

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

UNIVERSITE DE JJEL

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT D'ECOLOGIE ET D'ENVIRONNEMENT



MEMOIRE

EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE MAGISTER EN BIOLOGIE

OPTION : ECOTOXICOLOGIE

THEME

**ETUDE DE L'IMPACT DU BARRAGE BENI HAROUN SUR
L'ENVIRONNEMENT : EFFETS ECOTOXICOLOGIQUES**

Présenté par :

Safia HABILA

Devant le Jury:

**Dr. BELGHOBSI M.
Dr. KHELILI S.
Dr. LEGHOUCHI E.
Dr. HOUHAMDI M.**

**M. C.
Pr.
Pr.
M. C.**

**UNIVERSITE DE JJEL
UNIVERSITE DE JJEL
UNIVERSITE DE JJEL
UNIVERSITE DE GUELMA**

**PRESIDENT
RAPPORTEUR
EXAMINATEUR
EXAMINATEUR**

2007-2008

جامعة جيجل
المكتبة المركزية
رقم الجرد: TH/235

574.9/3

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE DE JIJEL

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT D'ECOLOGIE ET D'ENVIRONNEMENT



MEMOIRE

EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE MAGISTER EN BIOLOGIE

OPTION : ECOTOXICOLOGIE

THEME

ETUDE DE L'IMPACT DU BARRAGE BENI HAROUN SUR
L'ENVIRONNEMENT : EFFETS ECOTOXICOLOGIQUES

Présenté par :
Safia HABIŁA

Devant le Jury:

| | | | |
|------------------|-------|----------------------|-------------|
| Dr. BELGHOBSI M. | M. C. | UNIVERSITE DE JIJEL | PRESIDENT |
| Dr. KHELILI S. | Pr. | UNIVERSITE DE JIJEL | RAPPORTEUR |
| Dr. LEGHOUCHI E. | Pr. | UNIVERSITE DE JIJEL | EXAMINATEUR |
| Dr. HOUHAMDI M. | M. C. | UNIVERSITE DE GUELMA | EXAMINATEUR |

2007-2008

Remerciements

Avant tout, je remercie le bon Dieu tout puissant qui m'a donné la force et la foi et de m'avoir permis d'arriver à ce stade là. Comme je tiens à remercier toute personne ayant participé à l'élaboration de ce présent mémoire.

Ma première pensée va tout naturellement à mon encadreur le professeur Smail Khelili qui suit fidèlement mon travail. Je tiens à le remercier pour son encadrement et son soutien. Je le remercie pour la confiance qu'il 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 également mes sincères remerciements aux membres de jury qui ont accepté d'évaluer ce modeste travail à savoir le Pr. E. Leghouchi, le Dr.M. Belghobsi, et Dr.M. Houhamdi.

J'adresse aussi mes sincères remerciements à tous les enseignants du département de biologie surtout Dr. M .Lehouel, M M. Sebti, M F. Boudjelale, M^{lle} Khaled Khodja Soumia et M Keissassera.

Comme j'adresse aussi mes remerciements au Pr : Didiér Dosor

Je dois aussi remercier le directeur de l'ANB m Elmanae grâce à qui j'ai eu l'appui logistique pour réaliser mes campagnes d'échantillonnage. Dans ce cadre, je dois remercier le groupe du bateau qui m'a accompagné au cours de ma première campagne sur le terrain, Mounir et Bouzide.

La majeure partie des résultats d'analyses est le fruit de la grande maîtrise de l'ingénieur de la SAA, je pense particulièrement à Ziade.

J'exprime toute ma gratitude aux membres de laboratoire de chimie, Moussa, Hocine et Kimmel de m'avoir accueilli.

Je tiens particulièrement à remercier les membres de laboratoire de biologie surtout, Yahya, Hadia, Soumia et fousia.

Très nombreux les gens qui de près ou de loin ont participé à la réalisation de ce travail. Tout en m'excusant auprès de ceux de ne pas les citer, je leur exprime ma vive reconnaissance

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail

1.

À mon père, que je n'oublierai jamais et qui aurait été comblé de bonheur, s'il était encor dans ce monde, que Dieu ait son âme et l'abrite dans son immense paradis.

À la bougie qui a éclairé mon chemin de puis ma naissance, à celle dont j'ai prononcé le premier mot, source de ma vie ma mère.

À mon frère Jahir et mes sœurs Loubna et Khadidja.

*À la famille avec qu'elle j'ai partagé 7 ans de ma vie « la famille de kahle essnane houssine » sans oublier *Abde Elghani*, la volonté de dieu a décidé autrement qu'il accueille son âme dans son vaste paradis.*

1.

*À mes collègues de l'option écologie et environnement promotion 2005, surtout *samia, lynda Elhame, Houda, Amel, Dalal, Imane et, Souade, Mohamed et houssine et Jarik.**

À mes amis de la promotion de l'écotoxicologie.

À tous ceux que j'aime

1.

SOMMAIRE

| | |
|--------------------|---|
| INTRODUCTION | 1 |
|--------------------|---|

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

| | |
|---|----------|
| I) GENERALITE SUR L'EAU..... | 3 |
| I-1) Définition de l'eau | 3 |
| I-2) Etats physiques de l'eau | 3 |
| a) Gazeux | 3 |
| b) Liquide | 3 |
| c) Solide | 3 |
| I-3) Structure de l'eau | 3 |
| I-4) Propriétés physicochimiques de l'eau | 3 X |
| I-4-1) Propriétés physiques | 3 |
| I-4-1-1) Température | 4 X |
| I-1-4-1) Chaleur spécifique..... | 4 |
| I-4-1-2) Densité | 4 |
| I-4-1-3) Viscosité | 4 |
| I-4-2) Propriétés électriques | 4 |
| I-4-3) Propriétés optiques | 4 |
| I-4-3) Propriétés chimiques | 4 |
| I-5) Usage de l'eau | 5 X |
| I-5-1) Usage domestique | 5 |
| I-5-2) Besoins agricoles | 5 |
| I-5-3) Besoins industriels | 5 |
| I-6) Ressources en eau | 6 V |
| I-7) Les types des eaux douces | 6 |
| I-7-1) Eaux souterraines | 6 X |
| I-7-2) Eaux de surface | 6 |
| II) IMPACT DES ACTIVITES HUMAINES SUR LA QUALITE DE L'EAU..... | 7 |
| II-1) Définition de la pollution | 7 |
| II-2) Origine de la pollution de l'eau | 7 |
| II-2-1) Les phénomènes naturels | 7 |
| II-2-2) Pollution d'origine domestique | 7 |

| | |
|--|-----------|
| II-2-3) Pollution urbaine..... | 7 |
| II-2-4) Pollution d'origine agricole..... | 8 |
| II-2-5) Pollution industrielle..... | 8 |
| II-3) Polluants de l'eau..... | 9 |
| II-3-1) Les polluants physiques..... | 9 |
| II-3-1-1) Pollution thermique..... | 9 |
| II-3-1-2) Polluants radioactifs..... | 9 |
| II-3-1-3) Les matières en suspension..... | 9 |
| II-3-1-3-1) Définition..... | 9 |
| II-3-1-3-2) Origine..... | 9 |
| II-3-1-3-3) Effets sur l'environnement..... | 9 |
| II-3-2) Polluants organiques..... | 10 |
| II-3-2-1) Définition..... | 10 |
| II-3-2-2) Origines des polluants organiques..... | 10 |
| II-3-2-3) Effets des polluants organiques sur le milieu aquatique..... | 10 |
| II-3-2-4) Evaluation de la pollution organique..... | 10 |
| II-3-3) Les éléments nutritifs..... | 10 |
| II-3-3-1) Origine des éléments nutritifs..... | 10 |
| II-3-3-2) l'azote..... | 11 |
| II-3-3-2-1) Les nitrates et les nitrites..... | 11 |
| II-3-3-2-2) Effets des nitrates et des nitrites sur l'environnement..... | 11 |
| II-3-3-2-3) Effets des nitrates et des nitrites sur les êtres vivants..... | 11 |
| II-3-3-2-2) Le phosphore..... | 11 |
| II-3-3-2-2-1) Nuisance d phosphore pour l'environnement..... | 12 |
| II-3-4) Pollution biologique..... | 12 |
| II-3-5) Pollution des eaux par les métaux lourds..... | 12 |
| III) Les métaux lourds..... | 12 |
| III-1) Définition..... | 12 |
| III-2) Propriétés physicochimiques des métaux lourds..... | 13 |
| III-2-1) La solubilité..... | 13 |
| III-2-2) La persistance..... | 13 |
| III-2-3) La volatilisation..... | 13 |
| III-3) Origine des métaux lourds..... | 13 |
| III-3-1) Le fond géochimique..... | 14 |

| | |
|--|----|
| III-3-2) Les dépôts atmosphériques | 14 |
| III-2-1-1) Les émissions naturelles | 14 |
| III-2-1-2) Les émissions anthropiques | 15 |
| III-2-3) Les apports agricoles | 15 |
| III-2-4) Les eaux usées industrielles et domestiques | 15 |
| III-2-5) Les décharges publiques | 15 |
| III-3) Devenir et répartition des métaux lourds dans l'environnement | 15 |
| III-3-1) La compléxation | 17 |
| III-3-1-1) Formation d'oxydes et d'hydroxydes | 17 |
| III-3-1-2) La formation des complexes avec les ligands organiques et inorganiques..... | 17 |
| III-3-1-2) Les agents complexants inorganiques | 17 |
| III-3-1-3) Les agents complexants organiques | 18 |
| III-3-2) Précipitation/co-précipitation | 18 |
| III-3-3) L'adsorption..... | 18 |
| III-3-3-1) Adsorption non spécifique ou physisorption | 19 |
| III-3-3-2) Adsorption spécifique ou chimiosorption | 19 |
| III-4) Influence des paramètres physicochimiques | 19 |
| III-4-1) pH | 19 |
| III-4-2) Influence des conditions d'oxydoréduction | 20 |
| III-4-3) Influence des agents complexants | 20 |
| III-4-4) Action des micro-organismes | 20 |
| III-4-5) La force ionique | 21 |
| III-4-6) La température | 21 |
| III-5) Rôle des sédiments dans le stockage des éléments traces métalliques | 21 |
| III-5-1) Définition des sédiments | 21 |
| III-5-2) Composition granulométrique des sédiments | 22 |
| III-5-3) Constituants des sédiments impliqués dans la rétention des métaux lourds..... | 22 |
| III-5-3-1) Les argiles | 22 |
| III-5-3-2) Les oxyhydroxydes de fer et de manganèse | 23 |
| III-5-3-3) Les carbonates | 23 |
| III-5-3-4) Les phosphates | 23 |
| III-5-3-5) Les sulfures | 23 |
| III-5-3-6) La matière organique..... | 24 |

| | |
|---|-----------|
| III-6) La toxicité et la biodisponibilité des métaux lourds | 24 |
| III-6-1) La biodisponibilité | 24 |
| III-6-1-1) Evaluation de la biodisponibilité | 25 |
| II-6-2) Toxicité des métaux lourds | 25 |
| II-6-2-1) Toxicité pour les microorganismes | 25 |
| III-6-2) Toxicité pour les végétaux | 26 |
| III-6-3) Toxicité pour l'homme | 26 |
| VI) Les métaux étudiés | 27 |
| VI-1) Le cadmium | 27 |
| VI -1-1) Généralités | 27 |
| VI-1-2) Origine | 27 |
| VI-1-2-1) Sources naturelles | 27 |
| VI-1-2-2) Sources anthropiques | 28 |
| VI-1-3) Comportement dans l'environnement | 28 |
| VI-1-3-1) Dans l'eau | 28 |
| VI-1-3-2) Dans le sol | 28 |
| VI-1-4) La toxicité du cadmium | 28 |
| VI -1-4-1) Toxicité aiguë | 28 |
| VI 1-4-2) Toxicité chronique | 29 |
| VI -2) Chrome | 29 |
| VI -2-1) Généralités | 29 |
| VI-2-2) Sources d'émission | 29 |
| VI -2-2-1) Sources naturelles | 29 |
| VI -2-2-2) Sources anthropiques | 29 |
| VI -2-3) Le comportement du chrome dans l'environnement | 30 |
| VI -2-4) La toxicité du chrome | 30 |
| VI -2-4-1) Toxicité aiguë | 30 |
| VI -2-4-2) Toxicité chronique | 30 |
| VI -3) Le cuivre | 30 |
| VI-3-2) Origine naturelle | 31 |
| VI -3-3) Origine anthropique | 31 |
| VI -3-4) Comportement du cuivre dans l'environnement | 31 |
| VI -3-5) Rôle biologique du cuivre | 31 |

| | |
|---|-----------|
| VI -3-6) Toxicité du cuivre | 32 |
| VI -3-6-1) Toxicité aigue..... | 32 |
| VI -3-6-2) Toxicité chronique..... | 32 |
| VI -4) Plomb | 32 |
| VI -4-1) Généralités | 32 |
| VI -4-2) Propriétés physicochimiques..... | 33 |
| VI -4-3) Sources du plomb dans l'environnement | 33 |
| VI -4-3) Toxicité du plomb | 34 |
| VI-4-3-1) Toxicité aigue | 34 |
| VI-4-3-2) Toxicité Chronique..... | 34 |
| VI-5) Le manganèse | 34 |
| VI -5-1) Caractéristiques physicochimiques | 35 |
| VI -5-2) Sources d'émission | 35 |
| VI -5-2-1) Origine naturelle | 35 |
| VI -5-2-2) Origine anthropique | 35 |
| VI -5-3) Comportement du manganèse dans l'environnement | 36 |
| VI -5-3-1) Dans l'eau | 36 |
| VI -5-3-2) Dans le sol | 36 |
| VI -5-4) Toxicité du manganèse | 36 |
| VI -5-4-1) Toxicité aigue | 36 |
| VI -5-4-2) La toxicité chronique | 36 |
| VI -6) Le zinc | 36 |
| VI -6-1) Généralités et caractéristiques | 36 |
| VI -6-2) Les propriétés physicochimiques | 36 |
| VI -6-3) Sources d'émission de zinc | 37 |
| VI -6-3-1) Sources naturelles | 37 |
| VI -6-3-2) Sources anthropiques | 37 |
| VI -6-4) Comportement du zinc dans l'environnement | 37 |
| VI -6-4-1) Dans l'eau | 37 |
| VI -6-4-2) Dans le sol | 38 |
| VI -6-3) Rôle biologique du zinc | 38 |
| VI -6-5) Toxicité du zinc | 38 |

| | |
|---|-----------|
| VI -6-5-1) Toxicité aigue | 38 |
| VI -6-5-2) Toxicité chronique | 38 |
| V) BARRAGES..... | 39 |
| V-1) Définition du barrage | 39 |
| V-2) Rôle des barrages | 39 |
| V -3) Les différents types des barrages | 39 |
| V -3-1) Barrage en terre | 39 |
| V -3-2) Barrage en enrochement | 39 |
| V -3-3) Barrage en béton | 39 |
| V -3-3-1) Barrage poids | 40 |
| V -3-3-2) Barrages à contreforts | 40 |
| V -3-3-3) Barrages voûtes | 40 |
| V -4) Impacts environnementaux des barrages | 40 |
| V -4-1) Impact sur les écosystèmes et la biodiversité | 40 |
| V -4-2) Impact sur le régime hydrologique | 40 |
| V -4-3) Impact sur la qualité de l'eau | 41 |
| V -4-4) Impact sur la sédimentation | 41 |
| V -4-4-1) En amont | 41 |
| V -4-2) En aval | 41 |

MATERIELS ET METHODES

| | |
|--|-----------|
| I) Présentation de la zone d'étude..... | 42 |
| I-1) Délimitation du barrage | 42 |
| I-2) L'hydrographie de la région d'étude | 43 |
| I-3) Contexte géologique | 44 |
| I-4) Aperçu climatique du bassin de Beni Haroun | 44 |
| I-4-1) Climatologie de la zone d'étude..... | 44 |
| I-4-1-1) Les précipitations | 44 |
| I-4-1-2) Les pluies moyennes mensuelles | 44 |
| I-4-1-3) Température | 45 |
| I-4-1-5) Le diagramme ombro-thermique | 45 |
| I-4-1-6) Le vent | 46 |
| I-4-2) Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite | 46 |
| II) Description de l'ouvrage | 48 |

| | |
|--|----|
| III) Intérêt socioéconomique | 49 |
| IV) Impacts environnementaux du barrage Beni Haroun | 49 |
| IV-1) Impact sur la stabilité de terrain | 49 |
| VI-2) Impact socioéconomique | 50 |
| VI-3) Impact sur la qualité des eaux | 51 |
| VI-3-1) Identification des sources de la pollution | 51 |
| VI-3-1-1) Les décharges publiques | 51 |
| VI-3-1-2) Les eaux usées domestiques | 52 |
| VI-3-1-3) Les eaux usées industrielles | 53 |
| VI-3-1-4) L'agriculture | 54 |
| V) Prélèvement de l'eau..... | 54 |
| V-1) Choix des stations de prélèvement | 54 |
| V-2) Campagnes de prélèvement | 56 |
| V-3) Flaconnage de prélèvement | 56 |
| V-4) Prélèvement manuel sur le terrain..... | 56 |
| V-5) Préparation des échantillons..... | 56 |
| V-6) Transport des échantillons | 56 |
| VI) Prélèvements des sédiments..... | 56 |
| VI-1) Conditionnement et transport des échantillons | 57 |
| VI-2) Préparation des échantillons | 57 |
| VII) Caractérisation physico-chimique | 57 |
| VII-1) L'eau | 57 |
| VII-1-1) Mesures <i>in situ</i> | 57 |
| VII-1-1-1) La température de l'eau | 57 |
| VII-1-1-2) Le pH | 57 |
| VII-1-1-3) La conductivité électrique | 57 |
| VII-1-1-4) L'oxygène dissous | 57 |
| VII-1-2-) Analyse au laboratoire | 58 |
| VII-1-2-1) Demande biochimique en oxygène (DBO5)..... | 58 |
| VII-1-2-2) Demande chimique en oxygène | 58 |
| VII-1-2-3) Phosphates | 60 |
| VII-1-2-4) Dosage de nitrates..... | 61 |
| VII-1-2-5) Dosage des nitrites (NO ₂ ⁻) | 63 |
| VII-1-2-6) Préparation de l'eau pour le dosage des métaux lourds | 64 |

| | |
|---|----|
| VII-2) Caractérisation physicochimique des sédiments | 64 |
| VII-2-1) Mesure de la conductivité électrique | 64 |
| VII-2-2) Mesure de pH | 64 |
| VII-2-3) Dosage de La matière organique | 65 |
| VII-2-4) Dosage du calcaire total | 66 |
| VII-2-5) La capacité d'échange cationique | 67 |
| VII-2-6) Dosage du phosphore..... | 68 |
| VII-2-7) Extraction et analyse spécifiques appliquées à l'étude des métaux lourds | 70 |
| VII-2-7-1) Extraction des métaux lourds totaux | 70 |
| VII-2-7-2) Extraction des métaux lourds biodisponibles | 71 |
| VII-2-7-3) Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)..... | 71 |
| VII-2-7-4) Préparation des étalons | 73 |
| VII-3) Modalités d'interprétation | 73 |

RESULTATS ET INTERRETATION

| | |
|--|-----------|
| I) Résultats d'analyse des 'eaux..... | 74 |
| I-1) La température | 74 |
| I-2) pH | 75 |
| I-3) La conductivité électrique | 77 |
| I-4) Oxygène dissous..... | 78 |
| I-5) Demande biologique en oxygène (DBO5)..... | 80 |
| I-6) Demande chimique en oxygène DCO..... | 81 |
| I-7) Les orthophosphates..... | 83 |
| I-8) Nitrates..... | 84 |
| I-9) Nitrites | 86 |
| I-10) Les métaux lourds | 87 |
| I-10-1) Cadmium..... | 87 |
| I-10-2) Le chrome | 89 |
| I-10-3) Le cuivre | 90 |
| I-10-4) Manganèse..... | 91 |
| I-10-5) Le plomb | 93 |
| I-10-6) Le zinc | 94 |
| II) résultats d'analyse des sédiments | 96 |
| II-1) pH..... | 96 |
| II-2) La conductivité électrique | 97 |

| | |
|--|-----|
| II-3) La matière organique | 99 |
| II-4) Le calcaire total Ca CO_3 | 101 |
| II-5) La capacité d'échange cationique..... | 102 |
| II-6) Le phosphore totale | 103 |
| II-7) Les métaux lourds | 105 |
| II-7-1) Cadmium | 105 |
| II-7-2) Chrome | 108 |
| II-7-3) Le cuivre | 111 |
| II-7-4) Le manganèse | 114 |
| II-7-5) Le plomb | 116 |
| II-7-6) Le zinc | 119 |

DISCUSSION

| | |
|--|-----|
| I) Eau | 123 |
| I-1) La température..... | 123 |
| I-2) Le pH | 123 |
| I-3) La conductivité électrique | 124 |
| I-4) L'oxygène dissous | 125 |
| I-5) La demande biologique en oxygène (DBO5) | 125 |
| I-6) La demande chimique en oxygène (DCO) | 126 |
| I-7) Les ortho phosphates | 127 |
| I-8) Les nitrates..... | 127 |
| I-9) Les nitrites | 128 |
| I-10) Les métaux lourds | 129 |
| I-10-1) Le cadmium..... | 129 |
| I-10-2) Le chrome..... | 130 |
| I-10-3) Le cuivre | 130 |
| I-10-4) Le manganèse | 131 |
| I-10-5) Le plomb | 132 |
| I-10-6) Le zinc..... | 132 |
| II) Les sédiments | 133 |
| II -1) Le pH..... | 133 |
| II -2) La conductivité électrique..... | 133 |
| II -3) La matière organique | 133 |
| II -4) Le calcaire total (CaCO_3)..... | 134 |

| | |
|---|-----|
| II -5) La capacité d'échange cationique CEC | 134 |
| II -6) Le phosphore | 135 |
| II -7) Les métaux lourds..... | 135 |
| II-7-1) Le cadmium | 135 |
| II-7-2) Le chrome..... | 137 |
| II-7-3) Le cuivre..... | 138 |
| II-7-4) Le manganèse | 139 |
| II-7-5) Le plomb..... | 140 |
| II-7-6) Le zinc | 140 |
| CONCLUSION ET PERSPECTIVES | 142 |
| REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES | 144 |
| ANNEXES..... | 160 |

LISTE DES ABREVIATIONS :

AFNOR : Association Française de Normalisation.

ANOVA : l'analyse de la variance.

B : biodisponible.

CEC : capacité d'échange cationique.

CO : carbone organique.

Da : Déficit agricole.

DOC : carbone organique dessous.

EDTA : Ethylène diamine tetracétique.

ETM : éléments traces métalliques.

ETP : évapotranspiration potentielle.

ETR : évapotranspiration réelle.

g/Cm^3 : gramme par centimètre cube.

Mm : millimètre

μm : micromètre

MO : la matière organique.

OD : Oxygène dissous

ppm : partie par million.

RFU : réserve facilement utilisable.

SAA : Spectrophotométrie d'absorption atomique.

St : Station.

STEP : Station d'épuration

Ws : excédent.

LISTE DES TABLEAUX :

| | |
|--|----|
| Tableau -1 : contenu des roches en éléments traces | 14 |
| Tableau 02 : Effets du pH sur la mobilité des micropolluants métalliques des sols..... | 20 |
| Tableau 03 : propriétés physicochimiques du plomb..... | 33 |
| Tableau 04 : propriétés physicochimiques du manganèse | 34 |
| Tableau 05: Les caractéristiques physicochimiques du zinc | 37 |
| Tableau 06 : Précipitation moyenne mensuelle des 4 ans (2003 - 2007)..... | 44 |
| Tableau 07 : les températures moyennes mensuelles (2003- 2007)..... | 45 |
| Tableau 08 : Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite (2003-2003)..... | 47 |
| Tableau 09 : Préparation de la courbe d'étalonnage du phosphore..... | 61 |
| Tableau 10 : Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates | 62 |
| Tableau 11 : Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrites | 63 |
| Tableau 12: Conditions particulières d'analyse pour la détermination des éléments traces dans les eaux et les sédiments..... | 73 |
| Tableau 13 : Variabilité spatiotemporelle de la température des eaux du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 74 |
| Tableau 14: Variabilité spatiotemporelle de pH des eaux du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 75 |
| Tableau 15 : Evolution spatiotemporelle de la conductivité électrique dans le barrage Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 77 |
| Tableau 16 : Evolution spatiotemporelle de l'oxygène dissous dans les eaux du barrage Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 78 |
| Tableau 17: Variabilité spatiotemporelle de la DBO5 dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 80 |
| Tableau 18: Variabilité spatiotemporelle de la DCO dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 81 |
| Tableau 19: Variabilité spatiotemporelle des ortho phosphates dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 83 |
| Tableau 20 : Evolution spatiotemporelle des nitrates dans les eaux de barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 84 |
| Tableau 21: Evolution spatiotemporelle des nitrites dans les eaux de barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 86 |
| I-Tableau 22 : distribution spatiotemporelle de Cd dans les eaux de barrage Beni Haroun (février – | |

| | |
|---|-----|
| décembre 2007)..... | 87 |
| Tableau 23 : Evolution spatiotemporelle du chrome dans les eaux de barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 89 |
| Tableau 24 : Evolution spatiotemporelle du cuivre dans les eaux de barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 90 |
| Tableau 25 : Evolution spatiotemporelle du manganèse dans les eaux de barrage Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 92 |
| Tableau 26 : Evolution spatiotemporelle du plomb dans les eaux de barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 93 |
| Tableau 27 : Evolution spatiotemporelle du zinc dans les eaux de barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 95 |
| Tableau 28 : distribution spatiotemporelle de pH dans les sédiments de barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 96 |
| Tableau 29 : distribution spatiotemporelle de la conductivité électrique des sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007) | 98 |
| Tableau 30 : distribution spatiotemporelle de la matière organique dans les sédiments de barrage Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 99 |
| Tableau 31 : Evolution spatiotemporelle de calcaire total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 101 |
| Tableau 32 : Distribution spatiotemporelle de la capacité d'échange cationique dans le barrage de Beni Haroun (février 2007-décembre2007)..... | 102 |
| Tableau 33 : Distribution spatiotemporelle des teneurs de phosphore total dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février 2007-décembre2007)..... | 104 |
| Tableau 34 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du cadmium biodisponible dans les sédiments du barrage Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 105 |
| Tableau 35 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du cadmium total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 107 |
| Tableau 36 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du chrome biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007) | 108 |
| Tableau 37 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du chrome total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007) | 110 |
| Tableau 38 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de cuivre biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 111 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 39 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de cuivre total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 113 |
| Tableau 40 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de manganèse biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 114 |
| Tableau 41 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de manganèse total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 117 |
| Tableau 42 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de plomb biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 118 |
| Tableau 43 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de plomb total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 119 |
| Tableau 44: Evolution spatiotemporelle des teneurs de zinc biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 120 |
| Tableau 45: Evolution spatiotemporelle des teneurs de zinc total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 121 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 01 : Structure de la molécule de l'eau | 3 |
| Figure 02 : Devenir des métaux lourds dans l'écosystème aquatique | 16 |
| Figure 03 : Phénomènes de complexation des métaux dans l'eau..... | 17 |
| Figure 04 : Processus d'adsorption..... | 19 |
| figure05 : Diagramme triangulaire de classification des sédiments en fonction de leurs texture | 22 |
| Figure 06 : Localisation du barrage Beni Haroun..... | 42 |
| Figure 07 : Bassin du barrage Beni Haroun..... | 43 |
| Figure 08 : diagramme ombro-thermique du Gaussin | 46 |
| Figure 09 : Représentation graphique du bilan de Thornthwaite pour les années (2003-2008)..... | 47 |
| Figure10 : Vue avale du barrage Beni Haroun..... | 48 |
| Figure 11: Vue amont du barrage Beni Haroun..... | 48 |
| Figure 12 : conséquence géologique de la mise en eau du barrage..... | 49 |
| Figure 13 : glissement de terrain provoqué par le barrage..... | 50 |
| Figure 14 : terrain et routes noyés par la retenue..... | 50 |
| Figure 15 : maisons endommagées par le glissement de terrain..... | 51 |
| Figure 16 : maisons noyées..... | 51 |
| Figure 17 : déchets lessivés par les eaux..... | 52 |
| figure18 : eaux usées domestiques évacuées vers le barrage..... | 53 |
| figure19 : eaux usées à ciel ouvert..... | 53 |
| Figure 20: Station 01..... | 54 |
| Figure 21: Station 02..... | 55 |
| Figure 22: Station 03..... | 55 |
| Figure 23: Station 04..... | 55 |
| Figure 24 : principe de fonctionnement de la S.A.A..... | 72 |
| Figure 25 : Variabilité spatiale de la température de l'eau du barrage de Beni Haroun (février-décembre 2007)..... | 74 |
| Figure26 : Variabilité temporelle de la température du barrage Beni Haroun(février – décembre 2007)..... | 75 |
| Figure 27 : Variabilité spatiale du pH des eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 76 |
| Figure 28 : Distribution spatiotemporelle de pH des eaux de barrage de Beni Haroun (février - | |

| | |
|--|-----|
| décembre 2007)..... | 76 |
| Figure 29: Variabilité spatiale de la conductivité électrique des eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 77 |
| Figure 30 : Distribution spatiotemporelle de la conductivité électrique dans les eaux de barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 78 |
| Figure 31: Variabilité spatiale de l'oxygène dissous dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 79 |
| Figure32 : Distribution spatiotemporelle de l'oxygène dissous dans les eaux de barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 79 |
| Figure33 : Distribution spatiale de la DBO5 dans les eaux de barrage de Beni Haroun(février - décembre 2007)..... | 80 |
| Figure 34 : Distribution spatiotemporelle de la DBO5 dans les eaux de barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 81 |
| Figure35 : Distribution spatiale de la DCO dans les eaux de barrage de Beni Haroun(février - décembre 2007)..... | 82 |
| Figure 36 : Distribution spatiotemporelle de la DBO5 dans les eaux de barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007..... | 82 |
| Figure 37 : Distribution spatiale des ortho phosphates dans les eaux de barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 83 |
| Figure 38 : Distribution spatiotemporelle des ortho phosphates dans les eaux de barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 84 |
| Figure 39 : Distribution spatiale des teneurs de nitrates dans les eaux de barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 85 |
| Figure 40 : Distribution spatiotemporelle de s nitrates dans les eaux de barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 85 |
| Figure 41 : Evolution spatiale des nitrites dans les eaux de barrage Beni Haroun (février -décembre 2007)..... | 86 |
| Figure 42 : Distribution spatiotemporelle des nitrites dans les eaux de barrage Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 87 |
| Figure 43: Distribution spatiale de cadmium dans les eaux de barrage Beni Haroun (février - décembre 2007)..... | 105 |
| Figure 44 : Evolution spatiotemporel des teneurs de cadmium dans les eaux de barrage de Beni Haroun (février -décembre 2007)..... | 88 |

| | |
|--|-----|
| Figure 45 : Evolution spatiale de chrome dans les eaux de barrage Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 88 |
| Figure 46 : Distribution spatiotemporelle de chrome dans les eaux de barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 90 |
| Figure 47 : Distribution spatiale de cuivre dans les eaux de barrage Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 91 |
| Figure 48 : Distribution spatiotemporelle de cuivre dans les eaux de barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 91 |
| Figure 49 : Distribution spatiale du manganèse dans les eaux de barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 92 |
| Figure 50: Distribution spatiotemporelle du manganèse dans les eaux de barrage Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 93 |
| Figure 51: Distribution spatiale du plomb dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février 2007- decembre 2007)..... | 94 |
| Figure 52: Distribution temporelle des teneurs de plomb dans les eaux de barrage de Beni Haroun dans les quatre stations (février – décembre 2007)..... | 94 |
| Figure 53: Distribution Spatiale de zinc dans les eaux de barrage Beni Haroun (février –décembre 2007)..... | 95 |
| Figure 54 : Distribution spatiotemporelle du zinc dans les eaux de barrage Beni Haroun (février -- décembre 2007)..... | 96 |
| Figure55 : Distribution spatiale des valeurs moyennes de pH des sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 97 |
| Figure56 : Distribution temporelle des valeurs de pH des sédiments s du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 97 |
| Figure 57 : Distribution spatiale de la conductivité électrique dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février- décembre 2007)..... | 98 |
| Figure 58 : Distribution temporelle de la conductivité électrique dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 99 |
| Figure 59: Distribution spatiale de la matière organique dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 100 |
| Figure 60 : Distribution spatiotemporelle temporelle de la matière organique dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 100 |
| Figure 61 : Distribution spatiale de carbonates de calcium CaCO_3 dans les sédiments du barrage de | |

| | |
|--|-----|
| Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 101 |
| Figure 62 : Distribution temporelle de carbonates de calcium CaCO_3 dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 102 |
| Figure 63 : Distribution spatiale de la CEC dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 103 |
| Figure 64 : Distribution spatiotemporelle de la CEC dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 103 |
| Figure 65 : Distribution spatiale de P total dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 104 |
| Figure 66 : Distribution spatiotemporelle de P total dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 104 |
| Figure 67 : Distribution spatiale de la fraction biodisponible de cadmium dans les sédiments..... | 105 |
| Figure 68 : Evolution spatiotemporelle de cadmium biodisponible dans les sédiments..... | 106 |
| Figure 69 : Distribution spatiale de cadmium total dans les sédiments du barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 107 |
| Figure 70 : Evolution spatiotemporelle de cadmium total dans les sédiments du barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 108 |
| Figure 71 : Distribution spatiale de chrome biodisponible dans les sédiments du barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 109 |
| Figure 72 : Evolution spatiotemporelle de chrome biodisponible dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 109 |
| Figure 73 : Distribution spatiale de chrome total dans les sédiments du barrage Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 110 |
| Figure 74 : Evolution spatiotemporelle de chrome total dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 111 |
| Figure 75 : Distribution spatiale des teneurs en cuivre biodisponible dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 112 |
| Figure 76 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du cuivre biodisponibles dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 112 |
| Figure 77 : Distribution spatiale des teneurs en cuivre total dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 113 |
| Figure 78 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du cuivre total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)..... | 113 |

| | |
|---|-----|
| Figure 79 : Distribution spatiale des teneurs en manganèse biodisponible dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007.) | 114 |
| Figure 80: Evolution spatiotemporelle des teneurs du manganèse biodisponibles dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007) | 115 |
| Figure 81 : Distribution spatiale des teneurs en manganèse total dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007) | 116 |
| Figure 82 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du manganèse total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007) | 116 |
| Figure 83 : Distribution spatiale des teneurs en plomb biodisponible dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007.) | 117 |
| Figure 84 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du plomb biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007) | 117 |
| Figure 85 : Evolution spatiale des teneurs du plomb total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007) | 118 |
| Figure 86 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du plomb total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007) | 119 |
| Figure 87 : Distribution spatiale des teneurs en zinc biodisponible dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007.) | 120 |
| Figure 88 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du zinc biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007) | 120 |
| Figure 89 : Distribution spatiale des teneurs en zinc total dans les sédiments de barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007.) | 121 |
| Figure 90 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du zinc total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007) | 122 |

Introduction

INTRODUCTION :

L'importance de l'eau dans l'économie humaine ne cesse de croître et l'approvisionnement devient ainsi de plus en plus difficile, tant en raison de l'accroissement de la population et de son niveau de vie que du développement accéléré des techniques industrielles modernes. Sous la pression des besoins considérables de la civilisation moderne on est passé de l'emploi des eaux de sources et des nappes à une utilisation de plus en plus poussée des eaux de surface.

En Algérie la demande en eau, connaît un accroissement important, pour répondre à une demande cumulée de trois secteurs souvent concurrentiels (la ville, l'industrie et le périmètre d'irrigation). En plus de la rareté de l'eau, la sécheresse s'étant accrue, la mobilisation des eaux superficielles par la construction de barrages et de retenues collinaires devient indispensable.

Parmi les grands projets réalisés (Beni Haroun), d'ampleur régionale, construit dans l'Est algérien, celui du Constantinois est bien engagé. Aussi, de par sa capacité (963 hm³) et son impact régional, il constitue actuellement le plus imposant aménagement hydraulique réalisé à travers le pays.

Malgré son importance pour pallier le déficit observé dans les ressources en eau, le barrage de Beni Haroun comme tous les barrages, peut produire un bouleversement irréversible de l'écosystème où il est implanté. Ce bouleversement se situe à plusieurs niveaux et va au de là d'une certaine distance tout au tour du barrage, touchant le sol, l'eau, la faune, la flore, et les populations avoisinantes ou relativement éloignées. Ces dernières peuvent être touchées dans leur vie privée (déménagement forcé), socialement, économiquement et dans leurs santé. Tous ces points sont, d'une façon ou d'une autre, liés les un aux autres de manière plus ou moins étroite.

Si on s'intéresse à la santé humaine, elle sera touchée en outre par la présence même du barrage, par l'activité industrielle et urbaine qui déversent leurs rejets dans les Oueds alimentant le barrage, par les décharges incontrôlées situées au bassin versant du barrage, et par l'agriculture à travers l'utilisation intensive des engrais et des pesticides. Ainsi il est primordial d'effectuer une étude sur l'impact du Barrage de Beni Haroun sur l'environnement notamment sur la santé humaine à travers une évaluation de degré de pollution du barrage.

Dans cette étude nous allons essayer de répondre à certaines questions :

- Dans quel état se trouve actuellement la qualité chimique des eaux et des sédiments du barrage ?
- Quels sont les différents polluants chimiques existant dans l'eau et les sédiments ainsi que leurs origines ?

- Quels sont les mécanismes physico-chimiques intervenant dans l'évolution de ces polluants dans le temps et dans l'espace ?
- Et enfin, quels sont les mesures mises en oeuvre pour protéger les eaux de Barrage et ainsi la santé humaine ?

Pour répondre à ces questions, un suivi saisonnier de la chimie des eaux et des sédiments du barrage a été réalisé chaque trimestre pendant une année. Plusieurs outils (géologique, hydrodynamique, chimique et statistique) ont été utilisés afin d'interpréter les données.

Les détails de notre travail sont présentés dans ce mémoire à travers trois parties :

La première partie représente une synthèse bibliographique dans laquelle nous évoquerons les problèmes de la pollution de l'eau.

La deuxième partie représente la partie expérimentale avec une étude générale des caractéristiques géologiques, hydrologiques, climatiques, la description du barrage, l'explication de son impact sur l'environnement et l'identification des sources de la pollution, cette partie portera aussi sur les campagnes de prélèvement, la stratégie employée pour le choix des sites d'échantillonnage et les procédures de prélèvement, ainsi que les protocoles expérimentaux globaux avec toutes les techniques employées dans ce travail.

La troisième partie est consacrée aux résultats obtenus et leurs discussions.

Le travail est clôturé par une conclusion.

Synthèse bibliographique

I) GENERALITES SUR L'EAU :**I-1) Définition de l'eau :**

Nom féminin du latin aqua, corps incolore, inodore, insipide, liquide à la température ordinaire, composée d'hydrogène et d'oxygène (H_2O), et qui dissout un certain nombre de corps [1]. L'eau était considérée par les anciens comme l'un des quatre éléments de base, l'eau, le feu, l'air et la terre, elle constitue un élément indispensable à la vie [2, 3].

Elle est le substrat fondamental des activités biologiques et le constituant le plus important des êtres vivants (70 % de leurs poids en moyenne) [4].

I-2) Etats physiques de l'eau :

L'eau se rencontre dans l'écosphère sous trois états ; solide, liquide, et gazeux dépendant des conditions particulières de température et de pression.

a) Gazeux :

En proportion variable, c'est un des constituants de l'atmosphère [4].

b) Liquide :

Constitue les cours d'eau, les océans et les nappes phréatiques [2].

c) Solide :

Glace et neige [2].

I-3) Structure de l'eau :

Dans une molécule d'eau, un atome d'oxygène est lié à deux atomes d'hydrogène par des liaisons covalentes mettant en jeu un doublet d'électrons. L'angle O-H-O est voisin de $105^\circ C$ [5].

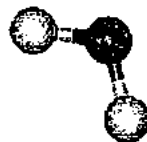


Figure 01 : structure de la molécule de l'eau

I-4) Propriétés physicochimiques de l'eau :**I-4-1) Propriétés physiques :**

L'eau a des propriétés physiques assez particulières par rapport aux autres liquides [6].

Les propriétés de l'eau servent de référence à la normalisation internationale à des échelles numériques de température, de densité, de masse, de viscosité, et de chaleur spécifique [7].

I-4-1-1) Température :

Par définition de l'échelle des degrés Celsius, sous pression atmosphérique normale.

Point de fusion : 0°C

Point d'ébullition : 100 °C [7].

I-1-4-1) Chaleur spécifique :

La chaleur spécifique est exceptionnellement élevée³ (18 calories par mole par degré), elle explique la grande inertie thermique de l'eau et son rôle régulateur de la température de la surface terrestre [7, 8].

I-1-4-2) Densité :

La densité de l'eau varie avec sa température; elle augmente lorsque la température baisse, mais la densité maximale est à 4°C (0,997 g/cm³) [7].

I-1-4-3) Viscosité :

On la définit comme la résistance qu'oppose un liquide au déplacement d'une de ces couches par rapport à l'autre, on l'appelle souvent frottement interne [8].

La viscosité de l'eau dépend de sa composition isotopique : l'eau lourde est 30% plus visqueuse que l'eau ordinaire. La viscosité diminue d'abord avec la pression puis elle augmente par la suite [7].

I-4-2) Propriétés électriques :

L'eau a une constante diélectrique élevée. L'eau est le milieu naturel où le plus grand nombre de substances (minérales, organiques, à l'état gazeux, liquides ou solides) peuvent se dissoudre et entrer en réaction. La conductivité électrique de l'eau pure est relativement faible, elle augmente lorsque le taux de sels augmente [5, 9].

I-4-3) Propriétés optiques :

La transparence de l'eau dépend de la longueur d'onde de la lumière qui la traverse. L'eau absorbe fortement l'orange et le rouge dans le visible, d'où la couleur bleue de la lumière transmise en couche épaisse [10].

I-4-3) Propriétés chimiques :

L'eau est un excellent solvant, elle solubilise de nombreux gaz, corps minéraux et organiques, ionise les électrolytes et disperse les colloïdes électrochargés [7, 11].

I-5) Usage de l'eau :

Les usages domestiques, agricoles et industriels constituent donc de fort loin l'essentiel de la consommation de l'eau.

I-5-1) Usage domestique :

Les eaux de consommation publique sont utilisées à différentes fins. un habitant de la ville qui consomme de l'ordre de 230 L par jour, n'en utilise que seulement 1 % pour la boisson et 6 % pour la préparation de nourriture, les 93 % restant sont consacrés aux bains douche (39 %), sanitaire (20 %), lavage du linge (12 %), de la vaisselle (10 %), à de nombreux usages domestiques divers (6 %) au lavage des voitures et arrosage du jardin (6 %) [12].

I-5-2) Besoins agricoles :

L'agriculture est une grande consommatrice de l'eau pour l'irrigation mais également pour l'élevage [2].

L'irrigation nécessite des volumes considérables, un hectare de maïs consomme 20000 m³ d'eau pendant sa période végétative, et un hectare de riz 40000 m³ en moyenne [13].

L'élevage consomme aussi de l'eau, 1L de lait nécessite 3800 litres d'eau pour sa production, essentiellement au travers de l'eau nécessaire pour cultiver les fourrages consommés par le bétail.

Un porc (34-57 Kg) consomme 7 à 25 L d'eau par jour [2].

I-5-3) Besoins industriels :

L'industrie est une grande consommatrice de l'eau [2]. Elle a de multiples fonctions, par exemple celle de fluide de refroidissement et de substance primitive (dans le domaine de la production) ou de solvant et de milieu réactionnel (par exemple dans l'industrie chimique) [6].

I-6) Ressources en eau :

L'eau recouvre 72 % de la surface terrestre et représente une réserve totale de 1350 milliard de km³ » dans la biosphère [14].

L'eau se trouve donc en constant recyclage. L'eau douce ne représente que 2,5 % du stock total d'eau sur la planète (les 97,5 % restant étant salés) : or 2/3 de l'eau douce planétaire est concentrée dans les glaciers et la couverture neigeuse, 1/3 dans les nappes souterraines difficiles d'accès. Il ne reste que 0,3 % de l'eau douce (soit 0,007 % de la totalité de l'eau de la planète) dans les rivières, ruisseaux, réservoirs et lacs. Seule cette infime partie est aisément disponible et se renouvelle relativement rapidement : 16 jours en moyenne pour une rivière, 17 ans pour un lac [15].

I-7) Les types des eaux douces :

Il existe deux types des eaux douces qui sont les eaux souterraines et les eaux de surface

I-7-1) Eaux souterraines :

Se sont les eaux des nappes phréatiques, ce qui correspond à 22 % des réserves d'eaux douces, soit environ 1000 milliard de m³, leur origine est du à l'accumulation des infiltrations dans le sol qui varient en fonction de sa porosité et de sa structure géologique.

Les eaux souterraines sont habituellement à l'abri des sources de pollution, donc ils sont d'excellente qualité physicochimique et microbiologique [16, 17].

I-7-2) Eaux de surface :

Les eaux de surface existent en eaux véhiculées par les cours d'eau, ou contenues dans les lacs, ou maintenues derrière les barrages réservoirs [18].

Elles ont pour origine, soit des nappes profondes dont l'émergence constitue une source de ruisseaux, de rivières, soit des rassemblements des eaux de ruissellement [19].

La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par l'eau durant son parcours dans l'ensemble des bassins versants, au cour de son cheminement, l'eau dissout les différents éléments constitifs des terrains [20], donc elles sont généralement riches en gaz dissous, en matière en suspension et organique ainsi que le plancton. Elles sont très sensibles à la pollution minérale, et organique [19].

II) IMPACT DES ACTIVITES HUMAINES SUR LA QUALITE DE L'EAU :

II-1) Définition de la pollution :

La définition la plus précise du terme pollution a été donnée par le premier rapport du conseil sur la qualité de l'environnement de la maison blanche (1965).

La pollution, dit ce rapport, est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous produit de l'action humaine, au travers les effets indirects ou directs altérant les critères de répartition des flux de l'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physicochimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou au travers les 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 [13].

II-2) Origine de la pollution de l'eau :

A cause du cycle de l'eau, les écosystèmes aquatiques sont susceptibles d'être contaminées par des pollutions accidentelles ou chroniques. Suivant l'origine des substances polluantes on peut distinguer :

II-2-1) Les phénomènes naturels :

Certains phénomènes naturels peuvent être aussi à l'origine de la pollution des eaux et sont identifiés en relation avec les éruptions volcaniques (sulfures, acides, poussières), des épanchements sous-marins, d'hydrocarbures, le contact avec les filons, ou gisements d'éléments toxiques (mercure, arsenic, éléments radioactifs), la présence d'une source thermominérale [4,14].

II-2-2) Pollution d'origine domestique :

Les rejets directs des eaux usées domestiques dans le milieu naturel perturbent l'équilibre aquatique en transformant les rivières en égouts à ciel ouvert. Cette pollution peut aller jusqu'à la disparition de toute vie [21]. Elle est caractérisée par :

- La présence des germes fécaux ;
- Des sels minéraux (azote, potassium et phosphore) ;
- Les détergents ;
- Des fortes teneurs en matière organique [4].

II-2-3) Pollution urbaine:

En milieu urbain les sources de pollution sont facilement identifiables [22], ce sont essentiellement les eaux pluviales, les résidus de traitement de la pollution domestique, ainsi que les résidus de traitement des ordures ménagères. Elle est caractérisée par :

- Une teneur importante de matières minérales en suspension (sables, gravier, poussières).
- La présence de nombreux détritiques solides.
- Des fortes concentrations en métaux toxiques et hydrocarbures provenant essentiellement de lessivage des parkings, résidus d'échappements des véhicules, résidus de corrosion des équipements métalliques [14].

II-2-4) Pollution d'origine agricole :

L'agriculture et l'aquaculture sont les deux secteurs qui contribuent le plus à la pollution des eaux. Elles sont responsables des rejets de nombreux polluants dans les eaux de surface et souterraines. Ces contaminants comprenant à la fois des sédiments provenant de l'érosion des terres agricoles, des rejets de la matière organique (des boues), d'engrais chimiques (nitrates et phosphates), des pesticides, des bactéries provenant des fumiers et purins d'animaux d'élevage et des métaux [14, 22, 23].

Ces produits sont rarement rejetés directement dans les eaux de surfaces, mais leur épandage en excès pour des raisons d'agriculture intensive entraîne leur lessivage par les eaux de pluie et une pollution diffuse des cours d'eau et des eaux souterraines [24, 25].

II-2-5) Pollution industrielle :

Le secteur industriel et manufacturier continuent clairement d'être l'un des plus grands pollueurs des ressources en eau à l'échelle mondiale. Un grand nombre d'opérations industrielles et manufacturières diverses rejettent des agents polluants directement ou indirectement dans les sources d'eau environnantes [26].

Ces polluants sont caractérisés par une grande diversité, suivant l'utilisation de l'eau dans le processus de refroidissement, lavage, extraction, mise en solution ...etc., et l'activité des usines (chimie de traitement de surface, agro-alimentaire.....etc.).

On peut retrouver dans l'eau qui est un bon solvant, tous les sous-produits possibles d'activité humaine :

- matière organique et graisse (industrie agro-alimentaire, abattoir).
- Hydrocarbures (raffineries).
- acides, bases, produits chimiques divers (industries chimiques et pharmaceutiques).
- eau chaude des centrales thermiques.
- matière radioactive (centrales nucléaires, centres de recherches hôpitaux).
- métaux lourds (traitement de surface, métallurgie) [14, 22].

Ils peuvent avoir un effet toxique sur les organismes vivants et nuire le pouvoir d'autoépuration, de l'eau ou causer l'accumulation de certains éléments dans la chaîne alimentaire (métaux, substances radioactives) [22].

II-3) Polluants des eaux :

II-3-1) Polluants physiques :

Les trois principaux, agents physiques de la pollution sont la chaleur, le transport des matières solides en suspension et la radioactivité.

II-3-1-1) Pollution thermique :

Les rejets d'eau chaude en particulier par les centrales électronucléaires peuvent provoquer une élévation anormale de la température, ce qui provoque des effets écologiques sur la vie aquatique (développement des microorganismes comme les algues, et disparition d'autres espèces sensibles à la température). L'élévation de la température diminue la solubilité de l'oxygène, un déficit renforcé par l'accroissement de l'activité biologique qui en consomme [24, 27, 28].

II-3-1-2) Polluants radioactifs :

Les déchets radioactifs demeurent le polluant physique le plus dangereux, les centrales nucléaires ne dégagent que des quantités limitées de déchets, mais le risque d'accidents subsiste et les problèmes de stockage des déchets radioactifs sont loin d'être résolus. En effet du fait de leurs propriétés radioactives, les déchets restent toxiques pendant des périodes allant de quelques siècles à plusieurs millions d'année [24, 29, 30].

II-3-1-3) Les matières en suspension :

II-3-1-3-1) Définition :

Les matières en suspension sont des particules fines d'origine minérale ou organique biodégradables ou non qui contribuent à la turbidité de l'eau. Elles sont maintenues en suspension par l'action de la turbulence et une fraction seulement est décomptable lorsque l'eau devienne dormante [31, 32].

II-3-1-3-2) Origine :

Elles proviennent des rejets de toutes natures ainsi que les phénomènes d'érosion des sols en milieux ruraux [33, 34].

II-3-1-3-3) Effets sur l'environnement :

Les matières en suspension diminuent les phénomènes photosynthétiques qui contribuent à la réaération de l'eau. Elles donnent par ailleurs aux cours d'eau un aspect sale et trouble et peuvent gêner ou détruire la vie aquatique, notamment des poissons par colmatage des branchies, elles sont également à l'origine d'envasement qui réduisant la croissance des invertébrés de fond et agissent sur l'alimentation des poissons [31].

II-3-2) Polluants organiques :

II-3-2-1) Définition :

Les composées organiques représentent l'ensemble de toutes matières vivantes ou de substances dont l'origine est une matière vivante.

Les composées organiques peuvent être naturelles (végétaux, excréments) ou de synthèse (hydrocarbures, pesticides, et solvants). La plupart des substances organiques ne deviennent polluantes que lorsque elles sont en excès dans le milieu notamment dans l'eau [31, 33, 34].

II-3-2-2) Origines des polluants organiques :

La pollution organique peut être considérée comme le résultat de diverses activités agricoles, urbaines, industrielles, artisanales et rurales. Chaque activité rejette des composés spécifiques biodégradables ou non [35, 36].

II-3-2-3) Effets des polluants organiques sur le milieu aquatique :

Les composées organiques sont susceptibles, au cours de processus naturels de dégradation, de consommer l'oxygène de l'eau, l'élément indispensable au maintien d'une vie aquatique équilibrée. C'est ainsi qu'un excès débouche sur une désoxygénation de l'eau, et peut provoquer la mort des animaux aquatiques par asphyxie [1, 37].

II-3-2-4) Evaluation de la pollution organique :

La quantité de matière organique présente dans l'eau peut être évaluée par la mesure de la concentration de l'oxygène dissous dans l'eau, ou la quantité d'oxygène qu'elle demande pour être totalement oxydée, soit par voie biologique, c'est la demande biologique en oxygène DBO (représente la quantité de matière organique biodégradable), ou par voie chimique, c'est la demande chimique en oxygène ou DCO (représente la totalité de matière organique) [38, 39].

II-3-3) les éléments nutritifs :

L'azote et le phosphore sont des éléments nutritifs limitants pour la croissance des végétaux aquatiques (herbier, macro algues, micro algues ou phytoplanctons) [13].

Dans les milieux aquatiques non affectés par les activités humaines, les éléments nutritifs (azote et phosphore) sont présents à faible concentration et assurent une croissance normale des plantes aquatiques [22, 40]. Ces éléments peuvent être fortement nocifs pour les eaux lorsqu'ils sont utilisés en excès [6, 40].

II-3-3-1) Origine des éléments nutritifs :

Trois secteurs principaux sont à l'origine de la pollution par les composés azotés et phosphorés :

-les eaux usées, résiduaire domestiques et industrielles ont souvent une teneur importante des composés phosphorés et azotés.

-l'agriculture est une source diffuse responsable de la présence du phosphore et de l'azote dans les eaux de surface par utilisation intensive des engrais naturelles ou de synthèse [41, 42].

II-3-3-2) l'azote :

C'est un élément non métallique qui fait partie des quatre éléments de base de la vie (C, O, N, H). Il entre dans la composition de nombreuses molécules minérales et organiques et se rencontre dans les eaux sous trois formes ioniques : réduites (ammonium) et oxydés (nitrates, nitrites) [43].

II-3-3-2-1) Les nitrates et les nitrites :

Les nitrates et les nitrites représentent la forme la plus toxique et la plus abondante de l'azote dans le milieu aquatique. Ils résultent de processus de nitrification c'est-à-dire, l'oxydation de l'azote organique et ammoniacal. Généralement ils sont présent à faible concentration dans les eaux de surface qui n'ont pas subi les effets des activités humaines [13]. Quand les concentrations atteignent des valeurs élevées, les nitrates et les nitrites deviennent nocifs pour l'environnement et la santé des êtres vivants [44].

II-3-3-2-2) Effets des nitrates et les nitrites sur l'environnement :

En présence du phosphore les nitrates introduisent un développement exagéré de la végétation, la décomposition de celle-ci entraîne un appauvrissement des eaux en oxygène puis la formation de l'ammoniac ce qui conduit à l'asphyxie du milieu aquatique [4, 44].

II-3-3-2-3) Effets des nitrates et nitrites sur les êtres vivants :

Les nitrites et les nitrates peuvent causer des effets toxiques sur les êtres vivants. Ils provoquent des troubles graves chez les jeunes vertébrés par dégradation de l'hémoglobine du sang et production de méthémoglobine toxique. Il peuvent provoquer l'hypertension et sont des précurseurs des nitrosamines concérigènes [24,45, 46].

II-3-3-2-2) Le phosphore :

Le phosphore est un élément assez rare mais indispensable à tous les êtres vivants. Il est considéré comme un élément limitant de la croissance des phytoplanctons aquatiques, il est assimilable par les êtres vivants lorsque il se trouve sous forme oxydée [39, 43, 44].

La concentration du phosphore dans une eau naturelle est de quelques microgrammes par litre [38].

Lorsque le phosphore présent en quantité dans les milieux naturels tels les lacs et les rivières et sa concentration dépasse 0.1 mg/L ; il provoque une croissance rapide de la végétation, ce phénomène

est plus complexe que le phosphore peut être stocké dans les sédiments et remobilisé sous certaines conditions ce qui augmente brutalement sa concentration dans l'eau [34, 35].

II-3-2-1) Nuisance du phosphore pour l'environnement :

Le phosphore n'est pas toxique intrinsèquement pour la faune et la flore terrestre et aquatique. Par contre l'eutrophisation est la conséquence directe d'un excès de phosphore dans le milieu aquatique et ses effets sont très préoccupants [47].

II-3-4) La pollution biologique :

La présence des microorganismes dans l'eau est un phénomène naturel et constitue un aspect primordial de la décomposition de la matière organique et du recyclage des éléments nutritifs essentiels au maintien des organismes aquatiques et de la chaîne trophique. Cependant lorsque le milieu reçoit des déjections d'origine animale ou humaine, le nombre et le type des microorganismes peuvent rendre l'eau non appropriée pour certaines activités [23].

Parmi les microorganismes susceptibles d'être présents dans l'eau, on peut mentionner, les virus, les bactéries, les protozoaires [43].

II-3-5) La pollution des eaux par les métaux lourds :

De nombreux métaux lourds sont responsables de la pollution des eaux où leurs effets et leur disponibilité sont intimement liés à leurs formes chimiques.

La pollution par les éléments traces métalliques et généralement d'origine industrielle mais elle peut également provenir de la lixiviation des déchets solides ménagers. Certains métaux ne produisent que des inconvénients d'aspect ou de goût (fer Zinc, manganèse...), l'eau doit être traitée pour être potable, ou utilisée en état pour d'autres usages. D'autres métaux, comme le mercure, le cadmium, le plomb et le chrome sont toxiques et rendent l'eau inutilisable pour l'usage domestique et agricole [13].

III) Les métaux lourds :

III-1) Définition :

L'appellation métaux lourds est couramment utilisée pour désigner les polluants minéraux des sols et des eaux dont la masse volumique est supérieure à 5 g/cm³ et peuvent former des sulfures insolubles [48, 49, 50].

Quarante et un métaux correspondent à cette définition auxquels il faut ajouter cinq métalloïdes. Cependant il s'agit d'une appellation courante, qui n'a ni fondement scientifique ni juridique, et est discutable car certains métaux ne sont pas particulièrement lourds comme le zinc, tandis que certains éléments toxiques ne sont pas des métaux comme l'arsenic [51, 52, 53]. La plupart des

scientifiques préfèrent à l'appellation des métaux lourds celle d'éléments traces métalliques, car ils sont présents dans les différents compartiments de l'environnement à l'état de traces (<0.1%) [54, 55, 56].

L'organisation mondiale de la santé désigne sous le nom métaux lourds, tous les métaux présentent un caractère toxique pour la santé et l'environnement [13].

Certains d'entre eux sont indispensables au déroulement des processus biologiques des êtres vivants à des concentrations extrêmement faibles, et peuvent être toxiques au de là de ces teneurs. Ce sont les oligo-éléments essentiels : le bore, le cobalt, le cuivre, le nickel, le molybdène, le zinc, le sélénium, le chrome, le fer [6,14, 54, 57]. D'autres métaux comme le plomb, le cadmium et le mercure n'ayant aucun rôle biologique et manifestent des propriétés toxiques [14,45].

III-2) Propriétés physicochimiques des métaux lourds :

III-2-1) La solubilité :

La solubilité des métaux lourds dépend de l'élément concerné et le chimisme de la phase aqueuse (pH, potentiel redox, concentration en ligands, et de phases solides environnante) qui interagisse avec la composition de cette phase. L'hydro solubilité de nombreux métaux est fortement accrue par l'acidité [49].

III-2-2) La persistance :

Contrairement aux polluants organiques, les métaux lourds ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement, ils sont persistants [6]. C'est pour cette raison, que les métaux peuvent s'accumuler le long des chaînes alimentaires, au bout de ces chaînes, les métaux peuvent atteindre des concentrations qui sont supérieures de plusieurs fois à celles trouvées dans l'eau dans l'air et dans le sol [6, 49, 58].

III-2-3) La volatilité :

La plupart des métaux lourds ne sont que faiblement volatils, sauf le mercure dont le point d'ébullition est de 370 °C à une pression de 110 pka [49, 56].

