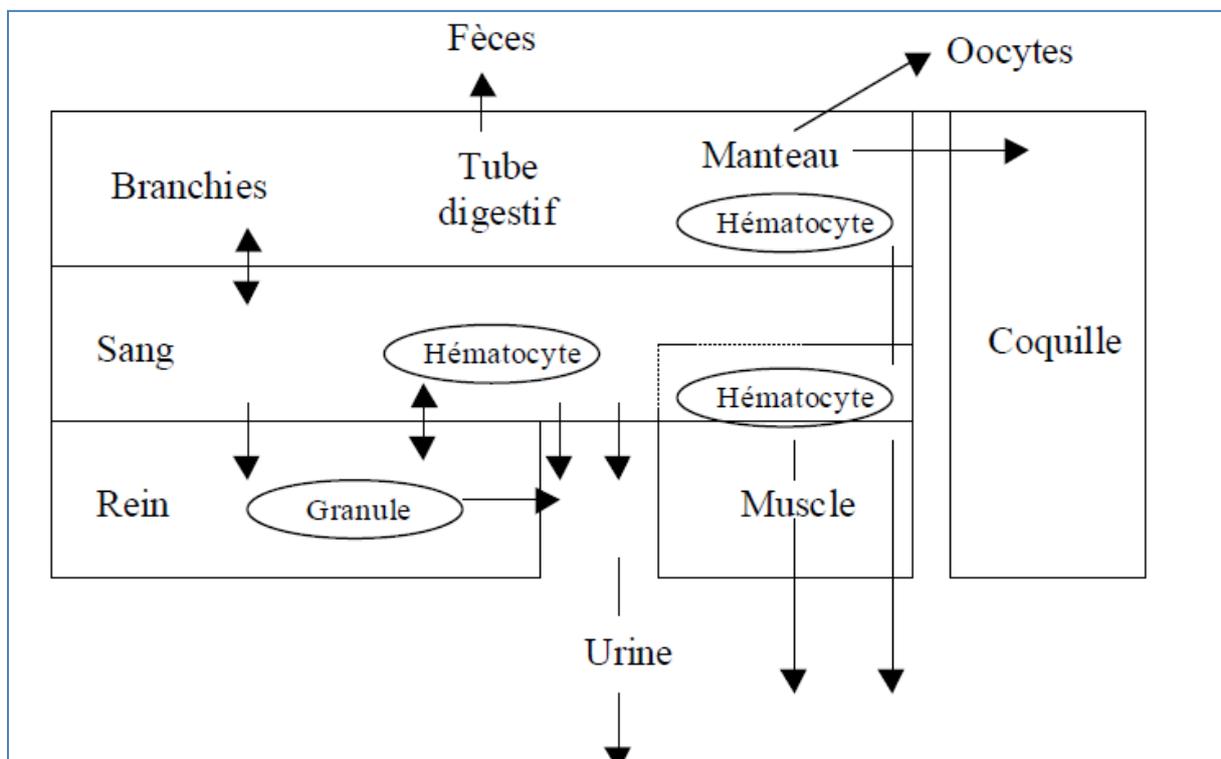


Figure 10: Mécanismes d'excrétion des métaux chez les bivalves (**George, 1980 in Casas, 2005**).

Bien que **Vignet (2014)** signale que les organismes disposent de mécanismes de défense qui leur permettent d'éliminer les xénobiotiques par un processus de biotransformation visant à rendre le xénobiotique plus hydrophile et donc plus facilement excrétable (Fig.11).

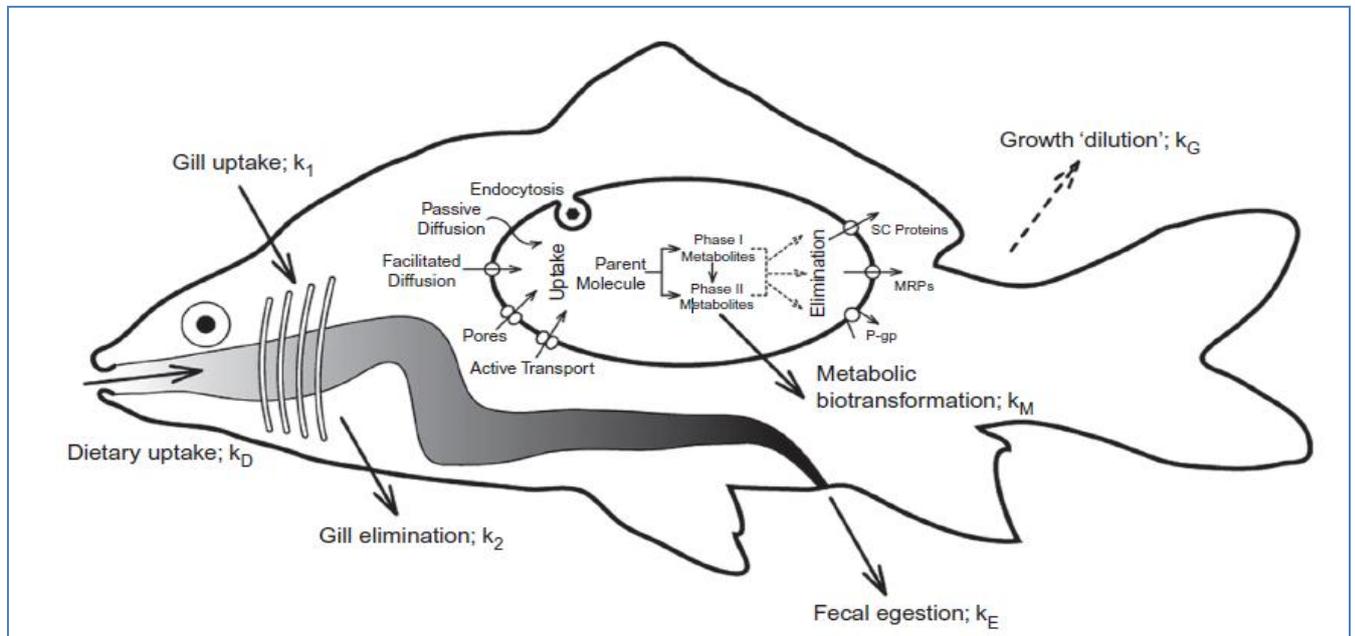


Figure 11 : Différentes étapes de biotransformation des xénobiotiques chez les poissons (Tierney *et al.*, 2014).

I.2.7. Facteurs influençant la biodisponibilité et la toxicité des contaminants pour les organismes aquatiques

I.2.7.1. Conditions d'oxydoréduction et pH

Une baisse du pH et une variation du potentiel d'oxydoréduction dans le milieu ambiant peuvent libérer les métaux associés aux sédiments. Leur biodisponibilité augmente alors, et ils deviennent plus susceptibles d'être toxiques pour les organismes benthiques. Les principaux métaux et métalloïdes connus pour être influencés par les conditions d'oxydoréduction et le pH sont l'arsenic, le cadmium, le chrome, le mercure, le plomb et le zinc.

I.2.7.2. Sulfures volatils en milieu acide

Ces substances modifient la toxicité des métaux-traces cationiques, car ces derniers peuvent s'associer aux sulfures. Ils deviennent alors moins biodisponibles, donc moins toxiques pour les organismes aquatiques. Les principales substances connues pour être affectées par les sulfures volatils sont le cadmium, le cuivre, le mercure et le zinc.

I.2.7.3. Présence d'oxydes de fer et/ou de manganèse :

Les métaux présents dans les sédiments peuvent être fortement associés aux particules d'oxydes de fer et de manganèse. Les principales substances connues pour être influencées par la présence d'oxydes de fer et/ou de manganèse sont l'arsenic, le chrome, le plomb et le zinc (**Environnement Canada, 2007**).

Chapitre II

Présentation de la zone d'étude

II. Présentation de la zone d'étude

II.1. Présentation et description du bassin versant Kébir-Rhumel

En hydrologie, le terme *bassin versant* (ou *bassin hydrographique*) désigne le territoire sur lequel toutes les eaux de surface s'écoulent vers un même point appelé exutoire du bassin versant. Ce territoire est délimité physiquement par la ligne suivant la crête des montagnes, des collines et des hauteurs du territoire, appelée ligne des crêtes ou ligne de partage des eaux (**Gangbazo, 2004**).

Etant donné un réseau d'évacuation des eaux pluviales, naturel et ou artificiel, enterré et ou de surface, on appelle bassin versant l'ensemble constitué par ce réseau et les surfaces qui potentiellement contribuent à l'alimentation de ce réseau, par ruissellement de surface des eaux d'origine météorique (**Thibault, 1997**).

II.1.1. Situation géographique

Le bassin versant Kébir-Rhumel centré à 36° de latitude Nord et à 7° de longitude Est est l'un des plus important et grands bassins d'Algérie, s'étendant sur une superficie de 8815 km², il possède une façade maritime d'environ 7 Km² (**ABH, 2004**).

L'Oued Kébir-Rhumel, est un cours d'eau très important dans l'Est algérien. Il a contribué au façonnement du ravin Constantinois qui est célèbre dans toute l'Algérie par son pittoresque. Le Kébir-Rhumel s'écoule sur une distance d'environ 208 Km et son bassin versant déborde largement les limites géographiques du Constantinois. Il s'étend des marges septentrionales des Hautes Plaines des sebkhas à la mer Méditerranée au Nord. Il prend sa source vers 1160 m dans les marges méridionales du Tel, au nord de Bellaa. Il est limité au Nord par les deux bassins côtiers constantinois ouest et centre, au Sud par le bassin versant des Hauts plateaux constantinois, à l'Est par le bassin versant de la Seybouse, drainé par l'oued Seybouse et à l'Ouest le bassin hydrographique Algérois-Hodna-Soummam (**Mebarki, 1982**).

II.1.2. Aspect géologique

La géologie de l'importante surface du bassin versant du Kébir-Rhumel reflète clairement l'aspect lithologique de la zone centrale de l'Est algérien (Fig.12). L'oued Kébir-Rhumel, draine plusieurs domaines géologiques et hydrogéologiques très différents.

Il va de soi que cette hétérogénéité du bassin versant provoque des influences différentes sur le régime des cours d'eau conjointement à celles dues à la répartition des précipitations. De la source à la mer, on rencontre schématiquement 5 grands domaines géologiques et hydrogéologiques (Mebarki, 1982 et 2005).

II.1.2.1. Le domaine des Hautes-Plaines Sud-Constantinoises (DI)

Il est constitué de deux grandes unités lithologiques:

- Les massifs carbonatés du néritique constantinois: Composés de 1000 à 1200 m de calcaires jurassiques et crétacés, ils émergent en horsts très karstiliés de 10 à 100 km² limités par des abrupts imposants. Au pied de ces massifs, dans la zone d'éboulis, émergent de grosses sources karstiques: Ain Fesguia à la base du Guérioun, Aïn Fourchi (pompages de 300 l/s aux fins de l'irrigation) au sud d'Aïn M'lila et à l'est du Djebel Nif Ennsar, Aïn Bou-Merzoug au nord du massif du Fortas.
- Les plaines captées alimentent les oueds (haut-Rhumel et Bou Merzoug) qui drainent les différentes plaines quaternaires cloisonnées par les djebels calcaires. Sur l'ensemble de ces plaines, les nappes phréatiques sont activement exploitées pour l'irrigation par gravité des cultures maraîchères.

II.1.2.2. Le bassin néogène de Constantine-Mila (DII)

Ce bassin mio-pliocène est à dominance argileuse à l'exception de quelques affleurements de calcaires lacustres renfermant des ressources exploitées localement. Par ailleurs, émergent de nombreux horsts de calcaires néritiques d'âge jurassique-crétacé donnant lieu à des aquifères karstiques hydrothermaux tel le système de Hamma Bouziane-Constantine.

II.1.2.3. Le domaine des «nappes» tectoniques de Djemila(DIII)

A l'ouest de Ferjioua de calcaires marneux (Jurassique des sources à débit relativement faible, excepté la source faiblement thermique d'Aïn Hamman qui contribue en partie à l'alimentation de l'Oued El Kébir-amont (Oued Endja).

II.1.2.4. La dorsale Kabyle et des massifs gréseux numidiens (DIV)

Ce domaine, localisé au niveau de la confluence de l'oued Endja et de l'oued Rhumel au nord de Grarem, est constitué essentiellement de grès numidiens sous lesquels apparaissent des calcaires jurassiques très tectonisés de la dorsale kabyle. Ces calcaires donnent naissance à des émergences dont le débit n'est pas négligeable.

II.1.2.5. Le socle granitique et cristallophyllien de la petite Kabylie d'El-Milia (DV)

Au sud d'El-Milia, la vallée du Kébir-Rhumel s'encaisse dans les formations du socle. De telle vallée, large de 1 à 2 km, renferme des graviers et des sables alluviaux très abondants. La nappe alluviale, en partie exploitée, constitue à l'opposé des formations du socle, la ressource hydraulique la plus importante du secteur (Mebarki, 1982 et 2005).

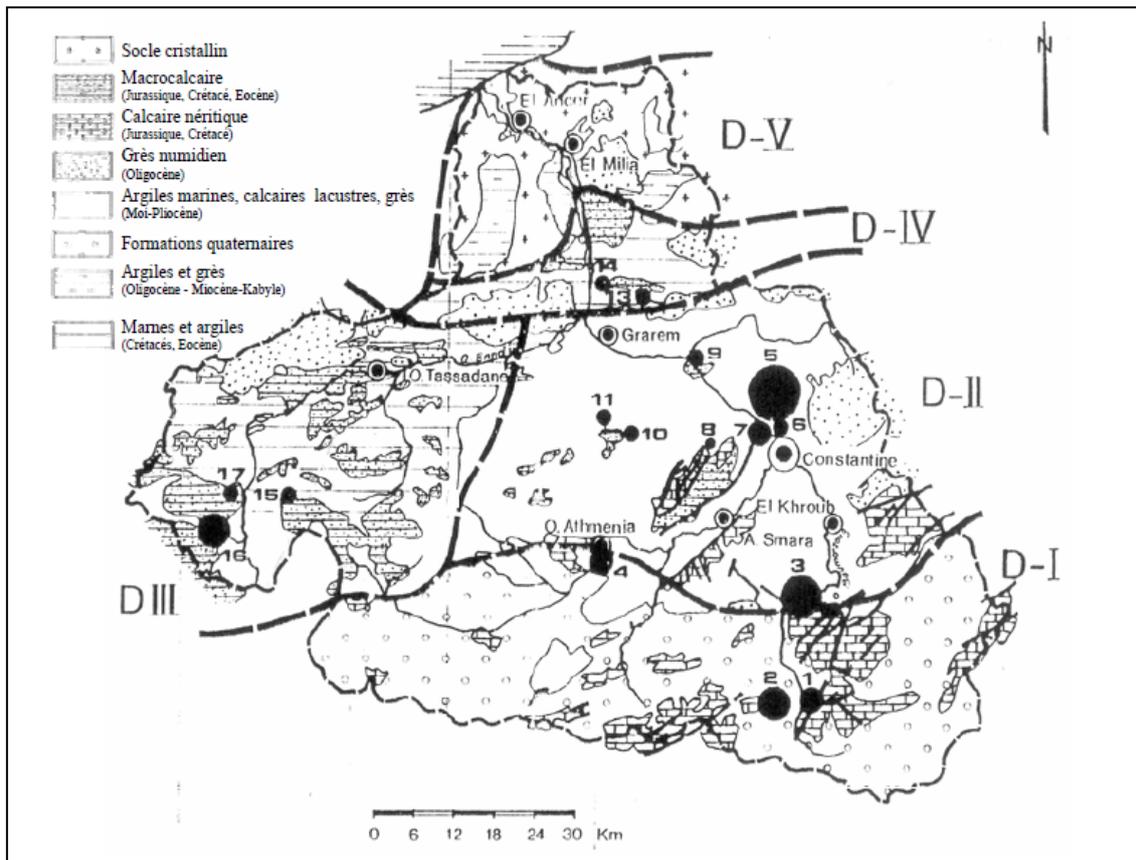


Figure 12: Les grands domaines hydrogéologiques du Kébir-Rhumel (Mebarki et Thomas, 1988).

II.1.3. Réseau hydrographique

Le bassin Kébir-Rhumel présente un chevelu hydrographique très dense, totalisant un réseau de plus de 4200 km. Quarante oueds ont une longueur supérieure à 10 km (Fig. 13). Ce bassin résulte principalement de la jonction de deux cours d'eau importants : l'oued Rhumel et l'oued Endja, drainant respectivement une superficie de 5315 km² et 2160 km² et dont la confluence donne naissance à l'oued Kebir (Mebarki, 1982). Ces deux cours d'eau alimentent le barrage Béni Haroun.

II.1.3.1. Oued Rhumel

D'un linéaire de plus de 123 Km, c'est l'oued le plus important du Kébir Rhumel. Il prend naissance dans les hautes plaines sétifiennes, entaille les gorges de Constantine jusqu'à la confluence de l'Oued Endja et prend ensuite le nom d'El Kébir.

Il draine, suivant une orientation SO-NE, les sous-bassins semi-arides des Hautes Plaines (Tadjenanet, Chelghoum Laid) puis franchit le rocher de Constantine en s'encaissant profondément (200 m de dénivellation) dans des gorges calcaires. Ensuite, il s'écoule en direction Nord-Ouest et plus au Nord, aux environs de Sidi Merouane, il conflue avec l'oued Endja qui draine la partie occidentale du bassin. Durant tout ce parcours, l'oued Rhumel reçoit quelques affluents importants, entre autres les oueds Dekri, Athmania, Seguen, Boumerzoug, Smendou et Ktone (**Mebarki, 1982**).

II.1.3.2. Oued Endja

D'un linéaire de 15km, il est formé à l'amont par la confluence de l'oued Dehamcha et de l'oued Menaâ. Le premier prend sa source au seuil des hautes plaines au nord d'El Eulma alors que le second prend sa source aux environs d'Ain El Kebira dans les massifs de la petite Kabylie.

Durant son parcours, l'oued Endja ne reçoit pas d'affluents importants sur sa rive gauche, mais sur sa rive droite, il collecte les eaux des oueds Rarama (ou Djemila) ainsi que ceux de Bou Selah, de Redjas et d'El Melah (**Mebarki, 1982**).

II.1.3.3. Oued Kebir

L'oued Kebir résultant de la jonction des deux grands cours d'eau précédents (Rhumel et Endja), prend d'abord une direction Sud-Nord et franchit vigoureusement la chaîne numidique, bien exposée aux vents pluvieux en provenance de la Méditerranée. Puis en prenant une orientation Sud-Est Nord-Ouest, il traverse les massifs très arrosés de la Petite Kabylie d'El Milia, avant de s'écouler dans une large vallée vers la mer. Dans cette partie de son cours, l'oued El Kebir reçoit en rive droite, l'oued Bou Siaba et en rive gauche l'oued Irdjana (**Mebarki, 1982**).

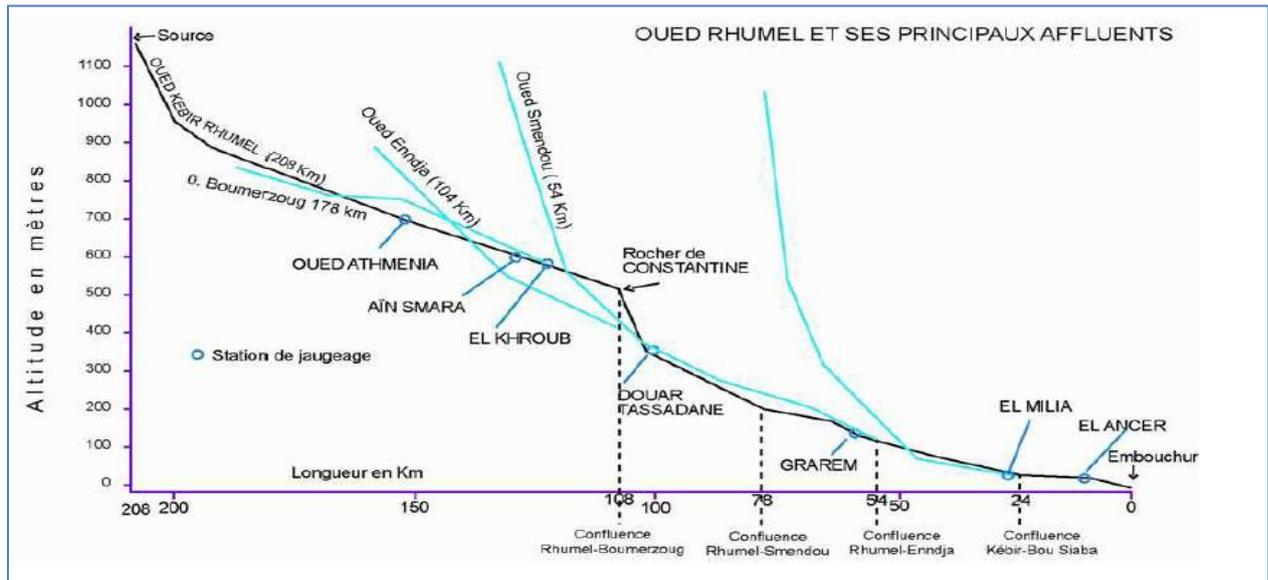


Figure 13: Profil en long de l'oued Kébir-Rhumel (Mebarki, 1982 in Mebarki, 2005).

De cet ensemble, il est possible de délimiter trois grandes parties de bassin s'identifiant plus ou moins aux grands domaines morphostructuraux :

- **Le Bassin supérieur** qui correspond à l'oued Rhumel et l'oued Boumerzoug jusqu'à leur confluence à Constantine,
- **Le Bassin moyen** formé par les oueds Endja et Rhumel inférieur (à l'aval de Constantine) jusqu'à leur confluence aux environs de Sidi Merouane,
- **Le Bassin inférieur** correspondant à l'oued Kébir, à l'aval de la confluence Endja-Rhumel.

Notons par ailleurs, que le bassin du Kébir-Rhumel compte trois barrages : Hammam Grouz, Berla et Béni Haroun le plus grand barrage d'eau au niveau national.

II.1.4. Agglomérations

Sur l'ensemble du bassin, on dénombre 100 agglomérations de plus de 2000 habitants, regroupant au total 1,43 millions d'habitants. Quarante-neuf pour cent (49 %) de ces centres sont dotés d'un réseau d'assainissement d'une longueur totale de 1 400 km. La ville de Constantine (462 187 habitants) détient, à elle seule, le tiers de l'effectif total aggloméré. Lui succèdent El Khroub (65344), Mila (54557), Ain M'lila (50744), Chelghoum Laid (41417), Ain Fakroun (40701) et El Milia (39 620) (Mebarki, 2000).

II.1.5. Agriculture

Le bassin du Kébir-Rhumel se caractérise par une agriculture mixte, traditionnelle (irrigation gravitaire) et moderne (irrigation par canaux d'aspersion) dépendant du type de culture. Les céréales et les cultures maraichères sont les principales activités des périmètres irrigués. Afin d'améliorer le secteur de l'agriculture, les professionnels ont recouru aux nouvelles méthodes et techniques de culture en utilisant les engrais et les pesticides. Certes, le taux de production augmente mais leurs utilisations abusives conduit à des concentrations excessives de ces différents produits chimiques, dont surtout les nitrates et les phosphate qui conduisent finalement à une pollution des sols et des eaux (ABH, 2004).

II.1.6. Industries

Le bassin du Kébir-Rhumel compte 37 unités industrielles. Les besoins en eau sont estimés à 11749 m³/an et le volume alloué à 9843 m³/j soit 3,59 hm³/an. L'activité industrielle est localisée autour des grandes agglomérations : Constantine, Chelghoum Laid, El Khroub, Hamma Bouziane, Mila et Ain el Kebira (ABH, 2004).

Les industries ayant une consommation supérieure à 10 m³ par jour et qui présentent les principales sources de rejets du bassin Kébir-Rhumel sont répertoriées dans le tableau 2.

Tableau 2: Récapitulatif des principales industries du bassin versant Kébir-Rhumel
(ABH, 2004).

S/B	Implantation	Commune	Will	Caractéristiques	
				Nom	Nature/type
10-01	Ain El Kebira	Ain El Kebira	19	BCR	Boulonnerie, coutellerie, Robinetterie
10-01	Ain El Kebira	Ain El Kebira	19	ERCE	Production de ciment
10-01	Djebbes	Djemila	19	Unité de plâtre	Production de plâtre
10-02	Ferdjioua	Ferdjioua	43	SONARIC	Chauffage à gaz, cuisinière
10-02	Ferdjioua	Ferdjioua	43	ERAD	Semoulerie, Minoterie
10-03	Chelghoum Laid	Chelghoum Laid	43	ENAD-SODER	Détergents et produits d'entretien
10-03	Chelghoum Laid	Chelghoum Laid	43	EMAC	Matériaux de construction
10-04	Ain Smara	Ain Smara	25	CPG	Pelles, Grues
10-04	Ain Smara	Ain Smara	25	CCA	Compacteurs, Compresseurs
10-04	Ain Smara	Ain Smara	25	CCE	Chariots, Elévateurs
10-04	O.Athmenia	O.Athmenia	43	CSOA	Céramique sanitaire (dalle de sol)
10-04	O.Athmenia	O.Athmenia	43	Placage de bois	Bois
10-05	ChaabEressas	Constantine	25	COTITEX	Textile filature
10-05	ChaabEressas	Constantine	25	ORELAIT	Lait et dérivés
10-05	Ben Badis	Ben Badis	25	SNTA	Produits tabagiques
10-05	El Khroub	El Khroub	25	ERAD	Minoterie
10-05	Bounouara	OuledRahmoun	25	NAFTAL	Gaz butane
10-05	O.Hamimime	El Khroub	25	ENPMA	Moteurs, tracteurs
10-05	O.Hamimime	El Khroub	25	PMO	Machines-outils
10-05	Ain M'Lila	Ain M'Lila	04	CCS	Cabines sahariennes
10-05	Ain M'Lila	Ain M'Lila	04	Sté Khentouche	Transformation de pierre de marbre
10-05	Z.industrielle	Constantine	25	ENGI	Production de gaz industriel
10-05	Z.industrielle	Constantine	25	SNVI	Entretien des camions et bus
10-05	Constantine	Constantine	25	Limonaderie	Boissons gazeuses et sirop
10-05	ZI.Boumerzoug	Constantine	25	Limonaderie	Boissons gazeuses et sirop
10-05	Constantine	Constantine	25	Tann Hadj Arab	Traitement de peau brute (cuir)
10-05	Constantine	Constantine	25	ETC	Parc
10-06	Mila	Mila	43	SOMIC	Dalle de sol, faïence, plinthe
10-06	Mila	Mila	43	SBNC	Briques
10-06	Mila	Mila	43	SOFEM	Céramiques (vaisselle)
10-06	Grarem Gouga	Grarem Gouga	43	ERAD	Minoterie
10-06	H.Bouziane	H.Bouziane	25	Cimenterie	Production de ciment
10-06	H.Bouziane	H.Bouziane	25	ENATUB	Poteaux, Tubes et supports
10-06	H.Bouziane	H.Bouziane	25	ERAD	Semoule, farine
10-06	D.Mourad	D.Mourad	25	Briqueterie EPRE	Fabrication de briques
10-06	D.Mourad	D.Mourad	25	EMIB	Limonaderie
10-06	Ibn.Ziad	Ibn.Ziad	25	SCC	Céramique sanitaire (faïence)
10-06	Ibn.Ziad	Ibn.Ziad	25	SOALCO	Fabrication de margarine
10-07	El Milia	El Milia	18	UCS	Céramique sanitaire
10-07	El Milia	El Milia	18	TannKhenifer	Traitement de peau brute (cuir)

Tann : tannerie

Sté : société

II.2. Présentation du barrage Béni Haroun.

II.2.1. Situation géographique et intérêt socio-économique du barrage

Le bassin versant du barrage Béni Haroun est situé en grande partie sur le versant méridional du bombement tellien (Fig.14). Il représente à ce titre une zone intermédiaire entre le domaine tellien à très forte influence méditerranéenne au nord et le domaine des hautes plaines à forte influence continentale au sud. Administrativement, le bassin couvre quatre wilayas : Constantine, Mila, Sétif et Oum El Bouaghi. Ces quatre wilayas contiennent quarante trois (43) communes. Il couvre une superficie de 5320 km², soit plus 60% de la superficie totale du grand bassin Kébir-Rhumel dont il fait partie (Brahmi, 2014).

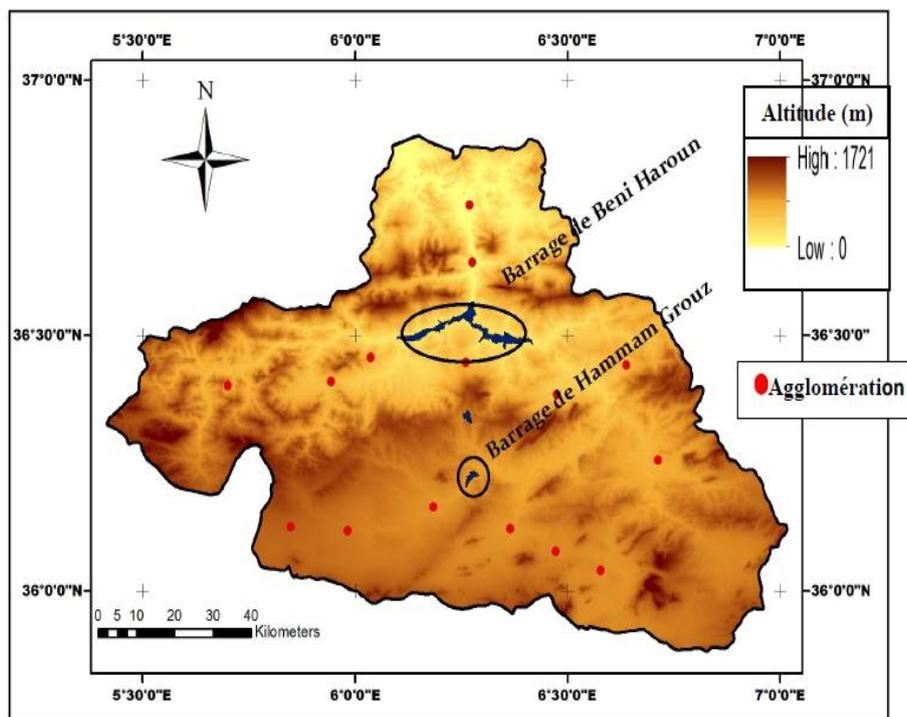


Figure 14 : La zone d'étude vue à travers un modèle numérique de terrain (Benayache, 2014).

Notre étude a été réalisée dans le barrage Béni Haroun, construit sur l'oued Kébir confluence entre oued Rhumel et Oued Endja. Distant de moins de 15 km de Mila, il est implanté dans la commune de Hamala, daïra de Grarem Gouga (36° 33' 18.55" N ; 6° 16' 10.93" E) à une quarantaine de kilomètres au nord de Constantine et une distance équivalente par rapport à l'embouchure, en Mer Méditerranée, de l'oued Kébir.

Sa mise en eau a commencé en juillet 2003. En février 2012 et décembre 2014, sa réserve atteint 1 milliard de m³ d'eau (ANBT, 2017). Le barrage de 120 m de hauteur, est le plus important et le plus grand barrage en Algérie avec une capacité de 960 millions de mètres cubes. Il est constitué d'une digue renforcée de 1,5 million de mètres cubes de béton roulé compact (Mebarki, 2009).

En plus de son utilisation pour alimenter plus de quatre millions habitants réparties sur 6 wilayas de l'Est Algérien (Mila, Constantine, Oum Elbouaghi, Jijel, Batna et Khenchela), et l'irrigation de 40000 hectares des terres agricoles, le barrage de Béni Haroun est considéré comme une source importante de poissons d'eaux douces (ANBT, 2014).

II.2.2. Climatologie de la région du bassin versant

La bonne connaissance des conditions climatiques de la zone d'étude, des caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère et des directions d'écoulement des eaux souterraines est nécessaire dans la compréhension de l'évolution des éléments chimiques. Dans le cadre de cette étude, seules les mesures de température et des précipitations de la station météorologique Ain Tine de la wilaya de Mila ont été prises en considération. Elles portent sur une période de 9 ans (2009-2017).

II.2.2.1. La température :

Liée aux radiations solaires, la température de l'air est un élément essentiel du climat car elle influe sur la transformation des eaux en vapeur, que ce soit à la surface ou dans le sous-sol. Donc, elle agit sur l'évapotranspiration et par conséquent sur le bilan hydrique. Elle est fonction de l'altitude, de la distance de la mer, des saisons et de la topographie (Ozanda, 1982 ; Toubal, 1986).

La température moyenne annuelle est de 16,84°C. L'analyse du diagramme de variation de la température moyenne mensuelle montre que la valeur maximale est observée pendant l'été en août où elle atteint 27,01°C qui est le mois le plus chaud, tandis que janvier est le mois le plus froid avec une température minimale de 8,31 °C (Fig.14).

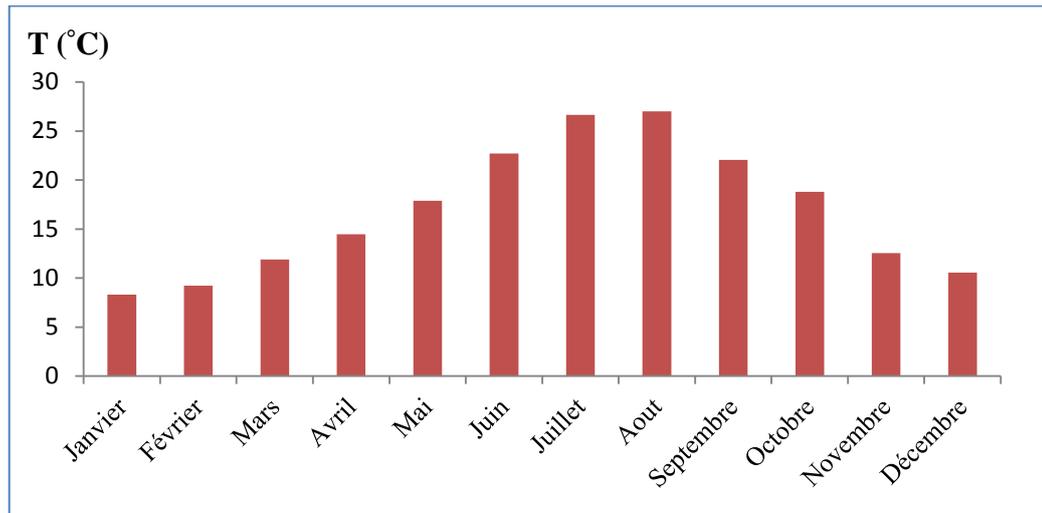


Figure 15: Variation moyenne mensuelle de la température de l'air pendant la période 2009/2017 de la région de Mila (Station Météorologique Aine Tine, 2017).

II.2.2.2. La pluviométrie

Les précipitations constituent évidemment, le paramètre climatique essentiel. Leur intensité, leur continuité et leur périodicité sont l'origine même de l'écoulement, de sa localisation et de sa violence. Dans certaines régions, où le régime des écoulements est fortement lié aux précipitations. La pollution mesurée par milligrammes et par litres est modifiée lors des fortes pluies. En effet, les concentrations de certains polluants diminuent par le phénomène de dilution, d'autres augmentent (comme la pollution par les matières en suspension d'origine érosive) (Kerdoud, 2006).

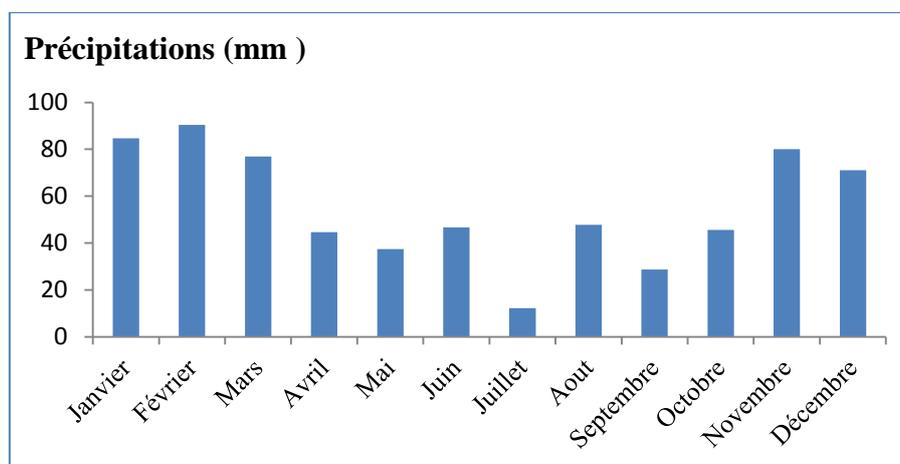


Figure 16: Variations des précipitations mensuelles moyennes pendant la période 2009-2017 de la région de Mila (Station Météorologique Aine Tine, 2017).

La combinaison des températures et des précipitations, est intéressante dans la mesure où elle permet de déterminer le niveau de sécheresse ou d'aridité d'un lieu ou d'un climat. Le mois de février (Fig.16) est en moyenne le mois le plus abondant en pluie, la pluviométrie a atteint 90,46 mm, et à l'inverse juillet, avec 12,16 mm, est le mois le plus sec. La moyenne annuelle des pluies précipitées pour la période 2009/2017 est de 666,01mm.

Un climat de type méditerranéen a été mis en évidence avec un hiver pluvieux et un été sec ; ce qui produit des modifications périodiques de la chimie des eaux par l'effet de dilutions pendant les périodes pluvieuses et par l'effet de l'évaporation pendant les périodes sèches. Nous avons remarqués durant la période de nos prélèvements que l'année 2014 présente des précipitations très abondantes en printemps surtout en moi de juin (162,5 mm). Tandis que l'année 2015 est caractérisée par des précipitations irrégulières, marquée par deux saisons bien distinctes : une saison courte des pluies de janvier à mars et une longue saison sèche d'avril à décembre.

II.2.2.3. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson

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

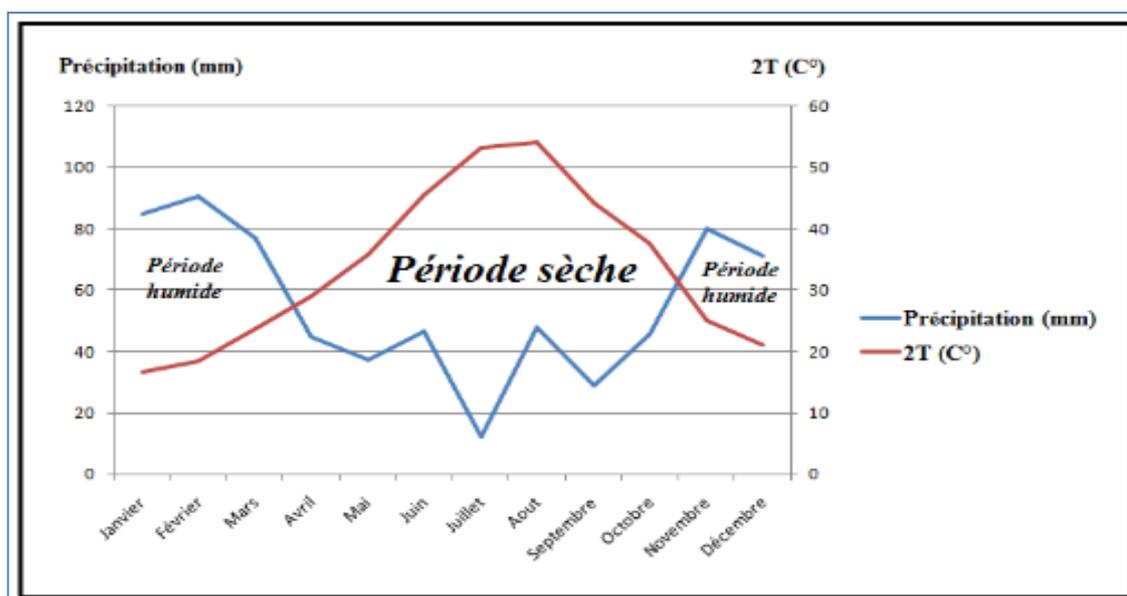


Figure 17 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson de la région de Mila (2009-2017) (Station Météorologique Aine Tine, 2017).

L'observation de la figure 17, relative à la courbe ombrothermique montre que le climat de la région étudiée est caractérisé par une alternance de deux périodes, l'une déficitaire se succède sur environ sept mois, du début avril à la fin octobre. Les cinq mois de novembre à mars, situés en dehors de cette période, constituent la période humide.

II.2.3. Sources de pollutions

II.2.3.1. Décharges publiques

Les décharges sauvages se trouvent dans la quasi-totalité des communes, dont les plus importantes sont celles de Ferdjioua, de Chelghoum Laïd et de Mila. Elles reçoivent respectivement en moyenne 10, 30 et 40 t de déchets domestiques par jour. Tous les déchets urbains de toutes les villes et agglomérations sont rejetés dans des décharges non contrôlées situées dans le bassin versant du barrage Béni Haroun. Durant la période hivernale caractérisée par des fortes précipitations des lixiviats peuvent être formés et véhiculés vers le lac du barrage via les ruissellements et contribuent donc à sa contamination par les différentes substances toxiques existantes dans les décharges (**Habila, 2018**).

II.2.3.2. Eaux usées domestiques

La totalité des eaux usées des agglomérations du bassin versant Kébir-Rhumel sont rejetées dans les deux principaux oueds alimentant le barrage de Béni Haroun : le Rhumel et l'Endja. De Belaâ, dans la région de Bir El Arch, où le Rhumel prend naissance, en passant par Tadjenanet, Oued Seguène, Constantine, Mila et Grarem, il transporte dans son passage des eaux usées qu'il achemine vers le lac du barrage de Béni Haroun. Les eaux usées de Constantine sont canalisées vers la station d'épuration (STEP) Ibn Ziad située à Hamma Bouziane. Le second, soit Oued Endja, traverse les communes de Ferdjioua, Ahmed Rachedi, Redjas, Zeghaïa et Sidi Merouane pour transporter les eaux usées vers le lac du barrage en affectant de ce fait la qualité de ses eaux (**Mebarki, 2005**). Sidi Merouane, puis Ferdjioua et enfin Zeghaïa viennent d'être dotés de STEP et élimineront ainsi des eaux traitées.

Une contamination généralisée des oueds du bassin versant par les matières organiques, azotées et phosphorées est la conséquence d'une forte urbanisation. Ces paramètres connaissent une tendance à l'augmentation de leurs teneurs de l'amont vers l'aval au fur et à mesure que les densités urbaines s'élèvent traduisant ainsi une tendance à l'augmentation de la pollution. En plus des rejets d'eaux usées urbaines, les sols sont occupés par des cultures intensives.

II.2.3.3. Eaux usées industrielles

Les effluents les plus importants sont localisés dans la ville de Constantine. Il s'agit des rejets (en partie traités) des industries de construction mécanique d'Oued Hamimime et d'Ain Smara ainsi que ceux produits par les unités de textiles et de produits laitiers de Constantine, par le complexe tabagique et le dépôt d'hydrocarbures d'El Khroub, par la cimenterie du Hamma, l'industrie pharmaceutique, par les unités de matériaux de construction et autres multiples P.M.I. Les industries doivent traiter les effluents polluants, et les eaux usées urbaines sont traitées mais la collecte n'est pas totale sur tout le bassin. Les effluents traités ou pas, sont rejetés dans l'oued Rhumel et son principal affluent, l'oued Boumerzoug. Les industries localisées autour des agglomérations d'Ain El Kébira (cimenterie, unité boulonnerie), de Mila (briqueterie, vaissellerie) de Ferjioua (matériel électroménager, minoterie) et de Chelghoum Laid (détergents) produisent également des rejets non négligeables (Mebarki, 2005).

Les industries sont implantées là où ils pouvaient bénéficier des avantages de la qualité, et de l'abondance de l'eau, les bords des oueds ont connu alors un développement industriel important : la zone industrielle (Z I) PALMA de Constantine, la Z I Boumerzoug, la Z I de Mila, et ce n'est pas par hasard aussi, si les industries de transformation comme l'agroalimentaire ayant moins besoin d'eau, et ayant d'autre impératif, sont plus dispersées sur le reste du bassin.

La pollution rejetée directement dans les cours d'eaux est importante et variable d'un secteur industriel d'activité à un autre (Fig. 18) :

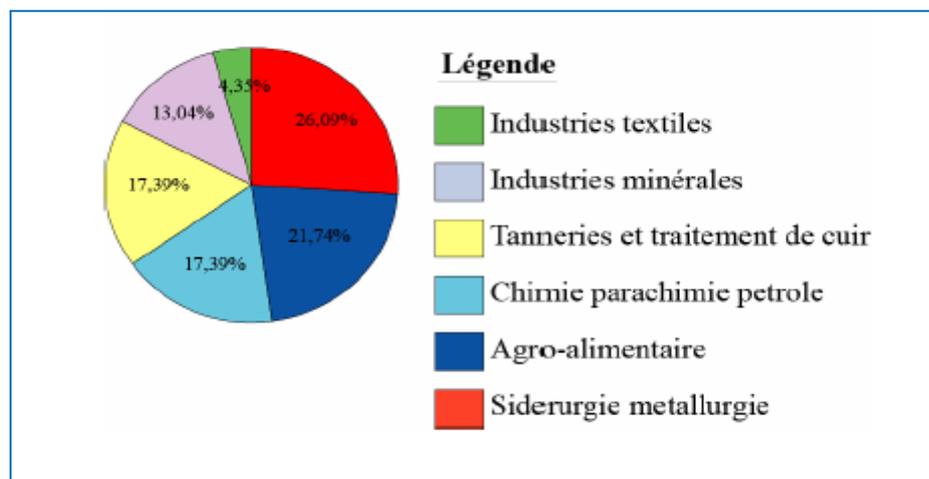


Figure 18: La pollution industrielle émise par secteur industriel d'activité (Kerdoud, 2006).

Dans les industries agroalimentaires, les caractéristiques communes à toutes les eaux résiduaires sont une pollution essentiellement organique et biodégradable, une tendance générale à l'acidification et à la fermentation rapide.

Dans les Tanneries et les industries du cuir, les quantités d'eau utilisée sont très importantes. Notamment à la tannerie Hadj Arab le débit jaugé rejeté est de 0,08 l/s. Les eaux sont très polluées, et contiennent surtout des colloïdes protéiniques, des graisses, des tannins, des débris de chair et de poils, ainsi que des éléments toxiques (sulfures) provenant des ateliers de planage et surtout du chrome provenant du tannage chimique. En mélangeant toutes ces eaux, on obtient un rejet alcalin dans lequel le chrome précipite à l'état trivalent et se retrouve essentiellement dans les boues.

Dans l'industrie textile, celle-ci comprend essentiellement deux types d'activité :

- l'activité mécanique : filature, tissage qui n'engendre qu'une très faible pollution (à l'exception des ateliers de peignage et de lavage des laines).
- la finition textile (ou ennoblissement) qui regroupe les opérations de blanchiment, de teinture, d'impression et apprêt. Cette dernière activité est généralement très polluante

De la chimie, parachimie et pétrole, les rejets spécifiques sont une pollution principale causée par les hydrocarbures à laquelle il faut ajouter d'autres composants, de nature très variée, tels : Matières organiques, phénols, acide sulfoniques, alcools, composants sulfureux et matières en suspension (sables, argiles, catalyseurs).

Dans les industries minérales, les rejets émis sont très infimes. Il s'agit de pollution non toxique l'eau a comme qualité, ici, d'être très chargée en matières en suspension (boues), de couleur rouge brique à rouge argile.

De la sidérurgie et la métallurgie, ce sont de grosses consommatrices d'eaux, et créent une pollution surtout physico-chimique (**Kerdoud, 2006**). Elles polluent par les métaux lourds et divers réactifs chimiques.

En plus de sources industrielles de pollution du lac du barrage évoqué ci-dessus, il est important de souligner la présence de plusieurs unités de transformations de plastique, mais surtout les unités clandestines de recyclage des batteries des automobiles qui se trouvent un peu partout dans le bassin versant du barrage de Béni Haroun. Ces dernières peuvent présenter une source non négligeable de la pollution du barrage par les différentes substances chimiques toxiques notamment les métaux lourds et certains polluants organiques persistants (**Habila, 2018**).

II.2.4. Agriculture

Le bassin versant du barrage, estimé à 7725 km², est caractérisé par une forte activité agricole telle que la culture des céréales, des fourrages et des cultures maraîchères (ANBT, 2014). La forte activité agricole qui se développe dans le bassin versant du barrage de Béni Haroun occupe une superficie agricole de 68 % de la surface totale. L'utilisation intensive des engrais chimiques et des pesticides est susceptible d'entraîner de nombreux polluants (métaux lourds, éléments nutritifs azotés et phosphatés, les pesticides, etc.) vers la retenue du barrage Béni Haroun (Habla, 2018).

II.2.5. Biodiversité piscicole dans le barrage de Béni Haroun

Les espèces de poissons qui vivent dans ce barrage appartiennent à la famille des Cyprinidés, communément connus par l'appellation « poissons blancs ». Sept (7) espèces ont été ensemencées dans ce barrage: la brème, le carassin, la carpe à grande bouche, la carpe argentée, la carpe commune, la carpe royale, le barbeau (DPM, 2015).

Dans cette étude, le choix a porté sur quatre espèces présentées dans les paragraphes suivants dont la carpe commune (*Cyprinus carpio*), la Brème (*Abramis brama*), le carassin (*Carassius carassius*) et le barbeau (*Barbus barbus*), le reste des espèces sont représentées via des fiches techniques.

La famille des Cyprinidés compte de nombreuses espèces dont certaines sont morphologiquement très proches. Plusieurs d'entre elles vivent dans les mêmes milieux et se reproduisent à la même époque (Libois & Hallet-Libois, 1988). Il s'agit de la plus grande famille des poissons téléostéens des eaux douces dans le monde. Cette famille regroupe au moins 1700 espèces et plus de 200 genres (Chen & Mayden, 2009). Les poissons dits blancs (couleur blanche due aux cristaux de guanine concentrés dans leurs écailles, qui est caractéristique des ablettes, vandoises et gardons, mais ne s'applique pas à nombre d'entre eux comme les carpes, tanches et barbeaux) appartiennent à la vaste famille des cyprinidés, l'une des plus importantes familles de poissons d'eau douce (Zardoya & Doadrio, 1999).

Tous les cyprinidés sont pourvus de dents pharyngiennes et ne possèdent pas de dents sur les mâchoires. Ils affectionnent généralement des eaux tièdes, courantes ou stagnantes. (Mann et al., 1998). Ils peuvent tolérer les grandes variations des facteurs environnementaux comme la température, le pH, la salinité et l'oxygène dissous (Hampel et al., 2016).

Leur reproduction est très dépendante des facteurs environnementaux, la maturation sexuelle et la ponte réclamant des températures tièdes à chaudes, de façon à produire des larves et des juvéniles de la fin du printemps à l'été (**Billard et al., 1978**).

II.2.5.1. La carpe commune : *Cyprinus carpio*

La carpe commune est une espèce originaire d'Asie centrale, avec une extension naturelle vers l'est (Chine), le sud et l'ouest (bassin de l'Euphrate et du Danube) (**Godin, 2005**). Elle a été introduite dans le barrage Béni Haroun en 2003. Sur le plan morphologique (Fig.19), la carpe commune est caractérisée par : un corps allongé et trapu, des lèvres épaisses, deux paires de barbillons à l'angle de la bouche et les plus courts sur la lèvre supérieure ; la longueur de la base de la nageoire dorsale avec 17-22 rayons, la base de la nageoire dorsale longue avec 17-22 rayons ramifiés et solides, l'épine dentée en avant; la nageoire dorsale de forme concave antérieurement, la nageoires anales avec 6-7 rayons mous, le bord postérieur de la 3^{ème} épine des nageoires dorsale et anale avec des spinules ; la ligne latérale avec 32 à 38 écailles, les dents pharyngiennes 5:5, les dents avec des couronnes aplaties, la couleur variable, les carpes sauvages sont brunes à vertes sur le dos et les côtés supérieurs avec des nuances jaunes or au niveau du ventre, les nageoires sont sombres et le ventre avec une nuance rouge (**FAO, 2009**).



Figure 19 : La carpe commune (*Cyprinus carpio*)

La carpe commune fréquente les eaux tièdes ou chaudes stagnantes (lacs, étangs, bras morts, prairies inondées, réservoirs) ou 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 & Arab, 2013**).

Elle supporte des températures > 30°C, une salinité maximale de 14-15 mg/l, une faible concentration en oxygène avec des valeurs létales < 1mg/l, le courant, divers substrats... Sa tolérance vis-à-vis des facteurs environnementaux explique son grand succès de colonisation des milieux les plus divers et sa très large extension géographique (**Godin, 2005 ; FAO, 2009**).

La carpe commune est un poisson omnivore à forte tendance carnivore. Elle possède un large spectre alimentaire avec une préférence pour la nourriture benthique la plus disponible et au moindre effort telles que proies animales et ressources végétales. Elle est exceptionnellement piscivore (**Godin, 2005 ; Bruslé & Quignard, 2013 ; FAO, 2017**). Au stade larvaire, elle commence à manger du plancton animal (rotifères), au bout de quelques jours, des organismes plus gros (daphnies, copépodes...) puis de la faune benthique. En hiver, la carpe est benthophage, au printemps, le régime est zooplanctonophage, en été, la carpe est omnivore surtout si le plancton se fait rare (**Bachasson, 2012**).

La carpe est une espèce grégaire, 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. Espèce phytophile, sa ponte se déroule de mai à juillet, à une température d'au moins 18°C, dans des frayères de végétaux aquatiques auxquels les œufs adhèrent (**Rhouma, 1975 ; Godin, 2005**).

II.2.5.2. La brème commune : *Abramis brama*

La brème est une espèce d'origine européenne qui a été introduite dans le barrage en 2006 (**Habila, 2018**). Elle est reconnaissable à sa forme bossue presque discoïdale et très comprimée latéralement. La partie supérieure du corps est gris foncé et les flancs sont clairs et légèrement brillants (Fig.20). La bouche est de petite taille et ne porte aucun barbillon mais s'avère utilement protractile pour fouiller la vase (**Rhouma, 1975 ; Gardner, 2013**). La nageoire anale est très longue et comporte 23-30 rayons mous. La nageoire dorsale est courte et insérée en arrière des nageoires pelviennes. La nageoire caudale est très échancrée et le lobe inférieur est plus long que le lobe supérieur (**Bruslé & Quignard, 2013**). La brème est très répandue dans les canaux et les cours d'eau lents ; elle se rencontre aussi beaucoup en étangs. C'est un poisson de fond grégaire qui peut former des bancs impressionnants (**Gardner, 2013**).



Figure 20 : La Brème (*Abramis brama*).

Le régime alimentaire de la brème est benthophage, fouisseuse des fonds vaseux à la recherche de proies animales : oligochètes et surtout larves d'insectes chironomidés, pouvant aussi consommer des débris de plantes aquatiques (algues filamenteuses et macrophytes), parfois mélangés à des particules de sédiment (vase, sable). Durant ses 3 premières années de vie, la brème est zooplanctonophage et consomme surtout des crustacés zooplanctoniques, copépodes et cladocères. Les adultes âgés sont parfois ichtyophages (**Lammens, 1984**).

La maturité sexuelle est tardive en raison d'une croissance lente (5 à 7 ans). La ponte se déroule entre avril et juin, quand la température de l'eau atteint 15°C. Elle s'effectue sur les végétaux immergés ou d'autres types de substrats. Les œufs très petits adhèrent aux plantes. Pendant la période de reproduction, les mâles se caractérisent par un corps couvert de tubercules nuptiaux. Ils deviennent agressifs pour défendre leurs petits territoires fertiles (**Bruslé & Quignard, 2013**).

II.2.5.3. Le carassin : *Carassius carassius*

Le carassin commun, originaire d'Asie, a été domestiqué depuis longtemps et introduit, d'abord en Europe orientale puis en Europe centrale et occidentale. En France, il aurait été introduit dans les eaux de Lorraine par le roi Stanislas au XVIII^e siècle mais l'extension de son aire de répartition dans le pays est récente (**Godin, 2005 ; GT IBMA, 2016**). En 2006, elle a été introduite accidentellement dans le barrage béni Haroun suite à un ensemencement de carpe grande bouche d'origine de la Hongrie.

Le corps du carassin commun est aplati latéralement. Sa hauteur est variable et semble corrélée positivement à la pression de prédation : plus la prédation est importante, plus le corps des poissons est haut.

Il se distingue immédiatement de la carpe par l'absence de barbillons. Les dents pharyngiennes sont disposées sur un rang. La nageoire dorsale haute et convexe, finement dentée, comporte un grand rayon dur tandis que le rayon dur de la nageoire anale est peu épais. La nageoire caudale est bien développée et fourchue (Fig.21). La couleur de fond du poisson est brune : brunâtre avec des reflets verdâtres sur le dos, brun jaunâtre à reflets mordorés sur les flancs, blanc jaunâtre sur le ventre (FAO, 2004 ; Godin, 2005).



Figure 21 : Le Carassin (*Carassius carassius*).

Ce poisson vit dans les eaux marécageuses, à végétation très dense. Il possède une résistance exceptionnelle à la pollution, à la faible teneur en oxygène de l'eau, au gel en hivernant enfoui dans la vase et en réduisant ses fonctions vitales, mais aussi à la montée en température de l'eau. Il peut vivre dans des eaux dont la teneur en oxygène est 10 fois inférieure à la teneur considérée comme critique pour la truite. Il est très rustique et résiste à l'acidité et à la salinité. Il tolère des pH de 4,5 et il accepte une salinité de 10 mg/l en eau saumâtre (Godin, 2005 ; Beck, 2011 ; FAO, 2017). Thermophile, il recherche les eaux chaudes de 15 à 20°C et supporte jusqu'à 30°C et plus. C'est un poisson fréquentant les eaux dormantes, tièdes ou chaudes des zones littorales des lacs, des étangs peu profonds et des marécages. Il affectionne également les zones riches en végétaux aquatiques (Papadol, 1969 ; Godin, 2005).

Ce poisson est un fouisseur et à la base un omnivore qui se nourrit naturellement de débris organiques, d'algues filamenteuses, de mollusques mais aussi d'insectes et de larves d'insectes (Diptères et Ephémères) et de morceaux et végétaux aquatiques. Cependant, les alevins/larves se nourrissent de zooplanctons (FAO, 2004 ; Godin, 2005 ; Beck, 2011).

La reproduction a lieu dans des biotopes avec une végétation submergée dense. Les femelles pondent individuellement en présence de plusieurs mâles. Les mâles suivent les femelles mûres, souvent avec beaucoup d'ébats frénétiques puis les femelles pondent 3 à 5 fois durant la saison. Les œufs sont collants et sont attachés aux feuilles de plantes aquatiques. La saison de la reproduction commence en mai et dure jusqu'à environ juin/juillet à des températures supérieures à 18 °C (Olsen, 2006).

II.2.5.4. Le barbeau : *Barbus callensis*

Le barbeau (*Barbus callensis*) est une espèce endémique à la partie nord du continent africain. Elle a été décrite la première fois dans les lacs de la Calle (actuellement El Kala, El Taraf, Algérie) dans la partie algérienne du bassin d'El Kébir, à la frontière avec la Tunisie (Berrebi et al., 1995; Morsi et al., 2011).

Ce poisson d'eau courante a une forme élancée et un corps puissant garni d'écailles bien visibles. Sa bouche renflée est dirigée vers le bas et est ornée de 4 gros babillons. La longue nageoire dorsale est très dure. Le dos est marron à vert et les côtés sont plus clairs, souvent brillants et cuivrés. Les nageoires pectorales, ventrales et anales sont dans des tons jaunâtres et rougeâtres (Fig.22) (Rhouma, 1975 ; Kraiem, 1983).



Figure 22 : Le Barbeau (*Barbus callensis*).

Le barbeau 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 & Baras, 1989 ; Baras & Philippart, 1999).

Le régime alimentaire du barbeau est omnivore à dominance carnée zoophage. Les proies qu'il prélève, en fouissant le fond ou en prospectant des herbiers de renoncules, sont diversifiées. Il est considéré comme un suceur de proies benthiques: larves d'insectes de diptères chironomidés et simulidés, éphéméroptères, trichoptères phryganes, oligochètes, nématodes et parfois gammares, écrevisses, mollusque gastéropodes ou lamellibranches et frai de poissons (Kraiem, 1980).

Son activité trophique serait, pour des températures supérieures à 10 °C, plutôt à rythme bimodale crépusculaire et nocturne, tandis que durant l'automne et l'hiver, le pic d'activité alimentaire se limiterait à l'après-midi et que toute activité trophique cesse en-dessous de 4°C. Durant l'été et l'automne, il sélectionne des eaux courantes peu profondes pour sa recherche de nourriture, à l'aube et au crépuscule, se retirant le reste du temps dans des habitats plus profonds, plus riches en abris et à vitesse de courant plus faible, situés à proximité de ses aires trophiques, habitats pour lesquels il manifeste une grande fidélité assimilée à une sorte de homing (**Baras, 1997 ; Philippart & Baras, 1996**).

La première maturité sexuelle est atteinte à partir de 35 cm. Elle est tardive : 7-8 ans chez les femelles, 4-5 ans chez les mâles. La maturation sexuelle est induite par une température et une photopériode croissante soit des jours longs et des eaux chaudes. La ponte se déroule en mai-juin jusqu'au début juillet. Généralement, la ponte débute dès que la température des eaux est supérieure à 13,5 °C et se poursuit tant que ce seuil thermique est maintenu, un arrêt se produisant lors de tout abaissement de température (**Baras & Philippart, 1999**).

II.2.5.5. La carpe royale

Nom scientifique : *Cyprinus carpio carpio*.

Taille : 50-60 cm.

Poids maximum : 28 kg.

Couleur : brune à reflets dorés, avec ventre plus clair.

Corps : allongé.

Tête : conique portant des barbillons.

Période de ponte : mai –juillet.

Régime alimentaire : omnivore.

Répartition : barrage de Béni Haroun, Hammam Grouz, Barrage réservoir, Retenue collinaire, Oued Gueloun, Mini barrage et Oued Taourit.



Figure 23 : La carpe royale (*Cyprinus carpio carpio*).

II.2.5.6. La carpe argentée

Nom scientifique : *Hypophthalmichthys molitrix*.

Taille : 1 m.

Poids maximum : 40 kg.

Couleur : gris cendré.

Corps : massif, la ligne latérale bien visible s'incurve vers le bas.

Tête : grosse tête, portant deux petits yeux tournés vers le bas.

Régime alimentaire : omnivore.

Période de ponte : mai- juin.

Répartition : barrage de Béni Haroun.



Figure 24 : La carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*).

II.2.5.7. La carpe à grande bouche

Nom scientifique : *Aristichthys nobilis*.

Taille : 1,2 m.

Poids maximum : 40 kg.

Couleur : grisâtre.

Corps : massif.

Tête : grosse tête, de large bouche. Portant deux petits yeux tournés vers le haut.

Régime alimentaire : omnivore.

Période de ponte : mai- juillet.

Répartition : barrage de Béni Haroun.



Figure 25 : La carpe à grande bouche (*Aristichthys nobilis*).

II.2.6. Le peuplement et le repeuplement en alevins et larves dans le barrage Béni Haroun

Le barrage Béni Haroun a reçu le premier ensemencement en alevins juste après son achèvement en 2006 (Tableau 3). Le Centre Nationale de Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture (CNRDPA) a introduit 160000 alevins de carpe grande bouche d'origine de la Hongrie. Des alevins de carassin ont été retrouvés accidentellement dans cet ensemencement.

Selon l'Agence de la Pêche et des Ressources Halieutiques de Mila (APRHM, 2017), en 2007, 400 géniteurs de la carpe royale et de la carpe commune ont été déversés dans le barrage Béni Haroun. Ces carpes ont été retirées du barrage Hammam Grouz (Oued Athamnia) qui souffrait d'une forte aridité en cette période.

Tableau 3 : Les différentes opérations d'ensemencement
dans le barrage Béni Haroun (APRHM, 2017).

