

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

\*.....\*

Université Mouloud Mammeri De Tizi-Ouzou  
Faculté Des Sciences Biologiques Et Des Sciences Agronomiques  
Département De Biologie Végétale et Biologie Animale



## Thèse



En Vue De L'obtention Du Diplôme De Doctorat Es-Sciences  
En Sciences Biologiques

## Thème

**Evaluation du niveau de pollution des eaux et des  
sédiments du barrage Hammam Grouz (Wilaya de Mila).  
Impact sur deux espèces de poisson *Cyprinus carpio* et  
*Barbus setivimensis*.**

Présenté par : Mr AISSAOUI Azzeddine.

### **Devant le jury composé de:**

Président : Mr LOUNACI Abdelkader

Professeur à l'UMMTO

Rapporteur : Mme SADOUDI-ALI AHMED Djamilia

Professeur à l'UMMTO

Examineurs :

Mr LAHOUEL Mesbah

Professeur à l'université de Jijel

Mr SOLTANI Noureddine

Professeur à l'université d'Annaba

Mr AZIOUNE Ammar

Maître de conférences A à ENSB et Directeur du  
Centre national de Recherche en Biotechnologie

Mme LARDJANE Nadia

Maître de conférences A à l'UMMTO

**Promotion 2016/2017**

## **Remerciements**

*Avant tout, je remercie le bon Dieu tout puissant qui m'a donné la force et de m'avoir permis d'arriver à ce stade-là.*

*Ma première pensée va tout naturellement à mon encadreur le professeur « SADOUDI –ALI AHMED Djamila » qui suit fidèlement mon travail. Je tiens à la remercier pour son encadrement, pour la confiance qu'elle m'a témoignée en me confiant ce travail et pour m'avoir donné les moyens d'arriver au bout de ce projet. J'ai apprécié sa grande chaleur humaine et sa disponibilité quotidienne.*

*J'adresse mes sincères remerciements aux membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce modeste travail. Je voudrais remercier le professeur LOUNACI Abdelkader qui m'a honoré d'avoir accepté de présider le jury. Je remercie également le professeur LAHOUEL Mesbah, le professeur SOLTANI Noureddine, le docteur AZIOUNE Ammar et le docteur LARDJANE Nadia d'avoir accepté d'examiner ce travail.*

*Je tiens particulièrement à remercier mon collègue GHARIB Abdelfettah qui m'a apporté une aide précieuse pour l'élaboration de cette étude.*

*J'adresse aussi mes sincères remerciements à tous les chercheurs, les ingénieurs et tout le personnel du Centre National de Recherche en Biotechnologie (CRBt).*

*Lors de la réalisation de ce travail les membres de l'organisme gestionnaire de l'ANB de Hammam Grouz, m'ont apporté une aide précieuse. Qu'ils daignent trouver ici mes vifs remerciements et l'expression de ma profonde reconnaissance.*

*Je tiens particulièrement à remercier les membres du laboratoire de Biologie de l'université de Constantine et les membres du laboratoire de l'ANRH de Constantine surtout Mme SOLTANE.*

*Très nombreuses sont les personnes qui, de près ou de loin, ont participé à la réalisation de ce travail. Tout en m'excusant auprès d'eux de ne pouvoir tous les citer, je leur exprime ma vive reconnaissance.*

 *Mr Aissaoui. A*

## Résumé :

Les concentrations des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) sont déterminées dans les eaux, les sédiments et les tissus des poissons des espèces *Cyprinus carpio* et *Barbus setivimensis* durant la période allant de novembre 2014 à août 2015. Ceci dans le but d'évaluer l'impact de la pollution du barrage Hammam Grouz sur les poissons et calculer le facteur de bioconcentration (FBC) par la méthode de spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA). Les concentrations des métaux lourds dans l'eau et les sédiments sont supérieures aux normes de l'OMS. Le calcul du FBC montre que tous les poissons ont accumulé les métaux lourds étudiés dans leurs tissus (branchies, foie, muscle et reins). Les valeurs du FBC de l'espèce *B. setivimensis* sont supérieures à celles enregistrées chez l'espèce *C. carpio*. Les branchies ont présenté les concentrations les plus élevées en métaux lourds et les muscles ont renfermé les plus faibles concentrations. Notre étude révèle que ces espèces de poissons sont exposées à une pollution métallique et on peut les utiliser comme des bioindicateurs de la pollution aquatique du barrage Hammam Grouz.

**Mots clés:** pollution, barrage, métaux lourds, poisson, Algérie.

## Abstract:

Concentrations of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn were determined in water, sediment and tissues of fish (*Cyprinus carpio* and *Barbus setivimensis*) from November 2014 to August 2015, in order to estimate the aquatic pollution in Hammam Grouz dam, by the technique of atomic absorption spectrophotometry. The concentrations of heavy metals in the water and sediment were higher than the WHO standards. The calculation of concentration factor (BCF) showed that all fish species studied have accumulated heavy metals in their tissues (gill, liver, muscle and kidney). The concentrations of metals in *B. Setivimensis* were higher than those in *C. carpio*. The highest concentration of heavy metals was recorded in the gill while the lowest was recorded in the muscle and kidney. Our study reveals that these fish species can be used as bioindicators in the biomonitoring of metallic pollution in aquatic ecosystem.

**Keywords:** pollution, dam, heavy metal, fish, Algeria.

## الملخص:

تم تحديد تركيز المعادن الثقيلة (الكاديوم، الكروم، النحاس، الرصاص و الزنك) في الماء و الرواسب وأنسجة الأسماك خلال الفترة من نوفمبر 2014 الى اوت عام 2015. وهذا لتقييم تأثير التلوث بالمعادن الثقيلة على مياه و رواسب وأيضا على أسماك سد حمام قروز وحساب معامل التركيز الأحيائي، مستعملين طريقة الامتصاص الطيفي (AAS). بعد مقارنة تركيزات المعادن الثقيلة في المياه والرواسب نجدها فوق معايير منظمة الصحة العالمية. ويظهر حساب (BCF) أن جميع الأسماك قد خزنت المعادن الثقيلة المدروسة في أنسجتها (الخيائشيم والكبد والعضلات والكلية). قيم (BCF) عند نوع السمك *Barbus setivimensis* هي أعلى من تلك عند *Cyprinus carpio*. والخيائشيم تحتوي على أعلى تركيزات من المعادن الثقيلة و العضلات تحتوي على أقل تركيزات. تكشف هذه الدراسة أن هذه الأنواع من الأسماك عرضة للتلوث، ويمكن استخدامها كمؤشرات بيولوجية لتلوث المياه في سد حمام قروز.

*Liste  
des Abréviations*

## Liste des abréviations

### 1- Abréviations scientifiques

Mt/an : million de tonne par an ;

Tm : température minimale ;

TM : température maximale ;

CPG-SM : chromatographie en phase gazeuse / spectrométrie de masse ;

DBO5 : demande biologique en oxygène pendant cinq jours ;

ppm : partie par million

EDTA : Ethylène diamine tétracétique

C E : conductivité électrique.

### 2- Abréviations spécial pour mémoire

OMS : organisation mondiale de la santé ;

O.N.M : office nationale de la météorologie ;

ANRH : agence nationale des ressources hydrauliques ;

ANBT : agence nationale des barrages et des transferts

ha : hectare ;

St: Station.

*Liste  
des tableaux*

**Liste des tableaux**

**Tableau 01 :** Corrections des températures mensuelles de la région d'étude (Période 2000-2016).....26

**Tableau 02.** Taille et poids des échantillons de poissons étudiés.....32

**Tableau 03 :** gamme d'étalonnage du phosphore.....34

**Tableau 04 :** Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates.....35

**Tableau 05 :** préparation de la courbe d'étalonnage des nitrites.....42

**Tableau 06:** Conditions particulières d'analyse pour la détermination des éléments traces dans les eaux, les sédiments et les poissons.....43

**Tableau 07:** Résultats des paramètres physico-chimiques de l'eau du barrage Hammam Grouz.....51

**Tableau 08:** concentrations des ETMs de l'eau du barrage Hammam Grouz.....55

**Tableau 09:** Résultats des analyses des paramètres physico-chimiques des sédiments du barrage Hammam Grouz.....60

**Tableau 10:** Résultats des concentrations des ETMs des sédiments du barrage Hammam Grouz.....67

**Tableau 11:** Matrice de corrélations entre les paramètres du compartiment eau.....69

**Tableau 12:** Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale Compartiment 'eau'.....70

**Tableau 13:** Matrice de corrélations entre les paramètres du compartiment sédiment.....72

**Tableau 14:** Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale Compartiment 'sédiments'.....74

**Tableau 15:** Grille de la qualité de l'eau en fonction de la température (Masson, 1988).....80

**Tableau 16.** Concentrations des métaux lourds dans l'eau du barrage Hammam Grouz (mg / l) comparé avec d'autres études et normes internationales.....85

**Tableau 17.** Concentrations en métaux lourds dans les sédiments du barrage Hammam Grouz (mg / l) et d'autres régions et les directives internationales.....86

**Tableau 18 :** Teneurs métalliques naturelles dans les sédiments secs et niveaux de contamination.....86

**Tableau 19 :** Concentrations des métaux lourds dans les muscles du poisson (poids sec  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) déterminés dans d'autres études et directives.....88

*Liste  
des figures*

**Liste des figures**

<b>Figure 01:</b> photo du poisson <i>Cyprinus carpio</i> .....	17
<b>Figure 02:</b> photo du poisson <i>Barbus setivimensis</i> .....	20
<b>Figure 03:</b> La région d'étude vue à travers un Modèle Numérique du Terrain.....	23
<b>Figure 04:</b> Plan de situation du barrage de Hammam Grouz.....	24
<b>Figure 05:</b> Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien.....	25
<b>Figure 06:</b> Répartition mensuelle des moyens de précipitations (mm) de la région d'étude..	26
<b>Figure 07 :</b> Diagramme ombrothermique de la région d'étude (Période 2000-2016).....	27
<b>Figure 08:</b> Occupation du sol de la région d'étude.....	28
<b>Figure 09:</b> Plan d'échantillonnage.....	30
<b>Figure 10:</b> Variation spatio-temporelle de la température (°C) des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	44
<b>Figure 11:</b> Variation spatio-temporelle du pH des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	45
<b>Figure 12:</b> Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	46
<b>Figure 13:</b> Variation spatio-temporelle de la teneur en oxygène dissous des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	47
<b>Figure 14:</b> Variation spatio-temporelle de la DBO <sub>5</sub> des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	47
<b>Figure 15:</b> Variation spatio-temporelle de la DCO des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	48
<b>Figure 16:</b> Variation spatio-temporelle de la teneur en orthophosphates des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	49
<b>Figure 17:</b> Variation spatio-temporelle de la teneur en nitrates des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	50
<b>Figure 18:</b> Variation spatio-temporelle d la teneur en nitrites des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	51

<b>Figure 19:</b> Variation spatio-temporelle de la teneur en Cadmium des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	52
<b>Figure 20:</b> Variation spatio-temporelle de la teneur en Chrome des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	53
<b>Figure 21:</b> Variation spatio-temporelle des teneurs en Cuivre des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	54
<b>Figure 22:</b> Variation spatio-temporelle des teneurs en Plomb des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	54
<b>Figure 23:</b> Variation spatio-temporelle des teneurs en Zinc des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	55
<b>Figure 24:</b> Variation spatio-temporelle du pH des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	56
<b>Figure 25:</b> Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	57
<b>Figure 06:</b> Variation spatio-temporelle du taux de matière organique des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	58
<b>Figure 27:</b> Variation spatio-temporelle du calcaire total des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	59
<b>Figure 28:</b> Variation spatio-temporelle de la capacité d'échange cationique des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	60
<b>Figure 29:</b> Variation spatio-temporelle du phosphore totale des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.	
<b>Figure 30:</b> Variation spatio-temporelle de la teneur en cadmium des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	61
<b>Figure 31:</b> Variation spatio-temporelle de la teneur chrome des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	61
<b>Figure 32:</b> Variation spatio-temporelle des teneurs en cuivre des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	62
<b>Figure 33:</b> Variation spatio-temporelle de la teneur en plomb des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	63
<b>Figure 34:</b> Variation spatio-temporelle de la teneur en zinc des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.....	64

---

<b>Figure 35</b> : les Teneurs en métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) dans les tissus (branchie, foie, reins et muscle) de l'espèce <i>C. carpio</i> .....	65
<b>Figure 36</b> : Teneurs en métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) dans les tissus (branchie, foie, reins et muscle) de l'espèce <i>B. setivimensis</i> .....	65
<b>Figure 37.</b> Valeurs du Facteur de bioaccumulation des métaux lourds chez les espèces de poisson <i>C. carpio</i> et <i>B. setivimensis</i> .....	66
<b>Figure 38.</b> Valeurs du Facteur de bioconcentration dans les tissus de <i>C. carpio</i> et <i>B. setivimensis</i> .....	68
<b>Figure 39:</b> ACP des caractéristiques physico-chimiques et les éléments traces métalliques dans l'eau. Cercle de corrélations et projection des variables.....	68
<b>Figure 40:</b> ACP des facteurs individuel des stations de prélèvements des eaux. Répartition des individus.....	70
<b>Figure 41</b> : Projection des stations sur le plan principal.....	71
<b>Figure 42:</b> ACP des caractéristiques physico-chimiques et les éléments traces métalliques dans les sédiments. Cercle de corrélations et projection des variables.....	71
<b>Figure 43:</b> ACP des facteurs individuel des stations de prélèvements des sédiments. Cercle de corrélations et projection des variables.....	72
<b>Figure 45</b> : Projection des stations sur le plan principal.....	73

# *Sommaire*

---

<b>Introduction.....</b>	<b>01</b>
<b>SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....</b>	<b>04</b>
<b>1. Pollution.....</b>	<b>04</b>
1.1. Pollution organique.....	05
1.2. Pollution chimique.....	06
1.3. Pollution des milieux aquatiques par les éléments traces métalliques.....	06
<b>2. Description des espèces de poissons choisies pour notre étude.....</b>	<b>17</b>
2.1. Carpe commun ( <i>Cyprinus carpio</i> « Linnaeus, 1758 »).....	17
2.2. Barbeau ( <i>Barbus setivimensis</i> « valenciennes, 1842 »).....	19
<b>MATERIEL ET METHODES.....</b>	<b>22</b>
<b>I. Présentation de la zone d'étude.....</b>	<b>22</b>
I.1. Situation géographique.....	23
I.2. Climatologie.....	25
I.3. Activité socio-économique.....	28
I.4. Activité agricole.....	28
I.5. Couverture végétale.....	29
I.6. Aperçu géologique et pédologique.....	29
I.7. Sources de pollution dans la zone d'étude.....	30
I.8. Prospection de la région d'étude.....	30
<b>II. Plan d'échantillonnage.....</b>	<b>31</b>
II.1. Prélèvement de l'eau.....	32
II.2. Prélèvements des sédiments.....	32
II.3. Prélèvements des poissons.....	33
<b>III. Paramètres étudiés.....</b>	<b>34</b>
III.1. Eau.....	34
III.1.1. Mesures <i>in situ</i> .....	34

III.1.2. Analyses au laboratoire .....	34
III.2. Caractérisation physico-chimique des sédiments.....	35
III.3.1. Préparation des échantillons des poissons.....	38
III.3. Analyses des métaux lourds dans les tissus des poissons.....	38
IV. Dosage des métaux lourds par la SAA.....	39
V. Facteur de bioconcentration (BCF).....	42
VI. Traitement statistique des données.....	42
<b>RESULTATS ET INTERPRETATIONS.....</b>	<b>43</b>
1. Compartiment « eau».....	43
1.1. Mesures physico-chimiques.....	43
1.2. Mesures des éléments traces métalliques (ETMs).....	50
2. Compartiment « sédiments».....	56
2.1. Mesures physico-chimiques.....	56
2.2. Mesures des éléments traces métalliques (ETMs).....	60
3. Compartiment « poissons».....	66
3.1. Métaux lourds dans les tissus des deux espèces de poissons.....	66
3.2. Facteur de bioconcentration (BCF).....	69
4. Corrélations des eaux de barrage.....	70
5. Analyse en composantes principales (ACP) de l'eau.....	71
6. Corrélations des sédiments de barrage.....	72
7. Analyse en composantes principales (ACP) des sédiments.....	73
<b>DISCUSSION.....</b>	<b>74</b>
I. Eau.....	74
II. Sédiments.....	83
III. Poissons.....	87

IV. Facteur de bioconcentration.....	89
<b>CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....</b>	<b>92</b>
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>94</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>103</b>
Courbes d'étalonnage.....	103
Analyse statistique.....	106
Publications.....	113

# *Introduction*

## **Introduction**

En Algérie, l'évaluation des ressources en eau potable a mis en évidence une situation tendue, en particulier en période estivale, avec des besoins en eau plus importants et des ressources à l'étiage. Cette évaluation a suscité une mobilisation importante de tout le pays sur le thème de l'eau, tant d'un point de vue quantitatif que qualitatif (ANBT, 2015).

Les études menées par l'Agence Nationale des Ressources Hydriques (ANRH) en 2012 montrent que la pluviométrie a régressé de près de 20% en Algérie au cours des dernières décennies par rapport aux décennies précédentes (1940-1970) et les ressources renouvelables en eau sont constituées d'eau de ruissellement pour 16 milliards de m<sup>3</sup> et de 2 milliards de m<sup>3</sup> d'eau souterraine. La capacité de stockage est de 4.5 milliards de m<sup>3</sup> d'eau dans 98 barrages qui devrait être portés à 7.3 milliards de m<sup>3</sup> lorsque les barrages en cours de réalisation seront mis en retenue d'eau.

Ce potentiel, déjà faible, est aggravé par un grand nombre de problèmes dont l'envasement qui atteint les barrages et les retenues collinaires qui dépasseraient les 60%. Enfin, 600 millions de m<sup>3</sup> d'eau, soit l'équivalent de 10 barrages, sont inutilisables à cause de la pollution urbaine, industrielle et agricole (ANRH).

De nos jours, des cas de pollution des ressources en eau par les métaux lourds sont, en effet, signalés quotidiennement dans le monde, alors que la grande partie passe sous silence à cause du manque de diagnostic réel de la cause. Parmi les paramètres mis en cause, les métaux lourds constituent un sujet de préoccupation majeure et le problème de résidus qui leur est lié reste d'actualité (Malik et *al.*, 2012).

Dans les milieux aquatiques naturels, la concentration des métaux lourds est faible, normalement du nanogramme au microgramme par litre. Ces derniers temps, ils s'y retrouvent en grandes quantités et sont devenus un problème de plus en plus préoccupant (Giguere et *al.*, 2004) Cette situation est générée par les activités humaines et le développement technologique rapide comme l'urbanisation croissante, l'expansion des activités industrielles, l'exploration et l'exploitation des ressources naturelles, l'extension de l'irrigation et d'autres pratiques agricoles modernes ainsi que l'absence de réglementation environnementale. La pollution par les métaux représente un cas typique de pollution multiple et généralisée du compartiment aquatique. Ces substances qui ont une toxicité liée à leur structure moléculaire, l'exerce sur de nombreux organismes et plus particulièrement l'homme (Malik et *al.*, 2012).

Les métaux lourds ne peuvent pas être dégradés, ils sont déposés, assimilés ou incorporés dans l'eau, les sédiments et les animaux aquatiques, provoquant ainsi une pollution métallique des masses d'eau (Linnik et Zubenko, 2000). Par conséquent, ils peuvent être bioaccumulés et bioamplifiés via la chaîne alimentaire et enfin assimilés par le consommateur d'où des risques sanitaires majeurs (Gupta et *al.*, 2009). En conséquence, les poissons, occupant des niveaux trophiques élevés avec une capacité de bioaccumulation considérable, sont souvent

utilisés comme des bioindicateurs de la pollution des écosystèmes aquatiques et sont une source de nourriture importante pour la population humaine (Agah et al., 2009).

Ainsi, la présente étude sur l'eau du barrage de Hammam Grouz, coïncide avec la période de la nouvelle politique de l'eau. Elle accorde un intérêt prioritaire tant à la valorisation des réserves hydrauliques qu'à leur qualité ainsi qu'à la protection de cette ressource et la protection de la santé publique. Notre objectif s'inscrit parmi les tâches d'actualité. En effet, à la construction du barrage de Hammam Grouz, paradoxalement à sa bienfaisance en termes d'alimentation en eau, il n'existe aucune synthèse des impacts sur l'ensemble du bassin versant. D'où notre choix du présent travail portant sur l'évaluation de la qualité des eaux et des sédiments de ce barrage en essayant de déterminer les impacts sur deux espèces de poissons de ce barrage, très consommées par la population, à savoir la carpe, *Cyprinus carpio* et le barbeau *Barbus setivimensis*.

Situé au cœur du tell oriental algérien, le bassin de Hammam Grouz est assez peuplé. D'une culture de riveraineté qui a cédé la place à la collectivité et d'une polyculture de subsistance qui a cédé la place à une agriculture moderne, les usages évoluent dans le temps et dans l'espace, et les impacts sur la qualité des cours d'eaux, liés aux rejets domestiques des habitations voisines et à l'emploi des engrais et des pesticides, sont devenus importants.

L'objectif du présent travail consiste, dans un premier temps, à suivre et à évaluer la qualité globale des eaux du barrage en s'intéressant :

- aux paramètres physico-chimiques des eaux notamment la mesure de la température, le pH et la conductivité électrique ;
- au degré de la pollution organique estimé par la détermination de paramètres révélateurs tels que l'oxygène dissous, la DCO, la DBO<sub>5</sub>, les différentes formes azotées (NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>) et les phosphates ;
- à la recherche de la présence éventuelle d'une contamination métallique à travers le dosage de cinq ETMs (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn).

Dans un deuxième temps, nous nous sommes intéressés à l'appréciation de la qualité des sédiments et l'évaluation de leur degré de contamination métallique par l'étude:

- des paramètres physico-chimiques des sédiments appréciée par la mesure de la conductivité électrique, le pH, le calcaire total, etc. ;
- la contamination métallique évaluée par le dosage des cinq ETMs cités précédemment.

Enfin, l'impact de la pollution métallique par les cinq ETMs est estimé sur les deux espèces de poissons via :

- la contamination métallique évaluée par le dosage des cinq ETMs cités précédemment au sein de divers organes de différentes catégories de poissons des deux espèces étudiées (branchies, foies, muscles et reins) ;

- la mesure du facteur de bioconcentration (bioindicateurs de pollution) pour estimer l'aptitude à la consommation humaine des deux espèces de poissons.

Ainsi, le présent document est structuré en deux parties essentielles:

- ✓ La première est une synthèse bibliographique consacrée à la pollution de l'eau, les causes principales de cette pollution, ses effets et ses conséquences.
- ✓ La seconde est pratique et est subdivisée en trois chapitres : le premier porte sur la caractérisation de la zone d'étude (situation géographique, géologie, climatologie, flore, etc.). Le second rassemble le mode opératoire et les techniques utilisées pour la réalisation du présent travail et le troisième, qui sous forme de tableaux et d'histogrammes, illustre les résultats obtenus. Il est suivi d'une discussion et d'une conclusion générale assortie de perspectives de recherche.

*Synthèse  
bibliographique*

## **1. Pollution**

Le terme « pollution » désigne toute modification défavorable du milieu naturel, qui parait en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers des effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou à travers des ressources agricoles, en eau et en produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède ou les possibilités réactives du milieu (Ramade, 2002).

La pollution est la dégradation d'un écosystème par la diffusion, comme sous-produit involontaire d'une activité humaine, d'agents matériels, les polluants, qui rendent ce milieu malsain, dangereux ou qui dégradent les conditions de vie (Veyret, 2007). Elle résulte de l'introduction dans un milieu de substances conduisant à son altération (Gaujous, 1995).

Elle peut être définie, également, comme la surexploitation des capacités d'autoépuration du milieu naturel (Khaled, 1995). En effet, pendant longtemps, les eaux souterraines étaient pures car le passage dans les roches poreuses joue un rôle de filtre et elles s'auto nettoient grâce aux bactéries aérobies et anaérobies. Mais, depuis quelques années, ces nappes sont touchées par la pollution car les bactéries ne parviennent plus à l'enrayer assez rapidement.

Dans le cas des fleuves, des rivières et des cours d'eau, si la source polluante est maîtrisée, l'eau en mouvement se renouvelle et peut donc se nettoyer (Khamar et *al.*, 2000).

Actuellement, la pollution des eaux est devenue un phénomène universel qui menace gravement l'environnement et qui nécessite une lutte soutenue, car de nombreux produits agricoles et industriels sont de plus en plus responsables de l'apparition de cette forme de pollution.

Nous présenterons, ci-dessous, les sources de cette forme de pollution en relation avec sa nature (matière organique ou minérale) et ses effets sur les écosystèmes aquatiques.

### **1.1. Pollution organique**

Cette forme de pollution constitue la fraction la plus importante. En effet, elle résulte de l'introduction dans le milieu de substances organiques provenant de diverses activités :

industrielles (hydrocarbures), agricoles (engrais azotés et phosphatés) et domestiques (phosphates, matières fermentescibles) (Khaled, 1995).

La pollution organique de l'eau, provenant des eaux domestiques et des industries agroalimentaires, provoque une surconsommation de l'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique et peut entraîner, par conséquent, la mort de la vie aquatique (Veyret, 1997).

Les composés azotés contribuent à la pollution organique, suite à la dégradation de l'urée, et des acides aminés. Ce sont, d'abord, les formes ammoniacales qui dominent en milieu désoxygéné; la fraction d'ammoniaque non dissociée ( $\text{NH}_4$ ) est toxique pour le poisson. Lorsque les eaux sont réoxygénées, l'ammoniaque se transforme en nitrates avec un stade intermédiaire ; les nitrites (eux-mêmes toxiques) (Rodolph, 1990).

Les formes d'azote (azote organique, ammoniacale, nitrites, etc.) sont susceptibles d'être à l'origine des nitrates très solubles, par un processus d'oxydation biologique. La migration des nitrates est nettement plus rapide sur les surfaces cultivables laissées à nues pendant l'hiver.

Les rejets des collectivités et occasionnellement de certaines industries (engrais azotés) peuvent aussi concourir à l'enrichissement des eaux en nitrates. La présence d'ammonium dans les eaux résulte d'une contamination liée aux rejets d'effluents domestiques et industriels ou d'un phénomène de réduction naturelle des nitrates en nitrites qui, dans le cycle de l'azote, s'insèrent très rapidement en occupant un niveau intermédiaire et sont très peu stables et, par conséquent, très peu présents dans les eaux sauf en cas de pollution proche : les nitrites sont donc de bons indices de la contamination organique (Dobbs et Zabel, 1994).

Dans les eaux usées, le phosphore se trouve soit sous forme d'ions orthophosphates isolés, soit sous forme d'ions phosphates condensés ou encore sous forme d'ions phosphates condensés avec des molécules organiques. Ces phosphates sont fixés facilement par le sol. Leur présence dans l'eau est souvent liée à la nature des terrains traversés, à la décomposition de la matière organique, aux engrais phosphatés industriels entraînés par lessivage ou par infiltration causant, par la suite, une dystrophisation avancée (ENSA, 2003). Les phosphates sont généralement responsables de l'accélération des phénomènes d'eutrophisation (facteur limitant) dans les lacs et les rivières (Gaujous, 1995).

De ces faits, il découle que la pollution organique au sein des écosystèmes aquatiques est importante du point de vue impact. Les effets de cette forme de pollution se prolongent plus en aval avec l'apparition des algues filamenteuses fixées dans les eaux vives et un plancton très abondant dans les eaux lentes (Rodolph, 1990).

## **1.2. Pollution chimique**

Ce type de pollution des eaux de surface résulte, le plus souvent, de l'introduction dans le milieu de substances à effet toxique, de critères multiples et d'origines diverses (pesticides, détergents, métaux lourds, etc.). La pollution chimique des eaux peut être chronique, accidentelle ou diffuse. Elle peut être due à :

- l'insuffisance de certaines stations d'épuration ;
- l'absence de réseaux d'assainissement dans certaines zones ;
- le lessivage des sols, mais aussi des chaussées et des toits par les pluies ;
- le rejet d'effluents par les industries.

Cette forme de pollution issue de substances chimiques telles que les insecticides ou les désherbants provoque la destruction de la qualité des eaux de surface (cours d'eau, lacs...) et celle des eaux souterraines.

Nous détaillerons, dans le chapitre suivant, l'effet de certaines substances chimiques qui sont les métaux lourds, appelés récemment ETM, qui provoquent une contamination métalliques des eaux et des sédiments qui s'y rapportent.

## **1.3. Conséquences de la pollution des milieux aquatiques**

La pollution des écosystèmes aquatiques provoque une multitude de conséquences tant au niveau des diverses biocénoses qu'au niveau de leurs habitats.

La pollution de l'eau, quel que soit sa nature (organique, chimique ou microbiologique,...) peut avoir des conséquences désastreuses, se traduisant par des effets très spécifiques dus aux particularités écologiques propres aux milieux aquatiques (Ramade, 2002). En effet, les microorganismes aérobies engendrent une autoépuration des eaux qui se traduit par un épuisement de l'oxygène présent dans l'eau, lequel est indispensable pour la faune aquatique. Cette régression du taux d'oxygène conduit à une asphyxie chez les espèces animales

aquatiques, ainsi qu'à la disparition de la faune des eaux propres en aval d'un émissaire d'égout (Nollet, 1996).

Ainsi, l'accumulation des agents polluants dans un cours d'eau, affecte progressivement son équilibre dynamique naturel et conduit à sa pollution, essentiellement si l'agent polluant n'est pas ou peu biodégradable ; le processus d'autoépuration est alors inopérant, les substances s'accumulent dans l'écosystème, intoxiquant les espèces vivantes qui les intègrent (Veyret, 2007).

Les activités agricoles sont susceptibles d'affecter la qualité des eaux de diverses façons : par lessivage de nitrates, phosphates, pesticides, herbicides etc., contenus en quantité excessive dans les sols ou par contamination microbiologique. Or, l'enrichissement des eaux superficielles en nitrates et phosphates est à même d'entraîner une multiplication excessive de végétaux aquatiques et de déclencher un phénomène d'eutrophisation de cours d'eau, de lacs ou d'étangs (Rainey et *al.*, 2003).

La pollution des eaux par les nitrates et les phosphates provoque dans certaines étendues d'eau, comme les lacs, un phénomène de dystrophisation qui résulte du rejet de matières organiques fermentescibles dans les eaux ou de leur enrichissement par les minéraux nutritifs - nitrates et phosphates - provenant de l'agriculture et des effluents domestiques rejetés. Comme le renouvellement des eaux lacustres est évidemment beaucoup plus lent que celui d'un cours d'eau, ces éléments nutritifs libérés directement ou par l'intermédiaire de la dégradation de matières organiques vont provoquer une prolifération du phytoplancton et des plantes aquatiques, qui va elle-même engendrer un véritable bouleversement des conditions écologiques du lac. Ainsi, la mort de ces masses proliférantes provoquera une désoxygénation progressive, mais permanente des eaux profondes avec, pour conséquence, la disparition des espèces de poissons nobles. Peu à peu, le fond du lac va être le siège de crises de dystrophie avec dégagement de gaz putrides ( $H_2S$ ,  $NH_3$ ) et d'odeurs nauséabondes.

L'eau constitue le solvant dans lequel plusieurs substances chimiques minérales ou organiques peuvent se dissoudre. Elle est capable de mettre en suspension les matières solubles et les déchets solides. Cette mise en suspension de la matière provoque une diminution de la transparence de l'eau et donc de la photosynthèse et de l'oxygénation (Nollet, 1996).

Ainsi, dans les étangs et les rivières lentes, l'apport constant de substances nutritives (nitrates et surtout phosphates) peut entraîner une prolifération de végétaux aquatiques et par voie de conséquence une destruction des espèces sensibles, en colmatant les ouïes des poissons et les branchies des mollusques. De même, en colmatant le fond et les berges du lac ou de la rivière, les matières en suspension interdisent la reproduction aux espèces de poissons qui frayent sur des graviers (Nollet, 1996).

Enfin, la pollution des rivières et des cours d'eau entraîne des effets nuisibles aussi bien pour le petit organisme que pour le grand, et peut entraîner le développement de nouvelles espèces tolérantes à cette pollution. Ces espèces sont des bioindicateurs, car leur présence révèle une pollution de l'eau (Rodolph, 1990).

#### **1.4. Pollution des milieux aquatiques par les éléments traces métalliques**

L'eau a, depuis longtemps, été l'exutoire qui permettait d'évacuer plusieurs types de déchets, entre autres, les métaux lourds (ETM). Dans ce qui suit, nous donnerons la définition des ETM et leurs caractéristiques, leurs sources et leurs effets vis-à-vis des écosystèmes aquatiques.

Dans les écosystèmes aquatiques naturels, les métaux se trouvent à de faibles concentrations, généralement de l'ordre du nanogramme ou du microgramme par litre. Cependant, ces derniers temps, la présence de métaux lourds contaminants, et spécialement des ETM à des concentrations supérieures aux charges naturelles, est devenue un problème de plus en plus préoccupant. Il faut en imputer la rapide croissance démographique, une urbanisation accrue, l'expansion des activités industrielles, de la prospection et de l'exploitation des ressources naturelles, l'extension de l'irrigation et la propagation d'autres pratiques agricoles modernes, ainsi que l'absence de réglementations concernant l'environnement.

##### **1.4.1. Les métaux lourds**

Un métal est une matière issue, le plus souvent, d'un minerai ou d'un autre métal, dotée d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité et ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant ainsi aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisables dans l'industrie, l'orfèvrerie.... On appelle, en général, métaux lourds les éléments métalliques naturels, métaux, ou dans certains cas, métalloïdes caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 grammes par cm<sup>3</sup>(Senat, 2009).

Les éléments traces sont les 80 éléments chimiques, constituants de la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun d'entre eux inférieure à 0.1 % (Baize, 1997). Certains des éléments traces sont des métaux (Cd, Cr, Zn, Cu, Pb...) présents en très faibles quantités dans le sol, l'eau, l'air et les êtres vivants. C'est pour cela qu'on les qualifie parfois de métaux à l'état de traces ou d'oligo-éléments. Certains de ces éléments métalliques sont essentiels à l'homme en quantité infime, notamment le fer, le cuivre, le manganèse, le zinc, le cobalt, l'iode, le molybdène, le sélénium, le chrome et l'étain. Cependant, ils sont tous toxiques et quelques-uns sont même cancérigènes à hautes concentrations (Baize, 1997).

Les ETM sont présents dans tous les compartiments de notre environnement mais, en général, en quantités très faibles. Ce sont des éléments naturels présents dans l'air, l'eau et les sols. Ils ont la particularité de s'accumuler dans les organismes vivants ainsi que dans la chaîne trophique. Certains éléments traces métalliques sont indispensables à faible teneur au déroulement des processus biologiques. D'autres peuvent devenir toxiques (plomb ou mercure par exemple...).

L'impact de ces substances sur l'environnement est complexe ; leurs actions toxiques peuvent être directes ou indirectes sur les individus, les populations ou les écosystèmes. Des phénomènes de synergie sont possibles ; ils peuvent conduire au déclenchement des effets plus complexes (Devauchelles, 2002).

A la différence des substances organiques dont l'état chimique est bien défini, les métaux comme tous les éléments présentent un polymorphisme chimique dépendant à la fois de leur forme et du composé minéral ou organique dans lequel ils sont incorporés (Ramade, 2002). Certains des éléments trace font partie des éléments toxiques qui passent des champs vers les eaux des écosystèmes. On les retrouve principalement dans les eaux usées industrielles et municipales (Cd, Cu, Pb, Zn), les précipitations atmosphériques, et les eaux provenant de l'activité agricole (Hg, Cu, Pb).

Contrairement à d'autres polluants, comme les hydrocarbures dérivés du pétrole, et aux déchets qui envahissent l'environnement au vu de tout le monde, les métaux lourds ou les éléments traces métalliques s'accumulent subrepticement, pour finir par atteindre des seuils toxiques. Les problèmes associés à la contamination par les métaux lourds ont été tout d'abord mis en évidence dans les pays industriellement avancés en raison de leurs déversements industriels plus importants (FAO, 2009).

Comme les autres éléments, les ETM suivent, dans la nature, des cycles depuis la réserve géochimique, en passant par la végétation et les animaux (Alloways et Ayres, 1986). Les activités anthropiques constituent un facteur fondamental qui interfère dans ces cycles, les accélère et augmente, par voie de conséquence, leurs teneurs dans l'écosystème en question.

**Le cadmium** est un élément trace qui peut devenir toxique pour la vie aquatique quand sa concentration dépasse un certain seuil. Il est naturellement présent à de très faibles concentrations dans les écosystèmes aquatiques. Les principaux minerais cadmifères sont les sulfures de zinc, la sphalérite et la wartzite, dans lesquels le cadmium constitue une impureté (Nriagu, 1980). Il est extrait essentiellement du minerai de carbonate du zinc. Son numéro atomique est 48 et sa masse atomique est de 112.4 g/mole. Il est ductile (capacité à l'étirement), malléable (capacité à la mise en forme) et résiste à la corrosion atmosphérique, ce qui en fait un revêtement de protection pour les métaux ferreux.

A l'état naturel, le cadmium se présente sous deux degrés d'oxydation (0 et +2). C'est un métal très ductile, bon conducteur et résistant à la corrosion par l'humidité à pH alcalin ou neutre (Sahli, 2002). Le cadmium est insoluble dans l'eau et les solvants organiques mais facilement attaqué par les acides. Il est très mobile dans l'eau et dans le sol. Il représente un élément métallique très toxique sous toutes ses formes (solide, vapeur, sels, composés organiques).

**Toxicité du Cadmium :** Le cadmium est un des éléments les plus rares dans la nature (Fassett, 1975). Il est considéré comme élément assez mobile et assez facilement biodisponible. Il risque soit de passer dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des végétaux, soit de migrer en profondeur pour aller contaminer les nappes phréatiques (Kadem, 2005). Ainsi, les poissons d'eau douce absorbent le cadmium par voie branchiale, alors que les poissons marins l'absorbent par voie intestinale. Avec des concentrations non létales, la pollution chronique des poissons se traduit par la perturbation du système nerveux, la nécrose des gonades mâles au-delà d'un taux de 25µg/g et la nécrose des lamelles branchiales (Augier, 2008).

**Le chrome** est un élément chimique de symbole Cr et de numéro atomique 24. Son poids atomique relatif est de 52 g/mol. Son étymologie vient du grec « Chroma » qui signifie couleur, c'est pourquoi les composés dérivés de cet élément sont diversement colorés (Encyclopédie Universalis, 2005). C'est un métal gris lustré qui résiste extrêmement bien aux

agents corrodants ordinaires. Sa teneur dans la croûte terrestre est d'environ 100 ppm (Ramade, 2002). Presque tout le Cr trouvé dans les roches formant la croûte terrestre est trivalent bien que le chrome puisse prendre neuf états d'oxydation différents, de (- II) à (VI). Le Cr est extrait essentiellement de la chromite, minéral qui contient entre 40 à 60 % d'oxyde de chrome. La présence du chrome dans l'environnement peut avoir une origine naturelle (altération des roches, précipitations, retombées atmosphériques..) ou une origine anthropique (mise en décharge, rejets pétroliers, tanneries...) (Ineris, 2005).

**Toxicité du Chrome :** Le chrome est un élément indispensable à de faibles concentrations pour la vie aquatique notamment celle des poissons. C'est un constituant majeur de certaines enzymes où il intervient dans différentes réactions métaboliques. Cependant, il peut devenir toxique au-delà d'une certaine concentration lorsque sa biodisponibilité atteint ou dépasse le seuil de tolérance. Sa toxicité est généralement liée à sa forme chimique. En effet, le chrome 6 est plus toxique que le chrome 3 vis-à-vis des espèces de poisson. Cette toxicité se traduit par son passage à l'état de  $\text{Cr}^{6+}$ , une telle forme est très toxique pour les poissons (provoque la nécrose des lamelles branchiales). (Ajima *et al.*, 2015).

**Le cuivre** est présent dans la nature dans un large éventail de gisements de minéral. Il entre dans la fabrication des tissus, des peintures marines, des conducteurs et fils électriques, des appareils et tuyaux de plomberie, des pièces de monnaie et des ustensiles de cuisine (Ontario, 2004). Il peut être présent dans l'eau à partir du contact avec des minéraux porteurs de cuivre ou de déchets minéraux provenant de la production de cuivre (Kemmer, 1984). Il peut se concentrer dans les eaux naturelles généralement à des teneurs inférieures à 1mg/l et ses principales sources anthropiques sont les industries, les traitements agricoles et la corrosion des tuyauteries (0,5 à 1 mg/l) (Rodier *et al.*, 2005). Son numéro atomique est 29 et sa masse atomique est de 63,546 g/mole.

Son point de fusion est 1083°C (Nriagu, 1990). Le cuivre peut être relâché dans l'environnement par des sources naturelles et par les activités humaines. C'est un métal malléable et ductile. Il est un excellent conducteur d'électricité et de chaleur (Recommandations canadiennes pour la qualité des sols (cuivre), 1997). Quand le cuivre se trouve dans le sol, il se lie fortement aux matières organiques et aux animaux. Par conséquent, il n'est pas très mobile et il ne pénètre presque jamais dans les eaux souterraines. Dans les eaux de surface, le cuivre peut parcourir de longues distances, que ce soit suspendue sur des particules de boue ou comme ion libre.

**Toxicité du Cuivre :** Le cuivre peut bloquer la photosynthèse à partir de  $1\mu\text{g/g}$  chez certaines espèces de phytoplancton aquatique. Les animaux sont diversement sensibles à la contamination par le cuivre: le crustacé *Nauplius elminus* tolère  $10\mu\text{g/g}$  tandis que l'oursin *Arbacia lixula* meurt à  $0,3\mu\text{g/g}$  (Augier, 2008) et le poisson *L. rohita* tolère  $50\mu\text{g/g}$  Ajima et al., (2015). et *P. pulcher* tolère  $75.5\mu\text{g/g}$  Malik et al., (2009). Par son action sur les racines des plantes, le cuivre altère leur développement et la perméabilité de leur membrane cellulaire causant le lessivage de certains ions ( $\text{K}^+$ ,  $\text{PO}_4^{4-}$ ...) (Kabata-Pandias et Pandias, 1992).

**Le plomb**, quant à lui, est un élément métallique de nombre atomique 82 et de masse atomique  $207,2\text{ g/mole}$ . Sa valence est de (+2) et (+4). C'est un métal bleuâtre, blanchissant lentement en s'oxydant, malléable et très ductile. Il est présent sous diverses formes dans tous les compartiments environnementaux (hydrosphère, stratosphère, biosphère, atmosphère mais surtout dans la croûte terrestre et le sol où il représente  $0.002\%$ ). Il se présente sous formes de composés organiques (plomb tétraméthyle et plomb tétraéthyle) et inorganiques (sels de plomb). Il est sensible à la fatigue thermique et possède une faible conductivité électrique. En milieu aqueux, le plomb forme des ions complexes avec les anions organiques ( $\text{PbOH}^+$ ,  $\text{PbNO}_3^+$ , ...). Il donne des alliages avec de nombreux métaux, en particulier avec l'étain, le bismuth, le cadmium, l'antimoine, le fer, le cuivre et l'argent.

**Toxicité du Plomb :** Le plomb est un élément rare dans l'environnement. L'atmosphère est son principal vecteur vers les écosystèmes aquatiques (Nakhlé, 2003). Chez certains bivalves, le plomb inhibe l'enfouissement et place donc le mollusque dans des conditions précaires de protection vis-à-vis des prédateurs (Mac Greer, 1979). Ainsi, le plomb retarde, voire inhibe, le développement embryonnaire de quelque espèces de poissons (*Wallago attu*) et augmente le pourcentage de larves anormales (effet métagène) (Augier, 2008). L'utilisation abusive du plomb ou de l'un de ses composés est proscrite en raison de sa toxicité et son écotoxicité trop élevées. En effet, la toxicité du plomb varie suivant la forme sous laquelle il peut se présenter dans le milieu. Le plomb inorganique est légèrement toxique, cependant, le plomb organique, particulièrement le plomb tétraméthyle est très toxique vis-à-vis de poissons d'eau douce Yancheva et al., (2014).

**Le zinc**, de numéro atomique 30 et de masse atomique  $65.409\text{ g/mole}$ , est un métal de couleur bleu gris. Son état d'oxydation le plus commun est +II (appelé ion zincique). Il provient des mines, de l'industrie métallurgiques ou d'opérations de traitement des métaux. Il peut réagir avec les éléments ambiants : humidité, oxygène, dioxyde de carbone, etc., pour

former une patine. Cette patine se traduit par une diminution progressive de l'éclat métallique de la surface. La couche formée, insoluble, adhérente et protectrice, a comme constituant principal du carbonate basique de zinc. Le degré d'oxydation du zinc est 2, et il peut être monovalent dans des conditions anaérobies. Le zinc divalent peut s'adsorber sur les suspensions minérales et se complexer ainsi avec les matières organiques (Kemmer, 1984).