III-3) Origine des métaux lourds :

Les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, (roche mère, apports diffus éoliens, éruptions volcaniques), certaines activités de l'homme favorisent la dispersion (sources anthropiques, qui proviennent alors d'activité agricole, industrielle et domestique [59]).

III-3-1) Le fond géochimique :

Les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans les divers types des roches, l'érosion des roches et leurs altérations chimiques libèrent ces éléments et les entraînent sous forme particulaire ou colloïdale ou dissoute dans les eaux de surface et souterraines [51, 58, 59, 60]. Leur présence constitue un bruit de fond naturel ou fond géochimique. Qui est par définition la teneur naturelle ou originale des éléments traces dans un sol en absence de tous les processus d'apport ou d'exportation vers ou hors d'un site considéré [61]. Cette teneur dépend d'abord de la nature du matériau parental (héritage de la roche mère) mais également des processus qui sont intervenus lors de la formation du sol, qui ont pu lessiver, ou plus généralement concentrer les éléments [62, 63, 64]. On se réfère d'abord au fond géochimique du sol ou au contenu présent dans les roches (tableau 1).

TABLEAU-1 : contenu des roches en éléments traces [65].

| Eléments | Roches métamorphiques | | | Roches sédimentaires | | |
|----------|--------------------------|-----------------------------------|------------------------|--|---------------|---------------------|
| | Roches basiques mg/kg | Roches Intermédiaires mg/kg | Roches acides mg/kg | Roches sédimentaires Argileuses et sableuses mg/kg | Grés mg/kg | Carbonates mg/kg |
| Cd | 0.13-0.22 | 0.13 | 0.09-0.20 | 0.22-0.30 | 0.05 | 0.035 |
| Co | 35-50 | 1.0 | 1-7 | 11-20 | 0.3-10 | 0.3-3.0 |
| Cr | 170-200 | 15-50 | 4-25 | 60-100 | 20-40 | 5-16 |
| Cu | 60-120 | 15-80 | 10.30 | 40 | 5-30 | 2-10 |
| Hg | 0.0x | 0.0x | 0.08 | 0.18-0.40 | 0.04-0.10 | 0.04-0.05 |
| Mn | 1200-2000 | 500-120 | 350-600 | 500-850 | 100-500 | 200-1000 |
| Mo | 1.0-1.5 | 0.6-1.0 | 1-2 | 0.7-2.6 | 0.2-0.8 | 0.16-0.4 |
| Ni | 130-160 | 5-55 | 5-15 | 50-70 | 5-20 | 7-20 |
| Pb | 3-8 | 12-15 | 15-24 | 18-25 | 5-10 | 3-10 |
| V | 200-250 | 30-100 | 40-90 | 100-130 | 10.60 | 10.45 |
| Zn | 80-120 | 40-100 | 40-60 | 80-120 | 15-30 | 10.25 |

III-3-2) Les dépôts atmosphériques :

L'atmosphère constitue un récepteur géochimique et un milieu de transport préférentiel pour de nombreux éléments traces, faisant par ailleurs partie intégrante du cycle biogéochimique.

La présence des éléments traces métalliques dans l'atmosphère résultent de deux types de processus, les processus naturels et les processus anthropique [66].

III-2-1-1) Les émissions naturelles :

Les principales sources naturelles d'aérosols contaminés par les éléments traces métalliques, sont l'érosion éolienne, l'activité volcanique, les embruns marins et les feux de la biomasse [55, 67, 68].

III-2-1-2) Les émissions anthropiques :

Les émissions anthropiques des métaux lourds sont fortement liées à la production d'énergie, aux différents procédés industriels (cimenteries, fonderies, peintures...), l'activité minière, l'incinération des ordures ménagères, et les gaz d'échappements des véhicules [45, 69].

L'ensemble de ces activités est à l'origine de plus grande partie des émissions des éléments traces métalliques tels : As, Ba, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Mn et Zn [70].

III-2-3) Les apports agricoles :

Les pratiques agricoles sont aussi à l'origine de la pollution de l'environnement par les métaux lourds suite à l'utilisation des produits chimiques ou organiques, pour :

- maintenir ou améliorer le potentiel de fertilité (les engrais chimiques, les effluents d'élevage, les boues de station d'épuration et les composts d'ordures ménagères),
- pour lutter contre l'acidité des sols (amendements des carbonates riches en : Sr, F, Mn, et Zn),
- et pour lutter contre les ennemis des cultures (pesticides à base des métaux lourds [63, 72, 71, 73]).

III-2-4) Les eaux usées industrielles et domestiques :

Les rejets urbains se composent des effluents d'origine domestique et municipale qui peuvent être chargés par les métaux lourds [63,73].

III-2-5) Les décharges publiques :

La contribution des décharges publiques à la pollution en métaux lourds des eaux mérite une attention particulière [74]. Il est essentiel de lutter contre les décharges sauvages, de bien choisir les sites des décharges autorisées et de suivre une politique rigoureuse de tri des déchets et de recycler celles qui sont recyclables.

III-3) Devenir et répartition des métaux lourds dans l'environnement :

L'étude de la toxicité des métaux à l'état de traces dans les eaux naturelles passe par la connaissance de leur spéciation car leur degré de nuisance n'est pas le même selon la forme chimique sous laquelle ils sont présents [75, 76, 77]. En effet, la concentration totale d'un métal dans les sols et les eaux ne permet pas d'en déduire sa mobilité ni de connaître ses risques potentiels de toxicité. Du point de vue toxicité, l'influence d'un métal sur l'environnement n'est pas la même selon qu'il se présente sous forme cationique hydratée, sous forme d'un complexe organométallique ou sous forme d'un complexe minéral. De ce fait, l'analyse de spéciation est à la base de la compréhension du devenir des métaux traces dans les eaux.

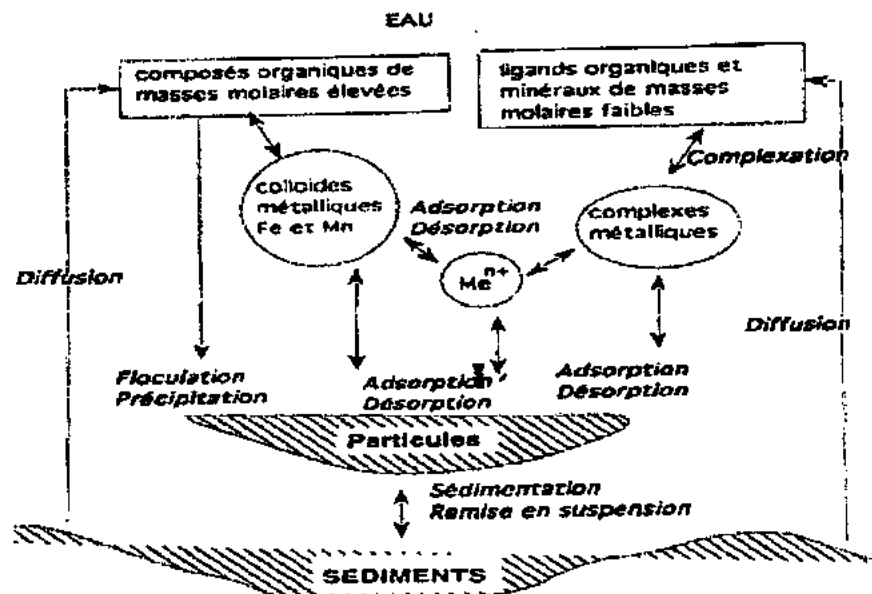
Le terme 'spéciation' englobe la séparation, l'identification, la détermination ainsi que la distribution et la distinction des différentes formes physico-chimiques et différents états d'oxydoréduction d'un élément [78, 79].

En phase particulaire, les métaux se présentent sous forme : d'espèces adsorbées plus ou moins fortement par une phase solide, d'élément intégré dans un réseau cristallin, d'élément métabolisé sous forme inorganique ou d'organométallique [77].

On distingue, en phase dissoute, le métal sous forme : d'ions libres hydratés, de complexes dissous labiles organiques ou inorganiques, de complexes dissous non labiles organiques ou inorganiques, d'organométalliques [77].

Une grande partie des métaux initialement dissous dans une phase aqueuse peut se fixer sur une phase solide (sédiments ou colloïdes) selon cinq mécanismes principaux (Figure 02): l'adsorption et l'échange d'ions, la précipitation ou la co-précipitation à la surface du solide, l'absorption et la complexation [80]. Cependant, lors de modification des conditions physico-chimiques du milieu, les métaux ainsi fixés peuvent être mobilisés [81]. Les molécules organiques présentes dans les systèmes aquatiques ont donc une importance primordiale de par leurs propriétés complexantes vis-à-vis des métaux.

Ces mécanismes sont sous la dépendance de paramètres du milieu (pH, concentration en oxygène dissous, potentiel d'oxydoréduction, activité microbienne, capacité d'échange cationiqueetc) [82].



e 1 Représentation schématique d'un système d'échange eau-sédiment.
Schematic representation of exchanges at the sediment-water interface.

Figure 02 : Devenir des métaux lourds dans l'écosystème aquatique [83].

III-3-1) La complexation :

La complexation est un phénomène important qui influe sur l'accumulation mais aussi sur la régulation des métaux lourds dans les systèmes naturels, ils sont en effet sous une forme facilement assimilables par les organismes vivants [84]. On distingue 2 types de complexes

III-3-1-1) Formation d'oxydes et d'hydroxydes :

Les métaux, en solution aqueuse subissent un phénomène de solvation [85], ils sont entourés par une cascade de molécules d'eau [84].

Exemple:

**III-3-1-2) La formation des complexes avec les ligands organiques et inorganiques :**

Dans les milieux aqueux, les métaux sont présents sous différentes formes chimiques. Les éléments et composés chimiques inorganiques (anions majeurs tels que les carbonates, chlorures et hydroxydes) et organiques (e. g. composés formant la matière organique dissoute) présents dans ces milieux constituent des ligands capables de complexer les ions métalliques. C'est ce que l'on appelle complexation inorganique dans le premier cas et complexation organique dans le second.

La Figure 03 illustre les interactions entre un ion métallique libre (M^{2+}) et les ligands avec lesquels des complexes peuvent se former [85].

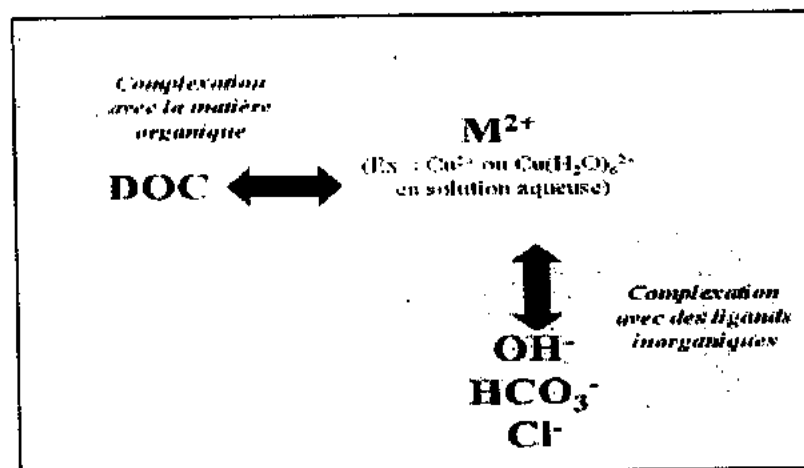


Figure 03: Phénomènes de complexation des métaux dans l'eau.

III-3-1-2) Les agents complexants inorganiques :

Les agents complexants inorganiques sont anioniques et ont la capacité de former des complexes stables avec les métaux et facilitent à la fois leurs maintient en solution, les complexes des métaux sont plus ou moins stables en fonction de la nature chimique du métal [86].

Les ligands inorganiques sont par exemple : HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , F^- , S^{2-} [87].

III-3-1-3) Les agents complexants organiques :

La matière organique joue un rôle important dans le comportement et le transport des éléments traces métalliques dans l'environnement aquatique [88] en exerçant un contrôle sur leur spéciation [89].

Cette matière organique peut être présente en grande quantité à la fois dans les phases dissoutes, colloïdales et particulaires [90].

Ainsi la présence des ligands organiques réduit la concentration en ions métalliques libres (responsables de la toxicité des métaux) dans l'environnement aquatique [85].

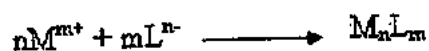
Les ligands organiques [91] sont :

- Les acides organiques de faible taille comme les acides aminés, l'acide acétique, le phénol.
- Les ligands macromoléculaires comme les protéines, les glucides, la matière organique naturelle.
- Les acides humiques et fulviques de structure complexe [92].

III-3-2) Précipitation/co-précipitation :

La précipitation correspond à la modification de la surface par apparition d'une nouvelle phase soit par accroissement de la surface solide, ou par la formation d'un nouveau solide à l'interface solide liquide selon un arrangement tridimensionnel [93].

Dans le milieu naturel les métaux lourds précipitent principalement, sous formes d'hydroxydes, de carbonates, de phosphates, de chlorures ou de sulfures [94]. Selon l'équation :



La co-précipitation est définie comme la précipitation simultanée d'un agent chimique conjointement avec d'autres éléments [95].

La précipitation comme la co-précipitation sont des phénomènes réversibles, pouvant intervenir à la fois dans les procédés de rétention ou de désorption des éléments traces métalliques, car ils dépendent des paramètres pouvant être modifiés lors de changement des conditions physicochimiques du milieu, comme le pH et la concentration des éléments en solution [94].

III-3-3) L'adsorption :

Selon Sposito: L'adsorption au sens strict est définie comme l'accumulation de matière à l'interface entre la phase aqueuse et un adsorbant sans développement d'un arrangement moléculaire tridimensionnel [93].

Deux types d'adsorption sont impliqués dans la rétention des métaux lourds : la physisorption et la chimiosorption (Figure 04).

III-3-3-1) Adsorption non spécifique ou physisorption :

L'adsorption non spécifique résulte des forces électrostatiques entre atomes portant des charges de signes différents afin de maintenir l'électroneutralité [96, 97].

Les énergies des liaisons mises en jeu sont relativement faibles, de type force de Vander Waals [94, 98], ce qui indique que les éléments sont facilement mobilisables lors de changement des caractéristiques physicochimiques du milieu [99].

La faculté d'un matériau à retenir des cations par adsorption physique est appelée la capacité d'échange cationique [94].

III-3-3-2) Adsorption spécifique ou chimisorption :

L'adsorption spécifique fait intervenir une liaison chimique forte de type covalente [63, 97]. Les éléments métalliques ainsi chimiosorbés seront ainsi beaucoup moins susceptibles d'être mobilisés [100].

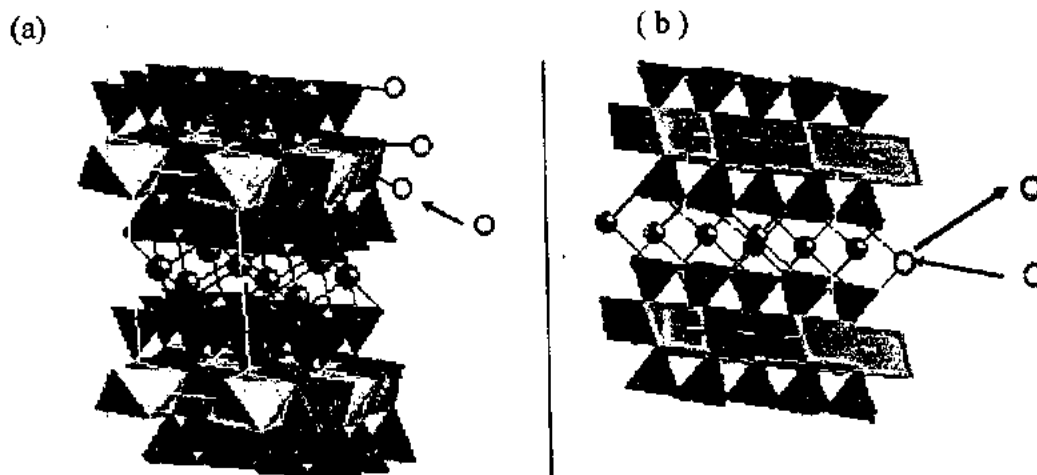


Figure 04 : Processus d'adsorption; (a) Formation d'une liaison covalente, (b) Echange d'ions ETM en solution.

III-4) Influence des paramètres physicochimiques :**III-4-1) pH :**

Le pH revêt une importance toute particulière d'une part sur les processus d'adsorption et d'autre part sur la spéciation des métaux lourds en phase dissoute [86]. Ainsi le pH acide entraîne, la mise en solution des sels métalliques et la mise en solution des phases de rétention, la désorption des cations et l'adsorption des anions [94]. Inversement l'augmentation du pH provoque l'immobilisation par formation des composées ou accroissement de la capacité d'échange cationique (tableau 02) [101].

Tableau 03 : Effets du pH sur la mobilité des micropolluants métalliques des sols et des sédiments [101].

| Mobilité relative | Activité protonique | |
|-------------------|------------------------|--------------------------|
| | Neutre, Alcalin | Acide |
| Très haute | Se, Mo | B |
| Haute | As | Zn, Cd, Hg, Co, Ni, (Mn) |
| Moyenne | Mn | Cu, Al, Pb, Cr |
| Basse | Pb, Fe, Zn, Cd, Ti | Fe, Ti |
| Très basse | Al, Cr, Hg, Cu, Ni, Co | Mo, Se, As |

III-4-2) Influence des conditions d'oxydoréduction :

Les conditions d'oxydoréduction peuvent influencer le comportement des éléments traces métalliques soit directement en jouant sur la valence d'élément, c'est le cas du FeII / FeIII et CrIII/Cr IV [82], ou indirectement par son influence directe sur les phases piégeantes. Ainsi en conditions réductrices, les sulfates sont réduites en sulfure qui piègent volontier les éléments traces chalcophiles tel que, Fe, Zn, Pb, Cd. [102]. D'autre part la dissolution des oxydes et des hydroxydes est favorisée entraînant de manière opposée la solubilisation des métaux associés [103].

En condition oxydantes le fer et le manganèse sont très peu solubles et maintiennent donc immobilisé les métaux qui leurs sont associés [101].

Le potentiel redox varie en sens inverse du pH, il augmente quand le pH diminue [102], en conséquence de quoi l'influence des conditions oxydoréductrices apparaît souvent comme secondaire par rapport au pH [104].

III-4-3) Influence des agents complexants :

L'existence dans le milieu d'agents complexant chimiques (Cl^- , SO_4^{2-} ...) ou organiques (substances humiques ...) influence l'adsorption et la désorption des métaux lourds sur les particules [83, 105].

III-4-4) Action des micro-organismes :

Les microorganismes peuvent agir directement ou indirectement sur les éléments par les processus d'oxydoréduction [59]. L'action des micro-organismes peut aller dans le sens de la solubilisation (production d'acide et de composés complexant.....etc.), ou l'insolubilisation (formation de sulfures métalliques insolubles, bioaccumulation ou biosorption par les microorganismes) des métaux lourds [94, 95].

III-4-5) La force ionique :

Plus la force ionique est élevée, moins le nombre des réactions de complexation de surface intervenant entre les espèces métalliques en solution et les groupes fonctionnels à la surface des particules est important [84], en particulier, les liaisons d'adsorption physique qui sont basées sur les interactions électrostatiques sont plus sensibles à la force ionique que les liaisons d'adsorption chimique [106].

III-4-6) La température :

La température peut intervenir directement en facilitant, lorsque elle s'élève la dissolution des composés de l'élément [101], ou indirectement en stimulant la biodégradation de la matière organique et donc la production des substances acides ou complexantes [94, 101].

III-5) Rôle des sédiments dans le stockage des éléments traces métalliques :

Les sédiments jouent un rôle clef dans les cycles biogéochimiques des métaux traces à l'échelle des systèmes aquatiques. Ils constituent le réservoir de stockage le plus important pour les métaux d'origine naturelle et/ou anthropique. Leur entrée dans le compartiment sédimentaire se fait par diffusion directe depuis la colonne d'eau et/ou par précipitation, et surtout par la sédimentation des matières en suspension, qui sont des pièges pour les métaux *via* les réactions d'adsorption. Dans les écosystèmes lacustres, par exemple, les métaux accumulés dans les couches superficielles du sédiment peuvent représenter plus de 90 % de la teneur métallique totale estimée pour l'ensemble des compartiments abiotiques et biotiques [107]. Selon l'ancienneté de la pollution, les sédiments peuvent se comporter comme une source ou comme un puit pour les métaux traces [108].

III-5-1) Définition des sédiments :

Les sédiments désignent communément les dépôts encore non indurés présents au fond des cours d'eau, des lacs et des océans. Ils constituent le réceptacle naturel des particules en suspension d'origine endogène ou exogène [55].

L'origine endogène de la sédimentation est due à la décomposition des êtres vivants autochtones (plantes aquatiques animaux), ou exogène correspondant à un apport de matière allochtones. Cet apport provient des eaux des ruissellements et de l'atmosphère qui peuvent être d'origines naturelles (matières organiques et nutriments issus du bassin versant), ou anthropiques (les apports des matières organiques, des nutriments ou de micropolluants métalliques ou organiques) dus aux rejets agricoles, domestiques et industriels, favorisent la pollution des sédiments [108, 109].

III-5-2) Composition granulométrique des sédiments :

Selon les régions géographiques, les sédiments peuvent avoir des granulométries très différentes. On distingue les argiles, les limons et les sables.

Les sédiments peuvent être classés selon la teneur de ces trois composés en utilisant, un système de coordonnées triangulaire [110] (Figure 05).

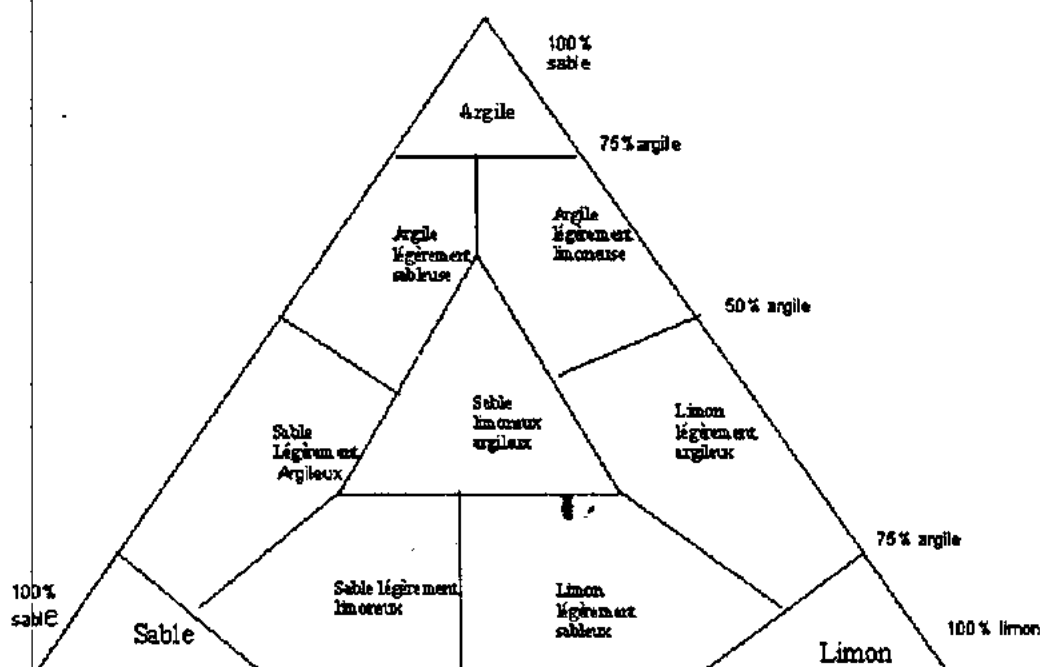


Figure 05 : Diagramme triangulaire de classification des sédiments en fonction de leur texture [111].

III-5-3) Constituants des sédiments impliqués dans la rétention des métaux lourds :

III-5-3-1) Les argiles :

Les argiles représentent une part importante des sédiments et de leurs proportions. Ces proportions sont généralement plus grandes que dans les sols. Se sont des minéraux de granulométrie très fine (< 2 Mm), elles sont la plupart du temps associées au matière organique et, ou à des oxydes et des hydroxydes [55].

Les argiles se caractérisent par une surface non neutre, qui détermine leur capacité d'échange ionique. Ces minéraux portent des charges négatives et positives, dans la grande majorité des cas, la charge, globalement négative associée à une surface importante confère une forte réactivité vis-à-vis des métaux [112].

Les charges négatives à la surface des minéraux argileux sont neutralisées par des cations compensateurs. Ces derniers sont relativement mobiles entre les feuillets, ils peuvent donc s'échanger avec les cations du milieu pour former un équilibre stable. Ce phénomène explique en grande partie les affinités qui existent entre les argiles et certains polluants organiques ou inorganiques (métaux lourds) [113].

III-5-3-2) Les oxyhydroxydes de fer et de manganèse :

Ils se forment par précipitation et se retrouvent dans la fraction fine ($< 2\mu\text{m}$) agglomérés aux argiles et en nodules, concentrés dont le diamètre varie de quelques μm à un mm [95, 113].

Les oxyhydroxydes peuvent précipiter en piégeant les métaux à l'intérieur des mailles cristallines permettant ainsi la fixation des métaux en quantité supérieure à leur CEC [65].

III-5-3-3) Les carbonates :

Les carbonates possèdent un double rôle dans les sols. D'une part ils contrôlent partiellement le pH par les équilibres de dissolution ; les teneurs élevées rendent le sol alcalin et favorisent certaine mode de fixation. D'autre part leur surface peut être le siège de rétention des métaux. Selon deux mécanismes : la précipitation conduisant à une croissance de la phase solide, et l'adsorption répondant à une accumulation de matière entre solide et liquide [112].

III-5-3-4) Les phosphates :

Les sédiments contiennent des phosphates organiques et inorganiques. La décomposition de la matière organique par les micro-organismes libère des phosphates qui peuvent précipiter dans la zone oxygène sous forme d'apatites (francolite $(\text{Ca}, \text{Na}, \text{Mg})_{10}(\text{PO}_4, \text{CO}_3)_6(\text{OH})_2$, dallite $(\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4, \text{CO}_3)_6(\text{OH})_2)$, hydroxylapatite $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_2(\text{OH})_2$) et être adsorbés sur les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium et sur les argiles [114]. Dans la zone anoxique, la solubilité des phosphates est contrôlée par la strengite (FePO_4) et la vivianite $(\text{Fe}_3(\text{PO}_4)(\text{H}_2\text{O})_8)$ [115].

Les phosphates sont susceptibles, comme les carbonates, de substitution du calcium par des éléments métalliques divalents (e.g. Cd, Pb, Zn, Cu), en particulier dans des sols à tendance basique [116].

III-5-3-5) Les sulfures :

Divers composés du soufre se retrouvent dans les sédiments. Les formes du soufre inorganique incluent les sulfates (SO_4^{2-}), le soufre élémentaire (S), les sulfures métalliques (tel que le FeS) et la pyrite (FeS_2) [117].

Les couples sulfate-sulfure sont très sensibles aux conditions d'oxydoréduction du milieu, et les microorganismes peuvent jouer un rôle essentiel à cet égard. En condition anoxique, la réduction du sulfate en sulfure est fréquente, et inversement, l'oxydation de certains sulfures est rapide lorsque la saturation en oxygène est atteinte. Les solubilités des formes réduites et oxydées d'un élément chimique donné lorsqu'elles existent peuvent être très différentes, rendant les cations métalliques plus ou moins disponibles. Or ceux-ci sont facilement assimilables par les plantes, et ils représentent une voie privilégiée de contamination de la chaîne alimentaire [96].

III-5-3-6) La matière organique:

En général, la proportion de matière organique dans les sédiments est de l'ordre de 2 à 10 %. La composition de la matière organique est souvent proche d'un sédiment à l'autre. Elle joue un rôle très important dans la constitution des phases secondaires des sédiments, puisque c'est le moteur principal de la diagenèse précoce. Elle peut également influencer sur le comportement des polluants métalliques en modifiant les propriétés de sorption des minéraux (formation de colloïdes) et en complexant fortement certains cations comme le cuivre [95] ou le cadmium [118].

Tous ces constituants ont la capacité, plus ou moins grande, de s'associer avec des cations métalliques. Le comportement des métaux dans les sédiments pollués va donc dépendre de la proportion de ces phases mais également de divers paramètres physico-chimiques.

III-6) La toxicité et la biodisponibilité des métaux lourds**III-6-1) La biodisponibilité :**

Pour que les métaux lourds présent dans les différents compartiments de l'environnement aquatique exercent un effet sur les organismes, ils doivent être sous une forme chimique ayant la capacité d'atteindre les cibles biologiques, en d'autres termes il est nécessaire qu'ils soient biodisponibles. Certains auteurs considèrent qu'un métal est biodisponible s'il est assimilable par les organismes vivants [85].

Selon [119], la biodisponibilité est définie comme la possibilité qu'un contaminant soit assimilé et/ou adsorbé sur un organisme vivant.

Pour le sol (sédiment), la biodisponibilité est définie par : l'aptitude d'un élément à passer d'un compartiment quelconque du sol à un être vivant végétal, animal, bactéries) [120], certains facteurs peuvent influencer la biodisponibilité des ETM dans le sol ; la nature elle-même de l'élément et certaines propriétés physicochimiques et microbiologiques du milieu tel que le pH, le potentiel d'oxydoréduction, la capacité d'échange cationique, la salinité et la teneur en matière organique [75, 121, 122], et aussi l'espèce et la variété de l'organisme vivant considéré (génome) [120].

La phytodisponibilité (disponibilité pour les plantes) est la fraction biodisponible la plus souvent étudiée, car la plus facile à quantifier [123].

Il est admis que la mobilité et la biodisponibilité d'un élément dépend de sa spéciation [124]. Ainsi les métaux sont aisément disponibles s'ils sont présents sous leurs forme libre, c'est-à-dire c'est les ions (Cu^{2+} ou Zn^{2+}) par exemple ne sont pas complexés que par les molécules d'eau, leurs disponibilité est plus faibles s'ils sont complexés avec les ligands organiques et inorganiques faibles, et en fin les métaux ne seront pas du tout disponibles s'ils sont liés à des ligands organiques forts [106].

III-6-1-1) Evaluation de la biodisponibilité

Selon Baize, dans une parcelle donnée, la biodisponibilité d'un élément peut être évaluée par la mesure de concentration dans les plantes [120], la plante représente quelque sorte le réactif d'extraction qui traduit mieux la biodisponibilité réelle, car elle intègre tous les facteurs liés au sol et à l'élément [121].

D'autres approches chimiques sont utilisées pour évaluer la biodisponibilité des ETM :

a) Les extractions séquentielles et sélectives :

Les extractions séquentielles consistent à soumettre dans des conditions déterminées et fixées un échantillon de sol ou de sédiments à une série de réactifs de plus en plus agressifs. Différentes fractions sont ainsi extraites correspondant théoriquement à différents types des constituants solides (organiques ou minérales) porteurs de l'élément chimique [125, 126, 127].

Les extractions sélectives consistent à soumettre un échantillon de sol ou de sédiments à un seul réactif.

Plusieurs solvants sont couramment utilisés pour estimer la fraction mobile et biodisponible. Tout d'abord les complexants organiques EDTA et DTPA, les acides dilués (HCl 0.1 ou 1 N) et l'acide acétique, les solutions salines (chlorures et nitrates) et l'eau. Le BCR propose dans l'étude des sols une extraction unique à l'EDTA, NH_4 à pH 7 et à l'acide acétique 0.43 M [125, 126, 127].

II-6-2) Toxicité des métaux lourds :

Plusieurs études ont montré que l'accumulation des métaux lourds dans l'environnement a pour conséquences des effets préoccupants sur l'équilibre des écosystèmes et sur leurs populations [128, 129].

Certains métaux comme le fer, le chrome, le cuivre, le cobalt, le manganèse, et le zinc sont nécessaires en petites quantités pour assurer le bon fonctionnement des organismes vivants. Ils permettent le fonctionnement de certains métabolismes aussi bien chez les végétaux, les animaux que chez l'homme. En quantité insuffisante, ils peuvent entraîner des carences qui provoquent des maladies alors que leur trop forte concentration peut engendrer des effets indésirables, voir toxiques [71, 130]. Par ailleurs, l'absorption de métaux lourds comme le plomb et le mercure n'est jamais souhaitable, quelle que soit la quantité [130].

II-6-2-1) Toxicité pour les microorganismes :

La toxicité des métaux pour les microorganismes est principalement due à leur capacité à établir des complexes stables avec les protéines ce qui peut altérer les sites actifs ou déplacer des

cofacteurs métalliques essentiels [128]. Certaines activités enzymatiques microbiennes sont particulièrement sensibles à l'apport de métaux [131], telles que l'activité nitrogénase des bactéries fixatrices d'azote, les enzymes impliqués dans la biodégradation des composés organiques,.... D'autres effets toxiques des métaux pour les microorganismes sont également relevés tels que : la création de complexes spécifiques pouvant perturber les fonctions cellulaires, la compétition entre les cation métalliques et les nutriments essentiels sur les sites disponibles de la membrane cellulaire,... [128].

III-6-2) Toxicité pour les végétaux :

Le premier effet des métaux lourds observable chez les végétaux est une inhibition de la croissance. Celle-ci s'accompagne très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement : chlorose foliaire, importantes lésions nécrotiques, jaunissement progressif, repliement ou dessèchement du feuillage... A l'heure actuelle, les bases moléculaires de ces perturbations sont encore mal connues, mais on admet généralement qu'elles résultent d'un stress oxydatif, dû à la production d'espèces réactives de l'oxygène ou « Réactive Oxygen Species » (ROS). Les ROS altèrent toute une série de substrats biologiques importants, avec comme conséquence la modification des domaines fonctionnels des biomolécules : inhibition de l'activité enzymatique, perturbation du métabolisme végétal (notamment la photosynthèse et la respiration), oxydation de protéines, altération des membranes cellulaires via l'induction de phénomènes de peroxydation lipidique, apparition de cassures au sein de l'ADN, pouvant conduire à la mort cellulaire [132, 133].

III-6-3) Toxicité pour l'homme :

Les voies de contaminations pour l'Homme sont l'inhalation, l'ingestion et l'exposition cutanée. Ils se concentrent principalement dans les poumons, entraînant des maladies de l'appareil respiratoire [134, 135, 136], dans le système digestif provoquant des troubles telles que, les nausées, les vomissements, la perte d'appétit et de poids et des cancers [137, 138]. Ces composés toxiques sont responsables de bons nombres de maladies tristement célèbres comme le saturnisme pour le plomb [52], la maladie de Minamata en 1956, au Japon pour le mercure [139], la maladie du pied noir en 1960 à Taïwan, pour l'arsenic [140]. Beaucoup de métaux lourds ont des propriétés mutagènes et agissent par exemple sur l'appareil reproducteur pour le plomb, le placenta pour le cadmium, l'embryon pour le mercure et provoquent des malformations diverses : chromosomiques, du système musculaire, du squelette chez l'enfant [141]. L'arsenic et le zinc provoquent également des lésions cutanées très graves [142].

Tous ces métaux ont des effets cumulatifs sur l'organisme humain qui seront d'une importance plus ou moins grande selon les différents critères tels que :

- l'état d'oxydation ; chrome (Cr VI) plus toxique que le chrome III ;

- le pouvoir oxydant d'un élément par rapport à l'autre [134]
- la nature organique ou inorganique ; l'arsenic inorganique plus toxique que l'arsenic organique
- la solubilité [142].

VI) Les métaux étudiés :

VI-1) Le cadmium :

VI -1-1) Généralités :

Le cadmium est un métal ductile, blanc argenté avec des teintes de bleu, lustré, dont le point de fusion est de 320.9 °C et le point d'ébullition de 765 °C [143]. Le cadmium élémentaire a un numéro atomique de 48, une masse atomique de 112,4 g/mol et une masse volumique de 8,6 g/cm³ à 20 °C [143, 144].

En solution, il se trouve principalement sous la forme de cation, à l'état d'oxydation +II [145]. Le rayon de cet ion et sa configuration électronique ressemblent pour beaucoup à ceux du calcium. Cette analogie se traduit par des comportements en solution et une réactivité aux interfaces solide/solution voisins (eg. système carbonate) [114, 146].

VI-1-2) Origine :

Le cadmium rejeté dans l'environnement provient de sources naturelles et anthropiques.

VI -1-2-1) Sources naturelles :

Le cadmium est un élément relativement rare et n'existe pas à l'état natif dans la nature. Il est présent dans la croûte terrestre à des concentrations d'environ 1 à 2 ppm, où il est souvent associé au zinc et au plomb [147].

Les principaux minerais cadmifères sont les sulfures de zinc, la sphalérite et la wurtzite, dans lesquels le cadmium constitue une impureté [143, 148]. La greenockite et l'hawleyite, deux sulfures de cadmium (CdS), ainsi que la montéponite (CdO) et l'otavite (CdCO₃) sont formées par altération de la sphalérite primaire [148].

La source de dispersion naturelle du cadmium dans l'atmosphère est principalement liée à l'activité volcanique. L'enrichissement en cadmium des sols et des systèmes aquatiques résulte de l'altération des matériaux de la croûte terrestre et des retombés atmosphériques [147].

VI -1-2-2) Sources anthropiques :

Les activités industrielles telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejets atmosphériques [147, 149].

Les principales sources de dispersion du cadmium dans les sols et les systèmes aquatiques sont liées aux nombreuses activités industrielles, du lessivage des décharges et à l'épandage d'engrais phosphatés faisant intervenir cet élément [147, 150, 151].

VI -1-3) Comportement du cadmium dans l'environnement :

À l'état naturel, le cadmium peut se présenter sous deux degrés d'oxydation (0 et +2); toutefois, on observe rarement le cadmium au degré 0, c'est-à-dire à l'état métallique [148, 152, 153]. Les principaux composés du cadmium sont l'oxyde de cadmium, le chlorure de cadmium, et le sulfure de cadmium [152].

Le cadmium se combine très facilement avec le soufre minéral et organique. Il ne se dégrade pas dans l'environnement, mais sa mobilité, sa biodisponibilité et son temps de séjour dans différents milieux peuvent subir l'influence de processus physiques et chimiques [150].

VI -1-3-1) Comportement du cadmium dans l'eau :

Le cadmium à l'état métallique n'est pas soluble dans l'eau, ses sels sont plus ou moins solubles. La solubilité dépendant du contre ion et du pH.

Dans les milieux aquatiques, le cadmium est relativement mobile et peut être transporté sous forme de cations hydratés ou de complexes organiques ou inorganiques [153]. La mobilité et la biodisponibilité du cadmium s'accroissent lorsque le pH, la dureté, la concentration de matières en suspension sont faibles et lorsque le potentiel d'oxydoréduction est élevé [150].

VI-1-3-2) Comportement du cadmium dans les sols :

Dans les sols, le cadmium est considéré comme un élément relativement mobile par rapport à d'autres métaux en traces tels que le cuivre ou le plomb [147].

La mobilité du cadmium est essentiellement en fonction du pH du sol, son adsorption par la phase solide du sol pouvant être multipliée par un facteur de 3 lorsque le pH augmente d'une unité dans la plage 4-8 [154].

Dans le sol, il existe sous forme soluble dans l'eau du sol : CdCl_2 , CdSO_4 ou sous forme de complexes insolubles inorganiques ou organiques avec les constituants du sol [147].

VI -1-4) La toxicité de cadmium :

VI -1-4-1) Toxicité aiguë :

Une exposition de courte durée à de fortes concentrations de poussières ou de fumées, de composés de cadmium est responsable de troubles gastro-intestinaux (nausées, vomissements, diarrhée). Ces troubles peuvent, dans les cas sévères, se compliquer d'une déshydratation grave de l'organisme. De même qu'elle peut provoquer des troubles pulmonaires graves [155].

VI 1-4-2) Toxicité chronique :

Des expositions prolongées et à de faibles doses survenant suite à une ingestion du cadmium dans l'alimentation, le tabagisme ou l'exposition professionnelle engendrent l'accumulation du cadmium dans les reins et l'augmentation du risque de cancérogénicité des sels de cadmium [156].

VI -2) Chrome :**VI -2-1) Généralités :**

Le chrome élémentaire est un métal gris lustré qui résiste extrêmement bien aux agents corrodants ordinaires. Le chrome (Cr), porte le numéro atomique 24, et a une masse atomique de 52,0 g/mol il possède une densité de 7.2 g/cm³, un point de fusion de 1857°C, et point d'ébullition de 2672 °C [144, 149].

Bien qu'on ait identifié plus de 40 minéraux contenant du chrome, et que le chrome soit, dans l'ensemble, le septième élément le plus abondant sur terre, il ne se rencontre généralement qu'à l'état de traces (c.-à-d. < 1 000 µg/g) dans la croûte terrestre. Presque tout le chrome trouvé dans les roches formant la croûte terrestre est trivalent; le minéral le plus important renfermant ce métal est la chromite, FeCr₂O₄. Bien que le chrome puisse prendre neuf états d'oxydation différents, de (-II) à (VI), seuls le chrome trivalent [Cr (III)] et le chrome hexavalent [Cr (VI)] sont communs en milieu naturel [157].

VI-2-2) Sources d'émission :**VI -2-2-1) Sources naturelles :**

Le chrome se rencontre en petites quantités à l'état naturel dans tous les types de roches et de sols sous forme de Cr (III) solide et relativement inerte et il est entraîné dans le milieu aquatique en quantités limitées par l'altération et l'érosion de ces matières. La pénétration du chrome dans l'atmosphère a d'autres causes que l'activité humaine, notamment les poussières entraînées par le vent, les émissions volcaniques, les aérosols de sels marins, les poussières provenant des feux de brousse et les débris de la végétation [158].

VI -2-2-2) Sources anthropiques :

Les principales sources d'émission de chrome dans l'atmosphère sont l'industrie chimique, la combustion de gaz naturel, d'huile et de charbon. Le transport par le vent des poussières de route, les usines de production de ciment, les industries utilisant le chrome ou des composés du chrome constituent d'autres sources d'émission atmosphérique [159].

Les eaux provenant des installations de chromage peuvent contenir du chrome VI. Le tannage du cuir, l'industrie textile et la fabrication des teintures et pigments peuvent également libérer du chrome III et du chrome VI dans les cours d'eau [160].

VI -2-3) Le comportement de chrome dans l'environnement :

Le chrome peut se rencontrer dans l'environnement aquatique sous deux états d'oxydation stables, Cr (III) et Cr (VI). La forme chimique Cr (III) est peu soluble à l'état libre dans l'eau ; de plus, elle tend à former dans ce milieu des complexes hydroxylés, ce qui lui confère de fortes capacités d'adsorption sur les particules : elle devrait donc a priori être rapidement enlevée de la colonne d'eau. Cependant, en présence de matière organique dissoute, cette forme chimique s'associe très facilement à la matière organique, pour former des complexes solubles en milieu aquatique [161]. La plupart des composés du Cr (VI) sont passablement solubles et ne sont pas adsorbés sur des matières particulaires [157].

VI -2-4) La toxicité du chrome :

La toxicité des composés du chrome dépend principalement de leur valence et de leurs propriétés physico-chimiques, le chrome hexavalent est plus toxique que le chrome trivalent.

VI -2-4-1) Toxicité aigue :

L'ingestion de sels de chrome entraîne une inflammation massive du tube digestif suivie d'une nécrose s'étendant de la bouche au jéjunum (douleurs abdominales, vomissements, diarrhées, hématoméses). Ces manifestations d'apparition rapide, en quelques heures peuvent entraîner la mort par collapsus circulatoire. Si le patient survit au delà de 8 jours, les effets majeurs observés sont une nécrose hépatique et rénale [162].

VI -2-4-2) Toxicité chronique :

Inhalé, le chrome Cr (III) peut provoquer des cancers des voies respiratoires, des troubles du métabolisme du glucose, et des atteintes rénales. Le Cr (VI) provoque des hémorragies gastro-intestinales, et est responsable des ulcères cutanés, et d'ulcères de la muqueuse nasale, de dermites....etc. [163].

VI -3) Le cuivre :

Le cuivre est un oligoélément essentiel qui participe à de nombreuses fonctions physiologiques [164]. C'est un métal ductile, brun, malléable dont le point de fusion est de 1093°C et le point d'ébullition de 2595°C. Le cuivre élémentaire a un numéro atomique de 29 et une masse atomique de 63.54 g/mol et une masse volumique de 8.94 g/cm³. Le cuivre peut prendre trois états d'oxydation 0, +1, +2 ; le Cu (+II) est la forme oxydée la plus stable et la plus abondante dans l'environnement [144].

Le cuivre métallique est insoluble dans l'eau, mais la plupart de ses sels sont solubles : chlorures, nitrates, et sulfates de cuivre. Les carbonates, hydroxydes et sulfures de cuivre sont quant à eux

insolubles [158].

¶

Le cuivre existe à l'état natif. Il se rencontre surtout sous forme de sulfures CuS et Cu_2S dans la tétrahédrite ($\text{Cu}_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{13}$) et l'énargite (Cu_3AsS_4) et sous forme d'oxyde Cu_2O (cuprite). Le minerai le plus important est la chalcopirite (Cu_2S , Fe_2S_3). On le trouve également dans la malachite ($\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$), l'azurite ($2 \text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$), la chalcocite (Cu_2S) et la bornite (Cu_3FeS_4) [165].

VI-3-2) Origine naturelle :

Le cuivre est présent dans l'environnement de manière ubiquitaire. Sa concentration dans l'écorce terrestre est estimée à environ 70 mg/kg. Le transport par le vent des poussières de sol, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles de dispersion [166].

VI -3-3) Origine anthropique :

Les principales sources anthropiques sont l'industrie du cuivre et des métaux en général, l'industrie du bois, l'incinération des ordures ménagères, la combustion de charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate). Le milieu environnemental le plus exposé au cuivre est le sol : 97 % du cuivre libéré dans l'environnement s'y retrouve contre seulement 3 % dans les eaux et 0,04 % dans l'air [167].

VI -3-4) Comportement du cuivre dans l'environnement :

Dans les milieux aqueux, le comportement du cuivre est influencé par de nombreux processus : complexation avec des ligands organiques (surtout par les groupes $-\text{NH}_2$ et $-\text{SH}$, et dans une moindre mesure par le groupe $-\text{OH}$) ou minéraux, adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulaires, bioaccumulation, présence de cations de compétition (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} ...), présence de sels (OH^- , S^{2-} , PO_4^{3-} , CO_3^{2-} ...), et échange entre les sédiments et l'eau [166, 167].

La majorité du cuivre rejeté dans l'eau est sous forme particulaire [166, 167] et tend à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber à la matière organique, au fer hydraté, aux oxydes de manganèse ou aux argiles. Dans l'eau, le cuivre particulaire représenterait de 40 à 90 % du cuivre [167]. Après introduction du cuivre dans le milieu aquatique, l'équilibre chimique est généralement atteint en 24 heures [166].

VI -3-5) Rôle biologique de cuivre :

Le cuivre est un élément essentiel chez l'homme et l'animal. Il est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine et la maturation des

polynucléaires neutrophiles. De plus, il est un cofacteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure intervenant dans un métabolisme oxydatif, la respiration cellulaire, et la pigmentation [162]. Il a une importance capitale dans l'entretien des processus biologiques et la protection contre les stress oxydants [168].

VI -3-6) Toxicité de cuivre :

Le cuivre et les composés cupriques peuvent avoir une action toxique par inhalation, ingestion, voies cutanée et oculaire. Les sels de cuivre sont des agents particulièrement irritants [169]. Les principales formes toxiques chez l'homme et l'animal sont les formes solubles du cuivre c'est-à-dire les sels du cuivre II (acétate, carbonate, chlorure, hydroxyde, nitrate, oxyde, oxychlorure et sulfate) [162].

VI -3-6-1) Toxicité aiguë :

Les effets toxiques observés après une absorption massive de composés cuivre, sont des vomissements, une léthargie, une anémie profonde liée à une hémolyse intra-vasculaire, une rhabdomyolyse. Surviennent secondairement une cytolysse hépatique par nécrose centrolobulaire et une insuffisance rénale aiguë (possible par simple nécrose tubulaire aiguë) [165].

VI -3-6-2) Toxicité chronique :

Des expositions prolongées et à de faibles doses, provoque une toxicité assez importante pour les êtres vivants en particulier pour les algues [13].

VI -4) Plomb :

VI -4-1) Généralités :

Le plomb est un métal bleu gris naturellement présent en petites quantités dans la croûte terrestre (0.0018%). Il ne possède ni odeur ni saveur particulières. Le plomb métallique ne se dissout pas dans l'eau et ne brûle pas [170], c'est un métal très mou, très malléable et ductile. Il ternit au contact de l'air humide, ne réagit ni avec l'oxygène, ni avec l'eau et il est attaqué par l'acide nitrique. Ses composés sont toxiques par inhalation ou ingestion. Les effets sont cumulatifs [156].

On le trouve principalement dans des minerais comme la galène et le sulfure de plomb (PbS). Il peut s'associer avec d'autres substances pour former ce que l'on appelle généralement des composés de plomb ou des sels de plomb, de solubilité variable dans l'eau. Certaines substances naturelles ou artificielles, bien que contenant du plomb, ne ressemblent pas au plomb métallique, et il en existe même de combustibles, à l'instar des composés organiques de plomb présents dans certains carburants [171].

VI -4-2) Propriétés physicochimiques :

Les caractéristiques physicochimiques du plomb sont représentées dans le tableau (03).

Tableau 03 : propriétés physicochimique du plomb [144].

| Nom | plomb |
|--------------------------|------------------------|
| Masse atomique | 270 g/mole |
| Masse volumique | 11.35g/Cm ³ |
| Température de fusion | 327° |
| Température d'ébullition | 1.740° |
| Etats d'oxydation | +II et +VI |

VI -4-3) Sources de plomb dans l'environnement:

Le plomb pénètre dans l'environnement à partir des sources naturelles, des rejets ou des sources anthropiques.

Les sources naturelles peuvent être :

Le processus de désagrégation des roches sédimentaires à base de Pb ; les poussières de Silicates, les aérosols chlorés volcaniques, les aérosols de sels marins, les fumées météoriques et le plomb provenant de la désintégration du radon sont à l'origine de la formation de la particule de Pb aéroportée [172].

Les sources anthropiques :

Ils sont liées aux émissions du Pb inorganique dans l'atmosphère suite à la combustion du Plomb tétraéthyle utilisé comme additif dans les carburants et aux émissions provenant des industries chimiques, des activités minières, des huiles de vidange, trafic routier, d'imprimeries, ...etc. [158, 172].

VI 4-4) Le comportement du plomb dans l'environnement :

Certaines substances chimiques contenant du plomb sont dégradées par les rayons solaires, dans l'atmosphère et l'eau en produisant d'autres formes de plomb [170]. Etant donné que le plomb est en grande partie insoluble dans l'eau, c'est généralement un constituant mineur de l'eau de surface et de l'eau souterraine. Il tend à être adsorbé par les particules de sol [171]. Les composés de plomb peuvent s'associer avec d'autres substances chimiques en fonction de l'acidité et de la température de l'eau. Toutefois, le plomb lui-même n'est jamais dégradé. Dans les régions où l'air, l'eau ou les sols sont pollués, le plomb est susceptible de s'accumuler dans la faune et la flore. Lorsque des animaux consomment des végétaux ou d'autres animaux contaminés, la plupart du plomb ingéré transite à travers leur organisme [170].

VI -4-5) Toxicité du plomb :**VI -4-5-1) Toxicité aiguë :**

Elle se produit par inhalation ou par absorption du Pb dans des situations accidentelles et provoque : troubles digestifs, lésions tubulaires, atteintes hépatiques, atteintes cardio-vasculaires et lésions au niveau du système nerveux central se manifestant cliniquement par une encéphalopathie convulsive et un coma pouvant conduire à la mort [173, 174].

VI -4-5-2) Toxicité chronique :

la toxicité chronique au Pb engendre une diminution de la fertilité, la mortalité chez les foetus et avortements spontanés, des atteintes neurologiques, des atteintes cardiovasculaires et peut présenter des pouvoirs mutagènes et cancérogènes [156, 173].

VI -5) Le manganèse :

Le manganèse est un métal qui existe naturellement dans un grand nombre de roches de sols et au fond des lacs et des océans [175, 176]. Il ne présente ni saveur ni odeur particulières. A l'état pur, il apparaît sous la forme d'un métal de couleur argentée. Dans la nature, le manganèse est principalement lié à d'autres éléments tels que l'oxygène, le soufre et le chlore. Ces formes associées, appelées composés, sont des solides qui ne s'évaporent pas [175]. Le plus souvent, on trouve le manganèse sous forme de dioxyde, de carbonate ou de silicate de manganèse. On peut le trouver à l'état d'oxyde à des valences allant de -3 à +7; les états d'oxydation dits manganoux (Mn^{2+}) et manganique (Mn^{4+}) sont ceux qui touchent particulièrement les systèmes d'aqueduc[176].

VI -5-1) Caractéristiques physicochimiques :

Les caractéristiques physicochimiques de manganèse sont représentées dans le tableau 04.

Tableau 04 : propriétés physicochimiques du manganèse [144].

| Nom chimique | Manganèse |
|--------------------------|-----------------------------|
| Masse atomique | 54.94 g/mole |
| Numéro atomique | 25 |
| La densité | 7.21-7.44 g/cm ³ |
| Température de fusion | 1245 °C |
| Température d'ébullition | 2097 °C |
| Etats d'oxydation | -III à +VII |

VI -5-2) Sources d'émission :**VI -5-2-1) Origine naturelle :**

Le manganèse est naturellement contenu dans les constituants de l'écorce terrestre, roches cristallines et roches sédimentaires, qu'on appelle les roches mères. Sous l'action de l'érosion, ces roches s'altèrent et libèrent leurs éléments constitutifs que l'eau entraîne et transporte sous forme de solution ou de particules solides (silice, aluminosilicates, carbonates) [177]. Cet élément peut aussi être présent dans l'atmosphère, associé à de fines particules en suspension aériennes [175].

VI -5-2-2) Origine anthropique :

Si une partie du manganèse présent dans l'environnement est d'origine naturelle, une autre provient des activités humaines. En effet, les industries et la combustion de combustibles fossiles libèrent du manganèse dans l'environnement. Plus précisément, les sources de manganèse comprennent les industries du fer et de l'acier, les centrales thermiques, les fours à coke et les poussières générées par les activités minières non réglementées. Les émissions de la combustion de carburant, des engrais chimiques et des pesticides (manèbe et de mancozèbe), contenant un additif au manganèse sont également susceptibles de venir s'ajouter à cette contamination [175, 178].

Les flux issus de ces sources anthropiques peuvent rejoindre les eaux de surface, souterraines et les eaux usées. De petites particules de manganèse peuvent en outre être entraînées par l'eau percolant à travers les sols et les sites d'enfouissement [175].

VI -5-3) Comportement du manganèse dans l'environnement :**VI -5-3-1) Dans l'eau :**

Dans l'eau, la mobilisation du manganèse est favorisée par un potentiel redox faible et/ou un pH acide [179].

Le principal anion associé avec le manganèse est le carbonate. La concentration en manganèse est donc limitée par la relativement faible solubilité de $MnCO_3$ [180].

VI -5-3-2) Dans le sol :

Le manganèse et ses dérivés sont fortement retenus dans les sols, soit par des réactions d'échanges de cations (les ions manganèse réagissent avec les composés chimiques présent à la surface de sol forment des oxydes, des hydroxydes et des oxyhydroxydes de manganèse), soit par des réactions d'échanges de ligands (le manganèse est alors adsorbé sur d'autres oxydes, hydroxydes ou oxyhydroxydes). Quand les eaux des sols se saturent sous forme d'oxydes, hydroxydes et oxyhydroxydes de manganèse ceux-ci précipitent entraînant une nouvelle phase qui va agir comme une nouvelle surface sur laquelle d'autres substances pourront s'adsorber [180].

VI -5-4) Toxicité de manganèse :

VI -5-4-1) Toxicité aigue :

L'inhalation de fumées de manganèse peut causer la fièvre des fondeurs, celle-ci étant causée par l'inhalation d'oxydes de métaux. Les symptômes de la fièvre des fondeurs les plus fréquemment observés sont : fièvre, frissons, maux de gorge, douleurs musculaires, raideurs, transpiration, soif, goût métallique, nausées et vomissements. Ces symptômes apparaissent généralement de 4 à 8 heures après le début de l'exposition. Ils disparaissent 24 à 48 heures après l'exposition, sans laisser de séquelles [181].

VI -5-4-2) Toxicité chronique :

Une exposition répétée au manganèse peut causer une atteinte grave du système nerveux central appelée manganisme. Les symptômes sont à la fois des troubles psychiatriques et des atteintes purement neurologiques. Les troubles psychiques précèdent habituellement les déficits moteurs [182].

VI -6) Le zinc :

VI -6-1) Généralités :

Le zinc est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments), en particulier comme coenzyme [183]. C'est un des éléments les plus abondants de la croûte terrestre. On le trouve dans l'air, les sols, l'eau ainsi que dans tous les aliments.

A l'état métallique il prend l'aspect d'un métal brillant, de couleur blanc bleuâtre [184, 185], lorsque il est poli. De dureté faible à moyenne à température ambiante, il devient malléable et ductile lorsque il est chauffée (entre 100 °C et 150 °C), fragile, cassant et pulvérisable à 210 °C [185, 186].

Habituellement le zinc est rencontré en association avec le plomb, le cuivre, l'or et l'argent. Le zinc se présente sous forme de sphalérite (sulfure), smithsonite (carbonate), calamine (silicate), et franklinite (zinc, manganèse, oxyde de fer) [187].

VI -6-2) Les propriétés physicochimiques :

Les caractéristiques physicochimiques sont indiquées dans le tableau 05.

Tableau 05: Les caractéristiques physicochimiques [144].

| | |
|--------------------------|------------------------|
| Nom chimique | Le zinc |
| Numéro atomique | 30 |
| Masse atomique | 65 g/mole |
| Densité | 7.13 g/cm ³ |
| Température de fusion | 419.5 °C |
| Température d'ébullition | 908 °C |
| Etat d'oxydation | +II |

VI -6-3) Sources d'émission de zinc:

Le zinc est présent dans l'air, l'eau et les sols à la suite des processus naturels et des activités humaines

VI -6-3-1) Sources naturelles :

Le zinc principalement sous forme de sulfure (blende) est assez uniformément distribué dans les roches magmatiques (40 à 120 mg.kg⁻¹). Sa concentration est un peu plus élevée dans les sédiments argileux (80 à 120 mg.kg⁻¹) et les schistes alors qu'elle est plus faible dans les roches mères sableuses. Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins [183].

VI -6-3-2) Sources anthropiques :

Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent des sources minières et industrielles (traitement de minerai, raffinages, galvanisation du fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), des épandages agricoles (alimentation des animaux, lisiers) et des activités urbaines (trafic routier, usure des pneumatiques, Poussières d'incinération des ordures, etc....) [187].

VI -6-4) Comportement du zinc dans l'environnement :**VI -6-4-1) Dans l'eau :**

Le zinc existe dans l'eau sous diverses formes : ion hydraté ($Zn(H_2O)^{2+}$), zinc complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques), zinc adsorbé sur de la matière solide, oxydes de zinc, etc.

La spéciation du zinc dans le compartiment aquatique est un phénomène très complexe qui dépend de nombreux facteurs abiotiques tels que le pH, la quantité de matière organique dissoute, le potentiel redox etc [188].

VI -6-4-2) Dans le sol :

Dans l'environnement, le zinc se trouve principalement à l'état d'oxydation +2 (souvent sous la forme ZnS). Mais plusieurs autres formes ioniques peuvent se trouver dans le sol [65].

Le zinc s'accumule à la surface des sols. Dans les cas de contamination superficielle, rares sont ceux où le zinc a migré en profondeur. Le gradient de zinc diminue puis croît avec la profondeur parallèlement avec la teneur en argile et en fer [189].

VI -6-3) Rôle biologique du zinc :

Comme le cuivre, le zinc est un métal essentiel, nécessaire, à la vie d'un grand nombre d'organismes, en quantité généralement faible. Le zinc est l'un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme (besoins 15 mg.jour⁻¹). Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement foetal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation des blessures [190].

VI -6-5) Toxicité de zinc :**VI -6-5-1) Toxicité aigue :**

L'inhalation de grandes quantités de zinc (par exemple de poussières de zinc ou des émanations produites par la fusion ou le soudage du zinc) est à l'origine d'une maladie spécifique, de courte durée, connue sous le nom de fièvre des fondeurs. On connaît cependant très peu de choses sur les effets à long terme de l'inhalation de poussières ou de vapeurs de zinc [184].