Quantité des larves et/ou des géniteurs ensemencés	Espèces	Date d'ensemencement
160 000 alevins	Carpe à grande bouche	6 juillet 2006
400 géniteurs	Carpe royale et commune	2007
800 000 larves	Carpe à grande bouche	2 Aout 2011
300 000 larves	Carpe à grande bouche	12 Aout 2013
3000 larves	Carpe à grande bouche	2014
100 000 larves	Carpe argentée	2015
5 000 larves	Carpe royale	
300 000 larves	Carpe argentée	2016

Chapitre III

Matériel et méthodes

III.1. Choix et localisation des stations de prélèvements

Les campagnes d'échantillonnage au niveau du barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent se sont déroulées de juin 2014 à octobre 2015. Le choix des 16 stations d'études fut avant tout conditionné par leur accessibilité et les informations qu'elles fournissent sur les principales caractéristiques physico-chimiques des sédiments. Elles permettent un suivi spatio-temporel des concentrations en ETM dans les 2 bras du barrage et au niveau de la digue. Elles ont été choisies afin qu'elles représentent les différentes conditions du milieu, principalement la géologie locale, l'érosion des sols agricoles, le ruissellement de surface des zones environnantes, et l'impact des effluents et déchets domestiques.

Elles sont définies comme suit (Fig. 26, tableau 4) :

- **Station1 (Rh1)**

Sur l'oued Rhumel, cette station est située à environ 25Km de Constantine en amont d'Ain Smara. Elle est située au pied d'une carrière et d'une retenue destinée à l'irrigation près du pont en direction de Teleghma et Oued Seguen. Elle traduit la qualité de l'eau avant qu'il n'atteigne les zones urbaines (Ain Smara, Constantine).

- **Station2 (Rh2)**

En aval de l'oued Rhumel, située à la sortie de la wilaya de Constantine, près de la route nationale N : 27 vers la wilaya de Mila, juste après la station d'épuration des eaux usées d'Ibn Ziad. Le choix de cette station est basé sur l'effet de la pollution causée par les rejets de la wilaya de Constantine.

- **Station3 (Bge3)**

Située au niveau du barrage Béni Haroun près de Machtet Tourba. Elle permet d'évaluer la qualité des eaux qui alimentent le barrage par les eaux de l'oued Rhumel.

- **Station4 (Bge4)**

Localisée en aval de l'oued Metlili. Elle rendrait compte de la qualité des sédiments émergés par les eaux qui alimentent le barrage Béni Haroun.

- **Station5 (Bge5)**

Elle est située au niveau du pont Mila Grarem au nord-est du barrage à environ 8 kilomètres au nord de la ville de Mila. Elle nous informe sur la qualité des eaux après avoir reçu les rejets de Grarem Gouga et Mila.

- **Station6 (Bge6)**

Elle est située au nord-est du barrage à environ 10 kilomètres au nord de la ville de Mila et 3 kilomètres de la région de Grarem. Elle permettra d'apprécier l'effet de la commune d'Annouche Ali sur la qualité des sédiments du barrage.

- **Station7 (Bge7)**

Cette station est localisée au sud du barrage à environ 5 kilomètres au nord de la ville de Mila à Médiou. Elle permet l'appréciation de la qualité des sédiments émergés par les eaux de l'oued Mila, qui alimentent le barrage Béni Haroun.

- **Station8 (Bge8)**

Située en aval de l'agglomération de Ferdoua. Cette station permet d'évaluer la qualité des sédiments vue les apports de cette région urbaine.

- **Station9 (Bge9)**

Cette station se situe en aval du Sidi Merouane au lieu dit Haloufa, et permet le suivie de la contamination des sédiments du barrage par les apports de cette zone urbaine.

- **Station10 (En10)**

Située en amont de l'oued Endja dans la commune de Tassala, machtet Elberja exactement lieu dit Bouchroure. Cette station rendrait compte de l'état des sédiments de cet oued.

- **Station11 (En11)**

Qui se localise en aval de l'oued Endja dans machtet Taghlissa exactement après le pont. Cette station permet d'évaluer la qualité des eaux d'oued Endja avant que ce dernier ne rejoigne le barrage.

- **Station12 (Bge12)**

Située au voisinage d'oued Endja au lieu dit Kribssa. Elle reçoit les rejets urbains et industriels de la région.

- **Station13 (Bge13)**

Cette station est proche de l'oued Endja, située en aval de Mechtet Mellel. Elle reflète les apports domestiques anthropiques du village.

- **Station14 (Bge14)**

Située en aval de l'agglomération de Djelama, à l'ouest du barrage à environ 9 kilomètres au Nord de la ville de Mila et 5 kilomètres de la région Zeraïa. Elle donnera une idée sur la qualité du compartiment sédimentaire surtout qu'elle est caractérisée par différentes activités agricoles et d'élevage.

- **Station15 (Bge15)**

Cette station est localisée en amont du barrage Béni Haroun (avant la digue). Elle traduira la qualité des eaux et des sédiments du barrage Béni Haroun en amont.

- **Station 16 (Kb16)**

Située sur l'Oued Kebir. Elle traduira la qualité des sédiments après le mélange des eaux du barrage Béni Haroun et celles de l'Oued Kebir.

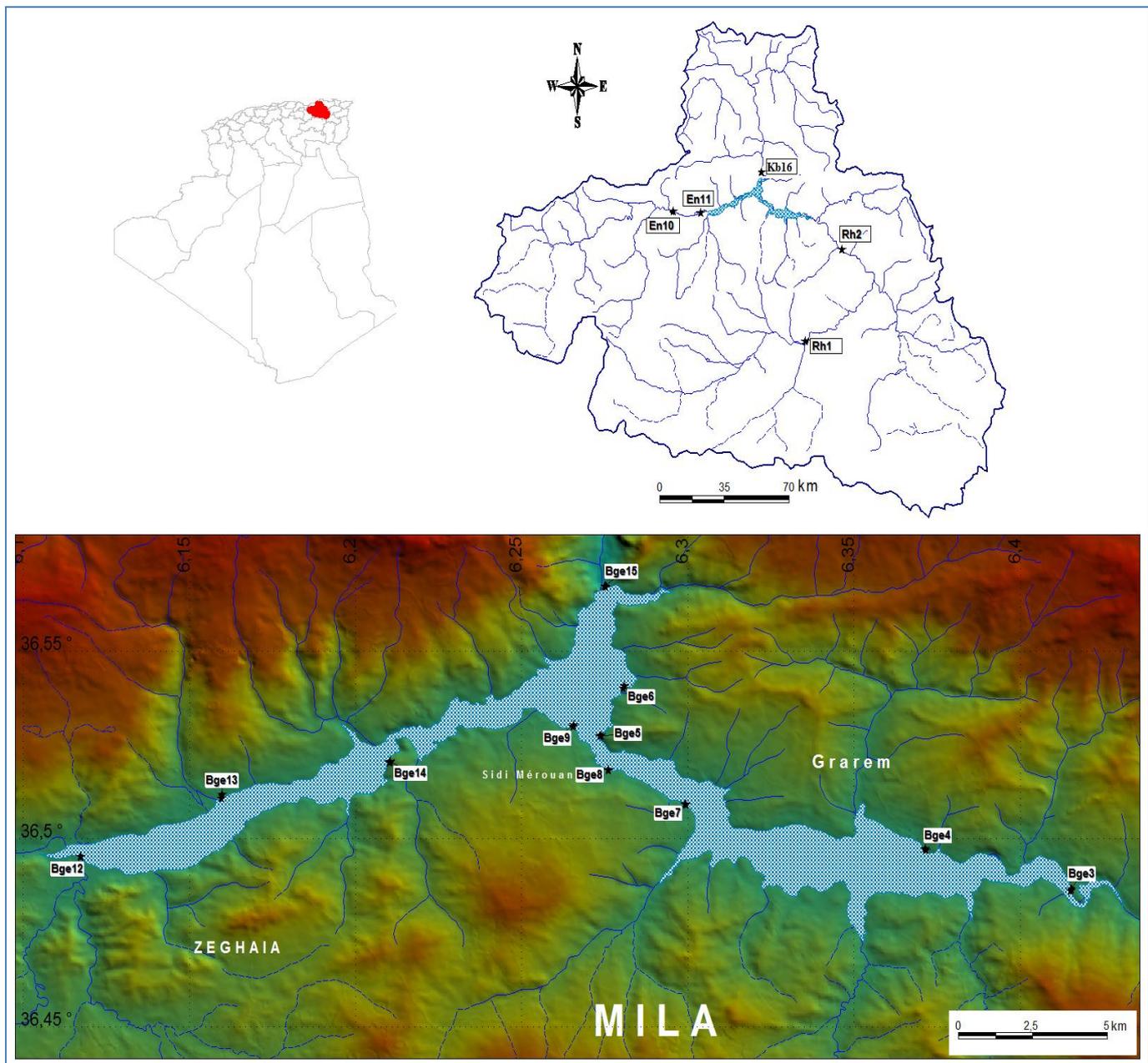


Figure 26 : Zone d'étude et localisation des points de prélèvements.

Tableau 4: Localisation des 16 stations de prélèvement

Stations	Code	GPS	Altitude
Station1	Rh1	N : 36°21'20" E : 6°40'78"	520 m
Station2	Rh2	N: 36° 24' 33" E: 06° 33' 29"	547 m
Station3	Bge3	N: 36° 29' 43" E: 06° 22' 47"	204 m
Station4	Bge4	N: 36° 29' 26,8" E: 06° 17' 39,16"	205 m
Station5	Bge5	N: 36° 30' 54" E: 06° 13' 15"	212 m
Station6	Bge6	N : 36°32' 35.90" E : 6°16' 55.30"	212 m
Station7	Bge7	N: 36° 30' 27,84" E: 06° 21' 07,53"	197 m
Station8	Bge8	N: 36° 30' 35" E: 06° 17' 43"	548 m
Station9	Bge9	N: 36° 31' 44" E: 06° 15' 50"	546 m
Station10	En10	N: 36° 29' 26,8" E: 06° 17' 39,16"	530 m
Station11	En11	N: 36° 49' 53" E: 06° 09' 11"	532 m
Station12	Bge12	N: 36° 49' 19" E: 06° 11' 32"	547 m
Station13	Bge13	N: 36° 29' 55,06" E: 06° 07' 14,74"	199 m
Station14	Bge14	N:36° 30' 23,05" E: 06° 11' 51,79"	203 m
Station15	Bge15	N: 36° 33' 59,49" E: 06° 16' 47,16"	196 m
Station16	Kb16	N: 36° 36' 07" E: 06° 16' 56"	212 m

III.2. Rythme et Nature des prélèvements

Pour évaluer le degré de contamination métallique du barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent, plusieurs prélèvements ont été réalisés dans les différentes stations suscitées pour l'analyse des métaux dans les sédiments, la faune macroinvertébrés benthique et les poissons. Les métaux recherchés dans ces trois matrices sont : le zinc (Zn), cuivre (Cu), plomb (Pb), fer (Fe) et sélénium (Se). La période d'échantillonnage s'est traduite par six campagnes de prélèvement de sédiments, deux campagnes de prélèvement de macroinvertébrés benthique et quatre campagnes de prélèvement de poissons (Tableau 5). En règle générale, les échantillons prélevés ont été conditionnés et transportés à la température de 4°C jusqu'au laboratoire.

Tableau 5 : Campagnes de prélèvement

Mois	PPC	Sédiments	Macroinvertébrés benthique	Poissons			
				CC	AB	CrC	BC
Juin 2014	+	+	+				
Septembre 2014	+	+					
Janvier 2015	+	+		+	+	+	+
Avril 2015	+	+	+	+	+	+	+
Juillet 2015	+	+		+	+	+	+
Octobre 2015	+	+		+	+	+	+
Nombre de campagnes	6	6	2	4			
Nombre d'échantillons	n=96	n=96	n=32	n=20			

Remarque : PPC : paramètres physico-chimique /CC : *Cyprinus carpio*, AB : *Abramis brama*, CrC : *Carassius carassius*, BC : *Barbus callensis*.

III.3. Stratégie de prélèvement

Les prélèvements ont été effectués selon *la méthode aléatoire* (CETMEF, 2011) (Fig. 27). Cette méthode consiste à prélever des échantillons de façon précise aux endroits les plus faciles d'accès à condition que la zone à étudier soit de nature homogène.

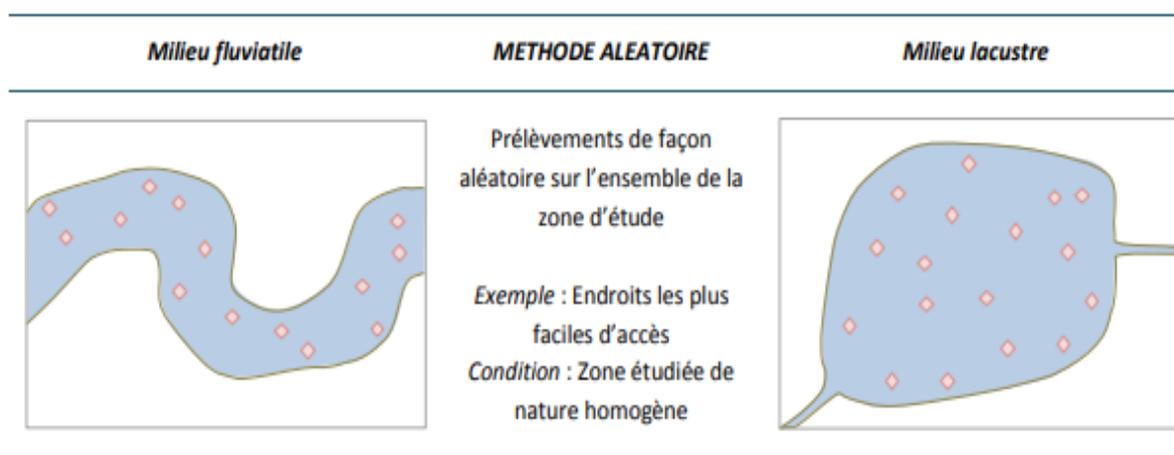


Figure 27 : Schéma représentant la stratégie de prélèvement (CETMEF, 2011).

III.4. Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau

III.4.1. Prise des mesures sur terrain

III.4.1.1. Température

La mesure de la température a été effectuée sur terrain en utilisant une valise multi variable de type (Multi 3420 SET G). La lecture a été faite après une immersion de 10 minutes à environ 15 cm de profondeur. Les résultats sont exprimés en C°.

III.4.1.2. Potentiel Hydrogène

Le pH est pris avec un pH mètre modèle HANNA instrument (Hi 8314), en plongeant l'électrode dans l'eau à environ 6 à 8 cm de la surface. Le pH mètre est étalonné avec des solutions étalons pH 4, 7 et pH 9 à 20°C (NF t 90-008). Les résultats sont exprimés en unité pH.

III.4.1.3. Conductivité électrique

La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'une valise multi variable de type (Multi 3420 SET G). L'appareil est équipé d'un dispositif thermosensible assurant la correction de la salinité. La conductivité électrique est exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

III.4.1.4. Oxygène dissous

Il est mesuré par une valise multi variable de type (Multi 3420 SET G). La mesure se fait par immersion de la sonde à 6 cm de la surface dans le cours d'eau pendant deux minutes pour respecter la circulation de liquide comme recommandé par le mode d'emploi de l'appareil. La lecture se fait en mg d'oxygène par litre (mg /l) et en pourcentage de saturation (%).

III.5. Prélèvement des sédiments, des macroinvertébrés et poissons pour l'analyse des éléments traces métalliques (ETM)

III.5.1. Prélèvements des sédiments

Tout au long de cette étude, nous nous intéressons à évaluer la contamination métallique du sédiment qui traduit une pollution récente. En sédimentologie les métaux se fixent préférentiellement sur la fraction fine inférieure à 63 μ m (Stone & Dropo, 1996; Devesa-Rey et al., 2010).

Les sédiments fins fraîchement déposés sur les berges des oueds et du barrage, sont prélevés en raclant les premiers cm en surface à l'aide d'une benne en inox. Les échantillons de sédiments (300 à 500 g) sont collectés dans des pots en polyéthylène, en plusieurs endroits de la station dans le souci d'une meilleure représentativité. Les échantillons sont transportés en glacières puis conservés dans un réfrigérateur à une température de 4°C jusqu'à leur traitement (séchage, broyage, tamisage) dans les 24 heures qui suivent (AFNOR, 1986).

III.5.1.1. Préparation des échantillons

Dès le retour au laboratoire, les sédiments prélevés sont transvasés dans des cristallisoirs, et séchés dans une étuve à 85°C pendant 48 heures, afin d'assurer leur séchage complet. Après refroidissement, ils sont broyés dans un mortier en porcelaine ou en agate, puis tamisés selon leur destination :

- Les échantillons destinés aux analyses physico-chimiques (pH, CE, MO et Calcaire total...), où les sédiments sont tamisés à 2 mm.
- Les échantillons destinés au dosage des métaux lourds sont tamisés à 63 μ m.

III.5.1.2. Caractérisation physico-chimiques des sédiments

Le pH des sédiments est mesuré dans un rapport (1/2,5) dans de l'eau distillée selon la norme NF X31-107 en utilisant un pH mètre (modèle HANNA instrument Hi 8314).

La conductivité électrique (CE) est déterminée selon un rapport (1/5) dans de l'eau distillée en utilisant un conductimètre (modèle WTW LF 90).

Les carbonates (CaCO₃) ont été mesurés par attaque à l'acide chlorhydrique (NF ISO 10693/X31-105).

La teneur en matières organiques (MO) a été déterminée par la méthode de perte au feu selon la norme (XP P 94-047, 1998). Elle consiste en une calcination d'1 g de sédiment, préalablement séché à 85°C pendant 48 h, dans un four à moufle de façon à déterminer le pourcentage de matières volatiles et de carbonates dissociables sous formes de gaz organique.

III.5.1.3. Extraction des ETM

Une combinaison de deux méthodes (**Rodier, 1984 ; Grumiaux et al., 1995**) a été adoptée. C'est une minéralisation par calcination à 450°C en présence de nitrate d'ammonium (**Rodier, 1984**) suivie d'une solubilisation des métaux par un mélange de deux acides oxydants, l'acide nitrique et l'acide chlorhydrique (**Grumiaux et al, 1995**).

Dans un creuset, 2ml de solution de nitrate d'ammonium sont ajoutés à 1 gramme de sédiment. Le mélange est séché dans une étuve à 110°C. La calcination se fait dans un four à moufle en augmentant la température progressivement pour éviter les inflammations brutales de l'échantillon qui provoquerait des pertes : soit 150°C pendant 1 heure, 300°C pendant 1 heure et 450°C pendant 2 heures. La solubilisation des métaux se fait en ajoutant 4ml d'HCl (pur, d=1,19) et 10ml HNO₃ (d=1,42) pendant 12 heures à froids dans le creuset couvert d'un verre de montre. L'échantillon couvert (chauffage à reflux) est de nouveau chauffé pendant 2 heures à 150°C sur bain de sable à découvert, puis repris deux fois par 10ml d'HCl 1N. Le liquide obtenu est transféré par filtration (papier Whatman sans cendre) dans une fiole de 50ml et complété avec de l'eau bidistillé.

III.5.1 4. Contrôle de l'efficacité de la méthode d'extraction des ETM dans les sédiments

Des précautions indispensables sont à prendre lors de travaux portant sur l'analyse des métaux lourds : Les pots de prélèvements, flacons de conservation des extraits, ainsi que toute la verrerie destinée aux analyses des ETM sont traités au préalable à l'acide nitrique (5N) dans lequel ils sont trempés pendant au moins 24 à 48h. Ils sont ensuite rincés à l'eau bi distillée ou déminéralisée (**Rodier, 1984**). Une attention très particulière doit être portée sur les risques de contamination lors de la préparation des échantillons et ce dès le prélèvement.

La validité du processus d'extraction pour les sédiments est contrôlée à l'aide de l'analyse d'un échantillon de référence (matériau référence certifié). Il s'agit de sédiment d'un lac canadien (*Lake Sédiment LKSD 1*), provenant de CANMET au Canada, dont les teneurs certifiées en ETM (tableau 6) ont été déterminées après extraction à l'eau régale.

Tableau 6: Résultats d'analyse des ETM du sédiment référence (LKSD-1) (n=7).

	Valeur certifiée (µg/g)	Valeurs observée	Récupération
Cu	44	44,5	101,13
Zn	337	336,36	99,81
Pb	84	84,36	100,42

III.5.2. Prélèvement des macroinvertébrés benthiques

III.5.2.1. Mode de prélèvement

La récolte des macroinvertébrés benthiques a avant tout un caractère qualitatif. Pour cela, tous les micro- habitats susceptibles d'en abriter (micro-biotopes) sont explorés (Les plantes aquatiques, les pierres, la boue, les racines plongeante des buissons) (**Afri-Mehennaoui, 1998**). La série de prélèvements de macroinvertébrés à été réalisée en juin 2014 et avril 2015. Deux méthodes d'échantillonnage ont été effectuées :

La première technique de prélèvement a été réalisé suivant le protocole normalisé XPT90-333 (**AFNOR, 2009**) intitulé « Prélèvements des macroinvertébrés aquatiques en rivières peu profondes ». Elle consiste à déposer le filet Surber (1/20 m², 500 µm de vide de maille) à main sur le fond de la station de prélèvement, l'ouverture du filet face au courant. L'opérateur, met le sédiment en suspension par le mouvement des pieds. Il fouille le substrat du fond et des berges délogeant les organismes qui, entraînés par le courant, sont alors récoltés dans le filet. Le but de l'échantillonnage consiste à rassembler la plus grande diversité faunistique représentative du milieu à étudier. Comme l'échantillonnage au filet n'est pas toujours applicable à tous les habitats, il faut parfois l'effectuer à la main. L'opérateur doit être de préférence le même pour une série d'échantillonnage.

La deuxième technique consiste à utiliser un autre matériel de prélèvement (un balai à alfa), délaissée pendant une période de 30jours immergée au fond de chaque station dans le but d'être considérée comme un habitat de la faune macroinvertébrée benthique.

III.5.2.2. Traitement et conservation des échantillons

Sur le terrain, les éléments organiques et minéraux grossiers sont ensuite éliminés des prélèvements après avoir été soigneusement lavés et examinés. Chaque prélèvement est ensuite fixé sur le terrain avec du formaldéhyde (concentration finale : 4%) pour sa conservation.

Le tri proprement dit des organismes s'effectue au laboratoire. L'échantillon est lavé à l'eau sur une colonne de tamis de différente grandeur de mailles (2mm, 1mm, et 0.25mm). Les débris sont écartés et les organismes de chaque tamis sont transférés dans les bacs de tri. Les divers organismes de chaque tamis sont triés à vue et classés suivant les groupes taxonomiques dans des piluliers contenant une solution de l'éthanol (40%).

III.5.2.3. Détermination des organismes

Les taxons triés sont identifiés selon le niveau de précision requis (famille ou genre) à l'aide d'une loupe binoculaire et de clés de détermination (Moisan & Pelletier, 2008 ; Moisan, 2010 ; Leclercq & Solito de Solis, 2010).

III.5.2.4. Détermination des indices écologiques

Les indices écologiques (abondance, richesse spécifique, indice de diversité de Shannon-Weaver) sont calculés selon les formules mathématiques suivantes:

- **L'abondance** : L'abondance relative d'un groupe, ou d'une espèce, est le nombre d'individus de ce groupe, ou de cette espèce, par rapport au nombre total d'individus présent par unité de surface ou de volume. La valeur est donnée en pourcentage :

$$P_i = n_i / N$$

- . n_i = nombre d'individus de l'espèce i
- . N = nombre total d'individus

Elle exprime l'influence exercée par une espèce ou par un groupe dans le peuplement

- **La richesse spécifique « S »** : On appelle richesse d'un peuplement ou d'un écosystème le nombre d'espèces ou de taxons (niveau genre, famille etc.) présents dans chaque prélèvement. Ce paramètre renseigne sur la qualité du milieu, plus le peuplement est riche plus le milieu est complexe et par conséquent stable (Dajoz, 2006).
- **Indice de diversité de Shannon-Weaver** : L'indice de diversité de Shannon (H') mesure le degré et le niveau de complexité d'un peuplement.

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \log_2 (p_i)$$

- **i** : une espèce du milieu d'étude ;
- **pi**: Proportion d'une espèce *i* par rapport au nombre total d'espèces (S) dans le milieu d'étude (ou richesse spécifique du milieu).

Ainsi, la valeur de H' dépend du nombre d'espèces présentes, de leurs proportions relatives, de la taille de l'échantillon (N) et de la base de logarithme.

Dans la nature, la valeur de H' se situe entre 0,5 (très faible diversité) et 4,5 (dans le cas d'échantillons de grande taille de communautés complexes) (Jean et al., 2015).

III.5.2.5. Détermination de l'indice biotique (IB)

La détermination de l'indice biotique se base sur le tableau standard de **Tuffery et Verneaux (1978)** (annexe1) avec double entrée, les lignes faunistiques rencontrés (classées en 7 catégories) ceux-ci sont repris, de haut en bas, dans un ordre croissant de résistance à la pollution.

- **Interprétation de la qualité de l'eau**

On considère généralement qu'il y a pollution lorsque la valeur de l'indice est inférieure ou égale à 5. Afin de synthétiser les résultats du point de vue cartographique. Les 10 indices peuvent être regroupés en 5 classes de qualité (tableau 7) correspondant chacune à une couleur.

Tableau 7 : Correspondance entre valeurs des indices biotique et classes des niveaux de pollution.

Indices	Classe des niveaux de pollution	Couleur
10 – 9	I- Pollution faible à nulle	Bleu
8 – 7	II- Pollution faible	Vert
6 – 5	III- Pollution moyenne	Jaune
4 – 3	IV- Pollution élevée	Orange
2 – 0	V- Pollution très élevée	Rouge

III.5.2.6. Méthode d'extraction de métaux lourds

Les échantillons prélevés, après identification puis dénombrement des individus pour chaque unité systématique, sont mélangés afin d'obtenir un échantillon de masse suffisante pour chaque station. Ils sont ensuite séchés pendant 48 heures à l'étuve et réduits en poudre au moyen d'un mortier en agate.

L'extraction des ETM dans les échantillons est effectuée par la méthode décrite par le **Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2003)** pour la détermination des métaux dans les tissus animaux. Dans une première étape, l'échantillon est séché et homogénéisé. Il est ensuite minéralisé avec de l'acide nitrique et de l'acide chlorhydrique dans un bain de sable qui maintient la température constante à 150 °C. Du peroxyde d'hydrogène est ajoutée pour détruire la matière organique. Après la digestion, le résidu est filtré sur papier filtre sans cendres (Whatman 540), le volume est ajusté à 25 ml avec de l'eau désionisée. Les extraits sont conservés à 4 °C dans des flacons en polypropylène.

III.5.2.7. Calcul du facteur de bioconcentration (FBC)

Le FBC est un paramètre utilisé pour décrire le transfert d'éléments en traces métalliques (ETM) du biotope (eau, sédiments, air, sol) aux organismes. Il est issu du rapport entre la concentration d'un élément en trace métallique dans un organisme en état d'équilibre et sa concentration dans le biotope (**Usha & Vikram, 2012; Asante et al., 2014**) comme l'indique l'équation ci-après :

$$\text{FBC} = \frac{\text{Concentration de l'ETM dans l'organisme}}{\text{Concentration de l'ETM dans l'eau ou les sédiments}}$$

Si FBC est supérieur à 1, il y a une bioconcentration de l'élément trace et donc son transfert du biotope vers l'organisme.

III.5.3. Prélèvement des poissons

Les poissons de la présente étude proviennent de récoltes effectuées par une pêche aléatoire (indépendamment du sexe et de l'âge) à proximité d'oued Gharslim à l'Est du barrage, à l'aide d'un pêcheur professionnel agréé par la direction de pêche (Antenne de Mila).

III.5.3.1. Choix des espèces de poissons étudiés

Il s'est avéré que les poissons sont des vecteurs de contamination aux métaux lourds chez l'homme de sorte que certaines espèces servent aujourd'hui d'outils biologiques (indicateurs biologiques) à l'évaluation de la pollution des eaux par les métaux lourds. En effet, les organismes aquatiques en particuliers les poissons sont capables grâce au métabolisme d'accumuler des éléments contaminants de l'environnement (eaux) dans certains de leurs organes.

Dans cette étude, le choix est porté sur les espèces *Cyprinus carpio*, *Abramis brama*, *Carassius carassius* et *Barbus callensis* puisque elles répondent à plusieurs critères de sélection, Il s'agit tous de cyprinidés omnivores à large répartition. Ils sont assez grands pour obtenir des tissus en quantité suffisantes pour les analyses. Se sont des espèces abondantes, faciles à échantillonner et présentes toute l'année.

Tableau 8 : Systématique des différents types de poissons étudiés (Direction de la Pêche Mila DPM, 2016)

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Nom scientifique
Vertébrés	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidea	<i>Cyprinus carpio</i> (CC)
	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidea	<i>Abramis brama</i> (AB)
	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidea	<i>Carassius carassius</i> (CrC)
	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidea	<i>Barbus callensis</i> (BC)

III.5.3.2. Traitement des échantillons et extraction des ETM

Ces études sont basées en grande partie sur les organes accumulateurs des métaux traces dans les tissus des différentes espèces de poisson, tel que les branchies, le foie et le muscle. Les branchies et le foie sont choisis comme organes cibles pour l'accumulation du métal. Les concentrations des métaux dans les branchies reflètent les concentrations des métaux dans les eaux où les espèces du poisson vivent, alors que les concentrations dans le foie représentent le stockage des métaux (Türkmen et al., 2010).

Les échantillons des branchies, foie et muscles de poisson ont été obtenus à partir du corps de poissons dans la partie dorsale, sans peau ni os. La détermination des ETM dans la chair, foie et branchies des poissons est réalisée avec la même méthode que pour les macroinvertébrés benthique.

La validité de la méthode a été contrôlée avec un échantillon de foie certifié 1577 b Bovine Liver (Tableau 9) provenant de NIST (National Institute of Standards and Technology). Standard Reference Material U.S. Department of commerce Gaithersburg, MD 20899.

Tableau 9 : Résultats d'analyse des ETM du foie certifié 1577 b Bovine Liver.

	Valeur certifiée (µg/g)	Valeurs observée	Récupération
Cu	160±8	158,88	99,30
Zn	127±16	123,88	99,73
Pb	0,129±0,004	0,129	100
Fe	184±15	184,46	100
Se	0,73±0,06	0,72	99,54

III.6. Dosage des ETM des différents prélèvements

Le dosage des ETM (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) dans les trois matrices (sédiments, macroinvertébrés et poissons) ont été effectués par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme de type PERKIN-ELMER. PinAAcle 900T au Laboratoire du Centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides Omar el Barnaoui (CRSTRA) Biskra. Les résultats sont obtenus à l'aide d'un traitement informatisé des données.

III.7. Calcul et expression des résultats

Les résultats sont exprimés en µg/g pour chacun des métaux dosés. Les résultats finaux sont exprimés en mg/kg d'échantillon, selon l'équation suivante :

$$C = [(A \times V) \div P] \times F$$

Où

C : concentration du métal dans l'échantillon (µg/g);

A : concentration du métal dans la solution dosée (mg/l);

V : volume final en ml;

P : prise d'échantillon en g;

F : facteur de dilution de la solution dosée, si nécessaire.

III.8. Traitement des résultats

Dans un premier temps différents graphiques sont réalisés afin de mieux visualiser les mesures et les analyses effectuées et par conséquent les commenter aisément. Les teneurs en ETM dans les différents compartiments sont comparées aux valeurs naturelles et aux concentrations de références déterminées à travers le monde. Afin de montrer les variations des teneurs en ETM en fonction des saisons, nous avons utilisé la représentation graphique de type "**Boîte à moustache**" (ou Boxplot ou diagramme en boîte). Elle permet, pour un jeu de données, de représenter la médiane, les quartiles et les centiles et les données aberrantes. C'est un moyen simple pour comparer un même caractère sur plusieurs séries statistiques.

Dans un second temps, l'ensemble des résultats obtenus sont traités sur un plan statistique en mettant en œuvre une Analyse en Composantes Principales (ACP) et une analyse de la variance à un facteur (ANOVA). Le logiciel utilisé est SPSS19 pour les deux méthodes.

L'ACP qui est une méthode statistique multivariée de l'analyse des données, basée sur la corrélation entre les variables. Elle permet de déceler et d'établir les différentes relations entre les stations étudiées d'une part, et d'autre part entre les différents paramètres mesurés et analysés.

L'ANOVA permet d'identifier s'il y a des différences entre les différentes stations et les différentes campagnes de prélèvement.

Enfin, nous avons fait appel à une Classification hiérarchique afin de regrouper nos stations pour chacun des compartiments étudiés. Cette méthode conduit à la construction d'un arbre de classification (ou dendrogramme). Elle permet de classer des individus en groupes ayant un comportement similaire sur un ensemble de variables. Il s'agit de représenter la "distance" entre les individus. Elle est calculée selon différentes méthodes (distance euclidienne, de ward, etc.). Et afin de faire ressortir les différentes relations qui pourraient exister entre les paramètres physico-chimiques du milieu et les teneurs en ETM des sédiments, nous avons effectués des corrélations, des régressions linéaires simples et multiples par sélection de variables, d'une part entre les paramètres physico-chimiques et les ETM et d'autre part entre les différents ETM mesurés dans les compartiments abiotiques (sédiments) et biotique (macroinvertébrés et poissons).

Chapitre IV

Résultats et Discussion

Dans ce chapitre nous présentons tout d'abord les résultats concernant le compartiment abiotique de notre étude, en commençant par les analyses physico-chimiques de l'eau (température, pH, CE, Oxygène dissous) ainsi que les paramètres relatifs aux sédiments (pH, CE, matière organique, calcaire total et teneurs en éléments traces métalliques).

Dans un deuxième volet, nous présentons les résultats du compartiment biotique relatif à la faune macroinvertébrée : abondance, diversité, détermination de la qualité biologique de l'eau et teneurs en éléments traces métalliques. Enfin nous exposerons les teneurs en éléments traces métalliques déterminés dans trois organes (muscle, foie et branchies) de quatre espèces de poissons pêchés dans le barrage Béni Haroun, afin de déterminer l'organotropisme ou accumulation (ou fixation) de chaque élément métallique.

III.1. Caractérisation physico-chimique de l'eau

Dans le tableau 10 sont présentées les données statistiques des paramètres physico-chimiques étudiés (T°, pH, CE, % de saturation en oxygène) des 6 campagnes de prélèvements durant les années 2014 et 2015. Les indicateurs statistiques déterminés sont : le minimum, le maximum, la médiane, la moyenne et l'écart type.

Tableau 10 : Données statistiques des paramètres physico-chimiques de l'eau du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart type
T (°C)	96	9,10	38,50	25,5	23,08	6,92
pH	96	6,92	9,05	7,92	7,97	0,50
CE (mS/cm)	96	1,00	4,90	1,25	1,52	0,70
O ₂ dis (mg/l)	96	4,95	18,31	8,43	9,19	2,76
O ₂ (% sat)	96	54,79	202,69	99,18	107,11	33,10

Alors que les variations spatio-temporelles de chaque paramètre dans chaque station sont regroupées dans le tableau 11 et illustrées par les figures 29 à 32.

Tableau 11: Résultats des paramètres physico-chimiques de l'eau
(Moyenne \pm Ecart-type, [Min – Max]) du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

Paramètres	T eau (°C)	pH	CE (mS/cm)	O ₂ dis (mg/l)	O ₂ (% sat)
Rh1	20,28 \pm 7,88 [9,10 - 30,10]	7,66 \pm 0,42 [6,93 - 8,02]	1,83 \pm 0,21 [1,56 - 2]	9,72 \pm 2,70 [7,2 - 14,35]	123,09 \pm 34,19 [91,17 - 181,70]
Rh2	21,10 \pm 6,87 [10,80 - 31,00]	7,80 \pm 0,35 [7,30 - 8,28]	1,65 \pm 0,14 [1,81 - 1,38]	8,00 \pm 1,76 [5,95 - 10,39]	88,25 \pm 17,27 [69,52 - 109,90]
Bge3	18,46 \pm 6,00 [12,40 - 24,40]	7,66 \pm 0,13 [7,51 - 7,75]	1,24 \pm 0,45 [1,19 - 1,28]	5,95 \pm 0,29 [5,44 - 6,23]	64,53 \pm 4,37 [60,22 - 68,96]
Bge4	24,75 \pm 9,01 [12,00 - 38,50]	7,94 \pm 0,34 [7,57 - 8,60]	1,18 \pm 0,77 [1,06 - 1,26]	10,18 \pm 3,31 [7,3 - 14,48]	118,45 \pm 41,74 [80,81 - 181,80]
Bge5	24,95 \pm 7,00 [14,60 - 33,70]	7,54 \pm 0,88 [6,07 - 8,83]	1,18 \pm 0,76 [1,06 - 1,26]	8,93 \pm 1,19 [7,53 - 10,9]	109,84 \pm 24,46 [83,35 - 141,10]
Bge6	23,88 \pm 6,99 [13,20 - 31,80]	8,14 \pm 0,42 [7,84 - 8,78]	1,18 \pm 0,56 [1,10 - 1,24]	8,16 \pm 0,9 [6,42 - 8,87]	104,90 \pm 23,72 [71,07 - 137,90]
Bge7	25,41 \pm 7,98 [13,60 - 33,90]	8,00 \pm 0,35 [7,74 - 8,68]	1,226 \pm 0,70 [1,11 - 1,32]	8,72 \pm 2,42 [7,04 - 13,6]	110,63 \pm 41,73 [77,93 - 190,30]
Bge8	22,80 \pm 7,00 [14,40-31,20]	7,89 \pm 0,19 [7,70-8,20]	1,23 \pm 0,33 [1,18 - 1,27]	7,44 \pm 2,79 [4,95 - 11,77]	87,83 \pm 27,81 [54,79 - 130,29]
Bge9	27,31 \pm 7,54 [13,30 - 35,60]	8,08 \pm 0,35 [7,69 - 8,59]	1,13 \pm 0,43 [1,20 - 1,25]	7,94 \pm 1,52 [5,12 - 9,13]	87,91 \pm 16,92 [56,68 - 101,07]
En10	23,21 \pm 8,64 [10,20 - 33,40]	8,52 \pm 0,26 [8,22 - 8,99]	2,43 \pm 1,27 [1,22 - 4,90]	10,05 \pm 2,13 [7,66 - 13,77]	111,26 \pm 23,61 [84,79-152,43]
En11	21,73 \pm 8,00 [11,70 - 31,40]	8,09 \pm 0,60 [7,05 - 8,71]	1,64 \pm 4,69 [1,002 - 2,34]	10,39 \pm 3,73 [7,14 - 17,63]	115,01 \pm 41,30 [79,04-195,16]
Bge12	24,73 \pm 9,66 [13,60-30,90]	7,62 \pm 0,75 [6,95-8,44]	1,20 \pm 0,96 [1,10 - 1,28]	9,73 \pm 1,17 [8,36 - 11,7]	109,99 \pm 18,57 [92,54-129,52]
Bge13	22,86 \pm 5,67 [14,30-29,80]	8,04 \pm 0,97 [6,92-9,05]	1,74 \pm 0,94 [1,18 - 3,66]	13,62 \pm 4,27 [7,78 - 18,31]	150,78 \pm 47,30 [86,12 - 202,69]
Bge14	22,91 \pm 6,63 [12,20 - 29,20]	7,98 \pm 0,59 [6,92-8,64]	1,28 \pm 0,50 [1,2 - 1,34]	8,48 \pm 0,78 [7,55 - 9,54]	96,68 \pm 14,21 [83,58 - 122,50]
Bge15	22,66 \pm 5,31 [14,20-28,30]	7,72 \pm 0,05 [7,67-7,79]	1,68 \pm 0,11 [1,13 - 3,67]	8,57 \pm 0,98 [7,91 - 10,56]	100,43 \pm 17,195 [87,56-129,90]
Kb16	20,65 \pm 4,56 [13.20-25.80]	8,23 \pm 0,49 [8,71-8,23]	1,26 \pm 0,22 [1,12 - 1,72]	11,19 \pm 3,20 [9,29 - 17,63]	124,88 \pm 34,53 [98,78 - 192,00]

III.1.1. Température de l'eau (T)

L'examen de la figure 28 et du tableau 11 permet de constater que la température de l'eau, mesurée en surface, suit un rythme saisonnier. Elle oscille entre 9,10°C pour la station Rh1 (en janvier) et 38,5 °C au maximum dans la station Bge4 (en juillet), avec une médiane de 26,65 °C pour l'ensemble des seize stations pendant les six campagnes de prélèvements.

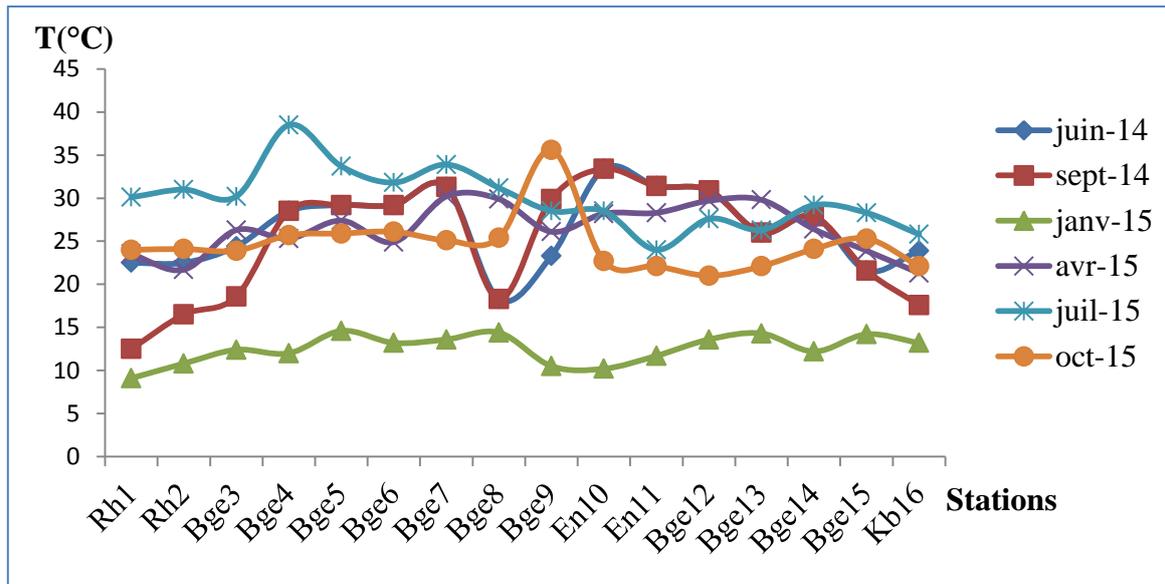


Figure 28 : Variations spatiales et saisonnières de la température de l'eau (°C) du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

D'une manière générale, l'eau se réchauffe pour l'ensemble des stations du barrage par apport aux stations des oueds qui l'alimentent (Rh1, Rh2, En10 et En11). Cela peut être expliqué par la présence du barrage qui a favorisé le réchauffement de l'eau, en raison du ralentissement de l'écoulement (Cocquerez & Iribarne, 2017). Des activités anthropiques peuvent également contribuer à réguler la température des cours d'eau notamment via les eaux rejetées par les barrages réservoirs qui viennent refroidir les cours d'eau située en aval (Beaufort, 2015) ; ces effets ont pu être remarqués à la station Kb16, sur l'Oued Kebir en aval du barrage.

Par ailleurs, il apparaît que les températures des eaux présentent des valeurs plus ou moins homogènes d'une station à l'autre ; l'écart type étant de l'ordre de 6,92 pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements.

En effet, l'analyse de la variance à un facteur (ANOVA) a révélé un effet stations non significatif (annexe 2) ; les écarts enregistrés ne sont dus en fait qu'au décalage horaire journalier entre les différents points de prélèvement c'est la raison pour laquelle le profil spatial ne présente pas de différence significative entre les différentes stations.

A la différence, les fluctuations des températures de l'eau d'une saison à l'autre sont très remarquables prouvés par l'ANOVA (annexe 2) révélant un effet campagne très hautement significatif ($F=22,92 / p=0,000$) puisqu'en période d'étiage, la vitesse de l'eau des oueds étant plus faible, le temps de réchauffement de la masse d'eau est plus important alors que l'eau devient plus courante et plus ombragée en période hivernale.

La mesure de la température est nécessaire puisqu'elle joue un rôle important dans la solubilité des gaz, la dissociation des sels dissous et la détermination du pH et sur la vitesse des réactions chimiques en général (**Rodier et al., 2009**). Dans un cours d'eau, la température fait partie, avec l'écoulement et l'oxygène, des principaux paramètres abiotiques qui interagissent pour créer les conditions de l'exercice de l'ensemble des fonctions biologiques. En effet, les espèces aquatiques choisissent leurs habitats en tenant compte de combinaisons de facteurs. Parmi eux, principalement, la disponibilité physiologique de l'oxygène, qui dépend directement de la température et du mouvement de l'eau (**Lery, 2009**). Par ailleurs, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur de 2 à 3 pour une augmentation de température de 10°C. L'activité métabolique des organismes aquatiques est donc également accélérée lorsque la température de l'eau s'accroît (**De villers et al., 2005**).

III.1.2. Potentiel hydrogène (pH)

La figure 29 illustre les variations du pH de l'eau au niveau des 16 stations d'études et au cours des 6 campagnes de prélèvements. Les valeurs du pH de l'eau du barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent, varient entre 7,07 à la station Bge5 en septembre 2014 et 9,05 à la station Bge13 en octobre 2015, traduisant un pH alcalin. Cette faible variation est attribuable à l'effet tampon des ions bicarbonates, répondant aux critères des eaux destinées au traitement de potabilisation pour l'alimentation humaine.

L'oued Rhumel présente des valeurs moyennes du pH variant de $7,66 \pm 0,42$ en amont à $7,80 \pm 0,35$ qui reste au voisinage de la neutralité.

Alors que les eaux de l'oued Endja montrent un pH faiblement alcalin diminuant d'amont en aval avec des valeurs moyennes de $8,52 \pm 0,26$ à $8,09 \pm 0,60$ respectivement.

Ces résultats attestent bien de la présence de formations calcaires au sein du bassin versant Kébir-Rhumel.

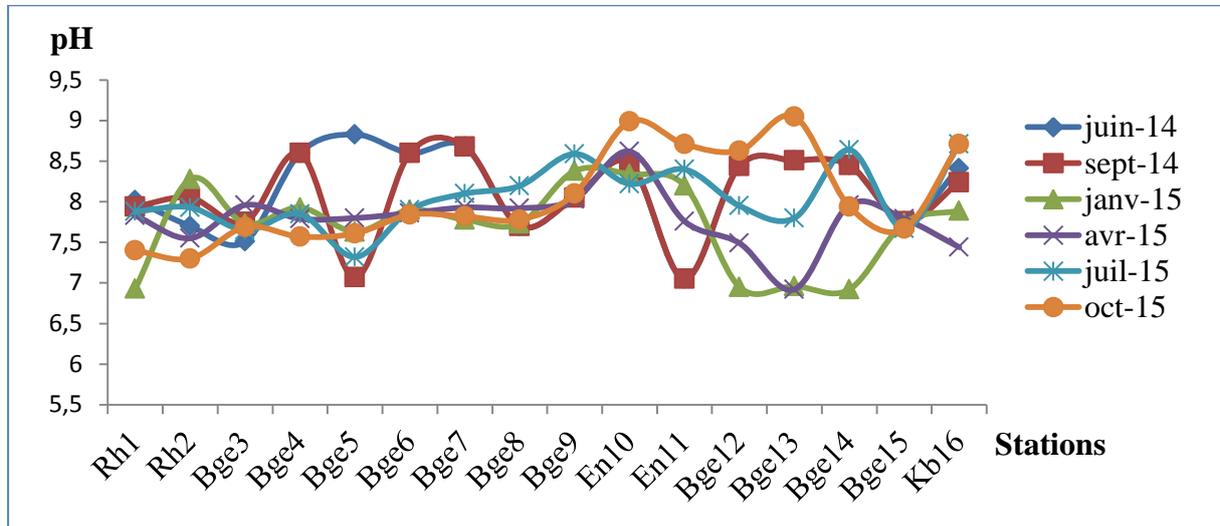


Figure 29 : Variations spatiales et saisonnières du pH de l'eau du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

Cependant, comme il est illustré par la figure 29, le pH reste assez stable et varie entre les sites et campagnes de prélèvement. Ce résultat est confirmé par l'ANOVA qui n'a pas révélé d'effet station, ni d'effet campagnes significatif (annexe 2).

Nos résultats viennent confirmer ceux des travaux précédents (**Melghit et al., 2015**), (**Habila, 2018**), (**Kherief Naceredine et al., 2018**) et (**Kherief Naceredine, 2019**) sur l'eau du barrage béni Haroun qui est faiblement alcaline.

La mesure du pH en hydrologie présente un intérêt pour apprécier la qualité des eaux. Elle sert à détecter des anomalies qui peuvent être liées à une pollution ou à un changement important des caractéristiques physico-chimiques du milieu aquatique. Le pH peut fluctuer en fonction d'un certain nombre de modifications des équilibres chimiques. Des dilutions, lors d'épisodes pluvieux ou des concentrations de l'eau lors des fortes évaporations estivales sont susceptibles d'influer sur ce paramètre. Des apports d'eaux, contaminées ou non, d'origine urbaine ou agricole, doivent également être pris en compte (**Anras & Guesdon, 2007**).

D'après **Brémond & Vuichard (1973)**, les eaux alcalines présentent généralement une faune plus riche et plus diversifiée que les eaux acides. Dans les eaux hyper-acides (<3) ou hyper-alcalines (>10), seuls quelques invertébrés et des bactéries peuvent vivre.

Des pH occasionnellement hauts ou bas peuvent soumettre les organismes à un stress physiologique passager et supportable. Des modifications répétées ou durables induisent un impact sur la nature et la densité des peuplements (**Anras & Guesdon, 2007**).

Les poissons d'eau douce tolèrent des eaux dont le pH varie entre 6 et 8, mais on obtient les meilleurs résultats dans une eau légèrement alcaline avec un pH de 7 ou plus (**Commission Européenne Consultative pour les pêches, 1988**). En revanche **Rodier et al., (2009)** mentionnent que la valeur du pH compatible avec la vie des poissons est comprise entre 5 et 9. Cependant, pour la plupart des espèces aquatiques, la zone de pH favorable se situe entre 6 et 7,2.

III.1.3. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique présente des variations irrégulières et très importantes, s'observant d'une station à une autre, d'un prélèvement à un autre et d'un écosystème à un autre (Fig.30). La comparaison des courbes illustrant l'évolution de ce paramètre dans le barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent fait apparaître un phénomène général d'enrichissement dont les valeurs enregistrées pour l'oued Rhumel sont relativement élevées avec des moyennes variant de $1,83 \pm 0,21$ mS/cm (Rh1) à $1,65 \pm 0,14$ mS/cm (Rh2). La conductivité revient à une valeur relativement modérée pour les eaux du barrage (Bge3 à Bge15). Même si certaines modalités spécifiques à chaque station entraînent des différences d'évolution, la tendance générale est identique et aboutit à des situations analogues dans les différents sites. Alors que pour l'oued Endja l'expression la plus forte s'observe dans la station En10 (4,90 mS/cm) en juin 2014, la valeur minimale enregistrée à la station aval En11 (1,002 mS/cm) en janvier 2015.

La CE excessive atteignant 49 mS/cm en juin 2014, enregistrée à la station amont de l'oued Endja (En10) pendant les six campagnes de prélèvements, peut être attribuée aux rejets urbains et industriels de la commune de Tassala. Selon **Anras & Guesdon, (2007)**, les variations saisonnières rendent compte des épisodes de confinement, avec les sur-salures estivales dues à l'évaporation. Les valeurs observées révèlent donc un compromis entre des phénomènes de production en relation avec la mobilisation progressivement décroissante de produits solubles et la dilution variable imposée par la pluviométrie (**Richard et al., 1997**).

L'analyse de la variance a révélé un effet significatif pour les stations ($F=2,70$ / $p=0,002$) et aucun effet campagne (annexe 2).

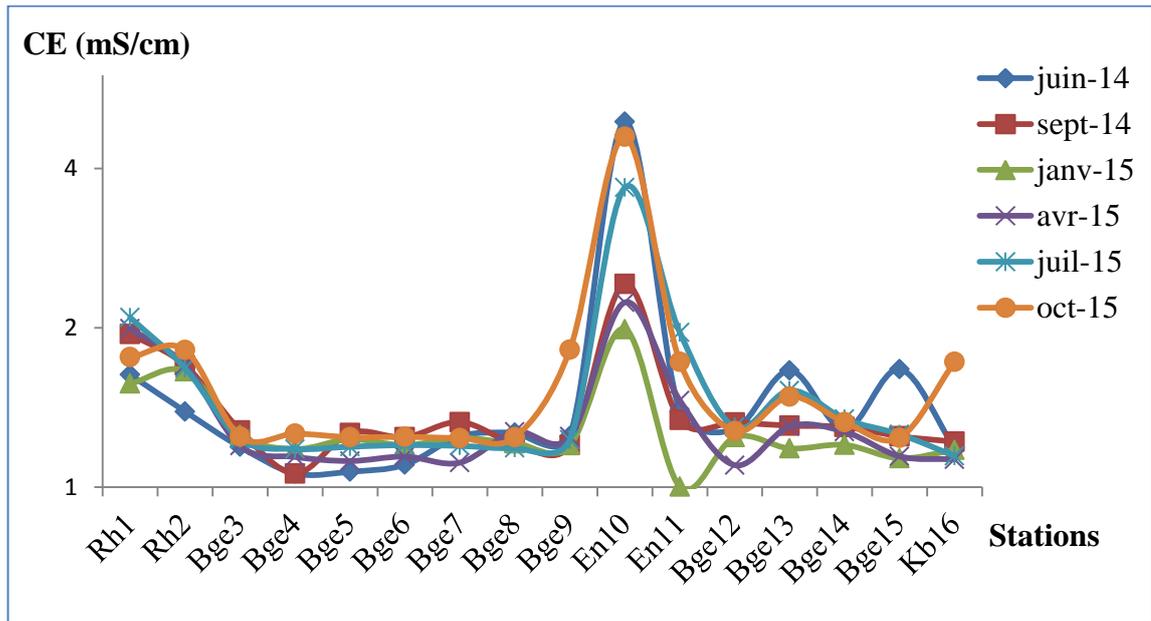


Figure 30 : Variations spatiales et saisonnières de la conductivité de l'eau du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau et d'en suivre l'évolution (**Rodier et al., 2009**). Il s'agit d'un paramètre conservatif, et donc particulièrement intéressant pour suivre le comportement de substances dissoutes dans ces milieux, comme par exemple les polluants, les nutriments, etc. Par ailleurs, il s'agit d'un facteur essentiel déterminant la répartition spatiale des espèces vivantes. Ce paramètre essentiel, combiné à l'oxygène et à la température, permet également de surveiller la stabilité/instabilité du milieu et les difficultés qu'il peut y avoir à maintenir les habitats suffisamment accueillants pour la vie aquatique (**Anras & Guesdon, 2007**). Les valeurs de la conductivité de l'eau sont en général stables et naturellement influencées par la géologie. En revanche, des changements ponctuels de cette valeur, ou des écarts avec l'état de référence (non perturbé), peuvent être indicateurs d'une augmentation de substances dissoutes, potentiellement polluantes, dans l'eau (une pollution aux métaux ou aux sels dissous) (**Cocquorez & Iribarne, 2017**).

Dans notre zone d'étude, toutes les valeurs mesurées de la conductivité indiquent une forte minéralisation avec une médiane de l'ordre de 1,25 mS/cm, selon la classification de **Nisbet & Verneaux (1970)**, ($CE > 1$ mS/cm). Cette minéralisation importante attribuée à la nature géologique du bassin versant dont l'origine est argilo-marneuse.

Globalement, les résultats obtenus sont semblables à ceux de **Habila, (2018)**, **Kherief Nacereddine et al., (2018)** et **Kherief Nacereddine, (2019)** pour le barrage Béni Haroun et s'avèrent similaires à celles rapportées par **Allalgua et al., (2017)** au niveau des eaux du barrage Foum El-Khanga à Souk-Ahras ; elles oscillent entre 1,2 et 2,5 mS/cm.

III.1.4. Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous sont très variables et irrégulières dans l'espace et dans le temps pour l'ensemble des seize stations (figure 32). Ainsi, le pourcentage de saturation est parfois plus expressif que le taux en mg/l. Il est de 202,69 % (maximum) à la station (Bge13) en avril, de 54,79 % en janvier à la station Bge8 (minimum) et une moyenne de 107,11 % pour l'ensemble des stations ainsi qu'une médiane de 99,18%.

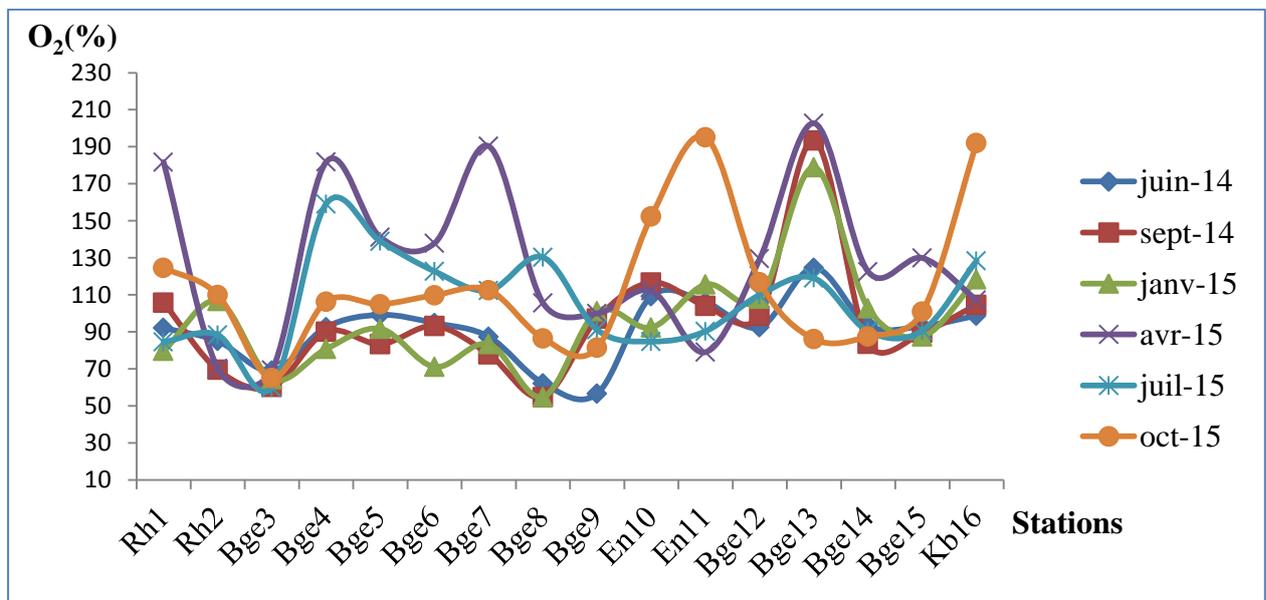


Figure 31 : Variations spatiales et saisonnières du taux de saturation en O₂ dissous de l'eau du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

Les valeurs les plus faibles d'oxygène dissous sont enregistrées en aval de l'agglomération de Ferdoua (Bge8) où l'apport en matière organique entraîne une baisse importante de l'O₂ suite à une utilisation dans les phénomènes de la biodégradation (défaut d'épuration). Le même phénomène est observé pour les deux stations de l'oued Endja (En10, En11) se révélant relativement peu oxygénées, conséquence de leurs conductivités élevées traduisant la présence de pollution. En effet la solubilité de l'oxygène est relativement plus faible en eau salée qu'en eau douce.

Par ailleurs, la température a un rôle primordial dans la solubilité des gaz ; les eaux froides se saturent plus facilement en oxygène que les eaux chaudes (**Anras & Guesdon, 2007**).

La concentration de l'oxygène des eaux des oueds Rhumel et Kébir, est favorisée par l'écoulement de l'amont vers l'aval qui engendre un brassage continu de la masse d'eau et par conséquent un enrichissement de la phase dissoute en oxygène.

Nous constatons que l'oxygénation augmente en saison sèche où l'ensoleillement est maximal, la photosynthèse active et les apports du bassin versant extrêmement réduits. Inversement, en saison des pluies, la stratification est fragilisée par la dilution. La demande en oxygène s'accroît avec les apports du lessivage de la litière. **Richard et al., (1997)** soulignent que la saison sèche correspond à une phase de concentration et d'accumulation de produits de dégradation, la saison des pluies se caractérise par une dilution qui atténue les effets de l'intense lessivage des terrains avoisinants. L'ANOVA confirme ses résultats avec des différences significatives entre les six campagnes de prélèvement ($F=4,32/ p=0,002$), ainsi que pour les stations ($F=1,96/ p=0,03$) (annexe 2).

L'oxygène dissous est la quantité d'oxygène présent en solution dans l'eau à une température donnée. Il gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques. Sa concentration dans l'eau dépend de facteurs physiques (température, salinité, mélange de la masse d'eau), chimiques (oxydation) et biologiques (photosynthèse, respiration) (**Anras & Guesdon, 2007 ; Witkowski et al., 2016**). Indispensable dans les lacs, il sert à la respiration des espèces aquatiques. En effet, chaque organisme a besoin d'une concentration minimale afin de survivre (**Cormier et al., 2015**). Les concentrations en oxygène dissous doivent être supérieures à 5 mg/l pour une température d'eau se situant entre 20 et 25°C afin d'assurer la protection de la vie aquatique (**MDDELCC, 2014**). Par ailleurs, les valeurs de 3 à 5 mg/l sont des seuils en deçà desquels le maintien de la vie animale devient critique, en particulier pour les poissons (**Anras & Guesdon, 2007**).

Par ailleurs, les valeurs de ce paramètre relevées dans le barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent sont voisines de celles trouvées par **Melghit et al., (2015)**, **Habila (2018)**, **Kherief Nacereddine et al., (2018)** et **Kherief Nacereddine (2019)**.

Le pourcentage de saturation exprime la quantité d'oxygène présente dans l'eau par rapport à la quantité totale d'oxygène que l'eau peut contenir à une température donnée. Le groupe d'éducation et d'éco-surveillance de l'eau (**G3E, 2013**) donne une classification de ce paramètre vis-à-vis des organismes aquatiques.

- En pourcentage de saturation, on peut déduire que:
 - Moins de 60 % : le taux d'oxygène est faible ;
 - 60 à 79 % : acceptable pour la plupart des organismes d'eau courante ;
 - 80 à 125 % : saturation excellente pour la plupart des organismes d'eau courante ;
 - 125 % ou plus : trop élevé, il peut être dangereux pour les poissons.
- En mg/l, il existe quatre catégories pour décortiquer la concentration d'oxygène dissous :
 - 0 à 2 mg/l : teneur insuffisante pour la survie de la plupart des organismes ;
 - 2 à 4 mg/l : permet seulement à certaines espèces de poissons et d'insectes de survivre ;
 - 4 à 7 mg/l : acceptable pour les espèces de poissons d'eau chaude, mais faible pour les espèces de poissons d'eau froide ;
 - 7 à 11 mg/l : le taux d'oxygène est idéal pour la plupart des poissons d'eau froide.

Tableau 12 : Qualité des eaux du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir en fonction de leurs teneurs en O₂ dissous.
(Selon Le groupe d'éducation et d'éco-surveillance de l'eau, 2013).