**Toxicité du Zinc :** Le zinc induit la formation de composés insolubles au niveau des muqueuses recouvrant les branchies des mollusques et des poissons, perturbant la fonction respiratoire. Il affecte également la mue des crustacés. Le plus inquiétant est que le zinc est désormais reconnu comme un cancérigène lent, mais puissant (Augier, 2008). Selon Brémond et Vuichard (1973), le zinc est considéré comme étant un élément toxique même si les huîtres possèdent la faculté de le concentrer.

#### **1.4.2. Sources des éléments traces métalliques**

Les ETM sont des composants naturels de la biosphère. Ils se retrouvent dans tous les compartiments de l'environnement, dans les roches drainées par les eaux de surface et les nappes aquifères. Suite aux modifications menées par l'action humaine, l'exploitation des gisements de métaux, la dissémination et l'amplification de ces derniers a été alarmante vu leurs teneurs élevées dans les différents écosystèmes de la biosphère. De ce fait, il est à distinguer deux sources d'éléments en trace : source naturelle et source anthropique.

##### **1.4.2.1. Source naturelle**

Les ETM, comme tout minerai, sont présents dans les roches et sont diffusés avec l'érosion. Les éléments métalliques en surface ne viennent, cependant, pas tous de la roche puisqu'il peut y avoir cumul entre ce qui vient du sous-sol et ce qui est apporté par l'air et qui peut provenir de très loin (plomb dans les glaces des pôles) (Senat, 2009).

Selon Thévenot et *al.* (1998), les milieux aquatiques contiennent des ETM provenant directement de l'altération chimique et l'érosion mécanique des roches mères et des matériaux géologiques dont les produits dissous, colloïdaux et particulaires atteignent les eaux de surface par ruissellement, érosion ou apports souterrains.

En règle générale, les ETM sont fixés dans les roches sous deux formes. Il y a, d'une part, les oxydes et silicates, peu altérables en climat tempéré. Les oxydes sont libérés de la roche par érosion et transportés tels quels dans les sols et sédiments. Il y a, d'autre part, les sulfures et

les carbonates, très altérables, qui seront attaqués chimiquement. Les éléments métalliques peuvent changer de support. Une partie soluble sera évacuée avec l'eau, vers les sols, les sédiments ou la nappe phréatique. Une partie sera piégée dans les argiles et sédiments de ruisseau.

Dans les climats tempérés, le passage des ETM de la roche vers le sol s'accompagne d'une diminution des concentrations du métal dans son environnement par un mécanisme de dilution. Le taux de dilution, qui dépend de la solubilité de l'élément métallique et des caractéristiques de la roche, est souvent supérieur à 80 %. Les retombés atmosphériques constituent une autre source d'apport naturel en ETM. Ces derniers sont représentés par des poussières qui peuvent avoir pour origine marine, volcanique et ou terrestre (feux de forêt, incinération des décharges, ...) (Ineris, 2004).

#### **1.4.2.2. Source anthropique**

L'activité humaine constitue une origine artificielle d'apport des ETM. Elle a surtout changé la répartition des métaux, les formes chimiques (ou spéciations) et les concentrations par l'introduction de nouveaux modes de dispersion (fumées, égouts, voitures...). Si une partie des ETM part directement dans le sol et les eaux, l'essentiel est d'abord émis dans l'atmosphère avant de rejoindre les deux autres compartiments.

En général, les principales sources qui peuvent conduire à une contamination de l'environnement par les éléments traces métalliques dont la provenance est anthropique sont:

- l'industrie et les émissions atmosphériques ;
- le lessivage des zones d'épandage et de stockage de déchets industriels et domestiques ;
- l'extraction des minerais ;
- la métallurgie et cimenterie.

En effet, de nombreuses industries utilisent des métaux lourds afin de réaliser des industries de transformation. Selon Baize (1997), les ETM issus des sources anthropiques possèdent un comportement différent de ceux présents naturellement car ils sont apportés sous forme chimique réactive.

### **1.4.3. Notion de biodisponibilité des ETM**

La biodisponibilité des éléments traces métalliques traduit leur passage à l'intérieur des cellules, à travers des membranes et leur mode d'action sur les constituants cellulaires. Elle suit des lois complexes où la forme chimique de l'élément joue un rôle prépondérant (Meybeck et *al.*, 1998).

#### **1.4.3.1. Biodisponibilité dans l'eau**

Les éléments traces sont présents dans l'environnement sous des formes chimiques différentes. En effet, dans les eaux naturelles, ils se trouvent à de très faibles concentrations aussi bien dans la phase dissoute que dans la phase particulaire. La phase dissoute renferme des métaux sous forme d'ions hydratés, de complexes inorganiques ou organiques. Ainsi, dans cette phase, les métaux peuvent être associés à la fraction colloïdale. Dans la phase particulaire, les ETM sont liés aux particules depuis l'adsorption jusqu'à la liaison au sein même de la matrice minérale.

Les proportions des différentes formes d'un minéral dans un biotope donné dépendent des caractéristiques physico-chimiques de ce biotope (température, dureté, matière organique, cations, anions ...). Seules certaines formes de l'élément métallique (ions libres hydratés, certaines espèces inorganiques ou organiques) peuvent être assimilables.

Cependant, selon l'organisme considéré, les modes d'assimilation peuvent être différents. En effet, pour un même organisme, plusieurs facteurs comme l'âge, la taille et le cycle de reproduction, peuvent modifier les modes d'assimilation et donc seule une fraction de la concentration totale en métal, présente dans le milieu, est biodisponible pour un organisme (Le Goff et Bonnomet, 2004).

#### **1.4.3.2. Biodisponibilité dans les sédiments**

Le compartiment sédimentaire est un système complexe en interaction continue avec l'eau. Il comprend deux phases : liquide (l'eau interstitielle) et solide composée de matériaux naturels (débris animaux et végétaux, sable, limon et argiles). Les sédiments abritent divers types d'organismes qui interagissent avec le milieu (micro invertébrés, algues, invertébrés benthiques...).

Ces différents organismes participent à la dégradation et à la décomposition de la matière organique, à l'oxygénation et l'hydratation des couches superficielles du sédiment (Bonnomet, 2008).

Ankley et *al.* (1996) admettent que les éléments métalliques dissous dans l'eau interstitielle sont beaucoup plus disponibles que ceux adsorbés sur la phase solide. Par ailleurs, les ETM piégés dans le compartiment sédimentaire ne peuvent pas être considérés comme irréversiblement indisponibles dans la phase aqueuse. En effet, les ETM peuvent être remobilisés par une perturbation physique des couches sédimentaires telle que l'érosion, l'opération de dragage ...

Ils peuvent, également, être résorbés suite à une modification des paramètres physico-chimiques telle que la salinité, la dureté, le pH... Enfin, l'activité de la micro faune peut avoir une influence sur la biodisponibilité des ETM une fois ces derniers assimilés.

Cependant, les ETMs ainsi résorbés redeviennent, par la suite, biodisponibles via la phase aqueuse où l'équilibre entre les deux phases aqueuse et solide est rarement atteint vis-à-vis des teneurs en ces éléments métalliques.

## **2. Description des espèces choisies pour notre étude**

### **2.1. Carpe (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758)**

**2.1.1. Caractéristiques morphologiques :** La carpe commune présente un corps allongé et trapu, des lèvres épaisses et deux paires de barbillons à l'angle de la bouche, les plus courts sur la lèvre supérieure. La nageoire dorsale possède 17 à 22 rayons. La base de la nageoire dorsale longue avec 17-22 rayons ramifiés et solides, épine dentée en avant; la nageoire dorsale est de forme concave antérieurement. Nageoires anales possède 6 à 7 rayons mous. Le bord postérieur de la 3<sup>ème</sup> épine des nageoires dorsale et anale présente des spinules. La ligne latérale est constituée de 32 à 38 écailles. Les dents pharyngiennes sont 5:5, ce sont des dents avec couronnes aplaties.

La couleur du corps est variable : les carpes sauvages sont brunes à vertes sur le dos et les côtés supérieurs, nuances jaunes or au niveau du ventre. Les nageoires sont sombres et le ventre présente une nuance rouge (Bakos et Gorda, 2001).



**Figure 01:** photo du poisson *Cyprinus carpio*.

**2.1.2. Habitat et biologie :** La carpe commune sauvage vit au milieu et à l'aval des cours d'eau, dans des zones inondées, et des eaux superficielles confinées comme les lacs, bras morts de lacs et eaux de réservoirs. C'est principalement un poisson qui vit dans le fond mais cherche sa nourriture dans les couches intermédiaires et supérieures de la colonne d'eau (Horvath, 1985). En Europe, les étangs typiques de la carpe sont peu profonds, eutrophiques avec un fond vaseux et une végétation aquatique très dense au niveau des digues. Le spectre écologique de la carpe est grand. La meilleure croissance est obtenue quand la température de l'eau oscille entre 23 et 30 °C (Bakos et Gorda, 2001). Le poisson peut survivre aux périodes froides de l'hiver. Une salinité jusqu'à environ 5‰ est tolérée. La gamme de pH optimal est comprise entre 6,5 et 9,0. Cette espèce peut survivre à de faibles concentrations d'oxygène (0,3-0,5 mg/litre) aussi bien qu'à une sursaturation.

Les carpes sont omnivores, avec une prédominance carnivore (insectes d'eau, larves d'insectes, vers, mollusques et zooplanctons). Elle est aussi planctophage: elle consomme les tiges et les graines de plantes aquatiques et terrestres, les plantes aquatiques décomposées etc. L'élevage de carpes en étangs est basé sur la capacité de l'espèce d'accepter et d'utiliser les céréales fournies par les éleveurs.

La croissance journalière de la carpe peut être de 2 à 4% de son poids (Alikhuni, 1966). Les carpes peuvent atteindre 0,6 à 1,0 kg durant une saison d'élevage en polycultures dans des étangs des zones subtropicales/tropicales. La croissance est beaucoup plus lente dans les zones tempérées: dans ce cas le poisson atteint un poids de 1 à 2 kg après 2 à 4 saisons d'élevage.

En Europe, la carpe femelle a besoin d'environ 11 000 à 12 000 degré-jours pour atteindre la maturité. Les mâles arrivent à maturité dans une période plus courte de 25-35%. La période de maturité des souches de carpes asiatiques est légèrement plus courte (Bakos et Gorda, 2001). La ponte de la carpe européenne commence quand la température est aux environs de 17-18 °C. Les carpes sauvages sont des reproducteurs séquentiels partiels. Les carpes domestiquées libèrent tous les ovocytes matures en quelques heures. Après un traitement hormonal, les carpes émettent leurs ovocytes matures en un temps beaucoup plus court, ce qui rend possible la lacération. La quantité des ovocytes émis est de 100 à 230 g/kg du poids du corp. L'ovocyte devient adhésif en rentrant en contact avec l'eau (Balon, 1995).

Le développement embryonnaire des carpes dure environ 3 jours à 20-23 °C (60-70 degré-jours). Sous des conditions naturelles, les jeunes juvéniles s'attachent au substrat. Environ trois jours après l'éclosion la partie postérieure de la vessie natatoire se développe, la larve nage horizontalement, et commence à se nourrir avec des particules d'une taille maximale de 150-180 µm (principalement des rotifères) (Horvath, 1985).

### **2.1.3. Systématique (FAO, 1992)**

**Règne :** Animalia

**Embranchement :** Chordata

**Sous-embranchement :** Vertebrata

**Super-classe :** Osteichthyes

**Classe :** Actinopterygii

**Sous-classe :** Neopterygii

**Infra-classe :** Teleostei

**Super-ordre :** Ostariophysi

**Ordre :** Cypriniformes

**Super-famille :** Cyprinoidea

**Famille :** Cyprinidae

**Genre :** *Cyprinus*

**Espèce :** *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758

### **2.2. Barbeau (*Barbus setivimensis* Valenciennes, 1842)**

**7.2.1. Caractéristiques morphologiques :** Selon Almaça, (1972, l'espèce *Barbus setivimensis* est caractérisée par :

- ✓ un corps fusiforme, plus ou moins comprimé, recouvert d'écailles cycloïdes, dont le nombre et les stries radiales servent de critères de détermination systématique.
- ✓ un œil petit, une bouche bordée d'épaisses lèvres mobiles et munies de deux paires de barbillons, d'où le nom de Barbeau.
- ✓ Une ligne latérale habituellement présente et complète.
- ✓ une nageoire dorsale à dernier rayon simple osseux denticulé ou non, dont la forme et les dimensions servent à la diagnose.
- ✓ des os pharyngiens bien développés et pourvus de dents.



**Figure 02:** photo du poisson *Barbus setivimensis*

**2.2.2. Habitat et biologie :** Le Barbeau se plaît dans les eaux pures et relativement vives mais pas trop froides ; c'est un poisson rhéophile. Les rivières coulant sur un fond de graviers parsemé de pierres, semblent lui fournir les meilleures conditions d'existence.

C'est un poisson de fond qui se nourrit principalement de proies animales qu'il découvre en fouillant le substrat (Almaça, 1972). Il cherche sa nourriture au crépuscule et pendant la nuit. Durant la journée, il est surtout actif après un orage, lorsque les eaux tumultueuses apportent sur leurs passages de petits organismes. Il fraye du printemps jusqu'à l'été suivant la région. La ponte s'effectue en général sur un fond de cailloux ou de graviers. C'est un genre lithophile (Baki et Haoui, 2003). L'éclosion des œufs se produit deux semaines après la fécondation.

Au moment de la fraie, les caractères sexuels secondaires se manifestent chez le mâle de certaines espèces par l'apparition de tubercules blanchâtres sur le corps. Les barbeaux présentent deux formes : l'une sédentaire n'affectant pratiquement pas de déplacement, l'autre errante qui se déplace sur de longues distances faisant preuve d'un comportement migratoire. Ce dernier est en rapport avec les conditions climatiques et hydrologiques ainsi qu'avec la reproduction. Les espèces du genre *Barbus* présentent également des possibilités de croisement entre elles (FAO, 1992)

### **2.2.3. Systématique** (FAO, 1992)

**Règne** : Animalia

**Embranchement** : Chordata

**Sous-embranchement** : Vertebrata

**Super-classe** : Osteichthyes

**Classe** : Actinopterygii

**Sous-classe** : Neopterygii

**Infra-classe** : Teleostei

**Super-ordre** : Ostariophysi

**Ordre** : Cypriniformes

**Super-famille** : Cyprinoidea

**Famille** : Cyprinidae

**Genre** : *Barbus*

**Espèce** : *Barbus setivimensis* Valenciennes, 1842.

*Matériel et  
méthodes*

## **I. Présentation de la zone d'étude**

Le barrage Hammam Grouz est l'un des barrages les plus importants de l'est algérien. Les oueds Rhumel, Dhekri et Bouikour constituent les principales sources qui alimentent ce barrage.

Les eaux du barrage Hammam Grouz sont fortement sollicitées par la population des wilayas de Mila et Constantine pour l'alimentation en eau potable mais aussi pour l'irrigation des cultures maraichères largement répandues dans la région. Ces eaux sont soumises, cependant, à différentes formes de pollution organique et minérale engendrées par les activités agricoles, les déversements des eaux usées urbaines et domestiques, etc.

Les travaux entrepris dans le cadre de la présente thèse font suite à une étude réalisée en 2003 (dans le cadre de la préparation du mémoire de magister) qui a porté sur l'étude de l'impact des activités agricoles sur la qualité des eaux du barrage. Il nous a paru indispensable de nous intéresser, dans le cadre de cette thèse, aux trois compartiments du barrage représentés par l'eau, les sédiments et les poissons.

Les espèces de poissons choisies (*Cyprinus carpio* et *Barbus setivimensis*) sont fortement consommées par les citoyens de la région d'étude. Ces espèces peuvent accumuler de fortes teneurs en ETMs, ce qui peut avoir des effets néfastes sur la santé des consommateurs.

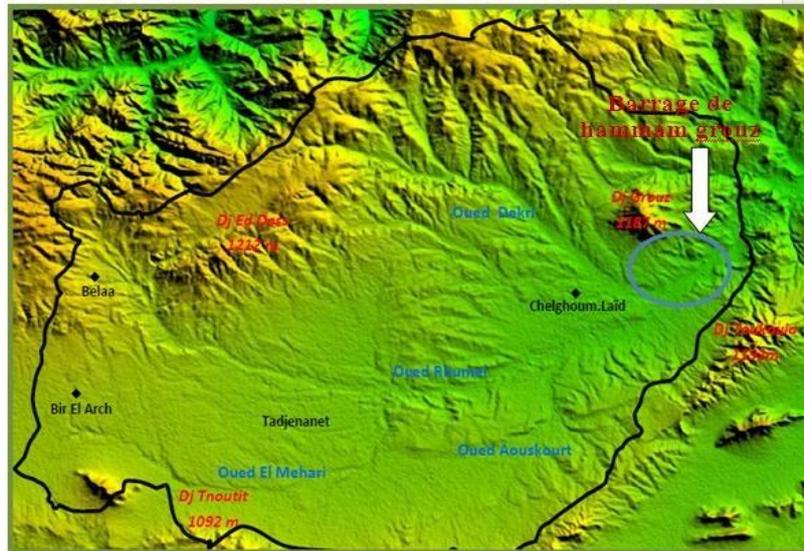
### **I.1.Situation géographique**

La wilaya de Mila est située à l'Est algérien, à 400 km de la capitale Alger. Elle s'étend sur une superficie de 3407,60 km<sup>2</sup>. Elle est limitée au nord par les wilayas de Jijel et Skikda, à l'Est par la wilaya de Constantine, à l'Ouest par la wilaya de Sétif et au Sud par la wilaya de Batna et d'Oum El Bouaghi.

Le bassin du barrage Hammam Grouz est drainé par la haute vallée du Rhumel, sur une superficie de 1130 km<sup>2</sup>. Le barrage, de type-poids, est implanté dans une cluse calcaire karstique à l'aval de laquelle exultent les sources du Hammam, à proximité de l'agglomération d'Oued Athmania. Conçu par un bureau d'étude anglais (Binnie and Partners), cet ouvrage a été réalisé durant la période allant de 1981 à 1987 par une entreprise de construction algérienne (E.N.R.B. : Entreprise Nationale de Réalisation des Barrages, appelée aujourd'hui Hydrotechnique), avec une assistance technique roumaine et il est mise en eau en 1987 (ANBT).

Le bassin hydrographique (1 130 km<sup>3</sup>) est soumis, en grande partie, au climat semi-aride des Hautes Plaines (pluviométrie : 300 à 400 mm par an; évaporation : 1100 mm). L'apport moyen annuel de l'oued Rhumel, mesuré sur une quinzaine d'années à l'emplacement même du barrage, avant sa construction, se situe autour de 600 l/s (19 millions de m<sup>3</sup> par an); ce débit moyen se réduira à 400 l/s si l'on ne considère pas l'apport exceptionnel (3,09 m<sup>3</sup>/s) de l'année hydrologique 1967/68. C'est lors de cette année qu'a été enregistrée la crue de

fréquence rare (1236 m-fys) de novembre 1967(Figure 03) (Direction de ressource en eau de la wilaya de Mila).

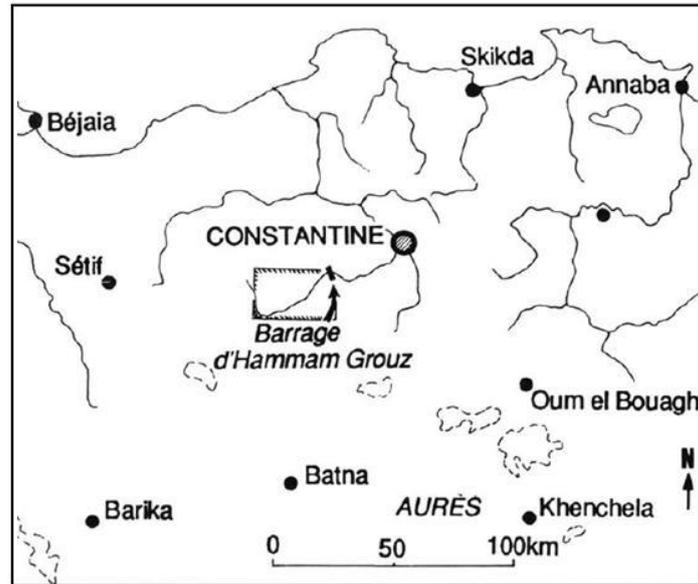


**Figure 03:** La région d'étude vue à travers un Modèle Numérique du Terrain (ONM de Constantine, 2017).

Les formations quaternaires et mio-pliocènes, très développées dans le bassin, déterminent l'existence, surtout au sud de la vallée, de nappes aquifères superficielles activement exploitées à des fins d'irrigation. La présence d'une source thermique (Hammam Grouz) est liée aux formations calcaires karstifiées de la «nappe néritique» constantinoise (ensemble continu en profondeur émergeant sous forme de horsts).

Les collines telliennes au nord n'offrent pas de conditions hydrogéologiques favorables. En revanche, l'oued Dekri, affluent du Rhumel qui draine ces formations argileuses, joue un rôle hydrologique actif en période pluvieuse.

Les ressources souterraines du bassin assurent à l'oued Rhumel, à l'amont de l'oued Athmania, un soutien en étiage de 90-100 l/s en moyenne. Néanmoins, ce débit de base est fortement affecté par les prélèvements artificiels (Figure 04).



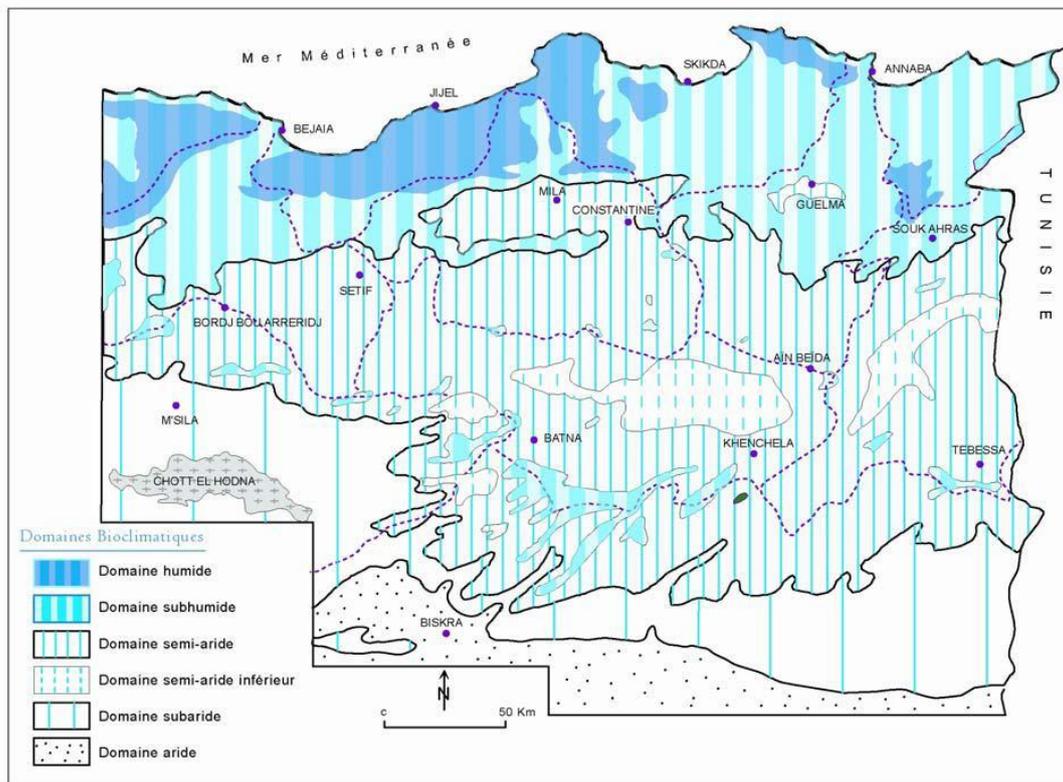
**Figure 04:** Plan de situation du barrage de Hammam Grouz (Mébarki, 2005)

## I.2. Climatologie

La climatologie est l'ensemble des caractéristiques météorologiques d'une région donnée. La nature des climats joue un rôle essentiel pour ajuster les caractéristiques écologiques des écosystèmes continentaux. En réalité, il existe une interférence entre climats, composition des communautés-en particulier végétales- propres à un écosystème donné et nature des sols, d'où la trilogie typique climat-sol-végétation.

Le climat est l'ensemble des phénomènes météorologiques qui caractérisent l'état moyen de l'atmosphère en un point de la surface terrestre. Aussi, la bonne connaissance des conditions climatiques de la zone d'étude et de ses caractéristiques est importante pour la compréhension de l'évolution des éléments chimiques et du comportement hydrologique des cours d'eau (Debieche, 2002).

Notre zone d'étude est soumise à des influences méditerranéennes et sahariennes, avec un écart de température considérable en toute saison. Le climat de la région de Chelghoum Laid et Oued Athmania (région d'étude) est de type continental, semi-aride avec un hiver pluvieux et froid et un été sec et chaud. Du point de vue bioclimatique, la figure 05 montre l'existence de deux domaines ; le domaine subhumide et le domaine semi-aride, ce dernier est le plus répandu (Mébarki, 2005)

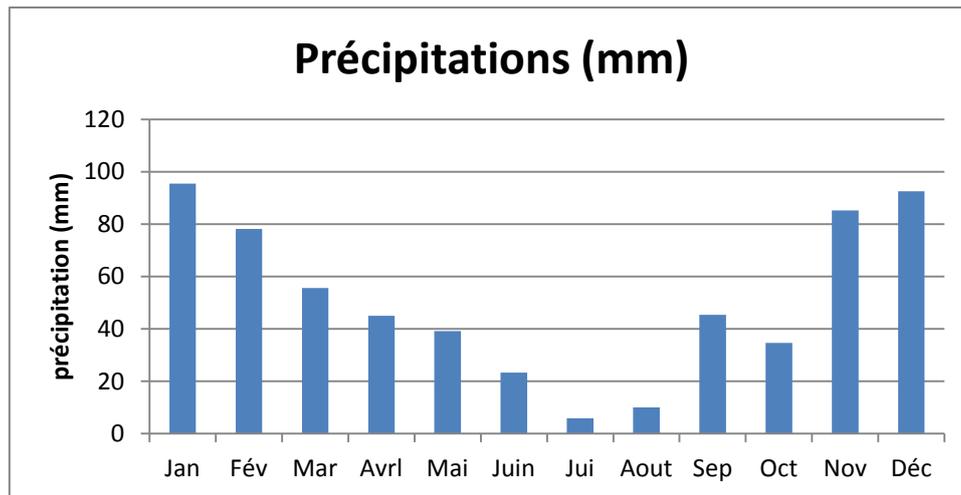


**Figure 05:** Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien (Mébarki, 2005).

### I.2.1. Précipitations

Les précipitations constituent un facteur climatique très important qui conditionne l'écoulement saisonnier et influence directement le régime des cours d'eau ainsi que celui des nappes aquifères (ONM de Constantine, 2017)

D'après l'analyse des données recueillies auprès du service météorologique d'Ain El Bey, la région d'étude reçoit environ 556.14 mm de pluie annuellement avec une moyenne mensuelle de 46.34 mm. Cependant, la distribution de cette tranche est irrégulière comme l'indique la figure 06. Le maximum des pluies est enregistré entre les mois de novembre et janvier. Les mois de juillet et août ne reçoivent que de faibles quantités de pluies.



**Figure 06:** Répartition mensuelle des moyennes des précipitations (mm) de la région d'étude (Période 2000- 2016, source O.N.M de Constantine; 2017).

### I.2.2. Températures

Les températures moyennes mensuelles sont calculées par différentes méthodes. Dans notre cas, nous avons utilisé la méthode de la sommation des extrêmes et le calcul de leur moyenne arithmétique «  $M+m/2$  » avec  $M$ = moyenne des maxima et  $m$ =moyenne des minima (tableau 01).

Le tableau 06 montre que les températures mensuelles de notre zone d'étude atteignent leur minima au mois de janvier, avec une valeur de  $2,89^{\circ}\text{C}$ . Les maxima sont observés au mois d'août, avec une valeur de  $34,58^{\circ}\text{C}$ . La moyenne annuelle des minima est de  $10,19^{\circ}\text{C}$  et celle des maxima est de  $22,51^{\circ}\text{C}$ . Pour la moyenne annuelle, elle est de  $16,35^{\circ}\text{C}$ .

**Tableau 01 :** Corrections des températures mensuelles de la région d'étude (Période 2000-2016, source O.N.M de Constantine, 2017).

	M	m	$M+m/2$
Janvier	12,29	2,89	7,59
Février	13,63	2,91	8,27
Mars	16,83	5,07	10,95
Avril	19,40	7,02	13,21
Mai	25,83	11,57	18,47
Juin	31,14	15,88	23,51
Juillet	34,50	18,49	26,49
Aout	34,58	19,18	26,88
Septembre	28,57	16,09	22,33
Octobre	24,15	11,44	17,79
Novembre	16,76	7,26	12,01
Décembre	13,17	4,48	8,82
Total	270,20	122,28	196,22
Moyenne	22,51	10,19	16,35

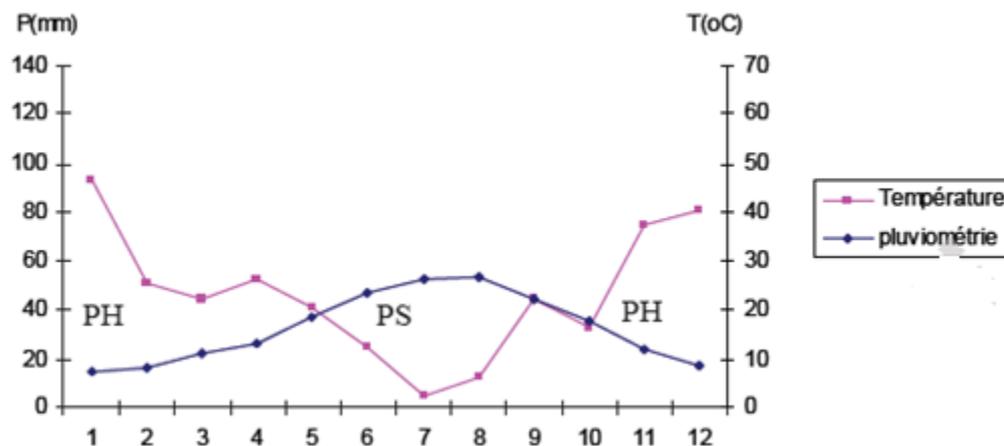
### I.2.3. Synthèse climatique

Les températures et les précipitations constituent les deux principaux paramètres des climats. Divers types de diagrammes sont destinés à donner une représentation graphique des paramètres majeurs du climat propre à une région donnée. Les principaux sont les climatogrammes, le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen, le climatogramme d'Emberger et le climatogramme hydrothermique à partir desquels sont dégagées les caractéristiques climatiques des régions (Mébarki, 2005).

### I.2.4. Diagramme ombrothermique

Il constitue un type de représentation très utilisé pour comparer les climats, en considérant qu'un mois est sec quand le total des précipitations, exprimé en mm, est égal ou inférieur au double de la température exprimée en degrés Celsius. Les périodes sèches sont celles durant lesquelles la courbe pluviométrique est au-dessous de la courbe thermique (Mébarki, 2005). Selon l'échelle ( $P=2T$ ), les courbes ombrothermiques déterminent deux périodes, l'une humide, l'autre sèche

Pour notre zone d'étude, la période sèche s'étale sur 120 jours (de la mi-mai jusqu'à la mi-septembre). La période humide est de 240 jours, le reste de l'année (figure 07).



**Figure 07 :** Diagramme ombrothermique de la région d'étude (Période 2000-2016).

### I.2.5. Vent

Il constitue, dans certaines conditions, un facteur écologique limitant par sa fréquence, sa température et son degré hygrométrique. Les vents exercent sur la végétation, en place, une influence considérable. Le vent est très néfaste pour les plantes (forte évapotranspiration). En effet, dans certaines zones, son intensité est telle qu'il perturbe, voire empêche la croissance des arbres. C'est, par exemple, à cause du vent que la forêt n'excède guère 1500 m dans le massif central (Mébarki, 1984).

La région d'étude est soumise à des vents dominants avec une vitesse moyenne de 2.57m/s annuellement; les plus importants sont les vents du Sud appelés Sirocco qui peuvent s'observer à n'importe quelle époque de l'année (direction de l'agriculture de Mila, 2017)

### **I.3. Activité socio-économique**

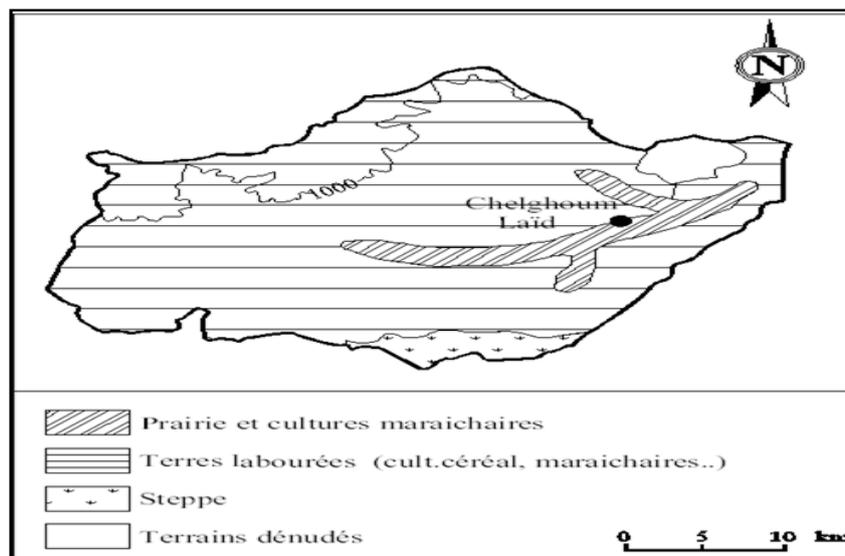
La région d'étude « Chelghoum Laid & Oued Athmania » est vouée principalement à l'agriculture et l'élevage de différents types d'animaux domestiques. Mise à part l'usine des détergents et l'usine de Latina à l'Est ainsi que le marché de gros des fruits et légumes, la région n'a connu que l'implantation de quelques petites unités industrielles, en même temps que la création des entreprises publiques locales.

### **I.4. Activité agricole**

La région d'étude possède une superficie agricole totale estimée à 99024 ha, généralement dominée par la culture de toutes les céréales telles que le blé et des légumes tels que la pomme de terre (direction des services agricoles de Mila).

### **I.5. Couverture végétale**

Le caractère continental du climat conditionne le couvert végétal : les plaines sont vouées aux céréales (orge et blé) et aux cultures maraichères (en irrigué) ; la zone de prairies naturelles se réduit à la vallée du Rhumel, alors que les sommets des massifs sont complètement dénudés. Seuls quelques maquis et broussailles couvrent les piémonts des Djebels (figure 08). La couverture végétale est représentée par de deux espèces dominantes : le pin d'Alep et le cyprès (subdivision des forêts de Chelghoum laid).



**Figure 08:** Occupation du sol de la région d'étude (Mébarki, 2005).

## **I.6. Aperçu géologique et pédologique**

La région de Chelghoum Laid et Oued Athmania est caractérisée par de grands massifs Karstifiés, émergeant en Horst d'un ensemble de terrain à dominance marneuse calcaire de 95% et de 3-5% des sols argileux (direction des services agricoles de Mila)

## **I.7. Sources de pollution dans la zone d'étude**

L'idéal dans les études d'impact des écosystèmes est de signaler les sources de pollution.

Les sources de pollution du barrage Hammam Grouz sont:

- L'activité agricole : la région d'étude possède une superficie totale estimée à 99024 ha, généralement dominée par la culture des céréales et des légumes, presque autour du barrage d'où une utilisation importantes d'engrais et de pesticides.
- Implantation des carrières de Grouz et les centrales de bétons autour du barrage
- Implantation des fermes d'élevage et des abattoirs.
- Quelques habitations rurales qui effluent leurs rejets sanitaires directement dans les Oueds qui alimentent le barrage comme l'oued Rhumel, l'oued Bouikour et l'oued Dhekri.
- Une décharge publique implantée à environ 1 km au sud du barrage.

## **I.8. Prospection de la région d'étude**

La première année des travaux de la présente thèse est consacrée à la recherche d'informations et à l'élaboration des outils de travail (bibliographie). Dans les détails, nous avons effectué les démarches suivantes :

- Collecte de documents et des informations auprès des centres de documentation.
- Discussions sur le sujet avec des professeurs, des collègues et amis qui étaient en mesure d'apporter leur contribution à la réalisation des travaux de cette thèse.
- Recherche bibliographique.
- Visites effectuées auprès des ANRH, ANBT, ONA et STEP.
- Choix des paramètres et détermination de la méthodologie de travail.
- Visites du site de travail (le barrage) durant les quatre saisons selon le calendrier suivant :
  - Automne : 27/11/2013.

- Hiver : 15/12/2013, 21/01/2014 et 10/02/2014.
- Printemps : 23/03/2014, 17/04/2014 et 25/05/2014.
- Été : 22/06/2014 et 15/08/2014.

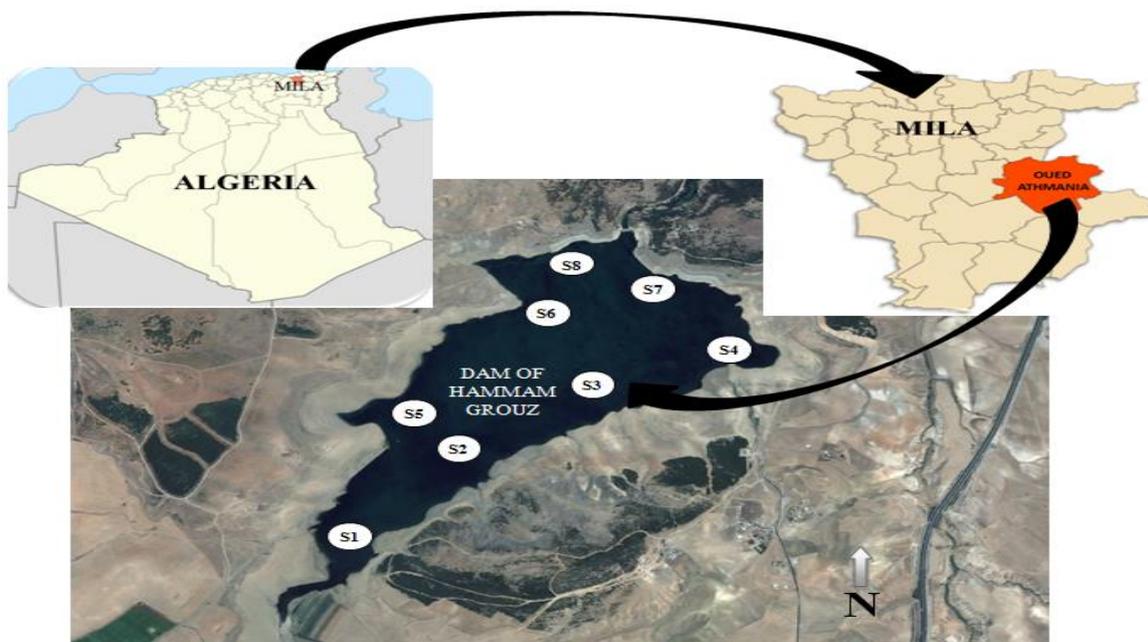
L'objectif de ces visites est le choix des points d'échantillonnage, des méthodes de prélèvement et des outils d'échantillonnage. De plus, il fallait détecter les sources possibles de pollution du site d'étude, chose que nous avons fait lors de ces visites d'inspection.

## II. Plan d'échantillonnage

Les échantillons des eaux et des sédiments ont été prélevés au cours de chaque saison (automne, hiver, printemps et été) de novembre 2014 à août 2015 dans huit (08) stations différentes, selon un gradient de l'embouchure au milieu du barrage et de l'amont à l'aval (Figure 09). Au total 96 échantillons ont fait l'objet des différentes analyses.

Les coordonnées géographiques des huit stations d'échantillonnage sont les suivantes:

- **S1** ( $36^{\circ}12'52.17''\text{N}$  ;  $6^{\circ}15'55.46''\text{E}$ ) ;
- **S2** ( $36^{\circ}13'11.91''\text{N}$  ;  $6^{\circ}16'11.64''\text{E}$ ) ;
- **S3** ( $36^{\circ}13'29.53''\text{N}$  ;  $6^{\circ}16'41.39''\text{E}$ ) ;
- **S4** ( $36^{\circ}13'40.81''\text{N}$  ;  $6^{\circ}17'05.82''\text{E}$ ) ;
- **S5** ( $36^{\circ}13'22.61''\text{N}$  ;  $6^{\circ}16'05.98''\text{E}$ ) ;
- **S6** ( $36^{\circ}13'46.50''\text{N}$  ;  $6^{\circ}16'31.38''\text{E}$ ) ;
- **S7** ( $36^{\circ}13'53.55''\text{N}$  ;  $6^{\circ}16'51.56''\text{E}$ ) ;
- **S8** ( $36^{\circ}13'58.03''\text{N}$  ;  $6^{\circ}16'36.21''\text{E}$ ).



**Figure 09:** Plan d'échantillonnage.

## **II.1. Prélèvement de l'eau**

L'échantillon d'eau doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau.

### **II.1.1. Flaconnage de prélèvement**

Avant l'utilisation, tout matériel susceptible d'entrer en contact avec l'échantillon doit faire l'objet d'une attention particulière. Ainsi, des flacons fermés hermétiquement et préalablement décontaminés, suivant les protocoles décrits ci-dessous, sont utilisés :

- Pour le dosage des éléments traces métalliques, les flacons sont rincés à l'acide nitrique à 10 %, puis à l'eau distillée.
- Les flacons destinés au dosage du phosphate, nitrate, nitrites, la demande chimique en oxygène et la demande biologique en oxygène sont nettoyés avec l'acide sulfurique.

### **II.1.2. Prélèvement manuel sur le terrain**

Dans le cadre d'un prélèvement manuel, chaque flacon, nettoyé comme précisé ci-dessus, est rincé plusieurs fois avec l'eau de l'échantillon de façon à conserver une certaine représentativité de l'échantillon. Le prélèvement est effectué en immersion complète, en limitant la présence d'air afin de limiter, au maximum, les contaminations, d'une part, et l'évolution des échantillons, d'autre part.

### **II.1.3. Préparation des échantillons**

Pour prévenir tout risque de contamination, les échantillons destinés au dosage de certains éléments ont été acidifiés à  $\text{pH} < 2$  (métaux lourds, nitrites et nitrates par l'acide nitrique. le phosphore et la DCO par l'acide sulfurique) (Rodier *et al.*, 2009)

## **II.2. Prélèvements des sédiments**

Les sédiments sont un compartiment intégrateur des contaminants qui affectent le milieu aquatique. Certains polluants sont présents en très faible concentration dans l'eau tels que les micropolluants métalliques, ils sont de ce fait plus facilement détectables dans les sédiments (AELB, 2003).

Les sédiments ont été collectés en utilisant une spatule en plastique et une tarière préalablement nettoyées à l'acide nitrique et rincée plusieurs fois par l'eau déminéralisée. L'échantillonnage a été fait à environ de 15-30cm de profondeur. Après leur collecte sur le terrain, les échantillons rassemblés ont été stockés dans des récipients de polyéthylène préalablement décontaminés avec  $\text{HNO}_3$  (10 %) et rincés avec de l'eau distillée.

### **II.2.1. Conditionnement et transport des échantillons**

Les prélèvements sont stockés et transportés au laboratoire dans un milieu réfrigéré (5 +/- 3 °C) dans un délai maximum de 1h et 30 mn.

### **II.2.2. Préparation des échantillons du sédiment**

Une fois au laboratoire, les sédiments ont été séchés dans une étuve à 40 °C, homogénéisés à l'aide d'un mortier et tamisés à 2 mm pour obtenir un échantillon homogène. Ils sont ensuite stockés dans des boîtes en polyéthylène ayant préalablement subi le schéma classique de conditionnement avant l'utilisation (lavage, séjour dans l'acide, rinçage à l'eau dessillée puis séchage).

### **II.3. Prélèvements des poissons**

Des échantillons de poissons (*C. carpio* et *B. setivimensis*) ont été obtenus en août 2015. Après dissection, nous avons choisi quatre tissus: branchies, foies, reins et muscles. Afin d'obtenir des résultats fiables, nous avons utilisé neuf (09) poissons de chaque espèce de différentes tailles et poids (tableau 02).

Tableau 02. Taille et poids des échantillons de poissons étudiés (moyenne ± écart-type, valeurs limites, n = 18).