L'ingestion des composés de zinc provoque des troubles du système digestif, des modifications hématologiques, ainsi que de la lésion du foie, du pancréas et du rein [191].

VI -6-5-2) Toxicité chronique :

Les composés de zinc en exposition prolongé, induisent par voie orale une irritation gastro-intestinal et une anémie, et par inhalation une irritation pulmonaire [189].

V) LES BARRAGES :

V-1) Définition de barrage :

Un barrage est un ouvrage artificiel, le plus souvent construit en béton armé, coupant le lit d'un cours d'eau. Il est établi à travers une vallée, à l'endroit qui présente un rétrécissement, dont la cuvette doit être géologiquement étanche. En effet, l'eau qui s'accumule dans cette cuvette constitue alors une réserve. Le volume d'eau contenu dans ce réservoir est appelé la capacité [192]. Le barrage, outre son corps principal, peut être complété par des annexes : évacuateurs de Crues, vidanges de fond, prises d'eau, passes à poissons, turbine électrique [13].

V-2) Rôle des barrages :

Construire des retenues sur des rivières ou à proximité, c'est se donner les moyens de stocker l'eau pendant un certain temps pour la redistribuer. On opère un transfert en volume d'eau d'une période de l'année pendant laquelle il y a abondance à une autre où il y a pénurie, ou d'une année à l'autre pour satisfaire des besoins et usages nationaux, régionaux, et locaux qui sont parfois antagonistes dans la gestion des ressources en eau, en lissant ainsi les aléas saisonniers et climatiques de la météorologie [193]. Les différents usages de ce stock d'eau peuvent être :

La régulation des cours d'eau (maintien d'un niveau minimum des eaux en période de sécheresse, barrage écrêteur de crue), [194]. Le stockage d'une réserve d'eau, utilisée pour alimenter un canal ou une ville, lutter contre les incendies ou irriguer les cultures [20]. La production d'énergie électrique [193, 195].

V-3) Les différents types des barrages :

Il existe 3 types des barrages : barrage en terre, barrage en enrochement et barrage en béton.

V-3-1) Barrage en terre :

Le barrage en terre peut être constitué par des matériaux de caractéristiques très diverses allant de l'argile pure très fine à des éléments très grossiers [195]

V-3-2) Barrage en enrochement :

Un barrage en enrochement est essentiellement un grand tas de gros cailloux. La fonction résistante à la poussée de l'eau est assurée par le poids massif. Mais le tas n'est pas imperméable par lui-même, il faut lui joindre un organe d'étanchéité qui constitue la partie la plus délicate de l'ouvrage. Ce type des barrages est souvent économique dans les régions d'accès difficile car il y a peu de transport à effectuer [195, 196].

V-3-3) Barrage en béton :

On distingue 3 types selon leur forme et leur comportement mécaniques : les barrages poids, les barrages à contreforts et les barrages voûtes.

V -3-3-1) Barrage poids :

Massifs, ces barrages de section transversale triangulaire, résistent à la poussée de l'eau par leurs poids. [195, 196].

V -3-3-2) Barrages à contreforts :

De formes variées, ils ont en commun de résister pour l'ensemble par leur forme et par leur poids. Constitués d'un voile à l'amont qui reporte la poussée de l'eau sur les contreforts, ils utilisent moins de béton que les barrages poids [195, 196].

V -3-3-3) Barrages voûtes :

Un barrage voûte est une coque à simple ou double courbure plus ou moins encastrée le long de ses appuis, la concavité de la voûte est dirigée vers l'aval ce qui fait que la poussée de l'eau introduit dans le béton des forces de compression. [195, 196].

V -4) Impacts environnementaux des barrages :

Il est évident que les aménagements des rivières, qu'elles soient de petite ou de grande capacité, ont une incidence sur le régime d'écoulement puisqu'ils peuvent modifier plus ou moins temporairement l'hydrologie naturelle des cours d'eau. Les modifications ne concernent pas seulement les aspects quantitatifs mais aussi les aspects qualitatifs : les matières en suspension, les sédiments, l'évaporation, les paramètres physico-chimiques tels que la température de l'eau, l'oxygène dissous, le pH..., la vie piscicole, la flore et la faune aquatique, en observant que chaque fois un nouvel équilibre s'instaure [197].

V -4-1) Impact sur les écosystèmes et la biodiversité :

Les barrages rompent le continuum du cours d'eau, provoquent d'importantes modifications physiques et chimiques qui perturbent profondément le fonctionnement écologique du fleuve et, en particulier, le comportement des peuplements de poissons[198], les espèces endémiques, rares et en voie de disparition, sont les premières victimes de la modification des écosystèmes. Les impacts sur la flore terrestre sont dus principalement à l'ennoisement de l'habitat des plantes et au déplacement des populations, faisant disparaître ainsi les sources d'alimentation des animaux.

Les barrages affectent, ou détruisent, les écosystèmes aquatiques en amont comme en aval du barrage [198, 199].

V -4-2) Impact sur le régime hydrologique :

Les barrages perturbent également fortement le régime hydrologique du cours d'eau : Ils transforment un système d'eau courante en un système d'eau dormante.

En aval de la retenue, ils suppriment totalement les crues et les zones humides. Ils sont à l'origine d'importantes pertes d'eau par évaporation, surtout en milieu tropical [200].

V -4-3) Impact sur la qualité de l'eau :

La création d'une retenue influe également sur divers paramètres de la qualité de l'eau dans les bassins réservoirs et en aval, et leurs effets diminuent en fonction de la distance. Les principaux changements touchent notamment la stratification thermique dans les réservoirs, et les températures de l'eau en aval, l'eutrophisation, et des changements connexes de la concentration des métaux dans les exutoires, la méthylation accrue du mercure, la rétention de sédiments, avec des changements connexes dans les teneurs en matières dissoutes, la turbidité et les éléments nutritifs dans les eaux des réservoirs et dans les eaux rejetées, une augmentation de l'érosion et du dépôt des sédiments et contaminants associés en aval [201].

V -4-4) Impact sur la sédimentation :**V -4-4-1) En amont :**

La réduction de la vitesse de l'eau entraîne la sédimentation des matières en suspensions sur lesquelles peut se fixer de nombreux polluants toxiques pour le milieu (métaux lourds pesticides et les éléments nutritifs [197, 199, 202].

Ces matériaux constituent la « charge interne » de la retenue. Ceci a plusieurs effets au cours du temps tel que l'envasement de la retenue (réduction de capacité de stockage de l'eau) [2, 13], et l'accumulation des polluants [2, 192]. Ainsi l'accumulation importante d'éléments nutritifs provoque une grande stimulation de la vie aquatique et a pour conséquences de faire apparaître des plantes algales en très grand nombre qui donne un aspect verdâtre à l'eau et empêche toute la pratique aquatique [203].

V -4-2) En aval :

Les sédiments jouent un rôle d'engrais naturel. En raison de leur diminution, le recours à l'agrochimie devrait s'intensifier aggravant la pollution de l'eau du fleuve [2]. En outre, couplée à la faiblesse du débit la réduction de l'apport sédimentaire pourrait faire reculer le delta du fleuve et entraîner la remontée des nappes salées [201, 202].

Matériel et méthodes

1) Présentation de la zone d'étude:

I-1) délimitation du barrage :

Le barrage de Beni Haroun est situé à l'aval de la confluence de Oued Rhumel et Oued Endja (nord ouest de la région de Elgrarem wilaya de Mila) à une quarantaine de kilomètres au nord de Constantine et une distance équivalente par rapport à l'embouchure de Oued Kebir. (Mer Méditerranée) .Sa mise en eau a commencé en out 2003 et se poursuit lentement par étape jusqu' à ce jour (Figure : 06)

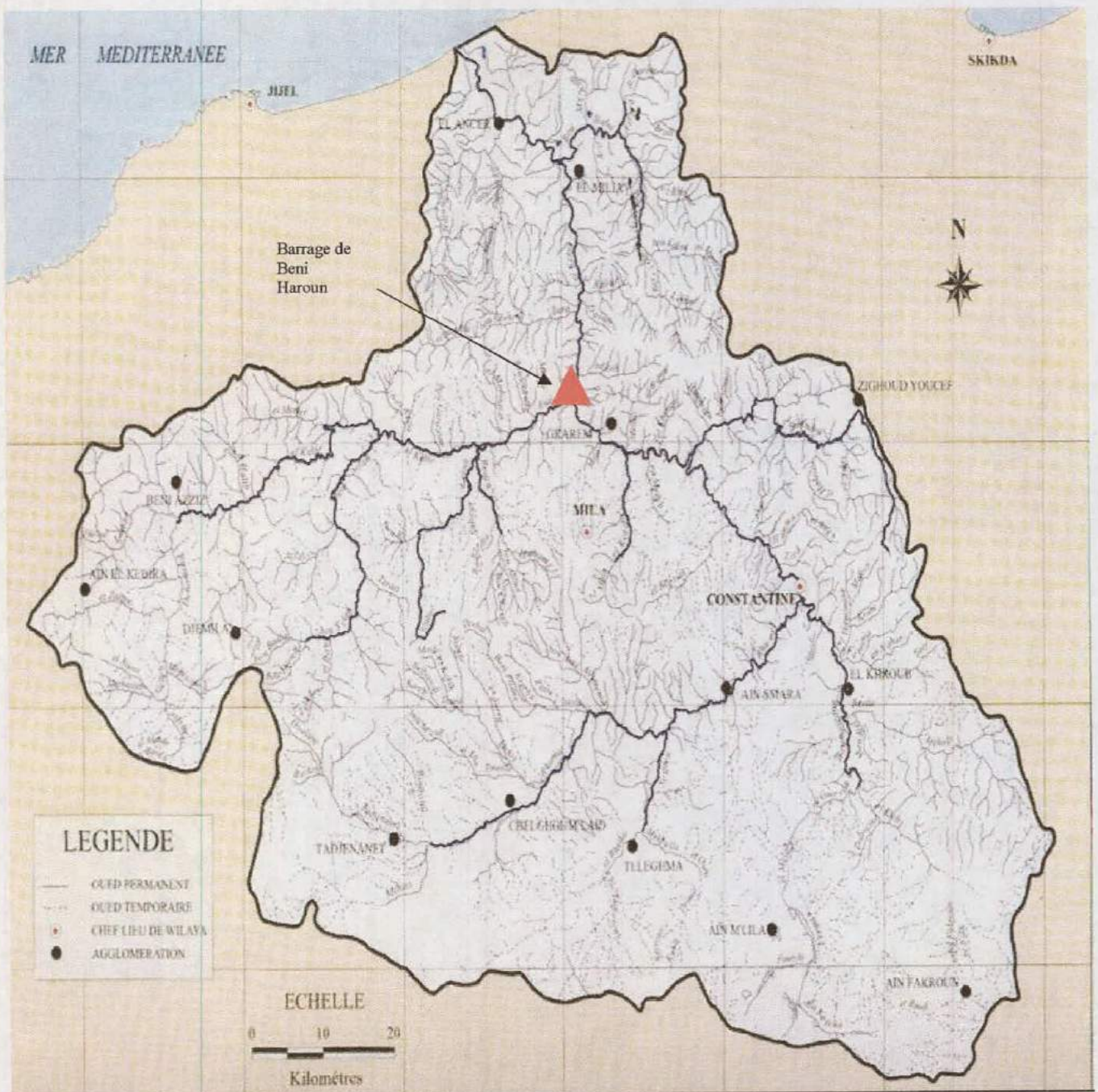


Figure 06 : localisation de barrage Beni Haroun [204].

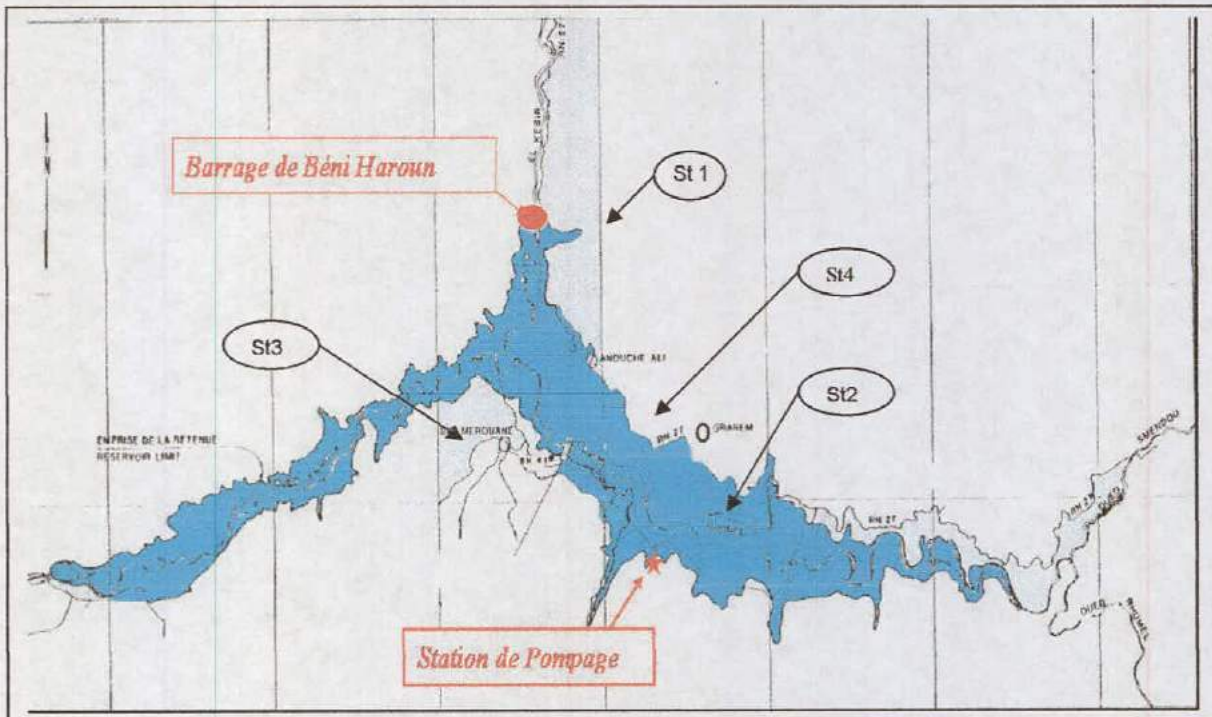


Figure 07 : bassin du barrage Beni Haroun [204].

I-2) L'hydrographie de la région d'étude :

La région de Beni Haroun se trouve au sein du bassin versant Rhumel-Kebir pour cela, nous avons jugé utile de procéder d'abord à l'étude hydrologique de ce bassin. Cette étude est faite par Mebarki 1982 [205], nous a servi de document principal pour la description de l'hydrologie du milieu.

Le bassin versant Kebir-Rhumel se caractérise par un réseau hydrographique assez dense formé essentiellement de deux grandes sous bassins (Figure 07).

Le sous bassin de Rhumel (170 km), drainant une superficie de 5315 Km², prend sa source vers 1160 m dans les marges méridionales du tell, au nord ouest de Blaa, il traverse les hautes plaines constantinoises, avec une orientation sud ouest, nord est jusqu'à Constantine. Là il change brusquement de direction et tourne presque à angle droit pour couler en oblique vers le nord-ouest et confluer avec l'Oued Endja aux environs de Sidi-Marouane. Le long de son chemin, Oued Rhumel collecte quelques affluents entre autres : Oued Derki, Oued Athménia, Oued Seguin, Oued Bou-Merzoug, Oued Smendou et Oued El-Ktone.

Le sous bassin de Oued Endja (140 Km) drainant une superficie de 2160 Km² a sa source près de Douar Tassadane situé au nord-ouest de Ferdjioua. Il suit une direction sud ouest à travers les reliefs montagneux du Tell, parallèlement à la chaîne numidique qui le borde au nord. Cet Oued voit grossir son débit régulièrement par l'intermédiaire des affluents de Oued Bouslah, Oued Rama, Oueds (Redjas, Melah et Kebir).

I-3) Contexte géologique :

Un cours d'eau, siège de transport d'éléments de diverses natures verra ses paramètres physicochimiques fortement influencés par la nature géologique des terrains drainés.

Le bassin versant Kebir-Rhumel est composé de domaines géologiques très différents : le domaine des plaines plio-quaternaires et des horsts calcaires (Hautes Plaines), le bassin néogène à dominance argileuse de Constantine-Mila, le domaine des nappes « Tectoniques » de Djemila (marnes et calcaires-marneux), la dorsale kabyle (calcaires Jurassiques) et les massifs gréseux numidiens et enfin le domaine du socle granitique et Cristalloyphyllien de la petite Kabylie d'El Milia [205].

I-4) Aperçu climatique du bassin de Beni Haroun :

La bonne connaissance des conditions climatiques de la zone d'étude, et de ces caractéristiques joue un rôle majeur dans la compréhension de l'évolution des éléments chimiques, et dans le comportement hydrologique des cours d'eau [206].

I-4-1) Climatologie de la zone d'étude :

Notre zone d'étude est caractérisée par un climat de type méditerranéen, son régime climatique dépend de deux paramètres principaux : la précipitation météorologiques et la température.

I-4-1-1) Les précipitations :

La pluie est 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. La région d'étude est considérée parmi les régions arrosées avec une moyenne de l'ordre de 641.5 mm/an. Les précipitations sont également variables et irrégulières d'une année à l'autre.

I-4-1-2) Les pluies moyennes mensuelles :

Les données utilisées dans le tableau 06 sont issues de la station météorologique du barrage de Beni Haroun. Une étude statistique des données des précipitations est présentée dans le tableau .

Tableau 06 : Précipitations moyennes mensuelles (Pi) des 4 ans (septembre, 2003- janvier 2008) [207].

| Mois | Sep | Oct | Nov | Déc | Janv | Fev | Mar | Avr | Mai | Jui | Juil | Aout | Total |
|----------|---------|-------|-------|--------|-------|-------|-----------|-------|-------|-------|------|------|--------|
| Moy | 29.3 | 66.7 | 75.6 | 157.8 | 74.3 | 82.5 | 78.2 | 60.4 | 32.3 | 13.9 | 0.4 | 1.3 | 645.1 |
| Max | 35.3 | 66.7 | 145.6 | 228.3 | 167.6 | 154.3 | 175.1 | 103.3 | 60.7 | 44.0 | 0.9 | 2.8 | 1184.6 |
| Min | 12.2 | 19.2 | 38.2 | 48.2 | 15.2 | 32.2 | 50.2 | 10.6 | 6.2 | 0 | 0 | 0 | 232.2 |
| Écartype | 9.78 | 19.03 | 44.97 | 54.89 | 64.80 | 52.54 | 64.91 | 40.72 | 25.33 | 20.72 | 0.43 | 1.25 | 399.44 |
| Saison | automne | | | hiver | | | printemps | | | été | | | |
| Moyenne | 57.2 | | | 104.86 | | | 56.96 | | | 5.2 | | | |

Le tableau 06 montre que la précipitation moyenne varie entre 200 et 1120 mm/an. La saison hivernale est la plus pluvieuse avec une moyenne de 104.86 mm/mois et un pic au mois de décembre, ce qui produit une augmentation du niveau de l'eau dans le barrage et une dilution des éléments chimiques. Par contre, l'été est sec avec une faible augmentation du niveau de 5.2 mm/mois, ce qui produira une évaporation rapide de ce dernier. L'écart type entre les valeurs des précipitations mensuelles est plus important pendant le mois de janvier (64.80 mm).

I-4-I-3) Température :

Les données utilisées sont apportées de la station météorologique du barrage, les valeurs moyennes sont représentées dans le tableau 07.

Tableau 07 : les températures moyennes mensuelles (septembre 2003-janvier 2008) [207].

| mois | Sept | Oct | Nov | Dec | Jan | Fev | Mars | Avr | Mai | Jui | Juil | Août | moy |
|------|------|-----|------|-----|-----|------|------|-----|-----|-----|------|------|-----|
| T °C | 25 | 22 | 14.9 | 14 | 9.7 | 10.4 | 13 | 17 | 21 | 25 | 28 | 28 | 19 |

Le tableau 07 nous indique que la zone d'étude est caractérisée par un climat doux et humide en hiver et chaud et sec en été. Ces caractéristiques indiquant un climat méditerranéen. Les moyennes mensuelles les plus élevées sont observées essentiellement pendant la période d'été (Juin – Septembre) avec des températures variant de 25 à 28 °C. Par contre les températures les plus basses, de 9.7 à 13 °C, sont observées pendant la période d'hiver (décembre à mars) avec un minimum pendant le mois de janvier 9.7 °C. Les autres mois présentent des températures intermédiaires (14 à 22 °C). Ces caractéristiques de la température, d'un point de vue hydrochimique, nous indiquent que pendant la période d'été, les valeurs élevées de la température vont provoquer une évaporation accrue de l'eau ce qui conduit à une augmentation de la concentration des éléments chimiques dans le barrage.

I-4-1-5) Le diagramme ombro-thermique :

L'analyse de deux paramètres climatiques (précipitations et température) permet de tracer la courbe ombro-thermique de Gaussen qui met en évidence deux périodes :

- L'une de sécheresse : s'étale du mois du mai au mois de septembre.
- Et l'autre humide : s'étale du mois d'octobre au mois de mai.

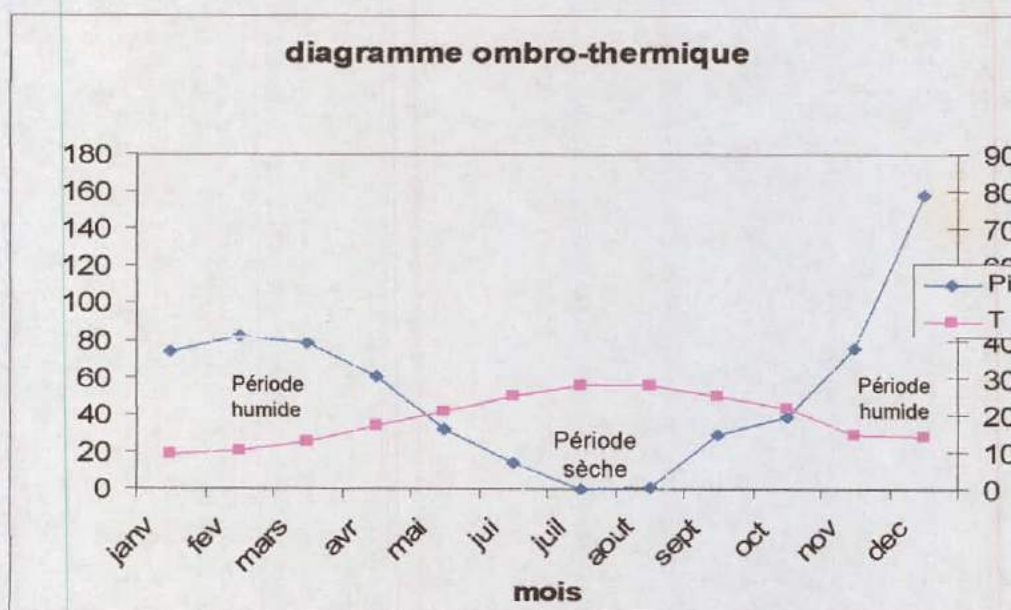


Figure 08 : diagramme ombro-thermique du Gaussen. **Pi** : précipitations mensuelles. **T** : températures mensuelles.

I-4-16) Le vent :

Le vent est un facteur important du climat qui influe sur la température, l'humidité et l'évaporation. La fréquence et la vitesse du vent sont variables au cours de l'année. En hiver, les vents dominants sont souvent secs et froids, ils ont une direction Nord-Ouest et parfois Nord-Est. Pendant la période estivale et particulièrement de Mai à Septembre, les vents secs et chauds (Sirocco) ont une direction Sud-Ouest et parfois Sud-Nord, ils soufflent en moyenne durant 15 jours par ans.

I-4-2) Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite :

Cette méthode est utilisée pour les climats sub-humide et semi-aride, et vu les caractéristiques intermédiaires du climat méditerranéen, cette formule a été appliquée. Elle est basée sur la notion de réserve d'eau facilement utilisable (RFU). On admet que la hauteur d'eau stockée dans le sol qui est reprise par l'évapotranspiration est de 100 mm au maximum [208].

La méthode de Thornthwaite nous permet à partir des données de base (précipitation, température (T°C), le coefficient thermique mensuel (K) et l'indice thermique mensuel (i), et l'indice thermique annuelle (I) de calculer l'évapotranspiration potentielle (ETP) selon la relation suivante

$$ETP (mm) = 16 \left(\frac{10I}{T} \right)^a \cdot K \quad I = \sum i = \sum \left(\frac{T}{5} \right)^{1.514} \quad \text{et} \quad a = 0.016 I + 0.5$$

Le principe de calcul du bilan hydrologique de Thornthwaite est le suivant : Si pour un mois $P_i > ETP$ on pose que l'ETP = ETR (évapotranspiration réelle), la quantité d'eau qui reste (P-ETR) va alimenter la RFU jusqu'à son maximum (100 m) et si elle dépasse cette valeur il y aura un excès

(WS) qui va partir soit sous forme d'infiltration efficace vers la nappe, soit sous la forme de ruissellement.

Si $P < ETP$, la valeur de $ETR = P + RFU$, jusqu'à égalisation avec ETP. Si la RFU est nulle, il va se produire un déficit agricole ($Da = ETP - ETR$), ce dernier paramètre représente alors le besoin des cultures à l'irrigation.

Tableau 08: Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite (2003-2007).

| Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite (2003-2008) | | | | | | | | | | | | | |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|-------|--------|-------|-------|--------|---------|
| Mois | Janv. | Févr. | Mars | Avr. | Mai | Juin | Juil. | Août | Sept. | Oct. | Nov. | Déc. | Annuel |
| Pi (mm/mois) | 74.3 | 82.5 | 78.2 | 60.4 | 32.3 | 13.9 | 0.4 | 1.3 | 29.3 | 39.2 | 75.6 | 157.8 | 645.1 P |
| T°C | 9.7 | 10.4 | 13 | 17 | 21 | 25 | 28 | 28 | 25 | 22 | 14.9 | 14 | 228 I* |
| i | 2.72 | 3.03 | 4.25 | 6.37 | 8.78 | 11.43 | 13.75 | 13.75 | 11.43 | 9.42 | 5.22 | 4.75 | 94.63 |
| K | 0.87 | 0.85 | 1.03 | 1.1 | 1.21 | 1.22 | 1.24 | 1.16 | 1.03 | 0.97 | 0.86 | 0.84 | |
| ETP (mm) | 14.62 | 16.44 | 31.23 | 57.26 | 96.40 | 138.10 | 176.35 | 164.9 | 116.59 | 84.84 | 34.33 | 29.570 | 960.93 |
| ETR** (mm) | 14.62 | 16.44 | 31.23 | 57.26 | 96.40 | 49.2 | 0.4 | 1.3 | 29.3 | 39.2 | 34.33 | 29.57 | |
| RFU 100 mm | 100 | 100 | 100 | 100 | 35.9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 | 100 | |
| Da (mm) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 88.3 | 175.95 | 163.6 | 87.29 | 45.64 | 0 | 0 | 560.78 |
| WS (mm) | 59.68 | 66.06 | 46.97 | 3.14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 41.27 | 128.03 | 345.15 |

* Indice thermique annuelle, ** Evapotranspiration réelle.

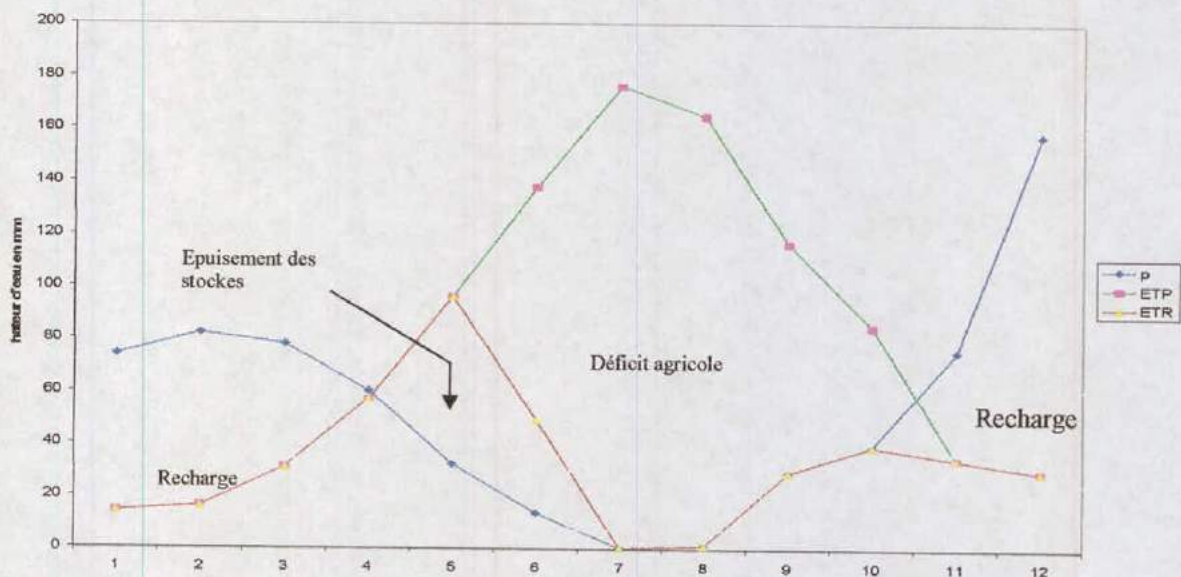


Figure 09 : Représentation graphique du bilan de Thornthwaite pour les années (2003-2007).

Le tableau 08 et la Figure 09 montrent que l'évapotranspiration maximum a été observée pendant les mois de juillet et d'août pour des valeurs de 176.35 et 164.9 mm respectivement, ce qui produit un déficit agricole et nécessite une irrigation pour les zones des cultures. Par contre, pendant les mois de décembre, janvier et février, on observe une recharge des nappes et une augmentation du niveau de l'eau dans le barrage avec une valeur de 60 à 80 mm/mois. Lorsque la recharge dépasse la RFU, le surplus d'eau (Ws) va partir soit sous forme d'infiltration vers les nappes, soit sous forme de ruissellement.

Le ruissellement (R) est donné par la formule empirique de Tixeront Berkaloff :

$$R = \frac{P^3}{3 * ETP^2} \quad \text{si } P < 600 \text{ mm.}$$

Où P est la précipitation totale annuelle.

Cette formule a donné une valeur de 96.97 mm/an ce qui représente 15.03 % de la précipitation.

Par contre, le reste de la hauteur des pluies, va partir sous forme d'infiltration, qui correspond à 184.18 mm/an (28.55 % des précipitations). Cette infiltration est souvent observée pendant les mois de décembre, janvier et février où la précipitation est supérieure à 100 mm/mois.

II) Description de l'ouvrage :

Le barrage Beni Haroun est considéré comme l'un des plus grands projets réalisés à ce jour sur le plan national. Situé au cœur d'un grand complexe hydraulique est conçu en BCR (Béton compact roulé). Sur le plan technique, il atteint les 120 m de hauteur à partir de la fondation, une longueur de 710 m en crête, avec une capacité de retenue normale de 960 millions de m³ /an. Son bassin versant est estimé à 7725 Km², et sera d'un apport annuel moyen d'environ 730 m³/an avec un volume régularisé de 435 millions de m³/an. (Figure 10 et 11).



Figure 10 : Vue aval du barrage de Beni Haroun.



Figure 11 : Vue amont du barrage Beni Haroun..

III) Intérêt socioéconomique :

Selon les responsables de l'Agence Nationale des Barrages, la ressource mobilisée par le barrage, est en mesure de faire face aux besoins d'alimentation en eau potable et industrielle, à l'horizon 2030, de plusieurs wilayat de la région (Mila, Constantine, Oum El Bouaghi, Batna, Khenchela et également El Milia dans la wilaya Jijel, intégrée dans le cadre de la future connexion du barrage de Boussiaba au système d'aménagement de Beni Haroun). Elle permet, par ailleurs, de fournir un surplus pour l'équipement de nouveaux périmètres d'irrigation dans les Hautes plaines Sud-constantinoises (Teleghma, Chemora, Touffana-Remila et Batna-Ain Touta), d'une superficie totale d'environ 40 000 Ha.

IV) Impacts environnementaux du barrage Beni Haroun :

IV-1) Impact sur la stabilité de terrain :

La création de la retenue de Beni Haroun a aggravé les processus des glissements de terrain ce qui menacent sérieusement les maisons (420 ménages au total) construites anarchiquement dans le périmètre du barrage, à proximité du lac de retenue (village Sibari) (Figures 12 et 13).



Figure 12 : conséquences géologiques de la mise en eau du barrage.



Figure 13 : glissements de terrain provoqués par le barrage

VI-2) Impact socioéconomique :

Les pertes en terres agricoles du fait de la submersion, jusqu'à la cote de retenue normale, avoisinent les 3 632 ha. A celles-ci, s'ajoutent les terres susceptibles d'être inondées lors des crues exceptionnelles (cotes 205 à 217 m) représentant une superficie totale de 819 ha. Par ailleurs, d'importants équipements et infrastructures (routes, lignes électriques, habitations ...) ont fait l'objet d'abandon ou de transfert car situées dans la zone d'emprise du barrage (Figure 14 et 15).



Figure 14 : terrains et routes noyées par la retenue.



Figure 15 : maisons endommagées par le glissement de terrain.



Figure 16 : maisons noyées.

VI-3) Impact sur la qualité des eaux :

Le barrage de Beni Haroun a eu pour conséquence la modification du régime d'écoulement de Oued Rhumel – Kebir et la transformation d'un système fluvial en système lacustre. Les eaux usées domestiques et industrielles, et les eaux pluviales du bassin versant Rhumel –Kebir se trouvent bloquées dans la retenue de Beni Haroun et nombreux polluants collectées par ces eaux sont accumulées depuis la mise en eau et se sédimentent dans la retenue.

VI-3-1) Identification des sources de pollution :

VI-3-1-1) Les décharges publiques :

Les décharges sauvages qui se trouvent dans la quasi-totalité des communes, sachant que, à elles seules, les décharges incontrôlées de Ferdjioua, Chelghoum Laïd et Mila reçoivent respectivement

en moyenne 10, 30 et 40 t de déchets domestiques par jour. Et comme tous les déchets urbains de toutes les villes et agglomérations, ceux-là sont rejetés dans des décharges non contrôlées situées dans le bassin versant du barrage de Beni Haroun. C'est une lapalissade de conclure que durant la période hivernale et les fortes précipitations, se produit le phénomène du lessivage, d'où une quantité très importante du « lexivia » qui est véhiculée à travers le ruissellement vers la cuvette (Figures 17,18 et 19).



Figure 17 : déchets lessivés par les eaux.

VI-3-1-2) Les eaux usées domestiques :

La totalité des eaux usées des agglomérations longeant Oued Rhumel et Oued Kébir, les deux principaux Oueds de la wilaya de Mila, alimente le barrage de Beni Haroun. De Belaâ (dans la région de Bir El Arch) où il prend naissance, en passant par Tadjenanet, Oued Seguène, Constantine, Mila et Grarem, Oued Rhumel charrie dans son cours des eaux usées qu'il achemine vers la cuvette du barrage de Beni Haroun. Les eaux usées de Constantine sont canalisées vers la station d'épuration (STEP) située à Ibn Ziad dans une proportion de 50 à 60 %.

Le second Oued alimentant la cuvette du barrage, soit Oued Kébir, traverse toutes les localités de Ferdjioua, Ahmed Rachedi, Redjas, Zeghaïa et Sidi Merouane pour acheminer les eaux usées vers ce gigantesque projet hydraulique, d'où son influence sur la qualité des eaux du barrage.

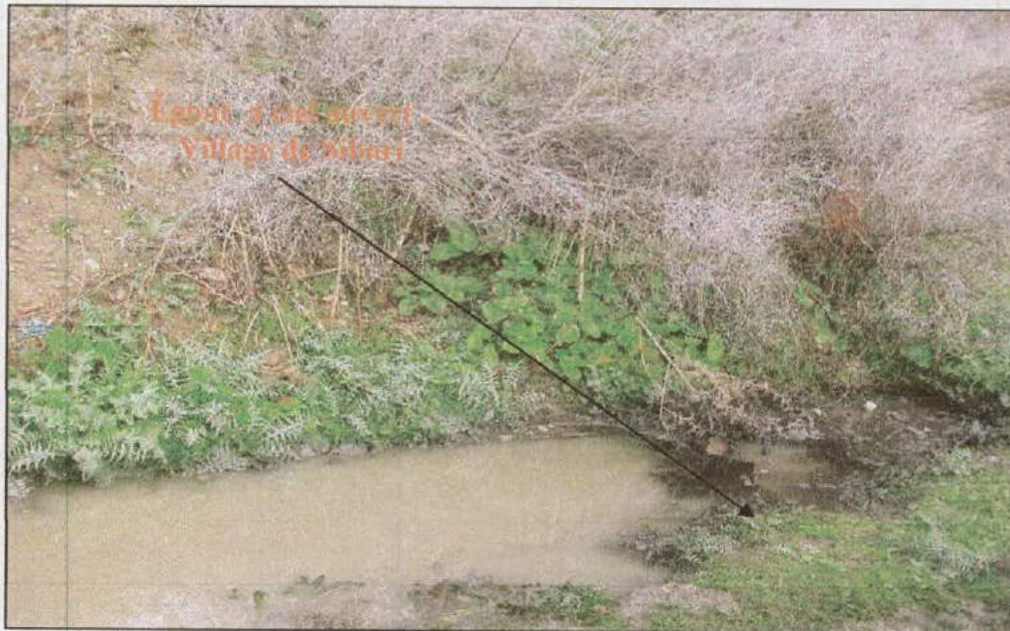


Figure 18 : eaux usées domestique évacuées vers le barrage.



Figure19 : eaux usées à ciel ouvert.

VI-3-1-3) Les eaux usées industrielles :

Les effluents les plus importants sont localisés dans un rayon de 20 km de la ville de Constantine. Il s'agit des rejets (en partie traités) des industries de construction mécanique de Oued Hamimime et d'Ain Smara ainsi que ceux générés par les unités de textiles et de produits laitiers de Constantine, par le complexe tabagique et le dépôt d'hydrocarbures d'El Khroub, par la cimenterie du Hamma, par les unités de matériaux de construction et autres P.M.I. Ils ont pour milieux récepteurs, l'Oued Rhumel et son principal affluent, Bou Merzoug.

Les industries localisées autour des agglomérations d'Ain El Kébira (cimenterie, unité boulonnerie), de Mila (briqueterie, vaissellerie) de Ferjioua (matériel électroménager, minoterie) et de Chelghoum Laid (détergents) génèrent également des rejets non négligeables.

VI-3-1-4) L'agriculture :

La forte activité agricole qui se développe dans le bassin versant du barrage Beni Haroun (la superficie agricole représente 68 % de la surface totale) est susceptible d'entraîner de nombreux polluants (métaux lourds, éléments nutritifs ...) vers la retenue du barrage Beni Haroun à cause de l'utilisation intensive des engrais chimiques et des pesticides

V) Prélèvement de l'eau:

Le prélèvement d'un échantillon d'eau, qu'il est en outre impossible de refaire, est donc une opération délicate à laquelle il faut apporter le plus grand soin [209]. Il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée.

L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physicochimiques de l'eau [210].

V-1) Choix des stations de prélèvement :

Dans le cadre du suivi de l'état de contamination du barrage de Beni Haroun, les stations de prélèvement ont été choisies en fonction des sources de pollution possibles (Figures 20, 21, 22, et 23).

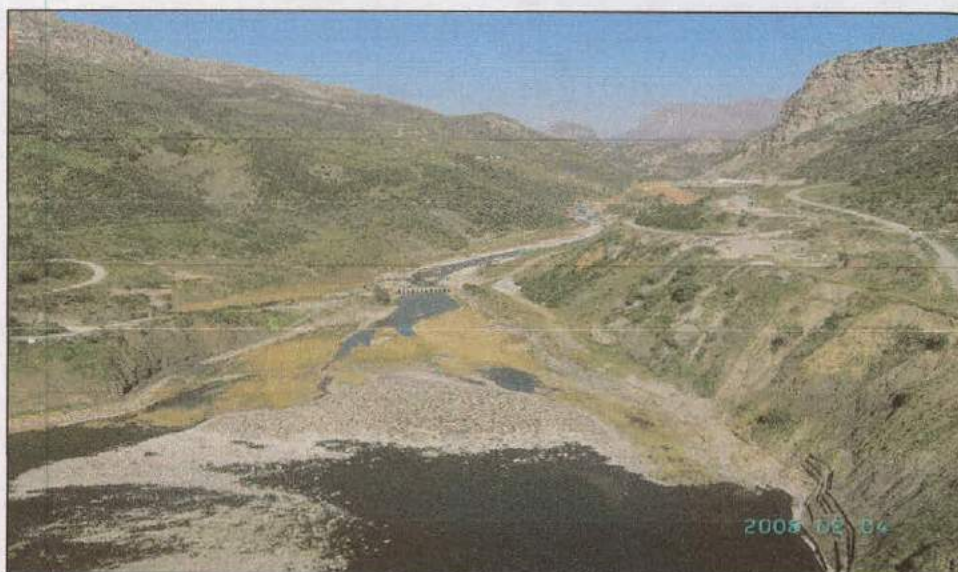


Figure 20: Station 01, la première station située en aval, à la proximité de la digue du barrage.



Figure 21: Station 02 ; la deuxième station située à la proximité de l'estuaire de Oued Rhumel.



Figure 22: Station 03 ; la troisième station située à la proximité de l'estuaire de Oued Endja



Figure 23 : Station 04, la quatrième station située à la proximité de la cuvette du barrage.

V-2) Compagnes de prélèvement :

Les échantillons analysés au cours de notre étude sont le résultat de quatre compagnes d'échantillonnage (14-02-2007,13-06-2007,19-09-2007 ,12-12-2007) qui ont permis d'établir un suivi saisonnier de l'état de la contamination du barrage de Beni Haroun.

V-3) Flaconnage de prélèvement :

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

Pour le dosage des éléments traces métalliques, les flacons sont rincés à l'acide nitrique 10 %, puis rincés à l'eau distillée. [21, 210].

Les flacons destinés au dosage du phosphate, nitrate, nitrites, la demande chimique en oxygène, et la demande biologique en oxygène ; sont nettoyés par l'acide sulfurique [210].

V-4) Prélèvement manuel sur le terrain :

Dans le cadre d'un prélèvement manuel, chaque flaconnage nettoyé comme précisé ci-dessus ; a été débouché lors de l'échantillonnage et plongé à une certaine distance du fond et de la surface assez loin des rives, et en dehors des zones morte. Il a été rincé plusieurs fois avec l'eau d'échantillon de façon à conserver 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.

V-5) Préparation des échantillons :

Le conditionnement définitif a été effectué assez rapidement, après le prélèvement, pour prévenir tout risque de contamination. Les échantillons destinés aux dosage de certains éléments (métaux, nitrites, nitrates, phosphore) ont été acidifiés à $\text{pH} < 2$ [209].

V-6) Transport des échantillons :

Tous les échantillons ont été acheminés au laboratoire dans une enceinte (glacière) maintenue à une température égale à $4^{\circ}\text{C} \pm 3^{\circ}\text{C}$ 1 h et 30 min après la fin du prélèvement et mis dans un réfrigérateur. Ceci doit permettre un démarrage de toutes les procédures analytiques si possible dans les 24h et au plus tard 48 heures après la fin du prélèvement [212].

VI) Prélèvements des sédiments :

Les sédiments sont un compartiment intégrateur des contaminants qui affectent le milieu aquatique [212]. 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 [209].

Les sédiments ont été collectés en utilisant une spatule en plastique préalablement nettoyée aux acides et rincée plusieurs fois par l'eau déminéralisée. Après leur collecte sur le terrain, les échantillons rassemblés ont été stockés dans des récipients de polyéthylène préalablement décontaminés avec HNO_3 (10 %) et rincé avec de l'eau ultra pur.

VI-1) Conditionnement et transport d'échantillon :

Les prélèvements sont stockés et transportés en milieu réfrigéré ($5\text{ }^\circ\text{C} \pm 3\text{ }^\circ\text{C}$) dans un délai maximum de 1h et 30 mn au laboratoire de phytochimie et de pharmacologie de l'université de Jijel.

VI-2) Préparation des échantillons du sédiment :

Une fois au laboratoire les sédiments ont été séchés dans une étuve à $40\text{ }^\circ\text{C}$, homogénéisés à l'aide d'un mortier et tamisés à 2 mm pour obtenir un échantillon homogène, puis 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).

VII) Caractérisation physico-chimique :

VII-1) L'eau :

VII-1-1) Mesures *in situ* :

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

VII-1-1-1) La température de l'eau :

La température de l'eau a été mesurée sur terrain en utilisant un thermomètre digital.

VII-1-1-2) Le pH :

Le pH est mesuré avec un pH mètre de type : HANNA, instrument iso 9000 certifié company since 1992, les résultats sont exprimées en unité de pH.

VII-1-1-3) La 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 $20\text{ }^\circ\text{C}$. Les résultats sont exprimés en $\mu\text{S}/\text{cm}$ à $20\text{ }^\circ\text{C}$.

VII-1-1-4) L'oxygène dissous :

L'oxygène dissous est mesuré par un oxymètre de type cyberscan waterproof, Dissolved oxygène /C0/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.

VII-1-2-Analyse au laboratoire :

Les échantillons des eaux sont analysée au laboratoire en se référant aux méthodes d'analyse chimique décrites par [210].

VII-1-2-1) Demande biochimique en oxygène (DBO) :

VII-1-2-1-1) Technique respirométrique :

Cette technique présente un avantage important par rapport à la technique classique de dilution ; elle permet en effet d'être renseigné en continu grâce à un enregistrement cumulé de la DBO 5, ce qui donne des précisions intéressantes sur les cinétiques des réactions.

VII-1-2-1-2) Mode opératoire :

Le dosage de la DBO5 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 organique, les micro-organismes consomment l'oxygène de l'air contenue dans le flacon, et libèrent le CO₂. Ce dernier est adsorbé sur la chaux sodée

La mesure est effectuée à l'aide d'un appareil manométrique de DBO de type OXITOP IS6.

VII-1-2-2) Demande chimique en oxygène :

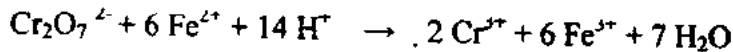
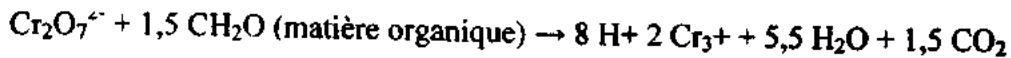
C'est la quantité d'oxygène consommée par les matières contenues dans l'eau et oxydable dans des conditions opératoires définies. Ceci concerne toutes les matières oxydables aussi bien organiques que minérales.

VII-1-2-2-1) Principe de dosage :

Les matières oxydables dans l'eau sont oxydées quantitativement par une quantité connue et en excès de bichromate de potassium en milieu acide fort H₂SO₄ et au reflux pendant 2 heures. Le bichromate qui, en fin de réaction, n'a pas réagi est titré par une solution de Fe (II) (solution de sel de Mohr, Fe (NH₄)₂(SO₄)₂). On obtient la DCO en déduisant la quantité de bichromate réduite par la solution à analyser.

On opère en présence d'un catalyseur (Ag⁺) et en présence d'un complexant des ions chlorure (Cl⁻). Hg²⁺ complexe Cl⁻ en HgCl₂ qui empêche Cl⁻ d'être oxydé par le bichromate en dichlore (Cl₂) gazeux. La concentration de la solution de Fe (II) n'étant pas stable (oxydation à l'air), il est indispensable de déterminer le titre exact de la solution utilisée pour une série de dosages. Une mesure de DCO doit être faite simultanément sur les échantillons et sur de l'eau distillée qui est

utilisée pour faire les différentes dilutions. Cette mesure constitue ce que l'on appelle un "blanc". En effet, le bichromate est susceptible d'oxyder l'eau en dioxygène. Les réactions d'oxydoréduction sont les suivantes :



VII-1-2-2-2) Réactifs utilisés :

- Eau distillée.
- Sulfate mercurique en cristaux (complexant de Cl⁻).
- Sulfate d'argent (6,6 g.L⁻¹) en solution dans H₂SO₄ (catalyseur).
- Sel de Mohr (0,1 M à vérifier sur place).
- Bichromate de potassium 0,05 M.
- Acide sulfurique concentré 95 % (d=1.85).
- Ferroïne indicateur de Fe (II).

VII-1-2-2-3) Détermination du titre exact du sel de Mohr :

Dans un erlenmeyer de 250 mL, introduire 10 mL de solution de K₂Cr₂O₇ (BIC) 0,25 N et 90 mL d'eau distillée. Ajouter lentement 30 mL de H₂SO₄ concentré. Refroidir et ajouter 3 gouttes de ferroïne. Titrer par le sel de Mohr contenu dans la burette. Observer les changements de la coloration. Le point équivalent correspond au virage du bleu-vert au rouge-brun. Noter le volume de sel de Mohr de burette et en déduire le titre de la solution.

VII-1-2-2-4) Mode opératoire :

Dans un tube rodé de 250 mL, introduire 0,4 g de sulfate mercurique, puis 20 mL d'échantillon, 10 mL de la solution de bichromate et (lentement) 30 mL du mélange d'acide sulfurique et de sulfate d'argent. Agiter pour bien homogénéiser et ajouter une ou deux pierres ponce avant de mettre à chauffer. Installer le reflux. Ni l'acide sulfurique ni le bichromate ne sont volatils. Il y a six positions simultanées. On préparera donc en même temps: deux blancs d'eau distillé et 4 échantillons. Compte tenu du mode de dosage en retour, il faut être sûr que le bichromate est en excès mais pas trop. On ne peut pas changer les quantités de bichromate. On sera donc amené à effectuer plusieurs dilutions d'un échantillon complètement inconnu.

VII-1-2-2-5) Dosage :

Récupérer l'ensemble avec précaution et sans hâte au bout de deux heures de chauffage en rinçant et rassemblant bien tous les résidus. Laisser refroidir un peu avant de manipuler le système.

On doit aboutir à un volume d'environ 140 mL que l'on dose avec le sel de Mohr en présence de ferroïne.

VII-1-2-2-6) Expression des résultats :

La demande chimique en oxygène (DCO) exprimée en mg/l d'oxygène

$$DCO = 8000(V_0 - V_1) T/V.$$

V_0 : Volume de solution de sel de Mohr nécessaire au dosage en ml

V_1 : volume de sel de Mohr nécessaire à l'essai à blanc en ml

T : titre de solution de sel de Mohr

V : volume de la prise d'essai

VII-1-2-3) Phosphates (méthode par spectrophotométrie d'absorption moléculaire):

VII-1-2-3-1)) Principe :

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 bleu 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.

VII-1-2-3-2) Réactifs :

- Solution d'acide sulfurique ($d=1.84$) à 15% environ en volume
- Solution de molybdate d'ammonium à 40 g/L filtrer si nécessaire. A conserver en flacon de polyéthylène à 4°C.
- Solution d'acide ascorbique à 20 g/L.
- Solution double d'antimoine de tartrate et de potassium à 2.8 g/L.
- Solution mère étalon du phosphore à 50 mg/L.
- Solution fille étalon du phosphore à 1 mg/L.
- **Réactif (A) :**

Préparé comme suit

1. Solution d'acide sulfurique 50 mL.
2. Solution de tartrate à double d'antimoine et de potassium 5 mL.
3. Solution de molybdate d'ammonium 15 mL.
4. Eau distillée : quantité suffisante pour 100 mL.

VII-1-2-3-3) Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Introduire dans une série de fioles jaugées de 25 mL les réactifs suivants (Tableau 09).

Tableau 09 : Préparation de la courbe d'étalonnage du phosphore.

| numéro des fioles | T | I | II | III | IV | V |
|--------------------------------------|----|-------|-------|------|-------|------|
| solution étalon de phosphore a 1mg/L | 0 | 1 | 5 | 10 | 15 | 20 |
| eau distillée en mL | 20 | 19 | 15 | 10 | 5 | 0 |
| correspondance en mg de phosphore | 0 | 0.001 | 0.005 | 0.01 | 0.015 | 0.02 |

Introduire dans chaque fiole 1mL de solution d'acide ascorbique, agiter puis ajouter 4 mL de réactif (A). Mélanger soigneusement, et compléter éventuellement le volume à 25 mL.

Attendre 30 minutes après la stabilisation de la coloration et effectue les mesures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 700 nm en cuve de 1cm.

Construire la courbe d'étalonnage.

Traité les échantillons de l'eau comme les étalons

VII-1-2-3-5) Expression des résultats :

La courbe donne la teneur en phosphore, exprimée en mg pour la prise d'essai

VII-1-2-4) Dosage de nitrate (méthode par spectrophotométrie d'absorption moléculaire):

VII-1-2-4-1) Principe :

En présence de salicylates de sodium, les nitrates donnent les paranitrosalicylates de sodium, colorés en jaune et susceptibles d'un dosage spectrophotométrique.

VII-1-2-4-2) Réactifs :

- Solution de salicylate de sodium à 1 % à renouveler toutes les 24 h
- Acide sulfurique 95 % (d=1.84).
- Solution d'hydroxyde de sodium préparé comme suit : dissoudre avec précaution 200 g de NaOH dans 800 ml d'eau déminéralisée, ajouter 50 g de EDTA. Ajusté le volume à 1L.
- Solution d'azoture de sodium 0.5 g/L.
- Solution mère étalon d'azote nitrique 100 mg/L.
- Solution fille étalon d'azote nitrique 5 mg/L.

VII-1-2-4-3) Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Dans une série de capsules de 60 mL, introduire successivement (Tableau 10).

Tableau 10 : préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates.

| numéro de capsules | T | I | II | III | IV |
|--------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|
| solution étalon d'azote 5 mg/L | 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'azote 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 |

- Attendre 5 mn puis évaporer à sec au bain marie ou dans une étuve portée à 70-85 °C (Ne pas surchauffer ni chauffer trop longtemps). A jouter 1 mL de solution de salicylate de sodium, mélanger puis évaporer.
- Laisser refroidir, reprendre le résidu par 1 mL d'acide sulfurique concentré ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10 mn, puis ajouter 15 mL d'eau distillée et 10 mL de solution d'hydroxyde de sodium qui développe la couleur jaune.
- Effectuer la lecture au spectrophotomètre a la longueur d'onde 415 nm.
- Soustraire les unités d'absorbance lues pour les étalons, et la valeur relevée par le témoin.
- Construire la courbe d'étalonnage.

VII-1-2-4-4) Mode opératoire :

- Introduire 10 mL de chaque échantillon dans une capsule à 60 mL.
- Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium.
- Poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage.
- Préparer de la même façon le témoin avec 10 mL d'eau distillée.
- Effectuer la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 415 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin.

VII-1-2-4-5) Expression des résultats :

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_3^- , multiplier ce résultat par 4.43.

VII-1-2-5) Dosage des nitrites (NO₂⁻) (Méthode de réactif de zambelli) :

VII-1-2-5-1) Principe :

L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique, en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec l'ion NO₂⁻ un complexe jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites .

VII-1-2-5-2) Réactifs :

- Solution fille étalon de nitrite 0.0023g/L.
- Réactifs de Zambelli : préparé comme suit :

Introduire dans une fiole jaugée d'un litre l'eau distillée puis y dissoudre l'acide sulfanilique et le phénol en chauffant légèrement au bain-marie. Après dissolution complète ajouter le chlorure d'ammonium et agiter jusqu'à dissolution.

Après refroidissement ajuster s'il y a lieu le volume de la solution à 1 litre avec l'eau distillée.

- ammoniacque concentré 30%.

VII-1-2-5-3) Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Dans une série de fioles jaugées à 50 mL numérotées introduire successivement en agitant après chaque addition (Tableau 11) :

Tableau 11 : 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 en mL | 0 | 1 | 5 | 10 | 15 | 20 |
| Eau distillée en mL | 50 | 49 | 45 | 40 | 35 | 30 |
| Réactif de Zambelli en mL | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Concentration en mg/L N. NO ₂ ⁻ | 0 | 0.046 | 0.23 | 0.46 | 0.69 | 0.92 |

- Attendre 10 minutes et ajouter à chaque fiole 2 ml d'ammoniacque concentré.
- Effectuer la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 435 nm.
- Construire la courbe d'étalonnage.

VII-1-2-5-4) Mode opératoire :

- Prélever 50 mL d'eau à analyser, ajouter 2 mL de réactif de Zambelli.
- Agiter et laisser au repos 10 minutes.
- Ajouter 2 mL d'ammoniacque concentré et effectuer la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 435 nm et tenir compte la valeur lue pour le témoin.

VII-1-2-5-5) Expression des résultats :

Pour une prise d'essai de 50 mL la courbe d'étalonnage donne directement la teneur en NO_2^- , exprimée en milligrammes par litre de solution, cette valeur multipliée par 0.35 donne la teneur en azote nitrique exprimée en milligramme par litre.

VII-1-2-6) Préparation de l'eau pour le dosage des métaux lourds :

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

VII-2) Caractérisation physicochimique des sédiments :

VII-2-1) Mesure de la conductivité électrique :

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

VII-2-1-1) Principe :

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 1/5.

VII-2-1-2) Mode opératoire :

On pèse 10 g d'échantillon des sédiments préparé pour l'essai qu'on transvase dans un flacon en polyéthylène, on ferme le flacon puis on le place dans un agitateur magnétique on agite pendant 30 mn après filtration on mesure la conductivité de la solution [117].

VII-2-2) Mesure de pH :

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

La mesure de 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 [117].

VII-2-2-1) Principe :

Le principe de cette méthode est la mise en équilibre ionique d'une certaine masse solide avec un volume donnée d'eau déminéralisée. Le ratio de la masse des sédiments au volume d'eau étant fixé à 1/2.5. La mesure de différence de potentiel entre l'électrode de mesure et une électrode de référence s'effectue dans la suspension en équilibre.

VII-2-2-2) Mode opératoire :

Les échantillons (10 g) sont préparés pour l'analyse dans un bécher, on y ajoute 25 mL d'eau distillée, en agite ensuite avec un agitateur magnétique pendant 1 heure, cela 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 on mesure le pH de la suspension.

VII-2-3) Dosage de La matière organique (méthode de walkly-blak modifiée) [213] :

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

$$MO \% = CO \% \times 1.724$$

La détermination de CO est basée sur l'oxydation de ce dernier par le bichromate de potassium en milieu d'acide sulfurique source de chaleur.

VII-2-3-1) Réactifs :

- Acide sulfurique concentré 95% (d=1.85).
- Solution de bichromates de potassium (0.1666 mole/L).
- Solution de sel de Mohr (0.156mol/L).
- Ferroïne indicateur de Fe (II).

VII-2-3-2) Mode opératoire :

Peser un poids p de terre 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.

VII-2-3-2) Dosage :

Il s'agit d'un retour.

On détermine la quantité de bichromates de potassium n'ayant pas réagi à l'oxydation.

-Ajouter 6 gouttes de ferroïne.

Doser avec le sel de Mohr en laissant couler celui-ci goutte à goutte au centre de la suspension à doser en agitant continuellement.

Un échantillon normal prend la couleur sombre au contact de la ferroïne, et vire finalement vers le rouge.

Le témoin :

Traiter un échantillon témoin sans terre dont :

T = nombre de mL de solution de sel de Mohr verser pour le témoin.

T' = volume de bichromates de potassium.

t = concentration de la solution de sel de Mohr.

t' = concentration de bichromates de potassium.

$T \times t = T' \times t'$, on déduit $T = 10/T'$.

Calculs :

La réaction :



Fait apparaître que pour son équilibrage, il faut trois carbones pour deux bichromates de potassium.

Expérimentalement il a été constaté que l'oxydation du carbone par cette méthode ne se fait qu'à

77 % de sa totalité : il faut corriger le résultat par le facteur 100/77. Ce qui nous amène à dire que :

1mL de la solution de bichromates de potassium correspond 3.9 mg de carbone par excès.

Carbone (C) en gramme pour 100 grammes de terre :

$$C = 0,39 \times \frac{1}{100} (10 - Vt) / P$$

Dont :

- P : poids prise de terre.
- V : mL versés de solution de sel de Mohr.

VII-2-3-3) La matière organique :

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

VII-2-4) Dosage du calcaire total [213] :

On utilise la propriété de carbonates de calcium de se décomposer sous l'action d'un acide en eau et CO₂.