O ₂ dissous (% de saturation)	Stations	O ₂ dissous (mg/l)	Stations
< 60		0 à 2	
60 à 79	Bge3	2 à 4	
80 à 125	Rh2, Bge4, Bge5, Bge6, Bge7, Bge8, Bge9, En10, En11, Bge12, Bge14, Bge15, Kb16	4 à 7	Bge3
>125	Rh1, Bge13	7 à 11	Rh1, Rh2, Bge4 Bge5, Bge6, Bge7, Bge8, Bge9, En10, En11, Bge12, Bge14, Bge15, Kb16

En générale, presque toutes nos stations montrent des % saturations en oxygène excellents pour la plupart des organismes d'eau courante et des teneurs (mg/l) idéales pour la plupart des poissons d'eau froide (Tableau.12) selon la classification du groupe d'éducation et d'éco-surveillance de l'eau (G3E, 2013).

Pour le respect de la vie biologique dans les eaux douces, la réglementation européenne précise les niveaux guides et les valeurs impératives conseillées selon le classement piscicole des cours d'eau (Rodier et al., 2009). Suivant cette classification les eaux du barrage Béni Haroun sont cyprinicoles.

Tableau 13 : Le classement piscicole des cours d'eau selon la réglementation européenne.

	Valeur guide	Valeur limite impérative
Eaux salmonicoles	> 7 mg/l – 100 % du temps > 9 mg/l – 50 % du temps	> 9 mg/l – 50 % du temps
Eaux cyprinicoles	> 5 mg/l – 100 % du temps > 8 mg/l – 50 % du temps	> 7 mg/l – 50 % du temps

III.1.5. Bilan de la qualité des paramètres physicochimiques des eaux

III.1.5.1. Le Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau : SEQ-Eau

C'est un référentiel fondé sur la notion « d'altération » au fonctionnement naturel du milieu aquatique, et donc son aptitude à satisfaire les équilibres biologiques (Anras & Guesdon, 2007). Il permet d'évaluer la qualité physico-chimique et biologique de l'eau et son aptitude aux usages et aux fonctions naturelles des milieux aquatiques. Différentes classes sont définies :

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

L'aptitude de l'eau à la biologie est évaluée avec un indice et cinq classes (tab.14):

Tableau 14 : Les classes de qualité du SEQ-Eau (Agence de l'eau, 1999 ; SEQ-Eau, 2003).

Indices	Classes	Classes d'aptitude à la biologie
100- 80	Très bonne	Aptitude très bonne
79 – 60	Bonne	Aptitude bonne
59 – 40	Passable	Aptitude moyenne
39 – 20	Mauvaise	Aptitude médiocre
19 – 0	Très mauvaise	Aptitude mauvaise

Sur la base des critères du SEQ-Eau (2003), le bilan d'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir montre :

- D'une façon générale, pour un milieu aquatique, la température des eaux superficielles est influencée par la température de l'air, et ceci d'autant plus que la profondeur est faible vu que nous n'avons mesuré la température qu'en surface. Elle dépend de l'altitude, de la saison, de l'heure et du débit (Rodier et al., 2009).

La température de l'eau traduit une très bonne à bonne qualité pour la majorité des stations, soit une eau ne dépassant pas les 24°C, en période hivernale. En revanche, pendant les deux saisons estivale et automnale nos stations sont déclassées en qualité passable à mauvaise en raison des températures relativement élevées atteignant les 30°C, moins favorable à la vie des cyprinidés (tab.15).

- La disponibilité des nutriments dans l'eau est influencée par le pH. Une eau trop acide est carencée en calcium ce qui peut ralentir la croissance de la faune et de la flore aquatique (**Cocquerez & Iribarne, 2017**). Un certain nombre d'espèces sont inféodées à des gammes de pH données, avec des tolérances variables à des expositions plus ou moins longues à des pH plus ou moins élevés. Des pH occasionnellement hauts ou bas peuvent soumettre les organismes à un stress physiologique passager et supportable. Des modifications répétées ou durables induisent un impact sur la nature et la densité des peuplements (**Anras & Guesdon, 2007**). Le pH joue également un grand rôle dans l'absorption et l'accumulation des ETM chez les organismes vivants, qui s'accroît en milieu acide. Selon la grille d'aptitude en fonction du pH (SEQ-Eau, 2003), la qualité des eaux du barrage et des oueds Rhumel, Endja et Kébir est qualifiée de très bonne à bonne. Il faut toutefois souligner la qualité passable de la station Bge13 (9,05) au mois d'octobre (tab.15).
- La minéralisation globale de l'eau estimée par l'analyse de la conductivité reste très élevée pour l'ensemble des stations avec une moyenne de 1,52 mS/cm indiquant une qualité très bonne pour la biologie aquatique (tab.15). Notons aussi, que les eaux de l'oued Endja sont d'une qualité très mauvaise avec des CE au voisinage de 4 mS/cm rendant l'écosystème inapte à la biologie et aux usages. En effet, une conductivité de l'eau supérieure à 1,5 mS/cm fait considérer une eau comme difficilement utilisable dans les zones irriguées (Rodier et al., 2009), c'est le cas des eaux de nos stations qui sont pourtant bien utilisées pour l'irrigation des cultures sur les berges.
- Les valeurs de l'oxygène dissous dans le barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent montrent des situations de sursaturations dans plusieurs stations pendant la saison printanière et estivale. Ainsi il ressort que pendant le printemps surtout et l'été, la présence de nutriments azotés et phosphorés dans l'eau provoque une explosion floristique d'algues unicellulaires (couleur verte de l'eau) et autre, puis macrophytes variées qui par photosynthèse, enrichissent l'eau en O₂ (**Anras & Guesdon, 2007 ; Afri-Mehennaoui, 2008**).

Ce qui a été démontré par **Kherief Nacreddine (2019)** en montrant une biomasse algale et phytoplanctonique maximale durant ces saisons dans le barrage. Pendant la nuit, par contre, la respiration de la faune et de la flore conduit à un déficit en oxygène qui peut être sévère pour la survie des organismes dont les macroinvertébrés benthiques et les poissons. Nous avons constaté d'importantes mortalités du carassin pendant la saison estivale dans le barrage dues à un déficit surtout nocturne en oxygène et à l'impact d'efflorescences algales. Donc les eaux du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kébir sont qualifiées de qualité en moyenne bonne mais peut être passable (Bge3) à très mauvaise (Bge13) pendant l'été (tab.15).

Tableau 15 : Aptitude à la survie biologique en fonction des paramètres température, pH, CE et O₂ dissous de l'eau (SEQ-Eau, 2003)

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
T (°C)*	24	25,5	27	28	> 28
pH	8	8,5	9,0	9,5	> 9,5
CE (µS/cm)	2500	3000	3500	4000	> 4000
O ₂ dissous (mg/l)	8	6	4	3	<3
O ₂ dissous (%)	90	70	50	30	<30

* : catégorie piscicole 2 : Cyprinicole.

III.1.5.2. Regroupement des stations

Une classification (ou regroupement) des 16 stations a été réalisée à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques étudiés : température de l'eau, pH, conductivité électrique et oxygène dissous. Pour créer les groupes de stations, la distance euclidienne au carré a été choisie comme mesure de « proximité » entre les stations alors que la méthode de Ward a été sélectionnée comme algorithme d'agglomération.

Un choix logique et intuitif s'est finalement porté sur une classification en trois groupes de stations. La figure 32 présente l'arborescence (dendrogramme) obtenue suite à la classification hiérarchique des 16 stations.

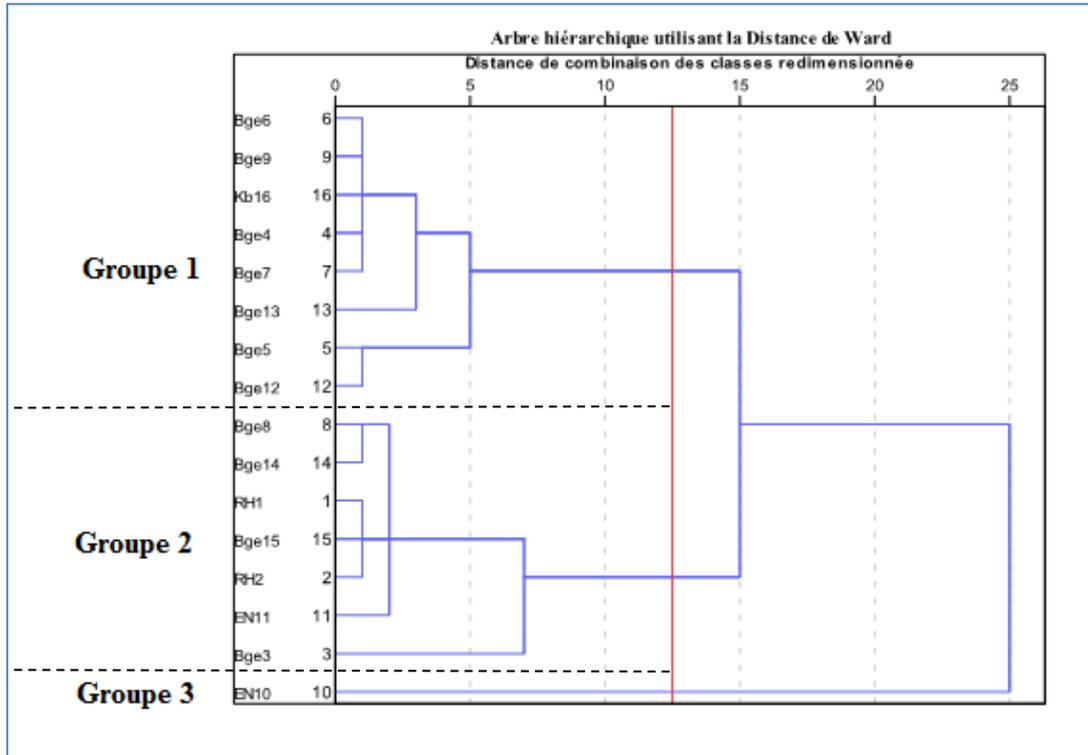


Figure 32 : Groupements de stations obtenus à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques étudiés (T°C, pH, CE et O₂ dis).

Le groupe 1 (Bge4, Bge5, Bge6, Bge7, Bge9, Bge12, Bge13 et Kb16) formé par les stations caractérisées par les plus faibles valeurs moyennes pour tous les paramètres étudiés.

Le groupe 2 (Rh1, Rh2, Bge3, Bge8, EN11, Bge14, Bge15) formé par les stations présentant les valeurs moyennes les plus élevées. Ce sont les eaux de l'oued Rhumel et la station aval de l'oued Endja ainsi que les stations du barrage proches aux apports hydriques provenant de différentes embouchures des oueds.

Le groupe 3 représenté par la station amont de l'oued Endja (EN10) qui diffère de toutes les autres par la valeur excessive de conductivité électrique due à une pollution probable influencée par le lessivage des terres agricoles et les rejets des agglomérations urbaines.

III.2. Caractérisation physico-chimie des sédiments

Les paramètres définissant la physico-chimie des sédiments des 16 stations du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir durant les six campagnes de prélèvement sont récapitulés dans le tableau 16 où sont indiqués le minimum, le maximum, la médiane, la moyenne et l'écart type.

Tableau 16 : Données statistiques de la physico-chimie des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart type
pH	96	7,47	9,08	8,35	8,47	0,38
CE (μS/cm)	96	102,30	862	246	312,10	179,35
MO (%)	96	1,27	10,07	6,05	6,08	2,20
CaCO ₃ (%)	96	10,89	72,30	30,34	32,86	13,89

III.2.1. pH

Les variations spatio-temporelles du pH des sédiments sont présentées dans la figure 33. Les pH des sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent sont légèrement alcalins. Le pH des sédiments des différentes stations des oueds : Rhumel, Endja et Kébir oscille entre 7,83 en octobre 2015 pour la station aval du Rhumel (Rh2) et 9,08 en septembre 2014 pour la station aval de l'oued Endja (En11). Le pH des sédiments du barrage Béni Haroun varie entre 7,47 (Bge6) en janvier 2015 et 9,07(Bge13) en juin 2014. La médiane (8,35) et la moyenne (8,47) pour l'ensemble des stations et campagnes de prélèvements sont très voisines.

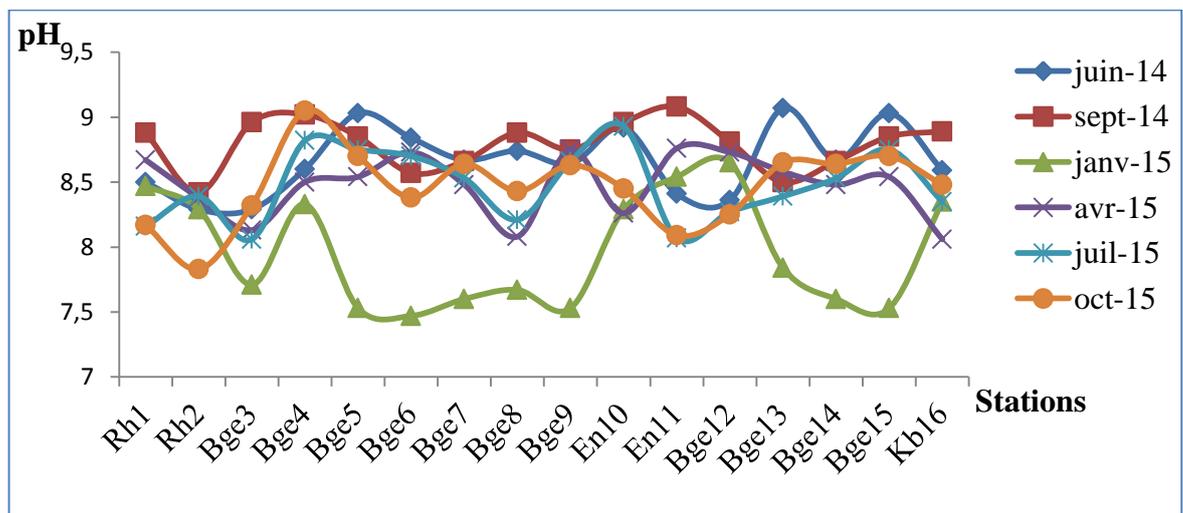


Figure 33 : Variations spatiales et saisonnières du pH des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

Durant notre étude, nous avons remarqué une alcalinité plus importante pour les sédiments des stations (Bge4, Bge5, En11, Bge13 et Bge15) probablement liée à la présence plus importante de carbonates. L'amplitude de variation excède l'unité pH au cours des six campagnes de prélèvement pour la majorité des stations, ce qui rend compte du pouvoir tampon que présentent ces sédiments. Ce caractère alcalin reflète bien la nature des sédiments, dominée par une roche mère carbonatée.

Par analogie à d'autres études, les pH des sédiments des oueds Rhumel, Endja et Kébir sont similaires à ceux trouvés par **Afri-Mehennaoui (2009)** pour l'oued Rhumel (pH variant entre 6,74 et 8,25) et **Sahli (2012)** avec des pH des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel comprises entre 6,15 et 8,91. Pour le barrage Béni Haroun **Habila (2018)** mentionne des valeurs comprises entre 7,6 et 8,7.

Les variations saisonnières du pH montrent que les valeurs les plus élevées sont enregistrées en automne et en été suivi du printemps. Alors que les valeurs minimales sont enregistrées en hiver. Selon **Sahli (2012)**, ces augmentations plus ou moins marquées du pH de la saison des hautes eaux à la saison des basses eaux peuvent être attribuées aux variations de la température qui conduisent au déplacement de l'équilibre carbonique vers la formation de carbonates sous l'effet de la photosynthèse provoquant ainsi une augmentation du pH. Ces variations peuvent également être attribuées à une perturbation passagère suite à des rejets industriels et/ou urbains. Ces fluctuations saisonnières sont confirmées par l'ANOVA qui montre des différences très hautement significatives entre les campagnes ($F=15,22/ p=0,000$). Quant aux variations spatiales, aucune différence significative n'a été relevée (annexe 2).

Bourg & Lock (1995) confirment que le changement du pH des sédiments dépendra de l'un des trois facteurs principaux suivants : la vulnérabilité du sédiment ou la faculté à résister à des variations du pH, les apports de polluants, de donneurs, accepteurs de protons et d'électrons et les pratiques environnementales pouvant induire des changements de solubilité des espèces chimiques stockées. La formation de sulfure, la biodégradation de la matière organique, toutes deux fonctions de l'acidité du milieu, permettent d'interpréter la spéciation des ETM dans les sédiments et leur biodisponibilité (**Serpaud et al., 1994**), car certains métaux sont stables dans des sédiments à pH basique, tandis qu'ils sont mobiles à pH acide. La solubilité des métaux augmente dans les sédiments acides. En effet, les sites échangeables sont alors occupés par les ions H^+ , il y a donc libération des métaux lourds adsorbés (**AEAP, 2002**). De ce fait l'alcalinité des sédiments réduit la biodisponibilité des ETM et par conséquent diminue leur toxicité vis-à-vis du biote.

III.2.2. La Conductivité électrique (CE)

Les valeurs de la conductivité électrique des sédiments des différentes stations de prélèvement montrent des fluctuations importantes s'observant d'une station à l'autre et d'une saison de prélèvement à l'autre (fig.34). La conductivité électrique des sédiments du barrage béni Haroun et les oueds qui l'alimentent fluctue entre 102,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station Bge15 en avril (campagne 4), et 862 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station Kb16 au même mois ; la moyenne est de 312,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour l'ensemble des stations.

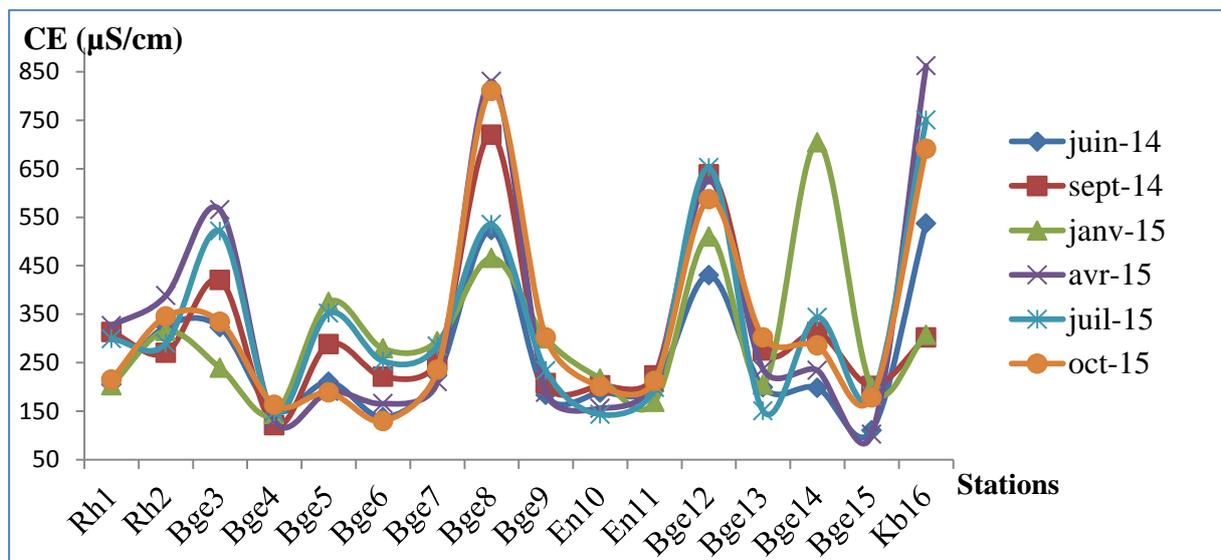


Figure 34 : Variations spatiales et saisonnières de la CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale des eaux des rivières (**Brémond & Vuichard, 1973**) et des sédiments des bords des oueds. Cette mesure est liée à la qualité des sels ionisables dissous. La CE des sédiments du barrage Béni Haroun ainsi que celle des oueds restent inférieures à celles obtenus par **Ben Bouih et al., (2005)** sur les sédiments du lac Fouarat dont la CE oscille de 650 à 1261 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ainsi qu'à celles communiquée par **Sahli (2012)** sur les sédiments du bassin versant Kébir-Rhumel avec des valeurs comprises entre 157 à 2730 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Pour le barrage, la conductivité électrique la plus élevée est enregistrée au niveau des sédiments des stations Bge8 et Bge12 durant toutes les campagnes de prélèvements reflétant probablement une accumulation des polluants véhiculés par les oueds.

Elle traduit les rejets urbains ainsi que la salinité des sols drainés par l'oued Rhumel alimentant le barrage pour la station Bge8 et l'oued Endja proche de Bge12. L'oued Kébir affiche également des pics de CE montrant une accumulation de polluants en aval du barrage.

Nous avons enregistré une conductivité médiane de l'ordre de 246 $\mu\text{S}/\text{cm}$, alors que la moyenne est de 312,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements avec une sensible variabilité qui a été vérifiée par l'analyse de la variance révélant un effet station très hautement significatif ($F=14,63/ p=0,000$). Contrairement à l'effet station, les fluctuations d'une saison à l'autre ne sont pas significatives (annexe 2).

III.2.3. La matière organique (MO)

La figure 35 illustre la distribution des teneurs en matière organique (MO) dans les sédiments superficiels prélevés dans la zone d'étude. Les teneurs enregistrées en période pluvieuse sont beaucoup plus importantes que celles correspondantes à la période sèche. La teneur maximale observée caractérise la station Bge6 (10,07%) en octobre 2015, et la teneur minimale est enregistrée à la station Bge9 (1,27%) en janvier 2015. L'intensité des fluctuations spatiales est mise en évidence par l'analyse de la variance (annexe 2) qui révèle un effet station très hautement significatif ($F=3,62/ p= 0,000$) ainsi qu'un effet saison significatif avec ($F=2,35/ p=0,04$).

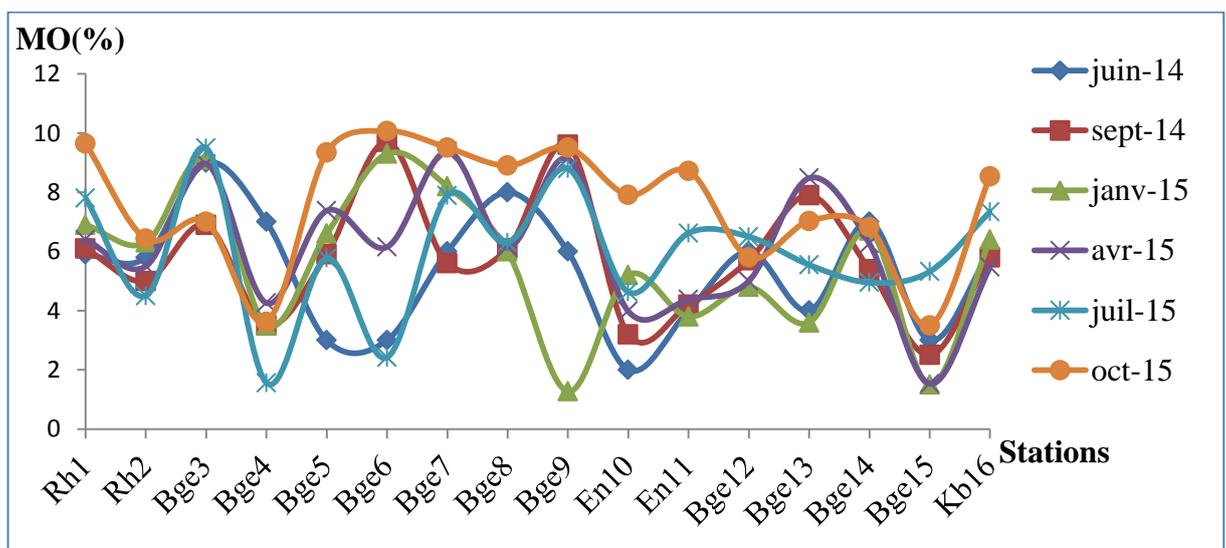


Figure 35 : Variations spatiales et saisonnières des teneurs en matière organique des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

Les teneurs élevées en MO en période de crue dans les sédiments sont probablement dues au lessivage important des sols par les eaux de pluies et par le retour des eaux d'irrigation des terrains agricoles environnant le barrage, riches en substances organiques.

Les sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir peuvent être considérés comme fortement chargés en matière organique. **Meybeck et al., (1998)** qualifient de très forte la proportion de 10 % de matière organique dans les sédiments. Les résultats montrent que les teneurs maximales en MO s'observent à proximité des rejets urbains, cas des stations Bge6, Bge8, Bge9 et Bge13 et semblent être associées à une contribution anthropique importante. **Varrault et al., (2010)** soulignent la même observation pour des sédiments en aval de l'agglomération parisienne. En revanche, les faibles taux en MO sont observés dans les zones à hydrodynamisme relativement important qui ne favorise pas l'accumulation et la préservation de la MO. Ceci peut être expliqué par le fait que les prélèvements ont été réalisés en surface des sédiments, la MO subit par conséquent, une oxydation importante, causant sa dégradation et la libération des ETM associés à celle-ci.

Ces résultats sont similaires à ceux enregistrés par **Sahli (2012)** pour les sédiments du bassin versant Kébir Rhumel avec une moyenne de 6,06 et supérieurs à ceux de **Habila (2018)** pour les sédiments du barrage Béni Haroun avec des valeurs qui oscillent entre 0,48 et 2,45% durant la période 2011-2014.

Dans un écosystème, le terme « matière organique » désigne l'ensemble des composés hydrocarbonés d'origine naturelle, autres que les organismes vivants, et les composés anthropiques (**Pernet-Coudrier, 2008**). Un sédiment possède une structure plus homogène, il s'agit d'un milieu inondé, peu riche en oxygène, à l'intérieur duquel la matière organique peut provenir de deux sources : les microorganismes aquatiques riches en azote (planctons, meiofaunes, bactéries) et des restes de plantes vasculaires apportés par les rivières (**Marchand, 2003**). Ainsi que l'intensité de la productivité biologique qui est un facteur non négligeable vu que **Kherief Nacreddine, (2019)** montre un large développement du phytoplancton et des algues pendant la saison estivale et automnale dans le barrage Béni Haroun.

La matière organique présente des substituant (carboxyles, hydroxyles, phénoliques) ayant une grande affinité vis à vis des métaux lourds. Par ses propriétés complexantes, la matière organique peut contribuer à la solubilisation des métaux lourds. En revanche, la minéralisation et l'humification entraînent une perte de mobilité des métaux lourds.

La matière organique joue donc deux rôles différents : l'un est fixateur et immobilisant, l'autre est complexant et solubilisant. Une attention toute particulière doit donc être portée sur la nature chimique et sur l'état de dégradation de la matière organique, avant de conclure sur le rôle de celui-ci au niveau de la mobilité des métaux lourds dans les sédiments (AEAP, 2002). En effet, la matière organique dissoute, en raison de sa capacité à complexer les métaux joue un rôle prépondérant dans le devenir des ETM où elle favorise la mobilité des métaux traces sous forme de complexes organiques dissous (Matar, 2012). La matière organique joue également un rôle très important vis-à-vis de la mobilité et de la « biodisponibilité » des métaux. Sa présence (dissoute ou particulaire) engendre beaucoup de réactions de complexation. Les concentrations en métal libre (considérées comme étant les plus facilement assimilables par les organismes aquatiques) diminuent alors, entraînant par la même occasion une diminution de la biodisponibilité métallique (Zhou, 2009).

Suivant la grille du RSL (2013) (Tableau 17, Figure 36) les teneurs moyennes en matière organique des sédiments sont très bonnes (Bge4, Bge15), médiocres (Rh1, Bge3, Bge7) et moyennes pour le reste des stations étudiées (Rh2, Bge5, Bge6, Bge8, Bge9, En10, En11, Bge12, Bge13 et Bge14).

Tableau 17: Grille de diagnostic pour la matière organique des sédiments (RSL, 2013)

MO (%)	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
	≤ 3,5] 3,5 – 5]] 5 – 7,5]] 7,5 – 10]	> 10
Stations	Bge4, Bge15		Rh2, Bge5, Bge6, Bge8, Bge9, En10, En11, Bge12, Bge13, Bge14	Rh1, Bge3, Bge7	

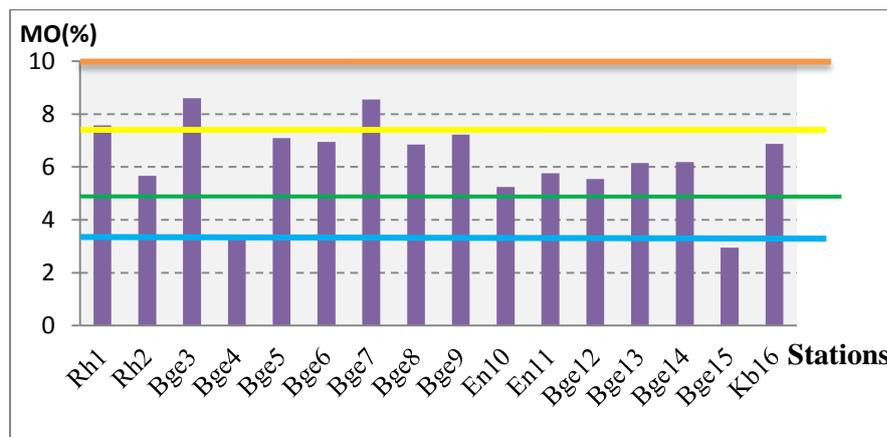


Figure 36 : Teneur moyennes en matière organique dans les sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir. (Les traits correspondent aux limites de la grille de qualité du RSL).

III.2.4. Les carbonates (CaCO_3)

L'analyse des teneurs en carbonates des sédiments superficiels montre que la variation spatio-temporelle (Fig.37) ne suit aucune loi précise mais reste néanmoins homogène. Le taux le plus élevé en carbonate 72,30 % a été déterminé à la station Bge14 en avril, le plus faible 10,89 % à la station Bge6 en janvier et le taux moyen est de 32,34 %, la teneur médiane est de l'ordre de 30,34 % pour l'ensemble des stations et campagnes de prélèvements (tableau 17). Les teneurs élevées peuvent être attribuées à la nature géologique du lit du bassin versant du Kébir-Rhumel qui, selon **Mébarki (2005)** présente une prédominance calcaire.

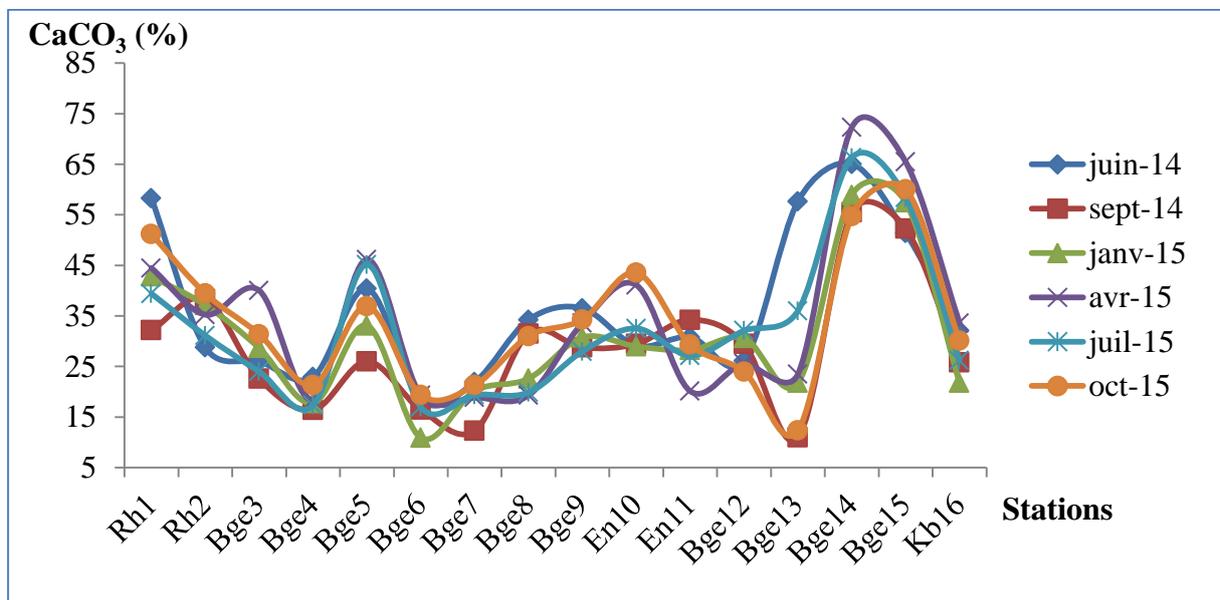


Figure 37 : Variations spatiales et saisonnières des CaCO_3 (%) des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

Par ailleurs, il apparaît que les sédiments prélevés pendant les différentes campagnes de prélèvements ne présentent pas d'importantes fluctuations d'un point de prélèvement à l'autre. Ainsi, l'ANOVA n'a pas révélé un effet significatif ni pour le facteur campagne ni pour le facteur station de prélèvement (annexe 2).

A titre comparatif, les valeurs rapportées par **Habila (2018)** pour le même barrage sont assez similaires, de l'ordre de 20,66 à 65,34%. De même **Benbouih et al., (2005)** citent des proportions moyennes de 16% à 33% de calcaire total dans les sédiments du lac Fouarat au Maroc, valeurs relativement faibles par analogie à celles du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir.

Les minéraux carbonatés les plus fréquemment rencontrés dans les sédiments sont la calcite (CaCO_3) et la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Les carbonates de Ca/Mg sont souvent présents sous formes d'enrobage autour d'autres minéraux. Le processus de fixation des ETM sur les carbonates est très complexe et peut faire intervenir plusieurs mécanismes simultanés (complexation, précipitation de surface, co-précipitation). La calcite (CaCO_3) est, en effet, le constituant majeur qui intervient dans la fixation des éléments traces, soit par adsorption, précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, soit par insertion dans le réseau de CaCO_3 (Diop, 2014 ; Hayzoun, 2015). L'impact des carbonates dans les sédiments est étroitement lié à leur teneur. En effet, de par leur caractère tampon, les carbonates peuvent réguler le pH du milieu et ainsi imposer aux sédiments une valeur de pH légèrement alcaline de 7,8. En milieu faiblement basique, les ions métalliques sont stables sous formes de carbonates et d'hydroxycarbonates (Kribi, 2005 ; Loustau-Cazalet, 2012). En général, les carbonates ne contiennent que des quantités insignifiantes de métaux traces, et jouent surtout le rôle de diluants en réduisant la toxicité de ces derniers. Dans certains cas, ils peuvent fixer des ETM et contribuer à l'augmentation des teneurs de ces derniers dans les sédiments (Ifremer, 2006). Les teneurs assez élevées en carbonates remarquées dans la majorité des sédiments prélevés dans certaines stations amplifient le risque d'accumulation des ETM dans nos sédiments.

III.2.5. Les éléments traces métalliques (ETM)

Les lacs en aval des agglomérations urbaines sont constamment menacés par diverses influences naturelles et anthropiques, ce qui entraîne la pollution de leur eau et de leurs sédiments. Les métaux lourds sont des polluants majeurs dans les retenues d'eau en raison de leur capacité d'accumulation et leur toxicité potentielles. Par conséquent, leur présence dans les sédiments aquatiques représente un indicateur sensible de contamination. L'urbanisation non planifiée, les activités de développement endémiques et les changements dans l'utilisation des terres ont entraîné une augmentation des rejets de polluants métalliques dans les écosystèmes aquatiques (Swarnalatha & Nair, 2017).

Le barrage Béni Haroun est un milieu propice à la sédimentation évaluée à 6 hm^3 par an par les études prévisionnelles et il est soumis à une grande diversité de sources de contamination. Les effluents urbains et industriels, peu ou mal maîtrisés en amont parviennent au barrage soit directement et par les oueds, soit via les ruissellements.

Les sédiments peuvent se comporter comme une source ou comme un puit pour les métaux traces, raison pour laquelle nous avons jugé nécessaire d'évaluer le niveau de contamination de ce compartiment par les ETM (Cu, Zn, Pb, Se et Fe), vu que la contamination métallique du barrage Béni Haroun, importante ressource en eau de surface, reste à l'heure actuelle méconnue. L'ANRH, dans le cadre de la surveillance de la qualité des écosystèmes aquatiques, évalue le niveau de contamination des eaux par les ETM en un seul point situé près de la digue. Or il est connu qu'en dehors de la phase dissoute qui reste minime dans le compartiment eau, les ETM précipitent et s'accumulent dans les sédiments. De ce fait le compartiment sédimentaire d'un écosystème aquatique est le meilleur témoin du niveau de contamination du milieu par les ETM.

Les résultats d'analyse des ETM dans les sédiments des oueds Rhumel, Endja, Kebir et le barrage Béni Haroun sont regroupés dans les tableaux 18 et 19. Nous avons mentionné la moyenne, l'écart type, la médiane, le minimum et le maximum pour les six campagnes et les 16 stations de prélèvement.

Tableau 18 : Données statistiques des teneurs en ETM des sédiments ($\mu\text{g/g}$) du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir

	Cu	Zn	Pb	Se	Fe
Minimum	2,25	28,50	2,30	0,02	5920
Maximum	41,25	311,35	115,35	2,69	33400
Moyenne	11,94	80,44	31,15	0,75	14290
Ecart type	7,68	47,90	16,78	0,60	5303
Médiane	9,9	64,5	28,9	0,64	13454
N	96				
Bruit de fond géochimique					
AEAP(1990)	15	100	40	0,2	10000
ABRMC(1991)	26	88	22	0,7	2000
[UCC] Wedepohl (1995)	14,3	52	17	0,08	30890
Meybeck et al., (2003)	8	240	40	-	-
Sterkeman et al., (2006)	14,5	75,9	42	-	-
Thévenot et al., (2007)	15	60	23	0,8	-
Saulnier & Gagnon (2009)	20	60	15	-	-
Proulhac et al., (2012)	10-20	30-100	< 20	-	-

Tableau 19: Données statistiques des teneurs en ETM des sédiments ($\mu\text{g/g}$)
(moy \pm écart-type, médiane, valeurs limites)

	Cu	Zn	Pb	Se	Fe
Rh1	9,6 \pm 2,34	56,01 \pm 8,05	37,95 \pm 12,73	0,62 \pm 0,33	9865 \pm 2208
	10,17	54,95	41,17	0,61	9528
	(6,5-12,15)	(48,05-69,35)	(20,55-56)	(0,19- 1,09)	(7550-13070)
Rh2	21,70 \pm 7,71	112,75 \pm 41,21	48,31 \pm 18,41	0,5 \pm 0,58	14909 \pm 6324
	18,55	100,85	48,8	0,31	15314
	(15,25-34)	(59,45-171,7)	(18,4-71,85)	(0,12 – 1,56)	(7670-21803)
Bge3	8,16 \pm 1,94	67,25 \pm 16,07	33,81 \pm 9,72	0,57 \pm 0,24	16083 \pm 9192
	8,57	69,5	30,32	0,57	13064
	(5,55-10,15)	(48,4-89,45)	(22,75-49,3)	(0,31 – 0,82)	(5920-27550)
Bge4	8,83 \pm 3,55	58,92 \pm 8,34	21,17 \pm 9,50	0,61 \pm 0,35	16642 \pm 6666
	9,75	59,9	22,1	0,73	15016
	(2,25-11,95)	(46,95-67,6)	(6,35-30,9)	(0,03-1,02)	(11503-29800)
Bge5	7,74 \pm 3,006	49,17 \pm 6,92	27,62 \pm 16,37	1,13 \pm 0,88	13190 \pm 2507
	7,25	48,075	23,72	1,09	13463
	(3,35-12,15)	(42,5-58,7)	(14,1-56,95)	(0,26-2,27)	(9678-17185)
Bge6	9,5 \pm 1,99	76,08 \pm 34,13	30,86 \pm 20,09	1,02 \pm 0,92	14691 \pm 4062
	9,2	64,40	24,7	0,95	13353
	(6,75-12,65)	(48,55-142,35)	(10,5-68,9)	(0,15-2,69)	(11728-22408)
Bge7	15,9 \pm 9,49	57,36 \pm 5,47	26,78 \pm 10,85	0,69 \pm 0,79	16857 \pm 5199
	11,75	57,5	26,7	0,43	15676
	(9,4-34,5)	(48,05-64,45)	(12,6-40)	(0,13-2,21)	(10263-26150)
Bge8	8,06 \pm 2,86	66,5 \pm 9,94	35,65 \pm 40,026	0,96 \pm 1,01	14423 \pm 6753
	8,27	65,95	21,35	0,46	12426
	(3,95-11,9)	(53,35-80,55)	(4,5-115,35)	(0,14-2,46)	(7398-26150)
Bge9	6,51 \pm 1,02	47,7 \pm 4,95	14,91 \pm 10,28	0,82 \pm 0,32	13355 \pm 5170
	6,42	47,77	16,35	0,83	12295
	(5,15-8)	(40,5-52,9)	(0,55-30,9)	(0,39-1,24)	(7725-22788)
En10	9,86 \pm 1,66	106,75 \pm 23,67	26,41 \pm 7,46	0,67 \pm 0,37	13378 \pm 2701
	10,17	103,3	25,62	0,67	12524
	(6,9-11,95)	(80,9-151,05)	(18,4-35,65)	(0,07-1,12)	(9968-17493)
En11	9,08 \pm 2,13	101,38 \pm 17,86	42,64 \pm 8,08	0,96 \pm 0,50	16075 \pm 3489
	9,62	100,575	45,72	0,99	15653
	(6,25-11,7)	(83,15-133,9)	(29,7-50,85)	(0,13-1,72)	(13038-22748)
Bge12	8,97 \pm 2,60	91,69 \pm 13,92	37,51 \pm 15,56	0,84 \pm 0,2	16771 \pm 2044
	8,67	96,075	40,25	0,87	17223
	(6,3-12,35)	(64,55-101,8)	(8,2-51,8)	(0,57-1,08)	(13170-19128)
Bge13	10,01 \pm 3,47	67,40 \pm 21,39	26,15 \pm 10,72	0,43 \pm 0,38	15743 \pm 9046
	11,15	61,375	24,07	0,37	12783
	(4,95-14,3)	(39,7-101,5)	(11,8-43,15)	(0,02-1,13)	(8275-33400)
Bge14	10,16 \pm 2,64	35,7 \pm 5,12	19,73 \pm 13,40	0,55 \pm 0,18	9239 \pm 1983
	10,12	36,325	19,17	0,57	8375
	(6,75-13,9)	(28,5-42,5)	(2,3-39,35)	(0,27-0,79)	(7563-12800)
Bge15	33,53 \pm 5,34	120,06 \pm 83,34	35,34 \pm 13,90	1,09 \pm 0,91	12097 \pm 3901
	32,82	91,25	37,3	1,005	10818
	(28,4-41,25)	(47,8-272,75)	(15,1-55,8)	(0,18-2,18)	(8470-18895)
Kb16	13,43 \pm 4,66	172,40 \pm 96,95	32,73 \pm 11,73	0,59 \pm 0,7	15316 \pm 4028
	13,12	134,95	30,27	0,35	14820
	(8,35-18,45)	(79,35-311,75)	(20,6-49,35)	(0,2-2,03)	(9700-20658)

Honoré (1994) montre qu'il faut comparer les valeurs obtenues lors des analyses et des tests de toxicité à des valeurs de référence, afin de pouvoir conclure à la contamination ou non du sédiment par les métaux lourds. Vue l'absence de référentiel sur la qualité des sédiments en milieu naturel dans notre pays et pour obtenir les meilleures conditions de comparaison, il est nécessaire que les échantillons de référence soient nombreux, de granulométrie et de compositions équivalentes et d'origines géologiques identiques. Pour cela nous comparons nos résultats aux différents bruits de fonds (teneurs naturelles) dans le monde notamment les valeurs de référence françaises définies par l'Agence de l'Eau Artois Picardie (**AEAP, 1990**), l'Agence du Bassin du Rhône Méditerranée Corse (**ABRMC, 1991**), **Meybeck et al., (2003)**, **Thévenot et al., (2007)**, **Saulnier & Gagnon (2009)** et **Proulhac et al., (2012)**.

Selon l'**AEAP (1990)** il existe trois niveaux de contamination (Tableau 19) :

N1 : contamination absente ou faible, non susceptible à priori d'entraîner des nuisances.

N2 : contamination probable : la surveillance du milieu et des effets doit être renforcée.

N3 : contamination certaine risquant de provoquer des nuisances plus ou moins graves.

Les valeurs de concentrations obtenues ont été comparées aux S1 seuils réglementaires de l'arrêté du 9 août 2006 dans sa version consolidée au 11 juin 2015 relatifs aux sédiments continentaux (canaux, lacs, retenues de barrage). Ce seuil n'est pas un référentiel de qualité des sédiments mais permet à titre indicatif d'estimer le niveau de contamination du site (Tableau 20). Au-dessous du niveau S1, l'impact potentiel est jugé neutre ou négligeable, les valeurs observées se révélant comparables aux bruits de fond environnementaux (**RECORD, 2017**).

Tableau 20: Teneurs métalliques naturelles dans les sédiments secs et niveaux de contamination (AEAP, 1990) et (RECORD, 2017).

Métaux	Valeurs naturelles	AEAP (1990)			RECORD (2017)
		Niveaux de contamination			S1
		N1	N2	N3	
Cu	15	<120	120 à 360	>360	100
Zn	100	<450	450	>1350	300
Pb	40	<120	120 à 360	>360	100

Des critères de qualité basés sur des données écotoxicologiques permettent l'estimation d'un risque de toxicité sur les organismes benthiques. Les valeurs TEC et PEC proposées par **MacDonald et al., (2000)** semblent correspondre le mieux à notre objectif.

La TEC (Threshold Effect Concentration) correspond à une concentration en dessous de laquelle on ne se s'attend pas à observer des effets. La PEC (Probable Effect Concentration) correspond à une concentration à partir de laquelle une forte probabilité d'avoir des effets est attendue. L'utilisation des critères TEC et PEC est donc recommandée pour l'évaluation de la qualité écotoxicologique des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir.

Tableau 21 : Teneurs médianes en ETM comparées au TEC et PEC et pourcentage des échantillons à effets biologiques prévisibles (MacDonald *et al.*, 2000).

	TEC (µg/g)	PEC (µg/g)	% échantillons C < TEC	% échantillons TEC < C < PEC	% échantillons C > PEC
Cu	31,6	149	96	4	0
Zn	121	459	89	11	0
Pb	35,8	128	64	36	0

TEC (Threshold Effect Concentration) et PEC (Probable Effect Concentration) pour *Hyalella azteca*-28 jours.

n= 96.

III.2.5.1. Le cuivre (Cu).

En 2014 et 2015, les teneurs en cuivre des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir présentent des faibles fluctuations pour l'ensemble des stations et prélèvements. La concentration médiane en cuivre est de l'ordre de $9,9 \pm 7,68$ µg/g avec un minimum de 2,25 µg/g à Bge4 en juin 2014 et un maximum de 41,25 µg/g à Bge15 en juillet 2015 (tab. 18 et 19, fig.38). En cohérence avec ces résultats l'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet significatif ni stations ni campagnes (annexe 2).

Les teneurs médianes par stations révèlent une teneur relativement élevée au niveau de la station Rh2 (18,55µg/g) par rapport à la station amont du Rhumel (Rh1) et aux stations aval du barrage. Cette station semble impactée par les rejets diffus de la ville de Constantine, malgré la collecte des eaux usées qui sont traitées au niveau de la STEP d'Ibn Ziad. En effet **Afri-Mehennaoui et al. (2009)** ont souligné l'accroissement de la teneur du cuivre des sédiments de l'oued Rhumel en aval de la STEP. La station Bge15, près de la digue, montre clairement un pic de la concentration médiane. La teneur en Cu a atteint 41,25 µg/g, traduisant une accumulation du cuivre attribuée essentiellement au lessivage des terrains en amont du barrage.

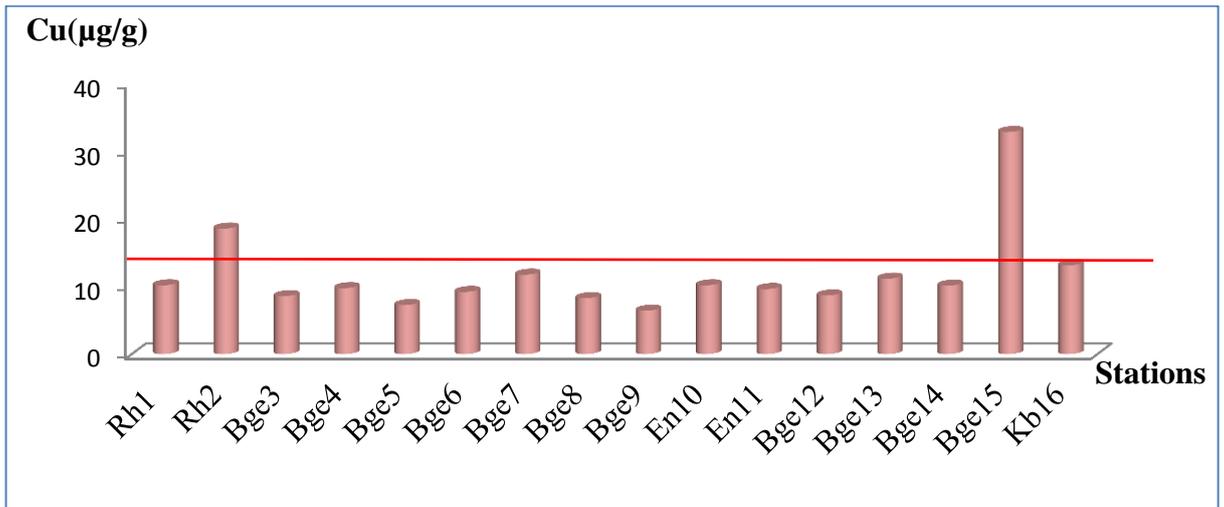


Figure 38 : Distribution spatiale des concentrations médianes en cuivre dans les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir (traits rouge : valeurs naturelles selon AEAP, 1990).

La comparaison de nos résultats par rapport aux valeurs de références, nous permet de constater que 68% de nos échantillons affichent des teneurs supérieures à 8 $\mu\text{g/g}$. Cette valeur est considérée comme naturelle par **Thévenot et al., (2002)** et **Meybeck et al., (2003)** pour les carbonates, nature prédominante du bassin versant kébir-Rhumel. Alors que si nous nous référons à l'**ABRMC (1991)** seuls 8,5% des échantillons possèdent des valeurs excédant la teneur naturelle de 26 $\mu\text{g/g}$. Suivant les normes de références françaises (**Sterkman et al., 2006 ; Thévenot et al., 2007 ; Proulhac et al., 2012**) nos valeurs semblent être proches des teneurs des sédiments non pollués ce qui traduit l'absence de contamination par le cuivre. De ce fait, selon l'**AEAP (1990)**, la contamination par le cuivre est absente ou faible, non susceptible à priori d'entraîner des nuisances (N1). Ces teneurs restent inférieures aux seuils S1 (tab.20).

Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en cuivre pendant les six campagnes de prélèvements sont représentées par la figure 39. Les teneurs moyennes ne sont pas influencées par les valeurs atypiques quelle que soit la saison. La répartition des valeurs est plutôt asymétrique et homogène ; la teneur médiane la plus faible a été enregistrée en septembre 2014 (9,4 $\mu\text{g/g}$) alors que la plus élevée a été enregistrée en avril 2015 (11,52 $\mu\text{g/g}$).

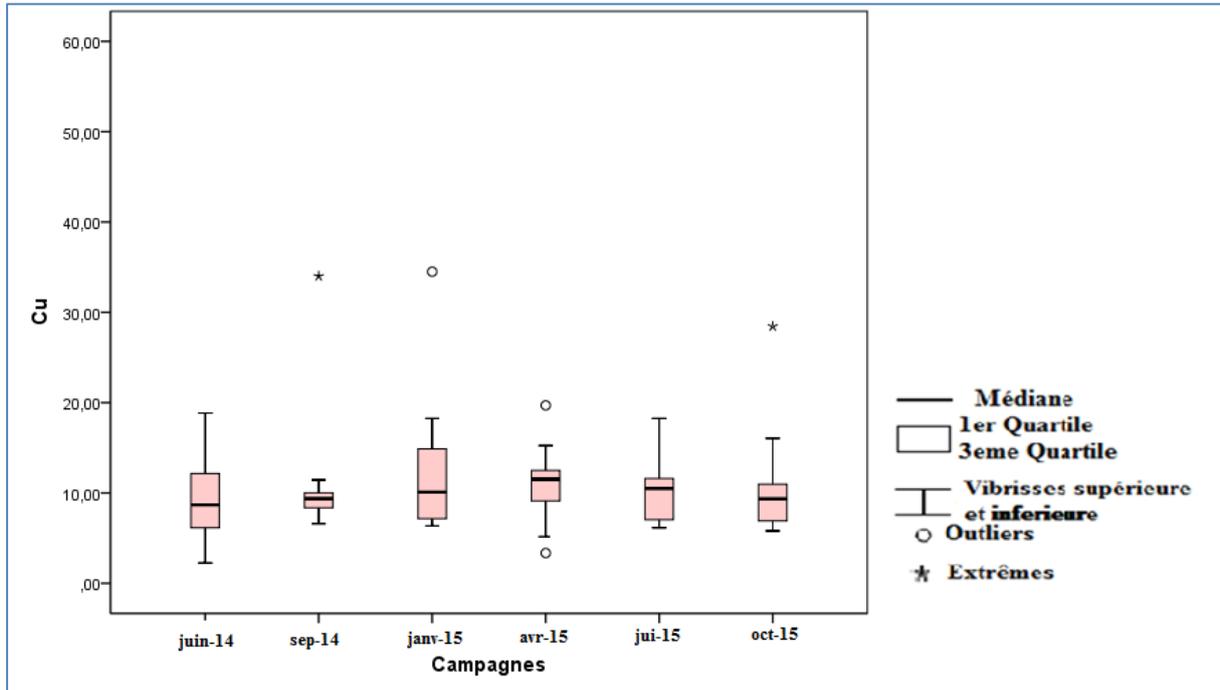


Figure 39 : Boîtes à moustaches des teneurs en cuivre des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir lors des six campagnes de prélèvement.

Comparés à d'autres lacs et rivières soumis à de fortes pressions anthropiques (Tab.22), les niveaux de contamination des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kébir sont inférieurs à ceux révélés dans les oueds Sebou et Fès (**Hayzoun, 2015**) et celles du bassin versant Boumerzoug (**Sahli et al., 2014**), même à celles du Bassin Seybouse (**Belabed et al., 2017**). Mais elles sont similaires à celles des sédiments du barrage Sidi Chahed (**Abrid et al., 2013**), à celles de la baie de Bou Ismail (**Bachouche et al., 2017**) et à celles de l'oued Rhumel (**Afri-Mehennaoui et al., 2006**). Par contre elles restent supérieures à celles trouvés par **Abdelkhalek et al., (2016)** dans le Nil et par **Ayejuyo et al., (2010)** dans la lagune Epe au Nigéria.

Dans les sédiments, le cuivre est présent majoritairement aux états d'oxydation I ou II, sous forme de sulfures, sulfates, carbonates, oxydes et sous sa forme native minérale ; Comme le cadmium, il subit un phénomène de désorption lors de l'augmentation de la salinité avec la formation de CuCl_2 dissous (**Fauconnier et al., 2011**).

L'affinité du cuivre pour la matière organique a été fréquemment observée lors d'extractions séquentielles (**Kribi, 2005 ; Loustau Cazalet, 2012**). Ainsi la dégradation de la matière organique entraîne la solubilisation du cuivre dans l'eau interstitielle (**Devallois, 2009**). Ce qui explique nos faibles teneurs dans les sédiments.

En fait 96% du nombre total de données était inférieur au TEC et 4% seulement des sites avaient des concentrations supérieures au TEC et inférieures au PEC, correspondant à la catégorie de risque intermédiaire (tab.21). La valeur PEC pour le cuivre n'a jamais été atteinte. Ainsi les teneurs des sédiments signifient que le Cu pourrait être considéré comme un contaminant peu préoccupant dans le barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent puisque ses effets sur la faune benthique et les poissons sont censés être rares.

III.2.5.2. Le zinc (Zn)

La figure 40 représente les variations spatiales des teneurs médianes en zinc des sédiments des 16 sites de prélèvements sous forme d'histogramme. Elle montre des fluctuations dans l'espace des teneurs en zinc. La concentration médiane est de l'ordre de $64,5\mu\text{g/g}$ avec un minimum de $28,50\mu\text{g/g}$ et un maximum de $311,35\mu\text{g/g}$ (tab. 18). L'analyse de la variance a révélé un effet station très hautement significatif pour ($p=0,000/ F=5,55$) vu la grande variabilité des teneurs en zinc d'une station à l'autre. Par contre cette variabilité dans le temps reste non significative.

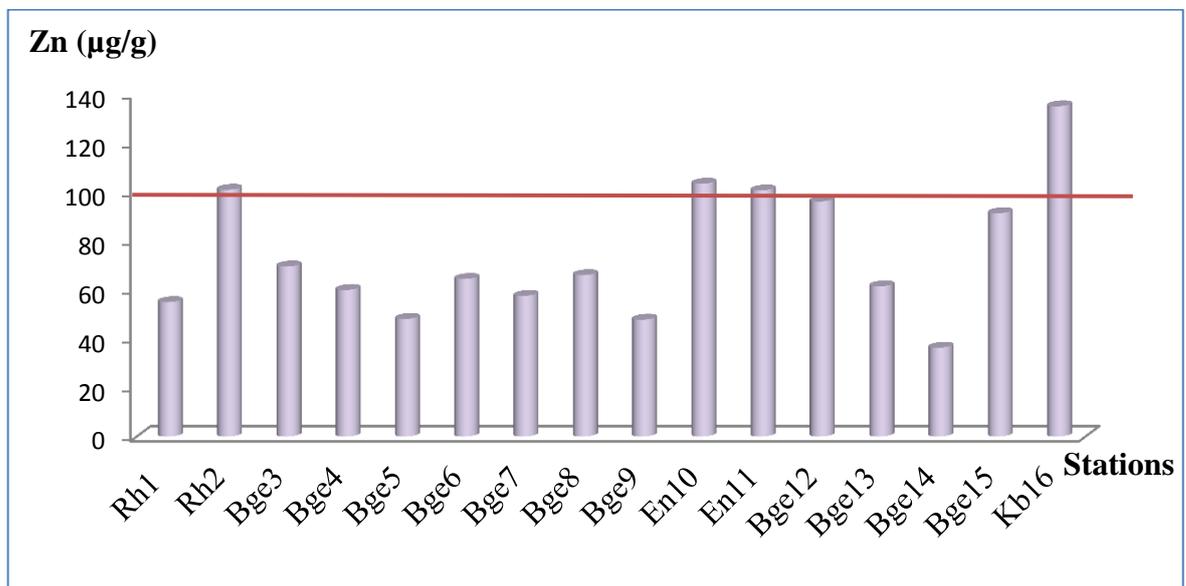


Figure 40 : Distribution spatiale des concentrations médianes en zinc dans les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.
(Trais rouge : valeurs naturelles selon AEAP, 1990).

En comparant les différentes teneurs en zinc des sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir aux normes françaises on constate que les teneurs de toutes les stations du barrage ne dépassent pas les teneurs naturelles du Zn ($88 \mu\text{g/g}$) proposées pour les sédiments du bassin Rhône Méditerranée Corse (ABRMC, 1991) et $100 \mu\text{g/g}$ par l'AEAP (1990) traduisant l'absence de contamination, non susceptible à priori d'entraîner des nuisances (NI) (tab.20). En revanche, les stations des oueds (Rh2, En10, En11 et Kb16) appartiennent à l'état 2 correspondant à des valeurs supérieures au « bruit de fond de la contamination chimique » et inférieures ou égales au seuil S1 (tab. 20). Comparés aux backgrounds de $75,9 \mu\text{g/g}$ proposés par Sterkman et al., (2006), $60 \mu\text{g/g}$ suggéré par Thévenot et al., (2007) pour le bassin de la Seine, $60 \mu\text{g/g}$ pour le bassin du fleuve Saint-Laurent au Canada (Saulnier & Gagnon, 2009) et de 30 à $100 \mu\text{g/g}$ proposés par Proulhac et al., (2012), les teneurs de nos sédiments reflètent une contamination évidente dans 59% des cas, alors que la situation semble être normale pour 41 % des échantillons prélevés (Tab. 18, 19).

La figure 41 illustre les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en zinc pendant les six campagnes de prélèvements. Cette dernière montre que l'été 2015 se détache avec la teneur médiane la plus faible $59,05 \mu\text{g/g}$, suivie de l'été 2014 avec une teneur de $64,2 \mu\text{g/g}$, l'hiver $64,9 \mu\text{g/g}$, suivi du printemps $69,27 \mu\text{g/g}$, ensuite vient l'automne 2015 avec $69,67 \mu\text{g/g}$. La teneur médiane la plus élevée $72,72 \mu\text{g/g}$ a été déterminée à l'automne 2014. La distribution des valeurs tend généralement vers les valeurs élevées, tendance très marquée notamment pour l'ensemble de données relatives aux échantillons prélevés en automne.

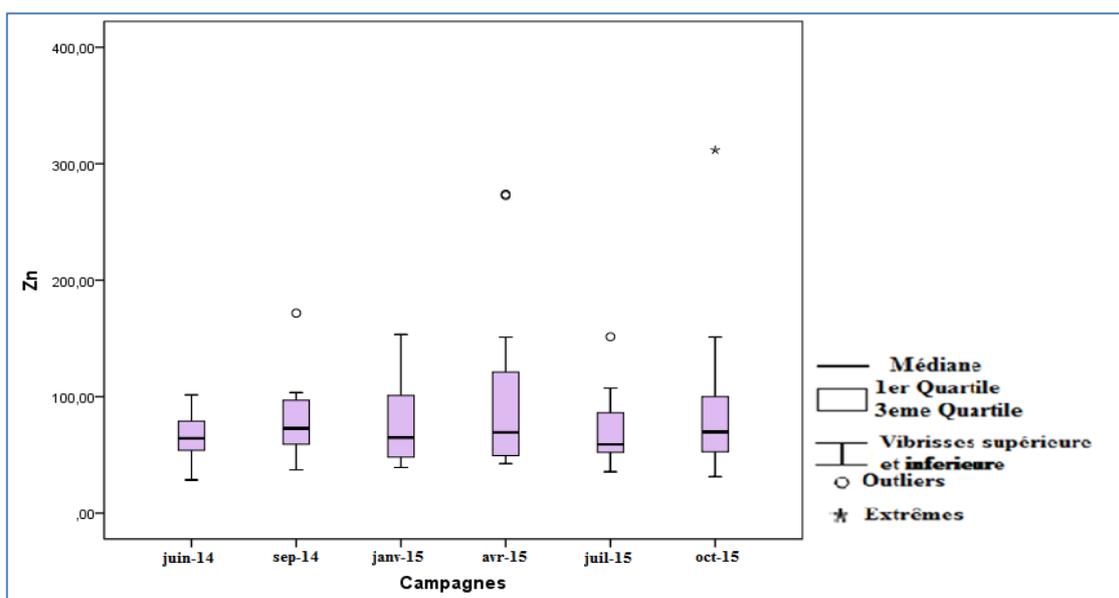


Figure 41: Boîtes à moustaches des teneurs en zinc des six campagnes.

Par ailleurs, il apparaît que ces concentrations sont proches de celles enregistrées par **Melghit (2010)** avec des concentrations de l'ordre de (89,28 - 203) $\mu\text{g/g}$ pour le barrage Béni Haroun. De même pour l'oued Rhumel avec des valeurs de 98-199 $\mu\text{g/g}$ trouvées par **Afri-Mehennaoui et al., (2006)**. Ces valeurs se situent dans la même fourchette de concentrations enregistrées par **Belabed et al., (2017)** pour le bassin Seybouse. Elles sont également du même ordre de grandeur que les moyennes enregistrées pour les sédiments du lac Fouarat (219 $\mu\text{g/g}$, **Khaled-Khodja et al., 2016**) et pour les sédiments de l'oued Bou Regreg (196,69 $\mu\text{g/g}$, **Nadem et al., 2015**) au Maroc. Cependant, elles sont beaucoup plus importantes que celles enregistrées pour les sédiments du Nil en Egypte (**Abdelkhalek et al., 2016**), et celles du barrage Sidi Chahed (**Abrid et al., 2013**). Elles excèdent également les teneurs du lac tropicale en Inde (**Swarnaltha & Nair 2017**) (tableau 22). Dans le cadre de notre étude, les ETM ont été dosés dans les sédiments superficiels, or différents auteurs signalent un enrichissement en Zn avec la profondeur (**Abrid et al., 2014 ; Hayzoun, 2015**).