Espèce	Longueurs (cm)	Poids (g)
<i>Cyprinus carpio</i>	30,16±4,34	731,33±374,25
<i>Barbus setivimensis</i>	31,87±4.39	786,89±418,59

## **III. Paramètres étudiés**

### **III.1. Eau**

#### **III.1.1. Mesures *in situ***

La température, le pH, la conductivité électrique et l'oxygène dissous ont été mesurés *in situ* (sur site) par les méthodes décrites par Rodier et *al.* (2009). En effet, ces paramètres sont très sensibles aux conditions du milieu et susceptibles de varier dans des proportions importantes s'ils ne sont pas mesurés *in situ*.

##### **III.1.1.1. Température de l'eau**

La température de l'eau a été mesurée, sur terrain, en utilisant un thermomètre digital. La lecture a été faite après une immersion de 10 minutes du thermomètre à environ 15 cm de profondeur. Les résultats sont exprimés en °C.

### **III.1.1.2. pH**

Le pH est mesuré avec un pH mètre de type HANNA, instrument iso 9000 certifié depuis 1992. Les résultats sont exprimés en unité de pH.

### **III.1.1.3. Conductivité électrique**

La conductivité électrique est mesurée par un conductimètre de terrain de marque sintex sc120 équipé d'un dispositif de régulation ou de compensation de température qui permet de lecture directe à la température de référence 20°C. Les résultats sont exprimés en  $\mu\text{s}/\text{cm}$  à 20°C.

### **III.1.1.4. Oxygène dissous**

L'oxygène dissous est mesuré par un oxymètre de type cyberscan waterproof, Dissolved oxygen/CO/F0/data mètre (DO300 série). La mesure de l'oxygène dissous se fait en plongeant la sonde dans l'eau. Les résultats sont exprimés en mg d'oxygène par litre ou en % de saturation à une température de référence 20 °C.

## **III.1.2. Analyses au laboratoire**

Les échantillons d'eaux sont analysés au laboratoire en se référant aux méthodes d'analyse chimique décrites par Rodier *et al.* (2009).

### **III.1.2.1. Demande biochimique en oxygène (DBO) (Technique respirométrique)**

Cette technique présente un avantage important par rapport à la technique classique de dilution ; elle permet, en effet, un renseignement continu grâce à un enregistrement cumulé de la DBO<sub>5</sub>, ce qui donne des précisions intéressantes sur les cinétiques des réactions (Rodier *et al.*, 2009).

Le dosage de la DBO<sub>5</sub> est effectué en incubant un échantillon d'eau enfermée à l'abri de la lumière et maintenu pendant 5 jours à 20°C.

Lors de la biodégradation des matières organiques, les micro-organismes consomment l'oxygène de l'air contenu dans le flacon et libèrent le CO<sub>2</sub>. Ce dernier est adsorbé sur les pastilles de bicarbonate de sodium. La mesure est effectuée à l'aide d'un appareil manométrique de DBO de type OXITOP IS6.

### **III.1.2.2. Demande chimique en oxygène**

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène nécessaire pour obtenir une oxydation complète des matières organiques et minérales présentes dans l'eau. Certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure. L'excès de dichromate

de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium (Rodier et *al.*, 2009). La DCO est exprimée en mg/l d'O<sub>2</sub> consommé par les matières oxydables dans un litre d'eau.

### III.1.2.3. Phosphates (méthode par spectrophotométrie d'absorption moléculaire)

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium les ortho phosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrophotométrique. Le développement de la couleur est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium. Les résultats sont exprimés en mg/l de phosphates. La gamme d'étalonnage est présentée dans le tableau suivant :

**Tableau 03** : gamme d'étalonnage du phosphore.

les fioles	T	I	II	III	IV	V
solution étalon de phosphore à 1mg/l (ml)	0	1	5	10	15	20
eau distillée (ml)	20	19	15	10	5	0
correspondance en mg de phosphore	0	0,001	0,005	0,01	0,015	0,02

### III.1.2.4. Dosage de nitrate (méthode par spectrophotométrie d'absorption moléculaire)

En présence de salicylates de sodium, les nitrates donnent les paranitrosalicylates de sodium, colorés en jaune et susceptibles d'un dosage spectrophotométrique. La gamme d'étalonnage est présentée dans le tableau suivant :

**Tableau 04** : Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates.

numéro de capsules	T	I	II	III	IV
solution étalon d'azote 5 mg/L (ml)	0	1	2	5	10
eau permutée	10	9	8	5	0
Correspondance en mg/l d'azote	0	0.5	1	2.5	5
solution d'azoture de Na (ml)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
acide acétique 99 % (ml)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Pour une prise d'essai de 10 ml, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en mg/L.

Pour obtenir la teneur en nitrate NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, il faut multiplier ce résultat par 4.43.

### III.1.2.5. Dosage des nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (Méthode du réactif de zamebelli)

L'acide sulfanilique forme avec l'ion NO<sub>2</sub><sup>-</sup> en milieu chlorhydrique et en présence d'ion ammonium et de phénol, un complexe jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites. La gamme d'étalonnage est présentée dans le tableau suivant :

**Tableau 05** : préparation de la courbe d'étalonnage des nitrites

Solution/membre de fioles	T	1	2	3	4	5
Solution fille étalon à 0.0023 g/L (ml)	0	1	5	10	15	20
Eau distillée (ml)	50	49	45	40	35	30
Réactif de Zambelli (ml)	2	2	2	2	2	2
Concentration en mg/L N. NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0	0,046	0,23	0,46	0,69	0,92

Pour une prise d'essai de 50 ml, la courbe d'étalonnage donne directement la teneur en NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, exprimée en milligrammes par litre de solution. Cette valeur, multipliée par 0.35, donne la teneur en azote nitrique exprimée en milligramme par litre.

### III.1.2.6. Préparation des échantillons de l'eau pour le dosage des métaux lourds

Les échantillons de l'eau sont acidifiés à pH < 2 avec l'acide nitrique puis filtrés à l'aide des membranes de filtration ayant une porosité de 0.45µm, puis stockés dans un réfrigérateur à 4 °C jusqu'au dosage.

## III.2. Caractérisation physico-chimique des sédiments

### III.2.1. Mesure de la conductivité électrique

La conductivité électrique est une mesure qui donne une approximation de la teneur en sels solubles présents dans l'échantillon.

Le principe est basé sur l'extraction des sels d'un échantillon solubles dans l'eau, dans des conditions bien définies et dans un rapport sédiments sec /eau de 1/5.

La mesure de la conductivité électrique consiste à peser 10 g d'échantillon des sédiments préparés pour l'essai qu'on transvase dans un flacon en polyéthylène. On ferme le flacon puis on le place sur un agitateur magnétique pendant 30 mn. Après filtration, on mesure la conductivité de la solution(USEPA, 2004).

### III.2.2. Mesure du pH

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

La mesure du pH se fait fréquemment dans une suspension aqueuse, le rapport de masse de sédiments au volume d'eau varie suivant les méthodes et la texture du milieu, le ratio le plus souvent rencontrée est de 1/2.5 (USEPA, 2004).

Le principe de cette méthode est la mise en équilibre ionique d'une certaine masse solide avec un volume donné d'eau déminéralisée. La mesure de différence de potentiel entre l'électrode de mesure et une électrode de référence s'effectue dans la suspension en équilibre.

Les échantillons (10 g) sont préparés pour l'analyse dans un bécher auxquels sont ajoutés 25 ml d'eau distillée. Après une agitation magnétique pendant 1 heure, qui permet de mettre en suspension la totalité de l'échantillon et obtenir un équilibre entre la phase solide et la phase liquide, la suspension est ensuite laissée au repos pendant 2 heures à l'abri de l'air, puis la mesure du pH de la suspension est notée.

### **III.2.3. Dosage de la matière organique (méthode dewalkly-blak modifiée) (USEPA, 2004).**

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir de l'un de ses constituants de carbone et l'azote. Le carbone représente 58% de la matière organique.

$$\text{MO \%} = \text{CO \%} \times 1.724$$

La détermination de CO est basée sur l'oxydation de ce dernier par le bichromate de potassium en milieu d'acide sulfurique dans un bain marie pendant 10mn

Peser un poids  $p$  de sédiment séchée et tamisée dans une fiole conique puis ajouter 10 ml de la solution de bichromates de potassium. Agiter d'un mouvement de va et vient, verser 20 ml d'acide sulfurique, agiter pendant une minute. Laisser reposer 30 minutes puis ajouter 150 ml d'eau distillée.

Comme la matière organique ne renferme que 58 % de carbone, il faut multiplier le pourcentage de C par le facteur 1.72 pour avoir le % de la matière organique.

### **III.2.4. Dosage du calcaire total (USEPA, 2004).**

Le principe consiste à utiliser la propriété des carbonates de calcium de se décomposer, sous l'action d'un acide, en eau et  $\text{CO}_2$ .

Le carbonate de calcium, contenue dans l'échantillon de terre, est décomposé par un acide fort (acide chlorhydrique) et le volume du gaz carbonique dégagé par la réaction à la température et sous la pression atmosphérique est mesuré :



Le volume de gaz carbonique dégagé lors de la réaction est mesuré à l'aide du calcimètre de Bernard. En comparant les deux volumes, on détermine le taux de carbonates exprimé en carbonate de calcium de l'échantillon de sol.

- Introduire la prise d'essai de poids  $P$  dans une erlenmeyer muni d'une extension latérale en doigt contenant 5 ml de HCl. Fermer la fiole en la raccrochant au calcimètre ; faire couler le HCl sur l'échantillon du sol pour attaquer le carbonate de calcium,
- Si le sol contient le calcaire, il se produit un dégagement du  $\text{CO}_2$  déplaçant l'eau dans la colonne de calcimètre d'un volume  $V_1$ .

- Procéder de la même manière avec un témoin constitué de 0.3 g CaCO<sub>3</sub> pur, soit V<sub>2</sub> le volume obtenu.

Pour calculer le pourcentage du CaCO<sub>3</sub> on applique la formule suivante :

$$\text{Ca CO}_3 \% = \frac{30V_1}{V_2P}$$

### III.2.5. La capacité d'échange cationique (méthode AFNOR)

La capacité d'échange cationique est la quantité maximale de cations qu'un sol peut adsorber (pour 100 g de matière sèche).

Le principe de cette méthode est basé sur un échange de cations retenus par un échantillon de terre et les ions ammonium d'une solution aqueuse d'oxalates d'ammonium en présence de carbonate de calcium. La détermination de la CEC se fait par mesure de la concentration dans les filtrats des ammoniums libres.

Préparer la solution du sol comme suit :

- Mettre 5 g du sol, 7.50 mg de CaCO<sub>3</sub> et 50 ml de la solution d'oxalates d'ammonium dans un récipient puis agiter pendant 3 heures et laisser reposer 12 à 16 heures au réfrigérateur.
- Prendre 10 ml de la solution du sol auxquels sont ajoutés 10 ml de la solution de NaOH puis 190 ml d'eau et quelques gouttes de phénophtaléine dans un ballon d'un litre, muni d'une chauffe ballon.
- Dans le bêcher de collection, mettre 40 ml d'acide borique et quelques gouttes d'indicateur de Tachiro. Dans la colonne de titration, on met la solution d'H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.
- Au moment où le virage de la couleur du violet vers le vert est effectué, on commence la titration par H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> et on marque le volume de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> puis on applique la formule de calcul suivante :

$$T = (V_2 - V_1) C \times 50 \times 2 \times 100 / M \times V$$

V<sub>1</sub> : volume de l'échantillon.

C : concentration de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

V<sub>2</sub> : volume de témoin.

M : prise d'essai : 5 g de sol.

V : prise d'essai volume 10 ml de la solution du sol.

### **III.2.6. Dosage du phosphore (Méthode de Olsen et sommer) (USEPA, 2004).**

L'échantillon de sédiments est porté à très haute température dans un creuset de platine en présence de carbonate de sodium. Le résidu transvasé dans l'acide sulfurique réagira avec le molybdate d'ammonium pour former le complexe phospho-molybdique qui s'accompagnera d'une coloration bleue après réduction par l'acide ascorbique. Le dosage est effectué au spectrophotomètre. En principe, tout le phosphore minéral et organique (assimilable) dissous est dosé par cette méthode.

Peser 1g de sol sec tamisé à 0.5 mm et 5 g de carbonate de sodium. Mélanger et placer dans un creuset en platine.

- Ajouter 1 g de carbonate de sodium au-dessus du mélange sol/carbonate de sodium.
- Chauffer doucement le creuset à l'aide d'un bec Bunsen afin d'évaporer toute éventuelle humidité.
- Placer le couvercle sur le creuset de façon à laisser 1/5 du creuset non couvert. Chauffer à l'aide du bec Bunsen avec une petite flamme, pendant 10 min afin que la masse fonde doucement.
- Accélérer la fusion en chauffant à flamme maximum pendant 15 à 20 min.
- Soulever le couvercle avec une pince à intervalles réguliers de façon à être en conditions oxydantes.
- Lorsque la fusion est terminée, laisser refroidir un peu le creuset avant de le manipuler tout en lui imprimant un mouvement rotatif.
- Une fois suffisamment froid pour être touché, faire rouler le creuset doucement entre les mains pour faciliter le décollage de la masse fondue.
- Transvaser le contenu du creuset dans une fiole jaugée de 250 ml, avec 30 ml de solution d'acide sulfurique (4,5 mol/L) préalablement versés dans le creuset. Faire très attention d'éviter des pertes dues à l'effervescence.
- Placer le creuset et son couvercle dans un bécher de 100 ml.
- Ajouter 25 ml de solution d'acide sulfurique (1 mol/L) et chauffer jusqu'à l'ébullition.
- Transvaser la solution et les sédiments dans la fiole de 250 ml, ajuster au volume avec l'eau déminéralisée.
- Laisser reposer jusqu'à ce que les sédiments soient déposés.
- Prélever une aliquote de 5 ml de surnageant et verser dans des fioles jaugées de 50 ml.

- Ajuster à pH 5 avec la solution de carbonate de sodium, ajouter 5 ml de la solution d'acidesulfurique (2 mol/L) et 5 ml de la solution de molybdates d'ammonium et agiter.
- Ajouter 4 ml de la solution d'acide ascorbique et d'antimoine, ajuster le volume avec l'eau déminéralisée. Homogénéiser et laisser la coloration se développer pendant 10mn.
- Mesurer l'absorbance au spectrophotomètre à 860 nm.
- Prélever 5 ml des solutions étalons à 1, 2, 3, 4 et 5 µg/ml dans des fioles de 50 ml et les traiter comme l'échantillon.

La concentration du phosphore contenue dans les échantillons est déterminée à partir de la courbe étalon. Pour calculer la teneur du phosphore dans 100g des sédiments, on applique la formule suivante :

$$P (\mu\text{g/g}) = C \times V/S = 250 C$$

Où

**C:** microgrammes de phosphore déterminés sur la courbe d'étalonnage (µg/ml).

**V :** volume d'extraction en ml (250 ml).

**S :** poids de la prise d'essai de terre en g (1g).

### **III.2.7. Extraction et analyse spécifiques appliquées à l'étude des métaux lourds**

Cette méthode est utilisée pour le dosage des éléments totaux et principalement le cuivre, le manganèse, le zinc, le fer, le chrome, le nickel, le plomb et le cadmium.

L'échantillon est soumis à l'action d'un mélange d'acide chlorhydrique (3/4) et d'acide nitrique (1/4) pendant 12 h à température ambiante, puis à 180 °C pendant 2 h. L'extrait est ensuite filtré et ajusté au volume avec de l'eau déminéralisée. C'est à partir de cette solution d'essai que l'on procède aux dosages par spectrophotométrie d'absorption atomique (Clement, 1998).

### **III.3. Analyses des métaux lourds dans les tissus des poissons**

#### **III.3.1. Préparation des échantillons de poissons.**

##### **III.3.1.1. Détermination de la matière sèche (MS) des poissons.**

La matière sèche ou résidu sec total est l'ensemble des substances qui ne se volatilisent pas dans les conditions de dessiccation définies par la méthode utilisée. La matière sèche a été déterminée par la méthode d'AOAC, 1995. Cette méthode est basée sur la mesure de la perte en masse des échantillons après passage à l'étuve à 105°C jusqu'à élimination complète de l'eau libre.

- **Principe**

L'échantillon est placé dans une étuve maintenue à 105° C jusqu'à obtention d'un poids constant, toute l'eau s'évapore et le résidu sec constitue la matière sèche (MS).

- **Méthode**

Le poids et la tailles sont estimés avant dissection. Les poissons sont, ensuite, écaillés. Une fois les viscères vidés, ils sont disséqués. Pour chaque poisson, quatre parties sont prélevées: les branchies, le foie, le rein et le muscle (la chair). Chaque partie est pesée dans un creuset en porcelaine, dont le poids à vide (P0) a été préalablement déterminé. L'échantillon de poisson frais dans le creuset, de poids P1, a été placé dans une étuve réglée à 105°C pendant 24 heures jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Après refroidissement dans un dessiccateur, le creuset contenant la prise sèche a été pesé (P2). La différence des poids nous donne le taux d'humidité selon la formule ci-dessous :

$$\% \text{ H}_2\text{O} = ((\text{P1} - \text{P2}) \times 100) / (\text{P1} - \text{P0})$$

$$\% \text{ MS} = 100 - \% \text{ H}_2\text{O}$$

Po : creuset vide ;

P1 : creuset avec échantillon frais ;

P2 : creuset avec prise d'essai sèche.

### **III.3.1.2. Détermination de la teneur en cendres totales pour 100 g de matière sèche.**

Les cendres totales ont été quantifiées selon la méthode décrite dans AFNOR (1981).

Les cendres représentent les résidus inorganiques obtenus après calcination de la matière organique. Elles sont de couleur blanche et donnent une idée sur la quantité d'éléments minéraux présents dans l'aliment.

- **Méthode**

Après détermination du taux de matière sèche, nous avons écrasé dans le mortier en porcelaine, les différentes parties séchées de nos poissons et nous avons conservé les poudres dans des sachets en plastique étanches. Cinq (5) à sept (7) grammes de poudre de chaque échantillon, selon l'importance de la quantité de l'échantillon, sont pesés, à 2 reprises dans des creusets en porcelaine et remis à l'étuve jusqu'à obtention d'une masse constante. Après refroidissement dans un dessiccateur, les creusets contenant la prise d'essai sèche sont repesés (P2) et placés dans le four à moufle. Les échantillons introduits dans le four sont chauffés à 550 °C pendant 24 heures, retirés à l'aide des pinces puis refroidis dans un dessiccateur pendant 1 h environ avant d'être pesés à nouveau (P3). La teneur en cendres, pour 100 grammes de matière sèche (Tcs), est calculée selon la formule ci-dessous :

$$\text{Tcs} (\%) = ((\text{P3} - \text{P1}) \times 100) / (\text{P2} - \text{P1}), \text{ avec :}$$

P1 : masse du creuset vide ;

P2 : masse de la poudre plus le creuset à la sortie de l'étuve et

P3 : masse du creuset plus cendre.

Le résultat correspond à la moyenne de deux essais.

### **III.3.1.3. Solubilisation des cendres et extraction des minéraux.**

Les métaux lourds ont été extraits des cendres obtenues.

- **Principe**

Il consiste à préparer des extraits à partir des cendres en les soumettant à une attaque acide pour libérer les éléments minéraux. En effet, les métaux contenus dans les cendres, sous forme de sels de phosphates, sulfates et chlorures non volatilisés lors de la combustion, sont solubles dans l'acide chlorhydrique et sont entraînés lors de la filtration pour constituer la solution de cendre ; tandis que les résidus minéraux incombustibles, issus de la combustion des composés organiques, sont insolubles dans l'eau et constitueront le résidu de filtration.

- **Mode opératoire**

Une quantité de 0,10 g de cendre de chaque échantillon est pesée dans un bécher de 100 ml préalablement taré; 5ml d'acide chlorhydrique concentré et 20 ml d'eau distillée y sont ajoutés. Le tout est chauffé à ébullition sur une plaque électrique jusqu'à l'obtention d'un tiers de la solution. Après refroidissement, la solution est filtrée dans une fiole de 50 ml, sur du papier filtre Whatman ordinaire. Le volume est complété jusqu'au trait de jauge avec de l'eau distillée et, enfin la solution de cendres obtenue est filtrée, sous vide, sur une membrane de cellulose (à 0,45µm de diamètre des pores) par aspiration à la pompe pour supprimer les fines particules en suspension. Les échantillons sont gardés, dans des flacons fermés, au frais à 4°C jusqu'au dosage.

## **IV. Dosage des métaux lourds par la SAA**

Tous les échantillons dosés par la SAA sont filtrés sous vide par des membranes de filtration ayant une porosité de 0.45µm.

Les teneurs des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) sont déterminées dans l'eau, les sédiments et les poissons par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme.

Lorsque les atomes d'un élément ont été excités, leur retour à l'état fondamental s'accompagne de l'émission de photons, de fréquence bien définie et propre à cet élément. Le même élément dispersé à l'état atomique dans une flamme possède également la propriété d'absorber tout rayonnement de même fréquence. Il en résulte une absorption du rayonnement incident liée à la concentration de l'élément considéré (Rodier et *al.*,2009).

Avant de procéder au dosage des éléments métalliques dans les échantillons et pour établir les courbes d'étalonnage, des solutions étalons sont préparées pour chaque métal à partir des solutions mères de 1000 ppm des éléments étudiés. Les résultats sont exprimés en ppm de chaque élément (Tableau 06).

**Tableau 06:** Conditions particulières d'analyse pour la détermination des éléments traces dans les eaux, les sédiments et les poissons.

Elément	Longueur d'onde (nm)	Atomisation	Limite de détection (µg/L)	Gamme d'étalonnage (mg/L)
<b>Cd</b>	228,8	Flamme:air/acétylène	2,0	0,2 - 0,4 - 1 - 2,5 - 5
<b>Cr</b>	357,9	Flamme:air/acétylène	6,0	0,5 - 1 - 2 - 4 - 6,
<b>Cu</b>	324,8	Flamme:air/acétylène	3,0	0,5 - 1 - 2 - 4 - 6
<b>Pb</b>	283,3	Flamme:air/acétylène	10,0	1 - 2,5 - 5 - 10 - 15
<b>Zn</b>	213,7	Flamme:air/acétylène	1,0	0,5 - 1 - 2 - 4 - 6

#### V. Facteur de bioconcentration (BCF)

Le facteur de bioconcentration (BCF) dans les tissus de poissons a été calculé selon la méthode utilisée par Rashed (2001)

Il est donné par la formule suivante :

$$\mathbf{BCF = M_{tissu} / M_{eau};}$$

$M_{tissu}$ : Concentration de métaux lourds dans les tissus de poissons;

$M_{eau}$ : Concentration de métaux lourds dans l'eau.

#### VI. Traitement statistique des données

Les résultats obtenus au cours de notre étude sont présentés sous forme de moyennes  $\pm$  écart-type. Pour mieux les interpréter, nous les avons soumis au test statistique de l'analyse de la variance deux facteurs de classification (ANOVA), l'analyse de la matrice de corrélation et l'analyse en composantes principales (ACP) à l'aide du logiciel Excel Stat.

*Résultats et  
interprétation*

Dans ce chapitre, nous exposons, dans un premier volet, les résultats obtenus des analyses effectuées sur les trois compartiments du barrage à savoir l'eau, les sédiments et les poissons. Dans un deuxième volet, nous présentons une analyse mutivariée de ces résultats.

## 1. Compartiment « eau »

### 1.1. Mesures physico-chimiques

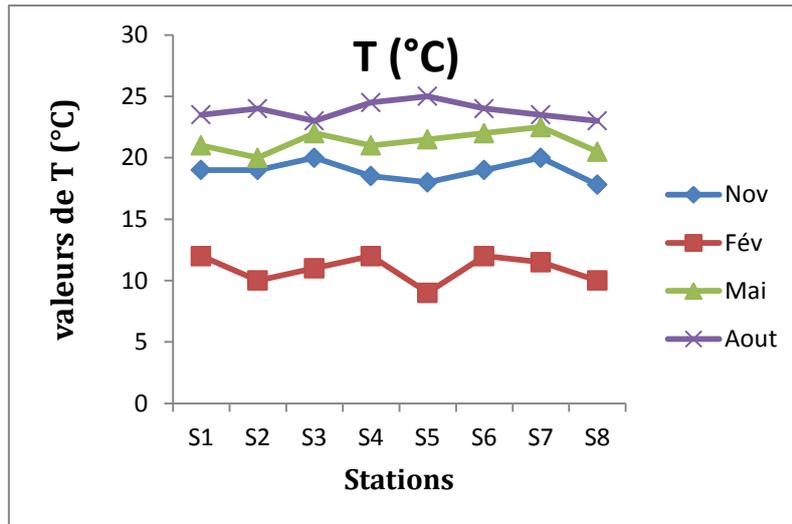
Les résultats des analyses physico-chimiques (moyenne  $\pm$  écart type) sont regroupés dans le tableau 07 et illustrés par les figures 10 à 18, qui représentent les variations spatio-temporelles de chaque paramètre.

**Tableau 07:** Résultats des paramètres physico-chimiques de l'eau du barrage Hammam Grouz (de l'automne 2014 à l'été 2015) (Moyenne  $\pm$  Ecart-type), n = 96.

Les paramètres	Les saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Eté
T (°C)	18,92 $\pm$ 0,81	10,94 $\pm$ 1,15	21,31 $\pm$ 0,84	23,81 $\pm$ 0,70
pH	8,29 $\pm$ 0,51	6,81 $\pm$ 0,28	7,90 $\pm$ 0,22	8,93 $\pm$ 0,16
C E $\mu$ S/Cm	1587,75 $\pm$ 46,31	1308,38 $\pm$ 26,31	1612,88 $\pm$ 30,54	1924 $\pm$ 57,55
Oxygène dissous	5,07 $\pm$ 0,25	7,89 $\pm$ 0,40	3,79 $\pm$ 0,43	4,97 $\pm$ 0,44
DBO <sub>5</sub> mg/l	26,5 $\pm$ 6,57	26,25 $\pm$ 7,74	60,25 $\pm$ 12,80	68,75 $\pm$ 11,06
DCO mg/l	82,88 $\pm$ 7,86	44,13 $\pm$ 5,59	71,13 $\pm$ 7,24	101,25 $\pm$ 8,83
Orthophosphates	2,53 $\pm$ 0,62	2,89 $\pm$ 0,73	1,23 $\pm$ 0,26	0,85 $\pm$ 0,09
Nitrate mg/l	2,40 $\pm$ 0,17	2,01 $\pm$ 0,17	2,52 $\pm$ 0,11	1,53 $\pm$ 0,35
Nitrite mg/l	0,09 $\pm$ 0,03	0,10 $\pm$ 0,02	0,06 $\pm$ 0,02	0,06 $\pm$ 0,03

#### 1.1.1. Température (°C)

L'examen du tableau (07) permet de constater que les valeurs des températures de l'eau du barrage sont variables d'une saison à une autre. En fait, selon la figure 10, l'évolution de la température de l'eau du barrage Hammam Grouz fluctuent entre une valeur minimale de l'ordre de 9 °C enregistrée au niveau de la station 5 durant le mois de février et une valeur maximale de l'ordre de 25°C relevée au niveau de la même station pendant le mois d'août. Ces fluctuations sont généralement temporelles. L'analyse de la variance montre que la température de l'eau ne varie pas de façon significative entre les stations. [(F = 0.036, p < 0.999) (tab 01 annexe)]. Par contre, elles varient significativement d'une saison à l'autre [(F = 312.459, p < 0.0001) (tab 02 annexe)].

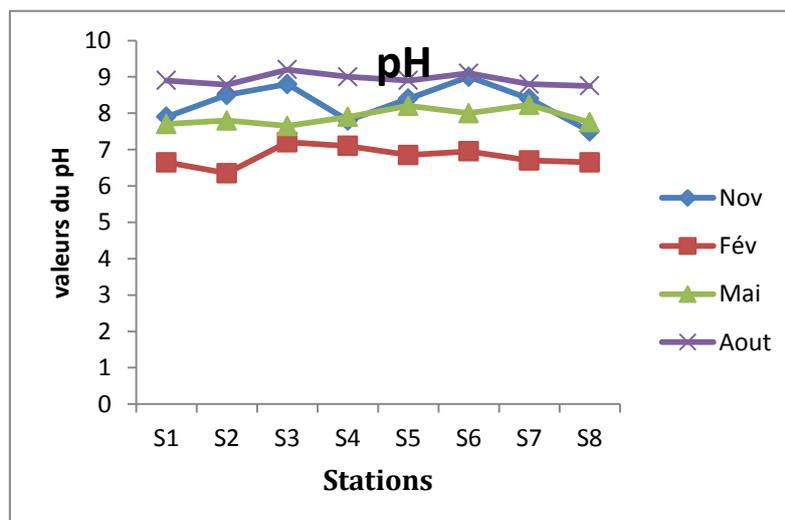


**Figure 10:** Variation spatio-temporelle de la température (°C) des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 1.1.2. pH

Les valeurs du pH mesurées dans les différentes stations durant tous les prélèvements montrent que toutes les valeurs s'échelonnent entre 6.35 et 9.2 (figure 11), ce qui indique que les eaux du barrage Hammam Grouz sont légèrement alcalines. La valeur minimale de pH a été observée dans la station 02 durant le mois de février et la valeur maximale a été signalée dans la station 03 pendant le mois d'août.

L'analyse de la variance montrent que la variation spatiale concernant ce paramètre n'est pas significative [(F = 0.1998 ; p < 0.9824) (tab 03 annexe)]. Les valeurs de pH de l'eau varient, par contre, significativement d'une saison à l'autre [(F = 6156, p < 0.0001) (tab 04 annexe)].

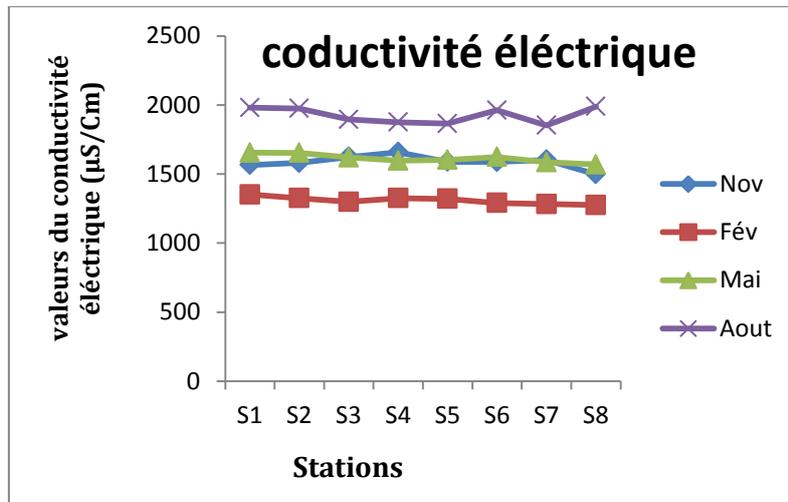


**Figure 11:** Variation spatio-temporelle du pH des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 1.1.3. Conductivité électrique ( $\mu\text{S}/\text{Cm}$ )

D'une manière générale, la conductivité électrique observée dans les eaux du barrage Hammam Grouz est très élevée et dépasse la norme ( $1000 \mu\text{S}/\text{Cm}$ ). Les valeurs de la CE se situent entre une valeur minimale de l'ordre de  $1275 \mu\text{S}/\text{Cm}$  observée au niveau de la station 08 durant le mois de février, et une valeur maximale de l'ordre  $1988 \mu\text{S}/\text{Cm}$ , enregistrée dans la même station pendant le mois d'août (figure 12).

L'analyse de la variance nous permet de constater que les valeurs de la C E ne présentent pas de différence significative entre les stations [(F = 0.028,  $p < 1.000$ ) (table 05 annexe)], tandis que les variations temporelles sont importantes [(F = 286.28 ;  $p < 0.0001$ ) (table 06 annexe)].



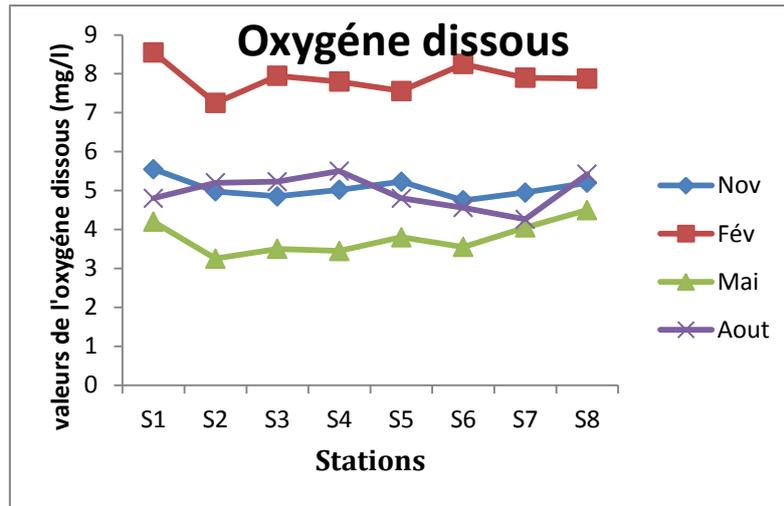
**Figure 12:** Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 1.1.4. Oxygène dissous ( $\text{mg}/\text{L}$ )

Selon les résultats obtenus durant les 4 saisons, nous constatons que les teneurs en oxygène dissous varient entre  $3.25 \text{ mg}/\text{L}$  et  $8.55 \text{ mg}/\text{L}$ . La teneur maximale est observée dans la station 01 du barrage durant le mois de février, quant à la teneur minimale, elle est enregistrée au niveau de la station 02 durant le mois de mai (figure 13).

L'analyse de la variance ne relève pas de variation spatiales significative des teneurs en oxygène dissous [(F = 0.0618,  $p < 0.9995$ ) (table 07 annexe)].

Les teneurs de l'oxygène dissous présentent, en revanche, une variation saisonnière très hautement significative une grande [(F = 163.14,  $p < 0.0001$ ) (table 08 annexe)].

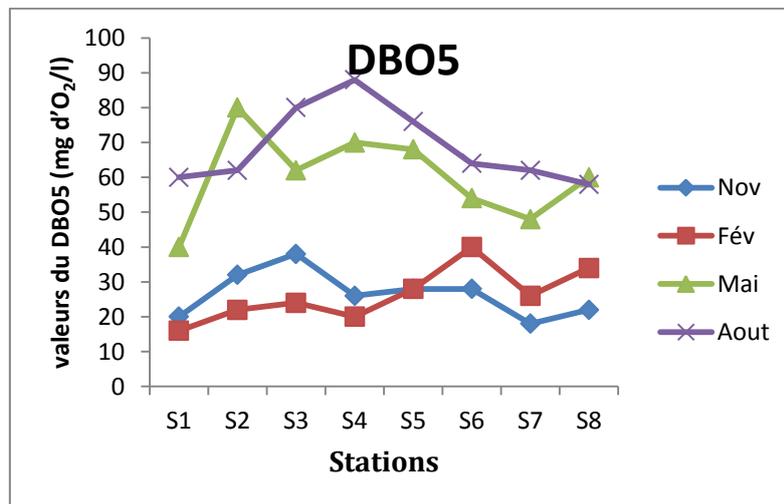


**Figure 13:** Variation spatio-temporelle de la teneur en oxygène dissous des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 1.1.5. Demande biologique en oxygène pendant 5jours (DBO<sub>5</sub>) (mg d'O<sub>2</sub>/L)

L'analyse de la figure 14 nous permet de dire que les eaux du barrage hammam Grouz sont à forte DBO<sub>5</sub>. Cette dernière varie de 16 mg d'O<sub>2</sub>/L durant le mois de février dans la station 01 à 88 mg d'O<sub>2</sub>/L durant le mois d'août au niveau de la station 04.

Les valeurs moyennes de la DBO<sub>5</sub> ne présentent pas de variation significative d'une station à l'autre [(F = 0.2831, p < 0.9544) (table 09 annexe)]. Par contre, elles varient de façon très hautement significative d'une saison à l'autre [(F = 40.8254, p < 0.0001) (Table 10 annexe)].



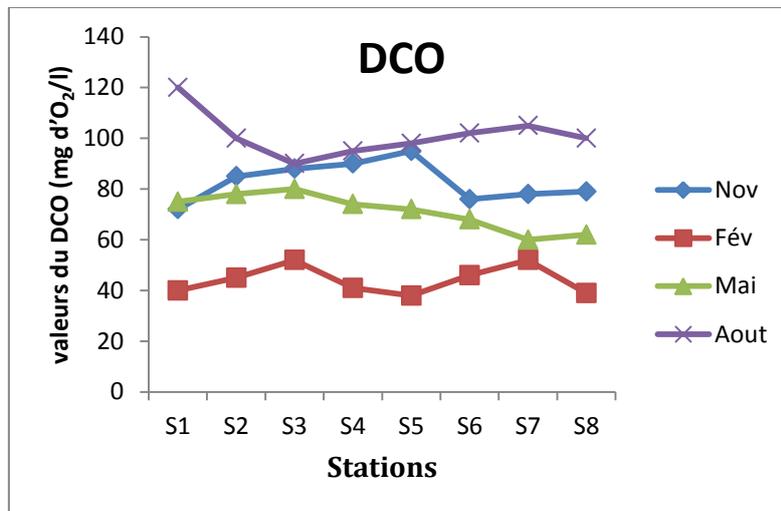
**Figure 14:** Variation spatio-temporelle de la DBO<sub>5</sub> des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 1.1.6. Demande chimique en oxygène DCO (mg d'O<sub>2</sub>/L)

D'après les résultats obtenus au cours de notre étude, nous constatons que les valeurs de la DCO sont élevées et variables (figure 15).

La DCO est faible au mois de février avec 38 mg d'O<sub>2</sub>/L enregistrée dans la station 05 et elle est élevée durant le mois d'août avec 120 mg d'O<sub>2</sub>/L observée au niveau de la station 01.

L'étude de l'analyse de la variance montrent que les valeurs de la DCO ne fluctuent pas significativement d'une station à l'autre [(F = 0.0401, p <0.9999) (table11 annexe)]. Cependant, elles présentent des variations saisonnières très importantes [(F = 82.0724, p < 0.0001) (table 12 annexe)].

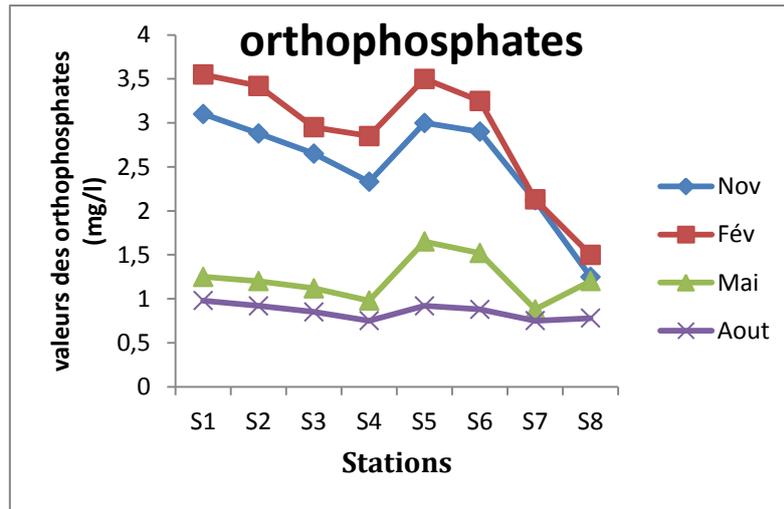


**Figure 15:** Variation spatio-temporelle de la DCO des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 1.1.7. Orthophosphates (mg/L)

L'examen de la figure 16 permet de constater que les teneurs des orthophosphates sont variables et les variations sont généralement temporelles. Les teneurs en orthophosphates présentent les valeurs les plus faibles en période d'étiage (août) avec un maximum de 0.75 mg/L au niveau de la station 01. Les plus fortes valeurs sont enregistrées en période de crues (février) avec un maximum de 3.55 mg/L dans la station 07.

D'une manière générale, les teneurs en orthophosphates ne varient pas significativement d'une station à l'autre [(F = 0.5569, p<0.7828) (Table 13 annexe)]. L'évolution temporelle montre qu'il existe une différence très hautement significative d'une saison à l'autre [(F = 31.6630, p<0.0001) (table 14 annexe)].

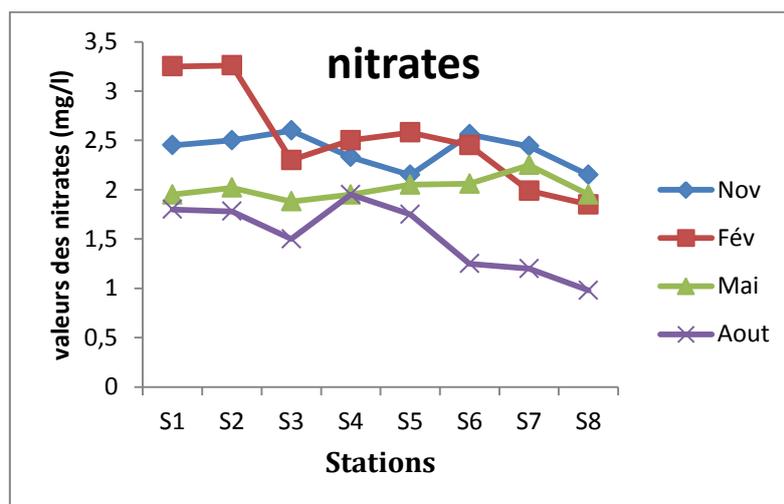


**Figure 16:** Variation spatio-temporelle de la teneur en orthophosphates des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 1.1.8. Nitrates $\text{NO}_3^-$ (mg/L)

D'une manière générale, les teneurs en  $\text{NO}_3^-$  obtenues au cours de notre étude sont relativement faibles et variables. Cette variation est généralement temporelle. Ces teneurs varient entre une valeur minimale de 0.98 mg/L observée au niveau de la station 08 durant le mois d'août et une teneur maximale de l'ordre 3.26 mg/L signalée au niveau de la station 02 durant le mois de février (figure 17).

Les teneurs des nitrates ne varient pas significativement d'une station à l'autre [(F = 0.6500,  $p < 0.7108$ ) (table 15 annexe)]. Les concentrations des nitrates présentent, en revanche, des fluctuations temporelles très hautement significatives [(F = 14.9157,  $p < 0.0001$ ) (table 16 annexe)].



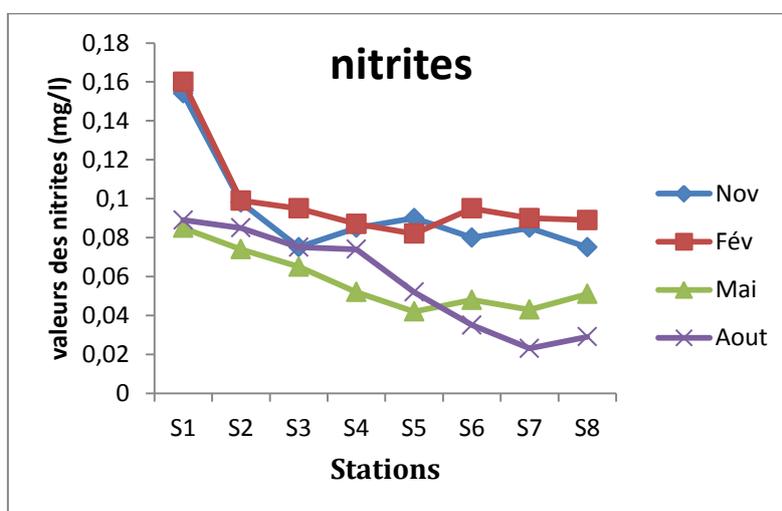
**Figure 17:** Variation spatio-temporelle de la teneur en nitrates des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 91.1. Nitrites (mg/L)

Les résultats obtenus au cours de notre étude révèlent que les teneurs en ions  $\text{NO}_2^-$  sont variables et ces variations sont généralement temporelles. La teneur la plus faible est de l'ordre de 0.023 mg/L. Elle est observée dans la station 07 durant le mois d'août, alors que la teneur la plus élevée est celle enregistrée dans la station 01 durant le mois de février de l'ordre de 0.16 mg/L (figure 18).

Selon l'analyse de variance, nous observons une variation spatiale significative [(F = 2.5855,  $p < 0.0388$ ) (table17 annexe)].

L'évolution temporelle des teneurs en nitrites montre une différence très hautement significative d'une saison à l'autre [(F = 7.2184,  $p < 0.0010$ ), (table 18)].



**Figure 18:** Variation spatio-temporelle de la teneur en nitrites des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 1.2. Mesures des éléments traces métalliques (ETMs) :

Les résultats du dosage des éléments trace métalliques (moyenne  $\pm$  écart type, valeur minimale et maximale) sont regroupés dans le tableau 08 et illustrés dans les figure 19 à 23, qui représentent les variations spatio-temporelles de chaque paramètre.