VII-2-4-1) Le principe :

On décompose par un acide fort (acide chlorhydrique) le carbonate de calcium contenue dans l'échantillon de terre et on mesure le volume de gaz carbonique dégagé par la réaction à la température et à la pression atmosphérique :



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

VII-2-4-2) Mode opératoire :

Introduire la prise d'essai de poids P dans une erlène myer muni d'une extension latérale en doigt contenant 5 mL d'HCl, fermé la fiole on la raccrochant au calcimètre ; faire couler l'HCl sur l'échantillon du sol pour attaquer le carbonate de calcium,

Si le sol contient le calcaire, il se produit un dégagement du CO₂ déplaçant l'eau dans la colonne de calcimètre d'un volume V₁

Procéder de la même manière avec un témoin constitué de 0.3 g CaCO₃ pur, soit V₂ le volume obtenu.

VII-2-4-3) Calcul :

Pour calculer le pourcentage du CaCO₃ on applique la formule suivante :

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

VII-2-5) La capacité d'échange cationique (méthode AFNOR) [214] :

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

VII-2-5-1) Principe

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.

- Réactifs :

- Ethanol 95 %.
- H₂SO₄ (0.025 mol / litre).
- Indicateur de TACHIRO.
- Phénol phtaléin.
- Solution d'acide borique (40 g/L).
- NaOH (330 g/L).
- Carbonates de calcium.
- Solution d'oxalates d'ammonium (5.076 g/L).

VII-2-5-2) Mode opératoire :

Préparer la solution du sol comme suit :

- Mettre 5 g du sol, 7.50 mg de CaCO₃ et 50 ml de la solution d'oxalates d'ammonium, agiter

Pendant 3 heures et laisser reposer 12 à 16 heures dans un réfrigérateur.

- Mettre 10mL de la solution du sol
- Ajouter 10ml de la solution de NaOH puis 190 mL d'eau et quelques gouttes de la phénophtaléine dans un ballon d'un litre, muni d'un chauffe ballon.
- Dans le Becher de collection mettre 40 mL d'acide borique + quelques gouttes d'indicateur de Tachiro dans la colonne de titration on met la solution d'H₂SO₄.
- Au moment ou le virage de la couleur du violet vers le vert est effectué, on commence la titration par H₂SO₄ et on marque le volume de H₂SO₄ puis on applique la formule de calcul suivante :

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

V₁ : volume de l'échantillon

C : concentration de H₂SO₄.

V₂ : volume de témoin.

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

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

VII-2-6) Dosage du phosphore (Méthode de Olsen et sommer) [213] :

VII-2-6-1) Principe :

L'échantillon 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) et dissous est dosé par cette méthode.

VII-2-6-2) Réactifs :

- Eau déminéralisée ayant une conductivité inférieure à 0,5µs.cm
- Carbonate de sodium anhydre (Na₂CO₃).
- Solution de carbonates de sodium (Na₂CO₃) 1 mol/L.
- Solutions d'acide sulfurique (H₂SO₄) 4.5 ; 2, et 1 mole/L.
- Solution de molybdate d'ammonium [(NH₄)₆Mo₇O₂₄. 4H₂O] 1%.
- Solution d'acide ascorbique (C₂H₈O₆) 10 %.
- Solution d'antimoine [K (SbO). C₄H₄O₆) 0.5H₂O] (oxytartrates d'antimoine III et de potassium) 2.668 g/L.
- Solution d'acide ascorbique et d'antimoine préparée comme suit : mélanger 50 ml de la

- solution d'acide ascorbique avec 50 ml de la solution d'antimoine dans une fiole jaugée de 100 mL
- Solution mère étalon de phosphore (P) 500 $\mu\text{g/mL}$
- Solution fille de phosphore (P) 250 $\mu\text{g/mL}$
- Solutions étalon de phosphore (P) : Pipeter à la micropipette respectivement 0, 2, 4, 6, 8, et 10 mL de la solution fille du phosphore, et verser dans une série des fioles jaugées de 50 mL. Ajuster avec l'eau déminéralisée. Homogénéiser. On obtient ainsi des solutions de 0, 1, 2, 3, 4 et 5 $\mu\text{g/mL}$.

VII-2-6-3) Mode opératoire :

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 pour éviter qu'il se déforme. puis le laisser refroidir tout en lui imprimant un mouvement rotatif.
- Lorsque le creuset est suffisamment froid pour être touché. Le faire rouler 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 produite.
- 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 de 4 échantillons.

- Ajuster à pH 5 avec la solution de carbonate de sodium, ajouter 5 mL de la solution d'acide sulfurique (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.

VII-2-6-4) Calculs :

Après la lecture au spectrophotomètre, tracer la courbe d'étalonnage et déterminer la concentration de phosphore contenue dans les échantillons. 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)

VII-2-7) Extraction et analyse spécifiques appliquées à l'étude des métaux lourds :

Il existe plusieurs modes d'extraction des métaux lourds :

- Extraction des métaux totaux, avec emploi d'extractants forts comme l'eau régale, l'acide fluorhydrique.
- Extraction des métaux lourds biodisponibles ; l'attaque se fait par un acide faible (Acide Acétique).

VII-2-7-1) Extraction des métaux lourds totaux (eau régale) [213].

VII-2-7-1-1) Principe :

Cette méthode est utilisée pour le dosage des éléments totaux et principalement pour 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.

VII-2-7-1-2) Mode opératoire :

Le procédé d'extraction consiste à ajouter à 2 g de sol pris à partir d'un échantillon broyé dans un mortier puis passé au tamis de 250 microns, 15 mL d'acide chlorhydrique et 5 mL d'acide nitrique dans un ballon à rodage conique de 250 mL muni d'un réfrigérant.

Laisser en contact pendant une nuit afin de permettre une oxydation lente de la matière organique, puis chauffer dans un chauffe- ballon pendant 2h à une température de 180°C, après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques mL d'eau déminéralisée, le contenu de ballon est filtré sur papier filtre sans cendre, lavé aux acides à vitesse moyenne de filtration dans des fioles de 100 mL puis compléter jusqu'au trait de jauge avec de l'eau distillée.

VII-2-7-2) Extraction des métaux lourds biodisponibles [215] :

Principe :

Cette méthode est utilisée pour le dosage des métaux lourds potentiellement biodisponibles (métaux échangeables et métaux liées aux carbonates).

L'échantillon est soumis à l'action de l'acide acétique (2.5%) sous agitation durant une heure, l'extrait est ensuite filtré, et ajusté au volume avec l'eau distillée, c'est à partir de cet extrait que l'on procéde au dosage par SAA.

Mode opératoire :

Le procédé d'extraction consiste à ajouter à 1g de sédiments séchés et broyés 30 mL d'acide acétique 2.5 % (0.42 M, pH = 4.5) en agitant pendant 1 heure par une vitesse de 12 r. p.m. Après agitation l'échantillon est filtré sur papier filtre sans cendre dans une fiole de 50 ml en complétant jusqu'au trait de jauge avec de l'eau distillée.

VII-2-7-3) 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 0.45µm.

VII-2-7-3-1) Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) :

Le principe de la SAA est basé sur la propriété d'absorption d'un rayonnement lumineux par un élément en fonction de sa concentration dans la solution à analyser. Les atomes d'un élément donné sont capables d'absorber l'énergie apportée par des photons dont la fréquence est caractéristique de l'élément à doser.

L'élément à doser dans l'échantillon est préalablement dissocié de ses composés chimiques et porté à l'état non excité et non ionisé dit « état fondamental », cette dissociation thermique est obtenue par la combustion de l'échantillon dans une flamme ou dans un four en graphite. Une fois dissocié,

l'élément est alors capable d'absorber des radiations de longueurs d'onde bien définies, qu'il est capable d'émettre (loi de Kirschhoff)[106]. La SAA SHIMADZU A A6200 Atomic Absorption Flamme Emission Spectrophotomètre, avec lequel nous avons effectué les dosages, comporte les dispositifs suivants (Figure 24) :

a) La source de radiation :

Elle est constituée d'une lampe à cathode creuse recouverte du métal à doser et remplie à l'intérieur d'un gaz inerte comme l'argon ou le néon.

b) Le système d'atomisation :

Il a pour rôle de transformer les ions en solution à l'état d'atomes libres. Dans la technique utilisant la flamme, le liquide est vaporisé en un jet de gouttelettes fines qui seront par la suite, atomisées puis passer à travers la flamme.

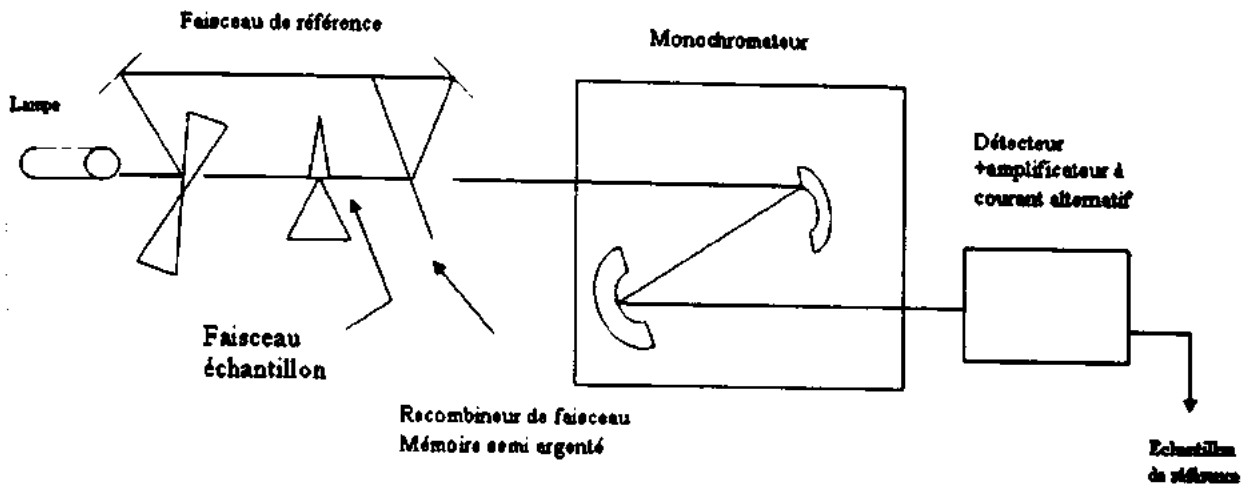


Figure 24 : principe de fonctionnement de la S.A.A.

c) Le dispositif de la flamme air acétylène :

Il est constitué d'un brûleur et d'un nébuliseur.

Les échantillons en solution sont aspirés par le nébuliseur et vaporisés sous forme d'aérosols.

Les fines gouttelettes passent à travers la flamme oxydante située sur le chemin du rayon lumineux.

Les atomes libres adsorbent spécifiquement une partie de la radiation émise par la lampe à cathode creuse qui émet les radiations caractéristiques de l'élément à doser.

d) Un monochromateur (filtre) :

Permet d'isoler la raie de résonance de l'élément à doser. C'est un ensemble optique qui comporte un système de projection optique d'entrée destiné à concentrer le flux énergétique ainsi qu'un sélecteur de radiation permettant d'isoler une radiation ou un ensemble de radiations dans le spectre émis.

a) **Un dispositif de réception photo électrique et de mesure :**

C'est en général photomultiplicateur d'électrons.

b) **Un détecteur :**

Permet la détection de l'intensité lumineuse en la transformant en pulsations.

VII-2-7-4) Préparation des étalons :

Le dosage est effectué par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) à flamme air acétylène de type SHIMADZU AA-6200 Atomic Absorption Flamme Emission Spectrophotomètre

Les gammes d'étalonnage sont préparées à partir des solutions mères (100 ppm) de Type MERCK (tableau 12) spécifiques aux éléments étudiés.

Tableau 12: Conditions particulières d'analyse pour la détermination des éléments traces dans les eaux et les sédiments

| Élément | Longueur d'onde (nm) | Atomisation | Limite de détection (µg/L) | Gamme d'étalonnage (mg/L) |
|---------|----------------------|----------------------|----------------------------|---------------------------|
| Cd | 228.8 | Flamme:air/acétylène | 2.0 | 0.2 - 0.4 - 1 - 2.5 - 5. |
| Cr | 357.9 | Flamme:air/acétylène | 6.0 | 0.5 - 1 - 2 - 4 - 6. |
| Cu | 324.8 | Flamme:air/acétylène | 3.0 | 0.5 - 1 - 2 - 4 - 6. |
| Mn | 279.5 | Flamme:air/acétylène | 2.0 | 0.5 - 1 - 2 - 4 - 6. |
| Pb | 283.3 | Flamme:air/acétylène | 10.0 | 1 - 2.5 - 5 - 10 - 15. |
| Zn | 213.7 | Flamme:air/acétylène | 1.0 | 0.5 - 1 - 2 - 4 - 6. |

VII-3) Modalités d'interprétation :

Pour mieux interpréter les résultats obtenus au cours de notre étude, une étude statistique a été faite à travers deux méthodes l'analyse de la variance et la matrice de la corrélation. En utilisant le logiciel Excel.

· 1

Résultats et interprétation

· 1

I) résultats d'analyse des eaux :

Les résultats des paramètres physicochimiques de l'eau sont rassemblées dans les tableaux 13 à 27 et représentés graphiquement dans les Figures 25 à 53.

I-1) La température (°C) :

L'étude du tableau 13 montre que les eaux du barrage de Beni Haroun ont des températures qui fluctuent entre une valeur minimale de l'ordre de 8°C enregistrée juste en aval de la digue durant le mois de février, et une valeur maximale de l'ordre de 27°C relevée au niveau de l'estuaire de Oued Rhumel pendant le mois de juin, et au niveau de l'estuaire de Oued Endja durant le mois de septembre. Ces fluctuations sont généralement temporelles.

Tableau 13 : Variabilité spatiotemporelle de la température (°C) des eaux du barrage de Beni Haroun (février- décembre 2007).

| Température (°C) | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 8 | 10 | 9 | 12 |
| 13/06/2007 | 20,6 | 27 | 24,5 | 22 |
| 19/09/2007 | 20 | 26 | 27 | 25 |
| 12/12/2007 | 15 | 16,61 | 16,5 | 16,2 |
| moyenne | 15,9 | 19,90 | 19,25 | 18,8 |
| max | 20,6 | 27 | 27 | 25 |
| min | 8 | 10 | 9 | 12 |
| écartype | 5,83 | 8,09 | 8,17 | 5,82 |
| Norme (OMS) | < 25 °C | | | |

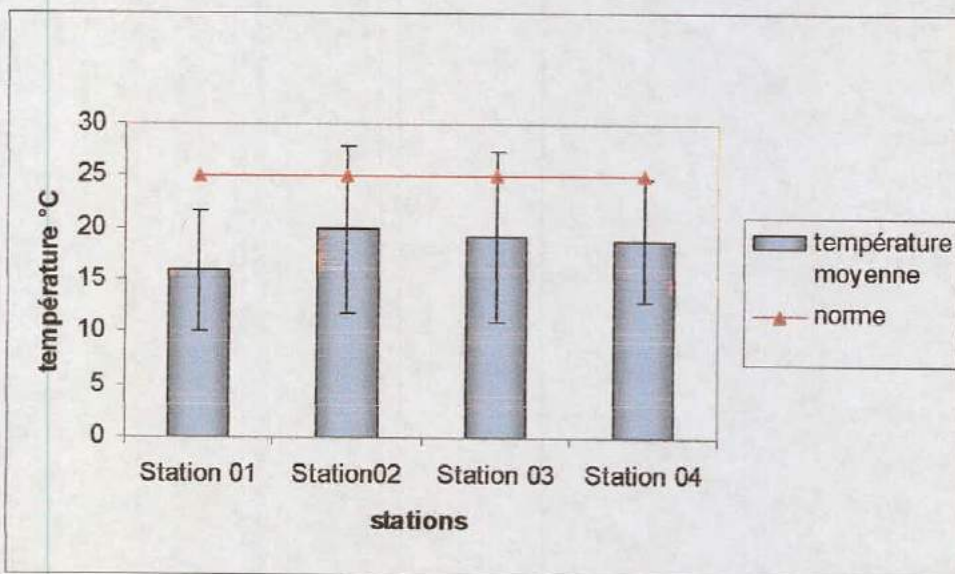


Figure 25 : Variabilité spatiale de la température de l'eau du barrage de Beni Haroun (février- décembre 2007).

L'étude de la Figure (25) ainsi que l'analyse de la variance montrent que les différences entre les stations sont généralement faibles [(F = 0.24, p < 0.85) (tab 01annexe)]. Cependant, nous remarquons que la station 01 présente une température moyenne inférieure aux autres stations.

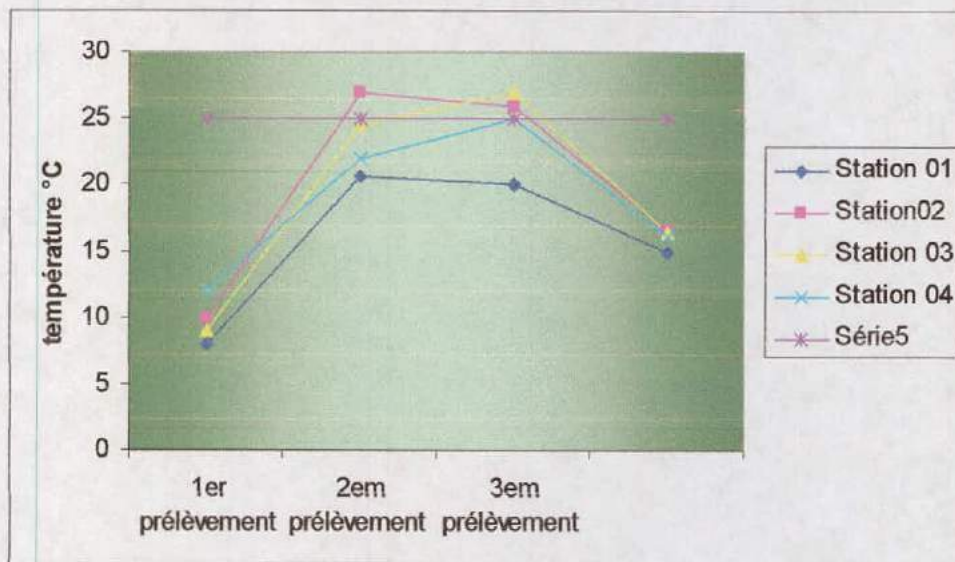


Figure 26 : Variabilité temporelle de la température du barrage Beni Haroun (février - décembre 2007).

Dans les eaux du barrage de Beni Haroun les valeurs de la température de l'eau varient significativement d'une saison à l'autre [(F = 36.31, p < 0.002) (tab 02 annexe)] (Figure 26).

I-2) pH :

Les valeurs de pH mesurées aux différentes stations durant tous les prélèvements montrent que toutes les valeurs s'échelonnent entre 6.03 et 8.84 (tableau 14), ce qui indique que les eaux du barrage de Beni Haroun sont légèrement acides à légèrement alcalines, la valeur minimale de pH a été observée dans l'estuaire de Oued Rhumel durant le mois de février, et la valeur maximale a été signalée dans la même station pendant le mois de juin.

Tableau 14 : Variabilité spatiotemporelle de pH des eaux du barrage de Beni Haroun (Février- décembre 2007).

| Compagnes de prélèvements | pH | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 6,5 | 6,03 | 6,32 | 7,4 |
| 13/06/2007 | 8,8 | 8,84 | 8,62 | 8,49 |
| 19/09/2007 | 7,8 | 8,16 | 8,35 | 8,07 |
| 12/12/2007 | 7,55 | 7,5 | 7,41 | 7,53 |
| Moyenne | 7,36 | 7,66 | 7,67 | 7,87 |
| Max | 7,8 | 8,84 | 8,62 | 8,49 |
| Min | 6,5 | 6,03 | 6,32 | 7,4 |
| écartype | 0,94 | 1,20 | 1,04 | 0,50 |
| Norme (OMS) | 6.5-9.5 | | | |

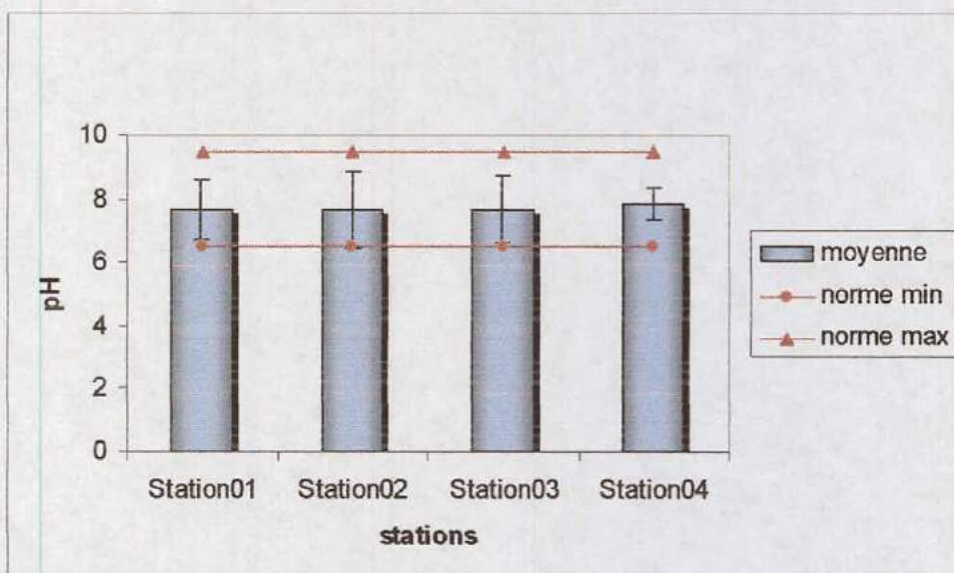


Figure 27 : Variabilité spatiale du pH des eaux du barrage de Beni Haroun (Février - décembre 2007).

L'observation de la Figure 27 montre que la Variabilité spatiale concernant ce paramètre est faible, les valeurs de pH sont comprises entre 7.63 ± 1.2 pour la station 02 et 7.87 ± 0.50 Pour la station 04. Les autres stations enregistrent respectivement des valeurs moyennes de pH de 7.66 ± 0.94 et 7.67 ± 1.04 , cette Variabilité spatiale a été vérifiée par l'ANOVA qui a montré l'absence d'effet significative de station [(F = 0.52 ; p < 0.29) (tab 03 annexe)].

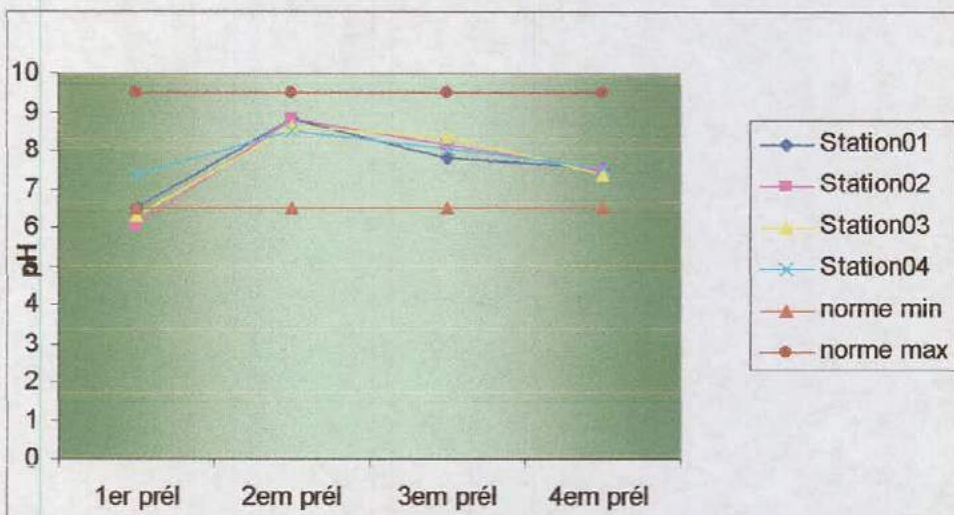


Figure 28 : Distribution spatiotemporelle de pH des eaux du barrage de Beni Haroun (Février - décembre 2007).

L'étude de la Figure 28 et l'analyse de la variance montrent que les valeurs de pH de l'eau varient significativement d'une saison à l'autre [(F = 30.45, $p < 6.81 \times 10^{-6}$) (tab 04 annexe)]. Le pH est légèrement acide dans le mois de Février, puis il tend à augmenter pendant la période des basses eaux (juin et septembre), puis cette valeur diminue de nouveau dans le mois de décembre.

I-3) La conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{Cm}$) :

D'une manière générale, la conductivité électrique observée dans les eaux du barrage de Beni Haroun 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 $1223 \mu\text{S}/\text{Cm}$ observée au niveau de la cuvette du barrage durant le mois de décembre, et une valeur maximale de l'ordre $1916 \mu\text{S}/\text{Cm}$, enregistrée en aval de la digue pendant le mois de juin (tableau 15).

Tableau 15 : Evolution spatiotemporelle de la conductivité électrique dans le barrage Beni Haroun (Février - décembre 2007).

| Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{Cm}$) | | | | |
|---|-------------------------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 1512 | 1378 | 1350 | 1382 |
| 13/06/2007 | 1916 | 1820 | 1842 | 1848 |
| 19/09/2007 | 1643 | 1232 | 1394 | 1502 |
| 12/12/2007 | 1260 | 1250 | 1239 | 1223 |
| moyenne | 1582,75 | 1420 | 1456,25 | 1488,75 |
| Max | 1916 | 1820 | 1842 | 1848 |
| Min | 1250 | 1232 | 1239 | 1223 |
| écartype | 273,16 | 274,47 | 265,30 | 265,36 |
| Norme (OMS) | <1000 $\mu\text{S}/\text{Cm}$ | | | |

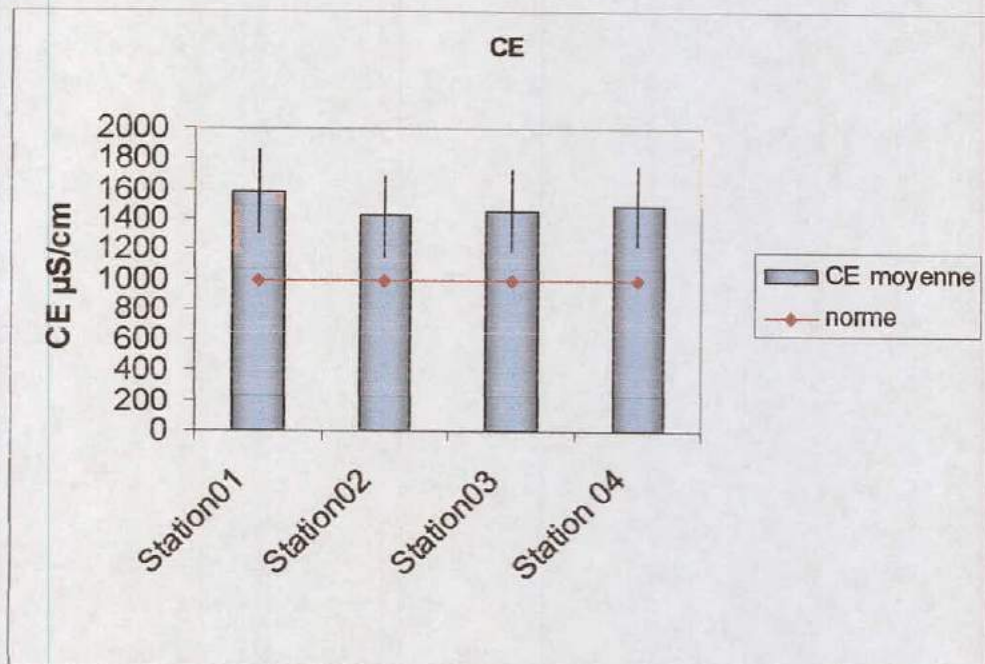


Figure 29 : Variabilité spatiale de la conductivité électrique dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007).

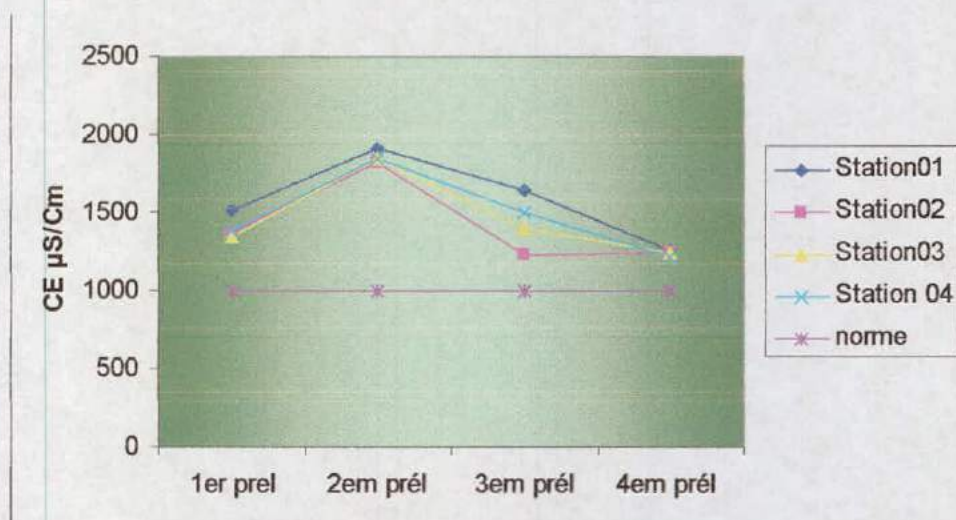


Figure 30 : Distribution spatiotemporelle de la conductivité électrique dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007).

L'analyse de la variance nous permet de constater que les valeurs de la CE présentent une faible Variabilité spatiale [(F = 0.26, $p < 0.84$) (Figure 29)], tandis que les variations temporelles sont importantes [(F = 29,36 ; $p < 8.53 \times 10^{-6}$) (table 06 annexe)]. Les valeurs de la CE obtenues dans la périodes des basses eaux sont supérieures à celles obtenues en période des hautes eaux (Figure 30).

I-4) Oxygène dissous (mg/L) :

Selon les résultats obtenus durant les 4 saisons, nous constatons que les teneurs en oxygène dissous varient entre 2.65 mg/L et 8.75 mg/L. La teneur maximale est observée en aval du barrage durant le mois de février, quant à la teneur minimale, elle est enregistrée au niveau de Oued Rhumel durant le mois de juin (tableau16).

Tableau 16 : Evolution spatiotemporelle de l'oxygène dissous dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007).

| Oxygène dissous (mg/L) | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 8,57 | 7,98 | 8,1 | 7,69 |
| 13/06/2007 | 4,8 | 2,65 | 3,56 | 3,8 |
| 19/09/2007 | 5 | 3,38 | 3,82 | 4,5 |
| 12/12/2007 | 6,94 | 5,42 | 6,05 | 6,42 |
| Moyenne | 6,32 | 4,85 | 5,38 | 5,60 |
| Max | 6,94 | 7,98 | 8,1 | 7,69 |
| Min | 4,8 | 2,65 | 3,56 | 3,8 |
| Ecartype | 1,78 | 2,38 | 2,13 | 1,78 |
| Norme (OMS) | 5-7 mg/L | | | |

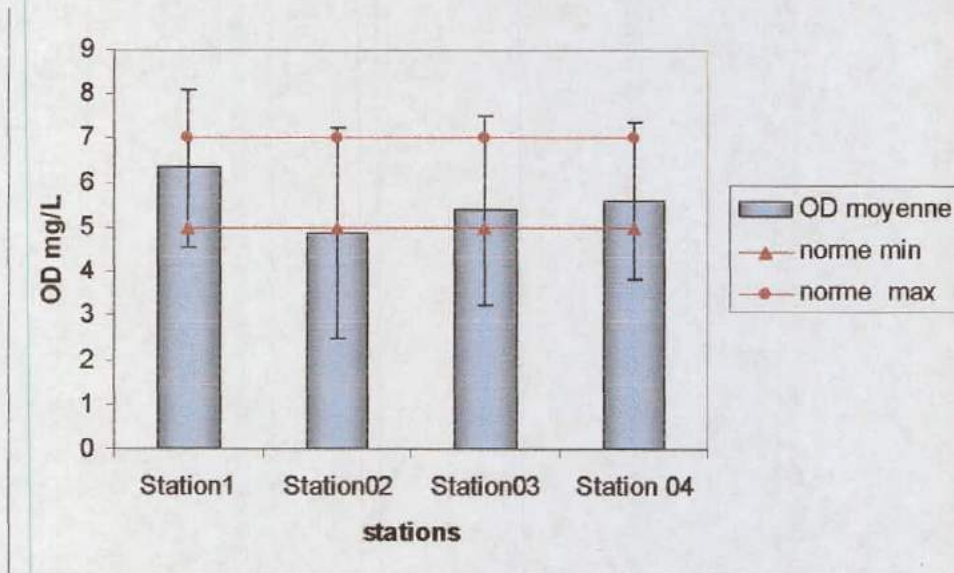


Figure 31: Variabilité spatiale de l'oxygène dissous dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007).

L'observation de la Figure 31 ainsi que l'analyse de la variance ne relèvent qu'une faible Variabilité spatiale des teneurs en oxygène dissous [$F = 0.35, p < 0.75$] (table 07 annexe)]. Elles varient de 4.85 ± 2.38 à l'estuaire de Oued Rhumel à $6,32 \pm 1.77$ en aval du barrage. A l'intérieur de cette fourchette, on rencontre les teneurs moyennes de OD des deux autres stations (St 03 et St 04) qui varient respectivement de 5.38 ± 2.12 à 5.60 ± 1.77 . D'une manière générale l'oxygène dissous augmente de l'amont vers l'aval.

D'après les résultats du tableau 16 nous constatons que les valeurs de la station 01, la station 03 et la station 04 s'accordent avec la norme de l'OMS (5-7 mg/L), contrairement à celle de la deuxième station qui reste au dessous de la norme.

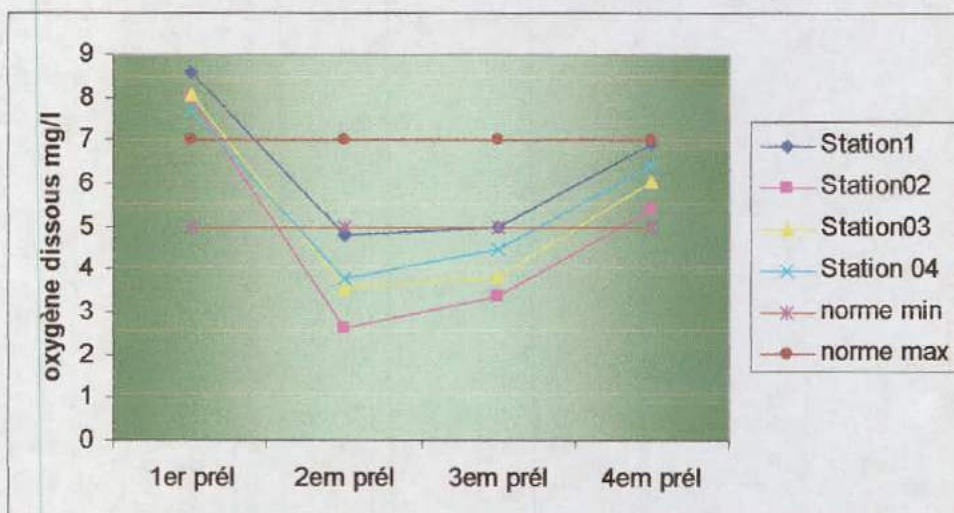


Figure 32 : Distribution spatiotemporelle de l'oxygène dissous dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007).

Les teneurs de l'oxygène dissous présentent une grande Variabilité saisonnière [$F = 35.28, p < 2.67 \times 10^{-6}$] (table 08 annexe)], les eaux du barrage de Beni Haroun sont oxygénées durant la

saison humide (le mois de février et le mois de décembre) et faiblement oxygénées à la période sèche (juin et septembre) (Figure 32).

I-5) Demande biologique en oxygène pendant 5jours (DBO5) (mg d'O₂/L):

L'étude du tableau 17 nous laisse dire que les eaux du barrage de Beni Haroun sont à forte DBO5, allant de 16 mg d'O₂ /L durant le mois de février en aval du Barrage à 80 mg d'O₂ /L dans le mois de juin au niveau de l'estuaire de Oued Rhumel.

Tableau 17 : Variabilité spatiotemporelle de la DBO5 des eaux du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

| DBO5 (mg d'O ₂ /L) | | | | |
|-------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 16 | 22 | 24 | 40 |
| 13/06/2007 | 40 | 80 | 52 | 70 |
| 19/09/2007 | 24 | 78 | 48 | 58 |
| 12/12/2007 | 18 | 32 | 28 | 36 |
| Moyenne | 24,5 | 53 | 38 | 48 |
| Max | 40 | 80 | 52 | 70 |
| Min | 16 | 32 | 24 | 36 |
| Ecartype | 10,87 | 30,30 | 14,04 | 11,66 |
| Norme (OMS) | 3-5 mg/L | | | |

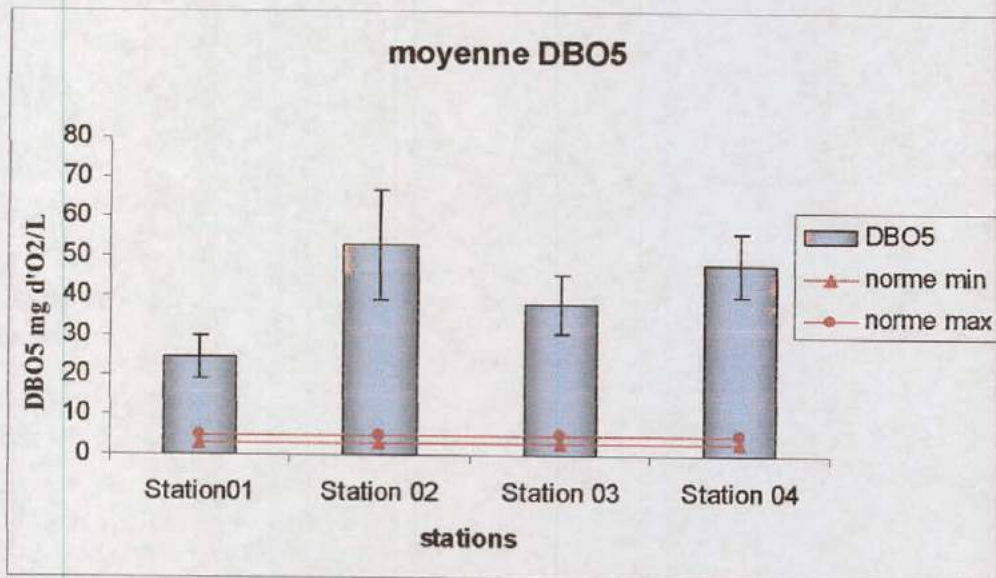


Figure 33 : Distribution spatiale de la DBO5 dans les eaux du barrage de Beni Haroun (Février – décembre 2007).

La Figure 33 montre que les valeurs moyennes de la DBO5 présentent une faible variation d'une station à l'autre [(F = 2.46, p < 0.11) (table 09 annexe)]. Ces valeurs sont faibles dans la station 01 et la station 03, elles varient de 24.5 ± 10.87 mg d'O₂/L en aval du barrage à 38 ± 14.04 mg d'O₂/L

au niveau de l'estuaire de Oued Endja, et légèrement fortes dans la cuvette du barrage et l'estuaire de Oued Rhumel. Elles varient respectivement de 4 ± 11.66 mg d'O₂/L à 53 ± 30.30 mg d'O₂/L.

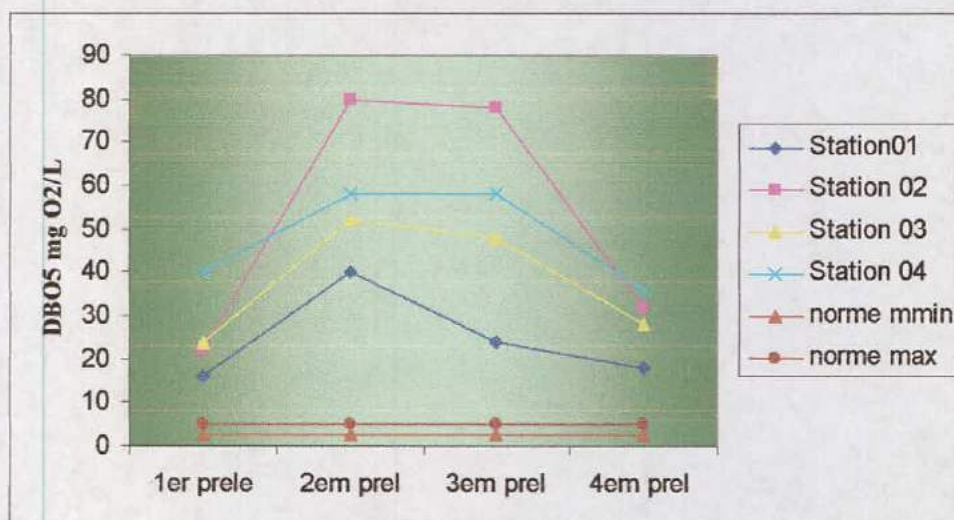


Figure 34 : Distribution spatiotemporelle de la DBO5 dans les eaux du barrage de Beni Haroun (Février - décembre 2007)

L'étude de la Figure 34 et l'analyse de la variance permettent de constater que les valeurs de la DBO5 sont variables d'une saison à l'autre [(F = 4.43, p < 0.025) (Table 10 annexe)]. Elles sont fortes dans la période d'étiage durant le mois de juin et septembre, et faibles pendant la période des crues (février et décembre).

I-6) Demande chimique en oxygène DCO :

D'après les résultats obtenus au cours de notre étude dans les quatre stations nous observons que les valeurs de la DCO sont fortes et variables (tableau 18).

La DCO est faible au mois de février avec 40 mg d'O₂/L enregistrée en aval du barrage, et légèrement élevée durant le mois de juin avec 200 mg d'O₂/L observée au niveau de l'estuaire de Oued Rhumel.

Tableau 18 : Variabilité spatiotemporelle de la DCO des eaux du barrage de Beni Haroun (Février - décembre 2007).

| Compagnes de prélèvements | DCO (mg d'O ₂ /L) | | | |
|---------------------------|------------------------------|------------|------------|------------|
| | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 40 | 69,5 | 80 | 88 |
| 13/06/2007 | 100 | 200 | 137,5 | 142,5 |
| 19/09/2007 | 72,75 | 194 | 120,5 | 116,1 |
| 12/12/2007 | 67 | 110 | 95 | 105,2 |
| moyenne | 69,93 | 143,37 | 108,25 | 112,95 |
| max | 100 | 200 | 137,5 | 142,5 |
| min | 40 | 69,5 | 80 | 88 |
| écartype | 24,60 | 64,13 | 25,68 | 22,84 |
| Norme (OMS) | 20-25 mg/L | | | |

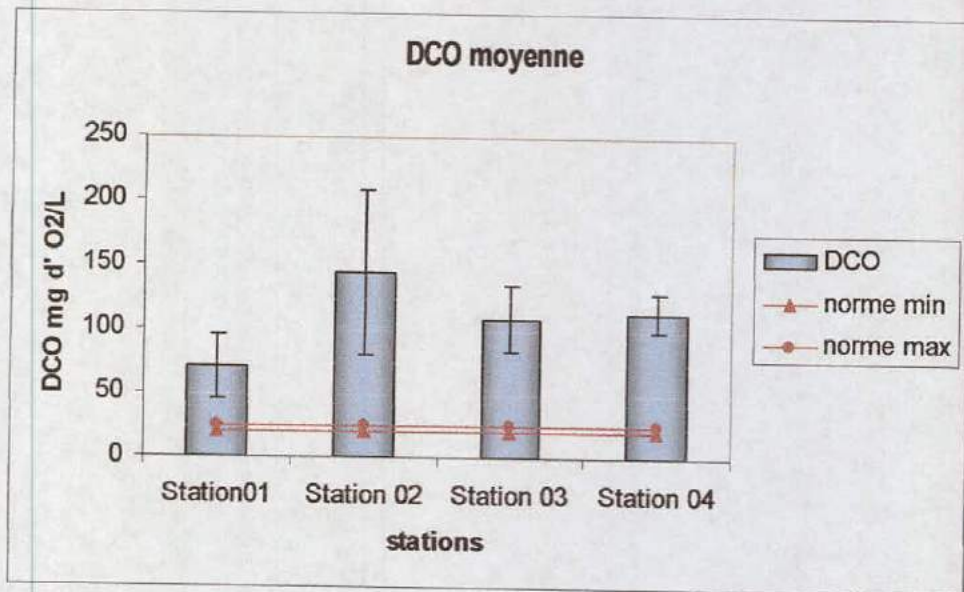


Figure 35 : Distribution spatiale de la DCO dans les eaux du barrage de Beni Haroun (Février- décembre 2007).

L'étude la Figure 35 ainsi que l'analyse de la variance montrent que les valeurs de la DCO ne fluctuent pas significativement d'une station à l'autre [(F = 2.46, p < 0.11) (table 11 annexe)]. La station 01 qui se situe en aval du barrage montre une concentration moyenne particulièrement faible (69.93 ± 24.60 mg d'O₂/L) en comparaison aux autres stations situées en amont du barrage, alors que la station 02 (estuaire de Oued Rhumel) présente une concentration élevée (143.37 ± 64.13 mg d'O₂/L) par rapport aux autres stations. A l'intérieur de cet intervalle on rencontre les 2 autres stations qui présentent respectivement des valeurs moyennes de l'ordre de 108,25 ± 25,68 mg d'O₂/L pour la station 03 et 112,95 ± 22,84 mg d'O₂/L pour la station 04.

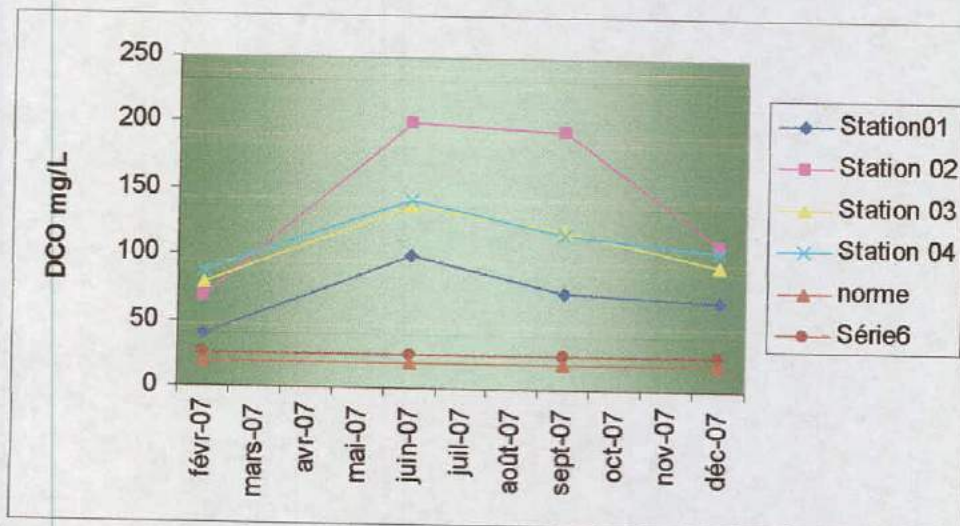


Figure 36 : Distribution spatiotemporelle de la DCO dans les eaux du barrage de Beni Haroun (Février - décembre 2007).

Dans les eaux du barrage Beni Haroun, les valeurs DCO présentent des variations saisonnières importantes [(F = 3.55, p < 0.04) (table 12 annexe)]. Généralement la DCO présente les valeurs

faibles en période des hautes eaux (de février et décembre), et des valeurs relativement élevées pendant la période des basses eaux (juin et septembre) (Figure 36).

I-7) Les orthophosphates (mg/L) :

L'examen du tableau (19) permet de constater que les teneurs des orthophosphates sont variables et les variations sont généralement spatiotemporelles. Les teneurs en orthophosphates présentent les valeurs les plus élevées en période d'étiage (juin) avec un maximum de 4.51 mg/L au niveau de l'estuaire de Oued Rhumel, les plus faibles valeurs sont enregistrées en période de crues en décembre avec un minimum de 0.13 mg/L en aval du barrage.

Tableau 19 : Variabilité spatiotemporelle des orthophosphates des eaux du barrage de Beni Haroun (Février – décembre 2007).

| Orthophosphates (mg/L) | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 0,257 | 2,88 | 1,91 | 3,55 |
| 13/06/2007 | 0,99 | 4,51 | 3,54 | 3,8 |
| 19/09/2007 | 1,3 | 2,1 | 1,67 | 3 |
| 12/12/2007 | 0,13 | 0,62 | 1,02 | 1,109 |
| Moyenne | 0,66 | 2,52 | 2,03 | 2,86 |
| Max | 1,3 | 4,51 | 3,54 | 3,8 |
| Min | 0,13 | 0,62 | 1,02 | 1,109 |
| Ecartype | 0,56 | 1,62 | 1,07 | 1,22 |
| Norme (OMS) | 0.7 mg/L | | | |

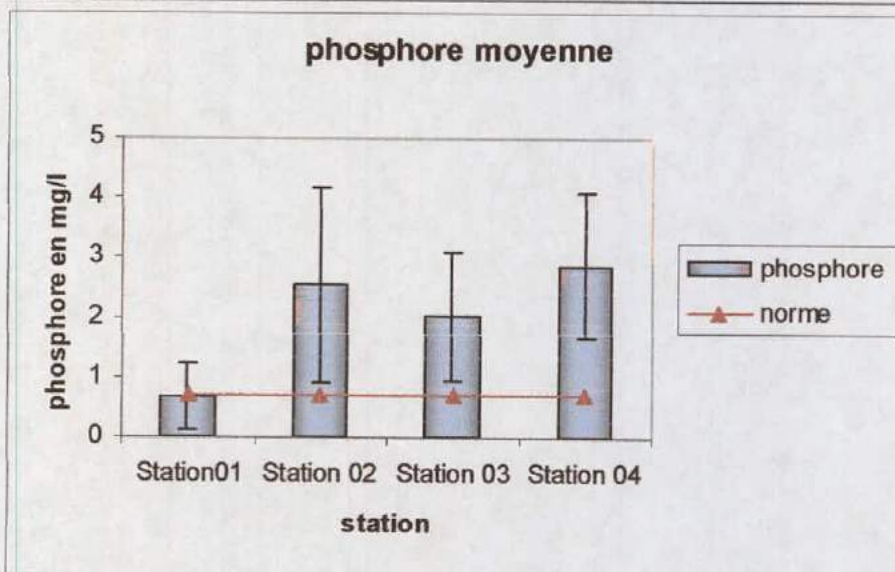


Figure 37 : Distribution spatiale des orthophosphates dans les eaux du barrage de Beni Haroun (Février - décembre 2007).

L'observation de la Figure 37 montre que les stations 2, 3 et 4 qui se trouvent en amont du barrage de Beni Haroun présentent des teneurs moyennes des orthophosphates relativement élevées par

rapport à la station 01 qui se trouve en aval du barrage. Parmi ces trois stations la station 04 présente la valeur moyenne la plus élevée.

D'une manière générale, les teneurs en orthophosphates ne varient pas significativement d'une station à l'autre [(F = 0.29, p<0.09) (Table 13 annexe)].

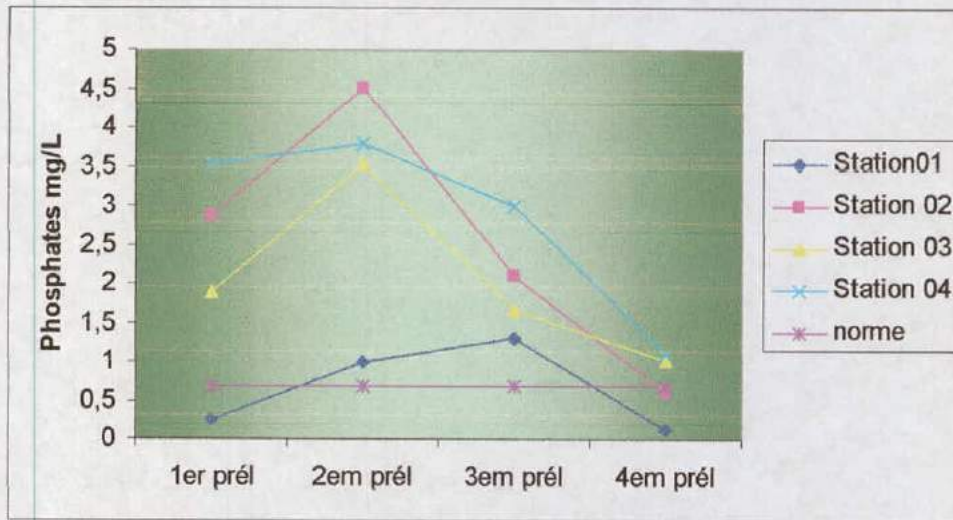


Figure 38 : Distribution spatiotemporelle des orthophosphates dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007).

L'évolution temporelle montre qu'il existe une nette différence d'une saison à l'autre [(F = 3.24, p<0.06) (table 14 annexe)] avec un pic signalé en mois de juin (Figure38).

I-8) Nitrates NO₃⁻ (mg/L):

D'une manière générale, les teneurs en NO₃⁻ obtenues au cours de notre étude sont relativement faibles et variables. Cette variation est généralement spatio-temporelle. Ces teneurs varient entre une valeur minimale de l'ordre de 0.121 mg/L observée en aval du barrage durant le mois de décembre, et une teneur maximale de l'ordre 4.51 mg/L signalée au niveau de l'estuaire de Oued Rhumel durant le mois de juin (tableau 20).

Tableau 20 : Evolution spatiotemporelle des nitrates dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

| Compagnes de prélèvements | Nitrates (mg/L) | | | |
|---------------------------|-----------------|------------|------------|------------|
| | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 1,55 | 1,48 | 1,3 | 1,6 |
| 13/06/2007 | 1,89 | 4,51 | 3,54 | 3,8 |
| 19/09/2007 | 0,55 | 0,723 | 1,47 | 0,99 |
| 12/12/2007 | 0,12 | 1,67 | 0,68 | 2,13 |
| Moyenne | 1,03 | 2,09 | 1,75 | 2,13 |
| Max | 1,89 | 4,51 | 3,54 | 3,8 |
| Min | 0,55 | 0,72 | 0,68 | 0,99 |
| Ecartype | 0,83 | 1,66 | 1,24 | 1,21 |
| Norme (OMS) | 45 mg/L | | | |

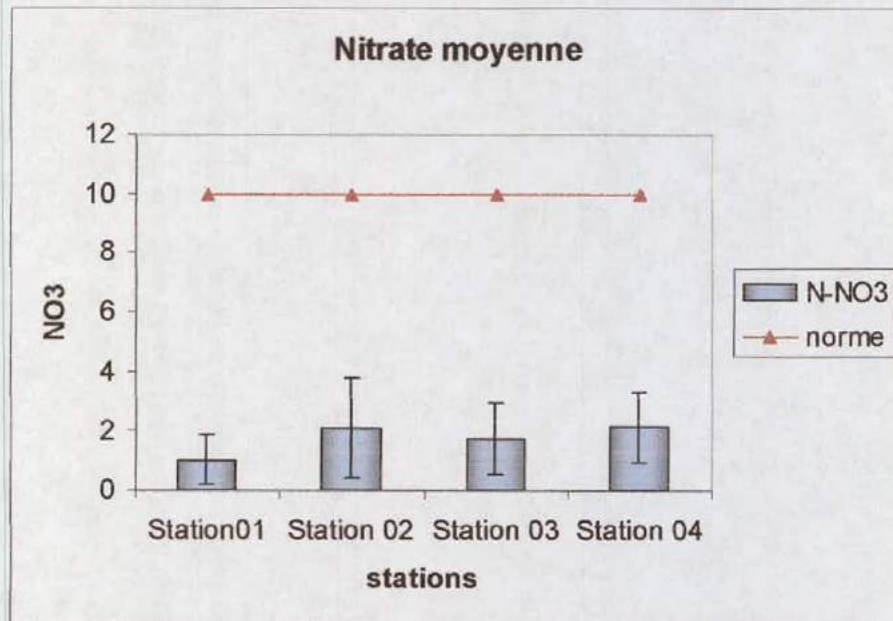


Figure 39 : Distribution spatiale des teneurs de nitrates dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007).

D'après la Figure 39 et le tableau 20, nous constatons que les teneurs des nitrates ne varient pas nettement d'une station à l'autre [(F = 0.66, p<0.59) (table 15 annexe)]. Les stations (St 02, St 03, St 04) qui se situent en amont du barrage, manifestent les teneurs en NO₃ les plus élevées par rapport à la station 01 qui se trouve en aval. Aussi entre les trois stations, la station 04 présente la teneur moyenne la plus élevée.

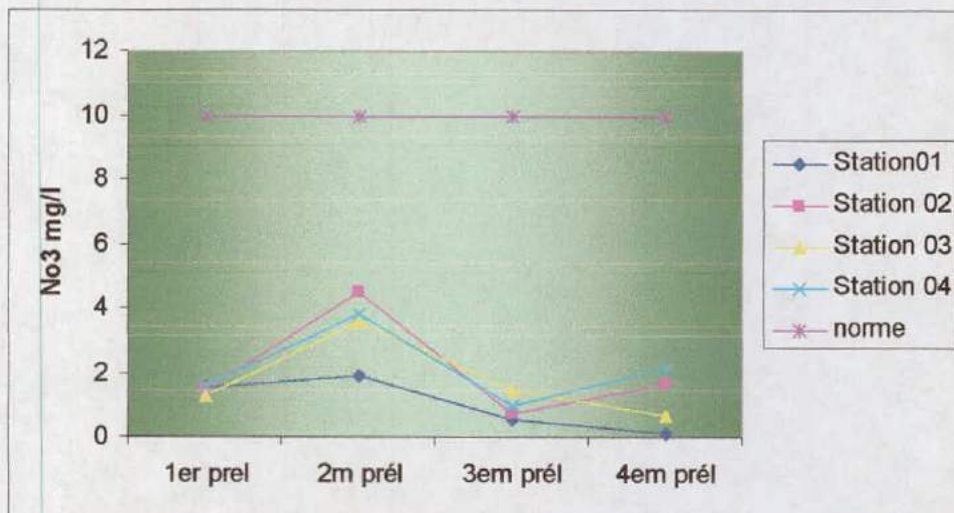


Figure 40 : Distribution spatiotemporelle des nitrates dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007)

Les concentrations des nitrates présentent des fluctuations temporelles importantes [(F = 9.33, p<0.001) (table 16 annexe)]. Ces concentrations sont relativement faibles durant les mois de septembre, février, et décembre, et élevées durant le mois de juin.

I-9) Nitrites (mg/L):

Les résultats obtenus au cours de notre étude révèlent que les teneurs en ions NO_2^- sont variables et ces variations sont généralement spatiotemporelles (tableau 21). La teneur la plus faible est de l'ordre de 0.010 mg/L. Elle est observée à la station 01 durant le mois de juin, alors que la teneur la plus élevée est celle enregistrée à la station 04 durant le mois de décembre 0.308 mg/L (tableau21).

Tableau 21 : Evolution spatiotemporelle des nitrites dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

| Nitrites (mg/L) | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 0,015 | 0,093 | 0,102 | 0,11 |
| 13/06/2007 | 0,010 | 0,033 | 0,028 | 0,182 |
| 19/09/2007 | 0,176 | 0,110 | 0,187 | 0,221 |
| 12/12/2007 | 0,150 | 0,286 | 0,170 | 0,308 |
| moyenne | 0.088 | 0.130 | 0.121 | 0.205 |
| Max | 0.176 | 0.286 | 0.187 | 0.308 |
| Min | 0.010 | 0.033 | 0.028 | 0.110 |
| écartype | 0.087 | 0.010 | 0.072 | 0.062 |
| Norme (OMS) | 0.1 mg/L | | | |

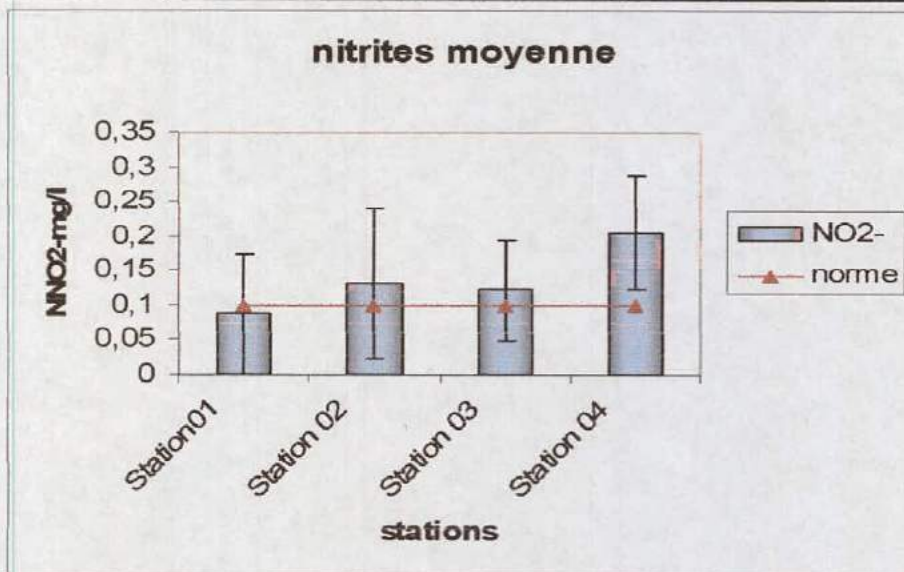


Figure 41 : Evolution spatiale des nitrites dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

Selon la Figure 41, nous observons une légère variation spatiale [(F = 1.24, p < 0.34) (table17 annexe)]. La station 02, station 03 et la station 04, présentent les teneurs en NO_2^- les plus élevées par rapport à la station 01. Aussi entre les trois stations, la station 04 présente la teneur moyenne la plus élevée.