D'un point de vue écotoxicologique des teneurs en zinc, seules 11% des données restent inférieures à la valeur guide TEC, et 89% des concentrations de Zn sont comprises entre PEC et TEC, pouvant ainsi produire des effets occasionnels sur les communautés benthiques. Par contre aucune valeur ne dépasse le seuil PEC (tab. 21).

III.2.5.3. Le plomb (Pb)

L'évolution spatio-temporelle du Pb au niveau du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir (Tab.18, 19) montre la présence des teneurs importantes. Nous avons déterminé une concentration médiane en plomb de l'ordre de 28,9 $\mu\text{g/g}$ avec un minimum de (2,30 $\mu\text{g/g}$) et un maximum de (115,35 $\mu\text{g/g}$). Les variations spatiales des teneurs médianes en plomb des sédiments des 16 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (Fig. 42).

Les teneurs en plomb des sédiments présentent des fluctuations non seulement dans l'espace mais aussi dans le temps. Cette variabilité entre les stations et les campagnes n'est pas significative d'un point de vue statistique (ANOVA) (annexe 2).

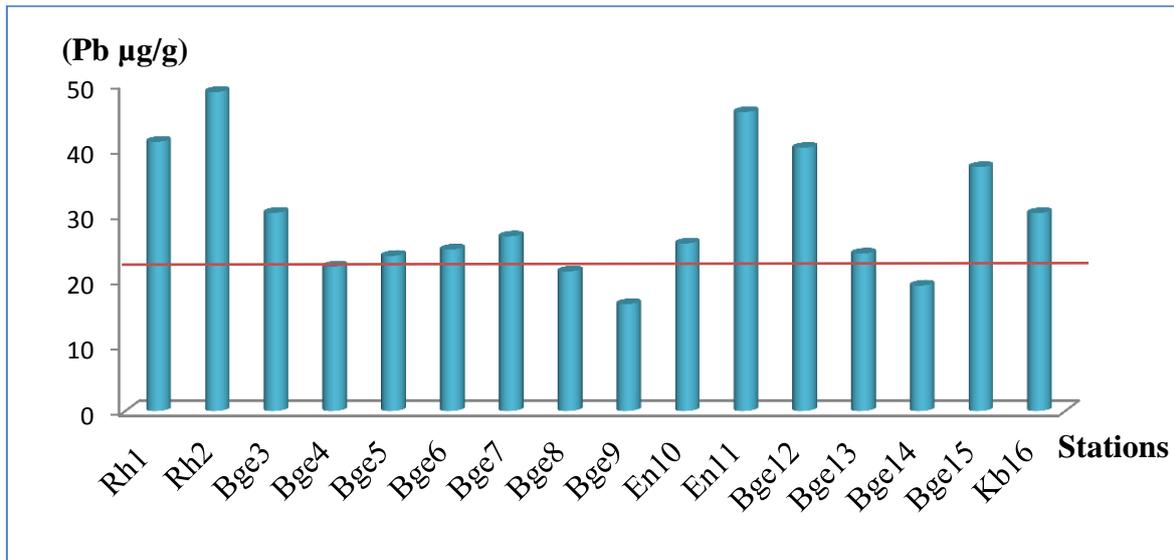


Figure 42 : Distribution spatiale des concentrations médianes en plomb dans les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.
(Trais rouge : valeurs naturelles selon ABRMC, 1991).

Comme nous l'avons déjà mentionné dans le chapitre III, la zone industrielle PALMA de Constantine, et la zone industrielle de Mila sont implantées aux bords des oueds Rhumel et Endja, leurs rejets ne sont pas entièrement collectés, une part rejoint ces oueds et contribue à la contamination de l'écosystème par le Pb. Les retombées atmosphériques du plomb émis par les véhicules restent primordiales vu l'utilisation, encore fréquente en Algérie, de l'essence plombée liée à l'importance du trafic routier. Les voies de circulation longent souvent les oueds et contournent le barrage.

En effet, toutes les stations présentent des teneurs élevées dépassant 17 µg/g qui représentent le fond géochimique naturel défini par la moyenne de la croûte continentale supérieure (UCC : Upper Continental Crust ; **Wedepohl 1995**). Par comparaison avec les concentrations considérées comme naturelles, 22 µg/g (**ABRMC, 1991**), 40 µg/g (**AEAP, 1990**) et < 20µg/g (**Proulhac et al., 2012**) les concentrations en plomb sont dans l'ensemble inférieures aux teneurs naturelles, à l'exception des stations (Rh1, Rh2, En11 et En12, Bge15 et Kb16) qui présentent des valeurs plus élevées (Tab 18). Les niveaux de contamination de ces stations restent plus marqués avec des dépassements réguliers du seuil N1 et restent inférieures aux seuils S1, suggéré par **RECORD (2017)** (Tab.20).

Cette présence du Pb dérive de l'importance des agglomérations industrielles rurales et urbaines, ainsi que les eaux de ruissellement des sols des berges qui reçoivent eux aussi les rejets des unités industrielles implantées le long des cours d'eau, et surtout les retombées des rejets des gaz d'échappement des véhicules automobiles.

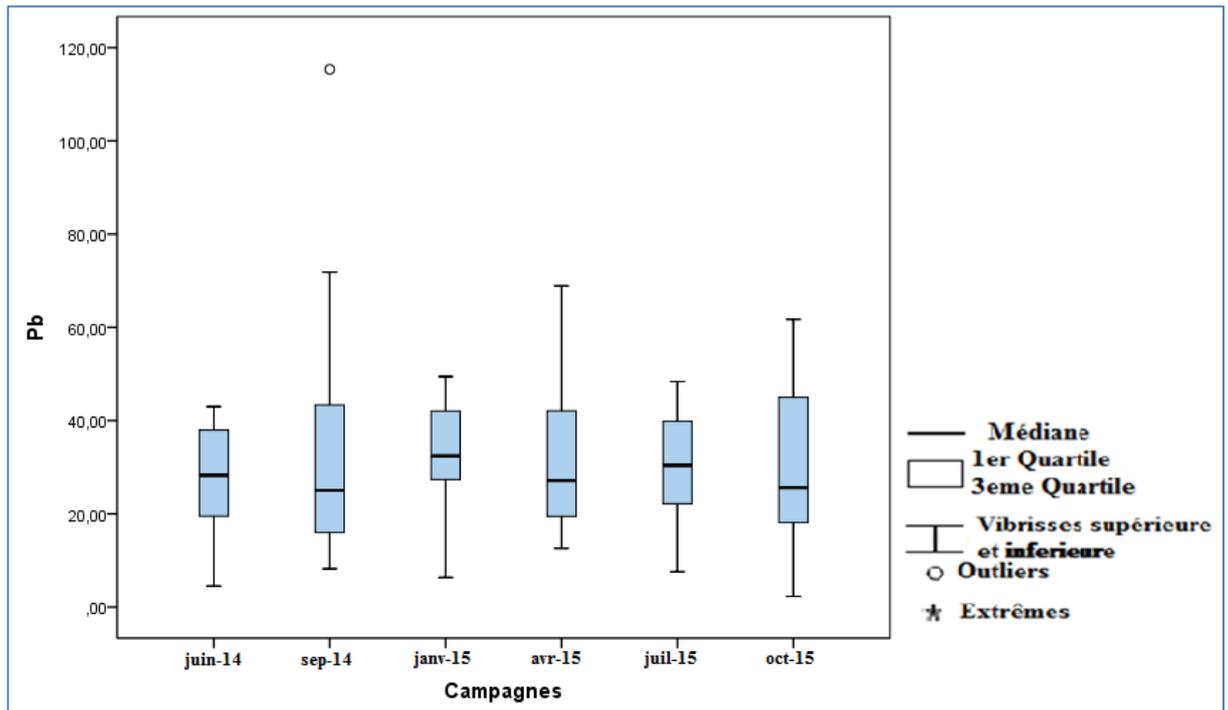


Figure 43 : Boîtes à moustaches des teneurs en plomb des six campagnes.

Les distributions des teneurs en Pb en fonction des saisons, représentées par des boîtes à moustaches (Fig. 43), varient de façon non perceptible en passant d'une saison à l'autre. La distribution tend vers les valeurs élevées des concentrations, cette tendance est très marquée pour les quatre saisons en particulier pour l'hiver de l'année 2015 (C3). Cette dernière est caractérisée par l'apparition de points suspects et enregistrent les valeurs les plus élevées ($32,45 \pm 12,44 \mu\text{g/g}$) ; les concentrations en Pb sont nettement plus élevées en saison de pluie qu'en saison sèche mettant en exergue l'importance du rôle ruissellement pour l'enrichissement en plomb. En effet, l'urbanisation augmente la proportion de surfaces imperméables dans un bassin versant et par conséquent, pour un événement pluvieux donné, elle augmente le volume d'eau de ruissellement et en diminue le temps de concentration. L'eau de ruissellement contient alors moins de sédiments, mais plus de métaux à l'état de traces (plomb, cuivre, zinc) (Gangbazo, 2004).

Les fortes valeurs observées pendant la saison hivernale peuvent être attribuées à un apport externe notamment celui des eaux de ruissellement des sols des berges ajouté à cela la remise en suspension des sédiments de fond suite au changement du régime hydrologique. Les faibles valeurs observées en saison sèche peuvent s'expliquer par le fait que le plomb dans les sédiments demeure insensible à la désorption lors de l'augmentation de la salinité avec une mobilité faible d'où accumulation dans les horizons de surface car il a une forte affinité avec la matière organique (**Fauconnier et al., 2011**). De plus, le plomb peut précipiter avec les carbonates produits par la dégradation de la matière organique. C'est l'ETM étudié qui présente le plus d'affinité avec les carbonates (**Devallois, 2009**).

L'analogie avec d'autres travaux permet de voir que les résultats de la présente étude sont proches de ceux rapportées par **Melghit (2010)** et **Habila (2018)** pour le même barrage, ainsi que par **Afri-Mehennaoui et al., (2006)** pour l'oued Rhumel, par **Sahli et al., (2014)** puis le bassin Boumerzoug et même par **Saddik et al., (2019)** pour le littoral marocain. Par contre ils sont supérieurs aux teneurs du barrage Sidi Chahed au Maroc (**Abrid et al., 2013**), et même du littoral libanais (**Merhaby et al., 2018**). Nos résultats excèdent également ceux du Nil où la teneur en plomb varie seulement de 0,17 à 1, 26 µg/g (**Abdelkhalek et al., 2016**) (tableau 22).

Les concentrations médianes en plomb dans les sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir présentent la proportion la plus élevée d'échantillons à concentration intermédiaire parmi les métaux considérés, pouvant induire occasionnellement des effets sur la faune benthique. Sur le plan individuel, la proportion de données inférieures au TEC est d'environ 64%, alors que 36% des concentrations déterminées sont supérieures au TEC mais inférieures au PEC, et aucune valeur n'est supérieure au PEC.

III.2.5.4. Le Sélénium

Les variations spatiales des teneurs médianes en sélénium des sédiments des 16 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (Fig. 44). Des fluctuations des concentrations en ETM apparaissent d'une station à l'autre et d'une campagne à l'autre. Nous avons enregistré une concentration médiane de l'ordre de $0,64 \pm 0,6$ µg/g avec un minimum de l'ordre de 0,02 µg/g et un maximum de 2,69 µg/g, (tableau 18). Les variations d'une station à l'autre sont également faibles.

La médiane la plus faible ($0,31 \pm 0,85 \mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau de la station Rh2 alors que la plus élevée ($1,09 \pm 0,88 \mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau de la station Bge5. Cette faible variabilité spatiale des teneurs en sélénium est confirmée par l'analyse de la variance qui n'a révélé aucun effet station (annexe2).

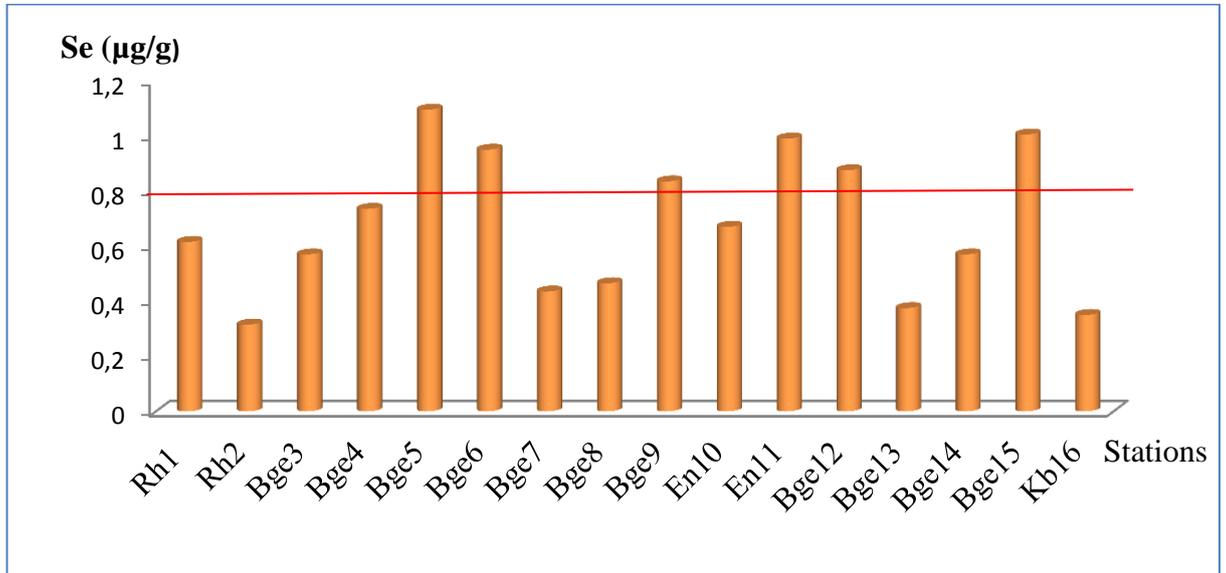


Figure 44 : Distribution spatiale des concentrations médianes en sélénium dans les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.

(Trais rouge : valeurs naturelles selon Wedepohl, 1995).

Les variations des teneurs en sélénium dans les sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir restent très élevées par rapport à la teneur moyenne ($0,08 \mu\text{g/g}$) du fond géochimique Upper Continental Crust (UCC ; Wedepohl, 1995). Les teneurs des stations (Bge5, Bge6, Bge9, En11, Bge12 et Bge15) sont supérieures à celles proposées par Thévenot et al., (2007) comme bruit de fond ($0,8 \mu\text{g/g}$) pour le bassin de la Seine. Ces fortes valeurs reflèteraient, par conséquent, une pollution d'origine anthropique vu la proximité de ces stations avec les agglomérations.

La figure 45 illustre les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en sélénium pendant les six campagnes de prélèvements. Il apparaît pour ces six ensembles de données, que la distribution des valeurs a une tendance générale à être plus allongée vers les valeurs élevées des concentrations, tendance très marquée pour les trois ensembles de données relatives aux échantillons prélevés en été, automne (2015) et hiver. Cette tendance est beaucoup moins marquée pour les valeurs de la quatrième campagne (printemps) pour laquelle la médiane se rapproche des faibles valeurs.

La saison hivernale se distingue des trois autres saisons avec les charges les plus élevées en sélénium ($0,83 \pm 0,64 \mu\text{g/g}$). Aussi, il apparaît que les teneurs en sélénium varient d'une saison à l'autre pour une même station puisque l'ANOVA (annexe 2) a révélé des différences significatives entre les campagnes ($p=0,02/ F=2,72$).

Ces variations sont interprétées par une modification des conditions d'oxydoréduction. Le sélénium serait très mobile dans des milieux oxydants d'où les faibles valeurs dans les argiles et presque complètement immobile dans des milieux réducteurs comme les sédiments côtiers riches en matière organique (**Birrolleau, 1987**).

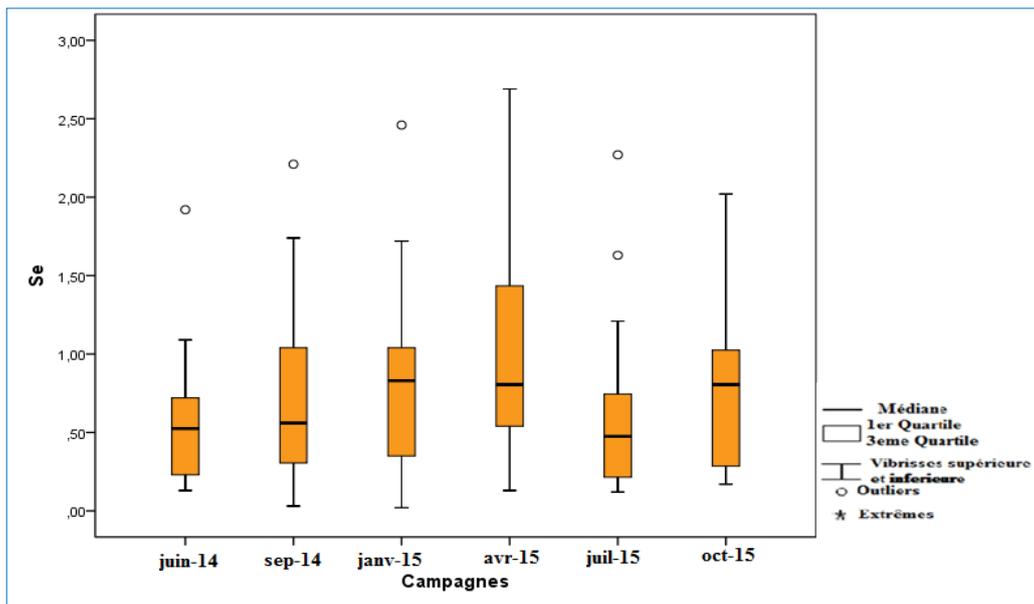


Figure 45 : Boîtes à moustaches des teneurs en sélénium des six campagnes.

Nos sédiments ont montré des pH basiques avec de teneurs élevées en carbonate. Dans le rapport **Santé Canada, (2017)** il a été montré que dans les sédiments des lacs, la réduction abiotique du sélénite en sélénium élémentaire se produisait en présence d'oxydes de fer. L'adsorption du sélénite et du sélénate sur les sédiments diminue lorsque le pH augmente, en raison d'une compétition accrue pour l'hydroxyde et d'une charge en surface de plus en plus négative. Les principaux anions concurrents sont le carbonate, le sulfate et le phosphate. Des concentrations d'anions croissantes entraînent une diminution de la liaison du sélénite et du sélénate aux sédiments ce qui expliquerait nos résultats.

Les teneurs en Se des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir ($0,02 - 2,69 \mu\text{g/g}$) sont comparables à celles enregistrées par **Proulx & Hare (2010)** pour les sédiments superficiels des lacs Chibougamau, Aux Dorés et la rivière Nemenjiche (Canada) (Tab. 22).

Elles sont nettement inférieures à celles du lac Boréal adjacent au Canada drainant un site minier d'uranium ($0,9-7,3\mu\text{g/g}$, **Laird et al., 2014**) et à celles des sédiments collectés avant les opérations de dragage d'uranium dans le nord de la Saskatchewan (Canada) aux lacs Key ($26-62\mu\text{g/g}$) et Mc-Clean ($0,54\mu\text{g/g}$) (**Muscatello, 2009**). Ces mêmes concentrations sont dans certaines stations du même ordre de grandeur voire supérieures à celles issues des milieux aquatiques au Burkina Faso dans une région soumise à une exploitation minière intensive ($0,158-0.256\mu\text{g/g}$) (**Ouédraogo, 2012**).

III.2.5.5. Le fer (Fe)

Le fer apparaît comme étant le contaminant le plus problématique dans notre zone d'étude, avec des teneurs moyennes qui peuvent atteindre des teneurs maximales de l'ordre de $16771\mu\text{g/g}$ dans la station Bge12, alors que dans la station Bge14 où les teneurs sont les plus faibles, elles ne dépassent pas $9239\mu\text{g/g}$ (Tab.19). Les variations spatiales des teneurs médianes en fer des sédiments des 16 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (Fig. 46). Nous avons enregistré une concentration médiane de l'ordre de $13454 \pm 5303 \mu\text{g/g}$ avec un minimum de $5920 \mu\text{g/g}$ et un maximum de $33400 \mu\text{g/g}$ (Tab. 18).

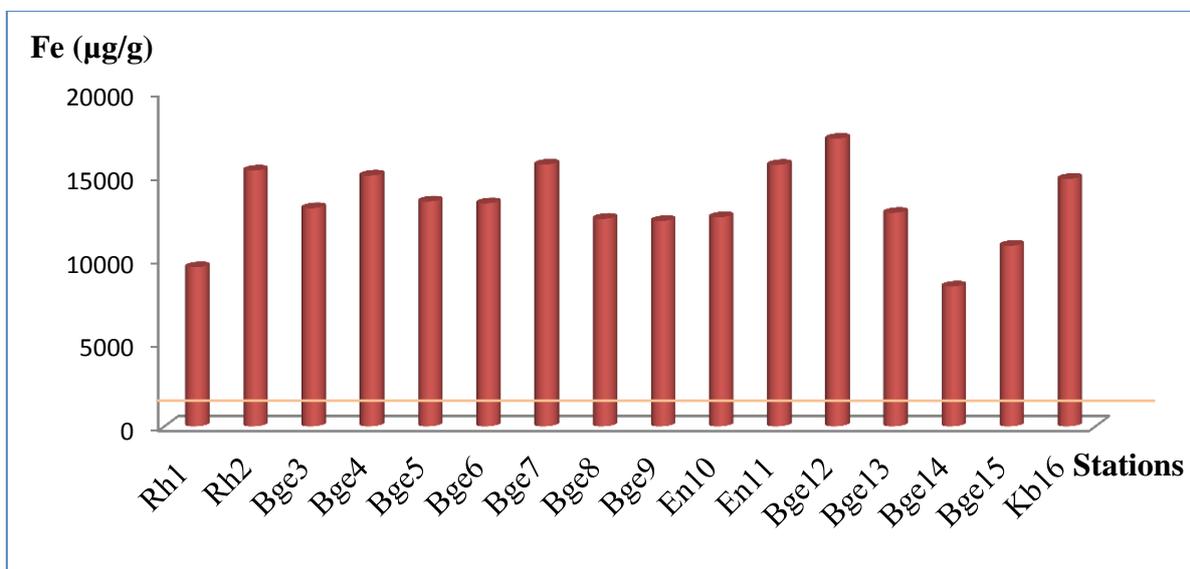


Figure 46 : Distribution spatiale des concentrations médianes en fer dans les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.
(Trais rouge : valeurs naturelles selon ABRMC, 1991).

Les teneurs en fer des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds présentent des variations relativement faibles dans l'espace et dans le temps, confirmées par l'ANOVA qui ne signale aucun effet significatif, ni campagne, ni station (annexe 2). Dans toutes les stations, les teneurs médianes en Fe dépassent celle proposée par l'ABRMC (1991) comme bruit de fond géochimique (2000 µg/g). Cette distribution particulière de la contamination du sédiment par le fer trouve son explication dans les rejets urbains, agricoles et industriels que les oueds Rhumel et Endja charrient vers le barrage. Cette tendance pourrait refléter la nature des sols riches en fer dans la région d'étude d'où leur couleur rouge. **Du Laing et al., (2009)** ont montré que les teneurs en métaux lourds les plus élevées sont observées sur les sites plus sablonneux, qui favorisent l'oxydation des sédiments situées près des rejets des oueds ; ces derniers déversent dans les lacs des eaux chargées de résidus métalliques et/ou chimiques ; ce qui explique les fortes teneurs des stations (Bge4, Bge7 et Bge12).

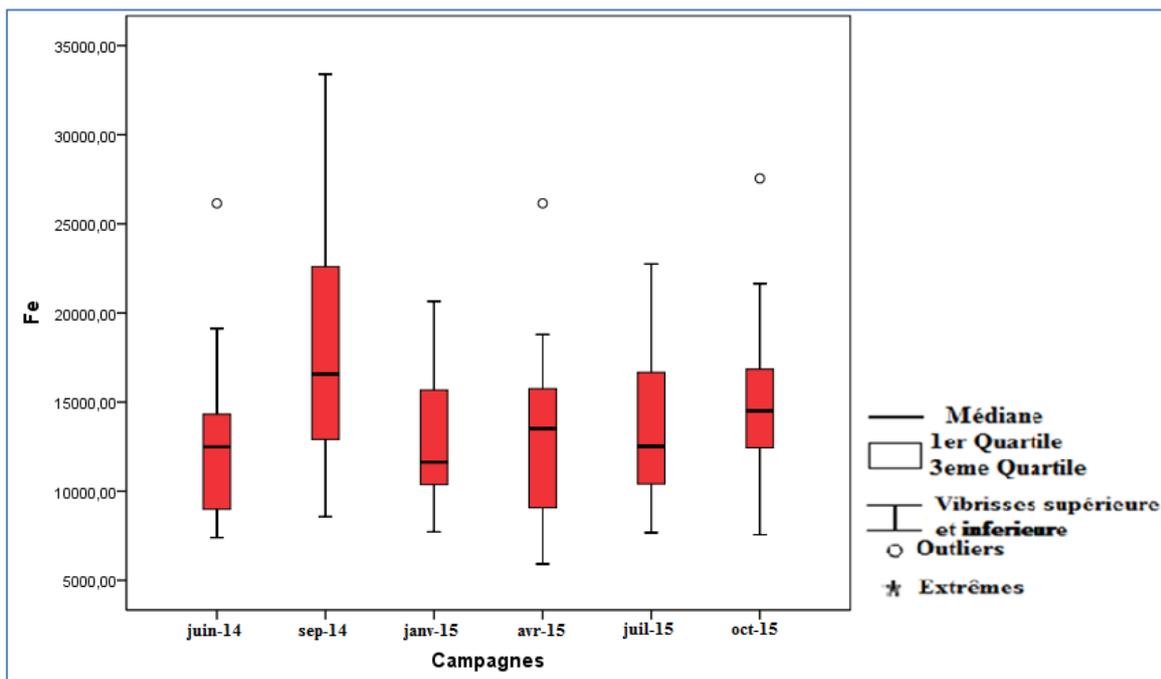


Figure 47 : Boîtes à moustaches des teneurs en fer des six campagnes.

Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en fer pendant les six campagnes de prélèvements sont illustrées par la figure 47. Il apparaît pour les six ensembles de données, que la distribution des valeurs a une tendance générale à être plus allongée vers les valeurs élevées des concentrations, tendance très marquée notamment pour l'ensemble de données relatives aux échantillons prélevés en été (2014), printemps et automne (2015).

Cette représentation graphique montre aussi que l'hiver est doté de la teneur médiane la plus faible 11626 $\mu\text{g/g}$ alors que la teneur médiane maximale est enregistrée au mois de septembre (automne 2014) avec une valeur de 16570 $\mu\text{g/g}$ suivi par l'automne (2015) avec des teneurs de 14508 $\mu\text{g/g}$, puis vient le printemps avec des teneurs médianes en fer de 13520 $\mu\text{g/g}$ et enfin l'été (2015, 2014) avec des valeurs de 12514 $\mu\text{g/g}$ et 12486 $\mu\text{g/g}$ respectivement.

Ces valeurs élevées du fer sont dues essentiellement à l'érosion provoquée par les pluies, surtout automnales particulièrement agressives et peut être liée à la structure des silicates qui font partie des constituants majeurs des sédiments. **El Morhit (2009)** ainsi que d'autres auteurs ont montré que le charriage et le lessivage des terrains agricoles en période pluvieuse favorisent l'accumulation des métaux dans les compartiments physiques et **Singh & Singh, (2014)** confirment que l'utilisation accrue d'engrais à base de métaux pourrait entraîner une augmentation continue de la concentration de polluants métalliques dans le réservoir d'eau douce en raison du ruissellement d'eau.

Nos données sont en accord avec celles rapportées par **Bachouche et al., (2017)** qui signale la présence de fer à des teneurs de 1500-28000 à 14000-34000 $\mu\text{g/g}$ pour les baies de Bou Ismail et d'Alger respectivement. Nous notons toutefois que les valeurs relevées dans les baies estuariennes d'Abidjan en Côte d'Ivoire (**Coulibaly et al., 2009**) sont 2 fois plus élevées que celles que nous obtenons dans le barrage et les oueds qui l'alimentent. **El Morhit (2009)** communique des teneurs en fer de l'estuaire du Bas Loukkos (Maroc) allant de 13830 à 40750 $\mu\text{g/g}$. Les teneurs en fer de nos échantillons restent supérieures à celles enregistrées dans les sédiments du littoral d'Annaba avec des valeurs de 204 à 2268 $\mu\text{g/g}$ (**Ouali et al., 2018**), à celles du littoral marocain (340-17490 $\mu\text{g/g}$) trouvées par **Saddik et al., (2019)**, ainsi qu'à celles des sédiments du lac Fouarat qui abrite plus de 15000 $\mu\text{g/g}$ (**Benbouih et al., 2005**) et du lac Tropicale en Inde avec 5600 $\mu\text{g/g}$ seulement (**Swarnaltha & Nair, 2017**) (Tab. 22).

Tableau 22 : Teneurs en ETM des sédiments du barrage Béni Haroun et des Oueds Rhumel, Endja et Kebir et d'autres hydro-systèmes méditerranéens

Hydro-systèmes	Cu (µg/g)	Zn (µg/g)	Pb (µg/g)	Se (µg/g)	Fe (µg/g)	Références
Barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir.	6,15-19,7	20,50-272,75	2.26-91,9	0,02- 2,69	5920-33400	Présente étude
Barrage Béni Haroun (Mila)	12,9-42,9	89,29-203	30-80	-	-	Melghit (2010)
Barrage Béni Haroun (Mila)	-	-	28,5-118,33	-	-	Habila (2018)
Oued Rhumel	3-19	98-199	23-100	-	-	Afri-Mehennaoui et al., (2006)
Bassin Boumerzoug (Algérie)	9,59-446	55,41-641,45	11-166,7	-	-	Sahli et al., (2014)
Bassin Seybouse (Algérie)	14,2-83,8	42-254,6	32,6-818,3	-	-	Belabed et al., (2017)
Oued Bouhamra (Algérie)	5,76-35,97	45,47-186	16,62-45,2	-	-	Khaled-Khodja et al., (2016)
Littoral d'Annaba(Algérie)	13,22-104	2,72-293,92	21,5-108,68	-	240-2268	Ouali et al., (2018)
La baie de BouIsmaïl(Algérie)	2-23	7-95	5-41	-	1500-28000	Bachouche et al., (2017)
La baie d'Alger (Algérie)	10-155	60-520	13-33	-	14000-34000	
Lac Fouarat (Maroc)	45,5	219	64,6	-	15000	Benbouih et al., (2005)
Barrage Sidi Chahed (Maroc)	2,90-22,8	14,33-58,85	4,8-48	-	-	Abrid et al., (2013)
Oued Bou Regreg (Maroc)	33,48	196,69	128,05	-	-	Nadem et al., (2015)
L'estuaire du Bas Loukkos(Maroc)	2,04-29,80	93,70-159,90	1,20-124,30	-	13830-40750	El Morhit (2009)
Oued Sebou (Maroc)	171	236	100	-	-	
Oued Fès (Maroc)	244	365	184	-	-	Hayzoun (2015)
Le littoral marocain (Maroc)	0,10-25	7,78-480	2,43-75,80	-	340-17490	Saddik et al., (2019)
Bassin de Gabes (Tunisie)	0,01-110,1	1,2-384,6	0,13-162,7	-	-	Dahri et al., (2018)
Nil (Egypte)	0,76-11,4	4,75-17,65	0,17-1,26	-	-	Abdelkhalek et al., (2016)
Le littoral libanais (Lebanon)	128,1	-	27,6	-	-	Merhaby et al., (2018)
Delta de l'Ouémé (Bénin)	11,1-51,5	-	0,38-104	-	-	Rodrigue et al., (2018)
Les baies estuariennes d'Abidjan (Côte d'Ivoire)	0,51-79,1	3,79-499	2,05-209	-	3091-68333	Coulibaly et al., (2009)
Lagune Epe (Nigéria)	65,4	486,02	60,5	-	-	Ayejuyo et al., (2010)
Etang de Thau (France)	9,6-144,8	20,1-536,8	20,2-116,2	-	-	Péna et Picot (1991)
Estuaire de la Seine (France)	133	448	138	-	-	Hamzeh et al., (2014)
Lac Chibougama(Canada)	95,9-98,3	79-163	14,5-25,7	0,89-1,60	-	Proulx & Hare (2010)
Lac aux Dorés(Canada)	577,7-769	122-228	31,5-44,6	1,80-2,29	-	
Rivière Nemenjiche (Canada)	9,9-457,2	33-85	4,1-4,7	0,36-5,17	-	
Lac tropicale (Inde)	58	131	66,6	-	5600	Swarnaltha & Nair (2017)

III.2.6. Evaluation de la contamination métallique et de la toxicité des sédiments

L'évaluation de la pollution par les ETM et l'identification des sources de pollution reposent sur des principes relativement simples de mesure des concentrations, de calcul d'indices et de leur comparaison avec les normes établies qui varient en fonction de la nature de l'élément, de sa toxicité et du milieu récepteur. Les méthodes d'évaluation visent généralement à s'affranchir du bruit de fond naturel. Les études fondamentales ou appliquées normalisent les teneurs en ETM par rapport à celles d'un matériel de référence (*Upper Continental Crust*) qui n'a parfois aucun rapport avec l'environnement immédiat (Sahli et al., 2014). Ces méthodes quantitatives permettent de déterminer l'origine possible des ETM et leurs impacts sur la qualité des sédiments et du biote. En outre, ils fournissent un outil efficace, qui transforme les données géochimiques en informations compréhensibles pour les décideurs (Saddik et al., 2019). Les indices fréquemment utilisés pour évaluer la contamination des sédiments par les métaux lourds sont l'indice de géoaccumulation (Müller, 1969), le facteur d'enrichissement et l'indice de pollution métallique (MacDonald et al., 2000).

Pour estimer l'intensité de la contamination et la qualité toxicologique des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir, des indices ont été utilisés. Leur principe est fondé sur la comparaison des valeurs mesurées par rapport à des valeurs références telle que le bruit de fond, les recommandations pour la qualité des sédiments et les concentrations seuils produisant des effets apparents.

III.2.6.1. Evaluation de la contamination métallique par le calcul de l'indice de géoaccumulation (*Igeo*)

L'indice de géoaccumulation présenté par Müller (1969) est un critère de détermination du niveau de la pollution métallique. Il distingue six classes (Tab. 23). Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée, versus une valeur considérée comme fond géochimique. En effet, le coefficient 1,5 rend compte des variations dans les niveaux de background pouvant être causées par des effets de lithologie.

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

où :

- *Igeo* : Index de géoaccumulation,
- \log_2 : logarithme de base 2,
- *x* : élément considéré,
- *C* : concentration mesurée pour un élément *x*,

- B : fond géochimique pour un élément n ,
- $1,5$: Constante qui permet de prendre en compte à la fois les fluctuations naturelles de la teneur d'une substance donnée dans un environnement ainsi que de faibles influences anthropiques.

Tableau 23 : Classes définies pour l'indice de géoaccumulation
(Müller, 1969 ; Coulibaly et al, 2009)

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

Le tableau 24 présente les intervalles de valeurs d' I_{geo} des cinq éléments étudiés pour les sédiments des 16 sites de prélèvements. Pour le calcul de cet indice, nous avons utilisé les valeurs de référence (ou guides) de l'Agence du Bassin Rhône Méditerranée Corse (ABRMC 1991), la plus proche géographiquement.

Tableau 24 : Pourcentage des I_{geo} des sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir en fonction des classes $I_{geo}(n=96)$

	$I_{geo} < 0$	$0 \leq I_{geo} < 1$	$1 \leq I_{geo} < 2$	$2 \leq I_{geo} < 3$	$3 \leq I_{geo} < 4$	$4 \leq I_{geo} < 5$	$5 \leq I_{geo}$
Cu	95	0	1	0	0	0	0
Zn	86	4	6	0	0	0	0
Pb	93	3	0	0	0	0	0
Se	75	16	5	0	0	0	0
Fe	0	1	33	56	6	0	0

La Figure 48 présente le pourcentage des échantillons obtenus pour les différentes classes d' I_{geo} , pour le Cu, Zn, Pb, Se et Fe. Selon l'échelle de Müller, la zone étudiée est sujette à une pollution métallique, avec un large intervalle de moyennes d' I_{geo} qui varie de la classe 0 à la classe 4.

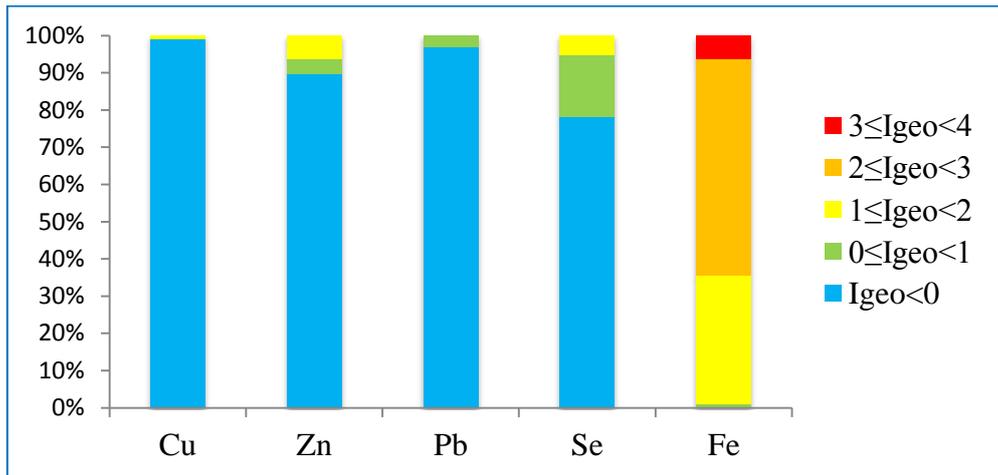


Figure 48 : Niveau de pollution avec *Igeo* des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir.

La figure 49 met en évidence une contamination par le fer pendant les 6 campagnes de prélèvements et une contamination par le plomb en hiver, printemps et été. Les *Igeo* moyens des Pb (automne), Cu, Zn et Se (6 campagnes) ne reflètent aucun enrichissement ; ces derniers étant négatifs. L'ordre d'importance des *Igeo* est le suivant :

$$Igeo\text{-Fe} > Igeo\text{-Pb} > Igeo\text{-Zn} > Igeo\text{-Se} > Igeo\text{-Cu.}$$

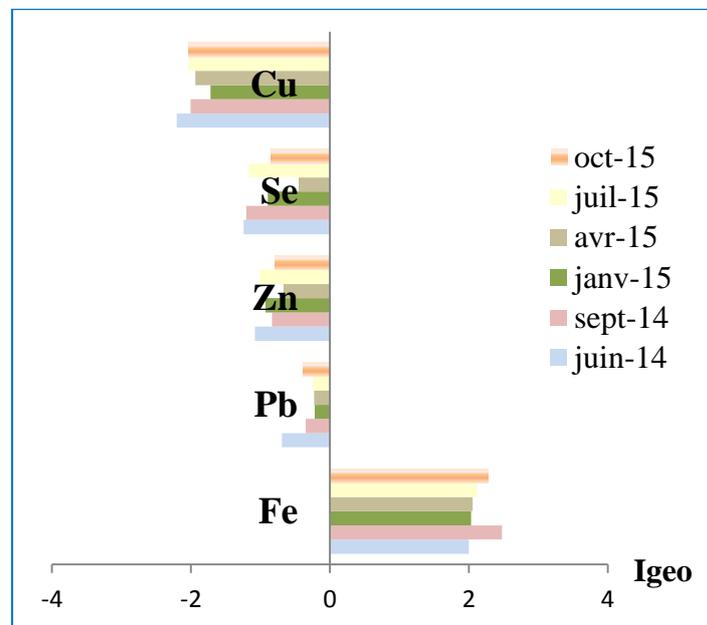


Figure 49 : Moyennes des indices de géoaccumulation pour les sédiments du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir

Les concentrations du cuivre mesurées dans les sédiments de toutes les stations reflètent le fond géochimique de la zone d'étude ($I_{geo} < 0$) avec un pourcentage de l'ordre de 99 %. A l'exception de la station Bge15 (juillet 2015) considérée comme légèrement à moyennement polluée ($1 \leq I_{geo} < 2$) ; cette dernière représente 1 % des échantillons (Fig. 50, Tab. 23, 24).

Globalement les I_{geo} du zinc sont très faibles voire négatifs (Fig. 50, Tab. 23, 24). Nous pouvons remarquer que les teneurs des sédiments de la majorité des stations reflètent le background de la zone d'étude ($I_{geo} < 0$) et représentent 86 % des échantillons analysés alors que ceux des stations Bge4, Bge8, Rh2 sont considérés comme non pollués à légèrement pollués ($0 \leq I_{geo} < 1$). Ces derniers représentent 4 % du total des échantillons analysés, alors que les stations Bge14, Bge15 et Kb16 reflètent une contamination modérée ($1 < I_{geo} \leq 2$) avec un pourcentage de 6%.

Les stations Rh2, Bge6 (C3), Bge8 (C2) et En11 ont enregistrées des I_{geo_plomb} positifs ; ce qui confirme l'enrichissement par le plomb de leurs sédiments ; toutes les valeurs sont supérieures à zéro ($0 \leq I_{geo} < 1$) (fig. 50) ; ces derniers étant considérés comme non pollués à légèrement pollués avec un pourcentage de 3%. Le reste des stations reflètent le background de la zone d'étude montrant un pourcentage de 97% (Tab. 23, 24).

Tous les I_{geo} Se sont négatifs ($I_{geo} < 0$). Ceci confirme que les sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel Endja et Kebir ne sont pas contaminés par le sélénium. Les concentrations mesurées ne reflètent que le fond géochimique (Fig. 50, Tab. 23, 24).

Pour le Fer toutes les valeurs d' I_{geo} sont positives ; ce qui confirme la contamination de tous les échantillons quelques soit la station et quelques soit la campagne de prélèvement (Fig. 50). Les I_{geo} maximaux sont nettement supérieurs à 3. Les stations Bge3, Bge4, Bge7, Bge8 et Bge13 sont les plus chargées. Parmi les I_{geo_Fe} , 1 % indiquent une contamination absente à faible, 34% des I_{geo} peuvent être considérés comme légèrement contaminés, 59 % sont moyennement contaminés et 6% sont considérés comme fortement contaminés. Aucun sédiment n'enregistre un I_{geo} proche du seuil de contamination extrême (Tab. 23, 24).

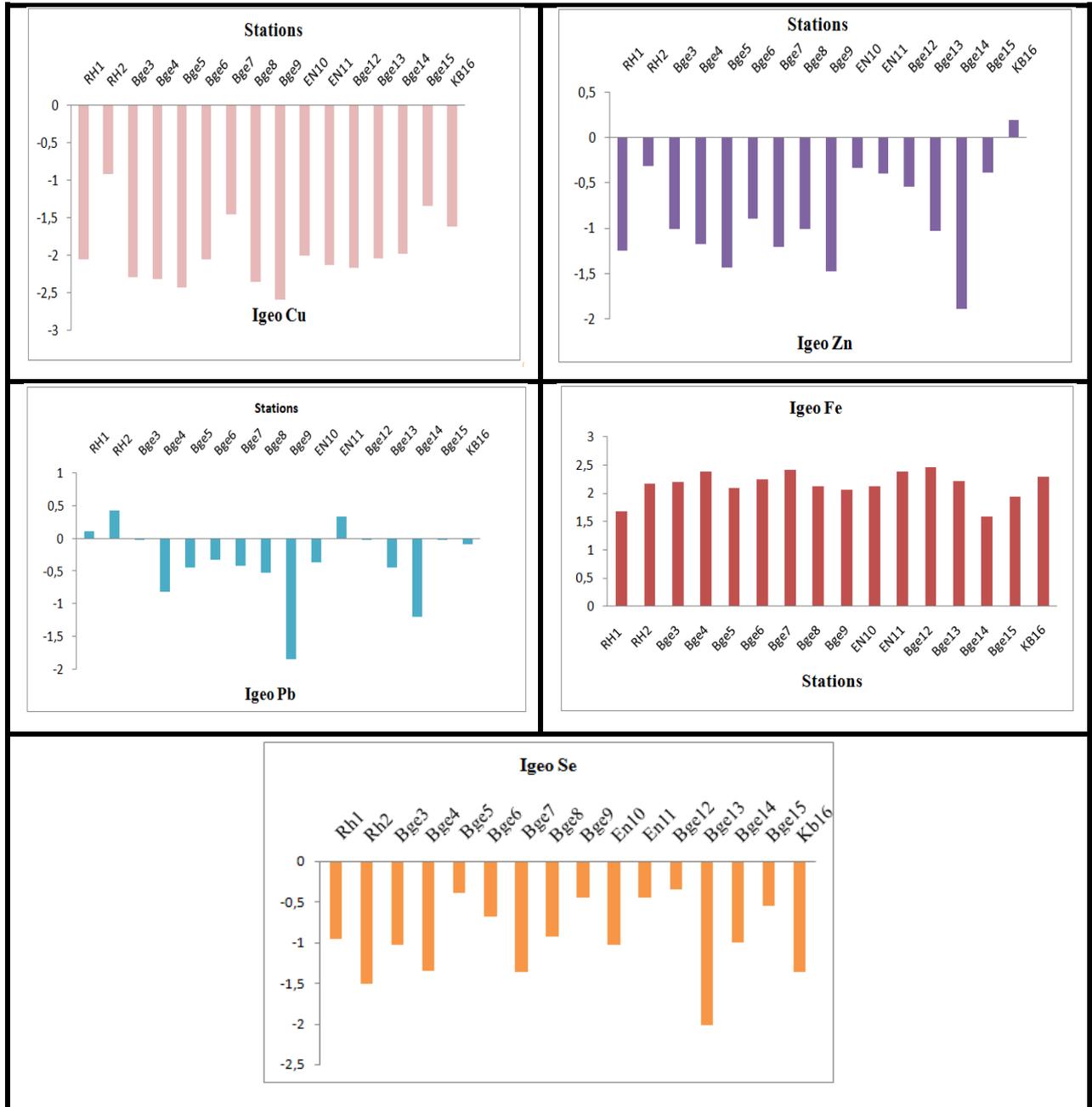


Figure 50 : Variation spatiale des moyennes des indices de géoaccumulation pour les sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir.

III.2.6.2. Le facteur de contamination (FC)

Le facteur de contamination (FC) permet d'évaluer l'intensité d'une pollution métallique en séparant le signal anthropique du signal naturel. Le calcul de cet indicateur ne peut se définir que par rapport au fond géochimique naturel, correspondant aux teneurs métalliques pré-anthropique.

Certains auteurs utilisent les concentrations de la croûte (UCC) continentale comme fond géochimique naturel (**Hayzoun, 2015**). Nous utilisons toujours les valeurs de référence de l'ABRMC comme backgrounds.

Ce facteur de contamination est exprimé par la formule suivante :

$$FC = \frac{C_x}{Bg_x}$$

Ou :

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

De même que pour l'Igeo, des classes de contamination sont définies pour le FC (**Hakanson, 1980 ; Förstner et al., 1981 ; Carballeira et al., 1997 in Rubio et al., 2000**). Ces classes sont données dans le tableau 25.

Tableau 25 : Classes du facteur de contamination (**Rubio et al., 2000 in Sahli et al., 2014 ; Belabed et al., 2017**).

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

Les enrichissements en Cu sont faibles par rapport au Zn ; les FC-Cu sont tous inférieurs à 1 indiquant une contamination absente à faible dans 96% des cas, modérée pour 3% des échantillons et considérable pour 1%.

L'enrichissement par le zinc est beaucoup plus perceptible, les valeurs maximales des FC-Zn sont supérieures à 1, notamment au niveau des stations (Rh2, En10, En11, Bge12, Bge15 et Kb16) indiquant ainsi un enrichissement avec une contamination modérée de 29%, une contamination faible à absente est marquée pour le reste des échantillons soient 68%. Néanmoins, les valeurs maximales ne dépassent jamais le seuil de la troisième classe ($FC < 6$) avec un pourcentage de 3%.

Contrairement aux 2 éléments précédents, les enrichissements en plomb sont modérés. En effet, les FC-Pb ne dépassent en aucun cas le seuil maximal ($6 \leq FC$) ; 31% des FC indiquent une contamination absente à faible, 66 % indiquent une contamination modérée et 3 % indiquent une contamination considérable. Cette dernière classe concerne surtout les sédiments prélevés au niveau des stations les plus anthropisées (Rh2, Bge6 et Bge8).

Tableau 26 : Pourcentage des FC des sédiments du barrage Béni Haroun et des Oueds Rhumel, Endja et Kébir en fonction des classes du FC (n=96)

	% FC			
	FC <1	$1 \leq FC < 3$	$3 \leq FC < 6$	$6 \leq FC$
Cu	96	3	1	0
Zn	68	29	3	0
Pb	31	66	3	0
Se	55	40	5	0
Fe	0	0	34	66

Les enrichissements en sélénium sont faibles. Les FC-Se présentent un seuil de 55% pour la première classe indiquant ainsi une contamination faible voir absente alors qu'ils dépassent ce seuil dans 40 % des échantillons indiquant une contamination modérée, le reste des échantillons (5%) montrent une contamination considérable.

Les sédiments des 16 sites de prélèvements ont des FC en Fe toujours supérieurs à 1, confirmant un enrichissement voire une contamination par cet élément et ceci quelque soit la station. En effet 34 % des FC indiquent une contamination considérable et 66 % indiquent une très forte contamination par le fer. Les FC-fer sont presque 3 fois supérieurs aux FC-cuivre.

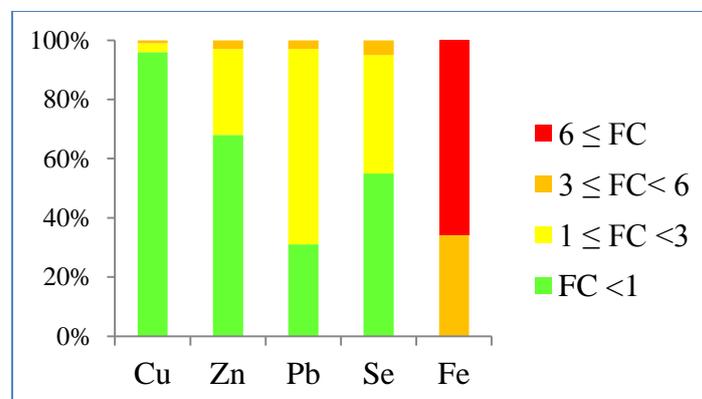


Figure 51 : Niveau de pollution avec FC des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir.

III.2.6.3. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères du SEQ-Eau.

Les concentrations en ETM des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir ont été comparées aux valeurs seuils définies par le Système d'Evaluation de la Qualité (SEQ-Eau, 2003) (tableau 27).

Tableau 27 : Classes de qualité des sédiments selon les critères du SEQ-Eau.

ETM	SEQ-Eau (2003)		
	Très bon	Bon	Moyen
Cu	3,1	31	140
Zn	12	120	460
Pb	3,5	35	120
Se	-	-	-
Fe	-	-	-

Comme pour les résultats concernant les indices de géoaccumulation et les facteurs de contamination, ces seuils mettent clairement en évidence l'absence de contamination des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir par le cuivre, le zinc et le plomb avec une qualité bonne à très bonne pour toutes les stations (tableau 28).

Tableau 28 : Qualité des sédiments selon les critères de la SEQ-Eau.

	Cu (µg/g)	Zn (µg/g)	Pb (µg/g)	Se (µg/g)	Fe (µg/g)
Rh1	10,17	54,95	41,17	0,61	9528
Rh2	18,55	100,85	48,8	0,31	15314
Bge3	8,57	69,5	30,32	0,57	13064
Bge4	9,75	59,9	22,1	0,73	15016
Bge5	7,25	48,07	23,72	1,09	13463
Bge6	9,2	64,4	24,7	0,95	13353
Bge7	11,75	57,5	26,7	0,43	15676
Bge8	8,27	65,95	21,35	0,46	12426
Bge9	6,42	47,77	16,35	0,83	12295
En10	10,17	103,3	25,62	0,67	12524
En11	9,62	100,57	45,72	0,99	15653
Bge12	8,67	96,07	40,25	0,87	17223
Bge13	11,15	61,37	24,07	0,37	12783
Bge14	10,12	36,32	19,17	0,57	8375
Bge15	32,82	91,25	37,3	1,00	10818
Kb16	13,12	134,95	30,27	0,35	14820

III.2.6.4. Application des critères de qualité pour la prévention de la contamination des sédiments

L'évaluation de la toxicité d'un contaminant passe par l'estimation de sa concentration dite sans effets pour l'environnement : PNEC (*Predicted Non Effect Concentration*). Il existe des PNEC eau douce, eau marine, sédiment et orale (empoisonnement secondaire des prédateurs par leurs proies). Toutes ces valeurs seuils sont extrapolées à partir de résultats écotoxicologiques, affectés d'un facteur d'incertitude variable selon la qualité et la quantité des données nécessaires au calcul. Concernant le compartiment sédimentaire, les PNEC sédiment sont peu nombreuses et souvent dérivées à partir des PNEC eau (méthode des lois de partage). Plus la concentration sans effet d'une substance est faible, plus cette substance est dangereuse pour le milieu naturel. Il existe des valeurs seuils réglementaires appelées **NQE** (Normes de Qualité Environnementale), qui représentent la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote, qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine et les écosystèmes. Ils sont dérivés des PNEC (**Fauconnier et al., 2011 ; Flük et al., 2012**)

Pour la prévention de la contamination des sédiments due à un nouvel apport de contaminants dans un plan d'eau (exemple : rejets industriels ou urbains), la Concentration d'Effets Rares (CER) et la Concentration Seuil produisant un Effet (CSE) constituent les valeurs seuils qui permettent de définir le cadre de gestion.

- Classe 1 : Lorsque la concentration de toutes les substances analysées est inférieure ou égale à la CER aucune mesure n'est envisagée, car les sédiments sont jugés sans effet sur le milieu.
- Classe 2 : Lorsque la concentration d'une ou de plusieurs substances dépasse la CER, mais est inférieure ou égale à la CSE, la probabilité que les sédiments aient un impact sur le milieu est considérée comme faible. Des mesures de suivi peuvent toutefois être adoptées afin de vérifier l'évolution de la situation. S'il y a augmentation des teneurs, il faudra envisager de poursuivre les investigations pour identifier la source de contamination et évaluer l'impact sur le milieu.
- Classe 3 : Lorsque la concentration d'une ou de plusieurs substances est supérieure à la CSE, la probabilité d'observer des effets néfastes sur les organismes benthiques augmente avec les concentrations mesurées (**Environnement Canada, 2007**).

Donc nous avons jugé intéressant, pour identifier quels contaminants sont les plus susceptibles de contribuer à l'écotoxicité observée, de comparer les teneurs en ETM des sédiments étudiés aux critères de qualité précédemment cités (tableau 29).

Tableau 29 : Critères de qualité CER, CSE, NQE et PNEC.

	CER¹	CSE¹	NQEséd²	PNEC³
Cu	22	36	20	0,8
Zn	80	120	147	75,4
Pb	25	35	40	125

CER : Concentration d'effets rares

CSE : Concentration seuil produisant un effet.

NQE : (Normes de Qualité Environnementale).

PNEC : (*Predicted Non Effect Concentration*).

¹ : Environnement Canada, (2007).

² : Flük et al., (2012).

³ : Fauconnier et al., (2011).

Concernant, l'élément cuivre, la valeur seuil sédiment (PNECséd = 0.8 µg/g M.S) est très inférieure aux estimations du bruit de fond méditerranéen proche de 15 µg/g (AEAP, 1992). Un pic de concentration en cuivre est à signaler dans les sédiments des oueds ainsi que la digue du barrage.

Les sédiments de la retenue du barrage Béni Haroun présentent également un risque avéré en zinc et plomb. Les concentrations détectées se rapprochent du bruit de fond géochimique et restent inférieures au niveau de contamination des sédiments des oueds Rhumel, Endja et Kebir. Toutefois, les concentrations d'exposition sont équivalentes au bruit de fond (à l'exception du plomb) et permettent de minimiser les risques associés à ces contaminants sur le milieu benthique. Presque toutes nos teneurs restent dans la gamme des seuils NEQ et PNEC.

Aucune PNEC sédiment n'est disponible pour le sélénium et le fer. Les risques ne peuvent pas être déterminés dans l'état actuel des connaissances. D'après nos résultats les concentrations dépassent les données du bruit de fond indiquant ainsi une contamination d'origine anthropique par ces deux éléments même s'ils sont des oligoéléments indispensables à la vie.

Si nous comparons nos résultats aux valeurs seuils CER et CEP (fig.52), nous sommes amenés à tirer les conclusions suivantes :

Les concentrations en cuivre sont dans l'ensemble faibles et inférieures à la CER avec 93% d'échantillons appartenant à la classe 1 dont les sédiments sont jugés sans effet sur le milieu. Seuls 7% des échantillons font partie de la classe 2, avec la faible probabilité qu'ils aient un impact sur le milieu. Les teneurs en Cu ne dépassent jamais le seuil maximal de la deuxième classe.

Contrairement au cuivre, les teneurs en zinc dépassent le seuil de la première classe dans 26% des échantillons indiquant ainsi le faible impact des sédiments sur le milieu (classe 2) et 10% intègrent la classe 3 signifiant la probabilité d'observer des effets néfastes sur les organismes benthiques. Les 64% des échantillons restant n'auraient aucun effet toxique sur le milieu.

Pour le plomb connu pour son exclusive toxicité pour l'environnement, la situation semble plus compliquée. En effet, 37% des échantillons s'inscrivent dans l'intervalle de la classe 3 traduisant ainsi une forte probabilité d'observer des effets néfastes sur les organismes benthiques, alors que 38 % des prélèvements (classe1) révèlent l'absence d'effet et les 25 % des sédiments restant (classe 2) auraient un faible impact sur le milieu.

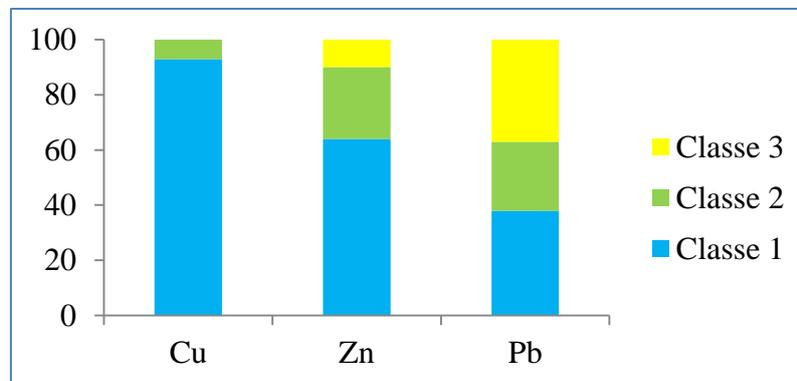


Figure 52 : Niveau de pollution selon les critères de qualité CER, CSE des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir.

III.2.7. Analyse et structure typologique (ACP) de la contamination métallique des sédiments

Une analyse en Composantes Principales (ACP) réalisée à partir des données obtenues permet de connaître les mécanismes d'enrichissement des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir par les ETM. Cette dernière est effectuée sur une matrice des données constituée de 96 prélèvements (16 stations x 6 campagnes) au cours desquels cinq paramètres ont été mesurés ou dosés. Cette analyse fait ressortir deux composantes principales expliquant plus de 53,85% de la variance totale dans le jeu de données.

Le premier facteur extrait (F1) explique 31,40% de la variance et comptabilise : Zn ($r = 0,79$) > Pb ($r = 0,68$) > Cu ($r = 0,51$), tandis que le deuxième facteur extrait (F2) explique 22,45% de la variance et représente le Se ($r = 0,82$) (Fig. 53).

Le fer n'est associé à aucun de ces deux facteurs ; une première analyse a montré qu'un troisième facteur extrait expliquant 19,73% de la variance totale était comptabilisé exclusivement pour le Fe (données non présentées).

Une forte corrélation entre les concentrations de métaux dans les sédiments est le résultat d'un ou de plusieurs facteurs. Les métaux ont en commun, par exemple, une source naturelle. De même, les relations identifiées par l'ACP peuvent être utilisées pour différencier, au sein d'un jeu de données sur les sédiments, entre des emplacements affichant des niveaux de fond géochimique et les endroits potentiellement touchés par une pollution anthropique. Selon les coefficients de corrélation de Pearson présentés dans le Tableau 30, une corrélation positive significative existe entre les éléments métalliques Cu, Zn et Pb. Cette forte corrélation reflète la source commune de ces éléments ainsi que leurs comportements similaires dans le sédiment. Un tel résultat a été rapporté par **Djeddi et al., (2018)** pour le même barrage.

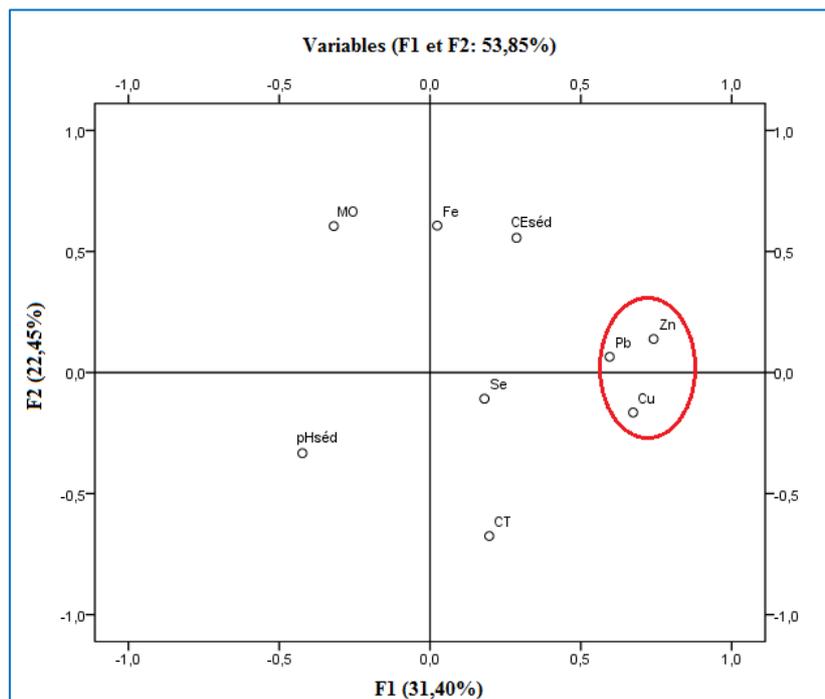


Figure 53 : Représentation des résultats d'analyse en composantes principales pour les sédiments et projection des paramètres physico-chimiques sur le plan F1-F2.

La matière organique (MO) et la conductivité électrique (CE) montrent une corrélation très hautement significative. La matière organique est inversement proportionnelle au pH, en effet, l'oxydation de la matière organique mène vers une diminution du pH.

Tous les ETM présentent une mauvaise corrélation avec la matière organique ; cette dernière est par conséquent, peu influente sur l'adsorption et l'accumulation des ETM dans les sédiments analysés. 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).

Le pH est négativement corrélé à la conductivité et la matière organique ainsi qu'au Cu ce qui confirme le rôle très important que joue ce dernier comme régulateur des processus intervenant dans le relargage ou l'immobilisation des contaminants associés au sédiment (RLM, 2006 ou IFREMER). Il est corrélé positivement avec les carbonates car il a été montré qu'ils ont un caractère tampon et leurs équilibres de dissolution contrôlent partiellement le pH du milieu (Hayzoun, 2015).