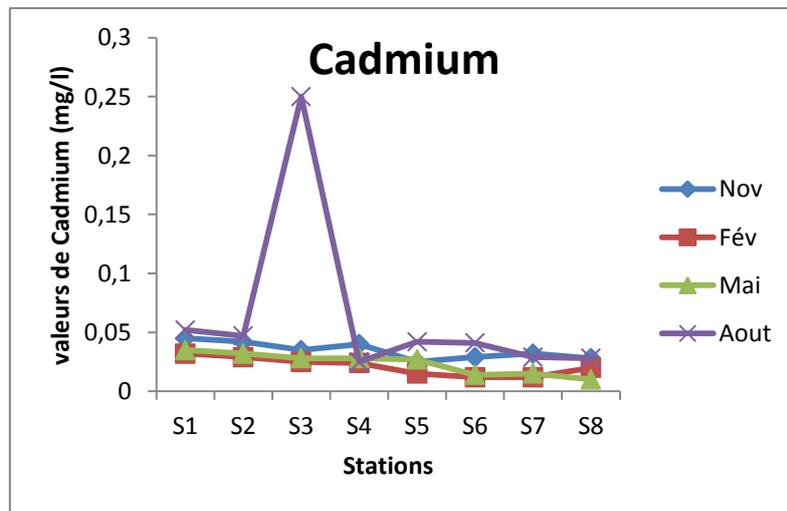
**Tableau 08:** Résultats des concentrations des ETMs de l’eau du barrage Hammam Grouz (novembre 2014 – Aout 2015). (Moyenne ± Ecart-type), n = 96.

Les paramètres	Les saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Été
Cd mg/l	0,035±0,007	0,038±0,010	0,051±0,080	0,031±0,028
Cr mg/l	0,420±0,030	0,469±0,054	0,291±0,106	0,302±0,098
Cu mg/l	0,446±0,050	0,562±0,092	0,365±0,066	0,289±0,042
Pb mg/l	0,182±0,021	0,237±0,074	0,141±0,047	0,092±0,015
Zn mg/l	1,227±0,498	1,672±0,886	1,185±0,589	0,765±0,227

**1.2.1. Cadmium (Cd) (mg/l)**

D’après les résultats des analyses obtenus dans notre étude, nous avons remarqué que les teneurs de cadmium sont relativement élevées et légèrement variables d’une saison à l’autre (figure 19). Les valeurs extrêmes de ce métal, relevées dans l’eau du barrage, sont 0.01 mg/L dans la station 08 durant le mois de mai et 0.25 mg/L dans la station 03 durant le mois d’août.

Les teneurs en Cadmium n’indiquent pas de différences significatives entre les différentes stations [(F = 1.04, p < 0.4290), (table 19 annexe)] et d’une saison à l’autre [(F = 0.33 p < 0.8024) (table 20 annexe)]. Elles sont relativement élevées en période d’été par rapport à la période des crues.

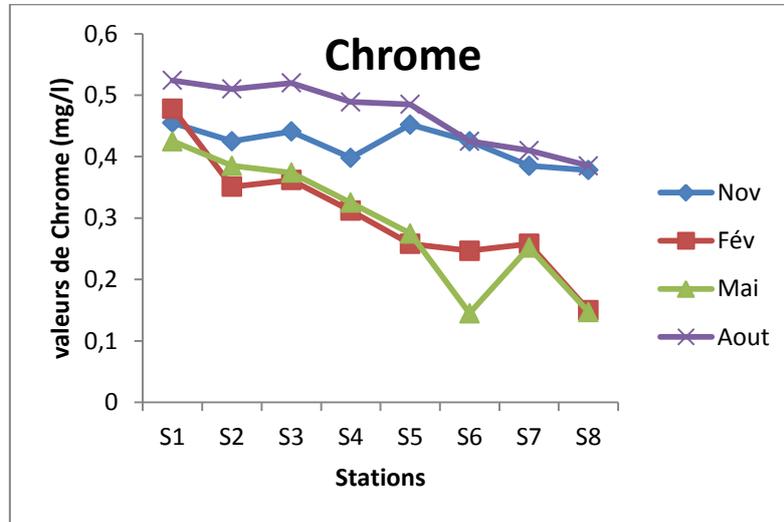


**Figure 19:** Variation spatio-temporelle de la teneur en Cadmium des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

**1.2.2. Chrome (Cr) (mg/l)**

Les teneurs en de l’eau du barrage en chrome obtenues au cours de notre étude semblent être variables d’une station à l’autre et d’une saison à l’autre. La plus forte teneur (0.524 mg/L) en cet élément a été enregistrée dans la station 01 durant le mois d’août, alors que la plus faible teneur (0.145 mg/L) est observée au niveau de la station 06 au mois de mai (figure 20).

Les teneurs en chrome ne montrent pas de différences majeures entre les différentes stations [(F = 1.91, p < 0.1120), (table 21 annexe)] mais diffèrent de façon très hautement significative d'une saison à l'autre [(F = 9.98 p < 0.0001) (table 22 annexe)]. Elles sont relativement élevées en période d'été par rapport à la période de crues.

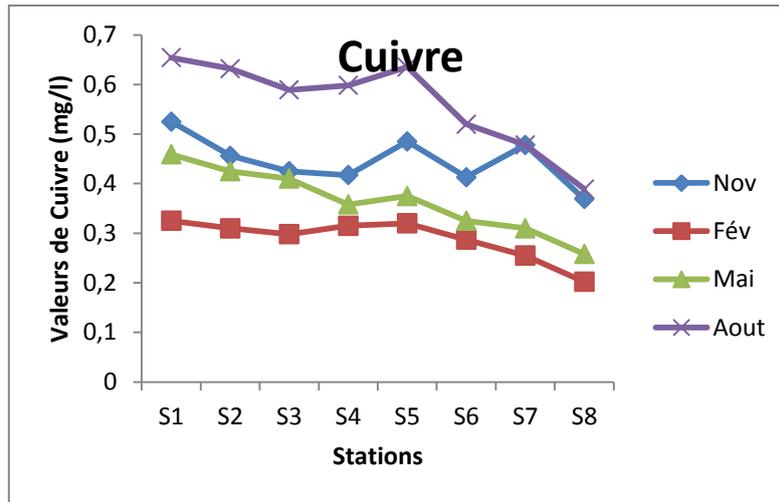


**Figure 20:** Variation spatio-temporelle de la teneur en Chrome des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 1.2.3. Cuivre (Cr) (mg/l)

Les eaux prélevées pendant les quatre campagnes de prélèvement présentent des teneurs en cuivre relativement faibles et plus ou moins variables d'une station à l'autre et d'un prélèvement à l'autre (figure 21). Dans les eaux du barrage de hammam Grouz, les teneurs en cuivre présentent un maximum de 0.654 mg/L au mois d'Août au niveau de la station 01 et un minimum de 0.202 mg/L dans la station 08 au mois de février.

La distribution spatiale des teneurs moyennes des eaux du barrage en cuivre ne montrent pas de différences significatives entre les stations importantes [(F = 0.9102, p < 0.5153) (table 23 annexe)]. Cependant l'évolution temporelle montre que les teneurs en cuivre dans les eaux du barrage hammam Grouz diffèrent significativement d'une saison à l'autre [(F = 25.55, p < 0.0001) (table 24 annexe)].

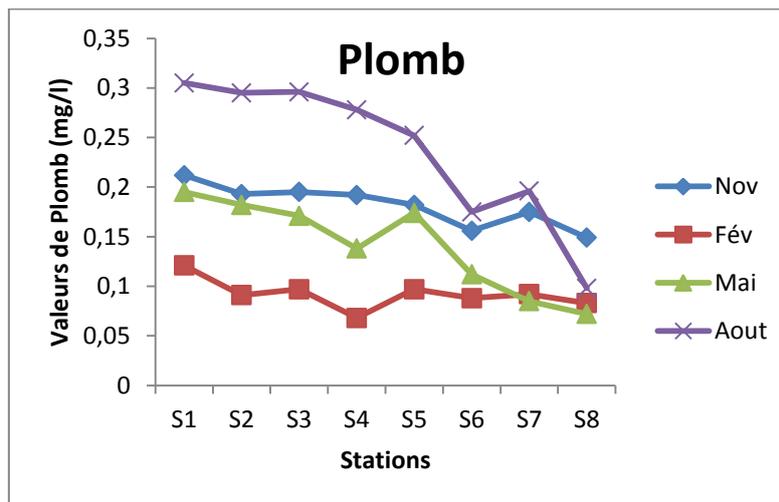


**Figure 21:** Variation spatio-temporelle des teneurs en Cuivre des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

#### 1.2.4. Plomb (Pb) (mg/l)

Les concentrations en plomb dans les eaux du barrage Hammam Grouz présentent des fluctuations spatiotemporelles plus ou moins importantes (figure 22). Le plomb est abondant durant toute la période d'échantillonnage et les teneurs varient entre un minimum de 0.068 mg/L, signalé au niveau de la station 04 durant le mois de février et un maximum de l'ordre de 0.305 mg/L relevé dans la station 01 durant le mois d'août.

L'évolution spatiale des teneurs en plomb dans les eaux du barrage hammam Grouz montre une n'est pas significative [ $F = 1.1298$ ,  $p < 0.3777$ ] (table 25 annexe)]. Elles présentent, par contre, des fluctuations temporelles importantes [ $F = 14.5055$ ,  $p < 0.0001$ ] (table 26 annexe)].

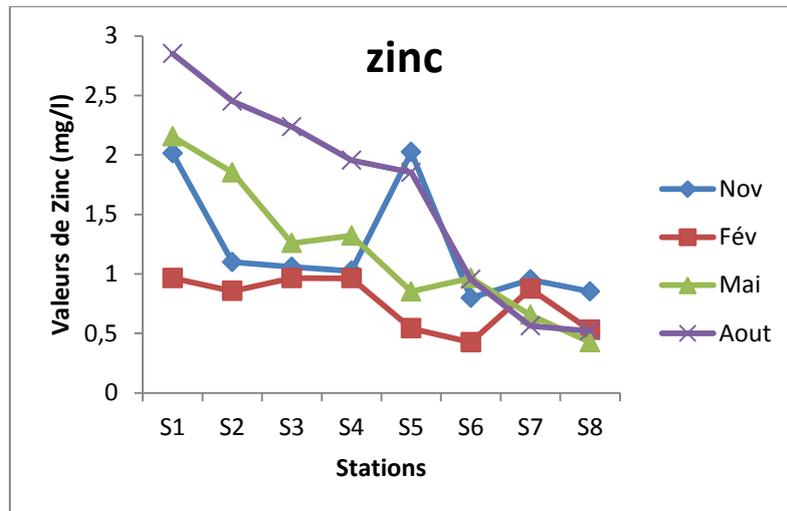


**Figure 22:** Variation spatio-temporelle des teneurs en Plomb des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 1.2.5. Le zinc (Zn) (mg/l)

D'après les résultats obtenus dans notre étude, nous remarquons que les teneurs en zinc dans l'eau sont relativement faibles. Ces teneurs semblent plus ou moins homogènes d'une station à l'autre et plus ou moins hétérogènes d'un prélèvement à l'autre (figure 23). Les valeurs extrêmes relevées pour le barrage hammam Grouz sont 0.425 mg/L au mois de février dans la station 06 et 2.85 mg/L au mois d'août dans la station 01.

Les variations spatiales concernant cet élément sont importantes [(F = 3.05, p < 0.0189) (table 27 annexe)]. Les fluctuations temporelles sont également considérables [(F = 3.07, p < 0.0437) (table 28 annexe)].



**Figure 23:** Variation spatio-temporelle des teneurs en Zinc des eaux du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

## 2. Compartiment « sédiments »

### 2.1. Mesures physico-chimiques

Les résultats des analyses physico-chimiques des sédiments du barrage Hammam Grouz (moyenne ± écart type, valeur minimale et maximale) sont regroupés dans le tableau 09 et illustrés par les figures 24 à 29, qui représentent les variations spatio-temporelles de chaque paramètre.

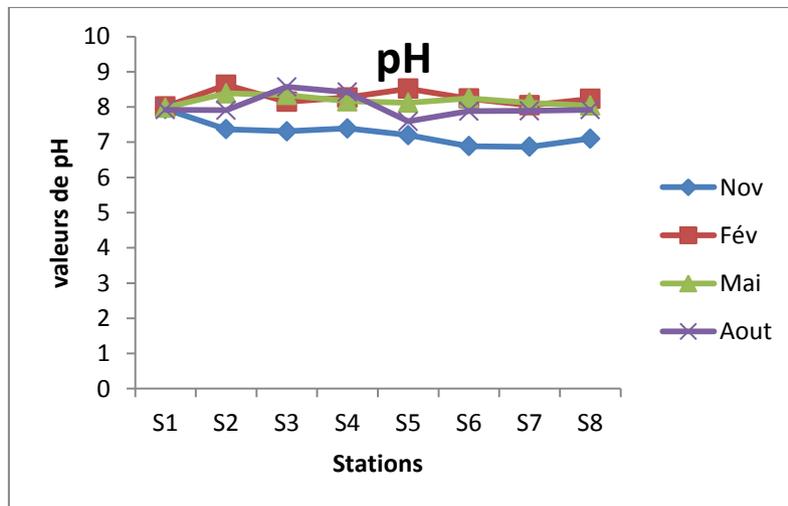
**Tableau 09:** Résultats des analyses des paramètres physico-chimiques des sédiments du barrage Hammam Grouz (novembre 2014 – Aout 2015).(Moyenne ± Ecart-type, Min - Max), n=96.

Les paramètres	Les saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Eté
pH	7,10±0,34	8,26±0,22	8,17±0,14	8,01±0,32
Conductivité électrique	1378,25±56,04	1849,25±32,14	1479,13±129,11	1242,63±13,87
Matière organique	2,27±0,24	2,04±0,81	3,24±1,05	2,82±0,88
CaCO3	21,60±2,75	22,06±4,24	22,53±6,63	24,33±3,52
CEC	15,34±1,67	15,96±2,92	20,64±2,43	22,13±3,97
Phosphore total	169,66±43,28	151,29±43,81	247,55±45,62	197,30±33,23

### 2.1.1. pH

L'examen de la figure 24 montre que le pH des sédiments du barrage hammam Grouz est neutre à légèrement basique. Les valeurs extrêmes relevées sont 6.87 durant le mois de novembre dans la station 07 et 8.63 pendant le mois de février au niveau de la station 02.

D'une manière générale, les valeurs moyennes de pH présentent une faible différence d'une station à l'autre, ce qui est bien vérifié par l'analyse de la variance qui a montré l'absence de l'effet station [(F = 0.28, p < 0.95) (table 29 annexe)]. Ces valeurs varient, en revanche, de façon hautement significative d'une saison à l'autre [(F = 23.51 p < 0.0001) (table 30 annexe)].



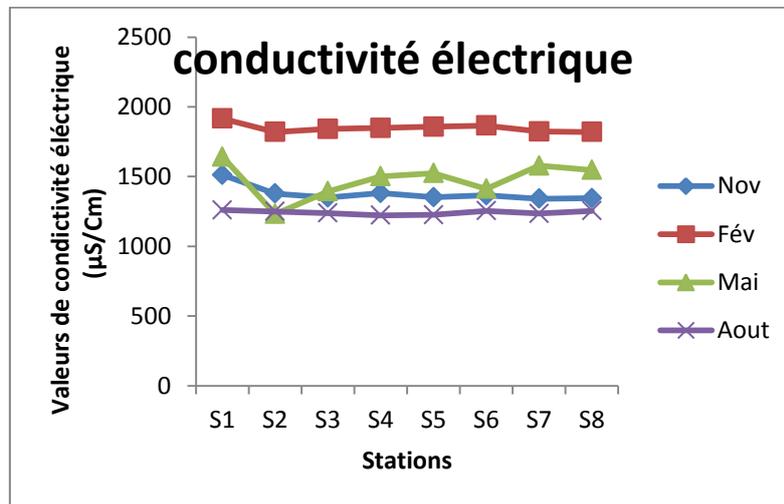
**Figure 24:** Variation spatio-temporelle du pH des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 2.1.2. Conductivité électrique (µS/Cm)

Les valeurs mesurées de la conductivité électrique dans les différentes stations durant les différents prélèvements sont variables d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre. La valeur minimale de La conductivité électrique (1223 µS/Cm) est signalée au niveau de la

station 04 durant le mois d'août, alors que la valeur maximale (1916 $\mu$ S/Cm) est celle enregistrée dans la station 01 pendant le mois de février (Figure 25).

Selon l'analyse de la variance [(F = 0.11, p < 0.99) (table 31 annexe)] les valeurs moyennes de la conductivité électrique ne diffèrent pas significativement. Cependant, elles varient significativement d'une saison à l'autre [(F = 102.75, p < 0.0001) (table 32 annexe)].



**Figure 25:** Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 2.1.3. Matière organique (%)

Les sédiments du barrage Hammam Grouz présentent des teneurs en matière organique plus ou moins variables d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre (figure 26). La plus forte teneur (4.62 %) a été observée au niveau de la station S3 durant le mois de mai, tandis que la plus faible teneur (1.24 %) est celle observée dans la station S1 du barrage durant le mois d'août.

Les teneurs en matière organique varient légèrement d'une station à l'autre [(F = 2.1059, p < 0.05) (table 33 annexe)]. Les stations S2, S3 et S4, qui se trouvent en amont du barrage, manifestent des teneurs en matière organique légèrement élevées par rapport à la station 01 qui se trouve en aval du barrage. Parmi ces trois stations la station 03 présente la teneur en matière organique la plus élevée, l'analyse de la variance a révélé que le taux de matière organique dans les sédiments diffère significativement d'une saison à l'autre [(F = 3.64, p < 0.05) (table 34 annexe)].

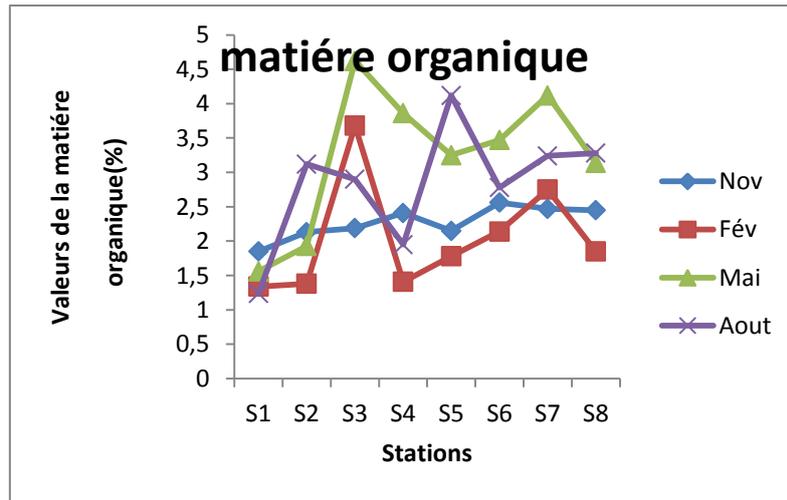


Figure 06: Variation spatio-temporelle du taux de matière organique des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

#### 2.1.4. Calcaire total Ca CO<sub>3</sub> (%)

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les teneurs de CaCO<sub>3</sub> dans les sédiments sont plus ou moins homogènes d’une station à l’autre et d’un prélèvement à l’autre (tableau 29).

Dans les sédiments du barrage de Hammam Grouz, le taux de calcaire total (CaCO<sub>3</sub>) est maximal (32 %) au niveau de la station S3 durant le mois de mai et il est minimal (14 %) dans la station S4 durant le même mois (figure 27). Il faut annoncer la figure

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les teneurs en CaCO<sub>3</sub> dans les sédiments du barrage ne diffèrent pas d’une station à l’autre [(F = 1.3113, p < 0.2876) (table 35 annexe)] ni d’une aison à l’autre [(F = 0.5580, p < 0.6471) (table 36 annexe)].

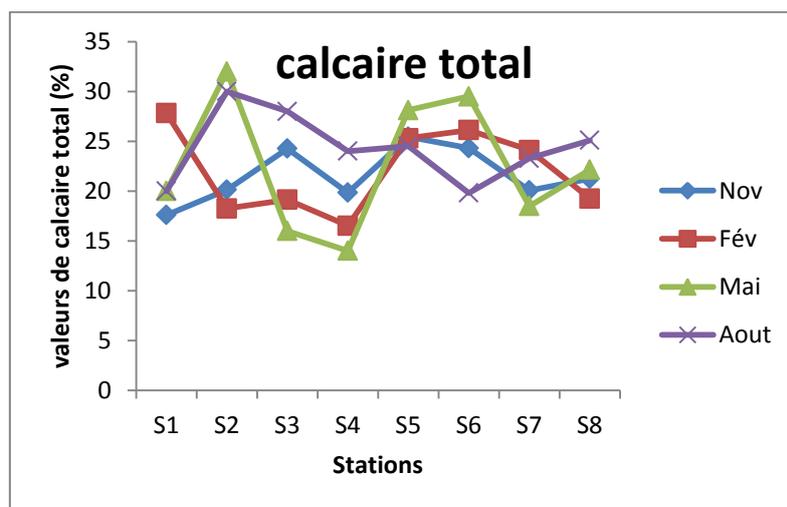


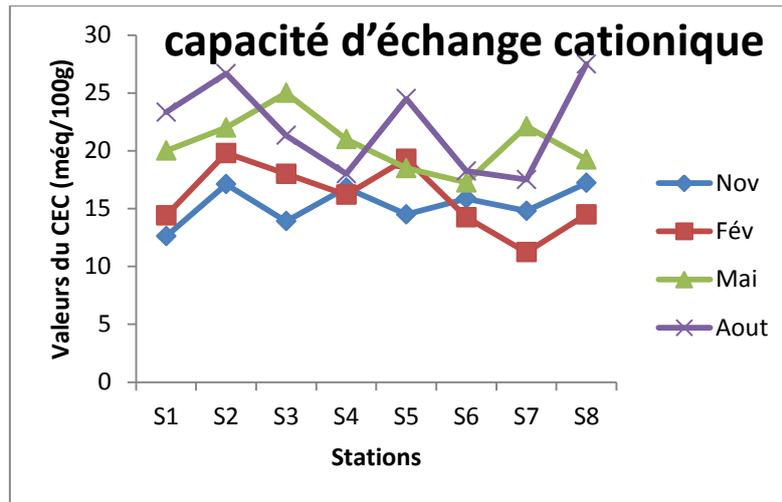
Figure 27: Variation spatio-temporelle du calcaire total des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 2.1.5. Capacité d'échange cationique (mécq /100 g de terre)

La capacité d'échange cationique des sédiments étudiés varie entre deux valeurs (figure 28) :

- Maximale (27.50 méq/100 g) dans la station 08 durant le mois d'août .

Minimale (11.23 méq/100 g) dans la station 07 au mois de février. Les valeurs de la CEC présente variation spatiale non significative [(F = 0.6859, p< 0.6828) (table 37 annexe)] et une variation saisonnière importante [(F = 11.0034, p< 0.0001) (table 38 annexe)].

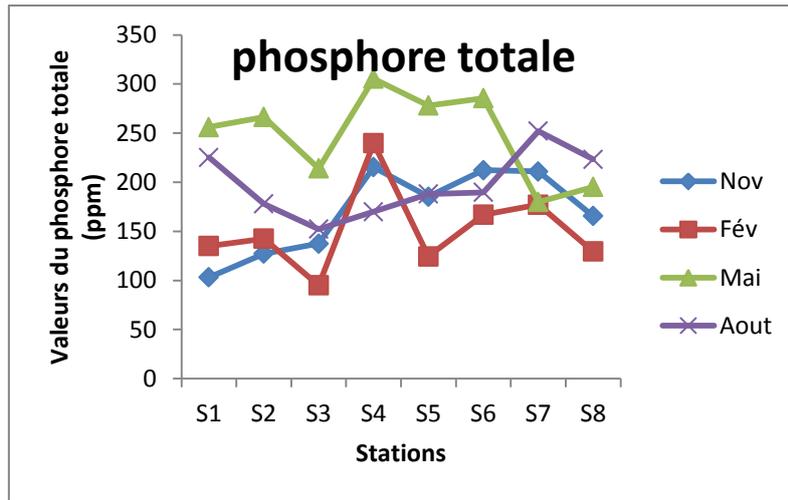


**Figure 28:** Variation spatio-temporelle de la capacité d'échange cationique des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

### 2.1.6. Phosphore total (ppm)

Les résultats de l'analyse du phosphore total dans les sédiments montrent qu'ils sont riches en cet élément. La plus forte teneur (305.32 ppm) a été enregistrée dans la station S4 durant le mois de mai tandis que la plus faible valeur (95.00 ppm) est celle observée dans la station S3 durant le mois de février (figure 29) Il faut annoncer la figure

. D'une manière générale les teneurs ne phosphore dans les sédiments sont plus ou moins homogènes d'une station à l'autre et plus ou moins hétérogènes d'un prélèvement à l'autre. Ce qui est vérifié par l'analyse de la variance qui a montré l'absence d'effet station [(F = 0.8653, p< 0.5471) (table 39 annexe)] et la présence d'effet saison [(F =8.0526, p<0.0005) (table 40 annexe)].



**Figure 29:** Variation spatio-temporelle du phosphore totale des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

## 2.2. Mesures des éléments traces métalliques (ETMs)

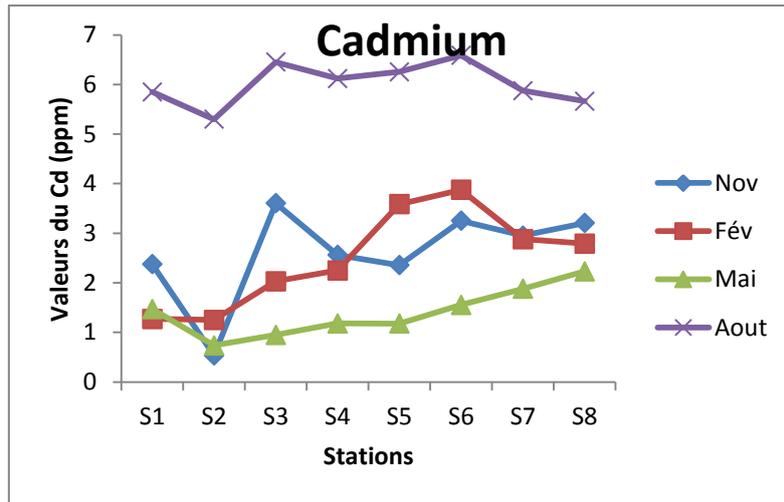
Les résultats du dosage des éléments traces métalliques des sédiments du barrage Hammam Grouz (moyenne  $\pm$  écart type, valeur minimale et maximale) sont regroupés dans le tableau 10 et illustrés par les figures 30 à 34, qui représentent les variations spatio-temporelles de chaque paramètre.

**Tableau 10:** Résultats des concentrations des ETMs des sédiments du barrage Hammam Grouz (novembre 2014 – Aout 2015).(Moyenne  $\pm$  Ecart-type), n = 96.

Les paramètres	Les saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Eté
Cd ppm	2,604 $\pm$ 0,948	2,866 $\pm$ 1,014	1,397 $\pm$ 0,491	5,512 $\pm$ 1,290
Cr ppm	25,638 $\pm$ 2,749	34,731 $\pm$ 6,252	30,251 $\pm$ 4,323	25,448 $\pm$ 8,133
Cu ppm	20,972 $\pm$ 3,524	33,588 $\pm$ 10,280	26,595 $\pm$ 11,117	15,967 $\pm$ 7,016
Pb ppm	26,813 $\pm$ 8,072	79,467 $\pm$ 4,545	22,150 $\pm$ 2,023	29,003 $\pm$ 5,700
Zn ppm	300,41 $\pm$ 63,73	412,61 $\pm$ 80,80	329,71 $\pm$ 79,64	300,54 $\pm$ 110,69

### 2.2.1. Cadmium (ppm)

Les résultats d'analyse de la teneur en cadmium dans les sédiments du barrage de Hammam Grouz, montrent qu'ils sont chargés en cet élément, avec des teneurs qui se situent entre un minimum de 0.535 ppm, observé dans la station 02 au mois de novembre, et un maximum de l'ordre de 6.587 ppm enregistré dans la station 06 durant le mois d'août (figure 30).

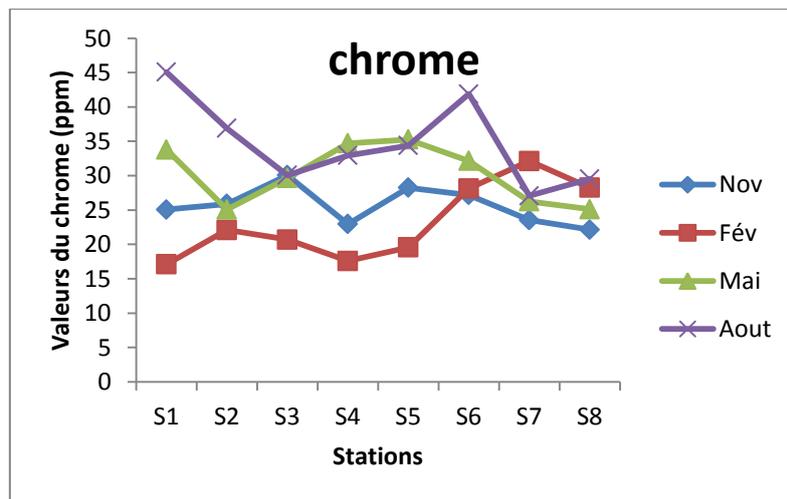


**Figure 30:** Variation spatio-temporelle de la teneur en cadmium des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

Les teneurs en cadmium ne varient pas significativement d'une station à l'autre [(F =0.4557,  $p < 0.8565$ ) (table 41 annexe)] mais présentent des variations saisonnières importantes [(F =25.0730,  $p < 0.0001$ ), table 42 annexe)].

### 2.2.2. Chrome (ppm)

Les teneurs en chrome dans les différentes stations, durant les différents prélèvements, s'échelonnent entre 17.100 et 44.065 ppm (figure 31) au niveau de la station S1. La valeur minimale a été enregistrée durant le mois de février et la valeur maximale a été relevée au mois d'août.

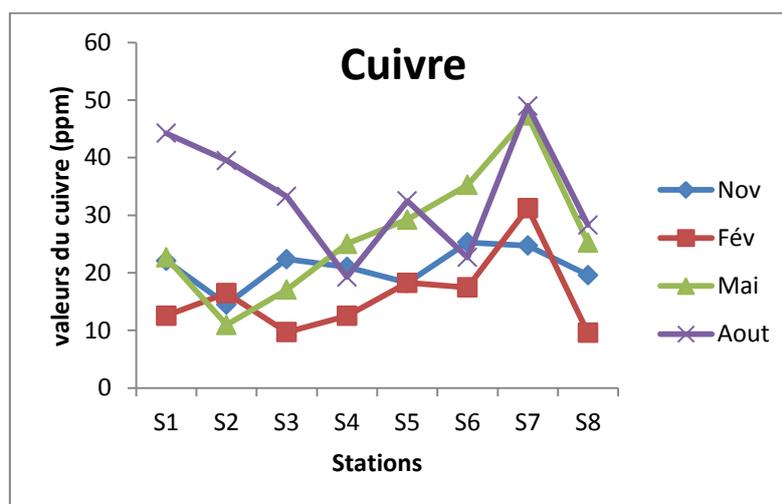


**Figure 31:** Variation spatio-temporelle de la teneur chrome des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

L'analyse de la variance n'indique pas de différence significative entre les stations [(F = 0.4225, p < 0.8786) (table 43 annexe)] mais des différences significatives d'une saison à l'autre [(F = 4.7313, p < 0.0086) (table 44 annexe)].

### 2.2.3. Cuivre (ppm)

L'examen de la figure 32 permet de constater que les teneurs en cuivre dans les sédiments du barrage Hammam Grouz sont généralement faibles et plus ou moins variables d'un prélèvement à l'autre et d'une station à l'autre. Les valeurs extrêmes sont 9.580 ppm dans la station 08 durant le mois de février et 48.990 ppm dans la station 07 au mois d'août.

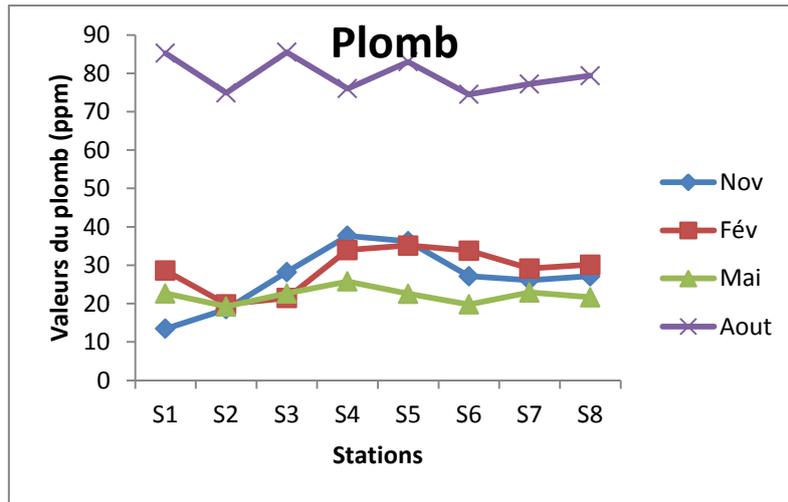


**Figure 32:** Variation spatio-temporelle des teneurs en cuivre des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

L'analyse de la variance a montré que les concentrations du cuivre ne varient pas significativement d'une station à l'autre [(F = 1.0597, p < 0.4183) (table 45 annexe)] mais elles présentent une forte variation temporelle [(F = 9.1331 p < 0.0002) (table 46 annexe)].

### 2.2.4. Plomb (ppm)

Les résultats obtenus dans les huit stations durant les quatre prélèvements montrent que les concentrations du plomb dans les sédiments sont généralement élevées. Ces teneurs varient entre une valeur minimale de l'ordre de 13.445 ppm enregistrée au niveau de la station 01 durant le mois de novembre, et une valeur maximale de l'ordre de 85.500 ppm observée au niveau de la station 03 au mois d'août (figure 33).

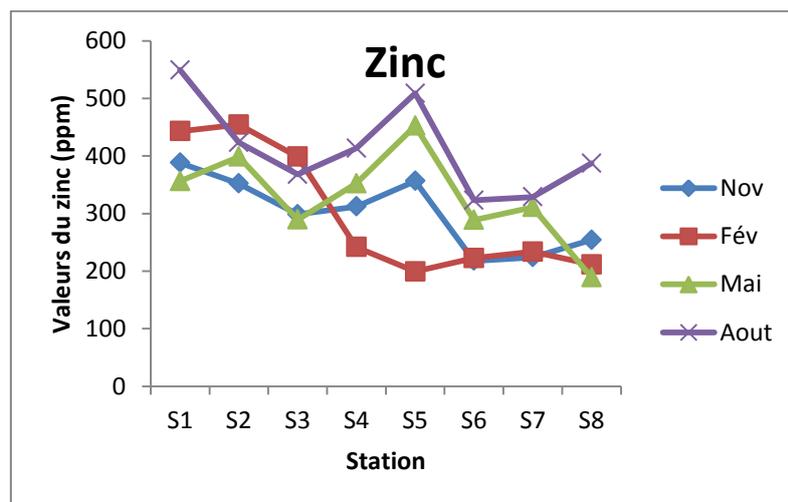


**Figure 33:** Variation spatio-temporelle de la teneur en plomb des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

Dans les sédiments du barrage Hammam Grouz, les teneurs en plomb ne présentent pas de variation spatiale significative [(F = 0.0633, p < 0.9995) (tab 47 annexe)]. Elles présentent, par contre, des fluctuations temporelles importantes [(F = 189.0281, p < 0.0001) (table 48 annexe)].

### 2.2.5. Zinc (ppm)

Les concentrations de zinc dans les sédiments du barrage Hammam Grouz présentent des fluctuations spatiotemporelles plus ou moins importantes. Le zinc est abondant durant toute la période d'échantillonnage et les teneurs varient entre un minimum de 189.250 ppm signalé dans la station 08 durant le mois de mai, et un maximum de l'ordre de 549.050 ppm relevé dans la station 01 du barrage durant le mois d'août (Figure 34).



**Figure 34:** Variation spatio-temporelle de la teneur en zinc des sédiments du barrage Hammam Grouz durant quatre saisons de 2014/2015.

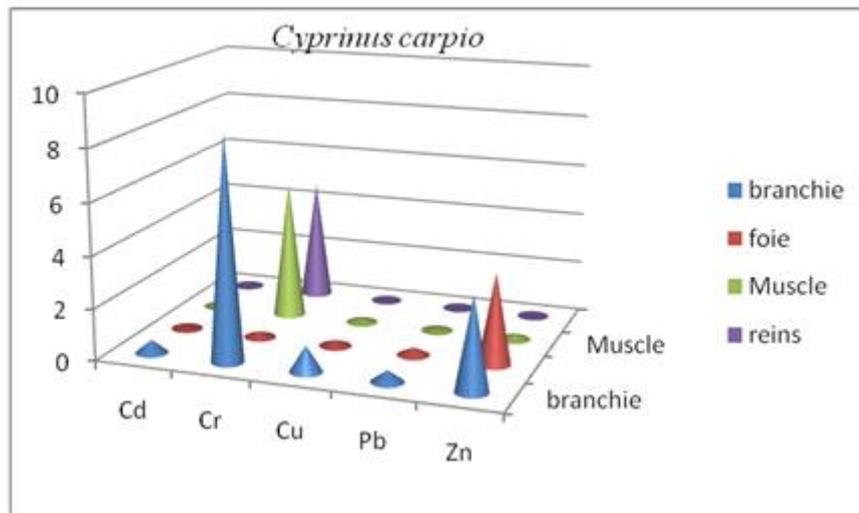
Les teneurs en zinc mesurées dans les sédiments du barrage Hammam Grouz présentent des fluctuations spatiales significatives [(F = 2.9457, p < 0.0224) (table 49 annexe)] et des fluctuations saisonnières significatives également [(F = 3.0816, p < 0.0435) (table 50 annexe)].

### 3. Compartiment « poissons »

#### 3.1. Métaux lourds dans les tissus de deux espèces de poissons

##### 3.1.1. Métaux lourds dans les tissus de l'espèce *Cyprinus carpio*

La concentration des métaux lourds dans les tissus de *C. carpio* montre que tous les individus de cette espèce ont accumulé les métaux lourds étudiés avec des degrés variables dans leurs tissus (figure 35). La concentration de Cr étant la plus élevée des métaux lourds étudiés dans les tissus de l'espèce cette espèce et la concentration de Cd est la moins élevée. En outre, la plus forte concentration en métaux lourds a été enregistrée dans les branchies et la plus faible dans le muscle. Les résultats de l'analyse statistique ont montré que les valeurs moyennes des métaux lourds dans les tissus de *C. carpio* diffèrent significativement (p > 0,05). L'ordre décroissant de la concentration des métaux lourds dans les tissus est : les branchies > le foie > les reins > le muscle.

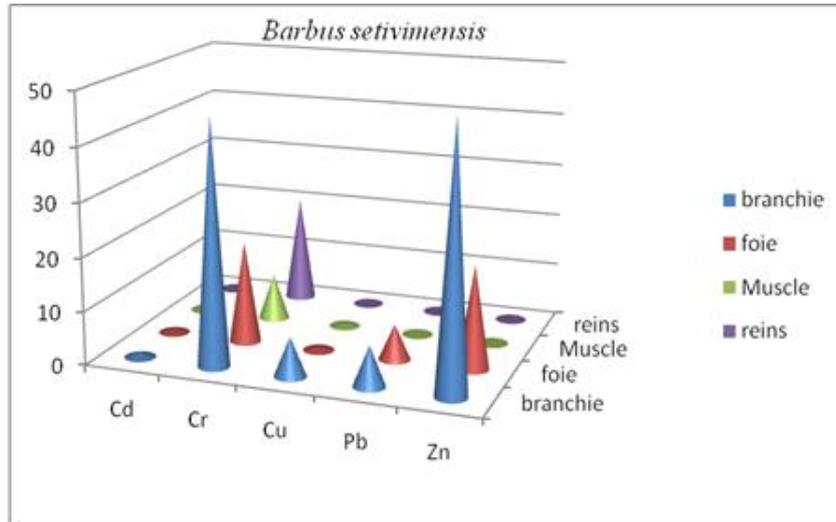


**Figure 35** : les Teneurs en métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) dans les tissus (branchie, foie, reins et muscle) de l'espèce *C. carpio*.

##### 3.1.2. Métaux lourds dans les tissus de l'espèce *Barbus setivimensis*

La concentration des métaux lourds dans les tissus de *B. setivimensis* montre que cette espèce a accumulé les métaux lourds étudiés à des degrés différents dans ses différents tissus (les branchies, le foie, les reins et les muscles) (figure 36). Le Cr présente la concentration la plus élevée dans les tissus. La concentration en Cd est, par contre, la plus faible. La plus forte concentration de métaux lourds a été enregistrée dans les branchies et la plus faible dans le muscle. L'ordre décroissant de concentration des métaux lourds dans les tissus est : les branchies > le foie > les reins > le muscle.

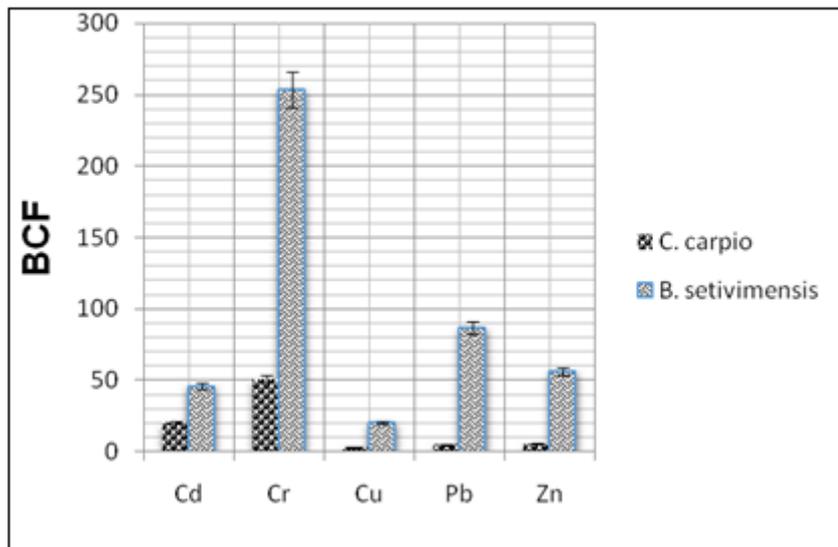
L'analyse statistique a révélé l'absence de différence significative ( $p > 0,05$ ) des concentrations en métaux lourds dans les tissus de *B. setivimensis*.



**Figure 36 :** Teneurs en métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) dans les tissus (branchie, foie, reins et muscle) de l'espèce *B. setivimensis*.

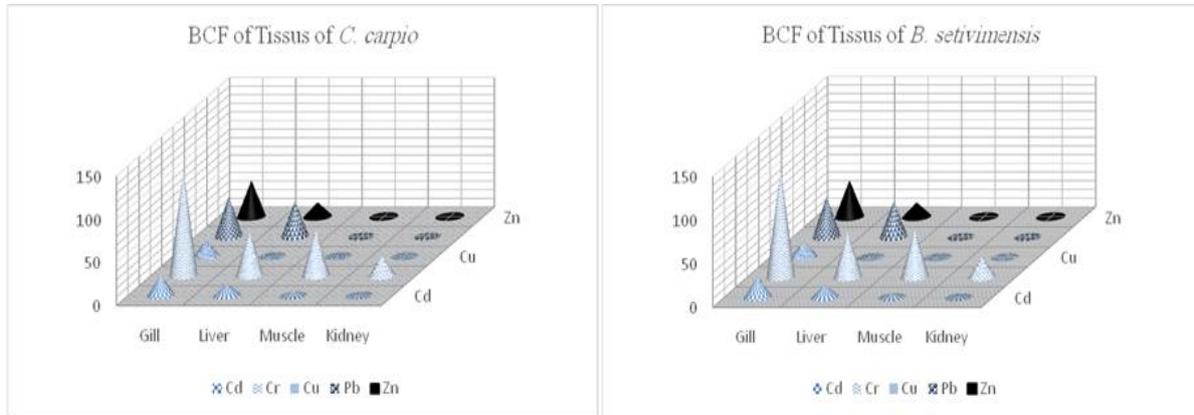
### 3.1.3. Facteur de bioconcentration (BCF)

Notre étude a montré que les valeurs du facteur de bioconcentration (BCF) des métaux lourds dans les poissons dépassent un (1), ce qui confirme que que 1 deux espèces de poissons (*C. carpio* et *B. setivimensis*) ont bien accumulé les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) du barrage. Nous notons que l'espèce *B. setivimensis* présente des valeurs de FBC plus élevées par rapport à celles enregistrées chez *C. carpio* (figure 37).