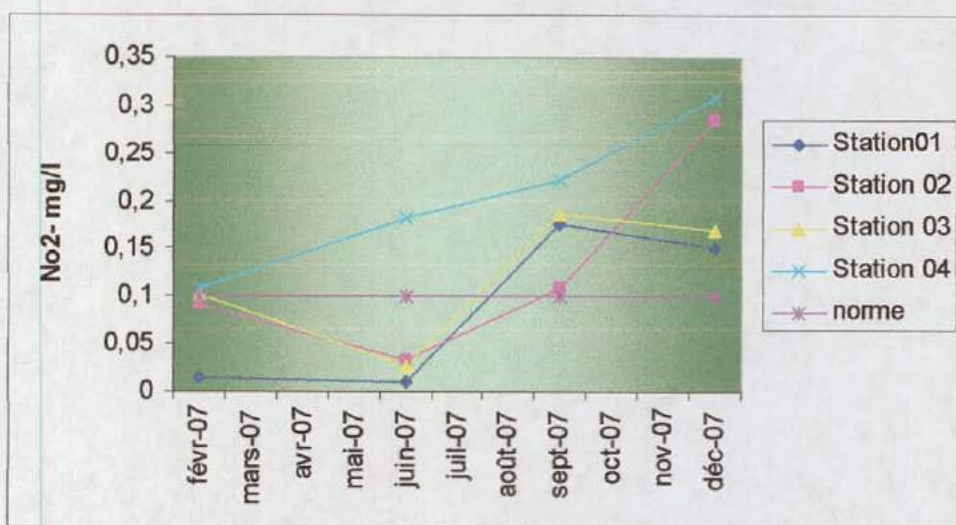


Figure 42 : Distribution spatiotemporelle des nitrites dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

L'évolution temporelle des teneurs en nitrites montre une différence significative d'une saison à l'autre [(F = 5.82, p < 0.01), table 18)] avec deux pics, l'un durant le mois de septembre pour les station 01, et 03, et l'autre au mois de décembre au niveau de la station 04, et la station 02 (Figure. 42).

I-10) Les métaux lourds :

I-10-1) Cadmium (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'un site à l'autre et d'une saison à l'autre (tableau22). Les valeurs extrêmes de ce métal relevées dans l'eau, sont 0.01 mg/L dans l'estuaire de Oued Rhumel durant le mois de février et 0.07 mg/L dans la cuvette du barrage au mois de décembre.

Tableau 22 : Distribution spatiotemporelle de Cd dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

| Compagnes de prélèvements | Cadmium mg/L | | | |
|---------------------------|--------------|------------|------------|------------|
| | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 0,027 | 0,01 | 0,018 | 0,017 |
| 13/06/2007 | 0,044 | 0,016 | 0,028 | 0,037 |
| 19/09/2007 | 0,049 | 0,014 | 0,029 | 0,039 |
| 12/12/2007 | 0,012 | 0,064 | 0,015 | 0,07 |
| moyenne | 0,033 | 0,026 | 0,023 | 0,041 |
| max | 0,049 | 0,064 | 0,029 | 0,07 |
| min | 0,012 | 0,01 | 0,015 | 0,017 |
| écartype | 0,017 | 0,025 | 0,007 | 0,021 |
| Norme (OMS) | 0.01 mg/L | | | |

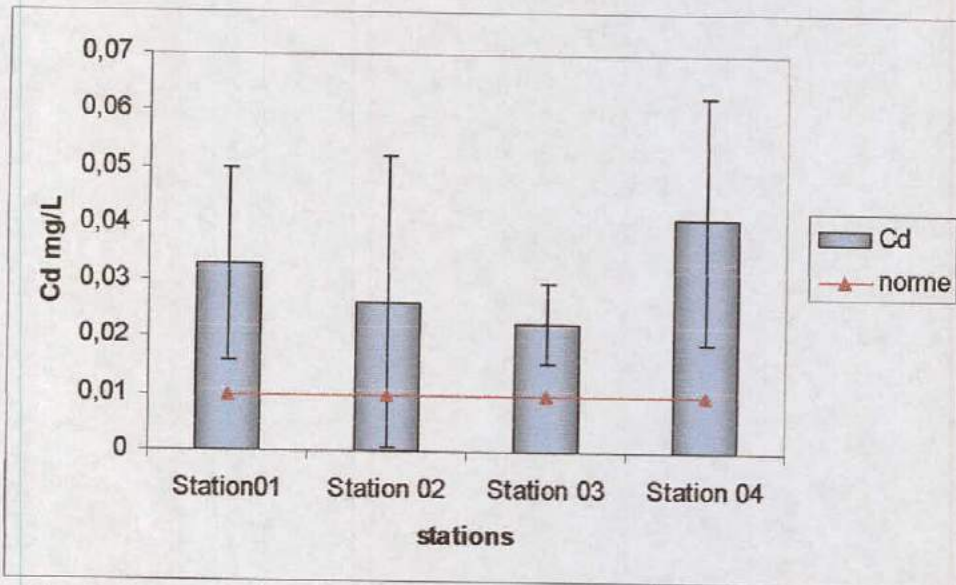


Figure 43 : Distribution spatiale de cadmium dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

L'évolution spatiale de Cd montre que les variations des teneurs en cadmium sont faibles [(F = 0.76, $p < 0.56$) (table 19 annexe)], ces teneurs varient entre 0.022 ± 0.007 mg/L et 0.041 ± 0.021 mg/L avec deux pics : un au niveau de la station 04 qui est de l'ordre de 0.041 ± 0.021 mg/L et l'autre au niveau de la station 01 qui est de l'ordre de 0.033 ± 0.016 mg/L (Figure 43).

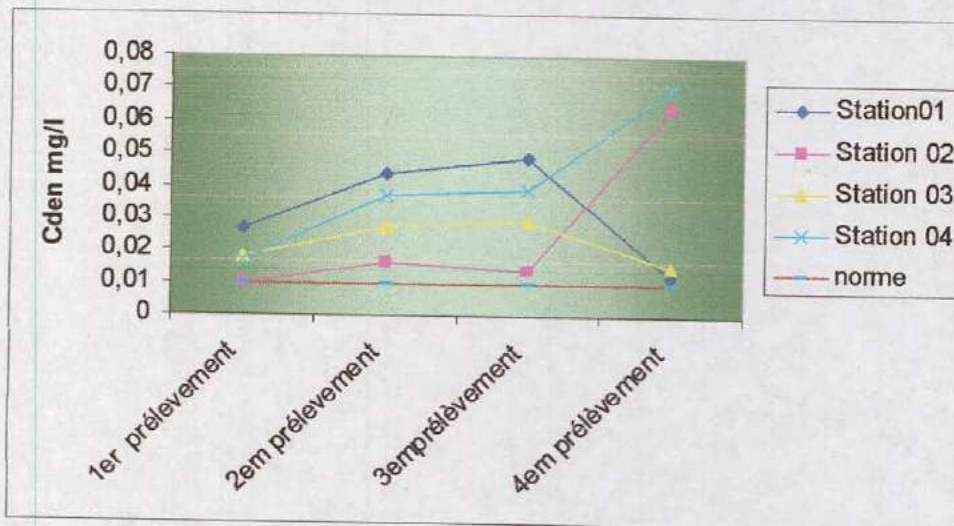


Figure 44: Evolution spatiotemporelle des teneurs de cadmium dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

L'évolution temporelle montre que les teneurs en cadmium ne varient pas significativement d'une saison à l'autre [(F = 0.99, $p < 0.42$) (table 20 annexe)].

Les teneurs en cadmium dans les eaux du barrage de Beni Haroun présentent deux pics : Un durant le mois de décembre dans la station 02 et la station 04, et l'autre durant le mois de septembre dans la station 01 et la station 03 (Figure 44).

I-10-2) Le chrome (mg/L) :

Les teneurs du chrome obtenues au cours de notre étude semblent être variables d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre (Figure 45 et 46). La plus forte teneur (0.508 mg/L) en chrome a été enregistrée à la station 02 durant le mois de février, alors que la plus faible teneur (0.068 mg/L) est observée à la station 03 au mois de décembre (tableau 23).

Tableau 23 : Evolution spatiotemporelle de chrome dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février – décembre 2007).

| Chrome (mg/L) | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 0,414 | 0,508 | 0,221 | 0,384 |
| 13/06/2007 | 0,085 | 0,292 | 0,329 | 0,071 |
| 19/09/2007 | 0,122 | 0,221 | 0,141 | 0,151 |
| 12/12/2007 | 0,215 | 0,195 | 0,068 | 0,313 |
| moyenne | 0,209 | 0,304 | 0,190 | 0,209 |
| max | 0,414 | 0,508 | 0,329 | 0,384 |
| Min | 0,085 | 0,195 | 0,068 | 0,071 |
| écartype | 0,147 | 0,142 | 0,112 | 0,147 |
| Norme (OMS) | 0.05 mg/L | | | |

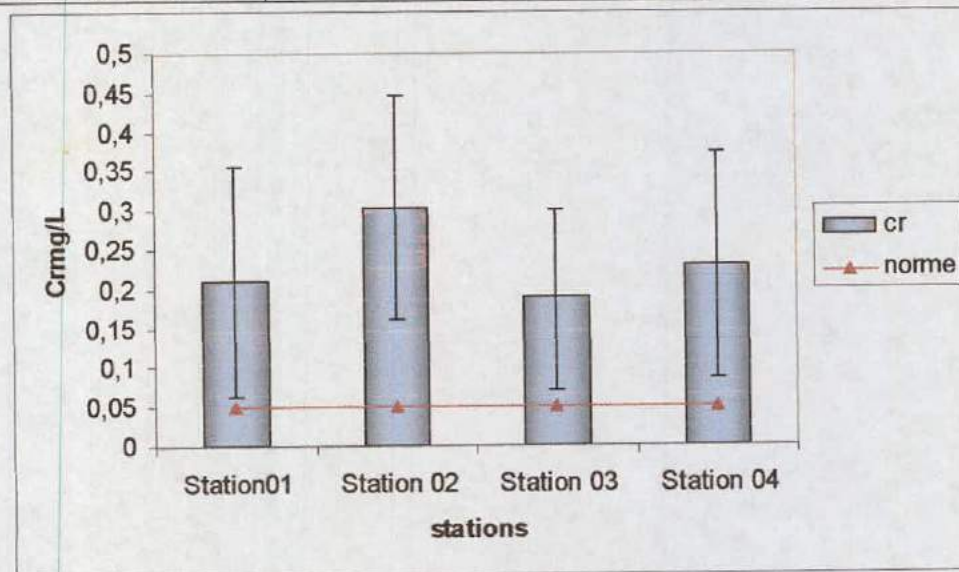


Figure 45 : Evolution spatiale de chrome dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

Les teneurs en chrome n'indiquent pas des différences majeurs entre les différentes stations [(F = 0.53, p < 0.66), (table 21 annexe)]. Cependant nous observons des teneurs élevées dans la station 02 (estuaire de Oued Rhumel) par rapport aux autres stations (Figure 45).

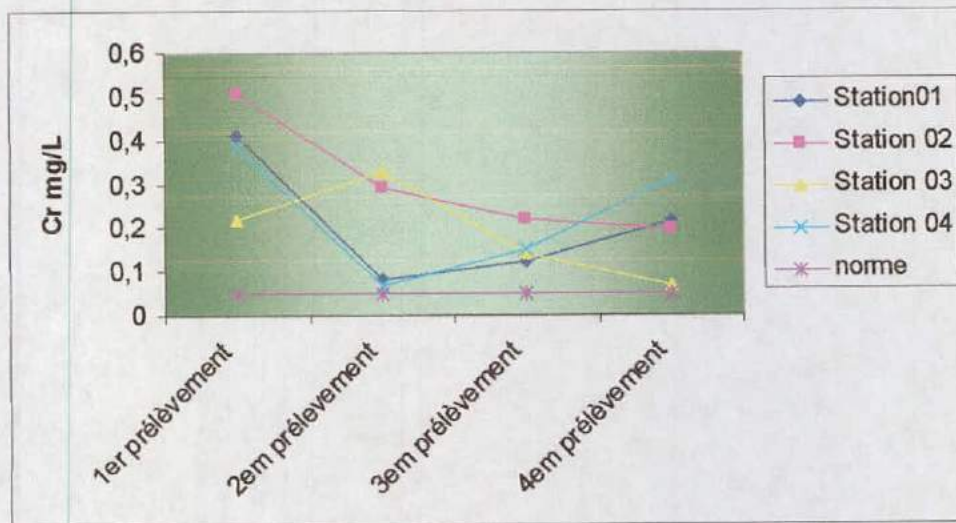


Figure 46 : Distribution spatiotemporelle de chrome dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

Les teneurs en chrome diffèrent nettement d’une saison à l’autre [(F = 3.63 p < 0.04) (table 22 annexe)]. Elles sont relativement élevées en période des crues par rapport au période d’été, sauf la station 02 qui présente un pic durant le mois de juin.

I-10-3) Le cuivre (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 (tableau 24, Figures 47 et 48). Dans les eaux du barrage de Beni Haroun, les teneurs en cuivre présentent un maximum de (0.266 mg/L) au mois de février en aval du barrage, et un minimum (0.022 mg/L) dans la station 03 au mois de septembre.

Tableau 24 : Evolution spatiotemporelle cuivre dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

| Campagnes de prélèvements | Cuivre (mg/L) | | | |
|---------------------------|---------------|------------|------------|------------|
| | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 0,266 | 0,114 | 0,126 | 0,255 |
| 13/06/2007 | 0,043 | 0,067 | 0,033 | 0,092 |
| 19/09/2007 | 0,023 | 0,079 | 0,022 | 0,108 |
| 12/12/2007 | 0,038 | 0,045 | 0,028 | 0,032 |
| moyenne | 0,092 | 0,076 | 0,052 | 0,122 |
| max | 0,266 | 0,114 | 0,125 | 0,255 |
| min | 0,027 | 0,045 | 0,022 | 0,032 |
| écartype | 0,147 | 0,142 | 0,112 | 0,147 |
| Norme (OMS) | 1 mg/L | | | |

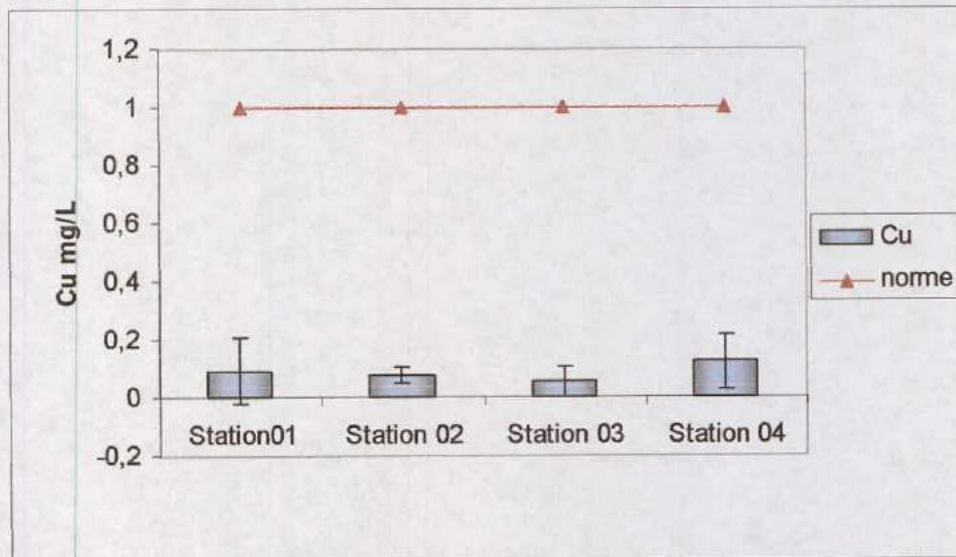


Figure 47 : Distribution spatiale de cuivre dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

La distribution spatiale des teneurs moyennes de cuivre n'indique pas des différences importantes [(F = 0.53, p < 0.66) (table 23 annexe)]. Cependant nous remarquons que la station 04 et la station 01 présentent des teneurs en cuivre légèrement élevées par rapport aux autres stations (station 02 et station 03).

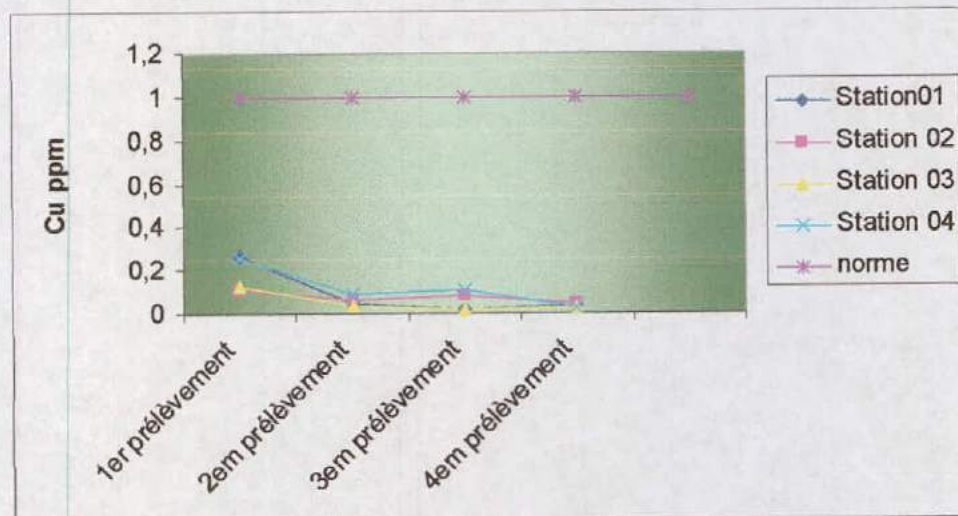


Figure 48 : Distribution spatiotemporelle de cuivre dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

L'évolution temporelle montre que les teneurs de cuivre dans les eaux du barrage de Beni Haroun diffèrent significativement d'une saison à l'autre [(F = 8.63, p < 0.00025) (table 24 annexe)]. Les teneurs de cuivre présentent un pic au mois de février puis elles diminuent progressivement jusqu'à un minimum au mois de décembre (Figure 48).

I-10-4) Manganèse (mg/l) :

D'après les résultats obtenus dans les quatre stations durant les quatre prélèvements, nous observons que les teneurs de manganèse dans l'eau sont élevées et variables. Cette variation est

généralement spatiotemporelle (tableau 25, Figure 49 et 50).

Les valeurs extrêmes de ce métal relevées dans l'eau du barrage sont, 0.026 mg/L en aval du barrage durant le mois de septembre, et 0.204 mg/L dans la cuvette du barrage au mois de février et au niveau de l'estuaire de Oued Rhumel au mois de septembre.

Tableau 25 : Evolution spatiotemporelle de manganèse dans les eaux du barrage Beni Haroun (février – décembre 2007).

| Manganèse (mg/L) | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 0,145 | 0,159 | 0,063 | 0,204 |
| 13/06/2007 | 0,034 | 0,058 | 0,099 | 0,115 |
| 19/09/2007 | 0,026 | 0,204 | 0,113 | 0,065 |
| 12/12/2007 | 0,063 | 0,047 | 0,120 | 0,140 |
| moyenne | 0,067 | 0,117 | 0,099 | 0,131 |
| max | 0,145 | 0,204 | 0,113 | 0,204 |
| min | 0,026 | 0,047 | 0,063 | 0,065 |
| écartype | 0,054 | 0,0768 | 0,025 | 0,058 |
| Norme (OMS) | 0.05 mg/L | | | |

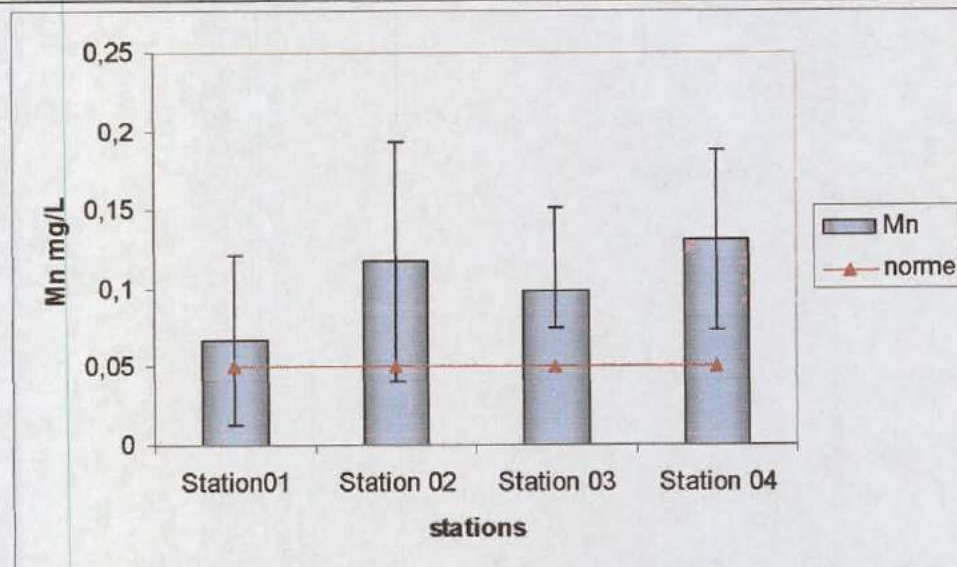


Figure 49 : Distribution spatiale du manganèse dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

La répartition des teneurs de manganèse entre les différentes stations se caractérise par une faible variation [(F = 0.94, p<0.44) (table 25 annexe)], mais nous avons remarqué une légère augmentation au niveau des stations St 0 4 et St 02 par rapport aux autres stations (St 01, St 03).

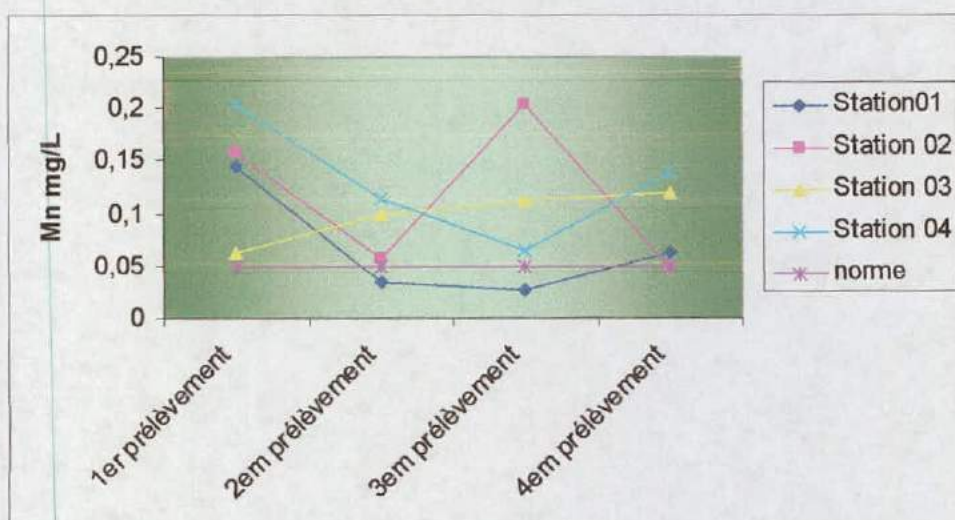


Figure 50 : Distribution spatiotemporelle du manganèse dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

I-10-5) Le plomb (mg/L) :

Les concentrations en plomb dans les eaux du barrage de Beni Haroun présentent des fluctuations spatiotemporelles plus ou moins importantes (tableau 26, Figure 51 et 52). Le plomb est abondant durant toute la période d'échantillonnage et les teneurs varient entre un minimum de l'ordre de 0.018 mg/L, signalé en aval du barrage durant le mois de septembre, et un maximum de l'ordre de 0.714 mg/L relevé dans l'estuaire de Oued Endja durant le mois de décembre.

Tableau 26 : Evolution spatiotemporelle de plomb dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

| Compagnes de prélèvements | Plomb (mg/L) | | | |
|---------------------------|--------------|------------|------------|------------|
| | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 0,081 | 0,215 | 0,399 | 0,346 |
| 13/06/2007 | 0,336 | 0,143 | 0,251 | 0,234 |
| 19/09/2007 | 0,018 | 0,089 | 0,098 | 0,125 |
| 12/12/2007 | 0,403 | 0,541 | 0,714 | 0,460 |
| moyenne | 0,209 | 0,247 | 0,365 | 0,291 |
| max | 0,403 | 0,541 | 0,714 | 0,46 |
| min | 0,018 | 0,089 | 0,098 | 0,125 |
| écartype | 0,188 | 0,202 | 0,262 | 0,144 |
| Norme (OMS) | 0.05 mg/L | | | |

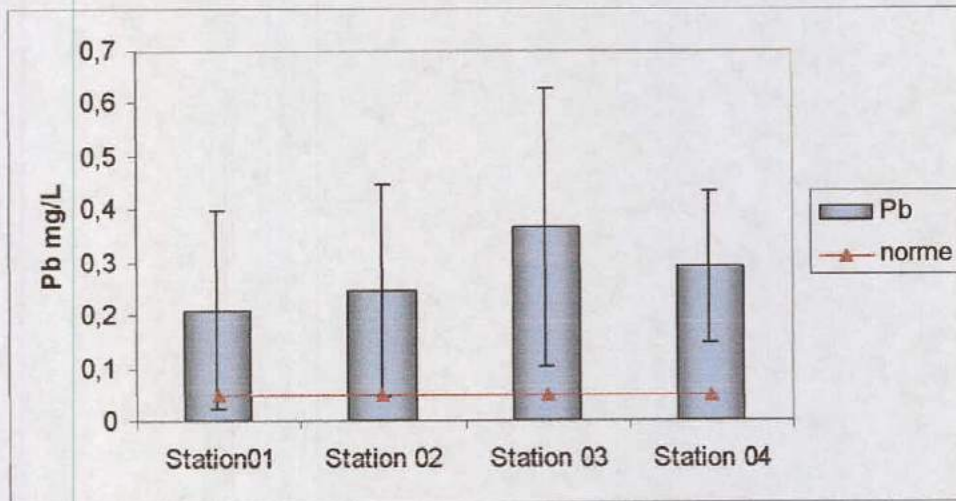


Figure 51 : Distribution spatiale du plomb dans les eaux du barrage de Beni Haroun (février 2007-décembre 2007)

L'évolution spatiale des teneurs de plomb dans les eaux du barrage de Beni Haroun montre une faible Variabilité spatiale [(F = 0.43, p < 0.73) (table 27 annexe)]. Cependant nous observons des teneurs de plomb élevées dans la station 03, par rapport aux autres stations, en particulier dans les prélèvements de décembre et février 2007.

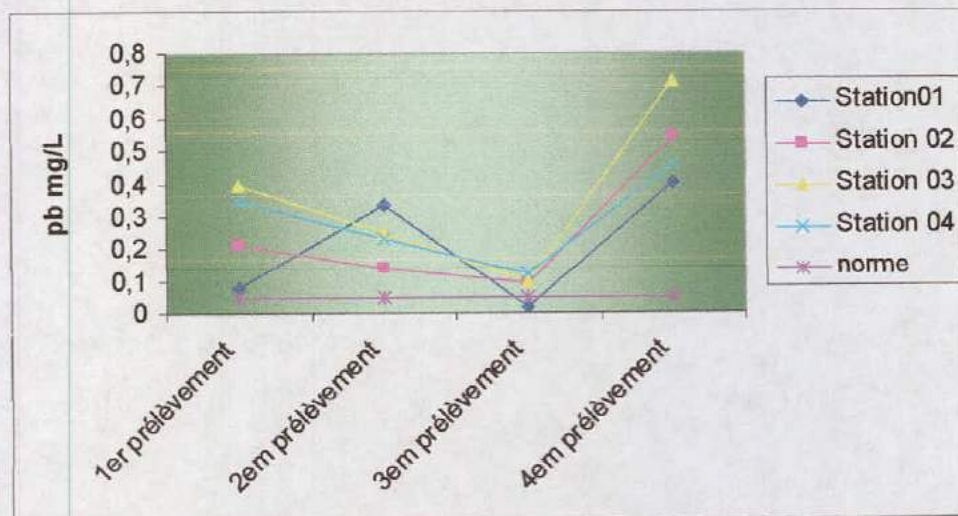


Figure 52 : Distribution temporelle des teneurs de plomb dans les eaux du barrage de Beni Haroun dans les quatre stations (février – décembre 2007).

Les teneurs en plomb enregistrées dans l'eau du barrage de Beni Haroun présentent des fluctuations temporelles importantes [(F = 11.68, p < 0.0007) (table 28 annexe)]. Les plus faibles teneurs sont enregistrées en période des basses eaux avec un minimum au mois de septembre, et les plus élevées en périodes des hautes eaux. (Figure 52).

I-10-6) Le zinc (mg/L) :

D'après les résultats obtenus dans notre étude, nous remarquons que les teneurs de 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 (tableau 27, Figures 53 et 54).

Les valeurs extrêmes relevées pour le barrage de Beni Haroun sont 0.141 mg/L au mois de décembre à la station 02 et 2.19 mg/L au mois de septembre dans la même station.

Tableau 27 : Evolution spatiotemporelle du zinc dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

| Zinc (mg/L) | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 1,482 | 2,146 | 0,768 | 0,806 |
| 13/06/2007 | 0,815 | 0,501 | 0,67 | 1,569 |
| 19/09/2007 | 1,639 | 2,19 | 1,532 | 0,778 |
| 12/12/2007 | 0,211 | 0,141 | 0,576 | 0,151 |
| moyenne | 1,036 | 1,244 | 0,886 | 0,826 |
| max | 1,69 | 2,19 | 1,532 | 1,569 |
| min | 0,211 | 0,141 | 0,576 | 0,151 |
| écartype | 0,656 | 1,076 | 0,437 | 0,580 |
| Norme (OMS) | 5 mg/L | | | |

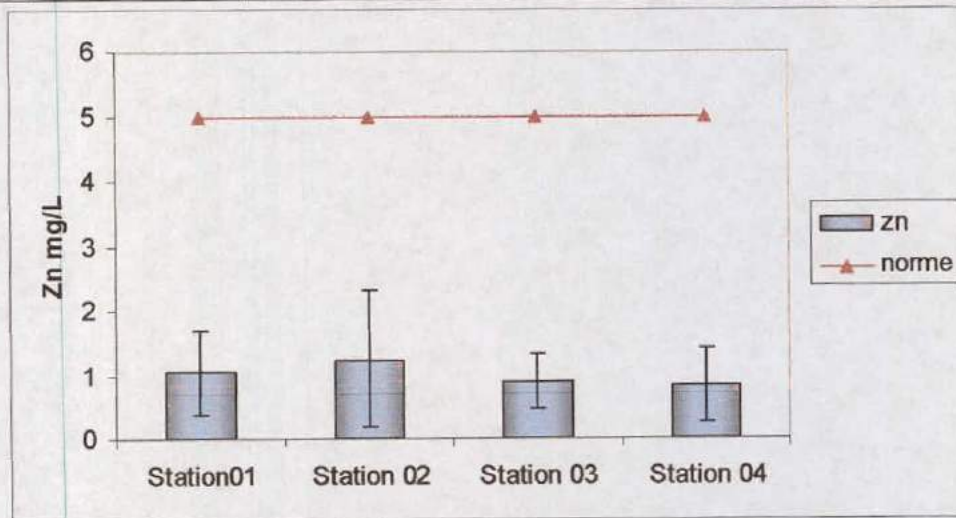


Figure 53 : Distribution Spatiale de zinc dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

L'observation de la Figure 53 permet de constater que les variations spatiales concernant cet élément sont faibles [(F = 0.36, p < 0.78) (table 29 annexe)]. Cependant nous observons une légère augmentation dans la station 02 et la station 01 par rapport aux station 03 et station 04.

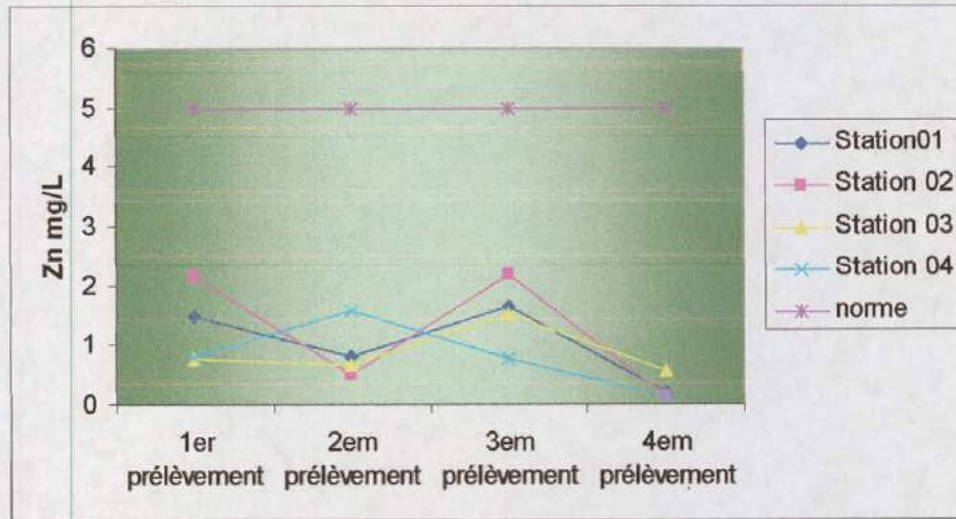


Figure 54: Distribution spatiotemporelle du zinc dans les eaux du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

Dans les eaux du barrage de Beni Haroun, les teneurs de zinc présentent des fluctuations temporelles importantes [(F = 4.34, p<0.02) (table 30annexe)]. Ces teneurs présentent deux pics : Un durant le mois de février et l'autre durant le mois de septembre (Figure 54).

II) Résultats d'analyse des sédiments :

Les résultats de caractérisation physicochimiques des sédiments sont récapitulés dans les tableaux de 28 à 45 et illustrés dans les Figures 55 à 90.

II-1) pH :

L'étude du tableau 28 et l'analyse de la Figure (55 et 56) montrent que le pH des sédiments du barrage de Beni Haroun est neutre à légèrement basique. Les valeurs extrêmes relevées sont 6.92 durant le mois de décembre en aval du barrage, et 8.57 pendant le même mois au niveau de l'estuaire de Oued Endja.

Tableau 28 : Distribution spatiotemporelle de pH dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (Février – décembre 2007).

| Compagnes de prélèvements | pH | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 7,94 | 7,37 | 7,31 | 7,39 |
| 13/06/2007 | 8,01 | 8,63 | 8,15 | 8,27 |
| 19/09/2007 | 7,98 | 8,39 | 8,34 | 8,16 |
| 12/12/2007 | 6,92 | 7,91 | 8,57 | 8,42 |
| moyenne | 7,7125 | 8,075 | 8,0925 | 8,06 |
| max | 8,01 | 8,63 | 8,57 | 8,42 |
| min | 6,92 | 7,37 | 7,31 | 7,39 |
| écartype | 0,529 | 0,557 | 0,549 | 0,459 |

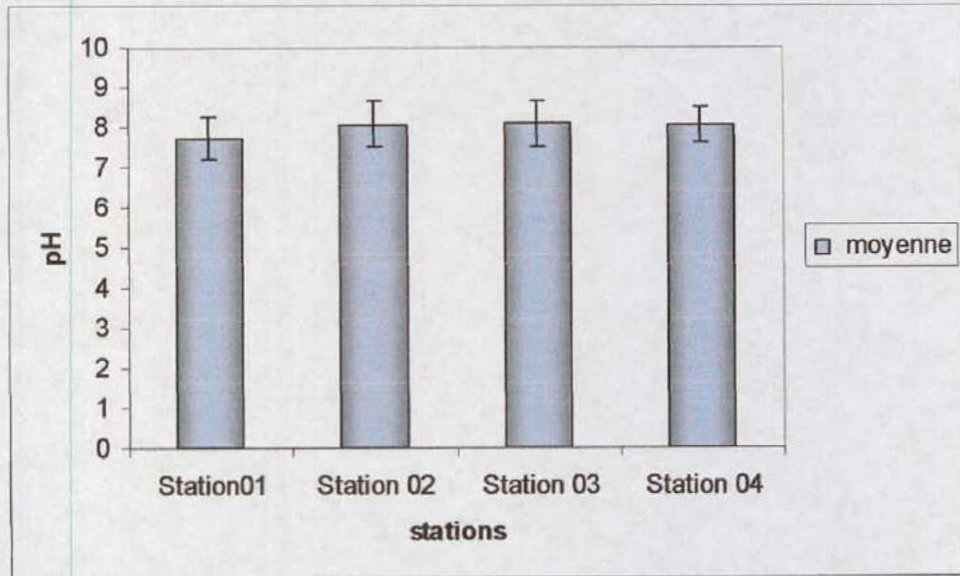


Figure 55 : Distribution spatiale des valeurs moyennes de pH des sédiments du barrage de Beni Haroun (Février – décembre 2007).

D'une manière générale, les valeurs moyennes de pH présentent une faible différence d'une station à l'autre (Figure 55), ce qui est bien vérifié par l'analyse de la variance qui a montré l'absence d'un effet station [(F = 0.48, p < 0.70)(table 31 annexe)].

La valeur de pH de la station 01 est la plus faible par rapport aux autres stations (St02, St03, St04).

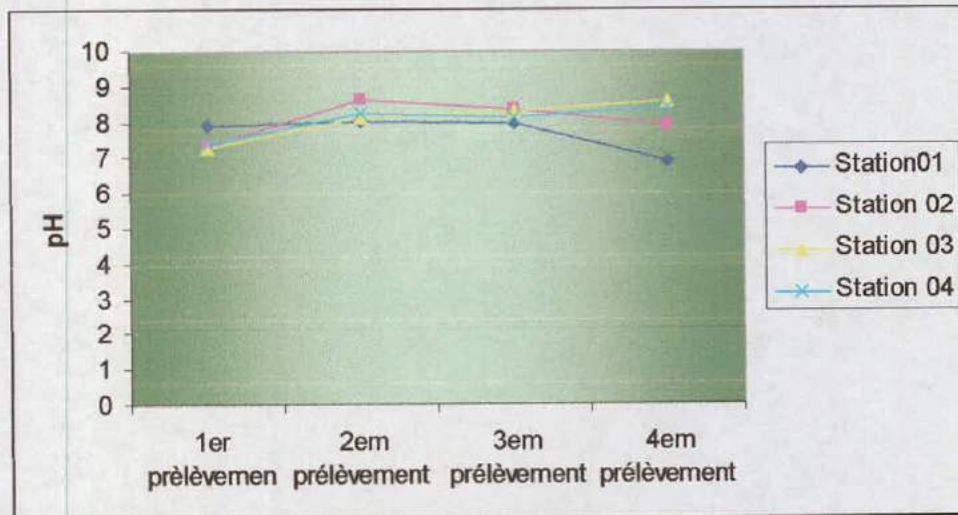


Figure 56 : Distribution temporelle des valeurs de pH des sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

L'observation de la figure 56 et l'analyse de la variance montrent que les valeurs moyennes de pH mesurées ne varient pas significativement d'une saison à l'autre [(F = 2.61 p < 0.099) (table 32 annexe)].

II-2) La conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{Cm}$):

Les valeurs mesurées de la conductivité électrique aux 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 (170 $\mu\text{S}/\text{Cm}$) est signalée au niveau de la cuvette du barrage durant le mois de décembre, alors que la valeur maximale (1311.66 $\mu\text{S}/\text{Cm}$) est celle enregistrée en aval du barrage pendant le mois de février (tableau 29).

Tableau 29 : Distribution spatiotemporelle de la conductivité électrique des sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

| Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{Cm}$) | | | | |
|---|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 1311,66 | 445 | 768,3 | 1031 |
| 13/06/2007 | 1015 | 293 | 298 | 253 |
| 19/09/2007 | 497 | 244 | 304 | 400 |
| 12/12/2007 | 271 | 178 | 214 | 170 |
| moyenne | 773,6 | 290 | 396,07 | 463,5 |
| max | 1311,6 | 445 | 768,3 | 1031 |
| min | 271 | 178 | 214 | 170 |
| écartype | 475,0 | 113,5 | 251,5 | 390,10 |

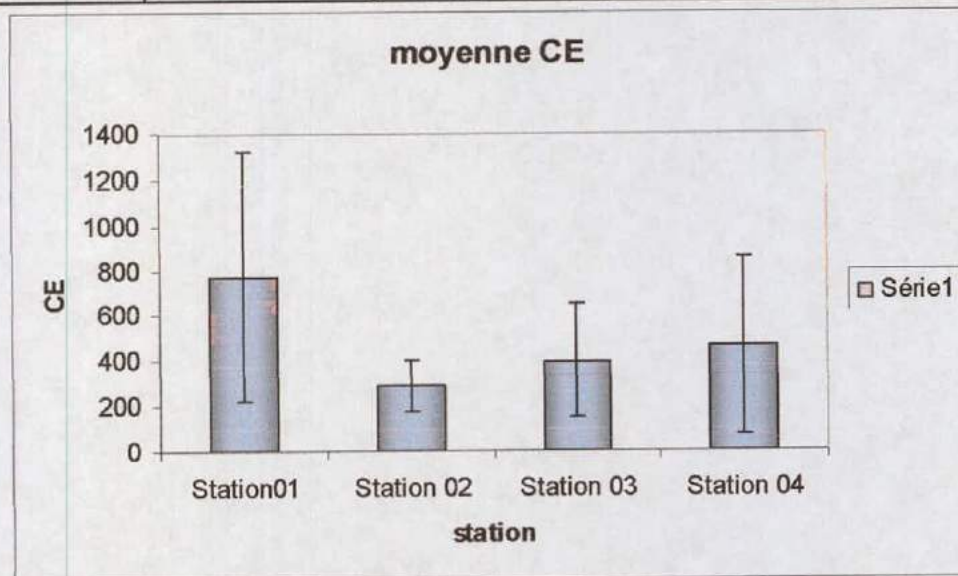


Figure 57 : Distribution spatiale de la conductivité électrique dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février- décembre 2007).

Selon la Figure 57 et l'analyse de la variance [(F = 1.52, $p < 0.25$) (table 33 annexe) les valeurs moyennes de la conductivité électrique ne diffèrent pas nettement d'une station à l'autre. D'une manière générale les valeurs de la conductivité augmentent de l'amont vers l'aval, avec un pic signalé dans la station 01.

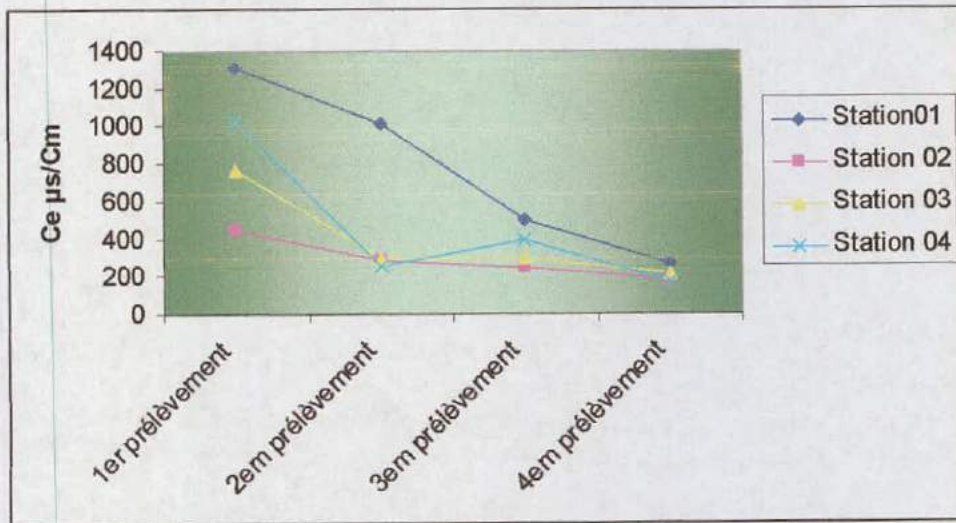


Figure 58 : Distribution temporelle de la conductivité électrique dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février 2007-décembre 2007).

L'analyse de la variance montre que les valeurs de la conductivité électrique dans les sédiments du Barrage de Beni Haroun varient significativement d'une saison à l'autre [(F =4.75, p<0.002) (table 34 annexe)]. La conductivité électrique présente un pic durant le mois de février puis elle diminue, progressivement jusqu'à un minimum au mois de décembre (Figure 58).

II-3) La matière organique (%) :

Les sédiments du barrage de Beni Haroun présentent des teneurs en matière organique plus ou moins variables d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre (tableau 30, Figures 59 et 60). La plus forte teneur (4.62 %) a été observée au niveau de l'estuaire de Oued Endja durant le mois de septembre, tandis que la plus faible teneur (1.24 %) est celle observée en aval du barrage durant le mois de décembre.

Tableau 30 : Distribution spatiotemporelle de la matière organique dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février- décembre 2007).

| Matière organique (%) | | | | |
|--------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 1,85 | 2,13 | 2,19 | 2,41 |
| 13/06/2007 | 1,34 | 1,38 | 3,68 | 1,41 |
| 19/09/2007 | 1,56 | 1,93 | 4,62 | 3,86 |
| 12/12/2007 | 1,24 | 3,12 | 2,9 | 1,95 |
| moyenne | 1,49 | 2,14 | 3,34 | 2,41 |
| max | 1,85 | 3,12 | 4,62 | 3,86 |
| min | 1,24 | 1,38 | 2,19 | 1,41 |
| écartype | 0,27 | 0,72 | 1,04 | 1,05 |

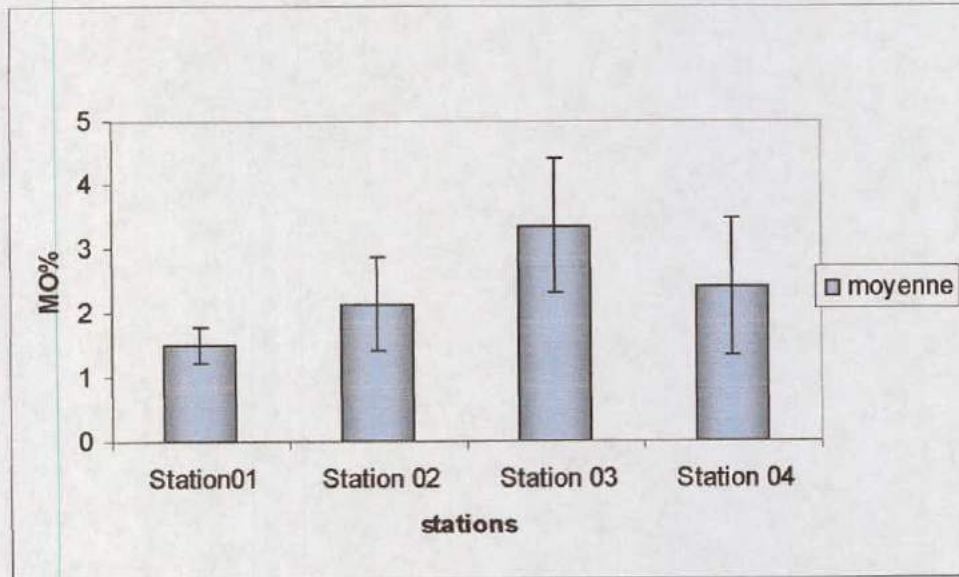


Figure 59: Distribution spatiale de la matière organique dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février- décembre 2007).

Les teneurs en matière organique varient légèrement d'une station à l'autre [(F = 3.37, p < 0.05) (table 35 annexe)]. Les stations (St 02, St 03, St 04) 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 (Figure 59).

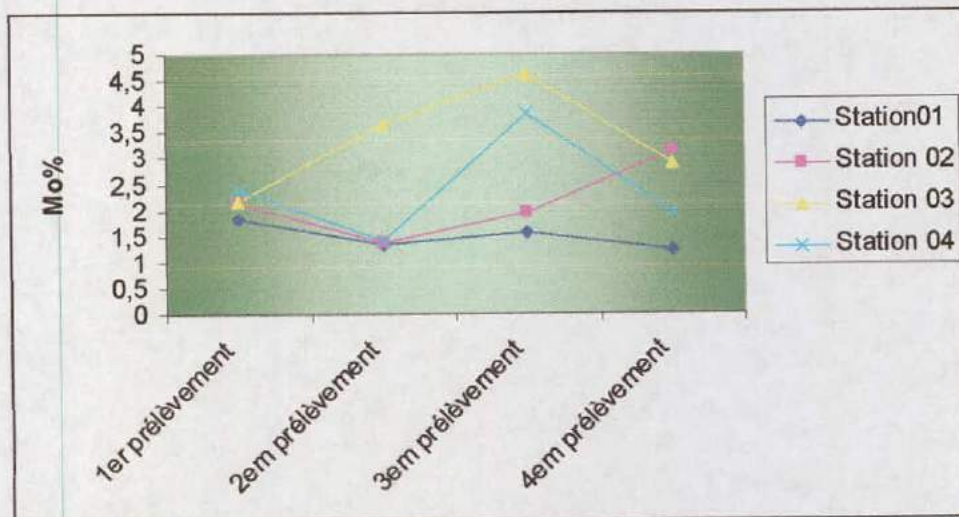


Figure 60 : Distribution spatiotemporelle de la matière organique dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février- décembre 2007).

D'après la Figure 60 et l'analyse de la variance, le taux de matière organique dans les sédiments diffère légèrement d'une saison à l'autre [(F = 0.75, p < 0.53) (table 36 annexe)]. Le taux de la matière organique présente deux pics : Un durant le mois de septembre, et l'autre au mois de février.

II-4) Le calcaire total CaCO₃ (%) :

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les teneurs de CaCO₃ dans les sédiments sont plus ou moins homogènes d'une station à l'autre et d'un prélèvement à l'autre (figures 61, et 62).

Dans les sédiments du barrage de Beni Haroun le taux de calcaire total (CaCO₃) présente un maximum (32 %) au niveau l'estuaire de Oued Rhumel durant le mois de septembre, et un minimum (14 %) dans la cuvette du barrage au même mois (tableau31).

Tableau 31 : Evolution spatiotemporelle de calcaire total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

| CaCO ₃ (%) | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 17,6 | 20,12 | 24,26 | 19,84 |
| 13/06/2007 | 27,82 | 18,26 | 19,13 | 16,52 |
| 19/09/2007 | 20 | 32 | 16 | 14 |
| 12/12/2007 | 20 | 30 | 28 | 24 |
| moyenne | 21,35 | 25,09 | 21,85 | 18,59 |
| max | 27,82 | 32 | 28 | 24 |
| min | 17,6 | 18,26 | 16 | 14 |
| écartype | 4,46 | 6,91 | 5,33 | 4,33 |

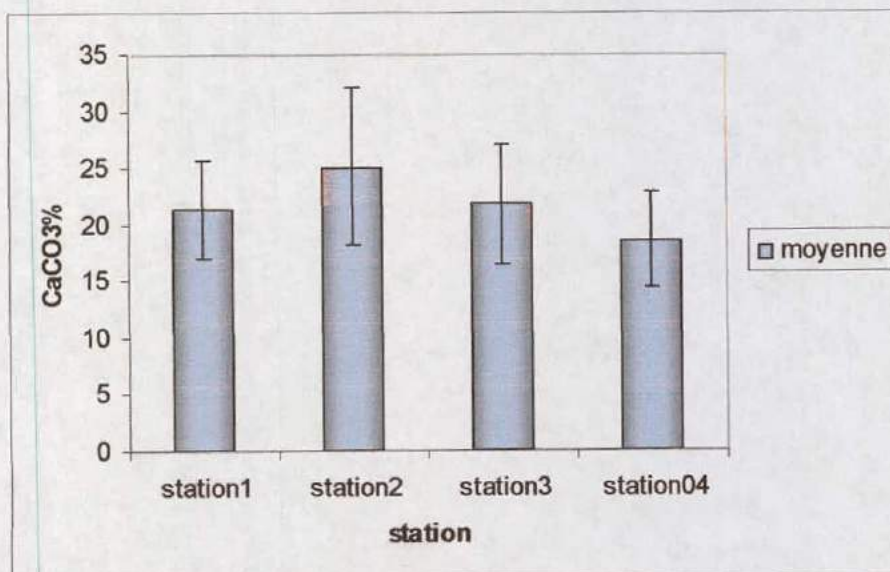


Figure 55 : Distribution spatiale de carbonates de calcium CaCO₃ dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février - décembre 2007).

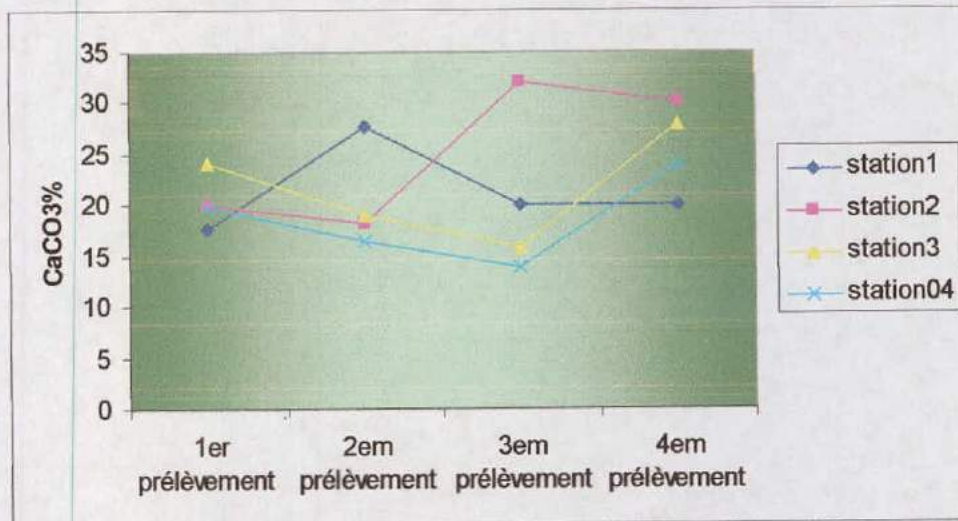


Figure 56 : Distribution temporelle de carbonates de calcium CaCO_3 dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

II-5) La capacité d'échange cationique (még/100 g de terre) :

La capacité d'échange cationique des sédiments étudiés varie entre deux valeurs (tableau 32) :

- Maximale (25 még/100 g) dans la station 03 durant le mois de septembre.
- Minimale (12.6 még/100 g) en aval du barrage au mois de février. Les valeurs de la CEC présente une légère variation spatiotemporelle (figures 62 et 63), la station 03 et la station 02 présentent des valeurs de CEC supérieures à celle de la station 01 et la station 04 (Figure62).

Tableau 32 : Distribution spatiotemporelle de la capacité d'échange cationique dans le barrage de Beni Haroun (février 2007-décembre2007).

| Compagnes de prélèvements | CEC (még/100 g) | | | |
|---------------------------|-----------------|------------|------------|------------|
| | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 12,6 | 17,1 | 13,9 | 16,8 |
| 13/06/2007 | 14,4 | 19,8 | 18 | 16,2 |
| 19/09/2007 | 20 | 22 | 25 | 21 |
| 12/12/2007 | 23,33 | 26,67 | 21,33 | 18 |
| moyenne | 17,58 | 21,39 | 19,56 | 18 |
| max | 23,33 | 26,67 | 25 | 21 |
| min | 12,6 | 17,1 | 18 | 16,2 |
| écartype | 4,96 | 4,05 | 4,73 | 1,85 |

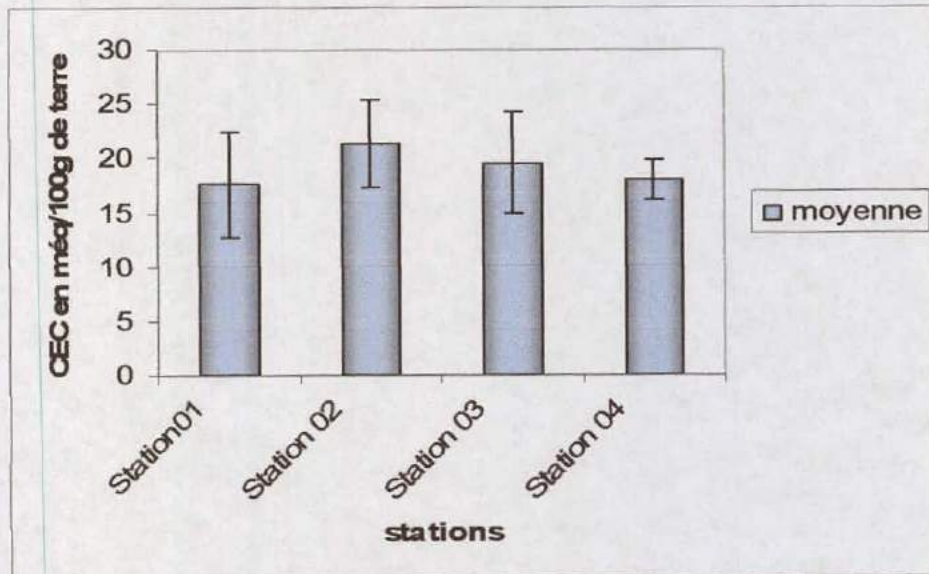


Figure 63: Distribution spatiale de la CEC des sédiments du barrage de Beni Haroun (Février -décembre 2007).

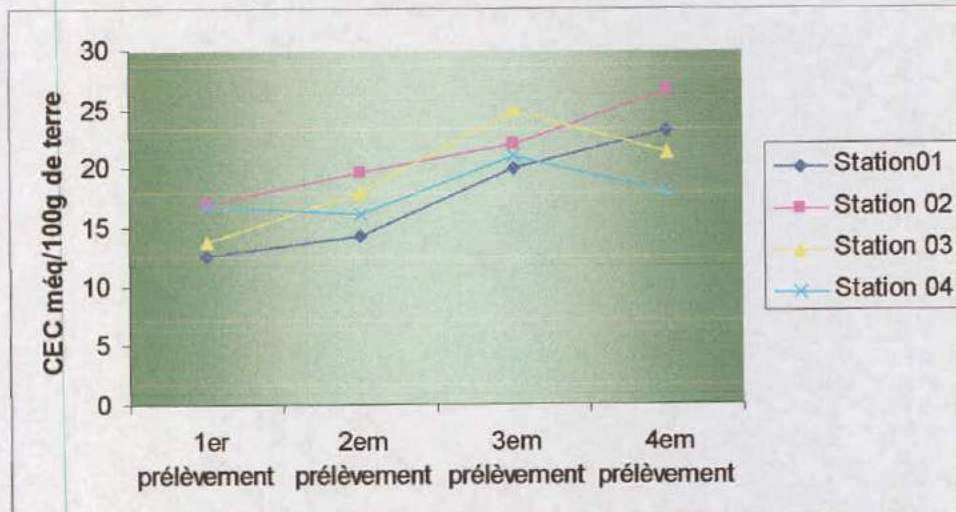


Figure 64 : Distribution spatiotemporelle de la CEC dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (Février -décembre 2007).

II-6) Le 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 cuvette du barrage durant le mois de septembre tandis que la plus faible valeur (95 ppm) est celle observée dans l'estuaire de Oued Endja durant le mois de juin (tableau 33). D'une manière générale les teneurs de phosphore dans les sédiments sont plus ou moins homogènes d'une station à l'autre (Figure 65) et plus ou moins hétérogènes d'un prélèvement à l'autre (Figure 66). Ce qui est vérifié par l'analyse de la variance qui a montré l'absence d'effet station [(F = 1.29, p< 0.32) (table 39 annexe)] et la présence d'effet prélèvement [(F =5.17, p<0.01) (table 40 annexe)].