Le sélénium et le fer ne présentent aucune corrélation avec n'importe quels paramètres étudiés. Les faibles teneurs de nos sédiments en matière organique pourraient suggérer que les hydroxydes de Fe et de Mn seraient les principales phases fixatrices des métaux d'autant plus que nos prélèvements visent les sédiments de surface. Diop et al., (2012) confirment que les sulfures qui sont sous forme oxydée ne peuvent pas ainsi piéger les métaux.

Tableau 30 : Matrice de corrélation de Pearson des paramètres physico-chimiques des sédiments

	pH	CE	MO	CT	Cu	Zn	Pb	Se	Fe
pH	1								
CE	-0,250*	1							
MO	-0,211*	0,227*	1						
CT	0,251*	-0,010	-0,233*	1					
Cu	-0,319*	-0,059	-0,242*	-0,042	1				
Zn	-0,105	0,256*	-0,176	-0,074	0,302**	1			
Pb	-0,101	0,092	-0,108	0,000	0,177	0,292**	1		
Se	0,074	0,015	-0,099	0,061	-0,127	0,147	0,129	1	
Fe	0,065	0,085	0,119	-0,147	0,006	0,125	0,092	-0,09	1

*Une corrélation significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** Une corrélation significative au niveau 0.01 (bilatéral).

III.2.8. Regroupement des stations

La méthode de classification hiérarchique a été utilisée pour le regroupement des 16 stations à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir (pH, CE, MO, CaCO₃, Cu, Zn, Pb, Se et Fe). Le dendrogramme obtenu fait ressortir quatre groupes de stations (fig. 54).

Le groupe 1 (Bge5, Bge6, Bge8, En11 et Bge12) représentant les stations du barrage proches des agglomérations urbaines : Grarem Gouga (Bge5), Annouche Ali (Bge6), Ferdoua (Bge8) et Kribssa (Bge12) ainsi que la station aval d’oued Endja qui se situe près de machtet Taghlissa.

Le groupe 2 (Rh1, Bge3, Bge4, Bge7, En10 et Bge13) représenté par les stations les plus éloignées de la digue sur les deux bras du barrage. Rh1, Bge3, Bge4 et Bge7 du côté oued Rhumel alors qu’En10 et Bge13 sont sur oued Endja.

Le groupe 3 (Bge9 et Bge14) représentant les sédiments au sud du barrage, réunit les stations caractérisées par les plus faibles valeurs moyennes pour l’ensemble des paramètres étudiés.

Les stations qui forment le groupe 4 (Rh2, Bge15 et Kb16) affichent les valeurs moyennes les plus élevées des paramètres évalués, correspondant également aux sédiments aux fortes teneurs en ETM.

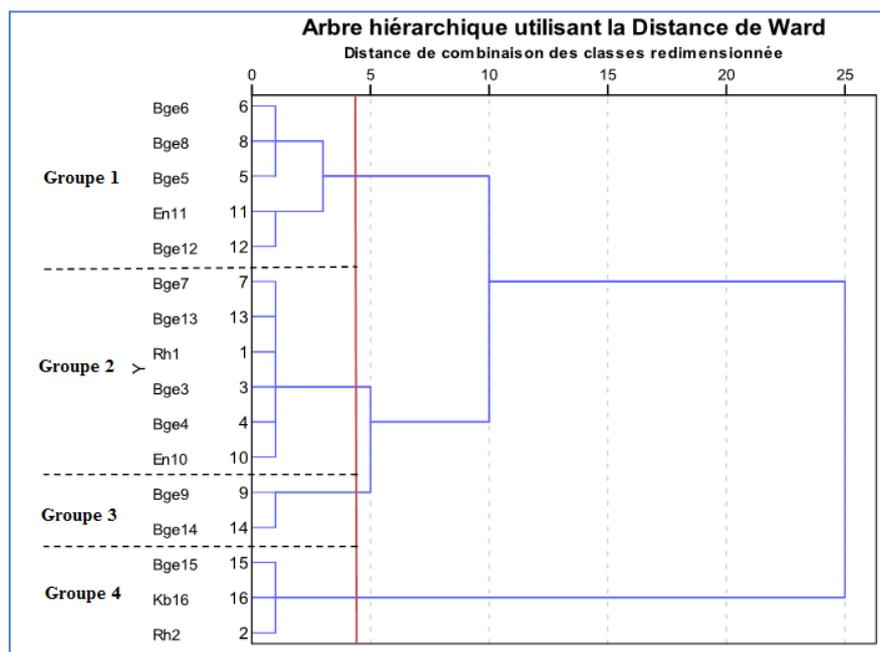


Figure 54 : Groupements de stations obtenus à partir des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sédiments (pH, CE, MO, CaCO₃, Cu, Zn, Pb, Se et Fe)

D'après les résultats des analyses élémentaires des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir, il nous serait possible de dégager les observations suivantes:

- les résultats des concentrations obtenus révèlent la présence du Cu, Zn, Pb, Se et Fe dans tous les échantillons de sédiments prélevés sur les 16 sites pendant les six campagnes avec l'ordre suivant d'abondance des éléments : $Fe > Zn > Pb > Cu > Se$;
- les stations situées en aval direct des différentes agglomérations et unités industrielles concentrent les fortes teneurs en polluants métalliques ;
- une légère diminution de la charge polluante est détectée avec l'éloignement de la digue.

III.3. Les paramètres biologiques

III.3.1. Macroinvertébrés benthiques

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.

Avant tout, il convient de dresser la liste des taxons (familles ou genres) identifiés au cours de notre étude en prenant en compte tous les échantillonnages effectués aussi bien au cours de l'étude de la variation spatiotemporelle, que de l'étude de l'influence de la pollution métallique sur les invertébrés. Notons l'absence totale de macroinvertébrés dans la seizième station sur l'oued Kebir pour les deux campagnes de prélèvement.

La présente étude faunistique, effectuée au cours des deux campagnes de prélèvements, a permis de recenser, pour les quinze stations (Tableaux 31, 32), 6679 individus répartis dans quatre grands groupes zoologiques (les vers, les mollusques, les crustacés et les insectes), 11 ordres ou classes et 41 familles.

Dans la première campagne (juin 2014), les groupes les mieux représentés sont les Ephéméroptères et les Diptères ; ils comptent chacun 4 familles. Ensuite viennent les Trichoptères, les Hémiptères, les Odonates, les Crustacés et les Mollusques comprenant chacun 2 familles. Les Plécoptères et les Hirudinés ne sont représentés que par une famille chacun.

Globalement, l'effectif du peuplement pour la deuxième campagne (Avril, 2015) montre que les Ephéméroptères et les Diptères sont nettement dominants. Ils représentent chacun 4 familles de la faune récoltée. Ils sont suivis par les Mollusques (3 familles), les Trichoptères, les Hémiptères, les Odonates et les Hirudinés (2 familles) et enfin viennent les Crustacés et les Oligochètes avec une seule famille.

Tableau 31 : Liste des macroinvertébrés récoltés et calcul de l'indice biotique pour la première campagne.

Campagne		Juin 2014														
Unités systématiques		RH1	RH2	Bge3	Bge4	Bge5	Bge6	Bge7	Bge8	Bge9	EN10	EN11	Bge12	Bge13	Bge14	Bge15
Plécoptères	<i>Perlidae</i>										38					
Ephéméroptères	<i>Baetidae</i>										12					
	<i>Ephemerellidae</i>		20									12			16	
	<i>Caenidae</i>								13	29					18	
	<i>Heptageniidae</i>										21	33				
Trichoptères	<i>Hydropsychidae</i>										43	27			20	
	<i>Goeridae</i>		43													
Coléoptères	<i>Hydrophilidae</i>							10		10						
Odonates	<i>Coenigriidae</i>														10	
	<i>Gomphidae</i>														10	
Mollusques	<i>Planorbidae</i>				13		10	23							16	13
	<i>Physidae</i>	15	26	19	21		18	25		15			13		18	25
Crustacés	<i>Gammaridae</i>						26			18						10
	<i>Paleomonidae</i>														17	
Hémiptères	<i>Corixidae</i>			84	560	376	1132	20	43	38			56			53
	<i>Sigara</i>											10				
Hirudines	<i>Glossiphonidae</i>		32													
Diptères	<i>Chironomidae</i>	153	411	26	22		18	26		18			15	20	32	
	<i>Simuliidae</i>	27														
	<i>Empididae</i>			10												
	<i>Tabanidae</i>					10										
Nombre d'unités systématiques	3	75	224	4	2	45	5	52	6	4	4	3	21	9	4	
IB	4	4	4	4	3	4	4	4	4	5	7	5	4	1	6	4
Classes de pollution	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	III	II	III	IV	V	III	IV

Tableau 32 : Liste des maroinvertébrés récoltés et calcul de l'indice biotique pour la deuxième campagne.

Campagne		Avril 2015														
Unités systématiques		RH1	RH2	Bge3	Bge4	Bge5	Bge6	Bge7	Bge8	Bge9	EN10	EN11	Bge12	Bge13	Bge14	Bge15
Trichoptères	<i>Hydropsychidae</i>									74						
Ephéméroptères	<i>Baetidae</i>		98							20	29	35				
	<i>Ephemerellidae</i>							10		31	15					
	<i>Caenidae</i>				63	62	63	72	26	81	36	29				
	<i>Isonychiidae</i>									12	23					
Odonates	<i>Aeschnidae</i>									23		23				
	<i>Gomphidae</i>						4	14								
Mollusques	<i>Planorbidae</i>	10						23	31							
	<i>Nertidae</i>		13													
	<i>Physidae</i>	25	149	20	15				19			18	25			
Crustacés	<i>Gammaridae</i>				13	14	13	24								
Hémiptères	<i>Corixidae</i>	14		74	38				53			39	50	98	27	83
	<i>Sigara</i>	13														
Hirudines	<i>Glossiphonidae</i>	25	40													
	<i>Salifidae</i>		12													
Diptère	<i>Athericidae</i>							14								
	<i>Chironomidae</i>	136	130			53	37	53	67		39	46	62	35	29	12
	<i>Ceratopogonidae</i>									54						
	<i>Tipulidae</i>				22											
Annélides	<i>Oligochètes</i>	33	118													
Nombre d'unités systématiques		7	77	222	5	3	44	7	55	7	5	6	3	22	2	2
IB		5	55	44	44	44	44	66	44	6	44	66	4	33	33	33
Classes de pollution		III	III	IV	IV	IV	IV	III	IV	III	IV	III	IV	IV	IV	IV

III.3.1.1. Les indices écologiques

- **L'abondance**

Les résultats obtenus au cours de cette étude montrent que l'abondance des groupes taxonomiques fluctue suivant les stations. Les insectes sont les plus abondants dans les cours d'eau Rhumel et Endja ainsi que dans le barrage Béni Haroun. Nos résultats corroborent ceux de plusieurs études qui ont montré la prédominance de la classe des insectes dans les milieux aquatiques (Korbaa et al., 2009 ; Archaimbault & Dumont, 2010 ; Sharma & Chowdhary, 2011 ; Benetti et al., 2012 ; Bouchelouche et al., 2013^a ; Biotop, 2014 ; Agourdis et al., 2015 ; Tenkiano, 2017). La figure 59 visualise graphiquement l'abondance des taxons récoltés dans les 11 stations pour la première campagne.

Pour les stations d'oued Rhumel, les macroinvertébrés benthiques identifiés cumulaient un effectif de 727 individus (8 taxons). Pour la station amont Rh1, les Diptères, bien que moins diversifiés (2 taxons), sont les plus abondants (92,3 %), suivis par les Mollusques (7,69%). Alors que le même ordre (Diptères) représente 77,25% dans la station aval Rh2, suivi par les Trichoptères (8,08%), les Hirudines (6,01%), les Mollusques (4,88%) et enfin les Epheméroptères (3,75%).

Dans l'oued Endja, 8 taxons ont été identifiés pour un effectif total de 196 individus. Pour la station amont En10, les Trichoptères sont les plus abondants avec 37,71% (43 individus) de l'effectif cumulé, viennent ensuite les Plécoptères (33,33%) et les Epheméroptères (28,94 %). En aval, la station En11 abrite les Epheméroptères (54,87%) et les Trichoptères (32,92) comme les groupes les plus fréquents et les Hémiptères ne représentent que 12,19%.

Les stations du barrage Béni Haroun montrent des abondances assez faibles par rapport aux oueds. La station Bge14 est la plus diversifiée avec 9 taxons, elle renferme les Epheméroptères et les Mollusques représentant 21,65% chacun, suivis par les Diptères (20,38) et enfin les Odonates et les Crustacés représentant respectivement 12,72 % et 10,82%. La station Bge15 affiche une abondance élevée des Hémiptères (52,47%), des Mollusques (37,62) et des Crustacés (9,90). Le reste des stations est marqué par des alternances entre les Diptères et les Hémiptères représentés par la famille Corixidae présente pratiquement dans toutes les stations du barrage.

La figure 56 visualise graphiquement l'abondance des taxons récoltés dans les 11 stations pour la deuxième campagne (avril 2015) où l'abondance totale se chiffre à 2761 individus. La famille des Chironomidés est la plus abondante avec 699 individus recensés, puis viennent les Corixidés (476 individus) et les Caenidés (432 individus).

L'inventaire faunistique de l'oued Rhumel regroupe au total 14 familles d'invertébrés benthiques de 9 ordres (tableau 3). Dans la station amont (Rh1) les diptères représentent 53,12% de la totalité de la faune benthique récoltée (Figure 59). Les Annélides qui représentent 12,89%, sont dominés par la famille des Oligochètes. Les Mollusques et les Hémiptères représentent 13,66% et 10,53% respectivement de la communauté benthique récoltée. Les Hirudines occupent la dernière place avec 9,76%. Les gastropodes sont le groupe le plus abondant dans la station aval de l'oued (Rh2), représentant 28,92 %. Ils sont dominés par les familles des Physidae et Nerdididae, suivis par les Annélides (21,07%). Les Ephéméroptères sont représentés essentiellement par la famille Baetidae avec 17,5%. Enfin les Hirudines ne représentent que 9,28%.

Dans l'oued Endja, un total de 332 spécimens de l'effectif global, est capturé dont 142 en amont (En10) et 190 en aval (En11). Parmi les insectes, les Ephéméroptères sont l'ordre le plus abondant avec 167 spécimens soit un pourcentage de 72,53 % (En10) et 33,68% (En11). Cet ordre est suivi par les Diptères 27,46% (En10) et 24,21% (En11), les Hémiptères (20,52 %), les Odonates (12,10 %) et les Mollusques (9,47%).

L'évolution spatiale de l'abondance dans le barrage Béni Haroun met en évidence la dominance des Diptères représentés par la famille des Chironomidae dans les huit stations (Bge5, Bge6, Bge7, Bge8, Bge12, Bge13, Bge14 et Bge15) avec des pourcentages variant de 12,36 à 51,79%. Les Ephéméroptères prédominent dans les stations proches des oueds (Bge4, Bge5, Bge6, Bge7, Bge8 et Bge9) ; ils sont représentés par une seule famille Caenidae avec des abondances qui oscillent entre 48,06% (Bge5) et 13,26 (Bge8). La famille des Corixidae reste la plus abondante dans les stations : Bge3 (78,72%), Bge4 (25,17%), Bge8 (27,04%), Bge12 (36,49%), Bge13 (73,68%), Bge14 (48,21%) et Bge 15 (87,36%). Les Crustacés avec la famille Gammaridae prédomine quelques stations Bge4, Bge5, Bge6 et Bge7 avec respectivement 8,60%, 10,85%, 11,11%et 11,43%. Les Mollusques occupent la dernière classe en dominants les stations : Bge3 (21,27%), Bge4 (9,93%), Bge8 (9,69%) et Bge12 (18,24%).



Figure 56 : Abondance spatiale des US de macroinvertébrés à la campagne avril 2015.

- **La richesse spécifique**

La région d'étude, de par son relief et sa topographie, offre une grande diversité de biotopes aquatiques. La lecture de la figure 57, relative à la richesse spécifique stationnelle des deux campagnes montre des fluctuations le long des cours d'eau étudiés. Le nombre des taxons varie d'une station à une autre, il fluctue entre un minimum d'un seul taxon à la station (Bge13) en juin 2014(C1) et un maximum à la station (Bge14) soit 9 taxons toujours pour la première campagne.

Si nous analysons ces résultats par échantillons, nous pouvons voir que l'oued Rhumel abrite la richesse en invertébrés la plus élevée au printemps, avec 7 taxons enregistrés dans les deux stations amont Rh1 et aval Rh2 ; le même nombre de taxon est enregistré pour les stations du barrage (Bge7 et Bge9) pendant la même campagne, suivi de la station aval d'oued Endja (En11) et Bge9 avec 6 taxons chacune. D'autre part, la plus faible richesse a été observée dans la station Bge13 en juin 2014, où seulement un taxon a été collecté, le reste des stations du barrage montrent de richesses faibles fluctuant entre 5 et 2 taxons.

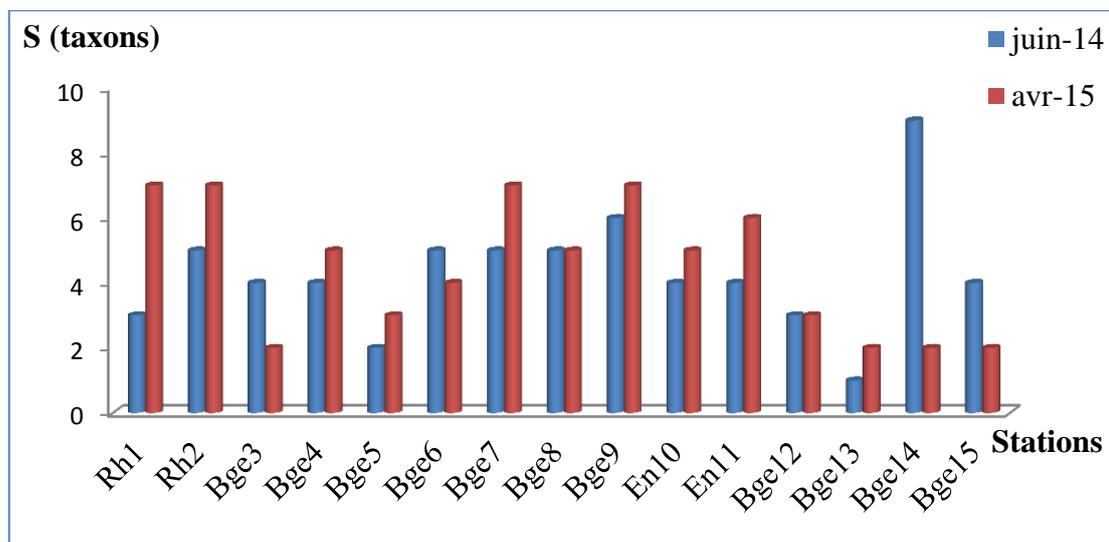


Figure 57 : Richesse spécifique aux deux campagnes de prélèvement.

D'un point de vue taxonomique, l'oued Rhumel et l'oued Endja hébergent la plus grande richesse taxonomique, par contre, le barrage est moins riche, à l'exception des stations (Bge7, Bge9 et Bge14) ce qui peut être expliqué par certaines conditions environnementales surtout d'ordre typologique qui favorisent l'existence de certains taxons adaptés au type de substrat et l'absence d'autres, dans un milieu aquatique.

- **Diversité : Indice de Schannon et Weaver**

D'après **Bournaud et Keck (1980)**, l'indice de Schannon et Weaver (1949) présente l'intérêt écologique de fournir une indication globale de l'importance relative des différents taxons. D'une manière générale, H' augmente d'une part, avec le nombre d'espèces et, d'autre part, avec la régularité de leur distribution, autrement dit, un indice faible est une conséquence d'un faible nombre de taxons et/ ou de la dominance de quelques espèces (**Haouchine, 2011**).

Tout comme la richesse spécifique et l'abondance, L'indice de Shannon-Wiener (H') présente aussi une forte variation en fonction des stations. Ces variations pourraient être attribuées aux diverses influences que subissent les milieux et aussi à la nature des différents habitats (substrat, vitesse du courant et végétation). Cet indice révèle que le barrage et les oueds Rhumel et Endja présentent des valeurs de diversité élevées, supérieures à 3 dans 40 % des échantillons pour la campagne de juin 2014 et 54% des cas à la campagne d'avril 2015. Ceci s'explique par le fait que les peuplements se composent d'un grand nombre d'espèces pour un petit nombre d'individus. En Juin 2014 (C1), la plus faible diversité a été enregistrée dans la station Bge13 (1) et la plus élevée dans la station Bge14 (8,50). Tandis que la deuxième campagne (Avril 2015) présente les valeurs plus élevés avec un maximum enregistré à la station Bge9 (5,82) et un minimum de 1,46 trouvé dans la station Bge15(Fig.58).

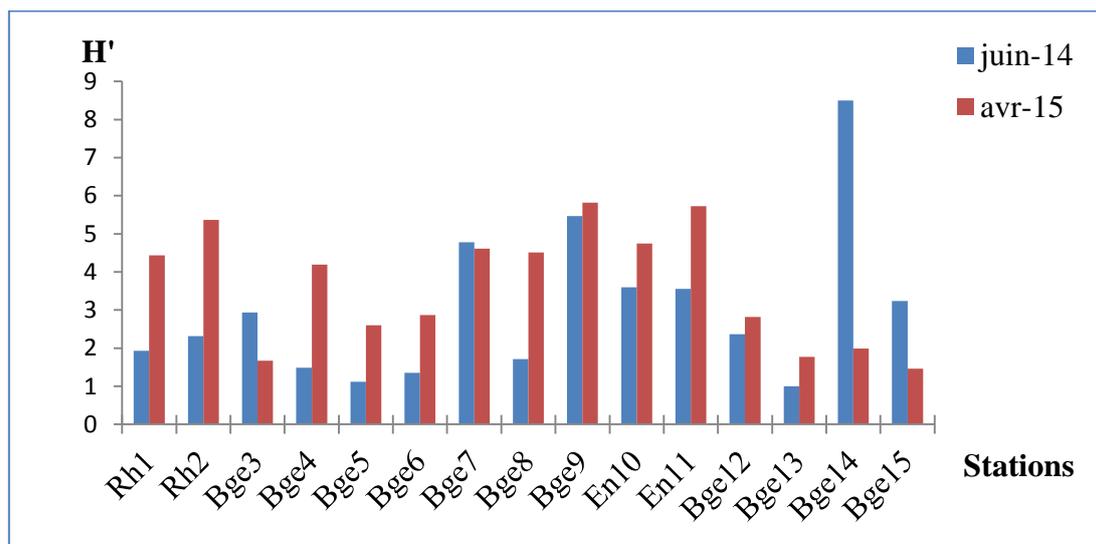


Figure 58 : Indice de diversité de Schannon-Weaver dans les deux campagnes.

Nos résultats révèlent une diversité taxonomique non négligeable ce qui montre que le barrage ne constitue pas une forte barrière écologique pour les macroinvertébrés benthiques alors qu'il sépare deux milieux nettement différents sur les plans morpho-dynamique et physico-chimique. **Korbaa et al., (2009)** ont signalé le même état pour l'éphéméroptérofaune dans l'oued Sejenane en Tunisie.

Le tableau 33 présente les classes de pollution à partir de la valeur de H' dans les habitats sableux / vaseux, état similaire à nos stations d'étude.

Tableau 33 : Exemple de classification de la pollution à partir de la valeur de H', dans les habitats sableux/vaseux (d'après Simboura et Zenetos, 2002 *in* **Grall & Coïc, 2006**)

	Etat écologique	Valeur de H'	Classification de la pollution
	Mauvais	$0 < H' \leq 1,5$	Azoïque, très pollué
	Médiocre	$1,5 < H' \leq 3$	Fortement pollué
	Moyen	$3 < H' \leq 4$	Modérément pollué
	Bon	$4 < H' \leq 5$	Zone de transition
	Très bon	$H' > 5$	Site de référence

Si on applique cette classification on obtient les résultats suivants :

- Les stations de mauvaise qualité considérées comme très polluées sont celles du barrage Béni Haroun (Bge4, Bge5, Bge6 et Bge13) pour la première campagne (juin 2014), alors que la deuxième campagne (avril 2015) possède une seule station (Bge15) appartenant à cette classe ;

- Les stations fortement polluées se situent sur oued Rhumel (Rh1 et Rh2) et sur le barrage (Bge8 et Bge12) toujours pour la première campagne. En revanche, la majorité des stations du barrage (Bge3, Bge5, Bge6, Bge12, Bge13 et Bge14) appartiennent à cette catégorie avec une qualité médiocre pour la deuxième campagne ;

- Les stations d'oued Endja (En10 et En11) ainsi que la digue du barrage (Bge15) sont modérément polluées montrant une qualité moyenne en juin 2014, alors qu'aucune station n'appartient à cette classe en avril 2015 ;

- La bonne qualité est notée aux stations (Bge7 et Bge9) pour le barrage (en C1) de même pour les stations Rh1, Bge4, Bge7, Bge8 et En10 (C2) ;

- Les stations qui montrent la très bonne qualité sont Bge14 (C1) Bge8 (C1 et C2) ainsi que les stations aval (Rh2 et En11) des oueds Rhumel et Endja et la station Bge9 du barrage pendant la deuxième campagne. Elles pourraient servir de site de référence.

III.3.1.2. L'indice biologique (Ib)

Les méthodes biologiques tentent d'apprécier les effets de la pollution sur les organismes aquatiques plutôt que d'en déterminer les causes. Les peuplements aquatiques intégrant de façon permanente les conditions du milieu, donnent une image synthétique de la qualité générale du cours d'eau (**Bouchelouche et al., 2013^a**).

La figure 59, les tableaux 30 et 31 montrent les indices biotiques attribués aux stations pour chaque prélèvement, cela peut nous renseigner sur leurs états écologiques.

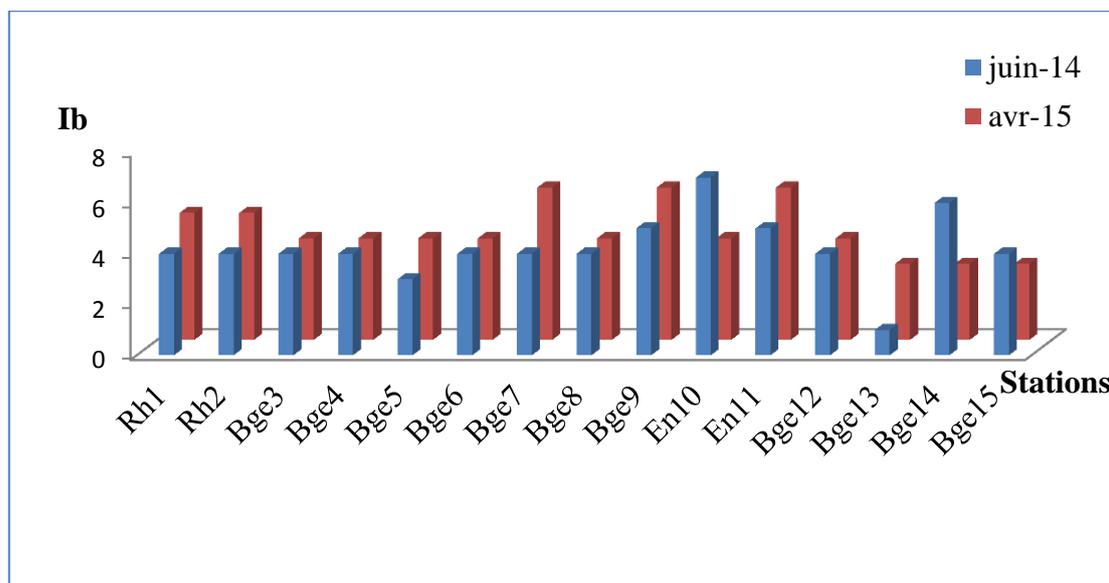


Figure 59 : Variation spatio-temporelle de l'indice biotique du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel et Endja.

Selon la classification proposée par **Tuffery & Verneaux (1978)** nous pouvons conclure :

pour la première campagne, la plupart des échantillons (67%) présentent une « pollution élevée » ($3 < Ib < 4$, classe IV). Seul un échantillon appartient à la classe V traduisant une « pollution très élevée » alors que le reste des échantillons (27%) correspondent à la classe « pollution moyenne », avec des valeurs de l'indice $5 < Ib < 6$ (classe III). La valeur la plus élevée (7) a été obtenue sur le site En10 dans l'oued Endja et la valeur la plus faible (1) sur le site Bge13 du barrage Béni Haroun.

Concernant la deuxième campagne, les oueds Rhumel et Endja, avec les Ib de 5 et 6 sont classés comme étant de « qualité moyenne » ou classe III qui regroupe 34% des échantillons. Aucune station ne peut être qualifiée de « qualité mauvaise » de l'eau (classe IV). En revanche, 67% des échantillons appartiennent à la classe « pollution élevée » avec des Ib qui oscillent entre 3 et 4. La valeur maximale de l'Ib, de l'ordre de 6, est obtenue à la station aval de l'oued Endja (En11) et les stations Bge7 et Bge9 du barrage. La valeur minimale a été calculée près de la digue du barrage (Bge15) et aux stations voisines (Bge13 et Bge14).

Ces valeurs signifient que la diversité faunistique diminue, les espèces sensibles sont remplacées par des espèces plus résistantes à la pollution telle que les larves des chironomidae qui sont les plus abondantes dans nos stations d'étude. Cet ordre est généralement considéré comme l'un des plus sensibles à la pollution et aux perturbations, un nombre peu élevé de ces taxons est généralement liée à une augmentation des perturbations (**Touzin, 2008 ; Agouridis et al., 2015**). Donc la détérioration de la qualité de l'eau est reflétée par l'indice biotique calculé en fonction de la tolérance des organismes (**Kripa et al., 2013**).

Le principal changement observé dans la communauté des macroinvertébrés au cours des deux saisons a été l'abondance de Corixidae et de Chironomidae, respectivement taxons dominants des saisons pluvieuses puis sèches. Ces résultats indiquent que la différence de la qualité de source alimentaire disponible pour la communauté est la principale cause des variations. **Linares et al., (2013)** montrent que ces deux familles sont conditionnées par différentes ressources alimentaires.

III.3.1.3. Contamination par les ETM

Puisque des approches indirectes pour estimer la biodisponibilité des éléments traces s'avèrent limitées, des scientifiques et certaines agences environnementales ont opté pour une approche plus directe, celle de mesurer les concentrations des métaux chez les animaux exposés aux milieux contaminés. Cette approche nous permet d'estimer directement la biodisponibilité d'un contaminant dans un écosystème aquatique (**Proulx & Hare, 2008**). Pour cela un suivi des concentrations pour cinq polluants cibles (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) durant deux campagnes d'échantillonnages a permis d'évaluer le niveau de contamination des échantillons composites de la faune macroinvertébrée benthique dans le barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent.

Les résultats de l'analyse des ETM dans les tissus des macroinvertébrés des 11 sites et deux campagnes de prélèvement sont représentés dans le tableau 34. Notons que quelques stations sont manquantes vue la quantité insuffisante de macroinvertébrés.

Tableau 34 : Résultats des teneurs moyennes en ETM dans les tissus des macroinvertébrés.

	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Se ($\mu\text{g/g}$)	Fe ($\mu\text{g/g}$)
Rh1	16,04 \pm 2,06	246,04 \pm 36,82	41,91 \pm 9,89	1,59 \pm 0,37	2249,5 \pm 435,45
Rh2	15,91 \pm 5,30	274,08 \pm 82,26	40,02 \pm 6,09	1,40 \pm 0,50	1155 \pm 530,33
Bge3	59,6 \pm 3,005	196 \pm 74,01	51,58 \pm 34,36	0,36 \pm 0,07	940,16 \pm 362,74
Bge4	18,6 \pm 4,006	251,66 \pm 53,03	17,91 \pm 2,47	0,36 \pm 0,11	1477,91 \pm 358,85
Bge5	15,62 \pm 9,48	254,33 \pm 107,00	15,5 \pm 8,48	1,10 \pm 0,10	603 \pm 288,02
Bge6	15,58 \pm 5,65	279 \pm 90,98	26,83 \pm 5,06	0,60 \pm 0,08	1124,16 \pm 220,38
En10	16,95 \pm 2,53	251,58 \pm 89,68	52,29 \pm 30,93	1,35 \pm 0,20	577,62 \pm 121,20
En11	17,16 \pm 7,42	222,58 \pm 51,73	27,16 \pm 5,067	0,58 \pm 0,09	796,04 \pm 79,84
Bge12	15,29 \pm 8,89	192 \pm 45,49	18,04 \pm 6,18	0,28 \pm 0,09	1096,12 \pm 440,35
Bge14	19,83 \pm 7,07	237,16 \pm 82,96	39,66 \pm 13,08	0,72 \pm 0,15	655,87 \pm 207,35
Bge15	29,58 \pm 19,91	189,66 \pm 49,14	40,66 \pm 4,47	0,11 \pm 0,03	1616,66 \pm 106,06

Le tableau 35 regroupe les données statistiques (minimum, maximum, moyenne \pm écart type et médiane) dans l'ensemble des stations d'étude.

Tableau 35 : Données statistiques des teneurs en ETM des macroinvertébrés.

	N	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type	Médiane
Cu ($\mu\text{g/g}$)	22	8,92	61,75	21,84	14,21	17,5
Zn ($\mu\text{g/g}$)	22	143,67	343,33	235,82	61,10	220
Pb ($\mu\text{g/g}$)	22	9,50	82,25	33,78	18,09	30,41
Se ($\mu\text{g/g}$)	22	0,09	1,86	0,77	0,52	0,65
Fe ($\mu\text{g/g}$)	22	399,33	2557,50	1117,46	546,21	852,5

La figure 64 illustre la distribution spatio-temporelle de la contamination métallique (Cu, Zn, Pb, Se et Fe en $\mu\text{g/g}$ de poids sec) des macroinvertébrés benthiques dans le barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel et Endja. Les résultats obtenus permettent d'identifier les sites en fonction de leurs vulnérabilités pour chaque élément polluant.

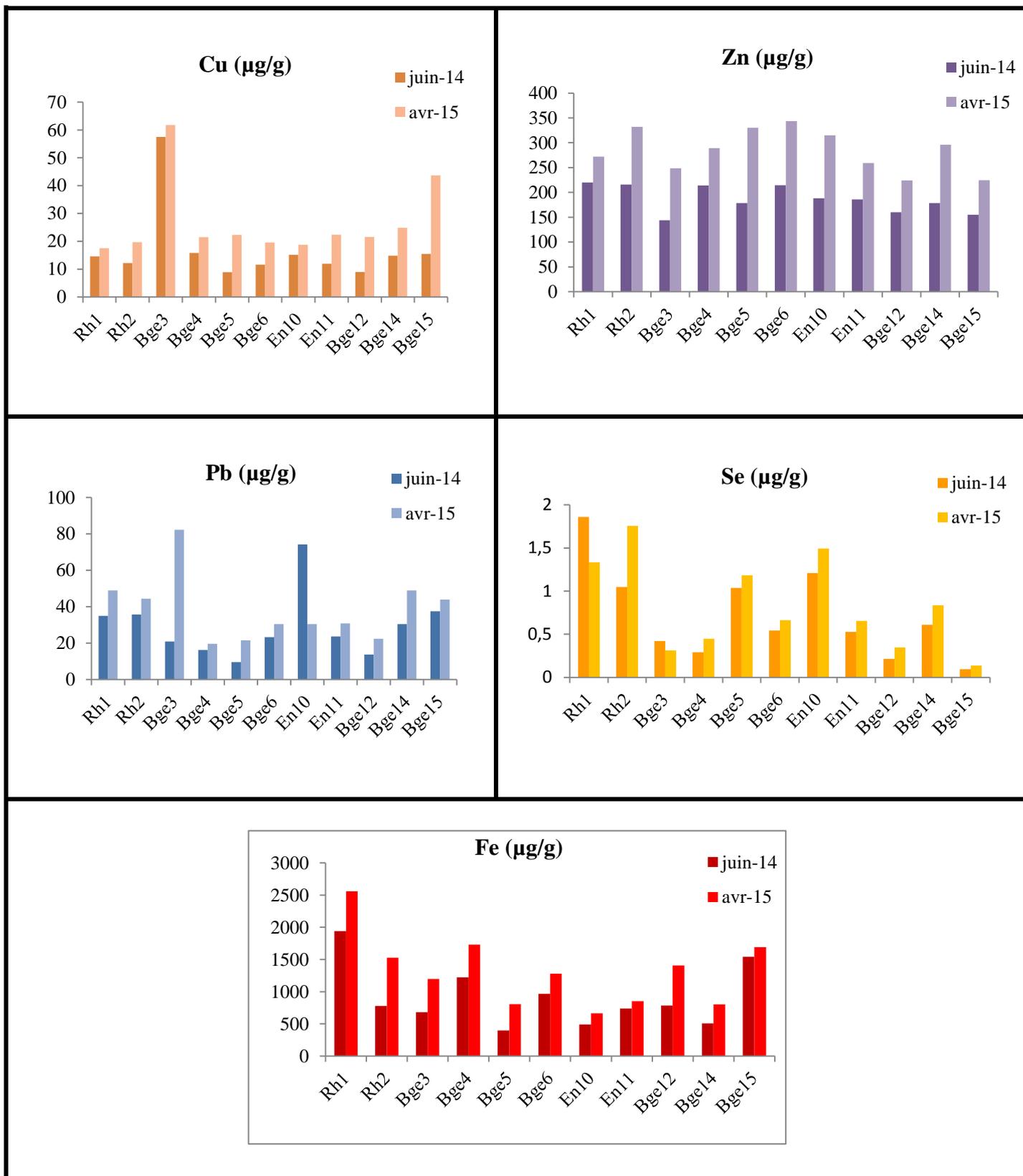


Figure 60 : Distribution spatio-temporelle de la contamination métallique (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) en µg/g de poids sec des macroinvertébrés benthiques dans le barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel et Endja.

Les teneurs moyennes du cuivre les plus élevées sont notées au niveau des stations du barrage (Bge3 et Bge5), avec des valeurs respectives de 59,6 $\mu\text{g/g}$ et 29,58 $\mu\text{g/g}$ P.S. En effet, les teneurs varient au niveau des 11 stations, entre une valeur minimale de 8,92 $\mu\text{g/g}$ à la station (Bge5) en juin 2014 à une valeur maximale de 61,75 $\mu\text{g/g}$ à la station (Bge3) en avril 2015. L'analyse de la variance révèle que les teneurs en cuivre relevées dans la chair des macroinvertébrés diffèrent de manière hautement significative entre les stations ($p=0,007/F=4,98$). Alors qu'il n'existe aucune signification entre les saisons (annexe 2).

Les teneurs en cuivre sont 2 à 3 fois plus élevées que la valeur médiane française qui fixe la teneur à 6,5 mg/kg poids sec chez les moules dans la rade de Toulon (**RNO, 1996**). Ces valeurs semblent être bien plus élevées que celles enregistrées par **Belabed (2010)** pour la moule de l'espèce *Perna perna* récoltés dans le littoral d'Annaba (0,61-2,67 $\mu\text{g/g}$) et connue pour son pouvoir accumulateur. Elles sont également similaires à celles enregistrées dans l'oued Rhumel (16,1 \pm 11,1 $\mu\text{g/g}$) au début des années 2000 (**Afri-Mehennaoui, 2006**). Fait remarquable, les zones présentant une augmentation des teneurs en cuivre ne sont pas situées à proximité des grands centres urbains mais principalement dans des régions agricoles (**RNO, 2000**).

L'examen globale des concentrations du zinc dans la faune macroinvertébrée indique que les teneurs détectées au niveau de toutes les stations varient entre : 143,67 $\mu\text{g/g}$ P.S. (Bge3 en juin 2014) et 343,33 $\mu\text{g/g}$ (Bge6 en avril 2015). Les teneurs les plus élevées sont observées au niveau du barrage Béni Haroun dans les stations Bge5 et Bge6, avec des valeurs moyennes de 254,33 $\mu\text{g/g}$ et 279 $\mu\text{g/g}$ respectivement. Suivie par les stations de l'oued Rhumel Rh1 (246,04 $\mu\text{g/g}$) et Rh2 (274,08 $\mu\text{g/g}$) et enfin l'oued Endja en enregistrant des concentrations en zinc variant entre 251,58 $\mu\text{g/g}$ (En10) et 222,58 (En11). Les données statistiques montrent que les teneurs en zinc relevées dans les macroinvertébrés diffèrent d'une saison à l'autre d'une manière très hautement significative ($p=0,000/F=41,58$) ; mais cette différence est non significative d'une station à une autre (annexe 2).

Les teneurs en zinc contenues dans les macroinvertébrés peuplant le barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent sont dans l'ensemble nettement supérieures à la médiane nationale française qui fixe la teneur à 110 $\mu\text{g/g}$ P.S (**RNO, 1996**). Dans l'oued Rhumel, **Afri-Mehennaoui (2006)** rapporte des teneurs en zinc de l'ordre de 275 \pm 222 $\mu\text{g/g}$ P.S. Nos teneurs sont situées dans la même gamme.

Les teneurs en plomb, élément exclusivement toxique, dans la chair des macroinvertébrés oscillent entre 9,50 et 82,25 $\mu\text{g/g}$ P.S. pendant les deux campagnes (tableau 34). Les valeurs moyennes les plus élevées ont été enregistrées au niveau du barrage dans la station Bge3 (51,58 $\mu\text{g/g}$) et dans les stations amont des oueds Rhumel et Endja avec des valeurs respectives de 41,91 $\mu\text{g/g}$ (Rh1) et 52,29 $\mu\text{g/g}$ (En10). L'analyse statistique ne révèle pas de différence significative, ni entre stations, ni saisons (annexe 2).

Les niveaux en plomb des oueds Rhumel et Endja relevés dans la présente étude sont similaires à celles enregistrées par **Afri-Mehennaoui (2006)** pour oued Rhumel avec des teneurs en Pb de $44,5 \pm 31 \mu\text{g/g}$ et celles de **Sahli (2002)** avec 44,46 $\mu\text{g/g}$ et 24,15 $\mu\text{g/g}$ pour l'oued Rhumel et l'oued Boumerzoug respectivement. Mais celles enregistrés au niveau du barrage sont bien supérieures avec des teneurs qui atteignent 51,58 $\mu\text{g/g}$. Elles sont bien plus élevées que celles observées chez les moules zébrées prélevés en milieux non ou peu pollués (**Mersch, 1993**) avec des teneurs allant de 0,2 à 1,3 $\mu\text{g/g}$. Elles

Les teneurs en sélénium contenues dans la chair des macroinvertébrés des stations amont des oueds Rh1 (1,86 $\mu\text{g/g}$ au mois de juin 2014) et En10 (1,49 $\mu\text{g/g}$ en octobre 2015) sont les plus élevées ; elles sont 2 fois plus élevées que celles notées dans les autres stations (fig.64). La digue du barrage montre la plus faible teneur pendant le mois de juin 2014 avec une valeur de 0,09 $\mu\text{g/g}$. L'analyse statistique des données fait apparaître que les teneurs en sélénium contenues dans les macroinvertébrés montrent des différences très hautement significative ($p= 0.000/F=11,16$) d'une station à l'autre et non significative d'une saison à l'autre (annexe 2).

Les valeurs de la présente étude s'inscrivent dans la gamme des valeurs relevées par **Proulx & Hare (2012)** dans les lacs Chibougamau et aux Dorés dans la région d'Oujé-Bougoumou (Canada). La faune de ces lacs a révélé des teneurs en sélénium de (0,19-0,78 $\mu\text{g/g}$) chez les Trichoptères, (1,22 $\mu\text{g/g}$) chez les Ephéméroptères et (1,70-3,28 $\mu\text{g/g}$) chez les Mégaloptères. Il semble donc que la faune macroinvertébrée récoltée dans les eaux du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel et Endja présente des teneurs en sélénium analogues ou supérieures (dans certains cas) à celles des organismes du même genre prélevés dans ces lacs. Ces teneurs restent inférieures à celles des mollusques d'un milieu non contaminé présentant une teneur moyenne de 15 $\mu\text{g/g}$ (**Muscatello, 2009**).

La faune macroinvertébrée des stations du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel et Endja présente des teneurs en fer extrêmement variables d'une station à l'autre. Les valeurs extrêmes (339,33 µg/g et 2557,50 µg/g) sont enregistrées aux stations (Bge5 et Rh1) aux mois de juin 2014 et octobre 2015 respectivement. La teneur moyenne pour l'ensemble des prélèvements est de 1117,46 µg/g. L'analyse statistique fait apparaître l'existence de différences hautement significatives ($p=0,007$ / $F=4,98$) d'une station à l'autre, alors qu'il n'y a pas de différences entre les saisons (annexe 2).

Les teneurs du fer déterminées dans les organismes du barrage Béni Haroun et des oueds qui l'alimentent sont supérieures à la médiane française qui fixe la teneur en fer à 250 µg/g P.S (RNO, 1996). Nos teneurs sont par contre situées dans la même gamme des valeurs de 355,6 à 2675µg/g enregistrées pour des Mollusques de l'espèce *Certhium Vulgatum* (Nicolaidou & Nott, 1998).

D'une manière générale, la faune macroinvertébrée peuplant les stations des Oueds Rhumel et Endja présentent des teneurs plus élevées en Zn, en Se et en Fe que celles des stations du Barrage Béni Haroun. Cette hiérarchie s'inverse dans le cas du Cu et du Pb, puisque la faune macroinvertébrée des stations du barrage est plus riche en ces éléments. Enfin, la hiérarchie établie à partir des teneurs métalliques dans les sédiments ($Fe > Zn > Pb > Cu > Se$) est similaire à celle de ce compartiment.

III.3.1.4. Évaluation du degré de contamination des macroinvertébrés

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 (Karrouche et al, 2009). Tous les organismes ne répondent pas de la même manière à la contamination chimique. Cela s'explique en partie par la nature et le niveau d'exposition aux substances et à leur capacité de tolérance. Cette exposition dépend du comportement biogéochimique des contaminants, du compartiment environnemental considéré (sédiment ou colonne d'eau ou eau interstitielle), du mode d'alimentation des espèces de la pyramide trophique (Poisson et al, 2011).

Cependant, si les concentrations enregistrées n'incitent pas à des inquiétudes immédiates et ne peuvent être à l'origine de toxicité aiguë, il faut souligner que le risque éco toxicologique réside dans le caractère cumulatif des métaux lourds, qui interviennent dans les phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification (El Morhit, 2009 ; Boumehres, 2010).

Dans cette optique, le calcul des facteurs de bioconcentration nous a permis d'estimer le degré de contamination des macroinvertébrés benthiques qui restent un maillon très important dans la chaîne trophique.

Tableau 36 : facteurs de bioconcentration des éléments traces des macroinvertébrés.

	Cu	Zn	Pb	Se	Fe
FBC < 1	18	1	54,5	54,5	100
FBC > 1	82	99	45.5	45.5	0

Le tableau 36 et la figure 61 montre que le FBC calculé est supérieure à 1 pour le Cu dans 82% de nos sites et pour le Zn dans 99% des cas. Le Pb et le Se enregistrent une proportion de 45,5%. Donc un phénomène de bioconcentration de ces éléments à partir des sédiments est évident. En revanche aucune valeur de FBC ne dépasse le 1 pour le fer confirmant d'autres sources de contamination de la faune benthique par cet élément. La contamination des macroinvertébrés du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel et Endja par les ETM se présente dans l'ordre croissant comme suit: Fe < Se < Pb < Cu < Zn. Toute la faune analysée possèdent une concentration élevée en un élément trace au moins.

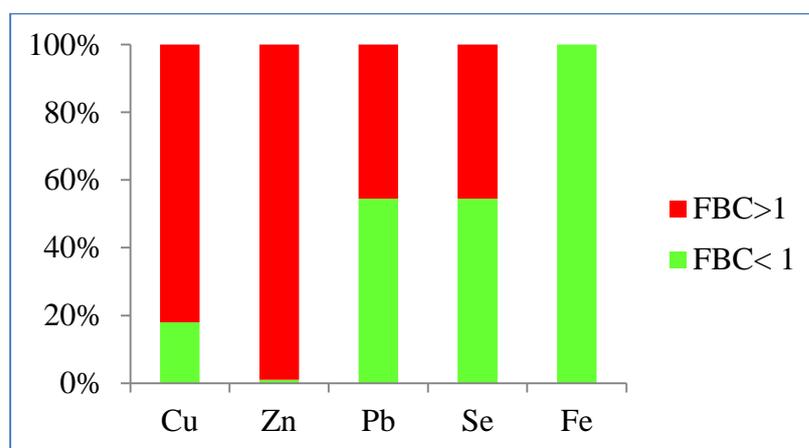


Figure 61 : Niveau du facteur de bioconcentration (FBC) des macroinvertébrés récoltés dans le barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel et Endja.

Les formes biodisponibles des ETM sont souvent les formes cationiques, qui peuvent se lier directement à la matière organique, dont les membranes biologiques. Les sites de liaison sont souvent utilisés pour les éléments majeurs, Na, Mg, Ca, qui entrent donc en compétition avec les ETM comme Cd, Cu, Zn et Ni et en diminuent leur disponibilité. De la même manière, les ETM indispensables à la physiologie comme le cuivre entrent en compétition avec les éléments non essentiels. Les paramètres du milieu peuvent également modifier la biodisponibilité : une faible température par exemple entraînera une diminution de la solubilité des sels métalliques, et de la diffusion des molécules (**Prygiel et Billon, 2013**).

Ravendra et al., (2007) ont mentionné que la toxicité du cuivre pour la vie aquatique dépend de l'alcalinité de l'eau, car le cuivre est généralement plus toxique pour la faune aquatique lorsque l'alcalinité est plus faible. Le cuivre est généralement présent en concentration relativement faible chez les invertébrés d'eau douce. L'absorption du cuivre dépend généralement des résidus dans l'eau et, dans le cas des invertébrés benthiques, des résidus dans les sédiments.

Les organismes benthiques sont exposés, par contact superficiel et ingestion de sédiments, aux formes particulaires et dissoutes du plomb dans les eaux interstitielles et sus-jacentes, ainsi qu'au plomb lié aux sédiments. Le plomb associé aux fractions sédimentaires qui présentent un pouvoir d'échange cationique ou qui sont facilement réduites est généralement plus facilement assimilable que le plomb associé aux autres fractions (**Environnement Canada, 1998**). Le plomb inorganique est rare dans les tissus des invertébrés (**Ravendra et al, 2007**). Cela a été confirmé par **Tessier et al., (1984)** en montrant que la teneur en plomb de différents tissus de la moule, *Elliptio eamplanata* n'est pas relative à la concentration totale en plomb des sédiments adjacents mais plutôt à la fraction la plus facilement accessible du plomb. Donc la bioconcentration du plomb, par les invertébrés est relativement faible. La majorité du plomb est associé au sédiment et se situe dans l'intestin. Les invertébrés ne régulent pas les teneurs en plomb de leurs tissus. Les variations des concentrations de plomb chez les invertébrés aquatiques peuvent refléter la disponibilité du plomb dans le milieu, les habitudes alimentaires ou le statut trophique du biota considéré (**Gauthier, 1996**).

Bisson et al., (2011) montrent que la voie trophique est la voie majeure de contamination par le sélénium ; les facteurs de bioaccumulation du sélénium chez les invertébrés aquatiques et les poissons étant supérieurs aux facteurs de bioconcentration. Toutefois, cette observation doit être modulée en fonction de la spéciation du sélénium.

Ainsi, dans son étude sur la corbicule ou palourde asiatique (*Corbicula fluminea*), **Fournier (2005)** montre que les formes inorganiques du sélénium sont beaucoup plus biodisponibles via la voie trophique que par voie directe (eau), tandis que le Se métallique est beaucoup plus disponible via la voie directe que par la voie trophique.

III.3.1.5. Composition de la communauté benthique vis-à-vis la pollution métallique

L'impact des métaux sur les communautés benthiques est bien documenté. En effet, plusieurs études rapportent des baisses de densité et de richesse taxonomique ou de diversité dans des communautés benthiques exposées aux métaux (**Gauthier, 1996 ; Berryan et al., 2003 ; Derwich et al., 2008 ; Moisan & Pelletier, 2014**).

La composition de la communauté benthique, représentée aux tableaux 30 et 31, mettent aussi en évidence l'impact des métaux dans le milieu. Ces tableaux montrent plusieurs signaux indicateurs de pollution.

Un de ces signaux est l'absence ou la faible représentativité des Ephéméroptères qui sont probablement les invertébrés benthiques les plus affectés par les métaux. La plupart des études sur le sujet abondent en ce sens et signalent la disparition ou la diminution des Ephéméroptères, en abondance ou en richesse, lorsqu'ils sont en présence de métaux. Ceci amène à considérer les Ephéméroptères comme un indicateur potentiel de ce type de pollution. Parmi les familles les plus citées comme étant sensibles aux métaux, on retrouve les Ephemerellidae, les Heptageneidae et les Caenidae. Le pourcentage d'Heptageneidae est souvent proposé pour suivre l'effet des métaux. Cependant, cette famille possède une préférence pour les substrats grossiers pour cela elle est présente seulement dans les stations de l'oued Endja pendant la première campagne. Alors qu'elle est remplacée par la famille Caenidae pendant la deuxième campagne en colonisant les stations (Bge4, Bge5, Bge6, Bge7, Bge8 et Bge9). Ces stations sont caractérisées par de faibles teneurs en métaux.

Un autre signal émane des trichoptères Hydropsychidae. Ces organismes, considérés tolérants aux métaux, dominant aux stations Bge9, En10 et En11. La tolérance aux métaux observée chez *Hydropsyche* spp serait attribuable à son habileté à limiter l'accumulation des métaux, à les séquestrer dans certaines protéines et, de ce fait, à réduire les interactions avec l'organisme (**Moisan & Pelletier, 2014**).

Une proportion élevée de Chironomidés indiquerait un stress environnemental pouvant être causé par un accroissement des concentrations en métaux lourds ou un enrichissement organique. Ce groupe est dominant dans nos stations durant les deux campagnes de prélèvement.

Les gammares ont une bonne capacité de bioaccumulation des métaux comme Pb, Cd, Pt, Sb, Ni, As, Zn et constituent donc de bons indicateurs de pollution métallique. L'accumulation peut toutefois induire chez ces organismes des altérations sublétales, physiologiques, comportementales, ou biochimiques. L'accumulation de métaux dans le corps des gammares fournit une mesure intégrative de l'offre totale de métaux biodisponibles (**Prygiel et Billon, 2013**). Nous avons mentionné la présence de la famille de Gammaridae dans les stations Bge4, Bge5, Bge6, Bge7 et Bge9.

Un dernier signal vient de l'absence ou de la faible représentativité des plécoptères dans toutes les stations d'étude, alors qu'ils sont plus abondants à la station amont de l'oued Endja (tableau 30). Les plécoptères étant considérés parmi les organismes les plus sensibles à la pollution métallique. Ils préfèrent en général les milieux rocheux et bien oxygénés et c'est le cas de la station En10.

Pour un écosystème sain, la composition en oligochètes et en chironomides d'une communauté d'invertébrés est respectivement de 12 et 6% (**Gauthier, 1996**). Les Tubificidae se retrouvent dans les sédiments fins mais également dans les sédiments grossiers comme c'est le cas du prélèvement où ils ont été capturés. C'est une famille ubiquiste, favorisant la minéralisation de la matière organique dans les lacs et indifférentes aux métaux lourds. C'est une famille dite pionnière susceptible de tirer parti des conditions naturelles difficiles et défavorables aux autres espèces.

III.3.1.6. Regroupement des stations

Pour une analyse générale de la répartition spatiale des concentrations des polluants, une classification hiérarchique ascendante (CHA) regroupant les onze sites d'études en fonction des teneurs de contaminants a été réalisée (fig. 62). Ce dendrogramme de répartition permet de regrouper les sites similaires, proches en termes de teneurs et nature de contamination, il laisse apparaître trois groupes :

Le groupe 1 (Bge4, Bge5, Bge6 et En10) définit par des valeurs faibles en éléments métalliques dosés.

Le groupe 2 (En11, Bge12, Bge14 et Bge15) caractérisé par des teneurs semblables en Cu, Zn, Pb et Fe.

Le groupe 3 représenté par les deux stations de l'Oued Rhumel (Rh1 et Rh2) renfermant les fortes teneurs en Zn, Se et Fe.

Le groupe 4 avec une seule station (Bge3) révélant plus de teneurs en cuivre et plomb. Cette dernière classe est soumise directement aux apports de l'oued Rhumel dans le barrage. Les teneurs les plus importantes de cette contamination métallique ont été enregistrées au niveau soit des sites à proximité de zone industrielle, soit près de zones urbaines.

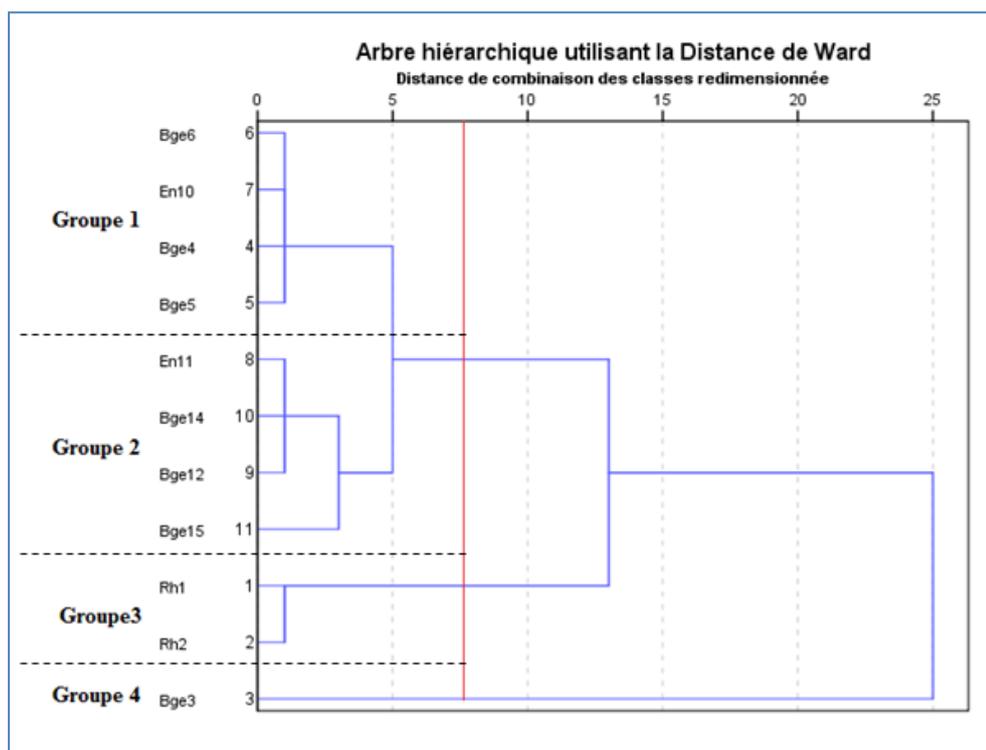


Figure 62 : Classification hiérarchique ascendante de la contamination métallique des macroinvertébrés en fonction des stations.

III.3.1.7. Analyse et structure typologique (ACP) de la contamination métallique des macroinvertébrés

Afin de définir la corrélation existante entre les cinq contaminants étudiés (Cu, Zn, Pb, Se et Fe), une analyse multidimensionnelle en composantes principale (ACP) a été réalisée. Les deux premiers axes de l'ACP expliquent une variance totale d'environ 62,02 % (fig.67). L'axe F1 sépare les stations influencées surtout par le cuivre ($r=0,88$) et le plomb ($r=0,77$). Ceci montre aussi que les teneurs moyennes de Cu et de Pb sont positivement corrélées ($r^2 = 0,61$; $p < 0,01$) (tableau 37).

L'axe F2 est influencé par la présence du reste de métaux lourds : le zinc ($r=0,82$), le fer et le sélénium ($r= 0,59$). Il existe aussi une corrélation positive entre le zinc et le sélénium ($r^2= 0,44$). Ces corrélations positives entre les éléments métalliques peuvent être expliquées par leur bioaccumulation aux seins des organismes benthiques, ainsi qu'à leur origine sédimentaire similaire (fig. 63).

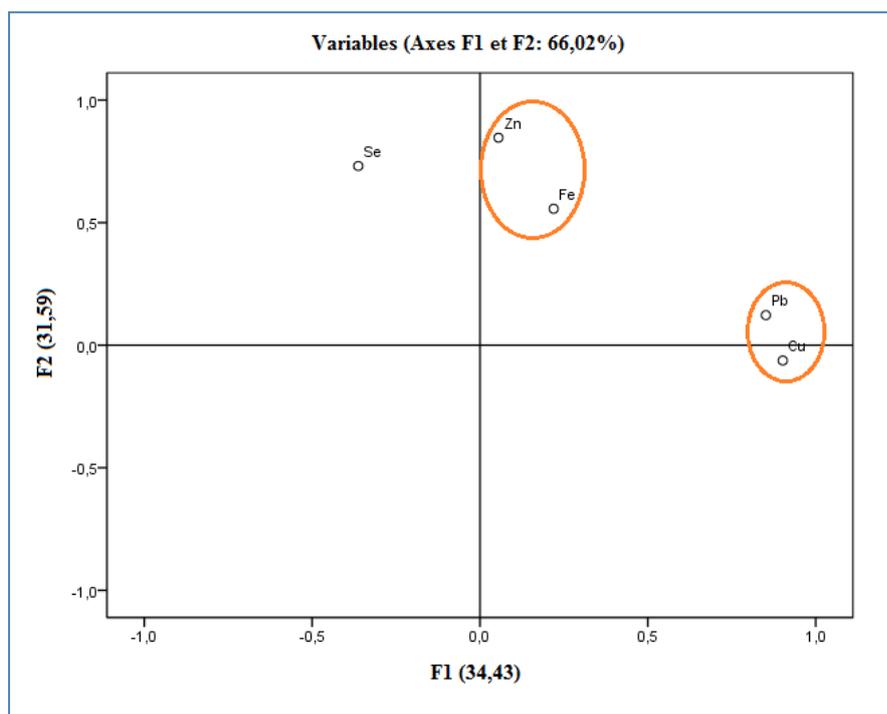


Figure 63 : Représentation des résultats d'analyse en composantes principales pour les macroinvertébrés et projection des ETM sur le plan F1-F2.

Cependant, si les concentrations enregistrées n'incitent pas à des inquiétudes immédiates et ne peuvent être à l'origine de toxicité aiguë, il faut souligner que le risque écotoxicologique réside dans le caractère cumulatif des métaux lourds, qui interviennent dans les phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification (**Miquel, 2001**).

Les métaux lourds peuvent ainsi s'accumuler à des faibles doses dans les différents organes et atteindre le seuil toxique en altérant soit les réactions métaboliques chez les individus, soit en entraînant des perturbations écologiques au niveau des populations des écosystèmes touchés (**Roux, 1969**).

Tableau 37 : Matrice de corrélation de Pearson des teneurs métalliques des macroinvertébrés.

	Cu	Zn	Pb	Fe	Se
Cu	1				
Zn	0,024	1			
Pb	0,615**	0,091	1		
Fe	0,085	0,275	0,089	1	
Se	-0,305	0,445*	-0,081	0,100	1

** . La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

* . La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

III.3.2. Contamination des poissons

Les résultats obtenus, s'ils confirment une nette contamination métallique des sédiments par le fer, sélénium et plomb soulèvent le problème de la biodisponibilité de ces éléments dans la totalité des stations du barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel et Endja. Cette différenciation due probablement aux conditions du milieu, peut se refléter au niveau des organismes vivants, notamment les poissons. Ceci nous a poussés à étudier la distribution tissulaire des métaux chez la faune ichtyologique dans le but de vérifier ceci et d'élaborer le degré de contamination et les risques toxicologiques qu'ils pourraient entraîner.

III.3.2.1. Variation intra-spécifique des teneurs métalliques chez les poissons étudiés

III.3.2.1.1. Variation des teneurs métalliques dans les différents organes étudiés chez *Abramis brama*

Le Tableau 38 représente les teneurs métalliques des poids secs des organes d'*Abramis brama*. Généralement les teneurs métalliques du foie et des branchies sont supérieures à celles enregistrées au niveau des muscles.