**Figure 37.** Valeurs du Facteur de bioaccumulation des métaux lourds chez les espèces de poisson *C. carpio* et *B. setivimensis*.

Les valeurs des BCF dans les branchies, le foie, les muscles et les reins des espèces de poissons étudiées (figure 38) montrent une accumulation remarquable des métaux lourds, ce qui peut indiquer le potentiel physiologique de chaque organe dans le poisson. Nous constatons que les valeurs les plus élevées du BCF sont obtenues et l'ordre décroissant de ces valeurs est les branchies > le foie > le muscle > les reins.



**Figure 38.** Valeurs du Facteur de bioconcentration dans les tissus de *C. carpio* et *B. setivimensis*.

#### 4. Corrélations entre les caractéristiques physico-chimiques et ETM dans les eaux de barrage

L'examen de la matrice des corrélations établie entre les différents paramètres physicochimiques et les teneurs métalliques contenues dans l'eau indique des corrélations significatives à très hautement significatives (tableau 11). En effet, la température, pH et la conductivité électrique des eaux de barrage sont corrélés positivement au DBO<sub>5</sub>, au DCO et négativement à la teneur en ETMs (Cr, Cu, Pb et ZN), les phosphates, les nitrates, les nitrites et l'oxygène dessous. Ainsi, l'oxygène dessous est lié positivement aux teneurs en Cr, Cu et en Pb. Le phosphate est lié positivement à la teneur en Cr, lequel est corrélé positivement avec le Cu et avec le Pb. De plus, le cuivre présente des corrélations positives avec le Zn et avec le plomb. Le zinc est également lié positivement au plomb.

**Tableau 11:** Matrice de corrélations entre les paramètres du compartiment eau.

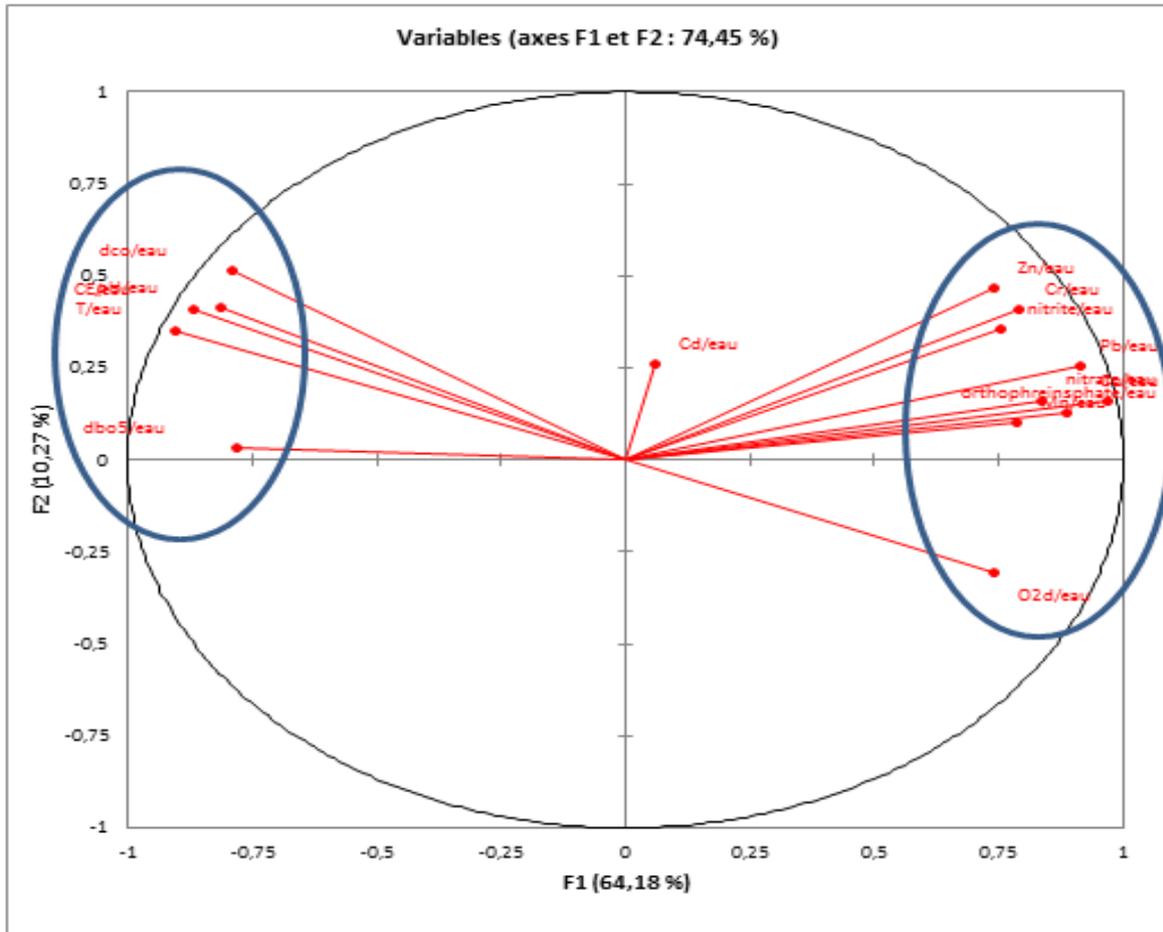
Variable	T	pH	C E	O D	DBO <sub>5</sub>	DCO	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	nitrate	nitrite	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
T	1													
pH	<b>0,8761</b>	1												
C E	<b>0,9093</b>	<b>0,8829</b>	1											
O D	<b>-0,8434</b>	<b>-0,6538</b>	<b>-0,6453</b>	1										
DBO <sub>5</sub>	<b>0,7171</b>	<b>0,5711</b>	<b>0,6949</b>	<b>-0,5831</b>	1									
DCO	<b>0,8482</b>	<b>0,8733</b>	<b>0,9177</b>	<b>-0,6500</b>	<b>0,5359</b>	1								
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	<b>-0,7621</b>	<b>-0,5387</b>	<b>-0,7156</b>	<b>0,6304</b>	<b>-0,7887</b>	<b>-0,5869</b>	1							
nitrate	<b>-0,6271</b>	<b>-0,5561</b>	<b>-0,6957</b>	0,4405	<b>-0,6713</b>	<b>-0,6191</b>	<b>0,8268</b>	1						
nitrite	<b>-0,5450</b>	<b>-0,4582</b>	<b>-0,4779</b>	<b>0,5746</b>	<b>-0,6157</b>	-0,3967	<b>0,6937</b>	<b>0,6933</b>	1					
Cd	0,0115	-0,1398	-0,0146	-0,0793	0,0195	0,0079	-0,0095	-0,0317	0,0480	1				
Cr	<b>-0,6403</b>	-0,4471	<b>-0,5207</b>	<b>0,5675</b>	<b>-0,6160</b>	-0,3516	<b>0,7129</b>	<b>0,6672</b>	<b>0,7861</b>	0,0948	1			
Cu	<b>-0,8174</b>	<b>-0,7096</b>	<b>-0,7769</b>	<b>0,6572</b>	<b>-0,7257</b>	<b>-0,6880</b>	<b>0,8827</b>	<b>0,8252</b>	<b>0,7423</b>	0,0870	<b>0,8355</b>	1		
Pb	<b>-0,7376</b>	<b>-0,6538</b>	<b>-0,6957</b>	<b>0,5499</b>	<b>-0,6999</b>	<b>-0,5878</b>	<b>0,8326</b>	<b>0,7692</b>	<b>0,6561</b>	0,1489	<b>0,7967</b>	<b>0,9449</b>	1	
Zn	<b>-0,4896</b>	<b>-0,4916</b>	-0,4384	0,3482	-0,4376	-0,4062	<b>0,6125</b>	<b>0,6196</b>	<b>0,6495</b>	0,1223	<b>0,6960</b>	<b>0,7959</b>	<b>0,8257</b>	1

\* Corrélations significatives marquées à p < 0,005.

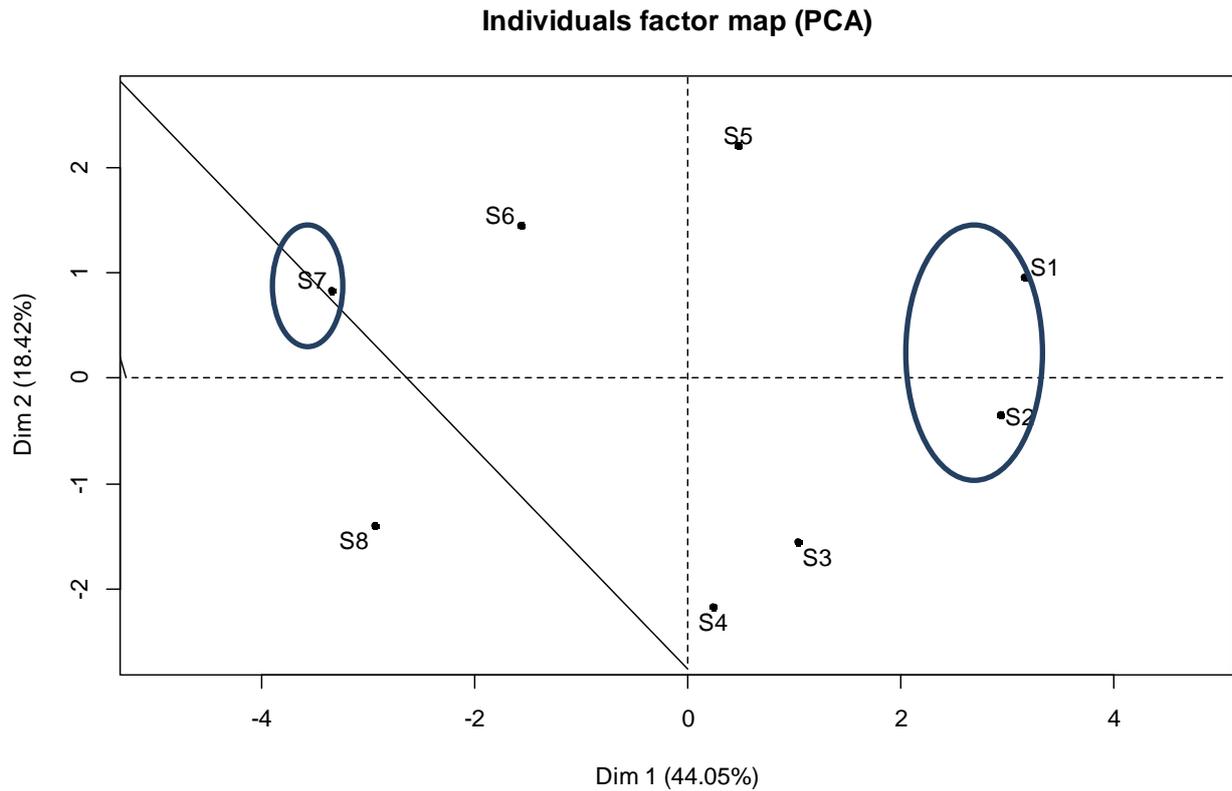
### 5. L'analyse composante principale (ACP) de l'eau :

Sur une série de huit (08) stations d'étude, il était possible de disposer dans le l'eau des caractéristiques physico-chimiques et des teneurs métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn). De ce fait, nous avons eu recours à une analyse en composantes principales (ACP) sur une matrice de données constituée en colonnes de 15 variables (T, pH, C E, O D, DBO<sub>5</sub>, DCO, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, nitrate, nitrite, Cd, Cr, Cu, Pb et Zn). Les lignes correspondent aux huit stations de prélèvements répétées quatre fois (04 campagnes : hiver, printemps, été et automne) au totale 32 lignes.

Le plan principal Axes (1-2) du cercle des corrélations résume 74.45 % de l'information (figure 39). Les variables oxygène dessous, Orthophosphates, nitrates, nitrites et tous les éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) sont toutes corrélées positivement et bien représentées par le premier axe principal qui contribue avec 64.18 % de la variance totale. Il représente également les variables : teneur en pH, température, conductivité électrique, DCO, et DBO<sub>5</sub> qui sont corrélées négativement avec les variables précédentes. La deuxième composante (10.27% de l'inertie) est corrélée négativement à l'oxygène dessous et positivement à la teneur en pH, à la température, aux nitrates, aux nitrites, à la conductivité électrique et aux tous les éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn).



**Figure 39:** ACP des caractéristiques physico-chimiques et les éléments traces métalliques dans l'eau. Cercle de corrélations et projection des variables.



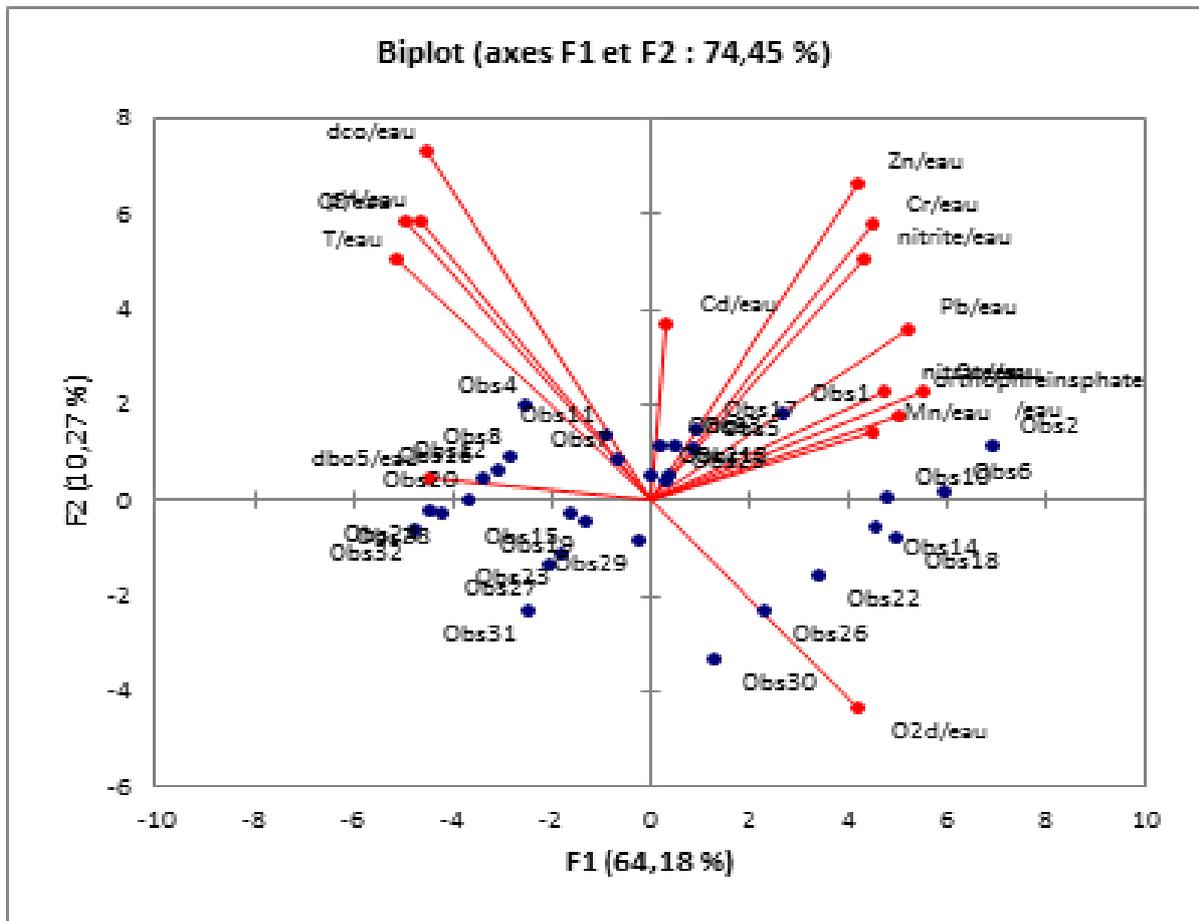
**Figure 40:** ACP des facteurs individuel des stations de prélèvements des eaux. Répartition des individus.

**Tableau 12:** Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale Compartiment "eau".

variables	F1	F2
Température	-0,9027	0,3535
pH	-0,8108	0,4122
Conductivité électrique	-0,8658	0,4086
Oxygène dessous	0,7405	-0,3047
DBO <sub>5</sub>	-0,7806	0,0333
DCO	-0,7896	0,5144
Orthophosphates	0,8863	0,1261
nitrate	0,8359	0,1609
nitrite	0,7529	0,3563
Cd	0,0599	0,2585
Cr	0,7925	0,4073
Cu	0,9692	0,1601
Mn	0,7867	0,1012
Pb	0,9150	0,2534
Zn	0,7390	0,4676

Le graphe des individus (figure 40) fait ressortir deux groupes. Le premier groupe renferme les stations de prélèvement S1 et S2 des eaux de barrage qui sont riches en phosphore, nitrates, nitrites et éléments traces métalliques (Cr, Cu, Pb et Zn) qui se projettent du côté positif de l'axe 1. Le second groupe contient la station S7 du Barrage, caractérisée par des valeurs élevées de pH, température, DBO<sub>5</sub> et DCO qui sont projetées du côté négatif de l'axe.

De l'observation des deux axes (figure 39) et (figure 40) nous pouvons constater qu'il y a deux facteurs qui influencent la répartition des paramètres mesurés et analysés dans l'eau. Le premier facteur, dont l'influence est positive, est représenté par les éléments nutritifs majeurs notamment le phosphate (à un degré moindre les nitrites et les nitrates). Le deuxième facteur, dont l'influence est négative, représente le pH et la température (tableau 12).



**Figure 41** : Projection des stations sur le plan principal.

Par ailleurs, la projection des stations d'études en tenant compte des quatre campagnes de prélèvement (pendant les quatre saisons) sur le plan principal (axes 1-2) de l'ACP, fait apparaître des ressemblances et des différences entre les stations (figure 41), c'est la station S1-printemps (obs 3) qui semble être riche en nitrates, nitrites, phosphates et éléments traces. Par opposition, c'est la station S7-automne (obs 28) qui semble présenter les valeurs les plus élevées de pH, température, DBO et DCO.

## 6. Corrélations entre les caractéristiques physico-chimiques et ETM dans les sédiments de barrage

L'examen de la matrice des corrélations établie entre les différents paramètres physicochimiques et les teneurs métalliques contenues dans les sédiments indique des corrélations significatives à très hautement significatives (tableau 13). En effet, la conductivité électrique des sédiments du barrage est corrélé positivement au à la teneur en Cr, Cu, Pb et Zn. Ainsi, la matière organique est liée négativement au teneur en Zn, lequel est corrélé positivement avec le Cr. De plus, le cuivre présente une corrélation positive avec le plomb.

**Tableau 13:** Matrice de corrélations entre les paramètres du compartiment sédiment.

Variables	pH	CE	Mo	CaCo3	CEC	Phosphor e total	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
pH	<b>1</b>										
CE	0,3801	<b>1</b>									
Mo	0,0087	-0,2940	<b>1</b>								
CaCo3	0,0550	-0,2204	-0,0564	<b>1</b>							
CEC	0,2768	-0,4261	0,4385	0,0734	<b>1</b>						
phosphore total	0,0114	-0,3302	0,2610	0,0803	0,3022	<b>1</b>					
Cd	-0,0347	-0,3443	0,0522	0,2923	0,1206	-0,1968	<b>1</b>				
Cr	0,2746	<b>0,5860</b>	-0,0889	0,1573	-0,1074	0,0223	-0,1765	<b>1</b>			
Cu	0,1526	<b>0,6619</b>	0,0755	-0,0760	-0,3989	-0,1429	-0,2439	0,4340	<b>1</b>		
Pb	0,3266	<b>0,8232</b>	-0,3424	-0,0777	-0,3614	-0,4338	0,0423	0,4361	<b>0,4912</b>	<b>1</b>	
Zn	0,4303	<b>0,4945</b>	<b>-0,4640</b>	0,1571	-0,0462	-0,2066	-0,3000	<b>0,4822</b>	0,2128	0,4113	<b>1</b>

\* Corrélations significatives marquées à  $p < 0,005$ .

## 7. L'analyse composante principale (ACP) des sédiments :

Sur une série de huit (08) stations d'étude, il était possible de disposer dans les sédiments des caractéristiques physico-chimiques et des teneurs métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn). De ce fait, nous avons eu recours à une analyse en composantes principales (ACP) sur une matrice de données constituée en colonnes de 11 variables (pH, CE, Mo, CaCo3, CEC, Phosphore total, Cd, Cr, Cu, Pb et Zn). Les lignes correspondent aux huit stations de prélèvements répétées quatre fois (04 campagnes hiver, printemps, été et automne) au totale 32 lignes.

Le plan principal Axes (1-2) du cercle des corrélations résume 73.50 % de l'information (figure 42). Les variables ; le plomb, la conductivité électrique, le cuivre, le zinc, le chrome et le pH sont toutes corrélées positivement et bien représentées par le premier axe principal qui contribue avec 58.18 % de la variance totale. Il représente également les variables ; teneur en cadmium, le phosphore total, la matière organique, le calcaire total, et la capacité d'échange cationique qui sont corrélées négativement avec les variables précédentes. La deuxième

composante (15.32% de l'inertie) est corrélée négativement au plomb et au cadmium et positivement au pH, au chrome, au zinc, au cuivre, à la conductivité électrique, au phosphore total, à la matière organique, au calcaire total, et à la capacité d'échange cationique.

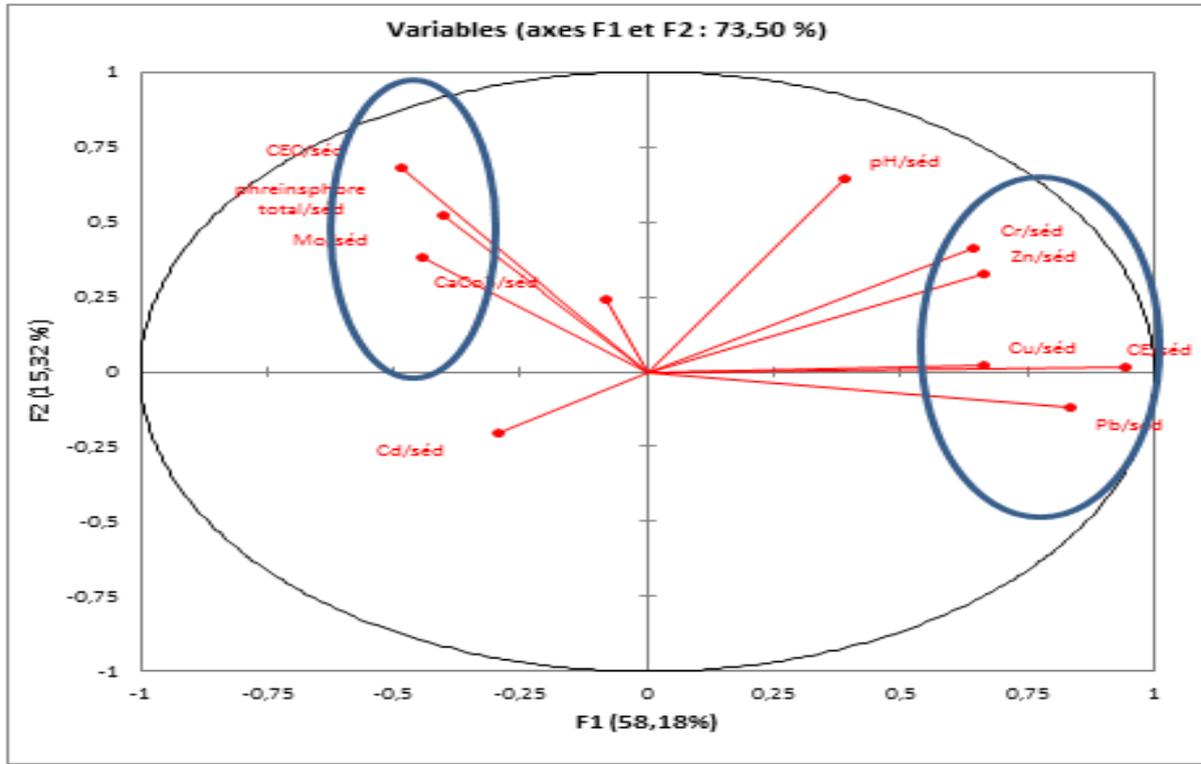


Figure 42: ACP des caractéristiques physico-chimiques et les éléments traces métalliques dans les sédiments. Cercle de corrélations et projection des variables.

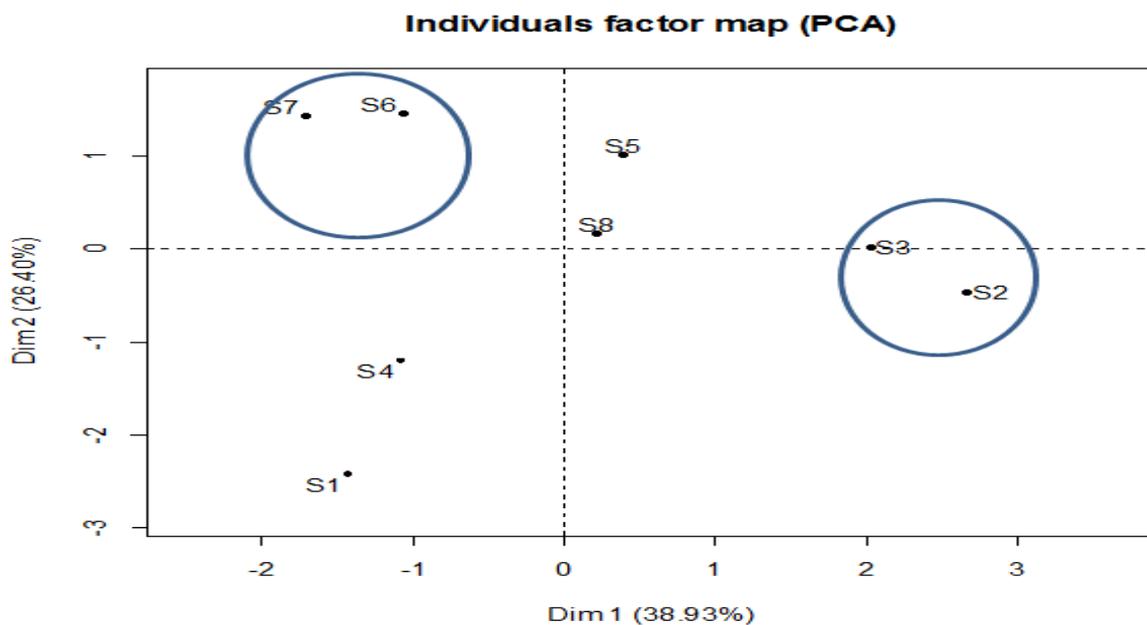


Figure 43: ACP des facteurs individuel des stations de prélèvements des sédiments. Cercle de corrélations et projection des variables.

**Tableau 14:** Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale Compartiment "sédiments".

variables	F1	F2
pH	0,3888	0,6463
CE	0,9434	0,0159
Mo	-0,4419	0,3838
CaCo3	-0,0826	0,2427
CEC	-0,4838	0,6781
phosphore total	-0,4028	0,5190
Cd	-0,2952	-0,2023
Cr	0,6439	0,4119
Cu	0,6645	0,0227
Pb	0,8363	-0,1163
Zn	0,6661	0,3268

Le graphe des individus (figure 44) fait ressortir deux groupes. Le premier groupe renferme les stations de prélèvement S2 et S3, formé par la conductivité électrique et les éléments traces métalliques (Cr, Cu, Pb et Zn) qui se projettent du côté positif de l'axe 1. Le second groupe contient les stations S6 et S7, formé du côté négatif par la matière organique, la capacité d'échange cationique et le phosphore.

De l'observation des deux axes (figure 43) et (figure 44) nous pouvons constater qu'il y a deux facteurs qui influencent la répartition des paramètres mesurés et analysés dans les sédiments. Le premier facteur, dont l'influence est positive, est représenté par la conductivité électrique. Le deuxième facteur, dont l'influence est négative, représente la capacité d'échange cationique et le phosphore (tableau 14).

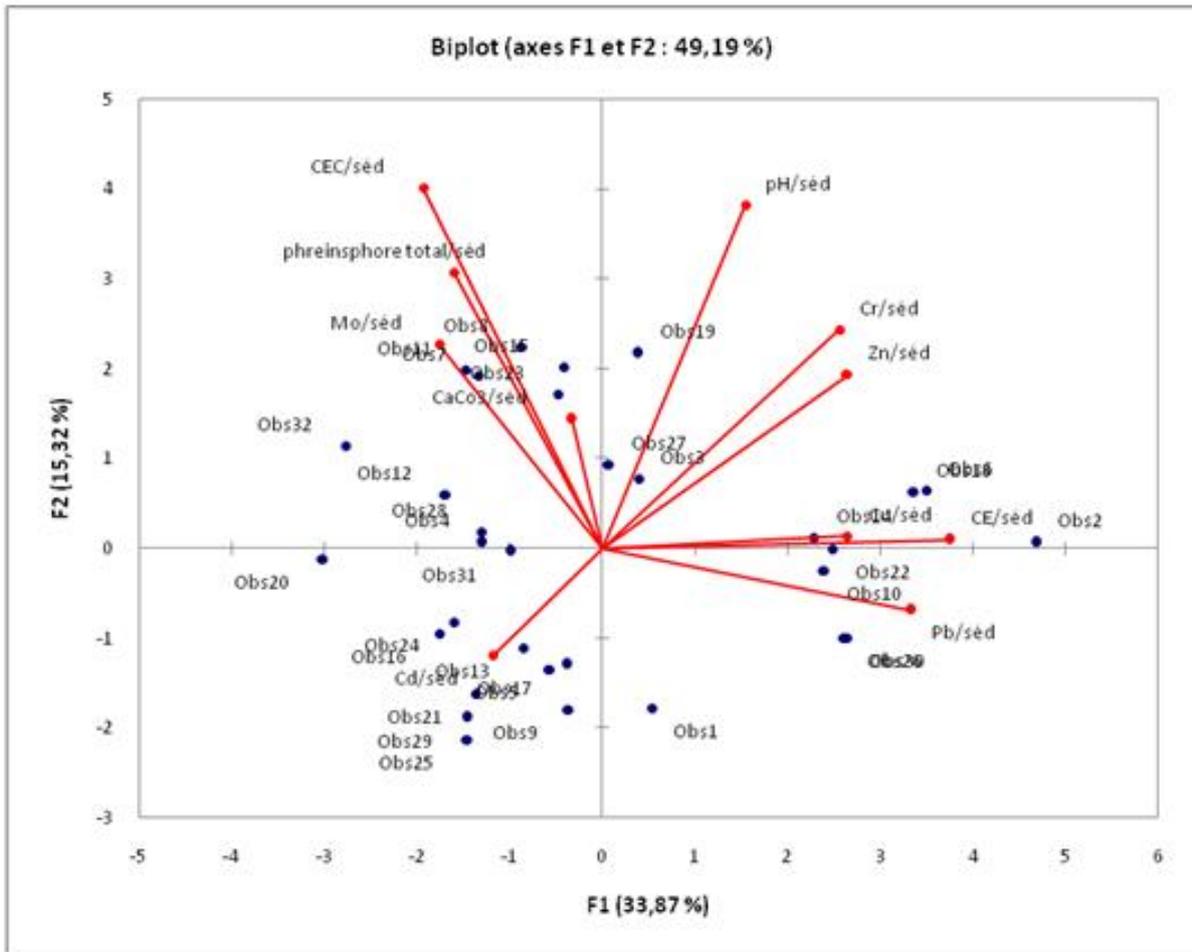


Figure 45 : Projection des stations sur le plan principal.

Par ailleurs, la projection des stations d'études en tenant compte des quatre campagnes de prélèvement (pendant les quatre saisons) sur le plan principal (axes 1-2) de l'ACP, fait apparaître des ressemblances et des différences entre les stations (figure 45), c'est la station S1-hiver (obs2) qui semble être riche en cuivre Par opposition, c'est la station S5-été (obs 20) qui semble présenter les valeurs les plus élevées en zinc.

# *Discusión*

## I. Eau

### I.1. Température

La température est un facteur écologique de première importance qui a une grande influence sur les propriétés physico-chimiques des écosystèmes aquatiques (Ramade, 1993). Elle conditionne les possibilités de développement et la durée du cycle biologique des espèces aquatiques (Angelier, 2003). Ainsi, la mesure de ce paramètre est nécessaire puisqu'elle joue un rôle dans la solubilité des gaz, la dissociation des sels dissous et la détermination du pH (Rodier, 1984).

Les variations de la température de l'eau du barrage Hammam Grouz ne sont pas significatives d'une station à une autre mais varient significativement d'un prélèvement à un autre. La température de l'eau dépend essentiellement de celle du milieu ambiant. Un réchauffement entraîne l'apparition des algues flottantes et des organismes aquatiques indésirables. Il peut également provoquer une absorption des métaux lourds par les êtres vivants (Nemoraw, 1985).

L'élévation de la température s'accompagne toujours d'une modification de la densité, d'une réduction de la viscosité, d'une augmentation de la tension à vapeur saturante à la surface (évaporation) et une diminution de la solubilité de l'oxygène dont la carence peut conduire à une situation critique se traduisant par une accumulation des déchets tels que  $S_2H$ ,  $SO_2$ ,  $CH_4$ , matière organique, etc. Ainsi, les phénomènes de fermentation sont facilités par l'élévation de la température d'où l'apparition d'odeurs nauséabondes dans les cours d'eau et les barrages (Belanger et *al.*, 2005).

La température de l'eau varie non seulement en fonction de la température extérieure (l'air) mais aussi des saisons, de la nature géologique et de la profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sol (Gaujou, 1995).

Selon la grille d'appréciation de la qualité générale de l'eau utilisée en France depuis 1979 (tableau 15), les eaux de Hammam Grouz sont toujours de qualité normale à bonne en fonction de leurs températures.

**Tableau 15:** Grille de la qualité de l'eau en fonction de la température (Masson, 1988).

Température	Qualité
$\leq 20\text{ °C}$	Normale
$20\text{ °C} - 22\text{ °C}$	Bonne
$22\text{ °C} - 25\text{ °C}$	Moyenne
$25\text{ °C} - 30\text{ °C}$	Médiocre
$\geq 30\text{ °C}$	Mauvaise

Pour l'ensemble des stations, la température est faible durant la période des crues et élevée durant la période d'étiage.

## **I.2. pH**

Le pH influence la plupart des processus chimiques et biologiques des écosystèmes aquatiques. C'est un facteur limitant ; s'il est inférieur à 4,5 ou supérieur à 10, il devient toxique pour les organismes vivants (Bloundi, 2005).

Le pH des eaux de surface est déterminé, en partie, par la nature géologique du bassin de drainage.

Pour le pH des eaux du barrage Hammam Grouz, les résultats de notre étude ont montré que les valeurs moyennes se trouvent dans l'intervalle de la norme de l'OMS (6.5-9.5).

D'une manière générale, le pH moyen des eaux du barrage Hammam Grouz est neutre à légèrement alcalin, ce qui reflète clairement l'influence de la nature géologique du bassin versant sur la composition chimique des eaux. En effet, le bassin versant drainé est formé essentiellement par des roches sédimentaires et calcaires (cf. géologie de la zone d'étude).

Le pH peut être aussi influencé par d'autres facteurs tels que les conditions climatiques. Ainsi, la température élevée conduit indirectement au déplacement de l'équilibre carbono-calcaire vers la formation des carbonates sous l'effet de la photosynthèse qui provoque une élévation de pH ((Rodier et *al.*, 2005), ce qui expliquerait les valeurs de pH obtenues durant la période d'étiage. Ceci est bien vérifié par la forte corrélation qui existe entre les deux paramètres (température et pH) [(r = 0,87).

Les eaux du barrage, sont légèrement plus basiques en amont qu'en aval en raison probablement de la dégradation de la matière organique. D'après Brémond et Vuichard (1973), les eaux alcalines présentent généralement une faune plus riche et plus diversifiée que les eaux acides. Gaujous (1995) ajoute que le pH peut avoir une incidence directe sur la toxicité des produits. A titre d'exemple, à pH acide, l'hydrogène sulfuré est toxique ; c'est un gaz mortel pour l'homme, alors qu'à pH basique, les sulfures précipitent facilement et ne sont pas toxiques. Ainsi, les valeurs élevées du pH peuvent être dues à la présence d'algues au niveau des bordures du barrage dont l'activité photosynthétique, pendant la journée, entraîne une absorption intense des gaz carboniques, entraînant une élévation du pH et une précipitation des carbonates (Leynaud, 1976).

## **I.3. Conductivité électrique**

La conductivité donne une mesure indirecte de la concentration en sels minéraux dissous dans l'eau, détectée par la teneur en ion libres.

Pour l'ensemble des stations, notre étude a montré des valeurs de la conductivité supérieures à 1000  $\mu\text{S}/\text{Cm}$ , ce qui indique que les eaux du barrage de Hammam Grouz sont très riches en éléments dissous. Cet enrichissement pourrait être attribué à la nature géologique du bassin

drainée. Ainsi, le bassin versant du barrage est formé essentiellement par les roches calcaires et sédimentaires qui sont plus sensibles à l'altération chimique. Par conséquent, il y'a une mise en solution des minéraux constitutifs de ces terrains auxquels s'ajoute la minéralisation de la matière organique

D'après Rodier et *al.* (2009), la conductivité s'accroît progressivement de l'amont vers l'aval, ce qui est conforme à nos résultats. Ceci pourrait être dû au taux de matières en suspension plus élevé en amont qu'en aval, et par conséquent, l'adsorption des sels en amont du barrage.

Dans les eaux du barrage Hammam Grouz, la conductivité a tendance à évoluer avec la saison ; elle est plus élevée durant la saison sèche par rapport à la saison humide ce qui peut être expliqué par une concentration des éléments chimiques durant la période d'étiage suite à une évaporation de l'eau (cf la climatologie de la zone d'étude) et une dilution due aux apports pluvieux de la période des crues.

Comparativement aux résultats des travaux de Khaldi et Melghit (2007), nos résultats sont assez semblables et viennent les confirmer. La conductivité des eaux du barrage est généralement supérieure à 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

#### **I.4. Oxygène dissous**

La présence d'oxygène dissous dans l'eau est indispensable au développement de la vie animale (en particulier pour les poissons) et végétale (la photosynthèse) (Gaujou, 1995). Sa concentration est contrôlée par plusieurs processus physiques et biologiques variables dans l'espace et dans le temps tels que la température, la photosynthèse et la charge des eaux en matière organique (Painchaud, 1997).

Les résultats obtenus, au cours de notre étude, montrent que l'oxygène dissous est faible en amont par rapport à l'aval, ce qui peut être expliqué par le ralentissement du débit, minimisant ainsi le brassage de l'eau ce qui va limiter l'enrichissement en oxygène.

Un autre facteur peut être mentionné ; c'est l'accumulation de la matière organique issue du bassin versant, dont la dégradation nécessite l'intervention des microorganismes qui consomment l'oxygène.

La teneur élevée de l'oxygène dissous relevée en aval du barrage pourrait être expliquée d'une part, par l'absence des apports organiques en aval et, d'autre part, par le mouvement d'Oued Rhumel qui engendre le brassage continu de l'eau et par conséquent un enrichissement en oxygène.

D'un point de vue temporel, la variation saisonnières des teneurs en oxygène (de faibles teneur en étiage et de fortes teneurs en période des crues) est liée à la variation de la température avec une bonne corrélation négative [ $r = -0,84$ ] (tableau 00), c'est à dire si la température augmente, la teneur en oxygène dissous diminue.

### **I.5. Demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)**

La DBO<sub>5</sub> constitue une mesure de la pollution de l'eau par les matières organiques biodégradables (Ramade, 2002).

Selon Rodier et *al.* (2009), les directives de la commission européenne prévoit, pour les eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire, que la valeur guide pour un traitement physique simple et une décontamination microbienne simple, doit être inférieure à 3 mg/l d'O<sub>2</sub>. Dans des limites raisonnables de plusieurs milligrammes par litre, la DBO<sub>5</sub> peut être plutôt favorable à la vie aquatique (Rodier et *al.*, 2009).

Selon le même auteur, il est admis qu'une DBO<sub>5</sub> inférieure à 1 mg/l peut être considérée comme normale, entre 1 et 3 comme acceptable et au delà de 3, comme douteuse ou anormale.

D'après les résultats obtenus dans cette étude, la DBO<sub>5</sub> moyenne des eaux, en amont et en aval du barrage, dépasse largement la valeur guide fixée par l'OMS (3-5 mg/l). Ceci peut s'expliquer par l'accumulation de la matière organique issue de la biomasse noyée en amont du barrage, à laquelle s'ajoute la matière organique issue des eaux usées charriées au barrage. Rappelons à ce titre, que les eaux affluant vers le barrage y sont déversées sans aucun traitement jusqu'à ce jour.

D'un point de vue spatial, nos résultats montrent une diminution de la DBO<sub>5</sub> de l'amont vers l'aval en raison, probablement, de l'accumulation des rejets chargés en matière organique.

Dans l'ensemble des stations, l'évolution temporelle de la DBO<sub>5</sub> montre qu'il y a une augmentation durant la période d'étiage et une diminution durant la période des crues. Ceci peut être expliqué, d'une part, par la bonne corrélation positive avec la température [( $r = 0,72$ ) (Table 10 annexe)] et, d'autre part, par le phénomène de concentration et la biomasse excessive suite à l'eutrophisation, dans le premier cas, et par le phénomène de dilution suite aux pluies, dans le deuxième cas.

### **I.6. Demande chimique en oxygène (DCO)**

La DCO étant un test permettant d'estimer la teneur en matière organique d'une eau, est une mesure de carbone total à l'exception de certains composés tel que le benzène qui n'est pas complètement oxydé dans les conditions de l'essai (Rodier et *al.*, 2005).

Les eaux des égouts, les eaux résiduaires industrielles et les eaux polluées consomment de l'oxygène par les actions réductrices sans intervention des micro-organismes (Bloundi, 2005).

D'après nos résultats, les valeurs de la DCO obtenues nous permettent de conclure qu'elles dépassent largement la norme de l'OMS qui est fixée à 30 mg/l. De ce fait, nous pouvons dire que la charge polluante est très élevée avec la présence des matières non biodégradables car la DCO est supérieure à la DBO<sub>5</sub>.

L'évolution spatiale montre une diminution de l'amont vers l'aval ; ce qui est due à l'accumulation des polluants dans la retenue en amont du barrage et une diminution de la charge polluante en aval.

D'un point de vue temporel, la DCO a tendance à évoluer avec la saison ; elle est maximale en période des basses eaux et de température élevée suite au phénomène de concentration et est minimale durant la période des hautes eaux et de température faible en raison du phénomène de dilution par les eaux des pluies. Cette situation est confirmée par la corrélation significativement positive avec la température [(r = 0,84) (Table 11 annexe)].

### **I.7. Orthophosphates**

Le phosphore est naturellement présent dans les eaux superficielles en faible quantité, il est déterminant de la productivité des écosystèmes aquatiques (Ramade, 2002). Cet élément joue un rôle très important dans le développement des algues ; il est susceptible de favoriser leur multiplication dans les eaux des lacs où elles contribuent à l'eutrophisation (Rodier et *al.*, 2009).

Les phosphates font partie des anions facilement fixés par le sol, leur présence naturelle dans l'eau est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. Des teneurs supérieures à 0,5 mg/l doivent constituer un indice de pollution (Rodier et *al.*, 2009).

D'une manière générale, les stations situées en amont du barrage de Hammam Grouz contiennent des teneurs élevées en phosphates et dépassant largement la valeur guide fixée par l'OMS (0,7 mg/l), ce qui révèle une situation douteuse avec un état anormal et critique. Cette situation peut être attribuée, d'une part, au lessivage des terres agricoles du bassin versant traitées par les engrais et, d'autre part, par les eaux usées urbaines charriées par les Oueds qui alimentent le barrage.

Les teneurs élevées des phosphates enregistrées en période des crues sont dues aux phénomènes de lessivage des terrains agricoles suites aux précipitations enregistrées durant cette période.

### **I.8. Nitrates**

Les nitrates  $\text{NO}_3^-$  représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, c'est une forme très soluble. Leur présence dans l'eau est liée à l'utilisation des engrais chimiques (Rodier et *al.*, 2009). Pour l'ensemble des stations, nos résultats sont loin de dépasser la norme de potabilité (45 mg/l).

Malgré que la distribution spatiale des concentrations des nitrates ne soit pas significative, nous enregistrons une diminution de l'amont vers l'aval qui peut être expliquée par la situation géographique de chacune des stations. Pour les stations situées en amont du barrage, les fortes teneurs enregistrées seraient liées aux eaux de drainage des terrains agricoles du bassin versant et aux eaux usées des agglomérations urbaines.

Les fortes teneurs relevées durant la période des hautes eaux pourraient être attribuées au phénomène de lessivage des terrains agricoles.