Tableau 33 : Distribution spatiotemporelle des teneurs de phosphore total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février 2007-décembre 2007).

| Phosphore total (ppm) | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 103,2 | 127,24 | 137,5 | 215,3 |
| 13/06/2007 | 135 | 142,5 | 95 | 239,75 |
| 19/09/2007 | 256,1 | 266,35 | 214 | 305,32 |
| 12/12/2007 | 225,25 | 178 | 152,33 | 170 |
| moyenne | 179,88 | 178,52 | 149,71 | 232,59 |
| max | 256,1 | 266,35 | 214 | 305,32 |
| min | 103,2 | 142,5 | 95 | 170 |
| écartype | 72,48 | 62,29 | 49,27 | 56,44 |

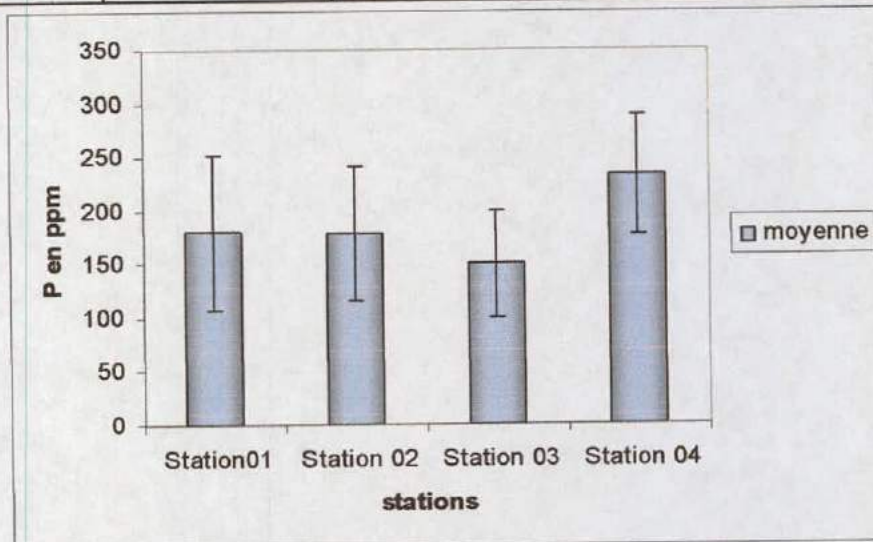


Figure 65: Distribution spatiale du Phosphore total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (Février –décembre 2007).

L'observation de la Figure 65 montre que la station 04 présente des teneurs de phosphore élevées par rapport aux autres stations.

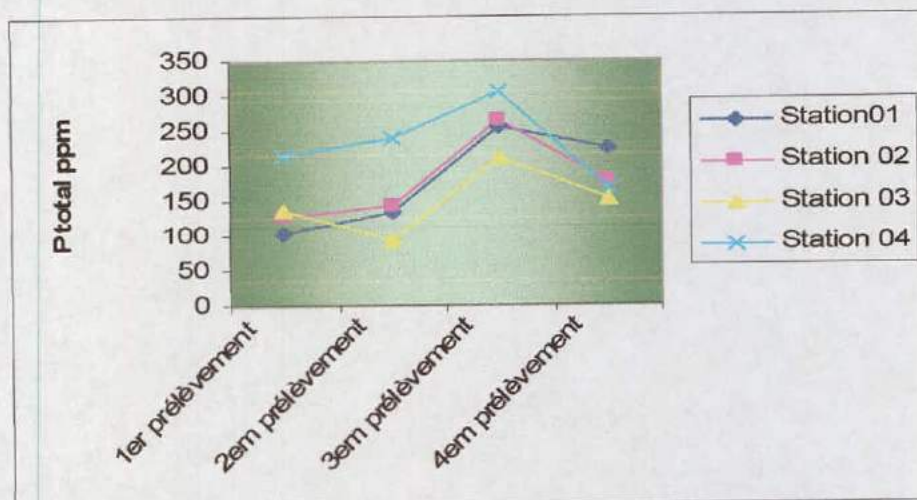


Figure 66 : Distribution spatiotemporelle du phosphore total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

L'observation de la Figure 66 permet de constater que les teneurs en phosphore présentent un pic au mois de septembre.

II-7) Les métaux lourds :

II-7-1) Cadmium (ppm) :

a) Fraction biodisponible :

Les sédiments du barrage de Beni Haroun présentent des teneurs en cadmium biodisponible, relativement élevées, et plus ou moins variables d'une station à l'autre et d'un prélèvement à l'autre (tableau 34, figures 67 et 68).

Les valeurs extrêmes des teneurs de Cd biodisponible relevées dans les sédiments sont 0.245 ppm dans la station 02 durant le mois de septembre, et 4.5 ppm dans la station 04 au mois de décembre.

Tableau 34 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du cadmium biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février- décembre 2007).

| Cadmium biodisponible (ppm) | | | | |
|-----------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvements | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 1,075 | 0,5 | 1,535 | 0,840 |
| 13/06/2007 | 3,210 | 1,015 | 0,690 | 1,180 |
| 19/09/2007 | 0,49 | 0,245 | 0,165 | 0,69 |
| 12/12/2007 | 0,650 | 2,650 | 2,2 | 4,5 |
| moyenne | 1,356 | 1,102 | 1,147 | 1,802 |
| max | 3,21 | 2,65 | 2,2 | 4,5 |
| min | 0,49 | 0,245 | 0,165 | 0,69 |
| écartype | 1,260 | 1,080 | 0,900 | 1,809 |

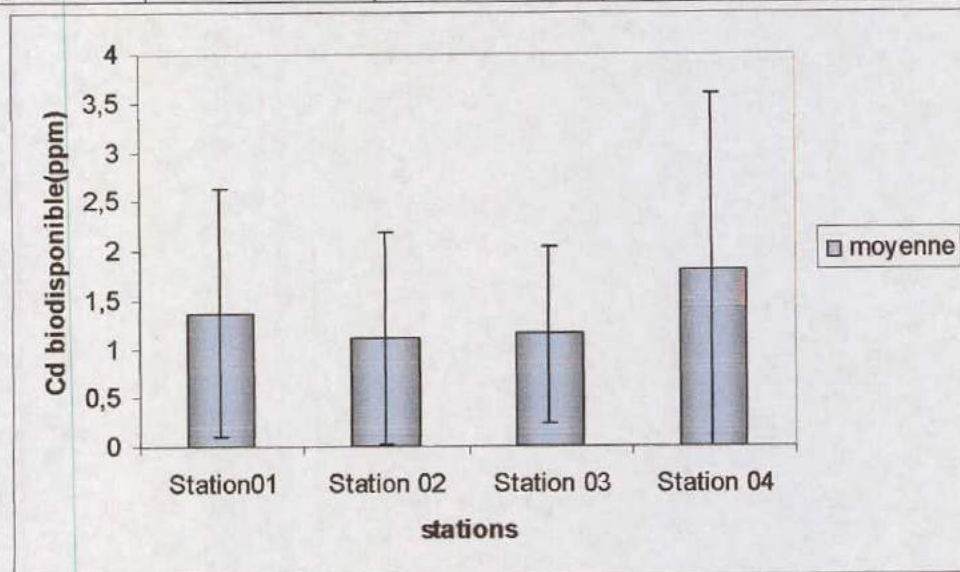


Figure 67 : Distribution spatiale des teneurs de la fraction biodisponible du cadmium dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

L'observation de la Figure 67 et l'analyse de la variance n'indiquent pas une grande différence spatiale [$F = 0.23$, $p < 0.83$] (table 41 annexe)]. Cependant nous avons observé des teneurs en Cd biodisponible légèrement élevées dans la station 04 (1.802 ± 1.8 ppm) et la station 01 (1.356 ± 1.26) par rapport aux autres stations.

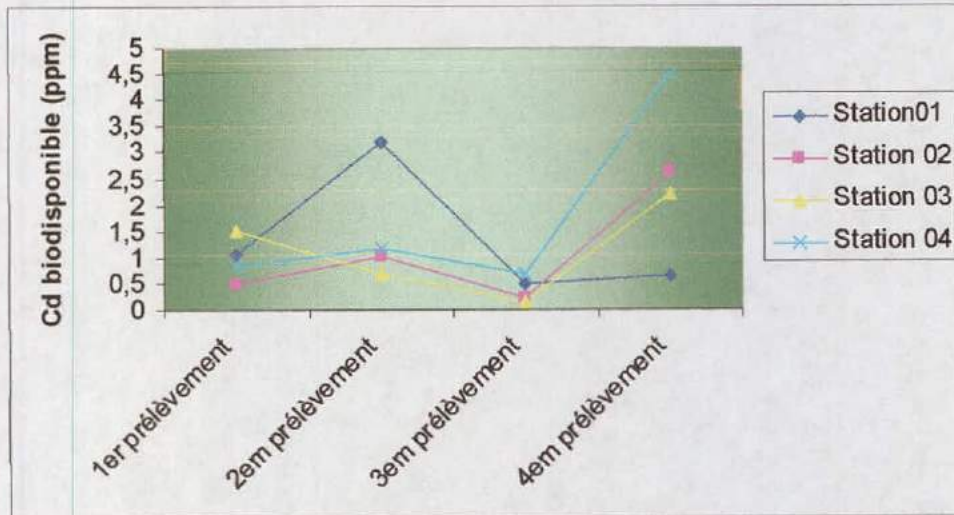


Figure 68 : Evolution spatiotemporelle du cadmium biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

Les teneurs de Cd biodisponible dans les sédiments du barrage Beni Haroun présentent des fluctuations saisonnières importantes [$F = 4.13$, $p < 0.03$] (table 42 annexe)]. Ces teneurs sont fortes en période des crues et faibles en période d'été, sauf la station 01 qui présente des fortes teneurs au mois de juin.

b) Fraction totale :

Les résultats d'analyse du cadmium total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun, montrent qu'ils sont chargés par cet élément, avec des teneurs qui se situent entre un minimum de l'ordre de 0.535 ppm, observé dans la station 02 au mois de février, et un maximum de l'ordre de 6.12 ppm enregistré dans la station 04 durant le mois de décembre (tableau 35).

Tableau 35 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du cadmium total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

| Cadmium total (ppm) | | | | |
|--------------------------|--|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 2,375 | 0,535 | 3,605 | 2,56 |
| 13/06/2007 | 4,27 | 1,25 | 2,03 | 2,25 |
| 19/09/2007 | 1,47 | 0,735 | 0,95 | 1,18 |
| 12/12/2007 | 2,85 | 4,3 | 6,45 | 6,12 |
| moyenne | 2,741 | 1,705 | 3,259 | 3,028 |
| max | 4,27 | 4,3 | 6,45 | 6,12 |
| Min | 1,47 | 0,535 | 0,95 | 1,18 |
| écartype | 1,168 | 1,756 | 2,390 | 2,144 |
| Normes | 0.22 ppm [216] ; 0.8 ppm [217] ; 1.2 ppm [218] | | | |

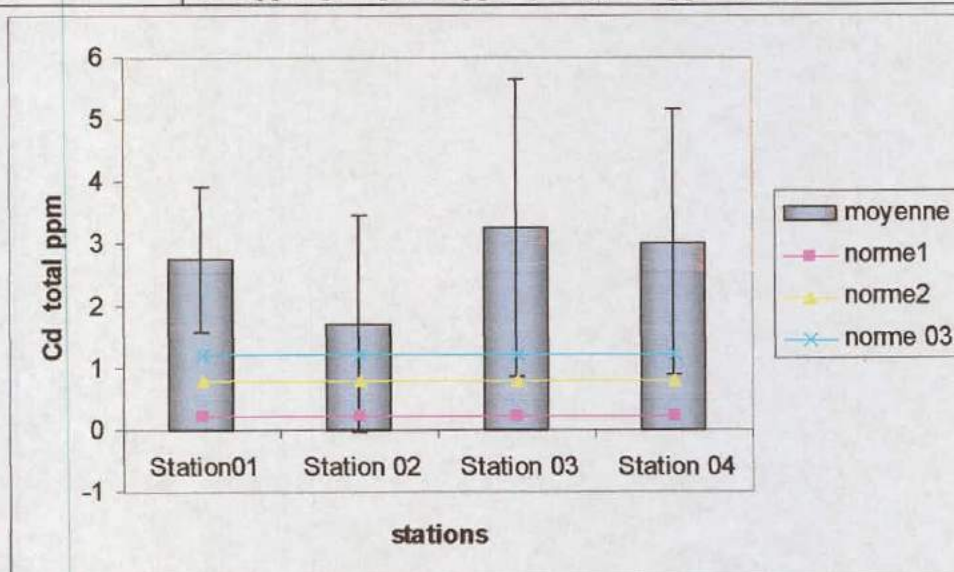


Figure 69 : Distribution spatiale du cadmium total dans les sédiments du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

Les teneurs de cadmium total, varient légèrement d’une station à l’autre [(F =0.62, p <0.61) (table 43 annexe)]. Les stations (St 01, St 03, St 04) présentent des teneurs en Cd total légèrement élevées par rapport à la station 02. Parmi ces trois stations la station 03 présente la teneur en cadmium la plus élevée (figure 69).

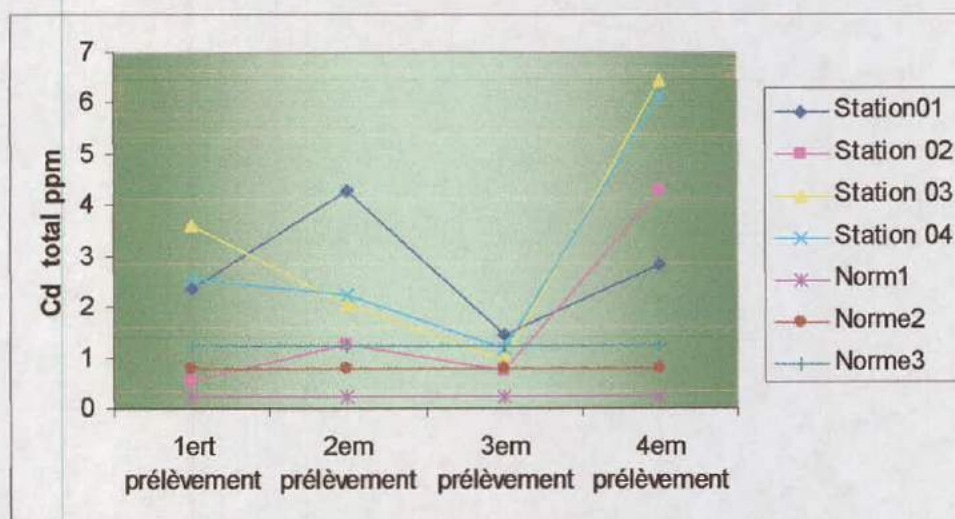


Figure 70 : Evolution spatiotemporelle du cadmium total dans les sédiments du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

D'une manière générale les teneurs en Cd total dans les sédiments présentent des fluctuations saisonnières importantes [(F =6.73, p<0.0006), table 44 annexe]. Les sédiments présentent des teneurs en cadmium élevées dans la période des hautes eaux par rapport à la période des basses eaux, sauf la station 01 qui présente des fortes teneurs au mois de juin.

II-7-2) Chrome (ppm) :

a) Fraction biodisponible :

Les sédiments du barrage Beni Haroun présentent des teneurs en chrome biodisponible, légèrement faibles, plus ou moins homogènes d'une station à l'autre, et plus ou moins hétérogènes d'un prélèvement à l'autre (tableau36).

Les valeurs extrêmes sont 0.94 ppm dans la station 04 durant le mois de juin, et 10.75 ppm, dans la station 01 la station 02 au mois de décembre.

Tableau 36 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du chrome biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

| Chrome biodisponible (ppm) | | | | |
|----------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 11,3 | 6,12 | 4,7 | 8,05 |
| 13/06/2007 | 2,852 | 1,53 | 4,65 | 0,94 |
| 19/09/2007 | 2,825 | 3,07 | 2,35 | 3,675 |
| 12/12/2007 | 10,75 | 10,75 | 4,85 | 4,3 |
| moyenne | 6,935 | 5,367 | 4.137 | 4,241 |
| max | 10,75 | 10,75 | 4.85 | 8.05 |
| min | 2.82 | 1.53 | 2.35 | 0.94 |
| Ecartype | 4,064 | 1,1947 | 2,928 | 4,064 |

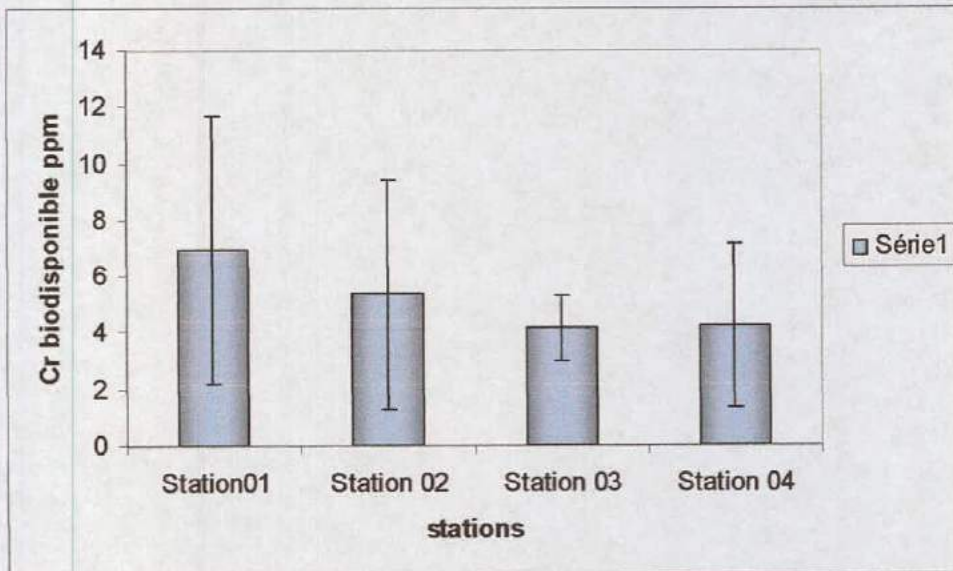


Figure 71 : Distribution spatiale du chrome biodisponible dans les sédiments du barrage Beni Haroun (février –décembre 2007).

L'analyse de la variance montre une faible Variabilité spatiale [(F =0.55, p < 0.65) (table 45 annexe)] des teneurs de chrome biodisponibles, mais nous en observons des teneurs élevées dans la station 01, et la station 02.

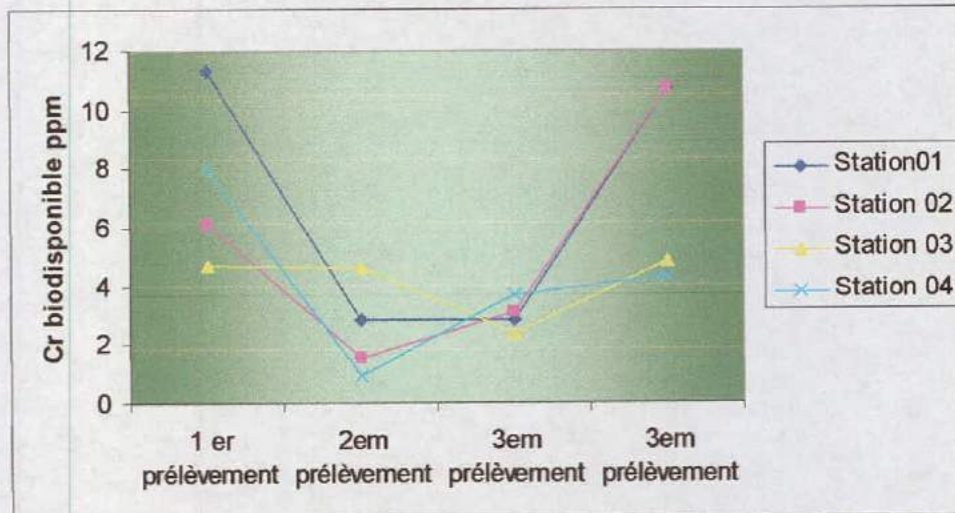


Figure 72 : Evolution spatiotemporelle du chrome biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

Les teneurs en chrome biodisponible présentent des fluctuations temporelles importantes, ce qui est bien vérifié par l'analyse de la variance qui présente un effet compagne de prélèvement [(F =5.30, p < 0.01) (table 46 annexe)]. D'une manière générale, les teneurs en Cr biodisponible enregistrées dans la période des crues sont supérieures à celles observées dans la période des basses eaux (figure 72).

b) Fraction totale :

Les teneurs du chrome total mesurées aux différentes stations, durant les différents prélèvements, s'échelonnent entre 15.065 ppm et 44.72 ppm (tableau 37). La valeur minimale a été enregistrée dans la station 01 durant le mois de juin et la station 02 durant le mois de septembre. La valeur maximale a été relevée dans la station 02 durant le mois de février.

Tableau 37: Evolution spatiotemporelle des teneurs du chrome total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

| Chrome total (ppm). | | | | |
|--------------------------|---|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 34,385 | 41,895 | 17,064 | 27,54 |
| 13/06/2007 | 15,065 | 25,89 | 30,06 | 22,95 |
| 19/09/2007 | 43,8 | 15,065 | 29,65 | 44,72 |
| 12/12/2007 | 17,1 | 40,1 | 20,7 | 17,6 |
| moyenne | 27,588 | 30,737 | 24,368 | 28,202 |
| max | 34,385 | 41,895 | 30,6 | 44,72 |
| min | 15,065 | 15,065 | 17,064 | 17,6 |
| écartype | 13,854 | 12,665 | 6,509 | 11,737 |
| Normes | 90 ppm [216] ; 100 ppm [217] ; 81 ppm [218] | | | |

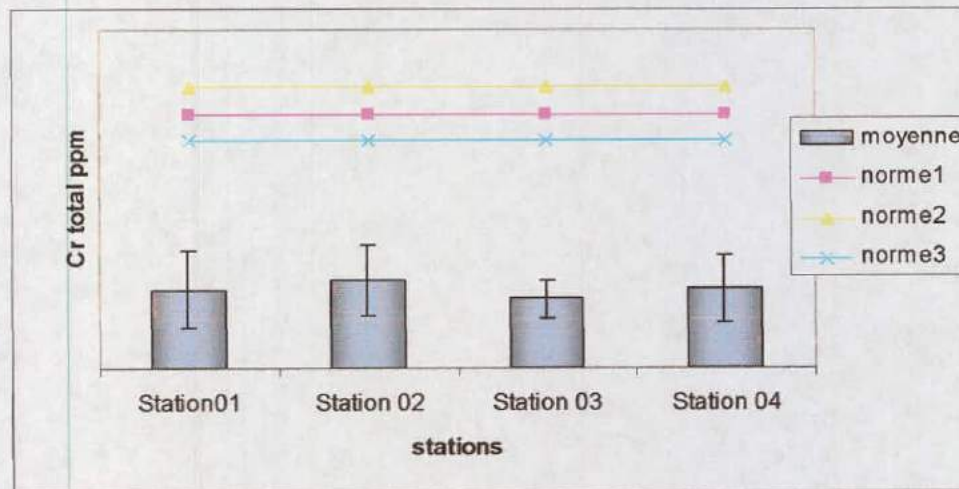


Figure 73 : Distribution spatiale du chrome total dans les sédiments du barrage Beni Haroun (Février –décembre 2007).

L'observation de la Figure 73 et l'analyse de la variance n'indiquent pas des différences importantes [(F =0.2, p<0.8) (table 47 annexe)]. Néanmoins, nous avons observé des teneurs légèrement élevées dans la station 02 (figure 73).

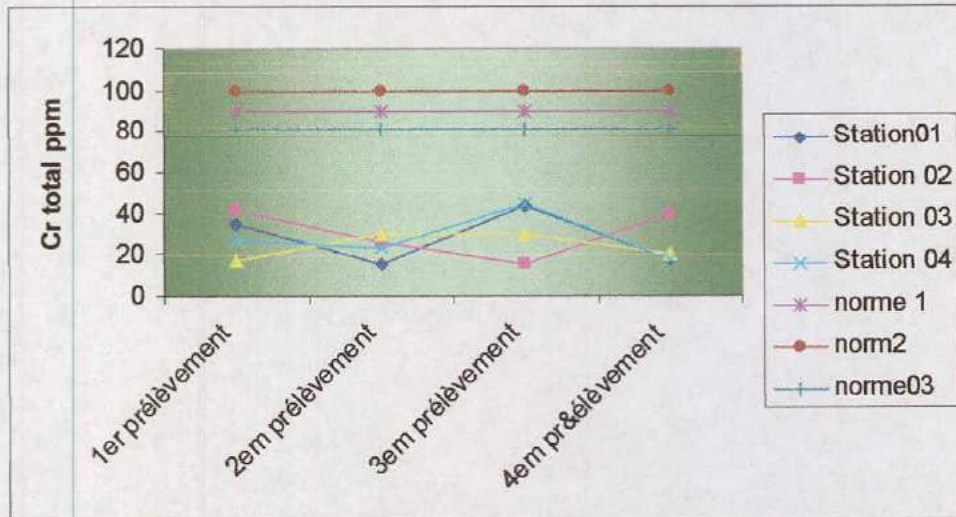


Figure 74 : Evolution spatiotemporelle du chrome total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007)

II-7-3) Le cuivre (ppm)

a) Fraction biodisponible :

Les teneurs en cuivre biodisponible obtenues dans les sédiments sont généralement faibles. Ces teneurs varient entre une valeur maximale de l'ordre de 9.815 ppm enregistrée dans la station 01 durant le mois de février, et une valeur minimale de l'ordre de 0.35 ppm signalée dans la station 04 durant le mois de décembre (tableau 38).

Tableau 38 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de cuivre biodisponibles dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007)

| Cuivre biodisponible (ppm) | | | | |
|----------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 9,815 | 1,765 | 1,261 | 3,63 |
| 13/06/2007 | 4,22 | 1,865 | 1,49 | 1,67 |
| 19/09/2007 | 0,98 | 0,98 | 0,64 | 1,42 |
| 12/12/2007 | 1 | 1,9 | 1 | 0,35 |
| moyenne | 4,003 | 1,627 | 1,097 | 1,767 |
| max | 9,815 | 1,865 | 1,49 | 3,63 |
| min | 0,98 | 0,98 | 0,64 | 0.35 |
| écartype | 4,162 | 0,435 | 0,3649 | 1,367 |

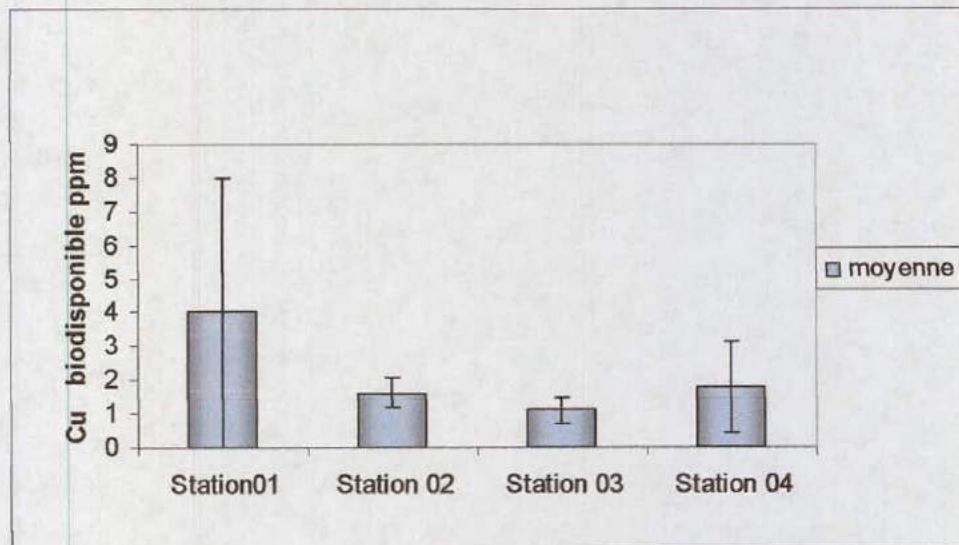


Figure 75 : Distribution spatiale des teneurs en cuivre biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

L'analyse de la variance montre que les différences entre les stations sont généralement faibles [(F = 1.35, p < 0.30) (table 49 annexe)]. Cependant, nous avons observé des teneurs en Cu biodisponible élevées au niveau de la station 01 (Figure 75).

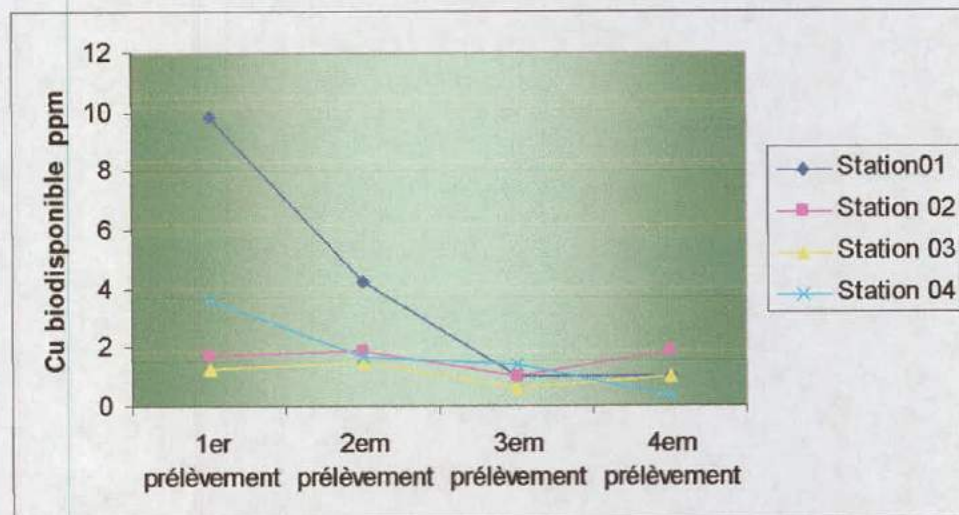


Figure 76 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du cuivre biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

L'ANOVA a montré que les teneurs en cuivre biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun, ne varient pas nettement d'une saison à l'autre [(F = 1.93, p < 0.17) (table 50 annexe)], mais nous avons enregistré un pic au mois de février (Figure 76).

b) Cuivre total :

L'examen du tableau 39 permet de constater que les teneurs en cuivre total dans les sédiments du barrage Beni Haroun sont généralement faibles et plus ou moins variables d'un prélèvement à l'autre et d'une station à l'autre (Figures 77 et 78). Les valeurs extrêmes sont 9.7 ppm dans la station 03 durant le mois de décembre, et 58,28 ppm dans la station 04 au mois de février.

Tableau 39 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de cuivre total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

| Cuivre total (ppm) | | | | |
|--------------------------|--|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 32,495 | 22,68 | 48,99 | 58,285 |
| 13/06/2007 | 22,09 | 14,5 | 22,36 | 21,01 |
| 19/09/2007 | 22,68 | 10,94 | 17,08 | 25,023 |
| 12/12/2007 | 12,55 | 16,45 | 9,7 | 12,51 |
| moyenne | 22,453 | 16,142 | 24,532 | 29,207 |
| max | 32,495 | 22,68 | 48,99 | 58,285 |
| min | 12,55 | 10,94 | 9,7 | 12,51 |
| écartype | 8,146 | 4,919 | 17,111 | 20,0744 |
| Normes | 39 ppm [216] ; 36 ppm [217] ; 34 ppm [218] | | | |

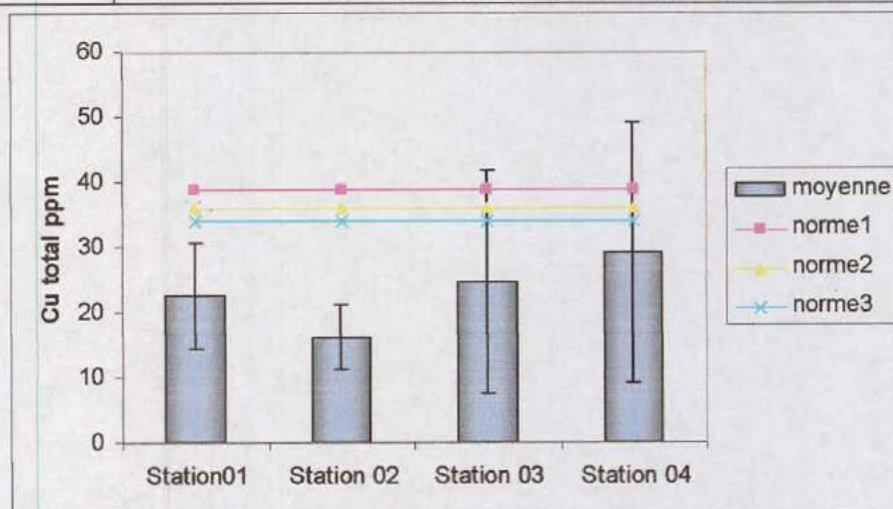


Figure 77 : Distribution spatiale des teneurs en cuivre total dans les sédiment du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

L'analyse de la variance révèle l'absence d'effet station [(F = 0.59, p < 0.62) (table 50 annexe)]. Néanmoins nous avons enregistré des teneurs légèrement élevées dans les stations 03, et 04 (figure 77).

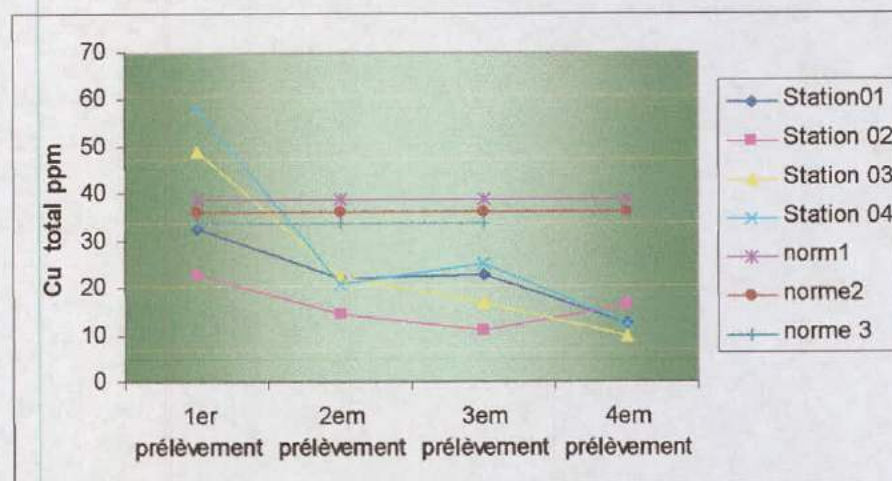


Figure 78 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du cuivre total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

Dans les sédiments du barrage de Beni Haroun les teneurs en cuivre total varient nettement d'une saison à l'autre [(F =7.38, p<0.0004) (table 52 annexe)]. D'une manière générale le cuivre total présente des teneurs élevées dans le mois de février par rapport au autres mois (figure 78).

II-7-4) Le manganèse (Mn ppm) :

a) Fraction biodisponible :

Dans les sédiments du barrage de Beni Haroun les concentrations de manganèse biodisponible sont légèrement élevées. Elles s'échelonnent entre une valeur minimale de l'ordre de 51,37 ppm observée au niveau de la station 03 au mois de juin et une valeur maximale de l'ordre de 253,38 ppm relevée au niveau de la station 04 durant le mois de septembre (tableau40).

Tableau 40 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de manganèse biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

| Manganèse biodisponible (ppm). | | | | |
|--------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 285,475 | 83,31 | 134,375 | 176,445 |
| 13/06/2007 | 105,06 | 185,005 | 51,37 | 245,39 |
| 19/09/2007 | 245,516 | 167,35 | 63,22 | 253,38 |
| 12/12/2007 | 207,5 | 149,1 | 75,35 | 153,5 |
| moyenne | 210,888 | 146,191 | 81,078 | 207,178 |
| max | 285,475 | 185,005 | 134,375 | 176,445 |
| min | 205,06 | 83,31 | 51,37 | 253,38 |
| écartype | 77,402 | 44,409 | 36,854 | 49,734 |

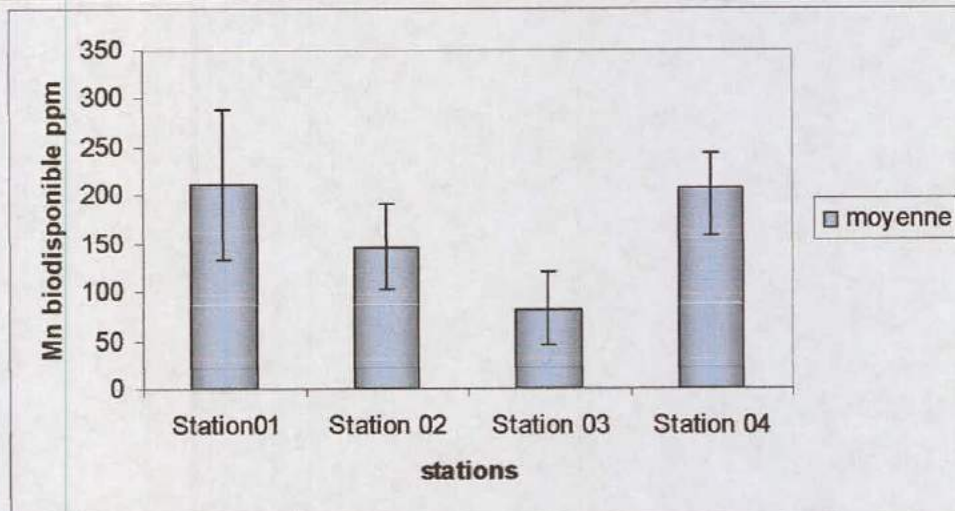


Figure 79 : Distribution spatiale des teneurs en manganèse biodisponible dans les sédiment du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

L'observation de la Figure 79 montre que les concentrations moyennes de manganèse biodisponible varient nettement d'une station à l'autre. Ceci est bien démontré par l'analyse de la variance qui illustre bien cette variation [(F = 5.07, p<0.01) (table 53 annexe)].

D'une manière générale les teneurs en manganèse biodisponible augmentent de l'amont vers l'aval.

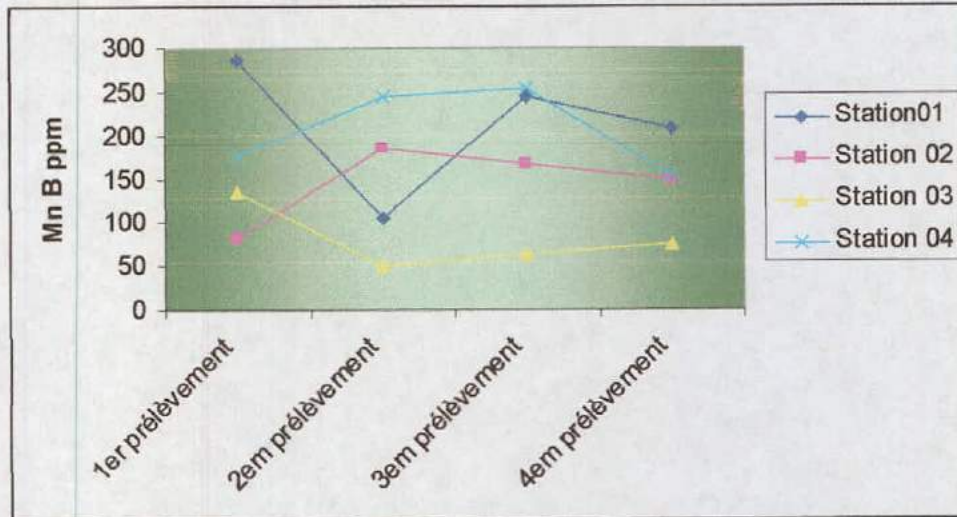


Figure 80 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de manganèse biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

L'observation de la Figure 80 et l'analyse de la variance montrent que les variations temporelles des teneurs en Mn biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun sont faibles [(F = 0.19, p < 0.89) (table 54 annexe)].

b) Fraction totale :

Dans les sédiments du barrage de Beni Haroun, les concentrations de manganèse total varient entre une valeur minimale de l'ordre de 180.1 ppm, observée dans la station 04 au mois de décembre, et une valeur maximale de l'ordre de 432.115 ppm enregistrée au niveau de la station 01 durant le mois de février (tableau 41).

Tableau 41 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de manganèse total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

| Manganèse total (ppm) | | | | |
|--------------------------|---------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 432,115 | 323,065 | 255,48 | 410,21 |
| 13/06/2007 | 230,835 | 314,65 | 359,01 | 371,71 |
| 19/09/2007 | 312,52 | 249,8 | 348,295 | 339,395 |
| 12/12/2007 | 271 | 324,25 | 244,35 | 180,1 |
| moyenne | 311,617 | 302,941 | 301,783 | 325,353 |
| max | 432,115 | 324,25 | 359,01 | 410,21 |
| min | 230,835 | 249,8 | 244,35 | 180,1 |
| écartype | 86,979 | 35,684 | 60,224 | 101,069 |
| Norme | 850 ppm [216] | | | |

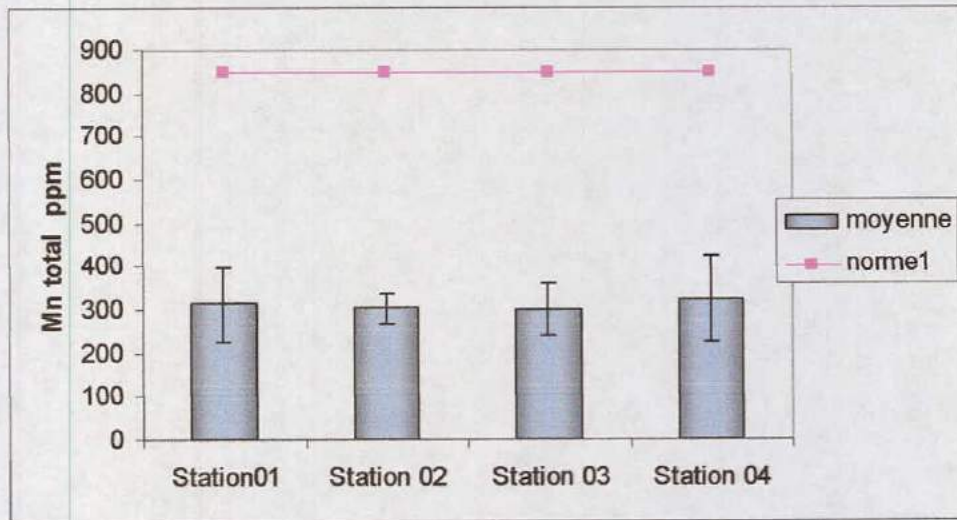


Figure 81 : Distribution spatiale des teneurs en manganèse total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

L'analyse de la variance a montré que les concentrations du manganèse ne varient pas significativement d'une station à l'autre [(F = 0.83, p < 0.96) (table 55 annexe)]. Mais nous avons observé une légère élévation des teneurs en Mn dans la station 04 (figure 81).

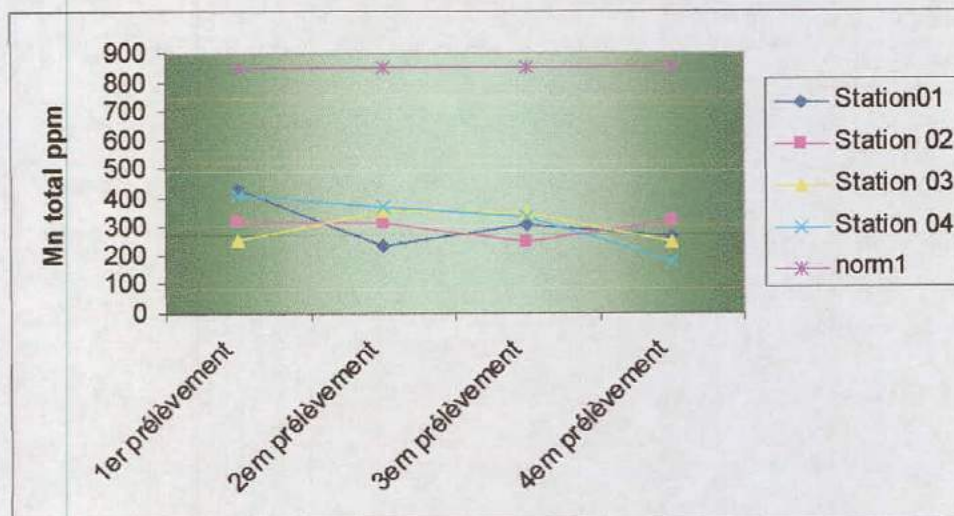


Figure 82 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du manganèse Total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

L'observation de la Figure 82 ainsi que l'analyse de la variance [(F =1.69 p<0.22) (table 56 annexe)] permettent de constater que les teneurs de manganèse total présentent une faible variation temporelle.

II-7-5) Le plomb :

a) Fraction biodisponible :

L'examen du tableau 42 montre que les teneurs en plomb biodisponible sont généralement faibles. Ces teneurs varient entre une valeur minimale de l'ordre de 1.34 ppm, enregistrée au niveau de la

station 03 dans le mois de septembre, et une valeur maximale de l'ordre de 27.97 ppm observée dans la station 04 durant le mois de février.

Tableau 42 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de plomb biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

| Plomb biodisponible (ppm) | | | | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 10,45 | 3,13 | 21,96 | 27,97 |
| 13/06/2007 | 2,68 | 4,47 | 4,47 | 1,79 |
| 19/09/2007 | 4,02 | 10,25 | 1,34 | 5,365 |
| 12/12/2007 | 11,45 | 27,05 | 23 | 20,15 |
| moyenne | 7,15 | 11,225 | 12,692 | 13,818 |
| max | 11,45 | 27,05 | 23 | 27,97 |
| min | 2,86 | 4,47 | 1,34 | 5,365 |
| écartype | 4,441 | 10,993 | 11,381 | 12,335 |

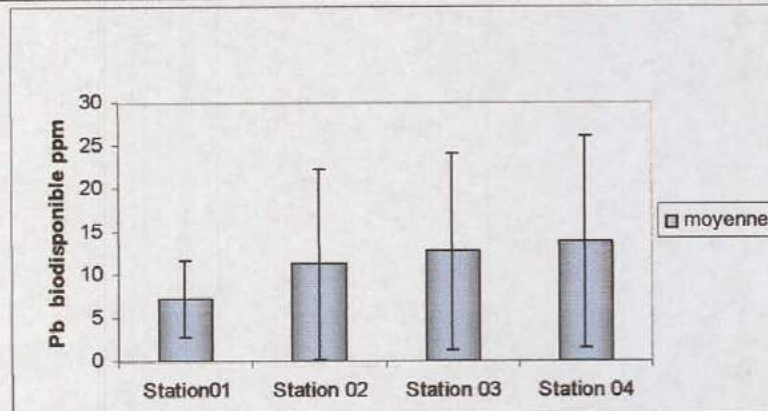


Figure 83 : Distribution spatiale des teneurs en plomb biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

Dans les sédiments du Barrage de Beni Haroun les concentrations en plomb biodisponible présentent une faible variation spatiale (Figure 83). Ceci était bien vérifié par l'analyse de la variance qui montre l'absence d'effet station [(F = 0.53, p < 0.66) (table 57 annexe)]. Cependant, nous avons observé une diminution de plomb biodisponible au niveau de la station 01.

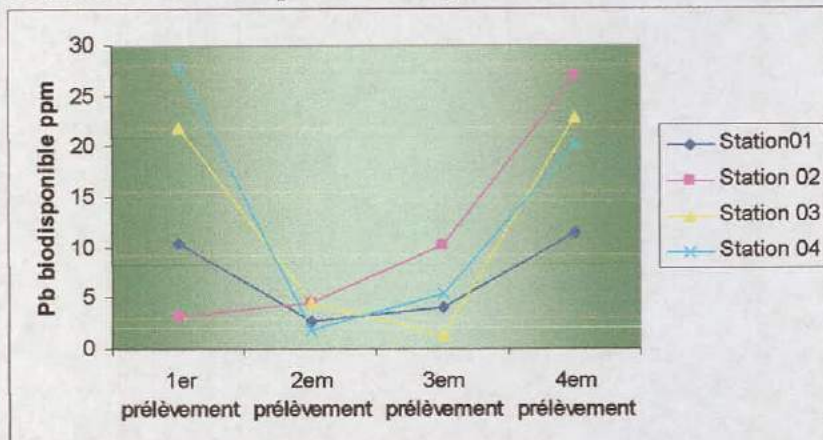


Figure 84 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du plomb biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

L'observation de la Figure 84, et l'analyse de la variance [(F =4.22, p<0.02) (table 58 annexe)] permettent de constater que les teneurs en plomb varient significativement d'une saison à l'autre. Ces teneurs sont fortes pendant la période des crues et faibles dans la période d'étiage.

b) La fraction totale :

Les résultats obtenus dans les quatre stations durant les quatre prélèvements montrent que les concentration du plomb total dans les sédiments sont généralement élevées. Ces teneurs varient entre une valeur minimale de l'ordre de 8.55 ppm enregistrée au niveau de la station 02 durant le mois de février, et une valeur maximale de l'ordre de 85.5 ppm observée au niveau de la station 03 au mois de décembre (tableau 43).

Tableau 43 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de plomb total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
|--------------------------|------------|------------|------------|------------|
| 14/02/2007 | 13,445 | 8,55 | 28,23 | 37,65 |
| 13/06/2007 | 28,605 | 9,835 | 21,445 | 33,96 |
| 19/09/2007 | 12,645 | 10,25 | 12,65 | 15,785 |
| 12/12/2007 | 85,25 | 74,9 | 85,5 | 76 |
| moyenne | 34,986 | 25,883 | 36,956 | 40,848 |
| max | 85,25 | 74,9 | 85,5 | 76 |
| min | 13,445 | 8,55 | 12,65 | 15,785 |
| écartype | 34,304 | 32,685 | 32,985 | 25,308 |
| Norme | 35 [216] | | | |

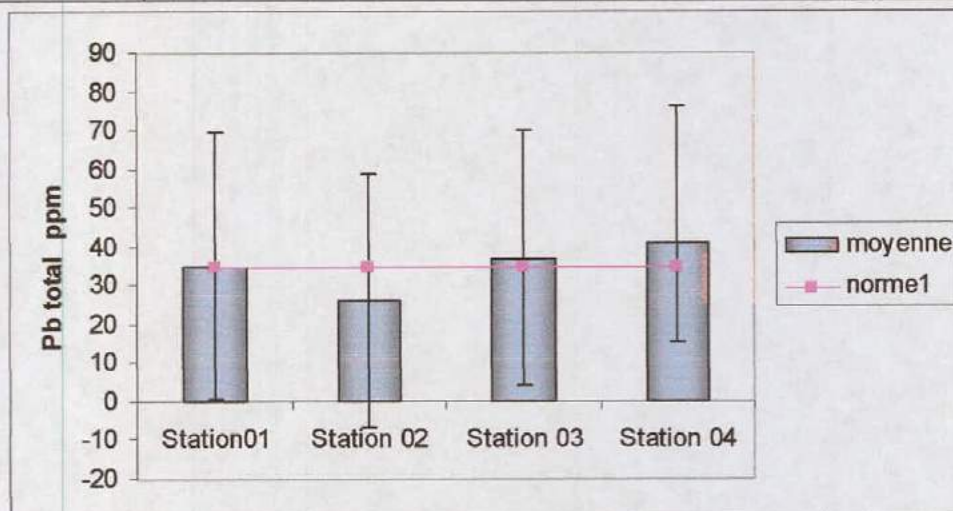


Figure 85 : Evolution spatiale des teneurs du plomb total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

Dans les sédiments du barrage de Beni Haroun les teneurs en plomb total présentent une faible variation spatiale [(F = 0.32, p < 0.8) (tab 59 annexe)]. Cependant nous avons observé des faibles teneurs dans la station 02 par rapport aux autres stations (Figure 85).

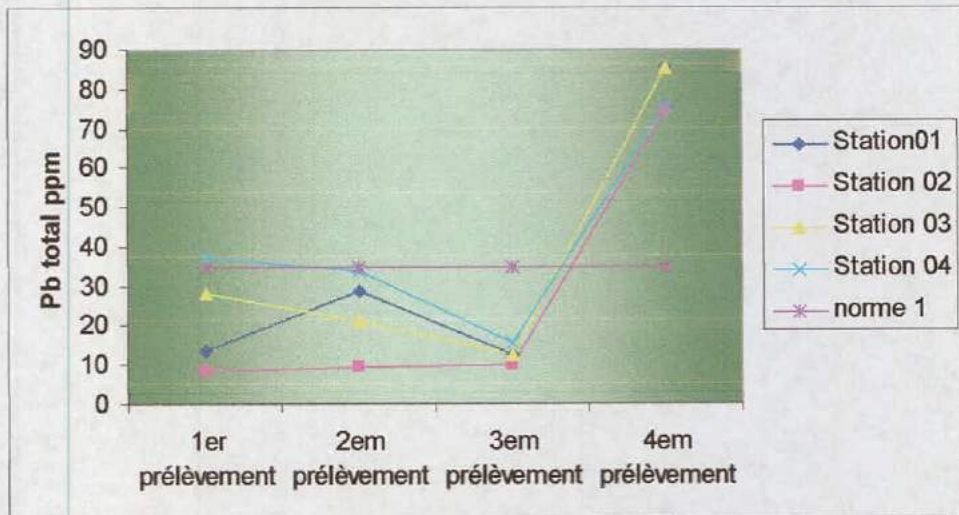


Figure 86 : Evolution spatiotemporelle des teneurs du plomb total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

Selon la Figure 86, les teneurs en plomb total mesurées dans les sédiments du Barrage de Beni Haroun présentent des fluctuations temporelles importantes [(F =5 .89, p<0.01) (table 60 annexe)]. Ces teneurs présentent un pic au mois de décembre.

II-7-6) Le zinc (ppm) :

a) Fraction biodisponible :

Les résultats obtenus au niveau des quatre stations durant les quatre prélèvements nous permettent de constater que la valeur la plus basse de zinc biodisponible est signalée dans la station 02 durant le mois de juin. Elle était de l'ordre de 10 ppm, alors que celle la plus élevée était de l'ordre de 456 ppm enregistrée dans la station 01 au mois de septembre (tableau 44).

Tableau 44 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de zinc biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

| Zinc biodisponible ppm | | | | |
|--------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 182,6 | 94,28 | 41,12 | 115,35 |
| 13/06/2007 | 94,3 | 10 | 30,5 | 18,15 |
| 19/09/2007 | 456 | 27 | 13,135 | 33,7 |
| 12/12/2007 | 141,5 | 30,9 | 48,15 | 35,1 |
| moyenne | 218,6 | 40,54 | 33,226 | 50,575 |
| max | 456 | 94,28 | 48,15 | 115,35 |
| min | 94,3 | 10 | 13,135 | 18,15 |
| écartype | 162,326 | 36,954 | 15,233 | 43,861 |

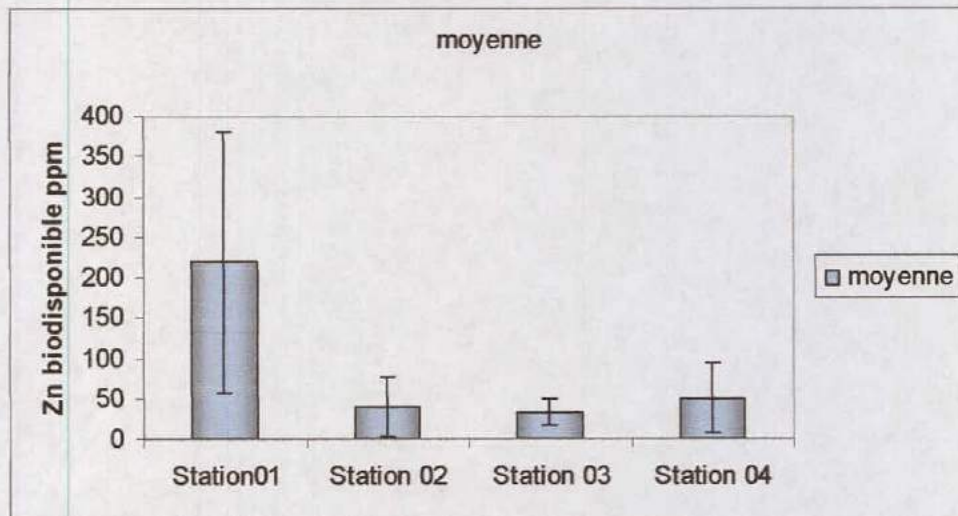


Figure 87 : Distribution spatiale des teneurs en zinc biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

L'analyse de la variance a montré que les teneurs en zinc biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun varient significativement d'une station à l'autre [(F = 4.22, p < 0.02) (table 61 annexe)]. D'une manière générale, les teneurs de zinc biodisponible présentent un pic au niveau de la station 01.

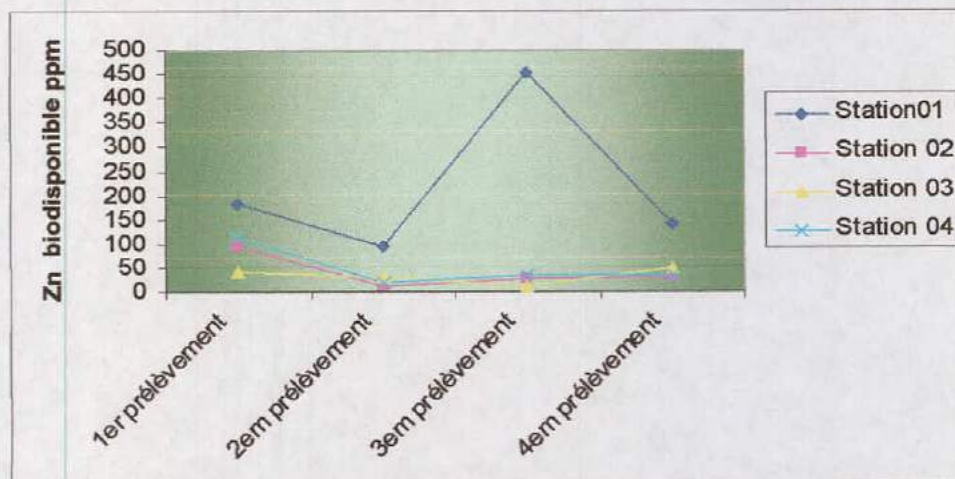


Figure 88 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de zinc biodisponible dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

Dans les sédiments du barrage de Beni Haroun, les teneurs en zinc biodisponible présentent de faibles fluctuations temporelles [(F =0.53, p<0.63) (table 62 annexe)]. Cependant, nous avons observé des teneurs élevées en zinc biodisponible dans la station 01 au mois de juin.

b) Fraction totale :

Les concentrations de zinc dans les sédiments du barrage de Beni Haroun 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 l'ordre de 141.7 ppm signalé

dans la station 04 durant le mois de décembre, et un maximum de l'ordre de 508 ppm relevé en aval du barrage durant le mois de septembre. (Tableau 45).

Tableau 45 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de zinc total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

| Zinc total (ppm) | | | | |
|--------------------------|---|------------|------------|------------|
| Compagnes de prélèvement | Station 01 | Station 02 | Station 03 | Station 04 |
| 14/02/2007 | 349,05 | 323,145 | 167,715 | 413,25 |
| 13/06/2007 | 356 | 217,93 | 224 | 254,1 |
| 19/09/2007 | 508 | 223 | 228,71 | 287,28 |
| 12/12/2007 | 443 | 454,35 | 198,5 | 141,7 |
| moyenne | 414,01 | 304,60 | 204,73 | 274,08 |
| max | 508 | 454 | 228,71 | 413,25 |
| min | 356 | 217,93 | 167,71 | 141,7 |
| écartype | 75,85 | 110,96 | 28,0289 | 111,75 |
| Normes | 120 ppm [216] ; 140 ppm [217] ; 150 ppm [218] | | | |

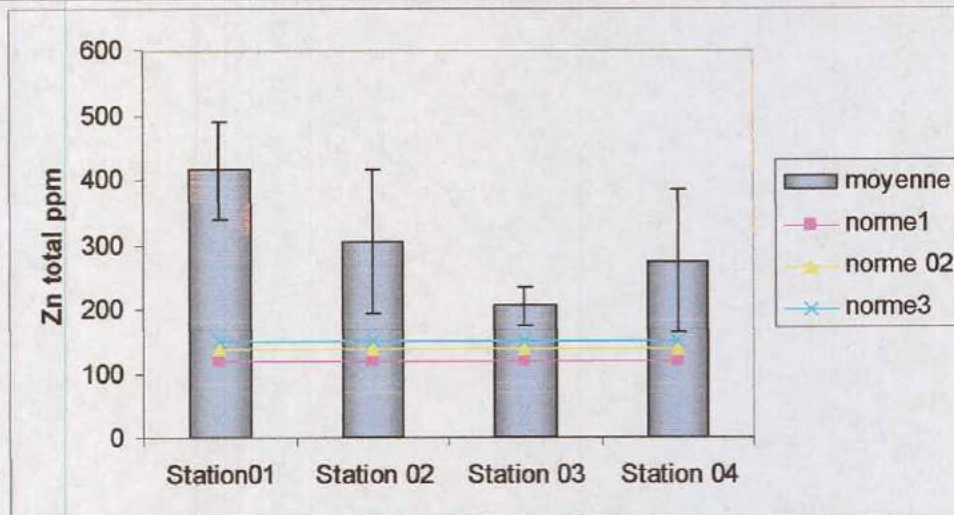


Figure 89 : Distribution spatiale des teneurs en zinc total dans les sédiment du barrage de Beni Haroun (février – décembre 2007).