Les teneurs moyennes en Cu relevées dans les différents organes d'*Abramis brama* (AB) montrent que la valeur la plus élevée est de l'ordre de 12,24 µg/g obtenue dans le foie, alors que la teneur la plus faible est de l'ordre de 2,37 µg/g obtenue dans les muscles. La teneur moyenne de l'ordre de 3,90 µg/g est obtenue dans les branchies. D'après les teneurs, on peut établir un ordre (O.A.) pour les éléments métalliques dans les différents organes : O.A. : Foie > Branchies > Muscles. Ainsi, la teneur du Cu dans le foie est trois fois supérieure à celle des branchies et six fois supérieure à celle des muscles.

Tableau 38: Teneurs en métaux (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les différents organes d'*Abramis brama* issus du barrage Béni Haroun (Moy \pm ET, Médiane, Min-Max)

	Branchies	Foie	Muscles
Cu	3,90 \pm 0,50	12,24 \pm 11,13	2,37 \pm 2,25
	4	9,87	2,08
	(3,21-4,41)	(1,96 -27,25)	(0,083-5,23)
Zn	267,05 \pm 106,26	281,31 \pm 113,55	121,51 \pm 67,32
	242,62	273,16	129,54
	(181,75 - 401,2)	(180,91 -398,02)	(36,75 - 190,23)
Pb	10,61 \pm 6,76	35,94 \pm 22,24	14,23 \pm 10,88
	7,89	34,95	10,45
	(6-20,66)	(15,26 -58,58)	(5,83 - 30,2)
Se	0,23 \pm 0,31	0,675 \pm 0,63	0,12 \pm 0,11
	0,11	0,505	0,125
	(0,01 – 0,69)	(0,13 -1,56)	(0,02 - 0,22)
Fe	276,10 \pm 80,02	479,40 \pm 150,00	71,75 \pm 32,74
	257,67	730,25	75,25
	(210,08 – 379)	(311,33 - 642,33)	(30,88 – 105,61)

Les teneurs moyennes en Zn décelées dans les différents organes d'*Abramis brama* montrent que les branchies présentent des teneurs beaucoup plus élevées avec des valeurs de 267 $\mu\text{g/g}$. En revanche, les muscles montrent les plus faibles teneurs avec 121,51 $\mu\text{g/g}$. La teneur moyenne est de l'ordre de 281,31 $\mu\text{g/g}$ obtenue dans le foie. En effet, le Zn dans les branchies est supérieur que celui du foie et environ deux fois supérieur que celui dans les muscles. D'après ces teneurs, on peut établir un ordre d'accumulation du Zn dans les différents organes d'*Abramis bramas*: O.A. : Branchies > Foie > Muscles.

Les teneurs moyennes en Pb relevées dans les différents organes d'*Abramis brama* montrent que la plus forte concentration est observée dans le foie (35,94 $\mu\text{g/g}$). La teneur moyenne de l'ordre de 14,23 $\mu\text{g/g}$ est obtenue dans les muscles. Alors que la teneur la plus faible est de l'ordre de 10,61 $\mu\text{g/g}$ se trouve dans les branchies. Donc l'ordre d'accumulation du Pb dans les différents organes d'*Abramis brama* est le suivant : O.A: Foie > Muscles > Branchies.

Les analyses des différents organes d'*Abramis brama* ont révélé des teneurs moyennes en Se variant entre un maximum de 0,67 $\mu\text{g/g}$ enregistré dans le foie et un minimum de 0,12 $\mu\text{g/g}$ obtenu dans les muscles, alors que la teneur moyenne est de l'ordre de 0,23 $\mu\text{g/g}$ obtenue dans les branchies.

Le Se dans le foie est cinq fois supérieur que celui dans les muscles et trois fois supérieur que celui dans les branchies. D'après ce contexte, l'ordre d'accumulation du Se dans les différents organes du *Abramis brama* est : O.A : Foie > Branchies > Muscles.

Les teneurs moyennes en Fe peuvent atteindre 497,40 $\mu\text{g/g}$ dans le foie, 136,10 $\mu\text{g/g}$ dans les muscles et 276,10 $\mu\text{g/g}$ dans les branchies. On peut établir un ordre d'accumulation d'élément métallique Fe dans les différents organes de poissons *Abramis brama*: O.A : Foie > Branchies > Muscles.

On peut établir les ordres d'accumulation des organes de l'espèce *Abramis brama* pour chaque métal et on obtient le résultat dans le Tableau 39.

Tableau 39 : Ordre d'accumulation des organes de l'espèce *Abramis brama* pour les ETM.

Eléments métalliques	Ordre d'accumulation
Cu, Pb, Se et Fe	Foie > Branchies > Muscles
Zn	Branchies > Foie > Muscles

De même on peut établir un organotropisme pour les ETM chez cette espèce (fig.64).

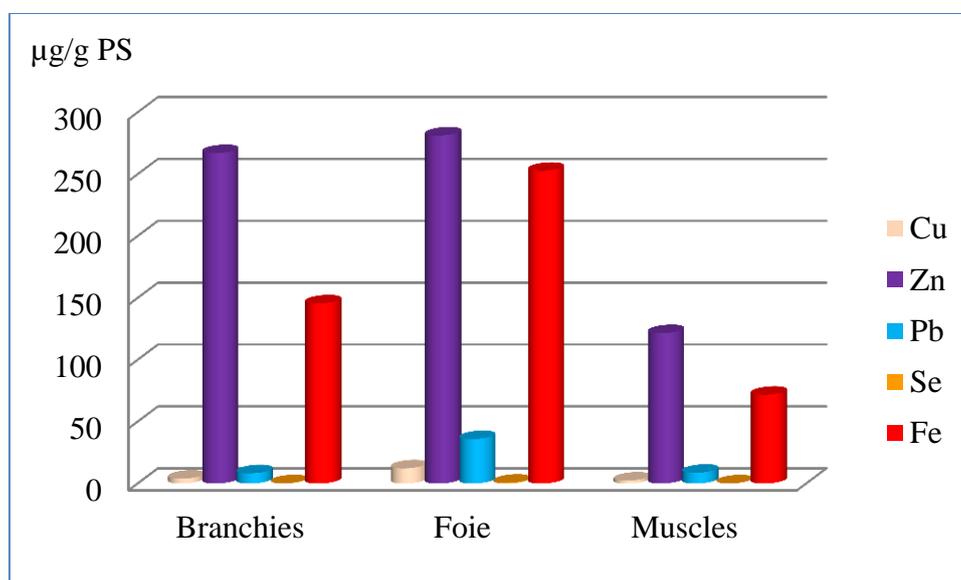


Figure 64 : Organotropisme de métaux étudiés (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimés en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les organes de poissons *Abramis brama*.

L'organotropisme est dominé par trois éléments métalliques essentiels à savoir le Zn, Fe et Pb. Les teneurs de ces trois éléments sont plus élevées dans les organes branchies et foie par rapport au muscle chez *Abramis brama*.

III.3.2.1.2. Variation des teneurs métalliques dans les différents organes chez *Cyprinus carpio*

Les résultats de l'analyse des ETM au niveau des organes (branchies, foie et muscles) pour l'espèce *Cyprinus carpio* sont représentés dans le tableau 40. Généralement les teneurs métalliques des branchies et du foie sont supérieures à celles enregistrées au niveau des muscles.

Tableau 40 : Teneurs en métaux (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les différents organes de *Cyprinus carpio* issus du barrage Béni Haroun.

	Branchies	Foie	Muscles
Cu	$5,06 \pm 2,95$	$4,002 \pm 2,39$	$6,64 \pm 12,24$
	5,58	3,04	0,75
	(1-8,08)	(2,41 -7.58)	(0,083-25)
Zn	$676,37 \pm 48,94$	$516,62 \pm 207,40$	$111,16 \pm 63,40$
	564,85	493,40	116,91
	(530,08 – 641,66)	(339,08 -740,25)	(44,58 – 166,25)
Pb	$16,60 \pm 9,94$	$21,10 \pm 13,67$	$11,20 \pm 2,62$
	19,04	25,37	10,83
	(2,5 – 25,83)	(1,25 – 32,41)	(8,5 – 14,66)
Se	$0,78 \pm 0,42$	$0,55 \pm 0,75$	$0,24 \pm 0,14$
	0,42	0,235	0,2
	(0,27 – 1,94)	(0,06 -1,67)	(0,12 – 0,45)
Fe	$428,12 \pm 186,70$	$502,93 \pm 188,96$	$175,87 \pm 118,48$
	381,70	507,75	122,5
	(265,16 – 684,83)	(267,75 – 730,5)	(106,33 – 352,16)

Les teneurs moyennes en Cu relevées dans les différents organes du *Cyprinus carpio* montrent que la teneur la plus élevée est de l'ordre de $6,64 \mu\text{g/g}$ obtenue dans les muscles et la plus faible, de l'ordre de $4 \mu\text{g/g}$, est obtenue dans le foie. La teneur moyenne dans les branchies est $5,06 \mu\text{g/g}$. Le Cu dans les muscles est supérieur à celui dans les autres organes tels que branchies et foie. Donc l'ordre d'accumulation du Cu dans les différents organes est le suivant : O.A : Muscles > Branchies > Foie.

Les teneurs moyennes en Zn relevées dans les différents organes du *Cyprinus carpio* montrent que la valeur la plus importante, $676,37 \mu\text{g/g}$, caractérise les branchies, tandis que la teneur la plus faible, $111,16 \mu\text{g/g}$, est obtenue dans les muscles. La teneur moyenne, $516,62 \mu\text{g/g}$, est déterminée dans le foie. Le Zn, plus présent dans les branchies que dans le foie, est six fois supérieur à celui des muscles. L'ordre d'accumulation décroissant du Zn dans les différents organes du *Cyprinus carpio* est : O.A : Branchies > Muscles > Foie.

La comparaison des résultats des teneurs moyennes en Pb des muscles, foies et branchies de *Cyprinus carpio* confirme la différenciation entre organes. La teneur la plus élevée, 21,10 $\mu\text{g/g}$, est relevée dans le foie, alors que la plus faible 11,20 $\mu\text{g/g}$ l'est dans les muscles. La teneur moyenne, 16,60 $\mu\text{g/g}$, est obtenue dans les branchies. D'après les teneurs plombiques, on peut établir un ordre d'accumulation dans les différents organes du *Cyprinus carpio* selon l'ordre : O.A : Foie > Branchies > Muscles.

On note que les tissus musculaires de *Cyprinus carpio* affiche les teneurs moyennes en Se les plus faibles ; la concentration la plus faible est 0,24 $\mu\text{g/g}$, tandis que les branchies présentent des concentrations relativement importantes avec une teneur moyenne maximale de 0,76 $\mu\text{g/g}$. La teneur moyenne est de l'ordre de 0,55 $\mu\text{g/g}$ obtenue dans le foie. L'ordre d'accumulation du Se dans les différents organes de *Cyprinus carpio* est le suivant: O.A: Branchies > Foie > Muscles.

Les teneurs moyennes en Fe relevées dans les différents organes de *Cyprinus carpio* peuvent atteindre 502,93 $\mu\text{g/g}$ dans le foie, alors que la teneur la plus faible, 175,87 $\mu\text{g/g}$, est dosée dans les muscles. La teneur moyenne, 428,12 $\mu\text{g/g}$, est fixée dans les branchies. Les ordres d'accumulation des organes de l'espèce *Cyprinus carpio* pour chaque métal sont résumés dans le tableau 41.

Tableau 41 : Ordre d'accumulation des organes de l'espèce *Cyprinus carpio* pour les ETM.

Eléments métallique	Ordre d'accumulation
Cu, Zn et Se	Branchies > Foie > Muscles
Pb et Fe	Foie > Branchies > Muscles

De même l'organotropisme des ETM est illustré par la figure 65.

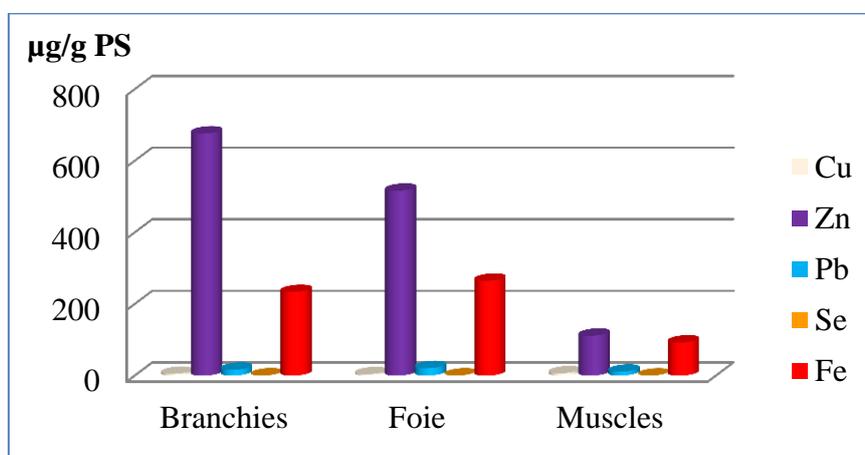


Figure 65 : Organotropisme de métaux (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimés en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les organes de *Cyprinus carpio*

L'organotropisme est dominé par deux éléments métalliques à savoir le Fe et le Zn dont les teneurs sont plus élevées dans le foie et les branchies que dans le muscle.

III.3.2.1.3. Variation des teneurs métalliques dans les différents organes de *Carassius carassius*

Les résultats de l'analyse des ETM dans les organes de *Carassius carassius* sont représentés dans le tableau 42.

Tableau 42 : Teneurs en métaux (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en µg/g du poids sec dans

Les différents organes de *Carassius carassius*.

	Branchies	Foie	Muscles
Cu	10,45 ± 16,41 3,11 (0,58-35)	2,73± 1,54 2,12 (1,69 - 5)	1,64±1,90 1,74 0.083-4.16
Zn	264,18 ± 124,29 309,37 (81,83- 356,14)	300,73± 150,74 327,84 (93,66 – 453,58)	131 ,03±66,77 157,53 31.91-177.16
Pb	33,62 ± 6,20 36,33 (24,21 – 37,41)	14,59 ± 9 12,36 (6,33 – 27,33)	27,28±3,29 26.23 (24,75-31 ,91)
Se	0,62 ± 0,24 0,565 (0,41 – 0,97)	0,44 ± 0,63 0,13 (0,11 – 1,4)	0,25±0,14 0,20 (0,13-0,46)
Fe	286,8± 17,98 283 (271 – 310,2)	438,01 ± 379,15 355,23 (72,41 – 969,16)	158,05±33.77 158,82 (121,91-192,66)

Généralement les teneurs des oligo-éléments métalliques, Cu, Pb et Se, des branchies sont supérieures à celles enregistrées au niveau des autres organes. Alors que les métaux traces, Zn et Fe, dans le foie sont supérieurs à celles enregistrées au niveau des autres organes.

La teneur moyenne en Cu la plus élevée, 10,45 µg/g, est notée dans les branchies de *Carassius carassius*, et la plus faible, 1,64 µg/g, dans les muscles. La teneur moyenne intermédiaire, 2,73 µg/g est présente dans le foie. Ainsi l'ordre d'accumulation du Cu dans les différents organes du *Carassius carassius* est : O.A : Branchies >Foie > Muscles.

Les teneurs moyennes en Zn des différents organes de *Carassius carassius* montrent de grandes variabilités. Le foie révèle la teneur la plus élevée de 300,73 µg/g et les muscles, la valeur la plus faible de 131,03 µg/g.

Les branchies fixent 264,18 µg/g. L'ordre d'accumulation du Zn dans les différents organes du *Carassius carassius*: O.A : Foie > Branchies > Muscles. Le Zn dans le foie est supérieur à celui de branchies et deux fois supérieures à celui des muscles.

Comme pour le cuivre, les teneurs plombiques moyennes relevées dans les différents organes de *Carassius carassius* montrent que les branchies, avec 33,62 µg/g, accumulent plus de Pb que le foie (14,59 µg/g) et les muscles où la teneur moyenne est 27,28 µg/g. L'ordre d'accumulation du Pb chez *Carassius carassius* est : O.A : Foie > Muscles > Branchies.

Les branchies fixent plus de Se que les autres organes tout comme l'ordre d'accumulation du cuivre. O.A : Branchies > Foie > Muscles. Ainsi les branchies montrent une valeur maximale de 0,62 µg/g. La teneur moyenne est de l'ordre de 0,44 µg/g obtenue dans le foie. Alors que la valeur minimale se trouve dans les muscles, elle est de l'ordre de 0,25µg/g.

Le Fe dosé dans les différents organes de *Carassius carassius* suit la même séquence avec une teneur moyenne maximale de l'ordre de 286,8 µg/g obtenue dans les branchies ; la teneur la plus faible, 158,05 µg/g obtenue dans les muscles et dans le foie la teneur moyenne de 438,01 µg/g. La teneur en Fe dans les branchies est deux fois supérieure à celle dans le foie et les muscles. On peut établir un ordre d'accumulation (O.A) du Fe dans les différents organes du poisson *Carassius carassius*: O.A : Branchies > Foie > Muscles.

Les ordres d'accumulation des organes de l'espèce *Carassius carassius* pour chaque métal aboutit au résultat présenté dans le tableau 43.

Tableau 43 : Ordre d'accumulation des organes de l'espèce *Carassius carassius* pour les ETM.

Eléments métalliques	Ordre d'accumulation
Zn	Foie > Branchies > Muscles
Cu, Se et Fe	Branchies > Foie > Muscles
Pb	Foie > Muscles > Branchies

De même pour les différents éléments métalliques on peut établir pour chaque organe un organotropisme (fig. 66).

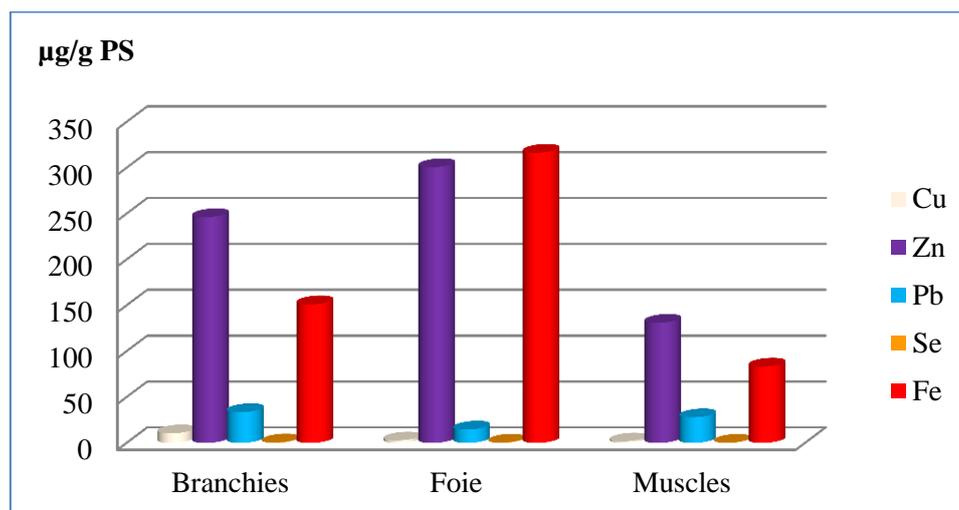


Figure 66 : Organotropisme des métaux Cu, Zn, Pb, Se et Fe exprimés en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les différents organes chez *Carassius carassius*.

L'organotropisme est dominé par le Zn, Fe et le Pb chez les trois organes par contre les teneurs des autres éléments sont très faibles.

III.3.2.1.4. Variation des teneurs métalliques dans les différents organes chez *Barbus callensis*

Le tableau 44 représente les teneurs métalliques du poids secs des organes de *Barbus callensis*. Généralement les teneurs métalliques du foie sont supérieures à celles enregistrées au niveau des autres organes.

Tableau 44 : Teneurs moyennes en métaux (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimés en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les différents organes de *Barbus callensis* issus du barrage Béni Haroun.

	Branchies	Foie	Muscles
Cu	$4 \pm 2,54$	$4,04 \pm 4,10$	$2,77 \pm 1,40$
	4,58	2,58	3,37
	(0,58-6,25)	(0,91 -10,08)	(0,66-3,66)
Zn	$102,91 \pm 86,07$	$132,16 \pm 84,64$	$91,52 \pm 62,19$
	199,41	122,5	96,45
	(102,91 - 300)	(46 -237,66)	(21,25 – 151,91)
Pb	$26,64 \pm 27,99$	$18,79 \pm 6,54$	$18,25 \pm 13,91$
	17,79	19,45	18,45
	(3,58 - 67,41)	(10,16 - 26,08)	(1,08 - 35)
Se	$0,60 \pm 0,34$	$0,77 \pm 0,84$	$0,52 \pm 0,11$
	0,57	0,43	0,52
	(0,23 – 1,05)	(0,22 -2,00)	(0,4 – 0,64)
Fe	$880,375 \pm 502,96$	$302,58 \pm 128,89$	$109,54 \pm 68,83$
	834,37	317,12	122,95
	(335,25 - 1517,5)	(131,66 – 444,41)	(14,33 – 177,91)

Les teneurs moyennes en Cu relevées dans les organes du *Barbus callensis* montrent que la teneur la plus élevée est de l'ordre de $4,04 \pm 4,10$ $\mu\text{g/g}$ obtenue dans le foie. Alors que la teneur la plus faible est de l'ordre de $2,77 \pm 1,40$ $\mu\text{g/g}$ dans les muscles. La teneur moyenne est de l'ordre de $4 \pm 2,54$ $\mu\text{g/g}$ obtenue dans les branchies. L'ordre d'accumulation pour le Cu dans les différents organes de *Barbus callensis* : O.A : Foie > Branchies > Muscles. Les niveaux du Cu dans le foie et les branchies sont assez similaires et deux fois supérieurs à celui des muscles.

Chez le *Barbus callensis*, la plus grande teneur moyenne en Zn, 132,16 $\mu\text{g/g}$ de poids sec, est observée dans le foie. Nous remarquons que les plus faibles teneurs en Zn sont observées au niveau des muscles avec 91,52 $\mu\text{g/g}$. Tandis que la teneur moyenne est de l'ordre de 102,91 $\mu\text{g/g}$ obtenue dans les branchies. Ainsi l'ordre d'accumulation du Zn dans les différents organes du *Barbus callensis* est : O.A : Foie > Branchies > Muscles.

Dans les différents organes de *Barbus barbus*, la teneur en Pb est de l'ordre de 18,25 $\mu\text{g/g}$ au niveau des muscles, 18,79 $\mu\text{g/g}$ au niveau du foie, et enfin la plus grande concentration est dans les branchies avec 26,64 $\mu\text{g/g}$ (tableau 5). On peut établir un ordre d'accumulation du Pb dans les différents organes du *Barbus callensis*: O.A : Branchies > Foie > Muscles. Le Pb dans les branchies est supérieur à celui dans les autres organes.

Pour les teneurs moyennes en Se dans les différents organes du *Barbus callensis*, nous évaluons une concentration moyenne de 0,6 $\mu\text{g/g}$ dans les branchies, 0,52 $\mu\text{g/g}$ dans les muscles et enfin, 0,77 $\mu\text{g/g}$ dans le foie. Le Se dans le foie est deux fois plus élevé que celui des branchies et muscles. L'ordre d'accumulation du Se dans les différents organes du *Barbus callensis* est : O.A: Foie > Muscles > Branchies.

Le profil longitudinal des différents organes chez *Barbus callensis* montre que les teneurs du Fe les plus élevées sont dans les branchies avec 880,37 $\mu\text{g/g}$ et la teneur la plus faible est 109,54 $\mu\text{g/g}$ dans les muscles. Entre les deux, la teneur moyenne de 302,58 $\mu\text{g/g}$ est relevé dans le foie avec l'ordre d'accumulation (O.A) du Fe dans les différents organes de poissons *Barbus callensis* comme suit : O.A : Branchies > Foie > Muscles. La teneur en Fe dans les branchies est supérieure à celle des autres organes. On peut établir les ordres d'accumulation des organes de l'espèce *Barbus callensis* pour chaque métal et on obtient le résultat dans le tableau 45.

Tableau 45 : Ordre d'accumulation des organes de l'espèce *Barbus callensis* pour les ETM.

Eléments métallique	Ordre d'accumulation
Cu et Zn	Foie > Branchies > Muscles
Pb et Fe	Branchies > Foie > Muscles
Se	Foie > Muscles > Branchies

De même pour les différents éléments métalliques on peut établir pour chaque organe un organotropisme qui est présenté dans la figure 67.

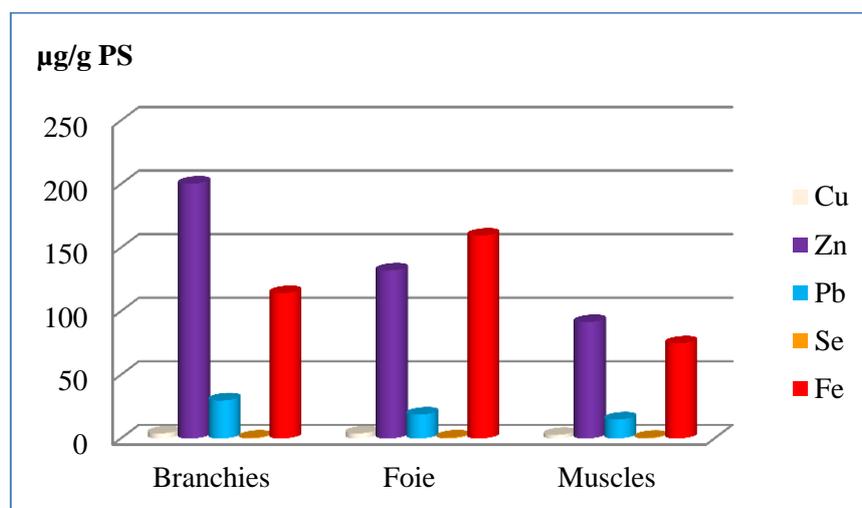


Figure 67 : Organotropisme des métaux étudiés exprimés en µg/g du poids frais dans les différents organes chez *Barbus callensis*.

L'organotropisme est dominé par le Zn et le Fe chez les trois organes par contre les teneurs des autres éléments sont fluctuantes.

III.3.2.2. Variation interspécifique des teneurs métalliques chez les espèces étudiées

La comparaison des teneurs enregistrées dans les trois organes chez les quatre espèces de poissons étudiées (*Abramis brama*, *Cyprinus carpio*, *Carassius carassius* et *Barbus callensis*) montre que quel que soit l'organe étudié, les teneurs en oligo-éléments Fe et Zn sont plus élevées par rapport à celles des autres ETM, Cu, Pb et Se. Ainsi, on obtient généralement l'ordre d'accumulation suivant OA : Zn > Fe > Pb > Cu > Se dans tous les organes chez les quatre espèces de poissons. A l'exception du foie qui montre un ordre d'accumulation différent, OA : Fe > Zn > Pb > Cu > Se chez le carassin et le barbeau.

Les résultats de l'ANOVA (annexe 2) pour les trois organes étudiés montrent d'une part une différence hautement significative quant aux moyennes du zinc et du fer ($p=0,000/F=9,40$ pour le zinc et $p=0,000/F=18,83$ pour le fer) et d'autre part, aucune différence significative n'est signalée par rapport aux doses moyennes du cuivre, plomb et sélénium ($P>0,05$).

Beaucoup d'auteurs affirment que : la chair de poisson, présente habituellement, le plus faible potentiel d'accumulation des métaux lourds, tandis que le foie et les branchies présentent celui le plus élevé (Lafaurie, 1982 ; Dallinger *et al.*, 1987 ; Chen et Chen, 1999 ; abdelkhhalek *et al.*, 2016 ; Atique Ullah *et al.*, 2017). Pour les poissons retenus dans cette étude, nos observations suivent cette optique.

La figure 68 montre les résultats de l'analyse des ETM dans les branchies chez les différentes espèces étudiées, nous remarquons que les espèces qui accumulent le plus des métaux dans leurs branchies sont la carpe commune (CC) pour le zinc, le sélénium et le fer. Ainsi que le carassin (CrC) pour le cuivre et le plomb.

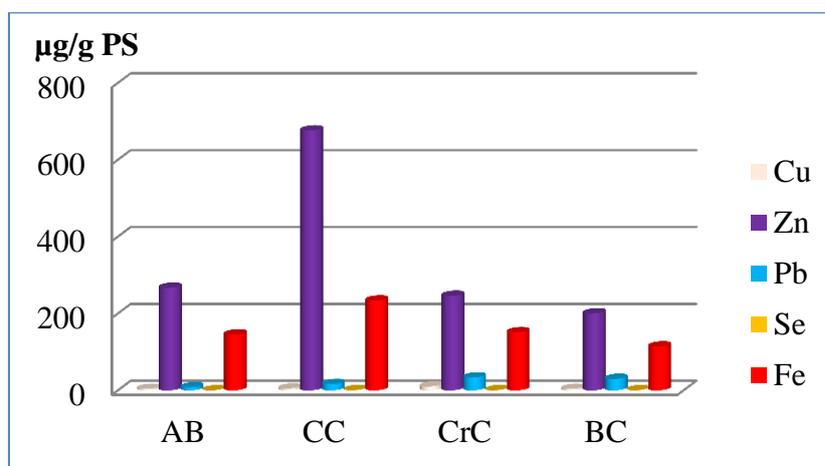


Figure 68 : Organotropisme des teneurs métalliques moyennes (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans les branchies chez les quatre espèces de poissons étudiées (AB, CC, CrC et BC).

Pour tous les éléments métalliques, les teneurs enregistrées au niveau des branchies sont supérieures à celles obtenues dans le foie et les muscles sauf *Abramis brama* dont les teneurs sont plus élevées dans le foie. En étant les premiers en contact avec l'eau, lors d'une contamination, les processus respiratoires des poissons risquent d'être perturbés (Schofield & Trajnar, 1980 ; Fekhaoui, 1983 ; Grahn, 1990 ; Tkatcheva, *et al.*, 2004 ; Liebel *et al.*, 2013).

Les métaux ionisés soient principalement bioaccumulés par les branchies des poissons et véhiculés à travers le système circulatoire aux différents organes (Sure & Sidall, 1999). En effet, les teneurs relevées au niveau des branchies se manifestent par le contrôle des échanges ioniques à travers l'épithélium branchiale (osmorégulation), par l'intervention de certains enzymes telle que le Na^+/K^+ ATP_{ase} et par la sécrétion importante de mucus qui a une grande affinité pour les ions métalliques. Cette affinité se traduit par la chélation des métaux et leurs indisponibilités et incapacité de traverser la membrane branchiale, réduisant ainsi la quantité de métaux susceptible de franchir la barrière branchiale (Perry, 1997 ; El Morhit, 2009 ; Ekeanyanwu et al., 2010 ; Liebel et al., 2013).

En général, les poissons pourraient transférer les plus grandes quantités de métaux lourds dans les tissus des branchies par leur adsorption au niveau de ces dernières (sédimentation) (Rehwold et al., 1972 ; Allen-Gil et al., 1997 ; Sobhanardakani et al., 2012), plutôt qu'à une activité biologique soulevée par ces métaux (bioaccumulation) (Szefer et al., 2003).

Les résultats de l'analyse des ETM dans le foie chez les différentes espèces étudiées sont présentés dans la Figure 69. Généralement le Cu a tendance à s'accumuler dans les organes internes (foie), où d'importantes teneurs ont été enregistrées qui peuvent atteindre 12,24 $\mu\text{g/g}$ chez *abramis brama*. La même observation concerne le Zn et le Fe dont les teneurs enregistrées sont respectivement de l'ordre 516,62 $\mu\text{g/g}$ chez *Caprinus carpio* et 265,15 $\mu\text{g/g}$ chez *Carassius carassius*.

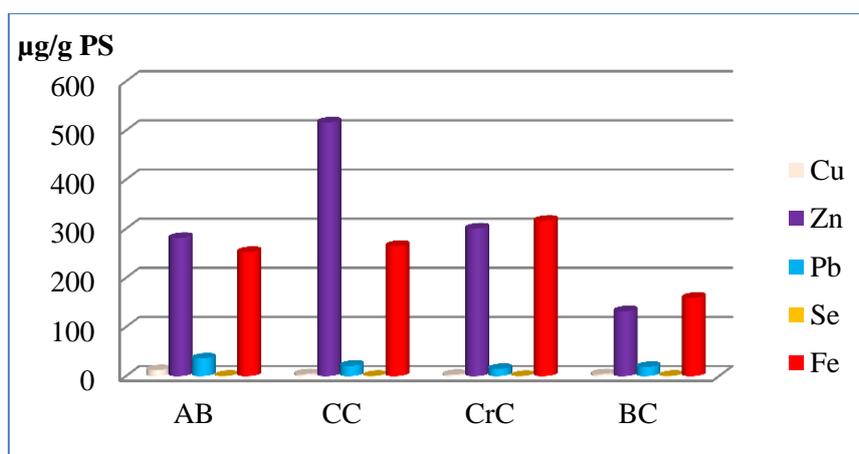


Figure 69 : Organotropisme des teneurs métalliques moyennes (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en $\mu\text{g/g}$ du poids sec dans le foie des quatre espèces de poissons étudiées (AB, CC, CrC et BC).

D'après **Farkas et al., (2003)**, la concentration des métaux dans les branchies, reflète leur concentration dans l'eau, tandis que la concentration dans le foie, indique le stockage de ces métaux. Le foie est connu pour ses fonctions de stockage et de régulation des éléments (**Canli & Atli 2003, Yilmaz et al., 2007**). Etant donné que le foie est le siège des différents processus métaboliques, les teneurs enregistrées au niveau de cet organe nous renseignent sur les processus physiologiques d'accumulation des métaux. Il participe à la distribution, la détoxification et la transformation des polluants chez les poissons (**Moon et al., 1985; Tribskorn et al., 1997 ; Chahid, 2016**).

Les résultats de l'analyse des ETM dans les muscles chez les différentes espèces étudiés sont présentés dans la figure 70. Dans notre étude, la plupart des échantillons des muscles présentent des teneurs faibles en métaux chez les quatre espèces de poissons (AB, CC, CrC et BC). La même observation a été communiquée par plusieurs études et peut s'expliquer par le comportement écotoxicologique de cet organe.

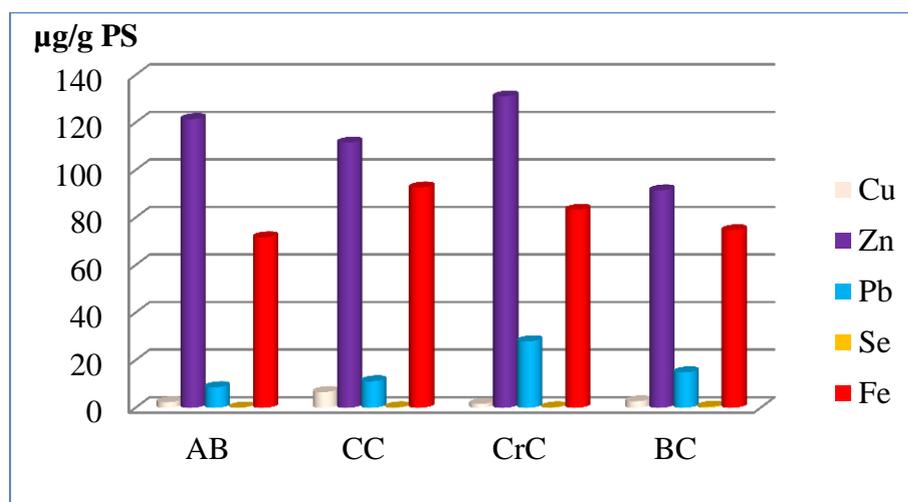


Figure 70 : Organotropisme des teneurs métalliques moyennes (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) exprimées en µg/g du poids sec dans les muscles des quatre espèces de poissons (AB, CC, CrC et BC).

A la suite à ces observations émanant de cette étude, le Zn s'avère être l'élément aux concentrations les plus élevées (92,72 µg/g du poids sec chez *Cyprinus carpio*) de tous les métaux analysés dans les muscles de poissons étudiées. Alors que, le Se est l'élément le moins concentré dans les espèces analysées (0,12 µg/g du poids sec chez *Abramis brama*).

L'ordre général de la bioaccumulation des métaux analysés dans les muscles des différentes espèces de poisson est comme suit : Zn > Fe > Pb > Cu > Se.

Les muscles sont les révélateurs de la pollution chronique, celle que les animaux absorbent à long terme ; le plomb ou le cadmium qui se retrouvent fixés dans le muscle y reste définitivement ou presque. Ainsi, les muscles sont le reflet de la quantité de métaux à laquelle les poissons sont exposés tout au long de leur vie (Teodorovic *et al.*, 2000 ; Beck, 2011).

III.3.2.3. Facteur de bioconcentration des ETM dans les différents organes chez les quatre espèces de poissons

Les facteurs de bioconcentration (FBC) ont été calculés pour chaque métal dans les espèces de notre étude (AB, CC, CrC et BC), comme le rapport de la concentration du métal dans les organes étudiés par rapport à celle dans les sédiments. Les résultats sont représentés dans les figures 71, 72 et 73.

III.3.2.3.1. Facteur de bioconcentration des branchies

Les quatre espèces de poissons ont des FBC en Zn toujours supérieurs à 1, confirmant un enrichissement voire une bioconcentration par cet élément dans leurs branchies et ceci quel que soit l'espèce. Le zinc montre une contamination forte, avec des FC atteignant une valeur de 8 dépassant ainsi le seuil maximal. Le Pb retenu dans les branchies du Carassin provient aussi des sédiments, avec un FBC de l'ordre de 1,07. Le reste des éléments (Cu, Se et Fe) présente des valeurs de FBC inférieures à 1 indiquant ainsi l'absence de bioconcentration de ces métaux dans les branchies de toutes les espèces étudiées.

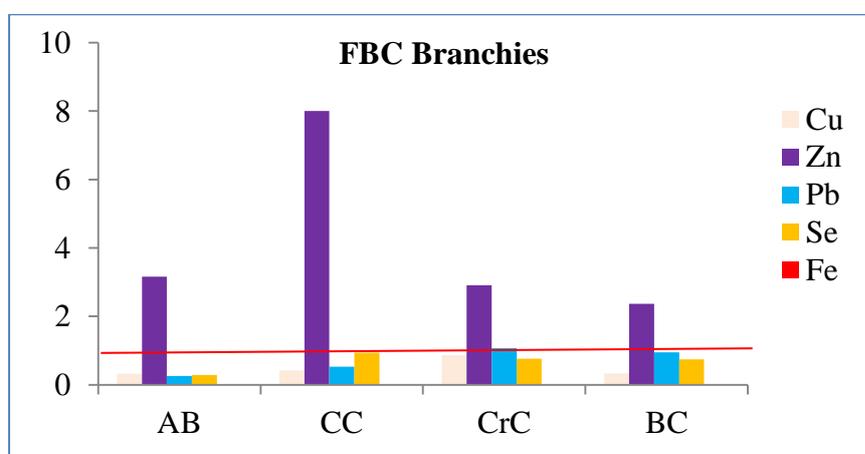


Figure 71 : Facteur de bioconcentration dans les branchies des quatre espèces de poissons (AB, CC, CrC et BC).

L'accumulation des métaux dans les branchies peut être due à la plus grande tendance des éléments à réagir avec les carboxylates de l'oxygène, groupe des amines, l'azote et/ou de teneur en soufre, dont la concentration est la plus élevée dans les branchies (Al-Yousuf *et al.*, 2000).

III.3.2.3.2. Facteur de bioconcentration dans le foie

Comme pour le FBC dans les branchies, le facteur de bioconcentration par le zinc est beaucoup plus perceptible dans le foie des quatre espèces étudiées ; les FBC-Zn sont tous supérieurs à 1 avec un FBC élevé de l'ordre (6,11) enregistré chez *Cyprinus carpio* indiquant le transfert du zinc des sédiments vers l'organe hépatique. Chez la même espèce, le Pb et Se dans le foie proviennent aussi des sédiments avec des FBC dépassant le 1 (1,01 pour le Cu et 1,14 pour le Pb). Chez les autres espèces les FBC restent inférieurs à 1 quel que soit l'élément métallique analysé.

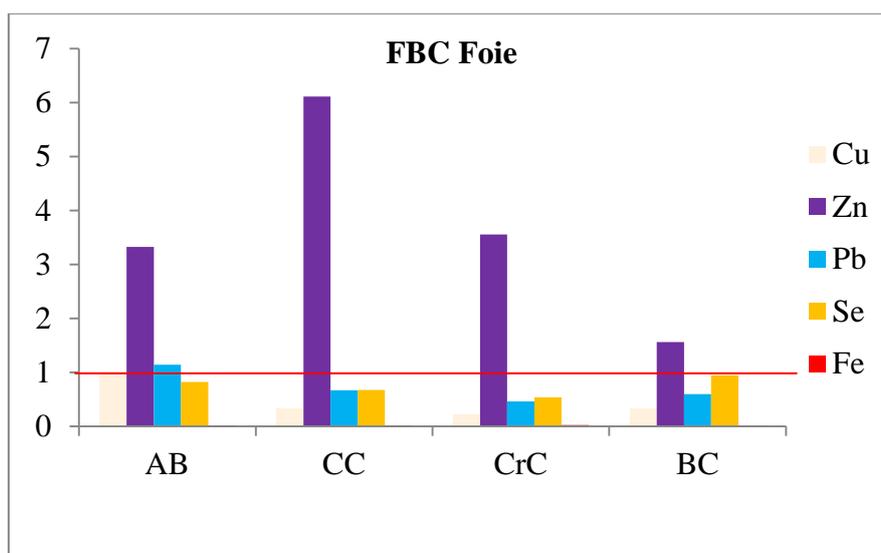


Figure 72 : Facteur de bioconcentration dans le foie des quatre espèces de poissons (AB, CC, CrC et BC).

III.3.2.3.3. Facteur de bioconcentration des muscles

La figure 77 montre que les muscles des poissons sont dominés par le facteur de bioconcentration du zinc qui révèle toujours le transfert du Zn des sédiments après le métabolisme vers cet organe chez toutes les espèces étudiées, avec des FBC supérieurs à 1. Les autres éléments montrent des FBC ne dépassant jamais ce seuil dans toutes les espèces étudiées.

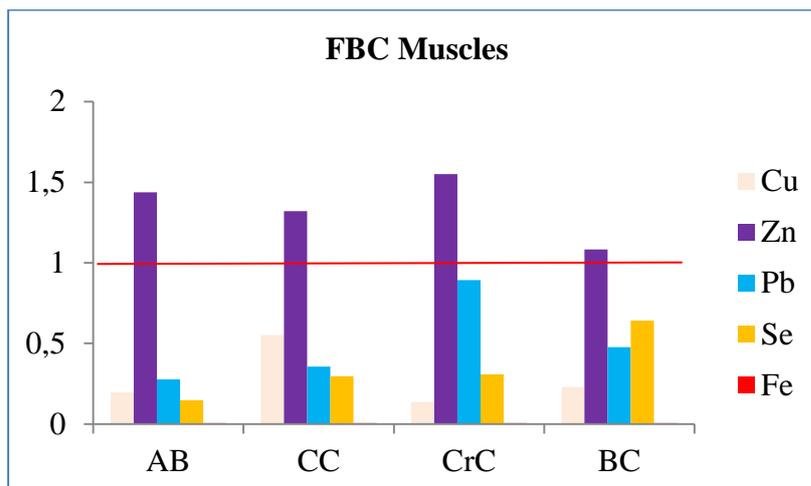


Figure 73 : Facteur de bioconcentration dans les muscles des quatre espèces de poissons (AB, CC, CrC et BC).

III.3.2.4. Variations temporelles des teneurs métalliques chez les poissons étudiés

A la lumière des concentrations des éléments traces métalliques dosés dans les différents organes, la tendance, avec les saisons, est la même, pour toutes les espèces étudiées. Ces tendances ont été confirmées par l'analyse de la variance à un critère qui ne révèle aucun effet campagnes (annexe 2).

III.3.2.4.1. Variation saisonnière des teneurs métalliques chez *Abramis brama*

La figure 74 illustre via les boîtes à moustache, les variations saisonnières des teneurs métalliques dans les différents organes d'*Abramis brama*. Une distribution asymétrique est remarquée pour les quatre éléments dosés (Cu, Zn, Pb et Se). Les teneurs en cuivre, plomb et sélénium tendent vers les valeurs minimales pendant les campagnes d'été et automne pour le cuivre et durant toutes les campagnes pour le plomb et le sélénium. Le zinc est le seul élément montrant des concentrations maximales pendant les quatre saisons. Tandis que les teneurs des organes de la brème en fer enregistrent une distribution symétrique.

En générale, les valeurs les plus élevées varient d'un élément à l'autre. Elles sont enregistrées en saison estivale pour le cuivre, printanière pour le zinc, automnale pour le plomb et hivernale pour le sélénium et fer.

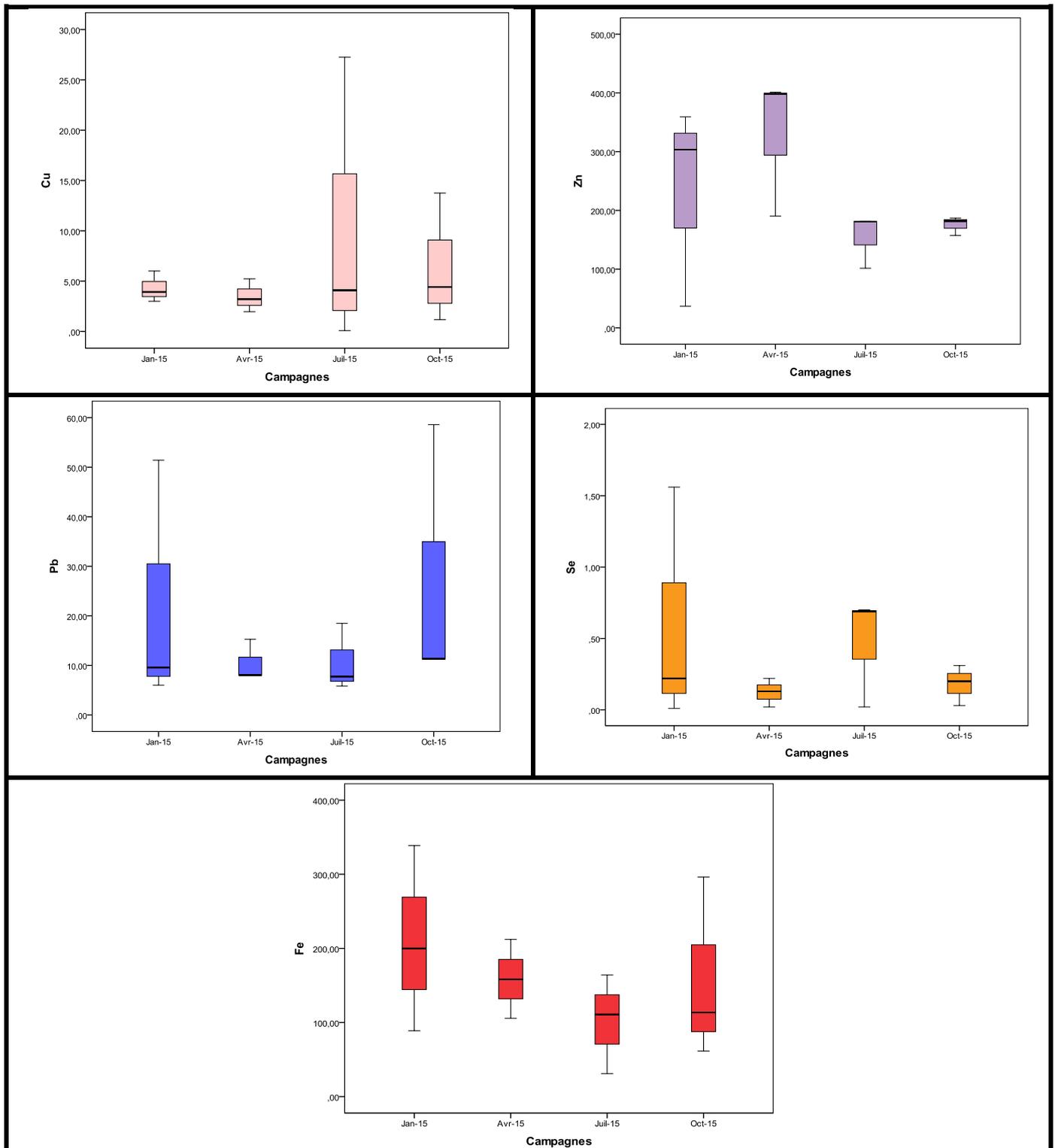


Figure 74 : Variation saisonnière des teneurs métalliques (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) en $\mu\text{g/g}$ de poids sec chez *Abramis brama*.

III.3.2.4.2. Variation saisonnière des teneurs métalliques chez *Cyprinus carpio*

D'une manière générale, les teneurs médianes des organes de la carpe en métaux lourds présentent des variations importantes d'une campagne à l'autre et d'un métal à l'autre. Les boîtes à moustache (fig. 75) illustrent l'évolution temporelle des teneurs métalliques chez cette espèce.

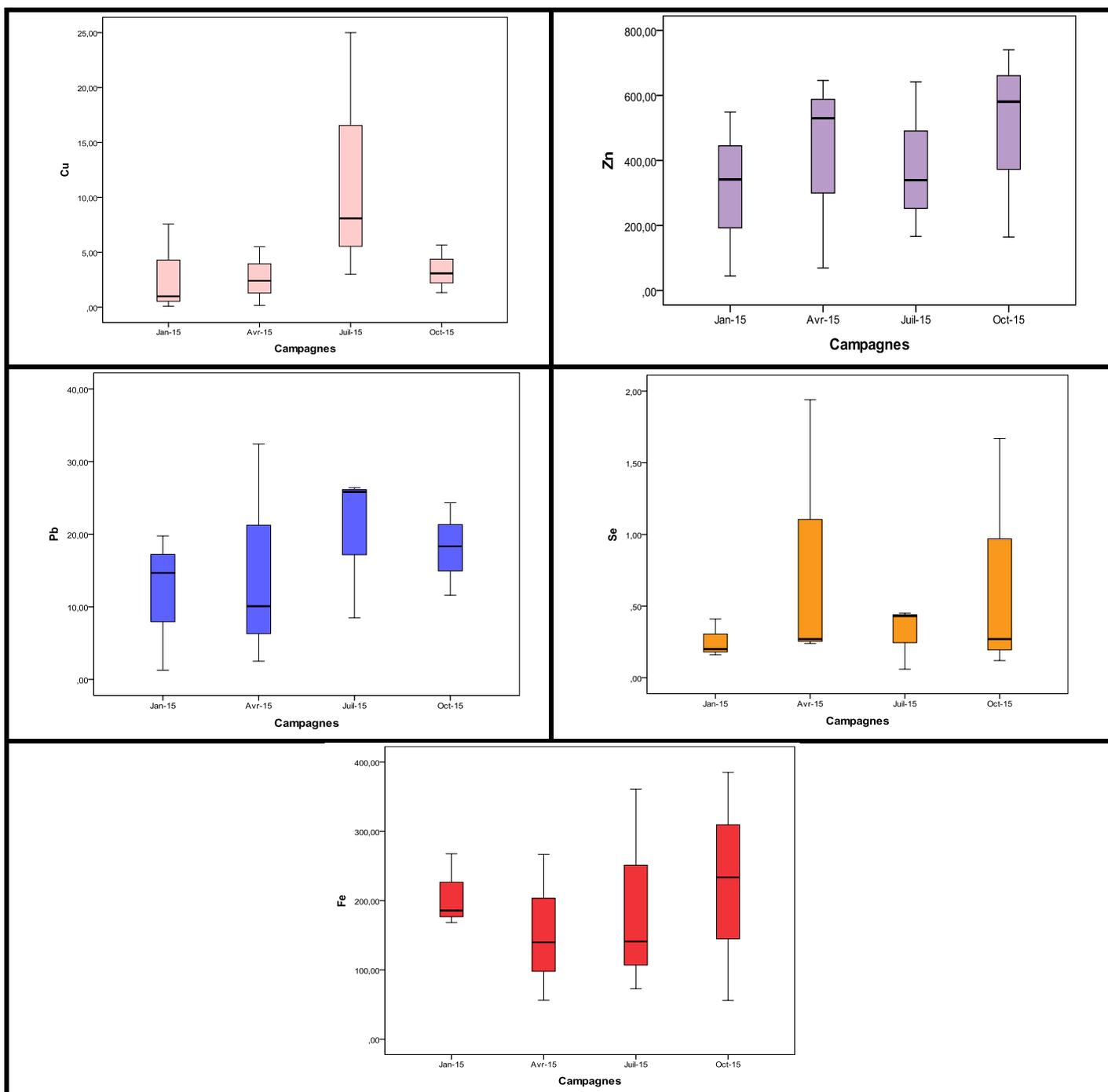


Figure 75 : Variation saisonnière des teneurs métalliques (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) en µg/g de poids sec chez *Cyprinus carpio*.

Les concentrations de tous les éléments métalliques étudiés dans les différents organes montrent une distribution asymétrique, avec une tendance vers les valeurs minimales pour le cuivre pendant les deux campagnes hiver et été. Les teneurs en zinc et fer enregistrent une grande variabilité mais avec une tendance vers les valeurs maximales pour toutes les campagnes. Le plomb et sélénium montrent des tendances très marquées vers les valeurs minimales en juillet 2015.

L'accumulation du cuivre et du plomb en fonction des périodes de prélèvement montre que les teneurs les plus élevées sont enregistrées pendant juillet 2015, tandis que la campagne d'octobre 2015 révèle les valeurs les plus élevées pour le zinc et le fer. Les teneurs les plus élevées en sélénium ont été enregistrées en avril.

III.3.2.4.3. Variation saisonnière des teneurs métalliques chez *Carassius carassius*

Comme pour la brème et la carpe, les distributions des teneurs en éléments métalliques dosés sont toujours asymétriques. Elles tendent vers les valeurs les plus élevées pour le zinc et plomb. Alors qu'elles se rapprochent des faibles valeurs pour le cuivre, sélénium et fer (fig. 76). Nous notons une grande variabilité des concentrations maximales en ETM entre les quatre campagnes de prélèvement. Les plus fortes teneurs sont enregistrées en octobre pour le cuivre et zinc, en janvier pour le plomb et fer et enfin en juillet pour le sélénium.

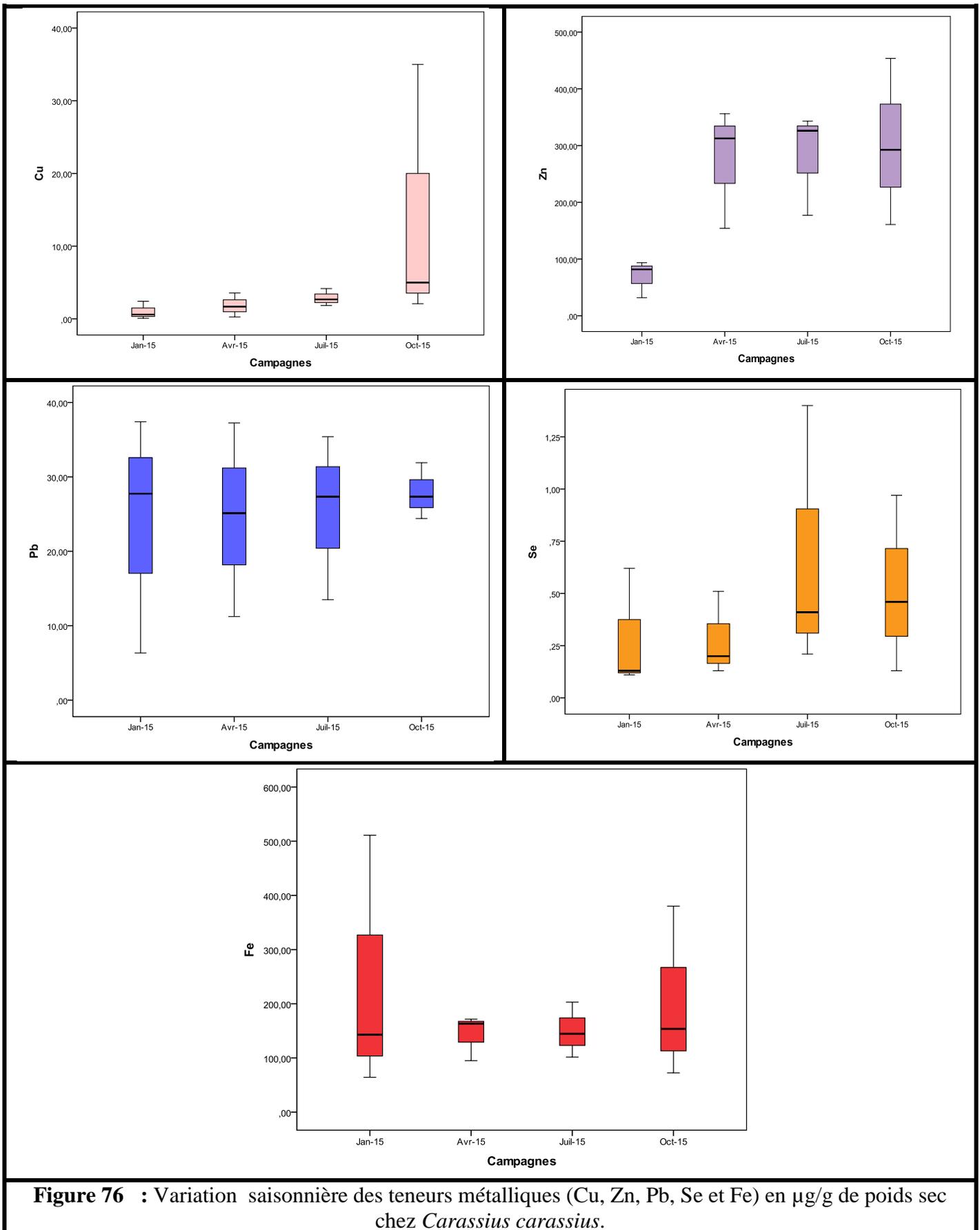


Figure 76 : Variation saisonnière des teneurs métalliques (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) en µg/g de poids sec chez *Carassius carassius*.

III.3.2.4.4. Variation saisonnière des teneurs métalliques chez *Barbus callensis*

Chez *Barbus barbus*, il apparaît que les teneurs en éléments métalliques (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) varient d'une saison à l'autre pour chaque élément. Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs métalliques pendant les quatre campagnes de prélèvements sont représentées dans la figure 77.

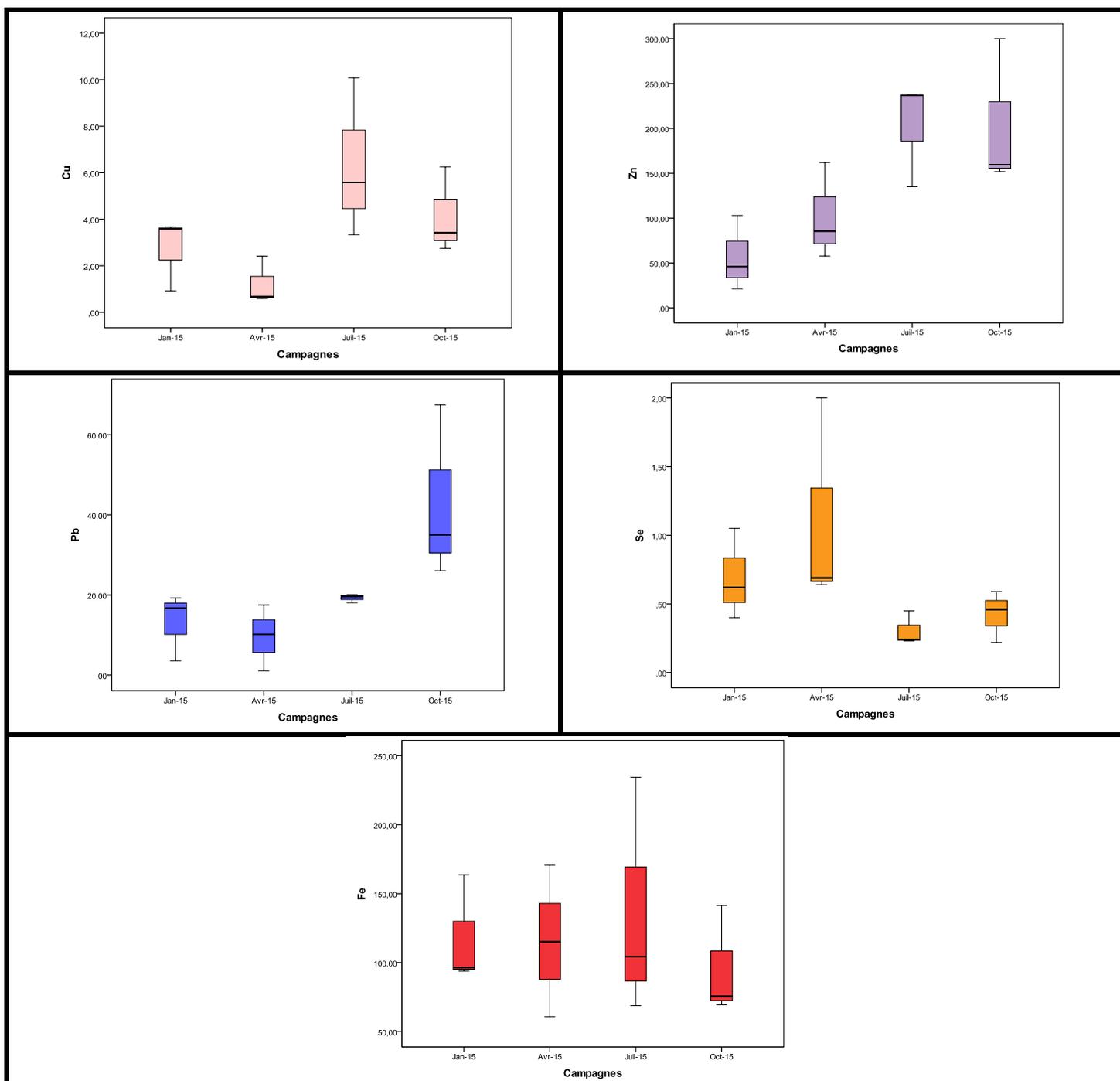


Figure 77 : Variation saisonnière des teneurs métalliques (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) en µg/g de poids sec chez *Barbus callensis*.

Il apparaît pour les quatre ensembles de données (campagnes), que la distribution des valeurs a une tendance générale à être plus allongée vers les faibles valeurs des concentrations, tendance très marquée pour le zinc pour toutes les saisons sauf l'été et le fer pendant les quatre campagnes. Elle est marquée pour le cuivre et sélénium surtout pendant le printemps et l'été. Les teneurs métalliques en plomb tendent vers les valeurs élevées pour la plupart des campagnes de prélèvement. Les plus fortes valeurs ont été enregistrées en juillet pour le cuivre, le zinc et le fer. Le mois d'octobre montre les concentrations les plus élevées en plomb, tandis que le sélénium enregistre les fortes teneurs pendant la saison printanière.

Les fluctuations des concentrations métalliques chez les poissons d'eau douce et leurs causes ont attiré l'attention d'un grand nombre d'auteurs (**Has-Schön et al., 2008 ; Huchet, 2009 ; Türkmen et al., 2010 ; Ekeanyanwu et al., 2010 ; Aina et al., 2012 ; Fawole et al., 2013**). Les changements saisonniers des concentrations des métaux lourds chez les poissons sont généralement influencés par les facteurs du milieu tels que les changements de la température, du pH et de la salinité de l'eau. Les facteurs biologiques, physiologiques et écologiques de l'espèce tels que le cycle de croissance, le cycle de reproduction, le sexe, l'âge, le comportement alimentaire, le taux de la croissance et l'habitat peuvent aussi jouer un rôle importants dans ces variations (**Farkas et al., 2003; Yancheva et al., 2015; Heshmati et al., 2017**).