### **I.9. Nitrites**

Les nitrites  $\text{NO}_2^-$ , ou azote nitreux, représentent une forme moins oxygénée et moins stable de l'azote. C'est une forme toxique intermédiaire dans la transformation de l'ammonium en nitrates.

Les nitrites sont répandus dans le sol, les eaux et dans les plantes mais en quantités relativement faibles. Dans les eaux de surface, leurs teneurs excèdent rarement 0,1 mg/l. Il est, toutefois, important de signaler que les eaux de contact avec certains terrains peuvent contenir des nitrites indépendants de toute souillure (Potelon, 1998).

Les nitrites proviennent soit de l'oxydation incomplète de l'ammonium, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence des bactéries dénitrifiantes (Rodier et *al.*, 2009).

Notre étude sur le barrage Hammam Grouz a montré des teneurs inférieures aux limites internationales, excepté la première station située en aval du barrage (durant les mois de février et novembre). Nous avons constaté que la valeur de ce paramètre est supérieure à la norme de l'OMS (0,1 mg/l), ce qui est attribué sans doute à l'accumulation de la charge polluante issue des terrains agricoles traités par les engrais et des eaux usées des agglomérations situées au bassin versant en amont du barrage.

L'évolution temporelle, montre que les teneurs en nitrites sont faibles en été, sans doute, en raison de la réduction des nitrites en ammonium ( $\text{NO}_2^- + 8 \text{H}^+ + 6 \text{e}^- \rightarrow \text{NH}_4^+ + 2(\text{H}_2\text{O})$ ). L'élévation de ces teneurs au mois de septembre serait attribuée à la réduction des nitrates en nitrites. Pour le mois de février, les teneurs élevées des nitrites par rapport aux autres mois seraient en rapport, d'un côté, avec le lessivage des terrains agricoles drainés et, de l'autre côté, avec les eaux de pluies qui peuvent contenir les nitrites à cause de la pollution atmosphérique (oxyde d'azote) (Rejesk, 2009).

### **I.10, Métaux lourds**

Les concentrations moyennes de métaux lourds enregistrées au cours de la présente étude dans l'eau du barrage Hammam Grouz sont comparées à celles publiées dans d'autres études environnementales utilisant le poisson en tant que bioindicateur ainsi qu'aux normes internationales (tableau 16).

**Tableau 16.** Concentrations des métaux lourds dans l'eau du barrage Hammam Grouz (mg / l) comparé avec d'autres études et normes internationales.

L'étude	Emplacement	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Présente étude	Barrage Hammam Grouz (Algérie)	0,039	0,370	0,415	0,163	1,212
Chellali et Guendouz (2015).	Barrage Dahmouni (Algérie)	0,036	0,013	0,050	0,010	0,293
Nait Merzoug et Merazig (2012).	Oued Medjerda (Algérie)	1,201	/	/	0,117	/
Ajima et al. (2015).	rivière de Mbaa (Nigeria)	0,440	/	1,060	2,080	0,650
Yabanli et al. (2013).	Lac de Marmara (Turkey)	0,020	1,350	0,330	1,060	/
USEPA(2002)		0,01	0,05	1,3	0,05	0,5
OMS		0,01	0,05	2	0,05	/

Les concentrations de tous les métaux lourds étudiés (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) dans les échantillons d'eau du barrage de Hammam Grouz sont significativement plus élevées par rapport aux niveaux de métaux lourds dans le barrage de Dahmouni en Algérie (Chellali et Guendouz, 2015) et d'Oued Medjerda en Algérie (Nait Merzoug et Merazig, 2012). Ces concentrations sont, par contre, plus faibles que dans la rivière Mbaa au Nigeria (Ajima et al, 2015) et dans le lac Marmara en Turquie (Yabanli et al., 2013). Par rapport aux normes internationales de la qualité de l'eau, les concentrations en cuivre dans l'eau du barrage sont très proches des valeurs des consignes de qualité pour la consommation humaine publiées par l'OMS (Organisation mondiale de la santé, 1993) et l'EPA (United States Environmental Protection Agency, 2002). Les autres éléments (Cd, Cr, Pb et Zn) ont dépassé, de manière significative, les limites de l'OMS et de l'EPA (tableau 16).

Il existe des différences de concentrations entre les quatre campagnes de prélèvement, avec des concentrations en métaux plus élevées pendant l'été et des concentrations plus faibles en hiver. Cela s'expliquerait, peut-être, par les conditions météorologiques et la charge polluante de différentes sources de pollution, telles que les eaux usées domestiques, les effluents industriels et les activités agricoles dans la zone d'étude. La température de l'été a combiné les effets d'une évaporation accrue et d'une diminution des précipitations. Ces facteurs peuvent conduire à des concentrations en métaux plus élevées, comme l'ont rapporté Ben Salem et al. (2014), Tekin-Özan et Kir (2008) et Duman et Kar (2012). En outre, la diminution de la concentration en métaux, durant la saison pluvieuse, pourrait résulter des effets de la pluie qui pourraient augmenter le processus de lixiviation et contribuer à la dilution des métaux lourds pendant la saison humide comme l'ont rapporté Khattabi et Aleya (2007).

### **I.10.1. Cadmium**

Le cadmium est un métal relativement rare dans la nature. Sa stabilité dans l'eau est fonction du pH et du potentiel d'oxydoréduction. Son origine, d'un point de vue industriel, est liée aux matières plastiques, aux huiles de moteurs et aux piles (Debieche, 2002).

D'une façon générale, les eaux ne contiennent que quelques microgrammes de cadmium par litre (Rodier et *al.*, 2009).

Pour l'ensemble des stations, les teneurs en cadmium obtenues au cours de notre étude dépassent largement la norme fixée par l'OMS (0,01 mg/l). Un tel résultat peut être attribué aux divers rejets domestiques et industriels déversés dans les Oueds alimentant le barrage, auxquels s'ajoutent les apports dus au lessivage des terres agricoles traitées par les engrais d'une part, et des ordures ménagères sauvages situées dans le bassin versant du barrage, d'autre part.

La distribution spatiale montre un pic de la teneur en cadmium de l'eau dans la station 03 estimée à 0,25 ppm. Cette teneur élevée en cet élément peut être expliquée par sa situation géographique puisqu'elle est proche d'une décharge sauvage et par l'influence du phénomène de lessivage de cette décharge.

L'élévation des teneurs en cadmium, en période d'étiage, serait due au phénomène de concentration suite à l'évaporation, ou par un effet de salinité qui provoque la désorption du Cd fixé sur les particules solides (la compétition entre les sels et le cadmium sur les sites d'adsorption).

L'analyse de l'ACP montre que le cadmium a une faible corrélation positive avec tous les autres métaux lourds (Cr, Cu, Pb et Zn) ; ce qui explique que le cadmium n'a pas la même origine que les autres ETMs.

### **I.10.2. Chrome**

La plupart des roches et des terrains contiennent de faibles quantités en chrome. A l'état naturel, il est hautement insoluble (Potelon, 1998). Sa solubilité est faible vis-à-vis des phénomènes de lessivage des sols. De ce fait, les eaux brutes n'en contiennent que de faibles quantités (de 5 à 15 µg/l) (Rodier et *al.*, 2009).

Les résultats obtenus pour le chrome dans les eaux du barrage de Hammam Grouz montrent des teneurs qui sont largement supérieures à la valeur limite de potabilité (0,05 mg/l). Un tel résultat peut être attribué aux divers rejets domestiques et industriels déversés dans les Oueds convergeant vers le barrage.

La distribution spatiale montre une diminution progressive des concentrations du chrome de l'amont vers l'aval, avec des teneurs plus élevées au niveau de l'estuaire d'Oued Rhumel, qui sont probablement liés à la charge polluante industrielle et domestique de la ville de Chelghoum laid (industries de textiles, tanneries, etc.) déversée dans cet Oued.

D'un point de vue temporel, les teneurs faibles enregistrées en période des crues sont probablement dues au phénomène de dilution après les fortes précipitations.

### **I.10.3. Cuivre**

Le cuivre ne se trouve dans les eaux de surface qu'à de très faibles concentrations ne dépassant pas 0,05 mg/l. Sa présence en quantité non négligeable est due essentiellement au déversement des eaux usées (Samuel, 2005).

Les résultats obtenus, au cours de notre étude, montrent que les teneurs en cuivre sont loin de dépasser la norme de potabilité fixée par l'OMS (1 mg/l).

D'un point de vue spatial, les teneurs en cuivre augmentent progressivement de l'amont vers l'aval. Elles sont légèrement élevées dans les stations St 01 et St 05, ce qui peut être expliqué par la situation géographique de ces deux stations qui reçoivent les rejets des eaux usées domestiques et industrielles et les lexiviats apportés par l'oued Rhumel et l'oued Bouikour.

D'un point de vue temporel, les eaux du barrage de Hammam Grouz sont moins chargées en cuivre durant le mois de février par rapport aux autres mois, ce qui peut être attribué à son adsorption sur les particules en suspension, favorisée par l'élévation du pH.

### **I.10.4. Plomb**

En dehors des zones de gisement plombifère, le plomb est un constituant naturel, largement réparti dans la croûte terrestre à des teneurs de l'ordre de 13 mg/kg. Les sols acides sont généralement moins riches en plomb que les sols alcalins. Généralement, la concentration dans les eaux de surface non contaminées ne dépasse pas une dizaine de microgrammes par litre (Rodier et *al.*, 2009).

Dans l'ensemble des stations, notre étude a montré des teneurs en plomb plus élevées que les limites internationales (0,05 mg/l). Un tel résultat peut être attribué aux différents rejets domestiques et industriels qui se déversent dans le barrage ainsi qu'au lessivage des terrains agricoles traités par les engrais chimiques.

Concernant la distribution spatiale, les teneurs de l'eau en plomb ne varient pas significativement mais de légères diminutions sont constatées de l'amont vers l'aval, avec un maximum au niveau de la station S1, qui peut être lié aux rejets urbains qui se déversent dans l'Oued Rhumel sans aucun traitement préalable et au lessivage des décharges sauvages (la plupart des déchets sont rejetés dans les petits Oueds alimentant l'Oued Rhumel).

### **I.10.5. Zinc**

D'après les résultats obtenus, nous avons remarqué que les teneurs en zinc de l'eau du barrage sont loin de dépasser la norme (5mg /l).

L'évolution spatiale montre des teneurs élevées dans les stations 01 et 05, qui peuvent être le résultat de divers rejets diffus de la zone industrielle de Chelghoum laïd.

## **II. Sédiments**

### **II.1. pH**

Le pH est considéré comme le principal paramètre chimique contrôlant la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol (Brallier et *al.*, 1996). Plus le pH est acide, plus la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds est grande. L'augmentation de pH provoque l'immobilisation par la formation des composées insolubles (Descamps et *al.*, 2006).

Pour les sédiments du barrage Hammam Grouz, le pH est légèrement alcalin, ce qui limite le passage des métaux lourds de la phase solide à la solution des sédiments puis aux êtres vivants (Thornton, 1996).

Ce caractère basique reflète clairement la nature des sédiments dominés par les terrains calcaires et argileux. En effet, selon Eliard (2008), les sols calcaires sont basiques.

Dans les sédiments du barrage de Hammam Grouz, le pH présente de faibles fluctuations spatiotemporelles, ce qui rend compte du pouvoir tampon de ces sédiments.

### **II.2. Conductivité électrique**

La conductivité du sol nous renseigne sur l'activité des espèces présentes dans la solution du sol, c'est-à-dire sur la capacité de la matrice à fournir des espèces chargées, mobiles en solution (Durin, 2006).

Nos résultats ont montré que la conductivité électrique est très élevée dans la station 01 par rapport aux autres stations. Cette teneur peut être expliquée par l'augmentation des teneurs en sels minéraux.

### **II.3. Matière organique**

La matière organique joue un rôle important dans la fixation et la complexation des métaux lourds dans les sédiments (Manskaya et Drozdova, 1968). En effet, elle est considérée comme un support préférentiel des éléments traces au sein d'un système aquatique (Singer, 1977).

Dutil (1979) affirme que le taux de la matière organique est normal lorsqu'il est inférieur à 4%, ce qui correspond à nos résultats dans l'ensemble des stations.

La variabilité spatiale montre une diminution du taux de la matière organique de l'amont vers l'aval, ce qui est probablement dû à l'accumulation de la matière organique issue du bassin versant en amont et un manque des apports en aval du barrage.

Pour les stations S3 et S5, les teneurs élevées en matière organique par rapport aux autres stations peut être expliquée par l'influence des eaux chargées en matière organique évacuées par l'oued Dhakri et l'oued Bouikour respectivement.

Les fluctuations observées au niveau des stations, entre la période des crues et la période d'été, sont probablement dues au lessivage par les eaux de pluies et par le retour des eaux d'irrigation des terrains agricoles environnant du barrage, riches en substances organiques.

#### **II.4. Calcaire total (CaCO<sub>3</sub>)**

Les carbonates possèdent un double rôle dans les sols. D'une part, ils contrôlent partiellement le pH par leurs équilibres de dissolution, une teneur élevée rend le sol alcalin et favorise certains modes de fixation (Duchofour, 1997). D'autre part, leur surface peut être le siège de phénomène de rétention des métaux (Brümmer et *al.*, 1986).

Les sédiments qui contiennent un taux en calcaire (CaCO<sub>3</sub>) inférieur à 5 % sont considérés comme non calcaires. S'ils contiennent un taux de CaCO<sub>3</sub> compris entre 05 et 10 %, ils sont considérés comme légèrement calcaires. Quand ils contiennent un taux de calcaire compris entre 10 et 25 %, ils sont considérés comme peu calcaires. Les sédiments ayant un taux de CaCO<sub>3</sub> entre 25 et 50%, sont considérés comme notablement calcaires (Brümmer et *al.*, 1986). D'après nos résultats, les teneurs enregistrées sont comprises entre 14 et 32%, donc les sédiments du barrage hammam Grouz sont peu calcaires à calcaires.

#### **II.5. Capacité d'échange cationique (CEC)**

La capacité d'échange cationique (CEC) a une influence considérable sur l'accumulation des métaux lourds dans les sédiments. En effet, la teneur de ces métaux augmente avec cette capacité (USEPA, 1977).

La capacité d'échange cationique dépend des taux d'argile et de l'humus du sol. Elle varie pour les sols de quelque méq à 30 méq/100 g de sol, pour l'argile pure de 40 à 60 méq/100g de sol et pour la matière organique de 150 à 300 méq/100g de sol (Bounit et *al.*, 2004).

Les résultats que nous avons obtenus indiquent que les sédiments du barrage de Hammam Grouz présentent une faible variation spatiale de la CEC qui oscille entre 11.23 et 27.50 méq/100 g de sol, ce qui est, peut être, lié à l'origine des sédiments qui sont issus de la même région.

Les variations temporelles de la CEC sont importantes ; elles sont élevées dans les stations St 02, St 05 et St 08 durant le mois d'août, ce qui peut être lié au taux élevé de la matière organique dans ces stations.

#### **II.6. Phosphore**

Les résultats obtenus, au cours de notre étude, ont montré que les sédiments du barrage de Hammam Grouz sont chargés en phosphore. Ce qui présente un risque de relargage du phosphore dans l'eau et le phénomène de l'eutrophisation peut se déclencher. Un tel résultat peut être expliqué par le lessivage des terrains agricoles riches en fertilisants phosphatés. En effet, l'essentiel du phosphore est associé aux particules fines qui constituent la fraction prédominante des sédiments étudiés (Ben Bouih et *al.*, 1999).

La distribution spatiale montre une augmentation de la teneur en phosphore au niveau de la station 04, ce qui peut trouver une explication dans sa situation géographique. En effet, elle se trouve dans la cuvette du barrage, ce qui fait qu'elle reçoit la charge polluante apportée par la décharge publique.

L'évolution temporelle montre une augmentation des teneurs des sédiments en phosphore durant le mois de mai qui peut être liée à la décantation des particules autochtones riches en phosphore.

## II.7. Métaux lourds

Les concentrations moyennes de métaux lourds enregistrées au cours de la présente étude dans les sédiments du barrage Hammam Grouz ont été comparées à celles publiées dans d'autres études environnementales ainsi qu'aux normes internationales (tableau 17).

**Tableau 17.** Concentrations en métaux lourds dans les sédiments du barrage Hammam Grouz (mg / l) et d'autres régions et les normes internationales.

L'étude	Emplacement	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Présente étude	Barrage Hammam Grouz (Algérie)	1,585	5,600	2,855	11,859	67.501
Barakat et <i>al.</i> (2012).	Rivière de Day (Maroc)	1,270	102,270	108,620	109,010	100,130
Abrid et <i>al.</i> (2014).	Barrage Sidi Chahed (Maroc)	2,320	55,180	8,600	14,740	38.250
Coulibaly et <i>al.</i> (2012).	Lac de Bietri (Côte d'Ivoire)	0,580	/	42,150	3,530	17.030
Ajima et <i>al.</i> (2015).	Rivière de Mbaa (Nigeria)	1,090	/	5,640	8,230	3.180
USEPA(2002)		/	<25	<25	<40	<90
OMS		6	5	25	40	120

Les concentrations des métaux lourds dans les sédiments du barrage Hammam Grouz sont plus élevées que dans les échantillons d'eau du même barrage.

À l'exception du Cd, les principales concentrations en métaux lourds étudiés dans les sédiments du barrage Hammam Grouz sont significativement inférieures à celles rapportées dans Day River au Maroc (Barakat et *al.*, 2012). Les concentrations en Zn des sédiments du barrage Hammam Grouz sont moins élevées que dans les sédiments du barrage Sidi Chahed au Maroc (Abrid et *al.*, 2014) alors que les concentrations en Pb et en Zn sont significativement supérieures aux valeurs rapportées par Coulibaly et *al.* (2012) et Ajima et *al.* (2015) dans la baie de Bietri (Côte d'Ivoire) et la rivière Mbaa (Nigeria) respectivement.

Les concentrations en métaux lourds obtenues à partir des échantillons de sédiments recueillis dans le barrage Hammam Grouz ont également été comparées aux normes internationales de la qualité des sédiments de l'EPA. Selon ces normes, les sédiments sont définis comme non pollués (tableau 17). Les concentrations en métaux lourds sont également comparées aux normes de l'OMS et ne dépassent pas les niveaux de concentration d'effet probable (PEC), à l'exception du Cr.

Les niveaux en métaux lourds présents dans les sédiments indiquent le niveau de pollution et peuvent servir de source de solubilisation dans l'eau en fonction des paramètres physico-chimiques et de l'absorption par les organismes benthiques (Ogoyi et *al.*, 2011). Les sédiments sont des réservoirs importants pour les métaux lourds et contribuent à mobiliser des contaminants dans les écosystèmes aquatiques (Rashed, 2001). Ils constituent un dépôt majeur de métaux lourds avec plus de 99% de la quantité totale des métaux présents dans le système aquatique (Ozturk et *al.*, 2009).

La comparaison de nos données par rapport à des valeurs dites de « références » du Ministère de l'environnement (1993), témoigne d'une situation normale pour toutes les stations pendant les quatre campagnes de prélèvement. En effet, toutes les teneurs sont inférieures à la valeur estimée naturelle sauf les teneurs en cadmium (tableau 18).

**Tableau 18** : Teneurs métalliques naturelles dans les sédiments secs et niveaux de contamination (Ministère de l'environnement, 1993).

Métaux	Cette étude	Valeurs naturelles	Niveau de contamination		
			N1	N2	N3
Cd	1,585	1	<3	3-9	>9
Cr	5,600	30	<150	150-450	>450
Cu	2,855	15	<120	120-360	>360
Pb	11,859	40	<120	120-360	>360
Zn	67,501	100	<450	450	>1350

**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.

Selon ces normes, les sédiments du barrage Hammam Grouz se classent, d'une manière générale, au niveau N1, traduisant, de ce fait, une contamination absente ou faible, non susceptibles, à priori, d'entraîner des nuisances.

### III. Poissons

Les études de la bioaccumulation des métaux lourds dans les tissus des poissons est cruciale quand ils sont destinés à la consommation humaine. Des variations considérables ont été indiquées, par des études mondiales, dans l'accumulation de métaux lourds dans divers tissus

de plusieurs espèces de poissons qui peuvent être liées au métabolisme et aux modes d'alimentation (Rashed, 2001 ; Ozturk et *al.*, 2009 ; Barakat et *al.*, 2012 et Ajima et *al.*, 2015)

Des métaux essentiels tels que le Cu et le Zn et non essentiels tels que le Cd, le Cr et le Pb sont toxiques même avec des teneurs très faibles (traces) et sont accumulés dans les deux espèces de poissons étudiées (Giguere et *al.*, 2004). L'accumulation la plus élevée de métaux lourds dans les branchies peut être attribuée au fait que ces dernières soient en contact direct avec l'eau souillée permettant, ainsi, la pénétration relativement facile de ces métaux par l'épithélium mince. Cette hypothèse est soutenue par des études antérieures ayant rapporté que les branchies possèdent l'épithélium le plus mince (Giguere et *al.*, 2004 et FAO, 1992).

L'accumulation des métaux lourds dans différentes espèces de poissons dépend de leur concentration dans les composants abiotiques de leurs habitats, de leurs habitudes d'alimentation, des besoins écologiques, du métabolisme, de l'âge et de taille des poissons (Malik et *al.*, 2010).

La concentration relativement faible en métaux lourds enregistrée dans le muscle comparé aux branchies et au foie pourrait suggérer leur transfert à partir des branchies vers le foie pendant les processus métaboliques (Malik et *al.*, 2010 et Linnik et Zubenko, 2000). Les muscles ne sont pas des tissus actifs concernant la bioaccumulation par rapport aux branchies et au foie (Gupta et *al.*, 2009 ; Agah et *al.*, 2009 et Blasco et *al.*, 1998).

Les différences d'accumulation des métaux dans les tissus des poissons sont conditionnées par quelques facteurs selon l'intensité du métabolisme de poissons. Après incorporation dans le corps des poissons, des métaux lourds sont distribués parmi différents tissus par l'intermédiaire d'un processus qui dépend des besoins biologiques (Rodier et *al.*, 2009).

Les différences entre la bioaccumulation des métaux dans les différents organes étudiés peuvent être liées aux différences dans les rôles physiologiques de chaque organe. Nos résultats sont conformes à ceux d'Edward et *al.* (2013) et de Nwani et *al.* (2010) qui ont rapporté que les branchies présentent l'accumulation la plus élevée des métaux lourds chez des espèces de poissons dans les fleuves d'Ofikpo et d'Odo-Ayo au Nigéria. En outre, Stancheva et *al.* (2014) et Ben Salem et *al.* (2014) ont rapporté des résultats semblables aux nôtres dans la côte bulgare de la Mer Noire et dans un étang en France. Cependant, ils diffèrent de ceux d'Olaifa et *al.* (2004) qui ont trouvé des concentrations inférieures en métaux lourds dans les branchies comparées aux muscles et aux intestins de *Carpio gariepinus* dans le lac d'Ibadan (Nigéria).

Les muscles représentent la principale partie comestible des poissons et peuvent directement affecter la santé humaine ; c'est pourquoi, nous avons comparé les concentrations des métaux lourds obtenus dans les muscles à d'autres études et normes (Tableau 19).

**Tableau 19 :** Concentrations des métaux lourds dans les muscles du poisson (poids sec  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) déterminés dans d'autres études et directives.

L'étude	Emplacement	Muscle of fish	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Présente étude	Barrage Hammam Grouz (Algérie)	<i>C. carpio</i>	0,003	5.388	0,160	0,097	0,186
		<i>B. setivimensis</i>	0,200	8,666	0,443	Nd	0,007
Ajima et al., (2015).	Rivière de Mbaa (Nigeria)	<i>P. guentheri</i>	0,050	/	0,300	1,20	0,280
		<i>P. pulcher</i>	0,280	/	0,340	1.480	0,490
Malik et al., (2009).	Lac de Bhopal (Inde)	<i>L. rohita</i>	0,427	0,219	0,398	0,393	0,428
Derrag et al., (2014).	Barrage Sikkak (Algérie)	<i>C. carpio</i>	0,130	/	0,090	1,610	18,80
Yancheva et al., (2014).	Barrage Topolnitsa (Bulgarie)	<i>C. carpio</i>	0,300	/	0,300	0,200	0,820
WHO/FAO [45]			0,1	10	3,0	0,5	50
European Commission (2006) [26]			0,05	/	1,0	0,3	>100

L'OMS indique que le cadmium est un élément fortement toxique pour tous les poissons. L'exposition au Cd constitue un facteur de risque pour l'affection pulmonaire chronique et la dégénération testiculaire (AOAC, 1995). Dans la présente recherche, la plus basse concentration en Cd a été enregistrée dans le muscle de *C. carpio* et dans le rein de *B. setivimensis*, tandis que la plus élevée a été trouvée dans les branchies pour tous les poissons. Le cadmium est un métal non essentiel qui est potentiellement toxique pour la plupart des organisations d'eau douce comprenant les poissons ; beaucoup d'études ont prouvé que le cadmium constitue une menace écologique sérieuse et contribue considérablement à la toxicité (OMS, 2003).

Les faibles concentrations en Cd ( $0,003 \text{ poids sec } \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) obtenues dans les muscles de *C. carpio* sont signalées pour un certain nombre d'espèces de poissons par plusieurs auteurs tels que Ajima et al., (2015), Derrag et al., (2014) et Yancheva et al.,(2014). Cependant, les concentrations en Cd dans les muscles de *B. setivimensis* sont plus élevées que celles rapportées par Ajima et al., (2015) chez *Perca guentheri* au fleuve de Mbaa (Nigéria) mais semblables à celles observées par Derrag et al., (2014) dans les muscles de *Cyprinus carpio* dans le barrage de Sikkak (Algérie). La concentration en Cd enregistrée dans les muscles de *C. carpio* est inférieure à la valeur maximale recommandée par l'OMS/FAO et la Commission européenne (2006). Néanmoins, le niveau du Cd observé dans les muscles de *B. setivimensis* est plus élevé que ces normes (tableau 19).

Le chrome est appliqué largement dans l'industrie. Quand des poissons sont empoisonnés intensément avec des composés de chrome, les surfaces de leurs corps deviennent couvertes de mucus et les poissons peuvent mourir avec des symptômes de suffocation. Dans les cavités des corps des poissons empoisonnés par des composés de chrome, on observe une accumulation de liquide jaune orange (Chellali, 2015). Au cours du présent travail, nous avons observé l'accumulation d'un liquide jaune dans les cavités des corps lors de la dissection des poissons.

La concentration en Cr dans les muscles des poissons de la présente recherche (5.388  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de poids sec dans *C. carpio* et 8.666  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de poids sec dans *B. setivimensis*) est plus élevée que celle rapportée par Malik *et al.*, (2010) dans le lac Bhopal (Inde). Canli et Atli (2003) ont déterminé 2.22  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de poids sec de Cr dans le muscle du pilchard européen (*Sardina pilchardus*) dans le nord de la Méditerranée, cette valeur est presque trois fois plus basse que la valeur moyenne obtenue dans le muscle de *C. carpio* et quatre fois inférieure à la valeur moyenne obtenue dans le même tissu de *B. setivimensis*. Néanmoins, Muhammad *et al.* (2012) ont détecté 91.3  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de poids sec de Cr dans les muscles de *Wallago attu* du barrage de Warsak au Pakistan. Cette valeur est presque dix-sept fois plus élevée que la valeur moyenne obtenue dans le muscle de *C. carpio* et dix fois plus élevée que celle enregistrée dans le même tissu de *B. setivimensis*.

La concentration en Cr enregistrée dans les muscles des deux espèces de poissons (*C. carpio* et *B. setivimensis*) est inférieure à la valeur maximale recommandée par l'OMS/FAO (tableau 20).

Le cuivre est un élément essentiel qui est soigneusement régulé par les mécanismes physiologiques dans la plupart des organismes (Gupta *et al.*, 2009). Son accumulation en grandes quantités pourrait poser des risques sanitaires aux animaux et aux humains (Barakat *et al.*, 2012).

La concentration en Cu (0,160  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de poids sec) relevée dans les muscles de *C. carpio* est inférieure à celles rapportées par plusieurs auteurs ayant travaillé sur la même espèce et d'autres espèces de poissons (tableau 20), comme *P. guentheri* et *P. pulcher* dans le fleuve de Mbaa du Nigéria ; (Ajima *et al.*, 2015), *C. carpio* dans le barrage de Sikkak en Algérie (Derrag *et al.*, 2014) et *C. carpio* dans le réservoir de Topolnitsa en Bulgarie (Yancheva *et al.*, 2014). Cependant, la concentration en Cu dans les muscles de *B. setivimensis* est plus élevée que celle rapportée par Ajima *et al.* (2015) chez *P. guentheri* dans le fleuve de Mbaa (Nigéria), semblable à celle observée par Derrag *et al.* (2014) chez *C. carpio* dans le barrage de Sikkak (Algérie) (Tableau 19).

La limite maximale acceptable pour le Cu, recommandée par l'OMS/FAO est 3.0 mg/kg et 1.0 mg/kg pour la Commission européenne (2006). Ceci implique que la consommation des poissons du secteur d'étude peut ne poser aucun risque sanitaire aux consommateurs.

Le Pb peut causer le déclin neuropsychologique et fonctionnel chez l'homme (Khattabi et Aleya, 2007). La teneur en Pb enregistrée dans les muscles de *C. carpio*, de l'ordre de 0,097

$\mu\text{g.g}^{-1}$  de poids sec, est inférieure à celles rapportées par plusieurs auteurs (tableau 20) tels que Ajima et al., 2015) chez *P. guentheri* et *P. pulcher* (fleuve de Mbaa du Nigéria), Derrag et al., 2014) chez *C. carpio* (barrage de Sikkak ; Algérie) et Yancheva et al., 2014) chez *C. carpio* (réservoir de Topolnitsa ; Bulgarie).

En outre, la concentration en Pb dans les muscles de *C. carpio* que nous avons obtenue est également inférieure à la valeur maximale permise recommandée par l'OMS/FAO et la Commission européenne (2006) (tableau 19). Les concentrations de ce métal dans le muscle de *B. setivimensis* dans le barrage de Hammam Grouz étaient au-dessous des limites de détection ( $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ ) du spectrophotomètre d'absorption atomique. Elles sont, donc, inférieures aux limites permises par l'OMS/FAO et la Commission européenne (2006) (tableau 20). Cependant, des précautions doivent être prises vu que ce métal s'accumule chez l'homme via la chaîne alimentaire. Ils pourraient être aisément bioaccumulable dans la partie inférieure de la chaîne alimentaire et bioconcentrable dans divers organes de poissons. Selon Fernandes et al. (2008) les concentrations élevées des polluants ne sont pas généralement absorbées par les organismes, mais si elles le sont, l'organisme peut les métaboliser (tolérer et/ou excréter). Nous pouvons conclure que l'élimination des métaux non essentiels est plus grande que leur accumulation dans la population étudiée de *B. setivimensis*.

Le zinc existe dans plusieurs processus cellulaires comme composant structural des protéines de normalisation ou comme partie catalytique d'enzymes. Une fois accumulé avec des taux élevés, le zinc peut être nocif à toute la matière organique, y compris les poissons (Abrid et al., 2014).

Les concentrations en Zn enregistrées dans les muscles de *C. carpio* et *B. setivimensis* sont inférieures à celles rapportées par beaucoup d'auteurs tels qu'Ajima et al. (2015), Derrag et al. (2014) et Yancheva et al. (2014). Elles sont aussi inférieures à la limite exigée par l'OMS/FAO et la Commission européenne (2006) indiquant que la consommation des poissons du barrage de Hammam Grouz peut ne pas prédisposer les consommateurs à la toxicité par ce métal (tableau 19).

#### **IV. Facteur de bioconcentration**

Notre étude a prouvé que le BCF des métaux lourds dans les poissons étudiés excède un (1). Quand le BCF des poissons dépasse cette valeur, ils sont considérés comme des bioaccumulateurs des métaux lourds. Nos résultats rapportent que les deux espèces de poisson étudiées accumulent les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) du barrage de Hammam Grouz. L'espèce *B. setivimensis* montre des valeurs très élevées de BCF comparées aux valeurs enregistrées chez *C. carpio* peut être dû d'une part à le régime alimentaire (*C. carpio* est omnivore et *B. setivimensis* est carnivore) et d'autres parts au comportement de chaque poissons (le barbeau c'est poisson de fond (Baki et Haoui, 2003) et la carpe c'est un poisson de surface (Horvath, 1985)).

L'accumulation des métaux lourds dans les poissons est attribuée aux sources agricoles et anthropogènes. L'utilisation des engrais peut augmenter la concentration des métaux lourds,

qui peuvent être transférés à la nourriture favorisant, de ce fait, des effets nuisibles sur les organismes aquatiques (Ogoyi et *al.*, 2011). L'accumulation des métaux lourds est plus prononcée dans les branchies et le foie que dans le muscle (Ozturk et *al.*, 2009). Les branchies des poissons sont en contact direct avec l'eau et leurs concentrations en métal sont liées à la disponibilité des métaux et à la quantité de mucus (USEPA, 2002). La concentration élevée des métaux dans les branchies pourrait être attribuée à la complexation d'éléments avec le mucus dans les branchies, qui ne peuvent pas être éliminées des lamelles des branches avant l'analyse (Coulibaly et *al.*, 2014).

Le foie est connu pour être le lieu d'exploitation principal actif de la prise en métal et le stockage et il joue un rôle important dans la désintoxication et l'excrétion (Bebiano et *al.*, 2004). Par conséquent, le foie et les branchies sont les tissus les plus recommandés en tant qu'indicateurs environnementaux de la pollution de l'eau (Oluyemi et *al.*, 2008). En outre, le muscle a, généralement, montré les niveaux assez bas en métaux. Cet organe n'est, donc, pas actif dans l'accumulation des métaux lourds (Madhusadan et *al.*, 2003).

# *Conclusion*

## CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Dans le but d'évaluer la qualité des eaux et des sédiments du barrage Hammam Grouz et d'étudier la biosurveillance de la pollution aquatique de ce barrage par l'utilisation de deux espèces de poissons comme bioindicateurs de pollution, nous avons entrepris le présent travail.

Les résultats obtenus montrent que les eaux et les sédiments du barrage Hammam Grouz sont assez contaminés avec une certaine hétérogénéité dans leur composition. Il est certain que le barrage subit l'influence d'une pollution permanente. Ces influences seront aggravées au cours du temps si les pouvoirs publics locaux et nationaux n'adoptent pas une politique environnementale efficace.

Les teneurs des différents polluants organiques et métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) varient peu d'une station à une autre. Généralement, ils diminuent de l'embouchure vers le milieu et de l'amont vers l'aval. D'un point de vue temporel, la contamination des eaux du barrage Hammam Grouz est variable en fonction des conditions climatiques ; généralement faible durant la période hivernale et élevée durant les périodes d'étiage.

Par ailleurs, la charge organique, estimée par la mesure de la DBO<sub>5</sub> (toutes les valeurs dépassent la norme de l'OMS qui est de 3-5 mg d'O<sub>2</sub>/l) et de la DCO (toutes les valeurs dépassent la norme de l'OMS qui est de 20-25 mg/l), est assez élevée ; ce qui laisse supposer une pollution organique, avec une accumulation de la matière organique au voisinage de la station 01. De plus, nous avons constaté qu'à l'exception du Cu, la concentration des métaux lourds (Cd, Cr, Pb et Zn) dans l'eau du barrage Hammam Grouz dépasse les normes de l'OMS et de l'USPEA. Dans les sédiments, nous avons remarqué que seules les concentrations de Cd et de Cr dépassaient les normes de l'OMS et de l'USPEA. En outre, d'après les résultats obtenus, les concentrations des métaux étudiés varient significativement d'une saison à l'autre. Les valeurs maximales ont été enregistrées en été et les valeurs minimales en hiver. Les conditions climatiques influent, donc, la charge des polluants dans la zone d'étude ; les précipitations réduisent, par dilution, les concentrations des métaux lourds dans le milieu aquatique.

Toutes les catégories des espèces de poissons étudiées accumulent des concentrations élevées en métaux dans leurs tissus. Les branchies de tous les poissons étudiés sont les organes qui ont accumulé les concentrations les plus élevées contrairement aux foies, aux muscles et aux reins. Ceci probablement parce que les poissons respirent, généralement, en filtrant l'eau. Dans cette étude, le métal lourd le plus bioaccumulé dans les tissus des poissons est le chrome et le moins bioaccumulé est le cadmium. Le BCF montre que les espèces de poissons étudiées accumulent des niveaux élevés de métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) dans leurs tissus par rapport à la teneur de ces éléments dans les eaux du barrage Hammam Grouz. A travers cette étude, nous pouvons conclure que *C. carpio* et *B. setivimensis* conviendraient à la surveillance biologique de la pollution par les métaux lourds dans les écosystèmes aquatiques.

L'espèce de *B. setivimensis* accumule des concentrations plus élevées en métaux par rapport à *C. carpio*. Lorsque nous prenons en considération tous les tissus des poissons analysés

(branchies, foies, muscles et reins), nous déduisons qu'il existe une menace pour la santé publique sur la base d'une comparaison entre les concentrations en métaux lourds observées et les normes alimentaires de l'OMS. Cependant, vu que les muscles constituent la partie consommée par les êtres humains et quand leurs concentrations en métaux sont comparées aux normes alimentaires, il a été déterminé qu'il n'y avait aucune menace pour la santé publique. La présente étude indique que le barrage Hammam Grouz convient à la pêche et que le poisson est sans danger pour la consommation humaine. Cependant, il est probable que la bioaccumulation de métaux lourds dans les tissus des poissons peut augmenter si les facteurs de contamination persistent. C'est pourquoi, nous suggérons de surveiller les niveaux de métaux lourds à l'entrée de ce site via des analyses de tissus de poissons.

Il est également nécessaire que l'état impose son autorité au secteur industriel pour qu'il respecte la réglementation en vigueur en matière de protection et de respect de l'environnement. Il faut que le ministère de l'environnement se dote d'une police écologique composée de personnel technique hautement qualifié et très bien équipé pour faire appliquer la loi.

Il est également primordial d'adopter une politique de tri des déchets et ordures et leur recyclage (collectes des piles batteries, matériaux plastique, pneus des véhicules, etc.) pour réduire la pollution de tous les milieux y compris les barrages. Ceci a un double avantage : le premier est écologique et le deuxième est économique puisque le tri et le recyclage des déchets créent des emplois comme cela se fait dans les pays développés.

Nous envisageons, en perspectives, de :

- ✓ Faire une étude microbiologique des eaux et des sédiments des oueds qui alimentent le barrage.
- ✓ Etaler l'étude sur plusieurs années pour surveiller les effets chroniques de la pollution sur les oueds et le barrage.

*La liste des  
références*

Abrid D., El Hmaid A., Abdallaoui A. and Essahlaoui A., 2014. Study of Trace Metals in Surface Sediments of the Dam Reservoir Sidi Chahed (Meknes, Morocco). *The International Journal of Engineering and Science*, **3** : 23-32.

Afri F. Z., 2006. Evaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiments, faune macroinvertébrée, macrophytes) de l'Oued Rhumel et son affluent l'Oued Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). Thèse de doctorat en science, Université Mentouri, Constantine, 267p.

Agah H., Leermakers M., Elskens M., Fatemi S.M.R. and Baeyens W., 2009. Accumulation of trace metals in the muscles and liver tissues of five fish species from the Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*, **157** : 499-514.

Agence de l'eau de Loire Bretagne, 2003, Le prélèvement d'échantillon en rivière Techniques d'échantillonnage en vue d'analyse physicochimiques, Guide technique.

Ajima M.N.O., Nnodi P.C., Ogo O.A., Adaka G.S., Osuigwe D.I., Njoku D.C., 2015. Bioaccumulation of heavy metals in Mbaa River and the impact on aquatic ecosystem. *Environmental Monitoring and Assessment*, **187**(768): 2-9.

Alikhuni K.H., 1966. Synopsis of biological data of common carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus), 1758 (Asia and Far East). FAO Fisheries Synopsis No: 31.1, FAO, Rome, Italy. 77 pp.

Allaway B. et Ayres D. C., 1997. Chemical principals of environmental pollution, *Chapman et Hall*, 395 p.

Almaça C., 1972. La systématique des barbeaux (genre et sous-genre de *Barbus*) de la péninsule Ibérique et de l'Afrique du nord. *arquivos do museubocage*, **3**, 10 : 319-346.

Ankley G. T. and Di Toro D. M., 1996. Technical basis and proposal for deriving assessment, **6** (6): 945-963.

ANRH, 2012, L'état et qualité des eaux des barrages en Algérie, 355p.

AOAC, 1995. Official Methods of Analysis of AOAC International. 16<sup>th</sup> ed., Vol. 1 (Cunnif, P. Ed.). *AOAC International*. Arlington, Virginia, USA.

Ardakani S. S., and Jafari S. M., 2014. Assessment of heavy metals (Cu, Pb and Zn) in different tissues of common carp (*Cyprinus carpio*) caught from Shirinsu Wetland, Western Iran. *Journal of Chemical Health Risks*, **4**(2): 47-54.

Baize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols de France. *Inra*, Versailles, 408p.

- Bajc Z., Gacnik K. S., Jenci V., and Doganoc D. Z., 2005. The content of Cu, Zn and Mn in Slovenian freshwater fish. *Slovenian Veterinary Research*, **42**: 15-21.
- Baki C.A. & Haoui N., 2003. Contribution to the study of the Cestoda, Pseudophyllidea of *Barbus setivimensis* from Keddara Lake, Algeria in: 31st Annual Conference of the Parasitological Society of Southern Africa. *Journal of the South African Veterinary Association*, **74** (3): 87-101.
- Bakos J. & Gorda S., 2001. Genetic resources of common carp at the Fish Culture Research Institute Szarvas, Hungary. FAO Fisheries Technical Paper No. 417. FAO, Rome, Italy. 106 pp.
- Balon E.K., 1995. Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers, *Aquaculture*, **129**: 3-48.
- Barakat A., El Baghdadi M., Rais J. and Nadem S., 2012. Assessment of Heavy Metal in Surface Sediments of Day River at Beni-Mellal Region, Morocco. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, **4(8)**: 797-806.
- Bashir F. H., Othman M. S., Mazlan A. G., Rahim S. M., and Simon K. D., 2013. Heavy metal concentration in fishes from the coastal waters of Kapar and Mersing, Malaysia. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **13**: 375-382.
- Bebiano M. J., Geret F., Hoarau P., Serafim M. A., Coelho M. R., and Gnassia-Barelli M., 2004). Biomarkers in *Ruditapes decussatus*: a potential bio-indicator species. *Biomarkers*, **9**: 305-330.
- Ben Salem Z., Laffray X., Ashoour A., Ayadi H. and Aleya L., 2014. Metal accumulation and distribution in the organs of Reeds and Cattails in a constructed treatment wetland (Etueffont, France). *Ecological Engineering Journal*, **64**: 1-17.
- Ben Salem Z., Capelli N., Laffray X., Elise G., Ayadi H., and Aleya L., 2014, Seasonal variation of heavy metals in water, sediment and roach tissues in a landfill draining system pond (Etueffont, France). *Ecological Engineering*, **69**: 25-37.
- Blasco J., Rubio J.A., Forja J., Gomez-Parra A. and Establier R., 1998. Heavy metals in some fishes of the mugilidae family from salt-pounds of Codiz Bay SW Spain. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **1**: 71-77.
- Bonnomet V., Coquery M., Le Goff F., Magaud H., Monbet P. et Morin A., 2008. Analyse critique des méthodologies pour la détermination et l'application de normes de qualité environnementale pour les métaux (Rapport de synthèse). INERIS, 27p.
- Brémond R. et Vuichard R., 1973. Les paramètres de la qualité de l'eau. Ed. La documentation française. Paris, 173p.
- Brémond R. et Perrodon C., 1979. Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement et cadre de vie. 2, 259 p.

Canli M. and 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.

Chellali R. and Guendouz A., 2015. Evaluation of irrigation water quality of dam Dahmouni in Cheliff watershed upstream of Boughzoul, Algeria. *Journal of Materials and Environmental Science*, **6 (12)** :3609-3619.

Clement M., and Françoise P., 1998, Analyse chimique des sols : Méthodes choisies. *Technique et Documentation, Lavoisier*, 387p.

Conceição F. T., Navarro G. R. B., and Silva A. M., 2013. Anthropogenic influences on Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn concentrations in soils and sediments in a watershed with sugar cane crops at São Paulo State, Brazil. *International Journal of Environmental Research*, **7** : 551-560.

Coulibaly A. S., Monde S., Amani E. M., Aka K., Akobé A. C. and Gérard B., 2014. Caractérisation des Indices de Pollution (Igeo, Pli, Tec et Pec) d'un Environnement Estuarien à Forte Pression Anthropique: la Baie de Bietry (Côte d'Ivoire, Golf de Guinée). *International Journal of Advanced Information in Engineering Technology*, **4(4)** : 10-14.