Les teneurs en zinc total mesurées dans les sédiments du barrage de Beni Haroun présentent des fluctuations spatiales importantes [(F = 3.87, p < 0.03) (table 63 annexe)].

D'une manière générale ces teneurs augmentent de l'amont vers l'aval avec un maximum dans la station 01 en aval du barrage (Figure 89).

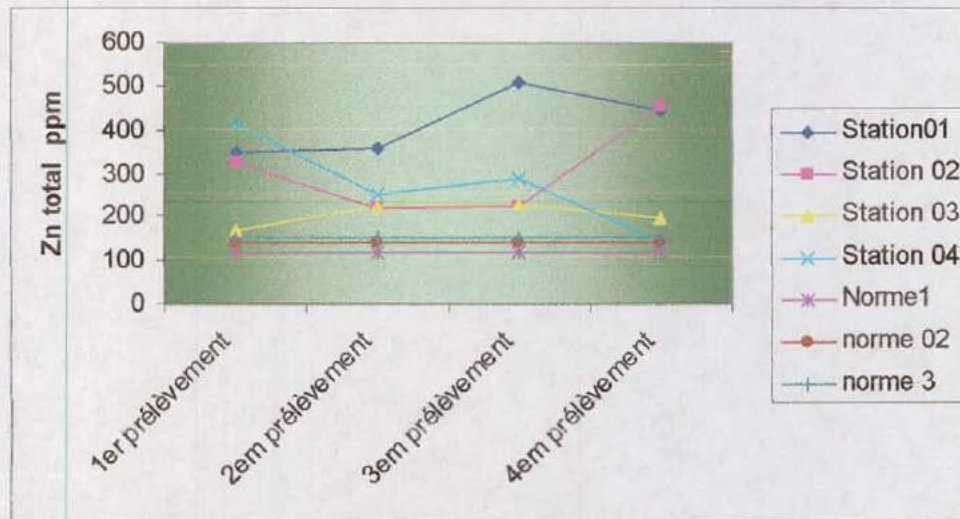


Figure 84 : Evolution spatiotemporelle des teneurs de zinc total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun (février –décembre 2007).

La répartition des teneurs de zinc entre les différents prélèvements se caractérise par une faible variation [(F = 0.15, p < 0.92) (table 64 annexe)], mais nous avons remarqué une légère augmentation dans la période des crues dans les station 02 et 04 et dans la période d'étiage dans la station 01 (figure 90).

Discussion

DISCUSSION :

I) Eau :

I-1) La température :

La température de l'eau est un paramètre important pour la vie aquatique en rivière. En fait la majorité des paramètres physicochimiques et biochimiques sont dépendants de la température [219].

Un réchauffement entraîne l'apparition des algues flottantes et des organismes aquatiques indésirables [220]. Il peut également provoquer une absorption des métaux lourds par les plantes [221].

L'élévation de la température s'accompagne toujours d'une modification de 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. 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 [222].

La température de l'eau varie en fonction de la température extérieure (l'air), des saisons, de la nature géologique et de la profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sol [223].

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les températures moyennes de l'eau sont dans la limite sure des normes de l'OMS (25°C).

La différence de température constatée entre la station 01 et les autres stations peut trouver une explication dans la situation géographique de chacune d'elle ; la station 01 qui se trouve en aval du barrage à un niveau bas par rapport aux autres stations ; et par conséquent elle est moins exposées au soleil par rapport aux autres stations qui se trouvent en amont du barrage.

Pour l'ensemble des stations la température est dépendante de la température atmosphérique. Elle est faible durant la période des crues, et élevée dans la période d'étiage, cette élévation s'accompagne d'une prolifération des algues, en effet lors de notre deuxième campagne de prélèvement (13 juin 2007) nous avons remarqué ce phénomène (prolifération des algues) dans toutes les stations, puisque c'est la partie la plus active de leur cycle de vie grâce à la température et le taux élevé du phosphore (tableau, 19 figure 38).

I-2) Le pH :

Le pH influence la plupart des processus chimiques et biologiques des écosystèmes aquatiques.

C'est un facteur limitant : si le pH est inférieure à 4,5 ou supérieur à 10 il devient toxique pour les organismes vivants [222].

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 de Beni Haroun, les résultats de notre étude ont montré que les valeurs moyennes se trouvent dans l'intervalle de la norme de potabilité (6.5-9.5).

D'une manière générale le pH moyenne des eaux du barrage de Beni Haroun 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 (géologie de la zone d'étude).

Le pH peut être aussi influencé par d'autres facteurs tel que les conditions climatiques. Ainsi la température élevée conduit indirectement au déplacement de l'équilibre calcaire-carbonique vers la formation des carbonates sous l'effet de la photosynthèse qui provoque une élévation de pH [210], ce qui expliquerait les valeurs de pH obtenues durant la période d'été (juin et septembre). Ceci est bien vérifié par la forte corrélation qui existe entre les deux paramètres (T et pH) [(r = 0.89) (table 65 annexe)]

Les eaux du barrage en amont sont légèrement plus basiques qu'en aval ce qui est dû à la masse polluante ramenée par les deux Oueds (Rhumel et Endja), entraînant une élévation du pH liée à la dégradation de la matière organique.

I-3) La 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 Beni Haroun sont très riches en éléments dissous [210]. Cet enrichissement est attribué à la nature géologique du bassin drainé. Ainsi le bassin versant du barrage est formé essentiellement par les roches calcaires et sédimentaires qui sont plus sensibles à l'altération chimique et en conséquence la mise en solution des minéraux consécutifs de ces terrains [44], aux quelle s'ajoute la minéralisation de la matière organique (issue des rejets urbains évacués par les deux Oueds) qui s'accélère dans les eaux à température élevée, a tendance alcaline en présence d'ions calcium [210].

D'après Rodier [210], la conductivité s'accroît progressivement de l'amont vers l'aval, c'est le cas de 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 de Beni Haroun, la conductivité a tendance d'évoluer avec la saison ; elle est plus élevée dans 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 (juin et septembre) suite à une évaporation de l'eau (la climatologie de la zone d'étude), et une dilution due aux apports pluvieux de la période des crues (Février et septembre).

I-4) L'oxygène dissous :

La présence d'oxygène dissous dans l'eau est par ailleurs indispensable au développement de la vie animale (en particulier pour les poissons) et végétale (la photosynthèse) [221]. Sa concentration est contrôlée par plusieurs processus physiques et biologiques variables dans l'espace et dans le temps tels que la température, la photosynthèse, l'échange avec l'atmosphère, et la charge des eaux en matière organique [44].

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 chose 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.

Pour la station 02, sa faible teneur en oxygène par rapport aux autres stations pourrait être attribué au fait que cette station reçoit les eaux usées urbaines de la ville de Constantine et Mila.

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 de Oued 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 (des faibles teneurs en étiage et des fortes teneur en période des crues) est liée à la variation de la température avec une bonne corrélation négative [($r = -0.97$) (table 65 annexe)], c'est à dire si la température augmente la teneur en oxygène dissous diminue.

I-5) La demande biologique en oxygène (DBO5) :

La DBO5 constitue une mesure de la pollution de l'eau par les matières organiques biodégradables [13].

Selon Rodier, les directives de la commission européenne prévoit pour les eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire, que pour un traitement physique simple et décontamination microbienne simple, la valeur guide doit être inférieure à 3 mg/l d'O₂. Dans des limites raisonnables de plusieurs milligrammes par litre, la DBO5 peut être plutôt favorable à la vie aquatique [223].

Selon le même auteur : il est admis qu'une DBO5 inférieure à 1 mg/l peut être considéré comme normale, entre 1 et 3 comme acceptable au de là de 3 comme douteuse ou anormale.

Pour nos résultats la DBO5 moyenne des eaux en amont et en aval du barrage dépasse largement la valeur guide fixé par l'OMS (3-5 mg/l) (St 01, 8 fois ; St 02, 17 fois ; St 03, 13 fois ; St 04, 16 fois). Ce qui peut être expliqué par, l'accumulation de la matière organique issue de la biomasse noyée en amont du barrage, laquelle s'ajoute la matière organique issue des eaux usées charriée 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 DBO5 de l'amont vers l'aval, ce qui est due à l'accumulation des rejets chargés en matière organique évacuées par les deux Oueds en amont du barrage où le temps de résidence est long.

Pour la station 02, sa forte valeur de DBO5 est liée à la pollution organique qui résulte de divers rejets urbains diffus de la ville de Constantine et Mila.

Pour la station 01 qui se situe en aval du barrage, sa faible DBO5 par rapport aux autres stations est probablement due à l'absence des apports organiques qui sont bloqués par la digue, et au taux d'oxygène dissous plus élevé.

Dans l'ensemble des stations l'évolution temporelle montre qu'il y a une augmentation de la DBO5 durant la période d'étiage (juin- septembre), et une diminution durant la période des crues. Ceci peut être expliqué d'une part par le phénomène de concentration, et d'autre part, par 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) La demande chimique en oxygène (DCO) :

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 certaines composés, tel que le benzène, qui ne sont pas complètement oxydées dans les conditions de l'essais [210].

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 [224].

Pour nos résultats les valeurs de DCO observées, nous permettent de conclure qu'elles dépassent largement la norme qui est fixée à (30 mg/L), de ce fait on peut dire que la charge polluante est très élevée avec la présence des matières non biodégradables car la DCO est supérieure à la DBO5.

Les valeurs les plus élevées qui sont enregistrées dans le barrage sont dues aux rejets diffus de wilaya de Constantine et Mila.

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 périodes des basses eaux suite au phénomène de concentration, et minimale dans la période des hautes eaux qui est due à la dilution suite aux pluies.

I-7) Les ortho phosphates :

Le phosphore est naturellement présent dans les eaux superficielles en faible quantité, il est déterminant de la productivité des écosystèmes aquatiques [13]. 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 [210].

Selon Rodier, 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 [210].

D'une manière générale, les stations situées en amont du barrage de Beni Haroun 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.

Pour la station 01, la faible teneur en phosphates peut être expliquée par l'absence de la charge polluante qui est bloquée par la digue.

L'évolution temporelle montre un pic au mois de juin. Ceci est dû sans doute au phénomène de concentration.

Les faibles teneurs des phosphates enregistrées en période des crues sont dues aux phénomènes de dilution suites aux précipitations enregistrées dans cette période.

Pour le mois de septembre la faible teneur relevée d'où le phénomène de dilution étant absent est peut être expliquée par le stockage du phosphore dans les sédiments (décantation des algues mortes dans le fond).

I-8) Les nitrates :

Les nitrates NO_3^- représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, c'est une forme très soluble.

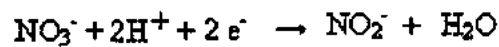
Sa présence dans l'eau est liée à l'utilisation des engrais chimiques [225].

Pour l'ensemble des stations, nos résultats sont loin de dépasser la norme de potabilité (45 mg/l).

La distribution spatiale montre une diminution des concentrations des nitrates de l'amont vers l'aval ce qui peut être expliqué par la situation géographique de chacune d'elle. 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.

L'évolution temporelle montre un pic durant le mois de juin qui est expliqué sans doute par le phénomène de concentration.

Pour le mois de septembre la diminution des teneurs en nitrates enregistrées peut être due à leur réduction en nitrites par les bactéries dénitrifiantes selon l'équation.



Les faibles teneurs relevées durant la période des hautes eaux sont attribuées sans doute au phénomène de dilution.

I-9) Les nitrites :

Les nitrites NO_2^- ou azote nitreux, représentent une forme moins oxygénée et moins stable. C'est un passage entre les nitrates et l'ammonium, c'est une forme toxique.

Selon Potelon [225], les nitrites sont répons 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 tout de même important de signaler que les eaux de contact avec certains terrains peuvent contenir des nitrites indépendants de toute souillure.

Les nitrites proviennent soit de l'oxydation incomplète de l'ammonium, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence des bactéries dénitrifiantes [210].

Dans les eaux du barrage de Beni Haroun, notre étude a montré des teneurs supérieures aux limites internationales, sauf à la première station située en aval du barrage. On a constaté que la valeur de ce paramètre (0.088 ± 0.087 mg/l) est dans les limites des normes (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, et à l'absence de cette charge en aval.

Pour la station 04 qui se situe dans la cuvette du barrage, ses fortes teneurs en nitrites par rapport aux deux autres stations, sont dues au fait qu'elle soit située à la confluence de Oued Rhumel et celui de Oued Endja. Donc elle reçoit la charge polluante industrielle et urbaine de la wilaya de Constantine et celle de la wilaya de Mila qui s'accumulent au niveau de la cuvette du barrage.

L'évolution temporelle, montre que les teneurs en nitrites sont faibles au mois de juin qui sont dues sans doute à 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'augmentation de celle-ci au mois de septembre est attribuée à la réduction de nitrates aux nitrites. En effet les concentrations en nitrites évoluent en sens inverse des concentrations des nitrates.

Pour le mois de décembre les teneurs élevées des nitrites proviennent d'un coté de lessivage des terrains agricoles drainés, et de l'autre coté, des eaux de pluies qui peuvent contenir les nitrites à cause de la pollution atmosphérique (oxyde d'azote) [225].

I-10) Les métaux lourds :

I-10-1) Le 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, huiles de moteurs, piles et dans les produits de stabilité thermique [206].

D'une façon générale les eaux ne contiennent que quelques microgrammes de cadmium par litre [210].

Pour l'ensemble des stations, les teneurs de 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 (voire source de pollution [matériels et méthodes]) [147].

La distribution spatiale montre une augmentation des teneurs de cadmium dans la station 01, et la station 04. Pour cette dernière la teneur élevée en cadmium peut être expliquée par la situation géographique, puisque elle se situe dans la cuvette du barrage où les deux Oueds Rhumel et Endja se rencontrent, et y déversent leurs charges polluantes industrielles et urbaines de la wilaya de Constantine et celle de Mila, aux quelles s'ajoutent les apports issus du lessivage des terrains agricoles et les décharges publiques non contrôlées des deux wilayas.

En ce qui concerne la station 01, l'augmentation de la teneur en cadmium peut être expliquée par l'influence des eaux du barrage sur les eaux cette station (Les eaux de la station 01 issues de drainage, et de la fuite).

L'évolution temporelle montre des teneurs relativement élevées en mois de décembre (dans les stations 01 et 04) ce qui est probablement dû au lessivage des terrains agricoles, et la remise en suspension du cadmium stocké dans les sédiments (le jour de l'échantillonnage pluvieux).

L'élévation des teneurs en cadmium en période d'étiage par rapport au mois de février est 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).

I-10-2) Le chrome :

La plupart des roches et des terrains contiennent de faibles quantités de chrome .A l'état naturel il est hautement insoluble [225]. 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) [210].

Les résultats obtenus pour le chrome dans les eaux de barrage de Beni Haroun 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 (St 02), qui sont probablement liés à charge polluante industrielle et domestique de la ville de Constantine (industries de textiles, tanneries ...etc.) déversée dans cet Oued.

Pour les stations St 03, St 04, et St 01, les faibles teneurs enregistrées par rapport à la station 02 peuvent être expliquées par la diminution de la charge polluante car les unités industrielles sont absentes au niveau de ces stations.

D'un point de vue temporel les teneurs élevées enregistrées en période des crues sont probablement dues au relargage du chrome stocké dans les sédiments, et au lessivage des ordures ménagères et des terres contaminée après fortes précipitations.

La diminution des teneurs de chrome durant la période des basses eaux ou le phénomène de dilution est absent, est probablement due à la complexation par les matières en suspension qui est favorisé par l'augmentation de pH, et à son assimilation par les algues.

I-10-3) Le 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 [226].

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les teneurs de cuivre sont loin de dépasser la norme de potabilité fixées 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 04, ce qui peut être expliqué par la situation géographique de ces deux stations dont elles reçoivent les rejets des eaux usées domestiques et industrielles et les lixivats apportés par Oued Rhumel et celles apportés par Oued Endja.

D'un point de vue temporel, les eaux du barrage de Beni Haroun sont plus chargées en cuivre durant le mois de février par rapport aux autres saisons ce qui peut être attribué d'une part, au lessivage des terrains agricoles traversées, et d'autre part, à la solubilisation des métaux stockés dans les sédiments sous l'effet du pH acides enregistré dans cette période.

Les faibles teneurs de cuivre enregistrées durant les autres saisons sont probablement dues à son adsorption sur les particules en suspension, qui est favorisée par l'élévation du pH.

I-10-4) Le manganèse :

Le manganèse est un élément très répandu dans la nature, les concentrations dans l'écorce terrestre peuvent varier de 500 à 900 mg/kg [210]. Dans les eaux bien aérées, la concentration de cet élément est souvent faible [206].

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les teneurs en manganèse sont toujours supérieures à la norme fixée par l'OMS (0.05 mg/l). La présence du manganèse dans les eaux de barrage de Beni Haroun est liée à la nature lithologique du terrain, en plus un tel résultat peut être attribué aux divers rejets diffus.

Les concentrations élevées observées dans la station 02 sont probablement dues aux rejets diffus de la zone industrielle de Constantine qui sont déversées dans Oued Rhumel.

A la station 04 l'augmentation des concentrations de manganèse par rapport aux autres stations est due à l'accumulation des rejets diffus apportés par les deux Oueds alimentant le barrage (Rhumel et Endja).

Pour la station 01 la diminution de concentration du manganèse dans l'eau peut être due à sa rétention par les sédiments.

L'évolution temporelle montre que les teneurs de manganèse dans l'eau sont légèrement plus élevées dans la période des crues par rapport à la période d'étiage. Ce qui peut être expliqué dans le premier cas, par le lessivage des terrains traversés et de la solubilisation du manganèse sous l'effet de la diminution du pH, et dans le deuxième cas par la rétention par les sédiments qui est favorisée par l'augmentation du pH.

I-10-5) Le 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 [223]. Généralement la concentration dans les eaux de surface non contaminées ne dépasse pas une dizaine de microgrammes par litre.

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, et en plus au lessivage des terrains agricoles traités par les engrais chimiques.

Concernant la distribution spatiale, notre étude a montré que les teneurs de plomb diminuent de l'amont vers l'aval, avec un maximum au niveau de l'estuaire de Oued Endja, qui peut être lié au rejets urbains qui se déversent dans cet Oued sans aucun traitement préalable, et au lessivage des décharges sauvages (la plus part des déchets sont rejetés dans les Oueds alimentant Oued Endja).

L'évolution temporelle montre des faibles teneurs en période d'étiage, ceci peut être expliqué par la rétention par les sédiments sous l'effet d'un pH basique, et des fortes teneurs en période des crues, qui peuvent être dues au lessivage des terrains traversés, et les eaux de pluies chargées en plomb à cause de pollution atmosphérique, et par la remise en solution sous l'effet de la diminution de pH.

I-10-6) Le zinc :

D'après les résultats obtenus au cours de notre étude, nous avons remarqué que les teneurs de zinc sont loin de dépasser la norme (5mg /l).

L'évolution spatiale montre des teneurs légèrement élevées dans la station 02 et la station 01, qui peuvent être le résultat de divers rejets diffus de la zone industrielle de Constantine au niveau 02, et la désorption du zinc stocké dans les sédiments sous l'influence de la salinité élevée dans la station 01.

D'un point de vue temporel nos résultats ont montré des teneurs en zinc élevées durant le mois de février et septembre, et des teneurs faibles au mois de juin et de décembre.

Les teneurs importantes au mois de février peuvent être les résultats de lessivage des différents terrains agricole riches zinc d'un côté, et la remise en solution du zinc stocké dans les sédiment sous l'influence du pH d'autre côté.

Pour le mois de septembre les teneurs élevées en zinc sont probablement liées au phénomène de concentration d'une part, et la désorption de zinc stocké dans les sédiments d'autre part. grâce à une salinité.

Les faibles teneurs en zinc enregistrées durant le mois de décembre peuvent être expliquées par le phénomène de dilution.

Au mois de juin, où le phénomène de dilution étant absent. Nos résultats ont montré des faibles teneurs en zinc, un tel résultat peut être attribué à l'assimilation accrue par les algues, et la rétention du zinc par les sédiments. Etant donnée que notre milieu d'étude se caractérise par une richesse en formations carbonatées, d'où l'effet tampon que procure ces dernières, on aboutit à des conditions de pH qui varient entre 7 et 8, ceux-ci facilitent le phénomène de complexations du zinc par les matières solides.

II) Les sédiments :

II -1) Le pH

Le pH est considéré comme le principal paramètre chimique contrôlant la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol [227]. 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 composés insolubles [94].

Pour les sédiments de barrage Beni Haroun, notre étude a montré que le pH légèrement alcalin, ce qui limite le passage des métaux lourds de la phase solide à la solution des sédiments puis aux êtres vivants [228].

Ce caractère basique reflète clairement la nature des sédiments dominés par les terrains calcaires et argileux, Selon Eliard [229], les sols calcaires sont basiques.

Dans les sédiments du Barrage de Beni Haroun le pH présente des faibles fluctuations spatiotemporelles, ce qui rend compte du pouvoir tampon de ces sédiments.

II -2) La 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 [230].

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) La matière organique :

La matière organique joue un rôle important dans la fixation et la complexation des métaux lourds dans les sédiments [231]. En effet, elle est considérée comme un support préférentiel des éléments traces au sein d'un système aquatique [232].

Dutil [233] affirme que le taux de la matière organique est normal lorsque il est inférieure à 4% ce qui est le cas de 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 du à l'accumulation de la matière organique issue du bassin versant en amont, et un manque des apport en aval du barrage.

Pour la station 03, sa teneur en matière organique élevée par rapport aux autres stations peut être expliquée par l'influence des eaux usées non traitées chargées en matière organique évacuées par Oued Endja,

Les fluctuations observées au niveau des stations entre la période des crues et la période d'étiage, 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) Le calcaire total (CaCO_3):

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 [57]. D'autre part leurs surface peut être le siège de phénomène de rétention des métaux [124].

Les sédiments qui contiennent un taux de calcaire (CaCO_3) inférieure à 5 % considérés comme non calcaires. Si ils contiennent un taux de CaCO_3 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 calcaire c'est le cas des stations St 1 et St 04. Les sédiments ayant un taux de CaCO_3 entre (25% et 50%), sont considérés comme notablement calcaires. Ceci est justement le cas des station St 02 et St 03.

II -5) La capacité d'échange cationique CEC :

La capacité d'échange cationique (CEC) a une influence considérable sur l'accumulation des métaux lourds dan les sédiments [234]. En effet, la teneur de ces métaux augmente avec cette capacité [235].

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 pur de 40 à 60 méq/100g de sol, et pour la matière organique de 150 à 300 méq/100g de sol.

Pour nos résultats, nous avons remarqué que les sédiments du barrage de Beni Haroun présentent une faible variation spatiale de CEC, ce qui est peut être lié à l'origine des sédiments qui sont issues de la même région.

Les variations temporelles sont faibles, cependant nous observons une augmentation de CEC dans les stations St03 et St04 durant le mois de septembre ce qui peut être lié à l'augmentation de taux de matière organique dans ces deux stations.

II -6) Le phosphore :

Les résultats obtenus au cours de notre étude ont montré que les sédiments du barrage de Beni Haroun 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 [236].

La distribution spatiale montre une augmentation de la teneur de phosphore au niveau de la station 04, ce qui peut trouver une explication dans sa situation géographique, sachant qu'elle se trouve dans la cuvette du barrage (confluence de Oued Rhumel et de Oued Endja), donc elle reçoit la charge polluante apporté par Oued Rhumel d'un côté, et celle apportée par Oued Endja d'un autre côté.

L'évolution temporelle montre une augmentation des teneurs de phosphore durant le mois de septembre, ce qui peut être lié à la décantation des particules autochtones riches en phosphore.

II -7) Les métaux lourds :

II-7-1) Le cadmium :

a) Fraction totale :

Dans les sédiments du Barrage de Beni Haroun, notre étude a montré que les teneurs en cadmium total sont plus élevées que les limites internationales [[116] (0.22 ppm), [217] (0.8 ppm), [218] (1.2 ppm)]. Ceci traduit une pollution critique et anormale. Un tel résultat peut être attribué aux différents rejets urbains déversés dans le barrage d'un côté et le lessivage des décharges sauvages situées au bassin versant d'un autre côté. Ainsi le lessivage des sols fertilisés peut aussi constituer une source d'apport en cadmium, en effet les analyses des métaux sur les fertilisants phosphatés et potassés ont révélée des teneurs allant jus qu'à 6.3 mg de Cd/kg [237].

Nos résultats sont comparables à ceux obtenus par Afri- Mehnaoui et al [238].

La distribution spatiale montre des valeurs élevées dans les stations St 01, St 03, et St 04, par rapport à la station 02. Pour cette dernière, ces faibles teneurs enregistrées par rapport aux autres stations, bien qu'elle reçoit les différents rejets de la zone industrielle de Constantine, peuvent être expliquées par la présence de la station d'épuration (STEP) de Ibne Ziade qui va diminuer la charge polluante.

Pour la station 03, les teneurs enregistrées peuvent avoir comme origine les différents rejets urbains apportés par Oued Endja qui ne subissent aucun traitement.

Pour la station 01 et la station 04 les teneurs élevées en Cd peuvent trouver une explication dans leur situation géographique, dont elles reçoivent la charge polluante apportée par Oued Rhumel et celle apportée par Oued Endja.

D'un point de vue temporel, le cadmium total présente des teneurs élevées dans la période des crues et des teneurs faibles dans la période d'étiage ce qui peut être due au lessivage des sols après les fortes précipitations dans la période des crues.

b) Fraction biodisponible :

Nos résultats ont montré que les concentrations en Cd biodisponible dans les sédiments sont relativement élevées (St 01 [47 %], St 02[64 %], St03 [35 %] et St 04 [60 %]) par rapport à la fraction totale). De ce fait, ce métal est relargué facilement lors des variations des conditions physicochimiques, ce qui peut présenter un grand danger pour les êtres vivants peuplant le barrage et les population qui consomment ses eaux.

Ce résultat peut être justifier d'une part, par la grande mobilité de ce métal [239], et d'autre part par l'affinité de ce métal aux carbonates avec une corrélation positive [(r=0.47) (table 66 annexe)]. En effet selon [151], les carbonates constituent la phase majoritaire d'adsorption du cadmium dans les sols calcaire.

Les teneurs en cadmium biodisponible varient d'une station à l'autre. Elles sont élevées dans la station 04 et la station 01, ce qui peut être expliqué par la forte teneur en cadmium total dans la station 04, et la salinité élevée et la faible teneur en matière organique dans la station 01.

Pour St02 et St03, ses faibles teneurs en Cd biodisponible sont probablement dues aux faibles teneurs de Cd total pour la station 02, et l'augmentation de taux de la matière organique dans la station 03.

Dans les sédiments du Barrage de Beni Haroun les concentrations en Cd biodisponible varient avec la saison, elles sont élevées dans la période des crues et faibles dans la période sèche ce qui est peut être lié aux variations des paramètres physicochimiques des sédiments tel que (MO, CaCO₃, CEC...), et au variations des teneurs totales avec une forte corrélation entre les teneurs de cadmium total et biodisponible [(r = 0.85) (table 66 annexe)].

II-7-2) Le chrome :

a) Le chrome total :

Dans les sédiments du barrage de Beni Haroun les teneurs en chrome sont loin de dépasser les limites internationales [216] (90 ppm), [217] (100 ppm) [218] (81 ppm). Ces teneurs indiquent l'absence de contamination notable des sédiments.

Ce résultat confirme que les concentrations du chrome trouvées dans nos sédiments sont essentiellement d'origine naturelle.

La distribution spatiale montre une légère augmentation dans la station 02, ce qui est probablement due aux rejets diffus issus de la zone industrielle de Constantine (tanneries, industrie de textile ...etc.).

D'un point de vue temporel, les concentrations de Chrome total dans les sédiments évoluent d'une manière irrégulière d'une saison à l'autre. Elles présentent des valeurs élevées au mois de février et septembre, et des faibles teneurs au mois de juin et décembre. Un tel résultat peut être expliqué par l'origine des sédiments.

Nos résultats sont semblables à ceux trouvés dans le fleuve français qui varie de 29 à 66 mg/kg [240].

b) Le chrome biodisponible :

Dans les sédiments du barrage de Beni Haroun les teneurs en chrome biodisponible sont relativement faibles [St 01, 25 % ; St 02, 17 % ; St 03, 16 % et St 04, 5 %] par rapport à la teneur totale, ce qui indique que le chrome n'est pas mobilisable lors des variations des conditions physicochimiques. Cette faible teneur est liée à la faible mobilité de ce métal et à son origine naturelle. Selon Boust et al [246] et Dassenakis et al [247], le chrome est généralement associé aux réseaux cristallins des aluminosilicates et est caractérisé par une faible mobilité, et par conséquent il est peu biodisponible pour les êtres vivants.

Les teneurs en chrome biodisponible présentent une faible variation d'une station à l'autre; ces teneurs sont légèrement élevées dans la station 01, par rapport aux autres stations. Ce qui peut être dû à la salinité élevée ($r=0.31$), et aussi le faible taux de la matière organique ($r=-0.029$) enregistrées dans la première station.

La biodisponibilité des métaux varie avec la saison, elle est élevée dans la période des crues et faible durant la période sèche. Ce qui peut être expliqué par la diminution de pH dans la période des crues, et l'augmentation de ce dernier dans la période sèche avec une corrélation négative [$r = -0.60$](table 66 annexe)].

II-7-3) Le cuivre :

a) Le cuivre total :

Les sédiments de barrage du Beni Haroun ont des teneurs en cuivre total dans les limites sûres établies par [216] (39 ppm), [217] (36 ppm) [218] (34 ppm), sauf dans le mois de février où les concentrations de cuivre total dans les stations St 04 et St 03 dépassent ces valeurs. Ces résultats montrent que nos sédiments sont faiblement pollués par ce métal.

La distribution spatiale montre des teneurs légèrement élevées dans la station 03, et la station 04 par rapport aux autres stations. Ces résultats peuvent être justifiés par les rejets diffus transportés par Oued Endja. Et le lessivage des terrains traversés pour la station 03, et par l'accumulation des apports de Oued Rhumel et celles de Oued Endja pour la station 04.

Pour la station 02, ses faibles teneurs en cuivre malgré qu'elle reçoit les eaux usées domestiques et industrielles de la ville de Constantine, peuvent se justifier par la présence de la station d'épuration (STEP) de Ibne Ziade ce qui diminue la charge polluante.

L'évolution temporelle montre des teneurs élevées au mois de février, qui peuvent être le résultat de lessivage des terrains agricoles traités par les engrais chimiques et les pesticides (sulfate de cuivre).

D'une manière générale nos résultats sont comparables à ceux obtenues par Afri- Mehnaoui et al [238].

b) Fraction biodisponible :

Les résultats obtenus durant notre étude montrent que les concentrations de cuivre biodisponible sont généralement faibles [St 01, 17 % ; St 02, 10 % ; St 03, 4 % et St 04, 5 %]. En effet le cuivre s'associe principalement avec la matière organique et les argiles du sol. En conséquence, il est peu mobilisable lors des variations du pH et de salinité [243].

Les teneurs en cuivre biodisponible varient avec le lieu et le temps. Ces teneurs sont légèrement élevées dans la station 01 ce qui est dû à l'effet de la salinité, un constat confirmé par la forte corrélation entre la teneur en cuivre biodisponible et la conductivité électrique [($r = 0.83$)(table 66 annexe)]. Les sels entrent en compétition avec les métaux lourds sur les sites d'adsorption.

Pour les autres stations, les résultats obtenues peuvent se justifier par le taux élevée de la matière organique dans la station 03, ceci était bien démontré par le teste de régression qui a montré une corrélation négative existe entre les deux paramètres, et la grande capacité d'échange cationique dans la

station 02 avec une bonne corrélation négative [$r=-0.44$] (table 66 annexe)]. En théorie il a été démontré que plus la capacité d'échange cationique augmente plus la mobilité du métal diminue [120]. Pour les variations temporelles nous avons enregistré une augmentation des teneurs en cuivre biodisponible durant le mois de février ce qui est en relation directe avec l'augmentation de la teneur totale de cet élément.

II-7-4) Le manganèse :

a) Fraction totale :

Dans les sédiments du barrage de Beni Haroun les teneurs de manganèse sont loin de dépasser la norme établie par [216] (850 ppm), mais les teneurs observées restent importantes, un tel résultat peut être expliqué par la nature lithologique des terrains lessivés d'un côté, et les différents rejets diffus d'un autre côté.

L'évolution spatiale montre une augmentation des teneurs en manganèse de l'amont vers l'aval, avec un maximum dans les stations St 04 et St 01, ce qui apparaît logique car les deux stations se situent à la confluence de Oued Endja et Oued Rhumel, donc elles reçoivent la charge polluante de la wilaya de Constantine et celle de la wilaya de Mila.

Nos résultats confirment des travaux antérieurs de Afri- Mehnaoui et al [238].

b) Fraction biodisponible :

Les résultats obtenus au cours de notre étude ont montré que les teneurs de manganèse biodisponible augmentent de l'amont vers l'aval avec un maximum dans la station 01 et 04, ce qui peut être expliqué par les différences observées entre les caractéristiques physicochimiques des sédiments de chaque station.

Les sédiments de la station 01 se caractérisent par une salinité élevée et un faible taux de la matière organique ce qui augmente la biodisponibilité de cet élément. Les données théoriques ont démontré que 70 % du manganèse liées aux sédiments serait échangeable et biodisponible en condition de forte salinité [244].

Pour la station 04 l'augmentation de la teneur en Mn biodisponible peut être liée à une augmentation des teneurs totales dans cette station.

Pour les stations 03 et 02 ses faibles teneurs en Mn biodisponible peuvent se justifier par l'augmentation de taux de la matière organique au sein de la station 03, et l'augmentation de la CEC dans la station 02. En théorie il est démontré que la mobilité du manganèse est freinée par l'augmentation de taux la matière organique et de la capacité d'échange cationique [245].

II-7-5) Le plomb :

a) Fraction total :

Nos résultats ont montré que les teneurs en plomb total dans les sédiments du barrage de Beni Haroun dépassent la norme internationale établie par [216] (35 ppm) sauf les stations St 02 et St 01 qui présentent des teneurs en Pb total (inférieures à cette norme).

La station 03 et la station 04 présentent des concentrations en plomb supérieures à la norme. Un tel résultat peut se justifier par les apports d'eau usées non traitées et les lexiviats des terrains agricoles drainés et les décharges publiques non contrôlées qui se déversent au niveau de Oued Endja pour la station 03, et par l'accumulation des rejets apportées par Oued Rhumel et celles apportés par Oued Endja pour la station 04.

L'évolution temporelle montre des fortes concentrations au mois de décembre qui peuvent être expliquées par le lessivage des terrains fertilisés et des décharges publiques d'une part, et la pollution atmosphérique d'autre part.

b) Fraction biodisponible :

Dans les sédiments du barrage de Beni Haroun les teneurs en plomb biodisponible sont faibles au niveau de la station 01 ce qui peut être expliqué par l'origine naturel de ce métal dans cette station, donc le plomb est intégré dans les réseaux cristallins ce qui freine sa mobilité.

Dans les autres stations les teneurs en plomb biodisponible sont relativement élevées ce qui est en relation directe avec l'augmentation des teneurs en CaCO_3 . Les travaux de Verresh et al [246] montrent que les sols calcaires sont favorables au piégeage du plomb par précipitation et coprécipitation minérale sous forme de carbonates.

Les travaux de Ettajani et al [247] montrent que la biodisponibilité des métaux varie avec la saison. Elle élevée en période des crues et faible en période d'étiage, c'est le cas de nos résultats.

II-7-6) Le zinc :

a) Fraction totale :

Dans l'ensemble des stations les teneurs du zinc total obtenues au cours de notre étude dépassent largement les normes internationales [216] (120 ppm), [217] (140 ppm), [218] (150 ppm), ce qui traduit une nette pollution des sédiments du barrage par ce métal. Ceci peut être à liée une absorption du zinc par les argiles de certaines marnes [248]. En dehors des sources naturelles les teneurs de zinc observées dans le barrage de Beni Haroun peuvent avoir différentes origines

- Les eaux usées urbaines de la wilaya de Mila et la wilaya de Constantine transportées par Oued Rhumel et Oued Endja.
- Le lessivage des ordures ménagères incontrôlées situées dans le bassin versant Kébir – Rhumel. En effet le zinc forme de 44 à 47 % des piles et accumulateurs, 12 à 13% des produits ferreux protégés par le zinc contre la corrosion, 11 à 13% des caoutchoucs, 8 à 9% de la papiers-carton, etc [249].
- Le lessivage des terrains agricoles traités par les engrais. Les travaux de Mermut et al [250] ont montré que les fertilisants azotée-phosphatée peuvent contenir jusqu'à 83.3 mg de zinc /kg de fertilisant.

La distribution spatiale montre une élévation de la teneurs en zinc total dans la station 01 se qui peut se justifier par la composition des sédiment de cette station qui sont des marnes.

b) Fraction biodisponible :

Les résultats obtenus lors de notre étude ont montré que les teneurs en zinc biodisponible sont importantes dans la station 01 soit 52 % de la fraction totale, et faibles dans les autres stations (13.3 % pour la station 02, 23 % pour la station 03 et 18 % pour la station 04). La forte biodisponibilité du zinc dans la station 01 peut être justifier d'un coté par la forte teneurs en zinc totale avec une bonne corrélation positive [($r=0.65$) (table 66 annexe)], et de l'autre coté par les caractéristiques physicochimiques des sédiments de cette station. Sachant que la station 01 se caractérise par un faible taux de matière organique, et une forte salinité chose qui favorise la mobilité de ce métal. Il a été démontré dans la littérature qu'une augmentation de la salinité du milieu entraîne la désorption du zinc des sédiments [187].

Pour les autres stations la faible biodisponibilité est probablement due à l'influence des caractéristiques physicochimiques des sédiments de ces stations. La station 03 riche en matière organique ce qui favorise la rétention du zinc sous des formes stables sur les sédiment (complexes avec les acides humiques et fulviques) [187] et par conséquent une faible biodisponibilité de ce métal ce qui est vérifier par la corrélation négative entre les deux paramètres [($r = -0.34$) (table 66annexe)], la station 02 à une forte capacité d'échange cationique.

D'un point de vue temporel les concentrations de zinc biodisponible se répartissent irrégulièrement d'une saison à l'autre se qui est probablement expliqué par l'origine géochimique des sédiment, dans chaque saison il y a des nouveaux sédiments qui se déposent.

Conclusion et perspectives

CONCLUSION ET PERSPECTIVES :

Dans le but d'apprécier l'impact du barrage Beni Haroun sur l'environnement, une étude physicochimique a été effectuée sur les eaux et les sédiments du barrage.

Les résultats obtenus montrent que les eaux et les sédiments sont assez dégradés avec une certaine hétérogénéité dans leurs compositions. Il est certain que le barrage subit l'influence des rejets des sites urbains de la wilaya de Constantine et la wilaya de Mila, 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 inorganiques varient en fonction de la charge polluante contenue dans les eaux usées domestiques et dans les eaux de lessivage des terres agricoles, et des décharges publiques, et en fonction des conditions climatiques.

En effet la charge organique estimée par la mesure de la DBO5 et DCO montre que ces concentrations sont élevées qui laissent suggérer d'une macro pollution organique, avec une accumulation de la matière organique en amont du barrage.

La comparaison des teneurs enregistrées dans les eaux étudiées et celles fixées par l'organisation mondiale de la santé montre que les teneurs des éléments, ortho phosphates, nitrites, cadmium, chrome, manganèse et le plomb, dépassent les limites pour les eaux destinées à l'alimentation.

Les concentrations des nitrates, cuivre et le zinc sont inférieures aux normes fixées pour l'alimentation.

L'étude physicochimique des sédiments nous a permis de constater que ce barrage connaît une pollution minérale importante.

Le stockage du phosphore total dans les sédiments étudiés permet de prévoir un rôle important dans la prolifération algale responsable de l'eutrophisation du barrage.

L'évaluation des métaux lourds biodisponibles dans les sédiments montre que les teneurs de ces derniers dépendent des caractéristiques physicochimiques des sédiments, des teneurs totales, et des saisons.

la comparaison entre les teneurs totales des métaux lourds dans les sédiment étudiés ,aux concentrations relevées par certains auteurs, au niveau des sédiments considérés comme non contaminées, montre que les teneurs en cadmium, en plomb, et en zinc , dépassent les limites pour les sédiments non pollués. Les concentration du chrome et du cuivre et du manganèse restent inférieures aux valeurs limites.

Cette étude a montré le risque au quel est exposée la population humaine qui consomme l'eau du barrage. Par conséquent cette étude devra éventuellement suivi par d'autres études complémentaires

qui seront financées par l'administration pour protéger la santé des populations de la toxicité des métaux et préserver l'eau du barrage de Beni Haroun de toute sorte de pollution.

Il paraît primordial de mettre terme à cette pollution en adoptant des mesures nécessaires. La restauration de ce barrage impose un plan de réaménagement reposant sur l'emplacement des réseaux d'assainissement permettant de joindre les eaux de rejets aux collecteurs généraux, ou la construction de canaux tout le long des rives des oueds alimentant le barrage pour regrouper toutes les eaux rejetées, les canaux pourront acheminer à l'aval, vers des stations d'épuration qui seront construites. Pour remédier au lessivage agricole, l'utilisation des engrais doit être remplacées par les boues d'épuration et les composts. 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. Des mesures d'encouragement sont souhaitables pour pousser les industriels à moderniser leurs procédés industriels, pour qu'il soit plus écologiques. Il faut aussi que la ministère de l'environnement et de l'aménagement de territoire 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 leurs recyclage (collectes des piles batteries, matériaux plastique, pneus des véhicules.....). Ceci à un double avantage. Le premier est écologique le deuxième est économique puisque le tri et le recyclage des déchets créent des emplois comme c'est prouvé dans les pays développés.

Pour lutter contre l'envasement du barrage le reboisement du bassin versant et la correction torrentielle par la construction des diguettes de pierre sèche s'avèrent indispensables.

Nous envisageons en perspectives :

- D'étudier l'effet de la présence du barrage lui même et la pollution sur la biodiversité de la région.
- Faire une étude microbiologique des eaux et des sédiments du barrage.
- De prolonger l'étude faite lors de ce mémoire pour surveiller les effets chroniques du barrage.
- De faire une étude écotoxicologique sur les espèces des poissons introduites dans le barrage et qui peuvent étre pris comme des indicateurs de la pollution.

Références bibliographiques

- [1]- **M. Defrance Schki** ; L'eau dans tous ses états ; 1996, édition Ellipses. Paris.
- [2]- **F. Ramade**; Ecologie des ressources naturels ; 1981, édition Masson.
- [3]- **M. Bugnicourt** ; Dictionnaire de microbiologie générale ; 1995, édition Ellipses.
- [4]- **C. Faurie ; Ce ferra ; P. medort ; J. Déveaux**. Ecologie approche scientifique et pratique ; 1998, 4^{ème} édition TEC et DOC.
- [5]- **G. Copin Montégut** ; l'eau dans tous ses états .physique et chimie marine ; 2004.
- [6]- **C. Bliefert ; R. r Perrot** ; Chimie de l'environnement Air. Eau. Sol ; 2003, édition debeoeck.
- [7]- **P. Carop** ; les propriétés physicochimiques de l'eau. Le grand livre de l'eau ; 1990.
- [8]- **A. MaCkenzie ; S. Andry; S. Ball; R. Virdée** ; L'essentielle en écologie ; 2000, édition Berti.
- [9]- **G. Michard** ; Chimie des eaux naturelles. Principes de géochimie des eaux ; 2002, édition Publisud.
- [10]- **J. Bernard** ; Mémento de technique de l'eau Tom1 ; 1989, édition du cinquantaires.
- [11]- **S. Frantier ; D P. Viale** ; Ecosystème structure et fonctionnement et évolution ; 1998, 2^{ème} édition DUNOD Paris.
- [12]- **R. Vilaginés** ; Eau environnement et santé publique ; 2003, 2^{ème} édition. Lavoisier.
- [13]- **F. Ramade**. Dictionnaire encyclopédique d'écologie et de science de l'environnement ; 2002, 2^{ème} édition DUNOD.
- [14]- **B. Genin; C. Cauvin; F. Menarod Educagris**. Cours d'eau et indice biologique. Pollution. Méthodes IBGN ; 2003, édition educagri.
- [15]- **F. Ramade** ; Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau ; 1998, édition Ediscience international. Paris.
- [16]- **C. Cardot** ; Le traitement de l'eau procédée physicochimique et biologique ; 2002.
- [17]- **R. Desjardins** ; Le traitement des eaux de rivière ; 1998 ; 2^{ème} édition école polythétique.
- [18]- **A. Dupont** ; Hydraulique urbaine Tom1 Hydrologie captage et traitement des eaux ; 1981, 6^{ème} édition Eyolles.
- [19]- **R. François** ; Dictionnaire encyclopédique des pollutions ; 2000, édition Ediscience international. Paris.
- [20]**E. Gilli ; C. Mangan ; J. Mudry** ; Hydrogéologie objets méthodes. applications ; 2004, édition DUNOD.
- [21]- **F. Chellé ; M. Dellale ; M. Dewa Chter ; F. Mapakou** ; Epuration des eaux usées pourquoi et comment épuré (Festival de science) ; 2005.

- [22]- S. Herbert; S. Lecar ; Suivi de la qualité des rivières et des petits cours d'eau. Québec; direction de suivie de l'état de l'environnement. Ministère de l'environnement ; 2000, rapport n°=QE. 123.24 et 3 annexes.
- [23]- C. Tuffery ; Incidence écologique de pollution ; 1980, édition Peson.
- [24]- G. Castany ; Hydrogéologie principes et méthodes ; 1982, édition DUNOD.
- [25]- C. Hilliard ; S. Reedyk ARAP; Les meilleurs pratiques de la gestion agricole la qualité de l'eau sa compte ; 2000.
- [26]- E. Kan ; T. strellfe ; Compagne suis de réassurance zuriche ; 2002.
- [27]- R. Dajoz; Précis d'écologie ; 2000 , 7^{ème} édition DUNOD.
- [28]- W. Engehard ; P. juring ; J. P. Fadenhaner; W. Ethard et al ; La vie dans les étangs et les ruisseaux et les marées ; 1998, édition Vigot .
- [29]- M. Metiche ; Environnement phénomènes de pollution et techniques de protection ; 2004, centre universitaire de Bachar.
- [30]- RE. Jaskson ; pollution et protection des aquifères ; 1980 ; édition UESCO.
- [31]- M. Gérard ; La qualité de l'eau et de l'assainissement en France; 2003, Rapport. Office Parlementaire d'Evaluation des Choix scientifiques et Technologiques.
- [32]- B. Lugub ; L'eau et ces enjeux ; 1999, édition fondation de la maison de chimie.
- [33]- B. Chocat ; Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement ; 1997, édition Lavoisier. Paris.
- [34]- J. mayet ; La pratique de l'eau ; 1994 ; 2^{ème} édition Le moniteur paris.
- [35]- A. Gaid ; Epuration des eaux usées urbaine ; 1984, édition OPU Alger.
- [36]- R. Barbault ; Ecologie générale structure et fonctionnement de la biosphère ; 2001 ; 5^{ème} édition DUNOD.
- [37]- P. Durfour ; A. Marczl Kouassi ; A. Lanusse ; les pollutions nature. Importance et origine ; 1997 , édition environnement et ressources aquatiques du cote d'hivoire.
- [38]- G. Grosclaud ; Eau usage et polluants tom II ; 1999, édition INRA. Paris.
- [39] -P. Bienderman ; B. yon ; Etude environnementale du barrage de Lompagar . the15; qualité de l'eau ; 2005 , Rapport final Rev01.
- [40]- P. A. Chambers ; M. Guy ; E. Roberts ; M.N. Charlton ; R. Kent ; C. Gagnon ; G. Grove ; N. Foster ; C. DeKimpe et M. Giddings ; Eléments nutritifs- Azote et Phosphore in Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada ; 2001 , Rapport n° 1. Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE.
- [41]- J. L. Matte ; C. R. Smarmée ; La qualité des eaux de lorraine ; 2002, édition DIREN. Lorraine.

- [42]- **J. C. Lacaze** ; L'eutrophisation des eaux Marine et continentales ; 1996, édition Ellipses.
- [43]- **J. P. Larpent** ; Microbiologie alimentaire ; 1998 ; édition TEC et DOC.
- [44]- **Ph. D. Jean Painchaud** ; La qualité de l'eau des rivières du Québec états de tendances. ; 1997, rapport Ministère de l'Environnement et de la Faune.
- [45]- **B. Lecleche** ; Environnement et agriculture ; 1993, édition synthèse agricole.
- [46]- **P. Levallois ; D Phaneuphe** ; Les risques associés à la contamination de l'eau potable par les nitrates ; 1992 , édition réseau de santé publique du Québec volume3 N°3.
- [47] -**B. Lemercier** ; La pollution par les matières Phosphorées en Bretagne. Sources. Transfert. Et moyennes de lutte ; 2003 , Direction régional de l'environnement Bretagne.
- [48]- **D. C. Adriano**; Trace elements in terrestrial environments; Biochemistry, bioavailability and risks of metals; 2001, Springer- Verlag. New York.
- [49]- **B. Lemièrè ; J.J. Seguin ; G. Le. Guern ; D. Guyonnet ; Ph. Branger** ; Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes ; 2000, édition BRGM.
- [50]- **R. Jeannot ; B. Lemièrè ; S. Chiron** Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués ; 2002 , édition BRGM.
- [51]- **J. F. Chiffolleau ; D. Claisse ; D Cossa ; A. Ficht ; J. L. Conzaes ; Th. Guyot ; P. Michel ; P. Mirnand ; C. Oger ; F. petit** ; La contamination Métallique. ; 2001, édition ISBN
- [52]- **M. G. Miquel** ; Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé ; 2001 ; Rapport l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et Technologiques, pp 68-79
- [53]- **E. Escat ; B. Rocq ; C. Piquet** ; Mesure continu des métaux lourds sur les agglomérations de d'Amiens ; 2004.
- [54]- **M. S. Colin** ; Localisation, distribution et mobilité des ETM dans des sols développés sur roches basaltiques en climat tempéré. Thèse de doctorat spécialité Matériaux – Minéraux. Ecole Doctorale Science – Technologie – Santé; 2004.
- [55]- **F. Panfili** ; Etude de l'évolution de la spéciation du zinc dans la phase solide d'un sédiment de curage contaminé induit par phytostabilisation ; Thèse de doctorat spécialité géochimie de l'environnement ; Université de Provence Aix- Marseille ; 2004.
- [56]- **S. Azimi** ; Sources. Flux et Bilan des retombés atmosphériques des métaux En il de France. Thèse de Doctorat. Spécialité science et Techniques de l'environnement Université des ponts et Chaussées ; 2004.
- [57]- **Ph. Duchofour** ; Abrégée de pédologie sol végétation et environnement ; 1997, 5^{ème} édition Masson.
- [58]- **C. Boncheseiche ; E. Cremille ; T. Pelte ; K. Pojer** ; Quand les toxiques se jettent à l'eau ; Guide technique n° 7 – Pollution toxique et écotoxicologie - Notions de base ; 200, pp 3- 5.

- [59]- **G. Colinet** ; Eléments traces métalliques dans les sols, contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région. Limoneuse de Belgique. Thèse de doctorat ; spécialité environnement ; Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux communauté Française de Belgique ; 2002.
- [60]- **E. Fustec ; A. Chesterikof ; J. M. Mouchel ; M. Cheveruil** ; Fonctionnement et valeur des zones humides ; 2000, édition DUNOD paris.
- [61]- **Académie des Sciences** ; Contamination des sols par les éléments en traces les risques et leur gestion ; Rapport n°42 ; 1998, édition Tec et Doc
- [62]- **M. Robert** ; Le sol Interface dans l'environnement ressources pour le développement ; 1995, édition Masson. Paris.
- [63]- **A. Burnol ; L. M. Duro** ; Eléments traces métalliques Guide méthodologique. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport final ; 2005, édition ENRIS.
- [64]- **D. Baise ; T. Stresemann ; A. Piquet ; H. Ceisielski ; J. Bérault ; A. Bispo** ; Dérogation relative à la réglementation sur l'épandage des boues de stations d'épuration comment formuler une demande pour les sols à teneurs naturelles élevées en éléments traces métalliques guide technique ; 2005.
- [65]- **A. Kabata- Pendias ; H. Pendias** ; Trace elements in soils and plants; 1992, 2nd edition. CRC press.
- [66]- **S.Azimi ; S.Garnand ; D. Thevenut** ; Apport atmosphériques bilan des métaux lourds ; 2002.
- [67]- **J.M. Pacyna** ; Atmospheric trace elements from natural and anthropogenic sources dans Toxic metals in the atmosphere; 1986, édition Nriagu John. Wiley and Son. New York.
- [68]- **W. H. O. Ernst**; the origin and ecology of contaminated. Stabilized and non- pristine Soils; 1998; pp. 17- 29. In Metal- contaminated soil. Vangronsveld. J. and Cunningham. S.D, édition. Springer. New York.
- [69]- **J. M. Pacyna ; B. Ottar**; Origin of natural constituents in the Arctic aerosol; 1989, *Atmospheric Environment*, vol 23, pp 809- 815.
- [70]- **JM. Pacyna; TE. Graedel**; Atmospheric emissions inventories status and prospects; 1995, *Annu Rev Energy Environ*, vol 20, pp 265- 300.
- [71]- **B. Peirira** ; La contamination diffuse du sol par les éléments trace métalliques en région de Wallonne. Rapport analytique sur l'état de l'environnement Wallonne ; 2007.
- [72]- **P. Chassin ; D. Baise ; Ph. Cambier ; T. Sterckeman** ; Les éléments traces métalliques et la qualité des sols impact à long terme ; 1996, *Etude de gestion des sols* , vol 4 , pp 297- 306.
- [73]- **H. Benmoussa ; R.D. Tyagi ; P. G.C. Campbell**; Biolixiviation des métaux lourds et stabilisation des boues municipales effet de la forme du soufre élémentaire utilisée comme matériau ; 1994, *Revue de science de l'eau* , vol 7, pp 235- 250.

- [74]- L. K. Kouame ; D.L. Gone ; I. Savane ; E.A. Kouassi ; K. Koffi ; B.T.A ; Goula ; M. Diallo ; Mobilité et réactivité des métaux lourds issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe Continental Terminal ; 2006 , *Afrique science* , vol 02 , pp 39- 56.
- [75]- F. M. Morel; principles of aquatic chemistry; 1983, édition New York Wiley Interscience.
- [76] -W. Salomon; U. Forstner; Metals in the hydrocycle; 1984; édition Springer Verlag. New York.
- [77]- A. Tessier; D. R. Turner; Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems; 1995, édition New York John Wiley and Sons.
- [78]- T. M. Florence; G. E. Batley; Chemical speciation in natural waters CRC Crit; 1980, *Rev. Anal. Chem*; vol 9,pp 219- 296.
- [79]- L. Sigg; P. Behra; W. Stumm; Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement ; 2000, 3^{ème} édition , DUNOD. Paris.
- [80]- J. Flores Rodriguez ; Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain- Caractéristiques physico- chimiques. Thèse de l'Université de Paris ; 1992.
- [81]- R. Gibbs ; Mechanisms of trace metal transport in rivers ; 1973 , *Science* , vol 180,pp 71- 73
- [82]- J. L. roulier ; H. Percherancier ; comportements des métaux lourds durant la remise en suspension des sédiments et après redispersion in qualité et gestion des sédiments d'eau douce éléments physicochimiques et biologiques ; 2003 , édition Gémagref, pp 151- 193.
- [83]- B. Serpaud ; R. Al- Shukry ; M. Casteignau ; G. Matejka; Adsorption des métaux lourds (Cu,Zn.Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau rôle du pH, de la température et de la décomposition du sédiment ; 1994 , *revue de science de l'eau* , vol 07 , pp 343- 355.
- [84]- M.Dechelette ; C. Garnter ; S. Palvadeau ;C. LE Poupon ; S. Mounier ; Mise en place d'une campagne de prélèvement projet ECODYN ; 2004.
- [85]- J.P. Blanquet ; V. Bonnomet ; M. Coquery ; A. Gaudillot ; F. Gondelle O ; N. Houeix ; F. Legoff ; H. Magaud ; L. Meunier ; W. Sanchez ; Devenir et comportement des métaux dans l'eau biodisponibilité et modèles BLM Rapport technique ; 2004, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Direction de l'Eau.
- [86]- C. Jérôme ; J. Petit ; Spéciation et Biogéochimie des métaux dans les milieux estuariens (estuaire de l'Escaut) Synthèse bibliographique ; Université Libre de Bruxelles – dept. Of Earth & Environmental Sciences – Isotopes Petrology & Environment ; 2006.
- [87]- L. sigg W. Stum; Ph. Berha; Chimie des milieux aquatiques ; 1992 , édition Masson Paris.
- [88]- M.F. Benedetti; J. F. Ranville; M. Ponthieu; J.P. Pinheiro; Field- flow fractionation characterization and binding properties of particulate and colloidal organic matter from the Rio Amazon and Rio Negro; 2002, *Organ. Geochem*, Vol 33, pp 269- 279.

- [89]- R.F.C. Mantoura; A. Dickson; J.P. Riley; Complexation of metals with humic materials in natural waters. *Estuar. Coast. Mar.*; 1978, *Sc*, vol 6, pp 387- 408.
- [90]- N. Patel; S. Mounier; J.L. Guyot; C. Benamou; . JY. Benaïm; Fluxes of dissolved and colloidal organic carbon. along the Purus and Amazon rivers (Brazil); 1999, *Sci. Tot. Environ*, vol 229, pp 53- 64.
- [91]- Mc. Carthy; M. Hedges; J. Benner; R. Major; biochemical composition of dissolved high molecular weight organic matter in seawater; 1996, *Mar. Chem*, vol55. pp 281– 297.
- [92]- J. I. Hedges; G. Eglinton; P. G. Hatcher; D.L. Kirchman; C. Arnosti; S. Derenne; R. P. Evershed; I. Kogel- Knabner; J.W. de Leeuw; R. Littke; W. Michaelis; J. Rullkotter; The molecularly- uncharacterized component of non living organic matter in natural environments; 2000, *Org. Geochem*, vol 31, pp 945–958.
- [93]- G. Sposito; *The chemistry of soils*; 1989, edition Oxford. Oxford University Press.
- [94]- T. descamps ; M. Benzaazoua ; T. Belem ; M. Mbonimpa ; Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide cas de stabilisation des sols contaminés et déchets industriels ; 2006 , *Vertigo la revue de science de l'environnement* , Vol 07 , pp 1- 10.
- [95]- B. J. Allaway; *Heavy metals in soil*; 1995, edition Blackie academie. professional.
- [96]- E. Remon ; Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques vers de nouvelles méthodes de bio- dépollution. Thèse de doctorat en Biologie Végétale, Université Jean Monnet; 2006.
- [97]- V. Devallois ; Modélisation de la mobilité des métaux lourds dans les cours d'eau échanges solide- liquide. Thèse de doctorat ; 2006.
- [98]- C. Pagotto ; Etude de l'émission et le transfert dans les eaux et le sol les éléments traces métalliques et les hydrocarbure de domaine routier. Thèse de doctorat université de Poitiers ; 1998.
- [99]- C. D. Gadras ; Influence des conditions physicochimiques sur la mobilité du plomb et de zinc dans un sol et sédiments en domaine routier. Thèse doctorat spécialité chimie et microbiologie de l'eau, Université de Paut et de pays de l'Adour ; 2000.
- [100]- L.Sigg ; W. Stumm; P. Behra ; *Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement* ; 1992, éditions Masson. Paris.
- [101]- Ternel ; A. Shaub ; Fiex ; Contamination des sols transfert des sols vers les plantes ; 2005, édition EDP. Science ADME.
- [102]- D. Mustin; S. Roussel- Debet; S. Mustin; C. Henner; P. Munier- Lamy ; C. Colle C. Berthelin ; J. Garnier- Laplace ; J. Leyval. C. Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces influence des micro- organismes du sol ; 2003, édition TEC & DOC. Paris.
- [103]- V. Chaignon ; Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse de Doctorat Géosciences de l'environnement université d'Aix- Marseille ; 2001.