En comparant les quatre espèces étudiées, les teneurs sont relativement élevées au niveau de certaines espèces surtout pendant les mois de juillet et octobre. Cette forme de contamination varie en générale selon les périodes de prélèvement. Ces concentrations semblent être liées aux teneurs dans l'eau et/ou les sédiments, qui elles-mêmes sont influencées par les conditions climatiques. Le travail de **Habila (2018)** confirme ce type de variation, concernant le plomb, pour les mêmes espèces, brème, carpe et barbeau, issus du barrage Béni Haroun durant une période s'étalant de 2011 à 2014.

Les variations saisonnières des teneurs en polluants métalliques décelées dans nos échantillons s'expliquent principalement par le fait que les premières précipitations dans la zone d'étude commencent en septembre. Elles tombent sur des sols secs, ruissellent et charrient toute sorte de déchets accumulés dans le bassin versant pendant la période sèche, ce qui provoqueraient, entre autres, une augmentation des concentrations des métaux lourds dans le barrage.

Les fortes teneurs enregistrées en juillet peut être liée à l'augmentation de la température qui peut entraîner à son tour une augmentation de l'activité enzymatique des poissons et accélère ainsi la plupart des réactions biochimiques cellulaires (**Roux, 1969 ; Jezierska et Witeska, 2005**). Ces changements thermiques entraînent également une augmentation de la demande cellulaire en oxygène, pouvant conduire à l'augmentation de la ventilation des branchies en réponse à une diminution de la concentration d'oxygène dans l'eau et par conséquent une augmentation du volume d'eau passant via les branchies (**Reynolds et Casterlin, 1980; Gandar, 2015**). La conséquence en est une augmentation de l'absorption des métaux lourds. L'hiver reste ainsi la saison où les concentrations sont relativement basses, en raison des forts gradients des courants hivernaux entraînant une meilleure dispersion des éléments polluants souvent par dilution.

III.3.2.5. Regroupement des différentes contaminations dans les tissus des organes des poissons étudiés

Les intervalles, appelés aussi classes, sont obtenues à partir du graphique de la classification hiérarchique ascendante (CHA) (figure 78). La finalité de la CHA est le regroupement des différentes contaminations dans les tissus des organes des poissons étudiés, selon les concentrations en éléments métalliques mesurées en classes.

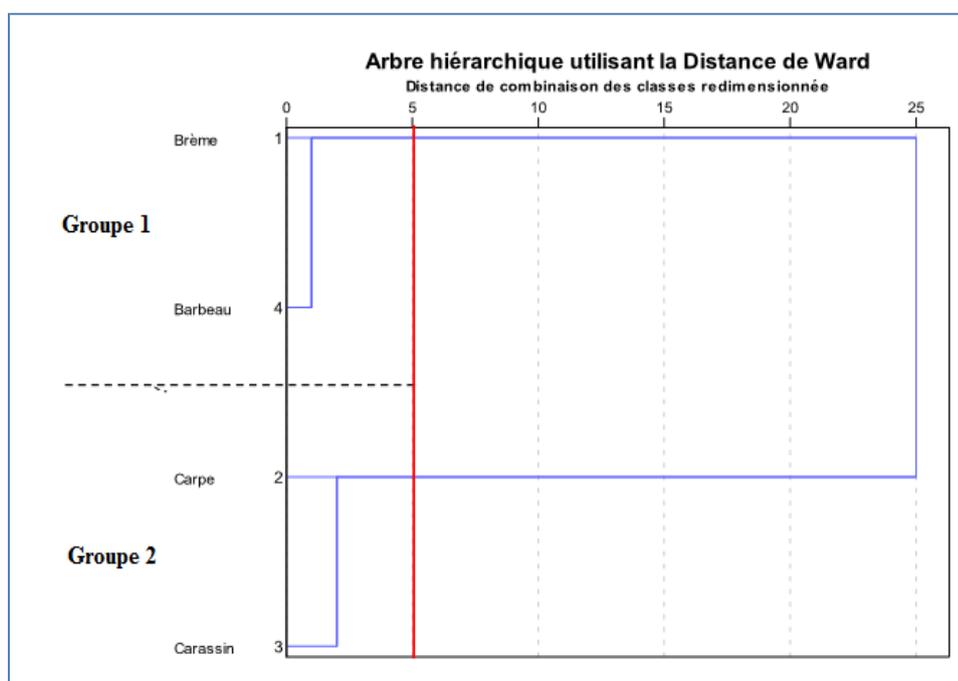


Figure 78 : Classification hiérarchique ascendante de la contamination métallique en fonction des espèces de poissons.

L'interprétation de la classification fait ressortir deux groupes :

Groupe 1 formé par les deux espèces *Abramis brama* et *Barbus callensis* ce sont les espèces qui accumulent le moins de métaux étudiés ;

Groupe 2 représenté par les deux espèces de poissons qui présentent les fortes teneurs métalliques durant notre étude *Cyprinus carpio* et *Carassius carassius*.

Si l'on considère les régimes trophiques, les poissons carnivores sont toujours les moins intoxiqués, alors que les omnivores et surtout les fousseurs ont des accumulations tissulaires souvent deux fois plus importantes. Il faut noter que la vase dans laquelle se nourrissent les fousseurs est un véritable piège à métaux (Labat et al., 1977). L'importante contamination des poissons fousseurs s'explique par leur mode d'alimentation. Ils sont toujours en contact avec la vase qui constitue le milieu le plus riche en métaux (sédimentation, floculation, adsorption).

Le carassin et la carpe sont des poissons fousseurs, ils se nourrissent en fouillant la vase à la recherche de larves et de mollusques. D'autre part, ces espèces vivent dans les eaux stagnantes, qui favorisent la sédimentation des particules, métaux lourds entre autres, qui forment la vase. Ils sont donc au contact permanent des métaux lourds.

Au contraire du carassin et carpe, la brême et le barbeau sont visiblement les espèces prélevées qui accumulent le moins de métaux. Ces poissons sont pourtant également des fousseurs. Or, nous avons montré précédemment que ce caractère était prépondérant dans l'intoxication par les ETM du fait du remaniement permanent de sédiments que ce mode d'alimentation impose. Un autre facteur est donc à envisager, le barbeau vit en eau courante, sur les gravières où la vase n'a pas le temps de se déposer et la brême est un poisson vivant entre deux-eaux. Son alimentation est constituée d'insectes, de mollusques et de végétaux qu'il prélève plutôt au milieu des algues. L'exposition de cette espèce est donc moindre en théorie, ce qui peut expliquer sa plus faible contamination.

III.3.2.6. Analyse et structure typologique (ACP) de la contamination métallique chez les espèces de poissons étudiés

Cette ACP est effectuée sur une matrice des données constituée de 48 prélèvements (4 espèces x 4 campagnes x 3 organes) au cours desquels les 5 variables (Cu, Zn, Pb, Se et Fe) ont été mesurées. Les valeurs propres des deux composantes F1 et F2 et leur contribution à l'inertie totale sont représentées dans la Figure 83.

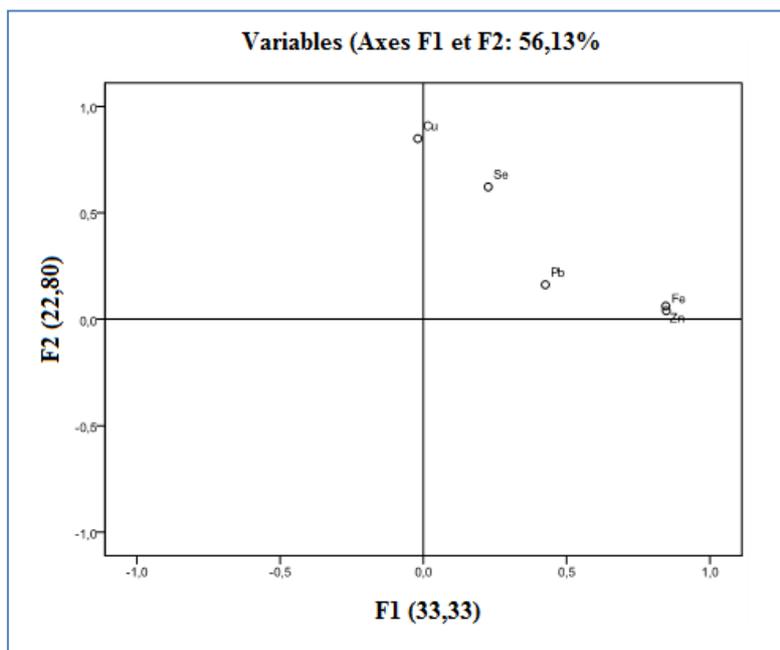


Figure 79: Représentation des résultats d'analyse en composantes principales pour les poissons et projection des ETM sur le plan F1-F2.

Les résultats de la figure 79 nous permettent une première approche typologique des différentes variables selon leurs affinités et leurs regroupements sur les deux premières composantes principales à partir de leur contribution. Les deux premiers axes déterminent 56,13 % de l'information totale (33,33 % pour l'axe 1 et 22,80 % pour l'axe 2). Dans le plan factoriel F1 X F2 : L'axe 1 est déterminé par le Zn ($r=0,801$), le Fe ($r=0,794$) et le Pb ($r=0,455$). Il définit un gradient de contamination en Zn, Fe et Pb. L'axe 2 par contre est représenté par le Cu ($r=0,787$) et le Se ($r=0,481$). Il décrit l'enrichissement des poissons en Cu et Se.

L'examen de la matrice de corrélation entre variables (tableau 46) révèle l'existence d'une corrélation significative entre le zinc et le fer ($r=0,544$).

Tableau 46 : Matrice de corrélation Pearson entre les variables chez les espèces de poissons.

	Cu	Zn	Pb	Se	Fe
Cu	1				
Zn	0,083	1			
Pb	0,097	0,179	1		
Se	0,143	0,200	0,066	1	
Fe	0,096	0,544**	0,195	0,154	1

*Une corrélation significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** Une corrélation significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Il ressort de ces résultats, que les poissons prélevés dans le barrage sont significativement les plus imprégnés par le zinc et le fer, ce qui suggère une contamination moyenne à long terme.

Le Cu est un élément essentiel présent dans de nombreuses protéines et métallo-enzymes qui sont impliquées dans les réactions d'oxydoréduction avec l'oxygène, dans la production d'énergie et d'autres processus physiologiques. Comme tous les métaux, il a une grande affinité pour les radicaux thiols. Ajoutons que lorsque le milieu est contaminé par le Cu, l'épithélium branchial tend à l'accumuler d'une façon importante. L'accumulation initiale peut être due soit à une chélation par le mucus possédant une grande affinité pour les ions métalliques et très riche en protéines et par la suite sa précipitation au niveau des branchies, soit à une fixation au niveau du tissu branchiale. Une quantité intense pourrait induire un effet létal, dû à des contraintes de la respiration du poisson (**Van Hoof et Van San, 1981**). Dans le barrage Béni Haroun, l'origine du Cu pourrait être attribuée aux activités agricoles et artisanales, la dinanderie étant développée dans la région de Constantine en générale.

Cependant, les concentrations en Zn au niveau du muscle sont moins élevées par rapport aux autres organes vu que les poissons règlent activement les concentrations en Zn dans les tissus par la régulation homéostatique (**Miller et al., 1992 ; Cronin et al., 1998**). Donc les teneurs tissulaires en zinc ne reflètent pas nécessairement les changements de concentration en zinc dans l'environnement (**Phillis, 1980 ; Rejomon et al., 2009**). Il est vraisemblable que l'évolution des charges tissulaires en Zn soit liée aux activités industrielles (**El Morhit et al., 2012**).

Par ailleurs, les teneurs en plomb élément toxique et non essentiel à l'organisme sont certainement dues aux teneurs environnementales. Les concentrations élevées révèlent une importante pollution urbaine due aux rejets industriels et domestiques. Cette situation reflète des rejets des unités industrielles (papeteries, tanneries, raffineries...) véhiculés par les eaux des oueds Rhumel et Endja, s'ajoutent à ses rejets les apports latéraux par les eaux de ruissellement principalement en période de traitement phytosanitaire et au moment des crues. La pollution atmosphérique émanant surtout du transport où l'utilisation de l'essence plombée est encore de vigueur contribue également par dépôts secs et humides et par lessivage. Le Pb, métal non essentiel aux organismes, ne fait pas l'objet de régulation et le site préférentiel de l'accumulation du Pb est l'épithélium branchial (**El Morhit, 2009**).

Il existe deux voies d'exposition par lesquelles le sélénium peut s'accumuler dans les poissons, l'absorption due à la colonne d'eau et celle due au régime alimentaire, cette dernière étant la voie d'absorption prédominante. Des études ont montré que la corrélation entre les concentrations de sélénium dans les tissus musculaires du poisson et le sélénium alimentaire est forte, mais qu'elle est plus faible dans le cas du sélénium d'origine hydrique (**Hamilton et Buhl 2004**). À une concentration donnée de sélénium dans l'eau, celles dans le poisson sont généralement plus élevées dans les habitats lenticques (eau stagnante) que dans les habitats lotiques (eau mouvante), ce qui signifie un potentiel de bioaccumulation plus élevé dans les systèmes lenticques (**Brix et al., 2005, Orr et al., 2006**).

Le fer reste cependant le principal métal observé parmi les matériaux métalliques étudié. L'accumulation du fer au niveau du foie est expliquée par le rôle physiologique de cet organe dans la synthèse du sang (**Yamazaki et al., 1996**). Cependant, le pH à la surface des branchies est généralement plus faible (plus acide) que celui de l'eau notamment en raison de la libération locale de dioxyde de carbone. Ce processus facilite la libération d'ions métalliques des complexes (**Cusimano et al., 1986**) et la quantité du mucus au niveau de la surface des branchies augmente durant l'exposition aux pollutions métalliques (**Handy & Eddy, 1991**). Ces conditions justifient les concentrations élevées en fer à la surface des branchies (**Reid & McDonald, 1991**).

Il est difficile d'affirmer que la différence de la concentration métallique entre les différentes espèces de poissons dans le barrage Béni Haroun, est due essentiellement à leurs teneurs externes dans l'environnement mais elle est principalement liée à la présence des métallothioneines, protéines solubles de faible poids moléculaire trouvées dans le cytosol. Elles ont un taux de renouvellement rapide dans les tissus et peuvent être accumulées en grandes quantités dans les lysosomes tertiaires, ces lysosomes sont des vésicules membranaires à temps de vie biologiques variables et sont reconnus dans les tissus sous formes de granules riches en métaux. La séquestration des éléments traces métalliques accumulés est d'une importance majeure dans le mécanisme de détoxification (**Viarengo et al., 2000 ; Baraj et al., 2010**). Ces métalloprotéines riches en groupes sulphydriles fixent principalement le Zn, le Cu et le Cd et jouent un rôle primordial dans la régulation du Cu et du Zn (**Noel-Lambot et al., 1978**). Chez les poissons, ces protéines sont rencontrées à des taux variables dans les branchies, le foie, les reins et l'intestin. Des teneurs faibles ont été relevés dans le sang (**Noel-Lambot et al., 1978 ; Kito et al., 1982**).

Ces métallothionéines sont capable de retirer les éléments métalliques du circuit métabolique, de les accumuler et par conséquent protéger et augmenter la tolérance vis-à-vis de ces métaux (Hamilton & Mehrle, 1986 ; Hodson, 1988).

III.3.2.7. Normes des teneurs de certains métaux toxiques

Pour évaluer un éventuel impact négatif de la consommation de ces poissons sur la santé humaine, plusieurs normes sont proposées dans ce volet. Elles sont résumées dans le tableau 47. En fait, les normes changent d'un pays à un autre et celles prises en compte sont surtout les normes des pays les plus proches géographiquement.

Tableau 47 : Concentrations des éléments traces (en µg/g) dans les muscles des poissons étudiés comparées aux normes internationales.

Normes	Cu	Zn	Pb	Se	Fe	
Union européenne U.E. (2005)	-	-	0,5	-	-	
FAO/OMS (2011)	0,05-0,5	0,3-1	0,3	-	0,8	
EPA (2016)*	-	-	-	8,5	-	
AB	2,37	121,51	8,69	0,12	71,75	
CC	6,64	111,6	11,2	0,24	92,72	
Présente étude	CrC	1,64	131,03	28,03	0,25	83,32
	BC	2,77	91,52	14,94	0,52	74,73

*Source (Santé Canada, 2017)

En comparant nos résultats avec ces normes, nous pourrions déduire que les valeurs enregistrées dans toutes les espèces des poissons issues du barrage Béni Haroun dépassent énormément les valeurs critiques de contamination quel que soit l'élément métallique étudié. Ces poissons, dont la bioaccumulation en ETM révèle des concentrations supérieures aux normes internationales pour la consommation humaine, sont donc impropres à la consommation et pourraient induire un risque sur la santé humaine.

III.3.2.8. Comparaison de nos résultats avec ceux de la littérature

La bioaccumulation des métaux dans les différents organes de poissons a fait l'objet de plusieurs travaux d'études. Le tableau 48 regroupe les teneurs en métaux obtenues par certains auteurs chez quelques espèces, ainsi que celles du présent travail, relatives aux teneurs du Cu, Zn, Pb, Se et Fe.

Tableau 48 : Teneurs métalliques dans les branchies, le foie et les muscles chez certaines espèces de poisson.

Espèce	Organe	Métaux					Auteurs
		Cu	Zn	Pb	Se	Fe	
<i>Oreochromis niloticus</i>	B	3,05-11,11	12,14-112,18	0,59-3,07		95,02-367,98	Abdel-khale et al., (2016)
	F	1,83-13,28	3,20-55,79	0,32-7,56		74,71-514,07	
	M	2,14-7,56	5,49- 67,41	0,2-1,18		7,47-103,24	
<i>Claria gariepinus</i>	B	0,61	1,2	0,6		3,58	EL-Ishaq et al., (2016)
	M	0,58	2,14	1,18		2,03	
<i>Oreochromis niloticus</i>	B	0,52	1,4	0,68		2,74	
	M	0,74	1,99	0,61		0,46	
<i>Channa punctatus</i>	B	14	46			209	
	F	79,9	233,3			1259,9	
	M	22,7	74,99			295,4	
<i>Clarias gariepinus</i>	B	9	42			39	Javed & Usmani (2011)
	F	12	64			529	
	M	15,1	88,3			164	
<i>Labeo rohita</i>	B	20,2	194,5			560,8	
	F	16,2	459,4			743,2	
	M	9,4	72,9			68,9	
<i>Oreochromis macrochir</i>	B	38,2	108	0,776			Katemo Manda et al., (2010)
	M	3,8	112	0,141			
<i>Tilapia rendalli</i>	B	24,5	102	0,565			
	M	3,53	209	0,264			
<i>Clarias Gariepinus</i>	B	58,8	168	0,848			
	M	35,7	160	0,278			
<i>Cyprinus Carpio</i>	B	7,01		14,23			
	F	32,19		9,45			
	M	5,12		7,04			
<i>Barbus capito</i>	B	6,75		14,08			Canli & Kalay (1998)
	F	46,02		13,45			
	M	5,49		7,58			
<i>Chondrostoma regium</i>	B	20,09		20,10			
	F	80,60		26,37			
	M	4,21		6,58			
<i>Cyprinus carpio</i>	B	0,77-1,40		0,5-1,87		87,17-109,17	Mahboob et al., (2016)
	F	25,20-43		0,45-1,10		62-103	
	M	1,10-1,67		0,46-1,90		23,33-29,17	
<i>Wallago atuu</i>	B	3-5,90		0,45-1,92		93,17-123,17	
	F	11,50-24		0,9-1		194,17-197,17	
	M	2,90-5,50		0,83-2		41,17-60,17	
<i>Esox luscus</i> <i>Coregonus artedi</i> <i>Lota lota</i>					0,19-0,42		Laliberté (2004)
					0,33-0,47		
					0,18-0,35		
<i>Esox luscus</i>	F				5,10-51,06		Muscatello (2009)
	M				1,80-38,27		
<i>Abramis brama</i>	B	3,9	267,05	8,28	0,23	145,56	
	F	12,24	281,31	35,93	0,67	252,75	
	M	2,37	121,51	8,69	0,12	71,75	
<i>Cyprinus carpio</i>	B	5,06	676,37	16,6	0,76	233,77	
	F	4	516,62	21,1	0,55	265,15	
	M	6,64	111,6	11,2	0,24	92,72	
<i>Carassius carassius</i>	B	10,45	246,18	33,62	0,62	151,2	Présente étude
	F	2,73	300,73	14,59	0,44	316,42	
	M	1,64	131,03	28,03	0,25	83,32	
<i>Barbus callensis</i>	B	4	200,43	29,93	0,6	114,29	
	F	4,04	132,16	18,78	0,77	159,52	
	M	2,77	91,52	14,94	0,52	74,73	

L'analyse du tableau 47 montre que les différentes teneurs métalliques pour un organe donné sont rarement comparables entre elles, pour les raisons suivantes :

- Le comportement physiologique varie d'une espèce à l'autre et au sein du même écosystème.
- Au sein de la même espèce de poisson et pour un âge fixe, les besoins physiologiques varient avec la saison et les variations des paramètres physico-chimiques du milieu (pH, température, oxygène dissous, salinité).

Néanmoins, les teneurs les plus élevées en métaux sont celles du Zn et du Fe dans les trois organes et principalement les branchies. Le foie confirme son rôle bio-accumulateur en Cu. Pour les autres métaux tels que le Pb et Se on note une grande variabilité entre organes, mais dans tous les cas, les branchies montrent les valeurs les plus élevées.

Le positionnement de nos résultats par rapport à ceux des auteurs qui ont exprimé leurs concentrations en fonction du poids sec (PS) est le suivant : la concentration en cuivre, retrouvée dans la chair de nos carpes (6,46 µg/g de PS), est supérieure à celle des travaux de **Canli & Kalay (1998)**, et **Mahboob et al., (2016)** pour la même espèce. **Canli & Kalay** ont obtenu les résultats suivants : muscles (5,12 µg/g de PS), branchies (7,01 µg/g) et foie (32,19 µg/g de PS) dans la rivière Seyhan en Turquie. Quant à **Mahboob et al. (2016)**, la moyenne dans les muscles de la carpe prélevée dans le fleuve Indus au Pakistan, varie de 1,10 à 1,67 µg/g de PS ; elle oscille entre 25,20 à 43 µg/g dans le foie et de 0,77 à 1,40 µg/g dans les branchies.

Chez le barbeau, nos valeurs sont inférieures à celles trouvées par **Canli & Kalay (1998)** pour l'espèce *Barbus capito* avec des teneurs de 6,75 µg/g pour les branchies, 46,02 pour le foie et 5,49 pour les muscles.

Cependant, nos concentrations en zinc, trouvées dans la chair des carpes, se sont révélées supérieures à celles des travaux que nous avons consultés. Il s'agit des travaux de **Katemo Manda et al., (2010)** dans trois espèces du bassin de la Lufira supérieur au Congo, ils ont obtenu les résultats suivants : branchies (102 à 168µg/g) et chair (112 à168µg/g). **Abdel-Khalek et al., (2016)** qui ont trouvés des concentrations variant de 12,14 à 112,18µg/g dans les branchies, 3,20 à 55,79 pour le foie et 5,49 à 67,41 dans la chair du *Oreochromis niloticus* issu du Nil en Egypte. Tandis que **Javed & Usmani (2011)** ont montré des valeurs plus proches de nos résultats avec des concentrations en Zn variant de 42 à 194,5 µg/g dans les branchies, 64 à 459,4 µg/g pour le foie et 72,9 à 88,3µg/g dans la chair de trois espèces collectées d'un marché du poisson dans la région d'Aligarh en Inde.

Pour la présence du plomb, notre résultat est similaire à celui de **Canli & Kalay, (1998)** chez la carpe et le barbeau tandis que nos valeurs restent très élevées par rapport aux autres travaux de **Mahboob et al., (2016)**, **El-Ishak et al., (2016)**, **Abdel-Khalek et al., (2016)** et **Katemo Manda et al., (2010)**.

Pour le sélénium, nos valeurs restent dans la même gamme que celles obtenues par **Laliberté (2004)** qui a trouvé dans la chair de trois espèces pêchées dans les lacs Aux Dorés, Chibougamau, Obatogamau et Waconichi (Canada), des teneurs de 0,18 à 0,48 µg/g du poids sec. Elles sont inférieures à celles trouvées par **Muscatello (2009)** qui a montré une teneur en sélénium de 1,80 à 38,27 µg/g dans la chair et de 5,10 à 51,06 µg/g pour le foie d'*Esox lucius* pêchés dans les lacs Key et McClean au Canada.

Le fer montre des valeurs proches à celles des travaux consultés de **Mahboob et al., (2016)**, **Abdel-Khalek et al., (2016)** et **Javed & Usmani (2011)** quel que soit l'organe ou l'espèce étudiée. **El-Ishak et al., (2016)** rapportent des valeurs sensiblement inférieures à celles de nos données.

III.3.2.9. Corrélation entre les teneurs des ETM des sédiments, macroinvertébrés et poissons

Un système écologique est en équilibre dynamique consistant en un jeu d'interactions, complexes et innombrables, du biote avec son milieu et des différents organismes vivants entre eux. Si une modification est apportée au système, elle entraînera une série de réactions en chaîne dont l'effet sera de modifier l'ensemble du système.

Parmi les modifications, les pollutions métalliques, en milieu aquatique, perturbent l'ensemble de l'écosystème et peuvent aboutir indirectement à l'intoxication de l'homme par ingestion de poissons contaminés. Les invertébrés sont utilisés comme indicateurs biologiques de ces pollutions métalliques. Les conséquences des perturbations sont détectées à différents niveaux, entre autres au niveau individuel, au niveau des populations et au niveau de la dynamique des communautés biologiques.

Il est admis que les sédiments peuvent constituer une source interne de contamination par les métaux lourds par le biais de plusieurs processus, notamment la remobilisation, la sédimentation, la précipitation et l'accumulation sur les fonds et par adsorption.

Les résultats obtenus au niveau de trois matrices sédiments-macroinvertébrés-poissons dans le barrage Béni Haroun et les oueds Rhumel, Endja et Kebir, révèlent que les sédiments superficiels des oueds sont les plus chargés en zinc et plomb. Par contre pour le cuivre et le sélénium, les sédiments du barrage ont présenté des taux plus élevés que ceux des oueds. Le fer montre des fortes teneurs dans les sédiments des oueds ainsi que ceux de quelques stations (Bge3, Bge4, Bge7, Bge12, Bge13) du barrage proches des agglomérations urbaines.

Différents auteurs (**Forstner et al., 1986**) soulignent que connaître les seules concentrations totales des polluants est insuffisant pour évaluer les impacts environnementaux des sédiments contaminés. 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.

L'indice de géoaccumulation et le facteur de contamination des ETM, nous donne d'une manière empirique l'état de pollution des sédiments de la zone d'étude.

- oued Rhumel : sédiments modérément pollués en plomb, une contamination considérable en fer, non pollués en cuivre, une contamination absente à faible en zinc et sélénium ;
- oued Endja : sédiments non pollués en cuivre, modérément pollués en zinc, plomb, sélénium et très sévèrement pollués en fer (contamination très forte) ;
- oued Kebir : sédiments non pollués en cuivre, sélénium, une contamination modérée en zinc et plomb, par contre sévèrement pollués en fer.
- barrage Béni Haroun : sédiments non pollués en cuivre, zinc, plomb, sélénium, et contamination très forte en fer.

Les milieux aquatiques sont très sensibles aux éléments traces du fait de la coexistence de deux phénomènes : la bioaccumulation et la bioamplification à l'origine d'une concentration des éléments traces métalliques au fur et à mesure des absorptions par les consommateurs successifs de la chaîne alimentaire (eau, plancton, poissons herbivores, poissons carnivores, homme).

Cette pollution métallique a été évaluée par le calcul des facteurs de bioconcentrations (FBA) pour les macroinvertébrés benthiques et les poissons récoltés du barrage Béni Haroun. Les FBA des macroinvertébrés signalent un phénomène de bioconcentration à partir des sédiments pour le cuivre, zinc, plomb et sélénium. Par ailleurs, il est bien connu que les niveaux des concentrations métalliques dans les organismes ne sont pas le seul résultat 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...) (**Labat et al., 1977**).

Les quatre espèces de poissons ont des FBC en Zn toujours supérieurs à 1, indiquant le transfert du zinc des sédiments vers leurs organes. Les autres éléments montrent des FBC ne dépassant jamais ce seuil dans toutes les espèces étudiées indiquant ainsi une autre source de contamination de ces poissons que ce soit l'eau ou les aliments. Les métaux traces sont piégés par les organismes aquatiques par deux voies principales, à partir de l'eau (voie directe) et à partir de la nourriture (voie trophique). La pénétration des métaux traces nécessite donc le franchissement de structures biologiques spécifiques comme le revêtement extérieur et surtout l'épithélium branchial pour les contaminants présents dans l'eau, et l'ensemble du tractus digestif pour les métaux associés aux particules ou contenus dans les proies ingérées. Toutes ces voies sont possibles pour un même métal et leur importance relative est fonction de la forme chimique sous laquelle le métal est dans le milieu (**Casas, 2005**). Il est bien connu sous quelles formes (ions, agents chélatants, complexes) les ETM sont absorbés. Cependant, il est clair que la forme dissoute du contaminant dans le milieu est primordiale et influence le taux de capture (**Mikac et al., 1996**).

D'une manière générale, les résultats de la comparaison des teneurs métalliques entre les trois compartiments étudiés, confirment que les teneurs déterminées dans les macroinvertébrés sont généralement les plus élevées par rapport à celles trouvées dans les sédiments et les organes de poissons. Cette constatation suggère deux hypothèses quant aux voies de contamination soit une accumulation d'origine alimentaire et/ou une intoxication par la présence des ETM dans l'eau.

Bien qu'il ne soit pas possible de tester statistiquement les différences entre les moyennes des teneurs métalliques des trois compartiments étudiés du fait de différence dans les campagnes de prélèvement. Nous avons établi une matrice de corrélation entre les teneurs en ETM dans les sédiments et les macroinvertébrés (tableau 49). Il existe des corrélations entre les métaux, cuivre, zinc et plomb pour les sédiments. Cette distribution peut laisser supposer l'existence de facteurs favorisant la contamination au cuivre proches de ceux pour le zinc et le plomb. De même que pour le plomb, le fer, le zinc et le sélénium pour les macroinvertébrés.

Tableau 49 : Matrice de corrélation Pearson entre les teneurs en ETM dans les sédiments et les macroinvertébrés

	Cu	Zn	Pb	Se	Fe	Cu macro	Zn macro	Pb macro	Se macro	Fe macro
Cu	1									
Zn	0,357*	1								
Pb	0,457**	0,472**	1							
Se	0,395*	0,552**	0,540**	1						
Fe	-0,096	0,103	-0,115	-0,061	1					
Cu macro	0,074	0,236	0,051	0,129	-0,365	1				
Zn macro	-0,131	0,186	0,022	0,330	-0,188	0,024	1			
Pb macro	0,237	0,049	0,124	0,062	-0,629**	0,419	0,156	1		
Se macro	-0,205	-0,088	-0,341	-0,160	-0,229	-0,305	0,445*	0,172	1	
Fe macro	0,320	0,142	0,167	0,239	-0,333	0,085	0,275	0,176	0,100	1

*Une corrélation significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** Une corrélation significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Conclusion

Conclusion

La connaissance actuelle de la contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds révèle une complexité écotoxicologique extrême, due aux multitudes interrelations existantes entre les facteurs abiotiques du milieu, les facteurs biotiques et les nombreuses formes de dérivés des métaux présents dans les différents compartiments des écosystèmes.

Dans ce cadre, ce travail de recherche s'est articulé autour de deux grands axes principaux : le premier a porté sur l'étude de la contamination métallique (Cu, Zn, Pb Se et Fe) du compartiment sédimentaire dans le barrage Béni Haroun et les oueds qui l'alimentent. Le second a concerné le transfert des ETM vers le biote en déterminant les concentrations des ETM, dans la faune macroinvertébrée. Cette dernière est consommée par la faune piscicole qui a également servi à la détermination du taux de transfert des ETM en fonction des différentes espèces présentes. Sans oublier que les produits de la pêche du barrage Béni Haroun sont commercialisés et peuvent constituer un risque de contamination pour les consommateurs.

Ainsi, plusieurs campagnes de prélèvement de différents compartiments ont été réalisées. Les sédiments ont été prélevés saisonnièrement à six reprises. La température, le pH, la conductivité, l'oxygène dissous, et le pourcentage de saturation en oxygène de l'eau sont mesurés in situ. Une caractérisation physico-chimique des sédiments suivie d'une évaluation du niveau de contamination métallique ont été faites. Les macroinvertébrés sont prélevés à 2 périodes, après la détermination des unités systématiques, ils ont servis aux calculs des indices biotiques puis, des échantillons composites ont été séchés et ont servi à l'extraction des ETM. La faune piscicole étudiée est représentée par 4 espèces, les plus capturées et consommées : la carpe commune (*Cyprinus carpio*), la brème (*Abramis brama*), le carassin (*Carassius carassius*) et le barbeau (*Barbus callensis*), prélevées à 4 reprises par un pêcheur professionnel. Les ETM ont été déterminés dans trois organes (muscle, foie et branchies) car ils accumulent différemment les métaux, afin de déterminer l'organotropisme de chaque élément métallique.

Selon la base des critères du SEQ-Eau, les résultats de l'étude sur la qualité physico-chimique des eaux du barrage et des oueds Rhumel, Endja et Kebir ont montré :

Des températures moyennes considérées comme "très bonne" et toutes les valeurs du pH sont de bonne qualité pour la biologie aquatique.

Concernant la conductivité électrique, l'eau du barrage et des oueds Rhumel et Kébir est d'une qualité très bonne, alors que les eaux de l'oued Endja reflètent une qualité très mauvaise considérée comme inapte à la biologie et aux usages car ces eaux sont excessivement minéralisées. Selon la classification du groupe d'éducation et d'éco-surveillance de l'eau, presque toutes nos stations montrent des taux d'oxygène excellent pour la plupart des organismes d'eau courante, sauf les deux stations (Rh1 et Bge13) en montrant des situations de sursaturations. Ces taux restent idéals pour la plupart des poissons d'eau froide.

Les résultats obtenus pour le compartiment sédimentaire montrent que les fluctuations du pH ne dépassent pas l'unité au cours des six campagnes de prélèvement pour la majorité des stations, ce qui rend compte du pouvoir tampon que présentent ces sédiments. Ce caractère basique reflète bien la nature des sédiments, dominée par les terrains calcaires et argileux. La CE, généralement élevée vue la nature géologique carbonatée du bassin versant, augmente sous l'effet des rejets diffus. Les sédiments s'avèrent généralement moyennement chargés en matière organique. Cependant les sédiments des zones à hydrodynamisme relativement important qui ne favorise pas l'accumulation et la préservation de la matière organique, sont peu chargés. Les teneurs élevées en carbonates (CaCO_3) peuvent être attribuées à la nature géologique du lit du bassin versant du Kébir-Rhumel à prédominance calcaire.

L'évaluation du niveau de contamination par les ETM des sédiments du barrage Béni-Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir conduit aux résultats suivants : la présence du Cu, Zn, Pb, Se et Fe dans tous les échantillons de sédiments prélevés sur les 16 sites pendant les six campagnes. L'ordre d'abondance des éléments est le suivant : $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Se}$. La répartition spatiale des teneurs en métaux lourds révèle des taux naturels pour le cuivre, le zinc et le sélénium. La contamination par le plomb et le fer est généralisée et touche l'ensemble des stations. Les indices d'évaluation de la contamination métallique Igeo et FC confirment ces résultats et suggèrent que cette situation reflète les influences directes des apports anthropiques véhiculés par les oueds Rhumel et Endja sur l'ensemble des zones situées sur leurs parcours immédiat jusqu'au barrage Béni Haroun. La matrice de corrélation entre éléments métalliques et l'ACP ont confirmé l'existence d'une corrélation importante entre le Cu et le Zn et ont montré que les processus d'accumulation du Pb et Fe dans les sédiments sont les conséquences d'apports anthropiques dus à la pollution atmosphérique et aux pratiques agricoles par les eaux de ruissellement et l'érosion des terrains ainsi que les déversements des eaux domestiques.

L'évaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères du SEQ-Eau a permis de conclure que certaines stations sont beaucoup plus polluées que d'autres. Quand il y a contamination des sédiments par un métal, il n'est généralement pas seul, d'autres ETM l'accompagnent. Cette contamination concerne 3 éléments sur 5 étudiés ; le plomb, le sélénium et le fer. Pour le cuivre et zinc, toutes les stations semblent non contaminées.

Il s'avère donc nécessaire d'évaluer la toxicité des métaux par des études qui vont prendre en compte leur biodisponibilité. L'évaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité (TEC/PEC) montre que le Cu (4%), le Zn (89%) et le Pb (36%) sont les éléments pouvant produire des effets occasionnels sur les communautés benthiques, correspondant à la catégorie de risque intermédiaire. Presque toutes nos teneurs restent dans la gamme des seuils NEQ et PNEC. Si nous comparons nos résultats aux valeurs seuils CER et CEP, nous pouvons conclure que les teneurs des sédiments en cuivre sont jugés sans effet sur le milieu, alors que les teneurs en zinc et plomb indiquent la probabilité d'observer des effets néfastes sur les organismes benthiques.

L'identification de la faune macroinvertébrée récoltée, a permis d'établir une liste faunistique pour les deux campagnes dans les seize stations. La population macroinvertébrée a été décrite par plusieurs indices écologiques dont l'abondance relative en US par station, la richesse spécifique et la diversité via l'indice de Shannon et Weaver. Ainsi les résultats obtenus indiquent que la région d'étude, de par son relief et sa topographie, offre une grande diversité de biotopes aquatiques pour le développement de la faune macroinvertébrée benthique. D'un point de vue taxonomique, oued Rhumel et oued Endja hébergent la plus grande richesse taxonomique. Par contre, le barrage est moins riche, vu les conditions environnementales et le substrat benthique offrant moins de micro-habitats favorables à la présence de certains taxons ce qui limite la biodiversité. La présence des ETM dans les macroinvertébrés révèle une contamination intermédiaire pour le cuivre, certaine pour le zinc, et importante pour le plomb et alarmante pour le sélénium et le fer.

La contamination de la faune ichthyologique du barrage Béni Haroun par les métaux (Cu, Zn, Pb, Se et Fe), étudiée via les trois organes de poissons (branchies, foie et muscles) témoignent de la présence des micropolluants chez les poissons prélevés. L'ensemble des résultats obtenus montre que les teneurs enregistrées au niveau des branchies et du foie sont supérieures à celles dans les muscles, donc une accumulation préférentielle à l'intérieur de l'organisme qui est le résultat d'une contamination à caractère chronique.

L'organotropisme chez les quatre espèces étudiées (Brème, Carpe, Carassin et Barbeau) indique que les teneurs les plus élevées sont présentées par le Zn, le Se et le Fe dans les trois organes et surtout dans les branchies. Le foie confirme son rôle bioaccumulateur en Cu. Pour le Pb considéré comme élément toxique, on note une grande variabilité entre organes, mais dans tous les cas, les branchies montrent les valeurs les plus élevées. Pour la variabilité interspécifique, les différentes analyses effectuées montrent que *Cyprinus carpio* et *Carassius carassius* présentent les teneurs les plus élevées dans les organes internes, et particulièrement le foie.

Les résultats de la comparaison des teneurs métalliques entre les trois compartiments étudiés confirment que les teneurs relevées dans les macroinvertébrés sont généralement les plus élevées par rapport à celles trouvées dans les sédiments et les organes de poissons. Le danger de cette pollution métallique dans le milieu aquatique réside dans le risque toxicologique qui peut être induit via la chaîne trophique et l'éventuel impact direct ou indirect sur la santé humaine.

Sur le plan écologique, cette pollution peut perturber l'équilibre biologique du milieu hydrique tel que la dérive écologique et peut porter atteinte aux médiateurs qui règlent les équilibres dans ce milieu. Ainsi il apparaît que la contamination d'un compartiment abiotique d'un écosystème aquatique par les ETM peut engendrer la contamination du compartiment biotique. Le barrage Béni Haroun, tributaire de la qualité des oueds qui l'alimentent, expose les consommateurs aussi bien de l'eau, malgré le traitement, que des produits de la pêche à un risque de toxicité chronique, aussi faible soit-elle, dont il faut mesurer les conséquences vu le caractère cumulatifs des ETM.

Enfin, il faut attirer l'attention sur le fait que cette étude pourra être considérée comme une référence pour les futurs travaux sur le suivi de la qualité écologique du barrage Béni Haroun vu le relatif jeune âge de ce dernier. Les résultats obtenus via la présente évaluation montrent la complexité du système étudié et permettent d'envisager des investigations complémentaires telles que :

- Poursuivre le dosage des autres ETM dont le cadmium, chrome, le nickel, le manganèse et le cobalt sur les mêmes échantillons des trois compartiments, sédiments, faune macroinvertébrée et poissons ;

- Effectuer un échantillonnage en profondeur à l'aide d'une benne ou d'un carottier afin de prélever la couche souhaitée des sédiments dans le barrage pour permettre d'étudier la qualité physico-chimique du sédiment superficiel mais également l'évaluation temporelle de la contamination ;
- Poursuivre cette étude sur plusieurs cycles annuels afin de réunir le maximum d'information sur les niveaux de contamination par les ETM des sédiments et d'autres organismes vivants comme les moules et autres bivalves benthiques;
- Mettre en place le procédé de « caging ou encagement d'organismes » afin d'étudier le processus de contamination et de décontamination, et l'impact des métaux sur certaines fonctions physiologiques (reproduction...);
- Envisager une extraction séquentielle des ETM a des fins de spéciations pour la compréhension de la biodisponibilité des métaux et l'impact de certains ETM sur la faune benthique (bio indication) ;
- Penser à mettre en place un réseau de surveillance des écosystèmes aquatiques par le dosage des métaux lourds et l'utilisation d'organismes bioindicateurs (invertébrés et vertébrés) ;
- Associer les études sur le dosage des métaux lourds dans des organismes vivants à ceux des biomarqueurs (métallothionéine, acétylcholinestérase, peroxydation lipidique).
- Procéder à une surveillance épidémiologique sur la population consommatrice de l'eau et des poissons du barrage.

Références
Bibliographiques

- A.B.H.-C.S.M., 2004.** Les cahiers de l'Agence, Le bassin du Kebir-Rhumel, Agence de bassin hydrographique Constantinoise-Seybouse-Mellegue, Constantine.
- A.N.B. T., 2014.** Agence Nationale des Barrages et Transferts de Mila.
- A.N.B. T., 2017.** Agence Nationale des Barrages et Transferts de Mila.
- Abdel-Khalek A., Elhaddad I., Mamdouh S., & Marie S.M., 2016.** Assessment of Metal Pollution around Sabal Drainage in River Nile and its Impacts on Bioaccumulation Level, Metals Correlation and Human Risk Hazard using *Oreochromis niloticus* as a Bioindicator. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 16, 227-239.
- 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.
- Abrid D., Laafou S., Abdallaoui A., El Hmaidi A & Essahlaoui A., 2014.** Les métaux lourds dans les sédiments de la retenue de barrage Sidi Chahed (région de Meknès, Maroc). *International Journal of Innovative Research in Advanced Engineering (IJIRAE)* 1 (5), 1-5.
- ABRMC., 1991.** Pollution du Rhône. Synthèse des connaissances, Ministère de l'Environnement Français. Lyon: Agence du Bassin du Rhône Méditerranée Corse.
- AEAP., 2002.** Evaluation Détaillé des risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage. Enlèvement des sédiments. Guide méthodologique. EDR Sédiments.148p.
- AEAP., 1990.** Annuaire de la qualité des sédiments du Bassin Artois Picardie (1985-1990). Agence de l'Eau Artois Picardie, France.
- AFNOR., 1986.** Essai des eaux. Dosage de dix éléments métalliques (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag, Cd, Pb) par spectrométrie d'absorption atomique dans la flamme- NF T-90-112 (Septembre, 1986).
- AFNOR., 2009.** Qualité de l'eau-Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. Association Française de Normalisation AFNOR, Paris. XP T 90-333., 15 p.
- Afri F.Z & Pauwels J.M., 1983.** Facteurs physico-chimiques et présence de Diatomées dans l'oued Rhumel. *Mém. Soc. Hist. Nat. de L'Afrique du Nord*, 13 :131-144.
- Afri-Mehennaoui F.Z., 1998.** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister en Ecologie. Université de Constantine. 238 p.

- Afri-Mehennaoui F.Z., 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., 2004.** Assessment 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 des sédiments de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug et leur transfert vers une plante semi-aquatique: *Rorippa Nasturtiumaquaticum* (L.). *Science et Technologie*, 29, 45-55.
- Afri-Mehennaoui, F.Z ; Sahli L ; Zeriref, N & Mehennaoui, S., 2009.** Niveau de contamination par les éléments traces métalliques, des sédiments des oueds Rhumel et Sakiet Roum, dans la zone industrielle du complexe de l'Entreprise Nationale des Machines des travaux publics (ENMTP) et Constantine (Algérie). *International Symposium Proceedings Environment and Transport in différent Contexts ; Ghardaia Algeria 16-18 Fev. 2009 ;* Ed. R. Kerbachi, R. Joumard, M. Boughedaoui, T. Goger ; Volume 2 pp 80-88.
- Agah H., Leermakers M., Elskens M & Rez Fatemi M., 2009.** Willy Baeyens Accumulation of trace metals in the muscle and liver tissues of five fish species from the Persian Gulf. *Environ Monit Assess.* 157,499–514.
- Agence Française de l'Eau (SEQ-eau), 1999.** Les études des Agences de l'Eau. Système d'Évaluation de la Qualité des cours d'eau. Rapport de présentation. SEQ-Eau. 59 p.
- Agouridis C.T., Wesley E.T., & Sanderson T.M., 2015.** Aquatic Macroinvertebrates : Biological Indicators of Stream Health. University of Kentucky. College of Agriculture, Food and Environment *Cooperative Extension Service*, 228-231.
- Aina MP., Degila H., Chikou A., Adjahatode F & Matejka G., 2012.** Risk of intoxication by heavy metals (Pb, Cd, Cu, Hg) connected to the consumption of some halieutic species in lake Nokoue: Case of the *Penaeus shrimps* and the *Sarotherodon melanotheron*. *british journal of science*, 5 (1)104-118.
- Allalgua A., Kaouachi N., Boualeg C., Ayari A., 2017.** Caractérisation Physico-Chimique Des Eaux Du Barrage Foum El-Khanga (Région De Souk-Ahras, Algerie). *European Scientific Journal*, 13(12)258-275.
- Allen-Gil S.M., Gubala C.P., Landers D.H., Lasorsa B.K., Crecelius E.A., Curtis L.R., 1997.** Heavy metal accumulation in sediment and freshwater fish in US Arcticlakes. *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 733-741.

- Almeida J.A., Diniz Y.S., Marques S.F.G., Faine L.A., Ribas B.O., Burneiko R.C., & Novelli E.L.B., 2002.** The use of the oxidative stress responses as biomarkers in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to in vivo cadmium contamination. *Environment International*, 27(8), 673- 679.
- 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.
- Amadi A.N., 2012.** Quality Assessment of Aba River Using Heavy Metal Pollution Index. *American Journal of Environmental Engineering*, 2,45-49.
- Amara R., 2011.** Impact de la pollution sur les écosystèmes côtiers : exemple de la Manche orientale. VertigoO - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Hors-série 9 | Juillet 2011, mis en ligne le 13 juillet 2011. URL : <http://vertigo.revues.org/10990>.
- Amundsen P. A., Staldivik F. J., Lukin A.A., Kashulin N.A., Popova O.A., & Reshetnikov Y.S., 1997.** Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. *Science of the Total Environment*, 201(3),211-224. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)84058-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)84058-2)
- Anras L & Guesdon S., 2007.** Hydrologie des marais littoraux - *Mesures physicochimiques de terrain* Collection “Marais Mode d’emploi”, Ed. Forum des Marais Atlantiques, 76 pages.
- APRHM., 2017.** L’Agence de la Pêche et des Ressources Halieutiques Mila.
- Arambourou H., 2013.** Stress toxique et variations de forme chez *Chironomus riparius* (Insecte, Diptère). Thèse de Doctorat en science. Université de Lorraine.194p.
- Archaimbault V & Dumont B., 2010.** Des outils pour surveiller la qualité des eaux par des organismes indicateurs : L’indice biologique global normalisé (IBGN), principes et évolution dans le cadre de la directive cadre européenne sur l’eau. *Sciences Eaux & territoires* (1), 36-39.
- Asante F., Agbeko E., Addae G & Quainoo A.K., 2014.** Bioaccumulation of Heavy Metals in Water, Sediments and Tissues of Some Selected Fishes from the Red Volta, Nangodi in the Upper East Region of Ghana. *British Journal of Applied Science and Technology*, 4, 594-603.
- Attal M., & Arab A., 2013.** Estimation de la croissance de la population de *CIPCA4"TAGHIT(Bechar) – ALGERIA*, (4), 143- 148.
- Ayejuyo O, Omojole M, Ojoniyi J (2010)** Sediment load and bioconcentration of heavy metals by shrimp (*Peaneus notalis*) from Epe Lagoon, Nigeria. *Environ Monit Assess* 163, 295–301.
- Babut M & Perrodin Y., 2001.** Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage. Centre d’Etudes Techniques Maritimes et Fluviales. 47p.

- Bachasson B., 2012.** Mise en valeur des étangs. 3^{ème} édition. Lavoisier. Paris.168p.
- Bachouche S., Houma F., Gomiero A & Belkessa A., 2017.** Distribution and Environmental Risk Assessment of HeavyMetal in Surface Sediments and Red Mullet (*Mullus barbatus*) from Algiers and BouIsmaïl Bay (Algeria). *Environmental Modeling and Assessment* , 1-19.
- Baghdadi Mazini D., 2012.** Pollution de l'environnement marin et santé humaine : Mesure, évaluation et Impact des contaminants chimiques et biologiques dans les produits de la pêche au niveau du littoral marocain. Thèse de Doctorat en science. Université Abdelmalek Essaadi.
- Bagnoul S & Gaussen H ., 1957.** Les climats Biologiques et leurs Classifications, Annaba. Géogr. Fr. 355: 193-220.
- Baraj B., Niencheski F., Fillmann G., De Martinez C & Martins G., 2010.** Assessing the effects of Cu, Cd, and exposure period on metallothionein production in gills of the Brazilian brown mussel *Perna perna* by using factorial design. *Environ Monit Assess.* DOI 10.1007/s10661-010-1725-8
- Baras E & Philippart J.C., 1999.** Adaptation and evolutionary significance of a reproductive thermal threshold in barbus barbus; *J Fish. Biol*, 55, 354-375.
- Baras E., 1997.** Environmental determinants of residence area selection by barbus in the river
- Barbosa-Vasconcelos A., Mendes A., Lopes E., Machado A., Bordalo A., Vaz-Pires P., Vieira N., Martins da Costa P & Bessa L., 2018.** River water analysis using a multiparametric approach: Portuguese river as a case study. *Journal of Water and Health* 16(6), 991-1006.
- Bartoli G., Papa S., Sagnella E & Fioretto A., 2012.** Heavy metal content in sediments along the Calore river : Relationships with physicochemical characteristics. *Journal of Environmental Management* , 95, S9-S14.
- Beaufort A., 2015.** Température des cours d'eau : analyse des données et modélisation : application au bassin de la Loire Rapport final. Université François-Rabelais de Tours.66p.
- Beauger A., 2008.** Bio-évaluation de la qualité de l'eau: établissement d'un protocole d'échantillonnage simplifié, basé sur la collecte des macroinvertébrés benthiques sur les seuils des rivières à charge de fond graveleuse. Biodiversité et Ecologie. Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II; Université d'Auvergne - Clermont-Ferrand I. 160p.
- Beck A., 2011.** Contribution à l'étude de la contamination par les polluants organiques persistants et les métaux lourds des animaux de la chaîne alimentaire du bassin versant de la Loire : cas particulier des Poissons. Thèse d'Etat de Doctorat Vétérinaire. Université Claude-Bernard - Lyon I. 144p.
- Belabed B., 2010.** La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques ». Thèse de Doctorat en Sciences. Université Badji Mokhtar Annaba. 199p.

- Belabed B., Djabourabi A & Bensouilah M., 2008.** Teneurs en Plomb, Cadmium, Mercure et Zinc relevées dans la chair de la moule, *Perna perna*, dans le littoral d'Annaba. *Revue Synthèse*, 18, 12-22.
- Belabed B., Meddour A., Samraoui B., & Chenchouni H., 2017.** Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environ Monit Asses*, 189, 265-284.
- 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 B., Assali H.N., Leblans M., & Srhiri A., 2005.** Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (M aroc) *Afrique SCIENC*, 01(1), 109-125.
- Ben moussa A., Chahlaoui A., Rour E & Chahboune M., 2014.** Diversité taxonomique et structure de la macrofaune benthique des eaux superficielles de l'oued khoumane. Moulay idriss Zerhoun, Maroc (Taxonomic diversity and structure of benthic macrofauna of surface water of Khoumane River. Moulay idriss Zerhoun, Morocco). *J. Mater. Environ. Sci*, 5 (1), 183-198.
- Ben Salema Z., Capellia N., Laffraya X., Elise G., Ayadi H & Aleya L., 2014.** Seasonal variation of heavy metals in water, sediment and roachtissues in a landfill draining system pond (Etueffont, France). *Ecological Engineering*, 69, 25–37.
- Benayache N.Y., 2014.** Evaluation du niveau de la pollution organique des eaux des barrages Hammam Grouz et Béni-Harroun. Mémoire de Master en ecologie et environnement. Université Constantine 1. 43p.
- Benetti C.J., Perez-Bilbao A & Garrido J., 2012.** Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality in Running Waters: 10 Years of Research in Rivers with Different Degrees of Anthropogenic Impacts, *Ecological Water Quality - Water Treatment and Reuse*, Dr. Voudouris (Ed.), ISBN: 978-953-51-0508- 4, In Tech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/ecological-water-quality-water-treatment-andreuse/>
- Benguedda-Rahal W., 2012.** Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaine trophique du littoral extrême ouest algérien. Thèse de doctorat en science. Université de Tlemcen. 149p.
- Benoit-Chabot V., 2014.** Les facteurs de sélection des bio indicateurs de la qualité des écosystèmes aquatiques : élaboration d'un outil d'aide à la decision. Maîtrise En Environnement. Université de Sherbrooke. 104p.
- Bernadet C., 2013.** Biodiversité des communautés de macroinvertébrés benthiques de la Martinique : conception d'un indice de qualité biologique des rivières et écologie fonctionnelle des bioindicateurs. Thèse de Doctorat. Université Toulouse III Paul Sabatier (UT3 Paul Sabatier). 274p.

- Berrebi P., Kraiem M.M., & Doadrio I., 1995.** Ecological and Genetic Differentiation of Barbus-Callensis Populations in Tunisia. *Journal Of Fish Biology*, 47(5), 850- 864.
- Berryman D., St-Onge J., Gendron A & Brochu C., 2003.** L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la Rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel. Ministère de l'Environnement Gouvernement du Québec. 47p.
- Bervoets L & Blust R., 2003.** Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environmental Pollution* 126(1): 9-19.
- Billard R., Gaillard P.J & Boer H.H., 1978.** Endocrine controle of the Teleost reproductive cycle and its relation to external factors, Salmonid and Cyprinid models; In *Comp Endocrinol. Elsevier Biomed Press Amsterdam*, 37-48.
- Biotop., 2014.** Etat des lieux de la flore et la faune du creek de la Baie Nord suite a un déversement accidentel d'un effluent industriel au sein du creek de la Baie Nord. Nouvelle-Caledonie - Province Sud Commune Du Mont-Dore. 31p.
- Birolleau A., 1987.** Arsenic et sélénium dans les sédiments hydrothermaux. Thèse de Doctorat. Université de Rennes. 260p.
- Bisson M, Gay G, Guillard D, Ghillebaert F & Tack K., 2011.** Sélénium et ses composés. INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. 133 p.
- Bliefert C. & Perraud R., 2001.** Chimie de l'Environnement : air, eau, sols, déchets. Traduction et adaptation française : De Boeck Universités. a. Paris, France et Bruxelles, Belgique. (Originally published in the German language by Wiley-VCH Verlag GmbH, 1997, 2ème Eds).496 p.
- Boissonneault Y., 2006.** Le suivi écologique des rivières au Québec: comparaison des bioindicateurs basés sur les invertébrés et les diatomées benthiques. Mémoire présenté à l'université du Québec à Trois-Rivières, Maroc. 137p.
- Bouchelouche D., Derradji N & Arab A., 2013^a.** L'utilisation des méthodes biologiques pour l'estimation de la qualité de l'eau du réseau hydrographique d'oued El Harrach (wilayates de Blida et d'Alger). USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems""CIPCA4"TAGHIT (Bechar) – ALGERIA, 19-21 November, 2013. 239-245.
- Bouchelouche D., Hamzaoui D., Hafiane M., Mebarki M & Arab A., 2013^b.** Recherche du mercure dans l'eau et dans le benthos dans le réseau hydrographique d'Oued El Harrach (wilayates de Blida et d'Alger). USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems""CIPCA4"TAGHIT (Bechar) – ALGERIA, 19-21 November, 2013. 232-238.

- Bouhadiba S., 2018.** Etude de l'éco-biologie et la contamination métallique du Mugil cephalus (Linnée, 1758) pêché dans le littoral occidental algérien. Thèse de Doctorat en science. Université d'Oran 1. 221 p.
- Boumehres A., 2010.** Etude comparative des techniques d'extraction des éléments traces métalliques dans le foie, le rein et le lait et leur détermination par Spectrophotométrie d'absorption atomique (flamme et four graphite). Mémoire de Magister. Université Mentouri Constantine. 89p.
- Bourg A.C.M & Loch J.P.G., 1995.** Mobilization of heavy metals as affected by pH and redox conditions. *In Biogeochemistry of pollutants in soils and sediments: Risk Assessment of delayed and non-linear responses*, Ed. *Salomons W and Stigliani WM*, Berlin, Allemagne: Springer, 247-307.
- Bournaud M & Keck J., 1980.** Diversité spécifique et structure des peuplements macroinvertébrés benthiques au long d'un cours d'eau : Le Furans (Ain). *Acta Oecologica, Oecol. Gener*, Vol 1, n°2 : 131-150.
- Brahmi S., 2014.** Comportement des éléments chimiques dans les eaux de surface du barrage de Béni Haroun (Est algérien). Mémoire Présenté en vue de l'obtention du diplôme de magister en hydrogéologie. Université de Tébessa .132p.
- Bremond R. & Vuichard R., 1973.** Les paramètres de la qualité des eaux. Eds. La documentation française, Paris. 173 p.
- Brix K.V., Toll J.E., Tear L.M., DeForest D.K. & Adams W.J., 2005;** Setting site-specific water-quality standards by using tissue residue thresholds and bioaccumulation data. Part 2. Calculating site-specific selenium water-quality standards for protecting fish and birds. *Environ. Toxicol. Chem.*, 24, p. 231-237.
- Bruslé J., & Quignar, J.P. 2013.** Biologie des Poissons d'eau douce européens. 2^{ème} édition. Lavoisier, Paris. 740p.
- Callender E., 2003.** Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. *US Geological Survey, Westerly, RI, USA*, 67-100.
- Canli M., Kalay M., & Ay O., 2001.** Metal (Cd, Pb, Cu, Fe, Zn, Cr, Ni) Concentrations in tissues of a Fish *Sardina pilchardus* and a Prawn *Peaenus japonicas* from three Stations on the Mediterranean Sea. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 67, 75-82.
- Canli M & 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.
- Casas S., Cossa D., Gonzalez J.L., Bacher C & Andral B., 2004.** Modelling trace metal accumulation in the Mediterranean mussel, *Mytilus galloprovincialis*. *Rap Comm int Mer Médit*, 37, 306-308.
- Casellato S, Salin M.L & Lorenzet T., 1980.** Applicability of Verneaux and Tuffery's Biotic Index to a study of the macrobenthos in the River Brenta (Northern Italy), *Bolletino di zoologia*, 47(1-2), 53-61.

- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.** Détermination des métaux et du phosphore dans les sédiments : méthode par Spectrométrie au plasma d'argon après minéralisation acide, ma. 205 – mét/p 1.0. Ministère de l'environnement du Québec, 18 p.
- CETMEF, 2011.** Dragage d'entretien des voies navigables, aide à l'élaboration et au suivi d'un plan de gestion pluriannuel. 185 p.
- Chahid A., 2016.** Quantification des éléments traces métalliques (cadmium, plomb et mercure total) de certains produits de la pêche débarqués dans la zone Essaouira-Dakhla : Evaluation des risques sanitaires. Thèse de Doctorat. Université Ibn Zohr. 172p.
- Chen M.H & Chen C.Y., 1999.** Bioaccumulation of sediment bound heavy metals in grey mullet, *Liza macrolepis*. *Mar. Pollut. Bull.*, 39 (1–12): 239–244.
- Chen W.J., & Mayden R.L., 2009.** Molecular systematics of the Cyprinoidea (Teleostei: Cypriniformes), the world's largest clade of freshwater fishes: Further evidence from six nuclear genes. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 52(2), 544–549.
- Ciutat A., 2003.** Impact de la bioturbation des sédiments sur les transferts et la biodisponibilité des métaux - approches expérimentales. Thèse de doctorat en science. Université de Bordeaux I. 437p.
- Cocquerez S & Iribarne F., 2017.** La qualité de l'eau des cours d'eau en Creuse. Conseil Départemental de la Creuse. 46p.
- Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures., 1984.** Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens, Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les nitrites et les poissons d'eau douce. Doc.Tech. CECPI, (46): 21 p.
- Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures., 1988.** Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens, Rapport révisé sur les effets produits par la combinaison de toxiques dans l'eau sur les poissons d'eau douce et sur d'autres formes de vie aquatique. *Doc.Tech.CECPI*, (37)Rev.1:65 p.
- Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR), 2011.** Rapport sur la contamination de la faune piscicole par des polluants dans le bassin du Rhin Analyses en cours et analyses achevées dans les Etats riverains du Rhin 2000 – 2010. Rapport 195f.doc. 67p.
- Coulibaly A., Monde S., Wognin V. & Aka K., 2009.** Analyse des éléments traces métalliques (ETM) dans les baies estuariennes d'Abidjan en Côte d'Ivoire. *Afrique Science* 05(3), 77-96.
- Cronin M., Davies I.M., Newton A., Pirie J.M., Topping G & Swan S., 1998.** Trace metal concentrations in deep sea fish from the North Atlantic. *Mar. Enviro. Res.* 45, 225–238.

- Croese R., Dethier M & Cuppen J., 2004.** Les invertébrés des eaux du Turon (commune de Theux). *Bulletin S.R.B.E/K.R.V.E*, 140, 35-42.
- Cusimano R., Brakke D & Chapman G., 1986.** Effects of Ph on the Toxicities of Cadmium Copper and Zinc to Steelhead Trout (*Salmo-gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci*, 43, 1497– 1503.
- Dahri N., Atoui A., Ellouze M., & 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.
- Dallinger R., Prosi F., Segner H & Back H., 1987.** Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia* (Berlin), 11, 77–87.
- Dauguet S., Denaix L., Nguyen C., Royer E., Levasseur P., Potin-Gautier M., Lespes G., Parat C., Héroult J., Coudure R., Chéry P., Devert M., Robert N & Pouech P., 2011.** Mesure des flux d'éléments traces (Pb, Cd, As, Cu, Zn) dans les sols, végétaux, porcs et lisiers des exploitations porcines du Sud-Ouest. *Innovations Agronomiques*, 17, 175-190.
- Derwich E., Beziane Z., Benaabidate L & Belghyti D., 2008.** Evaluation de la qualité des eaux de surface des Oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraichère au Maroc. *Larhyss Journal*, 7, 59-77.
- Devallois V., 2009.** Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux. Thèse de doctorat. Université de Provence. 277p.
- Devesa-Rey R., Díaz-Fierros F & Barral M., 2010.** Assessment of enrichment factors and grain size influence on the metal distribution in riverbed sediments (Anllóns River, NW Spain). *Environ Monit Assess.* 1-18.
- Devillers J, Squilbin M, Yourassowsky C., 2005.** Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement / Observatoire des Données de l'Environnement 1 / 16. Les données de l'IBGE : "L'eau à Bruxelles" 16p.
- Diop C., 2014.** Etude de la contamination, de la spéciation et de la biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les eaux et sédiments côtiers et estuariens au Sénégal : Evaluation de la toxicité potentielle. Thèse de doctorat d'état. Université de Lille 1. 199p.
- Diop C., Dewaele D., Toure A., Cabral M., Cazier F., Fall M., Ouddane B. & Diouf, A., 2012.** Étude de la contamination par les éléments traces métalliques des sédiments côtiers au niveau des points d'évacuation des eaux usées à Dakar (Sénégal). *Revue des sciences de l'eau*, 25(3), 277–285.
- Djeddi H & Laouar H., 2001,** pollution métallique et qualité biologique par les macroinvertébré du l'oued el Rhumel dans la zone urbaine de Constantine, Mémoire de fin d'étude. Université Mentouri Constantine. 159p.