Debieche T. H., 2002. Évolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution agricole et industrielle. Thèse de doctorat en hydrogéologie de l'environnement. *Université de Franche- Comté*, 236p.

Derrag Z., Dali Y. N. and Mesli L., 2014. Seasonal Variations Of Heavy Metals In Common Carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) Collected From Sikkak Dam Of Tlemcen (Algeria). *International Journal of Engineering Research and Applications*, **4(1)** : 01-08.

Devachelles N., 2002. Bilan de santé des organismes et des écosystèmes marins. Quels signaux biologiques mesurer ? Ifermer. <http://archimer.ifermer.fr/doc/00000/4195>.

Dobbs A. J. and Zabel T. F., 1994. Water quality control in rivers Handbook. *River research and applications*, **2**: 321-336.

Duman F. and Kar M., 2012. Temporal variation of metals in water, sediment and tissues of the European Chup (*Squalius cephalus* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **89**: 428-433.

Dural M., Göksu M. Z. L. and Özak A.A., 2007. Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food Chemistry Journal*, **102**: 415-421.

- Edward J. B., Idowu E. O., Oso J. A., and Ibidapo O. R., 2013. Determination of heavy metal concentration in fish samples, sediment and water from Odo-Ayo River in Ado-Ekiti, Ekiti State, Nigeria. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, **1(1)**: 27-33.
- European Commission, 2006. Commission regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006, Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs, L 364/5.
- FAO, 1992. Committee for Inland Fisheries of Africa, Report of the third session of the Working Party on Pollution and Fisheries, Accra, Ghana, FAO Fisheries Report, 471, Rome, FAO.
- FAO, 2009. Projet de développement Hydro-agricole. *Environnement Canada*, Rapport 16/76. 89p.
- Fassett D. W., 1975, Cadmium biological effects and occurrence in the environment. *Environmental And industrial Toxicology*,**1**: 425-435.
- Fernandes C., Fontáinhas-Fernandes A., Cabral D. and Salgado M.A., 2008. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz-Paramoslagoon, Portugal. *Environmental, Monitoring and Assessment*,**136** : 267-275.
- Gaujous D., 1995. La pollution des milieux aquatiques. Aide-mémoire,*Technique et Documentation*, Lavoisier, Paris. 220p.
- Giguere A., Campbell P.G.C., Hare L., McDonald D.G. and Rasmussen J.B., 2004. Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**: 702-716.
- Gupta A., Rai D.K., Pandey R.S. and Sharma B., 2009. Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. *Environmental Monitoring and Assessment*, **157**: 449-458.
- Henry F., Amara R., CourcotL., Lacouture D. and Bertho M.L., 2004. Heavy metals in four fish species from the French coast of the Eastern English Channel and Southern Bight of the North Sea. *Environment International*, **30** : 675-683.
- INERIS, 2004. Devenir et comportement des métaux lourds dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLMDRC-03-46822-FLg/JL-03.0693.
- INERIS, 2005. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Chrome et ses dérivés. BLMDRC-05-456720-FFIk/JI- 0548.
- Kabata- Pandias A. and Pandias H., 1992. Trace elements in soils and plants. *C.R.C. Press*, USA.315p.

- Kadem D.E.D., 2005. Evaluation et comportement des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumise à une pollution atmosphérique. (El Hadjar – Annaba, Est Algérien). Influence de la végétation sur la dynamique des métaux. Thèse de Doctorat d'état en Ecologie, Université de Constantine, 200p.
- Karthikeyan S., Palaniappan P. L. R. M., and Sabhanayakan S., 2007. Influence of pH and water hardness upon nickel accumulation in edible fish *Cirrhinus mrigala*. *Journal of Environmental Biology*, **28** : 484-492.
- Kemmer F. N., 1984. Manuel de l'eau. Technique et documentation, *Lavoisier*, Paris, 930 pp.
- Khalil M., and Faragallah H., 2008. The distribution of some leachable and total heavy metals in core sediments of Manzala Lagoon, Egypt. *Journal of Aquatic Research*, **34 (1)**: 1-11.
- Khamar M., Bouya D. et Ronneau C., 2000. Pollution métallique et organique des eaux et des sédiments d'un cours d'eau marocain par les rejets liquides urbains. *Water Quality Research Journal of Canada*, **35(1)**: 147-161.
- Khattabi H. and Aleya L., 2007. The dynamics of macroinvertebrate assemblage's in response to environmental change in four basins of the Etuefont landfill leachate (Belfort, France). *Water, Air and Soil Pollution*, 185: 63-77.
- Kim S.G. and Kang J.C., 2004. Effect of dietary copper exposure on accumulation, growth and hematological parameters of the juvenile rockfish, *Sebastes schlegeli*. *Marine Environmental Research*, **58** : 65-82.
- L.C.P.E, 1994. Loi Canadienne sur La Protection de l'Environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaires. Rapport d'évaluation. Le cadmium et ses composés. En 40 215/40F. National Printers (Ottawa) canada, 52 p.
- Le Goff F., et Bonnomet V., 2004. Devenir et comportement des métaux lourds dans dans l'eau : biodisponibilités et modèles BLM. *Ministère de l'écologie et développement durable*, Paris, 87p.
- Linnik P. M., and Zubenko I.B., 2000. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy metal compounds. *Lakes and Reservoirs Research and Management*, 5(1): 11-21.
- Madhusadan S., Fatima L., and Nadim C., 2003. Bioaccumulation of zinc and cadmium in fresh water fishes. *Indian Journal of Fisheries*, **50(1)**: 53-65.

- Malik N., Biswas A.K., Qureshi T.A., Borana K. and Virha R., 2010. Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. *Environmental Monitoring and Assessment*, **160**: 267-267.
- Mason L. H., Harp J. P., and Han D. Y., 2014. Pb neurotoxicity: neuropsychological effects of lead toxicity. *Bio Medical Research International*, **214**: 1-8.
- Meybeck M., 1998. Surface water quality: Global assessment and perspectives. In: International conference on world water resources at the beginning of the 21st century (UNESCO, Paris, 3-6 June 1998). *Zebidi-UNESCO*, Paris : 173-185.
- Mébarki A., 1982. Le bassin du Kébir-Rhumel (Algérie). Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau. Thèse de doctorat 3ème cycle, Nancy II, 304p.
- Mébarki A., 1984. Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin du Kébir Rhumel. *O.P.U*, Alger, 302p.
- Mébarki A., 2005. Hydrologie des bassins de l'Est Algérien : ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse de doctorat d'état, *Université de Constantine*, 306p.
- Min X., Xie X., Chai L., Liang Y., Li M., and Ke Y., 2013. Environmental availability and ecological risk assessment of heavy metals in zinc leaching residue. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, **23** : 208-218.
- Miquel G., 2001. Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Paris, 46p.
- Moore J. W., 1991. Chromium, in Inorganic contaminants of surface water. *Research and monitoring water quality data*, British Columbia, 40 p.
- Nait-Merzoug A. and Merazig H., 2012. Water Pollution of Oued Medjerda in Algerian Souk Ahras Region. *Water Quality Monitoring and Assessment*, **24**:527-540.
- Nakhlé K. F., 2003. Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises : Apport et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatifs (Eponges, bivalves et Gastéropodes). Thèse de doctorat. Interactions toxiques dans les écosystèmes aquatiques. Université Paris 7. 246p.
- Netherlands 2004. Circular on Target Values and Intervention Values for Soil Remediation. <https://www.minvrom.nl>.
- Nollet P., 1996. Problèmes d'environnement. Dires d'experts. Ed. Technique et documentation. Lavoisier, Paris, 288 p.
- Nriagu J. O., 1980. Global cadmium in ecological cycle. In 'Cadmium in the environment'. Part I. *Ecological cycling in John Willey and Sons*, New York: 1-12.

- Nriagu J. O., 1990. Global metal pollution. *Poisoning the biosphere in Environment*, **32**: 7-11 et 28-33.
- Nwani C. D., Nwachi D. A., Okogwu O. I., Ude E. F., and Odoh G. E., 2010. Heavy metals in fish species from lotic freshwater ecosystem at Afikpo, Nigeria. *Journal of Environmental Biology*, **31(5)**: 595-601.
- Office national de météorologie de Constantine, station d'Ain El Bay, 2017.
- Ogoyi D. O., Mwita C. J., Nguu E. K., and Shiundu P. M., 2011. Determination of heavy metal content in water, sediment and microalgae from Lake Victoria, East Africa. *The Open Environmental Engineering Journal*, **4**:156-161.
- Olaifa F. E., Olaifa A. K., Adelaja A. A., & Owolabi A. G., 2004. Heavy metal contamination of *Clarias gariepinus* from a lake and fish farm in Ibadan, Nigeria. *African Journal of Biomedical Research*, **7**: 145-148.
- Oluyemi E. A., Fenyuit G. J., Oyekunle J. A. O., and Ogunfowokan A. O., 2008. Seasonal variations in heavy metal concentrations in soil and some selected crops at a landfill in Nigeria. *African Journal of Science and Technology*, **2(5)** : 89-96.
- Ontario 2004. Revue scientifique (en ligne). Coup d'oeil sur l'environnement et la santé. In Environnement Canada. <http://www.ontario-canada.Envir.fr/santé.Env.htm>.
- Ozturk M., Ozozen G., Minareci O., & Minareci E., 2009. Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsdar Dam Lake in Turkey. *Iran Journal of Environmental Health and Science Engineering*, **6(2)**: 73-80.
- Rainey M. P., Tyler A. N., Gilvear D. J., Bryant R. G. and Mc Donald P., 2003. Mapping inertidal estuarine sediment grain size distributions through airborne remote sensing. *Remotesens Environmental*, **86** : 480-490.
- Ramade F., 2002. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. *DUNOD*, Paris, **2**, 1075 p.
- Rashed M.N., 2001. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. *Environment International*, **27** : 27-33.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J. P., Champsaur H. et Rodi L., 2005. L'analyse de l'eau. *DUNOD*, Paris, **8**, 1383 p.
- Rodier J., Legube B. and Merlet N., 2009. L'analyse de l'eau. *DUNOD*, Paris, **9**, 1525 p.
- Rodolph P., 1990. Le grand livre de l'eau, la manufacture, Cité des sciences. Paris: 160-370.

Reynders H., Bervoets L., Gelders M., De Coen W.M. and Blust R., 2008. Accumulation and effects of metals in caged carp and resident roach along a metal pollution gradient. *Science of The Total Environment*, **391** : 82-95.

Sahli L., 2002. Evaluation de la contamination par le Cadmium, le Chlore, le Plomb et le Manganèse dans les sédiments, les macroinvertébrés et une plante aquatique (Roripansturium) dans l'oued Rhumel et son affluent l'Oued Boumerzoug en zone urbaine. Mémoire de Magistère en Ecologie et Ecotoxicologie, *Universté de Constantine*. 126p.

Sahli L., Afri-Mehennaoui F. Z., El-Haddef El-Okki M., Férard J. F. et Mehennaoui S., 2011. Assessment of sediment quality and pore water ecotoxicity in Kebir-Rhumel basin (NE Algeria) combined approach. *Water Science and Tecnology*, **64(8)**: 1759-1766.

SENAT, 2009. La pollution de la Méditerranée: état et perspectives à l'horizon 2030. Rapport n°652 par Roland Courteau. Sur [WWW.Senat.fr/rap/r10-652/html](http://WWW.Senat.fr/rap/r10-652/html).

Shukla V., Dhankhar M., Prakash J., and Sastry K. V., 2007. Bioaccumulation of Zn, Cu and Cd in *Channa punctatus*. *Journal of Environmental Biology*, **28**:395-397.

Sohail M., Naeem K. M., Chaudhry A. S., Qureshi N. A., 2016. Bioaccumulation of heavy metals and analysis of mineral element along side proximate composition in foot, gills and mantle of freshwater mussels (*Anodonta anatina*). *Rendiconti Lincei, Scienze Fisichee Naturali Journal*, **27(4)**: 687-696.

Stancheva M., Makedonski L., and Peycheva K., 2014. Determiration of heavy metal concentrations of most consumed fish species from Bulgarian Black Sea Coast. *Bulgarian Chemical Communications*, **46(1)**:195-203.

Subdivision des forêts, Chelghoum laid.

Tekin-Özan S. and Kir I., 2008. Seasonal variations of heavy metals in some organs of carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) from Beysehir Lake (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, **138** : 201-206.

Thevenot D.R., Meybeck M., Lestel L., 2002. Métaux lourds: des bilans en mutation. Paris, PIREN-Seine, 78 p.

USEPA (US Environmental Protection Agency), 2002. National recommended water quality criteria: 2002-correction: EPA-822-R-02-047, Washington DC, USA.

USEPA; National Sediment Quality Survey / NSQS. Screening values for chemicals evaluated.[http://www.epa.gov/waterscience/cs/vol1/appdx d.pdf](http://www.epa.gov/waterscience/cs/vol1/appdx_d.pdf). Accessed; 2004.

Visnjic-Jeftic Z., Jaric I., Jovanovic L., Skoric S., Smederevac-Lalic M., and Nikcevic M., 2010. Heavy metal and trace element accumulation in muscle, liver and gills of the Pontic

shad (*Alosa immaculate* Bennet, 1835) from the Danube River (Serbia). *Microchemical Journal*, **95**: 341-344.

WHO/FAO (World Health Organization/Food and Agriculture Organization of the United Nations), 1989. Heavy Metals – Environmental Aspects. Environment Health Criteria. No. 85, Geneva, Switzerland.

WHO (World Health Organization), 2003, Guidelines for drinking water quality. Vol 1. Recommendation, WHO, Geneva.

Yabanli M., Yozukmaz A., and Sel F., 2014. Bioaccumulation of Heavy Metals in Tissues of the Gibel Carp *Carassius gibelio*: Example of Marmara Lake, Turkey<sup>1</sup>. *Russian Journal of Biological Invasions*, **5(3)**: 217-224.

Yancheva V., Stoyanova S., Velcheva I., Petrova S. and Georgieva E., 2014. Metal bioaccumulation in common carp and rudd from the Topolnitsa reservoir, Bulgaria. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, **65**: 57-66.

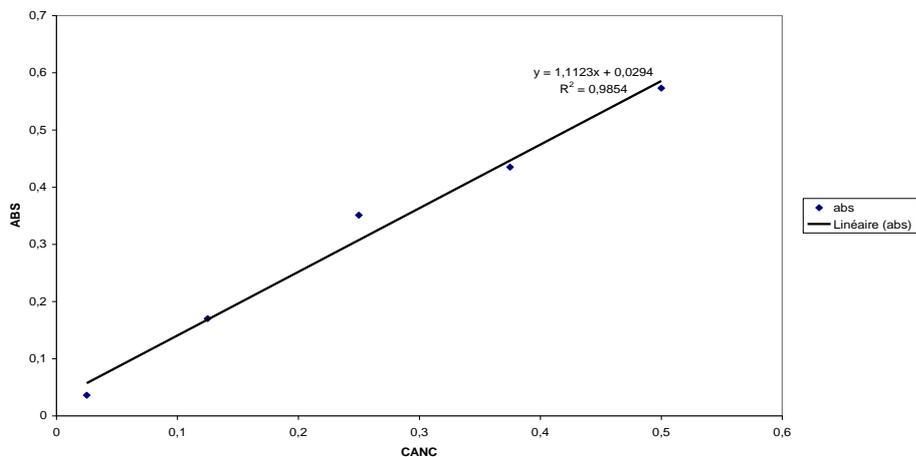
Zubcov E., Zubcov N., Ene A., Bagrin N. and Biletschi L., 2010. The dynamics of trace elements in Dniester river ecosystems. *Journal of Science and Arts*, **2**: 281-286.

# Annexes

## COURBES D'ETALONNAGES

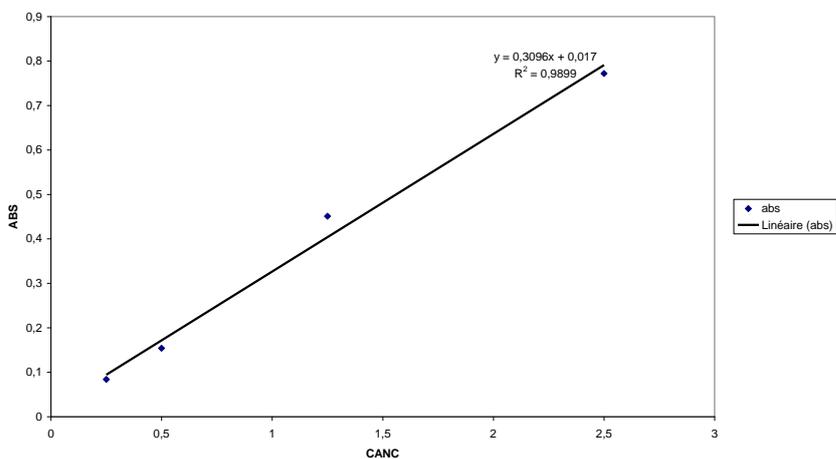
### 1) courbe d'étalonnage des phosphates dans l'eau.

courbe d'étalonnage phosphate



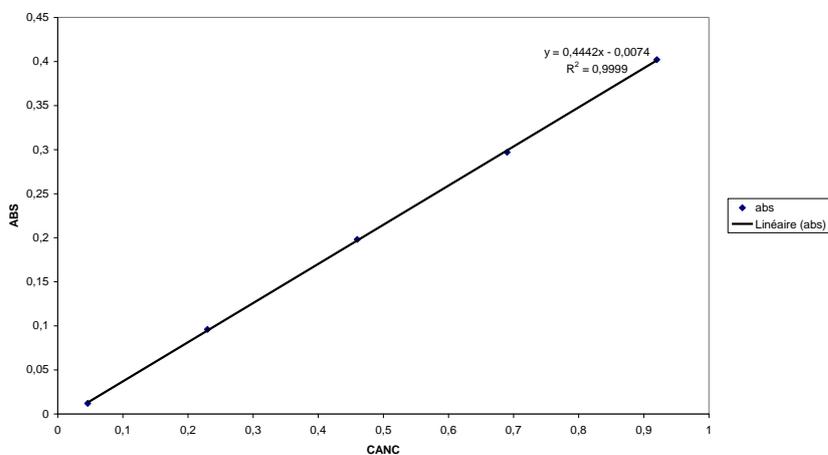
### 2) Courbe d'étalonnage de nitrates

courbe d etalonnage nitrates

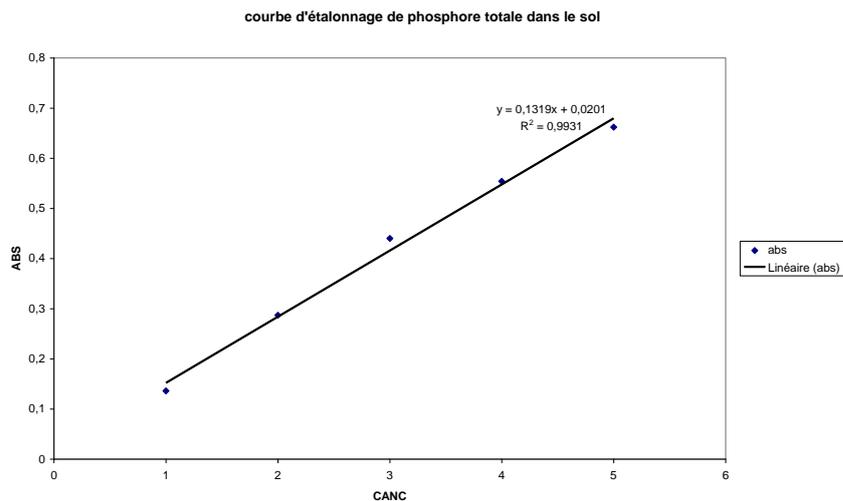


### 3) Courbe d'étalonnage des nitrites

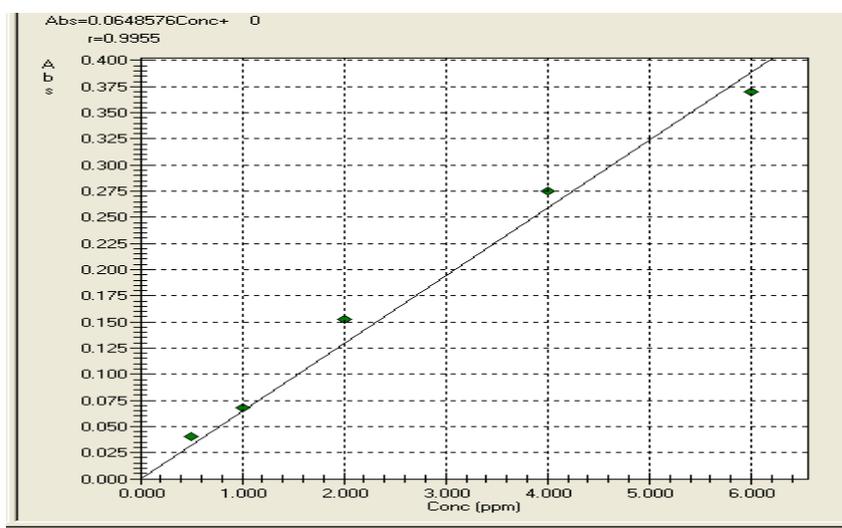
courbe courbe d'étalonnage de nitrites



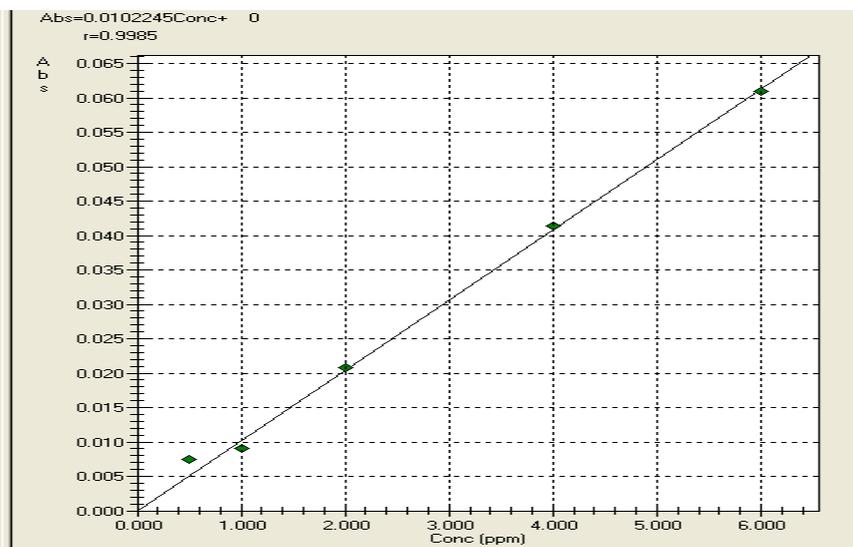
#### 4) Courbe d'étalonnage de phosphore total dans le sol.



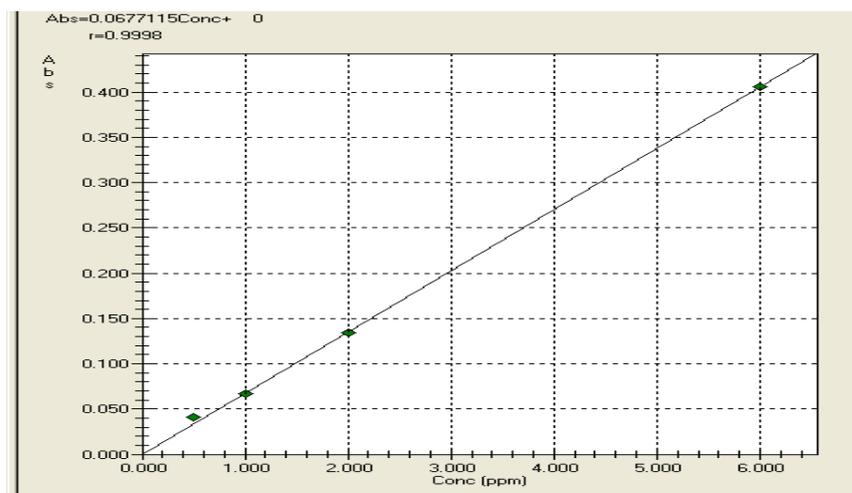
#### 5) Courbe d'étalonnage du cadmium.



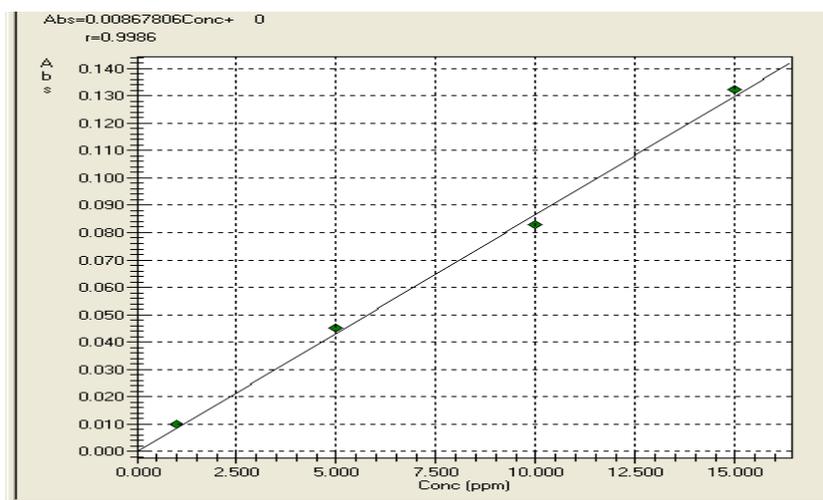
#### 6) Courbe d'étalonnage du chrome.



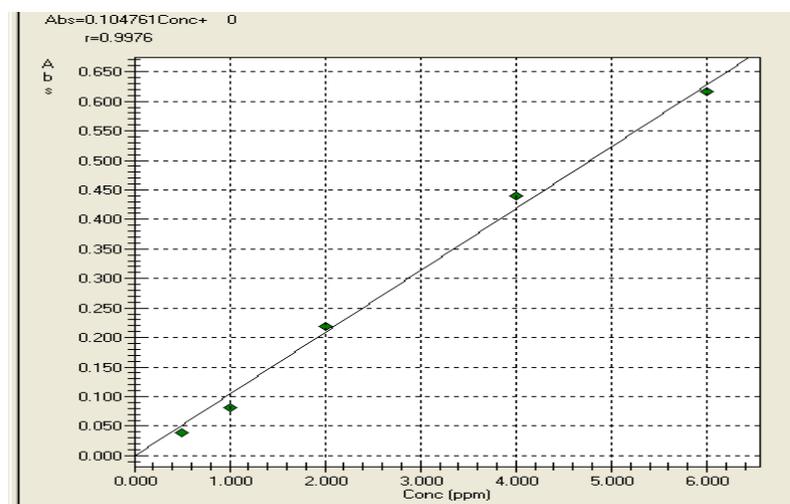
### 7) Courbe d'étalonnage de cuivre.



### 8) Courbe d'étalonnage du plomb.



### 9) Courbe d'étalonnage de zinc.



## Analyse statistique

**Table 01 :** variabilité spatiale de la température de l'eau : analyse de la variance

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	37,4962688	3	12,4987563	0,24976529	0,85997004	3.4902
A l'intérieur des groupes	600,504075	12	50,0420063			
Total	638,000344	15				

**Table 02 :** variabilité temporelle de la température de l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	574,704769	3	191,568256	36,318796	2,6746E-06	3.4902
A l'intérieur des groupes	63,295575	12	5,27463125			
Total	638,000344	15				

**Table 03 :** variabilité spatiale du pH de l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,14356875	3	0,04785625	0,05213797	0,98352819	3.4902
A l'intérieur des groupes	11,014525	12	0,91787708			
Total	11,1580938	15				

**Table 04 :** variabilité temporelle du pH de l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	9,86256875	3	3,28752292	30,4511877	6,8173E-06	3.4902
A l'intérieur des groupes	1,295525	12	0,10796042			
Total	11,1580938	15				

**Table 05 :** variabilité spatiale de la conductivité électrique de l'eau : analyse de la variance

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	58422,6875	3	19474,2292	0,26790603	0,84728738	3.4902
A l'intérieur des groupes	872286,25	12	72690,5208			
Total	930708,938	15				

**Table 06 :** variabilité temporelle de la conductivité électrique de l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	818666,188	3	272888,729	29,2269223	8,453E-06	3,49029482
A l'intérieur des groupes	112042,75	12	9336,89583			
Total	930708,938	15				

**Table 07 :** variabilité spatiale l'oxygène dissous dans l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	4,4586	3	1,4862	0,3587999	0,78382696	3,49029482
A l'intérieur des groupes	49,7057	12	4,14214167			
Total	54,1643	15				

**Table 08 :** variabilité temporelle l'oxygène dissous dans l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	48,64875	3	16,21625	35,2811596	3,1237E-06	3,49029482
A l'intérieur des groupes	5,51555	12	0,45962917			
Total	54,1643	15				

**Table 09 :** variabilité spatiale de DBO5 de l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	10892,5255	3	3630,84182	2,46128532	0,11275069	3,49029482
A l'intérieur des groupes	17702,1744	12	1475,1812			
Total	28594,6998	15				

**Table 10 :** variabilité temporelle DBO5 de l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	3158,75	3	1052,91667	4,43488943	0,02566582	5,95254468
A l'intérieur des groupes	2849	12	237,416667			
Total	6007,75	15				

**Table 11:** variabilité spatiale de la DCO dans l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	10892,5255	3	3630,84182	2,46128532	0,11275069	3,49029482
A l'intérieur des groupes	17702,1744	12	1475,1812			
Total	28594,6998	15				

**Table 12:** variabilité temporelle de la DCO dans l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	13460,7155	3	4486,90516	3,55774531	0,04756239	3,49029482
A l'intérieur des groupes	15133,9844	12	1261,16536			
Total	28594,6998	15				

**Table 13:** variabilité spatiale des phosphates dans l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	11,1833653	3	3,72778842	2,67438216	0,09450002	3,49029482
A l'intérieur des groupes	16,7266525	12	1,39388771			
Total	27,9100178	15				

**Table 14:** variabilité temporelle des phosphates dans l'eau : analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	12,4935753	3	4,16452508	3,24162342	0,06031997	3,49029482
A l'intérieur des groupes	15,4164425	12	1,28470354			
Total	27,9100178	15				

**Table 15 : variabilité spatiale des nitrates dans l'eau analyse de la variance.**

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	3,14894319	3	1,04964773	0,65141506	0,59714731	3,49029482
A l'intérieur des groupes	19,3360173	12	1,61133477			
Total	22,4849604	15				

**Table 16 : variabilité temporelle des nitrates dans l'eau analyse de la variance.**

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	15,7394617	3	5,24648723	9,33331234	0,00184208	3,49029482
A l'intérieur des groupes	6,74549875	12	0,5621249			
Total	22,4849604	15				

**Table 17 : variabilité spatiale des nitrites dans l'eau analyse de la variance.**

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,02939555	3	0,00979852	1,24269886	0,33744359	3,49029482
A l'intérieur des groupes	0,09461841	12	0,00788487			
Total	0,12401396	15				

**Table 18 : variabilité temporelle des nitrites dans l'eau analyse de la variance.**

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,07351198	3	0,02450399	5,82250358	0,0107831	3,49029482
A l'intérieur des groupes	0,05050198	12	0,0042085			
Total	0,12401396	15				

**Table 19 : variabilité spatiale du cadmium dans l'eau analyse de la variance.**

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,00077657	3	0,00025886	0,70990837	0,5644859	3,49029482
A l'intérieur des groupes	0,00437562	12	0,00036463			
Total	0,00515219	15				

**Table 20 : variabilité temporelle des teneurs de cadmium dans l'eau, analyse de la variance.**

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,00102692	3	0,00034231	0,9957324	0,4279858	3,49029482
A l'intérieur des groupes	0,00412527	12	0,00034377			
Total	0,00515219	15				

**Table 21 : variabilité spatiale des teneurs en chrome dans l'eau analyse de la variance.**

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,03005212	3	0,01001737	0,53293474	0,66833159	3,49029482
A l'intérieur des groupes	0,2255595	12	0,01879662			
Total	0,25561162	15				

**Table 22 :** variabilité temporelle des teneurs en chrome dans l'eau analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,1217607	3	0,0405869	3,63869616	0,04481583	3,49029482
A l'intérieur des groupes	0,13385092	12	0,01115424			
Total	0,25561162	15				

**Table 23 :** variabilité spatiale des teneurs en cuivre dans l'eau analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,01023816	3	0,00341272	0,53107779	0,66949933	3,49029482
A l'intérieur des groupes	0,07711233	12	0,00642603			
Total	0,08735049	15				

**Table 24:** variabilité temporelle des teneurs en cuivre dans l'eau analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,05969661	3	0,01989887	8,63482526	0,00251944	3,49029482
A l'intérieur des groupes	0,02765388	12	0,00230449			
Total	0,08735049	15				

**Table 25 :** variabilité spatiale des teneurs en plomb dans l'eau analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,05403711	3	0,01801237	0,4326747	0,7334804	3,49029482
A l'intérieur des groupes	0,49956341	12	0,04163028			
Total	0,55360052	15				

**Table 26 :** variabilité temporelle des teneurs en plomb dans l'eau analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,41245908	3	0,13748636	11,6892409	0,00071183	3,49029482
A l'intérieur des groupes	0,14114144	12	0,01176179			
Total	0,55360052	15				

**Table 27 :** variabilité spatiale des teneurs en zinc dans l'eau analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,62904525	3	0,20968175	0,36180229	0,78175113	3,49029482
A l'intérieur des groupes	6,9545745	12	0,57954788			
Total	7,58361975	15				

**Table 28 :** variabilité temporelle des teneurs en zinc dans l'eau analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	3,95055725	3	1,31685242	4,34956156	0,02718361	3,49029482
A l'intérieur des groupes	3,6330625	12	0,30275521			
Total	7,58361975	15				

**Table 29 :** variabilité spatiale de pH des les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,39815	3	0,13271667	0,48131526	0,70135613	3,49029482
A l'intérieur des groupes	3,30885	12	0,2757375			
Total	3,707	15				

**Table 30:** variabilité temporelle de pH des les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	1,46465	3	0,48821667	2,61270542	0,09940967	3,49029482
A l'intérieur des groupes	2,24235	12	0,1868625			
Total	3,707	15				

**Table 31 :** variabilité spatiale de la conductivité électrique des sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	518608,654	3	172869,551	1,52315681	0,25893764	3,49029482
A l'intérieur des groupes	1361931,09	12	113494,258			
Total	1880539,75	15				

**Table32 :** variabilité temporelle de la conductivité électrique des sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	1021809,53	3	340603,178	4,75963004	0,02072142	3,49029482
A l'intérieur des groupes	858730,215	12	71560,8513			
Total	1880539,75	15				

**Table33 :** variabilité spatiale de la matière organique dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	7,077338	3	2,35911267	3,3759958	0,05446744	3,49029482
A l'intérieur des groupes	8,385482	12	0,69879017			
Total	15,46282	15				

**Table34 :** variabilité temporelle de la matière organique dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	2,457888	3	0,819296	0,75598642	0,53992084	3,49029482
A l'intérieur des groupes	13,004932	12	1,08374433			
Total	15,46282	15				

**Table 35 :** variabilité spatiale du taux de calcaire totale dans les sédiments, analyse de la variance :

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	85,3479687	3	28,4493229	0,99181486	0,42961212	3,49029482
A l'intérieur des groupes	344,209275	12	28,6841063			
Total	429,557244	15				

**Table 36 :** variabilité temporelle du taux de calcaire totale dans les sédiments, analyse de la Variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	76,1386687	3	25,3795563	0,8617393	0,48734718	3,49029482
A l'intérieur des groupes	353,418575	12	29,4515479			
Total	429,557244	15				

**Table 37:** variabilité spatiale de phosphore dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	14314,305	3	4771,435	1,29414948	0,32129135	3,49029482
A l'intérieur des groupes	44243,1273	12	3686,92728			
Total	58557,4323	15				

**Table 38 :** variabilité temporelle du phosphore dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	33041,2033	3	11013,7344	5,17963735	0,01587596	3,49029482
A l'intérieur des groupes	25516,2291	12	2126,35242			
Total	58557,4323	15				

**Table 39 :** variabilité spatiale des teneurs en cadmium dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	1,22815469	3	0,4093849	0,23933646	0,86723834	3,49029482
A l'intérieur des groupes	20,5259938	12	1,71049948			
Total	21,7541484	15				

**Table 40 :** variabilité temporelle des teneurs en cadmium dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	68,3227063	3	22,7742354	4,17114756	0,03070598	3,49029482
A l'intérieur des groupes	65,5193375	12	5,45994479			
Total	133,842044	15				

**Table 41 :** variabilité spatiale des teneurs en chrome dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	20,2856045	3	6,76186817	0,55302884	0,65579543	3,49029482
A l'intérieur des groupes	146,723666	12	12,2269721			
Total	167,00927	15				

**Table 42 :** variabilité temporelle des teneurs en chrome dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	95,214962	3	31,7383207	5,30487526	0,01469539	3,49029482
A l'intérieur des groupes	71,794308	12	5,982859			
Total	167,00927	15				

**Table 43 :** variabilité spatiale des teneurs en cuivre dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
<i>Source des variations</i>	<i>Somme des carrés</i>	<i>Degré de liberté</i>	<i>Moyenne des carrés</i>	<i>F</i>	<i>Probabilité</i>	<i>Valeur critique pour F</i>
Entre Groupes	19,8418354	3	6,61394513	1,35532266	0,30316846	3,49029482
A l'intérieur des groupes	58,559739	12	4,87997825			
Total	78,4015744	15				

**Table 44 :** variabilité temporelle des teneurs en cuivre dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
<i>Source des variations</i>	<i>Somme des carrés</i>	<i>Degré de liberté</i>	<i>Moyenne des carrés</i>	<i>F</i>	<i>Probabilité</i>	<i>Valeur critique pour F</i>
Entre Groupes	25,5545844	3	8,51819479	1,93423197	0,17793683	3,49029482
A l'intérieur des groupes	52,84699	12	4,40391584			
Total	78,4015744	15				

**Table 45 :** variabilité spatiale des teneurs en plomb dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
<i>Source des variations</i>	<i>Somme des carrés</i>	<i>Degré de liberté</i>	<i>Moyenne des carrés</i>	<i>F</i>	<i>Probabilité</i>	<i>Valeur critique pour F</i>
Entre Groupes	21704,8633	3	7234,95443	0,53373544	0,66782855	3,49029482
A l'intérieur des groupes	162663,835	12	13555,3196			
Total	184368,698	15				

**Table 46 :** variabilité temporelle des teneurs en plomb dans les sédiments, analyse de la variance.

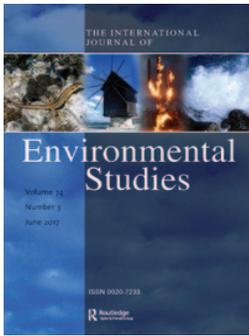
ANALYSE DE VARIANCE						
<i>Source des variations</i>	<i>Somme des carrés</i>	<i>Degré de liberté</i>	<i>Moyenne des carrés</i>	<i>F</i>	<i>Probabilité</i>	<i>Valeur critique pour F</i>
Entre Groupes	94754,555	3	31584,8517	4,22944645	0,02949987	3,49029482
A l'intérieur des groupes	89614,1432	12	7467,84526			
Total	184368,698	15				

**Table 47 :** variabilité spatiale des teneurs en zinc dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
<i>Source des variations</i>	<i>Somme des carrés</i>	<i>Degré de liberté</i>	<i>Moyenne des carrés</i>	<i>F</i>	<i>Probabilité</i>	<i>Valeur critique pour F</i>
Entre Groupes	94754,555	3	31584,8517	4,22944645	0,02949987	3,49029482
A l'intérieur des groupes	89614,1432	12	7467,84526			
Total	184368,698	15				

**Table 48 :** variabilité temporelle des teneurs en zinc dans les sédiments, analyse de la variance.

ANALYSE DE VARIANCE						
<i>Source des variations</i>	<i>Somme des carrés</i>	<i>Degré de liberté</i>	<i>Moyenne des carrés</i>	<i>F</i>	<i>Probabilité</i>	<i>Valeur critique pour F</i>
Entre Groupes	21704,8633	3	7234,95443	0,53373544	0,66782855	3,49029482
A l'intérieur des groupes	162663,835	12	13555,3196			
Total	184368,698	15				



## Assessment and biomonitoring of aquatic pollution by heavy metals (Cd, Cr, Cu, Pb and Zn) in Hammam Grouz Dam of Mila (Algeria)

Azzeddine Aissaoui, Djamila Sadoudi-Ali Ahmed, Nabil Cherchar & Abdelfettah Gherib

To cite this article: Azzeddine Aissaoui, Djamila Sadoudi-Ali Ahmed, Nabil Cherchar & Abdelfettah Gherib (2017) Assessment and biomonitoring of aquatic pollution by heavy metals (Cd, Cr, Cu, Pb and Zn) in Hammam Grouz Dam of Mila (Algeria), International Journal of Environmental Studies, 74:3, 428-442, DOI: [10.1080/00207233.2017.1294423](https://doi.org/10.1080/00207233.2017.1294423)

To link to this article: <https://doi.org/10.1080/00207233.2017.1294423>



Published online: 13 Mar 2017.



Submit your article to this journal [↗](#)



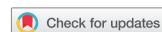
Article views: 55



View related articles [↗](#)



View Crossmark data [↗](#)



## Assessment and biomonitoring of aquatic pollution by heavy metals (Cd, Cr, Cu, Pb and Zn) in Hammam Grouz Dam of Mila (Algeria)

Azzeddine Aissaoui<sup>a,b</sup>, Djamila Sadoudi-Ali Ahmed<sup>a</sup>, Nabil Cherchar<sup>b</sup> and Abdelfettah Gherib<sup>b,c</sup>

<sup>a</sup>Laboratoire de Production, sauvegarde des espèces menacées et des récoltes, Influence des variations climatiques (PSEMVR), Faculty of Biological and Agricultural Sciences, Department of Plant and Animal Biology, University Mouloud Mammeri of Tizi-Ouzou, Tizi-Ouzou, Algeria; <sup>b</sup>National Centre for Biotechnology Research, Constantine, Algeria; <sup>c</sup>Biology and Environmental Laboratory, Faculty of Sciences, Department of Biology, University Mentouri of Constantine, Constantine, Algeria

### ABSTRACT

Concentrations of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn were determined in water, sediment and tissues of fish (*Cyprinus carpio* and *Barbus setivimensis*) from November 2014 to August 2015, in order to estimate the aquatic pollution in Hammam Grouz dam, by the technique of atomic absorption spectrophotometry. The concentrations of heavy metals in the water and sediment were higher than the WHO standards. The calculation of Bioconcentration factor showed that all fish species studied have accumulated heavy metals in their tissues (gill, liver, muscle and kidney). The concentrations of metals in *B. setivimensis* were higher than those in *C. carpio*. The highest concentration of heavy metals was recorded in the gill while the lowest was recorded in the muscle and kidney. Our study reveals that these fish species can be used as bioindicators in the biomonitoring of metallic pollution in aquatic ecosystem.

### KEYWORDS

AAS; freshwater fish; bioindicators; BCF; biomonitoring

## Introduction

In the aquatic environment, the concentration of heavy metals is low; normally in the range of nanograms to micrograms per litre. Recently, heavy metals have been found in large quantities and have become a major problem in water bodies [1]. This results from human activities such as increasing urbanisation, industrial activities, the exploration and the exploitation of natural resources, the extension of irrigation and other agricultural practices, as well as the absence of environmental regulations [2]. Consequently, there has been increased pollution by heavy metals, particularly of aquatic ecosystems [3]. The heavy metals cannot be degraded. They are deposited, assimilated or incorporated in water, in sediments and in aquatic animals [4], causing a metallic pollution of water masses and especially surface water [1,5]. These heavy metals can be bioaccumulated and bioamplified

through the food chain with major health risks to human beings [6]. Fish occupy a high trophic level and have a considerable capacity for bioaccumulation. They are a significant source of food for the human population and are often used as bioindicators of pollution in aquatic ecosystems [7]. The objective of this study was to evaluate the level of aquatic pollution by certain heavy metals (Cd, Cr, Cu, Pb and Zn) in Hammam Grouz Dam of Mila, by the application of a biological approach using two fish species (*Cyprinus carpio* and *Barbus setivimensis*) as bioindicators and confirm the suitability for human consumption of these fish species.

## Materials and methods

### Presentation of the study region

Hammam Grouz Dam is a principal dam in eastern Algeria. It is located in Mila province (400 km northeast of Algiers) (Figure 1). It is drained by the high valley of Rhumel. This dam has always played a key role in the management of water in Mila. Previously used as a source of drinking water, it is now used for the irrigation of agricultural areas.

### Sources of pollution

The Dam is located close to the following possible sources of pollution:

- Two important roads (the national road N°05 and the East-West highway);
- The municipal solid waste landfill at Chelghoum El aid;
- Domestic wastewater and industrial effluents from the same municipality, flowing continuously into the dam through the Rhumel River.