- [104]- **G. Lespagnol** ; Lixiviation du Chrome, du Cuivre et de l'Arseenic (CCA) à partir de sols Contaminés sur des sites de traitement du bois. Thèse Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint- Etienne. Université Jean Monnet ; 2003.
- [105]- **V.Gouy ; J. L. Roulier** ; Partage eau sédiment des micropolluants. Qualité et gestion des sédiments d'eau douce éléments physicochimiques et biologiques ; 2003, édition Cemargref, pp 193- 222.
- [106]- **S. Audry** ; Bilan géochimique du transport des éléments traces métalliques dans le système fluvial anthropisé Lot- Garonne- Gironde. Thèse de doctorat, spécialité Géosciences ; Sciences de l'environnement, université de Bordeaux ; 2003.
- [107]- **S. N. Luoma** Can we determine the biological availability of sediment- bound trace elements? ; 1989, *Hydrobiologia*; vol 176/177 , pp 379- 396.
- [108]- **B. Mantuelle** ; qualité et gestion des sédiments d'eau douce éléments physicochimiques et biologiques ; 2003, édition Cemagref.
- [109]- **I. Berteau; S. Martin; A. Vasiliadis** ; Le curage des cours d'eau lorsque les sédiments contiennent des éléments toxiques ; 1993, *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°22 pp 27- 35.
- [110]- **C. Bonnet** ; Développement des bio essais sur sédiments et application de l'étude en laboratoire de la toxicité des sédiments dulçaquicoles Contaminés. Thèse de doctorat université de Metz ; 2000.
- [111]- **Campy ; M. Meybeck** ; les sédiments lacustres, limnologie générale ; 1995, édition Masson paris ; pp 185 - 226.
- [112]- **C. Blanchard** ; Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse Ecole Doctorale de Chimie de Lyon ; 2000.
- [113]- **J. G. Lin; S. Y. Chen**; The relation ship between adsorption of heavy metal and organic matter in rivers sediments; 1998, *Environnement internationaux*, vol 24, pp 345- 352
- [114]- **P. Van Cappellen ; R. A. Berner** ; Fluoroapatite crystal growth from modified seawater solutions; 1991, *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol 55, pp 1219- 1234.
- [115]- **M. Sondergaard; J. P Jensen; E. Jeppesen**; Retention and internal loading of phosphorus in shallow. eutropic lakes; 2001, *The Scientific World* vol 1, pp 427- 442.
- [116]- **A. Kabata- Pendias. H. Pendias**; Trace elements in soils and plants; 2001, 3rd edition CRC Press. Boca Raton. London. New- York. Washington D.C.
- [117]- **S. kribi** ; Décomposition de la matière organique et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Thèse de doctorat en Science et technique des déchets, Institut national des sciences appliquées Lyon ; 2005.
- [118]- **S. Hoss; T. Henschel ; M. Haitzer ; W. Traunspurger; C.E.W Steinberg**; Toxicity of cadmium to *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) in whole sediment and pore water - The ambiguous role of organic matter; 2001, *Environmental Toxicology and Chemistry* vol 20(12), pp 2794- 2800

- [119]- **M. C. Newman; C. H. Jagoe;** Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. Bioavailability physical. chemical and biological interactions; 1994, édition USA. Lewis Publishers.
- [120]- **D. Baize;** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France); 1997, édition INRA.
- [121]- **C. Juste ;** Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol ; 1988, *Science du Sol*, vol 26, pp 103- 112.
- [122]- **S. Dousset; J. L. Morel; J. Wiart;** Influence du chaulage sur la biodisponibilité des éléments métalliques en trace incorporés au sol lors de l'épandage de boues de station d'épuration ; 1999 , *Etude et Gestion des Sols*, vol 6, pp 105-114.
- [123]- **F. Ablain ;** Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issus de boue de station d'épuration dans un sol agricole. Thèse Doctorat, Université de Rennes ; 2002.
- [124]- **G. W. Brümmer; J.Gerth; U. Herms;** Heavy metal species, mobility and availability in soils; 1986, *Z. Pflanzenernähr. Bodenk*, vol 149, pp 382- 398.
- [125]- **C. M. Davidson; R. P. Thomas; S. E. McVey; R. Perala; D. Littlejohn; A.M. Ure;** Evaluation of a sequential of heavy metals in sediments; 1994, *Ana. Chim. Acta*, Vol 291, pp 277-286.
- [126]- **P. Quevauviller; et al;** Evaluation of a sequential extraction procedure for the determination of extractable trace metal contents in sediments; 1994, *Fresenius J. Anal. Chem*, vol 349, pp 808-814.
- [127]- **G. Rauret et al;** Improvement of the BCR three – step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soils reference material; 1999, *J. Environ. Monit*, vol 2, pp 57-61.
- [128]- **B. Am;** Effects of heavy metals in the environnement on humaain health in contaminated soil 3^{ed} international conference on the biochemistry of trace elements; 1997, Paris France INRA. pp 21- 34.
- [129]- **S. W. Salamon; U. Frostener; P. Maderb;** Heavy metals problems and solution; 1995, édition Brelne germany Springer I verlage.
- [130]- **J ; Tonneau ;** La transmission des métaux lourds dans les chaînes alimentaires ; 2003 , printemps des sciences, pp 1- 10.
- [131]- **V ; Chatain ;** Caractérisation de la mobilisation potentielle de l'arsenic et d'autres constituants inorganiques présents dans le sol issue d'un site minier Aurifère. Thèse de Doctorat. Science et techniques des déchets. Ecole doctorale de chimie de Lyon ; 2004.
- [132]- **K.J. Dietz; M. Baier; U. Kramer;** Free radicals and reactive oxygen species as mediators of heavy metal toxicity in plants; 1999, In Prasad. M.N.V. & Hagemayer. J; Heavy metal stress in plants From molecules to ecosystems, édition Springer- Verlag. Berlin, pp 73- 97

- [133]- S. Cheng; Effects of heavy metals on plants and resistance mechanisms; 2003, *Environmental Science and Pollution Research*, vol 10 (4), pp 256- 264
- [134]- B. L.Vallee; D.D. Ulmer; W. E. C. Wacker; Arsenic toxicology and biochemistry; 1960, *Arch. Ind. Health*, vol 21, pp 132- 151.
- [135]- K. Magnus; A. Andersen; A. C. Hogetveit; Cancer of respiratory organs among workers at a nickel refinery in Norway; 1982; *Int. J. Cancer*, vol 30, pp 681- 685.
- [136]- Environment Protection Agency (EPA); Health assessment document for inorganic arsenic; 1984, EPA600/8- 83- 021F. Research Triangle park. NC
- [137]- E. Hamamoto; Infant arsenic poisoning by powdered milk; 1955, *Jap; Med; J, Vol* 1649, pp 2- 12.
- [138]- J. S. Morris; M. Schmid; S. Newman; P.J.Scheuer; S. Sherlock; Arsenic and noncirrhotic portal hypertension; 1974; *Gastroenterology*; vol 64; pp 86- 94.
- [139]- H. Tamashiro ; M. Arakaki ; M. Futatsuka ; E. S. Lee; Methylmercury exposure and mortality in southern Japan a close look at causes of death.; 1986, *J. Epidemiol. Community Health*, vol 40, pp 181- 185.
- [140]- . W.P. Tseng ; Effects and dose- reponse relationship of skin cancer and blackfoot disease with arsenic; 1977, *Environ. Health Perspect*, vol 19, pp 109- 119.
- [141]- A. Bernard ; R. Lauwerys; Cadmium in human population; 1986, *Experientia*. 50 (suppl.), pp 114- 123.
- [142]- Environmental Protection Agency – Agence américaine pour la protection de l'environnement(E.P.A.) ; Risk assessment forum. Special report on ingested inorganic arsenic Skin cancer; nutritional essentiality; 1987.
- [143]- J.O. Nriagu; Production. Uses. and Properties of Cadmium». *Cadmium in the Environment*. Part 1; 1980, Ecological Cycling. J.O. Nriagu , edition John Wiley and Sons. Toronto (Ont), pp 35- 70.
- [144]- G. Norberg; B. A. Flower; M. Nordberg; L. friberge; Hande Boock one the toxicology of metals; 2005, 3rd edition Ap.
- [145]- A. Tricot /H_FDGPLXP. Encyclopaedia Universalis. Franc; 1999.
- [146]- S. L. Stipp; M.F. Hochella; G. Parks ; J.Leckie ; Cd²⁺ uptake by calcite. solid- state diffusion. and the formation of solid- solution Interface processes observed with near surface sensitive techniques (XPS. LEED and AES); 1992, *HRFKLP-&RVPRFKLP-\$F. vol 56, pp 1941- 1954.
- [147]- A. Pichard ; Le Cadmium et ses dérivés; 2005, Fiches toxicologiques et environnementales des substances chimiques , Edition INERIS.
- [148]- Conseil national de recherches du Canada (CNRC); Les effets du cadmium dans l'environnement canadien». CNRC n° 16744. Ottawa (Ont.); 1979.

- [149]- **Nriagu. J.O. et J.M. Pacyna.**; Quantitative Assessment of Worldwide Contamination of Air, Water and Soils by Trace Metals; 1988, *Natur.*, vol 333, pp 134- 139.
- [150]- **R. Kent; M. A Lewis; J. MacLatchy; A.O. Mudroch; R. Liteplo; E. L. Porter ; G. Long ; A. M. Scheuhammer ; M.E. Meek ; U. A. Schneider ; R. Newhook ; J. Argo ; M.A. Lewis P. Chan. W.Dorme.** Le cadmium et ses composés. Lois canadienne sur la protection de l'environnement ; 1994.
- [151]- **A. Martin Garin ; O. Simon ;** fiche radionucléide cadmuim109 et environnement ; 2004, pp 1- 14.
- [152]- **Agency for Toxic Substances and Didease Registry. Atlanta. Georgia USA(ATSDR);** Toxicological profiles cadmium; 1993, US Department of Health and Human Services. Public Health Service
- [153]- **Hazardous Substances Data Bank. National Library of Medicine (HSDB);** Cadmium.; 2001, <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.
- [154]- **D. C. Adriano;** Trace elements in the terrestrial environment.Trace elements in the environment; 1986, New York. Springer Verlag, pp 106- 155.
- [155]- **J. M. Wisniewska;j. I. Knyp; J. Jablonska ; z. Myslak;** Binding of cadmium on metallothionein in man an analysis of a fatal poisoning by cadmium iodide; 1971, *Arch Toxicol*, pp 28- 46.
- [156]- **R.R. Lauwerys ;** Cadmium.Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles ; 1990, Paris. Masson., pp 136- 149.
- [157]- **J.O. Nriagu ; S. Beaubien ; D. Blowes;** Chemistry of Chromium in Lakes; 1993, Environ. Rev. (In press).
- [158]- **M. E. Lozi; C. J. Amrhien ; J.R.N.T. Frankenberger ;** Environnemental Biochemistry. of chromonuium; 1994, *Review of environmental contamination and toxicology*, vol 136. pp 91- 121.
- [159]- **A. Pichard ;** le chrome et ses dérivés; 2005. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques , INERIS , pp 1- 80.
- [160]- **Agency for Toxic Substances and Didease Registry. Atlanta. Georgia. USA(ATSDR)** Toxicological profile for chromium; 2000, US Department of Health an Human Services. Public Health Service. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.
- [161]- **J. F; Chiffolleau;** le chrome en milieu marin ; 1994, Ropport N° 8, Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer.
- [162]- **World Health Organisation. International Programme on chemical Safety (OMS IPCS);** Environmental Health Criteria n°200 copper; 1998, <http://www.inchem.org/fullist.htm>.
- [163]- **A. Léonard ;** Les Mutagènes de l'environnement et leurs effets biologiques ; 1990, édition Masson.
- [164]- **E. J. Underwood; N. F. Suttle ;** Copper, in The mineral nutrition of livestock; 1999, édition. 3. CABI Publishing. Wallingford.UK, pp 283- 342.

- [165]- A. Pichard ; Le cuivre et ses dérivés ; 2005 ; Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques ; INERS.
- [166]- C. Dameron ; P.D. Howe; Copper Environmental Health criteria n°200. World Health Organization. Geneva; 1998.
- [167]- Agency for Toxic Substances and Disease registry. Atlanta (ATSDR) ; Toxicological Profiles for copper; 1990, GA U.S department of Health and Human Services. Public Health Services <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.
- [168]- C. Jondreville ; P.S. Revy ; A. Jaffrezic ; J. Y. Dourmad ; Le cuivre dans l'alimentation du porc oligoélément essentiel. facteur de croissance et risque potentiel pour l'Homme et l'environnement ; 2002 , *INRA Prod. Anim*, vol 15 (4), pp247- 265.
- [169]- Hazardous Substances Data Banks National Library of Medicine (HSDB) ; Copper (I) oxide; 2002, <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>
- [170]- Environmental Protection Agency – Agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA) Fiche plomb ; 1999 , Anexe 05 Monographies des polluant, pp 234-254.
- [171]- A. Pichard ; le plomb et ses dérivés ; 2005, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques , INERIS.
- [172] –M. Falcy; A. Hesbert; D. Jargot; J.C. Protois; M. Reynier; O. Schneider; P. Serr; (Plomb et composés minéraux ; 1998, Fiche de données toxicologiques N° 59, INRS.
- [173]- R.P. Belliles ; The metals. In Clayton G.D.,Clayton F.E. Patty's Industrial hygiene and toxicology; 1994; 4th edition, vol.2. Part C. New York. John Wiley& sons.,pp. 2065- 2087.
- [174]- M. Rhainds ; P. Levalloi ; É. Dewailly ; Évaluation de l'exposition prénatale aux métaux lourds et aux organochlorés dans différentes régions du Québec méridional ; 1995 , *Rapport de recherche*. ISBN 2- 921636- 65- 4.
- [175]- EPEA (*Environmental Protection Agency – Agence américaine pour la protection de l'environnement*) ; Fiche manganèse ; 2000 , Anexe 05 Monographies des polluants, pp 219-232.
- [176]- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement) ; Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Préparé par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité de l'eau ; 1987.
- [177]- D. Boust ; J. C. fisher ; B. Ouddane ; F. petit ; M. Wartel ; Fer et manganèse réactivité et recyclage ; 1999.
- [178]- R. Rossman ; E. Callendar; Manganese nodules in Lake Michigan; 1968, *Science*, pp 1123- 1162.
- [179]- I. Leeuw; J.W. Littke; R. Michaelis; W. Rullkotter; The molecularly- uncharacterized component of non living gorganic matter in natural environments; 2000, *Org. Geochem*, vol 31, pp 945-958.

- [180]- **Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)**; Toxicological Profiles for manganese; 2000; U.S department of Health and Human Services. Public Health Services <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.
- [181]- **E. Bingham; B. Cohrssen; C. H. Powell**; *Patty's toxicology*. A Wiley- Interscience publication; 2001, 5th edition . New York John Wiley & Sons). [RM- 214008].
- [182]- **D. B. Calne**; Manganism and idiopatic parkinsonism similarities and differences; 1994, *Neurolog*, Vol 44, pp 1583- 1586.
- [183]- **S. Casas** ; Modélisation de la bioaccumulation des métaux traces (Hg. Cd. Pb. Cu et Zn) chez la moule. *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*, en milieu méditerranéen. Thèse doctorat Océanologie biologique, Environnement marin , Université du sud Tolon Var ; 2005.
- [184]- **EPEA (Environmental Protection Agency – Agence américaine pour la protection de l'environnement)** ; fiche zinc ,1994 , in ; Anexe 05 Monographies des polluants.
- [185]- **J. wiley ; Sons I. Othemer**; Encyclopédia of chemical Technology; 1998, 4^{ème} edition vol 25. Neu york ,pp 789 - 853.
- [186]- **Hazardous Substances Data Bank HSDB**; zinc; 2001, National Library of Medicine. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.
- [187]- **A. Pichard** ; Le Zinc et ces dérivés ; 2005 , Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques , INERS.
- [188]- **R.A.G. Jansen; H.P. Van Leeuwen; R.E.F.M.J. Cleven ; M.A.G.T. Van den Hoop** ; Speciation and availability of zinc (II) in river waters; 1998, *Environ Sci Technol*, vol 32, pp 3882- 3388.
- [189]- **Agency for Toxic Substances and Didease Registry. Atlanta (ATSDR)**; Toxicological profiles Zinc; 1994, US Department of Health and Human Services. Public Health Service. Georgia USA
- [190] **National Academy of Science/National Research Council (NAS/NRC)**; Recommanded dietary allowances. Washington; 1989.
- [191]- **M. Jakubovski**; Zinc and cadmium toxicology; 2001, 5^{ème} edition New York vol 2, pp 253- 325.
- [192]- **Réseau eau de France Nature Environnement (RNE)** ; Barrages et modification morphologique des cours d'eau ; 2006, pp 1- 23.
- [193]- **C. Cosandey ; S. Bigot ; M. Dacharry ; E. Gille; R. Langanier. P.G; Salvador**; Les eaux courantes ; 2003, édition BELIN.
- [194]- **C. Causandy ; M. Robainson** ; Hydrologie continentale ; 2000, édition ARMAND COLIN.
- [195]- **A . Kalli ; DGANB** ; Séminaire international sur l'envasement des barrages en Algérie; 2002 ,Ministère des ressources en eau .Agence nationale des barrages.

- [196]- **J.L. Dords** ; Mobilisation et régulation des ressources en eau et les barrages réservoirs du milieu XIII siècle au début du XX siècle. Thèse à l'université de Paris Sorbonne ; 2000.
- [197]- **C. Catheline** ; Vidange des barrages EDF quels impacts sur l'environnement. Mém. D.E.S.S, université de Picardie. Amiens ; 1998.
- [198]- **B. Ménora** ; Barrage de Petit Saut sur le Sinnamary en Guyane Française (1982) ; 2002
- [199]- **S. Thierry ; R. Bereau** ; Le barrage des Trois Gorges entre pouvoir d'État, gigantisme, technique et incidences régionales dans l'Yves LACOSTE ; 2001, dir.. « Géopolitique de l'eau ». Paris, *Hérodote*, n° 102, pp. 19- 56.
- [200] **A.A. Assani ; E. Gravel ; T. Buffin Belanger ; A. G. Roy** ; Impacts des barrages sur les débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec ; 2005, *Revue de science de l'eau*, vol 8, pp 103- 127.
- [201]- **T.D. Prowse ; J.M. Buttle ; P.J. Dillon ; M. C. English ; P. Marsh ; J.P. Smol ; F.J. Wrona** ; Effets des barrages et dérivations de cours d'eau et du changement climatique ; 2001, Institut de nationale recherche sur les eaux environnement Canada. In Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada. Rapport n° 1. Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE, pp 83- 86.
- [202]- **S. Morel** ; Les conséquences environnementales, économiques et sociales des programmes des grands barrages en Inde à l'échelle nationale et internationale ; 2007, ENGREF Centre de Montpellier.
- [203]- **Rapport de la commission mondiale des barrages** ; les clés d'un développement soutenable, équitable et durable de la lettre de l'eau N°17- 18(mars),2002.
- [204] **Agence nationale des barrages (Beni Haroun)** ; 2007.
- [205]- **A. Mebarki** ; Le bassin du Kébir- Rhumel (Algérie). Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau ; thèse doctorat de 3^{ème} cycle. Université de Nancy II ; 1982, édition MEBARKI A.. 1984. Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin du Kébir- Rhumel. Office des Publications Universitaires.
- [206]- **T.H. Debieche** ; 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 ; 2002.
- [207] **Station météorologique du barrage de Beni Haroun** ; 2008.
- [208] **Gaude** ; 1976 in : **T. H Debieche** ; 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. 235p.
- [209]- **Agence de l'eau de Loire Bretagne** ; Le prélèvement d'échantillon en rivière Techniques d'échantillonnage en vue d'analyse physico-chimiques ; 2003, Guide technique.
- [210]- **J. Rodier** ; Analyse de l'eau naturelle et des eaux résiduaires et eaux de mers ; 2005, 8^{ème} édition DUNOD. Paris.

- [211]- S. J. De Mora; R. M. Harrison; The use of physical separation techniques in trace metal speciation studies; 1983, *Water Res*, vol 17, pp 723- 733.
- [212]- Réseau National d'Observation de la qualité du Milieu Marin (RNO) ; Surveillance du Milieu Marin ; 2005, Institut Français de recherche pour l'exploitation de la mer, pp 1- 36.
- [213]- Clement Mathieu & Françoise Piethains, (1998), Analyse chimique des sols : Méthodes choisies Edition Tec et Doc Lavoisier 387p.
- [214]- Association Française de Normalisation (AFNOR) ; Qualité du sol. Description du sol NF- 31- 003 ; 1998.
- [215]- B. Streit; Effects of high copper concentrations on soil invertebrates (earthworms and oribatid mites) experimental results and a model; 1984, *Oecologia*, vol 64, pp 381-388 in T. Lukkari. M. Taavitsainen; A. Vaisanen; J. Haimia; Effects of heavy metals on earthworms along contamination gradients in organic rich soils; 2003, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol 59, pp 340-348.
- [216] H. J. M. Bowen; Environmental Chemistry of the Elements; 1979, Academic Press. London.
- [217] Netherlands. Circular on Target Values and Intervention Values for Soil Remediation. [http//www2.minvrom.nl](http://www2.minvrom.nl). Accessee; 2004.
- [218]US EPA; 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.
- [219] - NL. Nemoraw ; Stream lake Estuary and ocean pollution Van Nostrand Reinhold company inc newyork; 1985
- [220]- M. Belanger ; N. Eljabi ; D. Caisse ; F. Ashcar ; J.M. Ribí ; Estimation de la température de l'eau en rivière en utilisant les réseaux des nouerones et la régression linéaire multiple ; 2005 , *Revue de science de l'eau* ,vol 18 , pp 403- 421.
- [221]- D. Gaujou Pollution des milieux aquatiques aide mémoire ; 1995 , 2^{ème} édition TEC et DOC.
- [222]- M.K. Bloundi ; Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental) Impacts des facteurs anthropiques. These de Doctorat. Université Mohamed V- Agdal Faculté des Sciences de Rabat ; 2005.
- [223] J. Rodier ; Analyse de l'eau naturelle et des eaux résiduaires et eaux de mers ; 1996 , 8^{ème} édition DUNOD. Paris.
- [224]- F. Rejesk ; Analyse des eaux Aspects règlementaires et techniques ; 200, édition CRDP d'aquitaine. Se Scren paris.
- [225]- J. L. Potelon ; Le guide des analyses de l'eau potable ; 1998, édition SE PI.
- [226]- Y. Samuel ; Elaboration des stratégies de réduction des risques de maladies diarrhéiques pour les populations humaines dus aux petits barrages en Afrique de l'Ouest Cas du barrage de Yitenga ; 2005. Rapport Final de recherche.

- [227]- **S. Brallier; R.B. Harrison ; C.L. Henry ; X. Dongsen**; Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously; 1996, *Water, Air and soil Pollution*, vol 86, pp195- 206.
- [228] -**I. Thornton** ; Risk assessment related to metals the role of the geochemist. Report of the International Workshop on Risk Assessment of Metals and their Inorganic Compounds. Angers. France; r 1996, International Council on Metals and the Environment.
- [229] - **J. I. Eliard** ; Manuel de l'agriculture générale.Base de la production végétale ; 1979 , édition J.B Ballière paris.
- [230]- **B. Durin** ; Transfer te transport colloïdal des polluants métalliques. Thèse de doctorat université de Nante ; 2006.
- [231] - **S.M. Manskaya; T.V. Drozdova** ; Geochemistry of organic substances; 1968, edition Shapiro & Breger ; Pergamon Press.
- [232]- **P.C. Singer** ; Influence of dissolved organics on the distribution, transport, and fate of heavy metals in aquatic systems; 1977, *In Förstner U. & Wittmann G.T.W. Pollution in aquatic environments.*
- . †
- [233]- **P. Dutil ; J.Muller** ; Travaux de la station de science du sol de chalons sur marne - l'épandage des eaux résiduaires des industries agricoles en champagne. Crayluse ; 1979 , INRA.
- [234]- **United States Environmental Protection Agency (USEPA)**; Water disposal practices and their effects on ground water. Office of water supply. Office of solid waste management programs; 1977.
- [235] -**S; Bounit ; M. El. Merayl ; A. Chehbouni ; H. Ait Hsine** ; Comportement des éléments traces métalliques (Cu, Cd,Pb et Zn) dans trois types des boues résiduaires de la ville de Marrakeche- Maroc, Etude analytique et traitement Phys ; 2004 , *Chem. News*, vol 17, pp 113-125.
- [236]- - **H. Ben Bouih; M. Z. Benabdellah; A. Srhiri**; Contribution à l'étude de l'adsorption du phosphore sur les sédiments de l'estuaire de Sebou au Maroc ; 1999 , *Revue africa Geoscience* ,vol 5 ;, pp 283- 289.
- [237]- **K. P. Raven; R.H. Leoppert**; Trace element composition of fertilizers and soil Amendments ; 1997, *Enviro. Qua*, vol 26, pp 551- 557.
- [238]F.- **Z. Afri- Mehnaoui ; B. Enriquez; S; Mehnaoui** ; Trace metals in sediment and biological quality of water based on benthic invertebrates at Rhumel Wadi(Algéria) in urban Area; ;2005, *Revue de l'écotoxicologie et hydrobiology*, pp 232- 249.
- [239]- **M.A. Callahan; M.W. Slimak; N.W. Gabel; I.P. May; C.F. Fowler**; Water- related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Volume 1 Introduction and Technical Background. Metals and Inorganics. Pesticides and PCBs». EPA- 440/4- 79- 029a; 1979,, United States Environmental Protection Agency. Office of Water Planning and Standards. Washington. DC.
- [240]- **N. Thieffry** ; Etude de la contamination par les métaux lourds des chaînes alimentaires de l'Aa (Aa rivière et canaux Nord Pas de Calais). Recherche de metalloprotéines complexant le zinc chez l'Hirudinée *Erpobdella octoculata*. DEA de Toxicologie de l'Environnement. Université de Metz. France ; 1992.

[241]- D. Boust ; J. M. Jouanneau ; C. Latouche ; Méthodologie d'interprétation des teneurs totales en métaux traces contenues dans les sédiments estuariens et littoraux ;1981, *Bull.Inst.Bassin d'Aquitaine*, vol 30, pp 71- 86.

[242]- M. Dassenakis ; A. Degaita ;M. Scoullou ; Traces metals in sediments of Mediterranean estuary affected by human activity (Achelous river estuary Greece); 1995, *sci. total Environ*, vol 168, pp 19- 31 .

[243] P. Perrono ; Les micropolluants métalliques dans les boues de stations d'épuration et épandage agricole. Mém. DU.E.S.S . DGP, Univ. Picardi. Amiens ; 1999.

[244] -P. Ciffroy. J. M ; Garnier ; M. K ; Pham ; Kinetics of the adsorption and desorption of radionuclides of Co. Mn. Cs. Fe. Ag and Cd in freshwater systems experimental and modelling approaches; 2001, *J Environ Radioactiv: vol 55*, pp 71- 91.

[245]- C. Adam; K. Beaugelin- Seiller; Manganèse et environnement fiche radionucléide et environnement ;2005, pp 1- 20.

[246]- H.Verresh; S. Triptly; D. Ghaudhuri; Br. Hart ; M.A; Powelle; Sorption and distribution of adsorbed metals in three soils of India; 2003, *Applied geochemistry*, vol 18, pp 1723- 1731.

[247]- H. Ettajani; J. C. Amiard ; Biodisponibilité de quelques métaux fixés sur les matières en suspension (MES) en milieu estuarien ; 1995 ; *Hydroécologie Appliquée* ; vol 7 ; pp 75- 89.

[248]- Dratigue et Labet. 1967 cité par Loué ; Les oligoéléments en agriculture ; 1993, édition agric. Nathan. Paris.

[249]- A. R. Rousseaux ; A. Navaro ; P. Vermande ; Distribution des sept principaux métaux lourds dans les constituants des ordures ménagères. Etudes et mémoires ; 1991, *Tribune de l'eau*, pp 17- 25.

[250]- A.R. Mermut; J.C. Jain; L. Song; R. Kerrich; L. Kozak; S. Jana; Trace element concentrations of select soils and fertilizers in Saskatchewan ; 1996, *Canada. Environ.Qual*, Vol 25, pp 845- 853.

Annexes

Annexel :

CARACTERISTIQUES PRINCIPALES DE L'OUVRAGE

Hydrologie :

- Superficie du bassin versant : 6 595 Km²
- Longueur du thalweg principal : 190 Km
- Altitude : 150 à 1400 m
- Pluviométrie moyenne annuelle sur la retenue : 744 m
- Evaporation brute : 1094 mm
- Apport moyen annuel : 435 millions m³
- Apport solide annuel : 6 millions m³/an
- Crue moyenne annuelle : Q = 1.350 m³/S
- Crue 5 ans : Q = 2.000 m³/S
- Crue 10 ans : Q = 2.800 m³/S
- Crue 20 ans : Q = 3.700 m³/S
- Crue des travaux (T= 50 ans) : Q = 5.100 m³/s
- Crue de projet (CMP) : Q = 16.640 m³/S ; V = 1.930 Hm³

Retenue :

- Niveau normal (RN) : 200.00
- Niveau des plus hautes eaux (PHE) : 214.80
- Niveau minimum d'exploitation : 172.00
- Volume de la tranche morte (110-172) : 263.5 Hm³
- Volume utile : 735.5 Hm³
- Volume total : 997.9 Hm³
- Surface retenue (Côte 172) : 13.920 Hm³
- Surface retenue (Côte 200) : 37.683 Hm³

Barrage :

- Type : Barrage poids en béton compacté au rouleau (BCR)
- Hauteur maximale :
 - au dessus du terrain naturel : 107 m
 - au dessus des fondations : 118 m
- Longueur en crête : 710 m
- Largeur en crête : 8 m
- Largeur maximale au niveau des fondations : 93 m
- Fruit du parement amont : Vertical
- Fruit du parement aval : 0.8H/1V
- Côte de la crête : 216.30

Evacuateur de crue :

- Type : Déversoir de surface à seuil libre – coursier et saut de ski
- Localisation : Partie centrale du barrage
- Côte de la crête : 200 m
- Côte du bec aval du saut de ski : Variable de 124.00 à 126.00
- Longueur totale de l'évacuateur en crête : 124 m
- Longueur utile de l'évacuateur en crête : 114 m répartis en 6 passes de 19 m
- Longueur de la cuillère : 130 m
- Débit maximale : 13 230 m³/S pour PHE à 214.74

Vidange de demi-fond :

- Type : 2 pertuis blindés dans corps du barrage avec saut de ski
- Localisation : rive droite
- Calage de l'entrée : 140.00
- Section de pertuis : 2 de 3.00 m x 4.10 m
- Vannes : 2 Vannes wagon à l'amont,
2 Vannes segment à l'aval
- Débit maximal : 670 m³/S sous RN 200
- > 700 m³/s sous RN > 200
- Débit 1 pertuis = 336.35 m³/S
- Débit 2 pertuis = 672.70 m³/S

Injection et drainage de la fondation :

- Voile d'injection : Vertical multifilaire axé sur galerie de pied amont, Profondeur de 40 à 120 m
- Rideau de drainage amont : 1 Rideau foré à partir de la galerie de pied.

OBJECTIF DE L'AMENAGEMENT :

L'objectif de l'aménagement du Barrage de Béni-Haroun est:

- 1) L'alimentation en eau potable de cinq wilayates : Mila, Constantine, Batna, Khenchela et Oum el Bouaghi à raison de 204 millions de mètre cubes.
- 2) L'irrigation d'environ 30.000 hectares dans les plaines de Teleghma, Chemoura et Tafouna à raison de 228 millions de mètres cubes.
- 3) Le laminage des crues de l'Oued Kebir pour la protection des infrastructures à l'aval.

Annexe 02.

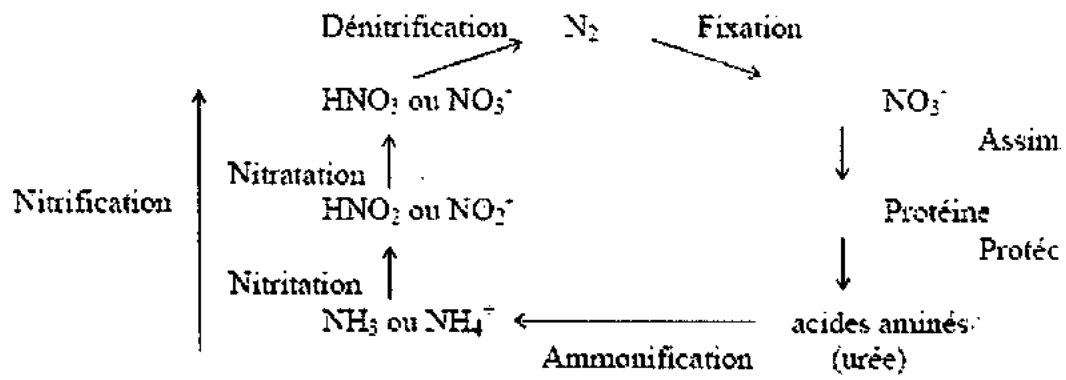


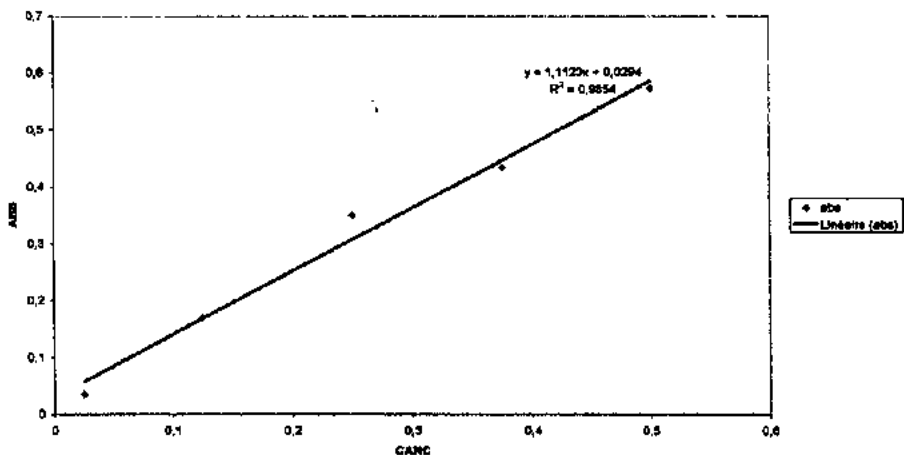
Figure 01 : cycle de l'azote.

Annexe 03 :

COURBES D'ETALONNAGES :

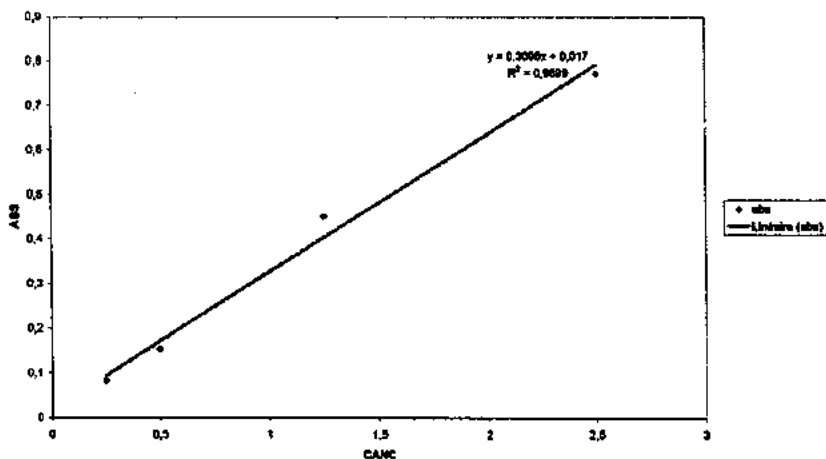
1) courbe d'étalonnage des phosphates dans l'eau.

courbe d'étalonnage phosphate



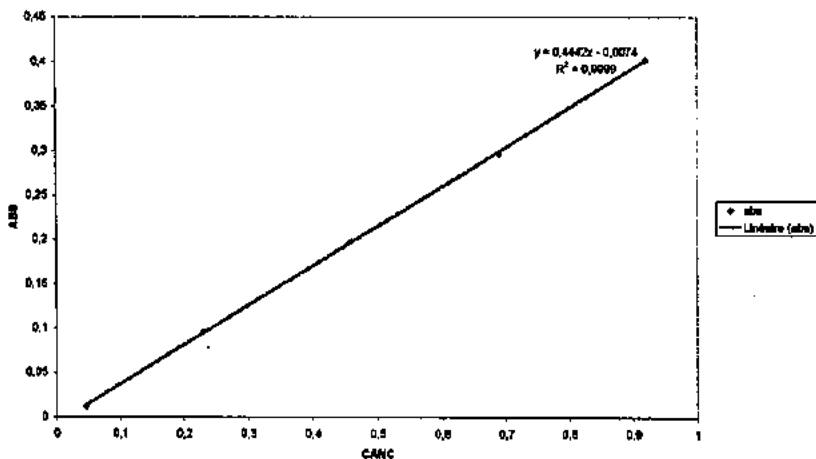
2) Courbe d'étalonnage de nitrates

courbe d'étalonnage nitrates

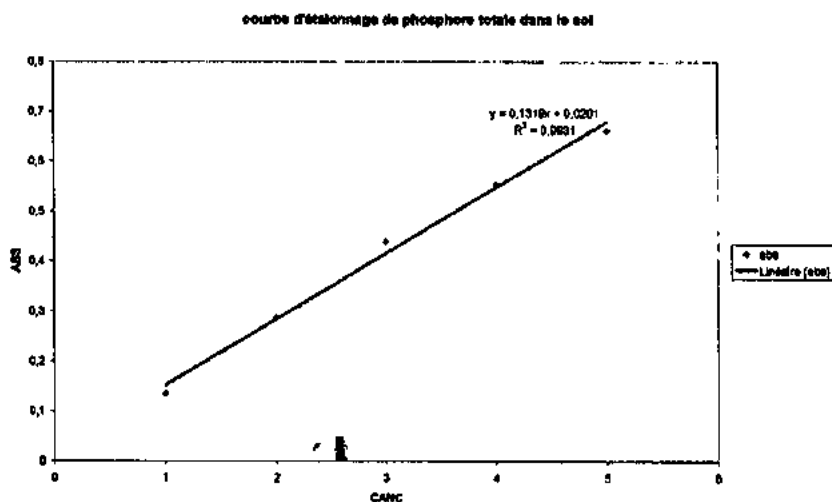


3) Courbe d'étalonnage des nitrites

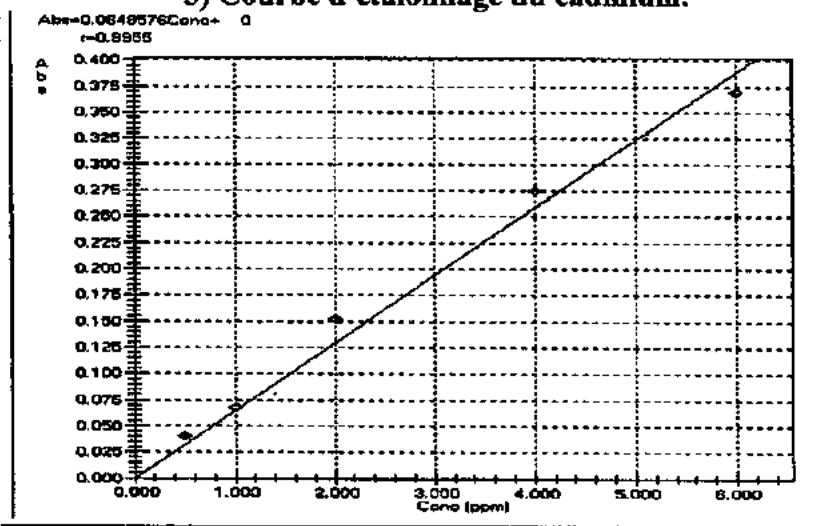
courbe d'étalonnage de nitrites



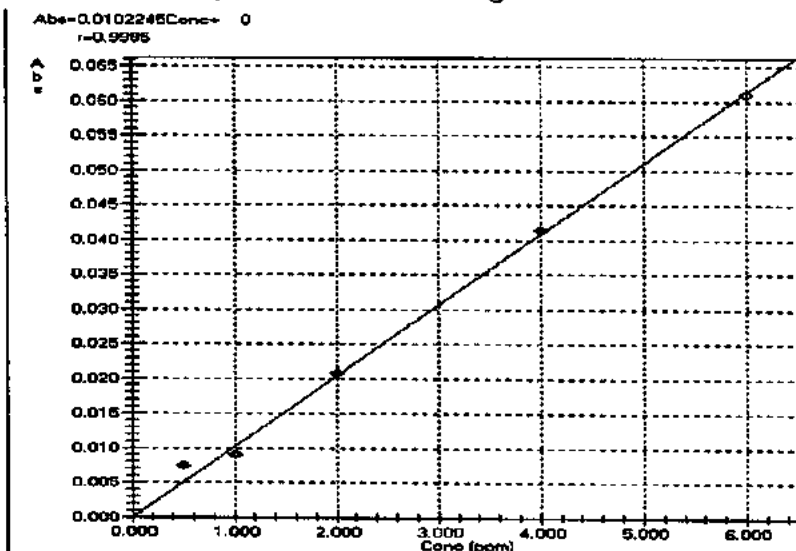
4) Courbe d'étalonnage de phosphore total dans le sol.



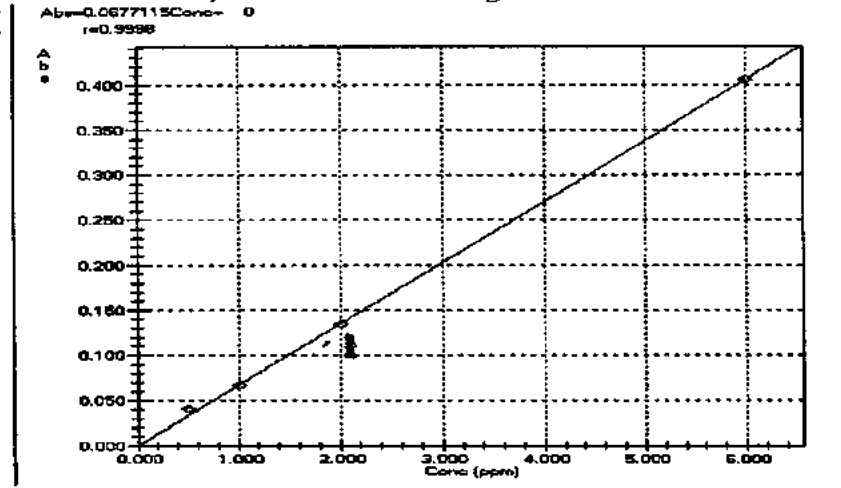
5) Courbe d'étalonnage du cadmium.



6) Courbe d'étalonnage du chrome.



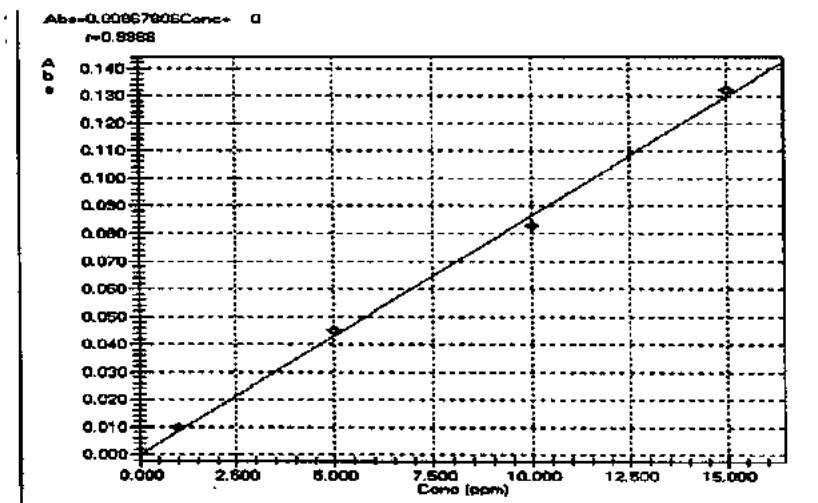
7) Courbe d'étalonnage de cuivre.



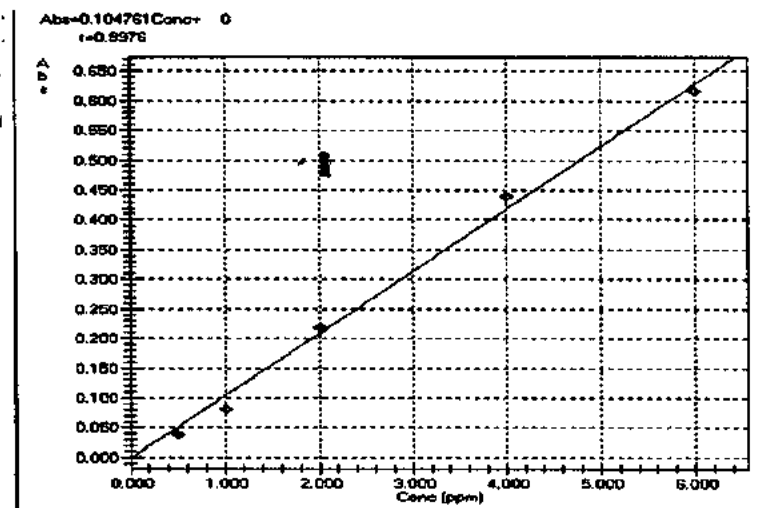
8) Courbe d'étalonnage du manganèse.



9) Courbe d'étalonnage du plomb .



10) Courbe d'étalonnage de zinc.



Annexe 04 : 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 | | | | |

Table11: 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 | | | | |

Table12: 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 | | | | |

Table13: 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 | | | | |

Table14: 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 manganèse 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 | 0,00913126 | 3 | 0,00304375 | 0,94856338 | 0,44799547 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 0,03850564 | 12 | 0,0032088 | | | |
| Total | 0,0476369 | 15 | | | | |

Table 26 : variabilité temporelle des teneurs en manganèse 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 | 0,00965466 | 3 | 0,00321822 | 1,016755 | 0,41936644 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 0,03798224 | 12 | 0,00316519 | | | |
| Total | 0,0476369 | 15 | | | | |

Table 27 : 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 28 : 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 29 : 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 | | | | |

Table30 : 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 31 : 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 32: 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 | | | | |

Table33 : 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 | | | | |

Table34 : 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 | | | | |

Table35 : 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 | | | | |

Table 36 : 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 37 : 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 38 : 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 39 : 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 40 : 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 41 : variabilité spatiale des teneurs en cadmium biodisponible 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 42 : variabilité temporelle des teneurs en cadmium biodisponible 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 43 : variabilité spatiale des teneurs en cadmium total 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 | 17,9764813 | 3 | 5,99216042 | 0,6205979 | 0,61502067 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 115,865563 | 12 | 9,65546354 | | | |
| Total | 133,842044 | 15 | | | | |

Table 44: variabilité temporelle des teneurs en cadmium total 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 | 31,3300063 | 3 | 10,4433354 | 6,73613732 | 0,0064677 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 18,6041375 | 12 | 1,55034479 | | | |
| Total | 49,9341438 | 15 | | | | |

Table 45 : variabilité spatiale des teneurs en chrome biodisponible 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 46 : variabilité temporelle des teneurs en chrome biodisponible 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 47 : variabilité spatiale des teneurs en chrome total 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 | 82,352628 | 3 | 27,450876 | 0,20620466 | 0,89013498 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 1597,49305 | 12 | 133,124421 | | | |
| Total | 1679,84568 | 15 | | | | |

Table 48 : variabilité temporelle des teneurs en chrome total 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 | 280,621661 | 3 | 93,5405535 | 0,80222082 | 0,51629184 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 1399,22402 | 12 | 116,602002 | | | |
| Total | 1679,84568 | 15 | | | | |

Table 49 : variabilité spatiale des teneurs en cuivre biodisponible 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 | 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 50 : variabilité spatiale des teneurs en cuivre total 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 | 352,683674 | 3 | 117,561225 | 0,5979868 | 0,62842488 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 2359,14018 | 12 | 196,595015 | | | |
| Total | 2711,82385 | 15 | | | | |

Table 51 : variabilité temporelle des teneurs en cuivre biodisponible 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 | 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 52 : variabilité temporelle des teneurs en cuivre total 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 | 1759,1195 | 3 | 586,373168 | 7,38579397 | 0,00460714 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 952,704347 | 12 | 79,3920289 | | | |
| Total | 2711,82385 | 15 | | | | |

Table 53 : variabilité spatiale des teneurs en manganèse biodisponible 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 | 44910,0931 | 3 | 14970,031 | 5,07665822 | 0,01692972 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 35385,5557 | 12 | 2948,79631 | | | |
| Total | 80295,6488 | 15 | | | | |

Table 54 : variabilité temporelle des teneurs en manganèse biodisponible 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 | 3815,52284 | 3 | 1271,84095 | 0,19955631 | 0,89467951 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 76480,126 | 12 | 6373,34383 | | | |
| Total | 80295,6488 | 15 | | | | |

Table 55 : variabilité spatiale des teneurs en manganèse total 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 | 1419,86938 | 3 | 473,289793 | 0,8346983 | 0,96775988 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 68042,2777 | 12 | 5670,18981 | | | |
| Total | 69462,1471 | 15 | | | | |

Table 56 : variabilité temporelle des teneurs en manganèse total 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 | 20661,385 | 3 | 6887,12833 | 1,6935297 | 0,22120877 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 48800,7621 | 12 | 4066,73017 | | | |
| Total | 69462,1471 | 15 | | | | |

Table 57 : variabilité spatiale des teneurs en plomb biodisponible 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 | 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 58 : variabilité temporelle des teneurs en plomb biodisponible 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 | 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 59 : variabilité spatiale des teneurs en plomb total 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 | 101,946692 | 3 | 33,9822307 | 0,32189864 | 0,80948598 | 5,95254468 |
| A l'intérieur des groupes | 1266,81729 | 12 | 105,568108 | | | |
| Total | 1368,76399 | 15 | | | | |

Table 60 : variabilité temporelle des teneurs en plomb total 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 | 815,229892 | 3 | 271,743297 | 5,89109073 | 0,01036153 | 5,95254468 |
| A l'intérieur des groupes | 553,534094 | 12 | 46,1278411 | | | |
| Total | 1368,76399 | 15 | | | | |

Table 61 : variabilité spatiale des teneurs en zinc biodisponible 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 | 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 62 : variabilité temporelle des teneurs en zinc biodisponible 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 | 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 63 : variabilité spatiale des teneurs en zinc total 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 | 91065,6526 | 3 | 30355,2175 | 3,87430669 | 0,03780698 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 94020,0764 | 12 | 7835,00636 | | | |
| Total | 185085,729 | 15 | | | | |

Table 64: variabilité temporelle des teneurs en zinc total 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 | 7078,12588 | 3 | 2359,37529 | 0,15905221 | 0,9218039 | 3,49029482 |
| A l'intérieur des groupes | 178007,603 | 12 | 14833,9669 | | | |
| Total | 185085,729 | 15 | | | | |

Table 65 : matrice de corrélation eau.

| | <i>t</i> | <i>pH</i> | <i>CE</i> | <i>OD</i> | <i>DBO5</i> | <i>DCO</i> | <i>Phosphore</i> | <i>Nitrates</i> | <i>Nitrites</i> | <i>Cd</i> | <i>Cr</i> | <i>Cu</i> | <i>Mn</i> | <i>Pb</i> | <i>Zn</i> |
|------------------|----------|-----------|-----------|-----------|-------------|------------|------------------|-----------------|-----------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <i>t</i> | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>pH</i> | 0,89 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>CE</i> | 0,39 | 0,58 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>OD</i> | -0,97 | -0,90 | -0,48 | 1 | | | | | | | | | | | |
| <i>DBO5</i> | 0,81 | 0,72 | 0,34 | -0,83 | 1 | | | | | | | | | | |
| <i>DCO</i> | 0,80 | 0,70 | 0,26 | -0,84 | 0,95 | 1 | | | | | | | | | |
| <i>Phosphore</i> | 0,39 | 0,33 | 0,48 | -0,43 | 0,67 | 0,59 | 1 | | | | | | | | |
| <i>Nitrates</i> | 0,34 | 0,46 | 0,67 | -0,46 | 0,53 | 0,54 | 0,68 | 1 | | | | | | | |
| <i>Nitrites</i> | 0,06 | -0,05 | -0,54 | -0,02 | -0,09 | -0,03 | -0,24 | -0,26 | 1 | | | | | | |
| <i>Cd</i> | 0,12 | 0,21 | 0,06 | -0,15 | -0,07 | -0,05 | -0,28 | 0,099 | 0,60 | 1 | | | | | |
| <i>Cr</i> | -0,48 | -0,53 | -0,16 | 0,49 | -0,18 | -0,21 | 0,197 | 0,139 | -0,31 | -0,27 | 1 | | | | |
| <i>cu</i> | -0,56 | -0,48 | -0,05 | 0,57 | -0,16 | -0,33 | 0,14 | -0,014 | -0,35 | -0,31 | 0,55 | 1 | | | |
| <i>Mn</i> | -0,19 | -0,28 | -0,39 | 0,24 | 0,14 | 0,082 | 0,20 | -0,057 | -0,06 | -0,36 | 0,51 | 0,50 | 1 | | |
| <i>Pb</i> | -0,36 | -0,20 | -0,40 | 0,317 | -0,35 | -0,20 | -0,31 | -0,13 | 0,33 | 0,11 | -0,17 | -0,20 | -0,05 | 1 | |
| <i>Zn</i> | 0,063 | -0,15 | 0,09 | -0,05 | 0,12 | 0,05 | 0,17 | -0,12 | -0,27 | -0,33 | 0,13 | 0,22 | 0,42 | -0,66 | 1 |

Table 66 : Matrice de corrélation des sédiments

| | pH | CE | MO | CaCO ₃ | CEC | P | Cd B | Cd T | Cr B | Cr T | Cu B | Cu T | Mn B | Mn T | Pb B | Pb T | Zn B | Znt |
|-------------------|--------|--------|--------|-------------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-----|
| pH | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| CE | -0,36 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| MO | 0,22 | -0,23 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| CaCO ₃ | 0,081 | -0,12 | -0,19 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| CEC | 0,045 | -0,31 | 0,082 | -0,14 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| p | 0,17 | -0,71 | 0,44 | 0,170 | 0,46 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Cd B | 0,21 | -0,023 | -0,19 | 0,47 | -0,31 | -0,154 | 1 | | | | | | | | | | | |
| Cd T | 0,10 | -0,038 | -0,103 | 0,50 | -0,31 | -0,06 | 0,851 | 1 | | | | | | | | | | |
| Cr B | -0,60 | 0,315 | -0,02 | 0,11 | -0,24 | 0,065 | 0,04 | 0,20 | 1 | | | | | | | | | |
| Cr T | -0,048 | 0,0209 | 0,38 | -0,44 | 0,14 | 0,188 | -0,35 | -0,43 | 0,17 | 1 | | | | | | | | |
| Cu b | -0,12 | 0,83 | -0,22 | -0,13 | -0,40 | -0,56 | 0,004 | -0,03 | 0,478 | 0,12 | 1 | | | | | | | |
| Cu T | -0,52 | 0,71 | 0,01 | -0,23 | -0,10 | -0,55 | -0,16 | -0,10 | 0,21 | 0,09 | 0,37 | 1 | | | | | | |
| Mn B | -0,086 | 0,263 | -0,43 | -0,34 | 0,46 | -0,17 | -0,15 | -0,21 | 0,17 | 0,23 | 0,38 | 0,18 | 1 | | | | | |
| MnT | -0,13 | 0,39 | 0,24 | -0,62 | 0,0005 | -0,14 | -0,58 | -0,53 | 0,27 | 0,56 | 0,53 | 0,45 | 0,33 | 1 | | | | |
| Pb B | -0,22 | 0,071 | 0,04 | 0,49 | -0,09 | 0,096 | 0,430 | 0,63 | 0,52 | -0,19 | 0,001 | 0,34 | -0,06 | -0,16 | 1 | | | |
| PBT | 0,25 | -0,17 | 0,09 | 0,44 | -0,18 | 0,12 | 0,72 | 0,86 | 0,25 | -0,10 | -0,04 | -0,11 | -0,12 | -0,27 | 0,72 | 1 | | |
| Zn b | -0,22 | 0,34 | -0,346 | -0,14 | 0,18 | -0,13 | -0,16 | -0,08 | 0,13 | 0,31 | 0,21 | 0,15 | 0,45 | 0,13 | -0,10 | -0,09 | 1 | |
| Zn T | -0,51 | 0,285 | -0,225 | -0,037 | 0,23 | 0,17 | -0,20 | -0,17 | 0,51 | 0,46 | 0,26 | 0,15 | 0,38 | 0,34 | 0,03 | -0,11 | 0,65 | 1 |

RESUME

Dans ce travail nous avons mené une étude physicochimique qui permet d'évaluer l'impact du barrage de Beni Haroun sur l'environnement. Nous avons choisi d'étudier les polluants sur deux compartiments: les eaux et les sédiments. Quatre campagnes de prélèvement ont été effectuées durant la période (février-décembre 2007) au niveau de quatre stations. Les échantillons des eaux prélevées ont fait l'objet d'une mesure *in situ* des variables physicochimiques (température, pH, conductivité électrique, et l'oxygène dissous) et d'analyse au laboratoire des (DBO5, DCO, PO₄⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, Pb, Cd, Cr, Cu, Mn, Zn).

Les échantillons des sédiments ont fait l'objet d'une caractérisation physicochimique au niveau de laboratoire (pH, CE, MO, CaCO₃, CEC). et de dosage des métaux lourds totaux et biodisponibles.

Les résultats obtenus montrent que les eaux et les sédiments du barrage sont assez dégradés.

Dans l'eau les valeurs de CE, DBO5, DCO, PO₄⁻, NO₂⁻, Pb, Cd, Cr, Mn, sont supérieures aux normes de potabilité. Dans les sédiments les concentrations des métaux biodisponibles sont variables selon la saison et la composition du sédiment, les teneurs des métaux totaux Pb, Cd, Zn sont supérieures à celles relevées pour les sédiments non pollués.

ABSTRACT

In this work we carried out a physico-chemical study to evaluate the impacts of dam of Beni Haroun on the environment. We chose to study the pollutants of two compartments: water and sediments; The samples of water and sediments were taken every three months during one year (February-December-2007). The samples of collected water were subject of *in situ measure* of physico-chemical variables (temperature, pH, electric conductivity, and dissolved oxygen) and were analyzed in the laboratory (DBO5, DCO, PO₄⁻ NO₃⁻ NO₂⁻ Pb, Cd, Cr, Cu, Mn, Zn).

The samples of the sediments were subject of a physico-chemical characterization in the laboratory (pH, EC, MO, CaCO₃, CEC), and the measurement of total and bio-available heavy metals. The results obtained show that waters and sediments of the dam are Quit degraded. In water the values of EC, DBO5, and DCO, PO₄⁻ NO₂⁻ Pb, Cd, Cr, and Mn, are higher than the standards of potability. In the sediments, the concentrations of bio-available metals are variables according to the season and the composition of the sediment, the total concentration of metals Pb, Cd, Zn were found exceeding limits values noted in sediment non-polluted.

ملخص

من أجل تقييم أثر سد بني هارون على المحيط قمنا بإجراء دراسة فيزيوكيميائية لماء و رواسب السد حيث قمنا بأربع خرجات خلال المدة (فيفري-نيسمبر 2007) لأخذ عينات من أربع أماكن مختلفة. فيما يخص عينات الماء قمنا بإجراء نوعين من القياسات في الميدان (درجة الحرارة, درجة الحموضة, الناقلية الكهربائية و الأكسجين الذائب في الماء) و أخرى في المخبر (الفوسفات, النترات, النتريت, المادة العضوية و المعادن الثقيلة). فيما يخص الرواسب فقد قمنا بتحديد الخواص الفيزيائية و الكيميائية و كذلك تحليل المعادن الثقيلة المتوفرة حيويًا و الكلية. النتائج المتحصل عليها أظهرت أن مياه و رواسب السد تعاني من تلوث نسبي.

بالنسبة للمياه فإن كمية العناصر التالية (CE, DBO5, DCO, PO₄⁻, NO₂⁻, Pb, Cd, Mn) قد تجاوزت مقاييس المنظمة العالمية للصحة للمياه الصالحة للشرب.

بالنسبة للرواسب كمية المعادن الثقيلة المتوفرة حيويًا تتغير حسب الفصل و خصائص الرواسب و فيما يخص كمية المعادن الكلية الرصاص و الكاديوم و الزنك فقد تجاوزت الكميات المسجلة بالنسبة للرواسب غير الملوثة.