- Djeddi H., Kherief Necereddine.,S., Keddari D & 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 May 2018*, 14(15) 269-286.
- Dopagne C & Dethier M., 2000.** Insectes et mollusques aquatiques des étangs « les cours » Bolland (Pays de Herve, Belgique). *Natura Mosana*, (53), 51-64.
- DPM., 2016.** Direction de la Pêche Mila.
- Du Laing G., Meersa E., Dewispelaerea M., Vandecasteeleb V & Rinklebec J., 2009.** Heavy metal mobility in intertidal sediments of the Scheldt estuary: Field monitoring. *Science of the environment*. 407, 2919-2930.
- Dubost-Ebersveiller N., 1996.** Voies de diversification de l'élevage de la carpe *Cyprinus carpio L.* En Lorraine : Avantages, contraintes et limites. Thèse de doctorat en science. Université de Metz. 208p.
- Duchemin M & Hébert S., 2014.** Les métaux dans les rivières du sud-ouest du Québec (2008-2011), Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-71296-1 (PDF), 24 pages, 17 annexes.
- Dumontier M & Dethier M., 1993.** Macroinvertébrés et qualité biologique des affluents français du lac Lemman. *Rapp.comm.int.prot.eaux Lémon contre pollut., Campagne 1992*, 1993, 233-254.
- Dural M., Göksu M.Z.L., & Özak, A.A., 2007.** Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food Chemistry*, 102(1), 415-421. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.03.001>
- Ekeanyanwu C.R., Ogbuinyi C.A & Etienajirhevwe O.F., 2010.** Trace Metals Distribution in Fish Tissues, Bottom Sediments and Water from Okumeshi River in Delta State, Nigeria. *Ethiopian Journal of Environmental Studies and Management*, 3 (3)13-17.
- El Morhit M., 2009.** Hydrochimie, éléments traces métalliques et incidences écotoxicologiques sur les différentes composantes d'un écosystème estuarien (Bas Loukkos). Thèse Univ. Mohamed V, FS. Rabat. p 260.
- El Morhit M., Fekhaoui M., El Abidi A., Yahyaoui A., 2012.** Contamination métallique des muscles de cinq espèces de poissons de l'estuaire du Bas Loukkos (Cote Atlantique Marocaine). *ScienceLib Editions Mersenne*, 4(120116) 1145-1150.
- Elazhari A., 2013.** Etude de la contamination par les éléments traces métalliques des sédiments de l'oued Moulouya et de la retenue du barrage Hassan II en aval de la mine abandonnée Zeïda, Haute Moulouya. Mémoire de Master Sciences et Techniques. Université Cadi Ayyad. Marrakech.115p.
- El-Ishaq A, Omotayo AR & Hussaini I., 2016.** Determination of Some Trace Elements Cu, Fe, Pb And Zn In The Gills, Muscle and Tissues of *Claria gariepinus* and *Oreochromis niloticus* Found Along River Yobe. *Journal of Medical and Biological Science Research*, 2 (1), 27-32.

- Elliot JM & Décamps H., 1973.** Guide pour l'analyse statistique des échantillons d'invertébrés benthiques. *Annls Limnol.* (2), 79-120.
- Elnabris K. J., Muzyed S. K., & El-Ashgar N. M., 2013.** Heavy metal concentrations in some commercially important fishes and their contribution to heavy metals exposure in palestinian people of Gaza Strip (Palestine). *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences*, 13(1), 44- 51.
- Emad A. M., Zaidan T.A & Al-Rawi A.S., 2012.** Assessment of Heavy Metals Pollution in the Sediments of Euphrates River, Iraq. *Journal of Water Resource and Protection*, 4, 1009 -1023.
- Emourgeon V., 2014.** Estimation de la biodisponibilité des métaux particuliers : approches en laboratoire et *in situ* avec *Dreissena Polymorpha*, moule d'eau douce. Thèse de Doctorat. L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech). 217p.
- Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec., 2007.** Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. 39 pages.
- Environnement Canada., 1998.** Canadian sediment quality guidelines for lead: Supporting document. Service de la conservation de l'environnement, Direction générale de la science des écosystèmes, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations et des normes, Ottawa. Ébauche.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2004.** FishStatJ – Universal software for fishery statistical time series. Cultured aquatic species fact sheets *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758).15p.
- 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., 2017.** Cultured Aquatic Species Information Programme *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) Fisheries and Aquaculture Department disponible en ligne le 15/08/2017 sur http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Cyprinus_carpio/en
- FAO/OMS., 2011.** List of Maximum Levels for Contaminants and Toxins in Foods. Joint FAO/WHO food standards programme Codex Committee on Contaminants in Foods. Fifth Session, Hague, Netherlands, 89 p.
- Farkas Anna., Janos Salanki & Andras Specziar., 2003.** Age and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low contaminated site. Pergamon, *Water Research*, 37 : 959–964.
- Fauconnier N., Dreau A & Monso A., 2011.** Etude de risque associé aux sédiments dans le cadre de la réouverture expérimentale du tunnel du Rove. GPM. 109p.

- Fawole O.O., Yekeen T.A., Adewoye S.O., Ogundiran M.A., Ajayi O.E. & Nwaiya M.N., 2013.** Nutritional qualities and trace metals concentration of six fish species from Oba reservoir, Ogbomoso, Nigeria. *African Journal of Food Science* , 7(8), 246-252.
- Fekhaoui M., 1983.** Toxicité cinétique de trois polluants métalliques majeurs chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), le chrome le cuivre et le zinc. Thèse de troisième cycle, université de Claude Bernard- Lyon, 125p.
- Fergani H & Arab A., 2013.** Utilisation des macroinvertébrés benthiques comme bioindicateurs de pollution d'Oued El-Harrach. USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems" CIPCA4 TAGHIT (Bechar) – ALGERIA, 19-21 November, 2013. 205-212.
- Fernandes C., Fontainhas-Fernandes A.D., Cabral D & Salgado M.A., 2008.** Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz-Paramos lagoon, Portugal. *Environ Monit Assess* , 136:267–275
- Ferreira M., Caetano M., Costa J., Pousão-Ferreira P., Vale C & Reis-Henriques M. A., 2008.** Metal accumulation and oxidative stress responses in, cultured and wild, white seabream from Northwest Atlantic. *Science of the Total Environment*, 407(1), 638- 646.
- Flück R., Campiche S., De Alencastro L.F., Benoît L.R., Ferrari J.D., Santiago S., Santiago S., Werner I & Chèvre N., 2012.** Surveillance de la qualité des sédiments. État actuel des méthodes disponibles et mise en place de recommandations. *Aqua & Gas*, 4,18-22.
- Flyhammar P., 1997.** Estimation of heavy metal transformations in municipal solid waste. *Sci. Total Environ*, 198, 123–133.
- Forbes V.E & Forbes T.L., 1997.** Ecotoxicologie Théorie et applications. Ed. INRA (Paris). Presses des imprimeries Maury, Millau. 256p.
- Förstner U & Wittmann G.T.W., 1981.** Net pollution in the aquatic environment. Springer Verlag, Berlin-New York, 486 p.
- Forstner U., Aslf W., Calmano W., Kersten M., Salomons W., 1986.** Mobility of heavy metals in degraded harbor sediments. In *Sediments and Water interactions*, Sly-Peter-Ged., Springer- Verlag New York, United States, 371-380.
- Fournier E., 2005.** Bioaccumulation du sélénium et effets biologiques induits chez le bivalve filtreur *Corbicula fluminea*. Prise en compte de l'activité ventilatoire, de la spéciation du sélénium et de la voie de contamination. Thèse de Doctorat en science. L'université Bordeaux 1. 252 p.
- Gandar A., 2015.** Réponse aux stress multiples chez les poissons : effets croisés de la température et des cocktails de pesticides. Thèse de Doctorat. Ecologie, Environnement. Université Paul Sabatier - Toulouse III, 309p.

- Gangbazo G., 2004.** Gestion intégrée de l'eau par bassin versant : concepts et applications. Ministère de l'Environnement 675, boulevard René-Lévesque Est Québec (Québec) Canada. 46p.
- Gardner C., 2013.** The behaviour and ecology of adult common bream *Abramis brama* (L.) in a heavily modified lowland river (Doctoral dissertation, University of Lincoln).189p.
- Gaujous D., 1995.** La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. Eds Technique et Documentation Lavoisier, 220 p.
- Gauthier N., 1996** L'impact des polluants métalliques (As, Hg, Pb) sur les invertébrés d'eau douce. DESS en Informatique documentaire. Université Claude Bernard. Lyon I. 48p.
- GEODE., 2012.** Suivis environnementaux des opérations de dragage et d'immersion. Guide méthodologique. EGIS. Décembre 2012. 18p.
- GEODE., 2016.** Bonnes pratiques pour la caractérisation des matériaux en vue d'une opération de dragage et d'immersion en milieu marin et estuarien. EGIS. Novembre 2016. 118p.
- Giamberini L., 1993.** Etude des mécanismes de transport et de détoxification des métaux lourds chez la moule d'eau douce *Dreissena polymorpha* : rôle des hémocytes et des organes du système excréteur (histologie, ultrastructure, microanalyse). Biologie animale. Université Paul Verlaine – Metz.196p.
- Gilbin R., 2001.** Caractérisation de l'exposition des écosystèmes aquatiques à des produits phytosanitaires : spéciation, biodisponibilité et toxicité. Exemple du cuivre dans les eaux de ruissellement de parcelles viticoles (Roujan, Hérault, France). Thèse en cotutelle : université Montpellier 1 et Faculté des Sciences de l'Université de Genève, 192p.
- Gnohossou PM., 2006.** La faune benthique d'une lagune ouest africaine (le Lac Nokoue au Bénin), diversité, abondance, variations temporelles et spatiales, place dans la chaîne trophique. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse. 169p.
- Godin J., 2005.** Les espèces animales invasives des milieux aquatiques et humides du Bassin Artois-Picardie. Agence de l'eau Artois-Picardie. 56p.
- Grahn O., 1990.** Fish kills in two moderately acid lakes due to high aluminum concentration. Dans: ecological impact of acid precipitation. *Sncf. Projet. Sandejord, norway*, 310–311.
- Grall J. & Coïc N., 2005.** Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT. 87p.
- Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau - G3E., 2013.** Les capsules du G3E-
http://www.g3ewag.ca/programmes/capsules/courseau/physicochimie/oxygene_dissous.html

- Grumiaux G.F., Demuynek S., Lepretre A & 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.* R. PROST Ed., INRA, CD-Rom, Paris.
- GT IBMA., 2016.** *Carassius carassius*. Base d'information sur les invasions biologiques en milieux aquatiques. Groupe de travail national Invasions biologiques en milieux aquatiques. UICN France et Onema.
- Gunnar F., Nodberg.Bruce A., Nodberf F.W & Friberg L., 2007.** Handbook on the toxicologie of metals. 3^{eme} edition. Academic Press, 1024 p.
- Habila S., 2018.** Evaluation du risque écologique et sanitaire de la contamination des eaux et des sédiments d u barrage Beni Haroun (Wilaya de Mila). Thèse de doctorat en science. Université 8 Mai 1945 de Guelma. 177p.
- Hakanson L., 1980.** Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14 (5) 975-1001.
- Hamilton S., & Mehrle P.M., 1986.** Métllotioneines in fish: review of its importance in assessing stress from metal contaminants. *trans.am.fish.sco*, 115, 596-609.
- Hamilton S.J. & Buhl K.J., 2004.** Selenium in water, sediment, plants, invertebrates, and fish in the Blackfoot River drainage; *Water Air and Soil Pollut.*, 159(1-4) 3-34.
- Hampel M., Blasco J & Díaz M.L.M., 2016.** Biomarkers and Effects M. In *Marine Ecotoxicology: Current Knowledge and Future Issues*. Academic Press, 121- 165.
- Hamzeh M., Ouddane B., Daye M & Halwani J., 2014.** Trace Metal Mobilization from Surficial Sediments of the Seine River Estuary. *Water Air Soil Pollut.* 225,1878 -1892.
- Handy R.D & Eddy F.B., 1991.** Effects of Inorganic Cations on Na⁺ Adsorption to the Gill and Body-Surface of Rainbow-Trout *Oncorhynchus mykiss* in Dilute-Solutions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*, 48, 1829–1837.
- Haouchine S., 2011.** Recherches sur la faunistique et l'écologie des macroinvertébrés des cours d'eau de Kabylie. Mémoire de magister. Université Mouloud Mammeri, Tizi ouzou. 116p.
- Has-Schön E., Bogut I., Kralik G., Bogut S., Horvatić J & Čačić I., 2008.** Heavy metal concentration in fish tissues inhabiting waters of "Buško Blato" reservoir (Bosnia and Herzegovina). *Environ Monit Assess*, 144:15–22.
- Hayzoun H., 2014.** Caractérisation et quantification de la charge polluante anthropique et industrielle dans le bassin du Sebou. Thèse de doctorat d'état. Université de Toulon, 175p.
- Hébert S. & Légaré S., 2000.** *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes.

- Hodson P.V., 1988.** The effect of metal metabolism on uptake disposition and toxicology in fish. *Aquat. Toxicol*, **II**, 3-18.
- Honoré M., 1994.** Mise au point d'une méthodologie d'étude des sédiments contaminés par les métaux lourds en préalable à des opérations de curage. Agence de l'eau Artois Picardie. 70p.
- Huchet P., 2009.** Etude complémentaire au diagnostic DCE sur le lac de référence d'Anterne - Etude de la contamination toxique dans les poissons de deux lacs d'altitude, comparaison avec les grands lacs alpins. *Fédération de Haute-Savoie pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique*, 15p + annexes.
- Ifremer., 2006.** Surveillance du Milieu Marin - Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin - Edition 2006. 56 p.
- Ifremer., 2013.** Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2012. Rapport RSL-13/2013, 266 p.
index: proposal for freshwater monitoring based on trace metal accumulation in fish. *Tiscia*,
- INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), 2004.** Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique. Paris: INERIS. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Direction de l'Eau. Unité "Evaluation des Risques Ecotoxicologiques", 85p.
- Jean C., Séraphin N., Alexandre N & Victor K., 2015.** Influence du substrat sur la répartition des macroinvertébrés benthiques dans un système lotique : cas des rivières Gombe, Kinkusa et Mangengenge. ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991-8631 (Print). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 9(2): 970-985 p.
- Jeziarska B & Witeska M., 2005.** The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. In *Soil and water pollution monitoring, protection and remediation*, 107- 114.
- JORF., 2006.** Arrêté du 9 août 2006 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins, estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux relevant respectivement des rubriques 2.2.3.0, 4.1.3.0 et 3.2.1.0 de la nomenclature annexée au décret no 93-743 du 29 mars 1993, modifié par arrêté du 17 juillet 2014, relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins, estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux.
- Jourdan MS & Petit ME., 2000.** Biologie de l'étang du Vignoble : état des lieux. *directive Cadre sur l'eau*. 2000/60/CE. 18p.
- Kalay M & Canli M, Elimination of Essential (Cu, Zn,) and Non-Essential (Cd, Pb) Metals from Tissues of Freshwater Fish *Tilapia zilli*.** *Turkish Journal of Zoology*, 2000 (24) 429-436.
- Karayucel S & Karayucel I., 2000.** The effect of environment factors, depth and position on the growth and mortality of raft-cultured blue mussels (*Mytilus edulis* L.). *Aquaculture Research* 31, p. 893- 899.

- Karrouche L & Chahlaoui A., 2009.** Bio-évaluation de la qualité des eaux de l'oued boufekrane (meknes, maroc). *Biomatec Echo*, 3(6) 6 – 17p.
- Kenney MA., Sutton-Grier A.E., Smith R.F & Gresens S.E., 2009.** Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The intersection of science and policy. *Terrestrial Arthropod Reviews*. 2, 99–128.
- Kerdoud S., 2006.** Le bassin versant de Béni Haroun : eau et pollution mémoire présenté pour l'obtention du diplôme de Magister en Aménagement du territoire. Université Mentouri- Constantine. 128p.
- Kherief Necereddine S., 2019.** Etude de l'évolution de la qualité écologique des eaux et inventaire de la microflore aquatique du barrage de Béni Haroun. Thèse de Doctorat en science. Université des Frères Mentouri Constantine1. 164p.
- Kherief Necereddine S., Djeddi H., Benayach N.Y & Mehennaoui F.Z., 2018.** Dynamique Des Eléments Nutritifs Et Du Phytoplancton Dans Le Barrage Béni Haroun Dans l'Est Algérien. *European Scientific Journal April 2018 edition Vol.14*, No.12:111-129.
- Kito H., et al ., 1982.** Separation and purification of (Cd, Cu, Zn) metallothionein in carp hepto pancreas, 1 Comp. *Biochem. and Physiol*, 73C, 121-127.
- Korbaa M, Bejaoui M & Boumaiza M, 2009.** Variation spatio-temporelle de la structure de l'éphéméroptérofaune dans l'oued Sejenane (Ichkeul, Tunisie septentrionale). *Revue des sciences de l'eau*, 22(3), 373–381.
- Koudenoukpo CZ., Chikou A., Togouet Zebaze S.H, Mvondo N., Hazoume R.U.S., Houndonougbo P.K., Mensah G.A & Laleye P.A., 2017.** Zooplanctons et Macroinvertébrés aquatiques : vers un assemblage de bioindicateurs pour un meilleur monitoring des écosystèmes aquatiques en région tropicale. *International Journal of Innovation and Applied Studies* , 20 (1) 276-287.
- Kraiem MM., 1983.** Les poissons d'eau douce de Tunisie : Inventaire commenté et répartition géographique. *Bull. Inst. tiutn. scient, tech.océanogr. Pêche Sallambo*, 10, 107-124.
- Kribi S., 2005.** Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Thèse de doctorat. Lyon : chimie Lyon. 220p.
- Kripa P.K., Prasanth K.M., Sreejesh K.K & Thomas T.P., 2013.** Aquatic Macroinvertebrates as Bioindicators of Stream Water Quality- A Case Study in Koratty, Kerala, India. *Research Journal of Recent Sciences* 2502 Vol. 2(ISC-2012), 217-222.
- Labat R., Roqueplo C., Ricard J.M Lim P & Burgat M., 1977.** Actions écotoxicologiques de certains métaux (Cu - Zn - pb - Cd) chez les poissons dulçaquicoles de la rivière Lot. *Annls Limnol*, 13 (2) 191-207.
- Lafaurie M., 1982.** Significance of the seasonal sexual cycle in the study of metallic pollutants in the red mullet, *Mullus barbatus* L. *Med. Biol. Environ.*, 10 (2): 42–48.

- Lagauzère S., 2008.** : Influence de la bioturbation des macro-invertébrés benthiques sur le comportement biogéochimique de l'uranium au sein des sédiments d'eau douce. Thèse de doctorat de l'Université de la Méditerranée Aix-Marseille II. 285 p.
- Laird K.R., Das B & Cumming B.F., 2014.** Enrichment of uranium, arsenic, molybdenum, and selenium in sediment cores from boreal lakes adjacent to northern Saskatchewan uranium mines, *Lake and Reservoir Management*, 30:4, 344-357.
- Laliberté D., 2004.** Teneurs en métaux dans les sédiments et les poissons des lacs aux Dorés, Chibougamau, Obatogamau et Waconichi en 2002, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2004/0137, collection no QE/142, 28 p. et 3 ann.
- Lammens E., 1984** .A comparison between the feeding of white bream. *Verh Int Verein limnol*, 22, 886-890.
- Lang C., 2009.** Indices basés sur les oligochètes et les chironomides indiquant la restauration écologique des sédiments du Léman. *Bull. Soc. vaud. Sc. nat.* 91.3: 283-300.
- Leclercq L & Solito de Solis M.M., 2010.** Clés simple de détermination des macroinvertébrés d'eau douce à l'usage du « petit gardien des rivières ». Les laboratoires de la station Scientifique des Hautes-Fagnes. 62p.
- Lemoalle J., 1993.** La diversité des milieux aquatiques, 30p.
- Lery S., 2009.** Mesures en continu des températures sur quelques rivières des Pays de la Loire : Période 2003-2007. Direction régionale de l'environnement. 16p.
- Lesven L., 2008.** Devenir des Eléments Traces Métalliques au Sein du Sédiment, un Compartiment Clé de l'Environnement Aquatique. Thèse de doctorat. USTL Lille. 179p.
- Levesque L., 1979.** Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales Fer, Aluminium, Manganèse, Molybdène, Vanadium, Titane ; p 78-101 Rapport n°2. AFEE. Paris.
- Libois R.M., Hallet- Libois C., 1988.** Eléments pour l'identification des restes crâniens des poissons dulçaquicoles de Belgique et du Nord de la France. Centre de Recherche Archéologiques du CNRS. 24p.
- Liebel S., Tomotake M.E.M. & Oliveira Ribeiro C.A., 2013.** Fish histopathology as biomarker to evaluate water quality. *Ecotoxicol. Environ. Contam.*, 8(2) 09-15. DOI: 10.5132/eec.2013.02.002
- Linares M.S., Guirado Faccioli G & Monte Freitas L., 2013.** Benthic macroinvertebrate community structure and seasonal variation in a neotropical stream in the State of Alagoas, Brazil. *Biota Neotro*, 13 (3), 50-54.
- Linde A., Sanchez S., Klein D., Garcia E. & Summer K., 1999.** – Métallothionéine and heavy metals in brown trout (*Salmo trutta*) and European eel (*Anguilla anguilla*): a comparative study. *Ecotoxicology and environmental safety*, 44: 168–173.

- Loustau Cazalet M., 2012.** Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques : Évaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques. Thèse de doctorat. INSA de Lyon, 239p.
- Luoma S.N., 1983.** Bioavailability of trace metals to aquatic organisms – a review. *Sci. Total. Environ*, 28, 1-22.
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G. & Berger T.A., 2000.** Development and evaluation of consensusbased sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 20-31.
- Mahboob S., Kausar S, Jabeen F., Sultana S., Sultana T., Al-Ghanim K.A., Hussain B., Al-Misned F & Ahmed Z., 2016.** Effect of Heavy Metals on Liver, Kidney, Gills and Muscles of *Cyprinus carpio* and *Wallago attu* inhabited in the Indus. *Braz. Arch. Biol. Technol*, 59:1-10.
- Mann R., Cowx IG & Welcomme R.L., 1998.** Habitat requirements of fish (cyprinids) In, Rehabilitation of rivers for fish; Fishing News Books. *Blackwell Sci*, 28-41.
- Marchand C., 2003.** Origine et devenir de la matière organique des sédiments de mangroves de Guyane française. - Précurseurs, Environnements de dépôt, Processus de décomposition et Relation avec les métaux lourds –. Géologie appliquée. Thèse de Doctorat. Université d'Orléans, 272p.
- Matar Z., 2012.** Influence de la matière organique dissoute d'origine urbaine sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux dans les milieux récepteurs anthropisés. Thèse de Doctorat. Université Paris-Est. 258p.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec), 2008.** Teneurs en métaux et en composés organochlorés dans les lacs de la région de Chibougamau et d'Oujé-Bougoumou (2001-2005). 1-72.
- MDDEFP : Ministère Du Développement Durable, De L'environnement, De La Faune Et Des Parcs, 2013.** 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, ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF), 2^e édition : 88 p.
- Mebarki A., 2009.** Ressources en eau et aménagement en Algérie, les bassins Hydrographiques de l'Est. OPU Algérie. 389p.
- Mebarki A. & Thomas C., 1988.** Analyse des relations entre écoulements superficiels et souterrains à partir des hydrogrammes des cours d'eau. Application au bassin du Kébir-Rhumel dans le Constantinois (Algérie), Hydrologie continentale, O.R.S.T.O.M., Paris, 3, 2, 89-103.
- Mebarki A., 1982.** Le bassin du Kébir-Rhumel (Algérie). Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau, thèse doctorat de 3^{ème} cycle, Université de Nancy II, 304p.

- Mebarki A., 1984.** Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin du Kebir Rhumel (Algérie). Doctorat troisième cycle. Office des Publications Universitaires. Alger. 302 p.
- Mebarki A., 2000.** Etiages, rejets et protection des ressources en eau des bassins méditerranéens de l'Algérie orientale. *Géocarrefour*, **75**, 4. L'interface nature-sociétés dans les hydrosystèmes fluviaux. 399-416.
- Mebarki A., & Bencheikh-Lehocine M., 1997.** Sources et charges de pollution dans le bassin du Kebir-Rhumel (Algérie orientale). *Eléments d'étude pour la protection des ressources en eau. Revue Rhumel*, 5, pp 33-52.
- Mebarki A., 2005.** Hydrologie des bassins de l'Est Algérien : Ressources en eau, aménagement et environnement, Thèse de doctorat d'état, Université de Mentouri-Constantine. 360p.
- Melghit M., 2012.** Qualité physico-chimique, pollution organique et métallique des compartiments Eau / Sédiments de l'Oued Rhumel et des barrages Hammam Grouz et Béni Haroun. Mémoire de Magistère. Université Mentouri de Constantine. 175p.
- Melghit M., Afri-Mehennaoui FZ & Sahli L., 2015.** Impact of Wastewaters on the Physico-Chemical Quality of Waters: Case Study of the Rhumel River, Hammam Grouz and Beni Haroun Dams. *Journal of Environmental Science and Engineering*, (B 4) 625-630.
- Menétréy N., 2015.** Les macroinvertébrés: des bioindicateurs incontournables pour le monitoring des cours d'eau en CH. 4e Rencontres de l'eau 20 mars 2015, UNIL. 28p.
- Merhaby D., Ouddane B., Neta S & Halwanib J., 2018.** Assessment of trace metals contamination in surficial sediments along Lebanese Coastal Zone. *Marine Pollution Bulletin*. 133, 881–890.
- Mersch J., 1993.** Modalités d'utilisation de la Moule Zebrée *Dreissena Polymorpha* en tant qu'indicateur biologique de la contamination des écosystèmes d'eau douce par les métaux lourds comparaison avec un autre type d'organismes sentinelles, les mousses aquatiques. Etude dans le bassin de la Moselle. Thèse de Doctorat. Université de Metz. 231p.
- Meybeck M., 1998.** Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated by the river Seine basin. *Hydrobiologia*, 373-374, 1-20.
- Mikac N., Kwokal Z Martincic D & Branica M., 1996.** Uptake of mercury species by transplanted mussels *Mytilus galloprovincialis* under estuarine conditions (Krka river estuary). *Science of the Total Environment*, 184: 173-182.
- Milenkovic N., Damjanovic M. et Ristic M., 2005.** Study of Heavy Metal Pollution in Sediments from the Iron Gate (Danube River), Serbia and Montenegro. *Polish Journal of Environmental Studie*, 14, 781-787.

- Miller P., Munkittrick K & 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.
- Ministère Du Développement Durable, De L'environnement, De La Faune Et Des Parcs (MDDEFP), 2013.** Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2013. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF), 2^e édition : 88 p.
- Miquel G., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, in Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques R.O.P.d.é.d.c.s.e.t. Editor. 2001, rapport Sénat Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.
- Mocq J., 2007.** Biodiversité et valeur biologique des bassins autoroutiers: étude des macroinvertébrés benthiques des bassins de l'A11 (France). Rapport de stage de M2. Université d'Angers. 41p.
- 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, 2008. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. ISBN : 978-2-550-53590-4 (version PDF). 86p.
- Moisan J & Pelletier L., 2014.** Réponses des macroinvertébrés benthiques à la contamination métallique – Site minier de Notre-Dame-de-Montauban, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 24 p. (y compris 5 annexes).
- Moisan, J. & Pelletier L., 2011.** Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, Cours d'eau peu profonds à substrat meuble 2011, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-61166-0 (PDF), 39 pages.
- Moisan, J., 2010.** Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010 – Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-58416-2 (version imprimée), 82 p. (incluant 1 ann.).
- Moon T., Walsh P., Mommsen T., 1985.** Fish Hepatocytes - a Model Metabolic System. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 1772–1782.
- Morsi, A., Mimeche, F & Biche, M., 2011.** Age structure and growth of Algerian barbel *Luciobarbus callensis* (Valenciennes, 1842) (Cyprinidae) in El-Harrach River (North of Algeria). *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation International Journal of the Bioflux Society*, 4(4), 469- 473.

- Müller G., 1969.** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geology Journal*, 2, 109-118.
- Muscatello JR., 2009.** Selenium accumulation and effects in aquatic organisms downstream of Uranium mining and milling operations in Northern Saskatchewan. Doctorat Thesis. University of Saskatchewan. Saskatoon, Canada. 232p.
- Nadem S., El Baghdadi M., Rais J., Barakat A., 2015.** Evaluation de la contamination en métaux lourds des sédiments de l'estuaire de Bou Regreg (Côte atlantique, Maroc). *Mater. Environ. Sci.* 6 (11), 3338-3345.
- Nawaz S., Nagra SA., Saleem Y & Priydarshi A., 2010.** Determination of heavy metals in fresh water fish species of the River Ravi, Pakistan compared to farmed fish varieties. *Environ Monit Assess*, 167, 461–471.
- Ngera M F., Cammaerts D., Bisimwa MA & Baluku B., 2009.** Etude comparative de macroinvertébrés benthique de trois cours d'eau du bassin versant du lac Kivu en R.D. Congo. *Cahiers du CERUKI. Numéro spécial. CRSN.Lwiro*, 95-107.
- Nicolaidou A & Nott JA., 1998.** Metals in Sediment, Seagrass and Gastropods Near a Nickel Smelter in Greece: Possible interactions. *Marine pollution Bulletin*, 36(5), 360-365.
- Nisbet M & Verneaux J., 1970.** Composantes chimiques des eaux courantes : discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses. *Ann. De limnologie.* Tome 6, n°2, 161-190.
- Noel-Lambot F.T., Oerda Y.C. & Disache A., 1978.** Distribution of Cd Zn and Cu in liver and gills of the eel *Anguilla anguilla* with special reference to metallothionein. *CMP. Biochem. Physiol*, 61C, 177-187.
- Noel-Lambot F.T., Oerda Y.C. & Disache A., 1978.** Distribution of Cd Zn and Cu in liver and gills of the eel *Anguilla anguilla* with special reference to metallothionein. *CMP. Biochem. Physiol*, 61 : 177–187.
- Olsen KH., 2006.** Endocrine and milt responses of male crucian carp to preovulatory female under field condition, 149:294-302.
- Orr P.L., Guiguer K.R. & Russel C.K., 2006.** Food chain transfer of selenium in lentic and lotic habitats of a western Canadian watershed. *Ecotox. Environ. Safe*, 63(2), 175-188.
- Ouali N., Belabed B., Zeghdoudi F & Rachedi M., 2018.** Assessment of metallic contamination in sediment and mullet fish (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758) tissues from the East Algerian coast. *Journal Of Water And Land Development*, 38 (VII–IX) 115–126.
- Ouédraogo O., 2012.** Mercure, arsenic et sélénium au Burkina Faso: bioaccumulation, transfert trophique dans les systèmes aquatiques et évaluation de bioaccessibilité chez les humains. Thèse de Doctorat. Université de Montréal. 294p.

- Oursel B., 2013.** Transferts et dynamique des contaminants métalliques en zone côtière. : Impact d'une grande agglomération méditerranéenne. Thèse de Doctorat. Université de Toulon, 233p.
- Ozenda P., 1982.** Les végétaux dans la biosphère. Doin, Ed: Paris. 431p.
- Papadol M., 1969.** Recherche sur la biologie de la reproduction du carassin dans le bassin inférieur du Danube, 33 :40-55.
- Papp R., 2011.** Les Propriétés Environnementales des éléments traces : Particularités et conséquences pour l'analyse du risque. Rév 1. CNEEIC – *Collège National d'Experts en Environnement de l'Industrie Chimique* - www.cneEIC.org.112p.
- Pelletier É., 2013.** Projet de restauration des sédiments du port de gaspé, Québec. Protocole pour le suivi biologique des mollusques. Université du Québec. 24p.
- Pernet-Coudrier B., 2008.** Influence de la matière organique dissoute sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux : cas de la Seine, un milieu sous forte pression urbaine. Sciences de la Terre. Thèse de Doctorat. Université Paris-Est, 230p.
- Perry S.F., 1997.** The chloride cell: Structure and Function in the Gills of Freshwater Fishes.*Annu. Rev. Physiol.* 59 : 325–347.
- Peuranen S., Vuorinen P., Vuorinen M & Hollender A., 1994.** The Effects of Iron Humic Acids and Low Ph on the Gills and Physiology. *Ann. Zool. Fenn*, 31 389–396.
- Philippart JC & Baras E., 1989.** Application du radiopistage à l'étude éco-éthologique du barbeau fluviatile (*barbus barbus*), problèmes Stratégies et premières résultats ; *Cah Ethol. Appl.* 9 467-494.
- Philippart JC & Baras E., 1996.** Comparison of tagging and tracking studies to estimate mobility patterns and home range in *Barbus barbus*. *underwat Biotelemetry*, 3-12.
- Phillis D.J.H., 1980.** Quantitative aquatic biological indicators. Pollution monitoring series. London.130 p.
- Picot A., 2002.** Expert européen de toxicologie. Le trio mercure, plomb, cadmium. Les métaux lourds : de grands toxiques.14p.
- Poisson E., Fisson C., Amiard-Triquet C., Burgeot T., Couteau J., Dur G., Durand F., Forget-Leray J., Letendre J., Souissi S & Xuereb B., 2011.** Effets de la contamination chimique : des organismes en danger ? GIP Seine-Aval. 68p.
- Poulicek M., 1984.** Les Mollusques des biocénoses a algues photophiles en Méditerranée : Comparaison des résultats de trois méthodes de prélèvement. *Cahiers de Biologie Marine*, Tome XXV, 419-425.
- Proulx I & Hare L., 2010.** Mesures des concentrations en éléments traces dans des sédiments et des invertébrés benthiques afin d'estimer leurs biodisponibilités près de sites miniers dans la région d'Oujé-Bougoumou. INRS – Eau, Terre et Environnement. Québec. 52p.

- Prygiel E., Billon G., Lesven L., 2013.** Développement et mise en œuvre d'une approche biomarqueurs dans le bassin Artois-Picardie. Rapport scientifique. Université Lille 1. 41p.
- Qasim B., 2015.** Détermination, spéciation et biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sols contaminés et technosols. Thèse de Doctorat. Université d'Orléans, 253 p.
- Rainbow P.S & Phillips D.J.H., 1993.** Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Mar.Pollut. Bull*, 26, 593–601.
- Rajeshkumar S. et Xiaoyu L., 2018.** Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology Reports*, 5, 288-295.
- Ramade F., 2011.** Introduction à l'écochimie les substances chimiques de l'écosphère à l'homme. Ed, Lavoisier. Paris : 828 p.
- Ravendra K.S., Sugandha L.C & Pravin H.S., 2007.** Heavy Metal Concentrations in Water, Sediments and Body Tissues of Red Worm (*Tubifex* spp.) Collected from Natural Habitats in Mumbai, India. *Environ Monit Assess*, 129, 471–481.
- RECORD., 2017.** Impacts écologiques de sédiments pollués extraits et déposés en milieux terrestres. Etat des connaissances et évaluation des risques pour les écosystèmes, 308 p, n°14-1023/1A
- Rehwold R., 1972.** Distribution of selected metals in tissue samples of *Cyprinus carpis*; bull. *Environ. Contron. Toxicol*, 15, 3374–377.
- Reid S & Mcdonald D.** 1991. Metal-Binding Activity of the Gills of Rainbow-Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 1061–1068.
- Rejomon G., Nair M. Joseph T., 2009.** Trace metal dynamics in fishes from the southwest coast of India. *Environ. Monit. Assess*, 167, 243–255.
- Renou B., Bonnin JB & Colin JC., 2015.** Les indicateurs biologiques des milieux aquatiques. *Les cahiers de l'eau n°12 du Réseau des CPIE*, 24p.
- Reyjol Y., Spyrtos V & Basilico L., 2013.** Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Perspectives en vue du 2e cycle DCE – Eaux de surface continentale. Les rencontres de l'ONEMA. Synthèse. 54p.
- Reynolds W.W & Casterlin M.E., 1980.** he role of temperature in the environmental physiology of fishes. In *Environmental physiology of fishes*, Springer, Boston, 497- 519.
- 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.
- Richard S., Arnoux A & Cerdan P., 1997.** Évolution de la qualité physico-chimique des eaux de la retenue et du tronçon aval depuis le début de la mise en eau du barrage de Petit-Saut. *Hydroécol. Appl.* Tome 9 (1-2), 57-83.

- RNO., 1996.** Surveillance du Milieu Marin. Travaux du RNO. Edition 1996. Ifremer et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. 32 p.
- RNO., 2000.** Surveillance du Milieu Marin. Travaux du RNO. Edition 2000. Ifremer et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. 36 p.
- Rodier J., 1984.** Analyse de l'eau. Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eaux de mer. Ed. Dunod Bordas, Paris, 7^{ème} Ed., 1365 p.
- Rodier J., Bernard L & Nicole M., 2009.** L'analyse de l'eau. 9^e édition Dunod Paris. 1529p.
- Rubio B., Nombela M.A. & 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.
- Saddik M., Fadili A & Makan A., 2019.** Assessment of heavy metal contamination in surface sediments along the Mediterranean coast of Morocco. *Environ Monit Assess*, 191-197.
- Sahli L., Afri-Mehennaoui F Z., El-Hadef-El-Okki M., Blaise C & Mehennaoui S, 2011.** Spatial, seasonal variations and ecological significance of sediment trace metal concentrations in Kébir-Rhumel basin (Northeast of Algeria); *Water Science & Technology* 64 (8), 1759–1766
- Sahli L., 2002.** Evaluation de la contamination par le cadmium, le chrome, le plomb et le manganèse dans les sédiments, les macro invertébrés et une plante aquatique (*Ropira nasturium*) dans l'oued Boumerzoug en zone urbaine. Mémoire de magister en Ecologie et Ecotoxicologie. Université Mentouri, Constantine. 126p.
- 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 Hadeff 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.
- Santé Canada., 2017.** Évaluation préalable : Le sélénium et ses composés. Environnement et Changement climatique Canada. 158p.
- Saulnier I. & Gagnon C., 2009.** Background levels of metals in St. Lawrence River sediments: Implications for sediment quality criteria and environmental management. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 2, 126-141.
- Schofield C.L. & Trajner J.R., 1980.** Aluminum toxicity to fish in acidified water. In: pollution rain, *Plessum press, New York*, 17: 347–366 pp.
- Seklaoui M., Boutaleb A., Benali H., Alligui F & Prochaska W., 2016.** Environmental assessment of mining industry solid pollution in the mercurial district of Azzaba, northeast Algeria. *Environ Monit Assess*, 188, 621-646.

- SEQ-Eau. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau., 2003.** Version 2. Agences de l'Eau/Min. Envir. Développement Durable, Paris, 106 p.
- Serpaud B., Al-Shukry R., Casteignau M. et Matejka G., 1994.** Adsorption des métaux lourds par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des Sciences de l'eau*, **7**, 343-365.
- Sharma K.K. & Chowdhary S., 2011.** Macroinvertebrate assemblages as biological indicators of pollution in a Central Himalayan River, Tawi (J&K). *International Journal of Biodiversity and Conservation*, **3(5)**, 167-174.
- Singh K & Singh N.B., 2014.** Evaluation of heavy metals loading of river ganga in gazipur (u.p.) India Hemant. *Int. J. Chem. Sci.* **12(1)**, 191-198.
- Sobhanardakani S., Tayebi L., Farmany A & Cheraghi M., 2012.** Analysis of trace elements (Cu, Cd, and Zn) in the muscle, gill, and liver tissues of some fish species using anodic stripping voltammetry. *Environ Monit Assess*, **184**, 6607–6611.
- Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourrier, H., Proix, N., Schvartz, C., 2006.** Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma* **136**, 912–929.
- Stone M. & 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.
- Sure B. & Sidall R., 1999.** Pomphorhynchus leaves the intestinal acanthocephalan as a lead sink for its fish host, Chub (*Leuciscus cephalus*). *Exp. Parasitol*, **93** : 66-72.
- Swarnalatha K & Nair A.G., 2017.** Assessment of sediment quality of a tropical lake using sediment quality standards. *Lakes and Reservoirs : Research and Management*, **22**, 65–73.
- Szefer P., Domaga M., Wieloszewska A., Warzocha J., Garbacik-Weso Owska A. & Ciesielski T., 2003.** Distribution and relationships of mercury, lead, cadmium, copper and zinc in perch (*Perca fluviatilis*) from the Pomeranian Bay and Szczecin Lagoon, southern Baltic. *Food Chemistry*, **81 (1)** 73–83.
- Tachet H., Richoux P & Bournard M., 2006.** Invertébrés d'eau douce : Systématique, biologie, écologie. Ed. CNRS, 587p.
- Tenkiano NS., 2017.** Macroinvertébrés benthiques et hyphomycètes aquatiques : diversité et implication dans le fonctionnement écosystémique des cours d'eau de Guinée. Thèse de doctorat. Université Toulouse 3 Paul Sabatier (UT3 Paul Sabatier). 226p.
- Teodorovic I., Djukic N., Maletin S., Miljanovic B & Jugovac N., 2000.** Metal pollution index: proposal for freshwater monitoring based on trace metal accumulation in fish. *Tiscia*, **32**,55-60.

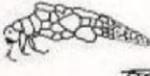
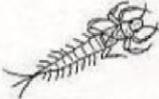
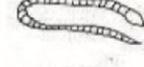
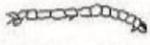
- Tessier A., Carignan R. et Belzile N., 1994.** Processes occurring at the sediment - water interface: emphasis on trace metals. In Chemical and biological regulation of aquatic systems. Eds. J. Buffle and R. De Vitre. *Lewis Publishers. Boca Raton. Fla*, 139-175.
- Thévenot D.R., Moilleron R., Lestel L., Gromaire M.C., Rocher V., Cambier P., Bonté P., Colin J.L., de Pontevès C & Meybeck M., 2007.** "Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994-2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn". *Science of The Total Environment Human activity and material fluxes in a regional river basin: the Seine River watershed - Seine Special Issue 375 (1-3)*, 180-203.
- Thibault S., 1997.** Bassin versant. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement, Lavoisier, pp.116, 1997, technique et documentation.
- Tierney K.B., Kennedy C.J., Gobas F., Gledhill M & Sekela M., 2014.** Organic contaminants and fish. *Fish Physiology*. Academic Press, 33, 1-52.
- Tkatcheva V., Hyvärinen H., Kukkonen J., Ryzhkov L.P., Holopainen I.J., 2004.** Toxic effects of mining effluents on fish gills in a subarctic lake system in NW. *Russia. Ecotoxicol. Environ. Saf*, 57, 278–289.
- Toubal B.O., 1986.** Phyto-écologie, biogéographie et dynamique des principaux groupements végétaux du massif de l'Edough (Algérie Nord orientale). Cartographie au 1/25000 USTM. Thèse de doctorat. 3ème cycle. Université Grenoble. 109p.
- Touzin D., 2008.** Utilisation des macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, 58p.
- Triebkorn R., Köhler H.R., Honnen W., Schramm M., Adams S.M & Müller E.F., 1997.** Induction of heat shock proteins changes in liver ultrastructure and alterations of fish 196 behavior: are these biomarkers related and are they useful to reflect the state of pollution in the field? *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recovery*. 6, 57–73.
- Tuffery G & Verneaux J., 1978.** Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. C.E.R.A.F.E.R. (Ministère de l'agriculture). 25p.
- Türkmen A., Türkmen M., Tepe Y & Çekiç M., 2010.** Metals in tissues of fish from Yelkoma Lagoon, northeastern Mediterranean. *Environ Monit Assess* ,168,223-230 DOI 10.1007/s10661-009-1106-3
- 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.
- 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.

- Usha D & Vikram R.M., 2012.** Assessment of heavy metals concentrations in water and four fish species from the Uppanar River at Cuddalore (Tamil Nadu, India). *Continental J. Environmental Sciences*, 6, 32- 41.
- Van Hoof F. & Van San E., 1981.** Analysis of Cooper, Zinc, Cadmium, Zinc, Cadmium and Chromium in fish tissues. A tod for detecting metal caused fish kills. *Chemosphere*, 10, 1127–1135.
- Varrault G., Pernet-Coudrier B., Muresan B., Louis Y & Saad M., 2010.** Influence de la matière organique d'origine urbaine sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux traces dans les eaux fortement anthropisées. PIREN-Seine. Phase V – Rapport de synthèse 2007-2010. 15p.
- Viard - LA Rocca B., 2004.** Mise au point et validation, sur sites contaminés, (ETM-HAP) d'un test de biosurveillance en microcosme : Croissance et bioaccumulation par le gastéropode terrestre *Helix Aspersa Aspersa*. Thèse de Doctorat. 222p.
- Viarengo A., Burlando N., Ceratto N., & Panfoli, I., 2000.** Antioxidant role of metallothioneins: A comparative overview. *Cellular and Molecular Biology*, 46, 407-417.
- 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.
- Vinot I., 2004.** Impact des rejets de cuivre et zinc en milieu aquatique : circulation, spéciation, biodisponibilité, bioaccumulation, transfert et toxicité. Thèse de Doctorat. Université de Metz. 393p.
- Viola C & Botta A., 2007.** Organic-copper interactions in Guanabara Bay, Brazil. An electrochemical study of copper complexation by dissolved organic material in a tropical bay. *The Science of the Total Environment*, 58, 37-45.
- Vuori K., 1995.** Direct and Indirect Effects of Iron on River Ecosystems. *Ann. Zool. Fenn*, 32, 317–329.
- Wedepohl K.H., 1995.** The composition of the continental crust. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 59, 1217–1232.
- Wepener, V., Van Vuren J.H.J & Du Preez H.H., 2001.** Uptake and distribution of a copper, iron, and zinc mixture in gill, liver and plasma of a freshwater teleost, *Tilapia sparrmanii*. *Water SA*, 27(1) 99-108.
- Witkowski F., Andral B., Derolez V., Tomasino C., 2017.** Campagne de surveillance DCE 2015 en Méditerranée française - Districts « Rhône et côtiers méditerranéens » et « Corse ». Rapport définitif. 79p.
- Yamazaki M., Tanizaki Y., Shimokawa T., 1996.** Silver and other trace elements in a freshwater fish *Carasius auratus langsdorfii* from the Asakawa River in Tokyo Japan. *Environ. Pollut. Barking Essex*, 94, 83–90.

- Yancheva V., Velcheva I., Stoyanova S & Georgieva E., 2015.** Histological biomarkers in fish as a tool in ecological risk assessment and monitoring programs: a review. *Applied Ecology And Environmental Research*, 14(1) 47-75.
- Yilmaz F., Özdemir N., Demirak A., & Tuna A. L., 2007.** Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. *Food Chemistry*, 100, 830–835.
- Zardoya R & Doadrio I., 1999.** Molecular evidence on the evolutionary and biogeographical patterns of European Cyprinids. *J Mol. E*, 49, 227-237.
- Zhang Y., Han Y., Yang J., Zhu L & Zhong W., 2017.** Toxicities and risk assessment of heavy metals in sediments of Taihu Lake, China, based on sediment quality guidelines, *J. Environ. Sci.* No of Pages 8. Article in press.
- Zhou Y., 2009.** Evaluation de la biodisponibilité des métaux dans les sédiments. Rapport d'étude. Agence de l'Eau Artois-Picardie et Université des Sciences et Technologies de Lille I, UMR Géosystèmes, 33 p.

Annexes

Annexe 1 : Tableau standard de Tuffery et Verneaux (1982).

	groupes faunistiques	nombre d'unités systématiques du groupe	nombre total d'unités systématiques dans le prélèvement				
			1	2 à 5	6 à 10	11 à 15	≥ 16
			indice biotique				
sensibilité	1 PLÉCOPTÈRES 	>1	—	7	8	9	10
	ÉPHÉMÉROPTÈRES Ecdyonuridés 	1	5	6	7	8	9
décroissante	2 TRICHOPTÈRES à fourreaux 	>1	—	6	7	8	9
		1	5	5	6	7	8
à la	3 ANCYLIDÉS (Mollusques) 	>2	—	5	6	7	8
	ÉPHÉMÉROPTÈRES sauf Ecdyonuridés 	≤2	3	4	5	6	7
pollution	4 APHELOCHEIRUS (HÉMIPTÈRES) 						
	ODONATES  GAMMARIDÉS (Crustacés) 		3	4	5	6	7
organique	PHYSES (Mollusques) 						
	5 ASELLÉS (Crustacés)  SPHAERIDÉS (Mollusques) 		2	3	4	5	—
	SANGSUES  HÉMIPTÈRES (sauf APHELOCHEIRUS) 						
7	6 TUBIFEX (Annélides) 		1	2	3	—	—
	CHIRONOMES (Diptères) 						
	7 ÉRISTALES (Diptères) 		0	1	1	—	—

— limite de pollution ■ eaux non polluées ■ eaux polluées

Annexe 2 : ANOVA des paramètres étudiés

ANOVA à un facteur des paramètres physico-chimiques de l'eau par campagnes					
	Somme des carrés	ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
T	2445,671	5	489,134	22,927	,000
pH	2,197	5	,439	1,603	,168
CE	2,796	5	,559	1,117	,358
O2	19917,597	5	3983,519	4,322	,002

ANOVA à un facteur des paramètres physico-chimiques de l'eau par stations					
	Somme des carrés	ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
T	372,751	15	24,850	,472	,947
pH	5,433	15	,362	1,354	,194
CE	13,026	15	,868	2,023	,025
O2	27763,720	15	1850,915	1,968	,030

ANOVA à un facteur des paramètres physico-chimiques des sédiments par campagnes					
	Somme des carrés	ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
pH	6,437	5	1,287	15,224	,000
CE	66049,773	5	13209,955	,398	,849
MO	53,183	5	10,637	2,350	,047
CT	470865,930	5	94173,186	,972	,439

ANOVA à un facteur des paramètres physico-chimiques des sédiments par stations					
	Somme des carrés	ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
pH	1,358	15	,091	,571	,889
CE	2239679,893	15	149311,993	14,631	,000
MO	186,360	15	12,424	3,626	,000
CT	1459066,704	15	97271,114	1,007	,457

ANOVA à un facteur des teneurs des sédiments en ETM par Campagnes					
	Somme des carrés	ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
Cu	657,302	5	131,460	1,162	,334
Zn	13980,250	5	2796,050	1,233	,300
Pb	356,657	5	71,331	,235	,946
Fe	3,515E8	5	70293849,167	2,727	,024
Se	1,923	5	,385	1,072	,381

ANOVA à un facteur des teneurs des sédiments en ETM par stations					
	Somme des carrés	ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
Cu	2658,404	15	177,227	1,733	,061
Zn	111181,877	15	7412,125	5,551	,000
Pb	6799,118	15	453,275	1,738	,060
Fe	4,873E8	15	32486783,958	1,190	,297
Se	4,307	15	,287	,768	,708

ANOVA à un facteur des teneurs des macroinvertébrés en ETM par campagnes					
	Somme des carrés	ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
Cu	516,364	1	516,364	2,773	,111
Zn	52944,571	1	52944,571	41,587	,000
Pb	3320,799	1	3320,799	1,437	,245
Fe	902407,520	1	902407,520	3,365	,082
Se	,078	1	,078	,278	,604

ANOVA à un facteur des teneurs des macroinvertébrés en ETM par stations					
	Somme des carrés	ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
Cu	3473,584	10	347,358	4,983	,007
Zn	20176,795	10	2017,679	,381	,930
Pb	22104,703	10	2210,470	,886	,572
Fe	5133286,523	10	513328,652	4,988	,007
Se	5,182	10	,518	11,168	,000

ANOVA à un facteur des concentrations en ETM des poissons étudiés par campagnes					
	Somme des carrés	ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
Cu	299,310	3	99,770	2,248	,096
Zn	116210,421	3	38736,807	1,225	,312
Pb	1349,269	3	449,756	2,403	,080
Fe	20449,728	3	6816,576	,632	,598
Se	,159	3	,053	,208	,890

ANOVA à un facteur des concentrations en ETM des poissons étudiés par poissons					
	Somme des carrés	ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
Cu	40,609	3	13,536	,269	,847
Zn	427843,630	3	142614,543	5,813	,002
Pb	600,003	3	200,001	,980	,411
Fe	43822,616	3	14607,539	1,424	,249
Se	,542	3	,181	,735	,537

ANOVA à un facteur des concentrations en ETM des poissons étudiés par organe					
	Somme des carrés	Ddl	Moyenne des carrés	F	Signification
Cu	64,027	2	32,014	,658	,523
Zn	444311,575	2	222155,787	9,405	,000
Pb	472,298	2	236,149	1,166	,321
Fe	225641,220	2	112820,610	18,832	,000
Se	,978	2	,489	2,120	,132

**Annexe 3 : Moyennes des Igeo et des FC des sédiments
du barrage Béni Haroun et des oueds Rhumel, Endja et Kebir**

	Cu		Zn		Pb		Se		Fe	
	<i>Igeo</i>	FC								
Rh1	-2,06	0,36	-1,24	0,63	0,12	1,72	-0,95	0,89	1,68	4,93
Rh2	-0,9	0,83	-0,3	1,28	0,43	2,19	-1,51	0,82	2,18	7,45
Bge3	-2,29	0,31	-1,00	0,76	-0,01	1,53	-1,03	0,78	2,21	8,04
Bge4	-2,31	0,33	-1,17	0,66	-0,81	0,96	-1,34	0,87	2,39	8,32
Bge5	-2,43	0,29	-1,43	0,55	-0,44	1,25	-0,39	1,61	2,11	6,59
Bge6	-2,06	0,36	-0,89	0,86	-0,32	1,4	-0,68	1,45	2,25	7,34
Bge7	-1,45	0,61	-1,20	0,65	-0,41	1,21	-1,36	0,96	2,43	8,42
Bge8	-2,36	0,31	-1,00	0,35	-0,52	1,62	-0,92	1,37	2,14	7,21
Bge9	-2,59	0,25	-1,47	0,32	-1,84	0,67	-0,45	1,17	2,07	6,67
En10	-2,00	0,37	-0,33	0,37	-0,36	1,2	-1,03	0,96	2,13	6,68
En11	-2,13	0,34	-0,39	0,40	0,34	1,93	-0,44	1,37	2,39	8,03
Bge12	-2,17	0,34	-0,54	1,01	-0,01	1,7	-0,34	1,20	2,47	8,38
Bge13	-2,04	0,38	-1,03	0,46	-0,44	1,18	-2,02	0,62	2,23	7,87
Bge14	-1,98	0,39	-1,89	0,61	-1,19	0,89	-1,00	0,79	1,59	4,61
Bge15	-1,34	1,01	-0,38	1,36	-0,01	1,6	-0,5	1,56	1,95	6,04
Kb16	-1,61	0,51	0,19	1,95	-0,08	1,48	-1,36	0,85	2,30	7,65

PRINCIPALES PUBLICATIONS ET COMMUNICATIONS REALISEES DANS LE CADRE DE CE TRAVAIL

Djeddi H., Kherief Necereddine.,S., Keddari D & Mehennaoui F Z.(2018): Teneurs des elements traces métalliques Cu, Zn et Pb des sediments du barrage Béni Haroun (Nord-Est De l'Algérie) *European Scientific Journal May 2018 edition Vol.14, No.15: 269-286.* ISSN: 1857 – 7881 (Print) e. EISSN: 1857- 743. <http://dx.doi.org/10.19044/esj.2018.v14n15p26>

Kherief Necereddine.,S., **Djeddi H.**, Benayach N Y & Mehennaoui F Z. (2018): Dynamique Des Eléments Nutritifs Et Du Phytoplancton Dans Le Barrage Béni Haroun Dans l'Est Algérien. *European Scientific Journal April 2018 edition Vol.14, No.12:111-129.* ISSN: 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431. [URL:http://dx.doi.org/10.19044/esj.2018.v14n12p111](http://dx.doi.org/10.19044/esj.2018.v14n12p111)

Communications Internationales :

Mehennaoui F Z., Sahli L., **Djeddi H** & Mehennaoui S. (2013) : Signification écologique du niveau de contamination métallique des sédiments des oueds du bassin-versant kébir-Rhumel (Est Algérie). Colloque ARET : Modèles biologiques, Modèles mathématiques, Avancées et Perspectives en Toxicologie et Ecotoxicologie. ARET : Association pour la Recherche En Toxicologie. Paris – France.

Djeddi H., Kherief Necereddine.,S & Mehennaoui F Z.(2014) : qualité biologique de l'oued Rhumel et Endja par l'indice biotique. International Conference in integrated Management of Environment. Hammamet, Tunisie.

Kherief Necereddine.,S., **Djeddi H** & Mehennaoui F Z. (2014) : Analyses physico-chimiques des eaux du Rhumel dans la région de Constantine. International Conference in integrated Management of Environment. Hammamet, Tunisie.

Mehennaoui F Z., Sahli L., **Djeddi H** & Rouibet-Boubkeur W. (2015) : Trace metals contamination level of sediments and watercress in Rhumel and Boumerzoug wadis in urban area of Constantine city (Algeria). Human and Environmental Security in the era of global risk (HES2015) Agadir, Maroc.

Smatti-Hamza I., Keddari D., **Djeddi H** & Afri-Mehennaoui FZ. (2017) : Diversité de la faune macro-invertébrée et qualité écologique des eaux de l'oued Rebaa «Timgad». Algérie. VIII^{ème} journées internationales Oiseaux d'eau et Zones humides. Khenitra, Maroc.

Djeddi H., Kherief Nacereddine S., Kedari D & Afri- Mehennaoui F.Z. (2018): Evaluation de la contamination des poissons par les éléments traces (Cu, Zn et Pb) dans le Barrage de Béni-Haroun. Colloque International Ressources en Eau, Environnement et Changement Climatique *Sciences de l'Eau du Climat et de l'Environnement.* Hammamet, Tunisie.

Kherief Nacereddine S., **Djeddi H.**, Benayache NY & Afri- Mehennaoui F.Z. (2018) : Caractérisation physico-chimique et biologique des eaux du barrage de Béni-Haroun dans l'est Algérien. Colloque International Ressources en Eau, Environnement et Changement Climatique *Sciences de l'Eau du Climat et de l'Environnement.* Hammamet, Tunisie.

Communications Nationales :

Djeddi H & Mehennaoui FZ. (2006) : Evaluation de la pollution métallique des eaux de l'oued Rhumel par les métaux lourds. Université Mouloud Mammeri de Tizi ousou, 2006.

Djeddi H., Kherief Nacereddine.,S & Mehennaoui F Z. (2017) : Evaluation de la richesse faunistique par l'indice biotique des oueds Rhumel et Endjas (zone Est de l'Algérie). Colloque national sur la biodiversité en Algérie. Skikda.

Djeddi H., Kherief Naceraddine S., Kedari D & Afri Mehanaoui F.Z. (2018) : contamination métallique de *Abramus brama* et *Carpinus carpio* du barrage Béni Haroun est Algérien. Journées Scientifiques du Réseau « Eau et Climat au Maghreb » Constantine .Algérie.

Kherief Nacereddine S., **Djeddi H.**, Benayache N.Y & Afri- Mehennaoui F.Z. (2018) : Dynamique saisonnière de quelques paramètres physico-chimique et biologique des eaux du barrage Béni-Haroun. Journées Scientifiques du Réseau « Eau et Climat au Maghreb » Constantine .Algérie.

Djeddi H., Kherief Nacereddine S., Keddari D., Smati- Hamza I & Afri-Mehennaoui F.Z. (2019): Niveau de la contamination des poissons (*Carassius carassius* et *Barbus callensis*) par les éléments traces (Cu, Zn et Pb) dans le barrage Béni Haroun. Séminaire National Environnement et Toxicologie (sntox2019) Constantine. Algérie.

Niveau de contamination par les ETM des sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds qui l'alimentent : transfert vers la faune

Thèse de fin de cycle pour l'obtention du diplôme de Doctorat en science

Résumé

L'objectif principal de ce travail de thèse est d'évaluer l'impact des activités anthropiques sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques dans la région nord-est d'Algérie. L'évaluation a porté sur les oueds Rhumel et Endja qui drainent des rejets urbains, industriels et diffus et alimentent le barrage Béni Haroun, la plus importante source d'eau potable, d'irrigation et de pêche en Algérie.

Afin d'atteindre notre objectif, ce travail s'est appuyé sur une approche multiple associant le terrain, avec 6 campagnes de prélèvements d'eau et de sédiments sur 16 points répartis sur les oueds et le lac réservoir, une approche analytique par la caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments, une approche biologique et écologiques par le calcul des indices biotiques via la faune macroinvertébrée benthique ainsi que l'évaluation de la biodisponibilité des ETM à travers la contamination métallique des macroinvertébrés et de quatre espèces de poissons *Cyrinus carpio*, *Abramis brama*, *Carassius carassius* et *Barbus callensis*.

Les sédiments du barrage Béni Haroun et des oueds, légèrement alcalins, présentent une conductivité électrique élevée et des teneurs moyennes en matière organique ainsi que des teneurs élevées en carbonates. Les données spatio-temporelles des teneurs pseudo-totales en ETM des sédiments enregistrent l'ordre d'abondance suivant : Fe > Zn > Pb > Cu > Se. Les concentrations sont de l'ordre de : 5920-33400 µg/g pour le Fe ; 28,50-311,35 µg/g pour le Zn ; 2,30-115,35 µg/g pour le Pb ; 2,2-41,25 µg/g pour le Cu et 0,02-2,69 µg/g pour le Se. La répartition spatiale des teneurs en ETM révèle des taux naturels pour le Cu et Zn. La contamination en Fe, Se et Pb est généralisée et touche l'ensemble des stations. Ce résultat a été confirmé par l'indice de géo-accumulation (Igeo) et le facteur de contamination (FC) qui suggèrent que ces taux élevés soient essentiellement d'origine anthropique.

Les macroinvertébrés récoltés révèlent des contaminations polymétalliques dominées par le fer, zinc et plomb. De même les teneurs des ETM des poissons traduisent une contamination de la faune ichtyologique du barrage Béni Haroun. Les teneurs déterminées dans les muscles des quatre espèces de poissons dépassent les valeurs critiques de contamination quelque soit l'élément métallique étudié les rendant impropres à la consommation car elles présentent un risque pour la santé humaine.

Mots clés : Eau, Sédiment, Eléments Traces Métalliques, Poissons, Macroinvertébrés, Barrage Béni Haroun.

Laboratoire de recherche : Laboratoire de Biologie et Environnement

Jury d'évaluation :

Président du jury :

Hamidechi Mohamed Abdelhafid

Pr - Université des Frères Mentouri Constantine1.

Rapporteur : Afri-Mehennaoui F-Zohra

Pr - Université des Frères Mentouri Constantine1.

Examineurs :

Meddour Abderrafik

Pr - Université Badji mokhtar – Annaba.

Bensouilah Mourad

Pr – Université Badji mokhtar – Annaba.

Bounamous Azzedine

MCA Centre universitaire Abdelhafid Boussouf Mila.

Sahli Leila

MCA - Université des Frères Mentouri Constantine1.

Date de soutenance : 21 / 08 /2019