**Figure 1.** Satellite image shows the location of Hammam Grouz Dam water and the sampling stations.

- Agricultural activities in the region through the use of pesticides and fertilizers, with a total area estimated to be 99,000 hectares, dominated by the cultivation of cereals and vegetables, almost around the dam;
- The dam is very close to the quarries of Grouz, which produce sands and construction materials.

### Sample collection

Water and sediment samples were collected during each season (autumn, winter, spring and summer) from November 2014 to August 2015 at eight different stations.

Fish samples (*C. carpio* and *B. setivimensis*) were obtained during August 2015. After dissection, we chose four tissues: gills, livers, kidneys and muscles. In order to obtain reliable results, we fished nine fish of each species of different sizes and weights (Table 1).

The geographical coordinates of eight sampling stations are as follows:

- S1 (36°12'52.17"N; 6°15'55.46"E);
- S2 (36°13'11.91"N; 6°16'11.64"E);
- S3 (36°13'29.53"N; 6°16'41.39"E);
- S4 (36°13'40.81"N; 6°17'05.82"E);
- S5 (36°13'22.61"N; 6°16'05.98"E);
- S6 (36°13'46.50"N; 6°16'31.38"E);
- S7 (36°13'53.55"N; 6°16'51.56"E);
- S8 (36°13'58.03"N; 6°16'36.21"E).

### Preparation of samples for analysis

Water samples were taken from the shoreline of the study area using polyethylene bottles as recommended in Rodier et al. [8].

Sediment samples were collected and prepared by the method used by Ajima et al. [9].

The tissues of fish were prepared after drying according to the Association of Official Analytical Chemists (AOAC) method [10].

The concentrations of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn were determined by SHIMADZU AA6200 spectrophotometer, using different cathode lamps with an acetylene flame. The cathode lamps had a wavelength range of 190–900 nm.

### Bioconcentration factor

The bioconcentration factor (BCF) in fish tissues was calculated according to the method used by Rashed [11].

$$\text{BCF} = \text{M tissue}/\text{Mwater};$$

**Table 1.** Size and weight of fish species studied (Mean  $\pm$  SD, limits values,  $n = 18$ ).

Species	Lengths (cm)	Weight (g)
<i>Cyprinus carpio</i>	30.16 $\pm$ 4.34 (24.50–36.50)	731.33 $\pm$ 374.25 (380.00–1150.00)
<i>Barbus setivimensis</i>	31.87 $\pm$ 4.39 (27.00–38.00)	786.89 $\pm$ 418.59 (398.00–1265.00)

M tissue: Heavy metal concentration in fish tissue;

M water: Heavy metal concentration in water.

The results were subjected to statistical study through the analysis of variance (ANOVA) using Excel Stat software.

## Results

### *Seasonal and annual heavy metal concentrations in water of Hammam Grouz Dam*

Table 2 presents the results of seasonal and annual heavy metal concentrations in the water samples of Hammam Grouz Dam.

In the water samples of Hammam Grouz Dam, the main concentration of heavy metals, Cd, Cr, Cu, Pb and Zn were 0.039, 0.370, 0.415, 0.163 and 1.212 mg/l, respectively (Table 2). The highest levels of metals in water were observed during summer. The lowest levels were measured during winter. The order of metal concentrations in water was Zn < Cu < Cr < Pb < Cd. The seasonal variations in the levels of metals (Cr, Cu, Pb and Zn) in water are given a significant difference ( $p < 0.05$ ). But no significant differences were shown at  $p < 0.05$  in the levels of Cd.

### *Seasonal and annual heavy metals concentrations in sediment of Hammam Grouz Dam*

Table 3 presents the results of seasonal and annual heavy metal concentrations in the sediment samples of Hammam Grouz Dam.

The maximum concentrations of heavy metals in sediment were; Cd = 1.585 mg/l, Cr = 5.600 mg/l, Cu = 2.855 mg/l, Pb = 11.859 mg/l and Zn = 67.501 mg/l observed in summer. The order of metals content in sediment was Zn < Pb < Cr < Cu < Cd. The seasonal variations in the levels of metals (Cd, Cr, Cu, Pb and Zn) in sediment showed a significant difference ( $p < 0.05$ ). Although the annual concentration of all metals analysed was found to be higher in sediment compared to water, the Zn levels were the highest and those of Cd were the lowest in the water and sediments (Table 3).

**Table 2.** Seasonal and annual heavy metals concentrations in water (mg/l) samples of Hammam Grouz Dam (Mean  $\pm$  SD, limits values,  $n = 32$ ).

Season	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Autumn	0.035 $\pm$ 0.007 (0.025–0.045)	0.302 $\pm$ 0.098* (0.150–0.478)	0.365 $\pm$ 0.066* (0.258–0.459)	0.182 $\pm$ 0.021* (0.149–0.212)	1.227 $\pm$ 0.498* (0.798–2.023)
Winter	0.031 $\pm$ 0.028 (0.012–0.099)	0.291 $\pm$ 0.106* (0.145–0.425)	0.289 $\pm$ 0.042* (0.202–0.325)	0.092 $\pm$ 0.015* (0.068–0.121)	0.765 $\pm$ 0.227* (0.425–0.965)
Spring	0.038 $\pm$ 0.010 (0.025–0.052)	0.420 $\pm$ 0.030* (0.378–0.455)	0.466 $\pm$ 0.050* (0.369–0.525)	0.141 $\pm$ 0.047* (0.072–0.195)	1.185 $\pm$ 0.589* (0.425–2.154)
Summer	0.051 $\pm$ 0.081 (0.010–0.250)	0.469 $\pm$ 0.054* (0.385–0.524)	0.562 $\pm$ 0.092* (0.389–0.654)	0.237 $\pm$ 0.074* (0.098–0.305)	1.672 $\pm$ 0.886* (0.520–2.850)
Annual	0.039 $\pm$ 0.009 (0.010–0.250)	0.370 $\pm$ 0.088 (0.145–0.524)	0.415 $\pm$ 0.117 (0.202–0.654)	0.163 $\pm$ 0.061 (0.068–0.305)	1.212 $\pm$ 0.371 (0.425–2.850)

\*Signifie: ANOVA Significant difference between seasons marked at  $p < 0.05$ .

**Table 3.** Seasonal and annual heavy metals concentrations in sediment (mg/kg) samples of Hammam Grouz Dam (Mean  $\pm$  SD, limits values,  $n = 32$ ).

Season	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Autumn	1.058 $\pm$ 0.333* (0.500–1.560)	3.212 $\pm$ 0.749* (2.350–4.750)	2.578 $\pm$ 0.877* (1.420–3.980)	4.202 $\pm$ 2.054* (1.340–8.250)	32.221 $\pm$ 9.024* (18.250–44.250)
Winter	0.690 $\pm$ 0.354* (0.165–1.058)	2.940 $\pm$ 1.293* (0.940–4.650)	1.299 $\pm$ 0.544* (0.850–2.300)	3.611 $\pm$ 0.700* (2.790–4.470)	26.981 $\pm$ 9.789* (13.135–45.600)
Spring	1.793 $\pm$ 0.804* (0.690–3.210)	7.300 $\pm$ 2.545* (4.300–10.750)	2.454 $\pm$ 0.647* (1.580–3.450)	19.345 $\pm$ 3.846* (13.250–25.120)	37.266 $\pm$ 6.472* (29.200–48.150)
Summer	2.802 $\pm$ 1.141* (0.650–4.550)	8.946 $\pm$ 2.764* (4.700–13.250)	5.090 $\pm$ 2.175* (3.49–9.815)	20.276 $\pm$ 4.294* (13.130–27.970)	173.538 $\pm$ 25.856* (125.350–194.300)
Annual	1.585 $\pm$ 0.932 (0.165–4.550)	5.600 $\pm$ 2.993 (0.940–13.250)	2.855 $\pm$ 1.598 (0.850–9.815)	11.859 $\pm$ 9.193 (1.340–27.970)	67.501 $\pm$ 70.815 (13.135–194.300)

\*Signifie: ANOVA Significant difference between seasons marked at  $p < 0.05$ .

### Heavy metals concentrations in fish tissues

Table 4 presents the results of the levels of heavy metals in the gill, liver, muscle and kidney of *C. carpio* and *B. Setivimensis*.

The concentration of heavy metals in tissues of *C. carpio* and *B. setivimensis* shows that all fish species have accumulated heavy metals to varying degrees in their tissues (Table 4). The Cr concentration was the highest of the heavy metals in the tissues of all fish species studied and Cd was the least. The highest concentration of heavy metals was recorded in the gill. The least was recorded in the muscle. Our results for the statistical analysis showed that there was a significant difference ( $p > 0.05$ ) in the mean values of heavy metals in the tissues of all fish studied. The order of the level of concentration of heavy metals in the tissues was gill > liver > kidney > muscle.

### Discussion

Mean heavy metals concentrations recorded during the present study in water, sediment and fish of the Hammam Grouz Dam were compared to those published in other environmental studies using fish as bioindicators, and also to international guidelines (Tables 5–7).

### Heavy metals concentrations in water samples of Hammam Grouz Dam

The concentrations of all the studied heavy metals (Cd, Cr, Cu, Pb and Zn) in water samples collected in Hammam Grouz Dam were significantly higher compared to the heavy metals levels in the Dahmouni Dam (Algeria) [12], and in Oued Medjerda (Algeria) [13]. The levels of heavy metals in this study were lower than in Mbaa River (Nigeria) [9], and Marmara Lake in Turkey [14]. Heavy metal concentrations in the water of Hammam Grouz Dam were also compared with international guidelines for water-quality standards. Cu concentrations in the water were very close to the values of the quality guidelines for human consumption published by the WHO (World Health Organization, 1993) [15] and the USEPA (United States Environmental Protection Agency, 2002) [16]. The other elements (Cd, Cr, Pb and Zn) investigated significantly exceeded the WHO and USEPA limits (Table 5).

There are differences among the four sampling dates, with higher concentrations of metals during summer and lower concentrations in winter. This may be explained by meteorological conditions and the polluting load of different sources of pollution, such as domestic

**Table 4.** Heavy metal concentrations in fish tissues ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight) fished at Hammam Grouz Dam (Mean  $\pm$  SD, limits values,  $n = 36$ ).

Tissues	Cd ( $\mu\text{g/g}$ )*	Cr ( $\mu\text{g/g}$ )*	Cu ( $\mu\text{g/g}$ )*	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )*	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )*
<i>C. carpio</i>					
Gill	0503 $\pm$ 0063 (0360–0580)	8.659 $\pm$ 5.477 (4.490–16.890)	1.013 $\pm$ 0.101 (0.760–1.100)	0.446 $\pm$ 0.089 (0.330–0.580)	3.606 $\pm$ 1.170 (2.380–5.840)
Liver	0080 $\pm$ 0049 (0010–0150)	0.220 $\pm$ 0.065 (0.050–0.260)	0.230 $\pm$ 0.073 (0.150–0.360)	0.300 $\pm$ 0.041 (0.210–0.350)	3.527 $\pm$ 0.714 (1.980–3.790)
Muscle	0003 $\pm$ 0260 (0000–0660)	5.388 $\pm$ 2.682 (2.920–9.240)	0.160 $\pm$ 0.036 (0.080–0.190)	0.097 $\pm$ 0.045 (0.030–0.150)	0.186 $\pm$ 0.071 (0.020–0.230)
Kidney	0005 $\pm$ 0009 (0000–0020)	4.697 $\pm$ 2.334 (2.950–8.150)	0.002 $\pm$ 0.004 (0.000–0.010)	0.003 $\pm$ 0.005 (0.000–0.010)	0.002 $\pm$ 0.004 (0.000–0.010)
Total <i>C. carpio</i>	18.898 $\pm$ 10.483 (10.830–34.370)	1.307 $\pm$ 0181 (1.040–1.620)	0.801 $\pm$ 0120 (0.680–1.070)	6.770 $\pm$ 1.774 (4.410–9.340)	
<i>B. setivimensis</i>					
Gill	0941 $\pm$ 0295 (0560–1.560)	45.939 $\pm$ 25.285 (19.580–91.330)	7.347 $\pm$ 5.457 (1.930–17.050)	7.577 $\pm$ 5.908 (0.950–17.880)	49.101 $\pm$ 32.225 (17.25–107.010)
Liver	0549 $\pm$ 0296 (0220–1.050)	19.123 $\pm$ 6.233 (10.790–29.050)	0.614 $\pm$ 0.245 (0.220–0.940)	6.588 $\pm$ 4.676 (0.910–14.130)	19.327 $\pm$ 5.815 (11.490–28.100)
Muscle	0200 $\pm$ 0174 (0000–0.480)	8.666 $\pm$ 2.354 (5.210–13.010)	0.443 $\pm$ 0.133 (0.260–0.650)	Nd	0.007 $\pm$ 0.166 (0.000–0.050)
Kidney	0100 $\pm$ 0042 (0030–0.170)	20.084 $\pm$ 8.956 (9.280–36.050)	0.048 $\pm$ 0.049 (0.000–0.140)	Nd	0.010 $\pm$ 0.018 (0.000–0.050)
Total <i>B. setivimensis</i>	93.812 $\pm$ 37.086 (49.87–146.61)	8.452 $\pm$ 5.577 (3.080–18.300)	14.164 $\pm$ 9.633 (4.640–32.010)	68.444 $\pm$ 35.409 (31.830–131.610)	

\*Signif: ANOVA Significant difference between organs marked at  $p < 0.05$ . Nd Signif: the values not detected.

**Table 5.** Heavy metal concentrations in water (mg/l) determined in other studies and guidelines.

Location	Location	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
This study	Hammam Grouz dam (Algeria)	0.039	0.370	0.415	0.163	1.212
Chellali and Guendouz [12]	Dahmouni dam (Algeria)	0.036	0.013	0.050	0.010	0.293
Nait-Merzoug and Merazig [13]	Oued Medjerda (Algeria)	1.201	–	–	0.117	–
Ajima et al. [9]	Mbaa River (Nigeria)	0.440	–	1.060	2.080	0.650
Yabanli et al. [14]	Marmara Lake (Turkey)	0.020	1.350	0.330	1.060	–
USEPA [16]		0.01	0.05	1.3	0.05	0.5
WHO [15]		0.01	0.05	2	0.05	–

**Table 6.** Heavy metal concentrations in sediment (mg/kg) determined in other studies and guidelines.

Location	Location	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
This study	Hammam Grouz dam (Algeria)	1.585	5.600	2.855	11.859	67.501
Barakat et al. [21]	Day River (Morocco)	1.270	102.270	108.620	109.010	100.130
Abrid et al. [22]	Sidi Chahed dam (Morocco)	2.320	55.180	8.600	14.740	38.250
Coulibaly et al. [23]	Bietri Bay (Ivory Coast)	0.580	–	42.150	3.530	17.030
Ajima et al. [9]	Mbaa River (Nigeria)	1.090	–	5.640	8.230	3.180
USEPA [16]		–	<25	<25	<40	<90
WHO [15]		6	5	25	40	120
European background values [29]		0.1–1	–	2–100	31	–

**Table 7.** Heavy metal concentrations in muscle of fish studied ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight) determined in other studies and guidelines.

Location	Location	Muscle of fish	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
This study	Hammam Grouz dam (Algeria)	<i>C. carpio</i>	0.003	5.388	0.160	0.097	0.186
		<i>B. setivimensis</i>	0.200	8.666	0.443	Nd	0.007
Ajima et al. [9]		<i>P. guentheri</i>	0.050	–	0.300	1.020	0.280
		<i>P. pulcher</i>	0.280	–	0.340	1.480	0.490
		<i>L. rohita</i>	0.427	0.219	0.398	0.393	0.428
Derrag et al. [41]	Sikkak Dam (Algeria)	<i>C. carpio</i>	0.130	–	0.090	1.610	18.800
Yancheva et al. [42]	Topolnitsa reservoir (Bulgaria)	<i>C. carpio</i>	0.300	–	0.300	0.200	0.820
WHO/FAO [43]			0.1	10	3.0	0.5	50
European Commission [26]			0.05	–	1.0	0.3	>100

wastewater, industrial effluents and agricultural activities in the study area. The summer weather has combined effects of increased evaporation and decreased rainfall. These factors may lead to higher metal concentrations as reported by Ben Salem et al. [17], Tekin-Özan, Kir [18], Duman, and Kar [19]. Moreover, the concentration decrease in the rainy autumn (as opposed to summer) season might result from rainfall effects which could increase the lixiviation process and contribute to the dilution of heavy metals during the wet season, as Khattabi and Aleya found [20] (Table 2).

### Heavy metal concentrations in sediment samples of Hammam Grouz dam

The concentrations of heavy metals in sediment from Hammam Grouz Dam were higher than in the water samples.

Except for Cd, the main concentrations of heavy metals studied in sediment from the Hammam Grouz Dam were significantly lower than those reported in Day River (Morocco)

[21]. Although Zn concentrations were higher than in the Sidi Chahed Dam (Morocco) sediment [22], Cd, Pb and Zn concentrations were significantly lower than the values reported by Coulibaly et al. [23] and Ajima et al. [9] in Bietri Bay (Ivory Coast) and Mbaa River (Nigeria) respectively (Table 6).

Heavy metal concentrations obtained from the collected sediment samples in Hammam Grouz Dam were also compared to the USEPA Sediment Quality Guidelines. According to the guidelines, sediments are defined as unpolluted (Table 5). Heavy metal concentrations were also compared to the WHO guidelines, and did not exceed the probable effect concentration levels, except for the Cr.

The levels of heavy metals present in sediments indicate the level of pollution and could act as a source of solubilisation into water depending on the physicochemical parameters and the uptake by benthic organisms [24]. Sediments are important reservoirs for heavy metals and help to mobilise contaminants in aquatic ecosystems [11]. Sediments are a major repository of heavy metals, holding more than 99% of the total amount of metal present in the aquatic system [25].

### **Heavy metals concentrations in fish tissues of Hammam Grouz Dam**

In regard to human consumption, studies of the bioaccumulation of heavy metals in fish tissues are crucial. Considerable variations have been reported worldwide. These may be related to metabolism and feeding patterns.

The gill tissues help to regulate metal ions and nitrogenous waste excretion, which signifies a key role for these tissues at the interface with the environment [27]. Essential metals such as Cu and Zn and non-essential metals, including Cd, Cr and Pb, are toxic even in trace amounts and have been reported to be bioaccumulated in both fish species [28]. There may be a higher accumulation of heavy metals in the gill because gills are in direct contact with the contaminated water allowing relatively easy penetration of the metals through the thin epithelium (Table 4). Previous studies have identified the gill as possessing the thinnest epithelium [9,28,29].

Accumulation of metals in different fish species depends on the bioavailable metal concentration in the abiotic components of their habitats, their feeding habits, ecological needs, metabolism, age, and size of the fish [9]. The relatively lower concentration of heavy metals recorded in the muscle compared to the gills and liver suggests the transfer of these metals from the gill to the liver during metabolic processes [9,30]. Muscles are not active tissues for bioaccumulation compared to the gills and liver [9,31–33].

Differences in metal accumulation in fish tissues are conditioned by some factors depending on the intensity of fish metabolism. After incorporation into the fish body, heavy metals were distributed among different tissues via a process that depends on biological needs [34].

The differences between bioaccumulation of metals in the different organs studied may be connected to the differences in the physiological roles of each organ. Our results are consistent with those of Edward et al. [35] and Nwani et al. [36] who reported that the gill has the highest accumulation of heavy metals in fish species at Afikpo and Odo-Ayo Rivers in Nigeria. In addition, Stancheva et al. and Ben Salem et al. reported similar results in the Bulgarian Black Sea Coast and in a draining system pond in France [37,38]. But these results differ from the results of Olaifa et al. who found lower concentrations of heavy metals in the gills compared to muscles and intestines of *C. gariepinus* in the Lake of Ibadan, Nigeria [39].

The muscles are the principal edible part of the fish and can directly affect human health; this is why we have compared the concentrations of heavy metals obtained in muscles to those results in other studies and guidelines (Table 7).

The WHO standards reflect the understanding that cadmium is a highly toxic element for all fish [14]. The occupational levels of Cd exposure prove to be a risk factor for chronic lung disease and testicular degeneration [37]. In this study, the *lowest* concentration of Cd was recorded in the muscle of *C. carpio* and in the kidney of *B. Setivimensis*. The *highest* mean contents were found in gills for all fish (Table 2). Cadmium is a non-essential metal that is potentially toxic to most freshwater organisms including fish as well as wild life; many studies have shown that cadmium poses a serious ecological threat and contributes greatly to toxicity [40].

This study shows concentrations of Cd ( $0.003 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight) in muscles of *C. carpio* lower than that reported by several authors for a number of fish species, whether in polluted area, Ajima et al. [9], Derrag et al. [41], and Yancheva et al. [42]. The concentrations of Cd in *b. setivimensis* are higher than those reported by Ajima et al. [9] in *P. guentheri* at Mbaa River (Nigeria) [9], and are similar to those observed by Derrag et al. [41] in *C. carpio* tissues at Sikkak Dam (Algeria). This study found a concentration of Cd ( $0.003 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight) in *C. carpio* in muscles *lower than* the maximum permissible value recommended by WHO/FAO and European Commission (2006) [43]. Nevertheless, the level of Cd observed in *B. Setivimensis* muscles is higher than these permissible limits (Table 7).

Chromium is widely used in industry. When fish are poisoned acutely with chromium compounds, body surfaces become covered with mucus, the gill epithelium can be harmed and the fish can die with suffocation symptoms. In the body cavities of fish poisoned by chromium compounds, an accumulation of orange yellow liquid is observed [40]. In this study also, during the dissection of fish, yellow liquid accumulation was observed in the body cavities.

The concentration of Cr in muscles for our study ( $5.388 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight in *C. carpio* and  $8.666 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight in *B. Setivimensis*) is higher than reported by Malik et al. in a Bhopal lake (India) [3] (Table 7). Canli and Atli determined  $2.22 \text{ mg/kg}$  of Cr in muscle tissues of European pilchard (*S. pilchardus*) in North Mediterranean [44], that value was almost three times lower than the mean value of *C. carpio* and four times lower than the mean value of *B. Setivimensis*, which was obtained from muscle tissues in this study. Nevertheless, Muhammad et al. detected  $91.3 \mu\text{g/g}$  in muscles of *W. Attu*, taken from Warsak Dam (Pakistan) [45]. That value was almost seventeen times higher than the mean value of *C. carpio* and ten times higher than the mean value of *B. Setivimensis*, which was obtained from muscle tissues in this study. The concentration of Cr in muscles of fish (*C. carpio* and *B. Setivimensis*) for this study is lower than the maximum permissible value recommended by WHO/FAO (Table 7).

Although copper is an essential element that is regulated by physiological mechanisms in most organisms [9], the accumulation of Cu at high concentrations could pose health risks to animals and human beings [46].

The concentration of Cu ( $0.160 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight in *C. carpio*) in muscles in our study is lower than that reported by several authors for a number of fish species (Table 7), such as *P. guentheri* and *P. pulcher* (Mbaa River of Nigeria; Ajima et al. [9]), *C. carpio* (Sikkak Dam (Algeria); Derrag et al. [41]), and *C. carpio* (Topolnitsa reservoir (Bulgaria); Yancheva et al. [42]). But the concentration of Cu in *B. Setivimensis* in muscles in this study is higher than

those reported by Ajima et al. for *P. guentheri* in Mbaa River (Nigeria) [9], and is similar to those observed by Derrag et al. for *C. carpio* in Sikkak Dam (Algeria) [41] (Table 7).

The maximum acceptable limit for Cu recommended by WHO/FAO is 3.0 mg/kg and 1.0 for the European Commission (2006) [43]. Thus, the consumption of fish from the study area may not pose any health hazard from Cu.

Lead can cause neuropsychological and functional decline in human beings [47]. The levels of Pb ( $0.0970 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight in *C. carpio*) in muscles in this study is lower than those reported by several authors (Table 7), such as *P. guentheri* and *P. pulcher* (Mbaa River of Nigeria; Ajima et al.) [9], *C. carpio* (Sikkak Dam; Algeria; Derrag et al.) [41], and *C. carpio* (Topolnitsa reservoir; Bulgaria; Yancheva et al.) [42]. The concentration of Pb in muscles of *C. carpio* for this study is lower than the maximum permissible value recommended by WHO/FAO and the European Commission (2006) (Table 7).

Lead concentrations in the muscle of *B. Setivimensis* collected in Hammam Grouz dam were below the detection limits (0.01 mg/l) of the AAS (atomic absorption spectrophotometry) instrument. Consequently, the concentrations of Pb were lower than the permissible limits of WHO/FAO and the European Commission (2006) (Table 7). Heavy metals may accumulate in human beings via food chain magnification. Bioaccumulation in the lower portion of the food chain and bioconcentration in various fish organs is a constant risk. According to Fernandes et al. organisms do not generally absorb high concentrations of pollutants, but if they are, the organism's metabolism can tolerate and/or excrete them [48]. Accordingly, we can conclude that the elimination of non-essential metals is greater than their accumulation in the studied population of *B. Setivimensis*.

Zinc is required in several cellular processes, either as a structural component of regulatory proteins or as a catalytic part of enzymes. When accumulated in high amounts, zinc can be harmful to all living organisms, including fish [49].

The concentration of Zn was  $0.186 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight in *C. carpio* and  $0.007 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  dry weight in *B. Setivimensis* in muscles in our study. This is lower than levels reported by many authors, such as Ajima et al. [9], Derrag et al. [41], and Yancheva et al. [42] (Table 7).

The levels of zinc in the muscles of fish (*C. carpio* and *B. Setivimensis*) in this study are lower than the limit required by WHO/FAO and the European Commission (2006); thus, consumption of fish from Hammam Grouz Dam may not lead to zinc toxicity (Table 7).

### Bioconcentration factor

Figures 2–4 show the values (BCF) of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn in tissues of *C. carpio* and *B. setivimensis* calculated from the reference values in the Hammam Grouz Dam.

Our study showed that BCF of heavy metals in fish exceeds one (1). When the BCF of fish exceeds one (1), the fish are accumulating heavy metal [11]. Our data show that all fish species (*C. carpio* and *B. setivimensis*) bioaccumulate the heavy metals (Cd, Cr, Cu, Mn, Pb and Zn) from the Hammam Grouz Dam. The species of *B. setivimensis* shows very high BCF values compared to values recorded in *C. carpio* (Figure 1).

The BCF in the gill, liver, muscle, and kidney of the fish species studied (Figures 2 and 3) showed remarkable accumulation of the heavy metals in different tissues, which may indicate the physiological potential of each organ in the fish. There were higher BCF of the heavy metals in the gills compared to liver, muscles and kidney. The BCF is in the order gill > liver > muscle > kidney. The high concentration of the metals in the gills could be

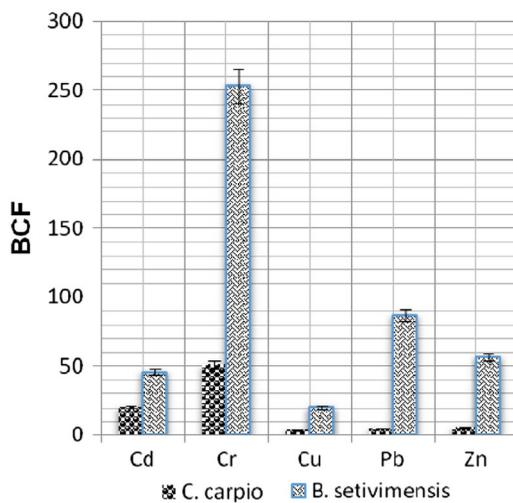


Figure 2. Values (BCf) of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn in *C. carpio* and *B. setivimensis*.

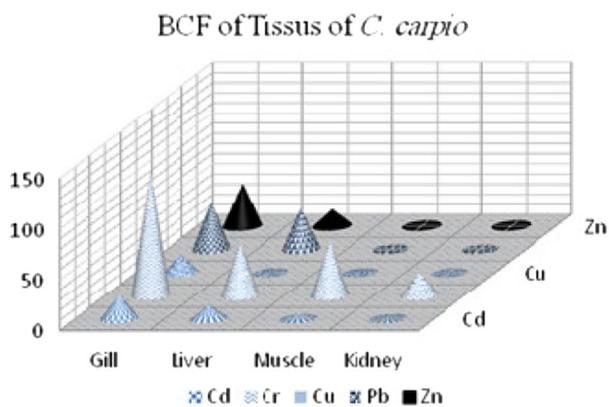


Figure 3. Values (BCF) of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn in *C. carpio*.

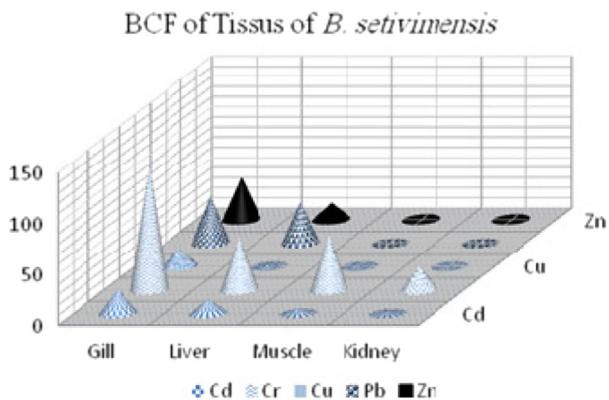


Figure 4. Values (BCF) of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn in *B. setivimensis*.

attributed to element complexation with the mucus covering in the gills, which cannot be eliminated from the gill lamellae before analysis [50]. The BCF for Cr was the highest. The lowest was recorded for Cu in all fish species. The accumulation of heavy metals in the fish is attributed to agricultural and anthropogenic sources. The use of fertilisers can increase the concentration of heavy metals, which may reach aquatic organisms, and thence human beings, through agricultural runoff [51]. According to our results, heavy metal accumulation is generally more pronounced in gills and liver than in muscle, as active metabolite organs accumulate higher amounts of heavy metals than muscle [52]. The fish gills are in direct contact with water and their metal concentrations are related to metal availability and the amount of mucus [53]. The liver is known to be the active central site of metal uptake and storage and it plays an important role in detoxification and excretion [54]. Hence, liver and gills are the most suitable tissues as environmental indicators of water pollution [55]. In addition, muscle generally exhibited low metal levels. Muscle is not an active tissue with respect to metal accumulation [31].

## Conclusion

It has been observed that except for Cu, the concentration of heavy metals (Cd, Cr, Pb and Zn) in the water of Hammam Grouz Dam exceeds the WHO and USPEA standards. In sediment, it was found that only the concentrations of Cd and Cr exceed WHO and USPEA standards. It was found that the concentrations of the metals studied varied significantly from one season to another at  $p \leq 0.05$ . Maximum values were recorded during the summer and minimum values were recorded during the winter, depending on the weather conditions that influence the pollutant load in the study area and the dilution factor which changes the levels of heavy metals in the aquatic environment.

It was seen that all fish species bioaccumulated high concentrations of metals in their tissues. The gills of all of the fish studied accumulated very high concentrations in contrast with the livers, muscles and kidneys, probably because fish generally aspirate by filtering the water. In this study, the most bioaccumulated heavy metal in fish tissues was chromium and the least bioaccumulated heavy metal was cadmium. The BCF shows that fish studied species accumulate high levels of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Pb and Zn) in their tissues compared to the initial water content of the Hammam Grouz Dam. It was confirmed that *C. carpio* and *B. setivimensis* are sensitive bioindicators and they are suitable for biomonitoring of heavy metals pollution in aquatic ecosystems.

*B. setivimensis* species accumulate higher concentrations of metals than *C. carpio*. When all fish tissues (gill, liver, muscle, kidney) were analysed in terms of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Pb and Zn), it was determined that there is a threat to public health on the basis of a comparison between observed concentrations and WHO Food Standards. The muscles are the parts consumed by human beings and when their concentrations are compared to Food Standards, it was determined that there was no threat to public health. The present study indicates that the Hammam Grouz Dam is suitable for fishing and the fish safe for human consumption. But it is probable that heavy metal bioaccumulation in fish tissues may increase if causal factors continue unchecked. It is advisable to monitor heavy metal levels at this site's inflow via fish tissue analyses.

## Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

## References

- [1] Giguere, A., Campbell, P.G.C., Hare, L., McDonald, D.G. and Rasmussen, J.B., 2004, Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**, 702–716.
- [2] FAO, 1992, Committee for Inland Fisheries of Africa, Report of the Third Session of the Working Party on Pollution and Fisheries, Accra, Ghana, 25–29 November 1991, FAO Fisheries Report, 471. (Rome: FAO).
- [3] Malik, N., Biswas, A.K., Qureshi, T.A., Borana, K. and Virha, R., 2010, Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. *Environmental Monitoring and Assessment*, **160**(1–4), 267–276.
- [4] Linnik, P.M. and Zubenko, I.B., 2000, Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy metal compounds. *Lakes and Reservoirs Research and Management*, **5**(1), 11–21.
- [5] Gupta, A., Rai, D.K., Pandey, R.S. and Sharma, B., 2009, Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. *Environmental Monitoring and Assessment*, **157**, 449–458.
- [6] Agah, H., Leermakers, M., Elskens, M., Fatemi, S.M.R. and Baeyens, W., 2009, Accumulation of trace metals in the muscles and liver tissues of five fish species from the Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*, **157**, 499–514.
- [7] Blasco, J., Rubio, J.A., Forja, J., Gomez-Parra, A. and Establier, R., 1998, Heavy metals in some fishes of the mugilidae family from salt-pounds of Codiz Bay SW Spain. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **1**, 71–77.
- [8] Rodier, J., Legube, B. and Merlet, N., 2009, l'Analyse de l'Eau [Analysis of Water], 9th edn. (Paris: Dunod).
- [9] Ajima, M.N.O., Nnodi, P.C., Ogo, O.A., Adaka, G.S., Osuigwe, D.I. and Njoku, D.C., 2015, Bioaccumulation of heavy metals in Mbaa River and the impact on aquatic ecosystem. *Environmental Monitoring and Assessment*, **187**(768), 2–9.
- [10] AOAC, 1995, Official Methods of Analysis of AOAC International. 16th ed., Vol. 1 (Cunniff, P. Ed.), (Arlington, VA: AOAC International).
- [11] Rashed, M.N., 2001, Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. *Environment International*, **27**, 27–33.
- [12] Chellali, R. and Guendouz, A., 2015, Evaluation of irrigation water quality of dam Dahmouni in Cheliff watershed upstream of Boughzoul, Algeria. *Journal of Materials and Environmental Science*, **6**(12), 3609–3619.
- [13] Nait-Merzoug, A. and Merazig, H., 2012, Water pollution of Oued Medjerda in Algerian Souk Ahras region. *Water Quality Monitoring and Assessment*, **24**, 527–540.
- [14] Yabanli, M., Yozukmaz, A. and Sel, F., 2014, Bioaccumulation of heavy metals in tissues of the gibel carp *Carassius gibelio*: example of Marmara Lake, Turkey. *Russian Journal of Biological Invasions*, **5**(3), 217–224.
- [15] WHO (World Health Organization), 2003, Guidelines for Drinking Water Quality, Vol. 1. Recommendation, (Geneva: WHO).
- [16] USEPA (US Environmental Protection Agency), 2002, National Recommended Water Quality Criteria: 2002-Correction: EPA-822-R-02-047, (Washington, DC).
- [17] Ben Salem, Z., Laffray, X., Ashoour, A., Ayadi, H. and Aleya, L., 2014, Metal accumulation and distribution in the organs of Reeds and Cattails in a constructed treatment wetland (Etueffont, France). *Ecological Engineering Journal*, **64**, 1–17.

- [18] Tekin-Özan, S. and Kir, I., 2008, Seasonal variations of heavy metals in some organs of carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) from Beysehir Lake (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, **138**, 201–206.
- [19] Duman, F. and Kar, M., 2012, Temporal variation of metals in water, sediment and tissues of the European Chup (*Squalius cephalus* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **89**, 428–433.
- [20] Khattabi, H. and Aleya, L., 2007, The dynamics of macroinvertebrate assemblage's in response to environmental change in four basins of the Etueffont landfill leachate (Belfort, France). *Water, Air and Soil Pollution*, **185**, 63–77.
- [21] Barakat, A., El Baghdadi, M., Rais, J. and Nadem, S., 2012, Assessment of heavy metal in surface sediments of day river at Beni-Mellal Region, Morocco. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, **4**(8), 797–806.
- [22] Abrid, D., El Hmaidi, A., Abdallaoui, A. and Essahlaoui, A., 2014, Study of trace metals in surface sediments of the Dam Reservoir Sidi Chahed (Meknes, Morocco). *The International Journal of Engineering and Science*, **3**, 23–32.
- [23] Coulibaly, A.S., Monde, S., Amani, E.M., Aka, K., Akobé, A.C. and Gérard, B., 2014, Caractérisation des Indices de Pollution (Igeo, Pli, Tec et Pec) d'un Environnement Estuarien à Forte Pression Anthropique: la Baie de Bietry (Côte d'Ivoire, Golf de Guinée) [Characterisation of the Pollution Indices (Igeo, Pli, Tec and Pec) of an Estuarine Environment with strong Anthropic Pressure: Bietry Bay (Golf of Guinea, Ivory coast)]. *International Journal of Advanced Information in Engineering Technology*, **4**(4), 10–14.
- [24] Ogoyi, D.O., Mwita, C.J., Nguu, E.K. and Shiundu, P.M., 2011, Determination of heavy metal content in water, sediment and microalgae from Lake Victoria, East Africa. *The Open Environmental Engineering Journal*, **4**, 156–161.
- [25] Ozturk, M., Ozozen, G., Minareci, O. and Minareci, E., 2009, Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsardam Lake in Turkey. *Iran Journal of Environmental Health and Science Engineering*, **6**(2), 73–80.
- [26] European Commission, 2006, Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006, Setting Maximum Levels for Certain Contaminants in Foodstuffs, L 364/5, 20 December, Brussels.
- [27] Karthikeyan, S., Palaniappan, P.L.R.M. and Sabhanayakan, S., 2007, Influence of pH and water hardness upon nickel accumulation in edible fish *Cirrhinus mrigala*. *Journal of Environmental Biology*, **28**, 484–492.
- [28] Bebianno, M.J., Geret, F., Hoarau, P., Serafim, M.A., Coelho, M.R. and Gnassia-barelli, M., 2004, Biomarkers in *Ruditapes decussatus*: a potential bio-indicator species. *Biomarkers*, **9**, 305–330.
- [29] Oluyemi, E.A., Fenyuit, G.J., Oyekunle, J.A.O. and Ogunfowokan, A.O., 2008, Seasonal variations in heavy metal concentrations in soil and some selected crops at a landfill in Nigeria. *African Journal of Science and Technology*, **2**(5), 89–96.
- [30] Madhusadan, S., Fatima, L. and Nadim, C., 2003, Bioaccumulation of zinc and cadmium in fresh water fishes. *Indian Journal of Fisheries*, **50**(1), 53–65.
- [31] Visnjic-Jeftic, Z., Jaric, I., Jovanovic, L., Skoric, S., Smederevac-Lalic, M. and Nikcevic, M., 2010, Heavy metal and trace element accumulation in muscle, liver and gills of the Pontic shad (*Alosa immaculata* Bennet 1835) from the Danube River (Serbia). *Microchemical Journal*, **95**, 341–344.
- [32] Shukla, V., Dhankhar, M., Prakash, J. and Sastry, K.V., 2007, Bioaccumulation of Zn, Cu and Cd in *Channa punctatus*. *Journal of Environmental Biology*, **28**, 395–397.
- [33] Bajc, Z., Gacnik, K.S., Jenci, V. and Doganoc, D.Z., 2005, the content of Cu, Zn and Mn in Slovenian freshwater fish. *Slovenian Veterinary Research*, **42**, 15–21.
- [34] Zubcov, E., Zubcov, N., Ene, A., Bagrin, N. and Biletchi, L., 2010, The dynamics of trace elements in Dniester river ecosystems. *Journal of Science and Arts*, **2**, 281–286.
- [35] Edward, J.B., Idowu, E.O., Oso, J.A. and Ibidapo, O.R., 2013, Determination of heavy metal concentration in fish samples, sediment and water from Odo-Ayo River in Ado-Ekiti, Ekiti-State, Nigeria. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, **1**(1), 27–33.
- [36] Nwani, C.D., Nwachi, D.A., Okogwu, O.I., Ude, E.F. and Odoh, G.E., 2010, Heavy metals in fish species from lotic freshwater ecosystem at Afikpo. *Nigeria. Journal of Environmental Biology*, **31**(5), 595–601.

- [37] Stancheva, M., Makedonski, L. and Peycheva, K., 2014, Determination of heavy metal concentrations of most consumed fish species from Bulgarian Black Sea Coast. *Bulgarian Chemical Communications*, **46**(1), 195–203.
- [38] Ben Salem, Z., Capelli, N., Laffray, X., Elise, G., Ayadi, H. and Aleya, L., 2014, Seasonal variation of heavy metals in water, sediment and roach tissues in a landfill draining system pond (Etueffont, France). *Ecological Engineering*, **69**, 25–37.
- [39] Olaifa, F.E., Olaifa, A.K., Adelaja, A.A. and Owolabi, A.G., 2004, Heavy metal contamination of *Clarias gariepinus* from a lake and fish farm in Ibadan, Nigeria. *African Journal of Biomedical Research*, **7**, 145–148.
- [40] Min, X., Xie, X., Chai, L., Liang, Y., Li, M. and Ke, Y., 2013, Environmental availability and ecological risk assessment of heavy metals in zinc leaching residue. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, **23**, 208–218.
- [41] Derrag, Z., Dali, Y.N. and Mesli, L., 2014, Seasonal variations of heavy metals in common carp (*Cyprinus Carpio* L., 1758) collected from Sikkak Dam of Tlemcen (Algeria). *International Journal of Engineering Research and Applications*, **4**(1), 01–08.
- [42] Yancheva, V., Stoyanova, S., Velcheva, I., Petrova, S. and Georgieva, E., 2014, Metal bioaccumulation in common carp and rudd from the Topolnitsa reservoir, Bulgaria. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, **65**, 57–66.
- [43] WHO/FAO (World Health Organization/Food and Agriculture Organization of the United Nations), 1989, Heavy Metals – Environmental Aspects. Environment Health Criteria. No. 85, (Geneva).
- [44] Canli, M. and 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.
- [45] Sohail, M., Naeem, K.M., Chaudhry, A.S. and Qureshi, N.A., 2016, Bioaccumulation of heavy metals and analysis of mineral element alongside proximate composition in foot, gills and mantle of freshwater mussels (*Anodonta anatina*). *Rendiconti Lincei*, **27**(4), 687–696.
- [46] Bashir, F.H., Othman, M.S., Mazlan, A.G., Rahim, S.M. and Simon, K.D., 2013, Heavy metal concentration in fishes from the coastal waters of Kapar and Mersing, Malaysia. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **13**, 375–382.
- [47] Mason, L.H., Harp, J.P. and Han, D.Y., 2014, Pb neurotoxicity: neuropsychological effects of lead toxicity. *BioMedical Research International*, **214**, 1–8.
- [48] Fernandes, C., Fontainhas-Fernandes, A., Cabral, D. and Salgado, M.A., 2008, Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz-Paramoslagoon, Portugal. *Environmental, Monitoring and Assessment*, **136**, 267–275.
- [49] Ardakani, S.S. and Jafari, S.M., 2014, Assessment of heavy metals (Cu, Pb and Zn) in different tissues of common carp (*Cyprinus carpio*) caught from Shirinsu Wetland, Western Iran. *Journal of Chemical Health Risks*, **4**(2), 47–54.
- [50] Khalil, M. and Faragallah, H., 2008, The distribution of some leachable and total heavy metals in core sediments of Manzala Lagoon, Egypt. *Journal of Aquatic Research*, **34**(1), 1–11.
- [51] Conceição, F.T., Navarro, G.R.B. and Silva, A.M., 2013, Anthropogenic influences on Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn concentrations in soils and sediments in a watershed with sugar cane crops at São Paulo State, Brazil. *International Journal of Environmental Research*, **7**, 551–560.
- [52] Dural, M., Göksu, M.Z.L. and Özak, A.A., 2007, Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food Chemistry*, **102**, 415–421.
- [53] Reynders, H., Bervoets, L., Gelders, M., De Coen, W.M. and Blust, R., 2008, Accumulation and effects of metals in caged carp and resident roach along a metal pollution gradient. *Science of the Total Environment*, **391**, 82–95.
- [54] Kim, S.G. and Kang, J.C., 2004, Effect of dietary copper exposure on accumulation, growth and hematological parameters of the juvenile rockfish, *Sebastes schlegeli*. *Marine Environmental Research*, **58**, 65–82.
- [55] Henry, F., Amara, R., Courcot, L., Lacouture, D. and Bertho, M.L., 2004, Heavy metals in four fish species from the French coast of the Eastern English Channel and Southern Bight of the North Sea. *Environment International*, **30**, 675–683.